

# Jordbruksrelaterte klimagassutslipp

Gjennomgang av klimagassregnskapet og  
vurdering av forbedringer

**Rapport fra partssammensatt  
arbeidsgruppe**

**1.7.2019**

## Innhold

|       |                                                                                            |    |
|-------|--------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1     | Mandat og utvalgets arbeid .....                                                           | 1  |
| 1.1   | Mandat og utvalgets sammensetning .....                                                    | 1  |
| 1.2   | Utvalgets tolkning av mandatet .....                                                       | 2  |
| 1.3   | Rapportens struktur .....                                                                  | 3  |
| 2     | Klimagassrapportering under FNs klimakonvensjon .....                                      | 4  |
| 2.1   | FNs klimakonvensjon .....                                                                  | 4  |
| 2.2   | Norges klimaforpliktelser og rapportering .....                                            | 4  |
| 2.2.1 | Kyotoprotokollen .....                                                                     | 4  |
| 2.2.2 | Parisavtalen .....                                                                         | 4  |
| 2.2.3 | Rapportering under EUs klimarammeverk .....                                                | 5  |
| 2.3   | Nasjonalt system for utslippsregnskap og rapportering .....                                | 5  |
| 2.4   | Internasjonale beregningsmetoder for klimagassregnskap .....                               | 6  |
| 2.4.1 | Retningslinjer fra FNs klimapanel og FNs klimakonvensjon .....                             | 6  |
| 2.4.2 | Beregningsmetodikk i IPCC Guidelines .....                                                 | 8  |
| 2.5   | Rapportering og revisjoner av utslippsregnskapet .....                                     | 9  |
| 2.5.1 | Årlig rapportering til FNs klimakonvensjon .....                                           | 9  |
| 2.5.2 | Årlig revisjon av regnskapet ved FNs klimakonvensjon .....                                 | 9  |
| 2.6   | System for forbedringer og rekalkuleringer .....                                           | 10 |
| 2.6.1 | Forbedringsprosjekter .....                                                                | 10 |
| 2.6.2 | Rekalkulering av tidsserie og trend .....                                                  | 10 |
| 3     | Klimagassutslipp .....                                                                     | 11 |
| 3.1   | Jordbrukssektoren .....                                                                    | 12 |
| 3.1.1 | Enterisk metan (3A) .....                                                                  | 15 |
| 3.1.2 | Gjødselhåndtering (3B) .....                                                               | 19 |
| 3.1.3 | Lystgassutslipp fra dyrket mark (3D Direct and indirect emissions from agricultural soils) | 21 |
| 3.1.4 | Halmbrenning (3F Emissions from field burning of agricultural residues) .....              | 25 |
| 3.2   | Jordbruksrelaterte utslipp i arealbrukssektoren .....                                      | 26 |
| 3.2.1 | Om arealbrukssektoren .....                                                                | 26 |
| 3.2.2 | Definisjoner av dyrket mark og beite .....                                                 | 27 |
| 3.2.3 | Aktivitetsdata .....                                                                       | 28 |
| 3.2.4 | Endring i karbonbeholdninger og andre utslippskilder .....                                 | 29 |

|       |                                                                                                |    |
|-------|------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 3.2.5 | Utslippsberegning dyrka mark – karbonbeholdninger (4B).....                                    | 29 |
| 3.2.6 | Utslippsberegning beite – karbonbeholdninger (4C).....                                         | 32 |
| 3.2.7 | Metanutslipp fra dyrket mark og beite (4(II)) .....                                            | 35 |
| 3.2.8 | Direkte N <sub>2</sub> O utslipp fra mineralisering av mineraljord (4(III)).....               | 35 |
| 3.2.9 | Nøkkeltkategorier i arealbrukssektoren.....                                                    | 35 |
| 3.3   | Energibruk i jordbruket.....                                                                   | 36 |
| 3.3.1 | Traktorer og andre maskiner/redskaper.....                                                     | 38 |
| 3.3.2 | Oppvarming i bygg i primærnæringen .....                                                       | 38 |
| 3.4   | Andre jordbruksrelaterte utslipp som fanges opp i det nasjonale utslippsregnskapet.....        | 40 |
| 3.5   | Momenter som ikke fanges opp i klimagassregnskapet.....                                        | 40 |
| 3.5.1 | Import av driftsmidler til jordbruket.....                                                     | 41 |
| 3.5.2 | Albedo og andre biogeofysiske effekter .....                                                   | 41 |
| 3.6   | Klimaeffekten av utslipp av metan .....                                                        | 42 |
| 4     | Mulige forbedringer av metodikk i utslippsregnskapet for jordbruk- og arealbrukssektoren ..... | 46 |
| 4.1   | Metode for vurdering av forbedringsprosjekter i utslippsregnskapet .....                       | 46 |
| 4.2   | Størrelse på utslipp og statistisk usikkerhet i beregningene .....                             | 46 |
| 4.3   | Tiltak og effekt i utslippsregnskapet .....                                                    | 46 |
| 4.4   | Eksempler fra utslippsregnskapet i noen andre land .....                                       | 50 |
| 4.4.1 | Enterisk metan .....                                                                           | 51 |
| 4.4.2 | Metan fra gjødselhåndtering .....                                                              | 53 |
| 4.4.3 | Direkte og indirekte lystgassutslipp fra dyrket mark .....                                     | 55 |
| 4.4.4 | CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O og CH <sub>4</sub> fra drenert organisk jord .....          | 55 |
| 4.5   | Pågående prosjekter for å forbedre kunnskapsgrunnlag og metodikk .....                         | 57 |
| 4.5.1 | Gjødselundersøkelsen 2018.....                                                                 | 57 |
| 4.5.2 | Husdyrgjødsel i biogassanlegg i utslippsberegningene for jordbrukssektoren .....               | 58 |
| 4.5.3 | Utvikling av en Tier 3 metode for dyrket mark på mineraljord (2017 – 2020). .....              | 58 |
| 4.5.4 | MYR - bedre kunnskap om drenert organisk jord (Klimaforsk-prosjekt) .....                      | 58 |
| 4.5.5 | Gjennomgang av arealbrukskategoriene i arealbrukssektoren.....                                 | 58 |
| 4.5.6 | Data fra jordprøvetaking.....                                                                  | 59 |
| 4.6   | Mulige forbedringer i jordbrukssektoren .....                                                  | 59 |
| 4.6.1 | Enterisk metan fra melkeku .....                                                               | 59 |
| 4.6.2 | Enterisk metan fra sau og geit .....                                                           | 61 |
| 4.6.3 | Direkte og indirekte lystgassutslipp fra dyrket mark i jordbrukssektoren.....                  | 63 |

|       |                                                           |    |
|-------|-----------------------------------------------------------|----|
| 4.7   | Mulige forbedringer i arealbrukssektoren .....            | 65 |
| 4.7.1 | Forbedring av aktivitetsdata .....                        | 65 |
| 5     | Utvalgets konklusjoner og vurderinger.....                | 68 |
| 5.1   | Mulige forbedringer i utslippsregnskapet.....             | 68 |
| 5.1.1 | Forbedringer for å fange opp effekten av klimatiltak..... | 70 |
| 6     | Referanser .....                                          | 71 |
| 7     | Vedlegg .....                                             | 74 |

# 1 Mandat og utvalgets arbeid

Arbeidsgruppa som utredet landbrukets utfordringer i møte med klimaendringene i rapporten *Landbruk og klimaendringer* (2016) pekte på at det er behov for å styrke kunnskapen om jordbrukets samlede utslipp og om hvordan tiltak på foretaksnivå kan bidra til utslippskutt. Partene i jordbruksoppgjøret ble derfor i 2016 enige om å nedsette et utvalg for å se på hvordan det nasjonale utslippsregnskapet kan videreutvikles og synliggjøres bedre for jordbrukets klimagassutslipp. Landbruks- og Matdepartementet nedsatte teknisk beregningsutvalg for klimagassutslipp fra jordbruket 9. november 2018 med følgende mandat:

## 1.1 Mandat og utvalgets sammensetning

*Teknisk beregningsutvalg for klimagassutslipp i jordbruket får ei verketid frå 9.11.2017 til 1.7.2019. Utvalet skal gi fagleg råd om korleis eksisterande berekningar av utslepp og rapporteringsrutinar knytt til utsleppsrekneskapen eventuelt kan forbetras. Utvalet skal sjå nærare på metodar for korleis jordbruket sitt samla utsleppsrekneskap kan vidareutviklast og synleggjerast betre:*

- *Med utgangspunkt i Noreg sitt utsleppsrekneskap og retningslinjer for rapportering av Noregs utslepp av klimagassar til FNs klimakonvensjon, skal utvalet stille saman utslepp frå ulike kjelder i jordbruksnæringa, inkludert utslepp og opptak knytt til arealbruk*
- *Avdekke kunnskapshol, arbeide for å skaffe fram ny kunnskap og å gi faglege råd som kan bidra til betre kvalitet i klimagassrekneskap relatert til jordbruket.*
- *Skaffe betre kunnskap om kva som påverkar dei ulike elementa i modellberekningane.*
- *Bidra til at ny kunnskap kan forbetre modellberekningane, og som gir best mogeleg rapportering på klimagassutslipp innanfor FNs klimakonvensjon sin ramme.*
- *Vurdere norsk statistikk i rekneskapen for utslepp, mellom anna å sjå på samanhengen mellom faktiske endringar i aktivitet og målte resultat.*
- *Hente inn kunnskap om korleis andre land fører klimagassrekneskapen for jordbrukssektoren.*

*Resultata som kjem fram skal bidra til betre kunnskap om korleis klimautslepp og –opptak i norsk jordbruk heng saman, og dermed bidra til at tiltak som skal gjennomførast er kostnadseffektive og basert på best mogleg kunnskap. Det er viktig at ny kunnskap som kjem fram, raskt når ut til både styresmakter og næringsaktørar.*

*Utvalet skal gjennomføre minimum to møte kvart år.*

*Utvalet skal avlevere delrapportar før jordbruksoppgjera, etter nærare avtale. Utvalet skal kome med ein sluttrapport 1.7.2019.*

Utvalget har bestått av følgende medlemmer, men utskiftninger notert i klammeparentes:

|                                      |                                                                                                                                                                                        |
|--------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Leder                                | Steffen Kallbekken, CICERO Senter for klimaforskning                                                                                                                                   |
| Landbruks- og matdepartementet (LMD) | Steinar Helgen (vara Line Meinert Rød)                                                                                                                                                 |
| Klima- og miljødepartementet (KLD)   | Erlend Estenstad (vara Marte Nordseth), [Nina Edholm fast medlem fra mai 2018]                                                                                                         |
| Finansdepartementet (FIN)            | Per Skjeflo (vara Ingrid Hoff)                                                                                                                                                         |
| Norges Bondelag                      | Ane Hansdatter Kismul (vara Bjørn Gimming) [Johanne Sæter Houge fast medlem fra mai 2018]                                                                                              |
| Norsk Bonde- og Småbrukarlag         | Elin Bergerud (vara Thomas Cottis)                                                                                                                                                     |
| Felles representant NB/NBS           | Arne Lofthus (vara Anne Thorine Brotke) [Per Harald Agerup fast medlem fra januar 2019]                                                                                                |
| Tre fagekspert                       | Thomas Kätterer, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Sverige<br>Elin Økstad, Miljødirektoratet<br>Cathrine Hagem, Statistisk sentralbyrå<br>(vara Ivar Gaasland, BI Handelshøyskolen) |

Utvalget avholdt ett møte i 2017, to møter i 2018, og tre møter i 2019.

Sekretariatet har hatt følgende sammensetning:

Leder: Maria Kvalevåg (Miljødirektoratet) [Britta Hoem fra januar 2019]

Medlemmer: Britta Hoem (Miljødirektoratet) [Anna-Sara Magnusson fra 01.03.2019], Jon Magnar Haugen (Landbruksdirektoratet) [Bjørn Huso fra 01.05.2018], Gunnhild Sjøgaard (NIBIO) og Henning Høie (SSB) [Berit Storbråten fra 01.10.2018].

## 1.2 Utvalgets tolkning av mandatet

Utvalget diskuterte tolkning og avgrensning av mandatet på sitt første og andre møte. Utvalget slo fast at:

- Utslipp fra jordbrukssektoren slik den er definert i rapporteringen til FNs Klimakonvensjon, samt utslipp og opptak fra arealbrukssektoren (Land use, land-use change and forestry - LULUCF) knyttet til jordbruk skal være inkludert i alle deler av utvalgets arbeid.
- Skogbruk er ikke en del av mandatet.
- Tiltak og virkemidler som sådan er ikke en del av mandatet, men utvalget skal vurdere om det er mulig å utvikle utslippsregnskapet slik at det i større grad fanger opp effekten av tiltak og virkemidler.
- For sammenstillingen av utslipp fra ulike kilder i jordbruksnæringa (kulepunkt 1 i mandatet), er utvalgets tolkning at energibruk til transport i jordbruket (traktorer og andre maskiner/redskapet) samt energibruk til oppvarming i driftsbygninger bør inkluderes.

Klimagassutslippene skal regnes fra menneskeskapt aktivitet i det landet de oppstår. Utvalget har tolket sitt mandat til å gjelde det territorielle regnskapet for utslipp av klimagasser men for å gi et helhetlig bilde er det pekt på utslipps- og klimakonsekvenser av noen forhold som ikke fanges opp av regnskapet (eksempelvis effekt på utslipp i andre land og oppdatert kunnskap om klimaeffekten av utslipp).

### 1.3 Rapportens struktur

Utslippsregnskapet for klimagasser gir nasjonale tall for utslipp. I kapittel 2 er det en gjennomgang av hvordan arbeidet med det norske klimagassregnskapet er organisert, hvilke krav som stilles til bokføringen og metodikken som skal benyttes. I kapittel 3 følger en samlet oversikt over de ulike kildene til og størrelsen av de jordbruksrelaterte utslippene. I kapittel 4 om mulig forbedringer i utslippsregnskapet er det først en omtale av aktuelle kriterier for å foreslå forbedringer som kan gi mer korrekte utslippstall og som kan synliggjøre effekter av tiltak. Som grunnlag for å foreslå forbedringer er det videre sett på hvordan andre land rapporterer sine utslipp og om disse er ulik vår rapportering. Videre er det omtale av aktuelle pågående forbedringsprosjekter. På denne bakgrunnen følger en drøfting av aktuelle prosjekter som kan bidra til å forbedre beregningen fra noen viktige utslippskilder eller utslippskilder som det er stor usikkerhet om. På bakgrunn av gjennomgangen og drøftingen i kapittel 4, kommer arbeidsgruppa med sine vurderinger og konklusjoner i kapittel 5.

## 2 Klimagassrapportering under FNs klimakonvensjon

### 2.1 FNs klimakonvensjon

FNs klimakonvensjon (UNFCCC) er en rammeavtale for internasjonalt samarbeid mot menneskeskapte klimaendringer. Målet med klimakonvensjonen er å begrense alle lands utslipp av klimagasser. Formålsparagrafen er å oppnå stabilisering i konsentrasjonen av drivhusgasser i atmosfæren på et nivå som vil forhindre farlig menneskeskapt påvirkning av klimasystemet. Konvensjonen setter ingen begrensninger for landenes utslipp, men åpner for videre forhandlinger om tilleggsavtaler som skal sette begrensninger for utslipp. Slike tilleggsavtaler er Kyotoprotokollen og Parisavtalen. Disse avtalene setter også krav til utslippsrapportering under klimakonvensjonen.

### 2.2 Norges klimaforpliktelser og rapportering

#### 2.2.1 Kyotoprotokollen

Kyotoprotokollen er en juridisk bindende avtale som setter tallfestede og tidsbestemte forpliktelser for hvor mye klimagassutslipp industrilandene må kutte. Norges forpliktelse i andre periode (2013-2020) er at utslippene skal ned med 16 prosent sammenlignet med 1990.

Alt utslipp fra jordbrukssektoren og de jordbruksrelaterte utslippene som rapporteres under energisektoren inngår i Norges forpliktelse under Kyotoprotokollen. Deler av arealbrukssektoren inngår også i Norges forpliktelse under Kyotoprotokollen. I første forpliktelsesperiode (2008-2012) bokførte Norge opptak og utslipp som følge av avskoging, påskoging og skogforvaltning på eksisterende skogarealer. I den andre forpliktelsesperioden (2013-2020) har Norge i tillegg til disse tre, også valgt å inkludere utslipp og opptak fra forvaltning av dyrket mark og beite.

Bokføringskategoriene, det vil si avskoging, påskoging, skogforvaltning, forvaltning av dyrket mark og beite, skiller seg fra arealbrukskategoriene som rapporteres under Klimakonvensjonen. De tallmessige resultatene av forskjellene er imidlertid relativt små. Derimot er verdiene som bokføres under Kyotoprotokollen, og som altså inngår i Norges forpliktelse, forskjellig fra det som rapporteres under Klimakonvensjonen. Det skyldes at bokføringskategoriene under Kyotoprotokollen skal regnes mot en referanseverdi. Avskoging inkluderer avskoging for jordbruksformål, og for denne kategorien (og påskoging) er referanseverdien null. Det betyr at Norge bokfører hele utslippet og hele opptaket som skyldes henholdsvis avskoging og påskoging siden 1990. For forvaltning av dyrket mark og forvaltning av beite (samt skogforvaltning), er referanseverdien det utslippet eller opptaket som kategorien hadde i 1990. Hvorvidt Norge bokfører et utslipp eller opptak avhenger derfor også av hvordan utslippet eller opptaket var i 1990.

#### 2.2.2 Parisavtalen

Parisavtalen er en rettslig bindende klimaavtale med deltakelse fra alle land i verden. Alle land skal ha utslippsmål som de skal rapportere på, og alle landene skal melde inn sine nasjonalt bestemte bidrag til gjennomføringen av avtalen til FN. Norge har – sammen med EU – satt et mål om å kutte utslippene med minst 40 prosent innen 2030 sammenlignet med 1990-nivå. Formålet med Parisavtalen inkluderer å

holde økningen i den globale gjennomsnittstemperaturen godt under 2°C sammenlignet med førindustrielt nivå og tilstrebe å begrense temperaturøkningen til 1,5°C. For å nå det langsiktige temperaturmålet, tar partene sikte på at de globale klimagassutslippene skal nå toppunktet snarest mulig og deretter oppnå en balanse mellom menneskeskapte utslipp og opptak av klimagasser i andre halvpart av vårt århundre.

Norge er i forhandlinger med EU om en felles oppfyllelse av utslippsmålet for 2030. Dersom dette oppnås vil Norge rapportere til EU 15. mars hvert år for årene 2021 til 2030. Felles oppfyllelse vil innebære at Norge - på linje med medlemsstatene - deltar i EUs arbeid med å kutte utslipp. Norge vil fortsatt rapportere til FNs klimakonvensjon 15. april hvert år.

### 2.2.3 Rapportering under EUs klimarammeverk

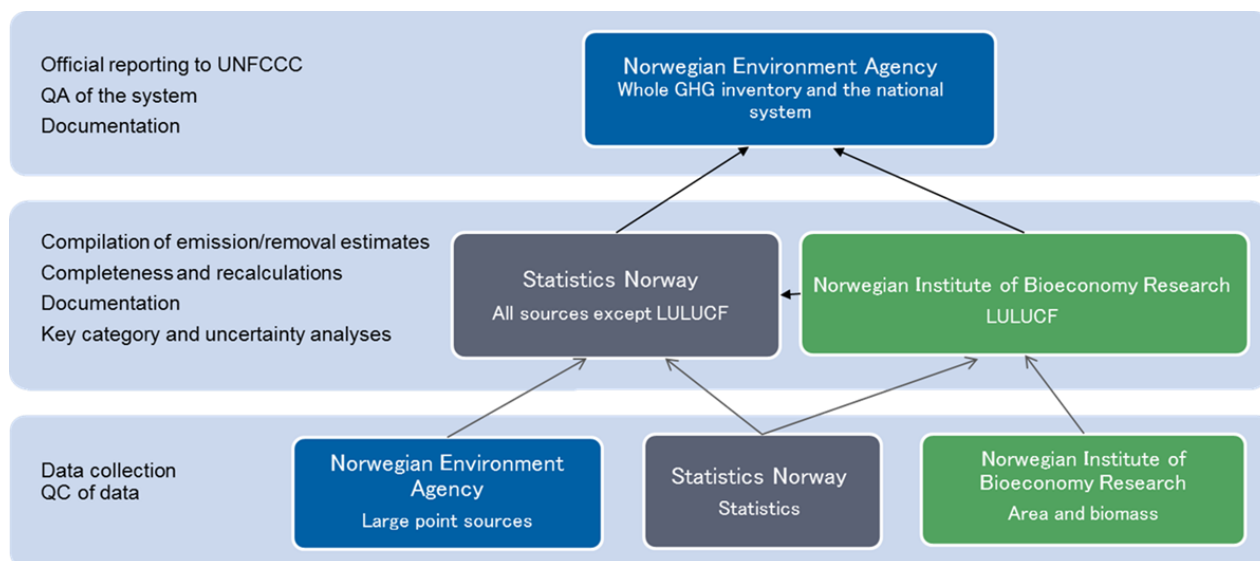
EUs klimarammeverk består av tre pilarer: EUs kvotehandelssystem (EU ETS), innsatsfordelingen i ikke-kvotepliktig sektor (ESR) og regelverk om bokføring av utslipp og opptak i arealbrukssektoren. Innsatsfordelingsforordningen fastsetter nasjonale utslippsmål for perioden 2021-2030 for de enkelte EU-landene hva gjelder utslippene fra sektorene som ikke inngår i kvotesystemet, hovedsakelig transport, jordbruk, bygg og avfall, samt ikke-kvotepliktige utslipp fra industrien og petroleumsvirksomheten. Ved en felles oppfyllelse vil Norge få et mål om å redusere utslippene som omfattes av innsatsfordelingen med 40 % i 2030, sammenliknet med 2005.

Ved felles gjennomføring av Norges klimaforpliktelse med EU i perioden 2021-2030, vil også EUs regelverk for bokføring av utslipp og opptak fra arealbrukssektoren blir gjeldende for Norge. Regelverket inneholder en forpliktelse om at utslippet ikke skal være høyere enn opptaket i sektoren ("netto null"), når sektoren er bokført etter reglene som er satt for de ulike arealkategoriene. Utslipp og opptak fra avskogede arealer, påskogede arealer, forvaltet dyrket mark, forvaltet beite, forvaltet skog, inngår i forpliktelsen. Utslipp og opptak fra forvaltet våtmark vil inngå i forpliktelsen fra 2026 til 2030. Inndelingen av arealkategoriene er mer lik inndelingen i rapporteringen til FNs Klimakonvensjon enn bokføringen under Kyotoprotokollen. Som i Kyotoprotokollen skal det beregnede utslippet eller opptaket regnes mot en referanseverdi for å få den verdien som skal bokføres inn mot forpliktelsen om netto null utslipp. Avskoging og påskoging bokføres i sin helhet, det vil si at referanseverdien er null. Dyrket mark, beite og våtmarker skal bokføres mot gjennomsnittet av utslipp og opptak i perioden 2005-2009. Eksisterende skogarealer skal bokføres mot en framoverskuende referansebane basert på historisk intensitet i forvaltningen i perioden 2000-2009.

## 2.3 Nasjonalt system for utslippsregnskap og rapportering

Miljødirektoratet har ansvaret for Norges rapportering av utslipp av klimagasser til FNs klimakonvensjon, og for rapportering under Kyotoprotokollen. Rapporteringen skjer gjennom et tett samarbeid mellom SSB, NIBIO og Miljødirektoratet. Ansvar og roller til Miljødirektoratet, SSB og NIBIO er fastlagt i avtaler mellom Miljødirektoratet og hver av de to andre partene og utgjør Norges "National Inventory System", et system det settes krav om i Kyotoavtalen. Norges National Inventory System er beskrevet i NIR 2019, Annex V.

En oversikt over institusjonenes ansvarsområder og samarbeid er vist i Figur 1.



Figur 1. Oversikt over institusjonenes ansvarsområder og samarbeid i Norges National Inventory System.

De fleste av jordbrukets utslipp rapporteres i jordbrukssektoren. For jordbrukssektoren er det SSB som drifter modellene og beregner utslippene, mens NIBIO har ansvar for utslippsberegning og metodeutvikling knyttet til arealbrukssektoren (LULUCF). Herunder kommer for eksempel utslipp knyttet til dyrking av myr (drenert organisk jord) og karbonlagring i mineraljord. Utslipp knyttet til energibruk til traktorer og andre maskiner, samt oppvarming av bygg, beregnes av SSB og inngår som utslipp fra energisektoren.

## 2.4 Internasjonale beregningsmetoder for klimagassregnskap

### 2.4.1 Retningslinjer fra FNs klimapanel og FNs klimakonvensjon

Klimagassregnskapet skal følge internasjonale retningslinjer (guidelines) som er utarbeidet av FNs Klimapanel; IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).

IPCC er FNs organ for vurdering av forskning relatert til klimaendringer. IPCC Guidelines inneholder metodebeskrivelser for alle sektorer og kilder, samt forslag til format for rapportering. Internasjonalt ledende forskere og eksperter utarbeider retningslinjene, og de bygger på det som er av tilgjengelig forskning. Det har blitt utarbeidet nye versjoner av retningslinjer fra IPCC i 1996, 2001 og 2006. I mai 2019 vedtok IPCCs plenums møte en oppdatering (2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines) som gir supplerende og utfyllende metodikk. Dette gjelder hovedsakelig for kilder hvor det har kommet ny kunnskap og bedre metoder siden 2006.

Nye retningslinjer for rapportering ble gjeldende for alle Annex I land<sup>1</sup> fra og med år 2015 (UNFCCC 2013). Retningslinjene for rapportering forteller *hva* som skal rapporteres, til forskjell fra IPCC Guidelines som forteller *hvordan* utslippene skal beregnes. De nye rapporteringsretningslinjene innebar blant annet at oppdaterte beregningsmetoder fra 2006 IPCC Guidelines ble gjort gjeldende, og noen nye kilder ble også inkludert i regnskapet.

Retningslinjene innebærer at GWP-verdier (Global Warming Potentials) for en 100-års periode fra IPCCs fjerde hovedrapport (AR4) skal brukes. I AR4 er GWP-100 for metan 25 og GWP-100 for lystgass 298, mot henholdsvis 21 og 310 som ble brukt tidligere (fra Assessment Report 2 (SAR)). Det er besluttet at GWP-verdier fra AR5 skal brukes i rapporteringen under Parisavtalen fra senest 2024.

GWP er en omregningsfaktor som brukes til å sammenligne oppvarmingseffekten til de ulike klimagassene og beregner om klimagassutslipp til CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. GWP-verdiene viser til akkumulert oppvarmingseffekt sammenlignet med karbondioksid over et valgt tidsrom. Når GWP-100 for metan er 25, vil det si at et enkelt utslipp av 1 kg metan har 25 ganger høyere akkumulert oppvarmingseffekt enn 1 kg CO<sub>2</sub> over en periode på hundre år.

I retningslinjene for rapportering er det presisert at det er obligatorisk å rapportere på utslipp og opptak av klimagassene CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, PFK, HFK, SF<sub>6</sub> og NF<sub>3</sub> innenfor norsk territorium. I utslippsregnskapet blir det tatt hensyn til at utslipp av metan fra fossile kilder fører til indirekte utslipp av CO<sub>2</sub> ved nedbrytning i atmosfæren. Vektfaktorverdien er alltid 2,75 høyere for fossile utslipp enn biologiske utslipp. Tallet 2,75 kommer fra forholdet mellom molekylvekten på CO<sub>2</sub> og molekylvekten for metan (44/16). Dette tallet gjelder for alle vektfaktorer og tidshorisonter. SSB inkluderer denne forskjellen i vektfaktor for metan i det nasjonale utslippsregnskapet. Det skjer ved at karbonet i metan fra fossile kilder også regnes med i CO<sub>2</sub>-utslippene.

Kunnskapsgrunnlaget er under stadig utvikling, og både jordbrukssektoren og sektoren for skog og annen arealbruk har hatt relativt stor utvikling i beregningsmetoder mellom hver versjon av retningslinjene fra IPCC. 2019-oppdateringen som ble godkjent i mai 2019 reflekterer ny kunnskap for begge sektorer. Det er imidlertid uklart når disse nye retningslinjene vil bli tatt i bruk under FNs klimakonvensjon og om dette vil være obligatorisk eller frivillig. Det er to hovedgrunner til at det kan ta tid før 2019-oppdateringen blir tatt i bruk. For det første vil det for land som Norge på grunn av konsistens mot Kyotoprotokollens andre forpliktelse, trolig ikke bli obligatorisk å bruke 2019-oppdateringen før tidligst 2023. For det andre har partene under klimaforhandlingene nylig vedtatt at alle land må bruke IPCC guidelines fra 2006 fra senest 2024 og de oppfordres til å bruke 2013 Wetland supplement. Dette betyr likevel ikke at man ikke kan ta i bruk ny metodikk for enkeltkilder hvis man kan dokumentere at den nye metodikken er god og representativ beregningsmetode for landet, på samme måte som for en nasjonal beregningsmetode.

En forbedring som har relativt stor betydning for jordbruksrelaterte utslipp, er at Norge har valgt å ta i bruk IPCC Wetlands supplement fra 2013, med oppdaterte utslippsfaktorer for drenert organisk jord. Norge implementerte dette i 2015, samtidig med 2006 retningslinjene. Grunnen til at 2006

---

<sup>1</sup> Industriland som har forpliktelser i Kyoto-protokollen.

retningslinjene ikke ble tatt i bruk før 2015 er at landene skulle ferdigstille sin rapportering for Kyotoprotokollens første forpliktelsesperiode i 2014 med de da gjeldene retningslinjene.

#### 2.4.2 Beregningsmetodikk i IPCC Guidelines

Veiledningen fra IPCC gir rom for nasjonale forbedringer ut over standardmetodene. Miljødirektoratet vurderer i samarbeid med SSB og NIBIO om det er hensiktsmessig å bruke standardfaktorer fra IPCC eller om det skal utvikles og brukes nasjonale faktorer for norske forhold. Dette er en avveining mellom hvorvidt det er en nøkkelkategori (se under), hvor mye det forbedrer utslippsberegningen og hva som kreves for å få på plass en nasjonal metode.

Retningslinjene inneholder metodebeskrivelse for hvordan hver utslippskilde fra alle sektorer skal beregnes. Generelt kan man si at beregningene er bygget opp av utslippsfaktorer og aktivitetsdata<sup>2</sup>. Utslippsfaktoren sier noe om hvor mye som slippes ut pr enhet aktivitet. Generelt blir formelen for utslipp slik:

*Utslipp = aktivitetsdata (antall dyr, areal, mengde gjødsel ol.) x utslippsfaktor (kg/enhet aktivitet/år)*

Det skilles mellom forskjellig detaljeringsnivå i beregningene, Tier 1-3. For den enkleste metoden, Tier 1, multipliseres aktivitetsdata med en utslippsfaktor, f.eks. antall hester multiplisert med IPCC standardfaktor for kg enterisk metan/ hest og år. Ved Tier 2 brukes flere og detaljerte opplysninger innenfor en IPCC beregningsmetode, der man kan bruke IPCC standardfaktorer og/eller nasjonale faktorer. Tier 3 innebærer at man bruker en nasjonal beregningsmetode. Ved bruk av nasjonal metode stilles høye krav til dokumentasjon av metoden.

Ifølge IPCCs rapporteringsretningslinjer er det generelt krav om bruk av høyere Tier for såkalte nøkkelkategorier (på engelsk *key categories*, se boks). Hva som er nøkkelkategorier avgjøres av utslippets størrelse, endring over tid og usikkerhet i utslippsestimatet. Dette beregnes hvert år i en

"A **key category** is one that is prioritized within the national inventory system because its estimate has a significant influence on a country's total inventory of greenhouse gases in terms of the absolute level, the trend, or the uncertainty in emissions and removals".  
*IPCC Guidelines 2006*

nøkkelkategorianalyse. Resultatet

brukes i arbeidet med å velge ut hvilke forbedringer i utslippsregnskapet som skal prioriteres. Det betyr at for små kilder brukes ofte standard faktorer, men for store kilder eller kilder med stor usikkerhet, prioriteres det å utvikle og implementere nasjonale faktorer og/eller nasjonal metodikk (Tier 3) slik at beregningene blir riktigere for norske forhold.

---

<sup>2</sup> F.eks. antall husdyr, areal, mengde gjødsel, avling o.l.

## 2.5 Rapportering og revisjoner av utslippsregnskapet

### 2.5.1 Årlig rapportering til FNs klimakonvensjon

Norge rapporterer årlig klimagassutslipp fra norsk territorium av menneskeskapt aktivitet. Rapporteringsfristen er 15. april hvert år. Rapporteringen består av en metoderapport, National Inventory Report (NIR) og standardiserte tabeller med utslippstall, Common Reporting Format (CRF). NIR følger en fast struktur; i tillegg til beskrivelser av beregningsmetoder, inneholder rapporten også trend- og usikkerhetsanalyse, beskrivelse av kvalitetskontroller, gjennomførte rekalkuleringer og planlagte forbedringer.

Tabellene med utslippstall (CRF) inneholder historiske utslippstall for hele tidsserien tilbake til 1990, aktivitetsdata, rekalkuleringer med mer. Rapporteringen inkluderer enkeltgasser (i tonn) og omregning til CO<sub>2</sub>-ekvivalenter ved bruk av GWP100. Norges, og andre lands, rapportering er å finne på nettsiden til FNs klimapanel<sup>3</sup>.

### 2.5.2 Årlig revisjon av regnskapet ved FNs klimakonvensjon

Norges utslippsregnskap gjennomgår årlig en revisjon av eksperter fra andre land. Revisjonen skal sikre at alle land rapporterer sammenlignbart og ved bruk av samme retningslinjer. Det betyr at det hvert år er noen som gransker regnskapet, og går igjennom metodene og beregningene for å sikre at arbeidet som gjøres er i tråd med retningslinjene. Det betyr også at Norge får innspill til hva som kan forbedres hvert år.

Vanligvis er revisjonen organisert som en "desk review" eller "centralized review" hvor eksperter går igjennom Norges rapporteringsdokumenter, men uten å komme til Norge. Omtrent hvert femte år er det en "in-country review", hvor et ekspertteam med revisorer kommer til Norge i en ukes tid for å gjøre en grundigere granskning av regnskapet. Ekspertteamet blir utnevnt av sekretariatet i FNs klimapanel. Ekspertteamet består av fire til tolv personer med forskjellig sektorkompetanse, og er ofte personer som jobber med utslippsregnskap i eget land. Disse er valgt fra en liste av eksperter nominert av landene og har bestått revisoreksamen. Halvparten skal komme fra non-Annex I land (U-land).

Resultater av IPCC revisjon er at landene får en rapport med punkter som anbefales forbedret. Anbefalingen kan ha ulik styrke (kan/ bør). Dersom det er mer alvorlige funn som bør rettes i det gjeldende års regnskap, kan landet få en liste med funn fra gjennomgangen i et "Saturday paper". I et slikt dokument beskrives underestimeringer i regnskapet som må rettes opp innen seks uker, ellers vil revisorteamet gjøre en tvangsretting, en såkalt "adjustment". I 2018 ble det norske utslippsregnskapet gransket i en "in-country review".

---

<sup>3</sup> <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2019>

## 2.6 System for forbedringer og rekalkuleringer

### 2.6.1 Forbedringsprosjekter

Gjennom arbeidet som følger av National Inventory System-avtalen arbeides det kontinuerlig med å gjøre forbedringer i utslippsregnskapet for alle sektorer. Forbedringene har forskjellig format, fra små endringer i regnskapet til større forskningsprosjekt, for eksempel om en ny metode skal implementeres, eller nasjonale utslippsfaktorer skal tas i bruk. Kilder til forbedringene er anbefalinger fra IPCC revisjon, eller egen-initierte endringer som kan komme på grunn av resultater fra ny forskning, ny kunnskap eller feilretting. Prioriteringen mellom forbedringsforslag avhenger av betydningene av den aktuelle utslippskilden, finansiering og menneskelige ressurser. Gjennomførte og planlagte endringer blir beskrevet i kapittel 10 i NIR.

Både for jordbrukssektoren og for arealbrukssektoren har det vært en stor utvikling i det nasjonale regnskapet, med relativt mange forbedringsprosjekter. For å få med ny nasjonal kunnskap og bedre gjenspeile norske forhold, er nye kilder blitt inkludert og beregningsmetoder forbedret.

Jordbrukssektoren er en sektor hvor forhold endres over tid. Slike endringer gjelder bruk av fôr, husdyrbestand, jordbrukspraksis med mer. Det er derfor viktig å oppdatere faktorer regelmessig, basert på uavhengige faglige vurderinger. Også i arealbrukssektoren endres forhold over tid, men her er forbedringer primært viktige for å redusere usikkerhet knyttet til viktige kilder og for å øke presisjonen i regnskapet.

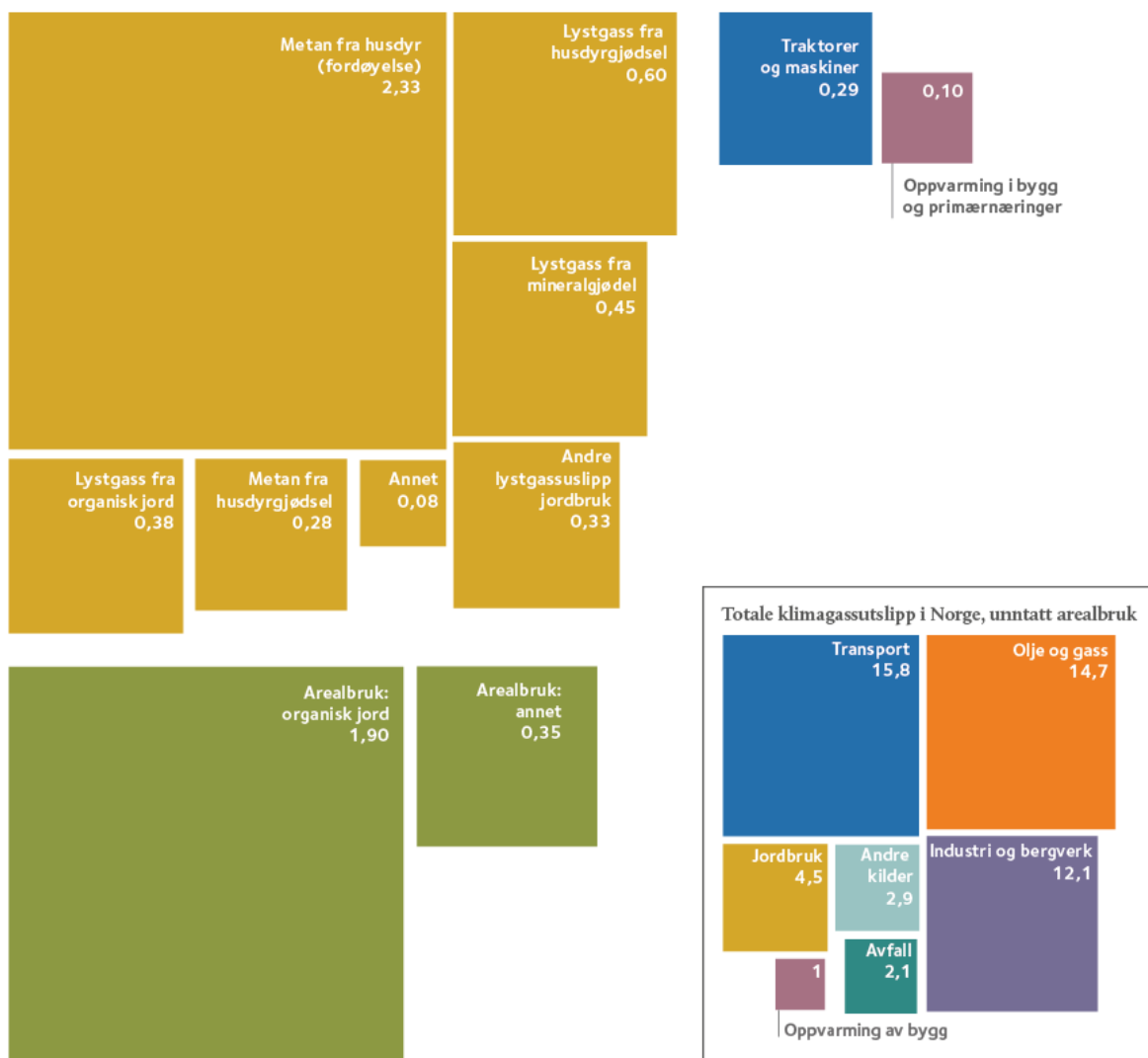
### 2.6.2 Rekalkulering av tidsserie og trend

Nye retningslinjer for metode og rapportering, samt ny kunnskap og forbedringsprosjekter, gir behov for rekalkuleringer av utslippsregnskapet. I følge IPCCs retningslinjer må det være konsistente tidsserier fra 1990. Dette betyr at samme beregningsmetodikk i prinsippet må benyttes for hele tidsserien. Hvis aktivitetsdata mangler for tidligere år må teknikker som interpolering, ekstrapolering eller overlapping brukes for å fylle datahull. Utslippsfaktoren trenger ikke å være konstant, men kan endres, hvis det over tid kan dokumenteres en utvikling. Rekalkuleringene av tidsserien gir endringer i utslippsutviklingen over tid.

### 3 Klimagassutslipp

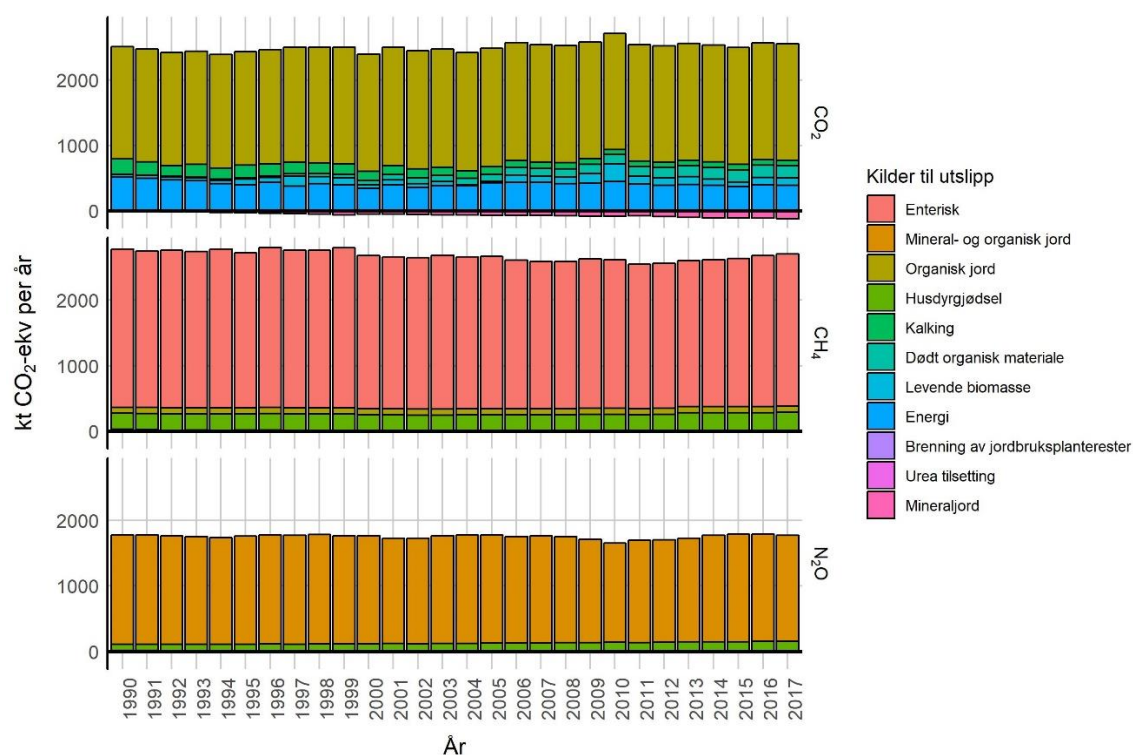
Dette kapittelet gir en oversikt over jordbruksrelaterte klimagassutslipp, dvs. utslipp av CO<sub>2</sub>, metan (CH<sub>4</sub>) og lystgass (N<sub>2</sub>O) fra jordbrukssektoren, jordbruksrelaterte utslipp fra arealbrukssektoren og utslipp knyttet til energibruk i jordbruket som er rapportert i energisektoren. Utslippene er oppsummert i Figur 2 og Figur 3. Oversikten gjelder utslipp knyttet til primærproduksjon, og omfatter ikke utslipp fra videreforedling og næringsmiddelindustri.

#### Jordbruksrelaterte klimagassutslipp i 2017 - utslipp til luft millioner tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter



Kilde: Miljødirektoratet / miljøstatus.no 2019

Figur 2. Klimagassutslipp relatert til jordbruket i 2017 fra jordbrukssektoren, arealbrukssektoren og energisektoren. For arealbrukssektoren er utslipp illustrert med to bokser, en for utslipp av CO<sub>2</sub> og metan fra drenert organisk jord, og en for andre kilder (angitt som «annet»). Utslipp fra andre kilder er et netto utslipp, det vil si brutto utslipp minus opptak (negative utslipp) fra karbonlagring i mineraljord. Utslipp fra arealbrukssektoren og energisektoren inkluderer alle tre gasser (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O), men består i hovedsak av CO<sub>2</sub> (se egne kapitler for spesifisering).



Figur 3. Klimagassutslipp relatert til jordbruket i perioden 1990 - 2017, fordelt på CO<sub>2</sub>, metan (CH<sub>4</sub>) og lystgass (N<sub>2</sub>O), for jordbruk-, arealbruk- og energisektoren samlet. Utslipp av metan og lystgass er omregnet til CO<sub>2</sub>-ekvivalenter.

### 3.1 Jordbrukssektoren

I henhold til de gjeldende retningslinjene for den nasjonale rapporteringen av klimagassutslipp, jf. Kapittel 1, rapporteres utslipp fra jordbrukssektoren under ulike kategorier (kategori 3A, 3B, 3D, 3F, 3G og 3H). Det er hovedsakelig metan og lystgass som blir regnet inn i jordbrukssektorens klimagassregnskap. Hovedkategoriene i jordbrukssektoren er utslipp fra husdyrenes fordøyelse (3A), gjødsellagring (3B) og lystgass fra dyrket mark hvor den største andelen er knyttet til spredning av kunst- og husdyrgjødsel (3D), se Tabell 1.

Bokførte tall for totale utslipp av klimagasser fra jordbrukssektoren i Norge var på 4,47 mill. tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter i 2017 som utgjorde 8,4 prosent av de totale norske utslippene og 17 prosent av de ikke-kvotepiktige utslippene.

Tabell 1. Oversikt over utslipp i jordbrukssektoren i 1990, 2016 og 2017 (1000 tonn). Tabell 5.1 i NIR (2019)

| IPCC Kategori                              | 2017            |                  |                 |                          | Trend 1990-2017<br>% | Trend 2016-2017<br>% |
|--------------------------------------------|-----------------|------------------|-----------------|--------------------------|----------------------|----------------------|
|                                            | CH <sub>4</sub> | N <sub>2</sub> O | CO <sub>2</sub> | CO <sub>2</sub> -ekv.[1] |                      |                      |
|                                            | 1000 t          | 1000 t           | 1000 t          | 1000 t                   |                      |                      |
| Totalt                                     | 104,6           | 5,9              | 84,0            | 4 469                    | -5 %                 | 0,2 %                |
| 3A. Husdyrenes fordøyelse (enterisk metan) | 93,2            |                  |                 | 2329                     | -4 %                 | 1 %                  |

|                             |      |     |      |      |                   |       |
|-----------------------------|------|-----|------|------|-------------------|-------|
| 3B. Gjødsehandtering        | 11,3 | 0,5 |      | 430  | 27 % <sup>4</sup> | 1 %   |
| 3D. Utslipp fra dyrket mark |      | 5,4 |      | 1622 | -3 %              | -1 %  |
| 3F. Halmbrenning            | 0,1  | 0   |      | 3    | -89 %             | -1 %  |
| 3G. Kalking                 |      |     | 83,9 | 84   | -64 %             | 2 %   |
| 3H. Urea                    |      |     | 0,1  | 0,1  | -83 %             | -52 % |

#### Nøkkeltkategorier

Som nevnt i kapittel 1 er det noen IPCC-kategorier som skal prioriteres ved metodeforbedringer, basert på en såkalt nøkkeltkategorianalyse, som viser hvilke utslippskategorier som er store, usikre eller har betydelige trendavvik. Nøkkeltkategoriene for jordbrukssektoren og hvilket Tier-nivå de rapporteres på i dag, er vist i Tabell 2. I dag benyttes Tier 2-nivå for 58 prosent av utslippene og Tier 1- nivå for 42 prosent (2017).

Tabell 2. Oversikt over nøkkeltkategorier i jordbruket. Tabell 1.1 i NIR (2019)

| IPCC Kode   | IPCC Kategori                            | Klimagass        | Metode som benyttes i dag                                             |
|-------------|------------------------------------------|------------------|-----------------------------------------------------------------------|
| <b>3A</b>   | Enterisk metan fra husdyrenes fordøyelse | CH <sub>4</sub>  | Tier 2 (storfe, sau)<br>Tier 1 (øvrige ikke signifikante dyregrupper) |
| <b>3B1</b>  | Lagring av husdyrgjødsel fra storfe      | CH <sub>4</sub>  | Tier 2                                                                |
| <b>3B</b>   | Lagring av husdyrgjødsel                 | N <sub>2</sub> O | Tier 2                                                                |
| <b>3D11</b> | Mineralgjødse på dyrket mark             | N <sub>2</sub> O | Tier 1                                                                |
| <b>3D12</b> | Husdyrgjødsel på dyrket mark             | N <sub>2</sub> O | Tier 1                                                                |
| <b>3D13</b> | Husdyrgjødsel på beitemark               | N <sub>2</sub> O | Tier 1                                                                |
| <b>3D14</b> | Restavlinger                             | N <sub>2</sub> O | Tier 1                                                                |
| <b>3D16</b> | Dyrket organisk jord                     | N <sub>2</sub> O | Tier 1                                                                |
| <b>3D21</b> | Nedfall av nitrogen                      | N <sub>2</sub> O | Tier 1                                                                |
| <b>3D22</b> | Nitrogenlekkasjer og -avrenning          | N <sub>2</sub> O | Tier 1                                                                |
| <b>3G</b>   | Kalking                                  | CO <sub>2</sub>  | Tier 1                                                                |

<sup>4</sup> Det har vært vekst i metanutslipp fra husdyrgjødsel til tross for liten nedgang i husdyrpopulasjon. Årsaken er mer intensiv drift spesielt for storfe, noe som har gitt høyere gjødsemengde pr dyr (høyere VS faktor).

### Statistisk usikkerhet i beregningene

Som del av norsk utslippsrapportering til klimakonvensjonen, følger også en vurdering av sikkerhet for tallene. Usikkerheten beskrives med et intervall/område av verdier hvor det er sannsynlig å finne tallet. For beregninger av lystgassutslipp er usikkerheten svært stor, mens utslippstall for metan er mer pålitelige og har mindre variasjon. Usikkerheten varierer også mellom husdyrtypene (se Tabell 3), og generelt er usikkerheten høyere for utslippsfaktorene enn for aktivitetsdataene.

Tabell 3. Usikkerhet i kategorier for utslippsrapportering i jordbruket i 2017. Kilde: National Inventory Report (2019).

| Usikkerhet i utslippsregnskapet 2017                        |                                                 |                                                                                                               |                                                                                                               |
|-------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                                                             | Usikkerhet i aktivitetsdata (Standardavvik, 2σ) | Usikkerhet i utslippsfaktor (Standardavvik, 2σ)                                                               | Total usikkerhet (Standardavvik, 2σ)                                                                          |
| <b>3A. Husdyrenes fordøyelse</b>                            |                                                 |                                                                                                               |                                                                                                               |
| <b>Storfe</b>                                               | ±5%                                             | ±25%                                                                                                          | ±25%                                                                                                          |
| <b>Sau</b>                                                  | ±5%                                             | ±25%                                                                                                          | ±25%                                                                                                          |
| <b>Svin</b>                                                 | ±5%                                             | ±40%                                                                                                          | ±40%                                                                                                          |
| <b>Andre husdyr</b>                                         | ±5%                                             | ±40%                                                                                                          | ±40%                                                                                                          |
| <b>3B. Lagring av husdyrgjødsel<sup>[1]</sup></b>           | ±5% (CH <sub>4</sub> ), ±24% (N <sub>2</sub> O) | ±20% (CH <sub>4</sub> storfe og svin), ±30% (CH <sub>4</sub> andre dyreslag), -50% - +100% (N <sub>2</sub> O) | ±21% (CH <sub>4</sub> storfe og svin), ±30% (CH <sub>4</sub> andre dyreslag), -52% - +107% (N <sub>2</sub> O) |
| <b>3D. Lystgass fra dyrket mark</b>                         |                                                 |                                                                                                               |                                                                                                               |
| Mineralgjødsel                                              | ±5%                                             | -67% - +200%                                                                                                  | -67% - +200%                                                                                                  |
| Organisk gjødsel                                            | ±20%                                            | -67% - +200%                                                                                                  | -67% - +205%                                                                                                  |
| Gjødsel på beite                                            | ±30%                                            | -67% - +200%                                                                                                  | -68% - +209%                                                                                                  |
| Restavlinger                                                | ±30%                                            | -67% - +200%                                                                                                  | -68% - +209%                                                                                                  |
| Oppdyrket/kultivert myr                                     | -50% - +100%                                    | ±37%                                                                                                          | -53% - +114%                                                                                                  |
| Indirekte lystgassutslipp fra avrenning/lekkasje og nedfall | -50% - +100% (avrenning), ±30%(nedfall)         | -86% - +600% (avrenning), -80% - +400% (nedfall)                                                              | -87% - +689% (avrenning), -80% - +411% (nedfall)                                                              |
| <b>3F. Halm Brenning</b>                                    | ±10%                                            | -50% - +100% (CH <sub>4</sub> ), -67% - +200% (N <sub>2</sub> O)                                              | -50% - +101% (CH <sub>4</sub> ), -67% - +201% (N <sub>2</sub> O)                                              |
| <b>3G. Kalking</b>                                          | ±5%                                             | ±10%                                                                                                          | ±11%                                                                                                          |
| <b>3H. Urea</b>                                             | ±5%                                             | ±10%                                                                                                          | ±11%                                                                                                          |

Forklaring av skjeve usikkerhetsintervaller:

-50% - +100% svarer til en faktor 2 ned eller opp

-67% - +200% svarer til en faktor 3 ned eller opp

-80% - +400% svarer til en faktor 5 ned eller opp

-86% - +600% svarer til en faktor 7 ned eller opp

I Tabell 3 fremstår usikkerheten i noen tilfeller som skjeve med høyere verdi på plussiden enn på minussiden. Det er fordi utslippene ikke kan være null eller negative, men har en minste minimumsverdi på plussiden (det vil alltid være noe utslipp f.eks. av lystgass fra mineralgjødsel).

<sup>[1]</sup> Skiller ikke mellom husdyrkategorier

I rapporten er det prioritert å beskrive metodikken knyttet til de kildene som er størst i jordbruket i Norge, 3A – enterisk metan, 3B – gjødselhåndtering og 3D – lystgass fra dyrket mark, se avsnittene under.

### 3.1.1 Enterisk metan (3A)

Enterisk metan er metanutslipp fra husdyrenes fordøyelse og er avhengig av blant annet dyreslag (drøvtyggere), førsammensetning, fôr kvalitet og dyrehelse.

I 2017 var det totale utslippet av enterisk metan fra husdyrenes fordøyelse på 2 329 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, som var 52 prosent av jordbrukssektorens utslipp (se Tabell 1). Storfe og sau sto for 93 prosent av disse utslippene. Metodikk og utslipp for denne kilden er beskrevet i kapittel 1.4 i NIR (2019), og kort oppsummert her. For beregning av utslipp gjelder formelen:

*Utslipp = aktivitetsdata x utslippsfaktor*

For enterisk metan er antall dyr aktivitetsdata. For storfe og sau benyttes denne Tier 2-formelen hentet fra retningslinjene for klimagassrapportering (IPCC 2006) for å beregne utslippsfaktor:

$$Utslippsfaktor = \left[ \frac{GE \times \frac{Y_m}{100} \times 365}{55.65} \right]$$

*GE = Brutto energi inntak, MJ/ dyr/dag*

*Y<sub>m</sub> = Konverteringsfaktor for metan, andel CH<sub>4</sub>-energi i GE i rasjonen*

For de andre husdyrkategoriene benyttes det Tier 1-metodikk. Med denne metodikken blir utslippsfaktoren for en husdyrkategori multiplisert med antall husdyr for samme kategori for å finne det totale utslippet av enterisk metan fra denne husdyrkategorien. Til slutt summeres utslippene for alle husdyrkategoriene for å få det totale utslippet av enterisk metan i Norge.

Alle aktivitetsdata og utslippsfaktorer for husdyrkategoriene er oppgitt i CRF Tabell 3A – Enteric Fermentation. Se hhv. kolonnene "Population size" og "Implied emission factors, kg CH<sub>4</sub>/head/yr".

## Melkekyr

### Aktivitetsdata

Antall melkekyr hentes fra TINEs Kukontroll hvert år. I tillegg gir Kukontrollen informasjon om melkeytelse og kraftfôrandel. For melkeytelse leveres det årlige tall. Tall for kraftfôrandel har ikke vært oppdatert siden 2015.

### Metode for beregning av utslippsfaktor

Det benyttes Tier 2-metodikk for beregning av enterisk metan fra melkekyr. Metodikken er detaljert beskrevet i Annex IX til NIR, kapittel 2.2.1.

I beregningene for å fremskaffe ligninger for GE (MJ/dyr/dag) og  $Y_m$  (%), som inngår i formelen for beregning av enterisk metan (se formel over) fra melkeku, er det nødvendig med informasjon om melkeytelsen og kraftfôrprosenten i rasjonen. GE er brutto energi inntak pr dyr pr dag og  $Y_m$  er konverteringsfaktor for metan i rasjonen. Ved hjelp av modellberegninger som dekker et stort spenn i melkeytelse og rasjonssammensetning kom Storlien, et al. (2014) frem til disse ligningene:

$$GE = 137.9 + 0.0249 \times Y_{telse} + 0.2806 \times Kraftf\ddot{o}randel$$

$$Y_m = 7.15 - 0.00004 \times Y_{telse} - 0.0098 \times Kraftf\ddot{o}randel$$

GE= fôropptak, MJ/døgn

$Y_m$ = konverteringsfaktor metan, %

Y= Ytelse, kg EKM\*/år

KF= kraftforandel, % av total

Siden det rapporteres utslipp for hele perioden 1990-2017 i NIR (2019), trengs det også informasjon om historisk utvikling i melkeytelse og kraftfôr (se tabell 5.6 på side 280 i NIR2019).

Basert på melkeytelsen og kraftfôrandelen i 2017 (henholdsvis 7902 kg/dyr/år og 43,6 prosent), blir utslippsfaktoren for melkekyr for dette året med denne metodikken beregnet til 145,8 kg CH<sub>4</sub>/melkeku/år<sup>5</sup>. Utslippsfaktoren avhenger av melkeytelse og kraftfôrandel. Isolert sett, vil lavere melkeytelse gi lavere metanutslipp. For et gitt nivå på melkeytelse, vil høyere kraftfôrandel gi et lavere metanutslipp.

## Ammekyr

### Aktivitetsdata

Antall ammekyr hentes hvert år fra produksjonstilskuddregisteret.

### Metode for beregning av utslipp

Det benyttes Tier 2-metodikk for beregning av utslipp av enterisk metan fra ammekyr. Metoden er presentert i NIR (2019) Annex IX. Metoden som ble tatt i bruk fra og med NIR 2018, er utarbeidet av NMBU etter et forbedringsprosjekt for utslippsregnskapet i 2017<sup>6</sup>.

Den nye metoden baserer seg på statistikk fra 31 besetninger som skal være representative for variasjonen i driftsopplegg for ammeku. I den nye beregningen er det tatt hensyn til ny kunnskap om fôring under norske forhold. Basert på fôringsdata fra disse besetningene, er det beregnet verdier for faktorene  $Y_m$  og GE som inngår i formelen for enterisk metan (se formel (1) over). Til forskjell fra beregningen for melkeku, vil ikke  $Y_m$  og GE endre seg årlig da det ikke benyttes årlige fôringsdata for ammekuproduksjon. Det antas også at fôringen av endrer seg lite fra år til år. Utslippsfaktoren for ammeku er derfor en fast utslippsfaktor, som er 86 kg CH<sub>4</sub>/dyr/år, og metanutslipp fra ammekyr vil kun variere med dyretallet.

<sup>5</sup> Til orientering beregnes det ikke klimagassutslipp pr kg kjøtt eller melk i utslippsregnskapet, kun pr dyr. Se kapittel 4 i dette notatet

<sup>6</sup> Metoden ble presentert på utvalgsmøte 12.desember 2017.

## Annet storfe

### Aktivitetsdata

Husdyrkategoriene *Annet storfe* omfatter kvige til påsett (heifers for breeding/replacement) og fire kategorier slaktedyr (kvige slaktet <1 år, okse slaktet <1 år, kvige slaktet >1 år, okse slaktet >1 år). Dyretallene hentes fra SSBs slaktestatistikk (slaktedyr) og TINEs kukontroll (kvige til påsett).

### Metode for beregning av utslippsfaktor

Det benyttes Tier 2-metodikk for beregning av utslipp av enterisk metan fra *Annet storfe*. Metoden som ble benyttet i NIR (2019) er beskrevet i Annex IX til NIR, kapittel 2.2.1.

For å beregne utslippsfaktor for kviger til påsett, blir det brukt informasjon om levendevekt og alder ved første kalving. For å beregne utslippsfaktor for slaktedyr, blir det brukt informasjon om slaktevekt og alder ved slakting. Ligningene for GE (MJ/dyr/dag) og  $Y_m$  (%) er beregnet ved hjelp av modellkjøringer for et spenn av faktorer fra Kukontrollen.

For kviger til påsett:

$$GE = 85,43 + 0,1942 \times \text{levendevekt (kg)} - 1,83 \times \text{alder ved 1.kalving (måneder)}$$
$$Y_m = 4,08 + 0,0032 \times \text{levendevekt (kg)} + 0,0447 \times \text{alder ved 1.kalving (måneder)}$$

For kviger og okser:

Slaktet < 1 år:

$$GE = 38,95 + 1,0558 \times \text{slaktevekt (kg)} - 6,96 \times \text{slaktealder (måneder)}$$
$$Y_m = 5,19 - 0,00482 \times \text{slaktevekt (kg)} + 0,1465 \times \text{slaktealder (måneder)}$$

Slaktet > 1 år:

$$GE = 112,99 + 0,3495 \times \text{slaktevekt (kg)} - 4,696 \times \text{slaktealder (måneder)}$$
$$Y_m = 5,04 - 0,0054 \times \text{slaktevekt (kg)} + 0,1453 \times \text{slaktealder (måneder)}$$

Utslippsfaktorene vil variere fra år til år siden det inngår informasjon som rapporteres årlig i beregningene (slaktevekt, slaktealder, levendevekt og alder ved første kalving). I NIR (2019) var samlet utslippsfaktor for husdyrkategorien "Growing cattle" 56,13 kg CH<sub>4</sub>/dyr/år (3.A.1 Growing Cattle ark i CRF) se CRF-tabell 3A.

Utslippsfaktoren for metan vil variere med vekt og alder og isolert sett, vil høyere vekt og høyere alder gi høyere metanutslipp.

## Sau

### Aktivitetsdata

For å beregne antall sau, brukes det fire inndelinger: 1) sau > 1 år (voksen sau), 2) sau < 1 år til påsett, 3) lam til slakt juni – desember, 4) lam til slakt januar – mai. Antallet sau </> 1 år hentes fra produksjonstilskuddsregisteret og data om antall lam som slaktes og slaktetidspunkt hentes fra slaktestatistikken.

Antall sau > 1 år blir beregnet fra antall voksen sau registrert 1. januar minus sau som blir slaktet i tidsrommet januar – mai samme år. Hvis sau blir slaktet senere, blir det regnet som at de er i live hele året.

Antall sau < 1 år til påsett blir beregnet fra antall sau < 1 år registrert 1. januar minus sau som blir slaktet i tidsrommet januar – mai samme år.

Antall lam til slakt i periodene juni – desember og januar – mai hentes fra slaktestatistikken.

#### *Metode for beregning av utslippsfaktor*

Det benyttes Tier 2-metodikk for beregning av utslipp av enterisk metan fra sau med utgangspunkt i formel (1). Verdien for  $Y_m$  for sau er hentet fra retningslinjene IPCC (2006) og er 6.5 % for sau > 1 år og 4.5 % for sau < 1 år.

For GE blir det benyttet en formel som er beskrevet mer i detalj i Annex IX til NIR (2019). GE for sau er en funksjon av ulike parametre som hentes fra retningslinjene IPCC 2006 samt nasjonal informasjon om blant annet (fôrsystem), slaktevekt og ullproduksjon.

Utslippsfaktoren for hele sauepopulasjonen (vektet for alle de fire underkategoriene) i 2017 var 11,59 kg  $CH_4$ /dyr/år. Utslippsfaktoren for metan vil variere med slaktevekt, og isolert sett vil en lavere vekt gi et lavere metanutslipp.

## Svin

#### *Aktivitetsdata*

Antall svin hentes fra produksjonstilskuddsregisteret (breeding pigs) og slaktestatistikken (svin til slakt) hvert år.

#### *Metode for beregning av utslippsfaktor*

Det benyttes Tier 1-metodikk for beregning av utslippene med standardfaktoren for enterisk metan fra svin fra retningslinjene IPCC (2006) på 1,5 kg  $CH_4$ /dyr/år. Metanutslippet varierer således med antall årsdyr.

Tabell 4. Utslipp fra underkategoriene i 3A enterisk metan (NIR 2019). 1000 t CH<sub>4</sub>

| IPCC kategori                           | 1990        | 2016        | 2017         | 2017, % av jordbruks-sektoren | Trend 1990-2017 (%) | Trend 2016-2017 (%) |
|-----------------------------------------|-------------|-------------|--------------|-------------------------------|---------------------|---------------------|
| <b>3A1 Storfe</b>                       | 74,6        | 68,1        | 69,6         | 39                            | -6,8 %              | 2,2 %               |
| <b>3A2 Sau</b>                          | 15,8        | 17,6        | 17,1         | 10                            | 8,4 %               | -2,7 %              |
| <b>3A3 Svin</b>                         | 1,1         | 1,3         | 1,3          | 1                             | 16,9 %              | -1,1 %              |
| <b>3A4-3A8 Andre husdyr</b>             | 5,1         | 5,3         | 5,2          | 3                             | 1,6 %               | -0,8 %              |
| <b>Totalt 3A. Husdyrenes fordøyelse</b> | <b>96,6</b> | <b>92,2</b> | <b>93,16</b> | <b>52</b>                     | <b>-3,6 %</b>       | <b>1,0 %</b>        |

### 3.1.2 Gjødselehåndtering (3B)

Utslipp fra gjødselehåndtering omfatter utslipp av både metan (3B(a)) og lystgass (3B(b)).

Metanutslippene fra gjødselehåndtering var 282 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter i 2017 mens

lystgassutslippene utgjorde 149 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, totalt 431 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Dette tilsvarer 10 prosent av utslippene fra jordbrukssektoren.

#### Aktivitetsdata

Viktige kilder til data for beregning av utslipp fra gjødselehåndtering er dyretall fra Kukontrollen og produksjonstilskuddsregisteret samt SSBs gjødseleundersøkelse fra 2013 (Gundersen og Heldal, 2015)

#### Metan-metodikk

Metanutslippene varierer ut fra husdyrkategori, førsammensetning, gjødseलगringssystem og meteorologiske forhold (temperatur og fuktighet/nedbør). Se detaljert beskrivelse i NIR (2019) kapittel 5.1.1.1.

For beregning av metan fra gjødseलगer for storfe, svin og fjørfe benyttes denne Tier 2-formelen:

$$\text{Utslippsfaktor, kg CH}_4 = VS_i \times 365 \text{ dager/år} \times Bo_i \times 0,67 \text{ kg/m}^3 \times \sum_{(jk)} MCF_{jk} \times MS_{ijk} \quad (2)$$

$VS_i$  = Mengde gjødsele (tørrstoff) pr dag for husdyrkategori i, kg

$Bo_i$  = Maksimum potensielle metanproduksjon for gjødseletypen til husdyrkategori i, m<sup>3</sup>/kg VS

$MCF_{jk}$  = Metan konverteringsfaktor for gjødseलगsystem j i klimaregion k, %

$MS_{ijk}$  = andel gjødsele fra husdyrkategori i for gjødseलगsystem j i klimaregion k

Se tabell 5.10 i NIR 2019 med nasjonale faktorer for VS og Bo for de ulike husdyrkategoriene som benyttes i formel (2). For verdiene for MCF bruker Norge IPCC-faktorer for de ulike gjødselsystemene gitt for klima "cool  $\leq 10^{\circ}\text{C}$ ", se tabell 5.11 i NIR 2019.

For de andre husdyrkategoriene benyttes det Tier 1-metodikk. Utslippsfaktorene for metan for husdyrkategoriene som benytter Tier 1-metodikk, er oppsummert i tabell 5.16 i NIR 2019. For utslippsfaktorene for metan for husdyrkategoriene som benytter Tier 2-metodikk, se tabell 5.17 i NIR (2019).

#### *Lystgassmetodikk*

Ved lagring og håndtering av husdyrgjødsel blir noe av nitrogenet i gjødsla omdannet til lystgass. Hvor mye lystgass som omdannes varierer med lagringssystem og lagringstid.

Alle lystgassutslipp fra gjødselhåndtering blir beregnet ved hjelp av en nasjonal nitrogenmodell i henhold til Tier 2-metodikk. Beregningene i modellen tar utgangspunkt i utskillelsen av nitrogen (N) i gjødsla fra ulike husdyrkategorier. Disse verdiene kommer fra nasjonale studier eller ekspertvurderinger (se tabell 5.12 i NIR2019). Modellen ble revidert i 2018 som resultat av et forbedringsprosjekt. For mer detaljert informasjon om ny beregningsmodell vises til prosjektrapport fra Carbon Limits (2018)

Tall for andeler av husdyrgjødsel som inngår i de ulike lagringssystemene (gjødselekjeller el. gjødselkum for bløtgjødsel, lagring av fast gjødsel på bakken ol.) samt andel gjødsel som slippes på beite, nyttes i beregningen av lystgassutslipp. På sammen måte som for beregning av gjødseلمetan, er SSBs gjødselundersøkelse fra 2013 kilde til disse opplysningene (Gundersen og Heldal 2015).

Utslippsfaktorene for direkte lystgassutslipp for de ulike gjødseलगringssystemene er oppsummert i Tabell 5.18, i NIR (2019).

*Indirekte lystgassutslipp fra nedfall av ammoniakk og avrenning ved lekkasje av nitrogen fra gjødseलगer*  
Fordamping av ammoniakk ( $\text{NH}_3$ ) og  $\text{NO}_x$  fra gjødseलगer inngår i beregningen av indirekte lystgassutslipp. Utslipp av ammoniakk fra gjødseलगer blir beregnet i nitrogenmodellen for husdyrgjødsel. De indirekte lystgassutslippene fra nedfall av ammoniakk blir beregnet ved å multiplisere mengde N fra nedfall som stammer fra  $\text{NH}_3$ - og  $\text{NO}_x$ -utslippene fra gjødseलगer med IPCC standardverdi på 0,01 kg  $\text{N}_2\text{O-N/kg}$  ( $\text{NH}_3\text{-N} + \text{NO}_x\text{-N}$ ) fordampet.

Lekkasje av nitrogen fra gjødseलगer fører også til indirekte lystgassutslipp og blir beregnet med en antatt fraksjon på 0–25 prosent av mengde N i gjødsel avhengig av lagersystem, se Tabell 5.13 i NIR (2019). Utslippsfaktoren for indirekte lystgassutslipp fra lekkasje fra lager er 0,0075 kg  $\text{N}_2\text{O-N/kg}$  N. Indirekte lystgassutslipp fra nedfall av ammoniakk og avrenning ved lekkasje fra gjødseलगer var total 57 000 tonn  $\text{CO}_2$ -ekvivalenter i 2017.

Tabell 5. Utslipp metan og lystgass fra underkategoriene i 3B gjødselhåndtering (NIR 2019).

| IPCC kategori                                                          | 1990                  | 2016                  | 2017            |                  |                       | Trend 1990-2017 (%) | Trend 2016-2017 (%) |
|------------------------------------------------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------|------------------|-----------------------|---------------------|---------------------|
|                                                                        | CO <sub>2</sub> -ekv. | CO <sub>2</sub> -ekv. | CH <sub>4</sub> | N <sub>2</sub> O | CO <sub>2</sub> -ekv. |                     |                     |
|                                                                        | 1000 t                | 1000 t                | 1000 t          | 1000 t           | 1000 t                |                     |                     |
| <b>3B1 Storfe</b>                                                      | 209                   | 276                   | 8,47            | 0,24             | 283                   | 35,4 %              | 2,8 %               |
| <b>3B2 Sau</b>                                                         | 18                    | 17                    | 0,28            | 0,03             | 16                    | -12,3 %             | -5,1 %              |
| <b>3B3 Svin</b>                                                        | 36                    | 47                    | 1,80            | 0,01             | 48                    | 32,5 %              | 2,3 %               |
| <b>3B4-3B8 Andre husdyr</b>                                            | 23                    | 31                    | 0,74            | 0,03             | 27                    | 18,2 %              | -10,6 %             |
| <b>3B5 Indirekte lystgassutslipp fra avrenning/lekkasje og nedfall</b> | 53                    | 56                    |                 | 0,19             | 57                    | 7,7 %               | 1,3 %               |
| <b>Totalt 3B. Gjødselhåndtering</b>                                    | <b>339</b>            | <b>426</b>            | <b>11,29</b>    | <b>0,5</b>       | <b>430</b>            | <b>26,9 %</b>       | <b>1,0 %</b>        |

### 3.1.3 Lystgassutslipp fra dyrket mark (3D Direct and indirect emissions from agricultural soils)

Denne kategorien omfatter direkte og indirekte lystgassutslipp ved anvendelse av gjødsel på dyrket mark og beite, gjødsel fra dyr på beite, nedbryting av restavlinger, og utslipp fra dyrket myr.

I 2017 var utslippene fra denne kategorien 1622 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, se Tabell 6. Her omtales metodikken for å beregne utslipp fra mineralgjødsel, organisk gjødsel, mineralisering i drenert organisk jordbruksjord (myr) og indirekte utslipp.

Tabell 6. Utslipp fra underkategoriene i 3D lystgassutslipp fra dyrket mark. Tabell 5.23 i NIR2019. 1000 t CO<sub>2</sub>-ekv

| IPCC kategori                                                                                  | 1990 | 1990, % av jordbruks-sektoren | 2016 | 2017 | 2017, % av jordbruks-sektoren | Trend 1990-2017 (%) | Trend 2016-2017 (%) |
|------------------------------------------------------------------------------------------------|------|-------------------------------|------|------|-------------------------------|---------------------|---------------------|
| <b>3Da1. Mineralgjødse</b>                                                                     | 516  | 11 %                          | 479  | 460  | 10 %                          | -11 %               | -4 %                |
| <b>3Da2. Organisk gjødse</b>                                                                   | 236  | 5 %                           | 276  | 277  | 6 %                           | 17 %                | 1 %                 |
| <b>3Da3. Utslipp fra dyr på beite</b>                                                          | 195  | 4 %                           | 185  | 188  | 4 %                           | -4 %                | 2 %                 |
| <b>3Da4. Restavlinger</b>                                                                      | 105  | 2 %                           | 74   | 72   | 2 %                           | -31 %               | -3 %                |
| <b>3Da6. Dyrket myr</b>                                                                        | 363  | 8 %                           | 376  | 375  | 8 %                           | 3 %                 | 0 %                 |
| <b>3Db1. Indirekte N<sub>2</sub>O utslipp fra dyrket mark – nedfall av ammoniakk</b>           | 96   | 2 %                           | 96   | 96   | 2 %                           | -0,3 %              | 0 %                 |
| <b>3Db2. Indirekte N<sub>2</sub>O utslipp fra dyrket mark – nitrogenlekkasjer og avrenning</b> | 161  | 3 %                           | 156  | 153  | 3 %                           | -5 %                | -2 %                |
| <b>3D. Totalt</b>                                                                              | 1672 | 36 %                          | 1642 | 1622 | 36 %                          | -3 %                | -1 %                |

## Mineralgjødse

Lystgassutslipp fra bruk av mineralgjødse var 460 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter i 2017, og utgjorde 10 prosent av jordbrukets klimagassutslipp.

### Aktivitetsdata

Årlig forbruk av mineralgjødse er basert på statistikk fra Mattilsynet over salg av mineralgjødse fratrasket forbruk til gjødsling av skog (data om gjødsling av skog hentes fra NIBIO). Det blir antatt at mineralgjødsla brukes samme år som den kjøpes. Den antakelsen vil kunne føre til en over- eller underestimert i et enkelt år, men vil jevne seg ut over tid.

### Metode for beregning av utslipp

#### Lystgass

Det benyttes Tier 1-metodikk for å beregne lystgassutslipp fra mineralgjødse på dyrket mark. Det brukes standard utslippsfaktor fra IPCC som er 0,01 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N i mineralgjødsla som er tilført.

#### Ammoniakk

Utslippsfaktorene brukt for ammoniakk ved spredning av ulike typer mineralgjødse er beskrevet i Annex IX til NIR (2019), kapittel 4.

## Organisk gjødse: Husdyrgjødse

Lystgassutslippene fra bruk av husdyrgjødse og annen organisk gjødse var 277 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter i 2017 som dermed utgjorde ca. 6 prosent av jordbrukets klimagassutslipp.

### *Aktivitetsdata*

#### *Kilder til aktivitetsdata for å beregne lystgassutslipp*

- Antall husdyr hentes fra TINEs kukontroll, produksjonstilskuddsregisteret og slaktestatistikken.
- Mengde N i husdyrgjødsel er basert på nasjonale ekspertvurderinger og studier (samme som for gjødselhåndteringen), og uttrykkes som mengde per dyr og år.
- Informasjon om tidspunkt for dyr på beite hentes fra kukontrollen og geitekontrollen, og for de andre husdyrkategoriene benyttes SSBs landbruksundesøkelse fra 2001.

#### *Kilder til aktivitetsdata for å beregne ammoniakkutslipp*

- Informasjon om mengde husdyrgjødsel som spres på hhv. eng- og åkerareal hentes fra SSBs gjødselundersøkelser.
- Informasjon om mengde husdyrgjødsel som spres vår og høst hentes fra SSBs gjødselundersøkelser.
- Omfang av vanntilsetting til husdyrgjødsel før spredning hentes fra SSBs gjødselundersøkelser og ekspertvurderinger.
- Informasjon om spredemetoder hentes fra SSBs gjødselundersøkelser.
- Opplysninger om metode og tidspunkt for nedmolding hentes fra SSBs gjødselundersøkelser og ekspertvurderinger.

### *Metode for beregning av utslipp*

#### *Lystgassutslipp*

Det benyttes Tier 1-metodikk for å beregne lystgassutslipp fra husdyrgjødsel på dyrket mark. Det er antatt at all gjødsel, unntatt gjødsel fra dyr på beite, blir spredt på dyrket mark. Beregningen gjøres i den nasjonale nitrogenmodellen hvor utslippsberegninger har utgangspunkt i samme N-beholdning fra husdyrrom til spredning.  $N_2O$  fra spredning av husdyrgjødsel baseres på N-beholdningen som er tilgjengelig etter N-utslipp i husdyrrom og gjødsellager.

Det nyttes standard utslippsfaktor fra IPCC som er 0,01 kg  $N_2O-N/kg$  N i husdyrgjødsel som er tilført dyrket mark. Tilført N blir beregnet ut i fra antall dyr av de forskjellige dyreslagene og faktorer for N-utskillelse fra hvert dyreslag, fratrasket gjødsel sluppet på beite.

#### *Ammoniakkutslipp*

Utslippsfaktor for ammoniakk ved spredning av husdyrgjødsel varierer med spredemetode, vanninnhold, tidspunkt for spredning, evt nedmoldingsmetode og tidspunkt for nedmolding, om det er åker eller eng og for ulike regioner. Tabell 5.24 og tabell 5.27 i NIR (2019) gir oversikt over alle de ulike utslippsfaktorene. Disse utslippsfaktorene kombineres med aktivitetsdata som til slutt summeres til det totale utslippet av ammoniakk fra husdyrgjødsel på dyrket mark.

### *Dyrking av drenert organisk jord*

Lystgassutslipp fra mineralisering av drenert organisk jordbruksjord (dyrket mark og beite) tilsvarte 375 000 tonn  $CO_2$ -ekvivalenter i 2017, som dermed utgjorde ca. 8 prosent av jordbrukssektorens klimagassutslipp.

#### *Aktivitetsdata*

Areal av drenert organisk jordbruksjord inkluderer dyrka mark og beite (overflatedyrka areal og innmarksbeite). Det nyttes samme arealtall i rapporteringen for arealbrukssektoren for utslipp av CO<sub>2</sub> og metan (CH<sub>4</sub>). Areal tallene er basert på Landsskogtakseringen.

#### *Utslippsfaktor*

Utslippsfaktoren for lystgassutslipp fra drenert organisk jordbruksjord er en fast utslippsfaktor på 13 kg N<sub>2</sub>O-N/ha/år for dyrket mark og 1,6 kg N<sub>2</sub>O-N/ha/år for beite<sup>7</sup>.

#### *Metode for beregning av utslipp*

Utslippet beregnes ved å multiplisere arealet med utslippsfaktor.

#### *Beite*

Beite regnes som egen utslippskilde bare for lystgassutslipp fra husdyrgjødsel. Det regnes også metanutslipp fra beite, men disse utslippene inngår i 3B utslipp fra gjødsellager.

#### *Aktivitetsdata*

Mengden nitrogen som slippes på beite inngår som aktivitetsdata. Dette er lik tot-N fra husdyrgjødsel \* beiteandelen. Beiteandelen beregnes på grunnlag av informasjon om tida som dyra er på beite. For melkekyr og geit hentes dette fra henholdsvis kukontrollen og geitekontrollen, og for de andre husdyrkategoriene benyttes informasjon SSBs landbruksundersøkelse i 2001.

#### *Utslippsfaktorer*

Utslippsfaktoren er 0,02 kg N<sub>2</sub>O-N/kg NH<sub>3</sub>-N for storfe, og 0,01 kg N<sub>2</sub>O-N/kg NH<sub>3</sub>-N for andre beitedyr. Dette er standard IPCC-faktorer.

#### *Metode for beregning av utslipp*

Utslippet beregnes ved å multiplisere gjødselmengden sluppet på beite med utslippsfaktor.

#### *Indirekte N<sub>2</sub>O fra dyrket mark*

Indirekte utslipp skjer i form av dannelse av lystgass som følge av nedfall av nitrogen fra lufta og utvasking av nitrogen fra jordsmonnet.

#### *Nedfall av ammoniakk og NO<sub>x</sub>*

#### *Aktivitetsdata*

Nitrogenmengden i NH<sub>3</sub>- og NO<sub>x</sub>-utslippet fra spredning av mineralgjødsel, all organisk gjødsel og utslipp fra beite.

---

<sup>7</sup> Kilde: Table 2.5 TIER 1 DIRECT N<sub>2</sub>O EMISSION/REMOVAL FACTORS FOR DRAINED ORGANIC SOILS IN ALL LAND-USE CATEGORIES ([http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/pdf/Wetlands\\_separate\\_files/WS\\_Ch2\\_Drained\\_Inland\\_Organic\\_Soils.pdf](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/pdf/Wetlands_separate_files/WS_Ch2_Drained_Inland_Organic_Soils.pdf))

#### Utslippsfaktor

Utslippsfaktoren er 0,01 kg N<sub>2</sub>O-N/kg (kg NH<sub>3</sub>-N + kg NO<sub>x</sub>-N fordampet ved spredning. Dette er standard IPCC-faktor.

#### Metode for beregning av utslipp

Utslippet beregnes ved å multiplisere N-mengden NH<sub>3</sub>- og NO<sub>x</sub>-utslippet fra jordbruksaktiviteter med utslippsfaktor.

#### Lekkasjer og avrenning

#### Aktivitetsdata

N-mengden i mineralgjødning, husdyrgjødsel som spres, gjødning på beite, slam og annen N-gjødsling samt N i planterester.

#### Utslippsfaktorer

Det brukes en nasjonal faktor der det antas at 22 prosent av alt nitrogen som blir tilført jorda pga. jordbruksaktiviteter (se hva som inngår under Aktivitetsdata ovenfor) lekker ut i vann. Derneft brukes standard IPCC-utslippsfaktor på 0,0075 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N som er utlekket.

#### Metode for beregning av utslipp

Utslippet beregnes dermed slik:

Lystgass som følge av utvasking = Tot-N tilført pga. jordbruksaktivitet \* 0,22 \* 0,0075 \* 44/28.

### 3.1.4 Halmbrenning (3F Emissions from field burning of agricultural residues)

Utslipp fra halmbrenning er omtalt i NIR (2019) kapittel 5.7. For øvrig er utslipp fra halmbrenning inkludert under energibruk i SSBs statistikk.

Tabell 7. Utslipp fra halmbrenning i jordbruket. 2017

|                     |                                | CO <sub>2</sub> | CH <sub>4</sub> | N <sub>2</sub> O | Sum |
|---------------------|--------------------------------|-----------------|-----------------|------------------|-----|
| <b>Halmbrenning</b> | 1000 tonn                      | -               | 0,12            | 0,0              |     |
|                     | 1000 tonn CO <sub>2</sub> -ekv | -               | 3,0             | 0,75             | 4   |

Utslippet er basert på produksjonsdata for korn og oljevekster samt anslag for andelen halm som brennes. Samme data brukes for N<sub>2</sub>O fra restavling, som rapporteres i jordbrukssektoren, kategori 3D.

Tabell 8. Utslippsfaktorene for CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O fra halmbrenning.

|                     | kg/t halm, tørrvekt |                  |
|---------------------|---------------------|------------------|
|                     | CH <sub>4</sub>     | N <sub>2</sub> O |
| <b>Halmbrenning</b> | 2,7                 | 0,07             |

Kilde: IPCC (2006)

## 3.2 Jordbruksrelaterte utslipp i arealbrukssektoren

### 3.2.1 Om arealbrukssektoren

Arealbrukssektoren (eng. Land Use, Land Use Change and Forestry, LULUCF) inngår i Norges årlige rapportering til Klimakonvensjonen. Norges landareal er inndelt i seks arealbrukskategorier: skog, dyrka mark, beite, utbygd areal, vann og myr, og annen utmark. Arealbrukskategoriene som er relatert til jordbruket er dyrket mark (Cropland) og beite (Grassland). CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O blir rapportert, og utslippene fra de ulike kildene er oppsummert i Tabell 9.

I utslippsregnskapet for arealbrukssektoren skilles det mellom arealer som har vært i samme arealkategori i over 20 år (gjenværende) og arealer som er blitt omdisponert fra annen arealbruk for mindre enn 20 år siden (i overgang), for eksempel fra skog eller myr til dyrka mark. Dette gjøres fordi det er en annen karbondynamikk på arealer som nylig er konvertert (<20 år), sammenlignet med arealer som har vært i samme arealkategori over lengre tid (>20 år). I prinsippet er kun utslipp og opptak forårsaket av menneskelig aktivitet en del av regnskapet. For forvaltede arealer, som dyrka mark og beite, regnes alle utslipp og opptak som resultat av menneskelig aktivitet.

Tabell 9 viser en oversikt over utslippene fra arealbrukskategoriene som er relatert til jordbruket. De største utslippene kommer fra drenert organisk jord (tidligere myr) på dyrket mark. Det er utslipp av CO<sub>2</sub> som dominerer jordbruksutslippene fra arealbrukssektoren.

*Tabell 9. Utslipp fra dyrka mark og beite i 2017 fra NIR2019. Tallet 1 i kildekoden henviser til gjenværende arealer (f.eks. 4.B.1), mens 2 viser til arealer i overgang (f.eks. 4.B.2). Utslippstallene gjengitt her viser altså det totale utslippet for alt dyrka areal (4.B) og alt beiteareal (4.C) i 2017. Figur 4 og 6 viser utslipp fordelt på gjenværende areal og areal i overgang for henholdsvis dyrka mark og beite*

| Klimagassutslipp fra dyrket mark og beite                 |                           |                            |                           |                                              |
|-----------------------------------------------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|----------------------------------------------|
| IPCC Kategori                                             | CH <sub>4</sub><br>1000 t | N <sub>2</sub> O<br>1000 t | CO <sub>2</sub><br>1000 t | CO <sub>2</sub> -ekv. <sup>8</sup><br>1000 t |
| <b>Arealbrukssektoren – dyrket mark og beite - totalt</b> | <b>3,73</b>               | <b>0,01</b>                | <b>2163</b>               | <b>2259</b>                                  |
| 4.B.1 <sup>9</sup> + 4.B.2 Dyrket mark - organisk jord    |                           |                            | 1778                      | 1778                                         |
| 4.B.1 + 4.B.2 Dyrket mark - mineraljord                   |                           |                            | -120 <sup>10</sup>        | -120                                         |
| 4.B.1 + 4.B.2 Dyrket mark - dødt organisk materiale       |                           |                            | 187                       | 187                                          |
| 4.B.1 + 4.B.2 Dyrket mark - levende biomasse              |                           |                            | 112                       | 112                                          |
|                                                           |                           |                            |                           |                                              |

<sup>8</sup> Omregning til CO<sub>2</sub>-ekvivalenter benyttes for å kunne sammenligne utslipp av ulike gasser med ulik effekt på klimasystemet. Vektfaktoren GWP100 blir brukt i internasjonal klimagassrapportering. GWP100 for de ulike gassene er: CH<sub>4</sub> = 25, N<sub>2</sub>O = 298, CO<sub>2</sub> = 1 (IPCC, 2007). Det regnes ikke indirekte CO<sub>2</sub> fra arealbruk.

<sup>9</sup> 4.B.1 er "Cropland remaining cropland" mens 4.B.2 er "Land converted to cropland". Utslipet i denne raden kommer således både fra arealer dyrket opp før 1990, og arealer dyrket opp etter 1990.

<sup>10</sup> Negativ utslipp er netto opptak av CO<sub>2</sub>

|                                                                 |      |       |      |       |
|-----------------------------------------------------------------|------|-------|------|-------|
| 4.C.1 <sup>11</sup> + 4.C.2 Beite - organisk jord               |      |       | 33   | 33    |
| 4.C.1 + 4.C.2 Beite - mineraljord                               |      |       | -185 | -185  |
| 4.C.1 + 4.C.2 Beite - dødt organisk materiale                   |      |       | 338  | 338   |
| 4.C.1 + 4.C.2 Beite – levende biomasse                          |      |       | 20   | 20    |
|                                                                 |      |       |      |       |
| 4(II) Dyrket mark - organisk jord (CH <sub>4</sub> )            | 3,58 |       |      | 89,38 |
| 4(II) Beite - organisk jord (CH <sub>4</sub> )                  | 0,16 |       |      | 3,94  |
| 4(III) Direkte lystgassutslipp fra mineralisering – dyrket mark |      | 0,002 |      | 0,48  |
| 4(III) Direkte lystgassutslipp fra mineralisering – beite       |      | 0,008 |      | 2,52  |

### 3.2.2 Definisjoner av dyrket mark og beite

Dyrket mark og beite er definert i henhold til retningslinjene fra FN.

Dyrket mark er jordbruksareal som klassifiseres som fulldyrka jord i samsvar med definisjon i AR5. Det vil si at det er jordbruksareal som er dyrka til vanlig pløyedybde, og kan benyttes til åkervekster og eng. Arealbrukskategorien inkluderer også fulldyrka areal som er tatt ut av drift, så lenge det kan fornyes ved pløying. Ved påskoging av dyrket mark går arealet over til skog når treantallet tilsvarer hogstklasse II, eller kronedekningsprosenten er på 10 % eller mer. Fulldyrket jord som benyttes til beite regnes som dyrket mark.

Beite er definert som innmarksbeite eller overflatedyrka jord i samsvar med definisjoner i AR5, og som årlig blir brukt som beite og som ikke kan pløyes. Minst 50 prosent av arealet skal være dekket av gressarter. Arealet kan være jevnt i overflata, men det kan også ha treklynger, stubber, steiner ol. Beitebruk vurderes som mer sentralt enn skogbruk på dette arealet. Det er verdt å legge merke til at for en del beiteområder kan det fortsatt være nok trær til at det møter skogdefinisjonen (> 10 % kronedekning). De rapporteres likevel som beite, så lenge det er det som er primær bruk av arealene og de ellers når kravene til å defineres som beite.

Utmarksbeite vil foregå i flere arealbrukskategorier: skog, vann og myr og i annen utmark. Det rapporteres ikke særskilt, men inngår indirekte i utslippsberegninger for skog (skog regnes for forvaltet areal, og i prinsippet rapporteres alle utslipp og opptak fra arealene). For ikke forvaltede arealer av vann og myr og for annen utmark rapporteres ikke lagerendringer av karbon i jord.

Landsskogtakseringen brukes til å beregne det totale arealet i de ulike arealbrukskategoriene, og overgangene mellom disse (se kapittel 3.2.3 om aktivitetsdata). AR5 brukes sammen med Landsskogtakseringen for å klassifisere arealet innen dyrka mark og beite. Det kan derfor være relevant å kjenne til hvordan arealene klassifiseres i AR5.

<sup>11</sup> 4.C.1 er "Grassland remaining Grassland" mens 4.C.2 er "Land converted to Grassland". Utslipet i denne raden kommer således både fra arealer brukt til beite før 1990, og arealer omdisponert til beite etter 1990.

Det er tilstanden til arealet som legges til grunn i AR5, og ikke hvordan det brukes. Det innebærer at kravet til å bli klassifisert som fulldyrka jord er at arealet *kan* fornyes ved pløying (ikke nødvendigvis at det blir pløyd årlig). Overflatedyrka jord har krav til jevn overflate, slik at maskinell høsting er mulig. Når arealet ikke kan høstes maskinelt, men har minst 50 prosent arealdekning med godkjente grasarter eller beitetålende urter, klassifiseres det som innmarksbeite (Ahlstrøm og Bjørkelo 2014). Fulldyrka jord kommer inn under definisjonen av dyrka mark i klimagassregnskapet, mens overflatedyrka jord og innmarksbeite kommer inn under definisjonen av beite i klimagassregnskapet.

### 3.2.3 Aktivitetsdata

Arealdata er sentralt i klimagassregnskapet for arealbrukssektoren, og disse hentes fra Landsskogtakseringen. Gjennom Landsskogtakseringens utvalgskartlegging blir alt landareal i Norge kartlagt med hensyn på arealtype og arealanvendelse i løpet av en 5 års-periode (ett omløp) (se f.eks. Breidenbach et al., 2017 for beskrivelse). Kartleggingen er basert på et rutenett med prøveflater, hvor arealbrukskategori bestemmes for hver prøveflate basert på flyfoto, kart og eventuelt befaringsnotat. Prøveflater med trær oppsøkes i felt, og er gjenstand for omfattende målinger og registreringer. Prøveflater innen arealkategoriene dyrka mark og beite er klassifisert med jordtype (organisk jord og mineraljord) ved hjelp av data fra jordsmonnkartleggingen (dekker om lag 59 prosent av dyrka areal), og supplert med data fra AR5 for de arealer som ikke er dekket av jordsmonnkartlegging.

Hvordan organisk jord er definert, er noe ulikt mellom jordsmonnkartleggingen og AR5. For arealene kartlagt gjennom jordsmonnkartleggingen er organisk jord definert som jord med mer enn 12 prosent<sup>12</sup> organisk karbon (C), og minst 40 cm dybde på det organiske laget. For det øvrige arealet, hvor informasjon er hentet fra AR5, så er det kun krav til minstedybde på organisk lag (20 cm), og ikke krav til karboninnhold.

Videre hentes tall for levende biomasse (trær) på beitearealer fra Landsskogtakseringen (det vil si at det registreres i felt), mens det for dyrka mark er basert på statistikk over frukttrær fra SSB (Tabell 10507: Avling og areal av ymse hagebruksvekster). I tillegg hentes det inn data om feks. dyrkingsvekster og gjødsling fra SSB for bruk i utslippsberegningen.

#### Statistisk usikkerhet i arealtallene

Det er sentralt å forstå hvilken usikkerhet som er knyttet til de ulike estimatene.

Total usikkerhet for arealet gjenværende dyrka mark (dvs. areal som har vært dyrka mark minimum siste 20 år) er 7 prosent, mens for beite er den samme usikkerheten 13 prosent (fra tabell 6.3 i NIR2019). For arealovergangene vil usikkerheten være betydelig, og også variere betydelig mellom år, da dette er veldig små arealer (se tabell 6.3 fra NIR2019).

NIBIO har beregnet at samlet areal nydyrking (overgang til dyrka mark<sup>13</sup>) på organisk jord for alle overganger fra 1990 – 2016 (basert på NIR2018) utgjorde 87 km<sup>2</sup> (tabell 10). Det er viktig å presisere at

<sup>12</sup> Definisjonene har endret seg over årene, fra minimum 17 % organisk C i det canadiske klassifikasjonssystemet som ble brukt tidlig, til 12 % i 1998- og 2006-versjonen av WRB, til et krav om 20 % organisk C i 2014-versjonen som ligger til grunn nå.

<sup>13</sup> Oppdyrking til overflatedyrket areal er ikke inkludert.

dette er overganger fra organisk jord/myrjord, men ikke alle overgangene er fra uberørt myr. Det innebærer at det ligger noe myr som kan være drenert tidligere for annen arealbruk (f.eks. skogsgrøfting) inne i arealestimatene og som kan ha redusert myrpreg i botanisk forstand). Usikkerheten er imidlertid betydelig, men med 95 prosent sannsynlighet er det et sted mellom 45 og 236 km<sup>2</sup> (Tabell 10).

Tabell 10. Samlet areal organisk jord som i klimagassregnskapet som har blitt dyrket opp i perioden 1990 – 2016, med tilhørende 95 % konfidensintervall.

|                       | Arealestimat       | Nedre grense 95 % k.int. | Øvre grense 95 % k.int. |
|-----------------------|--------------------|--------------------------|-------------------------|
| Nydyrking 1990 - 2016 | 87 km <sup>2</sup> | 45 km <sup>2</sup>       | 236 km <sup>2</sup>     |

### 3.2.4 Endring i karbonbeholdninger og andre utslippskilder

I arealbrukssektoren rapporteres endringer i karbonbeholdninger. Det rapporteres eller beregnes ikke total lagerstørrelse, kun endringer. Det rapporteres endringer for fire ulike karbonbeholdninger for dyrka mark og beite:

- levende biomasse
- dødt organisk materiale (strø og død ved)
- mineraljord
- organisk jord

Samlet netto utslipp eller opptak for dyrka mark og beite består altså av summen av opptak og utslipp i disse ulike karbonbeholdningene (beskrevet i kapittel 3.2.5 og 3.2.6 for henholdsvis dyrka mark og beite). I tillegg kommer utslipp av lystgass (N<sub>2</sub>O) og metan (CH<sub>4</sub>) (se kapittel 3.2.7 og 3.2.8).

### 3.2.5 Utslippsberegning dyrka mark – karbonbeholdninger (4B)

#### Levende biomasse

Endringer av karbonlager i levende biomasse på jordbruksarealer beregnes bare for flerårige treaktige vekster, det vil si frukttre. Flerårige bærvekster tas ikke med, da disse utgjør et svært lite areal (3000 dekar). Areal tallene for frukt hentes fra SSBs spørreundersøkelse hos frukt- og bærprodusenter. Det er ikke nasjonal statistikk for karbonmengder og alder på fruktplantingene ved fornying, og det nyttes derfor Tier 1-metode med standardtall fra IPCC for opptak og frigjøring av karbon.

#### Dødt organisk materiale

For dødt organisk materiale brukes en Tier 1-metodikk hvor det forutsettes at det ikke er noen endring i beholdningen av karbon i dødt organisk materiale for gjenværende arealer. De utslipp som rapporteres her er derfor kun fra arealer i overgang, det vil primært si fra nydyrking av skogarealer.

### Mineraljord på dyrka mark

Mesteparten (93,4 prosent) av jordbruksproduksjonen foregår på mineraljord. Det har vært relativt små endringer i dyrkningspraksis siden 1990, men i noen fylker har det vært en økning i tilførsel av husdyrgjødsel, som resulterer i at det rapporteres positive jordkarbonendringer, altså karbonopptak i jorden.

Beregningsmetodikken for karbonendringer i mineraljord på dyrket mark er en Tier 2-metode. Den bruker en standard formel fra regelverket (Equation 2.25 i IPCC 2006), hvor årlig endring i jordkarbon (Soil Organic Carbon, SOC) er gitt ved:

$$\Delta SOC = (SOC_0 - SOC_{0-T})/D$$

hvor D er endringsfaktorenes tidsavhengighet.  $SOC_0$  er karbonlageret ved rapporteringsperiodens siste år og  $SOC_{0-T}$  er karbonlageret ved det først år. Denne standard formel brukes også i Tier 1-metoden for mineraljord, hvor D har standard verdi på 20 år. I Tier 2-metoden brukes en nasjonal verdi for D på 30 år, fordi nedbrytningsrater i norsk jordsmonn kan forventes langsommere enn det globale gjennomsnittet.

Karbonlageret beregnes ved multiplikasjon av en karbonendringsfaktor (F), et referanselager og arealet under det gjeldende lager. Endringsfaktorene og referanselageret ble beregnet for 31 norske agrosoner, de fem mest hyppige jordsmonntyper og 16 typiske vekstomløp i en studie av Borgen, et al., (2012). Metoden antar åtte omløp: 1:2 eng-korn, 1:1 eng-korn, 2:1 eng-korn, korn monokultur med eller uten tilbakeføring av halm, eng monokultur, 1:2 rotvekster- korn, og 1:2 rotvekster-eng. 1:2 betyr 1 års rotvekster etterfulgt av 2 års eng og så videre. De åtte omløpene ble simulert med og uten husdyrgjødsel. Ved bruk av jordkarbonmodellen ICBM ble 496 endringsfaktorer beregnet for de 16 vekstskiftene for hver agrosone. Referanselageret ble beregnet for de fem jordsmonnstyper for hver agrosone med den antakelse at permanent eng er referansetilstanden.

Aktivitetsdata for Tier 2-metoden innhentes fra SSB. Årlig areal med ulike vekster (korn, oljevekster, forvekster, fulldyrka eng, potet og kålrot) fordelt på hver agrosone brukes til å estimere arealet under de åtte omløp ved hjelp av ulike antakelser (se Borgen, et al., 2012 for detaljer). Etterfølgende brukes data på mengde tilgjengelig husdyrgjødsel til å estimere arealet av hvert omløp, der tilføres gjødsel. Metoden antar en spredningsrate på 0,5 tonn C/ha/år, og at eng alltid gjødsles før korn eller potet. Aktivitetsdata for mengde husdyrgjødsel per fylke beregnes av SSB. Disse data er identiske med de som brukes til å rapportere utslipp av lystgass og metan fra husdyrgjødsel i jordbrukssektoren. Tier 2-metoden som er benyttet er beskrevet i detalj i NIR (2019).

Der er mange antakelser implisert i Tier 2-metoden, både vedrørende behandling av aktivitetsdata men også i IPCC sin Tier 1- og Tier 2-metodikk for mineraljord. Metoden antar at jordens karbonlager endrer seg lineært etter en endring i jordbrukspraksis. Dette er høyst sannsynlig ikke tilfellet men en nødvendig antakelse få å kunne beregne et nasjonalt estimat. Det er mulig at Tier 1- og Tier 2-metoder overestimerer karbonendringen sammenlignet med en dynamisk Tier 3-metode (Sanderman og Baldock 2010). Det er derfor viktig å få testet ut forskjellen i karbonestimatet ved Tier 2- og Tier-3 metoder, også selv om en rigid modellevaluering mot målte data i Norge ikke er mulig på nåværende tidspunkt. Se kapittel 4.5 for beskrivelse av pågående forbedringsprosjekt.

### Organisk jord på dyrket mark

For beregning av utslippene fra drenert organisk jord bruker Norge en såkalt Tier 1-metode. Dette innebærer at det benyttes standard utslippsfaktorer hentet fra retningslinjene til IPCC (Tabell 11). Norge har valgt å følge tillegget til 2006-retningslinjene som kom i 2013 for organisk jord (IPCC Wetlands Supplement ; IPCC, 2014). Utslippsfaktorene multipliseres med arealet fra Landsskogtakseringen. I Tier 1-metodikken skilles det ikke mellom areal som har vært drenert i flere år (gjenværende), og nylig drenerte arealer (i overgang), selv om de sistnevnte kan ha høyere utslipp (IPCC 2014 kap. 2.44).

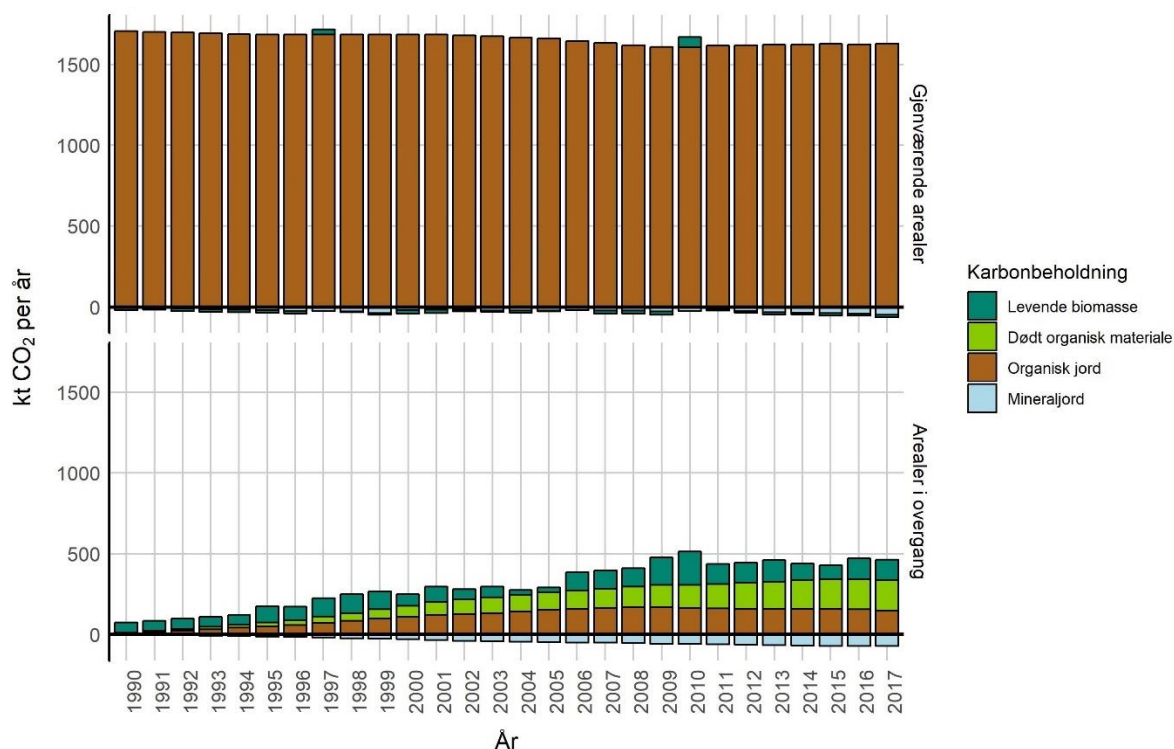
Tabell 11. Standard utslippsfaktorer fra FNs klimapanel (IPCC) sine retningslinjer (IPCC 2014) for dyrka mark på drenert organisk jord. Oppgitt i tonn per ha for CO<sub>2</sub>, og kg per ha for N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub>. Standard faktor for andel av totalareal med grøfter er 0,05 for dyrket mark (IPCC 2014). Merk at utslipp av N<sub>2</sub>O rapporteres i jordbrukssektoren.

| Kilde                                                           | Utslippsfaktor | 95 % konfidensintervall |
|-----------------------------------------------------------------|----------------|-------------------------|
| CO <sub>2</sub> (tonn CO <sub>2</sub> -C ha/år)                 | 7,9            | 6,5 – 9,4               |
| N <sub>2</sub> O (kg N <sub>2</sub> O-N ha/år)                  | 13             | 8,2 - 18                |
| CH <sub>4</sub> areal mellom grøfter (kg CH <sub>4</sub> ha/år) | 0              | -2,8 – 2,8              |
| CH <sub>4</sub> for grøftene (kg CH <sub>4</sub> ha/år)         | 1165           | 335 - 1995              |

### Utslippstall for dyrka mark for perioden 1990 - 2017

Mesteparten av jordbruksproduksjonen foregår på mineraljord. Det er imidlertid kun små endringer i karbonbeholdningen her, og ingen klar trend gjennom perioden. Arealet med drenert organisk jordbruksjord er relativt sett lite, men det er knyttet et betydelig karbontap til disse arealene, og det er disse utslippene som dominerer (Figur 4). Utslipp av metan og lystgass fra drenert organisk jord kommer i tillegg. Det er generelt et lite opptak knyttet til levende biomasse (frukttrær), men med utslipp enkelte år.

For arealer i overgang så starter akkumuleringen av disse i 1990. Det vil si at en for noen utslippsberegninger vil få en gradvis økning i årlig utslipp med økende areal frem til 2010, hvor overføring til gjenværende areal starter. Dette ser en tydelig for CO<sub>2</sub>-utslipp fra drenert organisk jord i Figur 4. Det er altså mest sannsynlig ikke en reell økning i utslippet, men en økning som skyldes beregningsmetodikken. Det kan være verd å merke seg at nydyrking står for utslipp av om lag 0,5 mill. tonn CO<sub>2</sub> årlig. Inkludert i dette er avskoging på både mineraljord og organisk jord, og tap av levende biomasse og død ved er viktige utslippskilder som en følge av det.



Figur 4. Årlige endringer i ulike karbonbeholdninger for dyrka mark i perioden 1990 – 2017. Øverste del av figuren viser utslipp for gjenværende arealer (dyrka mark i 1990 eller minst 20 år), og nederste del viser utslipp for arealer som er dyrket opp (tall fra NIR2019). Merk at tallene er gitt som opptak (negative utslipp, fjerner CO<sub>2</sub> fra atmosfæren) og utslipp (positive utslipp, tilfører CO<sub>2</sub> til atmosfæren) med benevnning i kt CO<sub>2</sub> (1000 tonn karbondioksid). Siden nydyrkingsareal akkumuleres fra 1990, og frem til de første arealene vil gå over til gjenværende etter 20 år, så er økningen i utslipp i perioden 1990 – 2009 av teknisk karakter (utslippene øker fordi det akkumulerte arealet øker). En kan derfor ikke se eventuelle trender i utslippsstørrelse før etter 2010.

### 3.2.6 Utslippsberegning beite – karbonbeholdninger (4C)

#### Levende biomasse på beite

Landsskogtakseringen har målt trær på beitearealer siden 2007, og disse målingene danner grunnlaget for en Tier 2-metodikk. Gjennomsnittlig endring i karbonbeholdning (opptak og utslipp) i levende biomasse per hektar/år er estimert basert på målingene gjennomført siden 2007. Gjennomsnittet multipliseres så med det gjenværende arealet med beite (vært beite siden 1990 eller i minst 20 år).

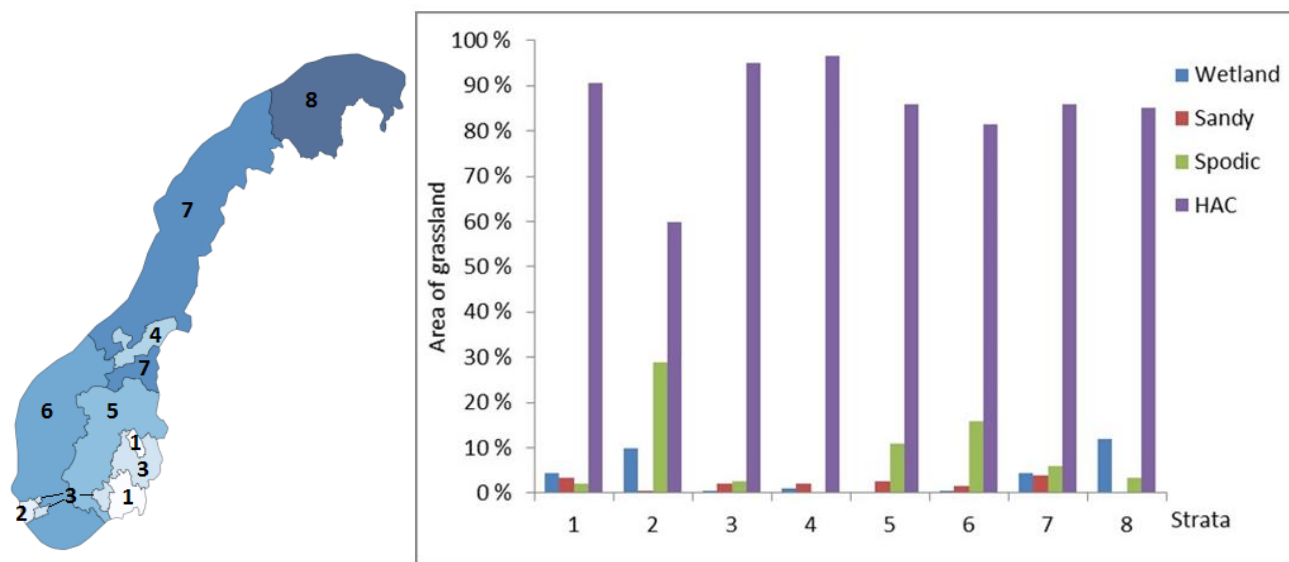
#### Dødt organisk materiale på beite

Endringer i karbonbeholdningen i dødt organisk materiale er antatt neglisjerbart for beitearealer ettersom det genereres svært lite dødt materiale på disse arealene. Det rapporteres derfor ikke endringer i dødt organisk materiale på gjenværende arealer. Mens det på arealer som legges om til beite fra skog beregnes endringer i dødt organisk materiale med en Tier 2-metodikk. For overganger til beite fra myr og utbygd areal legges det til grunn at det ikke er noen endringer (Tier 1-metodikk).

#### Mineraljord på beite

Norge bruker en Tier 1-metodikk for beregning av karbonendringer i mineraljord på beite. Tier 1-metodikken er basert på formelen som beskrevet ovenfor for dyrka mark. Karbonendringsfaktorene og

referanselagene som benyttes er IPCC sine standardverdier. For beite finnes bare årlig statistikk på arealene av innmarksbeite og overflatedyrka; hvilket var de to klassene endringsfaktorene er basert på (tilsvarende *unimproved* og *improved grassland* i IPCC standard tabell). Referanselagene med jordkarbon er basert på standardverdier fra IPCC. Data fra jordmonnskartleggingen ble overlagt med AR5 arealklassen beite for å identifisere jordklassene på beitearealet i henhold til WRB klassifisering, og gi en fordeling av klassene arenosols, podsols, gleysols og HAC (high-activity clays) innen åtte regioner (Figur 5). Datasettet i jordmonnskartleggingen har svært dårlig dekning på beite (< 10% av arealet). For arealer i overgang brukes samme Tier 2-metodikk som for andre overganger.



Figur 5: Fordeling av jordtyper for de åtte regionene vist i kartet til venstre. IPCC jordtypene er **leirjord** (high-activity clay soils, HAC): leptosols, fluvisol, phaeosem, albeluvisol, luvisol, umbrisol, cambisol, regosol; **grunnvannspåvirket jord** (wetlands): gleysols; **sandjord**: arenosols; og **podsol jordsmonn** (spodic): podzol.

IPCC sine standard referanselager for den kalde tempererte klimasonen i 0-30 cm sjiktet er 95 t C ha<sup>-1</sup> (HAC), 71 t C ha<sup>-1</sup> (areanosol), 115 t C ha<sup>-1</sup> (podzols), and 87 t C ha<sup>-1</sup> (gleysols); se Tabell 2.3 (IPCC 2006).

#### Organisk jord på beite

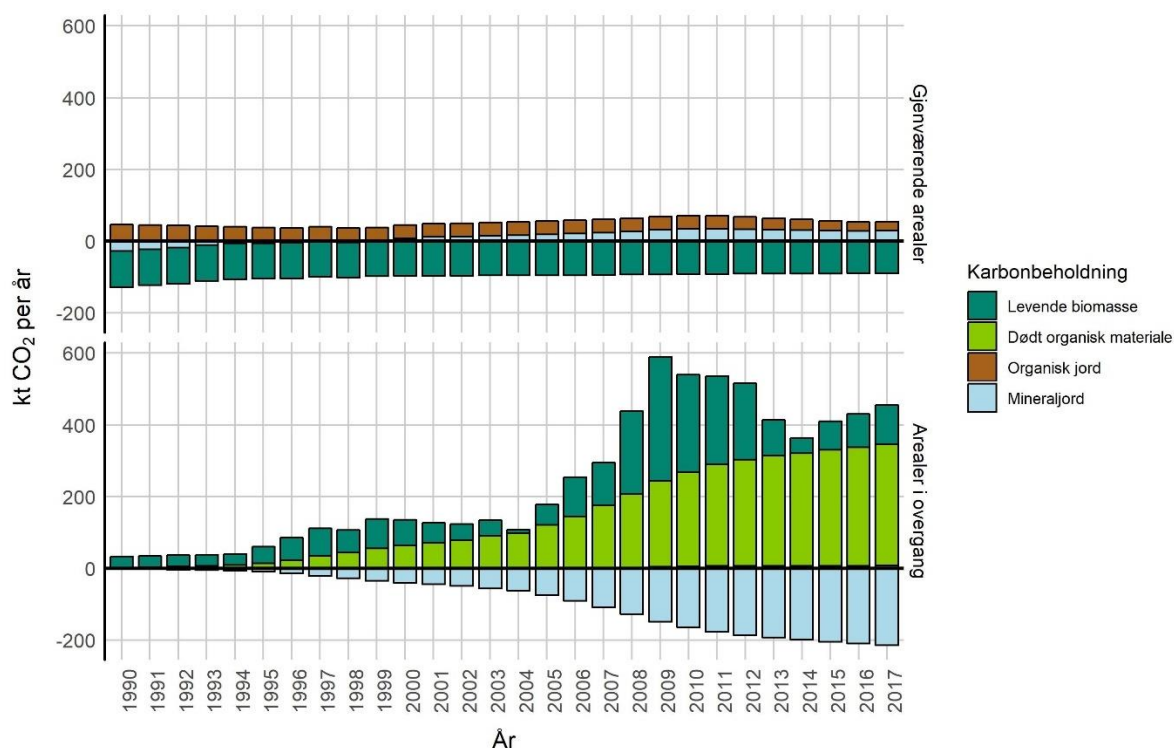
For beregning av utslippene fra drenert organisk jord bruker Norge en såkalt Tier 1-metode. Dette innebærer at vi benytter standard utslippsfaktorer hentet fra retningslinjene til IPCC (Tabell 12). Norge har valgt å følge tillegget til 2006-retningslinjene som kom i 2013; 2013 Wetland Supplement (IPCC 2014).

Utslippsfaktorene multipliseres med arealet fra Landsskogtakseringen. I Tier 1-metodikken skilles det ikke mellom areal som har vært drenert i flere år (gjenværende), og nylig drenerte arealer (i overgang), selv om de sistnevnte kan ha høyere utslipp (IPCC 2014 kap. 2.44).

Tabell 12. Standard utslippsfaktorer fra FNs klimapanel (IPCC) sine retningslinjer (IPCC 2014) for beite på drenert organisk jord. Oppgitt i tonn per ha for CO<sub>2</sub>, og kg per ha for N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub>. Standard faktor for andel av totalareal med grøfter er 0,05 for beite (IPCC 2014). Merk at utslipp av N<sub>2</sub>O rapporteres i jordbrukssektoren.

| Kilde                                                           | Utslippsfaktor | 95 % konfidensintervall |
|-----------------------------------------------------------------|----------------|-------------------------|
| CO <sub>2</sub> (tonn CO <sub>2</sub> -C ha/år)                 | 3,6            | 1,8 – 5,4               |
| N <sub>2</sub> O (kg N <sub>2</sub> O-N ha/år)                  | 1,6            | 0,56 – 2,7              |
| CH <sub>4</sub> areal mellom grøfter (kg CH <sub>4</sub> ha/år) | 39             | -2,9 - 81               |
| CH <sub>4</sub> for grøftene (kg CH <sub>4</sub> ha/år)         | 527            | 285 - 769               |

#### Utslippstall for beite for perioden 1990 – 2017



Figur 6. Endringer i karbonbeholdninger for beite i perioden 1990 – 2017. Øverste del av figuren viser utslipp for gjenværende arealer (var beite i 1990 eller minst 20 år), og nederste del viser utslipp for arealer som er omdisponert til beite (tall fra NIR2019). Merk at tallene er gitt som opptak (negative, fjerner CO<sub>2</sub> fra atmosfæren) og utslipp (positive, tilfører CO<sub>2</sub> til atmosfæren) med benevnning i kt CO<sub>2</sub> (1000 tonn karbondioksid). Siden nye beitearealer akkumuleres fra 1990, og frem til de første arealene vil gå over til gjenværende etter 20 år, så er økningen i utslipp i perioden 1990 – 2009 av teknisk karakter (utslippene øker fordi det akkumulerte arealet øker). En kan derfor ikke se eventuelle trender i utslippsstørrelse før etter 2010.

### 3.2.7 Metanutslipp fra dyrket mark og beite (4(II))

I arealbrukssektorens utslippskilde 4(II) rapporteres det metanutslipp fra drenert organisk jord. Det benyttes Tier 1-metode og IPCC standardfaktorer for å beregne disse utslippene. På dyrket mark er det lagt til grunn at det er 0 kg CH<sub>4</sub>/ha/år fra arealene mellom grøftene, men det er 1165 kg CH<sub>4</sub>/ha/år fra grøftene (se Tabell 11) og at det på beite er 39 kg CH<sub>4</sub>/ha/år fra arealene mellom grøftene og 527 kg CH<sub>4</sub>/ha/år fra grøftene. For beregning av utslippene fra drenert organisk jord bruker Norge en såkalt Tier 1-metode. Dette innebærer bruk av standard utslippsfaktorer hentet fra retningslinjene til IPCC (Tabell 12). Norge har valgt å følge tillegget til 2006-retningslinjene som kom i 2013; 2013 Wetland Supplement (IPCC 2014) for LULUCF-sektoren. Utslippsfaktorene multipliseres med arealet fra Landsskogtakseringen. I Tier 1-metodikken skilles det ikke mellom areal som har vært drenert i flere år (gjenværende), og nylig drenerte arealer (i overgang), selv om de sistnevnte kan ha høyere utslipp (IPCC 2014 kap. 2.44).

Det er også lagt til grunn av grøftene utgjør en andel på 0,05 av det totale arealet drenert organisk jord (også det standardfaktor fra IPCC). Totalt ble det rapportert at metanutslippene fra arealene og grøftene med organisk jord for både dyrket mark og beite på 93 300 tonn CO<sub>2</sub>-ekv i 2017 NIR (2019).

### 3.2.8 Direkte N<sub>2</sub>O utslipp fra mineralisering av mineraljord (4(III))

Det beregnes og rapporteres utslipp knyttet til direkte N<sub>2</sub>O fra mineralisering og immobilisering av jordens organiske materiale. For å beregne utslippet, beregnes først mengden av N som mineraliseres i mineraljorda som skyldes tap av organisk materiale (F<sub>SOM</sub>) utfra:

$$F_{SOM} = \Delta C \times 1/ CN \quad \text{Eq. 11.8; (IPCC 2006)}$$

Hvor  $\Delta C$  er det gjennomsnittlige årlige C tap fra mineralisering og CN er jordens C/N forhold. N<sub>2</sub>O utslippene estimeres derfra som F<sub>SOM</sub> multiplisert med IPCC standard utslippsfaktor for N<sub>2</sub>O (0,01 kg N<sub>2</sub>O-N år<sup>-1</sup>). Mineralisering beregnes for hver arealbrukskategori. Gjenværende beite, og arealer i overgang til dyrka mark (nydyrking) og beite (overflatedyrka eller innmarksbeite) rapporteres i arealbrukssektoren. Mineralisering i gjenværende dyrka mark rapporteres i jordbrukssektoren. Det skal dog bemerkes at når en arealbruksklasse har en positiv karbonendring (netto lagring av karbon), hvilket er tilfellet for gjenværende dyrka mark, blir N<sub>2</sub>O utslippene lik null og rapporteres som NO<sup>14</sup> (Tabell 3.D i CRF).

### 3.2.9 Nøkkelt kategorier i arealbrukssektoren

I NIR tabell 6.6 vises resultater fra Tier 2 nøkkelt kategorianalyse for arealbrukssektoren. Kildene kan bli nøkkelt kategori basert på størrelse på utslipp i enten 1990 eller siste rapporteringsår (2017), eller på grunn av trend (endring i størrelse mellom 1990 og 2017). En Tier 2 nøkkelt kategorianalyse tar hensyn til både størrelsen på utslippet og usikkerheten. CO<sub>2</sub> utslipp fra dyrka mark på organisk jord er nøkkelt kategori både for første og siste år i rapporteringen (1990 og 2017), og når en ser på trenden for hele perioden. Det samme gjelder CO<sub>2</sub>-utslipp fra levende biomasse for nydyrking av skog (skog til dyrka mark). Flertallet av de øvrige kildene som er nøkkelt kategorier er nøkkelt kategori for siste år (2017) og for trend gjennom perioden. For overganger fra skog til beite ser en at dette er nøkkelt kategori for både levende biomasse, dødt organisk materiale (DOM) og mineraljord, mens overgang fra skog til dyrka

<sup>14</sup> Not Occurring (en av flere mulige nullkoder, som settes inn der verdien av ulike årsaker ville vært null).

mark er nøkkelkategori for alle karbonlagre (dødt organisk materiale (DOM), levende biomasse, mineraljord og drenert organisk jord). Det er noe endringer i hvilke kilder som blir nøkkelkategorier mellom år. For eksempel dyrka mark på organisk jord, som var en nøkkelkategori også for metan i NIR2018, men ikke lenger i NIR (2019).

Tabell 13. Resultater fra Tier 2 nøkkelkategorianalyse for jordbruksrelaterte kilder i arealbrukssektoren (utdrag fra tabell 6.6 i NIR2019). Viser kilder som er nøkkelkategori enten for utslippsnivå i 1990 og 2017, og/eller for trend i perioden 1990 til 2017 (det vil si utviklingen/endringen som har vært i utslipp for denne kilden i perioden). Kun jordbruksrelaterte kilder er gjengitt. Nøkkelkategorier er angitt ved fet skrift, og jo høyere verdi desto viktigere er den som nøkkelkategori.

| Kode    | Utslippskilde                                                | Gass             | Nivåvurdering 1990 | Nivåvurdering 2017 | Trendvurdering 1990–2017 | Tier     |
|---------|--------------------------------------------------------------|------------------|--------------------|--------------------|--------------------------|----------|
| 4.B.1   | Gjenværende dyrka mark – Drenert organisk jord               | CO <sub>2</sub>  | <b>4,03</b>        | <b>2,61</b>        | <b>1,20</b>              | <b>1</b> |
| 4.C.2.1 | Skog til beite – DOM                                         | CO <sub>2</sub>  | 0,02               | <b>1,97</b>        | <b>3,07</b>              | <b>2</b> |
| 4.B.2.1 | Skog til dyrka mark – DOM                                    | CO <sub>2</sub>  | 0,04               | <b>1,30</b>        | <b>2,01</b>              | <b>2</b> |
| 4.C.2.1 | Skog til beite – Levende biomasse                            | CO <sub>2</sub>  | 0,46               | <b>1,11</b>        | <b>1,41</b>              | <b>3</b> |
| 4.B.2.1 | Skog til dyrka mark - Levende biomasse                       | CO <sub>2</sub>  | <b>0,57</b>        | <b>0,77</b>        | <b>0,80</b>              | <b>3</b> |
| 4.C.2.1 | Skog til beite - Mineraljord                                 | CO <sub>2</sub>  | 0,01               | <b>0,66</b>        | <b>1,03</b>              | <b>2</b> |
| 4.B.2.3 | Myr til dyrka mark - Drenert organisk jord                   | CO <sub>2</sub>  | .                  | <b>0,50</b>        | .                        | <b>1</b> |
| 4.C.1   | Gjenværende beite – Levende biomasse                         | CO <sub>2</sub>  | <b>0,78</b>        | <b>0,47</b>        | 0,17                     | <b>2</b> |
| 4.B.2.1 | Skog til dyrka mark - Drenert organisk jord                  | CO <sub>2</sub>  | 0,05               | <b>0,38</b>        | <b>0,56</b>              | <b>1</b> |
| 4(III)  | Direkte N <sub>2</sub> O fra N-mineralisering/immobilisering | N <sub>2</sub> O | 0,02               | <b>0,38</b>        | <b>0,58</b>              | <b>1</b> |
| 4.B.2.1 | Skog til dyrka mark - Mineraljord                            | CO <sub>2</sub>  | 0,01               | 0,25               | <b>0,39</b>              | <b>2</b> |

### 3.3 Energibruk i jordbruket

Utslipp fra energibruk i jordbruket er knyttet til oppvarming, samt traktorer og andre maskiner og redskaper. I SSBs utslippsstatistikk inngår oppvarming av husdyrrom som utslipp fra kilde 4 «oppvarming i andre næringer og husholdninger», mens traktorer og maskiner inngår som utslipp fra kilde 6 «luftfart, sjøfart, fiske og motorredskaper». I tillegg til utslipp fra selve jordbruksdrifta, har vi også utslipp fra transport som er relatert til jordbruk, men i SSBs statistikk og i rapporteringen til klimakonvensjonen føres dette samlet under kilde 5, «veitrafikk».

Utslipp fra energibruk i jordbruket er ikke oppgitt direkte hverken i SSBs statistikk eller i rapportering til FNs klimakonvensjon. Utslippene inngår som del av tall for mer aggregerte nivåer. Utslippstallene i dette

avsnittet er hentet fra uttrekk beregnet fra energiforbruk. I vedlegg I er det oversikt over årlige utslipp av klimagasser i tidsrommet 1990-2017.

Tabell 14. Utslipp fra energibruk i jordbruket, 1990, 2016 og 2017, 1000 t CO<sub>2</sub>-ekv.

| IPCC kategori                          | 1990 | 2016 | 2017 | Trend 1990-2017 (%) | Trend 2016-2017 (%) |
|----------------------------------------|------|------|------|---------------------|---------------------|
| <b>1.A.4 Andre sektorer</b>            |      |      |      |                     |                     |
| <b>c. Jordbruk/skogbruk/fiskeri</b>    |      |      |      |                     |                     |
| <b>i. Stasjonær</b>                    | 171  | 109  | 105  | -38,6 %             | -3,7 %              |
| <b>ii. Traktorer og andre maskiner</b> | 351  | 295  | 293  | -16,5 %             | -0,7 %              |
| <b>Sum</b>                             | 522  | 404  | 398  | -23,8%              | -1,5 %              |

Utslipp fra energibruk er generelt beregnet som

$$\text{Utslipp} = \text{Forbruk} * \text{Utslippsfaktor (NIR likning 3.1)}$$

- Forbruk er hentet fra SSBs energiregnskap/energibalanse.
- Utslippsfaktor er hentet fra nasjonale data, undersøkelser i andre land og fra IPCC.

For utslipp fra fossile brenslere i jordbruket ligger nesten all usikkerhet på energibruken og nesten ikke noe på utslippsfaktorene. CO<sub>2</sub> utgjør nær 99 prosent av klimagassutslippene, og utslippsfaktoren er uavhengig av bruksmåte, kun av type brensel. Utslippene av CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O utgjør rundt 1 prosent, så selv om disse i seg selv er usikre, bidrar dette lite til den totale usikkerheten.

Usikkerheten i forbruk gjelder fordelingen på næring og aktivitet av det totalt forbruk av de ulike brenslene. Totalt forbruk er godt kjent fra oppgaver fra oljeselskaper etc, mens fordelingen på næringer altså er mer usikker. Det gjelder både hvilken avgrensning som er riktig (dvs hvilke forbruk som skal tilordnes ulike næringer) og datagrunnlaget for den valgte avgrensningen.

Produksjonssystemet for energibalansen har gjennomgått en omfattende revisjon, og hele tidsserien av energibalansen som ble publisert i november 2018 er basert på nytt produksjonsopplegg. Produksjonsløsningen sikrer bedre sammenheng mellom energi- og utslippsregnskapet, samt enklere og mer fleksibel levering av data til mange ulike brukergrupper. Sammenlignet med tidligere, er det nå en mer helhetlig behandling av produkt- og næringsfordeling i energibalansen. Spesielt gjelder dette metoder for å næringsfordele kjøp fra videreforhandlere i petroleumssalgstatistikken og estimering av energibruk i luftfartsnæringen, jordbruksnæringen og husholdningene. Selv om det er flere endringer i datakilder, så er hovedkildene i stor grad uendret. Den nye energibalansen er nå tatt i bruk som grunnlag for utslippsstatistikken<sup>15</sup>.

Metodenivå for utslipp fra energibruk er generelt beskrevet i NIR som Tier 1/Tier 2/Tier 3. Metodenivå for de enkelte delkildene er ikke beskrevet.

<sup>15</sup> <https://www.ssb.no/energi-og-industri/artikler-og-publikasjoner/energiregnskap-og-balanse-2018>

I nøkkelkategorianalysene er utslipp fra energibruk i jordbruk ikke skilt ut. Det inngår imidlertid i større enheter som er nøkkelkategorier, slik som samlet mobil forbrenning i primærnæringer (fiskeri og landbruk). Det er sannsynlig at en mer detaljert analyse ville regne utslipp fra traktorer/redskap i jordbruk som nøkkelkategori, mens utslipp fra oppvarming ville falle utenfor.

### 3.3.1 Traktorer og andre maskiner/redskaper

Det finnes flere underkategorier i transportsektoren. Det som er relevant for jordbruket er underkategorien "Traktorer, anleggsmaskiner og andre motorredskaper: diesel", hvor størsteparten av utslippene skyldes anleggsmaskiner. Utslippene fra denne underkategorien beregnes ut fra omsatt avgiftsfri diesel. Det er mulig å sjablongmessig fordele utslippene fra denne underkategorien og i framskrivingene fra aggregerte nivåer til utslipp fra traktorer ved å se på hvilke utslipp som ligger i primærnæringen.

Tabell 15. Utslipp fra traktorer og andre maskiner/redskaper i jordbruket. 2017

|                                     | CO <sub>2</sub> | CH <sub>4</sub> | N <sub>2</sub> O | Sum |
|-------------------------------------|-----------------|-----------------|------------------|-----|
| <b>1000 tonn</b>                    | 287,2           | 0.0             | 0.0              |     |
| <b>1000 tonn CO<sub>2</sub>-ekv</b> | 287,2           | 0,4             | 5,3              | 293 |

Kilde: SSB

I energiregnskapet henter SSB forbrukstall over anleggsdiesel fra Budsjettneemnda for jordbruket som framregner drivstoffmengden fra Landbruksundersøkelsen 2014.

Tabell 16. Utslippsfaktorer for CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O fra maskiner/redskaper i jordbruket.

|                      | kg/t            |                  | kg/TJ           |                  |
|----------------------|-----------------|------------------|-----------------|------------------|
|                      | CH <sub>4</sub> | N <sub>2</sub> O | CH <sub>4</sub> | N <sub>2</sub> O |
| <b>Anleggsdiesel</b> | 0,17            | 0,132            | 3,94            | 3,05             |

Kilde: NIR tabell 3.20-3.21/SSB

### 3.3.2 Oppvarming i bygg i primærnæringen

Samlet klimagassutslipp fra oppvarming av bygg i primærnæringer (inkludert akvakultur) i 2017 var 113 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, se Tabell 17. Andelen av dette utslippet som er forbundet med driftsbygninger i jordbruket er omlag 105 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Energiforbruk til oppvarming gjelder først og fremst veksthus og korntørker.

Tabell 17. Utslipp fra oppvarming i jordbruket. 2017

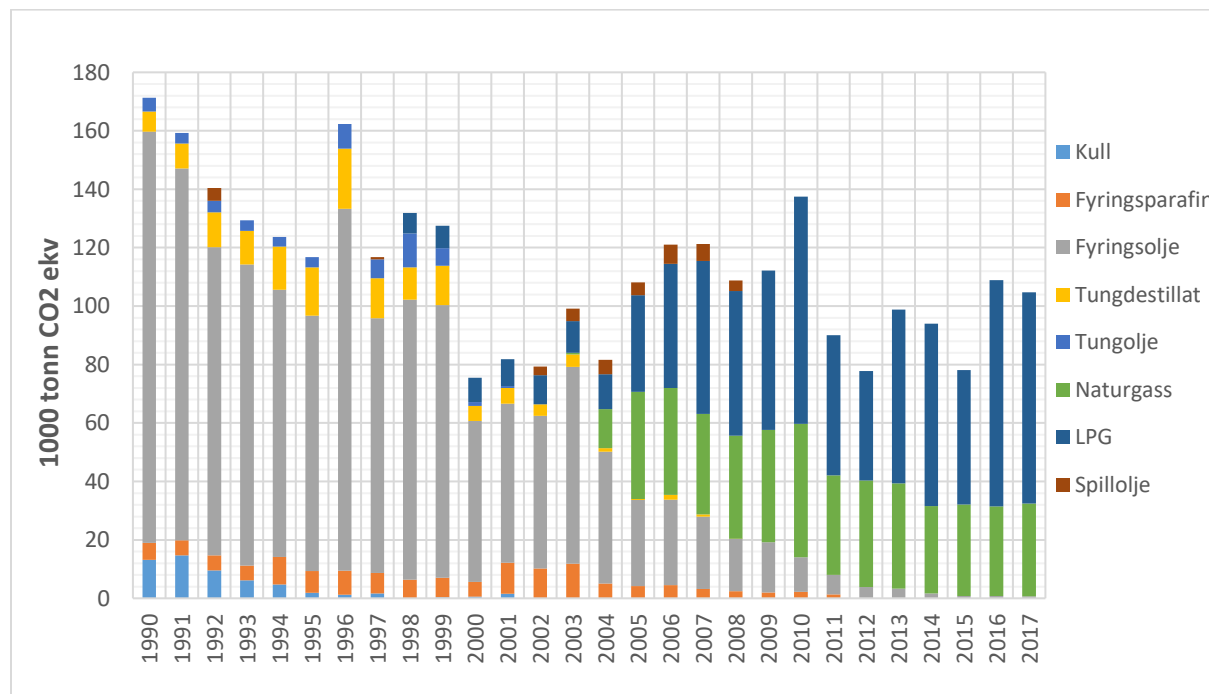
|                   |                                | CO <sub>2</sub> | CH <sub>4</sub> | N <sub>2</sub> O | Sum |
|-------------------|--------------------------------|-----------------|-----------------|------------------|-----|
| <b>Oppvarming</b> | 1000 tonn                      | 104,3           | 0.0             | 0.0              |     |
|                   | 1000 tonn CO <sub>2</sub> -ekv | 104,3           | 0,2             | 0,2              | 105 |

Kilde: SSB

I energibalansen henter SSB forbrukstall fra ulike kilder.

- Forbruk av fyringsolje samt tungdestillat beregnes ved hjelp av salgstall til landbruk fra petroleumsstatistikken
- Forbruk av fyringsparafin hentes fra petroleumsstatistikken, salg til landbruk.
- For årene før 2005 er forbruk av LPG hentet fra Landbrukstellingen i 1999 (SSB 2005). For årene fra 2005 og fremover, er totalt forbruk av LPG hentet fra den årlige salgsstatistikken for petroleumsprodukter og fordelt til jordbruk ved hjelp av andelen direkte salg i årene 2009-2012.
- Forbruk av naturgass i jordbruket samles inn via en årlig skjemabasert undersøkelse til virksomheter som selger naturgass til bruk i Norge. Disse forhandlerne fordeler salget på næringer og husholdninger.

Utviklingen i forbruk av ulike energivarer er vist i Figur 7 (som viser utslipp i CO<sub>2</sub>-ekv, siden disse tallene var enklest tilgjengelig). Forbruk av biobrensler og elektrisitet framgår ikke av figuren.



Figur 7. Utslipp av CO<sub>2</sub>, metan og lystgass oppgitt i CO<sub>2</sub> ekvivalenter fra oppvarming med ulike energivarer i jordbruket. 1990-2017. (Kilde: SSB<sup>16</sup>)

<sup>16</sup> SSB har ikke levert data på dette detaljnivået. Dette er et uttrekk fra oppvarming i primærnærings fordelt på energivarer hvor kilden er energibruk basert på ER/EB..

Utslippsfaktorene for CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O fra oppvarming er hentet fra IPCC sine retningslinjer (IPCC 2006). Utslippene fra oppvarming i bygg i primærnæringen har blitt kraftig redusert de siste årene som følge av at flere veksthus har gått over fra olje til gass, først og fremst naturgass, men også noe biogass.

### 3.4 Andre jordbruksrelaterte utslipp som fanges opp i det nasjonale utslippsregnskapet

Utslipp knyttet til jordbruksproduksjon i Norge finnes i utslippsregnskapet, også når det ikke kan knyttes direkte til de tre sektorene som er beskrevet i det foregående. Utslipet knyttet til varige og ikke varige driftsmidler er inkludert i totaltallet for norske klimautslipp dersom den aktuelle varen er nasjonalt produsert, men er allokert til andre sektorer i regnskapet som for eksempel industrisektoren. Disse utslippene kan oftest ikke direkte kvantifiseres og relateres til jordbruket på grunn av manglende tallgrunnlag. Eksempler på slik norsk produksjon hvor utslipp er inkludert i industrisektoren er produksjon av plastemballasje til rundballer, fjøsinnredning, redskap og innenlandsk produksjon av kunstgjødsel.

### 3.5 Momenter som ikke fanges opp i klimagassregnskapet

Utslippsregnskapet er territorielt, det vil si at klimagassutslippene skal regnes fra produksjon der utslippene oppstår. Dette kan begrunnes med at politikktutformingen skjer med utgangspunkt i eget lands territorium, og for å unngå dobbelttelling. Økt handel og varebytte gjør det imidlertid aktuelt å drøfte klimafotavtrykket også knyttet til sluttforbrukerleddet (Peters, et al., 2016)

Ved hjelp av data for internasjonal handel har (Hartwich og Peters 2009) beregnet det samlede forbruksbaserte klimafotavtrykket pr kapita for en rekke land. Klimagassutslippene forbundet med forbruket i husholdninger, offentlig forbruk og investeringer er analysert for 73 land og for ulike regioner. Forbruket er delt på ulike kategorier; bygning/konstruksjon, husrom, mat, klær, fremstilte produkter, transport, tjenester, handel.

For Norge har Hartwich og Peters (2009) beregnet at forbruket av varer og tjenester utgjør 14,9 tonn CO<sub>2</sub>-ekv. pr. person pr. år. Innenlands andel utgjør 44 prosent av de *totale* forbruksbaserte utslippene mens resten kommer fra import. For Norge er det beregnet at matforbruk (innenlandsprodusert og importert) utgjør 15 prosent av de totale forbruksbaserte utslippene. Matforbrukets andel av totale forbruksbaserte utslipp varierer mye mellom land. Matforbruk utgjør en større relativ andel for land med små totale utslipp pr. person og lav handel. I land med høye forbruksbaserte utslipp og høy handel utgjør matforbruk en mindre andel.

Det er ikke gjort andre lignende studier som omfatter mange land og forfatterne peker på en rekke usikkerhetsfaktorer, bla. utslipp fra ulike industrisektorer og beregningene av handel. Når det gjelder utslippsdata, skal en også være oppmerksom på at utslipp fra arealbruk og arealbruksendringer ikke er tatt med i utslippstallene.

### 3.5.1 Import av driftsmidler til jordbruket

Jordbruket forbruker driftsmidler av varig og ikke varig karakter som importeres. Utslippene som er forbundet med produksjon av disse varene, rapporteres i det landet der de fremstilles og ikke der de forbrukes.

I henhold til Landbruksdirektoratets statistikk ble det i 2018 importert 887 000<sup>17</sup> tonn korn og andre fôrråvarer til produksjon av kraftfor for norske husdyr. I 2017 var importen 794 000 tonn mens den i 2016 tilsvarte 816 000 tonn. I tillegg blir det importert noe høy og halm. Andre driftsmidler i jordbruket som importeres inkluderer handelsgjødsel, emballasje, plastfolie, traktorer, maskiner, redskaper og utstyr. Utslipp forbundet med internasjonal transport i luft eller på vann blir ikke bokført noen steder.

### 3.5.2 Albedo og andre biogeofysiske effekter

I tillegg til utslipp av klimagasser (biogeokjemiske effekter) så påvirkes klimasystemet av biogeofysiske effekter; altså energi- og vannutvekslingen mellom jordas overflate og atmosfæren. Disse er ikke inkludert i klimagassregnskapet under FNs klimakonvensjon, men vil påvirke den samlede klimaeffekten av ulike tiltak.

Langbølget varmestråling fanges av drivhusgasser og fører til global oppvarming til forskjell fra reflektert sollys som ikke fanges av drivhusgassene. Albedo er et uttrykk for flaters evne til å reflektere lys. Albedoeffekten betegner hvordan klimaet på jorda blir påvirket ved at sollys blir mindre reflektert i mørke overflater (som granskog, som absorberer mer solenergi og utstråler mer langbølget varmestråling) enn i lyse overflater (som snødekte åpne flater, som reflekterer mer sollys). Jordbruket påvirker arealenes albedo gjennom for eksempel å holde dem åpne ved beiting (hindrer gjengroing med skog, gir høyere albedo/mer refleksjon), men også gjennom for eksempel høstpløying som gir en mørkere overflate (og dermed mer absorpsjon og langbølget varmestråling) enn om arealet hadde hatt kontinuerlig vegetasjonsdekke. Albedo er følgelig relevant både knyttet til arealbruksendringer og forvaltning av gjenværende arealer knyttet til jordbruk.

Albedo er i dag ikke en del av IPCC sin metodikk for utarbeiding av klimagassregnskapene, men kan i prinsippet tas inn i arbeidet med framtidige forbedringer av metodikken. Det eksisterer imidlertid kunnskap og metodikk for å beregne effekter på albedo av arealbruksendringer og arealforvaltning, og regne om dette til CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Og det er mulig å beregne dette både for Landsskogflater i Norge (se f.eks. Søgaard, et al., 2019), og arealbasert knyttet til kartproduktet AR5 (Bright og Astrup, Combining MODIS and National Land Resource Products to Model Land Cover-Dependent Surface Albedo for Norway 2019)

Gjennom å beregne albedo for Landsskogflater kan en i prinsippet knytte albedoeffekten av en endring direkte til klimagassregnskapet. I en nylig publisert rapport om påskoging (Søgaard, et al. 2019) er en slik

---

<sup>17</sup> <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/produksjon-og-marked/korn-og-kraftfor/marked-og-pris/statistikk/attachment/73754?ts=1694dda6ff8&download=true>  
<https://www.landbruksdirektoratet.no/no/produksjon-og-marked/korn-og-kraftfor/marked-og-pris/statistikk/attachment/73754?ts=1694dda6ff8&download=true>

metodikk (basert på Bright, et al., 2013 og Bright, et al., 2015) brukt til å estimere betydning av planting av gran på gjengroingsarealer (inkludert fortsatt åpne arealer, som villeng, men også senere gjengroingsstadier). Gjengroingsarealer egnet for planting med gran ble identifisert i Landsskogtakseringen, og brukt i studien. Generelt viste studien at effekten på albedo av å plante gran var størst på steder med lav bonitet, avtagende med økende bonitet. Noe som er naturlig ettersom arealene med lav produktivitet typisk ligger i regioner med kjøligere temperaturer og lengre snøsesonger (Søgaard, et al. 2019). Generelt var albedoeffekten av å plante gran sammenliknet med å la arealene gro igjen lav, og ved hogsttidspunkt utgjorde den akkumulerte albedoeffekten kun 10 – 20 % av karbonopptaket i perioden siden planting.

Albedo har en direkte effekt på temperaturen, globalt og lokalt. Andre biogeofysiske effekter, som evapotranspirasjon, påvirker temperaturen direkte lokalt. Mens de kun har en indirekte påvirkning på energibalansen globalt (gjennom at de påvirker distribusjonen av energi innen klimasystemet).

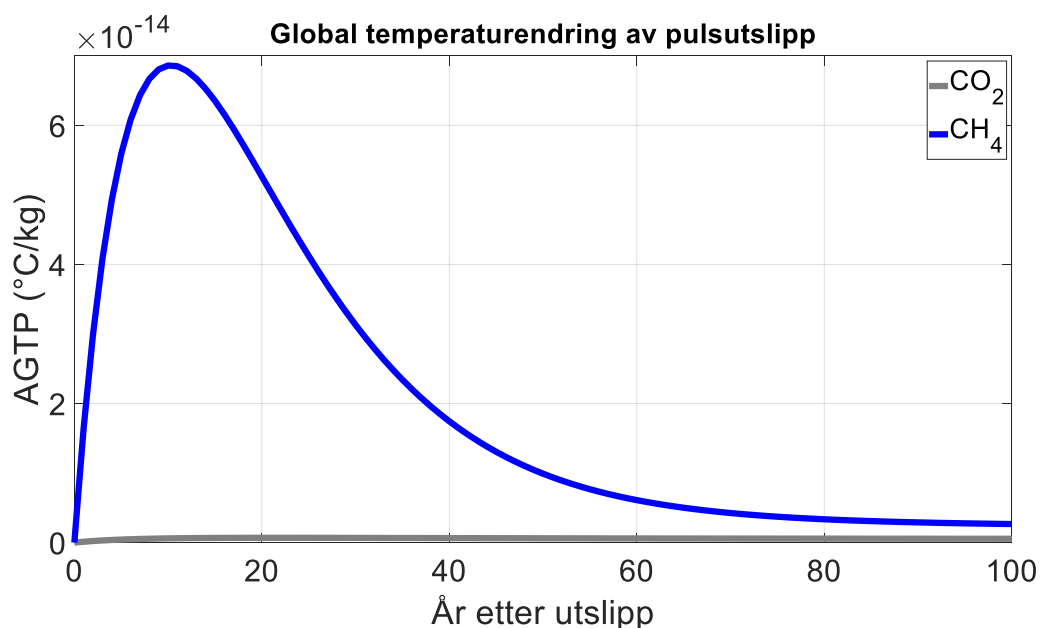
Overflatens farge har stor betydning for arealet, og ulik forvaltning av jordbruksarealene vil følgelig ha betydning på albedo. Det er gjort studier av effekten av for eksempel fangvekster (Carrer, et al. 2018), vanning (Lobell, et al., 2006) redusert pløying (Horton, et al., 1996, Lobell, et al., 2006, Davin, et al., 2014) og tilførsel av biokull (Meyer, et al. 2012) på albedo. Samtlige studier er enten globale, eller for andre regioner, så resultatene er ikke nødvendigvis direkte overførbare til norske forhold. Dels vil det i Norge være andre klimaforhold som påvirker albedo (f.eks. lenger snøsesong, mengde nedbør), og dels vil det være andre dyrkingspraksiser og jordsmonn slik at sammenlikninger gjort i de ulike studiene ikke nødvendigvis vil være relevante for norske forhold.

Lokale forhold gjør at det ikke er enkelt å direkte sammenlikne albedo for ulike driftsformer. For eksempel er forskjellen mellom dyrket jord uten vegetasjon (høstpløyd) og beite når månedslufttemperaturen er 0 °C og det er snødekt liten (om lag 1 %). Forskjellen mellom de to er større ved samme temperatur, men uten snødekke (om lag 13 %), men betydningen av snødekke eller ikke snødekke er betydelig større (Bright og Astrup, Combining MODIS and National Land Resource Products to Model Land Cover-Dependent Surface Albedo for Norway 2019).

### 3.6 Klimaeffekten av utslipp av metan

Metan er en kraftig klimagass som utgjør en betydelig andel av jordbrukets klimautslipp. Det er derfor viktig med en god forståelse av temperatureffekten av utslipp metan. Metan er en såkalt kortlevd klimadriver som har en betydelig sterkere oppvarmende effekt enn CO<sub>2</sub> per kg på kort sikt, men der innholdet i atmosfæren fra et utslipp halveres på omtrent et tiår, slik at den oppvarmende effekten er sterkt avtakende over tid. Det har kommet viktig ny kunnskap om både den oppvarmende effekten som sådan, og om hvordan man kan håndtere det faktum at metan har mye kortere levetid i atmosfæren enn CO<sub>2</sub> når gassene skal sammenlignes. Utvalget finner det derfor nyttig med en kortfattet gjennomgang av ny kunnskap om klimaeffekten av metan som bakgrunnsinformasjon.

Figur 8 sammenligner temperatureffekten (vist i 10<sup>-14</sup> °C) av et utslipp på 1kg metan og 1kg CO<sub>2</sub>. Figuren viser to viktige egenskaper ved metan: At klimaeffekten av utslipp er betydelig høyere enn for CO<sub>2</sub> når man sammenligner kg for kg, og at effekten er sterkt avtakende over tid.



Figur 8. Temperatureffekten av utslipp av 1kg metan og 1kg CO<sub>2</sub>. Laget av Borgar Aamaas basert på verdier fra IPCCs femte hovedrapport (Myhre, et al. 2013) og (Etminan, et al. 2017).

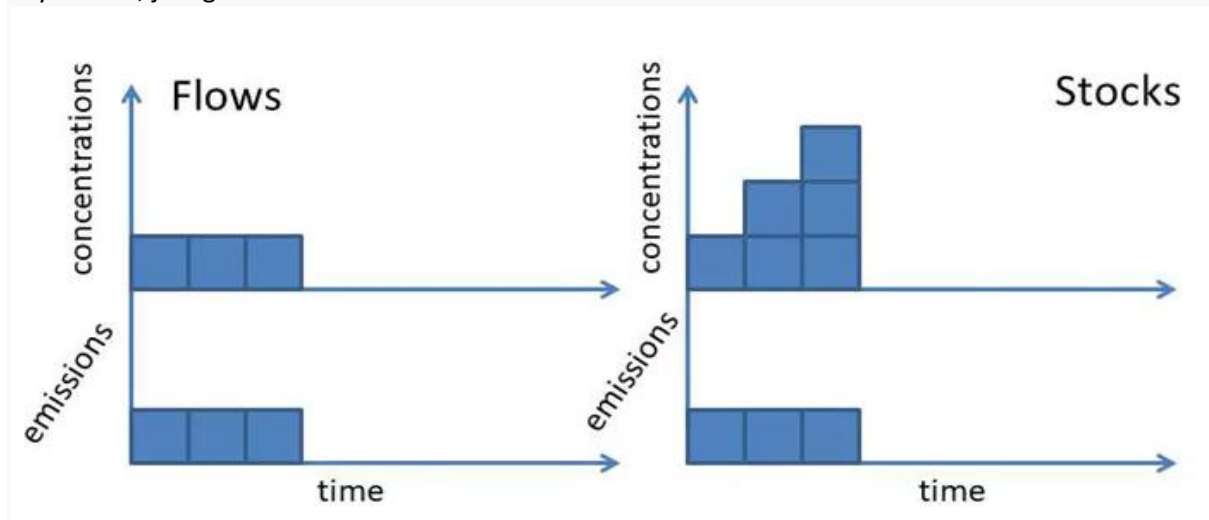
I utslippsrapporteringen, som skal gjøres i tråd med IPCCs retningslinjer fra 2006, skal man benytte en GWP100-verdi på 25 for metan, et tall som er basert på den fjerde hovedrapporten fra IPCC. I 2018 bestemte landene under klimakonvensjonen at verdier fra femte hovedrapport skal tas i bruk i for alle klimagasser for rapportering fra senest 2024. Land kan som tilleggsinformasjon bruke andre tilnærminger som er beskrevet i FNs klimapanel sine hovedrapporter for å sammenligne klimaeffekten av ulike utslipp. FNs klimapanel sin femte hovedrapport har en GWP100-verdi på 28 for metan. Nyere studier viser imidlertid en høyere beregnet GWP100-verdi. Etminan, et al. (2017) beregnet strålingspådrivet fra metan (samt CO<sub>2</sub> og lystgass) basert på ny kunnskap og fant et betydelig høyere strålingspådriv fra metan enn tidligere studier. Konklusjonen deres er at GWP100 for metan bør økes med om lag 14% fra 28 (verdien i femte hovedrapport fra IPCC) til 32.

Allen, et al. (2016) drøfter konsekvensene av klimagassenes ulike levetid og hvordan det er mulig å sammenligne utslipp av ulike gasser. De utviklet en alternativ formel for dette, basert på GWP100. Deres hovedpoeng er at utslipp av CO<sub>2</sub> og kortlevde klimadrivere ikke kan sies å være «ekvivalent» på grunn av den svært ulike effekten over tid, og foreslår en annen måte å bruke GWP på, som de mener vil gi bedre samsvar mellom utslipp og klimaeffekt. Bakgrunnen er som følger: Konstante utslipp av CO<sub>2</sub> vil bidra til økt oppvarming over tid da CO<sub>2</sub> akkumuleres i atmosfæren. Et konstant utslipp av metan vil opprettholde en (tilnærmet) konstant konsentrasjon av metan i atmosfæren og da også opprettholde den oppvarmingen denne konsentrasjonen innebærer. Et konstant utslipp av metan vil derfor ikke gi økt oppvarmingspådriv – men opprettholde pådrivet på eksisterende nivå – da effekten ikke akkumuleres. Reduserte utslipp av metan vil føre til at konsentrasjonen av metan og dermed oppvarmingspådrivet fra denne gassen reduseres, noe som bidrar til hurtig nedkjøling. Økte utslipp av metan vil bidra til økt konsentrasjon og økt oppvarming (utover dagens nivå). Allen, et al. (2016) argumenterer for at en bedre måte å bruke GWP100 på (kalt GWP\*) derfor er å sammenligne et engangs kutt i CO<sub>2</sub>-utslipp med et

permanent kutt i utslipp av kortlevde klimadrivere. Sagt på en annen måte synliggjøres klimaeffekten bedre om man fokuserer på kumulative utslipp av CO<sub>2</sub>, mens man fokuserer på endringer i utslipp av kortlevde klimadrivere (som metan).

*Merknad fra utvalgets representanter Steinar Helgen, Johanne Sæther Houge og Per Harald Agerup.*

Representantene mener det er viktig at utslippsregnskapet viser utslippene *målt i tonn av de ulike gassene*, av hensyn til transparens. Når regnskapet angir utslippene i såkalte CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, er det ikke lenger et utslippsregnskap, men et regnskap som anslår utslippenes beregnede bidrag til endringer i strålingsbalansen/oppvarming i et hundreårsperspektiv, relativt til CO<sub>2</sub>. Omregningen skjer etter retningslinjene med vekt faktoren GWP 100. Denne vekt faktoren har vært diskutert i internasjonale forskningsmiljøer i en årrekke, og sentrale klimaforskere har foreslått alternative beregningsmåter, bl.a. Global Temperature-change Potential (GTP) (Shine m.fl. 2005)<sup>18</sup> og GWP\* (Allen m.fl. 2018)<sup>19</sup>. GWP100 vektlegger ensidig endring i strålingsbalansen av som følge av et enkelt utslipp og tar ikke tilstrekkelig hensyn til forskjellen mellom de kortlivede og de akkumulerende klimagassene. Det er ikke utslipp i seg selv som gir klimaskade, men utslippenes effekt på konsentrasjonen av gassen i atmosfæren. Metan har en gjennomsnittlig levetid på 12,4 år. Det innebærer at konstante utslipp over tid, gir konstant konsentrasjon i atmosfæren, fordi det forsvinner like mye metan som det hvert år tilføres og strålingspådrivet øker ikke. Ethvert nytt utslipp av CO<sub>2</sub> øker konsentrasjonen fordi CO<sub>2</sub> ikke brytes ned, jf. Figur 9.

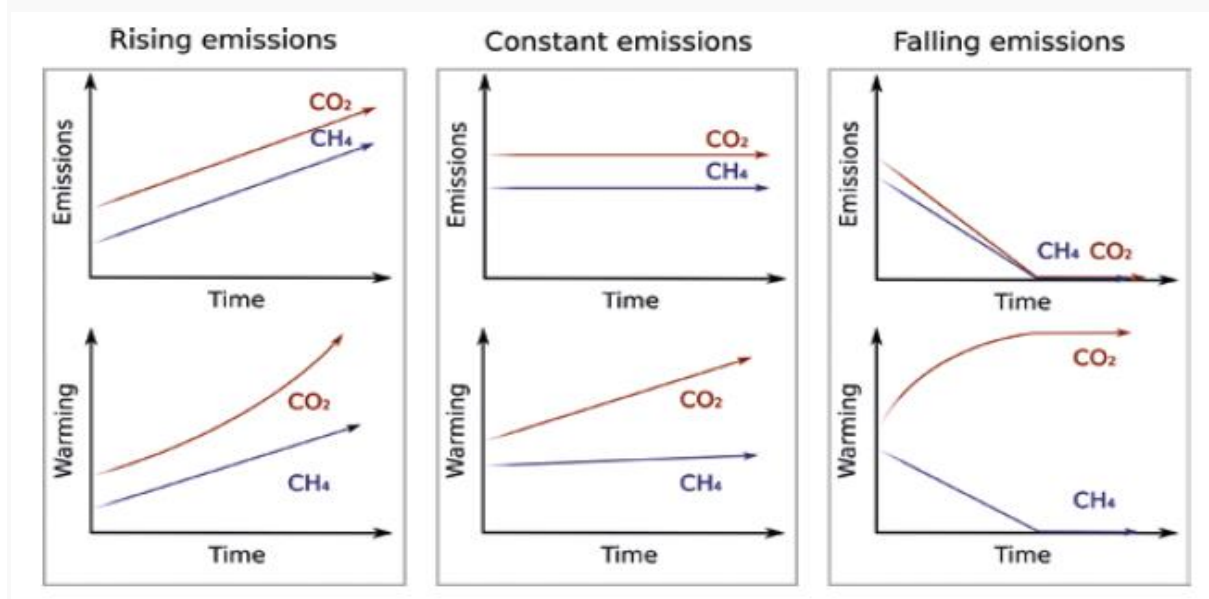


Figur 9. Stabile utslipp av kortlivede klimagasser gir konstant konsentrasjon i atmosfæren (venstre side), mens konsentrasjonen øker for akkumulerende gasser så lenge utslippene fortsetter (høyre side). Kilde: <http://theconversation.com/why-methane-should-be-treated-differently-compared-to-long-lived-greenhouse-gases-97845>

<sup>18</sup> Shine, K. P. m.fl. (2005): Alternatives to the Global Warming Potential for Comparing Climate Impacts of Emissions of Greenhouse Gases. *Climatic Change*, 68, 281-302.

<sup>19</sup> Allen, M.R. m.fl. (2018): A solution to the misrepresentations of CO<sub>2</sub>-equivalent emissions of short-lived climate pollutants under ambitious mitigation. *Climate and Atmospheric Science*, 1, 16.

De kortlivede klimagassene oppfører seg svært lite ekvivalent med CO<sub>2</sub>. Tradisjonell bruk av GWP100 håndterer utslipp av metan som om de var kumulative. Kortlivede gasser må vurderes ut fra *trenden* i utslipp. Det finnes m.a.o. ikke *ett enkelt tall* for en vektfaktor som får et års utslipp av metan til å oppføre seg ekvivalent med CO<sub>2</sub>. Tradisjonell GWP100 undervurderer oppvarmingseffekten av metan når utslippene øker mye. Når metanutslippene reduseres, gir beregningen av klimaeffekt med tradisjonell bruk av GWP100, rett og slett feil fortegn. Reduksjon i metanutslipp bidrar til nedkjøling, mens reduksjon av CO<sub>2</sub>-utslipp vil bidra til fortsatt økt oppvarming, inntil utslippene er null, jf. Figur 10.



Figur 10. Tradisjonell GWP likestiller positive, men fallende, utslipp av metan med positive CO<sub>2</sub>-utslipp, til tross for svært forskjellig temperaturrespons.

Kilde: <https://www.oxfordmartin.ox.ac.uk/publications/view/2714>

Det offisielle regnskapet for jordbruk viser at metanutslippene er redusert med 2% fra 1990 til 2017. Iflg. utslippsregnskapet skal denne utslippsbanen ha samme effekt på strålingsbalansen som å slippe ut 72 millioner tonn CO<sub>2</sub> i samme periode. Beregninger basert på *trend* i metanutslipp viser at utslippene i perioden ikke har bidratt til ytterligere økning i strålingspådrivet.

## 4 Mulige forbedringer av metodikk i utslippsregnskapet for jordbruk- og arealbrukssektoren

### 4.1 Metode for vurdering av forbedringsprosjekter i utslippsregnskapet

For å kunne velge ut og prioritere forbedringsprosjekter i utslippsregnskapet har utvalget basert seg på fem faktorer:

- Størrelsen av utslippskilden (primært målt som andel av totale utslipp)
- Statistisk usikkerhet i utslippsberegningene
- Hvorvidt effekten av aktuelle tiltak og virkemidler blir fanget opp i utslippsregnskapet.
- Avvik fra sammenliknbare land
- Tilgangen på ny kunnskap og nytt eller forbedret tallgrunnlag

Basert på en gjennomgang av disse fem faktorene for hver post i utslippsregnskapet har utvalget 1) initiert prosjekter for å gi grunnlag for forbedringer i metodikk eller tallgrunnlag, 2) utarbeidet forslag til nye forbedringsprosjekter, 3) utarbeidet forslag til tema for framtidig gjennomgang basert på manglende kunnskap eller data per i dag, eller 4) anbefalt ingen endring i dagens metodikk eller tallgrunnlag.

### 4.2 Størrelse på utslipp og statistisk usikkerhet i beregningene

Som del av norsk utslippsrapportering til klimakonvensjonen følger også en beregning av den statistiske usikkerheten til utslippstallene. For eksempel har utslippstallene for lystgassutslipp i jordbrukssektoren ofte stor usikkerhet da utslippsfaktorene er beheftet med stor usikkerhet (har vide konfidensintervall), mens utslippstall for metan er mer pålitelige og har mindre variasjon. Usikkerheten varierer også mellom husdyrslagene (se Tabell 3 i avsnitt 3.1), og generelt er usikkerheten også høyere for utslippsfaktorene enn for aktivitetsdataene. For arealbrukssektoren er det usikkerhet knyttet til arealtallene (se kapittel 3.2.3.1 Usikkerhet i arealtallene), og til beregningsmetodikken (se f.eks. Tabell 10 og Tabell 11 som gjengir konfidensintervall for utslippsfaktorene for drenert organisk jord).

### 4.3 Tiltak og effekt i utslippsregnskapet

Tiltak for å redusere landbruksrelaterte klimagassutslipp er vurdert i ulike utredninger og tiltaksanalyser. Hvorvidt effekten av aktuelle tiltak fanges opp av utslippsregnskapet er et viktig punkt i utvalgets mandat. Utvalget har vurdert i hvilken grad dette er tilfelle for tiltakene som er omtalt i Meld. St. 11 (2016-2017), i rapporten til jordbruksforhandlingene 2018<sup>20</sup> om gjennomgang av støtteordningene for klimatiltak i jordbruket og rapporten om kunnskapsgrunnlaget for forslag til revidert gjødselvarselsforskrift<sup>21</sup>. For hvert tiltak er det vurdert hvorvidt effekten av tiltaket fanges opp i dagens

<sup>20</sup> [https://www.regjeringen.no/contentassets/c3d8783f382e4df7bbe6bf7054be071a/klimatiltak-i-jordbruket\\_ferdig-rapport\\_220218.pdf](https://www.regjeringen.no/contentassets/c3d8783f382e4df7bbe6bf7054be071a/klimatiltak-i-jordbruket_ferdig-rapport_220218.pdf)

<sup>21</sup> <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/miljo-oq-okologisk/jordbruk-oq-miljo/qjodsling/regelverk/forslag-til-nye-forskrifter-levert-qjodsel-storre-ressurs-mindre-ulempe>

utslippsregnskap, hvilken sektor effekten inngår i, og hva som eventuelt må til for at effekten skal fanges opp. Dette er vist i Tabell 18. I kolonnen «om effekten av tiltak vises i utslippsregnskapet i dag» er cellene farget grønne dersom effekten av det aktuelle tiltaket fanges opp direkte, oransje om effekten fanges opp indirekte, og røde om effekten ikke blir fanget opp. Utvalget har ikke selv gjort tiltaksvurderinger, men kun sett på om effekter av aktuelle tiltak blir synliggjort i utslippsregnskapet. Det er bare den isolerte effekten av hvert enkelt tiltak som er indikert og ikke mulige indirekte effekter eller konsekvenser som tiltakene måtte ha.

Tabell 18. Aktuelle klimatiltak i jordbruket, med indikasjon over om de vil fanges opp av klimagassregnskapet slik det er utformet i dag (helt = grønn, delvis/indirekte = oransje, ikke = rødt).

| Tiltak                           | Om effekt av tiltak vises i utslippsregnskapet i dag | Hvilken sektor i utslippsregnskapet effekt av tiltaket inngår i p.t. eller på sikt ved metodeendring | Hva må til for at effekten skal synliggjøres                                                                                                                                                                                                                              | Kommentar                                                                                                                                                                                                                  |
|----------------------------------|------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Endringer i produksjon           |                                                      | Jordbruk, 3A, 3B og 3D                                                                               | Endringer i aktivitets-tall gir endrede utslippstall. Ingen tiltak er nødvendig.                                                                                                                                                                                          | Adferdsendringer i befolkningen som endret kosthold, endret grensehandel og redusert matsvinn vil påvirke etterspørselen og dermed sammen-setning og omfang av produksjonen. Det gjelder også import/eksport av mat.       |
| Bedre grovfôr kvalitet - melkeku |                                                      | Jordbruk, 3A – enterisk metan                                                                        | Tidligere høstetids-punkt for gras: Krever datafangst via husdyrkontrollen om kvaliteten på grovforet som nyttes og ta hensyn til kvaliteten i utslippsberegningen.<br><br>Ta hensyn til fôropp-tak på beite: Krever bedre kunnskap om effekt <u>fôropp-tak fra beite</u> | Påvirker fordøyelighet og fiberinnhold, og dermed metanproduksjonen i vomma. Se avsnitt 4.6.1 og Vedlegg II for mer informasjon om utredning utført av NMBU om forbedringsmuligheter i beregningen.                        |
| Tilsetningsstoffer i fôr         |                                                      | Jordbruk, 3A - enterisk metan                                                                        | Krever bedre kunnskap om effektene av tilsetningsstoffer                                                                                                                                                                                                                  | Dette forskes det mye på. Gir redusert metanproduksjon hos drøvtyggere. Aktuelle tilsetningsstoffer er fett, biokull, nitrat, 3NOOP mfl. Se avsnitt 4.6.1 og Vedlegg II for mer informasjon om utredning utført av NMBU om |

|                                               |  |                                                                                   |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |                                                                                                                                                                                                                                           |
|-----------------------------------------------|--|-----------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                                               |  |                                                                                   |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        | forbedringsmuligheter i beregningen.                                                                                                                                                                                                      |
| Stans i nydyrking av myr                      |  | Arealbruk (CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> )<br>Jordbruk (N <sub>2</sub> O), 3D | Synliggjøres ved redusert tilførsel av nye arealer dyrka drenert organisk jord. Ingen endringer i metodikk er nødvendig.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |                                                                                                                                                                                                                                           |
| Miljøvennlig spredemetode for husdyrgjødsel   |  | Jordbruk, 3 D (N <sub>2</sub> O)                                                  | Kartlegging av spredepraksis gjennom SSBs gjødselundersøkelser gir oppdatert tallgrunnlag for beregning av NH <sub>3</sub> -tap og indirekte lystgassutslipp                                                                                                                                                                                                                                                                                                           | Synliggjøres i dag i form av redusert forbruk av mineralgjødsel og indirekte lystgassutslipp fra nedfall av ammoniakk                                                                                                                     |
| Presisjonsgjødsling med mineralgjødsel        |  | Jordbruk, 3D                                                                      | Ikke mulig å beregne den isolerte effekten av tiltaket.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                | Vises gjennom bedre tilpasset mineralgjødselforbruk.                                                                                                                                                                                      |
| Tak på åpne gjødsellager                      |  | Jordbruk, 3B                                                                      | Kartlegging av lagertyper gjennom SSB gjødselundersøkelser                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | Reduserte metan- og ammoniakkutslipp, men økte direkte lystgassutslipp reduserer den positive effekten (iflg 2006 IPCC GL). Redusert ammoniakkutslipp synliggjøres i form av redusert mineralgjødselforbruk og indirekte lystgassutslipp. |
| Bedre tilpasset spredetidspunkt husdyrgjødsel |  | Jordbruk, 3D                                                                      | Kartlegging av praksis for lagring og spredning gjennom SSBs gjødselundersøkelser gir oppdatert informasjon.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           | Gunstigere spredetidspunkt kan gi redusert forbruk av mineralgjødsel og derigjennom lavere utslipp.                                                                                                                                       |
| Bedre arealmessig utnyttelse av husdyrgjødsel |  | Jordbruk, 3D                                                                      | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Mer detaljerte opplysninger om spredning gjennom feks. gjødselundersøkelsen.</li> <li>- Beregne forholdet mellom husdyrgjødselproduksjonen og eget (sprede)areal. Dette er mulig å gjøre på gårdsnivå ut fra data i søknad om produksjonstilskudd, og deretter aggregere til ønsket geografisk nivå (noe tilsvarende er tidligere gjort i f.eks. <a href="#">Resultatkontroll jordbruk 1997</a>, tabell 12, s. 58)</li> </ul> | Synliggjøres delvis i dag, men kan forbedres                                                                                                                                                                                              |

|                                                    |  |                      |                                                                                                                                                                                           |                                                                                                                                                                           |
|----------------------------------------------------|--|----------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel</b>     |  | Jordbruk, 3B         | Det må utvikles ny metodikk og aktivitetsdata må skaffes ved å benytte tilskuddsdata og/eller inkludere gjødsel til biogassproduksjon i undersøkelser.                                    | Ny metodikk er under utarbeiding av Miljødirektoratet høsten 2019, og forventes implementert så snart den er klar. Aktivitetsdata for hele tidsserien må også samles inn. |
| <b>Bedre dyrevelferd og dyrehelse</b>              |  | Jordbruk, 3A, 3B, 3D | Vises indirekte gjennom redusert antall dyr dersom dyrehelsen bedres, men fanges ikke opp i beregninger basert på slaktestatistikken siden dyr som dør før slaktning ikke blir registrert | Samme produksjon med færre husdyr                                                                                                                                         |
| <b>Avl i melkeproduksjonen</b>                     |  | Jordbruk, 3A, 3B, 3D | Vises indirekte gjennom redusert antall dyr dersom avdrått øker.                                                                                                                          | Avl for bedret produktivitet gir samme produksjon, men med færre dyr. Avl på dyr med lavere utslipp pr kg melk er mulig, men er et langsiktig tiltak.                     |
| <b>Bedre drenering</b>                             |  | Jordbruk             | For å beregne effekt trengs kartfestet informasjon om dreneringstilstand på arealene.                                                                                                     | Lystgassutslipp. Vises indirekte ved at god drenering reduserer behovet for bruk av mineralgjødsel                                                                        |
| <b>Dekkvekster (fangvekster)</b>                   |  | Arealbruk            | Trengs kunnskap om faktisk effekt under norske forhold. Kan potensielt inkluderes i beregning av utslipp fra dyrka mineraljord med en Tier 3 metodikk.                                    | Trengs mer kunnskap om effektene av fangvekster på lagring av karbon i jord og utslipp av lystgass.                                                                       |
| <b>Biokull</b>                                     |  | Arealbruk            | Metodikk for å inkludere dette ligger inne i revidert metoderapport fra FNs klimapanel (Vol. 4 kap.2). Vil kreve innhenting av aktivitetsdata.                                            |                                                                                                                                                                           |
| <b>Restaurering (tilbakeføring) av drenert myr</b> |  | Arealbruk            | Dette vil kunne fanges opp i arealregnskapet gjennom Landsskogtakseringen dersom omfanget/arealet blir stort nok                                                                          | Klimaeffekten er usikker.                                                                                                                                                 |

|                                                                                    |  |           |                                                           |                                                                    |
|------------------------------------------------------------------------------------|--|-----------|-----------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------|
| Overgang til null/lav-utslippsteknologi på maskiner i jordbruket, inkl. biogass    |  | Transport |                                                           | Antall kjøretøy med lavutslippsteknologi, biodiesel eller biogass. |
| Overgang til null/lav-utslippsteknologi for energibruk til oppvarming i jordbruket |  | Bygg      | Oppvarming veksthus og andre driftsbygninger i jordbruket | Registrert energiforbruk for ulike energibærere                    |

Tabellen viser at det finnes aktuelle tiltak som ikke reflekteres i klimagassregnskapet per i dag. Tiltakenes «modenhet» varierer og det er også nødvendig med bedre kunnskap om effektene av flere av tiltakene. De mest aktuelle tiltakene vil gjelde husdyrproduksjon, jord og gjødsling, energibruk og ved å ta i bruk ny teknologi som kan redusere utslippene fra gårdsnivå. Noen tiltak vil gi direkte kutt i utslippene fra produksjonen, mens andre tiltak og driftstilpasninger vil redusere utslippene uten at dette synliggjøres eller at det indirekte kan komme til syne med gjeldende metodikk for utslippsregnskapet. Eksempel på det siste er drenering. Bedre dokumentasjon av effekter for eksempel gjennom ny forskning vil kunne gi grunnlag for utvikling av metodikk slik at tiltakene synliggjøres i utslippsregnskapet.

Oversikten i tabellen over er ikke uttømmende, og det finnes også andre tiltak som potensielt kan få ned utslippene og/eller øke lagringen av karbon. Noen slike tiltak er<sup>22</sup>: tiltak for ytterligere å redusere ammoniakktutslipp fra husdyrgjødsel i husdyrrom og lager slik som bedre bygningsløsninger og bruk av renseteknologi og avl på dyr med lavere metanutslipp. Det er også pekt på muligheter for økt karbonlagring i dyrka mark gjennom forbedret dyrkingspraksis på eng, gjennom forbedret beitebruk, bruk av planter med mer dyptgående rotsystem, økt utmarksbeite og omgraving av tidligere kultivert myr. For disse tiltakene, i likhet med flere av tiltakene i tabellen over, er det behov mer forskning og kunnskapsutvikling for at vi skal vite tilstrekkelig om mulige effekter og gjennomførbarheten i praksis. Nye tiltak vil også kunne komme til som er resultat av forskning og utvikling.

#### 4.4 Eksempler fra utslippsregnskapet i noen andre land

I kapittel 4.4.1- 4.4.4 er det laget en sammenstilling av utslippsfaktorer for de nordiske landene for kildene enterisk metan (3A, kg CH<sub>4</sub>/dyr/år), metan og lystgass fra gjødselhåndtering (3B (a), kg CH<sub>4</sub>/dyr/år og 3D kg N<sub>2</sub>O-N/kg N) og for utslipp fra drenert organisk jord. Tall for de ulike landene er hentet fra respektive lands rapportering til UNFCCC i 2019 og gjelder regnskapsåret 2017. Forskjellene i utslippsfaktorer mellom land kan skyldes både faktiske forskjeller i utslipp fra en kilde, eller ulike beregningsmetodikk. For de kildene hvor vi har kunnskap om grunnen til forskjellene er det oppgitt.

<sup>22</sup> Se for eksempel: Bardalen, A., Rivedal, S., Aune, A., O'Toole, A., Walland, F., Silvennoinen, H., Sturite, L., Bøe, F., Rasse, D., Pettersen, I., og L. Øygaarden. 2018: Utslippsreduksjoner i norsk jordbruk. Kunnskapsstatus og tiltaksmuligheter. NIBIO Rapport Vol 4 Nr. 149 2018, Rasse, D., Økland, I., Barcena, T.B, Riley, H., Martinsen, V., Sturite,, L., Joner, E., O'Toole, A., Øpstad, S., Cottis, T. og A. Budai 2019: Muligheter og utfordringer for økt karbonbinding i jordbruksjord. NIBIO Rapport Vol 5 Nr 36 2019 og Bøe, F., Bechmann, M., Øgard,, A.F., Sturite, L. og L.O. Brandsæter 2019: Fangvekstenes økosystemtjenester. NIBIO-rapport Vol 5 Nr 9 2019.

#### 4.4.1 Enterisk metan

Tabell 19 viser utslippsfaktorer for enterisk metan (kg CH<sub>4</sub>/dyr/år) som ble brukt i NIR (2019) for Norge, Finland, Sverige og Danmark. Det er også angitt utslippsfaktoren som er oppgitt som standardfaktor i IPCC 2006 retningslinjene.

Tabell 19. Oversikt over utslippsfaktorer for enterisk metan (3A) for de ulike husdyrkategoriene som ble benyttet av de nordiske landene Norge, Sverige, Finland og Danmark i rapporteringen i 2019. Standardfaktoren fra IPCC (2006) er også oppgitt.

| IEF (Implied emission factor) <sup>23</sup> - enterisk metan | Norge                        | Sverige                      | Finland                      | Danmark                      | IPCC 2006                    |
|--------------------------------------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
|                                                              | (kg CH <sub>4</sub> /dyr/år) | (kg CH <sub>4</sub> /dyr/år) | (kg CH <sub>4</sub> /dyr/år) | (kg CH <sub>4</sub> /dyr/år) | (kg CH <sub>4</sub> /dyr/år) |
| <b>1. Storfe (Cattle)</b>                                    | 82,3                         | 69,5                         | 85,0                         | 84,4                         | Nordamerika /Vesteuropa      |
| <i>Option A:</i>                                             |                              |                              |                              |                              |                              |
| <b>Melkeku (Dairy cattle)</b>                                |                              | 141,3                        | 153,9                        | 159,1                        | 128/117                      |
| <b>Annet storfe (Non-dairy cattle)</b>                       |                              | 49,9                         | 54,4                         | 40,7                         | 53/57                        |
| <i>Option B:</i>                                             |                              |                              |                              |                              |                              |
| <b>Melkeku (Mature dairy cattle)</b>                         | 145,8                        |                              |                              |                              |                              |
| <b>Ammeku (Other mature cattle)</b>                          | 86,0                         |                              |                              |                              |                              |
| <b>Annet storfe (Growing cattle)</b>                         | 56,1                         |                              |                              |                              |                              |
| <b>2. Sau</b>                                                | 11,6                         | 8,0                          | 8,4                          | 7,4                          | 8,0                          |
| <b>3. Svin</b>                                               | 1,5                          | 1,5                          | 1,0                          | 1,1                          | 1,5                          |
| <b>4. Andre husdyr</b>                                       | 0,3                          | 0,4                          | 0,3                          | 0,2                          |                              |
| <b>Hjort</b>                                                 | 20,0                         |                              |                              | 11,3                         | 20,0                         |
| <b>Geit</b>                                                  | 13,0                         | 5,0                          | 5,0                          | 13,1                         | 5,0                          |
| <b>Hest</b>                                                  | 18,0                         | 18,0                         | 18,0                         | 21,8                         | 18,0                         |
| <b>Fjørfe</b>                                                | 0,0                          | NO                           | NE                           | 0,0                          |                              |
| <b>Andre (spesifiser)</b>                                    | 8,8                          | 12,5                         | 1,2                          | 0,0                          |                              |
| <b>Reinsdyr</b>                                              | 14,0                         | 12,5                         | 19,9                         | 10,7                         |                              |

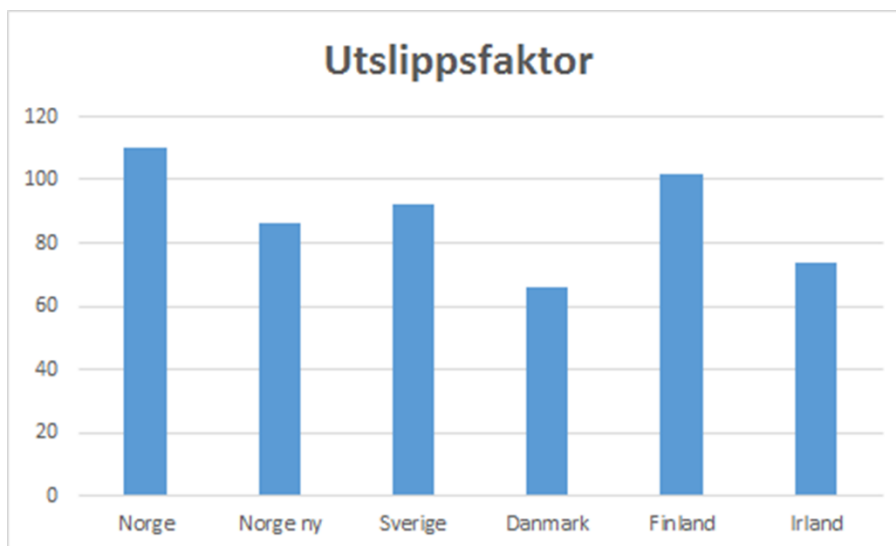
<sup>23</sup> En "implied emission factor" (IEF) er definert som utslipp dividert med relevant aktivitetsdata for den aktuelle utslippskilden, og kan brukes for sammenligning mellom land.

|                |     |  |     |  |  |
|----------------|-----|--|-----|--|--|
| <b>Pelsdyr</b> | 0,1 |  | 0,1 |  |  |
|----------------|-----|--|-----|--|--|

Kilde: <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2019>

Ut i fra denne tabellen kan vi se at ingen av landene bruker standardfaktoren for melkekyr fra IPCC 2006, men har nasjonale utslippsfaktorer. Norge er eneste land som rapporterer i "Option B" som har en annen inndeling av husdyrkategorier enn "Option A". I "Option B" er ammeku (Other mature Cattle) en egen husdyrkategori, mens i Option A inngår ammeku i "Non-dairy Cattle" som også omfatter kviger og okser. Vi kan derfor ikke bruke denne tabellen til å sammenligne utslippsfaktorer mellom de nordiske landene for ammeku, kviger og okser. Det er ikke store forskjeller mellom de nordiske landene når det gjelder utslippsfaktoren for melkeku.

Norge har oppdatert utslippsfaktoren for ammeku ("Other mature Cattle") fra 109,96 kg CH<sub>4</sub>/dyr/år til 86 kg CH<sub>4</sub>/dyr/år. Den oppdaterte utslippsfaktoren ble benyttet for å beregne utslipp i rapporteringen fra og med 2018. I forbindelse med forbedringsprosjektet til NMBU som oppdaterte utslippsfaktoren for ammeku, ble utslippsfaktorene for ulike land sammenlignet slik det går fram av Figur 11. Den nye utslippsfaktoren er noe lavere enn den som nyttes i Sverige og i Finland, men høyere enn for Danmark og Irland.



Figur 11. Utslippsfaktorer for ammeku for Norge før og etter oppdatering, og for Sverige, Danmark, Finland og Irland. Kilde: Hentet fra presentasjon til Bente Åby fra utvalgsmøtet 12. desember 2017.

Sammenstillingen av de nordiske landene inkluderer også energi-inntak (MJ/dyr/dag), melkeytelse og metanutslipp pr kg melk, se Tabell 20.

Tabell 20. Energiinntak, melkeytelse (pr dag og pr år) og utslipp pr kg melk for Finland, Sverige, Norge og Danmark for utslippsrapporteringen i 2019.

| Melkeytelse og and CH <sub>4</sub> utslipp | Norge | Sverige | Finland | Danmark |
|--------------------------------------------|-------|---------|---------|---------|
| Brutto energi inntak (GE), MJ/dyr/dag)     | 347   | 333     | 361     | 404     |
| Melkeytelse, kg per dag per ku             | 22    | 26      | 24      | 28      |
| Melkeytelse, kg per år per ku              | 7902  | 9519    | 8789    | 10063   |
| g CH <sub>4</sub> per kg melk              | 18,4  | 14,8    | 17,5    | 15,8    |

Kilde: <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2019>

Her ser vi blant annet at melkeytelsen i Norge er den laveste av de nordiske landene samt at metanutslippet er 18,4 g CH<sub>4</sub>/kg melk som er høyere enn de andre landene. Dette er beregnet ved å ta utslippsfaktoren for melkeku på 145,8 kg CH<sub>4</sub>/ku/år og dele på melkeytelsen på 7902 kg melk/ku/år. Foruten lavere melkeytelse i Norge, kan en rimelig forklaring til at vi har høyere utslipp pr liter melk være at grasvekster utgjør en større andel av fôret sammenliknet med de andre nordiske landene.

Utslippsfaktoren for sau som benyttes i Norge er den høyeste blant de nordiske landene. Dette er en nasjonal utslippsfaktor. Det ser ut til at Sverige benytter IPCC standardverdi og at de nasjonale utslippsfaktorene for Finland og Danmark også ligger nærmere opptil verdien fra IPCC.

I avsnitt 4.6.1 og 4.6.2 er det sett nærmere på mulig forbedringspotensiale i de norske beregningene av enterisk metan fra melkeku, sau og geit.

#### 4.4.2 Metan fra gjødselhåndtering

Tabell 21. Utslippsfaktorer for metan fra gjødselhåndtering for Finland, Sverige og Danmark for utslippsrapporteringen i 2019.

| IEF CH <sub>4</sub> - gjødselhåndtering | Norge                        | Sverige                      | Finland                      | Danmark                      | IPCC 2006                    |
|-----------------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
|                                         | (kg CH <sub>4</sub> /dyr/år) | (kg CH <sub>4</sub> /dyr/år) | (kg CH <sub>4</sub> /dyr/år) | (kg CH <sub>4</sub> /dyr/år) | (kg CH <sub>4</sub> /dyr/år) |
| <b>1. Storfe (Cattle)</b>               | 10,02                        | 4,79                         | 13,08                        | 17,10                        |                              |
| <i>Option A:</i>                        |                              |                              |                              |                              |                              |
| <b>Melkeku (Dairy cattle)</b>           |                              | 9,11                         | 28,74                        | 24,75                        | 21,00                        |
| <b>Annet storfe (Non-dairy cattle)</b>  |                              | 3,61                         | 6,12                         | 12,62                        | 6,00                         |
| <i>Option B:</i>                        |                              |                              |                              |                              |                              |

|                                      |       |      |      |      |            |
|--------------------------------------|-------|------|------|------|------------|
| <b>Melkeku (Mature dairy cattle)</b> | 22,61 |      |      |      |            |
| <b>Ammeku (Other mature cattle)</b>  | 13,11 |      |      |      |            |
| <b>Annet storfe (Growing cattle)</b> | 4,44  |      |      |      |            |
| <b>2. Sau</b>                        | 0,19  | 0,19 | 0,25 | 0,20 | 0,19       |
| <b>3. Svin</b>                       | 2,15  | 1,40 | 3,33 | 3,52 | 6*         |
| <b>4. Andre husdyr</b>               | 0,05  | 0,06 | 0,17 | 0,10 |            |
| <b>Hjort</b>                         | 0,90  |      |      | 0,33 | 0,22       |
| <b>Geit</b>                          | 0,13  | 0,13 | 0,18 | 0,45 | 0,13       |
| <b>Hest</b>                          | 2,95  | 1,56 | 2,14 | 2,72 | 1,56       |
| <b>Fjørfe</b>                        | 0,02  | 0,02 | 0,03 | 0,03 | 0,02/0,03* |
| <b>Andre (spesifiser)</b>            | 0,44  | 0,50 | 0,67 | 0,37 |            |
| <b>Reinsdyr</b>                      | 0,36  | 0,36 | 0,36 | 0,25 | 0,36       |
| <b>Pelsdyr</b>                       | 0,58  | 0,68 | 0,68 | 0,48 | 0,68       |

Kilde: <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2019>

Det er stor spredning blant de nordiske landene i utslippsfaktorene som nyttes for metan fra gjødselhåndtering for storfe (cattle), se **Tabell 21**. En forklaring til dette kan være ulikheter mellom landene når det gjelder løsninger for husdyrrøm og lager. For de andre husdyrkategoriene er det mindre forskjeller. I Sverige og Danmark brukes nasjonale faktorer for metankonvertering (MCF) for bløtgjødsellager for storfe, som er basert på målinger. Disse er lavere enn standard MCF som Norge bruker. Både Sverige og Danmark har også inkludert effekten av at en andel av husdyrgjødselen blir brukt i biogassanlegg i utslippsberegningene av metan fra jordbrukssektoren.

#### 4.4.3 Direkte og indirekte lystgassutslipp fra dyrket mark

Tabell 22. Utslippsfaktorer for lystgass fra dyrket mark for Finland, Sverige, Norge og Danmark for utslippsrapporteringen i 2019.

| N <sub>2</sub> O - Implied emission factors                | Norge                      | Sverige                    | Finland                    | Danmark                    |
|------------------------------------------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
|                                                            | kg N <sub>2</sub> O-N/kg N | kg N <sub>2</sub> O-N/kg N | kg N <sub>2</sub> O-N/kg N | kg N <sub>2</sub> O-N/kg N |
| <b>a. Direkte N<sub>2</sub>O utslipp fra dyrket mark</b>   |                            |                            |                            |                            |
| 1. Mineralgjødsel                                          | 0,01                       | 0,01                       | 0,01                       | 0,01                       |
| 2. Organisk gjødsel                                        | 0,01                       | 0,01                       | 0,01                       | 0,01                       |
| a. Husdyrgjødsel                                           | 0,01                       | 0,01                       | 0,01                       | 0,01                       |
| b. Avløpsslam                                              | 0,01                       | 0,01                       | 0,01                       | 0,01                       |
| c. Annen organisk gjødsel                                  | 0,01                       | 0,01                       | NE                         | 0,01                       |
| 3. Utslipp fra dyr på beite                                | 0,02                       | 0,02                       | 0,02                       | 0,02                       |
| 4. Restavlinger                                            | 0,01                       | 0,01                       | 0,01                       | 0,01                       |
| 6. Dyrket myr (dyrket mark + beite)                        | 12,56                      | 13,00                      | 9,78                       | 9,04                       |
| <b>b. Indirekte N<sub>2</sub>O utslipp fra dyrket mark</b> |                            |                            |                            |                            |
| 1. Nedfall av NH <sub>3</sub> og NO <sub>x</sub>           | 0,01                       | 0,01                       | 0,01                       | 0,01                       |
| 2. Avrenning/lekkasje                                      | 0,01                       | 0,01                       | 0,01                       | 0,00                       |

Kilde: <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2019>

Det blir i stor grad benyttet standardfaktorer fra IPCC 2006 for lystgassutslipp fra spredning av mineral- og husdyrgjødsel (0,01 kg N<sub>2</sub>O/kg N<sub>2</sub>O). Det er noe variasjon i utslippsfaktorene som er benyttet for lystgass fra drenert organisk jord, hvor Norge benytter 12.56 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N, som er beregnet ved hjelp av standard faktorer for dyrka mark og beite fra IPCC Wetlands Supplement (IPCC 2014). I 2006 IPCC Guidelines er standardfaktoren 8 kg N<sub>2</sub>O-N/ha.

#### 4.4.4 CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub> fra drenert organisk jord

Det er utfordringer knyttet til å sammenlikne selv nærliggende land direkte. Ulike utgangspunkt for eksempel i aktivitetsdata kan gi ulike definisjoner av arealbrukskategoriene, som også åpner for ulike tilpasninger i metodikk. Det varierer også mellom land hvor mye forskning (kunnskap) som eksisterer knyttet til utslipp fra ulike jordsmonn, typer drenering og dyrkingspraksiser.

Flere land har et overvåkningssystem som tilsvarende vår Landsskogtaksering, og bruker det for arealinformasjon på tilsvarende måte som vi gjør i Norge (f.eks. Sverige og Finland). I Norge oppsøkes imidlertid ikke flater på dyrka mark i felt, og flater med beite oppsøkes kun hvis det vokser trær der. Det tas ikke jordprøver i tilknytning til Landsskogtakseringens prøveflater i Norge. Vi har derfor ikke feltinformasjon om flatene med hensyn på dyrkingsform eller jordsmonn på prøveflatene. I Sverige tas det også jordprøver på prøveflater klassifisert som beite i deres Landsskogtaksering. Danmark og flere andre europeiske land benytter Land Parcel Information System (LPIS)<sup>24</sup> som EU har. I Danmark er informasjon om dyrkingsform (crop) registrert på jordenivå, og sammen med jordsmonnkart gir det svært detaljert informasjon til bruk i utslippsberegningene.

Tabell 23. Utslippsfaktorer for drenert organisk jord på dyrket mark som benyttes av de Nordiske landene basert på NIR2019.

| Kilde                                                                                                               | Norge | Sverige | Finland          | Danmark | Island |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|---------|------------------|---------|--------|
| CO <sub>2</sub> -C for drenert organisk jord (Mg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )                                | 7,9   | 6,2     | 6,6 <sup>1</sup> | 8,8     | 7,9    |
| N <sub>2</sub> O for drenert organisk jord (dyrket mark) (Kg N <sub>2</sub> O-N ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> ) | 13    | 13      | 13/9.5           | 13      |        |
| CH <sub>4</sub> for drenert organisk jord (kg CH <sub>4</sub> yr <sup>-1</sup> )                                    | 0     | 0       |                  | 0       | 0      |
| CH <sub>4</sub> for dreneringsgrøfter (kg CH <sub>4</sub> yr <sup>-1</sup> )                                        | 1165  |         | 217              | 217     | 1165   |
| Grøfteandel (av arealets overflate)                                                                                 | 0,05  | 0,05    | 0,025            | 0,025   |        |

<sup>1</sup> Det benyttes to faktorer på 7,9 og 5,7 jamfør Nordisk møte hos Miljødirektoratet 14. juni 2018.

<sup>24</sup> Det norske jordregisteret er basert på Gårdskart, og dermed en Cadastral Block (som definert på s. 13 i [https://www.eca.europa.eu/Lists/News/NEWS1610\\_25/SR\\_LPIS\\_EN.pdf](https://www.eca.europa.eu/Lists/News/NEWS1610_25/SR_LPIS_EN.pdf)), men uten offisiell nummerering. Ikke alle LPIS-typer deler inn i croup groups. Norge har det vi er kjent med, ikke levert data til EUs LPIS.

Tabell 24. Utslippsfaktorer for drenert organisk jord på beitemark som benyttes av de Nordiske landene, basert på NIR2019.

| Kilde                                                                                                 | Norge | Sverige | Finland | Danmark | Island |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|---------|---------|---------|--------|
| CO <sub>2</sub> -C for drenert organisk jord (Mg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )                  | 3,6   | 1,7     | 3,5     | 6,75    | 5,7    |
| N <sub>2</sub> O for drenert organisk jord (Kg N <sub>2</sub> O-N ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> ) | 8,2   | 3,2     |         | 8,2     |        |
| CH <sub>4</sub> for drenert organisk jord (kg CH <sub>4</sub> yr <sup>-1</sup> )                      | 39    |         |         | 16      | 1,4    |
| CH <sub>4</sub> for dreneringsgrøfter (kg CH <sub>4</sub> yr <sup>-1</sup> )                          | 572   |         | 217     | 217     | 1165   |
| Grøfteandel (av arealets overflate)                                                                   | 0,05  | 0,05    | 0,025   | 0,025   | 0,05   |

## 4.5 Pågående prosjekter for å forbedre kunnskapsgrunnlag og metodikk

### 4.5.1 Gjødseleundersøkelsen 2018

Et viktig bidrag fremover til oppdatert og forbedret kunnskap og datamateriale om bruk og disponering av gjødsel er SSB sin spesialundersøkelse om gjødsling i jordbruket, Gjødseleundersøkelsen 2018. I desember 2018 ble det sendt ut skjemaer til ca. 5000 jordbruksbedrifter og resultater fra undersøkelsen ventes å være klare september 2019. Avgrensing av populasjonen er lik Gjødseleundersøkelsen fra 2013, med en nedre grense for husdyrhold på 5,0 gjødseleenheter (gde), mens det for rene plantedyrkere legges inn en nedre grense på 50 dekar jordbruksareal i drift.

Undersøkelsen skal dekke husdyrproduksjonene; storfe, svin, sau, geit, fjørfe og hest, i tillegg til planteproduksjonene; eng til slått og beite, korn- og oljevekster, potet og grønnsaker på friland. Spørsmålene er stor sett de samme som ved tidligere undersøkelse, men i tillegg skal resultatene gi grunnlag for å vurdere potensialet for ny anvendelse av gjødsel blant annet til biogass. For mer info om Gjødseleundersøkelsen 2018 vises det til SSB- Notat, «Prosjektskriv om spesialundersøkelse om gjødsling i jordbruket».

Det ventes at resultatene fra Gjødseleundersøkelsen 2018 vil gi oppdatert grunnlag for beregning av ammoniakk-, lystgass- og NO<sub>x</sub>-utslipp fra husdyrgjødsel. Resultater fra gjødseleundersøkelsen vil også påvirke utslippsregnskapet for arealbrukssektoren, da metoden for å beregne karbonendringer i dyrka mark på mineraljord inkluderer arealet som tilføres husdyrgjødsel. Mengde husdyrgjødsel per fylke er aktivitetsdata, og endringer i disse tallene kan gi utslag på utslippsestimatene.

#### 4.5.2 Husdyrgjødsel i biogassanlegg i utslippsberegningene for jordbrukssektoren

Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel er et aktuelt tiltak for å redusere utslippet fra jordbrukssektoren. Biogassbehandling av gjødsla gir reduserte utslipp fra gjødsellager og utslippsbesparelser i energisektoren på grunn av substitusjonseffekter ved bruk av biogassen.

I dagens utslippsregnskap for klimagasser blir ikke bruk av husdyrgjødsel i biogassanlegg reflektert i beregningene for jordbrukssektoren. Det pågår nå et forbedringsprosjekt for å utvikle metodikk som skal fange opp effekten på klimagassutslipp fra gjødsellagring ved biogassbehandling av husdyrgjødsel. Forventet resultat av prosjektet er en oppdatering av metanmodellen fra gjødsellager og at effekten av produksjon av biogass blir implementert i nitrogenmodellen for husdyrgjødsel.

#### 4.5.3 Utvikling av en Tier 3 metode for dyrket mark på mineraljord (2017 – 2020).

To modeller (DNDC og ICBM) er blitt testet og kalibrert for norske forhold. ICBM ble valgt til å foreta nasjonalt dekkende simuleringer for 31 agrosoner på jordbruksjord basert på standard parametersett utviklet for svenske forhold. Det arbeides nå videre med utvikling av en Tier 3-metodikk basert på ICBM (samme modell som benyttes i det svenske klimagassregnskapet). Det er gjort en gjennomgang av relevant datagrunnlag, og det var mulig å identifisere et spinkelt datasett med gjentatt karbonmålinger fra JOVA- og Jorddatabasene. Konklusjonen ble at det ikke var tilstrekkelig grunnlag for parametrisering og kalibrering av modellen. Hovedfokus i 2019 er på å få på plass et tilstrekkelig datagrunnlag for verifisering av modellen for norske forhold. Prosjektet forventes fullført 2020.

#### 4.5.4 MYR - bedre kunnskap om drenert organisk jord (Klimaforsk-prosjekt)

Prosjektet startet opp våren 2018, og har som hensikt å se på utslipp av klimagasser fra dyrket mark på drenert organisk jord med eng. I prosjektet er det planlagt å undersøke to felter som er i drift (Særheim og Svanhøvd). På begge felt finnes en vannstandsgradient (water table level). Dermed kommer prosjektet forhåpentligvis til å kunne si noe om hvordan en høyere eller lavere vannstand kan påvirke utslipp, avling mm. Utslippsmålinger starter i år (2019). Gjennom prosjektet vil også kartlegging av jordbruksarealer på organisk jord undersøkes. Forhåpentligvis vil dette arbeidet både kunne gi bidrag til nasjonal utslippsfaktor for dyrka mark på drenert organisk jord samt forbedre kartgrunnlaget. En kan ikke forvente resultater som kan benyttes til forbedring av klimagassregnskapet før tidligst senere i år for kart, og om to år for utslippsfaktorer.

#### 4.5.5 Gjennomgang av arealbrukskategoriene i arealbrukssektoren

Det ble påpekt under In-Country Review høsten 2018 at regnskapet for arealbrukssektoren generelt holder et høyt nivå. Det ble imidlertid også påpekt noen potensielle utfordringer når det gjelder vår klassifisering av landarealer. Det er derfor i 2019 satt i gang et forbedringsprosjekt knyttet til klassifiseringen av landarealene. Dette inkluderer blant annet kategorien «annen utmark». Annen utmark inkluderer fjell og isbreer, men også annet tresatt areal (som ikke oppfyller skogdefinisjonen), åpne areal og kystlynghei. De sistnevnte er arealer med karbonbeholdninger, og inkluderer også arealer som benyttes til utmarksbeite. Et annet eksempel på hva som vil bli vurdert er beitearealer som oppfyller skogdefinisjonen. Disse klassifiseres i regnskapet som beite i dag, siden det er hovedbruken av arealene.

#### 4.5.6 Data fra jordprøvetaking

Det er krav om jordprøvetaking på hvert skifte minimum hvert 8. år. Uttak av jordprøvene er ikke standardisert og stedfestingen er i mange tilfeller mangelfull. Jordprøvene analyseres av ulike firma og analyseresultatene lagres hos analyseselskapene, og i ulik grad hos den enkelte bonde. Lagringen er således hverken standardisert eller systematisert. Det utføres generelt ikke egne analyser av karboninnhold, men det analyseres for blant annet moldinnhold som kan være en indikator. Kunnskap om status for jordprøvene finnes spredt blant de ulike enhetene og faglagene i Norsk landbruksrådgiving, og i ulike rapporter. Det vurderes slik at disse dataene ikke har direkte nytteverdi for klimagassregnskapet per i dag. Men en mer samordnet innsamling, lagring og forvaltning av jorddata fra norske jordbruksarealer kan potensielt gi grunnlag for en større nytteverdi i fremtiden. NIBIO har et pågående prosjekt hvor en ser på muligheter for en slik standardisering.

En oversikt over gjennomførte forbedringsprosjekter knyttet til jordbruksrealterte utslipp i utslippsregnskapet foregående år knyttet til revisjonsmerknader fra ERT finnes i beskrivelsen av rekalkuleringer i kapittel 10 i respektive års NIR.

### 4.6 Mulige forbedringer i jordbrukssektoren

Gitt vurderingskriteriene i kapitel 4.1 og kunnskapsgjennomgangen i kapitel 4.2-4.5 har vi identifisert tre prosjekter i jordbrukssektoren hvor vi har fått utredet mulig forbedringspotensial i beregningene. Prosjektene er beskrevet i avsnitt 4.6.1 - 4.6.3.

#### 4.6.1 Enterisk metan fra melkeku

Det er gjennomført et prosjekt i 2019 hvor Tier 2-ligningen for å beregne enterisk metan fra melkeku er gjennomgått og et nytt forslag til ligning er tatt fram (Vedlegg II). Metodikken som benyttes i dagens utslippsregnskap har blitt utviklet av kompetansemiljøet ved Institutt for husdyr- og akvakulturvitenskap på Norges miljø- og biovitenskaplige universitet (NMBU), og det er også NMBU som har bidratt i dette prosjekt. Prosjektet besto i oppdatering av metode for beregning av metan for den norske melkekupopulasjonen, gjennomgang av eksisterende modell med oppdatering av nyere forskningsdata og vurdering av hvorvidt effekten av potensielle klimatiltak kan fanges bedre opp i beregningene. I nåværende modell benyttes kun melkeytelse og kraftfôrprosent. Kraftfôrprosenten angir forholdet mellom kraftfôr og grovfôr. Det har blitt utredet om det er mulig å kunne reflektere effekten av høstetid på gras til grovfôr, og effekten av beite i beregningene av metan, siden det antas at det er store forskjeller i metandannelsen når det føres med ferskt beitegras sammenlignet med sent høstet grovfôr. Andre aktuelle variabler som er blitt vurdert å inngå i ny metodikk er andel fett eller andre metanreducerende tilsetninger i fôrrasjonen til melkekyr.

En revidert beregning av enterisk metanproduksjon er blitt utviklet. Den reviderte ligningen er som følger:

$$\text{CH}_4 \text{ (MJ/d)} = 1.16 \times \text{DMI} - 0.110 \times \text{FA} + 0.0106 \times \text{NDF}$$

der DMI er inntak av tørrstoff (kg/dag), og FA og NDF er konsentrasjonen av henholdsvis fettsyrer og fiber i fôret (g/kg TS). Den nye ligningen gir redusert metanproduksjon med økende fettinnhold, og økt

metanproduksjon med økt fiberinnhold. Fôropptaket betyr mest for metanproduksjonen. Denne ligningen vil altså beregne redusert metanproduksjon ved tidligere høstetid av gras, gitt at fôr opptaket samt innholdet av fettsyrer og NDF er kjent. Ligningen kan benyttes til å beregne metanproduksjon hos enkeltindivider og grupper av dyr.

Kombinert med beregninger i NorFor, gir den et godt estimat for metanproduksjonen hos gjennomsnittskua i den totale norske melkekupopulasjonen ved hjelp av følgende ligning:

$$Y_m = 7.38 - 0,00003 \times 305 \text{ dagers yting} - 0,01758 \times \text{kraftfôrandel}$$

$Y_m$  er andel energi i metan i prosent av bruttoenergi. 305 dager yting er årsyting i kg EKM og kraftfôrandel er andel kraftfôr i rasjonen.

De nye beregningene gir litt mindre metan ved høy yting enn dagens beregning. I gjennomgangen av nåværende metode ble det avdekket at kraftfôrandelen i Husdyrkontrollen er oppgitt å være på energibasis, men metoden forutsetter at den er på tørrstoffbasis. Som en del av prosjektet vil det derfor bli laget en metode for å regne om kraftfôrandelen ut fra tørrstoffinnholdet. Men denne feilen betyr relativt lite for total metanproduksjon (vil antagelig øke med ca. 1% fra dagens beregning). Kraftfôrandelen finnes i dag oppgitt i offisielle statistikker som kg kraftfôr pr 100 kg energikorrigeret melk. En separat omregning må gjøres for å bruke disse tallene. Arbeid på gang for å standardisere måten å gjøre det på. Årsytingen kan man få tak i fra offisielle statistikker.

Ligningen for gjennomsnittskua er utviklet ved hjelp av regresjonsberegning basert på beregninger i NorFor (Nordic Feed Evaluation System). Dataene inkluderer ytelse fra 5000 til 12000 kg EKM (energikorrigeret melk), tre kvaliteter surfôr og tre typer kraftfôr. Datagrunnlaget dekker således de aller fleste normale fôringssituasjoner. Ligningen trenger årlig informasjon om årsyting og kraftfôrandel. Denne ligningen for gjennomsnittskua er ikke egnet til å beregne effekt av høstetid av gras, tilsetningsstoffer eller beite, siden den bare har de årlige variablene årsyting og kraftfôrandel.

Med dagens modell kan ikke effekter for hele den norske kupopulasjonen beregnes på en enkel måte, heller ikke med den reviderte ligningen. Fettsyrer er med i beregningen av metan for gjennomsnittskua, men på samme måte som for kvalitet av grovfôr, er det vanskelig å beregne effekt av eventuelle endringer i fettinnhold i fôret på nasjonalt nivå for hele populasjonen. Det kan gjøres for enkelt dyr og besetninger når fettinnholdet er kjent.

Data indikerer lavere produksjon av metan på beite sammenlignet med innefôring, ca. 16 prosent lavere, men det finnes ikke tilstrekkelig data for å lage en validert ligning for beite.

Per i dag finnes det ikke tilstrekkelig datagrunnlag til å regne på effekter av andre tilsetningsstoffer som for eksempel Agolin, 3-NOP, nitrat og tanniner. I prosjektnotatet (vedlegg II) er kunnskapsstatus for effekten av noen forskjellige tilsetningsstoffer beskrevet nærmere.

Det trengs fortsatt mer forskning og utvikling for å kunne inkludere effekten av tidligere høstetidspunkt for gras, både når det gjelder opplysninger om kvaliteten på grovforet som nyttes, og metode for å ta hensyn til grovforkvaliteten i utslippsberegningen.

Det er konkludert i notatet at det er for få studier av både effekt av fôropptak fra beite og effektene av tilsetningsstoffer for å kunne implementere det i regnskapet per i dag, og mer forskning er påkrevd.

#### 4.6.2 Enterisk metan fra sau og geit

##### Sau

Slik det går fram av kap. 4.4.1 benytter Norge en høy utslippsfaktor for enterisk metan fra sau sammenliknet med de øvrige nordiske landene. Det er blitt gjennomført et forprosjekt av Agri Analyse, som har undersøkt hva som finnes av utslippsfaktorer for enterisk metan fra sau i vitenskapelige publikasjoner (Agri Analyse 2019). I litteraturstudien er det også sett på hvilke utslippsfaktorer som benyttes i andre land. Det er undersøkt om det foreligger metanmålinger fra sau som kan ha overføringsverdi til Norge og hvilke variabler som vil kunne påvirke den norske utslippsfaktoren sammenliknet med IPCC standardfaktor. Dette kan brukes som grunnlag for å vurdere om det er behov for å initiere et forskningsprosjekt som kan utarbeide nye beregninger for Tier 2-metodikken som benyttes i dag, eller om vi kan bruke faktorer som allerede er i bruk i andre land som vi kan sammenligne oss med.

Konklusjonen fra litteraturstudien er at det per i dag ikke bør gjøres store endringer i den norske metodikken for å beregne enterisk metan fra sau. Det som peker seg ut som en mulig forbedring av utslippsregnskapet er en justering av  $Y_m$  (konverteringsfaktor, andel  $CH_4$ -energi av GE i rasjonen) med bakgrunn i at IPCC standardverdier ikke tar hensyn til at gras i starten i beiteperioden er svært næringsrikt og mer lettfordøyelig. For å beregne verdier for  $Y_m$  som tar hensyn til dette, vil det imidlertid kreves at det utføres faktiske forsøk.

De viktigste resultatene fra litteraturstudiet gjennomgås kort nedenfor:

##### *Verdier for $Y_m$*

Notatet peker på at IPCC standardverdier for  $Y_m$  muligens er for høye og dermed vil gi høyere utslipp av enterisk metan enn det som er reelt for norsk sau. Det er begrunnet med at når sauene slippes på beite, vil de spise mye næringsrikt gras (med høy fordøyelighet) som vil kunne gi grunnlag for en lavere  $Y_m$ . Eksempelvis vil en nedgang fra 6,5 til 6 prosent for sau over 1 år føre til en nedgang av metanutslipp på 7,7 prosent.

Det er ikke gjort beregninger av fôropptak på beite for sau, men norske forsøk med storfe viser at metanproduksjonen var lav når dyra gikk på svært godt beite (i tillegg til kraftfôr) (Storlien m.fl., 2014). Det kan være grunnlag for en lavere  $Y_m$  og man kan argumentere for at dette også vil kunne gjelde for sau. Det er imidlertid ikke direkte overførbarhet fra storfe til sau og for å få nøyaktigere data må det gjøres forsøk som er tilpasset faktiske forhold for sau på beite i Norge.

Per i dag finnes data på fôropptak fra innefôring av sau i Norge, men lite data på fôropptak fra beitetiden ute. NMBU og Norsk Sau og geit er involvert i flere prosjektsøknader for å få bedre data for sau.

### Metodikk i andre land

Notatet gjennomgår metodikken benyttet i rapportering av enterisk metan fra sau i landene Irland, Sverige, Danmark og New Zealand. Sverige og Irland bruker per desember 2018 Tier 1, men i Irland undersøkes mulighetene for å utvikle Tier 2-estimer.

Danmark, Grønland og New Zealand bruker, i likhet med Norge, Tier 2. Danmark har valgt en enklere løsning enn den anbefalte formelen for brutto energiinntak (GE) fra IPCC, og beregner GE for sau direkte fra bruttoenergi i en standard fôrrasjon og ikke via dyras nettoenergibehov. For Grønland (som er et eget kapittel i den danske dokumentasjonsrapporten) er beskrivelsen av beregningen av GE svært sparsom, men den kan tyde på at den danske metodikken er brukt. New Zealands metodikk anses å ligge nærmere Tier 3, da de har utviklet en ligning for sammenheng mellom fôropptak og metanutslipp basert på reelle måldata.

Utslippsfaktorene varierer mellom de ulike undergruppene av sau i de ulike landene. Som sammenligningsgrunnlag er det imidlertid nyttig å se på gjennomsnittlig utslippsfaktor i landene som bruker Tier 2-metodikk (vektet gjennomsnitt av undergruppene). Her ser man at Norge har en noe lavere gjennomsnittlig utslippsfaktor enn New Zealand (og Grønland), men høyere enn Danmark og landene som bruker IPCC sin standard utslippsfaktor på 8 kg metan per dyr per år (Tabell 25). For de landene som er undersøkt, kan det se ut som landene med mest grundig metodikk har høyest utslippsfaktorer.

Tabell 25. Sammenligning av gjennomsnittlige utslippsfaktorer i land som bruker Tier 2-metodikk. 2016-tall (CRF-tabeller, Table 3.A51)

|                                           | Norge     | Danmark | Grønland | New Zealand |
|-------------------------------------------|-----------|---------|----------|-------------|
| <b>Populasjonsstørrelse</b>               | 1 486 670 | 206 280 | 18 190   | 27 583 670  |
| <b>GE (snitt), MJ/hode/dag</b>            | 34        | 20      | 28       | 30          |
| <b>Utslippsfaktor (snitt), kg/hode/år</b> | 11,83     | 6,71    | 12,09    | 12,20       |
| <b>Totale utslipp, ktonn</b>              | 17,59     | 1,38    | 0,22     | 336,5       |

### Oppdatere data i utslippsregnskapet

Per i dag oppdateres antall dyr og slaktevekter årlig i de norske beregningene. Agri Analyse har gjort en vurdering av hvilke andre nasjonale faktorer som eventuelt kan oppdateres i beregningen av nettoenergibehov, og det er identifisert noen mindre mulige oppdateringer av tall. Samtidig vil det være et spørsmål hvor relevant det er med årlige oppdateringer av for eksempel ullproduksjon, fødselsvekt hos lam etc.

I tillegg til arbeidet Agri Analyse har gjort har NMBU også gitt en kort oversikt i Vedlegg IV over pågående og avsluttede prosjekter i Norge som kan bidra til å forbedre kunnskapen om enterisk metan fra sau.

## Geit

Geit er ikke en signifikant dyregruppe, hvilket betyr at det ikke er krav etter IPCC retningslinjene om å bruke en Tier 2 beregningsmetode for denne utslippskilden (utslipp fra geit er antatt å være i størrelsesorden 4 prosent av utslippet av enterisk metan fra sau).

Norge bruker en Tier 1-metode, basert på en ekspertvurdering fra Institutt for husdyr- og akvakulturvitenskap, NMBU (Karlengen, et al. 2012). De viser til enkle beregninger basert på norske forhold der utslippet fra en melkegeit kan være opptil 22 kg CH<sub>4</sub>/dyr/år. Dette er betydelig høyere enn standardfaktoren fra IPCC som er 5 kg CH<sub>4</sub>/dyr/år og høyere enn hva andre land benytter. Det er grunn til å tro at standardfaktoren fra IPCC er for lav fordi norsk mjølkegeit har et langt høyere opptak av fôr enn det som er lagt til grunn i standardfaktoren. De konkluderer derfor med at Norge benytter samme verdi for utslippsfaktoren av enterisk metan fra geit som i Danmark på 13 kg CH<sub>4</sub>/dyr/år.

Sekretariatet mener at anbefalingene til Karlengen et al (2012) fremdeles er gjeldende, og anbefaler derfor å ikke prioritere å forbedre beregningene av enterisk metan fra geit.

### 4.6.3 Direkte og indirekte lystgassutslipp fra dyrket mark i jordbrukssektoren

Lystgassutslipp fra dyrket mark 3D er nøkkelt kategorier for utslipp i jordbrukssektoren (se tabell 2 kapittel 3.1). Sekretariatet ble derfor bedt om å beskrive hva det ville kreve å gå fra Tier 1 til Tier 2 i kategori 3D – lystgass fra dyrket mark, spesielt knyttet til utslipp fra spredning av mineralgjødsel og husdyrgjødsel. Den nåværende metodikken for underkategoriene i 3D baserer seg på standard utslippsfaktorer fra IPCC som er 0,01 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N. Det vil si at 1 prosent av tilført N slippes ut til luft og omdannes til lystgass (N<sub>2</sub>O), uavhengig av gjødseltype, spredetidspunkt og spredeteknikk. Tier 2-metoden i 2006 IPCC Guidelines for direkte N<sub>2</sub>O-utslipp må bygge på utslippsfaktorer som er differensierte etter forholdene ved spredning. For å kunne avgjøre om det er aktuelt å forbedre metodikken for lystgassutslipp fra gjødselspredning på dyrket mark, må vi få bekreftet om det er forskjeller i utslippene under forhold (god/dårlig drenert jord, ulike spredemetoder etc.).

For praktisk å finne ut hva som kreves for å få til bedre metodikk for å estimere N<sub>2</sub>O utslipp fra jordbruksjord ble det gjennomført et forprosjekt av NIBIO, (Rivedal og Aune 2019). Prosjektet ble avgrenset til å gjelde *direkte utslipp* fra mineraljord og husdyrgjødsel. Følgende spørsmål skulle besvares:

- 1) Hva slags metodikk blir brukt for å beregne direkte lystgassutslipp fra dyrket mark i rapporteringen til andre land (minst fire land), og kan noen av disse landenes metodikk ha overføringsverdi til Norge?
- 2) Hvordan kan Norge gå fra å bruke Tier 1 standard utslippsfaktor fra IPCC til nasjonal faktor Tier 1?
- 3) Hvordan kan Norge gå fra Tier 1 til Tier 2?

Metodikk i andre land, og overføringsverdi til Norge:

Gjennomgang av utslippsregnskapene til andre europeiske land viste at det bare var Irland, Nederland og Storbritannia som brukte andre faktorer enn IPCC sin standard på 1 prosent av tilført nitrogen. I tillegg til disse ble også Canada og USA sine utslippsregnskap undersøkt. Irland bruker nasjonal utslippsfaktor (EF) Tier 1 for direkte lystgassutslipp fra nitrogen (N) i handelsgjødsel. Utslippsfaktorene (EF) er differensiert mellom gjødseltyper og mellom åker og eng. Nederland bruker en blanding mellom

nasjonal EF Tier 1 og Tier 2 for lystgassutslipp fra N i mineralgjødning og husdyrgjødning. Det er skilt mellom mineralgjødning og husdyrgjødning og mellom spredemetoder for husdyrgjødning. Det er også skilt mellom mineraljord og organisk jord, i tillegg til mellom eng og åker.

Rapporten konkluderte med at av landene som var undersøkt, hadde metodikken brukt i Nederland og Storbritannia størst overføringsverdi til Norge. Der skilles det mellom mineralgjødning og husdyrgjødning, organisk jord og mineraljord, åker og eng i utslippsberegningene og dette er også aktuelt for Norge. I Danmark vurderes det hvordan nasjonale utslippsfaktorer skal utvikles (Petersen og Olesen 2018), og dette arbeidet vil være nyttig å følge med på.

Hvordan kan Norge gå fra Tier 1 standard utslippsfaktor fra IPCC til nasjonal faktor Tier 1?

Under dette punktet skulle det redegjøres for hvilke faktorer som er vesentlige å ta hensyn til, og eventuelt behov for forsøk og undersøkelser, for å komme fram til en spesifikk faktor for norske forhold. Her ble det konkludert med at Norge ikke har tilstrekkelig med data fra feltforsøk til å gå fra Tier 1, standard utslippsfaktor, til nasjonal faktor. Det er behov for 3-4 feltforsøk i korn med plassering på Østlandet og i Trøndelag, og minimum 5 feltforsøk i eng med plassering i ulikt klima og på ulike jordarter (Rogaland, Sogn og Fjordane, Oppland, Trøndelag og Nordland). Engfeltene må gjødsles med både husdyrgjødning og mineralgjødning for å estimere EF for begge gjødselslag. Det er også viktig med standardisering av metoden for å gjennomføre feltforsøkene.

Hvordan kan Norge gå fra Tier 1 til Tier 2?

Under dette punktet skulle mulighetene for å bruke Tier 2-modellen fra IPCC sine 2006 retningslinjer vurderes opp mot norske forhold og tilgang på aktuelle aktivitetsdata og utslippsfaktorer. Dette skulle også gjøres med hensyn til oppdatering av regelverket, 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (IPCC 2019), men denne ble publisert etter av prosjektet var avsluttet.

Ved å gjennomføre feltforsøkene som er skisserte i del 2 av oppdraget konkluderte rapporten med at det også er mulig å gå fra Tier 1 til Tier 2. Det er realistisk å utvikle en modell som differensierer mellom mineralgjødning og organisk gjødning, mellom eng og korn og mellom organisk jord og mineraljord. Ønsker en å skille mellom mineraljord og organisk jord, må en utvide med feltforsøk på næringsrik myr. En modell som tar hensyn til nedbør og ulike jordforhold vurderes som lite realistisk ut fra ressursene som må settes inn både for å skaffe aktuelle utslippsfaktorer og aktivitetsdata.

I revidert versjon av 2006-retningslinjene (IPCC 2019), er det en standardfaktor på Tier 1-nivået for utslipp av  $N_2O$ -N/kg N som er oppdelt etter klima og N-gjødselstype, i tillegg til den enkle standardfaktoren på 1 prosent. Det blir også åpnet for å regne ut utslippene etter en eksponentiell funksjon av tilført N per arealenhet, dersom tilgjengelige aktivitetsdata tillater dette. Tilstrekkelig datagrunnlag på dette vil muliggjøre en Tier 2-metode. Det foreslås også oppdeling etter *miljøfaktorer*, (jordtype, pH) og *driftsforhold* (gjødslingsmengde, vekstslag). Hvilken innvirkning disse endringene får på nøyaktigheten av Norges utslippsrapporteringer er vanskelig å konkludere med på grunn av svakt grunnlag av norske målinger under våre kjølige og stedvis våte forhold. Trolig vil en oppdeling gi mer rett bilde i tråd med intensjonen.

I kapittel 4.7 om forbedringsprosjekter i arealbruk er kartfesting av produksjonstilskudd et tiltak for å bedre datagrunnlaget for dyrket mark. Differensiering av driftsform og jordtype ved å skille mellom åker og eng, og videre skille mellom jordsmonntypene organisk og mineraljord, er muligheter her. Denne datadifferensieringen vil kunne nyttiggjøres i denne forbedring av utslippsberegningene for lystgass fra dyrka mark, så vel som i beregningen av CO<sub>2</sub> og CH<sub>4</sub> utslipp i arealbrukssektoren.

#### 4.7 Mulige forbedringer i arealbrukssektoren

For jordbruksrelaterte utslipp i arealbrukssektoren er det flere mulige forbedringsområder. Bedre aktivitetsdata kan forbedre beregningene for både organisk jord og mineraljord. Det er ingen pågående forbedringsprosjekt eller annen aktivitet for bedre aktivitetsdata per i dag.

Videre vil det være svært nyttig med bedre kunnskap om norske utslipp fra drenert organisk jord, slik at vi eventuelt kan utvikle nasjonale utslippsfaktorer. Her vil et pågående forskningsrådsprosjekt (MYR) sannsynligvis gi nyttig kunnskap, og videre aktivitet vil være naturlig å avvente til disse resultatene er klare.

For mineraljord er det et pågående forbedringsprosjekt knyttet til forbedring av metodikken (fra Tier 2 til Tier 3). Per i dag ser data for endring i karbonbeholdninger, som kan brukes til parametrisering og validering av modellen, til å være den største utfordringen. Dette arbeides det med, og det kan forhåpentligvis la seg gjøre å løse innenfor prosjektets rammer. Dersom en lykkes med å etablere en Tier 3-metodikk (validere modellen), så åpner dette potensielt for at tiltak som feks. bruk av fangvekster kan implementeres. Dette er så langt ikke vurdert konkret, og omtales ikke videre her.

Nåværende Tier 2-metode for dyrka mark er svært sensitiv ovenfor arealet som får husdyrgjødsel på grunn av de modellbaserte stock change factors som brukes i metoden. Mengde husdyrgjødsel per fylke er aktivitetsdata. Denne gjødslingsstatistikken kommer fra landbruksundersøkelsen som blir gjort hver 10. år (2003, 2013). I NIR 2016 ble det lagt inn data fra 2013-undersøkelsen som var veldig forskjellig fra 2003 (interpolering bruk i mellom årene). Det ga stort utslag på utslippsestimatene. En Tier 3-metodikk vil antakelig kunne gi grunnlag for å modellere dette på en bedre måte. En slik forbedring vil først være aktuelt å vurdere når en Tier 3-metodikk er etablert og ny gjødselundersøkelse er klar. Dette er derfor ikke omtalt videre.

##### 4.7.1 Forbedring av aktivitetsdata

###### Kartfesting av produksjonstilskudd

Kartfesting av produksjonstilskudd gir flere muligheter for forbedringer. Den kanskje viktigste kvantitativt kan være muligheten for å koble dyrkingsform (ettårige vekster versus flerårig eng og areal tatt ut av drift) med jordtype (organisk jord og mineraljord). Gjennom det kan en gjøre mer korrekte beregninger for utslipp fra dyrka mark på mineraljord (karbonendringer), samt potensielt forbedre utslippsberegningene for organisk jord basert på driftsform (alle tre gasser, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub>). I tillegg kan en slik kartfesting potensielt gi mulighet for forbedret metodikk for beregning av direkte utslipp av N<sub>2</sub>O (se over i kapitlet om jordbrukssektoren), samt potensielt gi grunnlag for en bedre metodikk for

beregning av karbonendringer knyttet til arealbruksoverganger til dyrka mark (nydyrkingsarealer) på mineraljord.

Det er NIBIOs vurdering at det er mulig å bruke en slik kartfesting til forbedringer, selv om det ikke gir kartfestede data tilbake i tid. For Tier 3-metodikk for dyrka mark på mineraljord, vil det være mulig å bruke en Approach 1 tilnærming (uten kartfestede data) frem til år med kartfesting, og en Approach 3 tilnærming (basert på kartfestede data) fra og med det året en har kartfestede produksjonsdata. For fordeling av dyrkingsformer på henholdsvis organisk jord og mineraljord, ser vi for oss at det er mulig å tilbakeskrive dette til 1990. (Selv om metodikken vil ha noen svakheter, vil den være betydelig bedre enn dagens tilnærming med lik fordeling av driftsformer på de to jordtypene.)

Kartfesting av produksjonstilskudd har tidligere vært utredet for andre formål, og er beskrevet blant annet i notatet «Kart i fagsystemer for tilskuddsordninger i landbruket» (Nystuen, et al. 2014) og i rapporter fra Landbruksdirektoratet/Statens landbruksforvaltning (Statens landbruksforvaltning, 2014) og Landbruksdirektoratet, 2015). Hvorvidt det skal utvikles og tas i bruk en kartløsning for søknad om produksjonstilskudd må bero på en samlet vurdering av potensiell nytte for alle formål, sett opp mot kostnadene som dette vil medføre for søkerne og for forvaltningen.

#### Andre datakilder for forbedrede arealtall

I og med at kartfesting er en kostbar løsning, så har også andre muligheter for forbedring av datagrunnlaget blitt vurdert. Det er to ulike tilnærminger som potensielt kan gi grunnlag for forbedrede data; det er flyfotosjekk gjennom Landsskogtakseringen og informasjon gjennom Landbrukstellingen. Disse vil ikke kunne avlede alle de forbedringer som en eventuell kartfesting av produksjonstilskudd kan, men vil kunne si noe om fordeling av driftsformer på organisk jord versus mineraljord.

#### *Flyfotosjekk i Landsskogtakseringen*

Det er mulig at flyfotosjekk kan benyttes for en inndeling av arealet slik at en kan koble driftsform med jordtype (mineraljord versus organisk jord). Alle Landsskogtakseringens flater som ikke tidligere er registrert med trær og dermed automatisk oppsøkes i felt, blir kontrollert ved hjelp av flyfoto gjennom et femårig omdrev. Det er mulig å gjøre en ekstra flyfotoanalyse i denne prosessen, og skille fulldyrket med årlige vekster, beite og areal gått ut av drift. En slik tilnærming vil formodentlig være vesentlig rimeligere i total kostnad (i og med at det gjøres en sjekk av flatene på flyfoto uansett, så det vil være kun en mindre tilleggsoppgave), men vil også ha noen betydelige svakheter. Utfordringer er knyttet blant annet til vanskeligheter med å bestemme driftsform på flyfoto (kan f.eks. være pløyd akkurat da flyfoto ble tatt, selv om driftsform er flerårig eng). Det vil kunne være mulig å teste dette. En annen utfordring er at det er basert på et begrenset utvalg (de Landsskogflatene vi har med dyrka mark på mineraljord), og det må gjøres en vurdering av om utvalget vil være tilstrekkelig for å kunne gi representative tall.

#### *Landbrukstellingen*

Det er ikke kartlagt andelen organisk jord av jordbruksareal i drift på noen av landbruksundersøkelsene tidligere. Det er ikke planlagt landbruksundersøkelse i 2019. Kommende år skal Landbrukstelling 2020 gjennomføres. Datafangsten for tellingen vil være en kombinasjon av spørreskjema og registerdata. Tellingen vil gjelde både aktive jordbruksbedrifter og landbrukseiendommer.

Norge er forpliktet etter EØS-avtalen til å avholde en såkalt strukturundersøkelse i 2020, der det er lagt opp til fulltelling av enkelte spørsmål, slik som spørsmål knyttet til arbeidsinnsats. Eurostat åpner for at andre variable kan hentes inn via utvalgsundersøkelse. SSB har ikke fått særskilte midler til planlegging av Landbrukstelling 2020 i sitt budsjett, og uten tilførsel av ekstra midler ligger det an til at Eurostats krav vil ligge til grunn for gjennomføring av tellingen. SSB har avsatt interne midler å gjennomføre en telling som oppfyller kravet i EØS-avtalen. I tillegg har SSB nå fått noe ekstra midler til Landbrukstelling 2020 fra Klima- og miljødepartementet og fra Kommunal- og moderniseringsdepartementet. Dette har ført til at alle variabler på Landbrukstelling 2020 kan gjennomføres som en fullstendig telling.

Hovedtemaene på tellingen blant aktive jordbruksbedrifter vil være:

1. Arealer og husdyr (fra registerdata)
2. Arbeidsinnsats og tilleggsnæringer (fra spørreskjema)
3. Husdyrrom og gjødsellager (fra spørreskjema)

Den skjemabaserte delen av Landbrukstelling 2020 skal gjennomføres som en undersøkelse rettet mot jordbruksbedrifter, og omfanget av jordbruksareal ute av drift vil gjelde areal som forvaltes av den enkelte jordbruksbedrift. Videre vil den registerbaserte delen av tellingen gjelde alle landbrukseiendommer. Dette gjelder blant annet forhold om eiere, bosetting, bygninger, og ikke minst en oppdatert GIS-analyse av ulike arealtyper på landbrukseiendommer. Ved å vurdere registrert jordbruksareal i kartgrunnlaget AR5 knyttet til hver landbrukseiendom mot jordbruksareal i drift fra søknader om produksjonstilskudd vil det være mulig å gi gode estimat på jordbruksareal ute av drift. I den løpende jordbruksstatistikken hentes bruken av jordbruksarealet fra søknader om produksjonstilskudd. I dette systemet registreres blant annet areal av korn, fulldyrka eng, overflatedyrka eng og innmarksbeite. Dette vil også gjelde ved gjennomføringen av Landbrukstelling 2020. Fordelingen på driftsformer følger følgelig den inndeling som allerede benyttes i Tier 2-metodikken for dyrka mark. Det kan være til stor potensiell nytte for klimagassregnskapet å få arealtallene for driftsformene fordelt på organisk jord og mineraljord.

Ved eventuell bruk av landbrukstelling for dette formålet er det viktig at det vurderes om hvorvidt jordbrukeren kan forventes til å ha kompetanse til å gi gode svar, og hvordan det bør utformes for å legge til rette for dette. Jordbrukeren vil kunne finne relevant informasjon i analyseresultatene fra de pålagte jordprøvene. I analyseskjema fra f.eks. Eurofins er det angitt for hvert skifte jordart (hvorav én er organisk jord), samt moldinnhold som også er en god indikator (klasse 6 > 40,4 % tilsvarende organisk jord). En del jordbrukere vil kanskje ikke ha så aktivt forhold til jordanalysene, men sende dem direkte til den/de som utformer gjødslingsplan. Med mindre gjødslingsplanen er svært enkelt utformet vil imidlertid informasjon om jordtype normalt finnes i gjødslingsplanen, og dermed være lett tilgjengelig. Vi forventer at jordbrukeren har kompetanse til å gi gode svar dersom spørsmålet utformes på en god måte.

Et sentralt spørsmål som må avklares før en eventuelt går videre med dette, er hvorvidt en kan få dette med i fulltelling. Og dersom en ikke kan det, om det er realistisk at utvalgsundersøkelsen vil kunne gi et representativt bilde av fordelingen da det er relativt små arealer totalt sett. En eventuell inkludering av denne problemstillingen i Landbrukstelling 2020 vil by på utfordringer for datainnsamling og kvalitet og vil derfor kreve tilførsel av ekstra midler.

## 5 Utvalgets konklusjoner og vurderinger

Utvalget har gått gjennom rapporteringen av jordbruksrelaterte klimagassutslipp. Foruten utslipp som rapporteres i utslippssektoren jordbruk omfatter dette utslipp og opptak fra jordbruksarealer (jordbruksdelen av arealbrukssektoren) og utslipp knyttet til energibruk til maskiner og oppvarming av bygninger (energisektoren). Totale jordbruksrelaterte utslipp i disse tre sektorene utgjorde i 2017 7,1 mill. tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Av disse utslippene bokføres 4,5 mill. tonn i jordbrukssektoren, knapt 0,4 tonn i energisektoren, mens det i arealbrukssektoren er et netto utslipp på knapt 2,3 mill. tonn fra jordbruksarealene. Utslippene av metan i utslippssektoren jordbruk var 104,6 ktonn CH<sub>4</sub>, noe som tilsvarer 2,6 mill. tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, mens lystgassutslippene utgjorde 5,9 ktonn tilsvarende knapt 1,8 mill. tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. I tillegg kommer utslipp av metan og lystgass fra jordbruksjord i arealbrukssektoren og energisektoren.

Klimagassutslippene estimeres ut fra innsamlet statistikk og modellberegninger, som enkelt forklart består i å kombinere aktivitetsdata med tilhørende utslippsfaktorer. Noen utslipp kommer fra punktkilder, mens andre utslipp kommer fra arealer. Samtidig vil noen utslipp være enkle å beregne ved at de har en konstant utslippsfaktor og pålitelige aktivitetstall (f.eks. drivstofforbruk til traktorer). Andre utslipp vil være knyttet til komplekse biologiske, biokjemiske og fysiske prosesser som kan ha stor variasjon og som også kan ha mindre nøyaktige aktivitetstall (f.eks. utslipp fra drenert organisk jord) og dermed usikre estimater. Størst usikkerhet er knyttet til størrelsen av lystgassutslipp forbundet med jord og gjødsling, særlig gjelder dette utslippsfaktorene som nyttes. For metan fra husdyrenes fordøyelse har vi god oversikt over dyretallet. Samtidig er det ulikheter mellom de landene som er sammenlignet i de utslippsfaktorene som er benyttet. For arealbruk er det utslipp fra drenert organisk jord som er den største kilden, og som det også er knyttet stor usikkerhet til.

Utslippsregnskapet gir en oversikt over utslippene av de ulike klimagassene og hvilke kilder de har. Bokføringsregler og metodikk sikrer at alle land fører sitt regnskap etter samme prinsipper, noe som gjør det mulig å gi et globalt bilde og å gjøre sammenligninger mellom land. Faktiske utslipp kan imidlertid variere ut fra naturgitte og driftsmessige forhold som ikke nødvendigvis fanges opp i metodikk og modeller som nyttes. Opplegg og metodikk for utslippsberegninger og -rapportering tar høyde for at beregningene kan forbedres ved å ta i bruk ny dokumentert kunnskap.

### 5.1 Mulige forbedringer i utslippsregnskapet

Et sentralt punkt i utvalgets mandat har vært å vurdere mulige forbedringer i utslippsregnskapet for jordbruks- og arealsektoren med tanke på at regnskapet bedre skal reflektere faktiske utslipp, og med tanke på at effekten av tiltak skal komme til syne. Utslippsregnskapet kan forbedres gjennom (a) bedre aktivitetsdata og/eller (b) bedre metoder for utslippsberegninger.

Ved vurderingen av mulig forbedringer har utvalget basert seg på følgende kriterier: 1) Størrelsen på utslippskilden, (2) usikkerhet i beregningene, (3) hvorvidt effekten av aktuelle tiltak fanges opp, (4) avvik fra sammenlignbare land og (5) tilgang på ny kunnskap eller bedre tallgrunnlag.

Enkelte forbedringer vil kunne gjennomføres uten særlig stor ressursinnsats, mens andre forbedringer vil kreve betydelig innsats gjennom forskning og/eller innhenting av data for å finne fram til entydig faglig dokumentasjon av effekten. Utvalget vil peke på at det vil være nødvendig med nytte- og kostnadsvurderinger før det tas beslutning om gjennomføring av de enkelte forbedringstiltakene. Basert

på gjennomgangen vil imidlertid utvalget peke på noen tiltak som kan være aktuelle for å videreutvikle utslippsrapporteringen.

Når det gjelder innsamling av aktivitetsdata er ulike registerinformasjon en viktig og pålitelig kilde. Dette er for eksempel informasjon fra statistikk over produksjonstilskudd i jordbruket. En annen viktig og pålitelig kilde er Landsskogtakseringen, og arealtall herfra ligger til grunn for utslippsberegninger i både jordbrukssektoren og arealbrukssektoren. Endringer i disse statistikkene vil kunne ha betydning for utslippsberegningene. Det er derfor viktig med dialog mellom leverandører av statistikkene og de som utarbeider klimagassregnskapet.

I tillegg til disse statistikkene kan utslippsregnskapet forbedres gjennom regelmessig og systematisk innsamling av opplysninger om driftspraksis som ikke kan registreres via administrative datafangstløsninger. SSBs landbrukstelling og årlige landbruksundersøkelser spiller en viktig rolle i en slik sammenheng. Utslipp fra gjødsling er en betydelig kilde til utslipp. Samtidig er gjødslingstiltak viktige for å få ned utslippene fra jordbruksarealene. Utvalget vil derfor peke på betydningen av at utslippsberegningene bygger på oppdatert informasjon om gjødslingspraksis. Utvalget mener derfor at det bør vurderes å gjennomføre gjødselundersøkelser med hyppigere mellomrom enn det som hittil har vært tilfelle, antydningssvis hvert tredje år. Utvalget mener også det kan ha stor nytteverdi å gjøre et tillegg til landbrukstellingen 2020, for å bedre dekke databehov i regnskapet.

Pålitelige driftsdata som samles inn av næringen selv vil også kunne nyttes i utslippsberegningene. Aktuelle datakilder kan være husdyrkontrollene (Animalia, Tine), Mimirol eller KlimaSmart. Disse datasettene vil kunne utvide datagrunnlaget for klimaregnskapet ytterligere, men utvalget har ikke vurdert nærmere hvordan dette kan gjøres.

Bedre datagrunnlag for dyrket mark kan gi forbedring av utslippsberegninger både i jordbrukssektoren og arealbrukssektoren; CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O fra mineralisering av drenert organisk jord, N<sub>2</sub>O fra gjødsling, karbonlagring i mineraljord og også potensielt forbedret metodikk for overganger til dyrka mark (mineraljord nydyrkingsarealer). Noen av disse utslippskildene er betydelige, som for eksempel CO<sub>2</sub> utslipp relatert til drenert organisk jord. I rapporten beskrives flere muligheter til hvordan man potensielt kan få forbedrete aktivitetsdata; f.eks. ved kartfesting av produksjonstilskudd, flyfotoinventering i Landsskogtakseringen, implementere relevante spørsmål i Landbrukstellingen 2020, og standardisering av jordprøvetaking. Kartfesting av produksjonstilskudd er den tilnærmingen som vil gi best data og størst grunnlag for forbedringer. På kort sikt kan flyfotoinventering i Landsskogtakseringen og implementere relevante spørsmål i Landbrukstellingen 2020 utredes videre og vurderes som alternativer.

Når det gjelder forbedringsprosjekter som på kortere sikt kan forbedre modellberegningene i utslippsregnskapet vil utvalget spesielt framheve følgende prosjekter basert på vurderinger i kapittel 4:

Enterisk metan fra melkeku er en betydelig utslippskilde i jordbrukssektoren og utvalget anbefaler at de metodeoppdateringer som er blitt foreslått av NMBU blir implementert i det nasjonale utslippsregnskapet (avsnitt 4.6.1.). Utvalget anbefaler videre at det blir undersøkt mulighetene for å forbedre tilgangen til aktivitetsdata som er nødvendige for bedre å fange opp endringer i utslipp fra melkeku (for eksempel informasjon fra Husdyrkontrollen som melkeytelse, kraftfôrandel og andre fôrdata). Det er viktig med forskning for å få økt kunnskap om tiltak som har usikker effekt.

Basert på den kunnskapen som foreligger i dag anbefales det ikke å gjøre endringer i den norske metodikken for å beregne enterisk metan fra sau før man har et bedre faglig grunnlag, basert på forskningsresultater fra studier av sauehold under norske forhold.

Når det gjelder utslipp fra gjødsellager anbefaler utvalget at eksisterende forbedringsprosjekt med mål om å implementere effekten av biogass fra husdyrgjødsel ferdigstilles, slik at effekten av dette tiltaket blir reflektert i jordbrukssektorens utslippsregnskap. En regelmessig innhenting av nødvendige aktivitetsdata over mengde gjødsel brukt i gårds- og sambehandlingsanlegg gjennom for eksempel gjødselundersøkelsen må også sikres.

Utslipp av  $N_2O$  fra dyrket mark er en betydelig utslippskilde og det er viktig at utslippsberegningene best mulig reflekterer faktiske forhold. Resultatene fra NIBIOs studie utført innenfor rammene av teknisk beregningsutvalg for jordbruket beskrevet i avsnitt 4.6.3 viser dog at det er vanskelig å gå over til en mer avansert Tier 2-metodikk uten betydelig forskningsinnsats.

#### 5.1.1 Forbedringer for å fange opp effekten av klimatiltak

Et kriterium for aktuell forbedring av utslippsregnskapet vil være hvorvidt utslippsreducerende tiltak kan bli synliggjort. I tabellen i kap. 4.3. vises det at mange tiltak blir fanget opp i klimaregnskapet, men det er også synliggjort at flere tiltak ikke fanges opp i det offisielle utslippsregnskapet per i dag. For eksempel vil tiltak som fremmer bedre utnyttelse av gjødsel ikke alltid synliggjøres. Noen husdyrgjødseltiltak kommer indirekte til syne gjennom at det reduserer behovet for mineralgjødsel og lystgassutslipp som hører til denne. Selv om utslippsreduksjoner ikke synliggjøres direkte i regnskapet, vil økt produktivitet gi reduserte utslipp pr produsert enhet. Dette vil være tilfellet for flere av tiltakene som gjelder forbedringer i husdyrholdet.

En styrking av metodikken for å synliggjøre tiltak i utslippsregnskapet vil både forbedre selve regnskapet og kunne fange opp effektene av flere virkemidler.

I arealbrukssektoren er drenert organisk jordbruksjord en betydelig utslippskilde, og her brukes i dag standard utslippsfaktorer fra IPCC sitt regelverk. Forskning for å etablere et bedre kunnskapsgrunnlag knyttet til utslipp fra drenert organisk jordbruksjord i Norge vil kunne redusere usikkerheten knyttet til disse utslippsberegningene.

Det er også identifisert flere potensielle tiltak for økning av karbonlagring i jord, slik som bruk av biokull og fangvekster, hvor det kreves et mer langsiktig arbeid med å oppdatere kunnskapsgrunnlag, metodikk og/eller etablere tilstrekkelig datafangst før en kan fange opp effektene. Å utvikle en Tier 3-metodikk for å beregne endringer i karboninnhold i mineraljord, samt etablere godt nok datagrunnlag til å verifisere modellen slik at den kan implementeres, vil kunne gi et bedre grunnlag for å inkludere effekter av ulike tiltak, som for eksempel fangvekster, i klimagassregnskapet.

Utvalget mener det er viktig med løpende videreutvikling og forbedring av utslippsregnskapet for jordbruket etter hvert som kunnskapsgrunnlaget forbedres. Dette er et kunnskapsfelt med rask utvikling. Utvalget mener derfor at forskning som gir bedre kunnskap om effekter av tiltak som kan synliggjøres i utslippsregnskapet bør vektlegges i prioriteringen av forskningsmidler.

## 6 Referanser

- Agri Analyse. *Metodikk for beregning av utslipp av enterisk metan fra sau*. Agri Analyse, 2019.
- Ahlstrøm, A, og K: Frydenlund, J Bjørkelo. «AR5 klassifikasjonssystem - klassifikasjon av arealressurser.» Rapport fra Skog og Landskap 06/2014, 2014, 38.
- Allen, M R, K P Fuglestad, A Reisinger, R T Pierrehumbert, og P M Forster. «New use of global warming potentials to compare cumulative and short-lived climate pollutants.» *Nature Climate Change* 6, 2016: 773-777.
- Borgen, S K, et al. «CO<sub>2</sub> emissions from cropland in Norway estimated by IPCC default and Tier 2 methods.» *Greenhouse Gas Measurements and Management* 2:1, 2012: 5-21.
- Breidenbach, J, et al. «Analyse av størrelse, årsaker til og reduksjonsmuligheter for avskoging i Norge.» NIBIO Rapport: 3(152) 2017, 2017.
- Bright, R M, G Myhre, R Astrup, C Antón-Fernández, og A H Strømman. «Radiative Forcing Bias of Simulated Surface Albedo Modifications Linked to Forest Cover Changes at Northern Latitudes.» *Biogeoscience* vol. 12, 2015: 2195-2205.
- Bright, R M, og R Astrup. «Combining MODIS and National Land Resource Products to Model Land Cover-Dependent Surface Albedo for Norway.» *Remot Sens.* 11. 871, 2019.
- Bright, R M, R Astrup, og A H Strømman. «Empirical Models of Monthly and Annual Albedo in Mangrove Boreal Forests of Southeast Norway.» *Climatic Change* vol. 120, 2013: 183-196.
- Carbon Limits. «Calculation of atmospheric nitrogen emissions from manure in Norwegian Agriculture.» M-1255/2018 Technical description of the revised model Project for Miljødirektoratet, 2018.
- Carrer, D, G Pique, M Ferlicoq, X Ceamanos, og E Ceschia. «What is the Potential of Cropland Albedo Management in the Fight Against Global Warming? A Case Study Based on the Use of Cover Crops.» *Environ. Res. Lett.* 13 044030, 2018.
- Davin, E L, S I Seneviratne, P Ciais, A Olioso, og T Wang. «Preferential Cooling og Hot Extremes from Cropland Albedo Management.» *PNAS* vol. 111 nr. 27, 2014: 9757-9761.
- Etminan, M, G Myhre, Highwood E G, og K P Shine. «Radiative Forcing of Carbon Dioxide, Methane and Nitrous Oxide: A Significant Revision of the Methane Radiative Forcing.» *Geophysical Research Letters* 43, 2017: 12614-12623.
- Gundersen, G I, og J Haldal. *Bruk av gjødselressurser i jordbruket 2013. Metodebeskrivelse og resultater fra en utvalgsbasert undersøkelse (Use of inorganic and organic fertilisers in agriculture 2013)*. Statistics Norway, 2015.
- Hartwich, E G, og G P Peters. «Carbon Footprints of Nations: A Global, Trade-Linked Analysis.» Industrial Ecology Programme and Department of Energy and Process Engineering, Norwegian University of Science and Technology (Trondheim) and Center for International Climate and Environment (Oslo), 2009.
- Horton, R, K L Bristow, G J Kluitenberg, og T J Sauer. «Crop Residue Effects on Surface Radiation and Energy Balance.» *Theoretical and Applied Climatology* vol. 54 nr.1-2, 1996: 27-37.
- <https://unfccc.int>. 2019. <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2019>.
- IPCC. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Published: IGES, Japan In Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. & Troxler, T. G. (eds), Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds), Switzerland: IPCC, 2006.

- IPCC. *2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands*. In Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. & Troxler, T. G. (eds)., Switzerland: IPCC, 2014.
- IPCC. «2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.» Foreløpig versjon (før trykking), 2019.
- Karlengen, I J, B Svihus, N P Kjos, og O M Harstad. «Husdyrgjødsel; oppdatering av mengder gjødsel og utskillelse av nitrogen, fosfor og kalium.» Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for husdyr- og akvakulturvitenskap, 2012.
- Klimautvalget. «Landbruk og Klimaendringer.» 2016.
- Landbruksdirektoratet. «Endringer i produksjonstilskudd.» Rapport nr. 3/2015, 2015.
- Lobell, D B, G Bala, og P B Duffy. «Biogeophysical Impacts of Cropland Management Changes on Climate.» *Geophysical Research Letters*. vol 33, L06708, 2006.
- Meyer, S, R M Bright, D Fischer, H Schults, og B Glaser. «Albedo Impact on the Suitability of Biochar Systems to Mitigate Global Warming.» *Environ. Sci. Technol.* vol 46, 2012: 12726-12734.
- Myhre, G, et al. red. T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, og P. M. Midgley, 659–740., Anthropogenic and natural radiative forcing supplementary material. I: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change,, Cambridge: Cambridge University Press, 2013, red. T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, og P. M. Midgley, 659–740.
- Norwegian Environment Agency, Statistics Norway, Norwegian Institute of Bioeconomy Research. *Greenhouse Gas Emissions 1990-2017, National Inventory Report (NIR 2019)*. M-1271, The Norwegian Environment Agency, 2019.
- Nystuen, et al. «Kart i fagsystemer for tilskuddsordninger i landbruket.» Notat fra Skog og Landskap, 2014.
- Peters, G P, R M Andrew, og J Karstensen. «Global Environmental Footprints. A Guide to Estimating, Interpretating and Using Consumption-based Accounts of Resource Use and Environmental Impacts.» *TemaNord* 2016:532, 2016.
- Petersen, S O, og J E Olesen. *Opstart af måleprogram til bestemmelse af emissionsfaktorer for lattergass. Notat med besvarelse av spørsmål om nationale emissionsfaktorer og revision af IPCC guidelines*. Aarhus Universitet, 2018.
- Rivedal, S, og A Aune. «Betre metodikk for estimering av lystgassutslepp frå dyrka mark brukt i nasjonal rapportering.» NIBIO rapport 5(5), 2019.
- Sanderman, J, og J A Baldock. «Accounting for Soil Carbon Sequestration in National Inventories: A Soil Scientist's Perspective.» *Environmental Research Letters*, 5 (3), 2010: 1-6.
- Statens landbruksforvaltning (SLF). «Forslag til endringer i forvaltningsregime for produsjonstilskudd og avløpsertilskudd.» Rapport 14/2014, 2014.
- Stocker, T F, et al. *Anthropogenic and Natural Radiative Forcing Supplementary Material. I: Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, red. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- Storlien, T M, H Volden, T Almøy, K A Beauchemin, T A McAllister, og O M Harstad. «Predictions of Rnteric Methane Production from Dairy Cows.» *Acta Agric Scand A*, 64:98-109, 2014.

- Søgaard, G, et al. «Effekter av planting av skog på nye arealer. Betydning for klima, miljø og næring.» NIBIO rapport vol. 5 nr. 3, 2019.
- UNFCCC. 2018.
- . «UNFCCC Reporting Guidelines on Annual Inventories for Paris Included in Annex I to the Convention.» 2013.

## 7 Vedlegg

### Vedlegg I: Utslipp fra energibruk i jordbruket

| År   | Traktorer og maskiner     |                           |                           |                                         | Oppvarming                |                           |                           |                                         | Energi-<br>bruk<br>CO <sub>2</sub> -ekv,<br>1000 t |
|------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------------------|----------------------------------------------------|
|      | CO <sub>2</sub> ,<br>tonn | CH <sub>4</sub> ,<br>tonn | N <sub>2</sub> O,<br>tonn | Tot CO <sub>2</sub> -<br>ekv,<br>1000 t | CO <sub>2</sub> ,<br>tonn | CH <sub>4</sub> ,<br>tonn | N <sub>2</sub> O,<br>tonn | Tot CO <sub>2</sub> -<br>ekv,<br>1000 t |                                                    |
| 1990 | 342343,9                  | 18,3                      | 28,2                      | 351                                     | 169138,3                  | 61,8                      | 2,2                       | 171                                     | 523                                                |
| 1991 | 336906,0                  | 18,0                      | 27,7                      | 346                                     | 156985,6                  | 64,7                      | 2,0                       | 159                                     | 505                                                |
| 1992 | 330210,1                  | 17,6                      | 27,0                      | 339                                     | 138593,1                  | 47,9                      | 1,9                       | 140                                     | 479                                                |
| 1993 | 326698,5                  | 17,3                      | 26,4                      | 335                                     | 128038,9                  | 35,4                      | 1,6                       | 129                                     | 464                                                |
| 1994 | 293704,6                  | 15,6                      | 23,7                      | 301                                     | 122422,2                  | 30,7                      | 1,5                       | 124                                     | 425                                                |
| 1995 | 277488,2                  | 14,6                      | 22,4                      | 285                                     | 115783,3                  | 21,4                      | 1,4                       | 117                                     | 401                                                |
| 1996 | 274091,0                  | 14,4                      | 22,1                      | 281                                     | 161123,7                  | 25,6                      | 2,0                       | 162                                     | 443                                                |
| 1997 | 260973,2                  | 13,8                      | 21,1                      | 268                                     | 115860,7                  | 20,7                      | 1,4                       | 117                                     | 384                                                |
| 1998 | 281036,8                  | 14,7                      | 22,7                      | 288                                     | 130953,4                  | 17,3                      | 1,5                       | 132                                     | 420                                                |
| 1999 | 271401,1                  | 14,1                      | 21,8                      | 278                                     | 126572,0                  | 17,9                      | 1,5                       | 127                                     | 406                                                |
| 2000 | 269890,1                  | 14,1                      | 21,7                      | 277                                     | 74994,1                   | 11,4                      | 0,8                       | 76                                      | 352                                                |
| 2001 | 316852,6                  | 16,5                      | 25,2                      | 325                                     | 81125,9                   | 15,1                      | 0,9                       | 82                                      | 407                                                |
| 2002 | 279140,7                  | 14,5                      | 22,1                      | 286                                     | 78764,8                   | 10,8                      | 1,0                       | 79                                      | 365                                                |
| 2003 | 287383,1                  | 15,0                      | 22,6                      | 294                                     | 98375,7                   | 13,7                      | 1,3                       | 99                                      | 394                                                |
| 2004 | 298342,0                  | 15,5                      | 23,2                      | 306                                     | 81031,9                   | 10,9                      | 1,1                       | 82                                      | 387                                                |
| 2005 | 321397,2                  | 16,8                      | 24,7                      | 329                                     | 107510,6                  | 12,0                      | 1,1                       | 108                                     | 437                                                |
| 2006 | 314409,3                  | 16,5                      | 23,8                      | 322                                     | 120303,5                  | 13,7                      | 1,3                       | 121                                     | 443                                                |
| 2007 | 309691,8                  | 16,2                      | 23,0                      | 317                                     | 120557,9                  | 13,1                      | 1,2                       | 121                                     | 438                                                |
| 2008 | 307678,5                  | 16,2                      | 22,5                      | 315                                     | 108200,0                  | 11,0                      | 1,0                       | 109                                     | 424                                                |
| 2009 | 309152,5                  | 16,2                      | 22,1                      | 316                                     | 111696,9                  | 10,2                      | 0,8                       | 112                                     | 428                                                |
| 2010 | 307968,5                  | 16,3                      | 21,6                      | 315                                     | 136888,4                  | 11,9                      | 0,9                       | 137                                     | 452                                                |
| 2011 | 316875,2                  | 16,7                      | 21,7                      | 324                                     | 89658,7                   | 7,8                       | 0,6                       | 90                                      | 414                                                |
| 2012 | 311425,9                  | 16,5                      | 21,1                      | 318                                     | 77432,2                   | 6,6                       | 0,5                       | 78                                      | 396                                                |
| 2013 | 304814,7                  | 16,2                      | 20,3                      | 311                                     | 98398,8                   | 8,2                       | 0,6                       | 99                                      | 410                                                |
| 2014 | 295532,3                  | 15,7                      | 19,3                      | 302                                     | 93607,0                   | 7,7                       | 0,6                       | 94                                      | 396                                                |

|             |          |      |      |     |          |     |     |     |     |
|-------------|----------|------|------|-----|----------|-----|-----|-----|-----|
| <b>2015</b> | 291448,7 | 15,6 | 18,7 | 297 | 77808,9  | 6,4 | 0,5 | 78  | 376 |
| <b>2016</b> | 288872,4 | 15,4 | 18,2 | 295 | 108418,3 | 8,8 | 0,7 | 109 | 404 |
| <b>2017</b> | 287189,7 | 15,4 | 17,8 | 293 | 104353,9 | 8,4 | 0,6 | 105 | 398 |

## **Vedlegg II: Update of methodology for calculation of enteric methane from dairy cows in Norway**

*By Angela Schwarm<sup>1</sup>, Helge Bonesmo<sup>2</sup> and Egil Prestløkken<sup>1</sup>,*

*<sup>1</sup>Department of Animal and Aquacultural Sciences, Norwegian University of Life Sciences, Ås; <sup>2</sup>Felleskjøpet Fôrutvikling/Klimasmart landbruk, Trondheim.*

### **Introduction**

The present work is an update of the methodology for calculation of enteric methane from dairy cows in Norway. The work is split in three parts. The first part is an update of the methodology for calculating enteric methane emission in individual cows. The second part is an update of the methodology for calculation of national emission of enteric methane. The third part is an approach to calculate influence of various mitigation efforts of enteric methane emission. In this report, the three parts are presented as Part one, two and three.

Part one is based on the database for enteric methane production used by Storlien et al. (2014). The work was performed in three steps:

- 1) Extend the database of Storlien et al. (2014) with new data and develop new/updated equations
- 2) Evaluate the performance of the new/updated equations in comparison to existing and recently published equations
- 3) Compare Ym equations

Part two is based on the updated methodology in part one and the approach introduced by Volden and Nes (2006), and used by Storlien and Harstad (2016). In this approach, ration formulation is used to formulate diets for annual yields in the range 5000 to 12000 kg energy corrected milk (ECM). The work was performed in two steps.

- 1) Update the NorFor-data with new estimates of methane production (MJ CH<sub>4</sub>/day), and update the corresponding emission factor (Ym)
- 2) Evaluate the influence of new/updated Ym on national enteric methane emission

Part three is based on the updated methodology for calculation of enteric methane production presented in the first part, and a literature review. The work was performed in three steps:

- 1) Evaluate the influence of the updated equation on harvesting time of silage
- 2) Present and evaluate an approach to estimate influence of pasture based on Norwegian experiments and literature
- 3) Evaluate possible influence of various additives using a literature approach

### **Part one**

#### **Introduction**

In 2013, Nielsen et al. published a prediction equation for enteric methane emission from dairy cows based on 47 treatment means from Nordic countries. The equation include daily dry matter intake (DMI), and concentration of neutral detergent fiber (NDF) and fatty acid (FA) in the ration. The equation reads as follows:

$$\text{CH}_4 \text{ (MJ/d)} = 1.23 \times \text{DMI (kg/d)} - 0.145 \times \text{FA (g/kg DM)} + 0.012 \times \text{NDF (g/kg DM)}$$

One year later, Storlien et al. (2014) published a prediction equation for enteric methane emission from dairy cows. Different from Nielsen et al. (2013), Storlien et al. (2014) did not use the whole dataset for model development, but split the dataset for model development and evaluation. In total, 42 treatment means (thereof 22 Nordic data) were used for model development and 36 treatment means (thereof 10 Nordic data) used for model evaluation. The equation did not include NDF concentration as an input parameter. The equation is currently used by Miljødirektoratet and reads as follows:

$$\text{CH}_4 \text{ (MJ/d)} = 6.80 + 1.09 \times \text{DMI (kg/d)} - 0.15 \times \text{FA content (g/kg DM)}$$

Storlien et al. (2014) did not report the performance of the model compared to the model of Nielsen et al. (2013). This equation is currently used by the Nordic Feed Evaluation System – NorFor (Volden, 2011) and of particular interest to evaluate. In the present project, we included a comparison of the Storlien et al. (2014) equation used by Miljødirektoratet and the Nielsen et al. (2013) equation used by NorFor.

## Methods

In order to update the methodology for calculation of enteric methane from dairy cows in Norway, the model development dataset of Storlien et al. (2014, n=42 treatment means) was extended by recent data (n=23 treatment means; Nordic, European, intercontinental). A regression analyses were performed using the Mixed procedure (PROC Mixed) in the SAS. Number of individuals per treatment means was considered by using the WEIGHT statement. This resulted in slightly different prediction equations (n=65 treatment means). In Table 1, three updated models are presented. Model 1 reflect the currently used model just including more data in the equation. Model 2 and 3 include concentration of neutral detergent fiber (NDF) in addition to dry matter intake (DMI) and fatty acid (FA) concentration in the ration. The updated Models 1, 2 and 3 reads as follows (Table 1):

Model 1:  $\text{CH}_4 \text{ (MJ/d)} = 5.10 + 1.12 \times \text{DMI} - 0.121 \times \text{FA content}$

Model 2:  $\text{CH}_4 \text{ (MJ/d)} = -1.26 + 1.18 \times \text{DMI} - 0.106 \times \text{FA content} + 0.0123 \times \text{NDF content}$

Model 3:  $\text{CH}_4 \text{ (MJ/d)} = 1.16 \times \text{DMI} - 0.110 \times \text{FA content} + 0.0106 \times \text{NDF content}$

where DMI is in kg/day and content of FA and NDF is in g/kg DM.

The model evaluation dataset of Storlien et al. (2014) was used to compare the ability of the updated Models 1 to 3 to predict CH<sub>4</sub> production. The models were compared with the extant models used in Norway (Nielsen et al. 2013; Storlien et al. 2014) and recently published models (n=5 from Niu et al. 2018, Charmley et al. 2016, Ramin & Huhtanen 2013). Root mean squared prediction error (RMSPE) and concordance correlation coefficient (CCC) were the main quality parameters. All tested models included DMI (kg/day) as input variable. In addition, some of the models included minimum one of the following parameters: concentration of fatty acid (FA), neutral detergent fiber (NDF) and crude fat/ether extract (EE) (given in g/kg DM or percentage of DM).

## Results

### *Storlien et al. (2014) versus Nielsen et al. (2013)*

The comparison of the two equations currently used in Norway to predict methane emissions from dairy cows showed a better performance of the Nielsen et al. (2013) equation than the Storlien et al. (2014)

equation (Table 1). Although the predicted mean deviates more from the observed mean (measured methane values in the evaluation data set of Storlien et al. 2014), the CCC is higher for the Nielsen et al. (2013) equation (Table 1), i.e. it has a higher accuracy and precision to predict methane emissions. If the task had been to compare these two equations, we would recommend Nielsen et al. (2013).

#### *Updated models compared to current models and recently published models*

The updated Model 2, using the same input variables as Nielsen et al. (2013), performed best among all compared models judged from the CCC (Table 1). However, in this equation only the terms DMI and FA were significant ( $p < 0.001$ ), whereas the p-values of the intercept and the term NDF were not ( $p > 0.06$ ).

In accordance with Nielsen et al. 2013, we predefined the intercept to zero as it was considered logic that the cows do not produce CH<sub>4</sub> when they do not consume any feed. The resulting updated Model 3 has no intercept, and all terms, including NDF, were significant ( $p < 0.01$ ) (Table 1). The updated Model 3 performance is ranked 2 among all models compared as it has the second highest CCC and a comparably low RMSPE.

Among the recently published models, the model of Niu et al. (2018) with the input variables DMI and NDF performed best (CCC of 0.611), however it did not perform better than Nielsen et al. (2013), Storlien et al. (2014) and the updated Models 1, 2 and 3 (Table 1).

#### **Recommendation**

The Nielsen et al. 2013 equation did not perform well to predict methane emissions in Europe in a comparison of models made by Appuhamy et al. (2016). Moreover, the updated Model 3 had the highest performance (high CCC, low RMSPE) among the updated and published models compared. In addition, all terms being significant in the equation. Therefore, we recommend use of the updated Model 3. This model reads as follows:

$$\text{CH}_4 \text{ (MJ/d)} = 1.16 \times \text{DMI (kg/d)} - 0.110 \times \text{FA content (g/kg DM)} + 0.0106 \times \text{NDF content (g/kg DM)}$$

Different from the Storlien et al. (2014) equation, the updated Model 3 allows for considering effects of NDF concentration in the feed in addition to fatty acid concentration. Fatty acids will vary somewhat in the feeds, but mainly in compound feed. The reducing effect on methane production of adding fat to the feed is reflected in the negative coefficient (-0.106). The concentration of NDF will mainly vary with forage proportion and quality in the diet. A positive coefficient (0.0106) reflect reduced methane production by earlier harvesting of grass for silage as NDF concentration in grass increases with harvesting time. The recommended equation (updated Model 3) allows for predicting this effect when DMI, FA and NDF is known.

We discussed if it would be more convenient to recommend the Nielsen et al. (2013) model, which has the same input variables as Model 3 (DMI, FA and NDF) and is already used by TINE through the NorFor ration planning model. However, besides the statistical performance already discussed, the Nielsen et al. (2013) model yields slightly higher estimates of methane emissions than our revised Model 3 (Table 2), which would result in increased estimate of emissions in Norway. We did therefore decide not to recommend the Nielsen et al. (2013) model, but we have included it in the evaluation in Part two.

**Table 1.** Methane production (MJ/day per cow) prediction equations and evaluation of developed and extant models ordered by decreasing CCC. The updated Model 3 is recommended as (1) all terms of the equation were significant and (2) it has a good performance in terms of high CCC and low RMSPE

| Model                  | N         | Prediction equation<br>(p-values)              | Observed<br>(mean) | Predicted<br>(Mean) | Inter<br>cept | Slope      | ECT,<br>%  | ER, %       | ED, %       | RMSPE,<br>% | CCC          | <i>r</i>    | <i>C<sub>b</sub></i> | $\mu$        |
|------------------------|-----------|------------------------------------------------|--------------------|---------------------|---------------|------------|------------|-------------|-------------|-------------|--------------|-------------|----------------------|--------------|
| Updated model 2        | 36        | -1.26+1.18DMI-0.106FA+0.0123NDF                | 21.16              | 21.15               | 6.7           | 0.7        | 0.0        | 13.4        | 86.6        | 13.7        | 0.697        | 0.70        | 1.00                 | 0.00         |
| <b>Updated model 3</b> | <b>36</b> | <b>1.16DMI-0.110FA+0.0106NDF</b>               | <b>21.16</b>       | <b>21.42</b>        | <b>7.2</b>    | <b>0.7</b> | <b>0.0</b> | <b>13.1</b> | <b>86.1</b> | <b>13.9</b> | <b>0.692</b> | <b>0.69</b> | <b>1.00</b>          | <b>-0.07</b> |
| Nielsen et al. 2013    | 36        | 1.23DMI-0.145FA+0.012NDF                       | 21.16              | 21.79               | 5.7           | 0.8        | 3.8        | 23.6        | 72.6        | 15.2        | 0.677        | 0.69        | 0.98                 | -0.16        |
| Updated model 1        | 36        | 5.10+1.12DMI-0.121FA                           | 21.16              | 21.38               | 7.8           | 0.6        | 0.5        | 16.6        | 82.9        | 14.9        | 0.648        | 0.65        | 1.00                 | -0.06        |
| Storlien et al. 2014   | 36        | 6.80+1.09DMI-0.15FA                            | 21.16              | 21.46               | 7.2           | 0.7        | 0.9        | 20.4        | 78.8        | 15.3        | 0.647        | 0.65        | 0.99                 | -0.08        |
| Niu et al. 2018        | 36        | -26.0+15.3DMI+3.42NDF(%DM)*0.0555              | 21.16              | 21.16               | 12.5          | 0.4        | 0.0        | 2.6         | 97.4        | 12.9        | 0.611        | 0.70        | 0.87                 | 0.00         |
| Charmley et al. 2016   | 36        | 38.0+19.22DMI*0.0555                           | 21.16              | 21.85               | 12.4          | 0.4        | 4.4        | 6.3         | 89.3        | 15.6        | 0.540        | 0.57        | 0.95                 | -0.21        |
| Niu et al. 2018        | 36        | 160+14.2DMI-13.5EE(%DM)*0.0555                 | 21.16              | 19.83               | 10.9          | 0.4        | 16.1       | 1.2         | 82.7        | 15.7        | 0.524        | 0.60        | 0.87                 | 0.42         |
| Niu et al. 2018        | 36        | 107+14.5DMI*0.0555                             | 21.16              | 20.83               | 13.7          | 0.3        | 1.1        | 0.1         | 98.8        | 14.8        | 0.495        | 0.57        | 0.87                 | 0.11         |
| Ramin, Huh tanen 2013  | 36        | (20+35.8DMI-0.5DMI <sup>2</sup> )*0.714*0.0555 | 21.16              | 20.11               | 14.2          | 0.3        | 10.2       | 0.7         | 89.1        | 15.6        | 0.420        | 0.56        | 0.75                 | 0.40         |

N, number of treatment means; DMI, dry matter intake (kg/d); EE, ether extract content (% DM); FA, fatty acid content (g/kg DM); NDF, neutral detergent fibre content (g/kg DM) if not indicated differently; RMSPE, root mean squared prediction error expressed as a percentage of the observed mean and in mega joule; ECT, error due to bias, as a percentage of total MSPE; ER, error due to regression, as a percentage of total MSPE; ED, error due to the disturbance, as a percentage of total MSPE; CCC, concordance correlation coefficient; *r*, Pearson correlation coefficient; *C<sub>b</sub>*, bias correction factor;  $\mu$ , location shift

## Part two

### Model for national reporting

The model presently used for predicting methane emission at national level is based on calculations in the feed ration program NorFor (NorFor-data), using steps of 500 kg energy corrected milk (ECM), in the range 5000 to 12000 kg ECM. The data predict feed rations during a 305 day lactation and includes most rations commonly used to feed dairy cows in Norway. Based on the equation presented by Storlien et al. (2014), Storlien and Harstad (2016) give regression equation for methane emissions based on 305 day milk yield and concentrate share of the diet. These equations are used today to estimate enteric methane emission in dairy cows.

No major changes in milk yield and quality of silage and concentrate have taken place since 2015 (pers. com. TINE and Felleskjøpet Fôrutvikling), and we found no need for recalculating the NorFor-data. Using the same approach and the same NorFor-data as in 2015, we performed the regression analyses for our new recommended equation presented in Part one (Model 3) and the Nielsen et al. (2013) equation.

The NorFor-data used is the same as used by Storlien and Harstad (2016), and the calculation of gross energy intake (BE) is unchanged. However, since input data of calculated enteric methane production is changed, equations for calculation of the emission factor (Ym) changed. The equations are:

**Updated Model 3:**  $Ym = 7.38 - 0.00003 \times 305 \text{ days milk yield} - 0.01758 \times \text{concentrate share on NEI basis}$

Nielsen, 2013:  $Ym = 7.64 - 0.00002 \times 305 \text{ days milk yield} - 0.02084 \times \text{concentrate share on NEI basis}$

( Storlien, 2016:  $Ym = 7.15 - 0.00004 \times 305 \text{ days milk yield} - 0.00988 \times \text{concentrate share on NEI basis}$ )

The equations were implemented to the reporting system presently used to calculate enteric methane production and compared with the Storlien and Harstad (2016) equation. The results are presented in Table 2. The table gives annual production of methane assuming an annual milk yield of 6000, 8000 and 10000 kg ECM and a concentrate share of 38.0, 43.5 and 50.0 %, respectively.

**Table 2.** Predicted methane emission, emission factor (Ym) and intake of gross energy (GE) using different models<sup>1</sup> at production of 6000, 8000 and 10000 kg energy corrected milk (ECM) assuming 38.0, 43.5 and 50.0 concentrate share in the rations

| Model                                      | CH <sub>4</sub> , kg/year per cow <sup>2</sup> | Ym, % | GE, MJ/cow and day |
|--------------------------------------------|------------------------------------------------|-------|--------------------|
| <u>6000 kg ECM and 38.0 % conc.share;</u>  |                                                |       |                    |
| Storlien & Harstad 2016                    | 127.8                                          | 6.53  | 298                |
| Updated Model 3                            | 127.9                                          | 6.54  | 298                |
| Nielsen et al. 2013                        | 131.5                                          | 6.72  | 298                |
| <u>8000 kg ECM and 43.5 % conc.share;</u>  |                                                |       |                    |
| Storlien & Harstad 2016                    | 146.8                                          | 6.40  | 350                |
| Updated Model 3                            | 146.3                                          | 6.38  | 350                |
| Nielsen et al. 2013                        | 150.7                                          | 6.57  | 350                |
| <u>10000 kg ECM and 50.0 % conc.share;</u> |                                                |       |                    |
| Storlien & Harstad 2016                    | 164.7                                          | 6.26  | 401                |
| Updated Model 3                            | 163.3                                          | 6.20  | 401                |
| Nielsen et al. 2013                        | 168.3                                          | 6.39  | 401                |

<sup>1</sup> Storlien and Harstad (2016) is used by Miljødirektoratet today, Updated Model 3 is the new recommended model, Nielsen et al. (2013) is used by NorFor

<sup>2</sup> Including 60 d of dry period through inclusion of dry cows in the model for predicting daily methane production

### **Comments to the models**

The Nielsen et al. (2013) model yields ca. 4 kg higher annual methane emission than the two other models. The recommended Model 3 gives slightly lower estimate of methane emission than the model from Storlien and Harstad (2016). The differences are minor, but increases with increasing yield, mainly due to a higher impact of concentrate share. The equations are depending on correct and annually update of average annual yield and concentrate share of feed intake. Of these, annual yield is regularly updated and can be easily obtained from statistics given by TINE. The concentrate share of the diet is not given and needs to be calculated on separate basis.

An important aspect of the equations given for calculation of  $Y_m$  is that during development of Model 3 it was uncovered that the concentrate share of the diet is given on dry matter basis (DM-basis) and not net energy basis (NEI-basis) as stated in the model. The NEI-basis term appears to go back to the initial work by Volden and Nes in 2006. In their work it was on NEI-basis. However, in the NorFor-data used for model development in 2016, and in this report, concentrate share is on DM-basis. In the reporting of annual methane production an estimate of concentrate share on NEI-basis have been used in all data since 1990. The impact is not dramatic as the annual methane production probably have been under-predicted with less than 1%. The concentrate share will be recalculated to DM-basis and implemented in the reporting of annual methane production from this year.

A description for calculating concentrate share will be done in cooperation with TINE as a part of this project. The TINE statistics gives annual milk yield, number of days producing milk, daily energy intake except concentrate (which in practice mainly is grass silage) and concentrate used pr. 100 kg ECM. If energy concentration of silage and concentrate is known, the concentrate share on NEI- and DM-basis can be calculated. The calculation must be agreed on and quality ensured before implemented in the reporting system. This work is in progress, but not finished.

## Part three.

### Methane reduction potentials

A summary of possible mitigation strategies published by Hristov et al. (2013) is reprinted in Table 3. In addition to mitigation potential, the summary state if the strategy is recommended or not. Based on this publication, and some general findings in more recent published literature (Table 4), the potential of methane reduction of silage quality, pasture and natural and synthetic additives have been evaluated, in accordance with the project description. Reduction potential is also discussed by Aas and Åby (2018).

**Table 3:** Feed additives and feeding strategies targeting enteric methane emission mitigation in ruminants (Sourced from Hristov et al. 2013)

| Category <sup>1</sup>                             | Potential CH <sub>4</sub> mitigating effect <sup>2</sup> | Long-term effect established | Effective <sup>3</sup> | Environmentally safe or safe to the animal <sup>4</sup> | Recommended <sup>5</sup> |
|---------------------------------------------------|----------------------------------------------------------|------------------------------|------------------------|---------------------------------------------------------|--------------------------|
| Inhibitors                                        |                                                          |                              |                        |                                                         |                          |
| BCM and BES <sup>6</sup>                          | High                                                     | ? <sup>7</sup>               | Yes                    | No <sup>8</sup>                                         | No                       |
| Chloroform                                        | High                                                     | No?                          | Yes                    | No                                                      | No                       |
| Cyclodextrin                                      | Low                                                      | No                           | Yes                    | No                                                      | No                       |
| 3-nitrooxypropanol                                | Medium                                                   | ?                            | Yes                    | ?                                                       | ?                        |
| Electron receptors                                |                                                          |                              |                        |                                                         |                          |
| FMA <sup>9</sup>                                  | No effect to High                                        | ?                            | ?                      | Yes                                                     | No?                      |
| Nitroethane                                       | Low                                                      | No                           | Yes?                   | No                                                      | No                       |
| Nitrate                                           | High                                                     | No?                          | Yes                    | ?                                                       | Yes? <sup>10</sup>       |
| Ionophores <sup>11</sup>                          | Low <sup>12</sup>                                        | No?                          | Yes? <sup>12</sup>     | Yes?                                                    | Yes?                     |
| Plant bioactive compounds <sup>13</sup>           |                                                          |                              |                        |                                                         |                          |
| Tannins <sup>14</sup> (condensed)                 | Low                                                      | No?                          | Yes                    | Yes                                                     | Yes?                     |
| Saponins                                          | Low?                                                     | No                           | ?                      | Yes                                                     | No?                      |
| Essential oils                                    | Low?                                                     | No                           | ?                      | Yes                                                     | No                       |
| Exogenous enzymes                                 | No effect to Low                                         | No                           | No?                    | Yes?                                                    | No?                      |
| Defaunation                                       | Low                                                      | No                           | ?                      | Yes                                                     | No                       |
| Manipulation of rumen archaea and bacteria        | Low?                                                     | No                           | ?                      | Yes?                                                    | Yes? <sup>15</sup>       |
| Dietary lipids                                    | Medium                                                   | No?                          | Yes                    | Yes                                                     | Yes? <sup>16</sup>       |
| Inclusion of concentrate <sup>17</sup>            | Low to Medium                                            | Yes                          | Yes                    | Yes                                                     | Yes? <sup>18</sup>       |
| Improving forage quality                          | Low to Medium                                            | Yes                          | Yes                    | Yes                                                     | Yes                      |
| Grazing management                                | Low                                                      | Yes                          | Yes?                   | Yes                                                     | Yes? <sup>19</sup>       |
| Feed processing                                   | Low                                                      | Yes                          | Yes <sup>20</sup>      | Yes <sup>20</sup>                                       | Yes <sup>20</sup>        |
| Mixed rations and feeding frequency <sup>21</sup> | ?                                                        | ?                            | ?                      | Yes                                                     | ?                        |
| Precision (balanced) feeding and feed analysis    | Low to Medium                                            | Yes                          | Yes?                   | Yes                                                     | Yes <sup>22</sup>        |

**Table 4:** Some recent literature on methane reduction potential (% of control) of forage quality and some additives (*in vivo* studies), and their current use in ruminant nutrition in Norway.

| Mitigation strategy                                                         | Some key sources                                               | Potential         | Norwegian situation                                                                                 |
|-----------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|-------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>Dietary components/additives</i>                                         |                                                                |                   |                                                                                                     |
| Silages from grasses at an early compared to late stage of maturity         | Warner et al. 2016, 2017                                       | 17-25%            | Not currently used as mitigation strategy. Have potential.                                          |
| <sup>1</sup> Extruded linseed, 3.6% linseed lipids in feed DM               | Martin et al. 2016                                             | 15-24%            | Used at low levels to promote performance only                                                      |
| <sup>1</sup> Agolin, (0.5-)1g/d, dairy cows                                 | Castro Montaya et al. 2015, Klop et al. 2017, Hart et al. 2019 | 0-18%             | Used at low levels to promote performance                                                           |
| <sup>2</sup> <i>Acacia mearnsii</i> stem tannins, 15-30 g tannin in feed DM | Staerfl et al. 2012, Grainger et al. 2009                      | 21-34%            | To our knowledge not used                                                                           |
| <sup>2</sup> Hazel leaves, 50% of feed DM                                   | Wang et al. 2018                                               | 30%               | Used at low levels in silvo-pastoral systems, but not at the high levels needed to reduce emissions |
| <i>Rumen manipulation</i>                                                   |                                                                |                   |                                                                                                     |
| 3-nitrooxypropanol (3NOP), 40, 60, 80 mg/kg feed DM                         | Hristov et al. 2015                                            | 30% at all levels | Not allowed to use in NO                                                                            |
| Nitrate, 21 g/kg feed DM                                                    | Van Zijderveld et al. 2011, Lund et al. 2014                   | 15-25%            | Not allowed to use in NO                                                                            |

<sup>1</sup>Lipids from linseed are more sustainable than lipids from coconut or palm oil in regard to greenhouse gas emissions by transporting the lipids to Norway. However, lipids are in competition with human food production, i.e. it would be more sustainable to use plant lipids as human food than as animal feed.

<sup>2</sup>Tannins are not in competition with human food production. Tannins have the advantage of reducing both, methane and ammonia emissions from ruminant production. Tannins from European plants should be used rather than tannins from other continents due to greenhouse gas emissions by transporting.

### Effect of silage quality

The revised model including NDF pr. kg dry matter opens for taking the effect silage quality with respect to stage of maturity at harvesting into consideration. Attempts have been done to include the effect of silage quality into the present model, but these attempts have failed. The model presented in Part one makes that possible to estimate methane emission at individual and herd level when dry matter intake and concentration of FA and NDF is known. The challenge, and reason for failure, is to provide accurate data of DMI, FA and NDF in the diet at varying harvesting times and yields as this is not constants. The model will predict reduced methane production at early harvesting mainly due to a lower NDF content and slightly higher FA content than at late harvesting. Unfortunately, the model approach used in Part two for calculating national emissions is not suited for predicting effects of silage quality as it is today. An alternative approach is to use NorFor calculations. This can be done either directly by using the already included Nielsen et al. (2013) equation, or indirectly by implementing our revised Model 3 into the NorFor-model. However, this task cannot be solved within the frame of this project.

### Effect of pasture.

There are too few studies on pasture to conclude. On average, the methane production has been 376 gram pr. day in the experiments used for model development. In six European studies on grazing cows,

the average methane production has been ca. 316 g pr. day. Using a simple ratio between these two averages, methane emissions can be calculated by multiplying with 0.84 when animals are on pasture. In addition, days on pasture within year needs to be accounted for (days on pasture/365). However, this estimate is not scientific validated and more studies on animals on pasture are needed.

## **Effect of additives**

Best documented is addition of fat. Fat is included in the recommended equation through FA pr. kg dry matter, and thus already considered in calculation of enteric methane production in dairy cows.

### Fat/Lipids

Primary plant compounds, such as lipids are part of the common diet fed to ruminants. In order to reduce methane emissions, lipids have to be included in the diet at relatively high levels. Among experiments, addition of fat in the ration have a consistent reducing effect on enteric methane production. The effect is implemented in the model presented in Part one and as mentioned already accounted for. However, fat addition can have negative side effects on digestion and thus performance (milk yield), and there is an upper limit on how much fat that can be added. Lipids from linseed and coconut oil have been shown to be effective; however, the use of these lipids is also in competition with human food consumption. Nevertheless, linseed lipids might be more sustainable than lipids from coconut or palm oil concerning greenhouse gas emissions because linseed can be grown in Europe.

### Agolin

Agolin is a feed additive produced in Switzerland ([www.agolin.com](http://www.agolin.com)) and fed to cows in Norway to improve performance. Agolin consists of plant extracts from medicinal herbs and spices and the active ingredients are essential oils. According to the company, Agolin should reduce methane emissions by 15-20%. Although some indication of a mitigation effect exists, published reports are not consistent and we do not have sufficient evidence for taking a mitigation effect of Agolin into account at present. Agolin appears to have a mitigating potential and is an additive that should be further explored.

### Tannins

Different from synthetic compounds (e.g. 3-NOP), the public's growing concern about food safety is met by plant-secondary compounds-based forages like tannins. When provided at high dosages, tannins were predominantly found to be antinutritional because of their adverse effects on feed intake and nutrient utilisation. In recent years, however, they have been recognised as useful phytochemicals when provided at moderate dosages. Tannins can be beneficial modulators of rumen microbial fermentation promoting metabolic protein supply, animal productivity and animal health. The feeding of tannin-containing plants or extracts from such plants have been found to reduce enteric CH<sub>4</sub> emissions, but not always. The effectiveness varies depending on the source, structure and supplemented level of the tannins. The inclusion of hazel leaves into the diet of sheep led to a substantial decrease in methane emission, however only high levels of 50% in dry matter were effective, i.e. the practical implementation might be limited until the active ingredients are identified and could be purified. At present, we do not have sufficient evidence to account for a mitigation effect of tannins. At NMBU a study is planned (decision on funding is in December 2019), where a combination of lipids and tannins will be used. The intention is to overcome negative side effects of both additives when used at high levels as sole additive, and thereby identify an efficient mitigating interaction.

### 3-NOP and nitrate

Among synthetic compounds that manipulate ruminal digestion, both 3-NOP and nitrate are efficient and probably the most promising mitigating additives. However, at present, neither 3-NOP nor nitrate is allowed added to animal feed, and the use is restricted to animal trials. At NMBU a project will start in autumn with the aim to test the long-term effectiveness of 3-NOP under Nordic feeding conditions. However, in addition to documented effect under Nordic feeding conditions where silage and concentrate usually is offered separately, before allowing these components used, documented safety and consumer acceptance needs to be stated. If allowed used, a considerable mitigation effect of these additives can be accounted.

### **References**

- [Aas L, Aspehølen Åby B \(2018\) Mulige tiltak for reduksjon av klimagassutslipp fra husdyrsektoren. Norwegian University of Life Sciences, ISBN: 978-82-575-1574-4](#)
- [Appuhamy JADRN, France J, Kebreab E \(2016\) Models for predicting methane emissions from dairy cows in North America, Europe, and Australia and New Zealand. \*Glob Change Biol\*, 22:3039-3056](#)
- Castro-Montoya J, Peiren N, Zweifel B, Fievez V, De Campeneere (2015) In vivo and in vitro effects of a blend of essential oils on rumen methane mitigation. *Livestock Science*, 180, 134-142.
- [Charmley E, Williams SRO, Moate PJ, Hegarty RS, Herd RM, Oddy VH, Reyenga R, Staunton KM, Anderson A, Hannah MC \(2016\) A universal equation to predict methane production of forage-fed cattle in Australia. \*Anim Prod Sci\*, 56:169-180](#)
- Grainger C, Clarke T, Auldred MJ, Beauchemin KA, McGinn SM, Waghorn GC, Eckard RJ (2009) Potential use of *Acacia mearnsii* condensed tannins to reduce methane emissions and nitrogen excretion from grazing dairy cows. *Can J Anim Sci*, 89:241-251
- Hart KJ, Jones HG, Waddams KE, Worgan HJ, Zweifel B, Newbold CJ (2019) An essential oil blend decreases methane emissions and increases milk yield in dairy cows. *Open Journal of Animal Sciences*, 9, 259-267.
- [Hristov AN, Oh J, Firkins JL, Dijkstra J, Kebreab E, Waghorn G, Makkar HPS, Adesogan AT, Yang W, Lee C, Gerber PJ, Henderson B, Tricarico JM \(2013\) Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options. \*J Anim Sci\*, 91:5045-5069](#)
- Hristov AN, Oh J, Giallongo F, Frederick TW, Harper MT, Weeks HL, Branco AF, Moate PJ, Deighton MH, Williams RO, Kindermann M, Duval S (2015) An inhibitor persistently decreased enteric methane emission from dairy cows with no negative effect on milk production. *PNAS*, 112:10663-10668.
- Klop G, Dijkstra J, Dieho K, Hendriks WH, Bannink A (2017) Enteric methane production in lactating dairy cows with continuous feeding of essential oils or rotational feeding of essential oils and lauric acid. *J Dairy Sci*, 100:3563-3575
- Lund P, Dahl R, Yang HJ, Hellwing ALF, Cao BB, Weisbjerg MR (2014) The acute effect of addition of nitrate on in vitro and in vivo methane emission in dairy cows. *Anim Prod Sci*, 54:1432-1435
- Martin C, Ferlay A, Mosoni P, Rochette Y, Chilliard Y, Doreau M (2016) Increasing linseed supply in dairy cow diets based on hay or corn silage: Effect on enteric methane emission, rumen microbial fermentation, and digestion. *J Dairy Sci*, 99:3445–3456
- [Nielsen NI, Volden H, Åkerlind M, Brask M, Hellwing ALF, Storlien T, Bertilsson J \(2013\) A prediction equation for enteric methane emission from dairy cows for use in NorFor. \*Acta Agric Scand A\*, 63:126-130](#)
- [Niu M, Kebreab E, Hristov AN, Oh J, Arndt C, Bannink A, Bayat AR, Brito AF, Boland T, Casper D, Crompton LA, Dijkstra J, Eugene MA, Garnsworthy PC, Haque MN, Hellwing ALF, Huhtanen P, Kreuzer M, Kuhla B, Lund P, Madsen J, Martin C, McClelland SC, McGee M, Moate PJ, Muetzel S, Munoz C, O’Kiely P, Peiren N, Reynolds CK, Schwarm A, Shingfield KJ, Storlien TM, Weisbjerg MR,](#)

[Yanez-Ruiz DR, Yu Z \(2018\) Prediction of enteric methane production, yield and intensity in dairy cattle using an intercontinental database. \*Global Change Biol\*, 24:3368-3389](#)

- Ramin M, Huhtanen P (2013) Development of equations for predicting methane emissions from ruminants. *J Dairy Sci*, 96:2476-2493
- Staerfl SM, Zeitz JO, Kreuzer M, Soliva CR (2012) Methane conversion rate of bulls fattened on grass or maize silage as compared with the IPCC default values, and the long-term methane mitigation efficiency of adding acacia tannin, garlic, maca and lupine. *Agric Ecosys Environ* 148:111-120
- Storlien TM, Volden H, Almøy T, Beauchemin KA, McAllister TA, Harstad OM (2014) Prediction of enteric methane production from dairy cows. *Acta Agric Scand A*, 64:98-109
- Storlien TM, Harstad OM (2016) Enteric methane emissions from the cattle and sheep population in Norway. Method description. Statistics Norway, The Norwegian Emission Inventory 2016, Documents 2016/22, Appendix H, H1 Cattle, pp. 281-291
- Van Yijderfeld SM, Gerrits WJJ, Dijkstra J, Newbold JR, Hulshof RBA, Perdok HB (2011) Persistency of methane mitigation by dietary nitrate supplementation in dairy cows. *J Dairy Sci*, 94:4028-4038
- Volden H (2011) Norfor – The Nordic feed evaluation system. EAAP Publication No. 130, Wageningen Academic Publishers, 180 pp.
- Volden H, Nes SK (2006) Methane emission from enteric fermentation in Norway's cattle population. Norwegian University of Life Sciences, Department of Animal and Aquacultural Sciences, 29 pp.
- Wang S, Terranova M, Kreuzer M, Marquardt S, Eggerschwiler L, **Schwarm A** (2018) Supplementation of pelleted hazel (*Corylus avellana*) leaves decreases methane and urinary nitrogen emissions by sheep at unchanged forage intake. *Sci Rep*, 8: 5427
- Warner D, Hatew B, Podesta SC, Klop G, van Gastelen S, van Laar H, Dijkstra J, Bannink A (2016) Effects of nitrogen fertilisation rate and maturity of grass silage on methane emission by lactating dairy cows. *Animal* 10:34–43
- Warner D, Bannink A, Hatew B, van Laar H, Dijkstra J (2017) Effects of grass silage quality and level of feed intake on enteric methane production in lactating dairy cows. *J Anim Sci* 95:3687-3699

### **Vedlegg III: Metodikk for beregning av utslipp av enterisk metan fra sau. Notat fra AgriAnalyse**

Notatet gir en oversikt over data som benyttes for å beregne enterisk metan fra sau for Norge i dag, og hvilke data som eventuelt kan oppdateres. Oversikten skiller mellom hva som benyttes av standardfaktorer fra IPCC og hva som benyttes av nasjonale faktorer i ligningen for enterisk metan fra sau. Hele notatet er å finne her: <https://www.agrianalyse.no/publikasjoner/metodikk-for-beregning-av-utslipp-av-enterisk-metan-fra-sau-article1016-856.html>

## **Vedlegg IV: Oversikt over pågående og avsluttede prosjekter i Norge som kan bidra til å forbedre kunnskapen om enterisk metan fra sau.**

Her gis en kort oversikt over pågående og avsluttede prosjekter som bidrar til økt kunnskap om enterisk metan fra norsk sau. Grunnet tidsbegrensing i oppdraget gis det ikke utfyllende beskrivelse av prosjektene. Det er snakk om relativt få og små prosjekter foreløpig. Det brukes også ulike metodikk for måling av enterisk metan (respirasjonskammer, SF<sub>6</sub>, PAC) i forsøkene, og en dekker kun en liten del av praktiske forhold foreløpig.

### *1.1 Avsluttede prosjekter*

#### *1.1.1 Etablering av ny teknikk og kompetanse for å måle enteriske metanutslipp fra sau*

Prosjektleder Vibeke Lind, NIBIO. Prosjektperiode 2014-2015. Forprosjekt, budsjettramme 0,5 millioner kroner. Finansiering Klima og miljøprogrammet (KMP) i jordbruket. Utprøving av SF<sub>6</sub>-teknikken under norske forhold. Sluttrapport foreligger ikke.

### *1.2 Pågående prosjekter*

#### *1.2.1 Climate Smart Norwegian Sheep Production (HolosNorSheep)*

Prosjektleder Laila Aass, NMBU. Prosjektperiode 2019-2022, budsjettramme 3,75 millioner kroner. Finansiering Forskningsmidlene for jordbruk og matindustri, samarbeidspartnere Animalia, Norsk Sau og Geit, Nortura, Opplysningskontoret for egg og kjøtt, Norilia, Klimasmart Landbruk/Landbrukets Klimaselskap.

Overordnet mål: utvikle beregningsmodell for å bestemme klimagassutslipp på norske gårdsbruk med sau. Modellen vil i hovedsak være basert på IPCC-metodikk, HolosNorBeef for norsk ammekuproduksjon og HolosNor for kombinert melk og kjøttproduksjon. Modellen tilpasses gårdsnivå og skal brukes på et utvalg (20-30) konkrete sauebruk for å beregne klimagassutslipp samt simuleringer av alternative driftsopplegg.

HolosNor-modellen vil hovedsakelig være tilpasset IPCC-metodikk for enterisk metan frem til man har noe bedre å basere seg på. Beregning av fôrbehov skal basere seg på fôrnormer fra Nortura. Ym vil korrigeres for energiinnholdet i fôrrasjonen. Det forventes dermed ikke store endringer i utslippsfaktoren for enterisk metan basert på HolosNorSheep-modellen, men en vil få mer kunnskap om variasjonen mellom besetninger og effekt av ulike fôrrasjoner. En svakhet i modellen vil være fortsatt kunnskapsmangel om enterisk metanproduksjon i beiteperioden.

#### *1.3 Expected effects of changing feed-base and management on greenhouse gas emissions and economic of sheep systems in northern Norway.*

Prosjektleder Seyda Ozkan Gulzari, tidligere NIBIO, nå Wageningen University. Prosjektperiode 2018-2019, budsjettramme ukjent. Finansiering Regionale forskningsfond Nord Norge. Modelleringsprosjekt.

#### *1.4 Legumes and seaweed as alternative protein sources for sheep.*

Prosjektleder Vibeke Lind, NIBIO. Prosjektperiode 2014-2019, budsjettramme 8 millioner kroner. Finansiering Forskningsrådet (Bionær). Metanmålinger (respirasjonskammer) av sau gitt hvitkløver gjennomført 2016, metanmålinger med sau gitt tang i fôrrasjonen vår 2019.

#### *1.5 Small Ruminant breeding for efficiency and resilience (SMARTER)*

Prosjektkoordinator Carole Moreno-Romieux, INRA. Prosjektperiode 2018-2022, total budsjettramme 7643751 Euro. Finansiering Horizon 2020- Increasing production efficiency and coping with climate change, while ensuring sustainability and resilience. Norsk Sau og Geit deltar i prosjektet. NSG vil utføre metanmålinger (PAC-kammere) på et relativt stort antall dyr i innefôringsperioden med tanke på å undersøke muligheten til å inkludere enterisk metanproduksjon i avlsarbeidet. Inkluderer ikke individuelle målinger av fôropptak.

**Vedlegg V: Betre metodikk for estimering av lystgassutslepp frå dyrka mark brukt i nasjonal rapportering.**

Rapporten gjev ei oversikt over metodikk for rapportering av lystgassutslepp brukt i nokre utvalde land, og ei vurdering av om dette er aktuelt for Norge. Rapporten omhandlar vidare korleis Norge kan gå frå Tier 1 standard utsleppsfaktor til nasjonal utsleppsfaktor Tier 1 for direkte lystgassutslepp frå tilført nitrogen i mineralgjødsel og husdyrgjødsel på jordbruksareal. Rapporten vurderer også om det er mogleg for Norge å gå frå Tier 1 til Tier 2 i utsleppsrekneskapen.

Hele rapporten er å finne her: NIBIO-rapport 5(5) 2019: Betre metodikk for estimering av lystgassutslepp frå dyrka mark brukt i nasjonal rapportering. <http://hdl.handle.net/11250/2584288>