



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Utslippsreduksjoner i norsk jordbruk Kunnskapsstatus og tiltaksmuligheter

NIBIO RAPPORT | VOL.4 | NR. 149 | 2018



Arne Bardalen, Synnøve Rivedal, Anders Aune, Adam O' Toole, Finn Walland, Hanna Silvennoinen, Ilevina Sturite, Fredrik Bøe, Daniel Rasse, Ivar Pettersen, Lillian Øygarden.

Divisjon for miljø og naturressurser/Jordressurser og arealbruk. Divisjon for matproduksjon og samfunn/Fôr og husdyr. Divisjon for kart og statistikk/Landbruksøkonomisk analyse

TITTEL/TITLE

Utslippsreduksjoner i norsk jordbruk. Kunnskapsstatus og tiltaksmuligheter

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Arne Bardalen, Synnøve Rivedal, Anders Aune, Adam O' Toole, Finn Walland, Hanna Silvennoinen, Ievina Sturite, Fredrik Bøe, Daniel Rasse, Ivar Pettersen, Lillian Øygarden

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
02.12.2019	4/149/2018	Åpen	11356	18/01444
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02448-4 (2. versjon)	2464-1162	84		

OPPDRAKSGIVER/EMPLOYER:

Norges Bondelag

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Sigrid Hjørnegård

STIKKORD/KEYWORDS:Klimagasser, klimatiltak, karbon i jord, jordbruk
Greenhousegas emission, agriculture, measures**FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:**Klima- jordbruk
Climate- agriculture**SAMMENDRAG/SUMMARY:**

Sammendrag: Denne rapporten gir en oppdatert oversikt over tiltakspotensiale for tiltak som jordbruket kan iverksette for å redusere klimagassutslipp. Det er tiltak innen dagens produksjonssystemer og struktur som er vektlagt. Det er sammenlignet med vurderinger gjort i rapporten «Landbruk og klimaendringer» fra 2016. Effekt av tiltak, gjennomføringsgrad og forutsetninger for gjennomføring til 2030 er prioritert. Se utvidet sammendrag

LAND/COUNTRY:

Norge

GODKJENT /APPROVED

JANNES STOLTE

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

LILLIAN ØYGARDEN

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Arbeidet med denne rapporten ble igangsatt som et oppdrag fra Norges Bondelag. Bakgrunnen for oppdraget var behov for et oppdatert kunnskapsgrunnlag blant annet som grunnlag for pågående prosesser knyttet til utslippsreduksjoner i ikke kvotepiktig sektor. Rapporten skulle gi en oppdatering basert på kunnskapsgrunnlag presentert i rapporten «Landbruk og klimaendringer» fra 2016.

Underveis ble det klart at det var behov for en mer omfattende utredning og det ble derfor søkt om utredningsmidler fra «Forskningsmidlene for jordbruk og matindustri». Prosjektet «Klimatiltakmuligheter- norsk jordbruksproduksjon» ble innvilget med tilsagnsnummer 159186 i Landbruksdirektoratet og dette har bidratt til delfinansiering av denne rapporten. Det ble publisert en første utgave av rapporten i 2018. Teksten i denne endelige versjonen er identisk med den som ble publisert i 2018, med unntak av opplysninger om finansiering og oppdragsgiver i dette avsnittet i forordet.

Rapporten er avgrenset til utslippene fra den norske jordbruksproduksjonen som bonden kan påvirke. Konsekvenser for utslipp som følge av tiltak som ligger utenfor jordbrukets direkte påvirkning og ansvar er ikke inkludert. Tiltak knyttet til husdyrernæring og fôring dekkes i hovedsak av rapport fra NMBU som utarbeides samtidig med denne rapporten.

Rapporten legger til grunn dagens produksjonsammensetning, volum og regionale fordeling av jordbruksproduksjon i Norge. Dette er rammen for rapportens beregninger og vurderinger av potensialet for tiltak. Vurderinger av forskjeller mellom ulike produksjonssystemer eller substitusjonseffekter ved endret sammensetning av produksjonen eller konsekvenser av endret regional fordeling, inngår ikke.

Direkte tiltak utenfor farm-gate blir ikke omtalt. Det gjelder for eksempel tiltak knyttet til produksjon og transport av innsatsfaktorer inn til gården og av produkter ut fra gården. Produksjon av fornybar energi som kan anvendes på eller utenfor gården er inkludert, også om substitusjonseffekten fanges opp i andre sektorer.

Flere vurderinger i rapporten inneholder betydelige usikkerheter og det understrekes for flere av de omtalte tiltakene at det er et stort behov for forbedret kunnskapsgrunnlag og utvikling av teknologiske løsninger som er bærekraftige også i økonomisk perspektiv.

Arne Bardalen har hatt hovedansvar for det overordnede perspektiv og avgrensninger (kapittel 2, 9 og 10) samt helheten i rapporten. Synnøve Rivedal har koordinert de agronomiske bidrag innen husdyrgjødsel og planteproduksjon (kapittel 3 og 5) og bidratt på tema om omgraving av myr (kapittel 7). Anders Aune har bidratt med vurderinger av husdyrgjødseltiltak. Ievina Sturite har gjort vurderinger knyttet til fangvekster og lystgassutslipp, samt bruk av belgvekster. Fredrik Bøe har bidratt med vurderinger av fangvekster og karbonbinding. Adam O'Toole har bidratt med vurderinger av biokull (kapittel 6), samt biokull i fôr (kapittel 4) og tiltak på husdyrgjødsellager (kapittel 3). Finn Walland og Ivar Pettersen har bidratt med vurderinger av biogass. Hanna Silvennoinen har bidratt med dyrkingspraksis på dyrket myr (kapittel 7). Simon Weldon har bidratt med vurderinger av restaurering av myr. Daniel Rasse har bidratt med karbonbinding og jordarbeiding (kapittel 6). Arne Grønlund har oppdatert kalkulator for beregning av klimagasser til bruk for beregningene av biogasspotensialet og andre tiltak. Samson Øpstad har kommentert på deler av rapporten. Også andre medarbeidere i NIBIO har bidratt i diskusjoner med vurdering av tiltak. Lillian Øygarden har koordinert bidragene til rapporten og hatt hovedansvar for kapittel 8 med oversiktstabellene.

Ås. 30.11.2019.

Lillian Øygarden

Innhold

Sammendrag.....	5
1 Innledning.....	9
2 Prinsipper og metoder.....	10
2.1 Prinsipper.....	10
2.2 Utslippetsutvikling, forpliktelse og prosess.....	11
2.3 Metode og faglig ramme.....	13
2.3.1 Tiltak som gir direkte effekt på utslippsregnskapet.....	14
2.3.2 Tiltak som har indirekte effekt på utslipp.....	14
2.3.3 Tiltakspakker metodikk.....	15
2.3.4 Registrering av tiltak som på sikt gir effekt på utslippsregnskapet.....	15
3 Husdyrgjødsel tiltak.....	16
3.1 Tak på åpne gjødsellager.....	16
3.2 Gunstigere spredetidspunkt.....	17
3.3 Miljøvennlig spredemetode.....	18
3.4 Bedre arealmessig utnyttelse av husdyrgjødsel.....	20
3.5 Biofiltrering av metan fra husdyrgjødsel.....	21
3.5.1 Tak på åpne gjødsellager og biofiltrasjon av CH ₄	21
3.6 Syretilsetning til husdyrgjødsel på lager.....	22
3.6.1 Sterke syrer.....	22
3.6.2 Melkesyrefermentering.....	22
3.7 Biogassproduksjon basert på husdyrgjødsel.....	23
3.7.1 Potensiale for biogass og referansebaner.....	24
3.7.2 Biogassanlegg og lokalisering.....	24
3.7.3 Evaluering av pilotordning for tilskudd for levering av husdyrgjødsel til biogassanlegg.....	25
3.7.4 Biogass-produksjon – foretaksøkonomien.....	25
4 Husdyr – endret fôring.....	27
4.1 Biokull i fôret.....	27
4.2 Andre fôringstiltak.....	28
5 Planteproduksjon – arealtiltak.....	29
5.1 Drenering.....	29
5.1.1 Størrelse på dårlig drenert areal.....	29
5.1.2 Emisjonsfaktor fra dårlig drenert areal.....	30
5.2 Jordpakking.....	32
5.3 Gjødslingsstrategier.....	33
5.4 Kalking.....	34
5.5 Presisjonsjordbruk.....	36
5.6 Bruk av belgvekster.....	36
5.7 Fangvekster.....	37
5.8 Avlingsøkning i korn og eng.....	37
6 Økt lagring av karbon i jord.....	39
6.1 Vekstvalg, vekstskifter.....	40

6.2	Forbedret utnyttelse av eng.....	40
6.3	Jordarbeidingsmetoder	40
6.4	Fangvekster.....	41
6.5	Biokull	42
6.5.1	Råstoff tilgjengelighet for biokull	43
6.5.2	Teknologikapasitet vs utnyttbar biomasse.....	44
6.5.3	Kostnader for biokull som et klimatiltak	45
7	Tiltak myrareal	47
7.1	Nydyrking myr	48
7.2	Omgraving som dyrkings- og dreneringsmetode.....	49
7.3	Myrjord – dyrking og driftspraksis i Nord Europa og i Norge	50
7.3.1	Restaurering av dyrket myr	50
7.3.2	Dyrkingspraksis- jordbruksareal	51
7.3.3	Pågående prosjekter om bruk av myrjord i Norge	52
8	Tiltakspotensiale og gjennomføring	53
8.1	Vurdering av tiltakspotensiale	53
8.2	Vurdering av gjennomføringsgrad og forutsetninger	54
8.3	Effekter hovedtyper av tiltak.....	55
9	Andre forhold	57
9.1	Nullutslippsteknologi.....	57
9.2	Nedbygging, jordvern	57
9.3	Areal ute av drift.....	57
9.4	Klimatilpasning	58
9.5	Tiltakspakker – prinsipper og alternativer	59
10	Tiltak i andre land.....	60
10.1	Sverige	60
10.2	Danmark	60
10.3	Finland	61
10.4	Island.....	62
10.5	Estland	62
	Referanser.....	79

Sammendrag

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag for Norges Bondelag. Rapporten gir en oppdatert oversikt over tiltakspotensiale for tiltak som jordbruket kan iverksette for å redusere klimagassutslipp. Det er sammenlignet med vurderinger gjort i rapporten «Landbruk og klimaendringer» fra 2016 (LMD, 2016). Det er dagens produksjonssystemer og struktur som er vektlagt. Det er ikke gjort beregninger av effekter av forbrukernes matvaner eller av matkasting. Vurderinger av muligheter for å redusere klimagassutslipp i selve husdyrproduksjonen har heller ikke vært inkludert i dette oppdraget. Det er tiltaksmuligheter innenfor planteproduksjonssystemer (mat og fôrproduksjon), arealbruk, agronomiske metoder, inkludert lagring og disponering av husdyrgjødsel som er prioritert. Noen mulige tiltak knyttet til foring og husdyrproduksjon er likevel omtalt. Jordbrukets muligheter for karbonbinding er inkludert.

Vurdering av enkelttiltak er gjort i delkapitler med faglige beskrivelser, vurdering av datagrunnlag, gjennomføringsgrad, forutsetninger for gjennomføring, effekter og usikkerheter. Det er lagt særlig vekt på tiltaksgjennomføring innen 2030.

Tiltakspotensiale: Regjeringen har fremmet krav til jordbruket om å redusere klimagassutslippene med 5 millioner tonn i perioden 2021- 2030 som fordelt på 10 år utgjør 500.000 CO₂ ekvivalenter per år. Totalt tiltakspotensiale er summert i tabeller (kapittel 8) til i underkant av 500.000 tonn CO₂ ekvivalenter per år for tiltakene: bedre tilpasset gjødsling, drenering, jordpakking, biokull som fôrtilsetning, tiltak for husdyrgjødsellager, biogass, kløver i eng, enkelte tiltak med karbonbinding med lavt anslag for fangvekster.

I tillegg er muligheter for økt karbonbinding med bruk av biokull beregnet til 500.000 tonn CO₂ ekvivalenter, og fangvekster til 40.000 tonn/år. For disse tiltak er det et stort teoretisk potensiale, men på grunn av stor usikkerhet, er beregninger gjort med lav gjennomføringsgrad, henholdsvis 10 og 20 % av potensialet.

Restaurering av myr og restriksjoner på nydyrking av myr, bruk av omgraving ved nydyrking av myr er tiltak med store usikkerheter, både om effekter og dokumentasjon av arealomfang. Det er ikke gjort nye utslippsberegninger. Tidligere beregninger har estimert potensialet til mellom 85.000 og 170.000 CO₂ ekvivalenter ved restriksjoner på nydyrking av 2000 daa myr og 4000 daa myr og 50 % reduksjon av dette dersom bare dyp myr inkluderes. Det er gitt eksempel på positive effekter ved å bruke omgraving som oppdyrkingsmetode, men det foreligger lite og kortvarig dokumentasjon av effekter. Det mangler også god dokumentasjon av omfang av areal som er egnet for oppdyrking ved omgraving. Det pågår forskning om dyrkingspraksis på oppdyrket myr som innen få år vil kunne dokumentere ulike effekter. Det er usikkerhet om hvor stort jordbruksareal i drift som er henholdsvis fulldyrket myr og sum av innmarksbeite og overflatedyrket myr, noe det bør skaffes bedre datagrunnlag på for sikrere utslippsberegninger.

Rapporten gir oversikt over nye tiltak som trenger mer dokumentasjon. For noen av disse er det anslått et teoretisk tiltakspotensiale, for eksempel for innblanding av biokull i foret, bruk av biofilter i gjødsellager for reduserte metanutslipp og tilsetning av syre i gjødsellager. Dette er tatt med for å vise at det er flere tiltaksmuligheter, men det er stor usikkerhet og behov for dokumentasjon.

De største klimagassutslippene er knyttet til husdyrproduksjonen, men slike tiltak er ikke inkludert i dette oppdraget. Dersom slike tiltak inkluderes, vil det vise muligheter for ytterligere tiltakspotensiale for jordbruket.

Kostnader er ikke behandlet i detalj i denne rapporten, og må følges opp i nye utredninger. For noen tiltak der kostnader er antatt høye og det kan ha stor betydning for gjennomføringsgraden så er dette omtalt. Det er utarbeidet et regneark for beregning av effekter av biokull der kostnadsberegning er inkludert.

Forutsetninger for økt tiltaksgjennomføring: For at tiltak skal gjennomføres og det skal bli en vesentlig økning i gjennomføringsgrad- må en del forutsetninger avklares:

- Noen tiltak krever investeringer og kan være kostbare. Økonomiske virkemidler kan øke gjennomføringsgrad eller bidra til raskere gjennomføring. Ett eksempel er omfang av areal som dreneres hvert år. For noen tiltak bør kostnadseffektivitet vurderes i forhold til andre typer tiltak. For eksempel kan tiltak innen gjødselspredningsmetoder ha høye kostnader i forhold til oppnådde reduksjoner dersom det innebærer investeringer både i gjødsellager og spredeutstyr. Det kan være flere muligheter for kombinasjoner av tiltak som best kan planlegges om man på gårdsnivå lager totalplan for tiltak.
- Noen tiltak kan være avhengig av teknologisk utvikling som kan påvirke gjennomføringsgrad, eksempel innenfor biogass og biokull. Dagens gjennomføring kan være lav, eksempelvis brukes 0,5 % av husdyrgjødselmengden til biogass nå mens tiltaksberegningene er basert på 20 % gjennomføring i 2030. Også for biokull som hittil er lite brukt, kan regionale produksjonsanlegg gi økt tilgang på biokull. Positive muligheter knyttet til et tiltak må følges av teknologiutvikling for gjennomføring av tiltaket.
- Usikkerheter om effekter av tiltak, inkludert usikkerhet om kostnadseffektivitet kan begrense tiltaksgjennomføring. Det gjelder både tiltak for å redusere utslipp og tiltak for å øke karbonbinding. For flere av tiltakene foreligger det liten dokumentasjon. Noen eksempler er: effekt av fangvekster, drenering som klimatiltak, gjødseltiltak og lystgass, dyrkingspraksis på myr, restaurering av myr, biokull innblandet i for.
- Usikkerheter knyttet til hvordan tiltak som ikke er inkludert i dagens utslippsregnskap eller indirekte tiltak kan bli kreditert. Det gjelder flere agronomiske tiltak som kan bidra til høyt avlingsnivå og god næringsstoffutnyttelse og dermed mindre tap av eks nitrogen. Det er også usikkerheter i forhold til bruk av referansebaner og de forutsetninger som der er lagt inn.
- Usikkerheter i utslippsfaktorer. For noen tiltak er det ikke god dokumentasjon av utslippsfaktorer for norske forhold. Bedre dokumentasjon kan gi grunnlag for bedre tilpassede (f.eks lavere) utslippsfaktorer. Eksempler er utslippsfaktorer for gjødsellager, drenering og ulike myrtiltak.
- Usikkerheter i omfang og kvalitet av arealer kan ha betydning for gjennomføringsgrad og også for effektberegninger;
 - Omfang av areal med dreneringsbehov
 - Karboninnhold i jord, omfang og lokalisering av areal med muligheter for økning
 - Omfang av areal egnet for fangvekster
 - Omfang av myrreal egnet for omgraving
 - Omfang av arealer med næringsrik eller næringsfattig myr, ulike klimagassutslipp

Klimatilpasning inngår ikke som direkte tiltak for å redusere klimagasser. Endringer i klima påvirker produksjonsmuligheter og kan gjøre det vanskeligere å oppnå gode avlinger ved våte forhold. Klimatilpasning som kan gjøre produksjonen robust og sikre årstabile avlinger, kan derfor også være gode klimatiltak. Det er usikkerheter om økt temperatur og lengre vekstsesong kan utnyttes for økt produksjon eller om det oppveies av negative effekter som kan oppstå som følge av eks. våte forhold som skaper problem med såing, innhøsting og plantevern. God klimatilpasning er en forutsetning for å lykkes med gode klimatiltak.

Tiltakspakker. Rapporten har lagt hovedvekt på vurdering av enkelttiltak. På gårdsnivå er det aktuelt å sette sammen tiltakspakker. Slike tiltakspakker kan inneholde tiltak både innen

husdyrproduksjon og planteproduksjon og tiltak for økt binding av karbon. Det kan vurderes å inkludere indirekte tiltak og tiltak for klimatilpasning som kan sikre mer robuste produksjonsmuligheter, gode avlinger og næringsstoffutnyttelse.

Spesiell omtale av noen enkelttiltak:

Drenering er ett av de tiltakene som har vært effektberegnet i flere utredninger. For å gi kreditt i utslippsregnskapet er det forutsatt at bedre drenering kan øke avlinger og redusere behovet for nitrogengjødsel for et gitt avlingsnivå. Det er få norske direkte målinger av sammenheng mellom drenering lystgassutslipp. Det er brukt lavere emisjonsfaktor for lystgassutslipp ved drenering i denne rapporten enn i tidligere utredninger. Det er også usikkerheter om omfang av areal som har behov for drenering. Dreneringsforsøk pågår på Vestlandet, men det er behov for bedre dokumentasjon av dreneringsbehov i ulike regioner, jordarter og produksjoner samt av hva ulik dreneringsgrad har å bety for faktiske lystgassutslipp.

Husdyrgjødsellager. Flere tiltak som kan redusere utslipp fra gjødsellager, er lite dokumentert eller lite tatt i bruk i Norge. Eksempel er tilsetning av sterke syrer, melkesyre og sukker og installasjon av biofilter i kombinasjoner med tak på åpne lager. Det er også usikkerheter om utslippsfaktorer for dette.

Fangvekster er et tiltak som tidligere hadde større omfang- støttet av tilskudd- miljøtiltak for bedre vannkvalitet. Det er liten norsk dokumentasjon av effekt på karbonbinding og på omfang av areal som er egnet til fangvekster. Tiltaket er ett eksempel på at det kan være synergier mellom miljø og klimatiltak. Det kan være et potensiale for flere slike synergier og i rapporten er flere av grastiltakene i Regionale miljøprogram (RMP) trukket frem som eksempler.

Økte avlinger. Agronomiske metoder som kan gi økte avlinger, får ikke direkte effekt i utslippsregnskapet. Økte avlinger kan bidra til bedre næringsstoffutnyttelse og redusere risiko for tap til vann og luft. Bedre nitrogenutnyttelse kan bidra positivt i utslippsregnskapet dersom det fører til mindre nitrogentilførsel for en gitt avling. Økte avlinger kan også redusere behovet for nydyrking og således påvirke arealbehovet. Dersom redusert gjødsling fører til lavere avling, kan det gi behov for å dyrke større areal for å oppnå samme produktmengde, med tilhørende utslipp. I praksis kan forbedringer i agronomi som optimaliserer produksjonsmuligheter, også kunne føre til muligheter for ytterligere høyere avlingspotensiale og bli fulgt opp med økt gjødsling. Dette vil da gi økning i utslippsregnskapet. Utslipp pr kg avling kan være en bedre metode for vurdering av effektspotensiale.

Myr. Rapporten angir at forsøk med omgraving av myr har gitt lavere utslipp enn tradisjonell oppdyrkingmetode. Det mangler oversikt over areal egnet for omgraving. Dersom det ved ny drenering av tidligere dyrket myr brukes omgraving som dreneringsmetode blir ikke endringen av arealkategori tatt hensyn til i utslippsregnskapet. Det blir heller ikke tatt hensyn til at det foregår en gradvis overgang fra grunn myr til mineraljord grunnet mineralisering. Dette medfører en årlig liten reduksjon i dyrket myr som andel av dyrket areal.

Pågående utredninger. For flere av tiltakene som er omtalt i denne rapporten pågår det andre utredninger som vil foreligge til 1 mars 2019. Det gjelder utredning om muligheter for karbonbinding, presisjonsjordbruk og evaluering av pilotordningen for biogass.

1 Innledning

Formålet med denne rapporten er å gi en oppdatert oversikt over tiltak som kan bidra til å redusere utslipp av klimagasser fra norsk jordbruk. Utslipp av klimagasser fra jordbruket er i stor grad avhengig av hva som produseres. Hva som produseres avhenger ellers av naturgitte forutsetninger, bondens prioriteringer, markedets etterspørsel og jordbruks- og matsektorens øvrige rammebetingelser. Produksjoner kan endres og produksjonsmetoder utvikles og effektiviseres, men jordbruksproduksjonens biologiske prosesser kan ikke bli utslippsfrie. Samtidig bidrar også jord- og skogbruk til karbonbinding og kan således bidra til å kompensere for egne utslipp.

De største utslippene fra jordbruket oppstår gjennom biologiske og kjemiske prosesser i husdyr, husdyrgjødsel og jordsmonn. Det er mer krevende å redusere klimagassutslippene fra produksjoner basert på biologiske prosesser, og effektene av tiltak er mer usikre, enn ved forbrenning av fossile hydrokarboner.

I denne rapporten behandles det muligheter for reduserte klimagassutslipp i dagens produksjoner og produksjonssystemer. Effekter av endringer i forbrukernes matvaner og redusert matkasting, er ikke inkludert. Tiltakene som er vurdert er tiltak som inngår i jordbrukets utslippsregnskap. Andre tiltak som i dag ikke påvirker det offisielle utslippsregnskapet, men som vurderes å ha effekt på utslippene, er omtalt. Slike tiltak vil, gitt tilstrekkelig dokumentasjon, kunne føre til endringer i utslippsfaktorer og dermed på sikt bli inkludert i de beregninger som ligger til grunn for utslippsregnskapet. Indirekte tiltak er omtalt og tiltakspakker er kort omtalt. Det samme gjelder sammenhenger mellom klimatilpasningstiltak og den indirekte effekten slike tiltak kan ha på produksjonens ressurseffektivitet og dermed også klimagassutslipp. Endringer i klima kan også gjøre det mer krevende å oppnå målene om økt matproduksjon og påvirke tiltaksgjennomføring.

For noen tiltak er potensialet for reduserte klimagassutslipp beregnet, men for andre tiltak er omfanget usikkert. Det er derfor også lagt vekt på å presentere tiltak som en med rimelig grad av sikkerhet anser positive, men som ikke er kvantifisert. For noen av disse potensielt kvantifiserbare tiltakene er det behov for mer forskning og bedre systemer for overvåkning og resultatoppfølging. For andre tiltak er det stor variasjon i effekt eller effektene kan – avhengig av forholdene - være enten positive eller negative. En slik kategorisering av tiltakstyper kan være utgangspunkt for et rammeverk for å dokumentere jordbrukets innsats for å redusere klimagasser.

Rapporten tar utgangspunkt i faglig grunnlag og vurderinger av utslippskilder og potensial for utslippsreduksjoner omtalt i rapporten «Landbruk og klimaendringer» fra 2016 supplert med nyere kunnskap. Det er også – for noen tiltak gjort vurderinger av det beregningsgrunnlaget som var brukt i rapporten «Landbruk og klimaendringer». I rapporten pekes på at det er en utfordring å få vist næringen sine samlede utslipp og bidrag i klimaarbeidet, siden det bare er metan og lystgass som blir regnet inn i og gjort synlig i jordbrukssektorens regnskap. Det pekes også på at det er en særskilt utfordring at endringer som blir gjennomførte på gardsnivå, ikke nødvendigvis blir fanget opp i de modellene som ligger til grunn for resultatberegningene.

Foruten verbal omtale er resultatene fremstilt i en oppdatert tabellarisk oversikt over klimatiltak som kan redusere klimagassutslipp i jordbruket. Det er lagt vekt på å angi usikkerheter og variasjon i tiltakspotensialet for tiltakene. Oversikten inkluderer utslipp som i dag inngår i det offisielle utslippsregnskapet for jordbruket, utslipp postert i LULUCF regnskapet, i energiregnskapet og i tillegg mulige tiltak som i dag ikke inngår i det offisielle utslippsregnskapet. Det er også omtalt noe pågående FoU og prioriterte kunnskapsbehov for å kunne forbedre beregninger og tiltaksanalyser.

2 Prinsipper og metoder

2.1 Prinsipper

For å begrense den globale temperaturøkningen til 1,5 grader, kreves i følge IPCC spesialrapport 50 % reduksjon i utslippene innen 2030 og netto nullutslipp i 2050 (IPCC 2018). Disse målene er krevende og alle sektorer må bidra, noe som vil kreve store endringer i både produksjon og forbruk. Jordbruks- og matsektoren må bidra, men samtidig erkjenner Parisavtalen at matsikkerheten ikke må svekkes som følge av klimatiltakene. Utslippene fra jordbruket må, i den grad det er mulig innen rammen av matsikkerhetsforutsetningen og de biologiske prosessenes naturgitte utslipp, reduseres for å oppnå målet om å begrense global temperaturøkning til 1,5 grader.

Det er prinsipielt viktig i alle beregninger og tiltaksanalyser at det skilles tydelig mellom utslipp som kan påvirkes gjennom tiltak rettet mot produksjonen på den ene side og på den annen side tiltak rettet mot forbrukeradferd og konsum av matvarer som utslippsdrivende faktor.

Nasjonale utslippsmål og klimagassregnskap gjelder utslipp fra produksjon i Norge. Forbruket i Norge forårsaker også utslipp i andre land. For å nå globale mål om utslippsreduksjoner, må det globale forbrukets samlede klimapåvirkning reduseres. Spørsmålet om hvor matproduksjonen skal foregå må vurderes i flere dimensjoner, blant annet klimarisiko, matsikkerhet, bruk av knappe areal- og vannressurser mv. Både hvilken sammensetning matproduksjonen skal ha og hvor den bør lokaliseres må sees i helhetlig perspektiv der svært mange faktorer må inkluderes.

Globalt, og særlig i utviklingsland, er det dokumentert et stort potensial for å redusere utslippene ved å øke produktiviteten. Eksempelvis gir produksjon av ett kilo storfekjøtt (slaktevekt) i Vest-Europa et utslipp på 20 kg CO_{2e} mens det i land sør for Sahara gir 70 kg CO_{2e} (Jordbruksverket 2018). Det er således store potensialer for reduksjon i utslipp ved effektivisering i produksjonssystemene i mange land. I Sverige er det vurdert som mulig å redusere jordbrukets utslipp i 2050 med 20 % med uendret produksjonsnivå (Jordbruksverket 2018). Et tilsvarende potensial ble vurdert i rapport til LMD i 2016 (LMD 2016).

Dersom produksjonen i Norge reduseres og forbruket opprettholdes, kan produksjonen bli forflyttet til andre land, noe som vil være i strid med prinsippet om at miljøpåvirkninger ikke skal eksporteres (i dette tilfellet karbonlekkasje). Utfordringen er å bidra til å dekke de globale behov for matproduksjon (redusere mat-usikkerheten) med så liten klimapåvirkning som mulig, i en situasjon der veksten i verdens matproduksjon kan avta, eller til og med bli negativ.

Norsk jordbrukspolitik har mål om å øke produksjonen i takt med befolkningsutviklingen for de varer vi har forutsetninger for å produsere i Norge. Dette målet må derfor ligge til grunn som forutsetning for beregninger av utslippsnivåer som oppfyller de forpliktelser som følger av utslippsmålene for 2030 og 2050. Med den uunngåelige sammenheng mellom produksjon og utslipp fra matproduksjon, innebærer økt produksjon med dagens produksjonsfordeling og forbruksmønster at økt produksjon i utgangspunktet også fører til økning av de nasjonale utslippene.

Samtidig er det en konsekvens av mål om utslippsreduksjoner at den økte produksjonen må skje med så lavt utslipp som mulig. For å nå målene om framtidige utslippsnivåer er det vedtatt politiske mål om kutt i dagens utslippsvolumer i forhold til et referanseår. Det må derfor i tillegg til kutt i forhold til historiske nivåer, unngås at framtidig produksjonsøkning fører til økning i utslippene. Det kan ut fra dette synes å være en innebygd motsetning mellom det landbrukspolitiske målet om produksjonsvekst og det klimapolitiske målet om utslippsreduksjoner. I global kontekst er det likevel ikke en motsetning mellom målet om økt produksjon i Norge og målet om globale utslippsreduksjoner.

Utslipp av metan og lystgass fra dyrehold og arealbruk er de største kildene til klimagassutslipp. Det er vanskelig å påvirke disse utslippene raskt og i stort omfang innen uendret produksjonsvolum. For å

lykkes med reduserte totalutslipp samtidig som produksjonen øker, forutsettes forbedrede teknologiske og driftsmessige løsninger. Det er imidlertid ikke dokumentert løsninger som kan gi store og raske utslippsreduksjoner på kort sikt. Om og i hvilket omfang teknologiske gjennombrudd vil lede til slike løsninger i framtida, er usikkert og det er i denne rapporten ikke estimert effekter som forutsetter store teknologiendringer.

Denne erkjennelsen peker mot at ressurseffektivisering er det viktigste grep for å redusere utslipp per produsert enhet. Den enkelte gård sin ressurseffektivitet er i stor grad avhengig av driftssystem og lokale, naturgitte forutsetninger. Dette betyr at et tiltak som har effekt på én gård ikke nødvendigvis har samme effekt på en annen gård med samme driftssystem, men med andre naturgitte forutsetninger. Dette gjør det vanskelig å beregne effekter av tiltak på gårdsnivå. Eksempel på dette er utslipp av lystgass fra jord, der utslippene varierer svært mye avhengig av bl a jordart, nedbørsforhold og jordfuktighet. Disse forholdene understreker betydningen av usikkerhet, og peker samtidig mot behov for stedstilpassede analyser og rådgivning, og tilhørende vurderinger av ressurseffektivitet og økonomisk risiko for bonden.

Rapportens formål er avgrenset til tiltak for utslippsreduksjoner som ligger innenfor bondens ansvar og påvirkning på utslippsreduksjoner i egen virksomhet. Det inngår ikke vurdering av effekter på utslipp som følge av endringer i forbruk av matvarer eller konsekvenser av endret nasjonal eller global produksjonsfordeling. Slike endringer vil kunne ha effekter på fremtidig produksjon og utslipp.

2.2 Utslippsutvikling, forpliktelse og prosess

Med felles oppfyllelse av 2030-målet vil Norge samarbeide med EU om å redusere de ikke-kvotepliktige utslippene og får dermed et mål for slike utslipp. Dette gjelder i hovedsak utslipp fra transport, jordbruk, bygg og avfall, men også ikke-kvotepliktige utslipp fra industrien og petroleumsvirksomheten.

Norge er i EU-kommisjonens forslag omtalt med et foreløpig mål om å redusere ikke-kvotepliktige utslipp med 40 prosent fra 2005 til 2030. Dette målet vil gjøres om til et budsjett for ikke-kvotepliktige utslipp for perioden 2021–2030. Regjeringen uttaler i Meld. St. 41 (2016–2017) «Klimastrategi for 2030 – norsk omstilling i europeisk samarbeid» at det skal legges til rette for at utslippsforpliktelsen for 2030 nås gjennom kostnadseffektive tiltak. Dersom CO₂-avgiften ikke vurderes å være et tilstrekkelig eller hensiktsmessig virkemiddel skal andre virkemidler vurderes, som gir tilsvarende sterke insentiver, herunder direkte regulering gjennom forurensningsloven eller frivillige avtaler.

De norske klimagassutslippene var i 2017 på 52,4 millioner tonn CO₂-ekvivalenter. Av disse utslippene kom 27,3 millioner tonn fra ikke-kvotepliktige kilder, det vil si utslipp som ikke er dekket av kvotesystemet. Det er 0,8 prosent lavere enn i 2005, som brukes som referanseår for EUs mål for utslippsreduksjoner. Transport og jordbruk utgjorde den største andelen av disse utslippene og sto i 2015 for henholdsvis 57 og 17 prosent av de ikke-kvotepliktige utslippene. Utslipp som regnskapsføres i jordbrukssektoren var i 2015 beregnet til 4,5 MtCO₂-e og framskrevet til 4,4 MtCO₂-e i 2030 (Meld. St. 41 (2016–2017)). Akkumulerte utslipp i sektoren jordbruk over perioden 2020–2030 er da regnet til 44 MtCO₂-e.

Tekstboks: M-985 | 2018 Greenhouse Gas Emissions 1990- 2016, National Inventory Report

I 2016 kom 8,5 prosent av de nasjonale drivhusgassutslippene fra landbruket, tilsvarende 4,5 millioner tonn CO₂-ekvivalenter. Utslippene fra landbruket har gått ned med 6,0 prosent siden 1990 og økt med 0,6 prosent siden 2015. De største kildene til drivhusgasser innen landbrukssektoren er "enterisk fordøyelse" (CH₄) og "jordbruksarealer" (N₂O). I 2016 utgjorde disse delsektorene 51,0 prosent og 37,4 prosent av landbrukssektoren, mens "husdyrgjødsel" representerte 9,7 prosent.

Hovedårsaken bak utslippsutviklingen i landbruket er utviklingen i antall dyr for de største dyregruppene. Hovedårsakene til den nedadgående utviklingen i drivhusgassutslipp er reduksjonen av nitrogeninnholdet i mineralgjødsel, mer konsentrert og mer effektiv melkeproduksjon som har ført til reduksjon av antall melkekyr. Enterisk fordøyelse bidro til 2,3 millioner tonn CO₂-ekvivalenter i 2016, tilsvarende 4,3 prosent av de nasjonale drivhusgassutslippene. Denne delsektoren utgjorde 90,2 prosent av de samlede utslippene fra jordbruket fra landbruket for perioden 1990-2016. Utslippene av N₂O fra jordbruksområder utgjorde 1,7 millioner tonn CO₂-ekvivalenter i 2016. Dette utgjorde 67,0 prosent av de nasjonale N₂O-utslippene i 2016 og 3,2 prosent av de nasjonale utslippene. I 2016 utgjorde utslippene CH₄ og utslippene av N₂O fra husdyrgjødsel henholdsvis 0,2 millioner og 0,3 millioner tonn CO₂-ekvivalenter. Dette utgjorde 0,8 prosent av norsk drivhusgassutslipp.

I tillegg til de utslipp som regnskapsføres i sektoren jordbruk, er det CO₂-utslipp fra jordbrukets drivstoffbruk (0,326 MtCO₂-ekv regnskapsføres under energi), oppvarming (0,054 MtCO₂-ekv regnskapsføres under bygg) og CO₂ fra arealbruk i hovedsak dyrket myr (1,6 MtCO₂-ekv regnskapsføres under LULUCF - skog og annen arealbruk). Den norske skogen tar årlig opp i overkant av 29 millioner tonn CO₂, mens utslippet fra de andre arealkategoriene er ca. 4,5 millioner tonn CO₂-ekvivalenter. Skogen bidrar dermed til å ta opp om lag halvparten av Norges utslipp.

NIBIO har levert nye referansebaner med fremskrivninger av husdyrtall til Miljødirektoratet i 2018. Referansebanen beregnes med grunnlag i SSBs prognoser for befolkningsvekst fra 2016. Effekten av nye fremskrivninger er vist i tabell 2.1. med et større antall husdyr, først og fremst melkekyr og ammekyr, enn den gamle referansebanen. Det fører til at klimagassutslippene fra jordbruket forventes å øke fram til 2050, både i forhold til utslippene i 2013 og den gamle referansebanen. Den nye referansebanen viser 11% økning i klimagassutslippene for 2030 sammenlignet med gammel referansebane. Ved beregning av biogass (kapittel 3) er det gjort beregninger med ny referansebane, men også kommentert i forhold til tidligere beregninger. Det kan imidlertid være behov for avklaringer om hvilken referansebane som skal legges til grunn og om den nye banen kan være for høy, da siste befolkningsprognoser fra SSB i 2018 er lavere enn prognosene fra 2016.

Tabell 2.1 Effekt av ny referansebane på klimagassutslipp fra jordbruket, 1000 t CO₂ e

	2 020	2 030	2 040	2 050
Gammel referansebane	4 033	4 193	4 301	4 468
Ny referansebane	4 460	4 667	4 901	5 181
Ny referansebane - økning i forhold til 2013	159	366	600	880
Ny - gammel referansebane	427	474	600	714

Regjeringen vil forhandle med jordbruket om en frivillig avtale med en plan for reduksjon av klimagassutslipp, der ambisjonsnivået for utslippsreduksjoner i jordbruket frem mot 2030 tallfestes. Utgangspunktet for å beregne utslippsreduksjoner er jordbrukets produksjon på referansetidspunktet.

I arbeidet med denne rapporten har det ikke vært mulig å gjennomføre beregninger som systematisk benytter tallgrunnlag for referanseåret 2005. Det antas at de avvik dette måtte representere er av mindre betydning for arbeidet i denne fase. Ved behov kan det gjøres mer detaljerte beregninger.

2.3 Metode og faglig ramme

Utgangspunktet for denne rapporten er beregning av tiltakseffekter gitt i «Landbruk og klimaendringer», rapport til LMD i 2016. Det er siden gjennomført flere utredninger og forskningsprosjekter knyttet til utslipp av klimagasser fra jordbruket. NIBIO utfører for tiden også utredninger med relevans for disse problemstillingene. Dette gjelder bla utredninger knyttet til (1) «Muligheter og utfordringer for økt karbonbinding i jord» og (2) «Effekter av presisjonsjordbruk». Disse har leveringsfrister til Landbruksdirektoratet 1 mars 2019 og resultater fra disse arbeidene er derfor ikke inkludert i denne rapporten. Teknisk beregningsutvalg for utslipp fra jordbrukssektoren (TBU) med leveringsfrist i 2019 vil bidra med vesentlig forbedret kunnskapsgrunnlag, men vi har i arbeidet med denne rapporten ikke kunnet støtte oss på resultater fra dette arbeidet.

Tiltakene kan deles inn i tre grupper:

- Tiltak som inngår i eller direkte påvirker det offisielle utslippsregnskapet, innen sektorene jordbruk, LULUCF, energi og bygg. Tiltakene kan i prinsippet være enten (1) tiltak som reduserer utslipp fra dagens nivå eller (2) tiltak som hindrer at utslipp øker som følge av at økt aktivitet begrenses.
- Tiltak som har faktisk effekt på de utslippsfaktorer som ligger til grunn for det offisielle regnskapet, men som foreløpig ikke er tilstrekkelig dokumentert til å påvirke de gjeldende utslippsfaktorer fordi det mangler aktivitetsdata eller effektdokumentasjon.
- Tiltak som indirekte påvirker utslipp fra jordbruket, som f.eks kan være tiltak som har annet formål enn utslippsreduksjoner, men som ved å påvirke produktivitet og ressursutnyttelse, bidrar til reduserte utslipp per produsert enhet.

For hvert tiltak gis en kort beskrivelse av hvordan tiltaket virker - prosesser som er påvirket og hvilke klimagasser tiltaket har effekt på. Det er gitt en kort omtale av beregninger, forutsetninger, effekter, usikkerheter og gjennomføringsgrad. Det er for noen tiltak beskrevet databehov, forskningsbehov. For tiltak det det er grunnlag for det er også kostnadsestimater angitt, men kostnader kan følges opp i etterfølgende rapport.

Om lag femti prosent av klimagassutslippene fra jordbruket skyldes utslipp fra husdyrene. En samlet oversikt over tiltak for å redusere utslipp fra husdyrproduksjon er ikke inkludert i denne rapporten da det pågår utredning ved NMBU om dette. Vi har likevel tatt med eksempler på noen nye tiltak knyttet til husdyrproduksjon som innblanding av biokull i fôr. Disse er det behov for å dokumentere bedre.

Tiltak for å redusere klimagassutslipp kan ha positive eller negative effekter på jordbrukets klimatilpasning, miljømål og på landskapet. Det er ikke gjort analyser av slike sammenhenger i denne rapporten, men det bør generelt tilstrebes at tiltak analyseres med tanke på om det motvirker andre prioriterte mål.

Rapporten inkluderer kort omtale av arbeid med reduksjon av jordbrukets utslipp av klimagasser i noen andre land. Dette er ikke basert på omfattende og systematisk gjennomgang, men inkluderer noe kunnskap som kan ha overføringsverdi til Norge og som det kan være aktuelt å undersøke ytterligere.

Det er knyttet stor grad av usikkerhet til flere beregninger i denne rapporten, det gjelder både effekt av tiltak, utslippsfaktorer, gjennomføringsgrad, omfang av aktuelle arealer. For flere tiltak mangler det godt dokumenterte effekter og beregninger er i flere tilfeller basert på skjønnsvurderinger.

I utslippsregnskapet (NIR report 2017) er det angitt grad av usikkerhet for de ulike beregninger med faktorer som Fac2- Fac5. Vi har ikke angitt lignende usikkerheter i denne rapporten.

2.3.1 Tiltak som gir direkte effekt på utslippsregnskapet

I 2016-rapporten er det beskrevet en meny av utslippsreducerende tiltak som ansees gjennomførbare avhengig av politiske, markedsmessige og tekniske forutsetninger. Det er beskrevet type tiltak, hvilke klimagasser tiltaket påvirker, hvilken utslippsreduksjon som er anslått, for noen tiltak kostnad per tonn CO₂-e, samt også hvilken sektor tiltaket blir kreditert.

Denne rapporten er basert på gjennomgang av disse tiltakene i lys av ny kunnskap. Der det er grunnlag for det er det gjort nye beregninger. Hvis det ikke er grunnlag for nye beregninger er tallene fra 2016 kommentert der det er faglig grunnlag for å supplere tidligere vurderinger og beskrivelser.

Det skjer en rask teknologisk utvikling innen landbrukssektoren. Innovasjoner og nye teknologier, mer avansert måleutstyr, IKT-baserte styringssystemer og sensorer, analyser basert på stor-data, digitale beslutningsstøtteverktøy, avanserte modeller mv, vil med stor sannsynlighet påvirke jordbrukets driftssystem. Presisjonsjordbruk basert på slike teknologier antas å føre til økt effektivitet, bedre utnyttelse av innsatsfaktorer, redusert tap og dermed også direkte eller indirekte reduserte utslipp av klimagasser. Vi har imidlertid ikke faglig grunnlag for kvantitative estimater på slike effekter i denne rapporten.

Det er utarbeidet samletabell for effekter av tiltak i kapittel 8. Det er også laget et tabell med vurdering av gjennomføringsgrad i perioden 2021- 2030 og forutsetninger for økt gjennomføringsgrad.

2.3.2 Tiltak som har indirekte effekt på utslipp

Utgangspunktet for vurdering av tiltak som reduserer utslipp av klimagasser fra jordbruket er at det skal skje innenfor rammen av uendret eller økt produksjonsvolum. Tiltak med direkte kvantifiserbar effekt er i hovedsak tiltak som er rettet direkte mot de enkelte prosesser og kilder, eller tiltak som registreres i form av målbare innsatsfaktorer og aktivitetsdata det er knyttet konkrete utslippsfaktorer til.

Ved å definere utfordringen til å gjelde reduksjon av utslipp innenfor et stabilt eller økende produksjonsvolum, er det av stor betydning at produksjonen er effektiv og at produktiviteten er høy. Effektiv produksjon innebærer optimal bruk av innsatsfaktorer per produsert enhet. For de innsatsfaktorer som er tilknyttet utslippsfaktorer og inngår i utslippsregnskapet, vil redusert bruk av slike, f.eks areal og nitrogengjødsel, gi utslag i det offisielle regnskapet.

Det er også andre tiltak, hvor det ikke er en sikker eller målbar sammenheng mellom tiltaket og bidrag til økt produktivitet som i sin tur gir lavere utslipp per produsert enhet. Det kan også være tiltak som under noen værforhold bidrar til reduserte utslipp, men under andre forhold har motsatt effekt.

Slike tiltak kan oppsummeres som forbedret agronomisk praksis og tiltak som gir forbedret dyrehelse. Det omfatter bl. a. bedre drenering, jordstruktur, vekstskifter, plantesorter og riktigere såtid og gjødsling, god dyrehelse og tidlig diagnostisering av plante- og dyresykdommer. Som et eksempel har avl på NRF-kua bidratt til at klimagassutslippene per produserte enhet av kjøtt og melk er lave. Dette fordi man gjennom avl har fått effektiv produksjon, god fruktbarhet, redusert sykdomsfrekvens og god helse.

Det er ikke direkte målbare sammenhenger mellom de enkelte tiltak som bidrar til bedre agronomi og dyrehelse og klimagassutslipp, men det er godt faglig grunnlag for å forutsette at slike tiltak vil føre til bl. a. økte avlinger og bedre utnyttelse av innsatsfaktorer som N-gjødsel og energi. Tiltakene kan også føre til forbedret avlingskvalitet og derved mindre svinn i produksjon og videre i verdikjeden. Økte avlinger vil føre til mindre N-forbruk per avlingsenhet, forutsatt at man følger gjødslingsplanen, mens bedre N-utnyttelse vil føre til mindre N-forbruk uten at avlingen reduseres. Konkret vil bedre

utnyttelse av N-gjødsel føre til mindre utslipp av lystgass fra jord og avrenning som kan beregnes ved IPCCs metoder. Men forbedringer som skyldes optimalisering og kombinasjoner av flere (gjerne inkrementelle) forbedringer, vil ikke gi utslag i faktorer som direkte påvirker regnskapet.

Metan fra drøvtyggere er den største utslippsskilden fra jordbruket. Framgang i husdyravl, bedre fôrkvalitet og bedre husdyrhelse vil effektivisere produksjonene og dermed også redusere metanutslippene. Hvis dette gir utslag i samme produktmengde basert på færre produksjonsdyr, vil det gi utslag i regnskapet, selv om hvert enkelt tiltak ikke gir direkte målbar effekt.

2.3.3 Tiltakspakker metodikk

I Miljødirektoratets publikasjon M-386 (Miljødirektoratet 2015) er begrepet tiltakspakker brukt for å illustrere hvordan man kan kombinere et sett av ulike, og innbyrdes uavhengige tiltak innen en viss ramme for tiltakskostnad per spart tonn CO₂-utslipp.

Tiltakspakke kan også forstås som «et definert sett av tiltak som kan kombineres og avstemmes innbyrdes slik at det oppnås økt effekt (formålseffektivitet) sammenliknet med om tiltakene gjennomføres hver for seg». Innen en slik ramme kan tiltak kombineres på mange ulike måter, avhengig av hvilke formål og kriterier man legger til grunn, se omtale i kapittel 9.5.

2.3.4 Registrering av tiltak som på sikt gir effekt på utslippsregnskapet

Effekten av jordbrukets innsats for reduksjon av klimagassutslipp måles primært i det offisielle klimagassregnskapet. Dette er basert på IPCCs metodikk og kvalitetssikring utført av internasjonale fagpaneler.

Det kan i tillegg være hensiktsmessig å etablere et system for å registrere tiltak som har effekter, men som med dagens metodikk ikke fanges opp i det offisielle utslippsregnskapet. Dette kan være tiltak som indirekte har effekt på utslipp, som f.eks. agronomiske tiltak som øker avlinger og dermed bidrar til mindre utslipp pr produsert enhet. Dersom det skal utvikles et system for slik oppfølging, må det være forankret hos jordbrukets organisasjoner og myndighetene, herunder hvordan det skal utformes og hvilken betydning dette bør ha.

Dersom det vurderes hensiktsmessig å etablere en slik oversikt, bør den kobles til et mål- og resultatindikatorbasert oppfølgingssystem. Et slikt system kan ta utgangspunkt i et fokus- eller målområde, tilhørende kvantitativ måleindikator (kvantitativ aktivitetsindikator, f.eks. antall og størrelse av registrerte tiltak innen målområdet) og en resultatindikator for effekt beregnet ut fra faglig dokumentasjon av sammenhengen mellom aktivitetsindikator og effekt. Det bør utredes nærmere om det kan etableres en dokumenterbar sammenheng mellom slike effektanalyser og utviklingen i de parametere som er grunnlag for det offisielle klimagassregnskapet for sektoren.

3 Husdyrgjødsel tiltak

Husdyrgjødsel lagres ofte under forhold der det er lite oksygen, som i en kum for flytende gjødsel eller inne i en haug. Drivhusgassene CO₂, CH₄, N₂O avgis fra den karbon- og nitrogenrike husdyrgjødsel som følge av mikrobiell omsetning der det er liten tilgang på oksygen. Dannelsen av både CO₂ og N₂O krever tilgang på litt nitrogen (N). CO₂ regnes inn i det korte kretsløpet via plantenes fotosyntese og dermed ikke som netto utslipp (IPCC, 2006). Derfor handler utslippsregnskapet om å kvantifisere mengden CH₄ og N₂O. N₂O kan oppstå indirekte via utslipp av andre nitrogenforbindelser som NH₃ og NO_x. Et tett gjødsellager kan hindre at gasser slipper ut, og dermed være et mulig tiltak for redusere utslipp fra lagring av gjødsel. Samtidig kan det også redusere oksygentilgangen og trigge anaerob omsetning.

Reduksjon av utslipp knyttet til husdyrgjødsel handler om å hindre ammoniakkfordamping, samt forhold som trigger anaerob omsetning der metan og lystgass er endeprodukt. Bedre utnyttelse av husdyrgjødsel kan redusere bruk av mineralgjødsel.

I Øygarden et al. (2009) er det beregnet effekt av ulike tiltak for husdyrgjødsel, basert på informasjon om lagring og bruk av husdyrgjødsel fra en utvalgsundersøkelse i 2000 (Gundersen og Rogstad 2001). SSB gjennomførte en ny utvalgsundersøkelse som gir informasjon om status for bruk av gjødselressursene i 2013 (Gundersen og Heldal 2015). Endringen mellom disse to utvalgsundersøkelsene er her vurdert i sammenheng med tiltakseffekter fra Øygarden et al. (2009), som også er gjengitt i tabellform i Hohle m.fl. (2016). Det er også forsøkt å gi et inntrykk av gjenstående potensial for utslippsreduksjon etter endringene som kom fram av undersøkelsen i 2013. Eventuelle årsvariasjoner kan innvirke på øyeblikksbildet av praksis i de to enkeltårene 2000 og 2013 med utvalgsundersøkelse som vi har opplysninger fra. Opplysninger fra disse undersøkelsene er allerede implementert i det nasjonale utslippsregnskapet (NIR 2017).

Antall gjødseldyrenheter (GDE=14 kg P) var redusert fra 885 620 i år 2000 til 825 700 i 2013, dvs. 93% av nivået i 2000. Husdyrgjødsel spredd på eng og beite var redusert fra 10 891 350 tonn i år 2000 til 8 732 260 tonn i år 2013. For åpen åker var mengden redusert fra 4 983 995 tonn til 2 907 078 tonn. Reduserte gjødselmengder kan i seg selv føre til reduserte utslipp, uten at det er gjennomført bedre praksis. Dette kan også redusere størrelsen av utslippsreduksjoner beregnet fra tiltak foreslått tidligere. Utslipp fra husdyrgjødsel omfatter både direkte utslipp i form av metan (CH₄) og lystgass (N₂O) og indirekte i form av N₂O via ammoniakk (NH₃) og NO_x. Det blir også regnet med et lystgasstap på 0,75% av avrent nitrogen. Standard faktor for avrenning av nitrogen er 22%, det samme som for mineralgjødsel.

Ved beregning av utslippsreduksjoner av N₂O er det benyttet 1% N₂O-N per kg N, 0,636 N/N₂O og 298 CO₂-ekv. per kg N₂O. Samme metode som er benyttet i det nasjonale utslippsregnskapet (NIR 2017). I regnskapet kommer bedre utnytting av husdyrgjødsel til uttrykk dersom det fører til mindre tilført total-N, og dermed lavere N₂O-N (1%). I tidligere beregninger er det regnet med 1,25% N₂O-N per kg N og et oppvarmingspotensiale på 310 CO₂-ekv. per kg N₂O. En annen forskjell fra tidligere rapporter er at det nå er tatt utgangspunkt i et lavere tørrstoffinnhold i husdyrgjødsel, i tråd med Daugstad et al. 2012.

3.1 Tak på åpne gjødsellager

Tak på åpne gjødsellager kan øke lagringskapasiteten i nedbørrike strøk. Dette kan innvirke på spredetidspunkt og er omtalt senere i rapporten. Ellers er det stor forskjell på type gjødsellager og gjødsel, når det gjelder utslipp direkte fra gjødselen. Det kan tenkes at det i varierende grad er praktisk mulig å begrense dette utslippet ved å dekke husdyrgjødselen med tett dekke, avhengig av type gjødsel og lager. Trolig er dette enklest gjennomførbart for husdyrgjødsel lagret som blautgjødsel i kum.

I utslippsregnskapet er ulike typer lager og gjødselslag gitt ulike faktorer for utslipp av CH₄ og N₂O. Utrekningsmetodene inkluderer også indirekte utslipp av N₂O via NH₃ og NO_x. Utslipp direkte fra husdyrgjødsel utgjorde 10% av de totale utslippene beregnet fra jordbruk i 2015 (NIR 2017). Regnskapet bygger på informasjon fra de to utvalgsundersøkelsene fra 2000 og 2013, men er også ispedd en del ekspertvurderinger der undersøkelser mangler. Kjølig og vått klima er ventet å innvirke på utslipp fra gjødsel på lager. For CH₄ benyttes derfor utslippsfaktorer fra IPCC tilpasset årlig middeltemperatur <10°C (tier 2) eller <15°C (tier 1).

Blautgjødsel fra storfe fra kum med skorpe/dekke, som utgjør en dominerende andel av gjødsel fra norske husdyr, er gitt en konverteringsfaktor for CH₄-utslipp på 10%. For denne type gjødsel fant Rodhe m.fl. (2009) at CH₄-utslippet tilsvarte en konvertering av potensielt CH₄ (Bo) på 3% årlig, samtidig som N₂O utslippet var nært null. Dette indikerer en mulighet for at det ikke er overensstemmelse mellom beregningsmåten og de faktiske utslippene av CH₄ fra blautgjødsellager under nordiske forhold. For direkte utslipp av N₂O benyttes IPCC-standarder, der det regnes høyere utslipp fra fastgjødsel enn blautgjødsel. Så lenge 68% av gjødselen fra melkekyr er definert som blautgjødsel med dekke, virker faktoren på 0,005 kg N₂O-N/ kg total N, urimelig høy i forhold til funn i Rodhe m.fl. (2009). Blautgjødsel uten dekke er gitt faktoren null, som er mer i overensstemmelse med Rodhe m.fl. (2009), men bare 15% av gjødsel fra melkekyr er plassert i denne kategorien. Det er dermed vanskelig å vurdere effekten av tett dekke på CH₄-utslipp, så lenge det er tvil om at regnemåten er representativ. Usikkerhet om utslipp fra lagret husdyrgjødsel representerer et konkret forskningsbehov for å framskaffe representative tall for norske forhold.

Utslipp av NH₃ regnes både fra husdyrrom og lager ut fra mengden ammoniumnitrogen, og er primært basert på utenlandske data. Det skilles mellom oppstillings- og lagringssystem og ulike dyregrupper. Utslippet varierer fra 2% - 30% av ammonium-N. Fastgjødsel og talle er angitt med høyere tap enn blautgjødsel. Med tanke på at det beregnes omdanning av 1% av NH₃-N til N₂O-N, utgjør dette en betydelig del av drivhusgassutslippet fra lagret husdyrgjødsel. Forskjellen mellom ulike systemer representerer en mulighet for reduserte utslipp. Tette lager kan også ventes å minimere disse utslippene.

3.2 Gunstigere spredetidspunkt

Andelen høstspredd husdyrgjødsel var redusert i år 2013 i forhold til år 2000. For eng var andelen redusert fra 5,5% til 3,5%. For åpen åker var andelen redusert fra 22,0% til 14,7%. For eng var mengden spredd om våren større, mens andelen spredd om sommeren var ubetydelig endret. For åpen åker var sommerspredning mer enn doblet (108,2%), mens det også var redusert andel spredd om våren.

I Øygarden et al. (2009) ble det regnet bedre virkning av husdyrgjødsel tilsvarende 0,5 kg ved å endre fra høstspredning til vårspredning, og 0,25 kg N ved å endre fra høstspredning til sommerspredning. Disse forutsetningene regnet for spredetidspunkt i følge den nyeste utvalgsundersøkelsen i 2013 tilsier at årlige utslipp fortsatt kan reduseres tilsvarende 4091 tonn CO₂-ekv. ved eliminering av høstspredning.

Redusert høstspredning krever økt lagerkapasitet for husdyrgjødsel. Det er per i dag krav om 8 mnd. lagringskapasitet, mens det er grunn til å tro at dette kravet neppe er oppfylt over alt. Dette kan henge sammen med et etterslep i forbindelse med utvidelse av produksjonen på flere gårdsbruk. Forskriften som regulerer lagring og bruk av husdyrgjødsel er til revisjon, og kravet til lagerkapasitet kan bli utvidet.

3.3 Miljøvennlig spredemetode

Det ble rapportert en lavere andel breispredning av husdyrgjødsel i 2013 enn i 2000, tilsvarende 81% mot 92%, og 82% mot 94%, for henholdsvis eng og åpen åker. Samtidig var mengden husdyrgjødsel som ikke er nedmoldet i åpen åker større, 52 780 tonn i 2000 og 105 600 tonn i 2013.

Stripespredning utgjorde i 2013 mesteparten av den husdyrgjødselen som ikke blir breispredd. Direkte nedfelling var lite brukt. Effekt av ulike spredemetoder er vurdert ut fra beregninger i husdyrgjødselkalkulatoren (<http://lmt.nibio.no/husdyrn/>). Det er tatt utgangspunkt i gjødsel fra melkeku med 6% ts, 3,1 kg tot-N per tonn og 1,8 kg ammonium-N/tonn med 4 tonn spredd per daa under antatt middels norske spreddeforhold med følgende parametere: Vår, årsnedbør: 1330 mm, temperatur: 8°C, vind: 2 s/m, tørt og siltig sandjord med <6% humus. Resultatet er vist i tabell 3.1.

Tabell 3.1 Resultat fra husdyrgjødselkalkulatoren for 4 tonn gjødsel fra melkeku (6%ts, 3,1 kg N/tonn, 1,8 kg ammonium-N tonn/daa spredd vår på siltig sandjord med <6% humus under tørre forhold, med 1330 mm årsnedbør, 8°C og 2 s/m vind).

	Brei- spredning	Stripe- spredning	Slepesko	Ned- felling, åpent spor	Ned- felling, lukket spor	DGI
Tap	kg N/daa	kg N/daa	kg N/daa	kg N/daa	kg N/daa	kg N/daa
Gras						
Ammoniakk-tap	27.0%	15.6%	14.7%	7.4%	5.4%	5.6%
Utvasking	18.9%	21.9%	22.1%	24.0%	24.5%	24.5%
Potensielt N tilgjengelig for planteopptak						
--påfølgende vekst	29.2%	33.9%	34.2%	37.2%	38.0%	37.9%
--ettervirkning	23.9%	27.7%	28.0%	30.4%	31.1%	31.0%
Totalt	53.1%	61.6%	62.2%	67.6%	69.1%	68.9%
Korn						
Ammoniakk-tap	27.0%	15.6%	14.7%	7.4%	5.4%	5.6%
Utvasking	31.5%	36.4%	36.8%	40.0%	40.9%	40.8%
Potensielt N tilgjengelig for planteopptak						
--påfølgende vekst	22.3%	25.8%	26.1%	28.4%	29.0%	28.9%
--ettervirkning	18.2%	21.1%	21.4%	23.2%	23.7%	23.7%
Totalt	40.5%	47.0%	47.5%	51.6%	52.7%	52.6%

Ved vanntilsetning på 1:1 er det tidligere regnet en økt virkningsgrad av nitrogenet fra 40% til 60% (Øygarden et al. 2009). For storfe og grisejødsel spredd på eng ble det estimert et potensielt redusert utslipp tilsvarende omlag 1200 tonn CO₂-ekv når 1/4 av vårspredd og 1/2 av sommerspredd husdyrgjødsel var vannblandet 1:1. Andelen vannblandet husdyrgjødsel spredd på eng var i 2013 68%

mot 77% i år 2000. Redusert vanninnhold i husdyrgjødselen kan medføre høyere ammoniakktap. I praksis blir det ofte tilsatt vann ved overflatespredning på sommeren, når nettopp effekten er størst. I åpen åker vil eventuell nedmolding minimere betydningen av vanninnblanding.

Ammoniakktap ved spredning av husdyrgjødsel varierer med værforholdene under og etter spredning, særlig gjelder det ved breispredning til gras. Lav temperatur ved spredning og nedbør i etterkant gir mindre ammoniakktap og høyere N-effektivitet. I tidligere norske undersøkelser er det funnet høyere N-effektivitet ved bruk av breispredd husdyrgjødsel på Vestlandet enn på Østlandet.

Tabell 3.2. Ammoniakktap og virksomt N av tilført total-N for breispredning og stripespredning beregnet i husdyrgjødselkalkulatoren ut fra samme utgangspunkt som i tabell3.1.

	Uten ekstra vanntilsetting (6% ts og 4 tonn/daa)	1:3 vanntilsetting (4,5% ts og 5,3 tonn/daa)	1:1 vanntilsetting (3% ts og 8 tonn/daa)
Breispredning			
Ammoniakktap	27.0%	24.7%	19.2%
Virksomt N	53.1%	54.8%	58.9%
Stripespredning			
Ammoniakktap	15.6%	14.3%	11.1%
Virksomt N	61.6%	62.6%	64.9%

Rundt 26 000 tonn total N i form av husdyrgjødsel ble spredd på eng i 2013, der omtrent 80% eller 20 800 tonn total N ble breispredd. Av husdyrgjødsel spredd på eng ble det ikke tilsatt vann i 32% av gjødsla, i 51% av husdyrgjødsla ble det tilsatt mindre enn 1 del vann og i 17 % av gjødsla ble det tilsatt en del vann eller mer. Dersom gjødsla som i 2013 ikke ble iblandet vann (6 656 tonn tot-N) tilsettes vann 1:1, gir dette en økning i virksomt N tilsvarende 386 tonn (fra 53,1 til 58,9%)(Tab. 3.2). Trolig er potensialet en del høyere fordi husdyrgjødsel som ikke er vannblandet mest sannsynlig har et høyere tørrstoffinnhold enn 6%.

74% av storfegjødselen og 65% av svinegjødselen som var lagret utendørs i 2013 var lagret uten dekke, regnet på basis av totalnitrogen. Av blautgjødsel lagret i kum ble litt under halvparten lagret uten dekke i år 2000. Når det bygges nye gjødsellager er dette ofte utendørs kum og oftest uten dekke. I praksis blir kostnaden med fast dekke avveid mot kostnaden av å bygge større kum for å håndtere nedbørmengden. Åpent utendørs lager samler nedbør gjennom lagringssesongen. 1 m nedbør i en 4 meter høy kum utgjør en vanntilsetting på 25%. Forutsatt samme gjødsel og middels spreddeforhold som tidligere kan denne vanninnblandingen innebære 8,5% redusert ammoniakktap og 3% bedre samlet N-utnytting ved breispredning. Dette gir et inntrykk av nedbørseffekten i åpent lager, som naturligvis varierer mye etter nedbørmengden i området. Ved dekke over lager går man glipp av denne effekten, dersom det ikke kompenseres med vanntilsetting.

Potensialet i økt vannblanding reduseres noe av økt andel stripespredning som er under frammarsj. Med en bedret nitrogenvirkning på 15% ved bruk av stripespreder kan andelen i 2013 ha ført til nært 2000 tonn N i økt virkning, i forhold til om alt ble breispredd. I praksis er det en forutsetning med tynn gjødsel for at spredesystemet skal fungere, særlig via slangetilførsel. En samlet økt virkningsgrad for husdyrgjødsel spredd gjennom stripespreder på 15-20%, inkl. økt vanninnblanding, er derfor ikke urealistisk. På grunn av en rekke praktiske fordeler med stripespreder eller tilsvarende løsninger er det ikke usannsynlig at andelen stripespredning har fortsatt å øke og fortsatt kommer til å øke. Hvor mye husdyrgjødsel som er praktisk mulig å spre med stripespreder er usikkert med tanke på arrondering og andre praktiske forhold. Dersom det forutsettes at halvparten av den husdyrgjødselen som ble breispredd i eng i 2013 (totalt tilsv. 6 152 480 tonn gjødsel) i stedet blir spredd med stripespreder, og

økt nitrogenutnytting settes tilsvarende 0,3 kg N/tonn, gir dette en potensiell mulighet for å spare nært 1 800 tonn N. Dette tilsvarer en utslippsreduksjon på 28 tonn N₂O eller 8 344 tonn CO₂ ekv.

3.4 Bedre arealmessig utnyttelse av husdyrgjødsel

Husdyrgjødsel bør fordeles utover jordbruksarealet på en slik måte at overskudd av næringsstoff unngås. Når det gjelder utslipp av drivhusgasser har fordelingen og utnytting av nitrogen størst betydning, men fordelingen har også betydning for karbonbalanse.

Husdyrgjødsel tilbakefører en betydelig mengde karbon (C) til jordbruksjord. Tidligere i rapporten er det estimert en årlig total gjødselmengde for alle dyr på 940 000 tonn ts i 2020. Forutsatt 45% C i gjødseltørrstoffet er det 423 000 tonn C i norsk husdyrgjødsel. I en metaanalyse, der feltforsøka i gjennomsnitt hadde 18 års varighet, er det funnet at 12% C fra husdyrgjødsel inngår som jordkarbon (Maillard og Angers 2014). Forutsatt 12% C-binding kan dette tilsvare en årlig karbonfangst på omtrent 180 000 tonn CO₂-ekv. i Norge. Jordart, jordas innhold av C, driftsmåte, og klima avgjør hvor mye C som egentlig blir igjen i jorden. Jord med lavt C-innhold har størst potensial til å binde C fra husdyrgjødsel (Kätterer m.fl. 2012). Antagelig sammenfaller dette ofte med lavt innhold av plantetilgjengelig fosfor. Det betyr for eksempel mer bruk av husdyrgjødsel i typiske kornområder, der dette kan være med å motvirke nedgangen i organisk materiale assosiert med produksjonen i disse områdene (Riley og Bakkegard 2006). Det vil trolig øke bindingspotensialet for C og redusere utlippene knyttet til for stor tilførsel av fosfor, som er en problemstilling i husdyrtette områder.

C-fangst kan modelleres inn i utslippsregnskapet, f.eks ved bruk av den svenske modellen «Introductory Carbon Balance Model» (ICBM) for karbonendring i jordbruksjord (Andrén og Kätterer 1997), som er basert på tilgjengelige data. Denne modellen er også brukt som basis for estimert karbonendring i gårdsmodellen HoloNor (Bonesmo 2013). Nettoeffekten kan ventes å bli større dersom mengden organisk materiale som tilbakeføres til jordbruksjord øker og erstatter forbrenning, for eksempel som et resultat av at husdyrgjødsel og annet organisk materiale blandes i biogassreaktorer, for deretter å bli spredd som sams vare på jordbruksjord.

En eventuell bindingseffekt ved strategisk distribusjon av husdyrgjødsel må settes opp mot utslipp knyttet til selve distribusjonen. Transporten kan effektiviseres og sannsynligvis få reduserte utslipp i framtiden. Separering eller pelletering av husdyrgjødsel, gjerne i forbindelse med biogassproduksjon, kan effektivisere transport av ulike fraksjoner, men er også energikrevende.

Tabell 3.3. Samletabell effekt av ulike husdyrgjødseltiltak.

Tiltak	2016-rapporten, (Øygarden et al. 2009)	Nye anslag i denne rapport- basert på:	Effekter CO2 potensiale	Spesielle kommentarer
Tak på åpne gjødsellager	Se kommentar	Se kommentar om svenske målinger i teksten.		Trolig lite representative utslippsberegninger. Effekten av tiltaket innvirker primært på neste punkt.
Gunstigere spredetidspunkt	12 000 tonn CO ₂ -ekv.	Eliminering av høstspredning og halvering av sommerspredd gjødsel til eng og åpen åker.	4 000 tonn CO ₂ -ekv.	Usikkert Høstspredning er allerede redusert fra 2000 til 2013.
Miljøvennlig spredemetode	10-15 000 tonn CO ₂ -ekv.	50% av husdyrgjødsel spredd i eng med stripespreder.	8 000 tonn CO ₂ -ekv.	Usikkert potensiale. Breispreidingsandel allerede redusert fra 2000-2013.
Bedre arealmessig utnyttelse av husdyrgjødsel				Et visst potensiale avh av husdyrtetthet og transportavstand

3.5 Biofiltrering av metan fra husdyrgjødsel

3.5.1 Tak på åpne gjødselager og biofiltrasjon av CH₄

Avskjæring av nedbør med et tak over gjødsellager kan skape bedre forhold for mikro-aerobisk skorpedannelse hvor methanotrofiske bakterier kan leve og oksidere CH₄ til CO₂. Mens skorpedannelse kan være problematisk for bonden ved omrøring, har det i danske studier vært et kostnadseffektiv tiltak for redusert CH₄ utslipp fra lagret gjødsel (Petersen et al. 2005). Det er også teknisk mulig å føre CH₄ rik luft fra et lukket gjødsellager eller fjøs gjennom et methanotrophic biofilter som er installert ved siden av gjødsellageret eller fjøset. Her er det mulig å konstruere et biofilter som er spesielt designet for forhold for methanotrophic bakterier som kan oksidere CH₄ til CO₂.

En studie fra Nederland fant at det var mulig å oksidere opptil 85% av CH₄ fra 6 m³ gjødselsilo via et 160 L biofilter som inneholder 60:40 V/V kompost:perlite. Extrapolering av resultater viser at behandling av 1000 m³ blautgjødsel vil kreve et 20 m³ biofilter. Resultatet kan være en 50% reduksjon i CH₄ utslipp fra lagret gjødsel til en kostnad av ca. 250 NOK t⁻¹ CO₂ (Melse og van der Werf, 2005).

Et av problemene med biofilter er holdbarhet av filtereffekten over tid. Kompost brytes ned og komprimeres over tid og det kan utvikles anaerobe soner som krever at materialet må skiftes ut. En studie fra La (2018) viser at en 7:1 Biokull:Kompost blanding har vist seg å være et biofilter medium som kan løse noe av disse utfordringer, fordi biokull er mer biologisk stabilt. Methan oksidasjon var

100% i denne laboratorie studien, men effekten vil trolig være lavere under full skala forsøk. Hvis biokull er produsert på gården fra et gårdsvarme pyrolyseanlegg kunne det først brukes biofilter for reduksjon av CH₄ i et fjøs/gjødsel silo før biokullet etter hvert tilsettes til gjødsel, kompost eller jord hvor det vil ha en karbonbindings effekt. *Et forbehold* med denne biofilter teknikken er at det bør undersøkes nærmere om en uønsket bi-effekt kan være økt N₂O utslipp som kan dannes via nitrifikasjon av NH₃. Dette fordi et aerob kompost/biokull filter også vil fange NH₃ til en viss grad.

3.6 Syretilsetning til husdyrgjødsel på lager

3.6.1 Sterke syrer

Forsuring av husdyrgjødsel med sterke syrer har blitt brukt i praksis i Danmark i over 20 år. Ved å senke pH i husdyrgjødsel blir balansen mellom ammonium (NH₄) og ammoniakk (NH₃) forskjøvet i retning ammonium, slik at mindre ammoniakk går tapt til luft. Mange studier dokumenterer at senkning av pH reduserer ammoniakktap og fører til bedre utnyttelse av nitrogenet i husdyrgjødsel (Fangueiro et al. 2014). Svovelsyre (H₂SO₄) er den mest vanlige syra som blir tilsatt, men også saltsyre (HCl) og salpetersyre (HNO₃) kan brukes. Bruk av salpetersyre kan gi økte N₂O-utslipp.

Det er ønskelig med senkning av pH til rundt 5,5. Tilsetning av syre kan skje ved behandling av gjødsla i tank mellom fjøs og lager, direkte i gjødsellager eller under gjødselspredning. Det er utviklet utstyr for syretilsetning, men en av ulempene er likevel helsefaren for dyr og mennesker. I tillegg er bruk av syre forholdsvis dyrt og fører til korrosjon av utstyr og lagerkonstruksjoner. Langtidseffekten på jord er heller ikke godt nok undersøkt. I Danmark er det påbud om at all husdyrgjødsel skal felles ned både på eng og i åker. Men dersom det blir tilsatt syre kan en likevel spre gjødsla med stripespreder. Fordi slik spredning har visse fordeler, blir syretilsetning brukt i et rimelig stort omfang. I 2014 ble om lag 20% av husdyrgjødsel i Danmark tilsatt syre. Så lenge det er tillatt med spredning av husdyrgjødsel på eng uten krav til nedfelling, er det lite aktuelt å ta i bruk syretilsetning i Norge. I dag vil ikke sparte kostnader til handelsgjødsel kunne forsvare bruk av syretilsetning. Det er likevel et tiltak som er mulig å gjennomføre dersom man legger større vekt på å redusere ammoniakktap fra husdyrgjødsel og dermed også lystgassutslipp.

Petersen (2012) fant i et forsøk at i tillegg til utslippsreduksjon av NH₃ reduserte forsuring også CH₄ utslipp fra 3 måneder lagret gjødsel med 67-87%. Årsaken er at svoveltilsetning stimulerer sulfat reduserende bakteriesamfunn som kan utkonkurrere metanogene bakteriesamfunn. Ulempen med denne teknikken kan være at svovelsyrens demping av CH₄ produksjon også kan fortsette hvis husdyrgjødsel senere blir brukt i biogass anlegg (Moset et al. 2012). Der vil denne forstyrrelsen være uønsket ut fra et biogass produksjonsperspektiv.

3.6.2 Melkesyrefermentering

Et alternativ til forsuring med sterke syrer er forsuring med organiske syrer f.eks. via melkesyre fermentering. Her må sukker eller lette karbohydrater tilsettes med en melkesyrekultur som omdanner sukkersubstrat til melkesyrer, og som vil føre til en pH senking av gjødsla. Et forsøk av Bastami (2016) hvor kugjødsel var tilsatt enten ølbryggingssukker med eller uten melkesyrekultur fant at gjødsel pH ble senket til <5 og at CH₄ utslipp ble redusert mellom 85-99%. Et hovedresultat var at man ikke trengte å tilsette melkesyrebakterier fra et innoculum og at bakterier kan bli stimulert frem fra gjødsla selv med tilsetning av sukkersubstratet. Innokulering med bakterier utenfra ga en 10% mereffekt og kunne sette fart på prosessen. Dette temaet undersøkes nærmere i Norge i et prosjekt ledet av Bokashi Norge AS der NIBIO og NORSØK deltar. Mer data vil bli tilgjengelig mot slutten av 2019. En midtveis rapport er tilgjengelig på bokashinorge.no

3.7 Biogassproduksjon basert på husdyrgjødsel

Produksjon av biogass av husdyrgjødsel vil føre til både reduserte utslipp av metan og lystgass fra gjødsellager, og redusert utslipp av CO₂ når biogassen erstatter fossil diesel eller fyringsolje (substitusjonseffekt). Substitusjonseffekten forutsettes å være 3 kg CO₂ per kg biogass ved bruk som drivstoff og 2,5 kg ved bruk som fyringsolje. I tidligere beregninger for Miljødirektoratet er det antatt at 68 prosent av biogassen blir brukt til drivstoff og 32 prosent til oppvarming i bygninger.

Mengden husdyrgjødsel fra norsk landbruk er beregnet til 0,922 mill. tonn tørrstoff i 2017, hvorav 0,723 mill. tonn tilføres gjødsellager og er disponibel for biogassproduksjon¹. Med et antatt gjennomsnittlig tørrstoffinnhold på 6,5 prosent² tilsvarer dette ca. 11 millioner tonn rå husdyrgjødsel på lager. Den gjødselmengden som blir lagret representerer et teoretisk potensial på 109 tusen tonn biogass i form av metan. Dersom utnyttelsesgraden i biogassanleggene er 70 prosent av det teoretisk oppnåelige, kan biogasspotensialet beregnes til 76 tusen tonn.

I 2017 ble 71 000 tonn husdyrgjødsel levert til biogassanlegg. Med et tørrstoffinnhold på 6,5 prosent vil dette utgjøre 4 666 tonn tørrstoff som er ca. 0,5 prosent av den totale mengden husdyrgjødsel og ca. 0,65 prosent av den mengden som tilføres lager. Ved en utnyttelsesgrad på 70 prosent vil denne mengden representere et potensial på omlag 500 tonn ren biogass.

Kostnadene og nytteverdien av biogassproduksjon på husdyrgjødsel er avhengig av flere kritiske faktorer, bl. a. redusert lagringstid av husdyrgjødsel på gården, utnyttelsesgraden på biogassanlegget, transportavstand, og bruk av biogassen og bioresten. Avstanden mellom gårdsbrukene og biogassanleggene er kanskje den viktigste kostnadsfaktoren i denne sammenhengen.

Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel vil redusere utslippene av metan, lystgass og ammoniakk fra gjødsellager. Denne reduksjonen vil avhenge av hvor lang tid lagringstida reduseres. Pettersen et al. (2017) forutsatte at lagringstida ble redusert med 90 prosent, noe som innebærer tømning av gjødsellageret hver måned. Sjeldnere tømning av gjødsellager vil selvsagt innebære mindre utslippsreduksjon. Utnyttelsesgraden ved biogassproduksjon har vært antatt å være på 70 prosent av det teoretisk oppnåelige. Dersom en ikke oppnår så høy utnyttelse, blir biogassutbyttet tilsvarende mindre.

Bruksområdet for biogassen har avgjørende betydning for substitusjonseffekten, det vil si hvor mye utslippet av fossil CO₂ reduseres per enhet biogass. Substitusjonseffekten antas å være henholdsvis 3 og 2,5 kg CO₂/kg biogass (metan) ved bruk som drivstoff og fyringsolje (Grønlund og Harstad 2014). Dersom biogassen brukes til oppvarming på eget gårdsbruk i stedet for annet biobrensel, eller elektrisitet ved bruk av varmepumpe, blir substitusjonseffekten liten. Det er derfor avgjørende betydning at biogassen oppgraderes til å kunne erstatte fossilt drivstoff eller brensel. Ved små biogassanlegg har det vist seg vanskelig å oppgradere biogassen.

Bioresten inneholder de samme mengder plantenæringsstoffer som i gjødsla før biogassproduksjonen. Siden biogassproduksjon fører til mindre tap av ammoniakk fra gjødsellager, vil bioresten ha et noe høyere innhold av plantetilgjengelig nitrogen enn ubehandlet husdyrgjødsel som spres på jordet. Biorest vil omfattes av samme regelverk for spredning som ordinær husdyrgjødsel og det kreves lagringsmulighet for bioresten. Få gårdsbruk har lagringssystem for både gjødsla og biorest og det er trolig en viktig faktor for bøndenes vilje til å ta bioresten i retur. Biorest kan spres med samme type utstyr som brukes til vanlig bløtgjødsel og som normalt finnes på gårder med husdyr.

¹ Beregning gjort på grunnlag av antall husdyr og standard koeffisienter for hvert husdyrslag. Geiter, hester, hjortedyr og pelsdyr inngår ikke i beregningene, men bidrar med relativt små mengder.

² Basert på beregninger gjort av [Norsk landbruksrådgivning](#).

Husdyrgjødsel har et høyt innhold av fosfor i forhold til nitrogen og kalium. Regioner med stor husdyrtetthet har derfor som regel et overskudd av fosfor, i tillegg til høyt innhold av fosfor i jorda som følge av lang tids bruk av husdyrgjødsel, og tidligere bruk av fosforholdig mineralgjødsel. Produksjon av biogass kombinert med ny teknologi for behandling av bioresten, kan bidra til en omfordeling av fosfor i husdyrgjødsel, fra husdyrområder med fosforoverskudd til korndyrkingsområder med fosforbehov. Denne teknologien innebærer at bioresten separeres i en flytende og fast fase, hvor nitrogen og kalium er anrikt i den flytende fasen og fosfor er anrikt i den faste fasen. Den flytende fasen kan brukes som gjødsel i området nær biogassanlegget, mens den faste fasen kan tørkes eller omdannes til biokull, og deretter transporteres ut av husdyrområder og til områder med behov for fosforgjødsel.

3.7.1 Potensiale for biogass og referansebaner

Referansebaner for husdyrproduksjonene er oppdatert av NIBIO til Miljødirektoratet i 2018, de er basert på SSBs befolkningsprognoser for 2016 alternativ MMM. Det er mulig at disse vil bli revidert i forhold til nye prognoser for befolkningsøkning. I St.meld 41 er det brukt 4,4 Mt CO₂-e i 2030, som er lavere enn referansebane for 2018 med 4,67 Mt. Ved beregninger av effektspotensiale har vi brukt den nye referansebanen (tabell 2.1), men også referert til tidligere beregninger med eldre referansebane. Det er i 2030 beregnet 11,3 % økning i utslipp ved bruk av nye referansebane. Dette virker noe høyt og det er behov for avklaring om hvilken referansebane som skal legges til grunn for fremskrivninger.

I tabell 3.4 er det vist antatt potensiale for biogassvolum gitt ulik andel av gjødsel brukt til biogass. Det er benyttet samme fordeling som til tidligere beregninger for Miljødirektoratet der en har forutsatt at 68 prosent av biogassen blir brukt til drivstoff og 32 prosent til oppvarming. De beregnede effektene av biogass av husdyrgjødsel er vist i tabell 3.4.

Tabell 3.4 Utslippsreduksjon angitt som 1000 tonn CO₂- ekv. av ulik andel husdyrgjødsel brukt til biogassproduksjon.

	2 020	2 030	2 040	2 050
Andel gjødsel til biogassproduksjon	0,05	0,2	0,35	0,5
Utslippsreduksjon i forhold til ny referansebane	13	55	103	155
Tonn biogass (CH ₄)	4	17	31	46
Substitusjonseffekt av biogass hvis bruk til drivstoff	12	49	92	139
Substitusjonseffekt av biogass hvis brukt til oppvarming	10	41	76	116
Subst. effekt. 68 % til drivstoff og 32 % til oppvarming	11	47	87	132

Totalt potensiale for biogass i 2030 er beregnet til 55 000 tonn som utslippsreduksjon fra lager og i tillegg 93 000 tonn substitusjonseffekt= 148 000 tonn. For 2050 er det beregnet et potensiale med 155.000 tonn i utslippsreduksjon og 132 tonn i substitusjonseffekt, totalt 287 000.tonn.

3.7.2 Biogassanlegg og lokalisering

Små gårdsanlegg har ikke mulighet for å produsere biogass med en renhet som kreves for at biogassen kan anvendes som drivstoff i kjøretøy. Dette er et argument for å lokalisere biogassanlegg til husdyrtette områder der det er mulighet for å etablere store anlegg eller alternativt mindre gårdsanlegg i kombinasjon med større anlegg som kan ta imot gass fra mindre anlegg og oppgradere gassen slik at den kan anvendes til flere bruksområder.

Pettersen et al. (2017) la til grunn at grunnkretser med stort biogasspotensial burde prioriteres. Det finnes mer enn 5 tusen grunnkretser med husdyr i Norge, men de 740 grunnkretsene med størst biogasspotensial bidrar med halvparten av det totale biogasspotensialet av husdyrgjødsel. Å prioritere

husdyrtette områder kan gi gevinster i form av kortere transportavstand, bedre muligheter til oppgradering av biogassen og trolig større potensial for omfordeling av næringsstoff, spesielt fosfor i bioresten.

3.7.3 Evaluering av pilotordning for tilskudd for levering av husdyrgjødsel til biogassanlegg

Landbruksdirektoratet har invitert ulike aktører om å gi tilbud /prosjektbeskrivelse av Evaluering av pilotordningen for tilskudd for levering av husdyrgjødsel til biogassanlegg (Ref 18/53443-1). Formålet med evalueringen (rapport innen 18.2 2019) er å undersøke om tilskuddsordningen er et målrettet tiltak for å opnå klimagevinst og om det er en forvaltningseffektiv ordning. Perioden som skal evalueres er fra 2013- 2017.

I 2017 fikk 35 gårdsbruk 3,6 millioner kroner i tilskudd for levering av 71 000 tonn husdyrgjødsel til biogassanlegg. Pilotordningen for levering av husdyrgjødsel til biogassanlegg ble besluttet i jordbruksoppgjøret i 2012 (Prop. 122 S (2011-2012)). Et viktig grunnlag for dette var klimameldingen som ble lagt fram våren 2012, der det står at utvikling av gårdsbaserte biogassanlegg og store samhandlingsanlegg for husdyrgjødsel og avfall skal være et viktig bidrag til utvikling av biogass i Norge (Meld. St. 21 (2011-2012)). I 2014 ble virkemidlene for økt produksjon av biogass sammenfattet i en nasjonal tverrsektoriell biogasstrategi (Klima- og miljødepartementet 2014).

Tilskuddsordningen er nedfelt i en egen forskrift³, hvis formål er «å stimulere til at husdyrgjødsel blir levert til biogassanlegg» (§ 1). Vilkårene for tilskudd er at foretaket driver husdyrproduksjon og mottar produksjonstilskudd, samt dokumentasjon på at mottaksanlegget produserer biogass (§ 3). Tilskuddet er på 500 kroner per tonn levert husdyrgjødsel omregnet til tørrstoff, alternativt betales et tilskudd per dyr på gårdsbruk der husdyrgjødsel benyttes i eget biogassanlegg (§ 4). Ordningen administreres og kontrolleres av landbruksdirektoratet, som har adgang til all bokføring, korrespondanse og opptegnelser som vedkommer tilskuddet (§ 7).

3.7.4 Biogass-produksjon – foretaksøkonomien

Biogassproduksjon bygger på eldgammel teknologi som utnytter prosesser som foregår overalt i naturen, anaerob fermentering. Teknologien er gjenstand for kontinuerlig utvikling og forskning. Det er stor variasjon i alle parametre som beskriver anlegg, prosess, råvare og effektivitet. Derfor er det stor usikkerhet om kostnader totalt og pr enhet. Kostnadene vil variere mellom anlegg avhengig av skala, inngående biomasse, transportproblematikk, teknologier, vedlikeholdsopplegg, varme- og gassanvendelser, samt utnyttelse av biorest. Våre grove estimater for et anlegg for 80 000 tonn blandet organisk avfall, gir årlig vel 30 millioner i kostnader årlig og en kostnad pr liter dielekvivalent på mellom fem og seks kroner. Her er ikke logistikkostnader for biomasse og biorest medregnet. I dag er engrosprisen for diesel uten avgifter ca.5 - 6 kroner pr liter avhengig av markedssituasjonen. For småskala gårdsanlegg som utelukkende behandler husdyrgjødsel, vil kostnad pr kwh kunne ligge rundt en til to kroner.

Vårt anslag er sannsynligvis noe lavt siden biogassanlegg i dag bruker relativt betydelige leveringsavgifter. Vesentlig mer nøyaktige og kompliserte beregninger må gjøres for det enkelte tilfelle med spesifiserte anlegg og biomasser.

Mengden biogass produsert i dag er liten. Det har vært en ambisjon om at denne skal økes til 50 % innen 2050. I dag er det tegn til at økningen har stanset noe opp. Flere større sambehandlingsanlegg er lagt på is pga dårlige kalkyler (Troms, Kongsvinger; begge i følge muntlige, ubekreftede utsagn). Det synes også å være mindre interesse for forskning om selve biogassprosessen, noe som igjen kan føre til

³ Forskrift om tilskudd for levering av husdyrgjødsel til biogassanlegg (Lovdata)

svekket konkurransevne sammenlignet med alternative metoder for resirkulering av næringsstoffer i biomasse. Det er umulig å si når ambisjonene for 2030 eller 2050 kan være nådd. Etter vår foreløpige vurdering er det grunn til å tro at veksten i biogassproduksjonen stanser opp uten vesentlig økte tilskudd, betydelig økte priser på el-kraft eller fossilt drivstoff, eller styrket satsing på mer effektiv biogass teknologi.

4 Husdyr – endret fôring

NIBIO sin utredning skulle ikke omfatte tiltak i husdyrproduksjonen som har med fôring, dyrehelse, ytelse etc. Det er likevel tatt med noen eksempler på lovende tiltak som det kan være verdt å undersøke videre, som bruk av biokull, tang og tare og eteriske oljer.

4.1 Biokull i fôret

Bruk av biokull som tilsetningsstoff til dyrefôr er et lovende bruksområde, med potensiale til å forbedre helsen og redusere klimaavtrykket fra drøvtyggere. Dette er et område som hittil har hatt liten vitenskapelig oppmerksomhet, men det er eksempel på at bønder i samarbeid med forskningen har ledet an i utviklingen. F.eks er salgkanalen for biokull i Sveits og Østerrike (Kamman et al. 2017) hovedsakelig til husdyrprodusenter (flere hundre). NIBIO organiserte en studietur om biokull til Østerrike i juni 2018 der norske deltagere besøkte et av produksjonsanleggene til firmaet Charline som utvikler biokull fôrprodukter til husdyr. Charline daglige leder Dominic Dunst forklarer at deres produkter er blitt utviklet via utprøving hos bønder med kombinasjoner av ulike råstoff og konsentrasjoner. Tilbakemeldinger fra involverte bønder om fordeler opplevd så langt er: reduksjon i diaréer, reduserte stress symptomer, redusert lukt i fjøset, og forbedret næringsinnhold i husdyrgjødsel. Forretningskonseptet til Charline er at kostnaden med innkjøpt biokull fører til at de nevnte fordeler gir redusert dødelighet, økt vekst og reduserte veterinær kostnader. Klimagevinsten som hittil er påvist i labstudier viser reduserte CH₄ utslipp, og økt karbon binding i jord, som følge av at husdyrgjødsel er blitt anriket med biokull som blir med på lasset når det blir spredt på arealene.

I de få vitenskapelige forsøk som hittil er utført, vises det også til reduksjon i metangassutslippene fra drøvtyggere med biokull i dietten. Reduksjon i metangassutslipp på 20% fra kyr i Indonesia er rapportert etter tilsetning av kun 0.6% biokull i fôret (Leng et al. 2012). Nyere in vitro studier i England viser mindre effekt (-4% CH₄ reduksjon sammenlignet med kontroll) (Cabenza, et al. 2017). Dannelse av metan i vomma er en indikasjon på at energien i fôret ikke er fullstendig utnyttet av dyret. Det er behov for videre både grunn- og anvendt forskning for å fastslå mekanismer for redusert metangassutslipp med biokull og for å kunne produsere fôr som gir dyr bedre helse og større vekst.

Omfang av tiltaket

For å anslå teoretisk potensiale som klimatiltak har vi beregnet (Tabell 4.1) total CO₂-e reduksjon hvis alle drøvtyggere i Norge fikk 1% biokull tilsetning i dyreforet i tidsperioden når de oppholder seg innendørs. Klimaeffekten forutsetter en 4% reduksjon i CH₄ (Cabenza et al. 2017) og at biokull blir igjen i husdyrgjødsel som er levert til biogassanlegg eller i husdyrgjødsel og senere spredt på jorda. Det forutsettes at det er bare er mulig å tilsette biokull til fôr når dyrene blir holdt innendørs (75% av året for kyr, 50% av året for sau og geit). Karbonbindingseffekten er beregnet med forutsetning av 80% C innhold i biokull og 70% stabilt C andel i biokull etter 100 år (Lehmann et al. 2015, Camps-Arbestain et al. 2015). Tabellen er modifisert for norske forhold fra Kamman et al. (2017).

Tabell 4.1. Teoretisk estimering av CO₂-e reduksjon fra tilsetning av 1% biokull i dyrefor til drøvtyggere. Totalt CO₂-e reduksjon år⁻¹ er en sum av 4% redusert CH₄ fra fordøyelse (Cabenza et al. 2017) + karbonbinding i jord fra biokull som blir igjen i husdyrgjødsel og deretter overføres til jorda.

Drøvtyggere	Antall dyr i Norge 2017 ⁴	CH ₄ dyr ⁻¹ år ⁻¹ (normal)	CH ₄ dyr ⁻¹ år ⁻¹ (med 4% reduksjon)	t CO ₂ -e år ⁻¹ reduksjon med 5% redusert CH ₄ fra fordøyelse	t C biokull tilspist år ⁻¹	t CO ₂ -e år ⁻¹ reduksjon fra biokull andel i husdyrgjødsel lagret i jord	Totalt t CO ₂ -e år ⁻¹ reduksjon
Ammekyr	91513	122	117	8373	1653	6049	14422
Melkekyr	220265	144	138	23789	3978	14599	38388
Annet Storfe	560640	110	106	46253	10125	37058	83311
Sau	1123732	10	9,6	5619	5664	20729	26348
Geit ⁵	60000	13	12,48	390	302	1107	1497
Sum				84424	21722	79542	163965

Kostnad knyttet til dette tiltaket er ukjent pr idag, men hvis de anekdotiske fordelene beskrevet (forbedret dyrehelse og redusert antibiotika forbruk) fra Østerrike også er tilfelle i Norge, så vil disse fordelene kunne spare kostnader for bønder og muligens betale for den ekstra kostnaden knyttet til biokull tilsetning til dyrefôr.

Behov for forskning

Det er behov for in vivo studier som kan kartlegge effekt av biokull på enterisk CH₄ og undersøke mekanismer bak effekten. I tillegg, trengs det undersøkelser om effekten av biokull nedstrøms i verdikjeden (effekt på CH₄ utbytte i biogass anlegg og gjødselvirkning og drivhussgasser fra biokull anriket husdyrgjødsel spredt på jorda). Dette kan gi en mer komplett bilde av klimanytte av biokull innhold i dyrefôr.

4.2 Andre fôringstiltak

Tang, tare og makroalger

Det forskes på bruk av andre fôringsmidler, både som proteinkilder og som erstatning for å redusere import fra andre land. Disse vil også påkonne påvirke klimagassutslippene- men er ikke omhandlet i denne rapporten.

Tilsetning av eteriske oljer i dyrefôr

Felleskjøpet har lansert et nytt fôr som inneholder eteriske oljer som i forsøk har vist økt fôrutnyttelse og dermed mindre CH₄ tap. De opplyser at det i forsøk er vist CH₄ reduksjon med opptil 15-20%. Eteriske oljer er utviklet av et firma i Sveits som selger produktet som kalles Agolin Ruminant:

<https://www.agolin.ch/products.html>

<https://www.felleskjopet.no/kraftfor/artikler/gir-okt-foreffektivitet-og-reduserer-klimagassutslipp/>

⁴ SSB: <https://www.ssb.no/jordhus>

⁵ <https://snl.no/geit>

5 Planteproduksjon – arealtiltak

I utslippsregnskapet blir det regnet med et direkte utslipp av lystgass-N på 1% av tilført nitrogengjødsel (mineralsk og organisk). I tillegg blir det regnet med indirekte lystgassutslipp på 1% av nitrogen tapt som ammoniakk og NO_x og 0,75% av N-tap ved avrenning. Grunnlaget for utregningene er salgsstatistikk for ulike gjødseltyper og mengde N i organiske gjødselslag. Fra gjødsla som dyr legger fra seg på beite blir det regnet med et direkte utslipp av lystgass-N fra 1-2% avhengig av dyreslag (2% for storfe og 1% for sau). Fra avlingsrester som blir tilbakeført til jorden blir det regnet med et utslipp av lystgass-N på 1% av N tilbakeført. Det blir i dag ikke regnet med direkte lystgassutslipp fra biologisk nitrogenfiksering. Kalking med de kalkingsmidlene som man bruker i dag gir utslipp av CO₂. I utslippsregnskapet benytter man salgstall for ulike kalkmiddel, trekker fra det som blir brukt til kalking av innsjøer, og regner ut CO₂-utslippet etter type kalk.

De viktigste planteproduksjonene i Norge er grovfôr og korn/oljevekster. I 2017 var det i Norge 958 029 daa korn og oljevekster og 6 519 771 daa grovfôr (Landbruksdirektoratet 2018). Det er i dagens statistikk ikke skilt mellom fulldyrka og overflatedyrka eng, men dersom vi går utifra at fulldyrka areal utgjør 74% av grovfôrarealet (like stor andel som i 2008 brukt i Øygarden et al. 2009 sine utregningar) blir fulldyrka areal til eng 4,8 mill daa. Fulldyrka areal totalt for eng og korn blir da rundt 7 760 000. I Øygarden et al. (2009) var det regnet på et kornareal på 3,1 mill daa og et engareal på 4,9 mill daa. Av fulldyrka areal var det altså 39% korn.

5.1 Drenering

Drenering som klimatiltak i rapporten til Hohle et al. (2016) bygger på utregninger gjort i Øygarden et al. (2009) som regnet med at lystgassutslippet på dårlig drenert jord var 3% av tilført nitrogen, mens det fra godt drenert jord var 1,25% tilsvarende IPCC sin standard emisjonsfaktor fra 1997. I dag bruker man IPCC 2006 sine normer for lystgasstap fra tilført nitrogen på 1%. Gjødsling var satt til 12,2 kg N/daa for korn og 24,5 kg N/daa til eng. Man antok at 5% av arealet var dårlig drenert (150 000 daa korn og 250 000 daa eng) og at drenering av dette arealet kunne reduserte lystgassutslippene med 15 600 tonn CO₂-ekvivalenter fra kornareal og 52 000 tonn CO₂-ekvivalenter fra engareal (fulldyrket). I Klimakur ble det beregnet tiltakspakker der man beregnet effekt av å drenere 40 % av arealet som var dårlig drenert. I tiltakspakkene ble det beregnet at bedre drenering ga økte avlinger, redusert gjødselbehov og dermed mindre lystgassutslipp.

5.1.1 Størrelse på dårlig drenert areal

Lågbu et al. (2018) sin jordsmonnstatistikk klassifiserer 47% av fulldyrka- og overflatedyrka areal i Norge som selvdrenerende jord. Resten av arealet er definert å ha grøftebehov/dreneringsbehov, men det er særlig det flate arealet av dette (2,8 mill daa) som er utfordrende. Statistikken tar ikke hensyn til grøftetilstanden. I Landbrukstellinga 2010 ble 8% av jordbruksarealet på landsbasis (ca 812 000 daa) definert som dårlig drenert. Mange mener tallet er underestimert. I 2013 ble det innført tilskudd til drenering og dreneringsaktiviteten har derfor økt. 157 862 daa er systematisk grøftet, profilert eller omgravd i åra 2013-2016 (Tabell 5.1). I tillegg er det laget 844 722 m avskjæringsgrøfter og 1 617 589 m andre grøfter, mest sannsynlig drenggrøfter lagt usystematisk (Tabell 5.2).

Tabell 5.1. Areal (daa) systematisk grøftet, profilert eller omgravid etter at grøftetilskudd ble innført i 2013 og til 2016 (Kilde: Landbruksdirektoratet).

År	Systematisk grøftet	Profilering	Omgraving	Sum
2013	46025	1725	1296	49046
2014	48570	2956	1588	53114
2015	27557	1170	1247	29974
2016	23517	1514	697	25728
Totalt 2013-2016	145669	7365	4828	157862

Tabell 5.2. Lengde (m) på avskjæringsgrøfter og annen grøfting etter at grøftetilskudd ble innført i 2013 og til 2016 (Kilde: Landbruksdirektoratet).

År	Avskjæringsgrøft	Annen grøfting	Sum
2013	173 997	491 467	665 464
2014	285 928	508 794	794 722
2015	179 247	334 129	513 376
2016	205 550	283 199	488 749
Totalt 2013-2016	844 722	1 617 589	2 462 311

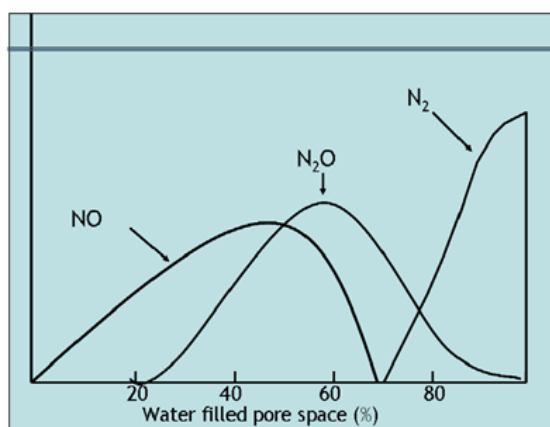
Hvis man antar at arealet fra landbrukstellinga for dårlig drenert jord er noe underestimert og derfor ser bort fra den usystematiske grøftingen som har blitt utført, kan man regne at om lag 650 000 daa (812 000-157 862) fortsatt er dårlig drenert. Vi kan også anta at dersom fordelingen mellom eng og korn på fulldyrka areal er som før (39% korn) blir det 255 000 daa korn og 399 000 daa eng som har dårlig drenering. Dette arealet er høyere enn i Øygarden et al. (2009). Det kommer årlig til nye areal med dårlig drenert jord jfr. forventet levetid på grøfter. Det er utarbeidet fylkesvis oversikt over hvor stort areal som er oppgitt å være dårlig drenert. Det er en større del på Østlandet som er oppgitt å være dårlig drenert. Det kan ha sammenheng både med jordart og med nye åkerkulturer. Ved engdyrking kan det virke som at terskelen for å definere areal som dårlig drenert er høyere. Omfanget av drenering har vært høyere på Østlandet fra 2013 enn i «grasdyrkingsfylka» på Vestlandet og Nord-Norge.

5.1.2 Emisjonsfaktor fra dårlig drenert areal

I Øygarden et al. (2009) ble det brukt en emisjonsfaktor på 3% fra dårlig drenert areal. Denne faktoren var veldig usikker. Det er gjort noen få spredte norske forsøk som undersøker effekten av drenering på klimagassutslipp siden den gang, men det er fortsatt vanskelig å finne en faktor som kan brukes.

Målinger i kornproduksjon er gjort på Ås der Tesfai et al. (2015) fant et høyere utslipp av lystgass per daa målt gjennom to vekstsesonger fra dårlig og utilfredsstillende drenert areal enn fra tilfredsstillende drenert areal. Helårsmålinger av klimagassutslipp fra korn som effekt av dreneringstilstand er ikke utført under norske forhold. Med unntak av Hove (1981) er det også få forsøk som har sett på effekten av dreneringsintensitet på kornavling. Hove fann positivt utslag av bedre dreneringsintensitet på såtidspunkt og kornavling. I prosjektet Optikorn skal det gjennomføres en spørreundersøkelse om avling og drenering vinteren 2018/2019, og det skal utføres feltforsøk på lysimeteranlegget på Kvithamar i 2019 og 2020. Lystgassmålinger er ikke inkludert i dette prosjektet.

I målinger på eng på jord med ulik dreneringstilstand på Vestlandet (Tingvoll) fann Hansen et al. (2012) at lystgassutslippet øker med minkende avstand til vannspeilet fra vår til 1. slått. Der det var dårligst drenert fant man også utslipp av metan. I våt jord rik på organisk materiale vil metanogene mikroorganismer (Archaea) produsere metan. Disse utslippene kan bli store og utgjøre en betydelig del av drivhusgassutslippet også fra jord som ikke er myr. Målt i forhold til avlingsnivå ble effekten av dreneringstilstand på klimagassutslipp svært stor i målingene på Tingvoll. I prosjektet Drainimp er det gjort helårsmålinger gjennom 2 år og 8 mnd i sterkt gjødslet eng (29 kg N/daa) på Vestlandet (Askvoll) ved 12 og 6 m grøfteavstand. Det var et samlet utslipp av lystgass-N i hele måleperioden på rundt 920 g/daa fra arealet med 6 m grøfteavstand og 690 g/daa fra 12 m grøfteavstand. Det samla utslippet av metan (CH₄) var i samme periode 1490 g CH₄-C/daa fra areal med 12 m grøfteavstand, mens det fra areal med 6 m grøfteavstand var et lite metanopptak. Sammenlagt for N₂O og CH₄ var utslippa 370 og 410 kg CO₂ eq. per tonn grastørrstoff ved 6 og 12 m grøfteavstand i gjennomsnitt for åra 2014-2016 (Hansen et al. upublisert).



Figur 5.1. Sammenhengen mellom utslipp av N₂O og vannfylte porer i jord (Davidson 1991).

I Askvoll fikk man (2år og 8mnd) altså større utslipp av lystgass fra 6 m grøfteavstand. Hvor stort lystgassutslippet blir er avhengig av forholda ved og rett etter gjødsling. Er det veldig vått kan man heller få et større utslipp av N₂ (Fig. 5.1). Et grøftesystem som fungerer godt kan også føre til raskere fluktuasjoner i vannstanden i jord og vekslinger mellom anaerobe og aerobe forhold, noe som kan føre til økte lystgassutslipp. Andre forhold som moldinnhold og pH kan ha virket inn på resultatene. For å ta hensyn til at man ikke alltid får en reduksjon i lystgassutslippet, iallfall når man ikke tar hensyn til avling har vi valgt å redusere emisjonsfaktoren på dårlig drenert areal fra 3 til 2 %. Ved å drenere sparer man dermed 1% (fra 2 til 1% mot tidligere differanse mellom 3 % og 1, 25%).

Bruker vi samme N-gjødslingsmengde på 12,2 kg N/daa i korn og 24,5 kg N/daa i eng frå vi:

Korn: $255\ 000\ \text{daa korn} \cdot 12,2\ \text{kg N/daa} \cdot 1\% = 31\ 110\ \text{N}_2\text{O-N} = 14\ 600\ \text{tonn CO}_2\text{-ekv.}$

Eng: $399\ 000\ \text{daa eng} \cdot 24,5\ \text{kg N/daa} \cdot 1\% = 97\ 755\ \text{N}_2\text{O-N} = 45\ 700\ \text{tonn CO}_2\text{-ekv.}$

Totalt: 60 000 tonn CO₂-ekv.

For oppvarmingspotensialet for lystgass er det brukt faktor på 298 istedenfor for 310 CO₂-evivalenter som ble brukt i 2009. IPCC 2006 sine normer for lystgassutslipp ved gjødsling er redusert fra 1,25 % som ble brukt i 2009 til 1 %.

Målingene både på Tingvoll og Askvoll viser at man ved dårlig drenering og høyt innhold av organisk materiale i jorda kan få metanutslipp fra eng. Når man inkluderer dette og tar hensyn til at avlingen øker ved bedre drenering blir effekten positiv også i Askvoll. På grøtrefeltet i Askvoll var det i snitt for

tre engår 10% større avling ved 6 m grøfteavstand i forhold til på ugrøfta areal. Variasjonen i avlingsutslag etter grøfting vil også være stor, og avhengig av dreneringstilstanden på arealet for man drenerer eller vedlikeholder dreneringssystemet.

For å få et sikrere tall for utslippsreduksjon må andelen dårlig drenert areal estimeres bedre, og det må utføres helårs klimagassmålinger ved ulik dreneringstilstand på ulike jordarter i ulikt klima for korn og eng. Dreneringsforsøkene fra eng som er referert fra Vestlandet har pågått i få år. Det er behov for å gjøre tilsvarende forsøk i andre deler av landet og for andre produksjoner.

Drenering er ikke et tiltak som får kreditt i utslippsregnskapet. Det er tidligere bruk en metodikk der økt avling kan gi behov for redusert nitrogen gjødsling og at effekt av dette kan beregnes.

Resultat fra aktuelle forsøk med drenering på myrjord er nevnt under under kapittel 7 Tiltak myrareal.

Tabell 5.3. Estimert effekt av økt drenering.

Tiltak	2016-rapporten Landbruk og klimaendringer	Øygarden et al. (2009)	Nye anslag i denne rapport –basert på:	Effekter CO2 - potensiale	Spesielle kommentarer
Drenering	Spart CO2 ekv: 16 000 tonn fra korn og 52 000 tonn fra eng	Grunnlaget for 2016-rapporten. 5 % av arealet med dårlig drenering, Emisjonsfaktor på 3 % av tilført N ved dårlig drenering	255 000 daa korn og 399 000 daa eng 8 % av arealet med dårlig drenering. Emisjonsfaktor på 2 % av tilført N-ved dårlig drenering	60 000 tonn CO2-ekv. totalt for korn og eng	Usikker emisjons-faktor Usikker omfang areal dårlig drenert.

5.2 Jordpakking

Øygarden et al. (2009) antok at man på 20% av all fulldyrka jord (0,9 mill daa korn og 1,5 mill daa eng) i Norge kunne redusere jordpakkingen og at emisjonsfaktoren fra pakka kornareal var 1,75% og fra pakka engareal 2,25% av tilført N. Potensiale for utslippsreduksjon ble estimert til 18 000 tonn CO₂ ekvivalenter for korn og 117 000 tonn CO₂ ekvivalenter for gras. Det er vanskelig å estimere både pakket areal og hvor mye pakkingen øker lystgassutslippet. Målinger på eng i Surnadal på 90-talet viste stor økning i lystgassutslippet etter pakking (Sitaula et al. 2000). Etter dette er det gjort noen få målinger med jordpakking i eng på Fureneset. I 2012 fant man at lystgassutslippet i perioden på ca 1 mnd etter gjødsling med 6 kg N etter førsteslåttan var dobbelt så stort på areal pakket med tung traktor (33 g lystgass-N/daa) i forhold til upakket areal (17 g lystgass-N/daa) (Rivedal et al. 2013). Året etter var utslippet på et høyere nivå, men med mindre forskjell mellom pakka (56 g lystgass-N/daa) og upakka (44 g lystgass-N/daa) (Sturite et al. 2014). Her økte utslippene etter pakking med ca 30%. På feltet der dette forsøket ble utført (svært moldrik siltig sand) var jorda ikke pakket på samme måte som det man kan se i praksis. Gjødslinga var også moderat. Det var brukt traktor med god dekkutrustning og lavt lufttrykk. I 2012 var det også veldig tørt ved pakking. Ved bruk av tung traktor fikk man i middel for to engår et avlingstap på 6%. På moldholdig siltjord på Løken fikk man mye større utslag på jordfysiske forhold etter pakking og et avlingstap på 26% i middel for lett og tung traktor. På moldrik sandjord på Tjøtta fikk man ikke avlingsreduksjon som følge av pakking (Rivedal

et al. 2016). Et fellestrekk var at avlingsreduksjonen viste høy korrelasjon med vanninnholdet i jorda. Når det gjelder kornproduksjon er det ikke utført målinger av klimagassutslipp som effekt av pakking, men det er gjort en god del på avling (Riley 2016).

For å finne sikrere tall på potensiale for utslippsreduksjon ved å redusere jordpakking er det behov for sikrere tall for pakket areal og effekten jordpakking har på utslipp av lystgass. Forhold som har gått i positiv retning siden 2009 er dekkutrustning og lufttrykk på landbruksmaskiner. Dette vil ha stor betydning for pakkingen i toppsjiktet av jorda. Planleggingsverktøyet- kalkulatoren Terranimo til bruk for å redusere risiko for jordpakking er tilpasset norske forhold (www.terranimo.dk). Det er også utført en del dreneringstiltak som følge av tilskuddsordninger som virker positivt på risiko for jordpakking. I motsatt retning virker klima- endringene med mer nedbør og større maskiner for å betjene et større areal per driftsenhet. For å kunne vurdere effekter av dette er det behov for bedre oversikt over andel av ulike jordarter til korn- og engdyrking. Jord som er mest utsatt for pakking vil også ha størst potensiale for økte lystgassutslipp. Det har ikke vært grunnlag for nye beregninger av jordpakking i denne rapporten.

5.3 Gjødslingsstrategier

Gjødsling tilpasset plantene sitt behov er viktig (se også presisjonsjordbruk under). Gjødsling utover plantene sitt behov fører til mer nitrogen på avveier og større risiko for lystgasstap. Tidligere er det gjort vurderinger (Øygarden et al. 2009) av at det tilføres noe mer gjødsel enn til oppnådde avlingsnivåer og at det derfor er et potensiale for bedre tilpasning. Effektiv N-gjødsling med 10% reduksjon både i korn- og engdyrking har vært et av tiltak for reduksjon av lystgassutslipp. Dette kan godskrives direkte i utslippsregnskapet. Et vilkår for at tiltaket skal fungere etter intensjonen er at avlingsnivået ikke blir redusert, slik at man må ta i bruk et større areal for å opprettholde produksjonsvolumet. Dette ble grundig vurdert i temanotatene som var grunnlag for Hohle et al. 2016, og det forutsettes at dette fortsatt er gyldig. I vurderingene ble det brukt avlingsresponskurven der det økonomisk optimale punktet for gjødsling lå ganske langt inn på kurven, der det er lite helning. En liten nedgang i N-gjødsel får dermed liten betydning, mens kommer man lenger ned, der avlingsresponskurven er brattere, vil en nedgang i N-gjødsling få mye større negative konsekvenser for avling.

Forbruket av nitrogengjødsel til jordbruksformål har vært ganske stabilt på rundt 100 000 tonn nitrogen. En reduksjon på 10% tilsvarer en reduksjon i direkte lystgassutslipp på 157 tonn tilsvarende 47 000 CO₂-ekvivalenter. Legger man til redusert avrenning av nitrogen, som har en standard faktor på 22% av tilført N, blir det i tillegg en reduksjon på 26 tonn lystgass tilsvarende rundt 8 000 tonn CO₂-ekv. Tabell 8.2 gir en oversikt over effekter av ulike typer tiltak inkludert bedre nitrogeneffektivitet som for 2030 er estimert til 50.000 CO₂ ekvivalenter.

Det er få forsøk der man har sett på klimagassutslipp i forhold til gjødsling under norske forhold. Nedenfor blir det referert til både publiserte og upubliserte resultat fra de forsøkene man har.

Effekt av gjødslingsstyrke (0, 6 og 12 kg N/daa) og pløyetidspunkt (vår, høst) på utslipp av lystgass i vekstsesongen er undersøkt av Nadeem et al. (2014) i langvarige kornforsøk på Ås. Gjødslingsindusert utslipp av lystgass varierte mellom år på grunn av klima fra 0,37-0,40 i 2009 til 0,72-0,96 i 2010. Resultatene indikerte at en gjødslingsreduksjon fra 12 til 9 kg N/daa reduserte lystgassutslippene med 30%, mens avlingen ble redusert med 6-8%. I tinningsperioden om våren var lystgassutslippene minst fra høstpløyd areal, men om sommeren var de størst, slik at pløyetidspunktet totalt sett ikke betydde noe for lystgassutslippet.

I korndyrking er det utført feltforsøk for å undersøke hvordan delgjødsling av nitrogen påvirker utslipp av lystgass relatert til avling og kornkvalitet (Russenes et al. in prep.). Lystgass ble målt i vekstsesongen fra delgjødsling til innhøsting og på vinteren og under vårløsning. Variasjon i størrelsen av lystgassutslipp var i stor grad observert utenom selve vekstsesongen. Forsøka viste at mengden

lystgass som slippes ut er nært relatert til mengden nitrogen som tilføres, det vil si økt utslipp ved de høyeste gjødslingsmengdene. Men målt i forhold til avling og avlingskvalitet så ble det observert lavest utslipp fra de høyeste gjødslingsleddene. Det ble ikke observert effekt av de ulike gjødslingsmengdene gjennom vinteren eller ved snøsmelting/vårløsning. Det ser derfor ut til at effekten av N-gjødsling er begrenset til en kort periode rett etter gjødslingstidspunktet. Ut over dette er det andre faktorer, som klima, jordforhold etc. som avgjør mengden av lystgassutslipp. Det er essensielt å tilpasse tilført nitrogen til plantenes mulighet til å utnytte nitrogenet både når det gjelder mengde og tidspunkt for å unngå unødvendige miljøpåvirkning. Også Korsæth (2008, 2012) har vist at dyrkingssystem med høy gjødsling kan ha lave tap dersom det tas store avlinger. Bakken et al. (2017) har også ved sammenligning av ulik intensitet i husdyrproduksjonen funnet at ved høy intensitet, også høy nitrogengjødsling- var det minst miljøpåvirkning og høyest avling. En kan derfor ikke bare vurdere tildelt mengde gjødsel, eller bruke gjennomsnittsverdier, men vurdere de enkelte skifter.

I gjødslingsforsøk i eng uten kjørelastning /jordpakking på Tingvoll fant Hansen et al. (2013) lave utslipp av lystgass. Målinger over to år viste et lystgassutslipp på 0,11% av tilført nitrogengjødsel fra handelsgjødsel (ammoniumnitrat). Lystgassutslipp fra gjødsling med storfegylle var det ene året 0,15% av tilført nitrogen, mens man det andre året ikke fikk utslipp. Biologisk nitrogenfiksering fra kløver i enga økte lystgassutslippet det ene året (som innbefattet en tørkeperiode) men ikke det andre året da været var kjølig og fuktig. Bakgrunnsemisjonen varierte mye mellom åra på grunn av forskjell i vær noe som ikke blir fanget opp i et utslippsregnskap som bare tar hensyn til mengde tilført nitrogengjødsel.

I feltforsøk med breispredd storfegylle på Fureneset varierte også lystgassutslippa mellom år. I 2012 fikk man en økning i lystgassutslipp rett etter gjødsling som raskt gikk tilbake (Rivedal et al. 2012), mens man i 2013, da temperaturen var lavere, ikke fikk noen økning (Sturite et al. 2014). Tallene tyder på at de direkte utslippene fra husdyrgjødsel er mindre enn 1% av total-N under gunstige spreddeforhold. Roedhe et al. (2006) rapporterer en emisjonsfaktor av total-N på 1,1% for husdyrgjødsel som er injisert (DGI) og 0,3% for stripespredd husdyrgjødsel under svenske forhold. Mesteparten av lettøselig N i husdyrgjødsel er ammonium. Under kalde forhold tar det litt tid før ammonium blir omdannet til nitrat og engvekstene kan ta dette opp etter hvert. Spredning av husdyrgjødsel tidlig i vekstsesongen ved lave temperaturer vil trolig gi reduserte direkte lystgassutslipp, men det er vanskelig å estimere utslippsreduksjonen. Siden husdyrgjødsel tilfører karbon og energi til mikroorganismer kan det være gunstig at handelsgjødsel ikke blir spredd rett etter husdyrgjødsel. Det er behov for å undersøke dette mer i feltforsøk under norske forhold.

I prosjektet «Gjødslingsstrategier for eng som minimerer lystgassutslippet i kjølige og våte vårer» finansiert av Landbruksdirektoratet, er det målt lystgassutslipp ved ulik mengde N-gjødsling (handelsgjødsel) i 2018. Det var veldig tørt i 2018 og man fikk ikke noe utslag for gjødsling. Nye målinger skal gjøres i 2019 (Nadeem pers med.). NIBIO og NMBU har søkt om finansiering av prosjektet «Zero emission farms- sustainable livestock production towards 2030». Her skal det blant annet utføres klimagassmålinger i felt ved bruk av husdyrgjødsel, handelsgjødsel og effekten av pH skal undersøkes.

Fordi det er store variasjoner i næringsbalanser mellom ulike produksjoner, variasjoner på gårds og skiftenivå er det ved gjødselplanlegging på den enkelte gård at en ved detaljert gjødselplanlegging kan optimalisere dette tiltaket. Da kan en tilpasse gjødsling til oppnådde avlinger og ta hensyn til jord og driftsmessige forhold.

5.4 Kalking

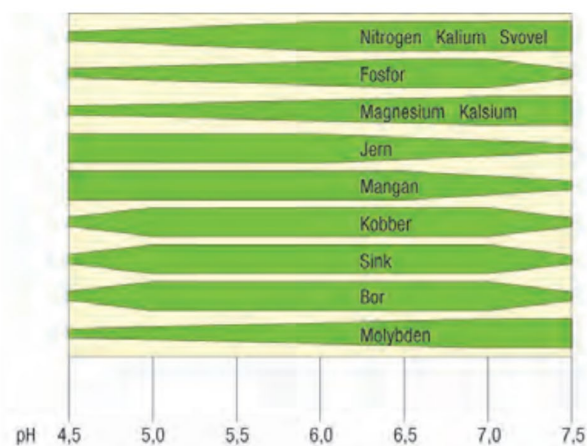
I utslippsregnskapet blir det regnet CO₂-utslipp fra kalking basert på omsatt mengde kalk fratrukket mengde brukt til kalking av innsjøer. Tabell 5.4 viser at etter en nedadgående trend i bruken av kalk fra 2007 til 2011, er det nå en økt omsetning av kalk i Norge. Rapporterte CO₂-utslipp har dermed økt,

men utgjør fortsatt en liten del av utslippa (2% av jordbrukets utslipp i 2015). Det har mest sannsynlig vært kalket for lite de siste åra, så en økning er positivt utifra agronomiske hensyn og i forhold til utslipp av lystgass.

Tabell 5.4. Omsetning av kalk til jordbruket for utvalgte år, fordelt på varetype (tonn vare), Mattilsynet 2018.

Varetype	2007	2009	2010	2011	2014	2017
Kalkmel	22126	19491	15544	12772	29555	25206
Grovkalk	49498	53591	52975	53359	53208	66209
Grovdolomitt	21452	18161	17250	18158	26743	51076
Grov kalkdolomitt	6188	5982	6069	4800	5896	8000
Brent kalk	1630	1582	6305	1957	1784	3695
Annen kalk	53277	56250	47045	42747	37273	43954
Granulert kalkmel	1689	2649	2789	3284	3169	4823
Granulert dolomittmel					2358	2717
Silikatisk kalk						1390
Sum	155860	157706	147977	137077	159986	207070

I feltforsøk i korn har det blitt observert tydelige sammenheng mellom pH i jord og utslipp av lystgass. I forsøk varierte pH tilsvarende pH målt i vann på 5,8-6,3 (Lundon et al. 2016). Dette er verdier som ligger innenfor anbefalt pH til planteproduksjon i Norge. Selv med så liten variasjon ble det observert tydelig sammenheng mellom redusert N₂O utslipp ved økt pH. For optimal næringstilgang er det anbefalt pH i jord mellom 5,5-8 avhengig av vekst.



Figur 5.2. Sammenheng mellom pH i mineraljord og næringsstoffenes tilgjengelighet (Yaras gjødselhåndbok).

Norske forsøk i eng viser også positive effekter av økt pH på reduksjon av utslipp av lystgass (Hovlandsdal 2011). Det er likevel vanskelig å sette sikre tall for sparte lystgassutslipp opp mot økte CO₂-utslipp ved kalking. Økte avlinger ved kalking vil uansett være positivt for klimagassutslipp sett i forhold til avlinger. På NMBU pågår det forsøk der man tester kalkingsmiddel uten CO₂-effekt, men resultatene foreligger ikke enda. For å dokumentere effekt bør det utføres feltforsøk der man

undersøker kalkingens effekt på lystgassutslipp i forhold til CO₂-utslippet fra kalking og relatert til avling.

5.5 Presisjonsjordbruk

Målet med presisjonsjordbruk er å bruke ny teknologi til å tilpasse behandling av jord og vekster til behovet som kan variere mye over et jorde. Bruk av avanserte målemetoder for å både gjødsle og kalke med ønskede mengder tilpasset bla.variasjon i jordegenskaper er viktige verktøy som bør utnyttes best mulig. Å vite N-virkningen av husdyrgjødsel er avgjørende for å tilpasse med rett mengde handelsgjødsel. Man kan i dag benytte husdyrgjødselkalkulatoren, bruk av denne bør automatiseres og bedre implementeres i praksis fremover. Bedre tilpasset gjødsling ved bruk av presisjonsgjødsling er et tiltak som kan bidra til redusert risiko for lystgasstap. Det er ikke gjort estimat på effekt av dette i denne utredning, men tiltaket inngår i tiltaket bedre tilpasset gjødsling der 10% reduksjon er vurdert.

I tidligere utredninger Øygarden et al. (2009) ble det estimert at dersom presisjongjødsling ble utført på 20% av kornarealet så ville det redusere utslipp med ca. 550 tonn CO₂-ekvivalenter. En utredning om presisjonsjordbruk skal leveres til Landbruksdirektoratet innen 1. mars 2019 der miljøeffekter inkludert lystgassutslipp inngår.

«Impress» er et prosjekt som startet i 2018 som tar sikte på utvikle verktøy for å spesifikk N-gjødsling til eng ved hjelp av sensorikk, avlingsresponskurver og identifisering av eng med lavt avlingspotensiale.

5.6 Bruk av belgvekster

Belgvekster fikserer nitrogen som kan brukes til plantevekst. Tidligere ble det regnet med at 1% av biologisk fiksert N ble tapt som lystgass, men etter en gjennomgang av Rochette og Janzen (2005) ble dette tatt bort. De konkluderte blant annet med at lystgassutslippet fra gras/kløver-eng ikke var større enn bakgrunnsemissjonen. I Sveits, har bruk av en større andel kløver i eng (21% kløver i første forsøksår og 44% i andre forsøksår) redusert lystgassutslipp betydelig (tilsvarende 1,0 og 1,6 t/ha og år CO₂ ekvivalenter) i forhold til gjødslet eng med lite kløver (Fuchs et al. 2018). Deres konklusjon var at bruk av kløver i eng er et godt tiltak for å redusere klimagassutslipp. Det er viktig å nevne at i disse forsøkene kom jordtemperatur ved 10 cm dybde aldri under frysepunktet.

Under norske forhold kan kløver i eng bidra med 5-10 kg N/daa og i noen år opptil 25 kg N/daa (Serikstad et al. 2013). Total mengde er i virkeligheten en del større fordi at det er ikke tatt hensyn til N bundet i stubb, røtter og jord. I middel for tre felt (Tjøtta, Løken, Fureneset) og tre engår ble N-fiksering ved hjelp av differansemetoden estimert til 7,2 kg N/år ved gjødsling med 11 kg total-N fra husdyrgjødsel (Lunnan et al. 2017). En forutsetning for høy nitrogenfiksering er et forholdsvis høyt kløverinnhold i enga (30-40% ved førsteslåt). De fleste allsidige frøblandinger inneholder kløver (rød og kvit), men på grunn av sterk N-gjødsling og andre agronomiske forhold går kløveren lett ut. For å opprettholde en kløverandel på rundt 30% må N-gjødslinga være svært forsiktig, og i praksis vil det gjerne si at gras/kløverenga bare gjødsles med husdyrgjødsel. I tillegg må agronomiske forhold være optimale, særlig pH-tilstand. Det kan være utfordrende å beholde kløveren i enga på grunn av at sortene ikke er vinterherdige nok, dette gjelder særlig rødkløver som har det største N-fikseringspotensialet.

I utslippsregnskapet blir det i dag regnet med at 1% av N i restavling tilført jorda (for eksempel ved pløying) går tapt som lystgass. Det blir regnet et høyere N-innhold i restavling fra gras/kløvereng (over- og underjordisk materiale) enn fra ren graseng. Dersom man skal satse på større nitrogenfiksering i norsk jordbruk kan man få et større lystgassutslipp gjennom restavling på grunn av større andel kløver i enga, og kanskje hyppigere fornying for å opprettholde kløverandelen. Siden tallene i utgangspunktet er usikre er det unødvendig å finregne på dette, men heller legge inn et forsiktig anslag for hvor mye N-gjødsel som kan erstattes med biologisk N-fiksering.

Dersom man går ut fra at rundt 1 mill daa fulldyrket eng (ca 20%) kan redusere N-tilførselen med 6 kg N vil man tilføre 6 000 tonn mindre N-gjødsel (som i Øygarden et al. 2009). I utslippsregnskapet ville dette ført til følgende reduksjon i direkte lystgassutslipp:

6000 tonn N*1% = 60 tonn N₂O-N = 94 tonn N₂O = 28 000 tonn CO₂-ekv.

I tillegg vil det bli en indirekte utslippsreduksjon fra avrenning på 6000 tonn total-N*22% = 1 320 tonn total-N * 0,75% = 9,9 tonn N₂O-N = 15,6 tonn N₂O = 4600 CO₂-ekv. Dette har vi ikke tatt med som potensiale fordi det er grunn til å tro at total utslippsreduksjon ved bruk av kløver er mindre under norske forhold. Sturite et al. (2014) fant et litt større lystgassutslipp fra gras/kløver-eng i forhold til på graseng etter gylling om våren, mens det utover sommeren ikke var noen forskjell. Om vinteren var det derimot større tap fra gras/kløver-enga enn fra den reine grasenga (Sturite et al. in prep). Ved frysing og tining kan man få lystgassutslipp, slik at i vårt klima vil man kunne få lystgassutslipp fra stående gras/kløver-eng og ikke bare gjennom restavling når enga blir fornyet ved pløying.

5.7 Fangvekster

Tradisjonelt er fangvekster benyttet for å beskytte jorda om høsten og vinteren mot jord- og fosfortap, samt for å ta opp nitrogen og dermed redusere tapene gjennom utvasking og avrenning utover vekstsesongen (Reeves, 1994). I Norge brukes det flere grasarter især italiensk og engelsk raigras som fangvekst. I økologisk korndyrking brukes det også belgvekster som fangvekst. Det er viktig at fangvekster har evne til å holde på oppsamlet N fra en vekstsesong til den neste. Tidligere studier av Sturite m.fl. (2007) viser at overjordisk plantemasse kan bli utsatt for N tap gjennom vinteren. Tapene fra biomasse varierer betydelig fra år til år (fra 4 til 71% for italiensk raigras og fra 14% til 76% for kvitkløver). Det er ikke målt lystgass utslipp fra fangvekster i Norge, men risiko for lystgassdannelse øker når lett nedbrytbar bladmasse er utsatt for fryse-tine episoder. Målinger fra kløver- og grasdominert eng på Tjøtta og Fureneset (N₂O utslipp målt fra oktober til april/mai) viser tydelig at gassfluksene er høyest fra eng med mye kløver (Sturite m.fl. 2014). En detaljert rapport om fangvekster er under publisering, se også omtale under karbon i kapittel 6.

5.8 Avlingsøkning i korn og eng

I prosjektet Agropro (Uhlen et al. 2017) ble det blant annet undersøkt hvordan bedre agronomi kan øke avlingene i korn og eng. For korn ble det estimert at avlingsgapet mellom potensielle avlinger og oppnådde avlinger for korn var i størrelsesorden 40-45%. Det ble konkludert med muligheter for at kornavlingene kan økes med 20-25% gjennom å optimalisere faktorene jordpakking, drenering, vekstskifte, arter og sorter, kalking, plantevern og organisk innhold i jord (med eng med i vekstskifte). Økt avling vil gi lavere utslipp av lystgass/produsert enhet. Økte avlinger (bærekraftig intensivering) gir også mulighet til å spare areal fra nydyrking og effekt av dette i utslippsregnskapet kan også estimeres. I kapittel 8 er det en sammenstilling av ulike typer tiltak og i tabell 8.2 er det estimert effekt av 10% og 20 % avlingsøkning med 51.000 tonn CO₂ og 128.000 tonn CO₂. Tabellen viser både de separate effektene av økt avling og bedre N-utnyttelse, og kombinasjonseffektene av de to tiltakene. Den kombinerte effekten dersom en kan oppnå både økt avling og bedre N-effektivitet er noe lavere enn summen av de separate effektene av de to tiltakene. For 2030 er den kombinerte effekten estimert til om lag 98.000 tonn CO₂ ekvivalenter.

Dersom optimalisering av faktorene nevnt over gir bedre vekstbetingelser kan det gi grunnlag for økt gjødsling og dermed enda høyere avlinger. Dersom en 20% avlingsøkning på grunn av bedre agronomisk praksis innebærer økt forbruk av N-gjødsel vil dette slå negativt ut på utslippsregnskapet, men i totalanalyser må en også ta hensyn til oppnådde avlinger og utslipp pr produsert enhet. Det er utarbeidet en kalkulator (NIBIO) som beregner økonomisk optimal N-gjødsling til korn, som etter hvert blir tilgjengelig på nett. I kalkulatoren er det også mulig å se på effekten av en nedjustering av N-

mengden og hvordan dette påvirker avlingstapet sammenlignet med økonomisk optimal N-gjødsling, i tillegg til flere andre punkt.

For grovfôr ble det i Agropro ikke gjort tilsvarende utredning, men man antok at potensialet for økte avlinger på grunn av bedre agronomi var like stort som i kornproduksjonen. I tillegg har man også et potensiale i å redusere svinn under høsting, ensilering og utfôring til husdyra. Persson og Höglind (2013) har estimert potensialet for avlingsøkning i eng til 11-14% på grunn av klimaendringer. BASGRA simulerer effekt av vær, jordart, høstestrategi og sortsegenskaper på overvintring og avling. Det er nå utviklet en ny modellversjon, BASGRA-N, som simulerer effekt av gjødsling på både avling, avlingskvalitet, klimagassutslipp og N-utvasking. Modellen kan brukes til å finne ut fremtidig N-behov og effekt på klimagassutslipp ved ulik N-gjødsling. For å gjennomføre og validere modelleringen er det behov for finansiering.

Om det vil være mulig å ta ut avlingspotensialet for eng og korn fremover vil være avhengig av klimaendringer og hvordan jordbruket klarer å tilpasse seg disse. De siste årene har det vært problem både med store nedbørmengder og med tørke. Det blir sannsynlig mer ekstremvær fremover og det er derfor usikkert om økte avlinger er realistisk.

6 Økt lagring av karbon i jord

Jordas innhold av karbon er bestemt av forholdet mellom tilførsel og tap. Karbonlager betegner karbon i stasjonær form i blant annet jord, mens dynamiske forhold med opptak og utslipp av CO₂ er omtalt som klimagassfluks. I utslippsrapporteringen inngår utslipp av CO₂ fra jordbruksareal. Den dominerende kilden, 1,5 millioner tonn CO₂, er utslipp etter drenering og oppdyrking av myr, mens mindre bidrag, 150 000 tonn CO₂, er beregnet fra mineraljord. Sistnevnte bygger på at det foregår tap på drøyt 100 kg CO₂ per dekar årlig fra de drøyt 3 millioner dekar som brukes til åkervekster, og opptak på snaut 40 kg CO₂ per daa fra de snaut 6 millioner dekar som brukes til grovfôr og innmarksbeite

I forkant av klimaforhandlingene i Paris lanserte Frankrike et initiativ med formål om å øke lagring av karbon i jord, 4 ‰ karbon i jorda per år. Det ble ikke lansert som mål for hvert enkelt land, men hensikten med «The 4 ‰ initiative Soils for food security and climate» er å vise at selv en liten økning i jordas karbonlager kan være avgjørende for bedre jordkvalitet, landbruksproduksjon og bidra til å nå klimamålet. <http://agriculture.gouv.fr/join-40-initiative-soils-food-security-ans-climate-o>. Økt karbonbinding kan bidra positivt til klimagassregnskapet.

Daniel Rasse, NIBIO, leder utredningen: «Muligheter og utfordringer for økt karbonbinding i jord» finansiert gjennom «Forskningsmidler over jordbruksavtalen». Rapport leveres til Landbruksdirektoratet innen 1 mars 2019. Tabell 6.1 gir en oversikt over tema som skal utredes, men det er bare for temaet biokull og fangvekster at noen foreløpige vurderinger er gjort tilgjengelig for denne rapporten.

Tabell 6.1. Oversikt over tema som inngår i utredningen: Muligheter og utfordringer for økt karbonbinding i jord.

Økt tilførsel av karbon til jord	Redusert tap av karbon i jord
Bruk av dekkvekster og underkultur som kan forlenge perioden når karbon bindes	Redusert jordarbeiding
Tilførsel av organisk materialer (halm, husdyrgjødsel, kompost, slam)	Redusert nedbrytningshastighet av organisk materiale via omdanning til biokull
Forbedret drift av eng	Omgraving av dyrket organisk jord
Forbedret beiting og utmarksforvaltning	Samspill med jordfauna f.eks meitemark, møkkbiller som kan flytte karbon dypere i jord
Bruk av planter med større rotsystem/planteforedling	Balansert gjødsling som også dekker mikrobilet behov
Agroforestry/flerårige matvekster	
Samspill med sopp (Mykorrhiza)	
Og kombinasjon av metoder fra begge sider som ofte inngår i holistiske tilnærminger til jordbruk f.eks økologisk landbruk, regenerativt landbruk, permakultur	

Utredningen skal gi en grundig vurdering av muligheter for karbonlagring i landbruksjord, belyse bidraget som klimatiltak og gi anbefalinger om hvilke tiltak det bør satses på i Norge. Utredningen skal også belyse utfordringene som kan begrense høy gjennomføringsgrad og kartlegge kunnskapshull som kan gi grunnlag for prioriteringer for forskning og videre utredninger.

6.1 Vekstvalg, vekstskifter

I rapporten «Landbruk og klimaendringer» (LMD 2016) er det referert at vekstskifter med korn og gras kan bidra til karbonbinding mellom + 0 - 20 kg C/ daa. Bleken har i Agropro prosjektet (Uhlen et al. 2017) dokumentert resultater fra et 60 år langt omløpsforsøk på Ås med effekter av ensidig korndyrking og eng i omløp på karboninnholdet i jord. Ensidig korndyrking er sammenlignet med 6 årig omløp med 2 års eng, 6 års omløp med 4 års eng og omløp med rot og oljevekster. Det ble funnet at omløp med eng økte karboninnholdet, mens omløp med rot og oljevekster ga redusert karboninnhold. Sammenlignet med ensidig korndyrking reduserte omløp med 1/3 eng karbontapet med 27 % , omløp med 2/3 eng reduserte karbontapet med 65%, mens omløp med rot og oljevekster ga en liten økning i karbontapet. Omregnet til CO₂ utslipp /daa utgjør dette 0,1- 0,13 tonn mindre årlig CO₂ utslipp med eng i omløp enn med ensidig korndyrking. Omløp med 2 års eng ga 10 % avlingsøkning for korn og det økte også aggregatstabiliteten.

Vekstskifter kan også foregå med åpenåker vekster (korn, oljevekster, erter/åkerbønne). Waalen & Abrahamsen har i Agropro prosjektet (Uhlen et al. 2017) referert at f.eks proteinvekster som forgrøde til hvete har gitt en meravling av størrelsesorden 10 %. Vekstskifte er positivt for utvikling av jordstruktur, reduksjon i sykdomssmitte og kan også gi ettervirkning på nitrogentilførsel. Til sammen gir dette mulighet for økte avlinger og god næringstoffutnyttelse og er således viktig også for reduksjon av klimagassutslipp.

Det er ikke gjort spesiell beregning av effekt av vekstskifter for denne utredningen da det inngår i utredningen som leveres til 1 mars 2019.

6.2 Forbedret utnyttelse av eng

Eng har betydelige karbonlager i jord, som i flere områder kan være tilsvarende det som finnes i skogsjord, noe som er observert på verdensbasis (Lal, 2004).

I eng er det tett lag med planterøtter som danner grunnlag for oppbygning av det organiske materiale i jord. Grønlund (2013) estimerer en netto årlig karbonbinding i jord ved grasdyrking er på 10 kg C per dekar. Dette er et relativt optimistisk anslag. Langvarige forsøk fra England tyder på at det med redusert jordarbeiding er mindre økning over tid i karbon innhold i eng enn i åker (Powlson, 2014). Langvarige forsøk i eng på Vestlandet viser lignende trend. Oppbygging av karbon i 5-20 cm sjiktet er mindre enn i 0-5 sjiktet uansett engalder (Sturite, 2014, tabell 1). Foreløpig resultater fra prosjektet «Engareal som lagringsmedium for karbon» (268175/E50) tyder på at driftsformen av eng og alder på eng (langvarig kontra kortvarig) har liten påvirkning på den totale karbonlagring i eng. Prøvetaking på eldre forsøksfelt med ulike dreneringsmåter på myr (tradisjonell rørgrøfting, profilering, omgraving) kan benyttes for å studere karbonlagring i topplaget med mineraljord fra «undergrunnen» på omgravd myr. Ny prøvetaking på et 30 år gammelt felt i Vesterålen indikerer en svak økning i glødetap i det øvre sjiktet med mineraljord. Uansett engtype er det viktig å opprettholde høy avling og god plante bestand. Minimal jordarbeiding i kombinasjon med vedlikeholdssåing med våtsåing eller annen isåing kan ta vare på og muligens øke karbon binding.

6.3 Jordarbeidingsmetoder

Plogfri eller redusert jordarbeiding er ofte nevnt som en måte å øke karbon innhold i jord. Omfang av denne effekten har vært vanskelig å kvantifisere på grunn av en endring i karboninnhold gjennom hele jordprofilen, og er antakeligvis lite (Powlson et al, 2014). I tillegg, redusert jordarbeiding kan ha en negativ innvirkning på avlinger og dermed karboninput til jord under kaldt og/eller vått klima (Ogle et al. 2012). Derfor er muligheten for å redusere klimagassutslipp ved bruk av redusert omfang av plying svært begrenset under nordiske forhold (Kätterer et al., 2012). Et langvarig eksperiment indikerte ingen forskjell i innhold av jordkarbon ved bruk av redusert plying når det tas hensyn til det

totale moldinnholdet gjennom jordprofilen (Riley 2014). Uavhengig av andre positive effekter av redusert jordarbeiding (redusert erosjon, økning i aggregatstabilitet) kan vi ikke anbefale redusert jordarbeiding som et tiltak for å øke karboninnholdet i norske åkerarealer.

6.4 Fangvekster

Bruk av fangvekster blir antatt å være et godt tiltak for å øke karboninnholdet i jorda (Poepflau, 2015). Økt karboninnhold i jorda som følge av bruk av fangvekster er vanskelig å dokumentere på kort sikt. Det er en langsiktig investering. Ved bruk av flerårig raigras som fangvekst over 16 år i Sverige konkluderte Poepflau m.fl. (2015) at karboninput varierte fra -10 til 64 kg C daa⁻¹ årlig med en snitt verdi på 32 ± 28 kg karbon daa⁻¹ årlig. Poepflau og Don (2015) rapporterte også tilsvarende årlig karbonbinding (32 ± 8 kg karbon daa⁻¹) i en meta-analyse bestående av fangvekster av både gras og belgvekster fra 37 forsøksområder over hele verden.

I Norge var fangvekstarealet stort gjennom sesongen 2002/2003 (350 000 daa eller 10% av kornarealet) som var det året med det høyeste tilskuddsnivået (Bye et al. 2017; Stabbetorp, 2017). I 2015/2016 sesongen var arealet med fangvekster kun 21 000 daa på grunn av reduksjon i tilskuddene (Strand, 2017). Dette tyder på at tilskuddsnivå har stor betydning for bruk av fangvekster i områder med mye korn og åkervekster og bør evalueres om det er ønskelig å bruke fangvekster for å øke karboninnholdet.

Fangvekster kan ha særlig effekt på karbonbinding i områder med sandjord med lavt karboninnhold. Fangvekster sådd etter tidligkulturer (poteter og grønnsaker) er vanskelig å få til i Norge på grunn av kort vekstsesong, men med endret klima og lenger vekstsesong kan dette endre seg og i større grad være aktuelt.

Valand et al. (2017) har estimert det potensielt reduserte C tapet som følge av bruk av undersådde fangvekster i korndyrking. I beregningene er det antatt at ved konvensjonell høstpløying og korn- dyrking tapes ca. 30 Kg C daa⁻¹ år⁻¹. Utsatt jordarbeiding (til våren) alene reduserer tapet med 5 kg C daa⁻¹, mens bruk av fangvekster i tillegg stopper tapet av C, det vil si reduserer C tapet med 25 Kg C daa⁻¹ år⁻¹. Med dagens praksis med utsatt jordarbeiding på ca. 40 % av kornarealet og i tillegg fangvekst på 4 til 5 % av kornarealet, sparer en utslipp på 9 750 tonn C sammenlignet med høstpløying på alt kornareal og ingen fangvekst. Dersom en endrer dyrkingspraksis til utsatt jordarbeiding og fangvekster på 60 % av kornarealet, beregnes det i rapporten et redusert årlig C tap på 44 250 tonn (162 398 t CO₂) sammenlignet med dagens praksis. Et kost-nytte estimat ble anslått til 2216 kr pr. tonn CO₂ der det er lagt til grunn et tilskudd på 200 kr pr. daa for åkerareal med fangvekster

Estimert potensiale for karbonbinding ved bruk av fangvekster:

Det er benyttet vurderinger fra Aronsen et al. (2016) ved bruk av fangvekster på 60 % av det totale korn- og oljevekst arealet (2 850 700 daa for 2016, SSB). Det er forutsatt at med binding av 32 Kg C pr. daa årlig, utgjør potensialet for karbonbinding i jord 54 733 tonn med 60 % fangvekstareal. Med dagens praksis der 0,8 % (22 400 daa) (Bye et al. 2017) av kornarealet er fangvekstareal, sparer en utslipp på 717 tonn C (2464 tonn CO₂ årlig). Dersom en øker fangvekstarealet til 60 % kan en da få et redusert C tap på 54 017 tonn C (198 241 t CO₂ årlig) i forhold til dagens praksis. Denne verdien er litt høyere enn verdien som ble beregnet i Valand et al. (2017). Dette er vurdert som et høyt potensiale som krever bedre dokumentasjon. Dersom en estimerer at en innen 2030 kan utnytte 20 % av **fangvekstpotensialet** så vil det tilsvare et redusert årlig utslipp på 40 000 tonn CO₂ ekvivalenter. Det vil omfatte omlag samme areal som da det var høye tilskuddssatser. Dersom det var fangvekster på 20 % av kornarealet ville det tilsvare om lag 66 000 tonn CO₂ ekvivalenter

6.5 Biokull

Biokull som et materiale for langtids karbonlagring i jord er et klimatiltak med et stort teoretisk potensiale for et forbedret klimaregnskap, men som i dag ikke er tatt i bruk i norsk landbruk ennå. Allerede i «Klimakur 2020» rapporten ble det beregnet teoretisk klimagass reduksjoner på omlag 560 000 t CO₂. Denne summen består ikke av en reduksjon i klimagasser som er bokført i dag i landbrukets klimaregnskap (hovedsakelig CH₄ eller N₂O), men består av CO₂-e som tilsvarer antall C t som er biologisk fästlåst når biomasse (halm eller flis) blir omdannet til biokull via pyrolyse (termisk behandling under anaerob forhold). Dersom binding av karbon i jord som i dag er bokført i LULUCF sektoren skal krediteres jordbrukssektoren (biokull produksjon og lagring i jord) vil det være avhengig av en mer fleksibel rapporteringsregime mellom landbruk og LULUCF sektorer. Klimakurrapporten presenterte kun bruk av halm som råstoff til biokull, mens pilot prosjekter i gang i Norge og i utlandet tilsier at bruk av ved og flis trolig blir et foretrukket råstoff på grunn av at de fleste pyrolyse teknologier som er tilgjengelig i dag, er tilpasset til bruk av flis som kontinuerlig mates inn og ut av maskinen. Bruk av halm er også teknisk mulig og er i dag brukt i Kina og Danmark, men vil kreve utvikling av en ovn som kan ta i mot enten halmballer eller revet halm.

Forskning på biokull har foregått ca. siden 2005 globalt og siden 2009 i Norge. NIBIO har i flere forskningsprosjekter (noen pågår) undersøkt flere aspekter av biokull inkludert klimaeffekt (Rasse et al. 2017), agronomisk virkning (O'Toole et al. 2018), trygghet for jord organismer, og mulig anvendelsesområde (torverstatning, gjødselvarer, førtilsetning). Hovedbudskapet er at det kan bekreftes at C innholdet er biologisk stabilt over lang tid (>100 år) noe som kan gjøre det relevant som et klimatiltak, og at relativt store mengder kan tilsettes jord uten uheldig virkning på avling eller jordhelse. Det forutsettes at biokull er laget fra ren biomasse, at tungmetall og PAH innhold ikke overstiger enten gjødselvarer forskrifter eller bransjens bærekraft standarder (f.eks. European Biochar Certificate). For at biokull skal være et fornuftig klimatiltak forutsettes det også at bioenergiandelen fra produksjonsprosesser (dvs. syntese gasser (H₂, CO, CH₄) og/eller pyrolyse olje) blir brukt til et fornuftig formål (f.eks fjøs- eller oppvarming i bygninger).

Tidsperspektivet er det også viktig å ta hensyn til. Hvis biokull f.eks skal bidra til å kutte utslipp fra landbruk med 30% innen 2030, kan valg av råstoff ha betydning. Greiner og topper (GROT) fra skogen er allerede tatt med i LULUCF regnskapet som dødt plantemateriale. Nedbrytningstiden kan muligens være i mer enn 10-år avhengig av nedbrytningsforhold (temp, fuktighet, distribusjon på skogsjordoverflate osv.). Bioressurser som allerede er tatt ut av naturen og hvor karboninnholdet returneres til atmosfæren innen 10 år (sagbruksavfall, bark, returvirke, hageavfall, halm, heste- og hønemøkk, kjøttbeinmel osv.) vil være et sikrere råstoff for biokull klimatiltak innen 10 år, mens biokull fra GROT kan oppnå en karbon besparelse trolig >20 år. Dette skal undersøkes nærmere av NIBIO i en livsløpsanalyse i CarboFertil prosjektet ledet av NTNU i perioden 2018-2022.

Tidligere studier som har vurdert biokull's klimaeffekt via vurdering av hele livsløpet, viser at i snitt er klimagass reduksjons effekten i CO₂-equivalenter ca. 1 tonn CO₂ per hver tonn råstoff som blir brukt til biokull produksjon eller ca. 3 t CO₂ per tonn produsert biokull (Tabell 6.2).

Tabell 6.2. CO₂-e reduksjonseffekt i biokull system scenarioer (beregnet via livsløpsanalyse metodikk)

CO ₂ e t-1 råstoff	CO ₂ -eq t-1 biokull produsert	land	Referanse
-	2.7	Chile	Muñoz et al. 2017
1	3	UK	Hammond et al. 2011
1.1	3.3		McCarl et al., 2009
0.8	2.4	USA	Roberts et al. 2010
Gj.snitt	1		3

Ulike scenarier (råstoff type, energi substitusjon, avlingseffekt) og systemgrenser er årsak til at det kan oppstå forskjeller mellom livsløpsanalyser, men bruk av gjennomsnittall kan være en forenklet måte å beregne teoretisk potensiale i Norge.

6.5.1 Råstoff tilgjengelighet for biokull

Siden Klimakur 2020 rapporten har det kommet flere studier som kan gi et mer nyansert bilde av tilgjengelige ressurser for bioenergi og biokull produksjon.

Halmmengde og tilgjengelighet

Bioforsk rapporten (Grønlund, 2010) var grunnlag for estimat for Klimakur 2020 av biokull produksjon og CO₂-e reduksjonspotensial der mengde biomasse ressurser tilgjengelig for biokull produksjon ble estimert til å være 1 M tonn halm per år. Estimaten var en forenklet beregning basert på gjennomsnittlig halmmengde produsert per dekar x totalt kornareal (-25% svinn). En nyere studie av Belbo et al. (2014) dokumenterte halmressurser og kostnader på 7 bioenergi systemer i Sør Øst Norge over 3 år. Det ble rapportert at halmmengden som er forsvarlig å bruke for bioenergi er ca. 400 000 tonn /år (etter at andre viktige og alternative bruksområder har blitt dekket – fôring, jordkvalitet vedlikehold, og husdyrstrø). Belbos studie viser derfor at mengde halm som er (bærekraftig) tilgjengelig for biokull produksjon, er under halvparten av det som tidligere har vært anslått i Grønlund (2010), og som ble brukt som grunnlag i Klimakur 2020 estimater.

Det oppsto en kritisk grovfôrmangel i 2018 på grunn av langvarig tørke som rammet Norge og Nord Europa. Dette førte til at mye av halmen ble ammoniakkbehandlet og brukt som fôr. Hvis tørkeperioder rammer grovfôr produksjonen i framtiden med større frekvens, kan dette betyr at mer av halmressursen blir brukt til fôr og dermed vil være mindre tilgjengelig som bioenergiressurs.

Sekundær skogressurser + halm som biokull råstoff

Omfanget og tilgjengelighet av sekundære skogressurser for bioenergi (og biokull) produksjon er oppdatert i NIBIO rapporten (Andersen et al. 2018). Et sammendrag av mengde råstoff som beskrevet i rapporten er gitt i tabell 6.3. Da GROT i dag ikke blir tatt ut av skogen pga. lav lønnsomhet - tar vi hensyn til dette i dagens kostnadsvurderinger. Vi gjør et konservativt anslag av at kun 50% av listet råstoff er tilgjengelig for biokull produksjon og at dette i seg selv forutsetter at en tilskuddsordning for karbon lagring med biokull stimulerer til ekstra utnyttelse av disse sekundær råstoffene.

Tabell. 6.3 Teoretisk CO₂-e reduksjons potensial knyttet til biokull produksjon fra halm og skogressurser

Råstoff	M fm ³	M Tonn (0.4 x fm ³)	Biomasse tilgjengelig for biokull produksjon (M Tonn) (50% utnyttelse)	Potensial Biokull produksjon Mt (30% utbytte fra biomasse)	Mt CO ₂ -e reduksjon fra biokull (ref: Tabel 6.2)
GROT	3.7	1.48	0,74	0,22	0,66
Bark	0.47	0.19	0,095	0,03	0,09
Sagflis	0.4	0,16	0,08	0,02	0.07
Sum fra skogråstoff			0,92	0,28	0.83
Halm*		0.93	0.4	0.12	0,36
Totalt			1.32 Mt biomasse	0,40 Mt biokull	1,19 Mt CO₂-e

*Tilgjengelighet av halm antatt fra Belbo (2014)

Selv om det teoretiske potensialet er stort må man huske at lignende estimat for biokull ble gjort i Klimakur 2020 rapporten i 2010, men i 2018 er det likevel kun noen få pilotanlegg som er bygget i Norge f.eks. Sandnes kommune, Skjærgaarden gartneri. Potensialet i Klimakur 2020 visjonen krevde 229 M kr per år i investeringer i pyrolyse anlegg, mens det hittil totalt er investert i pyrolyse anlegg antagelig ikke for mer enn 10 M NOK. Hvis kun 10% (istedenfor 50%) av sekundære skogsressurser er tilgjengelig for biokull produksjon så vil det samlede CO₂-e reduksjonspotensialet (sammen med biokullproduksjon fra halm) være ca. 500 000 tonn CO₂ år⁻¹. En 10% utnyttelsesgrad er antagelig mer realistisk med tanke på at mye av bark og sagflis allerede har en salgskanal som biobrensel eller til produksjon av bygningsplater.

6.5.2 Teknologikapasitet vs utnyttbar biomasse

Hvis 10% av sekundærtråstoff ble utnyttet for biokull produksjon i Norge, ville det kreve etablering av 500 Pyreg biokull anlegg (se under) med produksjon av 300 t biokull hver/år og et totalt investeringsbeløp på 2.2 Mrd Kr. Hvis mindre batch ovner skulle prosessere 10% av råstoffet vil det kreve 9000 Hauge ovner (se under) i Norge til et samlet investeringsbeløp på 5.6 Mrd kr. For å sette dette i perspektiv om hvorvidt dette kan realiseres, så var det i 2016 etablert omtrent 1800 gårdsvarme anlegg i Norge (<http://\norskebioenergianlegg.no>). For at biokull teknologien og pyrolyse skal klare å redusere utslipp i landbruksektoren med 10% i 2030 er det behov for mellom 500-9000 ekstra pyrolyse anlegg (avhengig om de er små eller medium skala – se Tabell 6.4).

Pyrolyse teknologi utvikling

Investering i moderne pyrolyse teknologi er en forutsetning for at det kan lykkes med bruk og utvikling av biokull som et klimatiltak i landbruket. Siden Klimakur rapporten i 2010 har det skjedd mye på teknologifronten og det er nå mange flere valg for teknologi enn det var i 2010. I Norge er NIBIO kjent med 3 firma som jobber med pyrolyse teknologiutvikling 1. Standard Bio som utvikler en biokull basert organisk gjødselvarer i Bø, Telemark (www.standard.bio) 2. AquaGreen Norge AS – som utvikler en damp tørker og pyrolyse enhet for fiskeslam i Lofoten (<https://www.melbusystems.no/aquagreen-norge-as/>) 3. Helge Hauge (Sætre), som utvikler en biokull/varme batch ovn som bruker greiner og hogstavfall. I Europa er det flere teknologi leverandører som med utvikling i de siste 10 år er kommet langt på vei i kommersialiseringsbanen.

For denne utredningen er det valgt ut 3 teknologier (tabell 6.4) som egner seg til små-medium skala produksjon av biokull. Små-skala defineres som gårdsbasert, og medium skala er anlegg av container størrelse som er koblet til fjern- eller nærvarme nettverk hos industri eller kommunalt anlegg. De 3 teknologier som er brukt for å estimere kostnader for biokull er:

1. **Pyreg GmbH** - er ledende pyrolyse teknologi firma i Europa (www.pyreg.de)

2. **Biomaccon GmbH** - som produserer et anlegg som nylig er installert i biokull prosjektet i Sandnes kommune i august 2018. (www.biomaccon.de)

3. **Helge Hauge biokullovn (Sætre, Norge)**: Selv om teknologien til denne ovnen ennå ikke er ferdig utviklet er det interessant å inkludere den fordi den er designet og tilegnet et gjennomsnittlig norsk gårdsbruk, og er tiltenkt å bli like lett å drifte som en vedovn og er relativt billig sammenlignet med flisfyrt anlegg som må driftes kontinuerlig (Fig.6.1). Fordelen med denne ovnen i forhold til de to andre er at man kan selge både grillkull og biokull som produkter siden det brukes uflisete greiner som råstoff. kan spare penger også på flising,



Fig. 6.1. Gårdsbasert pilot biokullovn på gården til Helge Hauge (Sætre, 2018). Bilde: Adam O'Toole

tørking, og lagring siden kappet småved kan tørkes i en haug under tak uten behov for en vifte eller spesiell bygning (som med flislager).

6.5.3 Kostnader for biokull som et klimatiltak

Forutsetninger for analysen:

- All termisk energi som blir produsert blir brukt til nyttige formål. F.eks. bolig eller fjøsoppvarming
- En tilskuddsordning for C-binding er på plass for å stimulere til markedsutvikling av biokullprodukter i minimum 3 år
- Biokull markedet og produktutvikling kan betale for klimatiltak >3år i medium skala og i det første år med en batch ovn hvis halvparten av produksjonen selges som «kortreist» grillkull

Det følgende er et sammendrag av omfang, kostnader og klimaeffekt av de tre utvalgte teknologier. Et mer detaljert regneark er tilgjengelig fra Adam O'Toole ved NIBIO.

Tabell 6.4. Nøkketall for 3 ulike små - medium skalaanlegg med pyrolyse/biokull teknologi

Teknologi	Kapital behov per anlegg (M kr)	Biokull produsert tonn/år	Klimagass Reduksjons-effekt t CO2-e /år	Pris per t CO2-e <u>uten</u> salg av biokull ^δ	Pris per t CO2-e <u>med</u> salg av biokull [∞]	Antall anlegg som trengs for å redusere klimagasser i landbruk med 10%
Pyreg	4.0	300	900	853	-147	500
Biomacon	2.85	136	408	1281	-281	1100
Hauge (batch ovn)	0.75	22 (50% solgt som grill kull)	50*	-2237	-2903	9000

*redusert CO2-e reduksjon effekt siden halvparten av biokull er evt. brent som grillkull

^δ ved flispris av 150 kr/m³ og pris for kappet 1lm grener og småtrær av 300 kr/m³. Prisen per t CO2-e er hvis det var ikke noe marked omsetning for biokull produsert og hele karbonlagrings tiltak måtte bæres av samfunnet. Hauge's anlegg får omsetning av 50% av trekull fra dag-1 siden det er et utviklet marked og pris for grillkull.

[∞] Pris per t CO2-e med salg av biokull forutsetter omsetning av biokull produsert ved 3000 kr/tonn. **Minus tall** indikerer at anlegget tjener penger og ikke trenger CO2 tilskudd for at anlegget skal bli lønnsomt.

Sammendrag og hovedfunn for biokull kostnader og klimatiltaks effekt

- Dersom man kan omsette biokull til markedspris med 300 euro/tonn (salgspris i Europa i dag) er klimatiltaket bedriftsøkonomisk lønnsomt uten behov for tilskudd. Med et pyreg anlegg trenger man å omsette biokull for minst 2600 kr/tonn som «break-even» pris (Fig. 6.3).
- Med en Hauge batch ovn – egen bruk av biovarme og salg av 50% av biokull produksjonen som «kortreist» grillkull kan systemet være bedriftsøkonomisk lønnsomt det første året. Resterende 50% av biokullet kan bearbeides i nye produkter (torverstatning, gjødselvarer osv.) til en kostnad som markedet er villig å betale.
- For å oppnå en grei ROI (>5%) (med en pyreg anlegg) er råstoff kostnader avgjørende (helst under 100 kr/m³)

- Kapitaltilskudd gjør det mer økonomisk å betale mer for råstoff opptil 200 kr/m³
- I startfasen uten salg av biokull produkter, så ville det være behov for et tilskuddsprogram med pris 686-992 kr/t CO₂-e for å subsidiere produksjonen mens markedet er under utvikling
- Behov for tilskudd kan reduseres til 427-733 kr t CO₂-e hvis dagens Innovasjon Norges kapital tilskudd (45%) fortsatt er tilgjengelig for innkjøp av biokull anlegg
- CO₂-e per t kostnad er sensitiv for råstoff kostnader (Fig. 6.2)

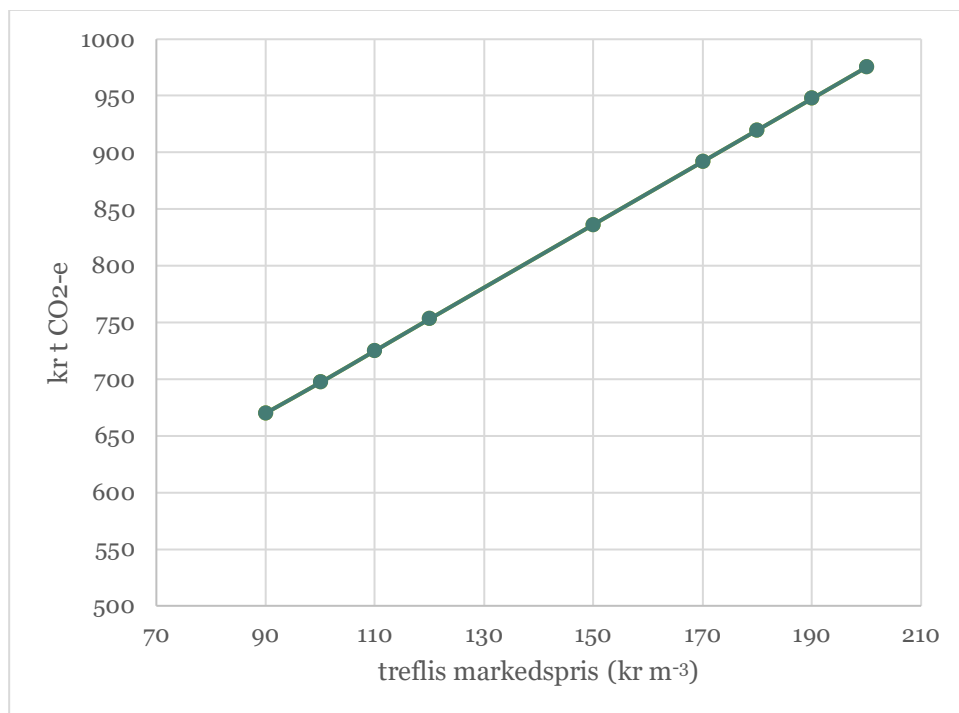


Fig. 6.2 Pris for biokull som et klimatiltak ved varierende råstoff kostnader. Gjelder for et Pyreg anlegg.

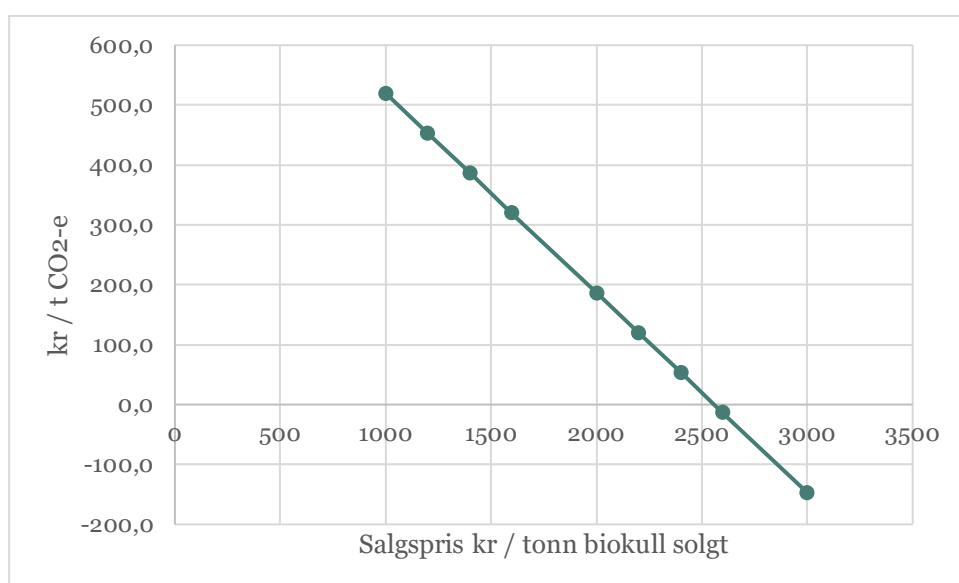


Fig. 6.3. Biokull klimatiltak pris ved økende driftsresultat (representert her med oppnådd markedspris på solgt tonn biokull) (for et pyreg anlegg).

7 Tiltak myrareal

Myr er definert som areal med myrvegetasjon og et minst 30 cm tykt torvlag som inneholder minst 40 prosent organisk materiale. Drenering av myr fører til sammensynking av torva som følge av manglende oppdrift, økt tilgang til oksygen, økt mikrobiologisk aktivitet og raskere nedbryting av organisk karbon til CO₂. Den tradisjonelle dyrkingsmetoden for myr har vært drenering med lukkede grøfter og bearbeiding av topplaget. Som følge av myrsynkingen har det vært behov for å gjenta grøftingen etter 20-30 år. Dyrking med profileringer går ut på å omforme overflata slik at terrenget bygges opp i bueform mellom åpne kanaler, uten lukkede grøfter. Dyrking ved omgraving går ut på å grave opp underliggende mineraljord og legge den som et lokk over torvlaget, gjerne som et 60-80 cm tykt lag.

Det er totalt kartlagt ca 12,5 millioner dekar dyrkbar jord i Norge, hvorav mineraljord utgjør ca 7,8 millioner dekar og organisk jord ca 4,7 millioner dekar.

Basert på Digitalt markslagskart (DMK), Økonomisk kartverk (ØK), med data fra jordsmonn-kartlegging og AR5 for organisk jord, er arealet med dyrket organisk jord estimert til om lag 600.000 daa i 2013 (Barcena & al 2016). LMD 2017. Notat Saksnr. 17/01788-1. Prosjektnr 10769. Dette estimatet er beheftet med stor usikkerhet. I Barcena et al. (2016) side 41 angis det at arealet i 1990 var om lag 556 000 daa. I perioden fra 1990 - 2013 er det både nydyrket areal og areal er omdisponert til andre formål. Det ble anslått en økning fra 1990 på ca 50 000 daa som gir estimatet med 606 000 som ble brukt i nasjonal rapportering (NIR 2015). Denne økning er ikke statistisk signifikant og det ble oppgitt et konfidensintervall mellom 460 000 og 751 000 daa. Det er stor usikkerhet knyttet til andelen med organisk jord av det totale arealet med dyrket jord. Dette omfatter også areal som er tatt ut av drift, men som ikke har fått tilbake myrvegetasjon eller er grodd igjen med skog

Om lag 90 prosent av dyrket myr i Norge antas brukt til produksjon av gras til slått. På grunn av dårlig bæreevne er myrjord mindre egnet til beite for storfe. Myr kan være relativt godt egnet til dyrking av radkulturer som potet, gulrot og kålrot. Disse vekstene dekker bare ca 1,5 prosent av jordbruksarealet i Norge og en økning av produksjonen er ikke avhengig av nydyrking av myr. Omgravd myr er særlig i Hedmark nyttet både til korndyrking og åkerkulturer med potet og gulrot.

Utslipp av lystgass fra dyrket mark på drenert myr kan beregnes ut fra IPCCs standard utslippsfaktorer, for norsk rapportering er det brukt 1,3 kg N₂O-N per dekar og år og 0,79 tonn CO₂-C per dekar for dyrket mark på myr i boreal og temperert sone. Det kan antas å være noe større utslipp de første årene etter nydyrking på grunn av en større andel ferskt materiale. I det nasjonale klimagassregnsket brukes utelukkende standard utslippsfaktorer fra (IPCC 2014). For Norge er det brukt 1,3 kg N₂O-N / dekar dyrket mark og det er ikke skilt mellom eng og åkerareal. Utslippsfaktoren fra IPCC (2014) er for åker (cropland) 1,3 kg NO₂-N/daa mens det for eng (grasland) er 0,95 kg N₂O-N/daa. For Norge er det ikke godt nok datagrunnlag til å fastsette riktig årlig andel flerårig eller varig eng, derfor brukes en felles faktor for dyrket mark. Det er derfor mulig at dagens utslipp er overestimert. Det pågår arbeid med vurdering av muligheter for endring.

Med et årlig C-tap på 0,79 kg m⁻², en volumvekt på 0,1 tonn m⁻³ og en C-konsentrasjon på 0,48 kan den gjennomsnittlige årlig synkingen på dyrket myr beregnes til 16,3 mm. Basert på denne forutsetning er det regnet at 2,3 % av grunt myrareal årlig omdannes til mineraljord og dermed bør skifte status i utslippsregnskapet. Norsk arealstatistikk over dyrka myr er statisk, dvs at endring i klassifisering grunnet mineralisering ikke blir fanget opp. Statistikken fanger opp arealbruksendringer men ikke om jordtype endres som når grunn myrjord mineraliseres og går over til mineraljord. Statistikken skiller ikke på arealer som har vært i arealbrukskategorien i over 20 år og arealer som er blitt drenert eller omdisponert senere.

NIBIO arbeider aktivt for å styrke kunnskapsgrunnlaget om myr. Det er høsten 2018 sendt søknader om prosjekter knyttet til tema som bl a «Kvalitet og areal av myr- areal egnet for omgraving»,

«Overvåking og restaurering av myr», «Forbedring i metodikk for beregning av lystgassutslipp fra dyrket mark» og «Bruk av jordsmonndata for å etablere kart over jordas innhold av organisk materiale i ulike dybder». «Omgraving som dreneringsmåte på tidligere dyrka myr. «Erfaringar, kvar og i kor stort omfang er omgraving aktuelt på tidlegare dyrka myr» «Peat inversion- a way towards sustainable drainage on earlier cultivated peatland in Norway?»

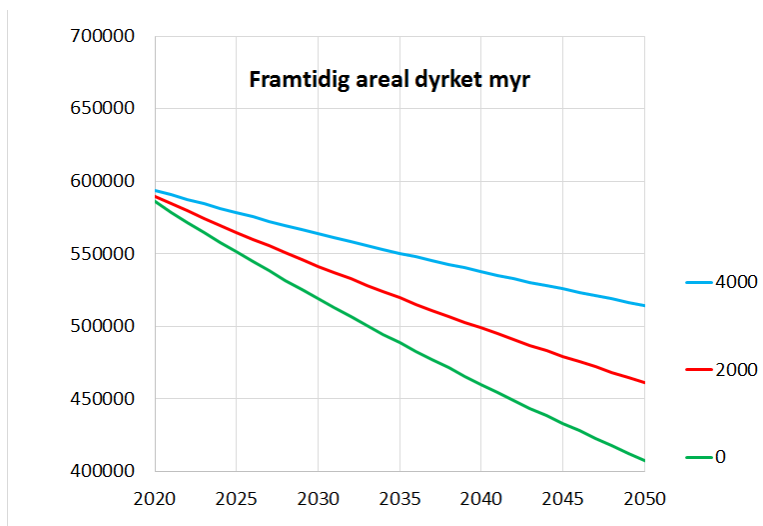
7.1 Nydyrking myr

Rammen for denne rapporten er å vurdere tiltak for utslippsreduksjoner fra jordbrukets virksomhet, både det som regnskapsføres i sektor jordbruk, LULUF og sektoren energi. Når formålet er å finne tiltak som kan redusere utslippene med 2005 som referanse nivå, er det mindre relevant å drøfte konsekvenser av nydyrking av myr i forhold til referansebaner for utslipp forårsaket av slike tiltak. Spørsmålet om nydyrking av myr ligger derfor i prinsippet utenfor rapportens ramme. Vi vil likevel vise til at det i tidligere utredninger fra NIBIO er gjort beregninger som grunnlag for utvikling av ulike referansebaner for myr dyrking, der ulike varianter av restriksjoner sammenliknes med utslippsscenarioer uten restriksjoner.

Utslippene fra ett dekar dyrket myr er i tråd med IPCC forutsetninger forutsatt å være 3,5 tonn CO₂-e pr dekar og år. I NIBIO-notat av mai 2017 er det estimert at nåværende omfang av nydyrking av myr er ca 2 600 dekar årlig, noe som tilsvarer 9100 tonn. Omregningen til utslippsbudsjett vil være avhengig av om det er grunn eller dyp myr som dyrkes. Dersom det i stedet for myr dyrkes mineraljord er det regnet at det må trekkes fra 0,85 tonn CO₂-e pr år grunnet redusert karbonbinding i skog i hvert etterfølgende år. Det regnes ikke CO₂ utslipp fra den nydyrkede skogsmarka, men denne kan avhengig av bruk, ha netto karbonbinding over noe tid.

Når problemstillingen er å redusere utslipp med utgangspunkt i et gitt referanseår, blir inngangen annerledes. Spørsmålet blir da om tiltak knyttet til organiske jordarter, både myr og andre arealer med høyt innhold av organisk materiale som kan bidra til reduserte utslipp, og om slike tiltak i så fall vil bli fanget opp i det offisielle klimagassregnskapet. Dersom det legges til grunn at vi har om lag 600 000 dekar dyrket myr i dag, der 60 % er grunn myr og 2,3 % omdannes til mineraljord årlig, vil det under forutsetning av at nytt myrareal ikke dyrkes, eller ikke dyrkes med ordinær dreneringsmetode, føre til årlig arealendring fra myr til mineraljord på 8200 dekar. Dette vil dermed føre til redusert utslipp fra endret areal summert over perioden 2020 til 2030 ca 285 000 tonn CO₂-e. Dersom myrarealet var 560.000 ville arealendringen omfatte 7700 daa som summert over perioden 2010 til 2030 ville utgjøre ca 265 000 tonn.

Arealbruksendringer inngår i LULUCF beregningene. Dersom det er ønskelig å synliggjøre effekt av endringer i myrareal (både oppdyrking og areal som endrer kategori, eks til mineraljord) kan dette tas med ved vurderingene av mulig skyggeregnskap. En prinsippfigur av fremtidig areal av myr i forhold til ulikt nivå på nydyrking er vist i figur 7.1. Det er stor usikkerhet i nivå på disse beregninger, men langt større sikkerhet i avstanden mellom kurvene, som viser effekten av ulikt dyrkingsomfang og stans i nydyrking.

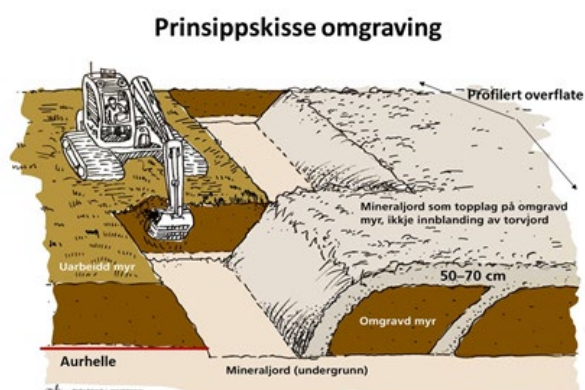


Figur 7.1. Prinsippfigur av endringer i utvikling av myrareal ved ulike nivå på fremtidig nydyrking.

En ny rapport fra NIBIO (Bryn et al. 2018) dokumenterer at det norske myrarealet er vesentlig større enn tidligere beregnet. Dette gjelder imidlertid udyrkede myrarealer og har dermed ingen relevans for de spørsmål som vurderes i denne rapporten.

7.2 Omgraving som dyrkings- og dreneringsmetode

Omgraving er en alternativ måte for dyrking og drenering av grunn (<1 m) og middels djup myr (<1,5 m) med drenerende mineraljord under. Omgraving som dreneringsmåte er også aktuell å bruke på tidligere grøftet myr der dreneringstilstanden ikke lenger er god nok. Metoden innebærer at mineraljord blir lagt som topplag på myra (50-100 cm tykt) og i skråstilte lag der vann kan drenere til undergrunnsjorda. På denne måten er det organiske materialet i myra bedre beskyttet mot nedbryting (Fig 7.2). I naturlig situasjon forekommer lignende tilstand som begravd organisk materiale, m.a. i bredalføre og på elvesletter.



Figur 7.2. Prinsippskisse omgraving av myr der mineraljord blir lagt på toppen av myra og i skråstilte lag mellom torva der vannet kan drenere. Profilering av arealet og kanaler rundt sørger for rask avrenning og transport av vannet bort fra arealet.

Innledende undersøkelser Grønlund et al. (2013) tydet på at omgraving kan redusere utslipp av lystgass og metan i forhold til tradisjonell dyrking og drenering med rørgrøfter. I prosjektet Drainimp ble det på næringsfattig myr med engdyrking i Fræna målt utslipp av metan og lystgass fra grøftet og omgravid myr gjennom to vekstsesonger (april-oktober i 2015 og april til desember i 2016) (Hansen et al. 2016, Dörsch et al. 2017, Rivedal et al. 2017a). Metanutslippet fra grøftet myr var høyt begge år (20 og 14 kg CH₄-C per dekar), mens det fra omgravid var et utslipp på 0,1 kg CH₄-C per dekar i 2015 og et opptak på 0,1 kg i 2016. Det var høye konsentrasjoner av metan i jordlufta like over den nedgravde myrjorda. Innledende labundersøkelser i prosjektet «Peatinvert» tyder på at metan effektivt blir oksidert av metanoksidende bakterier i laget av mineraljord over myrjorda. I de samme periodene ble det målt et gjennomsnittlig utslipp på 425 og 950 g N₂O-N per dekar fra gjødsla, grøfta myr i henholdsvis 2015 og 2016, og 360 og 320 kg fra gjødslet, omgravid myr. Fra grøfta myr var det en emisjonsfaktor (N₂O-N av tilført-N) på henholdsvis 1,6 og 3,4% i 2015 og 2016, mens det for omgravid myr var 1,3 og 0,9%. Sammenlagt for N₂O og CH₄ var utslippa 720 og 390 kg CO₂-ekv. per tonn gastørrstoff i grøftet og omgravid myr i gjennomsnitt for 2015 og 2016.

På grunn av bedre dreneringsevne og bæreevne på omgravid enn grøftet myr blir vilkårene for plantevekst bedre og engavlingene større. Avlingene i Fræna var i middel for engåra 2015-2017 på 1263 kg ts/daa/år på omgravid areal og 1075 på grøfta myr (Rivedal et al. 2017b).

Målinger fra ugjødslet areal på Fræna viste svært små N₂O utslipp både fra grøftet og omgravid areal, noe som tyder på at lystgassutslippet ikke kommer fra nedbryting av det organiske materialet i den næringsfattige myra, men fra den tilførte N-gjødsla. Også jordluftmålinger tyder på dette da N₂O-konsentrasjonen minket nedover i jordprofilen mot den nedgravde torva. Resultatet ville nok blitt annerledes på næringsrik myr. Istedenfor å bruke utslippsfaktorene fra myrjord i jordbruksdrift på 1,3 kg N₂O -N per daa og år fra åker og 0,95 kg N₂O -N fra grasmark (IPCC, 2014) ville det sannsynligvis vært rettere å bruke en høyere utslippsfaktor enn 1% av tilført N på næringsfattig myrjord. Dersom man i dagens utslippsregnskap ikke trekker fra nitrogengjødsel brukt på myrjord, vil dette komme i tillegg til utslippet fra nedbryting av det organiske materialet i myra, og man vil mest sannsynlig overestimere utslippene. Det trengs et bedre grunnlag av arealfordelingen mellom næringsrik og næringsfattig myrjord som er i jordbruksdrift.

I Peatinvert blir det gjort innledende undersøkelser av hvordan omgraving bevarer karbonlager og påvirker CO₂-utslipp. Målinger med oksygensensorer rett over den nedgravde torva viser mye lavere oksygenkonsentrasjoner enn i den grøfta myra (Dörsch et al. 2017) og målinger av CO₂-utslipp tyder på mindre utslipp fra omgravid enn fra grøftet myr. For å estimere total karbonbalanse fra omgravid og grøftet myr må man gjennomføre periodiske fotosyntesemålinger ved hjelp av gjennomslukende kammer for å bestemme CO₂-nettofluks ved ulik fotosyntetisk stråling og modellering av årlig nettoutveksling av CO₂. Det ble høsten 2018 søkt NFR (FFL/JA) om finansiering av dette og andre nødvendige målinger og kartlegginger i prosjektet Peatimp. For å vurdere effekten av omgraving som tiltak for å redusere klimagassutslipp fra dyrket myr må man ha sikrere tall for utslipp av lystgass, metan og CO₂, og man må ha tall på hvor mye av den dyrka myra som er egnet for omgraving.

7.3 Myrjord – dyrking og driftspraksis i Nord Europa og i Norge.

7.3.1 Restaurering av dyrket myr

Restaurering av myr, dvs tilbakeføring av tidligere drenert og dyrket myr til «opprinnelig» tilstand innebærer at arealet ikke lenger inngår i rapporteringsgrunnlaget for klimagassutslipp fra jordbruksarealer. Utslippsregnskapet kan dermed godskrives med areal multiplisert med utslippsfaktor for dyrket myrjord. Betydningen av dette tiltaket er avhengig av virkemidler og prioritering. Restaurering av dyrket myr er vurdert som en av de mest effektive måter å bevare karbonlageret i myr og det pågår restaureringsaktiviteter i alle klimasoner. Også i Norge er det betydelig interesse for å restaurere myrarealer. Weldon et al. (2016) gir i NIBIO rapport Vol (2) nr 113.2016 en oversikt over

restauring av myr og potensialet for karbonlagring og reduksjon av klimagassutslipp». Effekt av restauring av myrjord ble estimert for Klimakur 2020. Det ble gjort vurderinger både av myr som tas ut av naturlige årsaker (uten produksjonstap) og restauring av myr med noe produksjonstap. Ved en forutsetning om estimert effekt på 0,3 tonn karbon – 1,1 tonn CO₂/daa og år- ble det vurdert et potensiale for utslippsreduksjon med 20.000 Co₂ ekvivalenter frem til 2020 og 40.000 Co₂ ekvivalenter frem til 2030. Dette var basert på et arealomfang med 34.000 daa.

Vi har i denne rapporten ikke hatt grunnlag for å gjøre nye beregninger. Det foreligger ikke god dokumentasjon på areal egnet for restauring, noe det er behov for å kartlegge. Det foreligger heller ikke systematiske norske målinger over tid over effekt av restauring. Miljødirektoratet har i 2018 invitert til anbudskonkurranse om overvåking av restauring.

Det er sparsomt med målinger av restauring i Norge. Weldon et al. (2016) har dokumentert stor variasjon i effekt. Basert på data innsamlet i rapporten er det estimert reduksjonspotensiale både for “temperal” og “boreal myr” som begge forekommer i Norge. Rapporten er basert på ulike datakilder med både dyrket og nokså urørt myr. Effekt ble estimert basert på områder med målinger før og etter restauring. Det var stor forskjell i estimert effekt som CO₂ ekvivalenter da det var stor forskjell i metanutslipp mellom de forskjellige restaurerte områder.

Reduksjonspotensiale i CO₂ ekvivalenter /daa:

Temperate myr: - 667 +/- 1124 CO₂ ekv/daa og pr (negativ verdi er karbon spart fra utslipp)

Boreal myr: - 7 +/- -1145 CO₂ ekv /daa /år

Joosten et al. (2015) har i rapport fra NTNU Vitenskapsmuseet estimert utslippsreduksjoner (ikke norske målinger) for «rewetting av torvmark» til variasjon mellom 2,6- 3,3 tonn /daa og år.

Disse referanser viser at det er et stort effektspotensiale- men også at det er svært stor variasjon i estimerte utslipp og derfor behov både for bedre dokumentasjon av utslippsreduksjoner og areal egnet for restauring. Det er også ulikt om utredninger ser på utslippsreduksjoner pr arealenhet isolert sett eller også inkluderer oppdyrking av mineraljord for kompensasjon og vurderer totaleffekter (Nettoeffekt av å restaurere myr og kombinere med å nydyrke areal for kompensasjon). Det kan gi utslag på effektspotensialet.

7.3.2 Dyrkingspraksis- jordbruksareal

Forskjellig dyrkingspraksis er brukt i Nord Europa for å forbedre både avlinger og kjørbarhet på organiske jordarter og klimaeffektene av disse metodene undersøkes i pågående prosjekter. I tillegg er det utviklet noen metoder for “mitigating GHG emissions” (se dyrkingspraksis på våt jord). Data som foreligger nå er utilstrekkelig eller for motstridende til å trekke konklusjoner om mitigation potential til metodene. Dyrkingspraksis som undersøkes inkluderer:

- 1) Ulike dreneringsmetoder (inkludert regulert drenering) i tillegg til tradisjonell drenering (testet f.eks i Tyskland, Nederland og Finland).
- 2) Bruk av mineraljord som toppdekke (testet f.eks i Tyskland, Nederland, Sverige og Norge)
- 3) Dyp pløying (vanlig praksis i østlige deler av Tyskland, har noen likhetstrekk med omgraving av myr).
- 4) Optimalisert dyrkingspraksis (f.eks gjødslings praksis, jordarbeiding, pløying, arealbruk; mange forsøk i mange land).

På næringsfattig myr der det meste av lystgassutslippet stammer fra gjødsling er vær- og hydrologiske forhold rundt gjødsling viktig. Våte forhold og høy vannstand i jorda vil øke lystgassutslippet. Bedre drenering vil være positivt for lystgass- og metanutslipp, men negativt for CO₂- utslipp, totaleffekten kan være usikker. Avlingsnivå er avgjørende for utslipp per kg grastørrstoff.

Mineraljord som innblanding i øvre jordlag i myrjord, både på næringsrik- og næringsfattig myr, er tidligere prøvd i Tyskland med vekslende resultat på klimagassutslipp. Innblanding kan føre til økt mineralisering, særlig på næringsrik myr (Tiermeyer et al. 2016). Tilførsel av mineralmasse som jordforbedringsmiddel som et topplag på myrjord har også vært brukt i Norge og har likhetstrekk med omgraving.

Paludiculture (biomass growing on wet soils) blir testet og utprøvd på en rekke lokaliteter i Sentral Europa og noen Nordiske land (Danmark, Sverige, Finland) har også startet med forsøk på “paludiculture”. Paludiculture er ansett som en bærekraftig måte å produsere for (f.eks. fôr til husdyr) fiber (for bygningmateriale, møbler) og drivstoff (bioenergy) og råmateriale for kjemisk industri. Det kan være en metode for de organiske jordarter som enten er sårbare for klimagassutslipp eller av andre årsaker ikke kan utnyttes. Paludiculture er derfor en effektiv metode for å skape verdier på areal som ellers ville være vanskelig å dyrke.

7.3.3 Pågående prosjekter om bruk av myrjord i Norge

PeatWise “Wise use of drained peatlands in a bio-based economy: development of improved assessment practices and sustainable techniques for mitigation of greenhouse gases” (2017-2020) finansiert av FACCE ERAGAS har som mål å finne de beste dyrkingspraksis (vurdert i forhold til klimagassutslipp, agronomi og politikk) og utvikle tilhørende scenario for organisk jord i Nord Europa. Data samles inn fra gamle og nye forsøk i de deltagende land i prosjektet (Norge, Finland, Sverige, Danmark, Tyskland, Nederland, New Zealand) og med bidrag fra stakeholdere og ekspert vurderinger. Forsøk med dyrkingspraksis i PeatWise omfatter tradisjonell drenering, kontrollert kontroll av vannivå, tilsetning av mineraljord (topplaget) og paludiculture. I tillegg gjøres spørreundersøkelser (survey) av andre tiltak og praksis.

MYR “Climate smart use of Norwegian organic soils” (2018-2021) finansiert av Bionær –Lavutslipp programmet har som mål å estimere klimagassutslipp fra dyrket organisk jord i Norge og oppskalere i tid til periodene (2030-2050). Pr idag så foreligger det ikke pålitelige data (internasjonalt peer-reviewed data inkludert klimagassutslipp) fra norsk organisk jord til å kunne oppdatere IPCC generelle utslippsfaktor (default verdi) til nasjonale utslippsfaktorer. Da IPCC “default verdier” er basert på data fra andre land der faktorer som kontrollerer klimagassutslipp er ulike fra norske forhold, så er det absolutt nødvendig å få pålitelige nasjonale utslippsfaktorer for et mer nøyaktig klimagassregnskap. Resultater fra dette prosjektet vil bli tilgjengelig for stakeholdere og for politisk utforming mot slutten av prosjektet (2021).

8 Tiltakspotensiale og gjennomføring

Beskrivelse av tiltakspotensiale for de enkelte tiltak er presentert i kapittel 3- 7. Samlet oversikt over effekter av de ulike tiltak er gitt i Vedleggstabell 1 og beskrivelser av gjennomføringsgrad og forutsetninger og behov for avklaringer i Vedleggstabell 2.

8.1 Vurdering av tiltakspotensiale

Regjeringen har fremmet krav til jordbruket om å redusere klimagassutslipp med i størrelsesorden 5 millioner tonn i perioden 2021- 2030. Fordelt på 10 år utgjør dette 500.000 CO₂ ekvivalenter /år.

Totalt tiltakspotensiale- i CO₂ ekv er summert til i underkant av 500.000 tonn CO₂ ekvivalenter for tiltakene: bedre tilpasset gjødsling, drenering, biokull som førtilsetning, tiltak knyttet til husdyrgjødsellager, biogass, kløver i eng, og karbonbinding. Oversikt er gitt i Vedleggstabell 1.

I tillegg er muligheter for økt karbonbinding med bruk av biokull beregnet til 500.000 tonn CO₂ ekvivalenter, og fangvekster til 40.000 tonn/år. For disse er det stort teoretisk potensial, men pga stor usikkerhet er beregninger gjort med et lavt anslag for henholdsvis 10 og 20 % av potensialet.

Restaurering av myr og restriksjoner på nydyrking av myr, bruk av omgraving ved nydyrking av myr er tiltak med store usikkerheter, både om effekter og dokumentasjon av arealomfang. Det er ikke gjort nye utslippsberegninger i denne rapporten. Tidligere beregninger har estimert potensialet til mellom 85.000 og 170.000 CO₂ ekvivalenter ved restriksjoner på nydyrking av 2000 daa myr og 4000 daa myr og 50 % reduksjon av dette dersom bare dyp myr inkluderes. I tabellen er det gitt eksempel på positive effekter ved å bruke omgraving som oppdyrkingsmetode, men det foreligger lite og kortvarig dokumentasjon av effekter. Det mangler også god dokumentasjon av omfang av areal som er egnet for oppdyrking ved omgraving. Det pågår forskning om dyrkingspraksis på oppdyrket myr som innen få år vil kunne dokumentere ulike effekter.

For noen av tiltakene i tabellen er det anslått et teoretisk tiltakspotensiale, eks for innblanding av biokull i foret, bruk av filter i gjødsellager for reduserte metanutslipp, forsuring. Dette viser at det er flere tiltaksmuligheter, men med stor usikkerhet.

De største klimagassutslippene er knyttet til husdyrproduksjonen, men slike tiltak er ikke inkludert i dette oppdraget. Dersom slike tiltak inkluderes vil det vise et ytterligere tiltakspotensiale for jordbruket.

Spesiell omtale av noen enkelttiltak:

Drenering er ett av de tiltak som har vært effektberegnet i flere utredninger. For å gi kreditt i utslippsregnskapet er det forutsatt at bedre drenering kan øke avlinger og redusere behov for nitrogengjødsel for et gitt avlingsnivå. Det er få direkte målinger av sammenheng mellom drenering og lystgassutslipp. Det er også usikkerheter om omfang av areal som har behov for drenering. Dreneringsforsøk pågår på Vestlandet, men det er behov for bedre dokumentasjon av dreneringsbehov i ulike regioner, jordarter, produksjoner samt hva ulike dreneringsgrad har å bety for faktiske lystgassutslipp.

Husdyrgjødsellager. Flere tiltak som kan redusere utslipp fra gjødsellager er lite dokumentert eller lite tatt i bruk i Norge. Eksempel er tilsetning av sterke syrer, melkesyre og sukker og installasjon av biofilter i kombinasjoner med tak på åpne lager. Det er også usikkerheter med utslippsfaktorer for dette.

Fangvekster er et tiltak som tidligere hadde større omfang - støttet av tilskudd til miljøtiltak for bedre vannkvalitet. Det er liten norsk dokumentasjon av effekt på karbonbinding og på omfang av areal som er egnet til fangvekster. Tiltaket er ett eksempel på at det kan være synergier mellom miljø

og klimatiltak. Det kan være et potensiale for flere slike synergier og i rapporten er flere av grastiltakene i Regionale miljøprogram (RMP) trukket frem som eksempler.

Økte avlinger. Agronomiske metoder som kan gi økte avlinger får ikke direkte effekt i utslippsregnskapet. Økte avlinger kan bidra til bedre næringsstoffutnyttelse og redusere risiko for tap til vann og luft. Bedre nitrogenutnyttelse kan bidra positivt i utslippsregnskapet dersom det fører til mindre nitrogentilførsel for en gitt avling. Økte avlinger kan også redusere behov for nydyrking og arealbruksendringer er omfattet av utslippsregnskapet. Dersom redusert gjødsling fører til lavere avling kan det gi behov for å dyrke større areal for å oppnå samme produktmengde, med tilhørende utslipp. De beregningsmetoder som brukes i utslippsregnskapet (% av tilført mengde gjødsel) omfatter ikke andre driftstiltak for å optimalisere næringsstoffbalanser i de enkelte driftsformer. I praksis kan forbedringer i agronomi som optimaliserer produksjonsmuligheter også kunne føre til muligheter for ytterligere høyere avlingspotensiale og kan bli fulgt opp med økt gjødsling. Dette vil da gi økning i utslippsregnskapet. Utslipp pr kg avling kan være en bedre metode for vurdering av effektpotensiale.

8.2 Vurdering av gjennomføringsgrad og forutsetninger

I vedleggstabell2 «Tiltak, gjennomføringsgrad, forutsetninger» er det lagt hovedvekt på vurderinger av gjennomføringsgrad av tiltak innen 2030. Tabellen angir usikkerheter og forutsetninger som må oppfylles for at tiltak kan gjennomføres;

- Noen tiltak krever **investeringer** og kan være kostbare. Økonomiske virkemidler kan øke gjennomføringsgrad eller bidra til at de gjennomføres raskere. Eks omfang av årlig drenert areal. For noen tiltak bør kostnadseffektivitet vurderes i forhold til andre typer tiltak. Eks kan tiltak innen gjødselspredningsmetoder ha høye kostnader i forhold til oppnådde reduksjoner dersom det innebærer investeringer både i gjødsellager og spredeutstyr. Det er flere muligheter for kombinasjoner av tiltak som best kan planlegges om man på gårdsnivå lager en totalplan for tiltak.
- Noen tiltak kan være avhengig av **teknologisk utvikling** som kan påvirke gjennomføringsgrad, eksempel innen biogass, biokull. Dagens gjennomføring kan være lav, eks 0,5 % av husdyrgjødsel mengde brukes til biogass, tiltaksberegningene er basert på 20 % gjennomføring i 2030. Også for biokull som hittil er lite brukt, kan eks regionale produksjonsanlegg gi økt tilgang på biokull. Det er ikke nok med positiv interesse for et tiltak, teknologi for gjennomføring av tiltaket må også foreligge.
- Usikkerheter om **effekter av tiltak**, inkludert usikkerhet om kostnadseffektivitet kan begrense tiltaksgjennomføring. Det gjelder både tiltak for å redusere utslipp og tiltak for å øke karbonbinding. For flere av tiltakene foreligger det liten dokumentasjon. Noen eks er: effekt av fangvekster, drenering som klimatiltak, gjødseltiltak og lystgass, dyrkingspraksis på myr, restaurering av myr, biokull innblandet i for.
- Usikkerheter knyttet **kreditering i dagens utslippsregnskap** og hvordan tiltak som ikke er inkludert i dag eller indirekte tiltak kan bli kreditert. Det gjelder flere agronomiske tiltak som kan bidra til høyt avlingsnivå og god næringsstoffutnyttelse og dermed mindre tap av eks nitrogen. Det er også usikkerheter i forhold til bruk av **referansebaner** og de forutsetninger som er lagt inn der.
- **Usikkerheter i utslippsfaktorer.** For noen tiltak er det ikke god dokumentasjon av utslippsfaktorer for norske forhold. Bedre dokumentasjon kan gi grunnlag for bedre tilpassede f.eks lavere utslippsfaktorer. Rapporten gir eksempler for utslippsfaktorer fra gjødsellager, fra drenering, fra ulike myrtiltak.
- Usikkerheter i **omfang og kvalitet av arealer** kan ha betydning for gjennomføringsgrad og også for effektberegninger;

- Omfang av areal med dreneringsbehov
- Karboninnhold i jord- omfang og lokalisering av areal med muligheter for økning
- Omfang av areal egnet for fangvekster
- Omfang av myrareal egnet for omgraving
- Omfang avrealer med næringsrik eller næringsfattig myr- ulike klimagassutslipp

8.3 Effekter hovedtyper av tiltak

Det inngår ikke i denne utredningen å vurdere effekter av endringer i produksjonens sammensetning og volum, forbrukernes matvaner, matkasting eller effekter knyttet til import. Effekten av enkelttiltak vurdert i denne rapporten (markert grønt) opp mot andre hovedtyper av tiltak som er vurdert tidligere, er likevel for oversiktens skyld illustrert i tabell 8.2. Det er benyttet ny referansebane fra 2018 som tidligere omtalt i kapittel 2. Forutsetningene lagt til grunn for «opptrapping» av de ulike tiltakstypene er vist i tabell 8.1. Tabellene sier ikke noe om gjennomføringsgrad, virkemidler eller målkonflikter.

Tabell 8.1. Forutsetninger og opptappingsplan for klimatiltak i jordbruket. Relative tall i forhold til 2013. Beregnet med NIBIO klimagasskalkulator (Grønlund 2015).

	2020	2030	2040	2050
Biogass av husdyrgjødsel				
Andel gjødsel til biogassproduksjon	0,05	0,2	0,35	0,5
Bedre agronomi				
Avlingsnivå korn	1,01	1,05	1,08	1,1
Avlingsnivå gras	1,03	1,1	1,15	1,2
Relativt N-gjødselbruk	0,99	0,95	0,92	0,9
Husdyravl, fôr kvalitet og husdyrhelse				
Enterisk metan fra drøvtyggere	0,97	0,9	0,85	0,8
Endret kosthold				
Melk og kjøtt storfe komb. Melk	0,80	0,75	0,72	0,70
Kjøtt ammekyr	0,91	0,74	0,57	0,40
Lammekjøtt	0,97	0,95	0,94	0,94
Svinekjøtt	0,95	0,94	0,94	0,94
Fjørfekjøtt	0,90	0,93	0,96	0,98
Egg	0,95	0,93	0,93	0,93
Vegetabilsk mat og fisk	1,005	1,012	1,017	1,024

Effektene av tiltakstyper beregnet ved hjelp av modellen er vist i tabell 8.2. Effekt av husdyrgjødsel til biogass er behandlet separat i kapittel 3.7 og bedre agronomi med tiltak i planteproduksjonen, herunder gjødslingsstrategier og økte avlinger er omtalt i kap 5.3 og 5.8.

Klimagassreduksjon av bedre agronomi kan beregnes ut fra antatt reduksjon i N-forbruk som følge av høyere avlinger per arealenhet og bedre utnyttelse av N i gjødsla. Beregningene er basert på at en antar at korn- og grasavlingene kan øke med henholdsvis 10 og 20 prosent fram til 2050, og at N-effektiviteten kan forbedres slik at relativ N-gjødselbruk kan reduseres til 90 % i 2050 i forhold til 2013. I tabell 8.2 er både de separate effektene av økt avling og bedre N-utnyttelse, og kombinasjonseffektene av de to tiltakene. Den kombinerte effekten når både økt avling og bedre N-effektivitet oppnås er noe lavere enn summen av de separate effektene av de to tiltakene.

Tabell 8.2 illustrerer i tillegg hva effekten på utslipp vil være basert på ulike beregningstekniske forutsetninger knyttet til reduserte utslipp fra drøvtyggere (forbedret avl, forkvalitet, dyrehelse) og effekter av endret sammensetning eller redusert volum av kjøttproduksjon, jf forutsetninger vist i tabell 8.1.

Tabell 8.2. Effekt av ulike typer tiltak på klimagassutslipp (gitt som 1000 tonn CO₂ ekvivalenter) fra jordbruket.

	2020	2030	2040	2050
Økt avlingsnivå korn og gras	17	51	94	128
Bedre N-utnyttelse	9	50	84	112
Økt avling + bedre N-utnyttelse	26	98	170	227
Redusert metanutslipp fra drøvtyggere	68	237	376	532
Endret kosthold fra rødt kjøtt til vegetabilsk og fisk	618	927	1 205	1 480
Redusert metanutslipp + endret kosthold	675	1 107	1 471	1 833
Endret kosthold i tillegg til redusert metanutslipp	607	871	1 096	1 301

9 Andre forhold

9.1 Nullutslippsteknologi

Utslippene fra drivstoff til maskiner i jordbruket var i 2015 om lag 326 000 TCO₂-e årlig. Hvor raskt det er mulig å skifte til biodrivstoff er i hovedsak et teknisk og økonomisk spørsmål. Selv om teknologien er utviklet og kommersielt tilgjengelig i perioden fram mot 2030, vil det likevel ta lang tid før hele maskinparken er skiftet ut slik at det kan oppnås 100 % overgang til klimanøytralt drivstoff. Det er ikke grunnlag for å estimere hvor raskt biodrivstoff kan introduseres for bruk på landbruksmaskiner, men det fulle potensial for reduksjon er i prinsippet lik dagens utslipp. Forbruk av drivstoff påvirkes også av strukturelle forhold. Økende omfang av jordleie, men stedvis lange transporter, vil bidra til økte utslipp av CO₂ per produsert enhet. Det er ikke data som kan gi grunnlag for å estimere potensial for å redusere utslipp knyttet til denne transporteffekten.

Norges Bondelag har satt et mål om nullutslipp i 2030 og forutsettes å være pådriver for høyt tempo i omlegging til nullutslippsteknologi i jordbrukets transporter.

Utslipp fra oppvarming i veksthus og andre bygninger var i 2015 om lag 54 000 TCO₂-e årlig. Disse utslippene er i hovedsak knyttet til bruk av naturgass. Kombinasjon av fortsatt energieffektivisering, jordvarme, energilagring og overgang til biogass vil i prinsippet åpne for klimanøytral oppvarming i veksthus og andre bygninger i jordbruket. Tempoet i overgangen er avhengig av hvilke virkemidler som settes inn.

Konkret vurdering av virkemidler i forhold til slike tiltak omtalt her ligger utenfor rammen av denne rapporten.

9.2 Nedbygging, jordvern

Når areal nedbygges har dette som konsekvens at jordbrukets andel av utslipp fra jordbrukarealer som regnskapsføres i LULUCF reduseres. På den annen side virker nedbygging av jordbruksareal indirekte på produktiviteten fordi det ofte er gode arealer i de beste klimasoner som bygges ned og produksjonen må derfor erstattes ved at en større del av produksjonen foregår på arealer av dårligere kvalitet og i klimasoner med flere begrensninger i dyringsmulighetene. Det kan også gi behov for nydyrking, men den aller beste jorda er allerede dyrket opp.

En del arealer som er besluttet omdisponert, eller av eier er vurdert å kunne bli omdisponert, vil også gå ut av drift før den fysiske omdisponeringen gjennomføres. Omfanget av slike arealer har et visst omfang, men problemstillingen er ikke vurdert nærmere her.

9.3 Areal ute av drift

NIBIO har i 2018 gjort en analyse av hvor store jordbruksarealer som det ikke søkes produksjons-tillegg for. Dette er beregnet til ca 800 000 dekar. En del av dette arealet er i bruk til formål som ikke gir grunnlag for å søke produksjonstillegg, men det antas likevel at en stor del av disse arealene ikke brukes til jordbruksformål.

De et er tidligere gjort analyser som dokumenterer at mindre jordstykker, jordekanter mv ikke drives fordi det ved bruk av store maskiner oppleves å være lite hensiktsmessig å inkludere disse. Økende omfang av leiejord kan også bidra til at arealer går ut av drift av slike driftsmessige årsaker. Totalt kan dette være ikke helt ubetydelige arealer. Samspill mellom jord og klima, dreneringstilstand og driftsmessige forhold er sannsynlig medvirkende årsaker til at areal som det ikke søkes produksjonstilskudd for er stort sett i kystfylkene fra Hordaland og nordover. En annen problemstilling som har vært lite omtalt og vektlagt er omdisponering og nedbygging av areal med organisk jord, og der

massene blir deponert. Oppgraving og deponering av organiske masser (både fra dyrka og udyrka arealer) kan medføre betydelige utslipp av klimagasser. Slike forhold er lite/ikke undersøkt, men er noe som bør gjøres. For skogsjord har man noe informasjon om karboninnhold fra en studie basert på 106 jordprofil ned til 70 cm dybde i våt, organisk jord. Basert på dette kan det beregnes en utslippsfaktor på 31,32 tonn karbon pr daa om disse øverste 70 cm blir fjernet. Det tilsvarer et gjennomsnittlig karboninnhold på 45 kg karbon pr m³ (Strand et al.2016).

Disse forholdene reiser to problemstillinger:

- Hvis arealene ligger inne i arealgrunnlaget for utslippsregnskapet som jordbruksareal, og særlig om det er registrert som dyrket myr, vil det bidra til at tall for jordbrukets utslipp fra areal blir for høyt.
- Jordbruksarealer ute av bruk er potensielt egnet for skogetablering og kan da bidra til opptak av CO₂ og binding av karbon.

En mer detaljert kartlegging av slike arealer og rapportering knyttet til hva slags areal det dreier seg om, samt også mer detaljert rapportering av endret bruk til skogproduksjonsformål, vil kunne påvirke utslippsregnskapet.

9.4 Klimatilpasning

En mer omfattende analyse av sammenhenger mellom utslippsreduksjoner og klimatilpasning i jordbruket ligger utenfor rammen av denne rapporten. Problemstillingene omtales derfor bare kort her.

Klimatilpasset jordbruk betyr at produksjonssystemet er robust og gir stabile avlinger. Det betyr at forholdet mellom innsatsfaktorer og avling er optimalt, enten været er vått eller tørt. Den normale robustheten må bygges gjennom tilpasning i alle deler av produksjonssystemet. Et tilpasset jordbruk «leverer varene» også når været er krevende. Det er vinn-vinn, da får vi mer ut av innsatsfaktorene og lavere utslipp totalt og per produsert enhet.

Sommeren 2018 ga i mange tilfelle så lave avlinger at det ikke dekket produksjonskostnadene. Dette er kritisk for bondens økonomi, men det er også kritisk for målet om lavest mulig utslipp per kilo produkt. Når avlingen svikter på grunn av været, er det likevel brukt utslippsskapende innsatsfaktorer som areal, gjødsel, energi og plantevern, rett nok noe mindre enn når været er laglig.

Et eksempel på synergi mellom utslippsreduksjoner og klimatilpasningstiltak er tiltak som bidrar til bedre og sikrere avlinger gir en mer stabil produksjon, bedre utnyttelse av innsatsfaktorer, og mindre risiko for skade på jordstruktur og avlinger. Når jordstrukturen er god, vil planterøttene kunne gå dypere. Plantene får tilgang til mer vann og avlingene blir bedre også når regnet uteblir. Drenering som er omtalt foran, er et vinn-vinn tiltak selv om den direkte effekt på utslipp av lystgass er usikker. Siden 2013 har vi over jordbruksavtalen satt av over 500 millioner kroner til drenering av jordbruksjord. Dette er et tiltak som vil redusere utslippene av klimagasser per produserte enhet, da det er ventet avlingsøkning på de drenerte arealene og utslippene per produserte kilo avling vil gå ned.

Under kapittel 5 er det omtalt en rekke tiltak som vil redusere utslippene fra planteproduksjonen. Dette er tiltak som også kan bidra til å tilpasse jordbruket til konsekvensene av endret klima. Det er derfor av stor betydning å se tiltak for utslippsreduksjoner og tilpasning i sammenheng, både for å nå oppnå direkte utslippsreduksjoner, men også for å sikre mer stabile avlinger og dermed optimal bruk av innsatsfaktorer.

9.5 Tiltakspakker – prinsipper og alternativer

Det er arbeidet lite med slike helhetlige tilnærminger, og i denne rapporten vil konseptet bare bli omtalt og illustrert ved mer eksempler uten kvantitative beregninger da det innen rammen av denne rapporten ikke har vært mulig å utvikle og analysere effekter av tiltakspakker. Nedenfor er det likevel beskrevet noen eksempler som det bør vurderes å analysere nærmere for å identifisere potensial for synergier ved å utvikle tiltakene i sammenheng.

Tiltakspakke grovfor og husdyrernæring: Utslipp fra drøvtyggernes fordøyelse er den største enkeltkilde til utslipp i norsk jordbruk. Integreerte tiltak for forbedringer i produksjon av grovfor og kraftfor, forkvalitet og tilsetninger tilpasset optimal forutnyttelse, fysiske tiltak for redusert spill av fôr fra jorde til kumage, kan defineres som en tiltakspakke.

Tiltakspakke husdyrgjødsel: En tiltakspakke for reduserte utslipp kan bestå av alle aktuelle tiltak som kan bidra til å redusere utslipp av klimagasser fra lagring, behandling og spredning av husdyrgjødsel. I kap 3 er husdyrgjødseltiltakene omtalt, men det er ikke gjort nærmere analyser av hvordan ulike tiltak kan optimaliseres for å maksimere effektene av tiltakene samlet sett. Det inkluderer bruk til ulike vekster og bruk til biogass. Dette kan være en type tiltakspakke.

Tiltakspakke utslippsreduksjoner og klimatilpasning: Klimatilpasning i jordbruket har som formål å utnytte de muligheter endret klima gir, og samtidig mestre de utfordringer endret klima skaper for produksjonen. Klimatilpasningstiltak bidrar til både bedre utnyttelse av innsatsfaktorer og høyere, mer stabile avlinger under krevende dyrkingsforhold. Forbedret klimaresiliens i jordbruksproduksjonen vil redusere behovet for både areal og andre innsatsfaktorer for opprettholde en gitt produksjon sammenliknet med et jordbruk som ikke er godt klimatilpasset. En integrert satsing på klimatilpasning og tiltak for utslippsreduksjoner kan derfor være eksempel på en type tiltakspakke.

Tiltakspakke «redusere avlingsgapet «: Når utgangspunktet er å opprettholde matsikkerheten og samtidig redusere matproduksjonens utslipp, vil summen av tiltak som bidrar til å lukke avlingsgapet også bidra til å redusere bruk av innsatsfaktorer. Effekten vil være både direkte og indirekte påvirkning på klimagassregnskapet for jordbrukssektoren, LULUCF-, og energisektoren. Tiltakene kan inkludere forbedring og sikring av produksjonsgrunnlaget (drenering, hydrotekniske tiltak, vatning) og agronomiske tiltak som valg av sorter, tilpasset gjødsling, kalking, plantevern til jordarbeiding. Sentralt i tiltakspakken er dyrkingspraksis tilpasset jordsmonnsegenskaper, tiltak for redusert risiko for jordpakking, forbedring av jordstruktur og økning av organisk innhold.

Tiltakspakke synergier av miljø og klimatilpasning : Miljøtiltak for forbedret vannkvalitet (Vannforskriften) er vel innarbeidet med en rekke virkemidler. Det er også virkemidler for biologisk mangfold og kulturlandskapstiltak. Det er mulig å utvikle en tiltakspakke der en kombinerer ulike tiltak for miljø og klima. Det kan være tiltak for vekstvalg, jordarbeiding (areal i stubb) med tiltak for økt karbonbinding. Det kan inkludere ulike landskapselement som grasdekte vannveier, vegetasjonssoner. Miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel kan også inngå. Næringstoffbalanser og gjødselplanlegging kan også inngå, men dette er tiltak som det ikke er virkemiddel for. En slik tiltakspakke vil inkludere elementer både for skiftenivå, men også gårdsnivå og i landskapskala. Inkludering av tema fra skog og energi er derfor også element som kan være aktuelle å inkludere.

10 Tiltak i andre land

De nordiske og baltiske land har mange likhetstrekk i naturgitte forutsetninger for jordbruk. Det er etablert noe samarbeid om disse spørsmålene under Nordisk Ministerråd. I denne rapporten er det bare gjort begrensede undersøkelser av strategier, faglige rapporter og foreslåtte tiltak i noen Nordiske og Baltiske land. Det vi har sett, tyder på at det vil være til stor nytte å gjøre en mer systematisk innhenting og sammenstilling av informasjon knyttet til både arbeidet med utslippsreduksjoner og klimatilpasning i jordbruket.

Gjennomgangen har ikke gitt tilstrekkelig oversikt over hva som forventes av utslippsreduksjoner knyttet til de ulike tiltakene i de landene vi har innhentet informasjon fra. Mest konkrete estimater på effekter av ulike tiltak finner vi i to rapporter fra det svenske Jordbruksverket: «Et klimavänligt jordbruk 2050» fra 2012 og «Hur kan den svenska jordbrukssektorn bidra til at vi når det nationella klimatmålet?» fra 2018.

10.1 Sverige

Jordbruksverket i Sverige har som et Regjeringsoppdrag utarbeidet en rapport (Jordbruksverket 2018) som sammenstiller oversikt over pågående tiltak, initiativ og virkemidler som bidrar til å minske jordbrukets påvirkning på klimaet. Rapporten inkluderer tiltak med andre formål som kan ha positiv klimaeffekt.

Rapporten peker på at det ikke finnes tiltak som både kan gi store utslippsreduksjoner og som samtidig kan gjennomføres på kort sikt. Det er behov for utviklingsarbeid med stor bredde der hele sektoren bidrar. Det foreslås derfor at en handlingsplan utviklet i dialog mellom myndigheter, næringen og forskningen, blir en formell del av det klimapolitiske rammeverket. Det legges vekt på betydningen av at klimaproblemstillinger krever bedre data og beslutningsgrunnlag og som i prinsippet inkluderer samarbeid i hele verdikjeden, forankret i et strategisk og langsiktig samarbeid mellom aktørene. Det anbefales at handlingsplanen inneholder delplaner for områdene jord/areal og nitrogen, lagring av husdyrgjødsel, fôr, overgang til fornybar energi, og kunnskap for beslutninger og oppfølging. Det vises i den sammenheng også til at det allerede drives et aktivt arbeid ut fra andre mål enn de klimapolitiske mål, men som også bidrar positivt til reduserte utslipp (forbedret dyrehelse, økt konkurransekraft/effektivitet og andre miljømål).

10.2 Danmark

Danmark har redusert utslippene per produsert kilo kjøtt og melkeliter gjennom å effektivisere produksjonen, og anser seg i denne sammenheng å ligge i den absolutte toppen innen EU. Danmark har arbeidet med å presisere reglene for lagring og bruk av bløtgjødsel og for å fremme bruk av husdyrgjødsel for produksjon av biogass. De har også arbeidet for å forbedre bruk av næringsstoffer og vekster som binder karbon, samt å begrense bruken av myrarealer til annet enn grønnsaksdyrking. (Kilde: Referat fra foredrag v/Kim Holm, Miljø- og Fødevarerministeriet i Danmark).

Regjeringen vil styrke klimaforskningen på landbruksområdet. Det legges vekt på behov for nye løsninger og ny teknologi, for å kunne produsere enda mere klimavennlige matvarer. Samtidig skal det utvikles mer kunnskap om hvordan utslippene kan reduseres med den teknologi som er tilgjengelig.

Den danske regjeringen vil avsette 90 mio. kr. til klimaforskning i landbruket i budsjettet for 2019. Midlene benyttes over tre år. Forskningsstrategien skal støtte forskning i utvikling av nye klimatiltak i landbruket og forbedre dokumentasjonen av eksisterende og nye tiltak. Det skal fremskaffes et solid vitenskapelig grunnlag for kostnadseffektive utslippsreduksjoner gjennom bedre dokumentasjon av effekter, sideeffekter og forbedring av eksisterende klimavirkemidler i landbruket samt utvikling av nye tiltak. På bakgrunn av dialog med forskningsinstitusjoner og næringene er det identifisert tre

hovedområder for en klimaforskningsinnsats på landbruksområdet, som omfatter en rekke potensielle forskningsprosjekter. De tre hovedområder er: 1) jordsystem og arealanvendelse 2) den klimavennlige gård – husdyr, fjøs og gjødsellager 3) fremtidens landbruksproduksjon.

I tillegg vil den danske regjeringen fremme presisjonslandbruk, som gir nye muligheter for å effektivisere landbruket ytterligere med grunnlag i den digitale og teknologiske utvikling. Ved hjelp av høyteknologiske løsninger som f.eks. sensorer og GPS-data kan presisjonslandbruk bl.a. redusere landbrukets miljø- og klimabelastning, samtidig med at avlingene økes. Regjeringen vil derfor styrke innsatsen for å fremme presisjonslandbruk ytterligere gjennom en målrettet prosjektinnsats, som skal dokumentere relevante klimaeffekter og anvendelsen av klimaeffektive dyrkingsmetoder. Det krever tett samarbeide mellom alle parter, som bidrar med sin kunnskap for å omsette ny kunnskap til endringer i driften på de danske gårdsbruk. Regjeringen vil derfor etablere et partnerskap med landbruket, med formål om å fortsatt utvikle et klimavennlig dansk landbruk i verdensklasse. (Kilde: https://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/MFVM/Miljoe/Luftvision/FAaktaark_Klimaforskning_m.v.pdf)

I Danmark diskuteres det blant annet om justering av grunnvannsnivået mellom vekstsesong og vinterperiode på drenerte areal har noen effekt på næringsstofflekkasje og utslipp av lystgass.

<https://www.seges.dk/innovation-og-udvikling/projekter/kontrolleret-draening>

10.3 Finland

Jord- og skogsbruksministeriets klimaprogram for jordbruk «Steg mot klimavennligere mat» har presentert 76 tiltak innen matproduksjon og –forbruk som øker tilpasningen eller begrenser utslipp (Jord og skogbruksministeriet 2014). Disse tiltakene baserer seg på de nyeste forskningresultatet og ekspertvurderinger. Programmet løfter fram bl.a. karbonbinding i jord, en bedre anvendelse av gjødsel, tiltak knyttet til torvjord, betydningen av planteforedling og reduksjon av matsvinn. (Kilde: Foredrag v/Hannu Mattila, konsultativt tjensteman ved Jord- og skogsbruksministeriet i Finland).

I Klimaprogrammet for landbruk, vedtatt i 2014, er dette de 8 viktigste tiltakene:

- Binding av karbon i jordsmonnet
- Innsatser knyttet til bruk av torvmark
- Planteforedling
- Plantevern, dyrehelse og bekjempelse av invaderende arter
- Gjødselhåndtering og presis nitrogen gjødsling
- Energieffektivitet samt produksjon og bruk av fornybar energi
- Redusert matsvinn i hele verdikjeden
- Kostholdsendringer i en mer grønnsaksbasert retning

Tiltakene i Finlands Klimaprogram skal bidra til å forbedre tilpasningen til – eller motvirke klimaendringer i matproduksjon og forbruk. Tiltak for begge formål er presentert som del av sammenheng på grunn av den nære sammenheng det er mellom flere tiltak som har effekt i forhold til begge formål. Tiltakene er også drøftet i et landsbygdsutviklingsperspektiv der det er lagt vekt på sammenhenger mellom klimatiltak og hensyn til økonomi og miljø.

10.4 Island

Islands handlingsplan for klimatilpasning inneholder 10 tiltak og av disse er det særlig to som retter seg mot jord- og skogbruket. Disse er økt skogplanting og tilbakeføring av våtmarker og myr til naturlig tilstand. Største delen av jordbruksarealet på Island er eng, mens grønnsaker, potet og korn bare dyrkes på mindre deler av arealet. Måling av utslipp fra jord- og skogbrukssektoren ansees som problematisk og det understrekes behov for ytterligere kunnskaps- og metodeutvikling. (Kilde: Referat fra foredrag v/Adalsteinn Sigurgeirsson, Islands skogsforskningsinstitutt).

10.5 Estland

Estlands parlament godkjente "Estonian low carbon strategy, officially named "General Principles of Climate Policy until 2050" (GPCP2050) i April 2017. Hovedpunkter i denne strategien, med relevans for landbrukssektoren, er tiltak for å:

- Øke og opprettholde mengden av karbon i jord, herunder utvikling og opprettholdelse av landarealer viktige for karbonopptak og lagring.
- Oppmuntre til effektiv og økologisk bruk av landbruksareal, samtidig som det unngås at slike arealer går ut av bruk.
- Forbedre bruk av plantenæringsmidler og erstatning av mineralgjødning med organisk gjødning og miljøvennlige jordforbedringsmidler.
- Forbedre produksjonen av bioenergi og bruke den i energikrevende produksjonsprosesser.
- Øk produktiviteten i landbruket, med fokus på miljøvennlig gjødningshåndtering for å begrense ammoniakutslipp.
- Økende skogtilvekst og skogens evne til karbonopptak og lagring gjennom produktiv og bærekraftig skogforvaltning.
- Konsekvent øke bruk av tømmer og økning av karbonmasse i tømmerprodukter og bygninger.
- Tilrettelegging for bevaring av dagens skogsareal og andre arealkategorier, samtidig som man prioriterer forvaltning for økt karbonopptak og utslippsreduksjoner.
- Unngå ytterligere drenering av myrer og gjenopprette naturlige vannregimer i drenert torvmarker.

Fra 2019 vil regjeringen av Republikken presentere en rapport for Parlamentet som vurderer hovedprinsippene i klimapolitikken og gjennomføringen av både tverrgående- og sektorvise strategier minst en gang hvert fjerde år.

Tabellvedlegg

Vedleggstabell 1. Effekter av tiltak angitt som reduserte CO₂-ekvivalenter sammenlignet med tidligere utredninger.

Tiltak	Landbruk og klimaendringer «2016 rapporten». Reduserte CO ₂ ekv (tonn)	Utredninger 2016 - 2018. Reduserte CO ₂ ekvivalenter (tonn)	Nye beregninger- 2018. Reduserte CO ₂ ekvivalenter (tonn)	Kommentarer forutsetninger, usikkerheter
Bedre grovforkvalitet			NMBU utreder	NMBU dokumenterer
Tidligere høstetidspunkt	45 - 65.000 ¹		NMBU utreder	NMBU dokumenterer
Tang, tare og alger i husdyrfor			Ikke kvantifisert- antatt positiv effekt.	Behov dokumentasjon
Biokull i for			Eksempel effekt: 84.424 tonn CO ₂ ekv. (fordøyelse) 163.965 CO ₂ ekv. totalt (inkludert effekt ved gjødselspredning) Ved 10 % i 2030= 18.000 tonn CO ₂ .	Forutsetning: 1 % innblanding i fôr, 4 % reduksjon i metanutslipp. Teoretisk høyt potensiale. Behov dokumentasjon.
Eteriske oljer i foret			Ikke kvantifisert - antatt positiv effekt	Behov dokumentasjon
Gjødsellager			Ikke alle gjødseltiltak kan summeres	Flere kombinasjoner er mulig
Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel	100.000	2030: 103.000 ² 2017 - 2050: 151.000 i gj.snitt	2030: 55.000 tonn fra gjødsellager og 47.000 tonn ved substitusjon = 148.000 tonn CO ₂ ekv. 2050: 155.000 tonn fra gjødsellager og 132.000 tonn fra substitusjon = 287000 tonn CO ₂ ekv	Forutsetning: 20 % av husdyrgjødsel til biogass i 2030. Ny referansebane fra 2018. Substitusjon 68 % til drivstoff, 32 % til oppvarming.
Tak på åpne gjødsellagre		6 - 7500 ³	Antatt positiv effekt- ikke grunnlag for ny beregning. 6 – 7.500 ³ tonn CO ₂ ekv	Økt nedbør- kan gi redusert lagerkapasitet. Behov dokumentasjon. Distriktsvariasjoner.

Tak på gjødsellager + biofiltrasjon			Ikke kvantifisert - antatt positiv effekt. Eksempel: 50% reduksjon i CH4 utslipp fra lagret gjødsel til en kostnad av ca. 250 NOK t ⁻¹ CO ₂	Behov dokumentasjon. Avhengig av andel gjødsel i åpent lager. Usikker effekt på lystgassutslipp, filter effekt over tid.
Utslippsfaktor gjødsellager			Ikke kvantifisert - men endring til lavere faktor vil medføre lavere utslipp. Svenske målinger viser lavere utslippsfaktor	I utslippsregnskap brukes tapsfaktorene 10 % for metan og 0,5 % for lystgass. Svenske målinger viser lavere faktorer med 3 % for metan og null utslipp for lystgass.
Tilsetning gjødsellager- sterke syrer			Ikke kvantifisert, men antatt positiv effekt. Eksempel fra Danmark: Tilsetning av syre reduserte CH4 fra 3 måneder lagret gjødsel mellom 67-87%.	Metoden brukes i Danmark, erstatter nedmolding. Se kommentar om praktisk bruk.
Tilsetning melkesyre gjødsellager			Ikke kvantifisert- antatt positiv effekt.	Stort teoretisk potensiale. Behov dokumentasjon. Forskning pågår.
Gunstigere spredetidspunkt	12.000 (inkl. økt lagerkapasitet) Inngikk i kombinasjon med flere tiltak-se neste punkt-2016 rapporten.		4.000 tonn CO ₂ ekv.(se omtale i rapport) Noe av effekten er tatt ut 2000 – 2013 ⁴ ved redusert høstspredning	Forutsetning: Ikke høstspredning og halvert spredning sommer. Behov dokumentasjon norske forsøk.

Miljøvennlig spredemetode husdyrgjødsel	10.000 - 15.000 Inngikk i kombinasjon med bedre tilpasset mengde, metode, tidspunkt for gjødselspredning		8.000 tonn CO ₂ (se omtale i rapport) Noe av effekten er alt tatt ut 2000 – 2013 ⁴ . Breispredningsandelen er allerede redusert.	Forutsetning: 50% av husdyrgjødsel spredd i eng med stripespreder. Behov dokumentasjon ammoniakktrap og lystgassutslipp som effekt av spredemetode.
Bedre arealmessig utnyttelse av husdyrgjødsel			Ikke estimert som selvstendig tiltak.	Antakelig et begrenset potensiale.
Presisjongjødsling	Ikke kvantifisert som eget tiltak	550 tonn (Klimakur2020) 20 % av kornarealet	Ikke kvantifisert - men antatt positiv effekt. Se redusert N-gjødsling	Avventer utredning om presisjongjødsling- leveres 1mars 2019.
Redusert N-gjødsling, 10% Her inngår bedre utnyttelse husdyrgjødsel, bedre agronomi (jordpakking, kalktilstand, sorter/arter, presisjonsjordbruk)	50.000 - 100.000		Ved reduksjon på 10.000 tonn N: Direkte utslipp: 47.000 tonn CO ₂ ekv Indirekte avrenning: 7.700 CO ₂ ekv Indirekte atmosfærisk nedfall lite Totalt: 55.000 tonn CO ₂ ekv.	Forutsetning: basert på: 100.000 tonn nitrogen fra mineralgjødsel.
Økte avlinger			Økt avlingsnivå korn og gras: 2030: 51.000 tonn CO ₂ ekv 2050: 128.000 tonn CO ₂ ekv Kombinert effekt økt avling og bedre N- utnyttelse: 98.000 tonn CO ₂ ekv i 2030 og 227.000 tonn CO ₂ ekv i 2050.	Forutsetning: bedre agronomi med 10% økte avlinger i 2020 og 20% i 2050. Usikkerhet- muligheter for å realisere potensialet.

Bedre drenering	16.000 for kornareal og 52.000 for grasareal Potensiale basert på metodikk i Øygarden et al.(2009) der bedre drenering gir bedre nitrogenutnyttelse		60.000 tonn CO ₂ ekv. Fullt potensiale (se omtale i tekst) Dersom fremtidig omfang av drenering blir som middel for 2013- 2016 med 40 000 daa per år (16 000 daa korn og 24 000 daa eng) blir reduksjonen 3 700 tonn CO ₂ - ekv per år = 6 % av potensialet. Effekt på avlingspotensiale ikke inkludert.	Behov dokumentasjon av omfang av areal med dreneringsbehov og effekter. Metodikk basert på 2009 metode- behov for ny vurdering- metodikk basert på målinger lystgass.
Jordpakking	18.000 for kornareal 117.000 for gras Metodikk basert på Øygarden et al. (2009)		Ikke grunnlag for nye beregninger, fra 2009: 18.000 tonn CO ₂ ekv. for kornareal 117.000 tonn CO ₂ for grasareal	Inngår sammen med flere tiltak-økte avlinger, bedre agronomi og N-utnytting. Bedre drenering kan reducere risiko for jordpakking.
Mer bruk av kløver i eng	37.000 Metodikk basert på Øygarden et al. (2009). Ble den gang ikke tatt med i videre utregninger da det ble regnet med utslipp fra N- fiksering.		Utslippsreduksjon fra lystgass på 28.000 tonn CO ₂ ekv. Basert på metodikk som i Øygarden et al. (2009), men internasjonal endring av metodikk i utslippsregnskapet der utslipp fra nitrogenfiksering ikke lenger er inkludert.	Forutsetning: 1 mill daa fulldyrket eng (ca 20 %) Redusert N-tilførsel fra handelsgjødsel med 6 kg N/daa godskrives i utslippsregnskapet. I praksis også tap fra biologisk fiksert N. Har derfor ikke tatt med reduksjon i indirekte lystgassutslipp fra gjødsel (avrenning).

Kalking			Ikke kvantifisert- men moderat kalking positiv effekt. Også effekt på økte avlinger- og bedre N-utnyttelse.	Behov dokumentasjon, areal -kalkingsbehov, kalkingsmidler- effekt på klimagassutslipp.
Karbonbinding- økt lagring av karbon i jord	100.000 (uten biokull)		Ikke kvantifisert nye anslag nå pga pågående utredning (1mars 2019).	Avventer utredning: Muligheter for karbonbinding i jord- leveres 1mars 2019.
Biokull Fra skog Fra halm Andre organiske avfallsstrømmer			0,83 + 0.36 totalt 1, 19 MtonnCO2 500.000 tonn CO2 ekv dersom 10 % av skogressurser utnyttes. Usikkert – avhengig av gjennomføringsgrad.	Stort teoretisk potensiale. 10 % gjennomføring vurderte som mest realistisk.
Miljøtiltak (grastiltak) Regionale miljøprogram			Ikke kvantifisert, men antatt positiv effekt.	Grasdekte vannveier, vegetasjonssoner, kan bidra til økt karboninnhold, men krediteres ikke i utslippsregnskapet.
Fangvekster	Ikke beregnet som separat tiltak		Dagens areal med fangvekster er 0,8 % areal (22 400 daa) ⁵ : beregnet utslipp tilsvarende 717 tonn C (2464 tonn CO ₂ årlig) Dersom 60 % fangvekstareal; Redusert C tap på 54.017 tonn C (198.241 CO ₂ årlig) i forhold til dagens praksis. Ved gjennomføringsgrad på 20 %: 40.000 CO ₂ ekvivalenter	Behov dokumentasjon- norske forhold; omfang egnet areal, effekt lystgassutslipp, karbonbinding. Forutsetning: Estimert med 20 % av tiltakspotensialet. Inngår i utredning karbon (1 mars 2019)

Myr				
<p>Forbud mot nydyrking</p>	<p>Notat (LMD 2017): 2030: Forbud av 2000 daa: 84 746 CO2 ekv. Forbud nydyrking bare av dyp myr: 45 564 CO2ekv.</p> <p>2030: Forbud av 4000 daa: 169 492 CO2 ekv Forbud nydyrking bare av dyp myr: 91 128 CO2 ekv</p>	<p>2030: 166.000 ² Forutsatt Mdir referansebane med 4000 daa og myr dyrking med 50 % grunn og 50 % dyp myr: 220.000 i snitt for perioden til 2050</p>	<p>Ikke kvantifisert nye anslag til denne rapporten.</p> <p>Usikker arealoversikt: andel areal med grunn og dyp myr og areal grunn myr egnet for evt. omgraving.</p>	<p>Utslippsreduksjon avhengig av referansebaner: LMD (2017 notat) årlig nydyrking er 2600 daa/år basert på statistikk. Beregnet for 2000, 4000 og 6000 daa for sammenligning. Mdir har brukt 4000 daa i referansebane.</p>
<p>Myrareal som endres til mineraljord</p>			<p>8200 dekar gir 28 000 tonn CO₂ årlig reduksjon i utslipp fra dyrket myr Synliggjøres dette i utslippsregnskapet?</p>	<p>Forutsetning: 60 % av dyrket myr er grunn. 2,3 % areal endres årlig: 600 000 dekar myr X 60 % X 2,3 % = 8 280 dekar.</p>
<p>Nydyrkingsmetoder på myr: omgraving ved oppdyrking av grunn myr</p> <p>Omgraving kan også brukes som tiltak på allerede oppdyrket (grøftet) myr .</p>		<p>DrainImp- målinger PeatInvert- målinger</p>	<p>Ikke kvantifisert – men positiv effekt sammenlignet med tradisjonell oppdyrking.</p> <p>Eksempel på effekt: utslipp 720 og 390 kg CO₂ ekv./tonn grastørrstoff i grøftet og omgravid myr i gjennomsnitt for 2 års forsøk. 15 % økt avling på omgravid myr.</p>	<p>Behov dokumentasjon effekt av omgraving.</p> <p>Metanutslipp sterkt redusert. Lystgassutslipp avhengig av værforhold i forhold til gjødsling. Effekt: eksempel fra 2 års måling på Vestlandet.</p>

			Mangler oversikt areal egnet for omgraving og arealstatistikk næringsrik og næringsfattig myr.	
Dyrkingssystem/dyrkingspraksis og tiltak på oppdyrket myr			Ikke kvantifisert nå, men ulik dyrkingspraksis gir ulik effekt.	Behov dokumentasjon. Pågående prosjekter: Peatwise, PeatImp, Myr
Restaurering av myr	40.000 i 2030 (Klimakur2020) der 34.000 daa tatt ut av drift for restaurering Utslippsreduksjon (2009) basert på 0,3 tonn karbon = 1,1 tonn CO ₂ /daa. Effekt beregning avhengig av om areal erstattes ved nydyrking.		Positiv effekt- men ikke grunnlag for nye beregninger nå (se tekst i rapport). 40.000 CO ₂ ekv.(2009). Mangler oversikt- areal aktuelt for restaurering- nødvendig for effektberegning. Miljødirektoratet har i 2018 initiert overvåking av restaurering av myr.	Eksempel temperate og boreal myr ⁶ : variasjon - effekt-reduisert 667 +- 1124 CO ₂ ekv./daa til 7+- 1145 CO ₂ ekv/daa. Andre utredninger ⁷ effekt estimert: 2,6- 3,3 tonn - CO ₂ ekv/daa (ikke norske målinger)
Andre tiltak-energi Nullutslippsteknologi maskiner-jordbruk Nullutslippsteknologi-oppvarming jordbruk			Utslipp maskiner: 326.000 tonn CO ₂ ekv. Utslipp-oppvarming: 54.000 tonn CO ₂ ekv.	Avhengig av tekniske. Forhold og økonomiske virkemidler. Ikke utredet her.

¹ Storlien & Harstad.2015, ²Pettersen et al.2017. ³NIBIO 2(133) 2017 ⁴Gundersen og Heldal 2015 ⁵Bye m.fl., 2017 ⁶Weldon et al.(2016) ⁷Josten et al.2015.

Vedleggstabell 2: Tiltak, gjennomføringsgrad, forutsetninger

Tiltak	Gjennomføring i perioden 2021- 2030.	Forutsetninger for økt gjennomføring, behov for dokumentasjon, virkemidler.
Husdyrtiltak	Husdyrforskningen må avklare	Husdyrforskningen må avklare.
Bedre grovfôrkvalitet	Løpende rådgivning om grovfôrproduksjon og kvalitet.	Husdyrforskningen avklare: effekt metan utslipp drøvtyggere. Behov for å dokumentere grovfôrkvalitet for bonden- for kreditt i utslippsregnskapet.
Tidligere høstetidspunkt	Løpende rådgivning om grovfôrproduksjon -betydning høstetidspunkt – grovfôrkvalitet.	Husdyrforskningen avklare: effekt metan utslipp drøvtyggere. Planteforskningen avklare - agronomi- høstetidspunkt- balanse mellom kvalitet og avlingsmengde. Behov samarbeid mellom plante og husdyrforskning.
Tang, tare og alger i husdyrfor	Avhengig av forskningsresultat og tilgjengelighet av fôrmidler.	Dokumentasjon av fôrverdi og effekt redusert klimagassutslipp. Samarbeid med fôrnæringen og tilgjengelighet av produktene dersom positiv effekt.
Biokull i for	Kan igangsettes med importert av biokull fra 2019 og med norskprodusert biokull fra 2021.	Dokumentasjon av positiv effekt på metanutslipp og dyrehelse. Mulig samarbeid med Felleskjøpet, Norges Fôr og andre for utvikling, utprøving og dokumentasjon dersom positiv effekt bekreftes. Spredte forsøk pågår i Norge. Også avhengig av tilgang på biokull.
Eteriske oljer i foret	Avhengig av dokumenterte forskningsresultat.	Forskning – dokumentasjon av effekt. Husdyrforskningen.

Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel	Avvente evaluering av «Pilotordningen- tilskudd til Biogassanlegg» (2019). Beregning av effekter er basert på 20 % gjennomføring som er et optimistisk anslag.	Evaluering av «Pilotordning tilskudd til Biogassanlegg» vil omhandle bruken av virkemidler og lav oppslutning til tross for tilskuddsordning.
Store biogassanlegg	Usikkert med gjennomføringsgrad: Flere anlegg under utredning er lagt på is begrunnet med dårlig lønnsomhet. Usikkert m.ht teknologiutvikling.	Usikkerhet: Teknologiutvikling på annen behandling av bioavfall/masse enn til biogass går raskere (aerob nedbryting, metabolisme, pyrolyse). Usikkerhet om bruken til drivstoff; Utvikling av elektrisk fremdrift i relevant del av transportmarkedet, går foran bruk av biogass.
Gårdsanlegg biogass	Gjennomføring bl.a avhengig av størrelse på anlegg – lønnsomhet. Avventer evaluering Pilotordning (se over).	Gjennomføring avhengig av lønnsomhet: Målt mot pris pluss nettavgift, kan gårdsanleggene være lønnsomme, når de er store nok (antagelig minst 100 storfe).
Gjødsellager		
Tak på åpne gjødsellagre	Avhengig av investeringer, økonomiske virkemidler.	Mange ulike typer gjødsellager, vurdere effekt for ulike typer anlegg og for ulike nedbørsmengder i ulike regioner. Økonomiske virkemidler.
Tak på gjødsellager + methanotrophic biofiltrasjon	Behov bedre dokumentasjon av effekter.	Forskning og demonstrasjon på methanotrofisk biofiltrasjon koblet til fjøs og eller gjødsellageret. Dokumentere filtereffekt over tid, lystgassutslipp. Samarbeid med internasjonale forskningsgrupper som har kommet lenger eks. University of Calgary, University of Massey, Aarhus Universitet.
Utslippsfaktor gjødsellager	Antagelse om at utslippsfaktoren kan reduseres- dette vil gi lavere beregnet utslipp. Utslippsfaktor kan endres når tilstrekkelig dokumentasjon foreligger.	Svenske forsøk indikerer lavere utslippskoeffisient. I Norge: Pågående prosjekt NORSØK (2018- 2020) med støtte fra Landbruksdirektoratet: Utslipp av klimagasser fra gjødsellager - En vurdering av åpne lager for bløtgjødsel og biorest og lager med dekke. Stor variasjon av type åpne lager.

Tilsetning gjødsellager- sterke syrer.	<p>Bør være mulig å benytte, prøve metoden i Norge innen 1-2 år. For økt gjennomføring avhengig av rådgivning og formidling av metoden dersom den anbefales. Relativt kostbar metode.</p> <p>Danmark ble 20 % av husdyrgjødsel i 2014 tilsatt syre. Tiltaket erstatter nedfelling. Dokumentert effekt på redusert ammoniakktap uten negativ effekt på lystgassutslipp.</p>	<p>Behov dokumentasjon fra praktisk utprøving i Norge. Aktuelt for utprøving av NMBU, NIBIO og NLR. Vurdere kompetanseoverføring fra Danmark.</p> <p>Svovelsyre kan være farlig ved bruk, andre tilsetninger kan utprøves. Mangler dokumentasjon på hvordan syretilsatt husdyrgjødsel påvirker jord over tid.</p> <p>Det er gjort svært lite norsk forskning på husdyrgjødsel i den senere tid. Behov for å dokumentere husdyrgjødsel, ammoniakktap og klimagassutslipp der også syretilsetning kan inngå.</p> <p>Ved syretilsetning kan ikke husdyrgjødsel brukes til biogass.</p>
Tilsetning gjødsellager- melkesyre og sukker	<p>Metoden er innført i vanlig drift i flere europeiske land, og kan innføres umiddelbart dersom positiv anbefaling gis.</p>	<p>Forskning pågår i Norge om NH3 utslipp i kalkun og grisefjøs, behov for bredere utprøving.</p> <p>Melkesyre tilsetninger kan også ha andre fordeler som reduksjon i antibiotika forbruk. Behov for dokumentasjon inkludert både dyrehelse og klima effekter.</p>
Gjødsling		
Gunstigere spredetidspunkt husdyrgjødsel	<p>Mulig innen 2030, men kan være avhengig av investeringsmidler i større gjødsellager.</p>	<p>Kan være avhengig av økt lagerkapasitet.</p> <p>Behov for virkemidler investering.</p>
Miljøvennlig spredemetode husdyrgjødsel	<p>Mulig innen 2030, men er avhengig av midler til investering (endre utstyr)</p> <p>Danmark; Bredspredning er ikke lov- effekt på endret spredemetoder og også syretilsetning gjødsellager.</p>	<p>Gjennomføring avhengig av å endre utstyr til nedfeller, stripespredere. Behov dokumentasjon kostnadseffektivitet- effekt i forhold til investering.</p> <p>Tilgjengelig kalkulator for beregning av effekter av ulike spredemetoder kan gi grunnlag for økt gjennomføring.</p>

<p>Bedre arealmessig utnyttelse av husdyrgjødsel</p>	<p>Mulig innen 2030, men er avhengig av hvor mye midler som blir satt av til investering</p>	<p>Lange kjøreavstander kan begrense tiltaket. Satelittlager for lagring av husdyrgjødsel, samarbeidsløsninger mellom gårdsbruk kan øke gjennomføring. Økonomisk stimulering, investeringsmidler kan muligens øke gjennomføring.</p>
<p>Presisjonsgjødsling</p>	<p>Utredning presisjonsgjødsling- ferdig 1.mars 2019 kan gi anbefalinger.</p>	<p>Behov dokumentere effekt og omfang. Teknisk utstyr for å koble variasjon i jordegenskaper og næringsinnhold med gjødselplanlegging og utstyr for presis gjødseltildeling.</p> <p>Stimuleringstiltak for å ta i bruk nye hjelpemiddel - økonomiske og informasjon om nye teknikker.</p>
<p>Redusert N-gjødsling, 10%</p> <p>Her inngår bedre agronomi som muliggjør bedre næringstoffutnyttelse (jordpakking, kalktilstand, sorter/arter, presisjonsjordbruk)</p>	<p>Bedre gjødselplanlegging, utarbeiding - næringstoffbalanser kan igangsettes nå.</p> <p>Gradvis nedtrapping av gjødselbruk fram til 2030 bør være mulig etter hvert som gjødsel blir bedre utnyttet.</p>	<p>God tilgang hjelpemidler, planleggingsverktøy kan hjelpe; N-sensor, gjødselplanprogram, næringsbalanser, jordprøver.</p> <p>Se også andre punkt om gjødsling.</p> <p>Flere agronomiske tiltak henger sammen.</p>

<p>Økte avlinger (10% - 20 %)</p>	<p>Kontinuerlig agronomisk forbedring for å utligne dagens avlingsgap.</p> <p>Det er antatt et generelt potensiale for økte avlinger både for eng og grovfor. Dette kan gi lavere utslipp pr produsert enhet.</p> <p>Det kan være store variasjoner på gårdsnivå- og dermed også ulikt potensiale for økning.</p> <p>Noen agronomiske tiltak kan være vanskelig å endre på kort sikt og krever investering som drenering, utstyr jordpakking. Tiltak innen gjødsling, sortsvalg plantevern kan være enklere. Det er IKKE tilstrekkelig med bare en av disse faktorer for økt avling.</p>	<p>Økt avling krever optimalisering av dyrkingsteknikk og innsatsfaktorer. Behov for rådgivning- på gårdsnivå- om bedre agronomi, teknologisk utvikling (lettere maskiner mm) foredling mv.</p> <p>Endringer i klima kan gjøre det vanskeligere og mer krevende å oppnå økninger. Vanskelig å få til kombinasjon av både økt avling og redusert gjødsling. Nyutviklet versjon av modellen BASGRA_N, som simulerer effekt av gjødsling på avling, avlingskvalitet, klimagassutslipp og N-utvasking kan bli nyttig hjelpemiddel for å vurdere N- gjødsling til engvekster.</p> <p>Behov for bedre avlingsregistreringer for grovfor.</p>
<p>Bedre drenering</p>	<p>Av et antatt reduksjonspotensiale på 60 000 CO2e kan det være mulig å ta ut 2/3 før 2030</p> <p>Tilskuddsmidler påvirker omfang av drenert areal. Det forventes kontinuerlig økning i drenert areal ved fortsatt tilskudd. Økning i tilskuddsmidler kan øke gjennomføringsgraden.</p>	<p>Omfang av areal med dreneringsbehov er usikkert og er basert på spørreundersøkelser. Våte forhold kan gi økt behov for drenering.</p> <p>Behov for å vurdere metodikk: Beregnet effekt er basert på prinsipp om at bedre drenering vil gi bedre N-utnyttelse, økt avling og redusert N-gjødselbehov og dermed redusert lystgassutslipp.</p> <p>Usikker effekt på lystgassutslipp i spredte norske målinger.</p> <p>Behov dokumentasjon av effekter av ulik dreneringsgrad på avling og klimagassutslipp. Behov for anbefalinger drenering til geografiske områder, jordtyper, dreneringsintensiteter, dreneringsgrad. Drenering er uansett positivt for avling.</p>

Jordpakking	<p>Redusert jordpakking også knyttet til drenering- da godt drenert jord kan redusere risiko.</p> <p>Gjennomføring også avhengig av utstyrsutvikling, investeringer.</p> <p>Den lette roboten Torvald blir nå gjennom prosjektet GrassRobotics utviklet for slått og innhøsting av grovfôr (prosjekt pågår til 2021). Om robothausting blir tatt i bruk i stort omfang er avhengig av effektivitet og kostnad (økonomisk stimulering)</p> <p>Hjelpemidler for å beregne risiko for pakking- kan øke gjennomføring.</p>	<p>Redusert jordpakking avhengig av maskinbruk, utvikling av lett utstyr, dekkutrusting, bedre drenering, planleggingverktøy for redusert jordpakking. Kartlegging av jordarter- tilgang klimadata- koblet med planleggingsverktøy kan redusere risiko for jordpakking. Modellen (www.terranimodk.no) hjelpemiddel for redusert jordpakking- er tilpasset norske forhold.</p> <p>Metodikk for beregning av effekt- samme prinsipp som for drenering. Behov for vurdering av metodikk. Behov for måling av klimagassutslipp. Norske forsøk stor variasjon i lystgassutslipp avhengig av jordart, pakningsgrad, vekstvalg.</p>
Mer bruk av kløver i eng	Mulig å få til før 2030	<p>Økt bruk av kløver kan gi redusert behov for N-gjødsling, men kreve økt kalking og behov for økt rådgivning.</p> <p>Trenger tilstrekkelig kløverfrøproduksjon.</p> <p>Behov for sortsutvikling (vinterherdighet, sykdom), foredling tar tid.</p>
Kalking	<p>Økt kalking bør være mulig å få til før 2030.</p> <p>Moderat kalking er vurdert fordelaktig.</p>	<p>Behov rådgivning om kalkingsbehov, dokumentasjon pH i jord på skiftenivå.</p> <p>Det er registrert en økning i kalkforbruk siste åra.</p> <p>Ønskelig med kalkingsmidler som kan heve pH uten å gi CO2 utslipp. Forskning pågår.</p>
Karbonbinding- økt lagring av karbon i jord	Utredning leveres 1 mars 2019, avventer anbefalinger. En rekke tiltak er inkludert i utredningen.	Avventer utredning. Noen agronomiske tema trenger bedre dokumentasjon: Fangvekster, gras med dypere røtter, beitebruk, vekstskifter, tilvekst dyr på beite- klimagassutslipp.

<p>Biokull</p> <p>Fra skog</p> <p>Fra halm</p> <p>Fra andre organiske avfallsstrømmer (hestemøkk, hønsemøkk, avsløpslam, avtørket fiskeslam og biorest faststoff, kornavrens osv.)</p>	<p>Kan igangsettes innen 1-2 år. Begrensende faktor vil være hvor fort anlegg for biokull produksjon er etablert i Norge. Behov for produksjonsanlegg i de viktigste landbruks regioner.</p> <p>Stort teoretisk potensiale- realistisk vurdering er 10 % av potensialet.</p> <p>Fra 2019 mulig å igangsette: Regionalt prøveprosjekt med tilskuddsordning for karbonlagring i jord som kan følges opp av forvaltning og forsknings aktører. For eks. 5 års periode avgrenset til ett fylke 2021-2026. Dersom vellykket kan det utvides til flere fylker.</p> <p>Eksponensiell trend i kommersiell utvikling og forskning omkring biokull siden 2010 så fremskritt kan gå fort sammenlignet med de siste 8 år.</p>	<p>Behov for tilskudds ordning for karbonlagring i jord. Næringen etterspør 500 kr/tonn CO₂⁶ som et minimums beløp som kan sikre investering i biokull anlegg og satsinger på biokull innhold i landbruksprodukter.</p> <p>Tilbakemelding fra næringen (basert på workshop): En tilskuddsordning for karbonlagring i jord kan raskt utløse stor aktivitet rundt biokull. For å avgrense finansiell risiko foreslås et 5 års prøveprosjekt avgrenset til ett fylke. Aktører: fylkeskommune, bondelag, NLR, NIBIO, SINTEF, Ruralis, med dokumentasjon av (jordprøver, teknologi, bondens erfaring og økonomi, og virkning av tilskuddsordning. ⁷ En protokoll (retningslinjer) må utarbeides for å etablere en pålitelig metode for gjennomføring av tiltak og dokumentasjon av karbonlagringseffekten. Et slik satsing vil trolig koste >100 MNOK og spleieslag for finansiering kan vurderes).</p>
<p>Miljøtiltak (grastiltak) Regionale miljøprogram</p>	<p>Innen 1- 2 år</p>	<p>Dersom grastiltak i RMP skal krediteres i utslippsregnskapet er det behov for å endre system for rapportering både som miljø og klimatiltak og kreditering.</p>

⁶ Forslag om 500 kr tonn / CO₂ kommer fra en møte i fokusgruppe utført av NIBIO i juni 2018 og fagmøte som samlet produsenter, Felleskjøpet og Nortura (Nov. 18) der potensiale for biokull ble diskutert. Hvis prisen var garantert for en bestemt periode ville det gi insentiv for akselerert biokull produktutvikling i Norge (torvfri jord, biokull i dyrefôr, biokull tilsetninger i biogass anlegg, biofilter materiale osv.)

⁷ Trøndelag fylkeskommunen har nylig (nov. 2018) fått innvilget 500 000 kr for et forprosjekt om satsing i Trøndelag om økt karbonlagring i jord. De uttrykker interesse til NIBIO for å være en foregangs fylke for satsning for jordkarbon lagring. Også Vestfold og Innlandet (Hedmark, Oppland) hvor biokull næringsklynge er i utvikling og hvor fylkespolitikere viser engasjement og vilje til å satse på dette området.

<p>Fangvekster</p>	<p>Omfang av fangvekster i Norge har tidligere vært følsomt for tilskuddsnivå. Dersom økonomiske virkemidler og rådgivning innføres kan tiltak settes i gang innen 1- 2 år. Usikkert om hvor stor andel av totalpotensialet (ca 60%) som kan oppnås. 20 % av fangvekstpotensialet ble brukt for 2030 (tilsvarende om lag arealet med fangvekst da det var høyt tilskudd).</p> <p>Avvente anbefalinger om fangvekster fra utredningen om økt karbonbinding i jord (1 mars 2019).</p> <p>Behov for følgeforskning og pilotstudier som kan gi resultater innen 3- 4 år.</p>	<p>Forutsetninger: Endring av tilskuddsnivå har tidligere hatt STOR effekt på gjennomføringsgrad.</p> <p>Behov følgeprosjekt- dokumentere effekt på karbonlagring og evt lystgassutslipp, test av aktuelle vekster.</p> <p>Avvente anbefalinger fra utredningen: Muligheter for lagring av karbon i jord.</p> <p>Effekter kan inkluderes i kalkulatorer for effektberegning, eks fra Klimasmart landbruk.</p>
<p>Myr- restaurering av myr</p>	<p>Kartlegging av areal egnet for restaurering er mulig innen 2022 dersom prosjektmidler innvilges.</p> <p>Gjennomføring også avhengig av avklaring om økonomisk støtte, er dette et tiltak for bonden eller en tjeneste for samfunnet. (frivillig /pålagt oppgave).</p> <p>Når areal er valgt ut- ikke teknisk ikke vanskelig å gjennomføre- men det anbefales oppfølging over flere år.</p>	<p>Behov for avklaring om hvor mye areal som er egnet for omgraving.</p> <p>Behov for veiledning om aktuelle arealer, metodikk for restaurering og oppfølging. Det foreligger hydrologisk kunnskap om å tette grøfter, men effekt på klimagassutslipp og vegetasjonsutvikling er mindre dokumentert. Mdir setter i gang overvåking nå.</p> <p>Dersom økonomiske virkemidler innføres – behov for kategorisering av egnet areal og dokumentasjon av effekter.</p>
<p>Omgraving av myr</p> <p>Kartlegging av areal egnet for omgraving</p> <p>-bedre estimat på utslipp</p>	<p>For vurdering av gjennomføringsgrad er det behov for oversikt over omfang av areal egnet for omgraving.</p> <p>Noe bedre estimat for lystgass og metan vil bli tilgjengelig innen juni 2019 og kan påvirke anbefalinger.</p> <p>Bedre estimat også for CO2-utslipp, karbon- og N-balanse tilgjengelig i 2022.</p>	<p>Behov for dokumentasjon av effekter på klimagassutslipp, avling mm: Få og kortvarige pågående forsøk i Norge.</p> <p>Peatinvert avsluttes juni 2019. Søknader om videreføring er utarbeidet.</p> <p>Omgraving er kostbart, så det er behov for større tilskudd. På sikt vil tiltaket kunne lønne seg da det kan gi økte avlinger og lengre varighet av tiltaket med dyrkingsmuligheter i flere år.</p>

Bedre arealoversikter	<p>Mulig innen 2- 5 år</p> <p>Aktuelt for flere tema: Areal egnet for restaurering av myr, areal egnet for omgraving av myr, areal med næringsrik myr, areal med næringsfattig myr, areal med dreneringsbehov, areal med muligheter for karbonbinding,</p>	<p>Bedre arealoversikt og egnethet for ulike tiltak nødvendig for planlegging av tiltak, men også for rapportering til utslippsregnskapet.</p>
Dyrkingspraksis oppdyrket myr	<p>Avvente forskningsprosjekter om dyrkingspraksis og tiltak fra prosjektene (innen 3 år):</p> <p>Peatwise (2017- 2020) Wise use of drained peat soils.</p> <p>Myr: Climate smart use of Norwegian organic soils (2018-2021)</p>	<p>Basert på pågående forskningsprosjektene og internasjonal erfaringer kan anbefalinger om dyrkingspraksis og håndtering gis.</p> <p>Tiltak som studeres; dreneringsmetoder, tilføre mineraljord som topplag, gjødsling, jordarbeiding mm.</p>
Overgang fra til biodrivstoff og el-drift for jordbrukets maskiner	<p>Det pågår forsøk med biodiesel for traktorer og utprøving av el-drevne lette maskiner (roboter) til mindre kraftkrevende arbeidsoperasjoner. Det forventes at teknologiutviklingen vil gjøre overgang til biodrivstoff gjennomførbart i betydelig omfang i perioden 2020-2030 og at el-drift til lettere operasjoner vil komme innen 5 år</p>	<p>Gjennomføring avhengig av økonomiske rammebetingelser, regulatoriske forhold, teknologiløsninger, drivstoffkvalitet og tilgjengelighet og fornyelsestakt for maskinparken</p>
Overgang til fornybar energi i oppvarming av veksthus og andre bygg	<p>Utfasing av naturgass med biogass, løsninger for energilagring, bruk av UV-lys mv er tilgjengelig teknologi.</p> <p>Mulig overgang innen 5 år</p>	<p>Gjennomføring er avhengig av økonomiske rammebetingelser, regulatoriske forhold, utskifting av teknologi</p>

Referanser

- Alfredsen, G., K. M. Sandland, S.Gjølsjø, L.Gobakken, and E. Bergseng. 2018. Sekundærråstoff fra trebaserte verdikjeder i Norge. NIBIO Rapport (4) 93. Tilgjengelig online: <http://hdl.handle.net/11250/2504920>
- Andrén, O., & Kätterer, T. 1997. ICBM: the introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecological applications*, 7(4), 1226-1236.
- Aronsson, H., Hansen, E. M., Thomsen, I. K., Liu, J., Øgaard, A., Känkänen, H., Ulén, B. J. J. O. Soil and Water Conservation. 2016. The ability of cover crops to reduce nitrogen and phosphorus losses from arable land in southern Scandinavia and Finland. 71, 41-55
- Bakken, A.K.,Daugstad, K., Johansen, A., Roer-Hjelkrem, A.G., Fystro, G., Strømman, A.H., Korsæth,A. 2017. Environmental impacts along intensity gradients I Norwegian dairy production as evaluated by life cycle assessments. *Agricultural Systems* 158 :50- 60.
- Bárcena, T. G., Grønlund, A., Hoveid, Ø., Søgaard, G. og Lågbu, R. 2016. Kunnskapsgrunnlag om nydyrking av myr. NIBIO rapport Vol. 2, nr 43.ISBN 978-82-17-01609-0. 59 s.
- Belbo, H., Talbot, B. 2014. Performance of small-scale straw-to-heat supply chains in Norway. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment*, 3(4), 400–407. <https://doi.org/10.1002/wene.107>
- Bonesmo, H., Beauchemin, K. A., Harstad, O. M., Skjelvåg, A. O. 2013. Greenhouse gas emission intensities of grass silage based dairy and beef production: a systems analysis of Norwegian farms. *Livestock Science*, 152(2-3), 239-252.
- Bryn, A., Strand, G-H., Angeloff, M., Rekdal, Y. 2018. Land cover in Norway based on an area frame survey of vegetation types, *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography*, 72:3, 131-145. <https://doi.org/10.1080/00291951.2018.1468356>
- Bye, A.S., Aarstad, P.A., Løvberget, A.I., Høie,H. 2017. Jordbruk og Miljø2. Tilstand og utvikling. SSR Rapport nr 41. 177s.
- Cabeza, I., Waterhouse, T., Sohi, S., & Rooke, J. A. 2018. Effect of biochar produced from different biomass sources and at different process temperatures on methane production and ammonia concentrations in vitro. *Animal Feed Science and Technology*, 237, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2018.01.003>
- Camps-Arbestain, M., Amonette, J. E., Singh, B., Wang, T., Schmidt, H. P. 2015. A biochar classification system and associated test methods, in J. Lehmann, J. Stephen (Eds.) *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*. 2nded. London: Routledge.
- Davidson, E. A. 1991. “Fluxes of Nitrous Oxide and Nitric Oxide from Terrestrial Ecosystems.” *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes.*, edited by J E Rogers and W B Whitman, no. 12, American Society for Microbiology, 1991, pp. 219–35.
- Dörsch, P., Heggset, S., Rivedal, S., Deelstra, J., Øpstad, S., Hansen S. 2017. Inversion of previously tile drained peat soil: I. Effects on greenhouse gas emissions. *Proceedings of the International Conference on Climate Smart Agriculture on Organic Soils* 23.-24.11.2017.
- Eid Hohle, E & al 2016. Landbruk og klimaendringer. Rapport fra partssammensatt gruppe til Landbruks- og matdepartementet.

- Fuchs, K., Hörtnagl, L., Buchmann, N., Eugster, W., Snow, V., Merbold, L. 2018. Management matters: testing a mitigation strategy for nitrous oxide emissions using legumes on intensively managed grassland. *Biogeosciences*, 15: 5519–5543. <https://doi.org/10.5194/bg-15-5519-2018>
- Grønlund, A., K. K. de Zarruk og D.P. Rasse. 2010. Bioforsk Rapport Vol. 5 Nr. 5. Klimatiltak i jordbruket – binding av karbon i jordbruksjord.
- Grønlund, A., Weldon, S., Øpstad, S., Zielke, M., Fjellidal, E. 2013. Klimagasser frå omgravid myr. Orienterende undersøkelser av utslipp frå omgravid myr sammenlignet med tradisjonell dyrket myr. *Bioforsk rapport 8 (131)*: 24 p.
- Gundersen, G. I., og Heldal J. 2015. Bruk av gjødselressurser i jordbruket 2013. Statistisk sentralbyrå.
- Gundersen, G. I., Rognstad, O. 2001. Lagring og bruk av husdyrgjødsel. Statistisk sentralbyrå
- Hammond, J., Shackley, S., Sohi, S., & Brownsort, P. (2011). Prospective life cycle carbon abatement for pyrolysis biochar systems in the UK. *Energy Policy*, 39(5), 2646–2655. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.02.033>
- Hansen, S., Hauge, A., Tesfai, M., Riley, H. and Dörsch, P. 2012. Vassjuk jord: en viktig kilde for lystgass? *Bioforsk FOKUS 7 (2)*: 43-45
- 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: 71-85. DOI 10.1007/s10705-014-9597-x
- Hansen, S., Rivedal, S., Øpstad, S., Heggset, S., Deelstra, J., Dörsch, P. 2016. Greenhouse gas emissions and agronomic feasibility for forage production on inverted peat soil. In: Höglind et al. (eds) *EGF2016: The Multiple Roles of Grassland in the European Bioeconomy*. Proceedings of the 26th General Meeting of the European Grassland Federation, Trondheim, Norway, 4.-8. September 2016 pp.771-773.
- Hovlandsdal, L. 2011. Langtidseffekten av kalking på lystgassemissjonen frå dyrka organisk jord. Mastergradsoppgåve, Institutt for plante- og miljøvitenskap, Universitetet for miljø- og biovitenskap. 43 s.
- IPCC. 2006. The Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- Joosten, H., Barthelmes, A., Couwenberg, J., Hassel, K., Moen, A., Tegetmeyer, C., Lyngstad, A. 2015. Metoder for å beregne endring i klimagassutslipp ved restaurering av myr. NTNU Vitenskapsmuseet. *Naturhistorisk rapport 2015-10*. 83 pp.
- IPCC 2018. Special report on the impacts of global warming of 1.5 °C
- Jordbruksverket 2012. Rapport 2012:35 Et klimavänligt jordbruk 2050, Sverige
- Jordbruksverket 2018. Rapport 2018:1 Hur kan den svenska jordbrukssektorn bidra till att vi når det nationella klimatmålet, Sverige
- Jordbruks- och skogbruksministeriet 2014. Rapport 8/2014: Klimatprogrammet för lantbruk, Steg mot klimavänligare mat, Finland
- Kammann, C., Ippolito, J., Hagemann, N., Borchard, N., Cayuela, M. L., Estavillo, J. M., Wrage-Mönnig, N. 2017. Biochar as a tool to reduce the agricultural greenhouse-gas burden – knowns, unknowns and future research needs. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 25(2), 114–139. <https://doi.org/10.3846/16486897.2017.1319375>

- Kätterer, T., Bolinder, M. A., Berglund, K., & Kirchmann, H. 2012. Strategies for carbon sequestration in agricultural soils in northern Europe. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A–Animal Science*, 62(4), 181-198.
- KLIF. 2010. Klimakur2020- sektornotat for jordbruk. Rapport TA2593/2010
- Korsaeth, A. N, P, and K Budgets and Changes in Selected Topsoil Nutrients over 10 Years in a Long-Term Experiment with Conventional and Organic Crop Rotations. *Applied and Environmental Soil Science*, 2012, 17s.
- Korsaeth, A. Relations between nitrogen leaching and food productivity in organic and conventional cropping systems in a long-term field study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2008, 177-188.
- La, H., Hettiaratchi, J. P. A., Achari, G., Verbeke, T. J., Dunfield, P. F. 2018. Biofiltration of methane using hybrid mixtures of biochar, lava rock and compost. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 241, 45–54. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.039>
- Lehmann, J., Abiven, S., Kleber, M., Pan, G., Singh, B. P., Sohi, S. P., Zimmerman, A. R.; Lehmann, J.; Joseph, S. 2015. Persistence of biochar in soil, in J. Lehmann, J. Stephen(Eds.). *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*. 2nd ed. London: Routledge.
- Leng, R. A., Inthapanya, S., Preston, T. R. 2012. Biochar lowers net methane production from rumen fluid in vitro. *Livestock Research for Rural Development* 24(103) [online], [cited 28 December 2016]. Available from Internet: <http://www.lrrd.org/lrrd24/6/sang24103.htm>
- Lunnan, T., Rivedal, S., Sturite, I. 2017. Effektar av traktorkøyring, gjødsling og frøblanding på avling, botanisk samansetjing, førkvalitet, nitrogenopptak og nitrogenfiksering i eng. NIBIO Rapport 3 (81): 27 s.
- Maillard, É., Angers, D. A. 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 20(2), 666-679.
- McCarl, B.A., Peacocke, C., Chrisman, R., Kung, C., Sands, D., 2009. Economics of biochar production, utilization and greenhouse gas offsets. In: Joseph, S., Lehmann, J. (Eds.), *Biochar for Environmental Management*. Earthscan, London.
- Melse, R. W., van der Werf, A. W. 2005. Biofiltration for Mitigation of Methane Emission from Animal Husbandry. *Environmental Science & Technology*, 39(14), 5460–5468. <https://doi.org/10.1021/es048048q>
- Ministry of Environment 2018. Resolution of the Riigikogu. General Principles of Climate Policy until 2050, Estonia Mose, V., Cerisuelo, A., Sutaryo, S., & Møller, H. B. (2012). Process performance of anaerobic co-digestion of raw and acidified pig slurry. *Water Research*, 46(16), 5019–5027. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.06.032>
- Muñoz, E., Curaqueo, G., Cea, M., Vera, L., & Navia, R. 2017. Environmental hotspots in the life cycle of a biochar-soil system. *Journal of Cleaner Production*, 158(April 2017), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.163>
- NIR. 2017. Greenhouse Gas Emissions 1990-2015, National Inventory Report. Statistisk sentralbyrå. Norwegian Environment Department. 2010. Strategy and incentives for reducing emissions of GHGs from the agricultural sector [translated from Norwegian]. Klimakur 2020, 71.
- LMD 2017. Notat Saksnr. 17/01788-1. Prosjektnr 10769. Tilleggsutredning knyttet til kostnadseffektivitet og klimaeffekter av forbud mot nydyrking av myr. 35 s.

- Ogle, S.M., Swan, A. and Paustian, K., 2012. No-till management impacts on crop productivity, carbon input and soil carbon sequestration. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 149, pp.37-49.
- O'Toole, A., Moni, C., Schols, A., Carnol, M., Bosman, B., & Rasse, D. P. 2018. Miscanthus biochar effects on small grain yield and soil physical properties in a 4-year field experiment in Norway. *Agriculture*, 8(171). <https://doi.org/10.3390/agriculture8110171>
- Persson, T., og Höglind, M. 2013. Impact of climate change on harvest security and biomass yield of two timothy ley harvesting systems in Norway. *Journal of Agricultural Science* 152: 205–216. doi:10.1017/S0021859612001013
- Poepflau, C., & Don, A. J. 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops—A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems*. Vol 200: 1- 234.
- Poepflau, C., Aronsson, H., Myrbeck, Å., & Kätterer, T. 2015. Effect of perennial ryegrass cover crop on soil organic carbon stocks in southern Sweden. *Geoderma Regional*, 126-133. Poepflau, C., & Don, A. J. 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops—A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems*. Vol 200: 1- 234.
- Powlson, D.S., Stirling, C.M., Jat, M.L., Gerard, B.G., Palm, C.A., Sanchez, P.A. and Cassman, K.G., 2014. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 4(8), p.678.
- Petersen, S. O., Amon, B., Gattinger, A. 2005. Methane oxidation in slurry storage surface crusts. *Journal of Environmental Quality*, 34(2), 455–461. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0455>
- Petersen, S. O., Andersen, A. J., Eriksen, J. 2012. Effects of Cattle Slurry Acidification on Ammonia and Methane Evolution during Storage. *Journal of Environment Quality*, 41(1), 88. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0184>
- Rasse, D. P., Budai, A., O'Toole, A., Ma, X., Rumpel, C., Abiven, S. 2017. Persistence in soil of Miscanthus biochar in laboratory and field conditions. *PLoS ONE*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184383>
- Riley, H., Bakkegard, M. 2006. Declines of soil organic matter content under arable cropping in southeast Norway, *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 56:3, 217-223, DOI: 10.1080/09064710510029141
- Riley, H. 2014. Grain yields and soil properties on loam soil after three decades with conservation tillage in southeast Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil & Plant Science*, 64(3), pp.185-202.
- Riley, H. 2016. Laglighet for jordarbeiding til vårkorn i Norge: Avlingstap ved jordpakking og utsatt såtid, og konsekvensene for optimal maskinkapasitet i forhold til kornareal NIBIO Rapport 2,112: 65 s.
- Rivedal, S., Hansen, S., Dörsch, P. 2013. Lystgassutslepp frå eng. Verknad av jordpakking etter gjødsling. *Bondevennen* 116, 22: 14-15.
- Rivedal, S., Riley, H., Lunnan, T., Børresen, T., Øpstad, S., Stürite, I. 2016. Verknad av traktorkøyning på engavling og jordfysiske forhold. NIBIO Rapport 2,145: 78 p.
- Rivedal, S., Øpstad, S., Heggset, S., Hansen, S., Børresen, T., Haukås, T., Deelstra, J., Dörsch, P. 2017a. Inversion on peat soil: Effects on agronomy and GHG emissions. NIBIO miljøkonferanse 21.11.2017
- Rivedal, S., Øpstad, S., Heggset, S., Børresen, T., Haukås, T., Hansen, S., Dörsch, P., Deelstra, J. 2017b. Inversion of previously tile drained peat soil: I. Method and effects on hydrology, soil

- properties, grass yield and profitability. Proceedings of the International Conference on Climate Smart Agriculture on Organic Soils 23.-24.11.2017.
- Roberts, K.G., Gloy, B.A., Joseph, S., Scott, N.R., Lehmann, J., 2010. Life cycle assessment of biochar systems: estimating the energetic, economic and climate change potential. *Environmental Science and Technology* 44, 827–833.
- Rochette, P., Janzen, H.H. 2005. Towards a Revised Coefficient for Estimating N₂O Emissions from Legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73 (2–3): 171–179. <https://doi.org/10.1007/s10705-005-0357-9>
- Rodhe, L., Pell, M., Yamulki, S., 2006. Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. *Soil Use Manage.* 22, 229–237.
- 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 & Biochemistry* 99 (2016): 36-46
- 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: 367-371.
- Stabbetorp, H. (2017). Dyrkingsomfang og avling i kornproduksjonen. *Jord-og Plantekultur* 2017. Forsøk i korn, olje-og proteinvekster, engfrøavl og potet 2016. NIBIO BOK 2017 3 (1), side 16- 25.
- Storlien, T.M., Harstad, O.M. 2015 Tiltak i husdyrproduksjonen. Potensial for reduksjon i utslipp av lystgass og enterisk metan fra mjølkekuproduksjonen. Rapport på oppdrag fra Miljødirektoratet, 2015.
- Strand, L.T., Callesen, J., Dalsgaard, L., Wit, H.A. 2016. Carbon and nitrogen stocks in Norwegian forest soils – the importance of soil formation, climate and vegetation type for organic matter accumulation. *Canadian Journal of Forest Research* 46 (12): 1459-1473.
- Sturite, I., Rivedal, S., Dörsch, P. 2014. Effects of fertilization and soil compaction on nitrous oxide (N₂O) emissions in grassland. In: Hopkins, A. et al. (eds). *EGF at 50: The Future of European Grasslands*. 19: 94-96. Proceedings of the 25th Symposium, EGF, Aberystwyth, Wales, 7.-11. September 2014.
- Tiemeyer, B., Albiac Borraz, E., Augustin, J., et al. (2016) High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global Change Biol.* 22, 4134-4149.
- Uhlen, AK, et al .2017.Økt norsk kornproduksjon gjennom forbedret agronomisk praksis En vurdering av agronomiske tiltak som kan bidra til avlingsøkninger i kornproduksjonen. NIBIO-Rapport 3 (87): 47 s.
- Valand, S., Nøkland, A., Sundet, H. 2017. Potensialet for karbonlagring i norsk landbruksjord, NLR Østlandet (M-dir rapport). Tilgjengelig fra: <https://ostafjells.nlr.no/media/3234516/kunnskapsgrunnlag-karbonbinding-i-norsk-landbruksjord.pdf>
- Weldon, S., Parmentier, F-J, Grønlund, A., Silvennoinen, H. 2016. Restaurering av myr – Potensialet for karbonlagring og reduksjon av klimagassutslipp. NIBIO report no. 2/113/2016
- Øygarden, L., Nesheim, L., Dörsch, P., Fystro, G., Hansen, S., Hauge, A., & Stornes, O. K. (2009). Klimatiltak i jordbruket-mindre lystgassutslipp gjennom mindre N-tilførsel til jordbruksareal og optimalisering av dyrkingsforhold. *Bioforsk Rapport Vol* (4) nr 175. 2009.

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 og et avdelingskontor i Oslo.