



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 30 stp
Fakultet for Biovitenskap

Klimagassutslipp fra gårder i Nordland beregnet med gårdsmodellen HoloNor

Greenhouse gas emissions from farms in Nordland
calculated using the farm scale model HoloNor

Mathilde Vilhelmsen

Husdyrvitenskap
Institutt for husdyr- og akvakulturvitenskap

Forord

Denne oppgaven er skrevet ved Institutt for Husdyr- og Akvakulturvitenskap ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Valget av oppgave falt på klimagassutslipp på grunn av temaets relevans. Jeg valgte gårder i Nordland fordi det i mindre grad har blitt beregnet klimagassutslipp på gårdsnivå i det området før.

Først vil jeg takke alle bøndene som stilte opp med data og informasjon fra sine gårder, dere har vært tålmodig og svart på alt jeg har hatt av spørsmål. Takk til regnskapsførerne og landbrukskontorer i kommunene for jobben dere har gjort. Takk til TINE for stipend, det kom godt med. Tusen takk til veileder Bente Aspeholen Åby for god veiledning. Det har vært en fryd å jobbe med deg!

Til dere som har hjulpet med korrekturlesing, mamma, Martin og Natalie: Takk! Takk til familie og kjæreste for støtte og gode ord. Til medstudenter og gode venner på lesesalen tusen takk for noen uforglemmelige år. Sist, men ikke minst, takk til lunsjgruppa for god og artig avkobling.

Institutt for husdyr- og akvakulturvitenskap

Ås, 15. mai 2019

Mathilde Vilhelmsen

Sammendrag

Klimagassutslipp fra jordbruket utgjør ca. 8% av de totale klimagassutslippene i Norge, hvor metan (CH₄), lystgass (N₂O) og karbondioksid (CO₂) er de viktigste klimagassene i landbruket. Landbruket må redusere sine utslipp, noe som fordrer beregning av klimagassutslipp og tiltak for reduksjon på gårdsnivå.

Målet med denne oppgaven var å beregne klimagassutslipp på seks utvalgte gårder i Nordland, for å se på nivå og variasjoner mellom gårdene. Gårdene hadde store variasjoner i driftsopplegg og produksjonsresultat som ytelse og slakt produsert. Tiltak for redusering av klimagassutslipp på gårdene ble vurdert. Klimagassutslippene ble beregnet med HolosNor-modellen, en gårdsmodell som beregner klimagassutslipp på gårdsnivå for kombinert melk- og storfekjøttproduksjon tilpasset norske forhold. Klimagassutslippene ble beregnet med utgangspunkt i bruk av input fra Kukontrollen (TINE), informasjon om landareal hentet fra landbrukskontoret i kommunen, intervju med bonden, og tall hentet fra regnskapet. Beregningen av klimagassutslipp på gårdene var for året 2018. Etersom 2017 var et utfordrende forår for gårdene ble det i tillegg kjørt en beregning hvor kraftfôrmengden var tilpasset en beregnet normfôring for besetningene for å se på hvordan utslippene kunne sett ut i et «normalår». Den totale mengden kraftfôr konsumert av dyregruppene ble ved normfôring lavere enn mengden oppgitt i regnskapet.

Utslippsintensiteten for kg fett- og proteinkorrigert melk produsert (FPCM) varierte fra 0,97 kg CO₂-ekvivalenter til 1,13 kg CO₂-ekvivalenter med bruk av mengden kraftfôr oppgitt i regnskapet. For slakt på ho-dyr varierte utslippsintensiteten fra 18,52 til 30,38 kg CO₂-ekvivalenter. Utslippene knyttet til produksjon av okser og kastrater viste størst variasjon, med en spredning fra 14,12 til 36,22 kg CO₂-ekvivalenter. Gården med lavest utslippsintensitet for slakt på okser og kastrater var en gård med rein okseproduksjon, mens gården med høyest utslippsintensitet fôret opp kastrater. Variasjonen i utslippsintensiteten for kg FPCM produsert var mindre ved normfôring (0,94-1,06 kg CO₂-ekvivalenter). Det samme gjaldt også for kg slakt på ho-dyr (17,06-26,84 kg CO₂-ekvivalenter) og okser/kastrater (13,16-32,13 kg CO₂-ekvivalenter). Reduksjonen i mengde kraftfôr fra bruk av kraftfôrmengde oppgitt i regnskapet og kraftfôrmengde beregnet ved normfôring viste en reduksjon i utslippsintensitet for kg FPCM og kg slakt. Resultatene av beregning av klimagassutslipp på gårder i Nordland viste at det var variasjoner i utslippsintensitet og kilde til utslipp, og at tiltak for redusering av utslippet må tilpasses hver enkelt gård.

Abstract

Approximately 8% of the total greenhouse gas (GHG) emissions in Norway derive from agriculture, where methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O) and carbon dioxide (CO₂) are the most important gases. The agricultural industry must reduce emissions, which calls for estimating GHG emissions as well as farm level mitigation measures.

The aim of this study was to calculate the greenhouse gas (GHG) emissions on six chosen farms in Nordland County to study the level and variations between farms. There was variation between the farms in production systems and animal performance such as milk yield and carcass weights. The GHG emissions were calculated with the HolosNor model, which calculates the farm level emissions for dual purpose milk and beef production.

GHG emissions were calculated by using input from a cow recording system (Kukontrollen, TINE), information concerning the land area, interviews with the farmers themselves, and the agricultural accounting. The calculations were from 2018. 2017 was a challenging year for all farms regarding silage production, which had an impact on the feeding regime in 2018.

Therefore, it was also calculated GHG emissions where the amount of concentrates was based on feed requirements. The estimate of kg concentrates based on feed requirements was lower than the amount of concentrates according to accountancy for all farms.

GHG intensity for kg FPCM (fat and protein corrected milk) produced varied from 0,97 kg CO₂ equivalents to 1,13 kg CO₂ equivalents using the amount of concentrates according to the accountancy. For culled cows and heifers, the GHG intensity varied from 18,52 to 30,38 kg CO₂ equivalents. The largest difference on GHG intensities between farms was the GHG intensities from bulls and steers (14,12 to 36,22 kg CO₂ equivalents). When calculating with feed requirements the GHG intensity for kg FPCM varied from 0,94 to 1,06 kg CO₂ equivalents. The GHG intensity varied from 17,06 to 26,84 kg CO₂ equivalents on culled cows and heifers, while the variation for bulls/steers 13,16 to 32,13 kg CO₂ equivalents.

Reduction in the amount of concentrates from the amount according to the accountancy to the amount estimated in feed requirements showed reduction in GHG intensities for kg FPCM and culled cows, heifers, bulls and steers. The result of calculation of GHG emissions on farms in Nordland showed that there were variations in GHG intensities and source of emission. Mitigation measures must be adapted to each farm.

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	1
2	Teori.....	3
2.1	Klimagasser og drivhuseffekt.....	3
2.1.1	Effekt av klimaendringer globalt og nasjonalt	3
2.2	Klimagassutslipp fra landbruket.....	4
2.2.1	Metan (CH ₄)	5
2.2.2	Metanproduksjon hos drøvtyggere.....	5
2.2.3	Lystgass (N ₂ O)	6
2.2.4	Karbondioksid (CO ₂).....	7
2.3	Tiltak for reduksjon av klimagasser i landbruket.....	8
2.3.1	Reduksjon av enterisk metan.....	8
2.3.2	Tilsetningsstoffer.....	9
2.3.3	Redusering av lystgass (N ₂ O).....	10
2.3.4	Binding av karbon i jord.....	11
2.3.5	Bioenergi	11
2.3.6	Klimasmart landbruk	11
2.4	HolosNor	12
2.4.1	Studie med beregning av klimagassutslipp	13
3	Material og metode.....	14
3.1	Presentasjon av gårdsbrukene	15
3.2	Framgangsmåte	15
3.2.1	Fordeling av kraftfôr	16
3.2.2	Beregning av normfôring	17
3.2.3	Kunstgjødsel.....	17
3.2.4	Beregning av tilvekst på okser og kastrater.....	17
3.3	HolosNor-modellen.....	18
4	Resultater	19
4.1	Antall dyr, areal og bruk av innsatsfaktorer	19

4.2	Produksjonsresultater	20
4.2.1	Melk	20
4.2.2	Vekt ho-dyr.....	22
4.2.3	Okser og kastrater.....	23
4.3	Klimagassutslipp	24
4.3.1	Totale klimagassutslipp.....	24
4.3.2	Utslippsintensitet per kg melk.....	25
4.3.3	Utslippsintensitet på slakt fra kvige og ku	28
4.3.4	Utslippsintensitet på slakt fra okser og kastrater.....	30
5	Diskusjon.....	33
5.1	Produksjonsresultater og totale klimagassutslipp.....	33
5.2	Melk	34
5.3	Slakt fra ku og kvige	35
5.4	Okser og kastrater.....	36
5.5	Utfordringer.....	37
5.6	Tiltak for reduksjon av klimagassutslipp fra landbruket.....	38
5.6.1	Tiltak for reduksjon av metanutslipp.....	38
5.6.2	Tilsetningsstoffer i fôret	39
5.6.3	Reduksjon av N ₂ O	40
5.6.4	Reduksjon av CO ₂	42
6	Konklusjon	43

1 Innledning

Mange klimaendringer er naturlig, men etter den industrielle revolusjonen (ca. 1760-1870) har menneskeskapte klimaendringer blitt stadig mer fremtredende. Menneskeskapte klimaendringer truer matsikkerheten. I et forsøk på å begrense klimaendringene gikk flere land sammen og laget Parisavtalen, med et mål om en maksimal temperaturøkning globalt på 2,0°C fra 1850 til 2100 (FN-sambandet, 2018). FN-sambandet (2018) antar at hvis temperaturen øker mer enn 2°C vil klimaendringene bli umulig å kontrollere. For å nå dette målet må det settes i verk tiltak for å redusere klimagassutslipp fra alle sektorer, deriblant landbruket som også er en betydelig bidragsyter til utslipp av klimagasser.

Globalt bidrar landbruket med 10-12% av de totale klimagassutslippene, og skyldes i stor grad utslipp av metan (Bonesmo, Skjelvåg, Janzen, Klakegg & Tveito, 2012).

Intergovernmental Panel on Climate Change (Eggleston, Buendia, Miwa, Ngara & Tanabe, 2006) skriver i sin rapport at det er svært sannsynlig at været framover vil bli mer ekstremt som en konsekvens av klimaendringene, noe som kan påvirke mat- og fôrproduksjonen.

Landbruket, som i stor grad bruker naturen i sitt virke, vil bli berørt av effekten av klimaendringer (Olesen & Bindi, 2002). Det er derfor viktig at også jordbruket bidrar til å redusere utslippene, uten skal gå ut over produksjonen eller lønnsomheten.

I Norge bidro landbruket totalt til et utslipp på 4,5 millioner tonn CO₂-ekvivalenter klimagasser i 2017, som utgjør ca. 8% av det totale klimagassutslippet i Norge (SSB, 2018). Regjeringen ønsker reduksjon i klimagassutslipp, og i den forbindelse forhandler Bondelaget og Bonde- og småbrukarlaget med Regjeringen for å komme fram til en frivillig avtale på kutt i utslipp fra 2021 til 2030 (Rød et al., 2018). Herunder er det foreslått at landbruket reduserer klimagassutslippene med 5 millioner tonn CO₂-ekvivalenter.

Norsk matproduksjon består i hovedsak av produksjon av melk og kjøtt, noe klimaet i Norge ligger mer til rette for enn produksjon av korn til humant konsum. Landbruk i de nordiske landene, og særlig i Norge, er begrenset av klima og jordforhold, kun i underkant 3% av arealet er dyrkbart (Olesen & Bindi, 2002). Siden en så liten del av arealet i Norge er dyrkbart er det viktig at så mye som mulig utnyttes slik at selvforsyningsgraden kan bli opprettholdt. En stor del av landet ligger nord for polarsirkelen, noe som gjør at det ikke er så mye annet enn gras til fôrproduksjon som kan produseres i dette området.

Gode politiske vedtak er fattet gjort for å sikre matproduksjon i hele landet. Fordi norsk landbruk er derfor spredt over store geografiske områder vil klima og værforhold variere (Bonesmo, Beauchemin, Harstad & Skjelvåg, 2013). Det kan være store forskjeller i klimagassutslipp mellom små geografiske områder. Derfor bør det beregnes klimagassutslipp på gårdsnivå for å kunne komme med konkrete tiltak for reduksjon av utslipp på hver enkelt gård. Det har vært beregnet klimagassutslipp fra gårdsbruk i større deler av landet med klimakalkulatoren HoloNor (Bonesmo et al., 2013), men i mindre grad i Nordland. Hovedmålet med oppgaven er å presentere en beregning på seks konkrete gårdsbruk i Nordland fylke, og sammenligne resultatene med andre studier.

2 Teori

Teorikapittelet tar for seg å forklare klimagasser som er viktig innenfor landbruket og hvordan de oppstår. Utregning av klimagasser på gårdsnivå skjer i denne oppgaven ved hjelp av HoloNor-modellen som vil bli beskrevet i slutten av kapittelet. Tiltak for reduksjon av klimagasser i landbruket er også beskrevet i dette kapittelet.

2.1 Klimagasser og drivhuseffekt

Klima beskriver et gjennomsnitt av været målt over lang tid (FN-sambandet, 2018). Endringer i klimaet skjer som følge av et større utslipp av klimagasser til atmosfæren enn det jorda kan resirkulere, noe som forsterker drivhuseffekten (FN-sambandet, 2018).

Drivhuseffekten blir til når kortbølget elektromagnetisk stråling fra sola treffer jordoverflaten og reflekteres ut i atmosfæren som langbølga stråling og blir fanget opp av drivhusgassene: vanndamp (H₂O), karbondioksid (CO₂), metan (CH₄), lystgass (N₂O), klorfluorkarboner (KFK), og ozon (O₃) (Boye, 2013). Drivhusgassene sender energi videre ut igjen i alle retninger som stråling. Noe av strålingen vil da gå ut av atmosfæren som energi, mens en god del vil varme opp den nederste delen av atmosfæren. Drivhuseffekten blir sterkere, og temperaturen på jorda øker. Det er denne temperaturøkningen forskere frykter på grunn av ringvirkninger som for eksempel ekstremvær og høyere havnivå (FN-sambandet, 2018).

2.1.1 Effekt av klimaendringer globalt og nasjonalt

En økning i klimagassutslipp vil påvirke økosystemene i landbruket enten direkte, som en respons til økt konsentrasjon av CO₂ i atmosfæren, eller indirekte, en effekt av temperaturendring og regn (Olesen & Bindi, 2002). Påvirkninga vil avhenge av sensitiviteten det utvalgte økosystemet har, men det er forventet at landbruk over hele verden i større eller mindre grad vil bli påvirket av klimaendringene. Lengre vekstperiode grunnet klimaendring vil ha betydning for produksjonen i de nordiske landene, som da vil kunne produsere mer. I sydlige deler i Europa vil temperaturøkning ha en direkte effekt på respirasjonen i plantene, noe som fører til dårligere vekstforhold (Olesen & Bindi, 2002). En økning i temperaturen vil også bidra til en høyere turn-over rate av organisk materiale i jorda. Temperaturen er forventet å øke mest på vinterstid. Med dette er det forventet at uorganisk nitrogen i jorda vil øke, og dermed vil det også bli en økning i utvasking av nitrogen ut fra jorda.

Regn og vanninnhold i jorda har også en effekt på vekstforholdene og effektiviteten til fotosyntesen. Det er forventet at klimaendringer vil føre til dårligere tilgang på vann i perioder på grunn av tørke, og at vanning av jordbruksområder vil bli mer aktuelt i større

områder (Olesen & Bindi, 2002). Tørrere jord vil øke sårbarheten for erosjon, samt fare for forsølting av jorda.

En direkte effekt av en dobling i CO₂-konsentrasjonen i luft, kan gi en økning på 20-30% i produktivitet av nitrogenrik eng (Olesen & Bindi, 2002). Effekten klimaforandringene har på fôrproduksjonen har også en direkte påvirkning på fôr produsert til produksjonsdyr. Fôrmidler som per i dag dyrkes i sydligere strøk, som for eksempel mais, kan i framtida dyrkes lenger nord.

2.2 Klimagassutslipp fra landbruket

Av de 4,5 millioner tonn CO₂-ekvivalenter med klimagasser som kom fra landbruket i 2017, kom ca. 2,6 millioner tonn CO₂-ekvivalenter fra enterisk metan og metan i husdyrgjødsel, mens ca. 1,8 millioner tonn CO₂-ekvivalenter kom fra lystgass (SSB, 2018).

Samlet utslipp av klimagasser regnes i CO₂-ekvivalenter, et begrep som beskriver hvor stort utslippet av klimagassene er sammenlignet med effekten av karbondioksid i atmosfæren vanligvis i et 100-årsperspektiv (Kristensen & Mogensen, 2011). Begrepet CO₂-ekvivalenter brukes for å sammenligne gassens evne til å varme opp atmosfæren (Olerud, 2015). De forskjellige klimagassene får en verdi for globalt oppvarmingspotensial (GWP) som benyttes for å regne om utslippene til CO₂-ekvivalenter (Toldnæs, 2009). Både metan og lystgass omdannes til karbondioksid etter henholdsvis 12 og 120 år. Det globale oppvarmingspotensialet for karbondioksid (CO₂), metan (CH₄) og lystgass (N₂O) er presentert i Tabell 1)

Tabell 1. Oversikt over globalt oppvarmingspotensial (GWP) og levetid i atmosfæren til de mest aktuelle kildene til klimagassutslipp i landbruket.

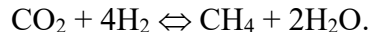
Gass	Kilder	Levetid i atmosfæren	GWP ₁₀₀
CO ₂	Fossilt brensel, brenning av biomasse, avskoging og endret arealbruk	50-200 år	1
CH ₄	Fordøyelse av fôr, husdyrgjødsel	12 år	25
N ₂ O	Mikrobiologiske prosesser i jord og vann	120	298

2.2.1 Metan (CH₄)

Metan blir dannet under anaerobe forhold både i naturen og i vomma til drøvtyggere (Boye, 2013). Metan oppholder seg i atmosfæren i ca. 12 år og blir etter hvert omdannet til karbondioksid (Grønlund & Harstad, 2014). Det globale oppvarmingspotensialet til metan er 25 ganger større enn karbondioksid (Lund, Albrektsen, Mogensen & Madsen, 2011). Av de totale menneskeskapte metanutslippene i Norge kommer ca. 50% fra landbruket, og av det er det kun ca. 14% som kommer fra gjødsel, mens 86% regnes å komme fra fordøyelsen av fôret, altså enterisk metan (Grønlund & Harstad, 2014).

2.2.2 Metanproduksjon hos drøvtyggere

Hos drøvtyggere er metan et produkt av anaerob mikrobiell fermentering i vom og baktarm, og slippes hovedsakelig ut i form av raping (Blaxter & Clapperton, 1965; McDonald et al., 2011). Mikroorganismene som produserer metan, også kalt metanogener, bruker sluttprodukter fra andre fermenteringsprosesser i vomma som substrat (Morgavi, Forano, Martin & Newbold, 2010). Særlig H₂ utnyttes i metanogenesen, produksjonen av metan i vomma:



Formelen over viser at CO₂ binder seg til H₂ (hydrogengass) og danner metan og vann. Mengden metan som produseres er derfor avhengig av hvor mye H₂ som produseres, for eksempel under produksjon av flyktige fettsyrer. Eddiksyre og smørsyre produserer hydrogen i sin fermenteringsprosess, mens det forbrukes hydrogen i produksjonen av propionsyre (McAllister, Cheng, Okine & Mathison, 1996). Højberg, Poulsen og Engberg (2011) sier at en økning i forholdet mellom eddiksyre og propionsyre i rasjonen vil gi et lavere utslipp av metan. Forbruket av H₂ ved produksjon av metan er en nødvendig prosess for å unngå at H₂ hopper seg opp. Store konsentrasjoner av H₂ virker hemmende på mikrobiell vekst og produksjon av smørsyre, eddiksyre og propionsyre (Eckard, Grainger & De Klein, 2010). Hvis produksjonen av enterisk metan skal begrenses må H₂ forbrukes på en annen måte.

Gassproduksjonen i vomma er mest effektiv rett etter eting, og kan komme opp i rundt 30 liter per time (McDonald et al., 2011). Av det totale gassutslippet er mellom 30 og 40 prosent metangass, resten er karbondioksid og hydrogen (Sjaastad, Hove & Sand, 2010, s. 568). CO₂ og forbindelser som inneholder metylgrupper eller acetat er de tre største substratene som

brukes til å produsere metan i metaneogenesen (Morgavi et al., 2010). Metan er energirikt og har et energitap på 3-11% av bruttoenergiinntak (Sjaastad et al., 2010).

I tillegg til utslipp av enterisk metan, produseres metan også i husdyrgjødsel. Den største forskjellen på utslipp fra gjødsellagring er om gjødsla er tørr eller bløt (Smith et al., 2007). Bløt gjødsel gir et anaerobt miljø som er gunstig for produksjon av metan, i motsetning til tørrlagring av gjødsel hvor det er god tilgang på oksygen. Generelt øker produksjonen av metan i gjødsellagring med økende temperatur (Eggleston et al., 2006). Flere faktorer spiller inn på utslippet fra gjødsel, blant annet hvor lenge den lagres, om det er et naturlig lokk over den flytende gjødsla, og variasjon i temperaturen både daglig og sesongmessig.

2.2.3 Lystgass (N_2O)

Nitrogenforbindelser omdannes til lystgass av bakterier i omgivelser med nitrogen og enten tilgang på oksygen (nitrifikasjon) eller mangel på oksygen (denitrifikasjon) (Boye, 2013). Det er vanlig at lystgass oppstår ved denitrifikasjon av nitrat (NO_3^-) eller som et biprodukt ved nitrifikasjon av ammonium (NH_4^+) til nitrat (Grønlund & Harstad, 2014). I jord og lager for husdyrgjødsel er det ofte tilgang på nitrat, men mangel på oksygen noe som gjør at det er gode forhold for denitrifikasjon og dermed produksjon av lystgass. Grunnlaget for dannelsen av lystgass er nitrogenet i husdyrgjødsel og i urinen, eller tilførsel av kunstgjødsel til jorda. Bruk av kunstgjødsel er den viktigste kilden til utslipp av lystgass (Monteny, Bannink & Chadwick, 2006).

Innholdet av nitrogen i husdyrgjødsel er mer eller mindre konstant, mens overskuddet av N tilført i fôret i hovedsak skilles ut i urinen (Castillo, Kebreab, Beever & France, 2000).

Mengde protein tilført i fôret er mest avgjørende for innholdet av nitrogen i urin. Mikrobene i vomma til drøvtyggerne bryter ned og tar opp store deler av fôrprotein, mens noe går videre i tarmen (Hvelplund, Madsen, Misciattelli & Weisbjerg, 2003). Proteinbalansen i vom (PBV) er et tall som viser om det er overskudd eller underskudd av fôrprotein i rasjonen. Høy PBV-verdi viser til at mikrobene ikke klarer å utnytte alt nedbrutt fôrprotein, og at mye av nitrogenet dermed går tapt gjennom urinen. Høyt innhold av urea i urinen vil også føre til et høyere innhold av N i form av NH_3 som bidrar til økt utslipp fra husdyrgjødsel ved både lagring og spredning (Aaes, Børsting, Sehested & Hvelplund, 2003).

Også forhold i jorda har betydning for produksjonen av lystgass, forholdet mellom vann og luft (værforhold) hovedsakelig (Grønlund & Harstad, 2014). Når jorda er mettet med mellom 50-80% vann er det best grunnlag for dannelse av lystgass. Et middels høyt vanninnhold

kombinert med sterkt pakket jord med dårlig drenering, og lav temperatur, gir optimale forhold for produksjon av lystgass, noe som vil si at det i første omgang er værforholdene som påvirker produksjonen av lystgass. Jordas manglende evne til drenering kan skyldes jordpakking, eller det kan skyldes at det ikke har blitt grøftet.

2.2.4 Karbondioksid (CO₂)

Karbondioksid dannes og avgis til atmosfæren naturlig ved nedbryting av organisk materiale, og ved menneskeskapt utslipp som forbruk av fossilt brennstoff (Boye, 2013). I jordbruket er de største utslippskildene av karbondioksid forbrenning av fossile energikilder som olje, gass og kull, og nedbrytning av organisk karbon i jord (Grønlund & Harstad, 2014). Det karbondioksidet som dyrene puster ut regnes ikke for å være en utslippspost, men som en del av det naturlige karbonkretsløpet.

Innholdet av organisk karbon i jorda er bestemt av balansen mellom tilførselen av karbon og tapet av karbon (Grønlund & Harstad, 2014). Røtter og planterester, i tillegg til tilførsel av organisk gjødsel og jordforbedringsmidler, tilfører karbon til jorda. Fotosyntesen er en viktig prosess for tilførsel av karbon til jorda. Når energi fra sola treffer planten vil det i samarbeid med karbondioksid og vann produseres sukker og karbonholdig materiale i selve planten (Aarnes, 2011). I den forbindelse blir også temperatur viktig, ettersom fotosyntesen har et lavere temperaturoptimum enn nedbrytning (Grønlund & Harstad, 2014), noe som vil si at fotosyntesen er mer aktiv ved lavere temperatur enn nedbrytning av organisk materiale i jorda. Det betyr at i subarktiske strøk, hvor temperaturen generelt er lavere, vil karbonbinding i jorda gjennomsnittlig øke. Høyt vanninnhold i jorda vil ofte også bety høyt innhold av karbon, hvilket betyr at det er mer anaerobe forhold, og dermed begrenses nedbrytning av organisk materiale. Tørre forhold kan gi begrensninger både i fotosyntesen og nedbrytning av organisk materiale.

Tapet av karbon skjer hovedsakelig i form av karbondioksid som oppstår ved nedbrytning og mineralisering av biomasse, og ved at jorda eroderer og utvaskes (Grønlund & Harstad, 2014). Hovedårsaken er at jorda under slike forhold tilføres oksygen som lett binder seg med karbonet i jorda og dannes gassen CO₂, karbondioksid. Åkerdyrking, som hovedsakelig brukes ved produksjon av korn, gir jorda generelt et større tap av karbon enn ved grasdyrking. Ved åkerdyrking står jordet i lengre perioder uten stabilt plantedekke og tilførselen av organisk materiale er lav, dermed blir også tilførselen av karbon til jorda lav (Grønlund & Harstad, 2014). I tillegg er det en god del jordbearbeiding i forbindelse med åkerdyrking som også frigjør karbon fra jorda.

2.3 Tiltak for reduksjon av klimagasser i landbruket

For å redusere klimagassutslippet på gårdsnivå er det flere tiltak som kan settes i verk. Både utslipp relatert til dyrene (direkte og indirekte) og utslipp i forbindelse med gjødsling og jordbearbeiding kan reduseres. Binding av karbon i jord kan gi et lavere utslipp totalt, mens bioenergi kan substituere bruk av fossil energi til en viss grad.

2.3.1 Reduksjon av enterisk metan

Produksjon av enterisk metan i vomma kan påvirkes av flere faktorer. Det ble tidlig funnet at en økt konsentrasjon av kraftfôr i rasjonen reduserte produksjonen av metan i vomma (Blaxter & Clapperton, 1965). Eddiksyre og smørsyre er de fettsyrene som i hovedsak er forbundet med produksjon av metan i vomma (Aaes et al., 2003). Grovfôr inneholder fiberrike karbohydrater som cellulose og hemicellulose som i vomma fermenteres til eddiksyre og smørsyre. Kraftfôr derimot inneholder flere lettfordøyelige karbohydrater som produserer mer propionsyre. I tillegg konkluderte Nguyen, Hermansen og Mogensen (2010) at en grovfôrbasert rasjon som gir mer tørrstoff i rasjonen enn en kraftfôrbasert rasjon med samme fôrverdi, altså en kraftfôrbasert rasjon vil gi lavere utslipp enn en grovfôrbasert rasjon.

Storlien og Harstad (2016) skriver i sin rapport for Miljødirektoratet at tiltak som å høste grovfôret tidligere og å tilsette fett i fôret vil bidra til å redusere utslippene av enterisk metan i jordbruket med åtte prosent innen 2030. Tidligere høsting av grovfôr gir et lavere innhold av de fiberrike karbohydratene og dermed mindre produksjon av H₂ i vomma. Økt passasjehastighet som følge av et økt fôrnivå gir en lavere fordøyelighet av fôret noe som reduserer produksjon av metan (Aaes et al., 2003).

Mer enn 6-7% fett i rasjonen har en negativ konsekvens for fordøyelse av grovfôr som vil gi økte utslipp fra gjødsellager og lavere melkeytelse (Beauchemin, Kreuzer, O'mara & McAllister, 2008). Utslippet av enterisk metan begrenset av tilsatt fett i fôr varierer med type fett, fettsyresammensetning, og behandling av fettkilde (K. A. Johnson & Johnson, 1995). Toleransen for mettet fett tilsatt i fôret er høyere enn toleransen for umettet fett. Lipider tilsatt i fôr som er rik på umettede fettsyrer vil hydrogeneres og gir dermed redusert mengde hydrogen i vomma. De metanogene bakteriene i vomma hemmes delvis ved tilsetning av lipider i fôret, noe som fører til at organisk materiale fermenteres i mindre grad, og dermed en viss reduksjon i metanproduksjonen (K. A. Johnson & Johnson, 1995). Beauchemin et al. (2008) så på 17 studier og kunne vise at ved tilsetning av 1% ekstra lipider i fôrrasjonen gikk metanproduksjonen ned med 5,6%.

Med fokus på metan i avlsmålet kan det avles fram ei ku med lavere utslipp av metan. Det kan være direkte knyttet til lavere utslipp av metan fra vomma, eller som ei mer føreffektiv ku eller har andre egenskaper som indirekte reduserer klimagassutslipp (Aass & Åby, 2018). Avl rettet direkte mot redusert metanogenese kan være korrelert med avl på andre egenskaper (Eckard et al., 2010), noe som må veies nøye før det eventuelt blir innført.

Dyrets indirekte utslipp kan reduseres ved økt produksjonseffektivitet, flere kg (melk og slakt) å fordele utslippet på (Eckard et al., 2010). Dette påvirkes blant annet av helsetilstand, fruktbarhet og ytelsesnivå (Smith et al., 2007). Kyr med lav ytelse kan sjaltes ut for reduksjon i utslipp (Eckard et al., 2010). I følge Morgavi et al. (2010) er det mulig å gjøre tiltak også for å redusere metanogenesen, ved å hemme det mikrobielle økosystemets produksjon av metan. Derimot bør en slik manipulasjon av mikrobielle komponenter vurderes på en helhetlig måte.

Methylocapsa gorgona MG08 er en nyoppdaget bakterie som utnytter CH₄ som energi- og karbonkilde, også CO₂ kan nyttes som karbonkilde og i tillegg bruker bakterien N₂ som kilde til nitrogen (Tveit et al., 2019). I framtida vil kanskje denne bakterien kunne benyttes i landbruket som et tiltak mot utslipp av metan så fremt det forskes på området og bruk av bakterien.

2.3.2 Tilsetningsstoffer

Felleskjøpet bruker i dag Agolin Ruminant som tilsetningsstoff i føret Formel BIFF for reduksjon av enterisk metan (Felleskjøpet, 2017). I tillegg til at tilsetningsstoffet skal hemme produksjonen av enterisk metan, skal også føreffektiviteten øke med 5-8% (Felleskjøpet, 2017).

3-nitrooxypropanol (3-NOP) er et tilsetningsstoff som hemmer produksjonen av enterisk metan (Duin et al., 2016; Jayanegara et al., 2018). I følge Jayanegara et al. (2018) reduseres produksjon av enterisk metan ved at de metanogene bakteriene reduseres, uten at fordøyeligheten av fôr påvirkes.

Lee og Beauchemin (2014) fant at tilsetning av nitrat i føret kan redusere utslippet av metan. Dette er en omdiskutert metode fordi for store doser av nitrat tilsatt i føret kan føre til forgiftning av dyret. Faren for forgiftning reduseres ved tilvenning til nitrater (Lee & Beauchemin, 2014). Nitrat kan dog være en god kilde til NPN (Non-protein Nitrogen) som kan omdannes til protein av vom-mikrobene og dermed erstatte noe av urea i føret (Lee & Beauchemin, 2014).

I tillegg til bruk av kraftfôr, tidlig høstet grovfôr og tilsetning av fett i fôret er det flere tiltak som kan settes i verk for redusering av enterisk metan. Tilsetning av nitrat i fôret kan bli brukt som et tiltak selv om det i tilfeller har toksisk virkning (Lee & Beauchemin, 2014).

Ionoforer er et antibiotika som tilsatt i fôret gir lavere metanproduksjon både ved produksjon av slakt og melk (McGuffey, Richardson & Wilkinson, 2001). I følge Bergen og Bates (1984) øker produksjonen av propionsyre i vomma og dermed minker produksjonen av metan ved tilsetning av ionoforer i fôret. På melkekyr er det særlig en bedret energistatus i overgangsfasen rett etter kalving som fører til mindre tap av hold. Videre kan forbedret energistatus ved topplaktasjon gi bedre effektivitet selv ved lavt tørrstoffopptak (McGuffey et al., 2001). Selv om melkeytelsen opprettholdes, vil lav konsentrasjon av eddiksyre og høy konsentrasjon av propionsyre, som følge av ionoforer, kunne føre til mindre fett i melka (McGuffey et al., 2001; Odongo et al., 2007). Ionoforer vil ikke ha effekt over tid i følge K. A. Johnson og Johnson (1995), mens Odongo et al. (2007) konkluderer med at tilsetning av ionoforet monensin i 60% av fôret vil være fordelaktig som strategi for å redusere utslippet av enterisk metan. Beauchemin et al. (2008) foreslår at moensin ikke brukes som et langsiktig tiltak mot utslipp.

2.3.3 Redusering av lystgass (N₂O)

Grønlund og Harstad (2014) skriver i sin rapport for Bioforsk at hvis reduksjonen i bruk av nitrogen gjødsling på landsbasis er 10% vil det kunne gi en reduksjon i utslipp fra lystgass på mellom 50-100 tusen CO₂-ekvivalenter i løpet av ett år. Utslippene kan altså totalt reduseres med ca. 1-1,5% av jordbrukets totale utslipp uten at avlingene går ned.

Nguyen et al. (2010) sitt studie er blant de som konkluderer med at det må gjøres tiltak for å hindre tap av NH₃ og utvasking av NO₃ fra gjødsel, noe som kan gjøres på flere måter: Effektivisering ved N-gjødsling med presisjonsgjødsling hvor tildelingen i større grad baseres på det som er estimert at planten trenger (Cole et al., 1997), og bruk av N-gjødsel som er tilpasset jordtype (Monteny et al., 2006). N-gjødsel som løses opp sakte, eller tilsettes nitrifiseringsinhibitorer sinker den mikrobielle prosessen som leder til produksjon av lystgass (Cole et al., 1997; Monteny et al., 2006). N-gjødsel bør være lett tilgjengelig for planten slik at det ikke tar lang tid fra gjødsling til næringa tas opp (Dalal, Wang, Robertson & Parton, 2003). Det kan også brukes mer kløver, eller andre nitrogenfikserende planter som utnytter nitrogenet i lufta effektivt (J. M.-F. Johnson, Franzluebbers, Weyers & Reicosky, 2007).

Regulering av vanninnholdet i jorda, enten ved vanning eller drenering, kan bidra til økt produktivitet og kanskje også reduksjon i N₂O-utslipp (Monteny et al., 2006). Kalking av jorda hever pH'en, og siden lystgass dannes lettere i sur jord kan dette være et tiltak for å redusere utslippet av lystgass, derimot omdannes kalksteinmel (CaCO₃) til CO₂ som igjen gir et utslipp som er tilnærmet likt det utslippet ville blitt for lystgass.

2.3.4 Binding av karbon i jord

I tillegg til å redusere utslipp har tiltak som binder karbon i jorda positiv effekt, både for dyrkningskvaliteten i jorda (Aarnes, 2011) og at det reduserer det totale utslippet på gården. Eksempler på tiltak som kan øke karboninnholdet i jorda er såfrø som er utviklet til å være mer effektiv, veksle mer mellom vekstplaner, bruke mer flerårige planter og i tillegg redusere tiden jorden ligger brakk på (Smith et al., 2007). Bruk av høstingssystem som etterlater seg avlingsrester bidrar til å øke innholdet av organisk materiale i jorda som er hovedlageret av karbon i jord (Smith et al., 2007). Balansen mellom karbonbinding og karbontap i jord er mer gunstig ved dyrking av gras enn korn- og grønnsaksproduksjon (Grønlund & Harstad, 2014).

I utmark, særlig brukt som beite, er karbonlagring i jord effektiv sett at beitetrykket ikke er for stort eller for lite (Hillestad, 2019). Planterøtter står for transport av karbon til jord, og en slik transport fremmes av innholdet av sopp og bakterier (mikroorganismer) i jorda.

2.3.5 Bioenergi

Produksjon av bioenergi kan være med å redusere utslipp av fossilt karbon. Ved å ta i bruk det metanet som blir produsert under lagring av husdyrgjødsel kan utslippene fra lagring reduseres, og i tillegg kan biogass benyttes som et alternativ til fossilt drivstoff (Grønlund & Harstad, 2014; Nguyen et al., 2010). Avlingsrester, fra for eksempel potet- og grønnsaksproduksjon kan også benyttes til biogass. Halm, trevirke og skogavfall kan benyttes til brensel og eventuelt biokull.

2.3.6 Klimasmart landbruk

For å imøtekomme kravet om reduksjon av klimaskadelige effekter, investerer landbruket i Norge i rådgivning, opplysning og tiltak (Klimasmart Landbruk., 2019). Et av disse tiltakene er utviklingen av en klimakalkulator, HoloNor, som regner ut klimagassutslipp på gårdsnivå. En slik analyse vil kartlegge de delene av drifta der det bør settes inn tiltak, eventuelt tenke smartere. Klimakalkulatoren er et godt redskap for norsk landbruk til å dokumentere utslipp og effekt av tiltak som kan settes inn. Formålet med klimasmart landbruk er redusert klimaavtrykk og styrket konkurransekraft for norsk landbruk (Klimasmart Landbruk., 2019).

2.4 HolosNor

HolosNor er en empirisk modell, en klimakalkulator tilpasset norsk kombinertproduksjon (melk og slakt) basert på den kanadiske modellen Holos (Skjelvåg, Arnoldussen, Klakegg & Tveito, 2012). Beregninger av utslippet skjer på gårdsnivå på bakgrunn av gårdsdata, inkludert endringer i karbonbeholdningen i jorda (Bonesmo et al., 2013). Værdata er også uunnværlig faktor for å beregne utslippene tilpasset den aktuelle gården (Skjelvåg et al., 2012). Modellen tar for seg variasjoner i utslipp mellom gårder, ikke kun med tanke på antall dyr slik de nasjonale beregningene i stor grad gjør. En tier-2-metode utviklet av Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) er utgangspunktet for beregningene i HolosNor (Eggleston et al., 2006).

Vurderingen av klimagassutslippene er fordelt i utslipp på gården herunder også utslipp fra eng, åker og beite (Bonesmo et al., 2013). På gården er det enterisk metan, metan fra gjødsel, utslipp av N₂O fra gjødsel og jord, endring i karbonbalansen i jord, og utslipp fra bruk av energi faktorer som blir vurdert for å beregne det totale utslippet. I tillegg kommer direkte utslipp av CO₂ fra bruk av diesel, strøm og innkjøpt kraftfôr. Utslipp fra åker, eng og beite beregnes som N₂O fra lekkasje av N, avrenning og fordamping. Herunder tas det også hensyn til CO₂ og N₂O tapt i forbindelse med jordforhold målt av Skog og Landskap, og værforhold målt av Meteorologisk institutt.

Utslipp av karbondioksid regnes både som tap av karbon fra jord, og utslipp som følge av energibruk på gården og utenfor gården. Det totale utslippet blir uttrykt som CO₂-ekvivalenter (Bonesmo et al., 2013). Beregninger med HolosNor-modellen gir et resultat som viser gårdens utslippsintensitet som er antall kg CO₂-ekvivalenter atmosfæren blir belastet med per kilo produkt. I Norge er den mest vanlige ku-rasen norsk rødt fe (NRF) som produserer både melk og slakt, også kjent som kombinasjonsrase. Det er derfor viktig at utslippet blir beregnet todelt, både for slakt og for melk (Bonesmo et al., 2013).

I teorien vil et begrensende tiltak for utslipp av drivhusgasser være å øke produktiviteten (Bonesmo et al., 2013). Der ligger det forbedringspotensial, både på produksjon av melk og produksjon av slakt i følge Bonesmo og Randby (2011).

2.4.1 Studie med beregning av klimagassutslipp

Bonesmo et al. (2013) beregnet klimagassutslipp fra 30 melkebruk i Norge med bruk av HolosNor-modellen. Resultatene for beregningen er vist i Tabell 2. Disse resultatene ble brukt til sammenligning av resultater fra beregning gjort i denne oppgaven.

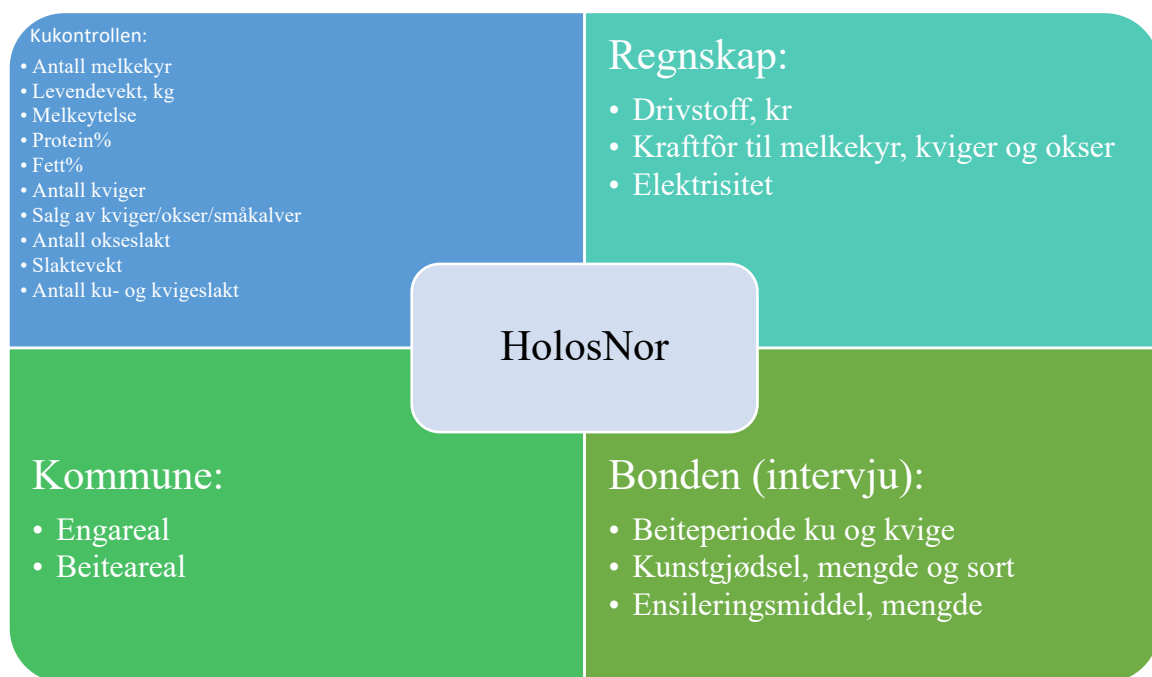
Tabell 2. Resultater omarbeidet fra Bonesmo et al. (2013). Tabellen viser utslippsintensiteten for FPCM, og slakt fra ho-dyr og unger presentert i kg CO₂-ekvivalenter.

	Utslippsintensitet FPCM		Utslippsintensitet slakt fra ku og kvige		Utslippsintensitet slakt på unger	
	Gj.snitt	Intervall	Gj.snitt	Intervall	Gj.snitt	Intervall
Karbon i jord	-0,03	-0,14-0,10	-0,82	-4,79-2,08	-0,51	-1,64-1,45
Enterisk metan	0,39	0,36-0,45	8,34	5,05-15,44	6,84	4,12-8,06
Husdyrgjødsel	0,18	0,13-0,23	3,89	2,62-7,48	2,98	2,21-3,59
Lystgass i jord	0,21	0,11-0,41	4,37	1,84-8,27	3,08	0,29-6,78
CO₂ fra fôr, soya	0,09	0,00-0,17	2,08	0,00-5,00	1,88	0,00-5,22
CO₂ fra fôr, korn	0,06	0,00-0,13	1,33	0,00-3,93	1,26	0,00-4,11
Direkte energi	0,05	0,01-0,11	1,09	0,33-3,42	0,75	0,19-1,45
Indirekte energi	0,07	0,00-0,14	1,39	0,10-3,01	0,97	0,09-0,99
Sum utslipp	1,02	0,82-1,36	2,67	12,0-37,46	17,25	11,75-22,90

3 Material og metode

I denne oppgaven er det presentert seks gårder, og klimagassutslippene fra disse gårdene ble beregnet i klimakalkulatoren HoloNor. Gårdene ligger innenfor samme distrikt i Nordland fylke. Av de utvalgte gårdene er det tre løsdriftsfjøs med robot, to båsfjøs og ett løsdriftsfjøs uten robot. Antall dyr, melkeproduksjon og produksjon av slakt på ho-dyr og okser/kastrater var forskjellig på hver gård, noe som ga ulikt utgangspunktet for beregning av klimagassutslipp.

På grunn av at data om karboninnhold i jord og værdata er tidkrevende å hente fra de aktuelle gårdsbrukene, ble det brukt data fra Troms som allerede var brukt i en annen beregning (Skjelvåg et al., 2012). Tall som knyttes direkte til gården er hentet fra ku-kontrollen, regnskapet og kommunen. I tillegg ble hver bonde intervjuet. Figuren under viser hvor det i denne oppgaven ble hentet input til HoloNor.



Figur 1. Viser hvor input til HoloNor ble hentet i denne oppgaven.

Ved beregning av utslipp med tall brukt fra besetningene kom det fram at kraftfôrforbruket var urealistisk høyt på gårdene. Av den grunn ble det i samråd med veileder bestemt at det i tillegg skulle kjøres en beregning med normføring ut fra ytelse og tilvekst.

3.1 Presentasjon av gårdsbrukene

Gård 1 har et løsdriftsfjøs med melkerobot. Her er det ca. 50 årskyr, rekruttering av ungdyr fra egen besetning og oppfôring av okser. Det blir kjøpt inn ekstra okser hvis det er plass til mer.

Gård 2 har et båsfjøs med ca. 16 årskyr. Bonden fôrer opp ungdyr til rekruttering og okser til slakt, og det kjøpes inn flere okser til oppfôring og slakt hvis det er plass.

Gård 3 har et løsdriftsfjøs med melkerobot og ei besetning på rundt 40 årskyr med egen rekruttering av ungdyr. Oksene fôres opp selv, de det ikke er plass til blir solgt som livdyr i ung alder.

Gård 4 har et løsdriftsfjøs med melkerobot og ca. 60 årskyr. Ungdyr rekrutteres til egen drift. Noen hundre meter unna melkefjøsset er det et eksternt oksefjøs, hvor okser fôres opp til slakt.

Gård 5 har et båsfjøs hvor melkekyrne står, og et fjøs til hvor kvigene er oppstallet. Det er ca. 15 årskyr, oppdrett av ungdyr og kastrater. Oksene blir kastret og går på utmarksbeite. Kastratene blir slaktet direkte fra utmarksbeite.

Gård 6 har et lite løsdriftsfjøs med 13 årskyr, egen rekruttering av ungdyr og oppfôring av kastrater. Også her utnyttes kastrater som en ressurs i utmarka.

Gård 5 og 6 oppga at de delte noe innmarksbeite som blir brukt til kalver på sommeren og kastrater og kviger på høsten. Gård 5 hadde i 2018 seks kastrater og gård 4 hadde to, beite på åtte dekar ble fordelt mellom kastratene, og gård 5 fikk dermed seks dekar mens gård 6 fikk to dekar.

3.2 Framgangsmåte

Flere gårdsbruk i distriktet ble kontaktet, i første omgang via mail og brev med en forespørsel om deltakelse. De som sa seg villig til å bidra ble deretter kontaktet nærmere, og det ble avlagt et besøk hvor noen av spørsmålene, altså inputene til modellen ble besvart. Bøndene ga i tillegg tillatelse til å hente data fra Kukontrollen, på medlemssidene til TINE Rådgivning. I samarbeid med TINE ble det i den forbindelse opprettet elevautorisasjon med tilgang til Kukontrollen til hver gård.

For å få et mest mulig dagsaktuelt bilde på hvordan klimagassutslippene er på de forskjellige gårdene som var tatt med i denne oppgaven, ble det valgt å bruke tall fra 2018. Etersom tallene fra 2018 ikke vanligvis er tilgjengelig ved starten av året ble det tatt kontakt med

regnskapsførerne til de forskjellige bøndene, for å få klargjort de tallene som var nødvendig for oppgaven. Bøndene selv var også behjelpelig med å levere de siste bilagene for året 2018 for å få i gang prosessen.

Kun to gårder hadde tatt grovfôranalyser. Ved input av fôrenheter på grovfôret i HolosNor ble det satt inn fôrenheter fra de to gårdene med fôrprøver. For de andre gårdene ble det regnet et gjennomsnitt av fôrenheter fra gårdene som hadde tatt grovfôranalyse.

I HolosNor-modellen er det også tatt høyde for produksjon av korn, men det blir ikke produsert i dette området og er derfor ikke aktuelt å ta med. Det er heller ingen av bøndene i oppgaven som bruker plantevernmidler.

3.2.1 Fordeling av kraftfôr

De fleste bøndene brukte én type kraftfôr til melkekyr og én type fordelt mellom kvigene og oksene. Gård 5 og 6 som fôret opp kastrater isteden for okser ga ikke like mye kraftfôr til hann-dyra som gård 1-4. Gård 1, 3 og 4 fordelte kraftfôret mellom kviger og okser i forholdet 30/70%, noe som intervjuer og bonde kom fram til sammen. På gård 2 ble det brukt samme type kraftfôr til melkekyr, kviger og okser, og bonden kom fram til at fordelinga på kraftfôr var 70% til melkekyr, 10% til kviger og 20% til oksene. Samme fordeling av kraftfôr mellom dyrene ble vurdert av bonden på gård 6, mens her er oksene kastret. Bonden på gård 5 hadde én type kraftfôr til melkekyr og en annen type fordelt likt mellom kvigene og kastratene.

På gård 6 ble det valgt en annen framgangsmåte for beregning av kraftfôr tildelt okser på grunn av at tallet for total mengde kraftfôr fra regnskapet ikke stemte med forventningene, heller ikke opplysninger fra bonden om daglig tildelt mengde. For beregning av et mer sannsynlig konsum av kraftfôr ble det derfor tatt utgangspunkt i de to kastratene som ble slaktet, én kastrat som var i besetningen hele året og oksekalvene som ble solgt til liv ved 3 måneders alder. Av de to kastratene som ble slaktet i løpet av 2018 ble den ene slaktet i juni, mens den andre helt i slutten av året. Det er antatt at én oksekalv konsumerer 114 kg kraftfôr på 3 måneder (Berg & Matre, 2001). Bonden oppga at kastratene fikk 2 kg kraftfôr per dag i snitt gjennom året. Totalt 5 oksekalver var i besetninga i 3 måneder i 2018.

$(5 \text{ oksekalver} * 114 \text{ kg kraftfôr}) + ((2,5 \text{ kastrater} * 2 \text{ kg kraftfôr/dag}) * 365 \text{ dager}) = 1944 \text{ kg kraftfôr konsumert av okser/kastrater på gård 6 i løpet av 2018.}$

3.2.2 Beregning av normfôring

Det ble beregnet normfôring for alle dyregrupper både på kraftfôr og grovfôr. På melkekyr ble kraftfôrbehovet beregnet ut fra en regresjon basert på beregninger i NorFor for ulike ytelsesnivåer (B. Åby, personlig kommunikasjon, 26. april 2019):

$$(Ytelse \text{ i kg EKM} * 0,6261) - 2711$$

Grovfôropptaket for melkekyr ble beregnet slik:

$$(Ytelse \text{ i kg EKM} * (-0,1193)) + 5078$$

Fôrbehovet til kviger er beregnet ut fra gjeldende fôrnormer (B. Åby, personlig kommunikasjon, 26. april 2019).

Kraftfôrbehovet til okser ble beregnet med fôrnormer til produksjon av storfekjøtt (Berg & Matre, 2001). Det er basert på en forutsetning om at oksene som fôres ganske intenst skal klare å ta opp 1% av kroppsvekta som grovfôr, og kastratene skal klare å ta opp 1,5% av kroppsvekta som grovfôr.

3.2.3 Kunstgjødning

Mengde kunstgjødning brukt kom ikke fram i regnskapet fordi lagerbeholdning 31.12.18 ikke var ferdig beregnet. Bøndene hadde derimot kontroll på hvor mye som ble brukt på eng og beite, og hvilken type det var. Kunnskap om mengde per sekk og innhold av nitrogen ble hentet fra gjødningkatalogen, og kilo nitrogen per dekar kunne beregnes ut fra det.

3.2.4 Beregning av tilvekst på okser og kastrater

Ved beregning av tilvekst per dag fram til slakt på okser og kastrater var forutsetningene at fødselsvekta var på 40 kg og at slakteprosenten på oksene var 52%, mens den for kastrater var 49%. Alder ved slakt ble oppgitt i måneder, og derfor multiplisert med 30,5 dager som et gjennomsnitt på antall dager per måned. Følgende formel ble brukt:

$$\text{Tilvekst per dag} = \frac{(\text{Slaktevekt} * \text{slakteprosent}) - 40 \text{ kg}}{\text{Alder i dager}}$$

3.3 HolosNor-modellen

I HolosNor-modellen ble klimagassutslippet beregnet som en utslippsintensitet i kg CO₂-ekvivalenter for kg fett- og proteinkorrigert melk (FPCM) og kg slakt solgt både på ho-dyr og okser/kastrater (Bonesmo et al., 2013).

Utslipp av enterisk metan ble i HolosNor-modellen beregnet som et produkt av bruttoenergi (MJ) og en utslippsfaktor (Bonesmo et al., 2013). Energitalet fra utslipp av enterisk metan ble kalkulert ut fra bruttoenergien ved å dividere faktoren $Y_m = 0,065$ (prosent av energien i fôret som ble omgjort til metan i vomma) med energiinnholdet i metan (55,64 MJ kg⁻¹). Faktoren Y_m ble justert etter fordøyeligheten til tørrstoffet.

Utslippet av metan fra håndtering av gjødsel var basert på produksjon av volatile solids (VS), justert etter inntaket av bruttoenergi og fordøyeligheten av fôret (Bonesmo et al., 2013). VS er et mål på mengden organisk stoff i gjødsla, og beregnes fra opptaket av bruttoenergi og fordøyeligheten til rasjonen (Eggleston et al., 2006). Det totale utslippet av metan fra gjødsel ble beregnet ved å multiplisere VS med gjødslas maksimale kapasitet for metanproduksjon. Gjødsel fra kyr har en høyere kapasitet for metanproduksjon (0,24 m² CH₄ kg⁻¹ VS) enn gjødsel fra kviger og okser (0,18 m² CH₄ kg⁻¹ VS). Gjødslas maksimale kapasitet for metanproduksjon var med på å påvirke variasjon i utslippet fra gjødselhåndtering sammen med VS og gjødselhåndteringssystem (Bonesmo et al., 2013). De to siste faktorene for å beregne hele utslippet av metan fra gjødsel var en omregningsfaktor for volum til masse (0,67 kg m⁻³) og en omregningsfaktor tilegnet gjødselhåndteringssystemet.

Utslippet av lystgass direkte fra jord var basert på en utslippsfaktor på 0,01 kg N₂O – N kg⁻¹ av N totalt, definert som summen av N tilført, N fra rester av gress og avlingsrester, og N fra kunstgjødsel (Bonesmo et al., 2013). Innhold av vann i jorda og temperaturen har en effekt på utslipp av lystgass fra jord. Derfor var utslippene delt inn i sesonger gjennom året med respektive verdier for N, temperatur og vanninnhold i jord: vinter (desember – mars), vår (april – mai), sommer (juni – august) og høst (september – november).

Erosjon og avrenning regnes som indirekte utslipp av lystgass fra jord, og det ble derfor korrigert for dette med en faktor. Faktoren som er brukt til å beregne hvor mye N₂O som fordamper er en konstant Eggleston et al. (2006) har satt til 0,1, og en utslippsfaktor på 0,01.

4 Resultater

I dette kapittelet er det presentert produksjonsresultater og -parametere. Disse dannet grunnlaget for beregning av klimagassutslipp.

4.1 Antall dyr, areal og bruk av innsatsfaktorer

Tabell 3 viser antall ho-dyr i besetningen og okser slaktet. Videre viser tabellen et utvalg av innsatsfaktorer på gårdene, som var en del av beregningene i HolosNor. Gårdene med flere dyr har også et større eng-areal og et høyere forbruk av diesel og elektrisitet som inngår i det direkte utslippet fra gården.

Tabell 3. Oversikt over antall dyr i besetningen fordelt på årskyr og kviger, samt antall okser/kastrater slaktet. Areal av eng og beite er presentert i tillegg til andre innsatsfaktorer.

Input	Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
Antall årskyr	59	15	38	63	13	13
Antall kviger	42	15	35	67	13	13
Okser/kastrater slaktet	26	12	11	27	6	2
Areal eng, daa	850	406	522	870	213	184
Areal beite, daa	89	3	116	247	6	2
Eng N, kg/daa	6	8	9	4	9	8
FEm i grovfôr	0,86 ¹	0,86 ¹	0,88	0,83	0,86 ¹	0,86 ¹
Diesel, kr	96030	23907	50782	79200	28366	21000
Elektrisitet, kr	91914	18573	73528	197000	44000	48935

¹Beregnet som gjennomsnitt av fôrprøve fra gård 3 og 4

På samtlige gårder ble den totale kraftfôrmengden redusert fra mengden oppgitt i regnskapet til mengden gitt ved beregnet normfôring (Tabell 4). Gård 1-5 hadde stor nedgang i total mengde kraftfôr til melkekyr. Gård 1 og 3 fikk en økning i mengden kraftfôr til okser. Mengden kraftfôr beregnet i normfôring er høyere for kviger på gård 3 enn oppgitt i regnskapet. Gård 6 hadde minst nedgang i mengde kraftfôr til melkeku, men til kastratene ble kraftfôrmengden mer enn halvert.

Tabell 4. Kg kraftfôr tildelt de forskjellige dyregruppene i løpet av et år. Regnskapstall er mengden oppgitt i regnskapet for 2018, normfôring er beregnet på bakgrunn av ytelse og grovfôropptak.

		Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
Regnskap	Melkeku	138274	51730	109130	183480	65700	35435
	Kviger	18914	7745	10073	24190	5475	8396
	Okser/kastrater	44132	15490	20812	56443	5475	1944
	Total mengde	201320	74965	140015	264113	76650	45775
Normfôring	Melkeku	77456	22274	67710	121892	33429	30546
	Kvige	13933	4976	11611	22226	4313	4313
	Okser/kastrater	48822	10427	21134	47778	2374	840
	Total mengde	140211	37677	100455	191896	40116	35699

4.2 Produksjonsresultater

I følgende delkapittel blir produksjonsresultater for produksjon av melk og slakt for de inkluderte gårdene presentert.

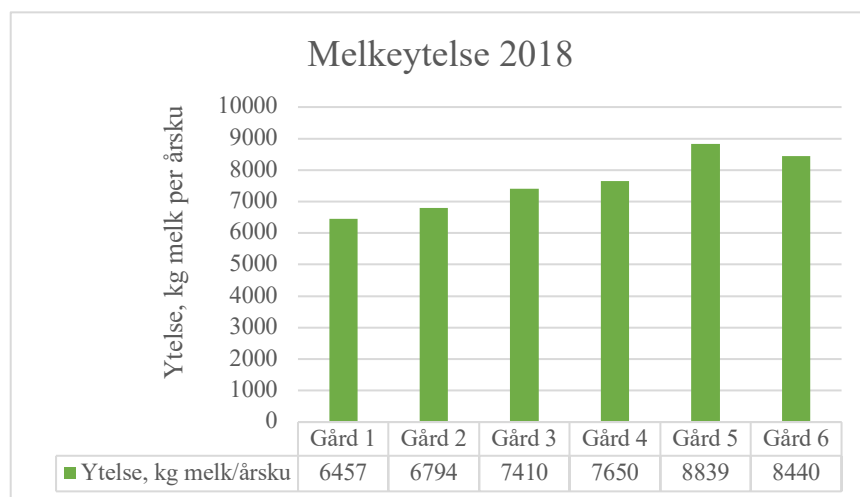
4.2.1 Melk

Tabell 5 viser melkeytelsen totalt i kg for 2018, samt gjennomsnitt av fett- og protein% gjennom året. Det var stor forskjell i antall kg melk produsert på gårdene som ble valgt ut til oppgaven som vist i Tabell 5.

Tabell 5. Oversikt over kg melk produsert, og innhold av fett (%) og protein (%) i melk.

Input	Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
Ytelse, totalt kg/år	382 254	104 628	280 098	484 245	114 025	108 876
Fett%	4,43	5,12	3,95	4,40	5,06	4,88
Protein%	3,71	3,70	3,41	3,52	3,50	3,43

Melkeytelsen (kg per årsku) for 2018 er presentert i Figur 2 som kg melk per årsku. Gård 1 hadde lavest ytelse, mens gård 5 hadde den høyeste ytelsen. Gjennomsnittlig ytelse per årsku var på 7598 kg, gård 1-3 hadde dermed en ytelse under gjennomsnittet, mens gård 4-5 lå over gjennomsnittet. Gårdene med kastratproduksjon hadde høyest ytelse (Gård 5 og 6).



Figur 2. Melkeytelsen for 2018 i kg melk per årsku.

Kraftfôrmengden per kg melk produsert var høyere ved beregning ut fra regnskapet sammenlignet med normfôring (Tabell 6).

Tabell 6. Kraftfôrforbruk presentert i kg kraftfôr per kg melk produsert.

	Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
Regnskap	0,36	0,49	0,39	0,38	0,58	0,33
Normfôring	0,22	0,24	0,24	0,29	0,34	0,32

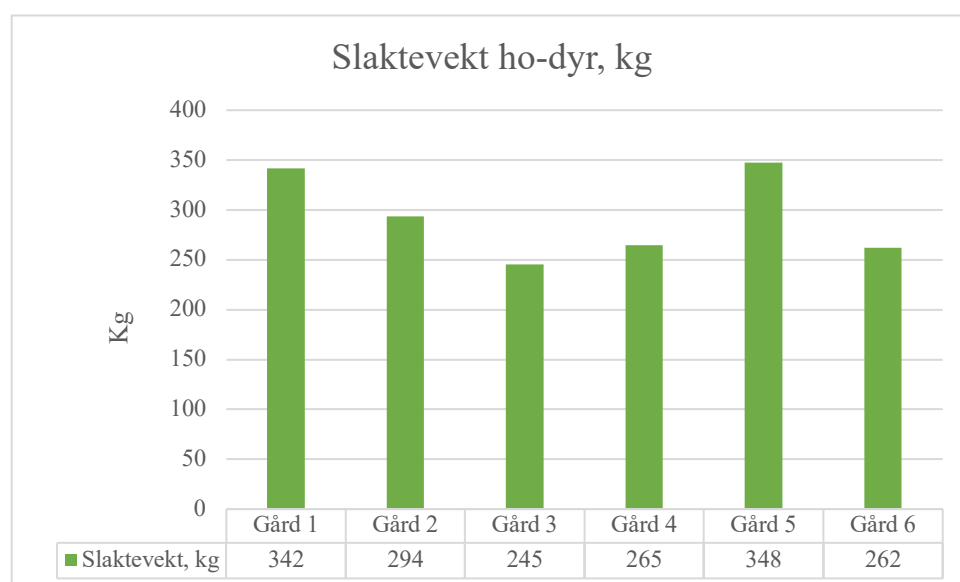
4.2.2 Vekt ho-dyr

Levendevekt på ung ku og ku, beregnet ut fra slaktevekt for ung ku og ku, er vist i tabellen under. Gård 5 og gård 1 hadde de høyeste levendevektene, gård 4 hadde den laveste.

Tabell 7. *Levendevekt som vektet snitt av ku og ung ku. Beregnet fra slaktevekt med en slakteprosent på 48%.*

	Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
Levendevekt, kg	712	612	558	550	724	560

Gård 1 og 5 skilte seg ut med høyere slaktevekt på kvige, ku og ung ku som vist i Figur 3. Gjennomsnittlig vektet slaktevekt på alle gårdene var 292 kg. Gård 5 er den gården med høyest gjennomsnittlig slaktevekt.



Figur 3. *Gjennomsnittlig slaktevekt basert på vektet snitt av kvige, ku og ung ku.*

Tabell 8 viser gjennomsnittlig fettklasse på slakt av ho-dyr. Særlig gård 5 hadde høy fettklasse på kyr.

Tabell 8. *Viser gjennomsnittlig fettklasse på slakt av ho-dyr på hver gård, hvor 1 representerer minst fett og 5+ mest fett. Blanke felter indikerer at det ikke er registrert slakt i den dyregruppen. Antall dyr innen hver kategori presentert i parentes.*

Fettgruppe	Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
Kvige			2+ (5)	4- (3)		3- (1)
Ung ku	3 (1)	3- (3)	3- (6)	3- (10)	3+ (1)	3+ (2)
Ku	4- (17)	4- (4)	2+ (12)	3- (13)	4 (4)	2+ (3)

4.2.3 Okser og kastrater

Gård 1 – 4 fører opp okser til slakt, gård 5 og 6 fører opp kastrater. Tilvekst på okser var tydelig høyere enn tilveksten på kastrater. På okser varierte slaktealderen fra 15,8 måneder til 21,4. Variasjonen i slaktealder var mindre på kastrater (Tabell 9). Tabell 9 viser gjennomsnittlig tilvekst og slaktealder på okser og kastrater. Tilvekst er høyere på okser enn kastrater og slaktealderen er høyest for kastrater.

Tabell 9. Oversikt over slaktealder i måneder og fettgruppe på oksene og kastratene ved slakt, hvor 1 representerer minst fett og 5+ mest fett. Gjennomsnittlig tilvekst, slaktealder og slaktevekt vises nederst i tabellen.

		OKSER				KASTRATER	
		Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
	Tilvekst, kg/dag	1,04	0,95	1,10	1,12	0,71	0,60
	Slaktealder, måneder	21,4	19,4	16,7	15,8	24,5	21,9
	Slaktevekt, kg	367 ¹	313	313	302	297	229
	Fettgruppe	2	3-	2+	2+	3-	3-
Gjennomsnitt	Tilvekst, kg/dag	1,05				0,66	
	Slaktealder, måneder	18,2				23,2	
	Slaktevekt, kg	324				263	

¹Vektet gjennomsnitt for ungoxer og okser.

Oversikt over kraftfôrforbruk per kg slakt for å oppnå tilvekst presentert i Tabell 9, er vist i Tabell 10. De fleste gårdene hadde et høyere forbruk av kraftfôr ut fra forventet grovfôropptak enn nødvendig for å oppnå beregnet tilvekst. For gård 1 og 3 var beregnet kraftfôrmengde fra regnskapet mindre enn antatt behov (normfôring). Ved beregning av normfôring gikk kraftfôrmengden per kg slakt mest ned på gård 5 og 6, gårdene med kastratproduksjon.

Tabell 10. Presenterer mengde kraftfôr brukt per kg slakt ved både bruk av regnskapstall og normfôring

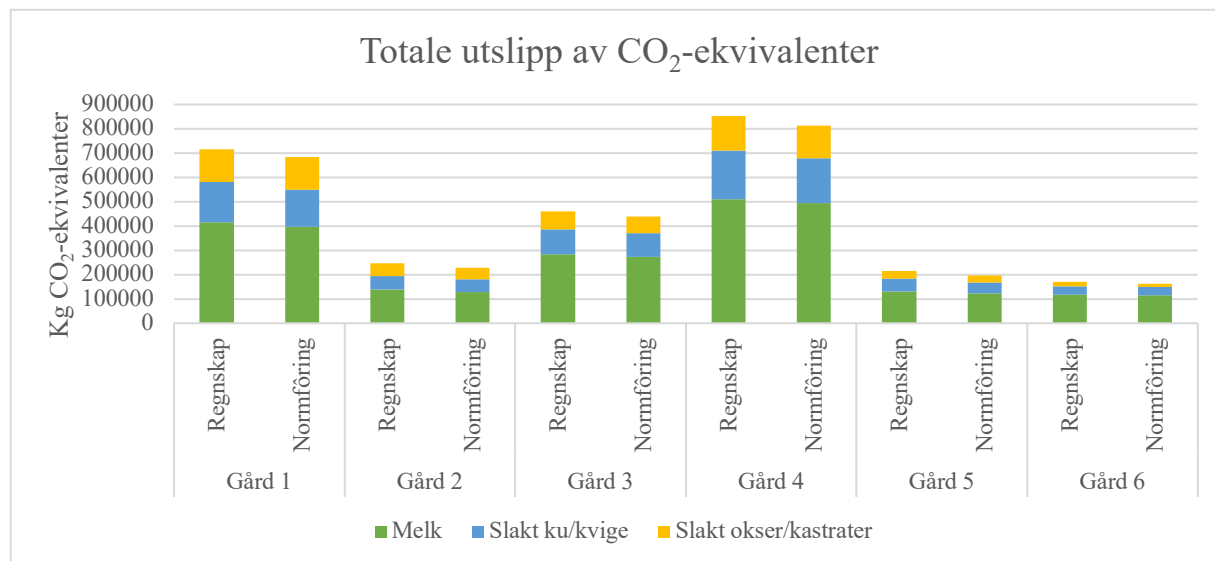
	Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
Regnskapstall	4,63	4,12	6,04	6,92	3,07	4,24
Normfôring	5,32	2,89	6,38	6,09	1,39	1,91

4.3 Klimagassutslipp

I følgende kapittel presenteres resultatet på klimagassutslipp beregnet for gårdene. Det totale klimagassutslippet presenteres først, og deretter vises utslippsintensiteten for melk og slakt.

4.3.1 Totale klimagassutslipp

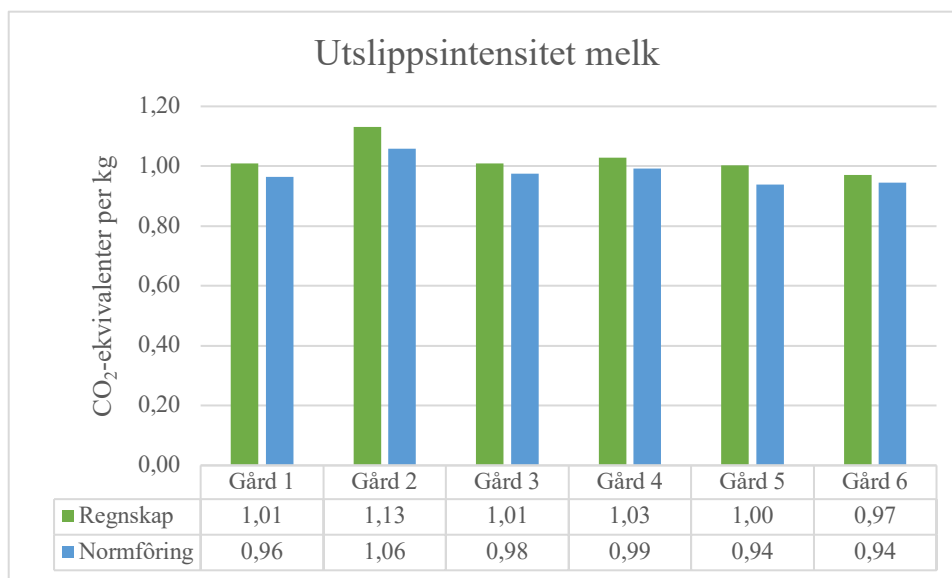
De totale klimagassutslippene er presentert i Figur 4. Gård 1 og 4 har de høyeste utslippene totalt sett (Figur 4). Bruk av normfôring endret ikke det totale utslippet nevneverdig. Melk var tydelig den største kilden til klimagassutslipp på gårdene. Variasjonen på utslipp fra slakt på ho-dyr og okser/kastrater var ganske likt innen hver enkelt gård, mens det varierte mer mellom gårdene.



Figur 4. Totale utslipp målt i kg CO₂-ekvivalenter framstilt i utslipp fra melkeproduksjon, og produksjon av slakt på ku/kvige og okse/kastrat.

4.3.2 Utslippsintensitet per kg melk

Gjennomsnittlig utslippsintensitet per kg FPCM produsert var høyest for gård 2. Gård 6 hadde den laveste utslippsintensiteten på kg FPCM ved bruk av regnskapstall, mens det laveste utslippet ble delt mellom gård 5 og 6 med normfôring. Utslipp ved normfôring var lavere ved samtlige gårder enn med bruk av mengde kraftfôr oppgitt i regnskapet (Figur 5). For gård 2 var effekten ved bruk av normfôring størst (-0,07 kg CO₂-ekvivalenter per kg FPCM), tett etterfulgt av gård 5 (-0,06 kg CO₂-ekvivalenter per kg FPCM). Variasjonen i klimagassutslipp per kg FPCM produsert mellom gårdene var lav (0,16 for regnskap, 0,12 for normfôring). Gjennomsnitt for utslippsintensitet beregnet med bruk av regnskapstall var 1,03 kg CO₂-ekvivalenter, mens det for normfôring var 0,98.



Figur 5. Utslippsintensiteten for melk (Kg CO₂-ekvivalenter). Framstilt både som utslipp beregnet på basis av regnskapstall og ved normfôring.

Flere kilder påvirker utslippet, noe som er vist i Tabell 11 og Tabell 12. I Tabell 11 er utslippene ved beregning med tall fra regnskapet, mens Tabell 12 viser beregning ved bruk av normføring. Røde tall viser hvilken gård som har det høyeste utslippet fra hver kilde, mens grønne tall viser det laveste utslippet.

Tabell 11. Oversikt over kilder til utslipp for produksjon av melk beregnet etter tall fra regnskapet. Gården med høyest utslipp innen hver kilde er merket med rødt. Positivt tall for karbon i jord betyr tap av karbon fra jorda. Oppgitt i CO₂-ekvivalenter per kg melk produsert.

Melk, tall fra regnskap						
	Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
Karbon i jord	0,02	0,11	0,06	0,05	0,02	0,02
Enterisk metan	0,38	0,32	0,33	0,34	0,30	0,33
Husdyrgjødsel	0,19	0,17	0,17	0,17	0,16	0,16
Lystgass i jord	0,11	0,14	0,11	0,09	0,09	0,10
CO₂ fra fôr, soya	0,12	0,16	0,13	0,13	0,18	0,12
CO₂ fra fôr, korn	0,10	0,13	0,10	0,11	0,14	0,09
Direkte energi	0,05	0,04	0,06	0,10	0,08	0,11
Indirekte energi	0,04	0,06	0,05	0,04	0,05	0,04
Sum utslipp	1,01	1,13	1,01	1,03	1,00	0,97

Tabell 11 og Tabell 12 viser at enterisk metan er den viktigste utslippskilden, etterfulgt av lystgass i jord og kraftfôrproduksjon (CO₂ fra fôr). Gård 2 hadde det høyeste klimagassutslippet både ved beregning av utslipp med kraftfôrmengde oppgitt i regnskapet og ved normfôring. Både Tabell 11 og Tabell 12 viser at gård 2 skårer høyst på utslipp fra karbon i jord, lystgass i jord og indirekte energi. Utslipp fra karbon i jord skilte seg ut på gård 5 sammenlignet med de andre gårdene (Tabell 11). Det var også utslipp fra karbon i jord som hadde størst variasjon (0,09) til gården med den laveste verdien.

Tabell 12. Oversikt over kilder til utslipp for produksjon av melk beregnet med normfôring. Gården med høyest utslipp innen hver kilde er merket med rødt. Oppgitt i CO₂-ekvivalenter per kg melk produsert.

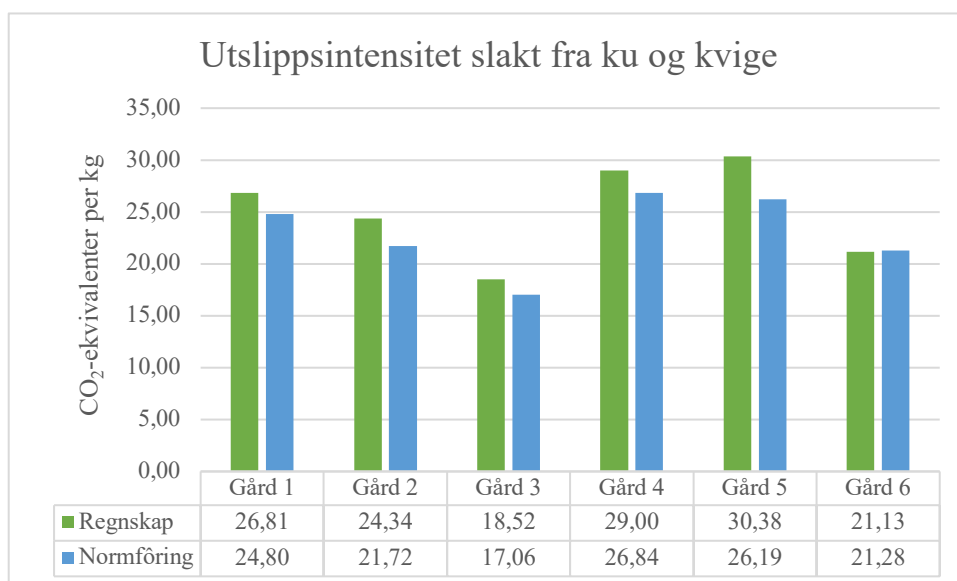
Melk, normfôring						
	Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
Karbon i jord	0,01	0,10	0,06	0,04	0,00	0,01
Enterisk metan	0,42	0,38	0,36	0,37	0,35	0,34
Husdyrgjødsel	0,20	0,18	0,18	0,18	0,18	0,17
Lystgass i jord	0,12	0,16	0,12	0,10	0,10	0,10
CO ₂ fra fôr, soya	0,07	0,08	0,08	0,09	0,10	0,10
CO ₂ fra fôr, korn	0,05	0,06	0,07	0,07	0,08	0,08
Direkte energi	0,05	0,04	0,06	0,10	0,08	0,11
Indirekte energi	0,04	0,06	0,05	0,04	0,05	0,04
Sum utslipp	0,96	1,06	0,98	0,99	0,94	0,94

Utslippsintensiteten fra enterisk metan økte på samtlige gårder med normfôring (Tabell 12) sammenlignet med mengden kraftfôr oppgitt i regnskapet (Tabell 11). Også utslippsintensiteten fra lystgass i jord øker med bruk av normfôring.

Utslippsintensiteten fra direkte og indirekte energi endrer seg ikke med endring i kraftfôrtildeling (Tabell 11 og Tabell 12).

4.3.3 Utslippsintensitet på slakt fra kvige og ku

Figur 6 viser utslippet ved produksjon av slakt på ho-dyr, både ved bruk av mengden kraftfôr oppgitt i regnskapet og ved fôring etter norm. Samtlige gårder fikk lavere utslipp ved normfôring også på utslipp produsert på ho-dyr. Størst forskjell var det for gård 5 som med normfôring hadde en utslippsintensitet på 4,19 CO₂-ekvivalenter mindre. Gård 3 skiller seg ut med det laveste utslippet av utvalget, for begge kategoriene (regnskap og normfôring). Gården med det høyeste utslippet ved beregning etter regnskapstall var gård 5, tett etterfulgt av gård 4. Med normfôring var det gård 4 som fikk det høyeste utslippet per kg slakt produsert.



Figur 6. Sammenligning av utslipp per kg slakt fra ku og kvige ved bruk av tall fra regnskap og beregnet normfôring.

Tabell 13 og Tabell 14 viser hvilke kilder til utslipp per kg slakt fra ho-dyr som er dominerende for hver gård. Gjennomsnittet for totale utslipp i Tabell 13 var 25,03 CO₂-ekvivalenter per kg ku- og kvigesimalt produsert. For normføring ble gjennomsnittet 22,98.

Tabell 13. Kilder til utslipp av klimagasser for produksjon av slakt fra ho-dyr. Oppgitt i CO₂-ekvivalenter per kg slakt

Slakt fra ku og kviger, tall fra regnskap						
	Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
Karbon i jord	0,59	2,36	1,10	1,46	0,46	0,39
Enterisk metan	10,08	6,98	6,07	9,65	8,95	7,23
Husdyrgjødsel	4,97	3,64	3,12	4,86	4,98	3,52
Lystgass i jord	3,00	3,00	2,07	2,58	2,67	2,08
CO ₂ fra fôr, soya	3,27	3,49	2,33	3,78	5,30	2,58
CO ₂ fra fôr, korn	2,58	2,75	1,83	2,97	4,18	2,03
Direkte energi	1,38	0,76	1,16	2,68	2,46	2,37
Indirekte energi	0,94	1,37	0,83	1,02	1,38	0,96
Sum utslipp	26,81	24,34	18,52	29,00	30,38	21,16

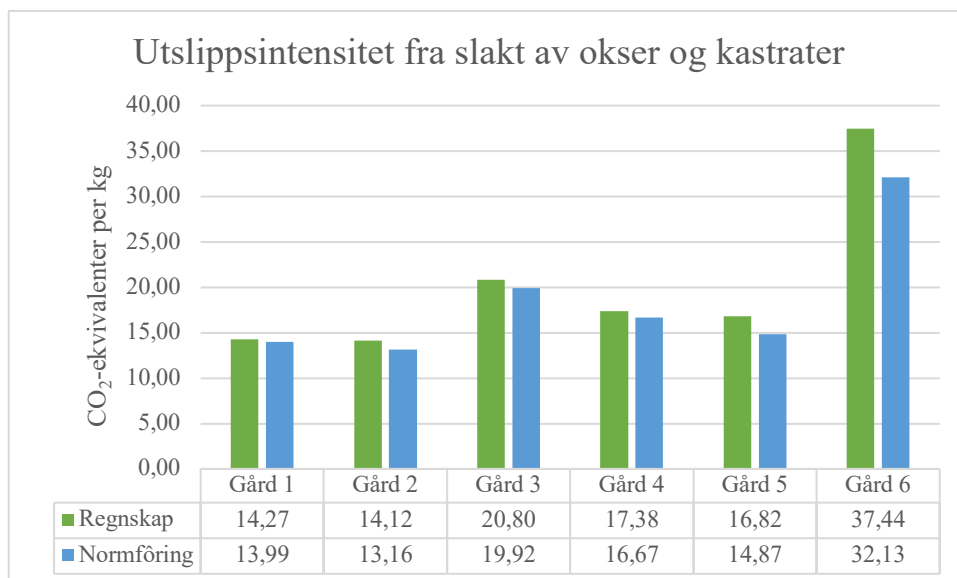
Enterisk metan og utslipp fra husdyrgjødsel var de største utslippsfaktorene for produksjon av slakt på ho-dyr. Gård 1 fikk det høyeste utslippet av enterisk metan (Tabell 13 og Tabell 14).

Tabell 14. Kilder til utslipp av klimagasser for produksjon av slakt fra ho-dyr ved bruk av normføring. Oppgitt i CO₂-ekvivalenter per kg slakt.

Slakt fra ku og kviger, normføring						
	Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
Karbon i jord	0,36	2,06	0,97	1,18	0,07	0,24
Enterisk metan	10,71	7,71	6,28	10,08	9,76	7,76
Husdyrgjødsel	5,07	3,74	3,08	4,86	4,95	3,76
Lystgass i jord	3,20	3,20	2,13	2,64	2,93	2,15
CO ₂ fra fôr, soya	1,78	1,65	1,48	2,51	2,71	2,22
CO ₂ fra fôr, korn	1,40	1,30	1,17	1,98	2,13	1,75
Direkte energi	1,36	0,74	1,13	2,60	2,33	2,43
Indirekte energi	0,93	1,33	0,81	0,99	1,31	0,98
Sum utslipp	24,80	21,72	17,06	26,84	26,19	21,28

4.3.4 Utslippsintensitet på slakt fra okser og kastrater

Gjennomsnittlig utslipp for okse- og kastratproduksjon er presentert i Figur 7. Gård 6 skiller seg ut med et betydelig høyere utslipp enn resten av gårdene både etter beregning med kraftfôrforbruk fra regnskapet og ved normfôring. Gård 2 hadde det laveste utslippet.



Figur 7. Sammenligning av utslipp per kg okseslakt ved bruk av tall fra regnskap og beregnet normfôring.

De viktigste utslippskildene for produksjon av slakt fra okser var enterisk metan, etterfulgt av kraftfôrbruk. For produksjon av slakt fra kastrater var lystgass i jord også en av de viktigste utslippsfaktorene. Tabellene under framstiller utslippsintensiteten for slakt fra okse og kastrat produsert for hver utslippskilde. De røde tallene viser høyeste utslippsintensitet innen hver kilde, grønn viser den laveste. Gård 3 som totalt sett hadde det høyeste utslippet for okser, hadde også høyest utslipp fra flest kilder. Produksjon av slakt fra kastrater er her framstilt som en egen kategori. Av de to gårdene med kastratproduksjon var det gård 6 som hadde høyest utslipp innenfor alle kategoriene (Tabell 15). Det var stor forskjell på den totale utslippsintensiteten mellom de to gårdene med kastratproduksjon (Tabell 15 og Tabell 16).

Tabell 15. Framstilling av utslippet knyttet til produksjon av slakt fra okser og kastrater, fra ulike kilder. I denne tabellen er det beregnet med tall hentet fra regnskapet. Utslippet er presentert i kg CO₂-ekvivalenter per kg slakt produsert.

	Okser				Kastrater	
	Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
Karbon i jord	0,24	1,42	0,98	0,50	0,46	1,06
Enterisk metan	4,40	4,41	4,21	4,16	4,78	6,01
Husdyrgjødsel	2,55	2,67	2,68	2,50	3,00	3,28
Lystgass i jord	1,52	1,83	2,29	1,14	2,84	5,73
CO ₂ fra fôr, soya	2,35	1,48	4,34	3,67	1,76	6,32
CO ₂ fra fôr, korn	1,85	1,17	3,42	2,89	1,38	4,98
Direkte energi	0,81	0,40	1,68	1,82	1,66	6,29
Indirekte energi	0,55	0,73	1,21	0,69	0,93	2,55
Sum utslipp	14,27	14,12	20,80	17,38	16,82	36,22

Ved beregning av mengde kraftfôr brukt ved normfôring er det fortsatt gård 3 som har det høyeste utslippet ved produksjon av okseslakt (Tabell 16), heller ikke utslippskilder endret seg betydelig ved bruk av normfôring. For oppfôring av kastrater var forskjellen fra bruk av mengde kraftfôr som var oppgitt i regnskapet og normfôring større. Gård 6 reduserte det totale utslippet med 4,09 CO₂-ekvivalenter per kg slakt produsert.

Tabell 16. Framstilling av utslippet knyttet til produksjon av slakt fra okser og kastrater, fra ulike kilder. I denne tabellen er utslippsintensiteten beregnet ved bruk av normfôring. Utslippet er presentert i kg CO₂-ekvivalenter per kg slakt produsert.

	Okser				Kastrater	
	Gård 1	Gård 2	Gård 3	Gård 4	Gård 5	Gård 6
Karbon i jord	0,11	1,07	0,71	0,40	0,04	0,76
Enterisk metan	4,38	4,78	4,27	4,48	5,24	6,70
Husdyrgjødsel	2,55	2,77	2,69	2,59	3,12	3,48
Lystgass i jord	1,28	1,67	1,99	1,23	2,46	6,93
CO₂ fra fôr, soya	2,44	0,98	4,16	3,06	0,82	2,88
CO₂ fra fôr, korn	1,92	0,77	3,27	2,41	0,64	2,27
Direkte energi	0,78	0,40	1,64	1,82	1,63	6,47
Indirekte energi	0,54	0,72	1,18	0,69	0,91	2,62
Sum utslipp	13,99	13,16	19,92	16,67	14,87	32,13

Gjennomsnittet for utslipp av klimagasser målt i CO₂-ekvivalenter ble lavere ved bruk av normfôring isteden for bruk av mengde kraftfôr oppgitt i regnskapet, både for okser og kastrater. For okser gikk gjennomsnittet ned fra 16,64 CO₂-ekvivalenter per kg slakt produsert til 15,93. Utslippet på kastrater gikk ned fra 26,52 CO₂-ekvivalenter per kg slakt produsert, til 23,50.

5 Diskusjon

Målet med oppgaven var å beregne klimagassutslippene til utvalgte gårder i Nordland fylke for så å se på nivå og variasjonene i utslipp. Beregningene av klimagassutslipp ble basert på data fra 2018. For flere gårder var 2018 et noe unormalt år med tanke på et utfordrende fôrår i 2017 mye grunnet overvintringsskader. Lav fôrproduksjon i 2017 ga for mange et høyt forbruk av kraftfôr gjennom vinteren 2017/2018, noe som også ga ettervirkninger på høsten 2018 selv om fôret 2018 ble bedre i denne regionen. Mengden kraftfôr oppgitt i regnskapstallene for 2018 kunne dermed tenkes at ikke gjenspeilet et normalt år med kraftfôrforbruk, og det ble dermed regnet fôring etter norm for å vise til hvordan utslippene kunne sett ut i et «normalår».

5.1 Produksjonsresultater og totale klimagassutslipp

Det var stor variasjon i størrelse og type drift mellom brukene som deltok i undersøkelsen, både i form av kg melk og slakt produsert. Dette gjenspeiler seg i totalt antall kg CO₂-ekvivalenter på hver gård. Gård 1 og 4 som har det høyeste utslippet totalt, har også produsert mest melk og slakt i løpet av 2018.

Antall dyr, areal og bruk av innsatsfaktorer, og produksjonsresultater beskrevet i delkapitlene 4.1 og 4.2 var grunnlaget for beregning av klimagassutslipp i HolosNor-modellen, og viser også variasjon mellom gårdene. Ved inngang til denne oppgaven var det viktig at gårdene som ble valgt ut var forskjellige i produksjonsstørrelse og produksjonsgrunnlag for å prøve å dekke variasjonsbredden i praksis, og se på kontraster mellom gårdsbruk.

Figur 4 viser det totale utslippet mellom regnskap og normfôring på melkeproduksjon og produksjon av slakt på ho-dyr og okser/kastrater. Gård 1 og 4 hadde de høyeste utslippene innenfor samtlige kategorier. Tabell 3 viser at dette var de to gårdene med flest melkekyr og okser slaktet, og Tabell 5 viser at gård 1 og 4 også hadde den høyeste melkeproduksjonen. Det er sannsynlig at gårder med flere dyr har et høyere totalt klimagassutslipp enn gårder med få dyr.

Tabell 4 viser at kraftfôrforbruket tildelt melkekyr totalt gikk ned ved bruk av normfôring sammenlignet med mengden oppført i regnskapet. I et «normalår» ville nok kraftfôrmengden være mer lik mengden oppgitt til normfôring (Tabell 4). Gård 6 hadde ikke like stor variasjon i kraftfôrforbruk fra mengden oppgitt i regnskapet til beregnet normfôring. Denne gården hadde ikke grovfôranalyse, men det relativt lave kraftfôrforbruket kan tyde på at grovfôret er av god kvalitet.

5.2 Melk

Gjennomsnittlig utslippsintensitet for kg FPCM (fett- og proteinkorrigert melk) produsert både ved beregning med regnskapstall og normfôring, samsvarte med resultater fra andre studier (Bonesmo et al., 2013; Cederberg & Stadig, 2003). Bonesmo et al. (2013) brukte samme modell i sin studie, og beregningene ble gjort på norske gårder. Derimot tok ikke den modellen Cederberg og Stadig (2003) brukte hensyn til karbonbalansen i jord.

Utslippsintensiteten for kg FPCM produsert var lavere for samtlige gårder ved bruk av normfôring sammenlignet med beregning ved regnskapstall. Gård 2 hadde den største reduksjonen fra regnskapstall til normfôring. Utslippskildene som ble redusert mest var CO₂ fra fôr (soya og korn), noe som kommer av at det ble brukt mindre kraftfôr i rasjonen til melkekyr med normfôring. Lavere bruk av kraftfôr var også årsaken til reduksjon i utslipp på kg FPCM på de andre gårdene.

Enterisk metan var den største kilden til utslipp. Dette samsvarte med andre studier (Bonesmo et al., 2013; Crosson et al., 2011; Gerber, Vellinga, Opio & Steinfeld, 2011; Vellinga, De Haan, Schils, Evers & van den Pol–van Dasselaar, 2011). Sammenlignet med Bonesmo et al. (2013) var gjennomsnittlig utslipp fra enterisk metan per kg FPCM lavere. Resultatene kan ha en sammenheng med høyere kraftfôrandel (Tabell 6). Økt bruk av kraftfôr i rasjonen reduserer produksjon av enterisk metan (Blaxter & Clapperton, 1965). Dette gjenspeiler seg ved normfôring hvor det brukes mindre kraftfôr per kg melk produsert (Tabell 6), og utslippsintensiteten av enterisk metan øker (Tabell 12).

Gjennomsnittlig ytelse per årsku (Figur 2) hadde ikke sammenheng med utslippsintensiteten på melk (Figur 5). Dette samsvarer med Vellinga et al. (2011) som ikke fant reduksjon i klimagassutslipp per kg melk når produksjonen var over 6500 kg melk per årsku. Andre studier har også kommet fram til at utslippsintensitet på melk ikke hadde sammenheng med ytelse (Bonesmo et al., 2013; Gerber et al., 2011). Ytelsen på gård 1-5 var høyere enn 6500 kg som kan forklare at det ikke var en sammenheng. Selv om gård 1 hadde en litt lavere ytelse per årsku enn 6500 kg, ga ikke det utslag på utslippsintensiteten.

5.3 Slakt fra ku og kvige

Gjennomsnittet for utslippsintensiteten fra slakt på ku og kvige var 25,03 kg CO₂-ekvivalenter (regnskap), og 22,98 CO₂-ekvivalenter (normfôring). Bonesmo et al. (2013) fant et gjennomsnitt på 21,67 kg CO₂-ekvivalenter (Tabell 2). Utslippsintervallet på gårdene var fra 18,52 kg CO₂-ekvivalenter til 30,38. I studiet til Bonesmo et al. (2013) var utslippsintervallet mye større (Tabell 2), og det ble her beregnet utslipp på flere gårder. Selv om resultatet viser at den gjennomsnittlige utslippsintensiteten var høyere ligger alle gårdene innenfor ytterpunktene i beregningene til Bonesmo et al. (2013).

Enterisk metan var den største utslippskilden. Variasjonen fra beregning med regnskapstall til normfôring var liten, men utslippsintensiteten for enterisk metan økte noe (Tabell 13 og Tabell 14). Utslippsintensiteten for enterisk metan samsvarte med Bonesmo et al. (2013) sitt resultat for samme utslippskilde (Tabell 2). Imidlertid er ikke det ikke overraskende at utslippsintensiteten av metan økte med normfôring siden det der ble brukt mindre kraftfôr i rasjonen (Blaxter & Clapperton, 1965).

Ved å se på den gjennomsnittlige slaktevekta (Figur 3) og fettklassen (Tabell 8) kunne det vise til at fettklasse hadde større innvirkning på utslippet enn gjennomsnittlig slaktevekt. Gård 1 og 5 hadde de høyeste slaktevektene på ho-dyr, men også relativt høy utslippsintensitet per kg slakt. Markedet bestemmer hvor mye fett et slakt bør ha, og slakterier opererer med pristrekk for slakt med mer fett enn ønsket (Berg & Matre, 2001). Fettklassen på ku for gård 1 og 5 var på henholdsvis 4- og 4, og flest ho-dyr slaktet på de aktuelle gårdene lå innenfor disse fettklassene. Høy fettklasse, feite dyr, kan bety at det brukes sterkere fôring enn nødvendig, noe som det på gård 5 kan tyde på siden utslippet fra CO₂ fra fôr (soya og korn) er høyest sammenlignet med de andre gårdene (Tabell 13 og Tabell 14). Likevel hadde gård 1 et desto lavere utslipp fra disse kildene, og heller det høyeste utslippet av enterisk metan (Tabell 13 og Tabell 14), som skulle tilsi et lavere forbruk av kraftfôr. Gård 3 og 6 som hadde den laveste utslippsintensiteten for slakt av ho-dyr hadde også den laveste fettklassen for de fleste slaktede ho-dyrene (Tabell 8).

5.4 Okser og kastrater

Av de seks gårdene fører fire opp oksene selv, mens de to siste gårdene kastrerer oksene og lar kastratene beite i utmarka. Gjennomsnittet for gårdene var på 16,64 CO₂-ekvivalenter. Til sammenligning fikk Bonesmo et al. (2013) et tilsvarende gjennomsnittlig utslipp på 17,35 kg CO₂-ekvivalenter studiet av 30 gårdsbruk. De to gårdene som har det høyeste totale utslippet knyttet til oppfôring av okser er gård 1 og 4 (Figur 4) Figur 4. Totale utslipp målt i kg CO₂-ekvivalenter framstilt i utslipp fra melkeproduksjon, og produksjon av slakt på ku/kvige og okse/kastrat..

Kastratproduksjon hadde i dette forsøket en gjennomsnittlig utslippsintensitet på 26,52 kg CO₂-ekvivalenter (regnskapstall) og 23,50 kg CO₂-ekvivalenter (normfôring). Til sammenligning beskrev Nguyen et al. (2010) en gjennomsnittlig utslippsintensitet på 19,09 kg CO₂-ekvivalenter for kastrater slaktet ved 24 måneders alder, beregnet uten å ta hensyn til Land use change. Selv om den gjennomsnittlige utslippsintensiteten på kastrater var høy, viste gård 5 at kastratproduksjon ikke nødvendigvis betyr høyt utslipp. Den høye utslippsintensiteten på gård 6 kan forklares med få slaktede dyr, og at det totale utslippet dermed blir fordelt på mindre kg slakt.

For produksjon av slakt på okser og kastrater var enterisk metan den største utslippskilden, noe som samsvarer med Bonesmo et al. (2013) (Tabell 2). Derimot var utslippene for enterisk metan lavere enn i Bonesmo et al. (2013), noe som kan forklares med at oksene og kastratene ble tildelt mye kraftfôr.

Berg og Matre (2001) skriver at en okse bør slaktes når den har oppnådd en tilfredsstillende fettprosent, siden det kan være vanskelig å opprettholde en god tilvekst etter oppnådd fettprosent. All fôring etter ønsket fettprosent betyr unødvendige utgifter og utslipp av klimagasser. Slakting før dyret blir for feit kan dermed regnes som et klimatiltak. Ofte sendes som regel grupper av okser til slakt samtidig, og det er dermed vanskelig å få optimal fettprosent på alle oksene. Tabell 9 gir oversikt over fettgrupper som viser at den gården med lavest utslipp, er den med høyest fettgruppe. Samme tabellen viser slaktealder. Det er nærliggende å tro at utslippet vil øke med økt slaktealder grunnet lengre levetid og dermed mer vedlikeholdsfôring (Berg & Matre, 2001). Likevel viser resultatene at de to gårdene med lavest utslipp er de som også har høyest slaktealder. Det må dermed være andre faktorer som har spilt inn.

Siden HoloNor beregner utslippet per kg slakt produsert fra okse, men ikke tar med dyr som har dødd av seg selv eller er nødslaktet, vil det også være aktuelt å se på den faktoren. Klimagassutslippet fra dyrets levetid vil da overføres til de andre dyrene og slaktet de produserer. I beregningene som ble gjort i denne oppgaven hadde to gårder mistet ett dyr hver, men i begge disse tilfellene var dyrene under 3 måneder slik at de ikke hadde produsert betydelige mengder gjødsel eller enterisk metan før sin død. Også dyr solgt til liv kan være med å trekke gjennomsnittlig utslipp opp på gårdsnivå grunnet økt bruk av kraftfôr. Gård 3 og gård 6 er de gårdene i utvalget som har solgt oksekalver til liv. Oksekalver under 3 måneder har et lavt utslipp av enterisk metan, men har likevel et visst forbruk av kraftfôr. Tabell 10 viser at utslippet fra kraftfôrforbruk er høyt hos gård 3 og 6 sammenlignet med de andre gårdene, noe som kan forklares av mengden kraftfôr forbrukt til oksekalvene solgt til liv. Cederberg og Stadig (2003) skriver at høyere ytelse gir mindre klimaavtrykk også på okseslakt. Ved å sammenligne utslippet kun fra okser stemmer ikke dette med resultatene hvor de to gårdene med høyest tilvekst per dag også har de høyeste utslippene på okser.

5.5 utfordringer

Ved beregning i HoloNor var det enkelte utfordringer knyttet til input i modellen. Mengde kraftfôr brukt gjennom året ble hentet fra regnskapet på gården, og ingen av regnskapene hadde fullført beregningen av lagerbeholdning 31.12.18. Dermed ble mengden konsumert i løpet av 2018 kun beregnet ut fra mengden innkjøpt kraftfôr i 2018, og ikke mengden som faktisk var brukt. Det samme gjaldt for diesel, hvor heller ikke lagerbeholdninga 31.12.18 var beregnet. Mengde kunstgjødsel var ikke oppført i noen av regnskapene så derfor ble det heller tatt utgangspunkt i hva bøndene hadde notert i sine gjødselplaner.

I tillegg var mengden kraftfôr i regnskapet oppført som sort brukt. Kraftførsort tildelt melkekyrner var identifiserbart, mens okser, kastrater og kviger gjerne fikk tildelt samme type kraftfôr. Dermed var fordeling av kraftförmengde mellom disse dyregruppene utfordrende å gjøre, og det ble gjort et overslag som ikke nødvendigvis reflekterte virkeligheten.

På enkelte gårder var det manglende data i Kukontrollen, som ufullstendig innmelding av innkjøpte dyr eller ufullstendig utmelding av slaktede eller solgte dyr. Derfor ble det ved beregning av antall slakt og slaktevekt på gård 2 brukt slaktedata fra slakteriet istedenfor data fra Kukontrollen. Ved beregning av normføring ble oversikten over dyreflyt i Kukontrollen brukt, men det måtte gjøres vurderinger underveis for å få til realistiske tall. I Kukontrollen

var det noen tilfeller av okser som var født i 2008-2014, som i denne oppgaven ble antatt at var slaktet, men at bonden hadde glemt å melde oksene til slakt.

Gård 5 og 6 har utmarksbeite som tilnærmet eneste beiteressurs både for ungdyr og kastrater, og melkekyr. Utmarksbeite blir ikke korrigert for i HolosNor-modellen, men Hillestad (2019) skriver at utmarksbeite (beskrevet som naturbeitemark) lagrer mer karbon i jord enn dyrka mark og innmarksbeite. Hvis dette hadde blitt tatt i betraktning i beregning av utslipp fra gård 5 og 6, kunne det ha resultert i at karbon ble lagret i jorda. Karbon lagret i jorda kunne i neste omgang redusert den totale utslippsintensiteten.

Jord- og værdata ble hentet fra Troms siden det var for tidkrevende og dyrt å få tak i tall fra hver enkelt gård i dette forsøket. Skjelvåg et al. (2012) skriver at data for temperatur over lang tid er vurdert til å være en uunnværlig del for bruk av HolosNor-modellen som et verktøy på gårdsnivå. Det totale utslippet fra hver gård kunne sett annerledes ut hvis det ble brukt tilhørende jord- og værdata. Muligheten for å se på forskjeller også innenfor disse faktorene hadde da også vært tilstede.

5.6 Tiltak for reduksjon av klimagassutslipp fra landbruket

For å redusere klimagassutslipp i landbruket må det gjøres tiltak på gårdsnivå. Tiltak bør enten være lett å gjennomføre, gi økt inntekt eller medføre minimale tilleggskostnader for at det skal være aktuelt å innføre (Beauchemin et al., 2008; Vellinga et al., 2011).

I teorikapittelet ble det beskrevet noen tiltak som kan benyttes som tiltak for utslipp av klimagasser i landbruket. utfordringer, positive og negative sider ved tiltakene som allerede er nevnt vil diskuteres i delkapitlene under.

5.6.1 Tiltak for reduksjon av metanutslipp

Utslipp av metan kommer hovedsakelig fra enterisk metan, som har blitt prøvd redusert ved bruk av flere tilsetningsstoffer. Blaxter og Clapperton (1965) fant tidlig ut at å substituere grovfôr med kraftfôr ga lavere utslipp av enterisk metan, men for høyt bruk av kraftfôr har også noen negative konsekvenser. En rasjon bestående av over 50% kraftfôr vil ha negativ påvirkning på melke kvaliteten, og det er stor fare for vomacidose hos kua (Beauchemin et al., 2008). Fôring med mer kraftfôr var ikke aktuelt som tiltak for noen av gårdene siden de i utgangspunktet brukte mye kraftfôr. Resultatene viste at reduksjon i bruk av kraftfôr reduserte de totale utslippene per kg produkt produsert, mye grunnet utslippene det innkjøpte kraftfôret hadde (CO₂ fra fôr, soya og korn). Dette samsvarer med Beauchemin et al. (2008), som

skriver at nettutslippet økes i forbindelse med prosessering, transport, mulig økt bruk av sprøytemidler, og gjødsel.

Derimot er det ikke utelukkende bruk av kraftfôr som reduserer produksjonen og utslippet av enterisk metan, men fôrmidler som ikke produserer, men binder H_2 (Aaes et al., 2003). Enterisk metan kan dermed reduseres ved bruk av grovfôr av høyere kvalitet (Eckard et al., 2010), som vil si et grovfôr som er mer lettfordøyelig og har dermed høyere produksjon av propionsyre som binder H_2 i vomma. Godt grovfôr kan bidra til høyere ytelse både i melkeproduksjon og kjøttproduksjon som også gjør at utslipp per produserte enhet blir mindre. Nettutslippet i forbindelse med produksjon og transport av kraftfôr kan tenkes å bli redusert som følge av at bruk av grovfôr med høy kvalitet reduserer bruken av kraftfôr (Beauchemin et al., 2008). Ikke alle bøndene hadde fôrprøver på grovfôret å vise til, men de fôrprøvene som var tilgjengelig viste et grovfôr med middels kvalitet. Alle gårdene hadde sannsynligvis kunnet redusert utslippintensiteten ved å produsere bedre grovfôr, men gård 4 som hadde fôret med lavest fôrverdi, hadde nok vunnet mest på det. Høyere grovfôr kvalitet kan derimot føre til et økt forbruk av N-gjødsling som kan gi utslag i høyere utslipp av lystgass (Eckard et al., 2010). Grovfôrproduksjon er i stor grad styrt av værforhold, tidlig høsting av grovfôr kan enkelte år være utfordrende grunnet for eksempel lange regn- eller tørkeperioder. Været ved slått er avgjørende for gjæringskvaliteten på fôret (Mo, 2005). Tidlig høsting av grovfôr er et godt tiltak, men er væravhengig. Herunder er det ikke kun været som kan være utfordrende for vellykket grovfôrproduksjon. Utstrakt slåttetid kan også gi utslag i varierende grovfôr kvalitet.

Utslipp av metan i husdyrgjødsel kan variere med hvordan gjødsla lagres (Smith et al., 2007). På alle gårdene i denne undersøkelse i Nordland, ble husdyrgjødsla lagret som bløt gjødsel, og førte ikke til variasjon mellom gårdene i beregningen av kilden husdyrgjødsel.

5.6.2 Tilsetningsstoffer i fôret

Tilsetting av fett i fôret er et mye omtalt tiltak for reduksjon i enterisk metan fra drøvtyggere. Fett er energirikt og det øker energiinnholdet i fôret noe som kan føre til økt melkeytelse eller raskere vekst (Beauchemin et al., 2008). Derimot kan et høyt innhold av fett i fôret føre til endring av fettsyrene i melka, og fettinnholdet i melka kan bli lavere (Beauchemin et al., 2008). Effekter av tilsetting av fett for reduksjon i metanutslipp er styrt av fettkilde, fettsyresammensetning, prosessering med mere (K. A. Johnson & Johnson, 1995). Det er derfor foreslått at fôrleverandører kan ta seg av tilsetting av fett i fôret. For at tilsetting av fett

i fôret skal ha god effekt bør rasjonen inneholde en viss mengde fiber (Beauchemin et al., 2008).

Beauchemin et al. (2008) skriver at det kan være aktuelt å bruke fett i slutfôringa på okser siden det er beregnet at 20-50% av utslippet av enterisk metan skjer i slutfôringsperioden. Slutfôringsperioden blir definert som perioden fra 6 måneders alder og fram til slakt (Team storfe., 2007). I en tenkt situasjon hvor fett allerede er tilsatt i et kraftfôr tiltenkt slutfôring vil det føre til at kraftfôrtypen må endres i slutfôringsfasen. Utslippsintensiteten på enterisk metan varierte ikke stort mellom gårdene som fôret opp okser, og sammenlignet med Bonesmo et al. (2013) var ikke utslippsintensiteten av enterisk metan høy. Det kan dermed tenkes at fett tilsatt i kraftfôret til okser ikke hadde vært et særlig effektivt tiltak. Derimot hadde gård 6 en høyere utslippsintensitet av enterisk metan, og fett tilsatt i kraftfôret til kastratene kunne bidratt til noe reduksjon.

De fleste bøndene oppga at de brukte Formel BIFF fra Felleskjøpet som kraftfôr til oksene. I følge Felleskjøpet (2017) skal bruk av dette kraftfôret redusere utslippet av enterisk metan med 15-20%. Ut fra resultatene kan reduksjon i metanutslipp hverken bekreftes eller avkreftes siden oksene har spist Formel BIFF gjennom hele 2018. Det blir det heller ikke tatt hensyn til i HolosNor. Flere studier har funnet at Agolin Ruminant gir en reduksjon i produksjon av enterisk metan (Castro-Montoya et al., 2015; Durmic et al., 2014). Samtidig viser forskning at Agolin Ruminant ikke nødvendigvis virker over lengre perioder. Klop et al. (2017) fant at reduksjonen i produksjon av enterisk metan mest sannsynlig er kortvarig, grunnet at mikrobene tilpasser seg tilsetningsstoffet etter rundt 2 uker.

Ionoforer som monensin er ikke tillatt som tilsetningsstoff i fôr til dyr i Norge (Aass & Åby, 2018). Selv om McGuffey et al. (2001) og Odongo et al. (2007) mener at monensin er effektivt for reduksjon av enterisk metan, kan det ikke anbefales som tiltak for gårdene i dette forsøket. Heller ikke tilsetning av nitrat i fôret er å anbefale fordi at det ikke er tillatt i Norge (Aass & Åby, 2018).

5.6.3 Reduksjon av N₂O

Selv om en N-balanse på 0 vil bli umulig å oppnå (Aaes et al., 2003) kan flere tiltak kan settes i verk for å redusere utslippet fra lystgass. Som kjent kommer lystgassutslipp i landbruket hovedsakelig fra utslipp på jorda og fra husdyrgjødsel. Ved reduksjon av utslipp fra jorda står presisjonsgjødsling, et begrep som omhandler flere tiltak, i fokus. Ved å ta en jordprøve som sier noe om mineralinnholdet i jorda vil det være mulig å beregne gjødselmengde og sort etter

jordas og plantens behov (Cole et al., 1997; Monteny et al., 2006). Et slikt grep vil kunne forbedre avlingen på jordstykket samtidig som utslippet av lystgass kan gå ned, og kan anbefales som tiltak til samtlige gårder. I områder der jordstykkene ofte er mange og spredt, kan det derimot for noen være en utfordring å kartlegge jordtype for hele det dyrka arealet. Bruk av N-gjødsling som løses opp sakte, eller tilsettes nitrifiseringsinhibitorer (Cole et al., 1997; Monteny et al., 2006) samt mer bruk av kløver (J. M.-F. Johnson et al., 2007) kan være mer aktuelt i slike områder siden det ikke krever like mye forarbeid.

Presisjonsgjødsling er et vidt begrep og kan også omhandle bruk av GPS-system. Et slikt system vil gjøre det mulig å begrense eller unngå overlapping ved såing av både kunstgjødsel og såfrø. Mindre overlapping vil også bety mindre kjøring på jordet og dermed lavere forbruk av diesel med de utslippene som følger. Kjøring med tunge maskiner vil føre til jordpakking, mindre kjøring gir da mindre jordpakking. På den ene siden er investering i et GPS-system kostbart, men det kan på den andre siden spare utgifter i både såfrø og kunstgjødsel i tillegg til at utslipp av lystgass reduseres. En slik investering bør kunne være en av de mer attraktive tiltakene for reduksjon av klimagassutslipp. For gårdene i denne oppgaven kan dette også være et tiltak som kan innføres, sett at bøndene selv er interessert i å sette seg inn i teknologien.

Drenering og regulering av vanninnhold som tiltak er kostnadskrevenende (Monteny et al., 2006). Likevel vil et slikt inngrep vare lenger og kan ha flere positive effekter som at det på et drenert jorde tørker tidligere opp på våren og en dermed kan starte jordbearbeiding tidligere. Drenering gir i tillegg luft og gode arbeidsforhold for mikrolivet i jorda.

Tap av nitrogen i husdyrgjødsel og urin kan reduseres ved å optimalisere mengde tilsatt N i form av protein i rasjonen (Castillo et al., 2000). Mengden protein i rasjonen må da tilpasses slik at det ikke går ut over dyras ytelse og helse. Et godt mål på det er å se på ureainnholdet i melk, som er ønskelig at skal ligge mellom 3 og 6 mmol/liter (Schei, 2010). Det var lite variasjon i utslippsintensiteten fra husdyrgjødsel på FPCM, og gård 4 som hadde et urea-tall på litt over 6 mmol/liter (Kukontrollen, data ikke presentert) skilte seg ikke ut med høyere utslipp sammenlignet med de andre gårdene. Det kan derfor ikke direkte sies at et lavere urea-tall vil være et tiltak på gårdene, men det er likevel viktig å hele tiden følge med slik at en ikke kommer over 6 mmol/liter.

5.6.4 Reduksjon av CO₂

Utslipp av CO₂ ble beregnet i HoloNor som CO₂ fra fôr både importert soya og norskprodusert korn, direkte energi (bruk av fossilt drivstoff), og indirekte energi (elektrisitet og produksjon av kunstgjødsel). Det ble også beregnet om jorda tok opp eller slapp ut CO₂ fra jord. I beregningene utført i HoloNor-modellen for normfôring, ble mengden kraftfôr redusert for alle gårdene, noe som ga utslag i utslippet fra kraftfôrproduksjon (CO₂ fra fôr, soya og korn). Resultatene viste at reduksjonen i mengden kraftfôr var den største grunnen til at det totale utslippet ble mindre ved normfôring sammenlignet med bruk av regnskapstall.

Den totale utslippsintensiteten vil i liten grad påvirkes av direkte og indirekte energi, kildene som i gjennomsnitt ga lavest utslipp. Resultatet samsvarte med Bonesmo et al. (2013) sitt resultat. Det som derimot så ut til å ha stor effekt i slakteproduksjon av okser, var antall dyr slaktet. Tabell 15 og Tabell 16 viser at gård 6, med få slaktedyr, hadde størst utslippsintensitet for direkte og indirekte energi. Det vil si at tiltak for reduksjon av CO₂-utslipp fra direkte og indirekte energi ikke nødvendigvis gir store utslag på den gjennomsnittlige gården, derimot kan det gi større utslag på en gård med få dyr.

6 Konklusjon

På bakgrunn av kraftfôrforbruk oppgitt i regnskapet varierte utslippsintensiteten på de seks inkluderte gårdene fra 0,97 til 1,13 kg CO₂-ekvivalenter for kg FPCM, og for kg slakt på ho-dyr 18,52 til 30,38 kg CO₂-ekvivalenter. Utslippsintensiteten knyttet til produksjon av okser og kastrater viste størst variasjon, med en spredning fra 14,12 til 36,22 kg CO₂-ekvivalenter. Gården med lavest utslippsintensitet for slakt på okser og kastrater var en gård med rein okseproduksjon, mens gården med høyest utslippsintensitet føret opp kastrater. Variasjonen i utslippsintensiteten per kg FPCM produsert var mindre ved normfôring (0,94-1,06 kg CO₂-ekvivalenter). Det samme gjaldt også for kg slakt på ho-dyr (17,06-26,84 kg CO₂-ekvivalenter) og okser/kastrater (13,16-32,13 kg CO₂-ekvivalenter). Reduksjonen i mengde kraftfôr fra bruk av kraftfôrmengde oppgitt i regnskapet og kraftfôrmengde beregnet ved normfôring viste en reduksjon i utslippsintensitet både for FPCM og slakt.

Det var potensiale for reduksjoner i utslippsintensitetene ved å ta i bruk ulike tiltak, men hvilke tiltak som var mest relevant varierte mellom gårdene. Reduksjon i kraftfôrforbruk kan anbefales som tiltak for å redusere klimagassutslippene på alle gårdene, og spesielt for gård 1 og 5 som hadde feite ho-dyr. Gård 3 som hadde høy utslippsintensitet på slakteokser grunnet høy andel av enterisk metan kunne prøvd tilsatt fett i slutfôring. Den høye utslippsintensiteten på kastratene på gård 6 kunne blitt redusert ved å øke produksjonen med flere slaktedyr.

To av gårdene i denne oppgaven hadde kastratproduksjon. HolosNor-modellen er ikke tilpasset denne produksjonsformen, men det er ønskelig at modellen med videre forskning også kan beregne et mer nøyaktig utslipp også fra kastrater.

Det var mange faktorer som spilte inn på det totale klimagassutslippet og utslippsintensiteten fra gårdene i dette forsøket. Resultatene viser at tiltak for redusering av utslippet må tilpasses hver enkelt gård.

Referanser

- Beauchemin, K., Kreuzer, M., O'mara, F. & McAllister, T. (2008). Nutritional management for enteric methane abatement: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 48(2), 21-27.
- Berg, J. & Matre, T. (2001). *Produksjon av storfekjøtt*. Oslo: Landbruksforlaget.
- Bergen, W. G. & Bates, D. B. (1984). Ionophores: their effect on production efficiency and mode of action. *Journal of animal science*, 58(6), 1465-1483.
- Blaxter, K. & Clapperton, J. (1965). Prediction of the amount of methane produced by ruminants. *British Journal of nutrition*, 19(1), 511-522.
- Bonesmo, H., Beauchemin, K. A., Harstad, O. M. & Skjelvåg, A. O. (2013). Greenhouse gas emission intensities of grass silage based dairy and beef production: a systems analysis of Norwegian farms, *152*(2-3), 239-252.
- Bonesmo, H. & Randby, Å. T. (2011). The effect of silage energy concentration and price on finishing decisions for young dairy bulls. *Grass and Forage Science*, 66(1), 78-87.
- Bonesmo, H., Skjelvåg, A. O., Janzen, H. H., Klakegg, O. & Tveito, O. E. (2012). Greenhouse gas emission intensities and economic efficiency in crop production: a systems analysis of 95 farms. *Agricultural Systems*, 110, 142-151.
- Boye, N. C. (2013). *Kjemi og miljølære* Gyldendal.
- Castillo, A., Kebreab, E., Beever, D. & France, J. (2000). A review of efficiency of nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. *Journal of Animal and Feed Sciences*, 9(1), 1-32.
- Castro-Montoya, J., Peiren, N., Cone, J. W., Zweifel, B., Fievez, V. & De Campeneere, S. (2015). In vivo and in vitro effects of a blend of essential oils on rumen methane mitigation. *Livestock science*, 180, 134-142.
- Cederberg, C. & Stadig, M. (2003). System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 350-356.
- Cole, C., Duxbury, J., Freney, J., Heinemeyer, O., Minami, K., Mosier, A., ... Sauerbeck, D. (1997). Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 49(1-3), 221-228.
- Crosson, P., Shalloo, L., O'brien, D., Lanigan, G., Foley, P., Boland, T. & Kenny, D. (2011). A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology*, 166, 29-45.

- Dalal, R. C., Wang, W., Robertson, G. P. & Parton, W. (2003). Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. *Soil Research*, 41(2), 165-195.
- Duin, E. C., Wagner, T., Shima, S., Prakash, D., Cronin, B., Yáñez-Ruiz, D. R., ... Thauer, R. K. (2016). Mode of action uncovered for the specific reduction of methane emissions from ruminants by the small molecule 3-nitrooxypropanol. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(22), 6172-6177.
- Durmic, Z., Moate, P. J., Eckard, R., Revell, D. K., Williams, R. & Vercoe, P. E. (2014). In vitro screening of selected feed additives, plant essential oils and plant extracts for rumen methane mitigation. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 94(6), 1191-1196.
- Eckard, R., Grainger, C. & De Klein, C. (2010). Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: a review. *Livestock science*, 130(1-3), 47-56.
- Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. & Tanabe, K. (2006). Emissions from livestock and manure management. I *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories* (bd. 4). Institute for Global Environmental Strategies Hayama, Japan.
- Felleskjøpet. (2017). Nytt fôr reduserer metanutslipp fra husdyr. Hentet 09.05 2019 fra <https://www.felleskjopet.no/presse/nyheter/nytt-for-reduserer-metanutslipp-fra-husdyr/>
- FN-sambandet. (2018, 05.10.2018). Klimaendringer. Hentet 07.02 2019 fra <https://www.fn.no/Tema/Klima-og-miljoe/Klimaendringer>
- Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C. & Steinfeld, H. (2011). Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock science*, 139(1-2), 100-108.
- Grønlund, A. & Harstad, O. M. (2014). *Klimagasser fra jordbruket. Kunnskapsstatus om utslippskilder og tiltak for å redusere utslippene* (8217012210). Bioforsk.
- Hillestad, M. E. (2019). Beitemarka - et ukjent karbonlager. *Nature*, 7(4), 296-302.
- Hvelplund, T., Madsen, J., Misciattelli, L. & Weisbjerg, M. R. (2003). Proteinomsætningen i mave-tarmkanalen og dens kvantificering. I T. Hvelplund & P. Nørgaard (Red.), *DJF Rapport: Kvægets ernæring og fysiologi. Bind 1 - Næringsstofomsætning og fodervurdering* (bd. 53, s. 281-312). Tjele: Danmarks JordbrugsForskning.
- Højberg, O., Poulsen, M. & Engberg, R. M. (2011). Hvad betyder mikroorganismene for metanemission fra vommen? . I P. Lund (Red.), *Kvæg og Klima* (bd. 001, s. 45-52). Tjele: DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.

- Jayanegara, A., Sarwono, K. A., Kondo, M., Matsui, H., Ridla, M., Laconi, E. B. & Nahrowi. (2018). Use of 3-nitrooxypropanol as feed additive for mitigating enteric methane emissions from ruminants: a meta-analysis. *Italian Journal of Animal Science*, 17(3), 650-656.
- Johnson, J. M.-F., Franzluebbers, A. J., Weyers, S. L. & Reicosky, D. C. (2007). Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environmental pollution*, 150(1), 107-124.
- Johnson, K. A. & Johnson, D. E. (1995). Methane emission from cattle. *Journal of animal science*, 73(8), 2483-2492.
- Klimasmart Landbruk. (2019, 23.03.17). Klimasmart Landbruk. Hentet 13.05 2019 fra <https://klimasmartlandbruk.no/klima-og-landbruk/category850.html>
- Klop, G., van Laar-van Schuppen, S., Pellikaan, W., Hendriks, W., Bannink, A. & Dijkstra, J. (2017). Changes in in vitro gas and methane production from rumen fluid from dairy cows during adaptation to feed additives in vivo. *animal*, 11(4), 591-599.
- Kristensen, T. & Mogensen, L. (2011). Kvægbedriften-udledning af drivhusgasser. I *Kvæg og Klima* (s. 11-20). DCA-Nationalt center for fødevarer og jordbrug.
- Lee, C. & Beauchemin, K. A. (2014). A review of feeding supplementary nitrate to ruminant animals: nitrate toxicity, methane emissions, and production performance. *Canadian Journal of Animal Science*, 94(4), 557-570.
- Lund, P., Albrechtsen, R., Mogensen, L. & Madsen, J. (2011). Metan-overblik. I *Kvæg og Klima* (s. 21). DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug
- McAllister, T., Cheng, K.-J., Okine, E. & Mathison, G. (1996). Dietary, environmental and microbiological aspects of methane production in ruminants. *Canadian Journal of Animal Science*, 76(2), 231-243.
- McDonald, P., Edwards, R., Greenhalgh, J., Morgan, C., Sinclair, L. & Wilkinson, R. (2011). *Animal Nutrition* (7. utg.). Harlow, England: Pearson.
- McGuffey, R., Richardson, L. & Wilkinson, J. (2001). Ionophores for dairy cattle: current status and future outlook. *Journal of dairy science*, 84, E194-E203.
- Mo, M. (2005). *Surfôrboka* (1. utg.). Oslo: Landbruksforlaget, Tun Forlag AS.
- Monteny, G.-J., Bannink, A. & Chadwick, D. (2006). Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112(2-3), 163-170.
- Morgavi, D., Forano, E., Martin, C. & Newbold, C. (2010). Microbial ecosystem and methanogenesis in ruminants, 4(7), 1024-1036.

- Nguyen, T. L. T., Hermansen, J. E. & Mogensen, L. (2010). Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production*, 18(8), 756-766.
- Odongo, N., Bagg, R., Vessie, G., Dick, P., Or-Rashid, M., Hook, S., ... McBride, B. (2007). Long-term effects of feeding monensin on methane production in lactating dairy cows. *Journal of dairy science*, 90(4), 1781-1788.
- Olerud, K. (2015, 17.03.16). CO2-ekvivalenter. Hentet 08.02 2019 fra <https://snl.no/CO2-ekvivalenter>
- Olesen, J. E. & Bindu, M. (2002). Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European journal of agronomy*, 16(4), 239-262.
- Rød, L. M., Edholm, N., Lindegaard, A., Skjeflo, P., Hoff, I., Hjørnegård, S., ... Storbråten, B. (2018). *Rapport fra teknisk arbeidsgruppe – Jordbruk og Klima*. Regjeringen.no: Landbruks- og matdepartementet. Hentet fra <https://www.regjeringen.no/contentassets/42a0c6e9e31148a5af87c04c8a8a0de7/rapport-teknisk-arbeidsgruppe-101218.pdf>
- Schei, I. (2010, 09.05). Urea i mjølk Hentet fra <https://kuforing.wordpress.com/tag/urea-i-mjolk/>
- Sjaastad, O. V., Hove, K. & Sand, O. (2010). *Physiology of domestic animals* Scan. Vet. Press.
- Skjelvåg, A. O., Arnoldussen, A., Klakegg, O. & Tveito, O. E. (2012). Farm specific natural resource base data for estimating greenhouse gas emissions. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A–Animal Science*, 62(4), 310-317.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., ... Rice, C. (2007). Greenhouse gas mitigation in agriculture, 363(1492), 789-813.
- SSB. (2018, 11.12.18). Utslipp til luft. Hentet 19.02 2019 fra <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/klimagassn/aar-enderlige>
- Storlien, T. M. & Harstad, O. M. (2016). *Tiltak i husdyrproduksjonen; Potensial for reduksjon i utslipp av lystgass og enterisk metan fra mjølkepopulasjonen Sluttrapport*. Institutt for Husdyr- og Akvakulturvitenskap, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Hentet fra <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M471/M471.pdf>
- Team storfe. (2007). *Kalveoppdrett i okseproduksjon* Geno.
- Toldnæs, J. P. (2009, 28.03.2017). Globale oppvarmingspotensialer. Hentet 08.02 2019 fra https://snl.no/globale_oppvarmingspotensialer

- Tveit, A. T., Hestnes, A. G., Robinson, S. L., Schintlmeister, A., Dedysh, S. N., Jehmlich, N., ... Richter, A. (2019). Widespread soil bacterium that oxidizes atmospheric methane. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Vellinga, T. V., De Haan, M., Schils, R., Evers, A. & van den Pol-van Dasselaar, A. (2011). Implementation of GHG mitigation on intensive dairy farms: Farmers' preferences and variation in cost effectiveness. *Livestock science*, 137(1-3), 185-195.
- Aaes, O., Børsting, C. F., Sehested, J. & Hvelplund, T. (2003). Kvægets miljøpåvirkning, med fokus på kvælstof, fosfor og metan. I Finn Strudsholm & K. Sejrsen (Red.), *DJF Rapport: Kvægets ernæring og fysiologi. Bind 2 - Fodring og produktion* (bd. 54, s. 323-338). Tjele Danmarks JordbruksForskning.
- Aarnes, H. (2011, 09.05.19). Fotosyntese. Hentet 13.05 2019 fra <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/plfys/fotosyntese/>
- Aass, L. & Åby, B. A. (2018). *Mulige tiltak for reduksjon av klimagassutslipp fra husdyrsektoren*. Institutt for Husdyr- og Akvakulturvitenskap. Hentet fra https://www.bondelaget.no/getfile.php/13887252-1544598106/MMA/Bilder%20NB/Mat/Mat-%20og%20landbrukspolitik/Miljø%2C%20energi%20og%20klima/Klimaforhandlinger/NMBU_041218_RAPPORT_Tiltak.pdf



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway