

Klimagassutslipp fra utendørslager for bløtgjødsel fra storfe

NORSØK RAPPORT | VOL. 6 | NR. 9 | 2021



Martha Ebbesvik, Ingvar Kvande, Lena Rodhe, John Morken, Peter Dörsch og Sissel Hansen

TITTEL

Klimagassutslipp fra utendørs lager for bløtgjødsel fra storfe

FORFATTERE(E)

Martha Ebbesvik¹, Ingvar Kvande¹, Lena Rodhe², John Morken³, Peter Dörsch³ og Sissel Hansen¹

¹ Norsk senter for økologisk landbruk, ² Research Institute of Sweden, ³ Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

DATO:	RAPPORT NR.		PROSJEKT NR.:	
30.04.2021	Vol/nr/år	Åpen	3102	
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER:	ANTALL VEDLEGG:	
978-82-8202-128-9		74	4	

OPPDRAUGSGIVER:

Landbruksdirektoratet

KONTAKTPERSON:

Martha Ebbesvik, martha.ebbesvik@norsok.no

Sissel Hansen, sissel.hansen@norsok.no

STIKKORD:

Klimagasser, bløtgjødsel, biorest, gjødsellager, gjødselkum

Greenhouse gas emissions, cattle slurry stores, anaerobic digestion, manure storage tanks

FAGOMRÅDE:

Landbruk

Agriculture

SAMMENDRAG:

Det er et mål å redusere klimagassutslipp relatert til jordbruket. Bedre gjødselhandtering og fermentering av bløtgjødsel i biogassanlegg er foreslått som tiltak som vil bidra til dette. En stor utfordring for estimatene i det nasjonale utslippsregnskapet er at det er gjort svært få målinger under norske forhold på utslipp av lystgass (N₂O), ammoniakk (NH₃) og metan (CH₄). Fordi utslipp av alle gasser øker med temperatur og fordi temperaturen jevnt over er lavere i Norge enn i mange andre land, er det viktig å få mer kunnskap om hvor store de faktiske utlippene er ved ulike temperatur og lagerforhold av husdyrgjødsel i Norge. Derfor har vi i 2019 og 2020 målt utslipp av klimagasser fra utendørs gjødselkummer med storfe gjødsel.

I 2019 var det tre kummer som ble undersøkt og i 2020 ble antallet utvidet til fem. To av gjødselkummene var åpne, to hadde tak og en Plany flytedekke. Alle var plassert på gårder med melkeproduksjon. Metodikken vi brukte for å ta gassprøver fra gjødselkummene var basert på tysk utstyr for å måle gassutslipp fra vandige overflater med et kammer som samler opp gass kombinert

med gassprøvetaking ved hjelp av sprøyter. Gassprøvene ble analysert for innhold av CO₂, CH₄ og N₂O ved hjelp av gasskromatograf. I tillegg ble temperaturen i gjødsla målt i to ulike dyp, det ble tatt gjødselprøver fra kummene, prøver av eventuell skorpe og tykkelsen på skorpe ble målt. Gjødselprøvene ble analysert for næringsinnhold og pH.

Det var utfordringer med temperaturregistreringer. En del sensorer og loggere tålte ikke forholdene i gjødsellageret over tid eller ble ødelagt på andre måter. Ved 150 cm dyp var temperaturen i gjødsla ganske stabil. Gjødsla var kaldere enn lufta når det var varmt i lufta og varmere når det var kaldt i lufta. Vi registrerte aldri høyere temperatur i gjødsellageret enn 15°C.

Av utslippene vi registrerte var det metanutslipp som betydde mest for global oppvarming. Målt i CO₂ ekvivalenter var utslippene av CO₂ og N₂O svært mye lavere enn CH₄ utslipp. Gjennomsnittlig utslipp av metan fra gjødselkummene var 12 g CH₄ per m³ gjødsel per døgn (variasjon 0,1 – 28). Dette er i samme størrelsesorden som resultater fra andre skandinaviske undersøkelser. Når lufttemperaturen var under 14 °C, var metanutslippene lave. Metanutslippene per enhet organisk stoff (VS) var høye når det var lite gjødsel i kummen i forhold til overflaten samtidig som det var varmt. Det var tendens til lavere metanutslipp per enhet organisk stoff ved økende mengde gjødsel, og når gjødsla ble tilført i bunnen av kummen. Lave registrerte utslipp av metan der ny gjødsel ble tilført i bunn selv ved høy lufttemperatur kan skyldes at temperaturen i gjødsla har holdt seg lavere da det var store kummer og det ikke ble tilført ny gjødsel ovenfra.

Vi hadde forventet høyere tørrstoffinnhold og porøsitet i skorpa og lavere metanutslipp der ny gjødsel ble tilført i bunn og det samtidig var tak over kummen som beskyttet mot nedbør, men våre undersøkelser kan så langt hverken bekrefte eller avkrefte dette. Årsaken til lave utslipp av lystgass var sannsynligvis at det enten ikke var skorpe på gjødsla eller skorpa var våt og kompakt og dermed ikke porøs selv under tak. Ammonium ble dermed ikke oksidert til lystgass. Sannsynligvis av samme årsak, fant vi heller ikke reduserte metanutslipp med økende skorpetykkelse som vi hadde forventet, da skorpa heller ikke var porøs nok til at CH₄ ble oksidert og dermed omdannet til CO₂.

Teoretiske studier av biogassanlegg og noen målinger gjort i Norge og i utlandet understreker behovet for tett oppfølging av etablerte biogassanlegg. Det vil si gjøre målinger og justeringer for drift og bruk av biorest slik at man oppnår beregnet og ønsket positiv effekt på klimaet.

Ved å lagre bløtgjødsel og biorest kjølig, kan utslippene av metan og ammoniakk begrenses. Praktiske råd kan være å minimere mengden gjødsel i kummen om sommeren, og når ny kum skal bygges grave den ned og sørge for at gjødselkummen er mest mulig i skygge. Total tømning av lagret og rengjøring innen ny påfylling kan være en effektiv strategi for å redusere utslipp av metan. Årsaken er at gjødselresten kan fungere som et inokolum og stimulere metandannelsen når lagret fylles med fersk gjødsel. Ved biogassanlegg er metanproduksjonen allerede stimulert når bioresten kommer inn i lageret. Nedkjøling eller tett kum er derfor ekstra viktig her. Surgjøring av bløtgjødsel til ca pH 5,5, oftest med svovelsyre, reduserer både NH₃- og CH₄-utslipp under lagring. Surgjøring er hittil ikke mye brukt i Norge da det har praktiske utfordringer.

Tak eller dekke på gjødselkummene hindrer nedbør i kummen, og dermed øker lagerkapasiteten samtidig som det blir mindre vann som må kjøres ut. Hvor mange timer kjøring som spares ved

utkjøring av gjødsla avhenger av størrelsen på gjødselkummen, størrelse på gjødselvogna og avstanden til arealene som skal gjødsles. Økonomisk kostnad til tak eller dekke avhenger av diameteren på kummen. Kostnaden med å montere tak på en kum med diameter på 25 meter var ca 340 000 kr (regnet i 2020-priser).

SUMMARY:

Improved manure management and anaerobic digestion of liquid manure have been suggested as measures to achieve a reduction of greenhouse gas (GHG) emissions from agriculture. A significant difficulty in estimating agriculture's contribution to the national GHG inventory is that there have been very few measurements of nitrous oxide (N₂O), ammonia (NH₃) and methane (CH₄) emissions under Norwegian conditions. As emissions of all gases increase with increasing temperature and since temperatures in Norway are generally lower than in many other countries, it is important to gain more knowledge about actual emissions at ambient temperatures and under manure storage conditions common in Norway. Thus, we measured greenhouse gas emissions from outdoor stores of cattle slurry in 2019 and 2020.

Three and five manure storage tanks were examined in 2019 and 2020, respectively. Two of the structures were open, two were roofed and one had a Plany floating cover. All storage tanks were on dairy farms. To take gas samples from the manure stores, we used German equipment for measuring gaseous emissions from liquid surfaces, with a gas-collection chamber and gas sampling with syringes. The samples were analysed with a gas chromatograph for contents of CO₂, CH₄ and N₂O. In addition, slurry temperature was measured at two different depths, slurry and slurry crust samples were taken from the stores, and the thickness of the crust was measured. The slurry samples were analysed for nutrient contents and pH.

Recording slurry temperature posed some challenges. Some sensors and loggers did not tolerate the conditions in the slurry tank in the long run, or malfunctioned due to other reasons. At a depth of 150 cm, the slurry temperature was quite stable. The slurry was colder in warm weather and warmer in cooler weather. The highest slurry temperature recorded was 15 °C, but in one of the stores we only had summer registrations.

Methane emissions have a considerable effect on global warming. Measured in CO₂ equivalents, CO₂ and N₂O emissions were considerably lower than CH₄ emissions in our study. The average methane emissions from the slurry stores were 12 g CH₄ per m³ slurry per day (range 0.1 – 28 g/m³/day). These results are in the same magnitude as those from other Scandinavian studies. When the air temperature was below 14 °C, methane emissions were low. Methane emissions per unit of organic matter (VS) were high when the surface area-to-volume ratio was large, and the air temperature was high at the same time. There was a tendency towards lower methane emissions per unit of organic matter with increasing slurry volume, and when the slurry was bottom-fed. Low emissions of methane were recorded when slurry was bottom-fed into the storage tank, even when air temperatures were high. This could be explained by the fact that the temperature in the slurry remained low, since the storage tanks had large volumes and no fresh slurry was added from above.

We had expected higher dry matter content and porosity of the slurry crust and lower methane emissions from bottom-fed storage tanks that were roofed and thus protected against precipitation. However, our studies can so far neither verify nor reject this assumption. The low emissions of nitrous oxide can probably be explained by the absence of a slurry crust or by the crust being wet, compact and non-porous, even under a roof. Ammonium was thus not oxidized to nitrous oxide. Probably for the same reason, we also did not find reduced methane emissions with increasing crust thickness, as we had expected. Again, the crust was not porous enough to enable the oxidization of CH₄ to CO₂.

Theoretical studies of biogas plants as well as some measurements made in Norway and abroad underline the need to closely follow up biogas plants already in operation. This involves monitoring and adjusting plant operations and the use of the digestate to achieve the calculated and desired GHG emission reductions.

By keeping the slurry and the digestate cool, it is possible to limit methane and ammonia emissions. This can be achieved by minimizing slurry volume during summer and ensuring that new slurry storage facilities are constructed in-ground and in a shady spot. One effective strategy for reducing methane emissions is to completely empty and clean the storage tank prior to refilling it with fresh slurry. Otherwise, slurry residue can act as an inoculum and stimulate methane production when fresh manure is added. In biogas plants, methane production is already stimulated when the digested slurry is fed to the storage tank. It is thus extra important to cool the slurry after digestion or ensure that the storage tank is airtight. Acidification of slurry to about pH 5.5, usually with sulfuric acid, reduces both NH₃ and CH₄ emissions during storage. However, acidification has so far not been widely used in Norway due to practical challenges.

Roofs or covers prevent precipitation from entering slurry stores. This increases storage capacity and reduces the amount of water that needs to be transported during spreading. The amount of labour saved depends on the volume of the slurry store, the capacity of the spreader and the distance to the fields to be fertilized. The cost of roofing or covering the slurry store depends on its diameter. The cost of installing a roof on a slurry storage tank with a diameter of 25 meters was about €34,000 (2020 prices).

LAND: Norge
FYLKE: Møre og Romsdal
KOMMUNE: Tingvoll

GODKJENT

Turid Strøm

NAVN

PROSEKTLERER

Martha Ebbesvik

NAVN

Forord

Denne rapporten bygger på kunnskap fra prosjektet «Utslipp av klimagasser fra gjødsellager - En vurdering av åpne lager for bløtgjødsel og biorest og lager med dekke, 2018-2020» finansiert av Landbruksdirektoratet (prosjektnr. 2017/60843, Agros 100519).

Vi har lite kunnskap om utslipp av klimagasser fra gjødsellager under norske forhold. Derfor var hovedmålet med prosjektet å finne ut hvor mye klimagasser som ble sluppet ut fra utendørs gjødselkummer for bløtgjødsel fra storfe. Vi har målt utslipp i fem gjødselkummer, noen åpne og noen med tak eller dekke. Det var planlagt å måle utslipp av klimagasser fra biorest også, men på grunn av driftsstopp i biogassanlegget vi skulle måle fra sammen med forsinkelser i ny oppstart grunnet covid19, var ikke dette mulig i prosjektperioden. Utslipp fra biorest er derfor beskrevet på bakgrunn av litteratur og andres erfaringer.

Prosjektet har vært et samarbeide mellom NORSØK, Research Institute of Sweden (RISE) og Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Vi takker tekniker Peggy Haugnes (NORSØK) som har tilrettelagt for og vært med på gjennomføring av gassmålinger i felt og andre ved NORSØK som har stilt opp for å få gjennomført målingene. Takk til Torfinn Torp ved NMBU for innspill til statistiske beregninger og figurer i Minitab. Takk til avdelingsingeniør Trygve Fredriksen ved laboratoriet på NMBU som har sørget for at gassprøvene ble analysert og de fem bøndene som har stilt sine gjødselkummer til rådighet.

Tingvoll, 30.04.21

Martha Ebbesvik

Prosjektleder

Innhold

1	Innledning.....	4
2	Utendørs gjødsellager og ulike typer dekke.....	6
2.1	Ulike typer flytedekke	6
2.1.1	Naturlig skorpe på storfegjødsel	6
2.2	Biogassanlegg med biorestlager	8
3	Dannelse og utslipp av lystgass, ammoniakk, og metan fra bløtgjødsellager	10
3.1	Lystgass, N ₂ O.....	10
3.2	Ammoniakk, NH ₃	10
3.3	Metan, CH ₄	11
3.4	Biogass som tiltak for å redusere utslipp.....	12
3.4.1	Effekt av biogassbehandling på egenskapene til bioresten.....	13
3.4.2	Utslipp forbundet med lagring og bruk av biorest	13
3.4.3	Status for utbredelse og erfaringstall for klimagassutslipp for hele verdikjeden, store anlegg ¹⁴	
3.4.4	Status for utbredelse og erfaringstall for klimagassutslipp for hele verdikjeden, gårdsanlegg.....	17
3.5	Modeller for beregning av klimagassutslipp fra gjødsellager	19
3.5.1	Beregningsmåter for lystgassutslipp	19
3.5.2	Beregningsmåter for metangassutslipp.....	20
3.5.3	Gårdsmodeller	21
4	Våre undersøkelser	23
4.1	Materiell og metoder	23
4.1.1	Måleutstyr og uttak av gassprøver	23
4.1.2	Gjødselkummene.....	25
4.1.3	Temperaturmålinger.....	26
4.1.4	Gjødselprøver og gjødselanalyser	27
4.1.5	Beregninger	28
4.1.6	Statistiske metoder.....	29
4.2	Resultat og diskusjon	30
4.2.1	Gjødselegenskaper og gjødseltemperatur	30
4.2.2	Temperatur.....	31
4.2.3	Utslipp av klimagasser	34
4.2.4	Faktorer som påvirket metanutslipp	34
4.2.5	Ammoniakkonsentrasjoner	39
4.3	Metodiske utfordringer.....	40
5	Oppsummering av utslipp av N ₂ O og CH ₄ fra gjødsellager basert på egne resultat og litteratur....	42
5.1	Foreslåtte tiltak for å redusere utslipp av klimagasser fra bløtgjødsellager	42

5.1.1	Generelle råd	42
5.1.2	Surgjøring - effekt på utslipp av ammoniakk og metan.....	42
6	Ulike løsninger for dekke og økonomiske kostnader	44
6.1	Tett tak.....	44
6.2	Flytedekke.....	45
6.3	Kostnader med dekke på gjødselkummer	45
6.3.1	Kum A.....	46
6.3.2	Kum D.....	46
6.3.3	Kum C.....	47
6.3.4	Kum E	47
6.3.5	Kum B.....	47
6.3.6	Kostnadseksempel for innkjøp av dekke på gjødselkum.....	48
6.4	Videre arbeid.....	48
6.4.1	Skitgass	49
6.4.2	Forskningsaktivitet rundt GHG utslipp fra lagret husdyrgjødsel ved NMBU.....	49
6.4.3	Annet forskningsbehov.....	50
7	Referanser	52
8	Vedlegg.....	1
	Vedlegg 1. Gjødselprøver tatt 18 juni 2019 og ved gassprøveuttak i 2020	1
	Vedlegg 2. Temperatur og gjødseldata for hver kum	1
	Vedlegg 3. Luft og gjødsellagertemperatur ved ulike gjødseltilførsel.	7
	Vedlegg 4. Statistisk fordeling.....	8

1 Innledning

Det er et hardt press på landbruket for å redusere utslipp av klimagasser. I 2019, ble det laget en avtale mellom jordbruket og regjeringen om reduserte klimagassutslipp fra og økt opptak av karbon i jordbruket for perioden 2021-2030 (Regjeringen, 2019). Målet er å redusere klimagassutslipp relatert til jordbruket med 5 millioner tonn CO₂ ekvivalenter i perioden 2021 til 2031. Bedre gjødselhandtering er foreslått som et tiltak som vil bidra til måloppnåelse. Gjennom Klimakur 2020 og Klimakur 2030 har Miljødirektoratet (2010, 2020) foreslått en rekke tiltak for reduserte utslipp av klimagasser fra landbruket. Fermentering av bløtgjødsel i biogassanlegg er et foreslått virkemiddel i begge rapportene. I Klimakur 2030 har Miljødirektoratet (2020) anslått at klimagassutslippene fra husdyrgjødsel reduseres med 253 tusen tonn CO₂-ekvivalenter dersom mengden av husdyrgjødsel som fermenteres økes fra 1 % i dag til 25 % i 2030. Miljødirektoratet har lagt til grunn at husdyrgjødsel behandles i fire ulike typer biogassanlegg: gårdsanlegg, bygdeanlegg, sambehandlingsanlegg og slambehandlingsanlegg. Gårdsanlegg vil benytte sin egen husdyrgjødsel og levere energi til eget bruk. De andre anleggene vil benytte husdyrgjødsel som et av flere råstoff. I Klimakur 2030 anslås det reduserte utslipp ved dekke på gjødsellager for svin på 30, ved miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel på 202 og ved bedre spredetidspunkt og lagerkapasitet på husdyrgjødsel på 72 tusen tonn CO₂-ekvivalenter i perioden 2021-2030.

Utslipp av klimagasser i forbindelse med handtering av husdyrgjødsel ble estimert til 10 % av utslippene fra landbrukssektoren i 2017, i alt 430 tonn CO₂ ekvivalenter (Miljødirektoratet m.fl., 2019). Av dette var 282 tonn CO₂ ekvivalenter metan (CH₄) og 148 tonn CO₂ ekvivalenter lystgass (N₂O). Den største andelen av utslippene av både CH₄ og N₂O kommer fra storfe. Med utslipp i forbindelse med husdyrgjødselhandtering menes utslipp av klimagasser fra gjødsel i fjøs og gjødsellager. I tillegg kommer indirekte utslipp hvor det antas at 1 % av nitrogen i ammoniakk (NH₃) og NO_x (nitrogenoksidforbindelser) fordampet fra gjødsellager omdannes til N₂O. Utslipp fra beite er ikke med her, heller ikke utslipp i forbindelse med spredning og etter spredning av gjødsel.

En stor utfordring både for estimatene i Klimakur 2030 og i det nasjonale utslippsregnskapet (Miljødirektoratet m.fl., 2019) er at det er gjort svært få målinger under norske forhold på utslipp av N₂O, NH₃ og CH₄ fra husdyrgjødselhandtering. Vi vet dermed ikke hvor mye mindre utslippene av CH₄ blir ved fermentering av husdyrgjødsel. Vi vet heller ikke effekt av andre tiltak på utslipp av N₂O, NH₃ og CH₄. Fordi utslipp av alle gassene øker med temperatur (Rodhe m.fl., 2012) og fordi temperaturen jevnt over er lavere i Norge enn i mange andre land er det viktig å få mer kunnskap om hvor store de faktiske utslippene er ved ulike temperatur og lagerforhold av husdyrgjødsel i Norge.

Gjødsel fra storfe utgjorde 69 prosent av brutto lagret mengde nitrogen (total-N) i 2018 i Norge (Kolle og Oguz-Alper 2020). Av storfegjødsel ble 92 % lagret som bløtgjødsel. For mjølkekyr ble 67 prosent lagret i gjødselkjeller for bløtgjødsel og 31 prosent i gjødselkum for bløtgjødsel. For ammekyr var andelen henholdsvis 52 prosent og 19 prosent. Ammekyr hadde også 12 prosent lagret som innendørs talle/dypstrø og 8 prosent som fast gjødsel utendørs direkte på bakken. Av gjødsel fra andre storfe ble 66 prosent lagret i gjødselkjeller for bløtgjødsel og 24 prosent i gjødselkum for bløtgjødsel (Kolle og Oguz-Alper 2020). Mesteparten av husdyrgjødsel i Norge er dermed storfegjødsel lagret som bløtgjødsel i enten gjødselkjeller for bløtgjødsel eller utendørs gjødselkum.

Storfe gjødsel i gjødselkum utgjorde 26 prosent av lagret mengde nitrogen, hvor 79 prosent av gjødsla ble lagret uten noe form for dekke i 2018 (Kolle og Oguz-Alper 2020). Lagring i gjødselkjellere kan innebære andre temperaturer i gjødsla i forhold til lagring i utendørs kum.

Et viktig mål for dette prosjektet har vært å måle utslipp fra relevante gjødsellager på Norske gårdsbruk og se våre resultat i sammenheng med undersøkelser gjort andre steder. Vi har konsentrert oss om bløtgjødsel fra storfe fordi mesteparten av husdyrgjødsla i Norge kommer fra storfe og lagres som bløtgjødsel og fordi egenskaper til gjødsla og lagermåten påvirker utslipp av klimagasser. Om gjødsla utvikler naturlig skorpe eller ei, om det er et annet flytedekke eller om det er tak over gjødsellageret har mye å si for hvilke gasser og hvor mye gass som slippes ut. Vi velger derfor å beskrive utforming av gjødsellager og ulike typer dekke som er i vanlig bruk i Norge i dag.

Forkortelser og spesielle uttrykk brukt i rapporten:

- CH₄: metan
- CHP: kraftvarmeverk som produserer både strøm og varme
- IPCC; International panel on climate change = FNs klimapanel
- LCA: Life cycle assessment=Livsløpsanalyser
- Nm³ = stor normal kubikk meter som er 1m³ gass ved 0 °C og trykk 760 mmHg (101 325 Pa)
- N₂O: lystgass
- NH₃: ammoniakk
- Metanogene bakterier: Bakterier som danner metan ved å bryte ned organisk materiale, det er to typer:
 - Hydrogenotrofe metanogener, der CH₄ dannes fra hydrogen (H₂) og CO₂
 - Acetotrofe metanogener, der CH₄ dannes fra eddiksyre (CH₃COOH)
- Tier nivå: Tier 1 er enkleste nivå, Tier 2 er mer komplekst nivå; Tier 3 er mest komplekst nivå
- NO_x: nitrogenoksidforbindelser
- Tixotrop: geleaktig konsistens

2 Utendørs gjødsellager og ulike typer dekke

2.1 Ulike typer flytedekke

Flytedekke på storfe gjødsel kan være enten et naturlig utviklet flytedekke (skorpe) eller ulike kunstige flytedekker. Skorpe vil naturlig utvikle seg på ubehandlet storfe gjødsel, men oftest ikke på biorest fra fermentert storfe gjødsel (Rodhe m.fl. 2018). Vi definerer også flytedekke av hakket halm som et naturlig flytedekke, jevnfør Carbon Limits (2018), men vi skiller det fra skorpe utviklet i bløtgjødsel.

Kunstig flytedekke kan for eksempel bestå av leca-kuler, olje-film, ulike typer lerret og plastfolie. Det som defineres om kunstig flytedekke vil i praksis påvirke utslipp av NH_3 , N_2O og CH_4 ulikt, avhengig av egenskapene til flytedekket.

Et presenningslignende flytende dekke (Floating cover, Bittman m.fl. 2014) av plastikk, lerret, geotekstil (fiberduk) eller annet egnet materiale vil oppføre seg annerledes enn et porøst dekke som leca-kuler fordi gasser vil bli værende en tid i et porøst dekke, men ikke i presenningen.

2.1.1 Naturlig skorpe på storfe gjødsel

I bløtgjødsellager fra storfe vil det dannes ei naturlig skorpe som består av faste bestanddeler av gjødsel. Dette fordi de faste partiklene er lettere enn den flytende del av gjødsel og flyter opp. Det begynner å dannes naturlig skorpe etter 10-20 dager, samtidig reduseres NH_3 -fordampning (Misselbrook m.fl., 2005). Tykkelsen på skorpa vil øke med økende tørrstoffinnhold i gjødsel, minkende overflate i forhold til gjødselvolum, økende andel grovfôr i fôrrasjonen og fordampning og den vil minke med omrøring og annen bevegelse i gjødsel og regn (Smith m.fl., 2007). Det utvikles ikke skorpe når tørrstoffinnholdet er lavere enn 1 % (Misselbrook m.fl., 2005). Type strø til storfe i fjøset (sagmugg, papir strimler, hakket halm eller ingen) påvirket ikke dannelsen av skorpe.

Ei porøs skorpe med høyt tørrstoffinnhold vil inneholde en del luft, mens ei våt skorpe vil være mer kompakt og ha et lavere innhold av luft.

2.1.1.1 Kum uten dekke med gjødsel tilført over skorpa

Vi antar at den skorpa som dannes her vil være tynn, sammenhengende og/eller av kort varighet.



Bilde 1. Eksempel på gjødsellager uten eller med delvis skorpe. Foto Martha Ebbesvik, NORSØK

2.1.1.2 Kum med tett tak

I hvor stor grad det dannes skorpe avhenger av hvordan ny gjødsel tilføres. Dersom gjødsla tilføres nedenfra uten at det blir noe særlig omrøring er det sannsynlig at det utvikles ei tjukk, sterk og tørr skorpe. Dersom ny gjødsel tilføres ovenfra, vil skorpedanning avhenge av hvordan den nye gjødsla treffer i gjødsellageret og hvor mye omrøring det blir ved tilførsel av ny gjødsel. Dersom det bare er en liten del av gjødsellageret som blir berørt ved tilførsel av ny gjødsel så er det sannsynlig at det dannes skorpe på resten av gjødselkummen.



Bilde 2. Eksempel på skorpe i kum med tett tak og tilførsel av gjødsel i bunnen av kummen. Foto Peggy Haugnes, NORSØK

2.1.1.3 Kum med kunstig flytedekke

For at et kunstig flytedekke skal ha en fullstendig effekt som diffusjonssperre avhenger av at det ikke blir påvirket av tilførsel av ny gjødsel til gjødselkummen.

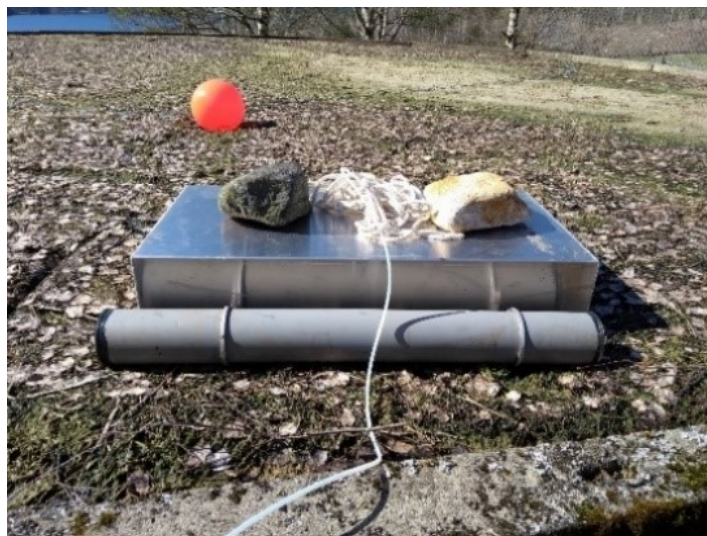


Bilde 3. Eksempel på kum med delvis dekke av duk. Til høyre røres gjødsla opp før spredning. Foto venstre Peggy Haugnes, foto høyre Martha Ebbesvik, NORSØK

2.1.1.4 Kum med naturlig flytedekke

Ved tilførsel av gjødsel nedenfra dannes det ei solid skorpe som varer hele vinteren. Skorpa kan bli mer kompakt og fuktig der det er mye regn og snø enn ved innendørs lagring. Dersom det bare er en liten del av gjødsellageret som blir berørt ved tilførsel av ny gjødsel ovenfra, så er det sannsynlig at det dannes skorpe på resten av gjødselkummen. Ved tilførsel av ny gjødsel ovenfra vil snø og is kunne bli værende inni gjødsel til isen smelter.

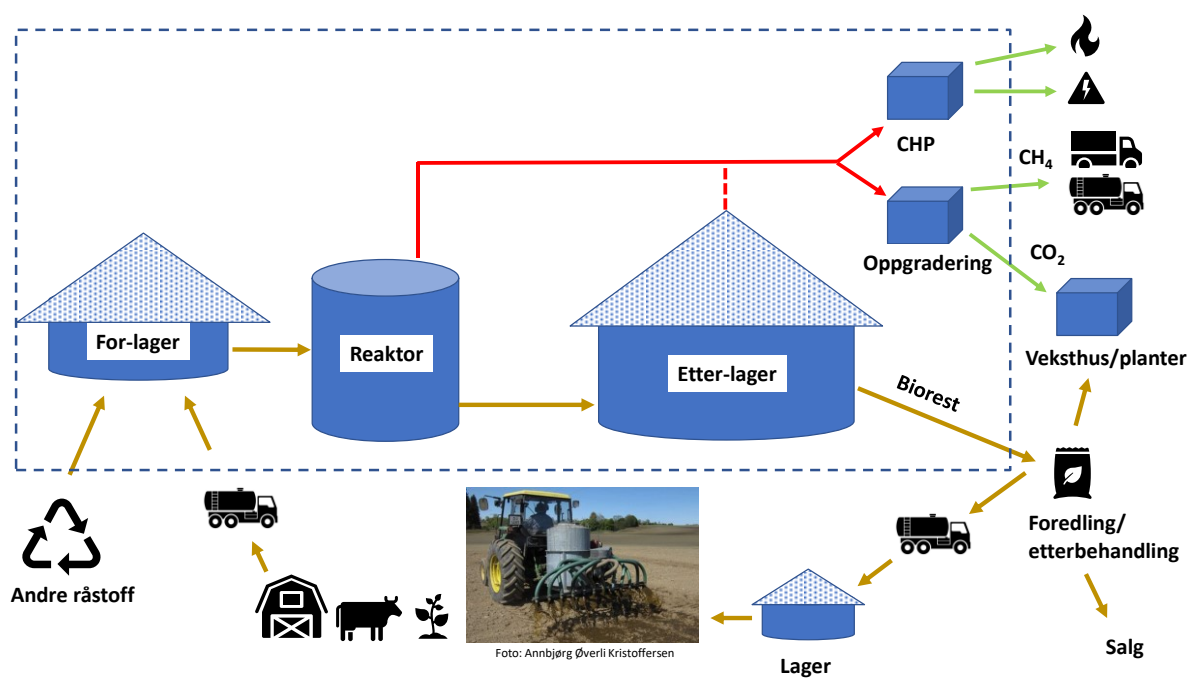
Et flytedekke av halm vil oppføre seg annerledes på storfe gjødsel enn svin gjødsel. Rodhe m. fl. (2018) fant at halmen ble liggende som et porøst dekke oppå svin gjødselen, mens den ble tettere og dannet en enhet med storfe gjødselen. De antok at årsaken til dette er at storfe gjødsel er mer tixotrop enn svin gjødsel. Det vil si at storfe gjødsel har en mer geleaktig konsistens og danner antakelig en helhet med halmdekket.



Bilde 4. Eksempel på utendørsgjødsellager med tett og tykk skorpe etter lagring gjennom vinteren. Kassen er til gassprøver for bestemmelse av utslipp av klimagassene N_2O og CH_4 . Foto Martha Ebbesvik, NORSØK

2.2 Biogassanlegg med biorestlager

Et biogass-anlegg kan være oppbygd på ulike måter. Kjernen i anlegget er reaktoren der gjødsel og andre råstoff omdannes til biogass og biorest. Bioresten tenkes som oftest utnyttet som gjødsel, i hvert fall for de anleggene som bruker større mengder husdyrgjødsel som substrat. Biorest blir også betegnet som biogjødsel eller råtnorest. Figur 1 viser en skisse over hvilke hoveddeler man typisk finner i et større anlegg og hvordan verdikjedene ellers kan se ut. I dette tilfellet kjøres store mengder gjødsel inn som substrat, samtidig som store mengder biorest kjøres ut. For et større anlegg vil man typisk oppgradere gassen og selge den som drivstoff. Det kan også være aktuelt å transportere biorest ut til gårdbrukere som ikke har husdyr. For et gårdsanlegg vil man typisk omsette gassen i en CHP, et kraftvarmeverk som produserer både strøm og varme. For større anlegg er det etablert flere pilotprosjekter for å kunne utnytte CO_2 , varme og foredlet biorest fra anlegget som gjødsel i forbindelse med veksthusproduksjon. Tilsvarende eller annen utvidet bruk av tilleggprodukter forventes å bli en etablert del av slike anlegg i fremtiden.



Figur 1. Prinsippskisse for et større biogassanlegg med verdikjede

Gjødsel og andre substrat (matavfall, næringsmiddelavfall og fiskeavfall) kjøres som oftest inn til fortanker der råstoffene forbehandles. Gjødsel brukes også som prosessvann for å spe andre råstoffer med. Substrat mates så inn i reaktoren med jevne mellomrom hvor de brytes ned over et visst antall dager (referert til som HRT, hydraulic retention time). Gassen som utvikles renses og brukes i CHP, eller oppgraderes til drivstoff. Oppgradering kan skje ved hjelp av flere ulike teknologier. Den organiske massen som ikke brytes ned til gass, bioresten, kan brukes uten etterbehandling, men for større anlegg vil man separere i en vandig og en tørr fraksjon som behandles videre for å kunne returnere biorest til gårdbrukere og lage gjødselprodukter som kan selges eller brukes i veksthus tilknyttet anlegget. Bioresten som transporteres til gårdbrukere mellomlagres som oftest i lokale lager før spredning.

3 Dannelse og utslipp av lystgass, ammoniakk, og metan fra bløtgjødsellager

3.1 Lystgass, N₂O

I bløtgjødsel er nitrogenet enten organisk bundet eller det foreligger som ammonium (NH₄-N). Så lenge det ikke kommer luft til, skjer det ingen dannelse eller utslipp av N₂O. Ammoniumnitrogen i gjødsla kan imidlertid føre til dannelse av lystgass ved nitrifikasjons- og denitrifikasjonsprosesser i porøs skorpe eller flytedekke og ammoniakkkfordamping gir indirekte utslipp av lystgass (1% and NH₃-N omdannes til N₂O-N, IPCC 2006).

IPCC (2006) anslår at 0,5 % (0,25-1 %) av nitrogenet som finnes i lagret bløtgjødsel omdannes til N₂O-N ved naturlig flytedekke/skorpe og at det ikke blir utslipp av N₂O i bløtgjødsel uten skorpe. Når NH₄-N diffunderer gjennom ei porøs skorpe så skjer det en nitrifisering og denitrifisering. I denne omdanninga vil deler av nitrogenet slippes ut som lystgass. Det skyldes vekslende aerobe og anaerobe forhold i skorpa. Mekanismene bak dette er detaljert beskrevet av Petersen m.fl. (2013). Dersom skorpa er vannmettet vil det ikke dannes N₂O (Sommer m. fl., 2000). Dette er ofte tilfelle i utendørslager uten tak ved mye regn, sent om høsten når det er lite fordamping og tidlig på våren når snøen smelter. I etableringsfasen av ei skorpe, som kan ta flere uker dannes det heller ikke N₂O (Petersen, 2018). Det skyldes sannsynligvis at skorpa enda ikke er porøs nok til det. I tørre perioder på sommeren fant imidlertid Sommer m. fl. (2000) at det ble dannet lystgass. De fant at utslippene av N₂O økte med 4 % for hver mm redusert vannbalanse over gjødsla (nedbør – evapotranspirasjon).

Rodhe m. fl. (2012a; 2012b; 2016) undersøkte effekt av flytedekke av halm på N₂O-utslipp. De fant N₂O utslipp fra svinegjødsel med porøst halmdekke, men ikke fra storfegjødsel. Årsaken var trolig at storfegjødsel, dannet en enhet med halmen, mens halmen ble liggende som et porøst dekke oppå svinegjødsele. I motsetning til dette fant VanderZaag m.fl. (2009) at et halmdekke på storfebløtgjødsel økte utslippet av N₂O. Egenskapene til dekket og skorpa betyr mye for om det dannes N₂O, og det betyr mye hvordan halmen behandles. Rodhe m.fl. (2018) fant at når finhakket halm ble strødd i storfefjøset ble det dannet ei jevn og tett skorpe med lav porøsitet på bløtgjødsellageret og dermed liten luftgjennomstrømning. Dette hindret dannelsen av N₂O.

VanderZaag m.fl. (2010a) fant at et gjennomtrengelig syntetisk dekke (BIOCAP, presenning av geotekstil og polyetylen) reduserte N₂O utslipp med 68 %, men N₂O-utslipp betydde svært lite av det totale utslippet av klimagasser (<4 %). De fant derfor ingen signifikant forskjell på totale utslipp av klimagasser da dekket ikke bidro til reduksjon i CH₄-utslipp. Også (Wood m.fl., 2012) fant at N₂O utslipp fra lagret bløtgjødsel fra storfe betydde lite for de totale utslippene av klimagasser (<5 %).

3.2 Ammoniakk, NH₃

Det er en likevekt mellom NH₄⁺ ioner (ammonium ioner) og NH₃ i bløtgjødsla avhengig av pH. Noe NH₃ vil være løst i bløtgjødsla, men fordi NH₃ er en gass vil en del fordampe og vi får ammoniakktutslipp. Dersom pH stiger forskyves likevekt mot NH₃ og fordampingen øker. Derfor blir

ammoniakkutslippene fra bløtgjødsel bli lavere ved tilsetning av syre, både til svingjødsel (Petersen et al., 2014) og storfegjødsel (Misselbrook et al., 2016; Rodhe m.fl., 2019). Gasstrykket i væska vil øke med temperaturen. Det vil derfor være høyere ammoniakkutslipp når det er varmt enn når det er kjølig vær. Fordi det fordampes mer ammoniakk jo større overflata er, vil det være større utslipp fra en flat og bred gjødselkum enn fra en høy og smal per volumenhet. Det er ei likevekt mellom gasstrykk i ei væske og gasstrykket over væska. Ved å ha tak over et gjødsellager vil ammoniakken som fordampes fra væska ikke blåse bort, noe som reduserer ammoniakkfordampingen fra gjødsellageret. Et gasstett dekke som ligger oppå gjødsla hindrer også ammoniakk-fordampning.

Naturlig skorpe reduserer utslipp av NH_3 (Sommer m.fl., 1993; Smith m.fl., 2007; Misselbrook m.fl., 2005; Nielsen m.fl., 2010; VanderZaag m.fl., 2010b; Hou m.fl., 2015), men effekten er svært varierende. Sommer m.fl. (1993) fant at dannelse av naturlig skorpe på storfegjødsel reduserer NH_3 utslipp med ca. 80 %, Smith m.fl. (2007) med 60 % og Misselbrook m.fl. (2005) med 50 %. Smith m.fl. (2007) konkluderte med at det var størst reduksjon i tørre skorper som ikke var brutt. Gjennomsnittlig utslipp var 1,07 og 3,42 g $\text{NH}_3\text{-N}$ per m^2 og dag fra bløtgjødsellager med og uten skorpe på melkeproduksjonsbruk. Sun m.fl. (2014) fant ingen effekt av skorpe på NH_3 -utslipp, men det var først tydelig skorpe etter 70 dager og forsøket varte bare i 110 dager. I motsetning til dette fant Misselbrook m.fl. (2005) at skorpe reduserte NH_3 utslipp allerede etter 10-20 dager.

Hou m.fl. (2015) fant i sin metaanalyse gjennomsnittlig reduksjon i NH_3 utslipp på 65 %, med variasjon fra 14 til 89 %. Egenskapene til skorpa har mye å si for hvor mye NH_3 som slippes igjennom. En svakhet med analysen til Hou m.fl. (2015) er at de ikke skiller mellom storfegjødsel og svinegjødsel som oppfører seg svært forskjellig både når det gjelder å danne skorpe og reaksjon mellom gjødsla og et eventuelt flytedekke. Hou m.fl. (2015) fant at hakket halm, granulater, kunstig film, torvstrø eller olje som dekke førte til signifikant lavere utslipp av NH_3 ($p < 0.01$) enn gjødsellager uten slikt dekke. VanderZaag m.fl. (2010a) fant at et gjennomtrengelig syntetisk dekke (BIOCAP, presenning av geotekstil og polyetylen) reduserte NH_3 utslipp med 90 %. VanderZaag m.fl. (2009) fant at 15 og 30 cm dekke av halm reduserte NH_3 -utslipp fra lager med henholdsvis 78 og 90 %. På grunn av økt tap av NH_3 under omrøring fra lager som var dekket med halm ble den totale reduksjonen i NH_3 tap på henholdsvis 68 og 78 %. Også Moitzi m.fl. (2007) påpekte at det er en stor fare for at en del av $\text{NH}_3\text{-N}$ som er konservert med flytedekke, tapes ved omrøring og spredning, men det totale tapet blir likevel mindre enn uten flytedekke. Det største tapet skjer etter spredning på jorda (Moitzi m.fl., 2007).

3.3 Metan, CH_4

Metan dannes når organisk materiale brytes ned ved mangel på oksygen. Jo mer lett-tilgjengelige karbonforbindelser det er og jo varmere det er, desto mer CH_4 dannes. Det er to hovedtyper metanogene bakterier som danner metan (Rodhe m.fl., 2012).

- a) Hydrogenotrofe metanogener, der CH_4 dannes fra hydrogen (H_2) og CO_2
- b) Acetotrofe metanogener, der CH_4 dannes fra eddiksyre (CH_3COOH)

Før dannelsen av metan skjer det en nedbryting av det organiske materiale til enklere organiske forbindelser som enkle sukkerarter og deretter en fermentering til organiske syrer i et samspill mellom mange mikroorganismer. De organiske syrene brytes deretter ned til eddiksyre, H₂ og CO₂ som brukes av metanogener (Rodhe m.fl., 2012).

I et bløtgjødsellager oppstår det raskt anaerobe forhold og dermed dannelse av metan. Her er det rikelig tilgang på lett nedbrytbart organisk materiale og pH er rundt 7-8, som er optimalt for metandanning. Hvor mye metan som dannes er avhengig av temperaturen. De mesofile bakteriene som trives ved 35-40 °C, er vanlig i bløtgjødsel da de kommer fra dyrenes tarm. Ved å holde temperaturen under 20 °C kan en redusere metanproduksjonen betydelig og dermed også metanutslipp fra gjødsellager (Rodhe m.fl., 2012).

Metanotrofe bakterier oksiderer CH₄ fra bløtgjødsel til CO₂ i ei porøs naturlig skorpe og annet porøst flytedekke (Sommer m.fl. 2000; Petersen m.fl., 2005). Dette registreres som et redusert utslipp av CH₄ fra et bløtgjødsellager. Noen ganger er oksidasjonen av CH₄ så stor at det ikke registreres utslipp av CH₄. Det blir sterkere oksidasjon av CH₄ jo tørrere og mer porøs ei skorpe er. Petersen m.fl. (2005) anbefaler derfor tak over utendørs lager for å unngå at nedbør i skorpa gjør den våt og lite porøs. Ved sammenligning av flytedekke av halm med tak fant Amon m.fl. (2006) at utslippene av CH₄ og N₂O ble høyest med halm. En kombinasjon av flytedekke og tak ser generelt ut til å være mest effektivt for å redusere CH₄ og NH₃ utslipp. I tråd med dette fant Clemens m.fl. (2006) at flytende halmdekke på biorest i kombinasjon med tak gav størst reduksjon i utslipp av CH₄ og NH₃.

VanderZaag m.fl. (2010a) fant at et gjennomtrengelig syntetisk dekke (BIOCAP, presenning av geotekstil og polyetylen) ikke reduserte CH₄ utslipp. Sannsynligvis fordi dekket var tynt og lite porøst.

En sammenstilling gjort av Rodhe m.fl. (2012) viser at det er store variasjoner i utslipp av CH₄ fra lager med storfebløtgjødsel. Utslippene varierer både gjennom året på samme sted og mellom steder. Ved kalde vintertemperaturer var det lave eller ingen utslipp. De høyeste utslippene varierte fra 19 til 66 g CH₄ per m³ bløtgjødsel og døgn. Det var tydelig høyere utslipp i Frankrike enn i Danmark og Sverige.

3.4 Biogass som tiltak for å redusere utslipp

Fermentering av husdyrgjødsel til biogass er identifisert som en av tiltakene som kan bidra til betydelig reduksjon av klimagassutslipp fra landbruket. Tabell 1 viser mulige reduksjoner i utslipp sammenlignet med en situasjon uten biogassanlegg, og utslippskilder forbundet med etablering og drift av biogassanlegg. Fra et klimasynspunkt er det viktig å se på hele biogassanlegget, slik at ikke lekkasje av klimagasser minker eller tar bort den positive effekten av å erstatte fossilt brensel med biogass. Utslppsreduksjonene betinger at anlegget som er etablert er godt fundert med nødvendig infrastruktur og at bioresten lagres og omsettes på en måte som minimerer utslipp.

Tabell 1. Reduserte utslipp og utslippskilder forbundet med biogassproduksjon.

Reduksjon av utslipp sammenlignet med en situasjon uten biogassanlegg	Utslippskilder forbundet med etablering og drift av biogassanlegg
Unngåtte utslipp forbundet med lagring av gjødsel og andre substrater	Utslipp fra lagring og spredning av biorest ute hos gårdbrukere
Erstattet el og varme eller drivstoff	Forlager, substrat
Redusert bruk av kunstgjødsel på grunn av tilførsel av biorest med tilpassede egenskaper	Anlegget, rør og deler
Planteproduksjon basert på prosessvarme og CO ₂ fra biogass-anlegget	Etterlager biorest, ved biogassanlegget
	Transport av substrat og biorest til og fra anlegget
	Utslipp i kraftvarmeverk eller oppgraderingsanlegg

3.4.1 Effekt av biogassbehandling på egenskapene til bioresten

Det er metanogene bakterienes evne til å produsere metan som utnyttes i biogassanlegg. Det gjøres i biogassreaktorer (tette, isolerte bløtgjødseltanker) hvor gjødsla er varmet opp, som oftest til ca 35°C-37°C, såkalt mesofil fermentering. Gjødsla oppholder seg ofte 20 - 40 dager i reaktoren, men i for eksempel Tyskland kan oppholdstiden være lenger enn 100 dager. I oksygenfattig miljø mineraliserer anaerobe mikroorganismer organisk karbon til CH₄ og CO₂. Ved biogassbehandlingen forandres også gjødselas egenskaper slik at andelen NH₄-N av totalnitrogen øker og at pH øker.

Vanligvis vil man i prosessen bryte ned ca. 40 - 50 % av organisk materiale til biogass. Organisk materiale er en av bestanddelene til tørrstoffet, og prosessen medfører derfor redusert tørrstoffprosent med rundt 40 – 50 %. I storfe gjødsel finnes det unedbrutt og delvis nedbrutt lignocellulose. Slike substanser danner lett EPS (Extracellular Polymeric Substances) som kan registreres med at gjødsla er «slimete», viskøs eller tixotrop. Gjennom biogass-prosessen vil enzymer bryte ned EPS, og viskositeten til gjødsla reduseres. Sammen med reduksjonen i tørrstoffinnhold vil derfor biorest (behandlet gjødsel) være mer «lettflytende» enn det ubehandlet gjødsel er.

3.4.2 Utslipp forbundet med lagring og bruk av biorest

Ved lagring av biorest antas det ofte at metangassutslippene er lavere enn fra ubehandlet bløtgjødsel. Dette tilskrives lavere innhold av karbon i behandlet gjødsel enn i ubehandlet gjødsel. Studier i Østerrike støtter dette, da behandlet gjødsel (oppholdstid 30 - 40 dager i reaktor) gav lavere utslipp av metan enn ubehandlet storfebløtgjødsel (Amon et al., 2006; Clemens m.fl., 2006). Amon m.fl. (2006) fant at, totalt sett, var utslippet av klimagasser oppgitt i CO₂-ekvivalenter ca. 60 % lavere med biogassbehandlet gjødsel enn med ubehandlet. I svenske studier har det imidlertid blitt målt 3 -

4 ganger høyere utslipp av metan fra behandlet gjødsel sammenlignet med ubehandlet storfe gjødsel ved lagring om sommeren (Rodhe m.fl., 2015; 2018). Det forklares med at biogassbehandlingen førte til en oppformering av metandannende bakterier, som fortsatt var aktive ved lagring om sommeren. Høy temperatur i bioresten (gjødsel etter fermentering) fremmer metandannelse ved lagring. I disse studiene har bioresten allerede etter to uker fått samme temperatur som den ubehandlede gjødselen. I slutten av juni, 65 dager etter oppstart, ble det dannet lystgass fra ubehandlet bløtgjødsel, men ikke fra biorest. Effekten av CH₄ var større enn effekten av N₂O så de største klimagassutslippene kom fra biorest.

Når det gjelder N₂O har man også funnet motstridende resultat. Amon m.fl. (2006) fant noe høyere N₂O-emisjoner fra den behandlede gjødsel (ikke signifikant), mens Clemens m.fl. (2006) viste det motsatte. I de svenske studiene var N₂O-emisjonene neglisjerbare fordi det ikke var noen stor skorpedannelse. Biogassbehandlingen øker andelen av NH₄-N av totalnitrogen, samt pH i gjødselen. Dette kan resultere i høyere ammoniakkutslipp for lagring av biorest sammenlignet med ubehandlet gjødsel (Rodhe m.fl., 2019). Det er derfor ekstra viktig å dekke lager med biorest for å minimere nitrogentap som ammoniakk. Spredning av biorest kan innebære at ammoniakktapet øker (Amon et al., 2006; Rodhe m.fl., 2015; Nyord m.fl., 2016) eller ikke fører til noen endring (Wulf et al., 2002). At ammoniakktapet ikke øker, skyldes sannsynligvis at den fermenterte gjødsel lett infiltrerer i jorda og har dermed lite kontakt med lufta over bakken som motvirker pH-økning.

Mange faktorer relatert til biogassprosessen påvirker utslippene fra lagret biorest. Maldaner m.fl. (2018) framhever at hvilket substrat som skal gjennom biogassanlegget, hvordan biogassprosessen skjer når det gjelder den hydrauliske oppholdstiden i reaktoren (HTR) og forhold i lageret er viktig. Ved en fordoblet oppholdstid, fra 24 til 48 dager HTR, minket utslipp av metan fra den lagrede bioresten med 30 % (Rodhe m.fl., 2018). Muhr m.fl. (2015) fant i en analyse av data fra 21 ulike fullskalaanlegg for biogass i Tyskland at HTR samt andelen plantemateriale som blir tilført storfebløtgjødsel har stor betydning for hvor store utslippene av metan blir under lagring av biorest.

3.4.3 Status for utbredelse og erfaringstall for klimagassutslipp for hele verdikjeden, store anlegg

3.4.3.1 Utbredelse

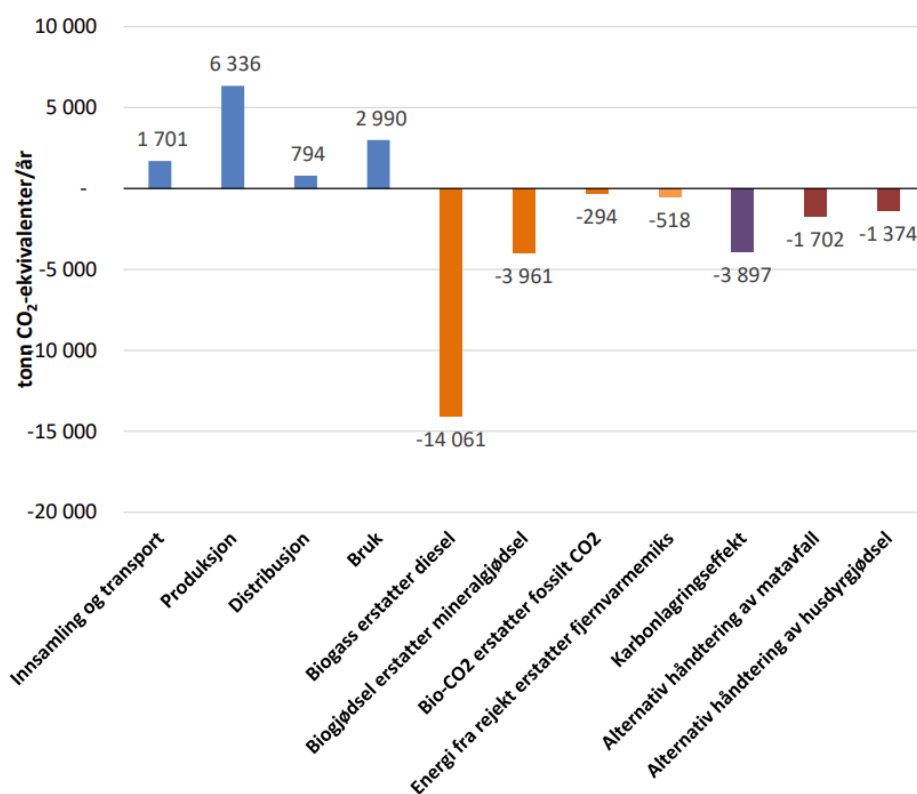
Utbredelse av biogassproduksjon i Norge er foreløpig relativt begrenset. Per februar 2021 er det om lag 40 anlegg i drift (Avfall Norge). De første anleggene ble etablert for å behandle og stabilisere kloakkslam. Biogass har senere blitt identifisert som et viktig tiltak for å redusere klimagassutslipp fra husdyrgjødsel, blant annet i «Stortingsmelding nr. 39 (2008-2009), «Klimautfordringene, landbruket en del av løsningen», og i senere tid i «Klimakur 2020» (Klif 2010) og «Klimakur 2030» (MD 2020). Per i dag er det kun Greve Biogass i Tønsberg som bruker betydelige mengder husdyrgjødsel i sin produksjon. Det er flere store anlegg under etablering eller som forventes etablert, som vil behandle og håndtere fra 15 000 tonn til flere hundre tusen tonn husdyrgjødsel og biorest. Matavfall og fiskeavfall er typisk de andre substratene som man da tenker å benytte. Gassen tenkes utnyttet til drivstoff, både til offentlig transportmidler, langtransport og for marine fartøy. Flere store anlegg

som i begrenset eller ingen grad bruker husdyrgjødsel som substrat leverer biorest til landbruket, for eksempel Romerike Biogassanlegg.

3.4.3.2 LCA-analyser og evaluering av anlegg

Greve Biogass i Tønsberg er det største husdyrgjødsel-baserte anlegget i Norge per i dag. Produksjonen tilsvarer en energimengde på ca. 70 GWh årlig. Anlegget mottar ca. 70 000 tonn husdyrgjødsel (svin og storfe) og ca. 30 000 tonn våtorganisk avfall, i hovedsak matavfall. Greve har avtale med bønder både om mottak av gjødsel og levering av biorest/biogjødsel. Både husdyrbaserte og husdyrløse gårder er tilknyttet anlegget. Gassen fra anlegget oppgraderes til og omsettes som drivstoff. I forbindelse med etablering og drift av anlegget har man estimert og beregnet klimanytte i LCA-analyser. Arbeidet gjør at man identifiserer hvilke deler av prosessen man bør prioritere å endre/utvikle for å øke klimanytten.

Figur 2 viser estimat for klimabelastning og klimanytte for Greve Biogass for alle produkter og tjenester tilknyttet anlegget (Lyng og Saxegård, 2020). Anlegget er tidligere vurdert i forbindelse med følgeforskning gjennomført for biogassanlegg (Morken et al., 2017).



Figur 2. Klimabelastning og klimanytte for alle produkter og tjenester generert av Greve Biogass (Lyng og Saxegård, 2020)

Estimatene er delvis basert på tall hentet ut fra drift og ellers beregnet ut fra generiske tall. Det vil si at for eksempel så har man relativt sikre estimat for klimabelastning for transport (dieselforbruk) og erstattet diesel, mens tallene for f.eks. utslipp fra lagring av biorest/biogjødsel er basert på tall fra blant annet Amon et al. (2006).

Innsamling og transport av råstoff, produksjon, distribusjon og bruk av produktene gir en total klimabelastning på ca. 12 000 tonn CO₂-ekvivalenter/år. Innbakt i samlebetegnelsen produksjon ligger blant annet utslipp fra lagring og bruk av biorest/biogjødsel, henholdsvis 731 og 2833 CO₂-ekvivalenter/år. Bioresten mellomlagres hos gårdbrukere, som har forskjellige lagerløsninger, i hovedsak har disse ikke-gasstette tak lik det beskrevet i kapittel 2.1.1.2 og 6.1. Effekten av ulike løsninger på mulige utslipp er ikke vurdert i studien.

Det største utslippet fra produksjonsprosessen er relatert til forbrenning av reject, dvs. plast og andre fremmedlegemer som tas ut av råstoffstrømmen. Rejectet sendes til et eksternt forbrenningsanlegg. Til tross for uttak av reject er det fortsatt observert plast i bioresten, noe som er uønsket og som gjør at Greve og andre ser på alternativ emballasje og/eller løsning i forbindelse med innsamling av matavfall. Separasjon av gjødsel er også et tiltak som vurderes for å frakte inn større mengder tørrstoff (TS) med lavere transportkostnad og klimabelastning.

Når det gjelder metanslip/utslipp fra prosessen så vises det til følgeforskning i 2017 (Morken m.fl., 2017) der man basert på målinger fant et estimert tap på 2,9 % av totalproduksjonen. Det er siden gjort ny måling som viser lavere verdier, og i LCA-analysen har man kommet frem til 1 % metantap fra oppgraderingsprosessen og 0,3 % tap fra resten av prosessen.

Å erstatte diesel (14061 tonn CO₂ ekvivalenter/år) og mineralgjødsel (3961 tonn CO₂ ekvivalenter/år) bidrar til størst klimanytte, mens unngåtte utslipp fra ubehandla gjødsel er estimert noe mindre, til 1374 tonn CO₂. Klimanytten forbundet med å erstatte/reducere behovet for mineralgjødsel er beregnet ut fra at 70 % av nitrogenet i bioresten (fra alt substrat) erstatter mineralgjødsel (Fullgjødsel 18-3-5 for husdyrbønder og 22-3-10 for kornbønder). Utnyttelsesgraden er basert på tilbakemeldinger på utnyttelsesgrad fra 80 % av husdyrbøndene som mottar biorest. Forfatterne påpeker at beregningene fortsatt er forbundet med stor grad av usikkerhet og at et mer detaljert arbeid der man samler inn informasjon om hvor mye og hvilken type gjødsel som erstattes anbefales på bakgrunn av analysen.

Karbonlagringseffekt som følge av lagringsstabil karbon fra matavfall i bioresten (Modahl m.fl., 2016) er estimert til 3897 tonn CO₂-ekvivalenter/år. Bruk av CO₂ til veksthusproduksjon gir et positivt bidrag til klimanytten i og med at CO₂ tas opp i plantene i forbindelse med veksthusproduksjon av tomater. Det er påpekt at dette kan utvides og at denne effekten dermed kan bli betydelig. Totalt har man beregnet at anlegget og verdikjeden til anlegget gir en estimert klimanytte på 13986 tonn CO₂-ekvivalenter/år.

Betraktninger som for Greve er også gjort for eksempel i Danmark (Møller og Nielsen, 2016). I 2014 og 2015 ble det gjennomført evaluering av 15 anlegg som i stor grad baserer seg på husdyrgjødsel og som i hovedsak produserte strøm og varme. Anleggene var relativt store og de behandlet totalt 100-200 000 tonn råstoff i året. Klimanytte for produksjon av strøm og varme er betydelig høyere i Danmark enn i Norge og har vært grunnlaget for gassanvendelsen der. Resultatene viste at anleggene bidrar til klimanytte, men at denne varierer betydelig, fra 60 – 180 kg CO₂-ekvivalenter/tonn råstoff. Variasjonen skriver seg blant fra forskjeller i gassproduksjon og i unngåtte utslipp fra lager. En gjennomsnittlig produksjon på 27,1 Nm³ CH₄/tonn råstoff ble funnet med et uutnyttet potensial på 4 Nm³ CH₄/tonn. Flere av anleggene kunne med fordel øke oppholdstiden, både for å

utvinne mer gass, men også å redusere potensialet for utslipp fra bioresten. Dette henger igjen sammen med at de fleste anleggene behandlet tungt omsettelige råstoff som halm og talle og noen også mais i tillegg til gjødsel. Anleggene hadde betydelige forskjeller i inokulum/sammensetning av mikro-organismer i reaktoren som igjen ga forskjellig nedbrytningsgrad. Det ligger potensiale i å dyrke frem mikro-organismer eller hente fra andre anlegg som i størst grad er tilpasset råstoffet. Forbedringspotensialet lå ellers i å samle opp og utnytte gassen fra etterlager og å unngå utslipp fra fortanker som i enkelte tilfeller kunne tilsvare inntil 2 % av produksjonen i anlegget. Rapporten har ikke vurdert klimanytte og klimabelastning forbundet med lagring og bruk av bioresten.

3.4.3.3 Utslippsmålinger og balanseberegninger

I tyske studier har man identifisert biorestlageret som den største utslippskilden for klimagasser, men det har også blitt målt lekkasje fra reaktorene, varme- og kraftenheter (CHP) og lagret substrat for biogassbehandling (Liebetrau et al., 2013). Ved målinger og balanseberegninger av 12 biogassanlegg fant Daniel-Gromke et al. (2015) at for fem av anleggene var balansen negativ, dvs. utslippene var høyere enn den positive effekten av at biogass kunne erstatte fossilt brensel, totalt en negativ klimaeffekt av biogassfermenteringen.

En annen studie fra Danmark (Scheutz og Fredenslund, 2019) har målt anleggsrelaterte utslipp for 23 biogass-anlegg i Danmark i perioden 2013-2018, hvorav 13 av disse var større husdyrgjødselbaserte anlegg. Målingene viste et gjennomsnittlig tap for de hudsyrkjødselbaserte anleggene på 2,4 % av biogassproduksjonen. De gjorde også teoretiske betraktninger for klimanytte og klimabelastning for hele verdikjeden som viste at man ved tap større enn 5 % av produksjonen i sum har et netto utslipp av klimagasser. De 5 største og nyeste anleggene hadde utslipp på 0,4, - 2,6 %. Mer erfaring og ny teknologi gjør med andre ord at utslippene fra disse anleggene kan begrenses til lave nivå, men rapporten viser med tydelighet at flere anlegg har utfordringer med å oppnå ønsket klimanytteeffekt. Biogassanleggene i Danmark har et mål om at nivået for utslipp skal ligge på 1 % av produksjonen.

*Nm³ = stor normal kubikkmeter som er 1m³ gass ved 0 °C og trykk 760 mmHg (101 325 Pa).

3.4.4 Status for utbredelse og erfaringstall for klimagassutslipp for hele verdikjeden, gårdsanlegg

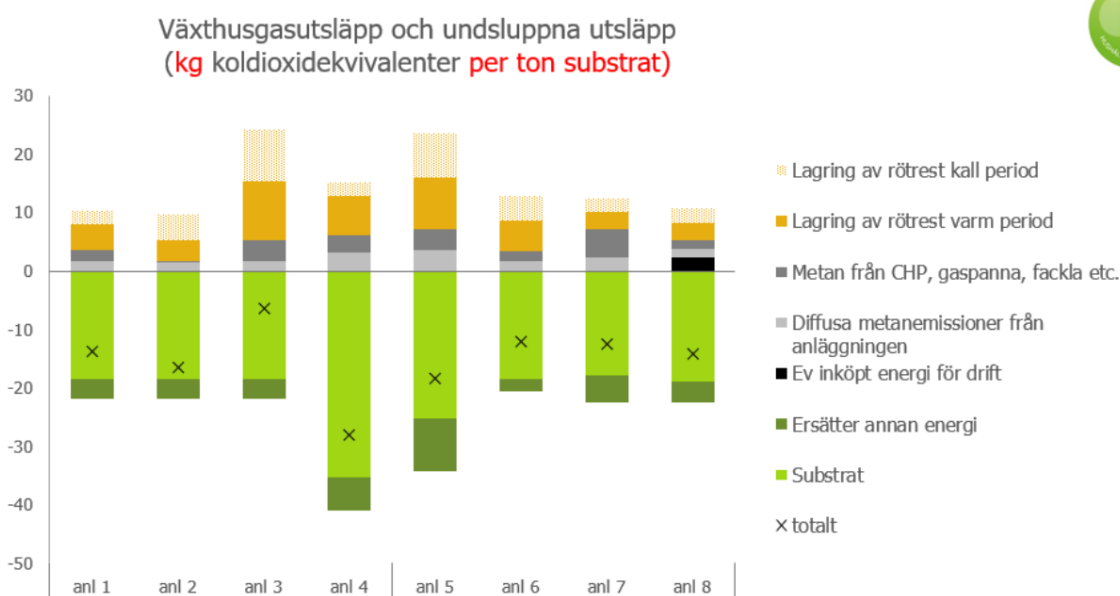
3.4.4.1 Utbredelse i Norge

I Norge er det etablert et fåtall gårdsanlegg. Noen av disse ble etablert rundt 2010. Etter noen år uten mange etableringer er det bygd noen anlegg de senere årene og 2-4 nye vil etableres i 2021. Dette henger i hovedsak sammen med at det er flere leverandører totalt og at disse i større grad enn før tilbyr teknologi og løsninger som fungerer. For gårdsanlegg vil gassen utnyttes enten i en gasskjel for produksjon av varme eller i en CHP/gassmotor for produksjon av strøm og varme. Med andre ord vil ikke klimanytten for bruken av gassen bli like stor siden man da i de fleste tilfeller vil erstatte strøm som i stor grad er basert på vannkraft. Det er for små anlegg spesielt viktig å ha en

råstoffblanding med høy TS og gunstig biogasspotensial. Videre å sørge for god nedbrytningsgrad for å minimalisere intern energibruk, øke (og bruke) tilgjengelig mengde strøm og varme fra produksjonen og å minimalisere potensialet for utslipp fra etter-lager. De tidlige norske gårdsanleggene hadde relativt stort internt energibehov, relativt stort varmetap og få av dem hadde fungerende varmegjenvinning. Man var da avhengig av ekstra råstoff som kunne sørge for energioverskudd til utnyttelse og for å få økonomi i anleggene. Studier av produksjonen ved gårdsanlegget ved Åna Kretsfengsel (Fjørtoft m.fl., 2014) viste for eksempel at man brukte henholdsvis 22 % og 88 % av totalproduksjonen til å dekke internt varmebehov gitt sambehandling med fiske-ensilasje (høy TS og potensial) sammenlignet med å behandle kun storfegjødsel. Bønder som vurderer å bygge gårdsanlegg har relativt stor produksjon tilsvarende gjødselmengder på over 5000 m³/år. Det foreligger foreløpig ikke detaljert dokumentasjon på disse, men NORSØK er involvert i slikt arbeid for et av de nye anleggene.

3.4.4.2 Klimanytte-vurdering, Sverige

I Sverige har man mange flere etablerte gårdsanlegg og i de senere årene har man estimert klimanytte og målt utslipp for flere anlegg. Figur 3 viser klimanytte, klimabelastning og resultat fra 8 gårdsanlegg i Sverige (Berglund m.fl., ikke publisert). Man har i dette arbeidet i stor grad vært opptatt av å se på utslipp fra biorest fra lager. Det er i figuren skilt mellom utslipp i varme og kalde perioder relatert til at utslippene er temperaturavhengig. Videre har beregningene blitt utført på bakgrunn av modeller utviklet av Ericsson m.fl. (2020). Utslippene er estimert til å være opp mot over 10 m³ metan/døgn for anlegg med begrenset nedbrytningsgrad i reaktoren og sen spredning med begrenset tømning av lager. Til sammenligning er disse utslippene estimert begrenset til under 5 m³ metan/døgn ved høyere nedbrytningsgrad i reaktoren og tidlig og mer fullstendig tømning av lager.



Figur 3. Klimanytte (negative søyler) og klimabelastning for gårdsanlegg (Berglund m. fl., ikke publisert). X indikerer netto klimaeffekt av anlegget.

Klimabelastningen forbundet med lagring og spredning av bioest varierer betydelig mellom gårdene relatert til hvordan dette skjer på den enkelte gård. Råstoffet eller blandingen av råstoff har betydning, da tørrstoffinnholdet kan være lavt ved behandling av egen gjødsel. Substrat i figuren viser til utslippene forbundet med lagring av alle substrat brukt i gårdsanleggene hvis man ikke hadde hatt biogassproduksjon. Ved sambehandling med andre råstoff har blandingen typisk høyere TS. Flere av anleggene bruker kyllinggjødsel som ekstra råstoff. Kyllinggjødsel har også store utslipp forbundet med tradisjonell lagring. Internbehovet for varme varierte mellom 20 og 50 % av total energiproduksjon, delvis på bakgrunn av betydelige forskjeller i graden av varmegjenvinning. Et av anleggene er i stand til å gjenvinne opp mot 70 % av tilført energi. I prosjektet har man ellers målt utslipp fra CHP, gasskjel, fakkell og andre mulige lekkasjepunkt. Man ser at det også her er relativt stor forskjell mellom gårdene og at det dermed bør være mulighet for å gjøre justeringer for å redusere tapene.

For gårdsanlegg vil andre elementer i en verdikjede kunne bidra til klima- og samfunns-nytte. Mange norske gårder ligger på enden av gamle og begrensede distribusjonsnett. I den grad man skal elektrifisere, utvide og endre produksjonen så vil det derfor kunne være en fordel å ha egenproduksjon i form av biogass på egen gård for å redusere behovet for å oppgradere infrastruktur tilknyttet gården.

3.5 Modeller for beregning av klimagassutslipp fra gjødsellager

Beregningen av hvert lands utslipp av metan gjøres etter retningslinjer satt opp av FNs klimapanel, IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Disse har vært revidert flere ganger, og den siste revisjonen er fra 2019 (IPCC, 2019). Beregningene kan gjøres etter tre ulike metoder – Tier 1, 2 og 3. Tier 1 er den enkleste metoden der utslippene beregnes etter en emisjonsfaktor per dyr, Tier 2 beregner utslippet i forhold til et maksimalt metanpotensial som multipliseres med en faktor (0 – 1) avhengig av lagringsform, klimasone og lagringstid. Faktorene er angitt i retningslinjene (IPCC 2006). Dersom man har spesifikke faktorer for landet det gjelder, kan Tier 3 brukes.

3.5.1 Beregningsmåter for lystgassutslipp

N₂O-utslipp fra fjøs og gjødsellager beregnes som mengde nitrogen i gjødsel multiplisert med en emisjonsfaktor basert på gjødseltype, fjøstype og lagertype.

Tabell 2. Utslippsfaktorer for direkte N₂O utslipp fra lagring av bløt husdyrgjødsel. Basert på tabell 5.18 i Miljødirektoratet m.fl. (2019). Det er ikke delt opp etter type husdyr.

Type husdyrgjødsellager	Utslippsfaktor kg N ₂ O-N/kg N
Gjødselkjeller under husdyr	0.002
Bløtgjødsel uten skorpe	0
Bløtgjødsel med skorpe	0.005

Indirekte N₂O-N utslipp estimeres som 1 % av mengde NH₃-N + NO_x-N som fordampes (IPCC, 2006). For bløtgjødsel fra storfe beregnes at 20 % av NH₄-N i gjødsel fordampes som NH₃-N i fjøs og på gjødsellager. NO_x utslipp regnes som 0.01 % av TAN (total ammonium nitrogen) i bløtgjødsel.

Tabell 3. Estimert relativ effekt av tiltak på NH₃-fordamping i prosent ved ulike typer lager. Etter Miljødirektoratet m.fl. (2019, Tabell 5.19).

Tiltak	% Reduserte NH ₃ -utslipp
Gjødselkjeller	50
Utendørs lager	
Tank med tett lokk	80
Tank med flytende plastdekke	60
Naturlig skorpe	40
Annet flytende dekke	40

Mengden nitrogen i gjødsellager estimeres som total mengde nitrogen i husdyrgjødsel minus nitrogen i husdyrgjødsel sluppet på beite minus nitrogen tapt i fjøset (Miljødirektoratet m.fl., 2019). For melkekyr er nitrogen i husdyrgjødsel beregnet med NORFOR og er estimert som forskjellen mellom nitrogen i fôr og nitrogen i melk, foster og tilvekst.

3.5.2 Beregningsmåter for metangassutslipp

CH₄-utslipp fra lagret husdyrgjødsel beregnes som utslippsfaktor multiplisert med antall dyr. Utslippsfaktor = kg CH₄ per dyr og år (Tabell 3). Utslippsfaktoren baserer seg på metanpotensialet til gjødsel fra aktuelle dyrearter ved 37 grader og beregnes ut fra VS (volatile solids = glødetap ved 550°C), B₀ (potensiell maksimal CH₄-produksjon) og MCF (omregningsfaktor for ulike husdyrgjødselhandteringssystem). For melkeku er VS beregnet til 1525 kg per dyr og år og B₀ til 0,23 (Tabell 5.10, National Inventory Report 2019 – Norway, Miljødirektoratet m.fl., 2019). MCF er basert på IPCC sine standardfaktorer: Gjødselkjeller med lengre lagring enn 1 måned 0,17; kortere lagring 0,03; bløtgjødsel uten dekke 0,17; bløtgjødsel med dekke 0,1 (Tabell 5.11, Miljødirektoratet m.fl., 2019). Som et nasjonalt gjennomsnitt har Miljødirektoratet m.fl. (2019) beregnet CH₄ utslipp per storfe (Tabell 4).

Tabell 4. Gjennomsnittlig CH₄-utslippsfaktor fra gjødsellager (kg per dyr og år unntatt okser og kviger som er hele livsperioden) etter Miljødirektoratet m.fl. (2019, Tabell 5.17).

Storfe-type	Utslippsfaktor
Melkekyr	22,61
Okser	6,93
Kviger til slakt	7,29
Kviger til påsett	9,20
Ammekyr	13,11

I nasjonal rapportering fra 2019 (Miljødirektoratet, 2019) er lagringens lengde nytt. Nytt er også at utslipp kan beregnes etter behandling i biogassanlegg, der man deler inn utslippene etter utslipp fra

reaktor, lekkasjeutslipp og utslipp fra lager. Utslippene er klima- og teknologiavhengig, og man skiller mellom gasstette lager og åpne lager.

Vi mangler data fra forsøk der temperaturen i gjødsla har vært under 15 grader. Egne observasjoner (Morken, upublisert) tyder på at oppstart av metandanning (lag-fasen, da det er liten eller ingen celledeling), kan være så lang som 200 dager forsinket dersom gjødseltemperaturen er 4 grader, og ca 150 dager ved gjødseltemperatur på 10-12 grader (storfegjødsel, flaskeforsøk). Når temperaturen var 20 grader, tok det ca 60 dager før CH₄ produksjonen startet opp.

Et annet usikkerhetsmoment er om lageret er helt tømt, eller om gjenværende gjødsel allerede fungerer som startkultur, noe som vil føre at lag-fasen kortes ned. Dette er diskutert av Wood m.fl. (2014).

VanderZaag (2010b) har også videreutviklet modellen til IPCC hvor han korrigerer metanproduksjonen som funksjon av temperatur etter Hoff-Arrhenius formel for sammenhengen mellom metanproduksjon og temperatur. Fortsatt bruker han lufttemperatur, men i modellen er det mulig å regne om lufttemperatur til gjødseltemperatur som brukes for å beregne utslippet. Modellen er presentert i regneark, og man kan der ta hensyn til lengden på lagring av gjødsel, samt antall tømminger av lageret per år. I tillegg korrigeres det for gjødselrester fra sist gang lagret ble tømt.

Forutsatt at man har en konstant rate av metanproduksjon gjennom hele lagringsperioden, skulle man intuitivt tro at emisjonen kunne beskrives som en geometrisk rekke der

$$\sum_1^n E = A \sum_1^n V^n$$

Der A= emisjonsfaktor, V er volum og n er antall dager. Forutsetningen er at volumet av tilført husdyrgjødsel er konstant over tid. Reelt er ikke dette riktig siden dyretall kan endres, og volum per dyr er avhengig av alder på dyra.

Emisjonsraten er temperaturavhengig. I tillegg vil biologiske system være avhengig av startkultur og mikrobiell vekst før emisjonen inntreffer. Dette kan beskrives gjennom Gompertz ligning som en sigmoid kurve med startfase, eksponentiell fase og stasjonær fase hvor veksten begrenses av substratmangel. Modifisert for kumulativ CH₄ dannelse over tid tar ligningen følgende form:

$$P(t) = A \times \exp \left\{ -\exp \left[\frac{Ue}{A} (\lambda - t) + 1 \right] \right\}$$

der P(t) er kumulativ metanproduksjon som funksjon av tid, A er maksimal produksjon, eller produksjonspotensialet, U er maksimal produksjonsrate per dag, λ er lag-fasen og t er tid fra start.

3.5.3 Gårdsmodeller

Modellen til Klimasmart Landbruk, HOLOSnor, prøves ut i hele landet for å estimere klimagassutslipp på gårdsnivå. Beregningene i HOLOSnor er basert på IPCC (2006) med en del tillegg for utslipp som i nasjonal rapportering er plassert i andre sektorer enn landbruk. Beregning av utslipp av N₂O og CH₄ fra gjødsellager i HOLOSnor storfe (Bonesmo, 2013) følger beregningsgrunnlaget fra IPCC (2006).

N₂O-utslipp fra husdyrgjødsellager beregnes som totalt innhold av nitrogen på gjødsellager multiplisert med IPCC (2006) sine utslippsfaktorer som avhenger av lagringsmåten (Tabell 1).

Beregningen for N₂O-utslipp fra gjødsellager for bløtgjødsel med naturlig skorpe blir da:

$\text{Kg N}_2\text{O-N} = \text{kg N i gjødsla} \times 0,005$

Indirekte N_2O utslipp pga nitrogenfordamping ($\text{NH}_3 + \text{NO}_x$) er beregnet som 10 % av nitrogen i gjødsla er fordampet og at 1 % av fordampet nitrogen omdannes til N_2O (Bonesmo, 2013).

CH_4 -utslipp fra husdyrgjødsellager beregnes som $\text{VS} \times B_0 \times \text{MCF}$. B_0 er $0,24 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$ per kg VS for melkekyr og $0,18 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$ per kg VS for ungdyr og det er brukt en omregningsfaktor på $0,67 \text{ kg per m}^3$ for å regne om fra volum til kg. MCF varierer med lagringsmåten for gjødsla basert på IPCC (2006) sine faktorer. MCF er 0,1 for bløtgjødsel med naturlig skorpe (Bonesmo, 2013). Beregningen for melkekyr for CH_4 -utslipp fra gjødsellager for bløtgjødsel med naturlig skorpe blir da:

$\text{Kg CH}_4 = \text{kg VS} \times (0,24 \times 0,67 \times 0,1)$



Bilde 5: Bløtgjødsel. Foto Martha Ebbesvik, NORSØK

4 Våre undersøkelser

Dette kapitlet omhandler prosjektet «Utslipp av klimagasser fra gjødsellager. En vurdering av åpne lager for bløtgjødsel og biorest og lager med dekke». Hovedmålet i prosjektet var å avdekke nivå på utslipp av klimagasser fra fersk bløtgjødsel og biorest fra store lagret i utvendige gjødsellager under norske forhold for å identifisere mulige tiltak. Prosjektperioden var 2018-2020.

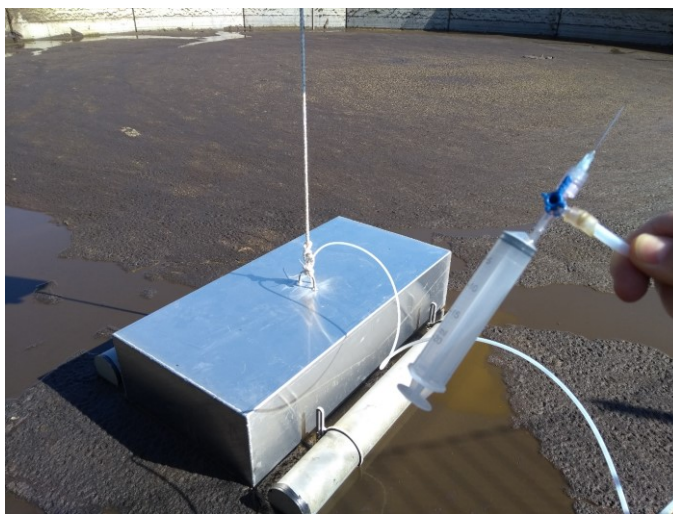
Det er ikke gjort målinger av klimagassutslipp fra åpne kummer i Norge tidligere, så første året ble det brukt en del tid på å utvikle egnet utstyr og metodikk til å gjennomføre målingene med.

4.1 Materiell og metoder

4.1.1 Måleutstyr og uttak av gassprøver

Vi fant utstyr for å kunne måle gassutslipp fra vandige overflater i Tyskland (Olfasense, 2018), men dette utstyret var dyrt. Vi utviklet derfor en kombinasjon av målekammer etter modell av utstyret fra Tyskland og gassprøvetaking ved hjelp av sprøyter. Måleutstyret, to kammer i ulike størrelser, ble laget av Sito Mek AS på Tingvoll. Gassprøvene ble analysert for innhold av metan (CH_4), lystgass (N_2O) og karbondioksid (CO_2) med gasskromatograf (GC, Model 7890A, Agilent, Santa Clara, CA, US, Hansen, m.fl., 2014) ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet (NMBU) på Ås.

Gasskamrene er laget i aluminium, har to flytepontonger på hver langsida og en gasstett slange i teflon er tilkoblet på toppen. I andre enden av teflonslangen var en treveis-ventil festet til en 20 ml sprøyte. Den ene gassboksen er 100 cm lang, 50 cm bred og 24,8 cm høy, den andre er 49,7 cm lang, 39,2 cm bred og 25 cm høy. Innvendig volum av den store gassboksen er $0,0865 \text{ m}^3$ og den minste $0,0351 \text{ m}^3$ når flytepontongene er i øverste stilling og henholdsvis 7,5 og 8 cm stikker under gjødseloverflaten. Den minste ble laget i august 2020 for lettere kunne håndteres av én person, og er bare brukt for prøvene som ble tatt 30/9, 1/10 og 2/10 dette året.



Bilde 6. Utstyr for gassprøvetaking for beregning av gassutslipp fra gjødselkummer. Foto: M. Ebbesvik

Når boksen settes ned på gjødseloverflaten, må slangen tømmes for luft. Dette ble gjort ved å fylle sprøyten tre ganger, snu ventilen og tømme ut innholdet. På denne måten var vi sikre på at det var innholdet i boksen som ble tatt prøve av når vi fylte sprøyten for fjerde gang. Antall ganger vi sugde ut luft ble beregnet ut fra indre diameter og lengde på slangen i forhold til størrelsen på sprøyten. Den fjerde gangen ble innholdet i sprøyten fylt i evakuerte 12 ml prøveglass (Model 10-CV-Crimp, Chromacol, Herts, UK). Stempelet på sprøyten ble beveget sakte ned mot 15 ml-merket med en gang sprøyten var fylt den fjerde gangen. Når 15 ml-nivået ble nådd, ble innholdet overført via sprøytespissen til prøveglasset. Samtidig med at det fjerde opptrekket ble tatt, startet vi en stoppeklokke på en mobiltelefon. For å finne de beste prøvetakingsintervallene brukte vi et tidsskjema for å ta ut prøver som pågikk i 45 minutter; 0, 2, 5, 10, 15, 30 og 45 minutter etter at kassen ble senket ned på overflaten ved starten av prøvetakingene i 2019. Fra de første gassprøvene ble tatt 16.04.19 og til 06.06.19 tok vi 2 serier á 45 minutter fra gjødselkummene. Fra 10.06 utvidet vi til 3 serier á 45 minutter til og med 11.06.19 for å være sikker på at vi fanget opp eventuelle variasjoner. Det ble til sammen tatt 156 prøver med dette tidsskjemaet. Analyse og beregninger av de første 156 prøvene, viste at vi kunne senke prøvetakingstida til 15 minutter uten at det forandret estimert utslippshastighet. Prøver ble deretter tatt ved 0, 2, 5, 10 og 15 minutter etter at kassen ble senket ned på overflaten. Vi brukte rundetidsfunksjonen på mobiltelefonen slik at nøyaktig tid mellom hver prøve ble notert etter at vi var ferdige med en serie. Det ble tatt tre serier á 15 minutter fra kummene. Det ble tatt 271 prøver etter dette regimet. Totalt ble det tatt 426 gassprøver i tidsrommet 16.04.19 til og med 2.10.20, 186 prøver i 2019 og 240 i 2020. Det blir i snitt 62 prøver per kum i 2019 og 48 prøver per kum i 2020.

I 2019 ble det tatt prøver fra 16.april til og med 16.oktober. I 2020 startet prøvetakingen 1.april og avsluttet 2.oktober. Det er derfor ingen prøver fra månedene november til og med mars fra noen av gjødselkummene.

Vi testet også om det var store forskjeller om gassprøvene ble tatt nær kanten av kummene eller midt i. Vi fant ingen entydige utslag av dette. Derfor ble de fleste prøvene tatt i nærheten av kanten av kummene. Mellom hver prøveserie ble kassen heist opp og luftet i noen minutter før den ble senket ned på overflaten igjen. De tre seriene ble tatt fra ulike steder på gjødseloverflaten.

Utslipp av ammoniakk kan ikke registreres med denne målemetoden da ammoniakk vil kondensere både i målekassene og i slangene. Denne gassen kan dermed ikke samles opp. For å måle konsentrasjon av ammoniakkgass (NH_3) over gjødseloverflaten i 2019 brukte vi et håndholdt måleutstyr levert av Dräger sammen med en kolonne som målte konsentrasjoner mellom 0 og 30 deler per million (parts per million (ppm)) eller milliliter per kubikkmeter (ml/m^3). Når denne kolonnen blir utsatt for NH_3 skifter den farge til blå/fiolett.

I 2020 bruktes instrumentet «GA5000 Gas Analyser» fra Geotech til å måle konsentrasjonen over gjødseloverflaten, som målte konsentrasjonen av CH_4 , CO_2 , oksygen (O_2), NH_3 og hydrogensulfid (H_2S), Bilde 6. I GA5000 er det en pumpe som trekker luft/gass inn i en slange (hvit), gjennom måleinstrumentet og ut gjennom den andre slangen (gul). Instrumentet måler konsentrasjonen av de nevnte gassene oppgitt i volumprosent og ppm. GA5000 må kalibreres jevnlig for å gi riktige målinger og dette ble gjort i begynnelsen av 2020.

Målingene av NH₃ i 2019 og målingene med GA5000 ble gjort ved å holde slangen fra instrumentene rett over gjødseloverflaten. Disse instrumentene ble ikke koplet til «gassboksen» på bilde 5. NH₃-målingene ble gjort før gassprøver fra kummene ble tatt. Resultater for NH₃-konsentrasjoner er gjennomsnitt av 3 målinger tatt ulike plasser over gjødseloverflaten. Disse instrumenteteten måler konsentrasjoner av gasser og kan ikke brukes til å estimere utslippshastigheter. For å kunne gjøre det må målingene kobles til vindhastighet over kummen, men vi hadde ikke registreringer på dette.



Bilde 7. Til venstre: Håndholdt måleutstyr som måler konsentrasjonen av ammoniakk som ble brukt i 2019. Kolonnen skifter farge til blå/fiolett når den utsettes for ammoniakk. Til høyre: Måleutstyr GA 5000 brukt i 2020. Foto: I. Kvande

4.1.2 Gjødselkummene

Vi undersøkte utslipp fra 3 gjødselkummer (kum A, B og C) i 2019. I 2020 ble to nye kummer også med i målingene (Kum D og E tabell 2), så da hadde vi totalt 5 kummer med i prosjektet. Fire av kummene var lokalisert i Møre og Romsdal fylke, to i Surnadal og to i Tingvoll kommune. Den femte kummen var lokalisert i Heim kommune i Trøndelag fylke.

I 2019 var det en kum med kontinuerlig fylling fra toppen over gjødsla som var åpen frem til høsten 2019 da det ble montert tak av PVC på kummen (Kum A). Videre var det en åpen kum som ble brukt som satelittlager og fylt opp på seinhøsten (Kum B), og en kum med flytedekke av presenning og påfylling i bunnen (Kum C). De to kummene som ble med i prosjektet i 2020 hadde begge kontinuerlig fylling i bunnen, den ene hadde tak av PVC (Kum D) og den andre var åpen (Kum E).

Tabell 5. Oversikt over gjødselkummene i prosjektet

	Kum A (2019 og 2020)	Kum B (2019 og 2020)	Kum C (2019 og 2020)	Kum D (2020)	Kum E (2020)
Type	Betong elementer	Betong elementer	Betong elementer	Betong elementer	Betong elementer
Nedgravd	Delvis	Delvis	Delvis	Delvis	Delvis
Påfylling	Kontinuerlig fra toppen Topp	Satelittlager. Fylles i november fra annet gjødsellager En gang	Kontinuerlig, pumpes via rør over kanten og ned i bunnen Bunn	Kontinuerlig, pumpes via rør inn i bunnen Bunn	Kontinuerlig, naturlig fall via rør inn i bunnen Bunn
Dekke	Åpen til aug-19, så tak i PVC Åpen 2019, Tak 2020	Åpen	Plany flytedekke i PVC med diameter 22 m Duk	Tak i PVC Tak	Åpen
Diameter	14 m	10 m	26 m	25 m	25 m
Dybde	4 m	2,85 m	3,60 m	4,20 m	3,60 - 4,60 m
Overflateareal	142 m ²	78 m ²	530 m ² , av dette 380 m ² under flytedekket	490 m ²	490 m ²
Volum, totalt	570 m ³	220 m ³	1 910 m ³	2 060 m ³	2 000 m ³
Skorpe-dannelse	Delvis tynn skorpe	Tykk skorpe	Tykk skorpe utenfor flytedekket	Tykk skorpe	Tykk skorpe
Lokalisering	Tingvoll	Tingvoll	Surnadal	Heim	Surnadal

4.1.3 Temperaturmålinger

Temperatur ble målt ved hjelp av temperaturloggere av typen EL-USB-1 fra EasyLog. For å måle temperaturen i gjødsle i kummene ble loggerne lagt inni reagensglass av plast med skrukork. Overgangen mellom kork og reagensglass ble tett med fugemassen «TEC 7». Deretter festet vi

reagensrørene som inneholdt loggerne til kjetting som igjen var festet til en garnblåse. En logger ble festet 0,5 m under overflaten og en 1,5 m under overflaten. Siden disse hang i en garnblåse ble temperaturen logget på disse to dypene i gjødsla uavhengig hvor mye gjødsel det var i kummene.

Loggerne lagrer data som først blir tilgjengelige etter at loggerne tas opp og koples til en PC. For å lese av loggerne ble programmet EasyLog USB versjon 7.6.0.0 brukt.

Temperaturloggerne i kum A ble ødelagt ved røring våren 2020, så derfor mangler vi data fra temperaturen i gjødsla i denne kummen ved gassmålingene som ble gjort våren 2020. Det var også mangelfull logging fra noen av de andre loggerne.

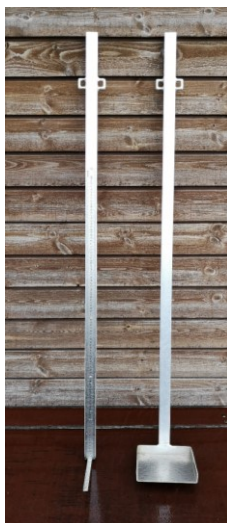
Lufttemperatur ble hentet fra målestasjonen på Tingvoll gard for kummen som var plassert her. Ved de andre kummene hang vi opp loggerne i nærheten av kummen som logget lufttemperatur.

Ulempen med EI-USB-1 loggerne var at vi ikke kunne lese av loggerne i sanntid. Derfor ble også loggerne fra Comark testet. Loggerne via ledninger festet til kjetting under en garnblåse tålte ikke miljøet i gjødselkummen og viste feilmålinger etter noen uker. Deretter prøvde vi staver fra samme produsent som var laget for å måle temperatur i kompostranker. De ble festet på samme måte inntil kjetting under en garnblåse. Dette utstyret har så langt tålt det tøffe miljøet som er i husdyrgjødsel.

Årsnedbør som er brukt i forbindelse med omtale av økonomi er hentet fra nærmeste klimastasjon. Det er ikke tatt hensyn til fordamping fra kummene.

4.1.4 Gjødselprøver og gjødselanalyser

I 2019 ble det tatt én gjødselprøve 18. juni fra hver av de tre kummene som var med i prosjektet. I 2020 ble det tatt prøver av gjødsla og eventuell skorpe når det ble tatt gassmålinger. Tykkelsen på skorpen ble bestemt ved i forbindelse med gassmåling både i 2019 og 2020. Redskapet vi brukte er vist på bilde 7. Det er montert målbånd langs skaftet som begynner med 0 cm nederst. Dette spesiallagde redskapet ble trykket under gjødseloverflaten, så hevet til man kjente motstand fra skorpen og da ble tykkelsen på skorpen lest av på målbåndet.



Bilde 7. Redskapet til venstre ble brukt til å måle tykkelsen på skorpe og til høyre «spaden» som ble brukt for å ta prøve av skopen. Foto M. Ebbesvik.

For å få en så homogen prøve av husdyrgjødsel som mulig ble det tatt prøver fra flere steder i kummen som ble samlet i en bøtte. Etter omrøring ble det tatt en samleprøve som ble frosset og seinere sendt til analyse. Det var kun én prøve fra hver kum i 2019 (18 juni). I 2020 ble det tatt gjødselprøver fra 5 kummer når gassmålinger ble gjennomført, totalt 16 prøver fordelt på 2 – 4 prøver fra hver kum. Husdyrgjødsel ble analysert hos Eurofins for innhold av: Tørrstoff (TS), total-nitrogen (tot-N), ammonium-nitrogen (NH₄-N), fosfor (P), kalium (K), svovel (S), pH, karbon/nitrogen-forhold (C/N-forhold). I 2019 var C/N-forholdet beregnet fra laboratoriet, i 2020 ble det tatt glødetapstest (også kalt VS=volatile solids). Metodikk for analysering av tot-N og NH₄-N var Kjeldahls metode og for P, K og S ble EN 13650 brukt (Eurofins 2020). Prøver av skorpe ble samlet og satt i kjølerom. Skorpeprøvene ble veid og tørket i tørkeskap ved 60 °C til konstant vekt for å finne TS-innholdet. I tillegg ble pH målt i skorpeprøvene. Resultat av gjødselanalysene er gjengitt i vedlegg 1.

4.1.5 Beregninger

Volum av møkk i kummene ble beregnet ut fra hvor høyt gjødselnivået var i kummene ved uttak av gassprøver. Videre har vi antatt at 1 m³ møkk er det samme som 1 tonn møkk. Kilo TS per kum når gassanalyser ble tatt, ble beregnet fra tonn bløtgjødsel i kummen og TS-innholdet fra gjødselanalysene samme dato (se vedlegg 1). I 2019 brukte vi analyseresultatet fra gjødselprøvene som ble tatt 18.juni også for gassprøver tatt i april, juni, juli og oktober dette året. I 2020 bruket vi gjødselprøveresultater fra samme dato som gassprøvene ble tatt.

$$\text{Kg VS/kum} = \text{kg TS/kum} \times \text{glødetap (\%)} \text{ i gjødselprøve}/100$$

Det er ikke gjort nok målinger i dette prosjektet til at vi kan lage estimat for gassutslipp gjennom hele året, men vi har beregnet utslippshastighet for hvert målepunkt og måletidspunkt.

Utslippshastigheten for N₂O-N, CH₄-C og CO₂-C per m² gjødseloverflate og time på prøvetidspunktet ble beregnet etter samme metodikk som ved statiske kamre ved måling av gassutslipp fra jord (Rochette og Hutchinson, 2005).

$$\text{Utslippshastighet} = dC_{\text{gass}}/dt \times V_k/A \times M_m/V_m$$

Hvor dC_{gass}/dt er hastigheten på forandringen i gasskonsentrasjonen i kammeret (ppm N₂O, CH₄ eller CO₂ per time). Den er beregnet med lineær regresjon basert på gasskonsentrasjoner ved de ulike måletidspunktene. Ved store utslipp så var konsentrasjonsøkingen tilnærmet lineær, men ved små utslipp var den mer uryddig. V_k er volumet på kammeret i liter og A er arealet dekket av kammeret i m². M_m er molekylvekt av det aktuelle molekylet (28 g N per mol i N₂O og 12 g C per mol i CO₂ og CH₄) og V_m er mol-volumet av gassen ved temperaturen når gassprøvene ble tatt (liter per mol). Gassutslipp per m² gjødseloverflate er lite interessant da det sier lite om utslipp per enhet gjødsel. For å kunne sammenligne de ulike kummene valgte vi å beregne utslippene av metan per kg organisk stoff (VS) da det var stor variasjon i tørrstoffinnholdet (Vedlegg 1). I 2019 er dette basert på estimerte verdier for VS som vist ovenfor. Det er store feilkilder knyttet til dette da tørrstoffinnholdet i gjødsel varierer gjennom året. De mest robuste resultatene er derfor fra 2020. I vedlegg 2 er det gjengitt estimerte verdier for metanutslipp per kum, per m³ gjødsel og per kg VS for hver av kummene med de temperatur-dataene vi har.

Vi har regnet om fra N₂O og CH₄ til CO₂-ekvivalenter (globalt oppvarmingspotensial tilsvarende samme kg CO₂) ved å multiplisere mengde N₂O med 265 og mengde CH₄ med 28 (IPCC, 2019).

Ved alle våre målinger fant vi bare ubetydelige utslipp av lystgass (Figur 8). Vi har derfor valgt å konsentrere våre beregninger om metan.

4.1.6 Statistiske metoder

Det var svært stor forskjell i utslippene av metan per kg VS og en veldig skjev fordeling i forhold til normalfordeling. På grunn av den skjeve fordelingen (se vedlegg 3) ble verdiene logtransformert (Lg10). Dette gav en bedre fordeling.

Tabell 6. Originale og logtransformerte verdier for utslipp av metan fra gjødselkummer beregnet som mg CH₄-C per kg organisk stoff (VS) og dag. N er antall enkeltobservasjoner, gjennomsnitt er aritmetisk gjennomsnitt, SE er standardfeil på gjennomsnittet, StdAv er standardavvik, Min er laveste verdi, Median er midterste verdi, Q1 og Q3 er nedre og øvre kvartil (verdien som henholdsvis er grense for materialets nedre fjerdedel og øvre fjerdedel), maks er høyeste verdi.

Variable	N	Gjennomsnitt	SE	StdAv	Min	Q1	Median	Q3	Maks
mg CH ₄ -C per kgVS&dg	64	272	65	523	0.9	21	50	200	2271
lg10 (mg CH ₄ -C per kgVS&dg)	64	1.8	0.09	0.75	-0.036	1.31	1.7	2.3	3.36

Betydningen av de ulike faktorene for mg CH₄-C per dag og kg VS i kummene ble undersøkt med multipl regressjon, (Minitab versjon 20.1.3, Stepwise α inn =0,15; α ut =0,15). Kontinuerlige faktorer som ble brukt i regresjonen var lufttemperatur i °C når prøven ble tatt, tørrstoff i bløtgjødsle, tykkelse på gjødselskorpe i cm, pH i skorpen, forholdet mellom overflate og volum i kummen (m²/m³) og mengde gjødsel i kummen registrert som kg VS /kum. Kategoriske faktorer var gjødseltilførsel (under gjødseloverflaten, over gjødseloverflaten eller stille kum hvor all gjødsel ble tilført på en gang) og type dekke (tak, flytedekke med presenning eller intet dekke) og år. Ved hjelp av korrelasjonsmatrise (Pearson) ble faktorer som korrelerte sterkt med hverandre ($R^2 > 60$) tatt ut av regresjonsmodellen, og de som korrelerte mest med metanutslipp ble beholdt. Følgende faktorer ble dermed ikke tatt med i regresjonsberegningene: Lufttemperatur siste 24 timer før uttak av gassprøver, volumvekt skorpe, % tørrstoff i skorpe, g tørrstoff i skorpe per m², areal kumoverflate i m², volum kum i m³, cm gjødselhøyde. Volumvekt skorpe, % tørrstoff i skorpe, g tørrstoff i skorpe per m² var alle tett korrelert med cm skorpe, og vi valgte å beholde cm skorpe fordi det her også var registreringer fra 2019. På grunn av svært usikre data for estimering av VS i 2019 kjørte vi regresjon for 2020 alene, og for alle data samlet.

På grunn av mange manglende data for temperatur i gjødsle ved 50 cm og 150 cm dyp på grunn av tekniske problemer, ble lufttemperatur ved måletidspunktet og de siste 24 timene før måling brukt som et estimat på temperatur i gjødsle. Det var en nær sammenheng mellom lufttemperatur ved måletidspunktet og lufttemperatur siste 24 timer ($R^2=72$). For de målepunktene vi hadde for temperatur i gjødsle ved 50 cm og 150 cm dyp var disse mest korrelert med lufttemperatur for de siste 24 timene ($R^2 = 0,9$ og $0,7$ for henholdsvis 50 og 150 cm dyp). Det var en dårligere sammenheng for lufttemperatur ved måletidspunktet ($R^2 = 0,6$ og $0,3$ for 50 og 150 cm dyp). Fordi vi fant nærmest

sammenheng mellom lufttemperatur ved måletidspunktet og metan-utslipp, valgte vi likevel å bruke den i regresjonsmodellen. Metandannelsen vil avhenge av temperatur i gjødsla forut for målingen, men utslippet ved måletidspunktet vil også bli påvirket av gasstrykket og dermed temperaturen akkurat da.

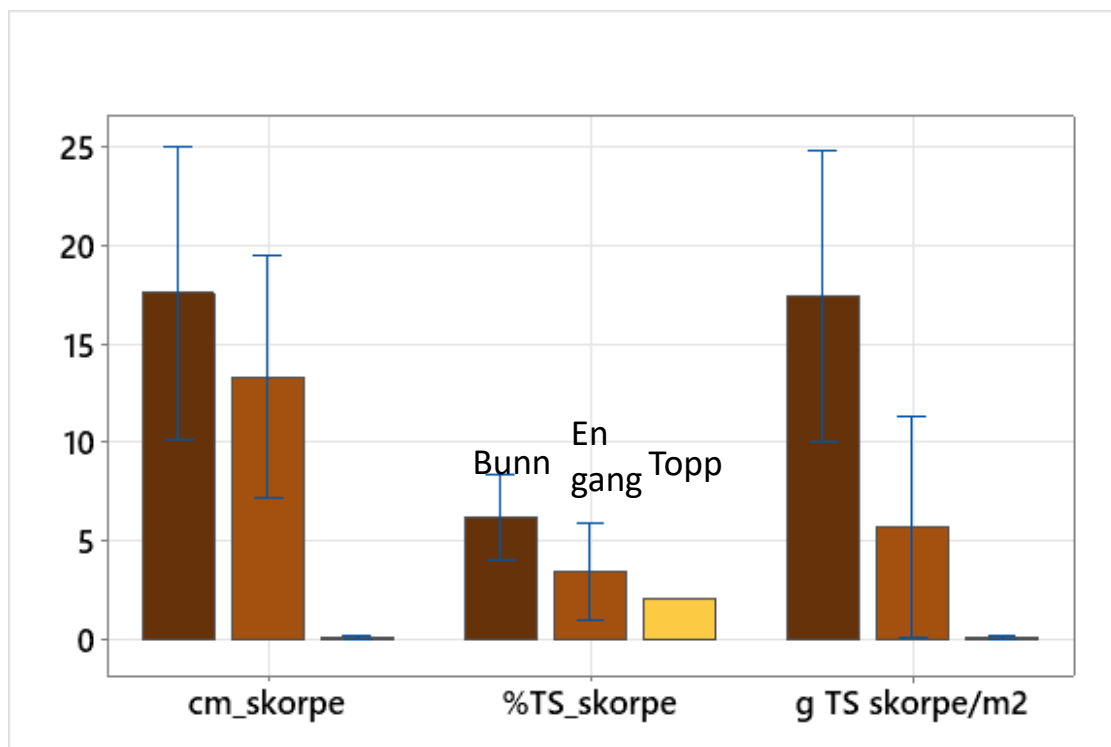
4.2 Resultat og diskusjon

4.2.1 Gjødselegenskaper og gjødseltemperatur

4.2.1.1 Gjødseleksistens og skorpe

Tørrestoffinnholdet i bløtgjødsla i de ulike kummene varierte fra 1,5 til 13 % (Vedlegg 1). Vi forventet en sterkere skorpedanning der gjødsla ble tilført nedenfra (Bunn) enn der gjødsla ble tilført ovenfra (Topp) og vi forventet at den var tørrere og mer porøs der det var tak over gjødselageret. Vi fant at det bare ble dannet skorpe der ny gjødsele enten ble tilført nedenfra eller all gjødsla ble tilført på en gang (Fig 6, Vedlegg 1). Ved et tilfelle i kum hvor gjødsla ble tilført fra toppen (kum A) var 20 % av arealet dekket med en tynn skorpe, ellers var det ingen skorpe når gjødsla ble tilført fra toppen.

All skorpe var ganske eller svært våt med volumvekt fra 696 til 1000 g per liter og fra 10,5 til 15 % tørrestoff. Den tørreste skorpa ble funnet en tørr periode sommeren 2020 i kum E hvor gjødsla tilføres i bunn, men det ikke er tak. Det var stor variasjon i skorpen gjennom året, men det var en tendens til tørrere og mer skorpe der ny gjødsele ble tilført i bunn (Fig.4).

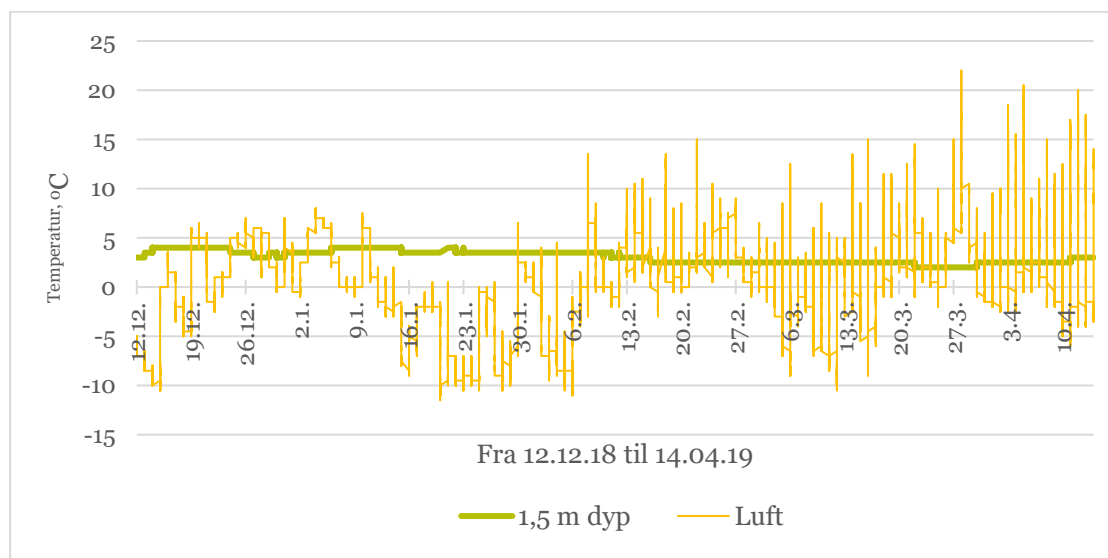


Figur 4. Skorpedannelse når gjødsla tilføres på ulike måter: skorpeetykkelse i cm (cm_skorpe), tørrestoffinnhold i skorpa (%TS_skorpe) og mengde skorpetørrestoff per m² gjødseloverflate (g TS skorpe/m²). Tilførsel av ny gjødsele i bunn har mørkest farge, der all gjødsele ble tilført på en gang er det lysere farge. Det er seks registreringer av skorpekvalitet der gjødsla ble tilført i bunn og to der gjødsla ble tilført på en gang og en fra der gjødsla ble tilført på toppen. Loddrette linjer markerer 95% konfidensintervall.

4.2.2 Temperatur

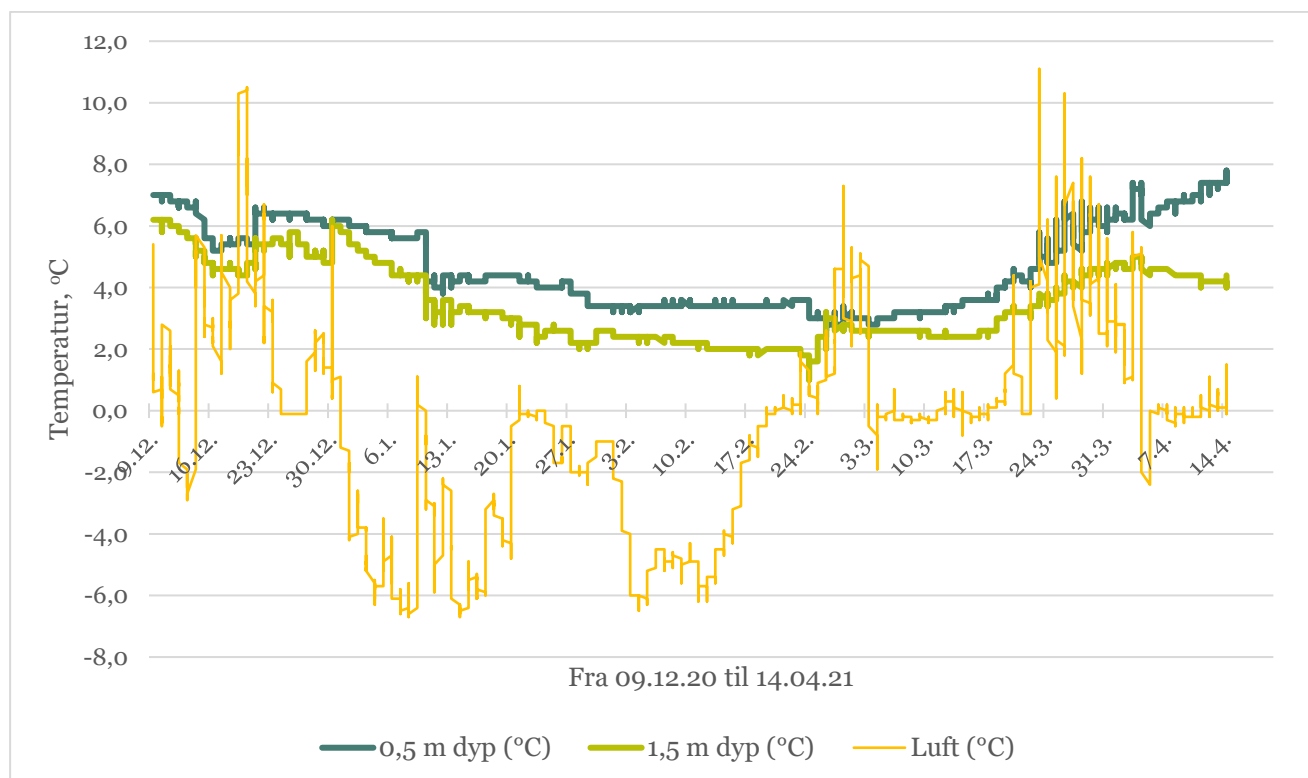
Jo mere gjødsel det er i en kum jo lengre tid tar det å varme den opp og å avkjøle den. Vi forventet derfor at gjødsla ville være kaldere enn lufta når lufttemperaturen stiger. Vanligvis så skjer dette vår og forsommer, men temperaturen skifter ofte både i løpet av døgnet og innafor sesongen. Det var varmere i gjødsellageret både på 0,5 m og 1,5 m dyp når det var minusgrader i lufta, og kaldere når det var høye lufttemperaturer. På grunn av problemene med våre temperatursensorer og loggere så kan vi ikke sammenligne temperaturen i gjødsla ved ulike typer kummer på samme tid av året, men det er tydelig i alle kummene at temperaturen i gjødsla er mer stabil enn i lufta.

I kum B var gjødseltemperaturen i 1,5 m dybde ganske stabil fra 2 til 4,5 °C, og det var kaldere på dette dypet når lufttemperaturen var over 5 °C, figur 5. Dette var tilfelle både vinteren 2018-19 og 2019-20. Satelittlager forstyrres ikke av stadig påfyll av ny gjødsel, og mesteparten av kum B er under bakkenivå og ligger delvis i skygge. Ved 50 cm dybde var det varmere i gjødsla i noen målinger gjort 1. juli i 2019 og sommeren 2020 (Se vedlegg 2 og 3). Fordi lufttemperaturen svinger ofte, er det vanskelig å estimere gjødseltemperatur ut fra lufttemperatur.



Figur 5. Temperatur 1,5 m nede i gjødsla og i lufta for kum B (satelittlager) fra 12.desember 2018 til og med 14.april 2019.

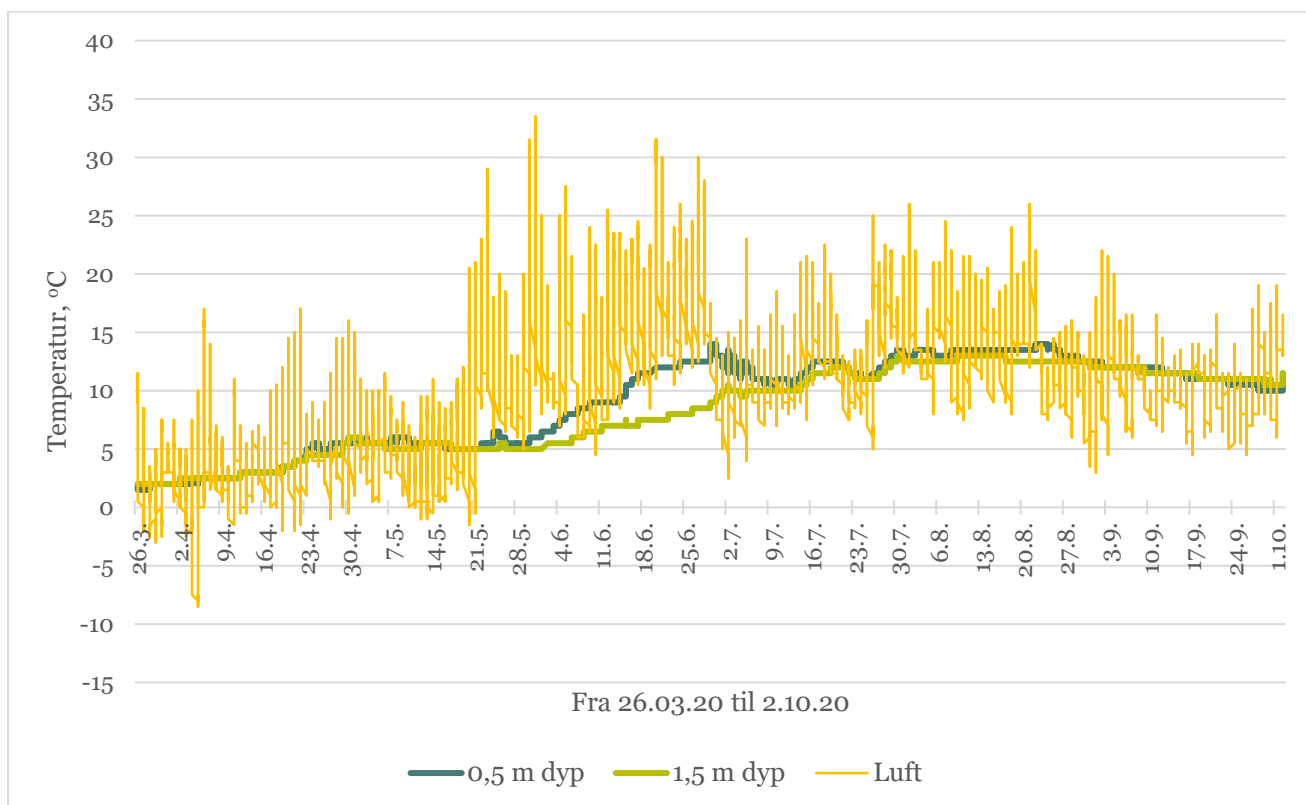
I kum A som har tak har også temperaturen i gjødsla både i 0,5 og 1,5 m dyp vært stabil, men litt høyere enn i satelittlageret, og temperaturen var litt høyere øverst i gjødsla enn lengre ned, figur 6. Kum A er større enn kum B, den fylles med jevne mellomrom fra toppen og omtrent halve kummen blir utsatt for sol fra sør fra bunn til topp.



Figur 6. Temperatur 0,5 m og 1,5 m nede i gjødsla og i lufta for kum A fra 9.desember 2020 til og med 14.april 2021. Denne kummen har tak og fylles fra toppen.

Den andre kummen som hadde tak var kum D. Temperaturmålinger fra mars til oktober 2020 er vist i figur 7 og er de eneste sommermålingene vi har. Gjødsla pumpes inn i bunnen ca. hver 14.dag. Her var det ikke så stor forskjell på temperaturen i 0,5 og 1,5 m dybde som i kum A. Kum D ble rørt opp i begynnelsen av mai (2-4.mai). Temperaturstigningen i gjødsla i juni skyldes at det er lite gjødsel i kummen. Kummen pleier å være ganske tom i overgangen juni/juli. Når det er lite gjødsel i kummen og høy lufttemperatur øker temperaturen i gjødsla raskere enn om kummen inneholder mye gjødsel. Fra midt i juli og utover til oktober var det liten forskjell på temperatur ved 0,5 og 1,5 meters dybde. I dette tidsrommet var det mindre enn 1,5 m gjødselhøyde i kummen og loggeren var dermed heller ikke så dypt som 1,5 m. Temperaturen i gjødsellageret var alltid lavere enn 15 °C selv når temperaturen i lufta ved kummen var nær 30 °C. I en svensk undersøkelse av temperaturen i bløtgjødsellager var den varmeste middeltemperaturen for en måned 18,1°C ved 0,5 m dyp og 14,6°C ved 1,5 m dyp. Begge deler var i Halland hvor det er varmere somre enn her på Nordvestlandet. I Jämtland var tilsvarende middeltemperatur 11,5 og 9,8 °C. Maksimalverdi for 0,5 m og 1,5 m dyp i Halland var henholdsvis 19,3 og 15,6 °C og i Jämtland 15,3 og 11,7 °C. Maksimal temperatur i Jämtland ligger ikke så langt unna det vi fant i kum D, men vi trenger flere målinger for å mer konsistente data på dette.

I kum E som var åpen med kontinuerlig påfylling i bunnen var temperaturene i 0,5 og 1,5 m dyp også stabile og varierte henholdsvis fra 3 – 5,5 og 4 – 5 °C fra logging startet 31.mars og frem til røring 28.april. I samme periode varierte lufttemperaturen fra -4,5 til 25,5 °C.



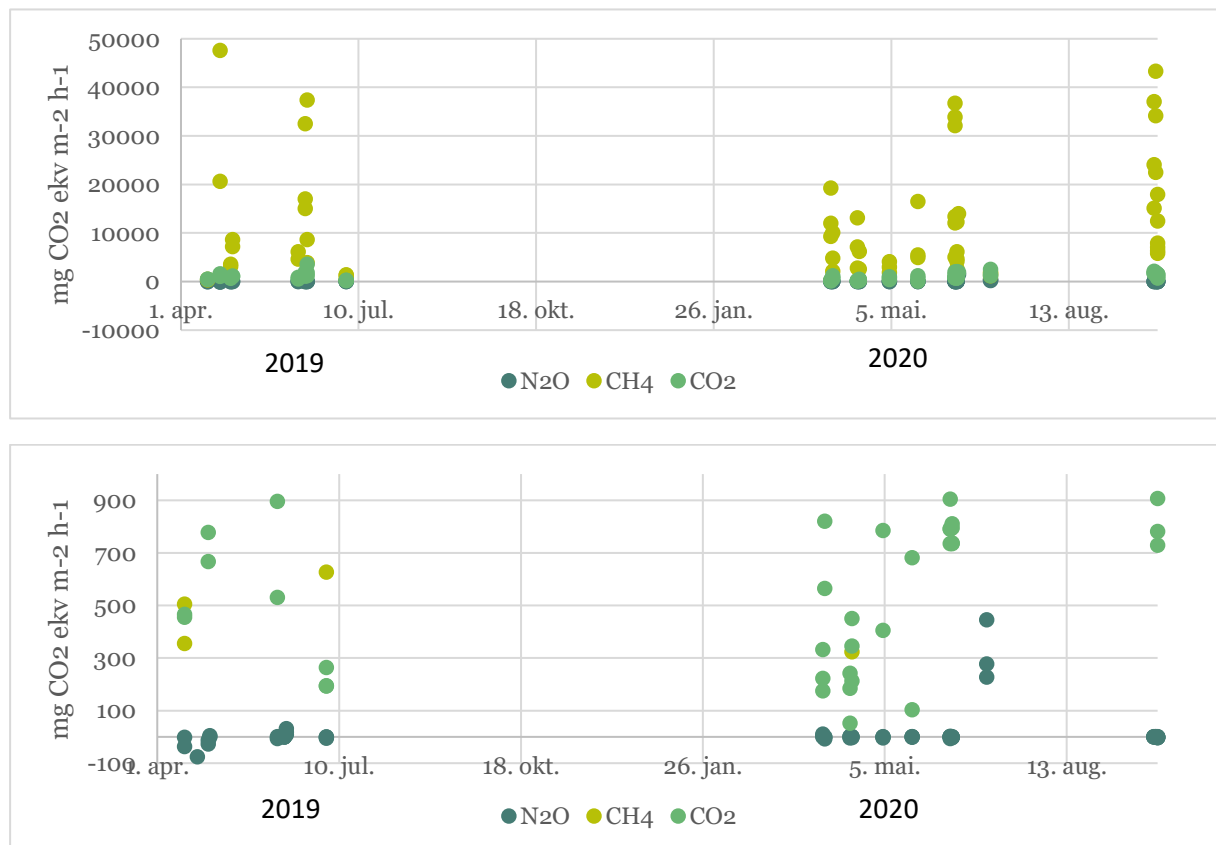
Figur 7. Temperatur 0,5 m og 1,5 m nede i gjødsla og i lufta for kum D fra 26.mars 2020 til og med 2.oktober 2020. Denne kummen har tak og fylles i bunnen.



Bilde 8. Satellittlager med temperaturloggere som henger i kjetting fra garnblåsen midt i kummen. Utstyr for gassprøvetaging foran kummen. Foto Martha Ebbesvik, NORSØK

4.2.3 Utslipp av klimagasser

Vi fant at metan betydde klart mest for global oppvarming (Figur 3). Målt i CO₂ ekvivalenter var utslippene av CO₂ og N₂O svært mye lavere enn CH₄ utslipp. Lave verdier for utslipp av lystgass samsvarer med tidligere undersøkelser for bløtgjødsellager for storfe med manglende eller våt og lite porøs skorpe (Petersen, 2018, Rodhe m.fl. 2018; Sommer m. fl., 2000, Wood m.fl., 2012).



Figur 8. Utslipp av drivhusgassene lystgass (N₂O), metan (CH₄) og karbondioksid (CO₂) oppgitt som mg CO₂ ekvivalenter per m² og time målt i ulike gjødsellager fra 1 april 2019 til 2 oktober 2020. Øverst) Alle resultat, nederst) avkortet responsakse for å tydeliggjøre utslipp av N₂O og CO₂. Alle punkt gjengir en enkeltobservasjon for en kum, n= 1).

4.2.4 Faktorer som påvirket metanutslipp

For disse kummene og med de registreringer vi har gjort, så fant vi at utslippene av metan registrert som mg CH₄-C per kg organisk stoff og døgn økte med stigende lufttemperatur (Lufttemp °C), med synkende mengde gjødsel i kummen (m²/m³, for kum A og B), den sank med økende tørrstoffinnhold i gjødsel og det var tendens til høyere utslipp i 2020 enn i 2019 (Tabell 4). Det var ingen signifikant effekt av hverken tykkelse på gjødselskorpe i cm, pH i skorpa, mengde gjødsel i kummen registrert som kg VS /kum, gjødseltilførsel eller type dekke. Det var imidlertid tendens til lavere metanutslipp per kg VS ved økende mengde gjødsel, og når gjødsel ble tilført i bunn av kummen.

Tabell 7. Regresjonsmodell for lg 10 mg CH₄-C per kg VS og dag som responsvariabel, data Kum A-E, for 2020 og begge år samlet. Koeff er vinkelkoeffisienten og forteller om faktoren øker (+) eller reduserer (-) utslippene, SE Koeff er standardfeil på vinkelkoeffisienten, VIF (variance inflation factor) er indikasjon på hvor korrelert denne faktoren er med andre faktorer i modellen, kritisk verdi er 10. Lufttemp °C er temperaturen i lufta når gassprøven ble tatt, m²/m³ er forholdet mellom gjødselflate og gjødselmengde i kummen, kg VS/kum er et estimat på den totale mengden organisk stoff i kummen, TS % er prosent tørrstoff i gjødsla.

2020 (R² justert=75 %)

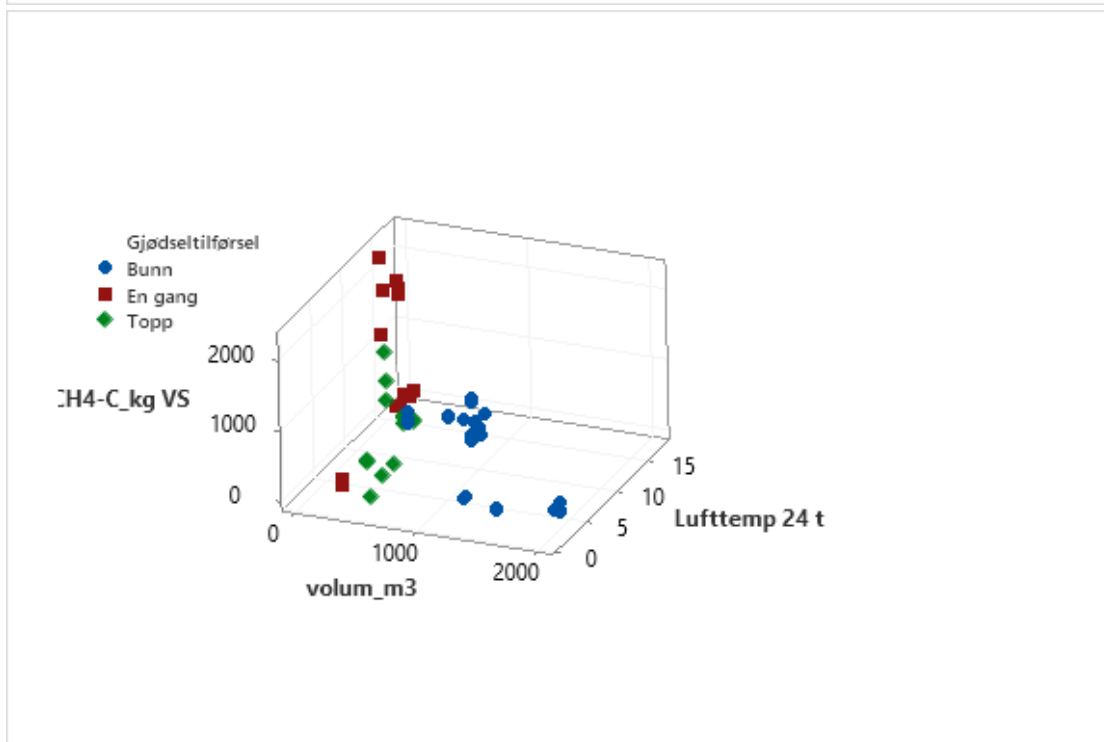
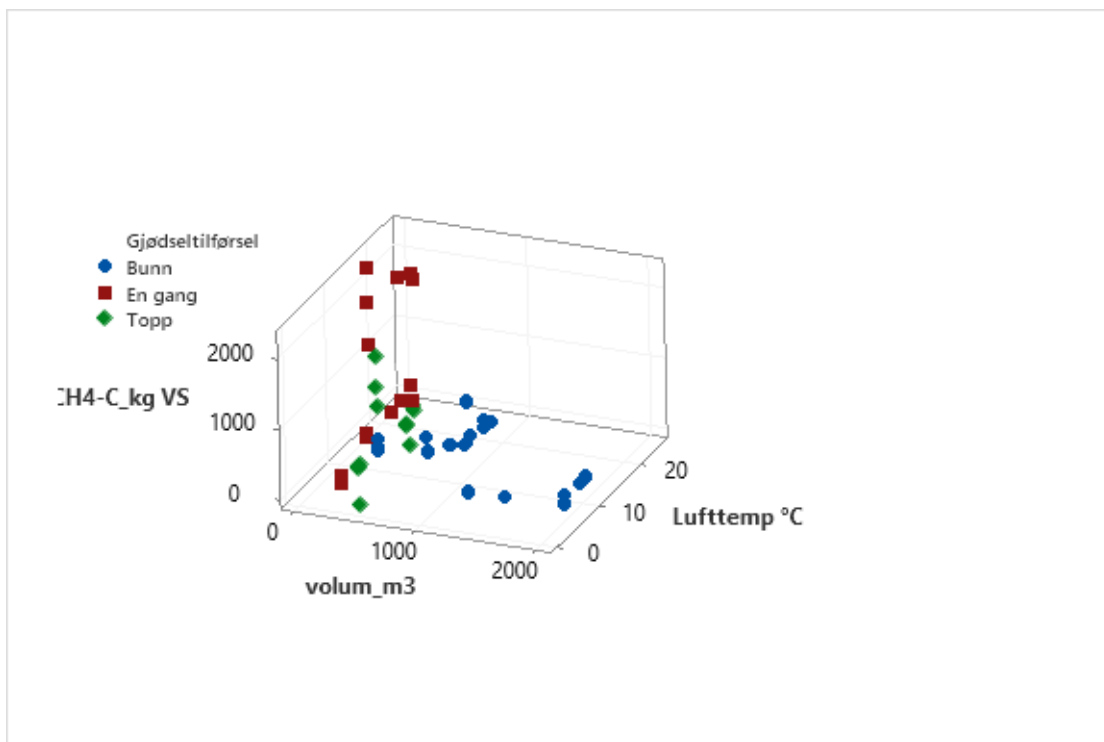
Faktor	Koeff	SE Koeff	T-Verdi	P-Verdi	VIF
Constant	2.048	0.175	11.67	0.000	
Lufttemp °C	0.03631	0.00917	3.96	0.000	1.13
m ² /m ³	0.3384	0.0703	4.81	0.000	1.41
kg VS /kum	-0.000003	0.000002	-1.57	0.124	1.99
TS %	-0.1294	0.0255	-5.08	0.000	1.71

Begge år (R² justert=58 %)

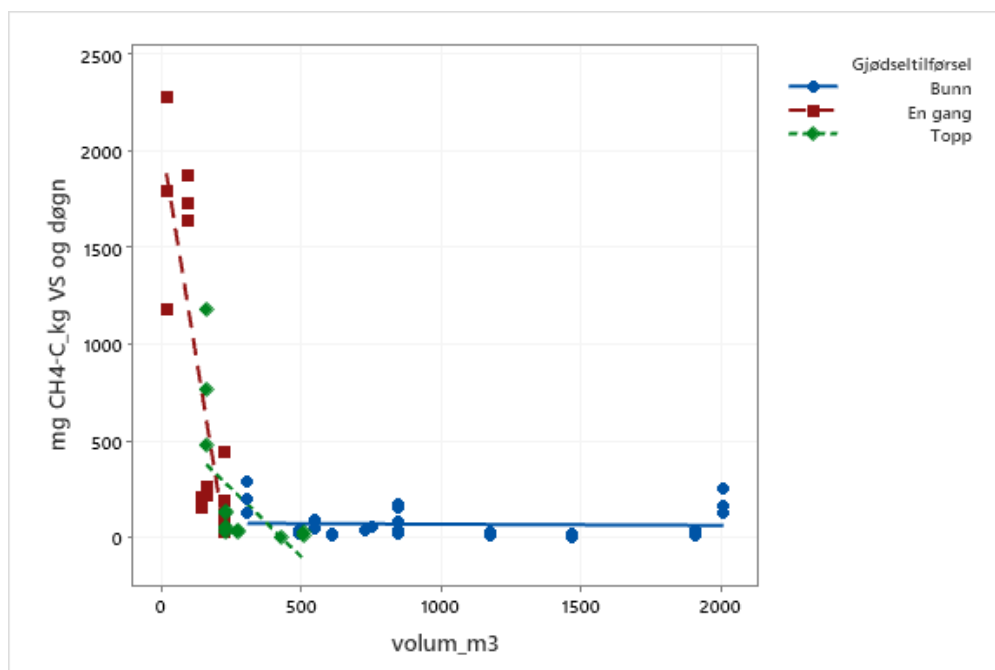
Faktor	Koeff	SE Koeff	T-Verdi	P-Verdi	VI F
Constant	1.503	0.207	7.24	0.000	
Lufttemp °C	0.0415	0.0102	4.06	0.000	1.16
m ² /m ³	0.3869	0.0760	5.09	0.000	1.14
TS %	-0.1259	0.0200	-6.29	0.000	1.07
år					
2020	0.283	0.146	1.94	0.057	1.21

Vi registrerte de største metan-utslippene når det var varmt i lufta, men sammenhengen var ikke entydig da vi ved mange tilfeller registrerer lave gassutslipp selv ved høy temperatur i lufta. Vi fant imidlertid aldri høye metanutslipp ved lave temperaturer. Når temperaturen var under 14°C når gassprøvene ble tatt, var metanutslippet alltid lavere enn 300 mg CH₄-C per kg VS og døgn, som regel betydelig lavere enn dette. Det samsvarer med tidligere undersøkelser (Rodhe m.fl., 2012).

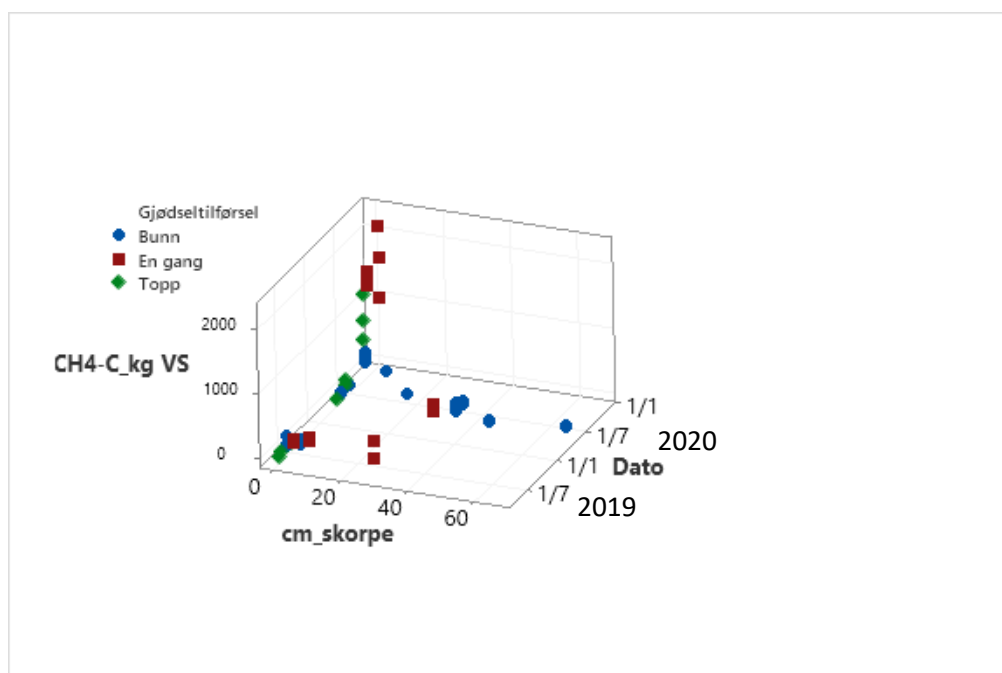
Der gjødsla tilføres nedenfra (Bunn), er det ingen tydelig utslag av temperatur i lufta (Figur 4) Størst effekt av temperatur fant vi der all gjødsel ble tilført på en gang (Kum B) og det var lite gjødsel i kummen (laveste gjødselhøyde = 23 cm). Det er også høyere utslipp når det er lite gjødsel igjen i kummen (113cm) og gjødsla tilføres ovenfra (Topp) samtidig som lufttemperaturen er høy (Figur 5). Fordi kummer tømmes om våren og det er mindre gjødsel på lager om sommeren, sammenfaller ofte høy temperatur med lite gjødsel i kummene (høy ratio m²/m³). I kum B som er en liten kum (totalt 220 m³), vil gjødsla kunne varmes raskt opp, spesielt når det er lite gjødsel igjen i kummen og varmt i været. Gjødsla her blir tilført en gang om året (senhøstes) som avlastning for annet lager. Det blir lite sirkulasjon på gjødsla her. Noe som kan ha medført at det blir anaerobt og en større mengde med metanogene bakterier (inokulum) her enn i de andre kummene.



Figur 8. Sammenheng mellom utslipp av metan ($CH_4-C_{kg VS} = mg CH_4-C$ per kg VS og døgn) og lufttemperatur ved uttak av gassprøve (Lufttemp °C, øverste figur) og lufttemperatur de siste 24 timene før uttak av gassprøve (nederste figur) ved ulike måter å tilføre ny gjødsel på (Bunn, Topp eller alt tilført på en gang, Kum B i tabell x) for kummene A til E.



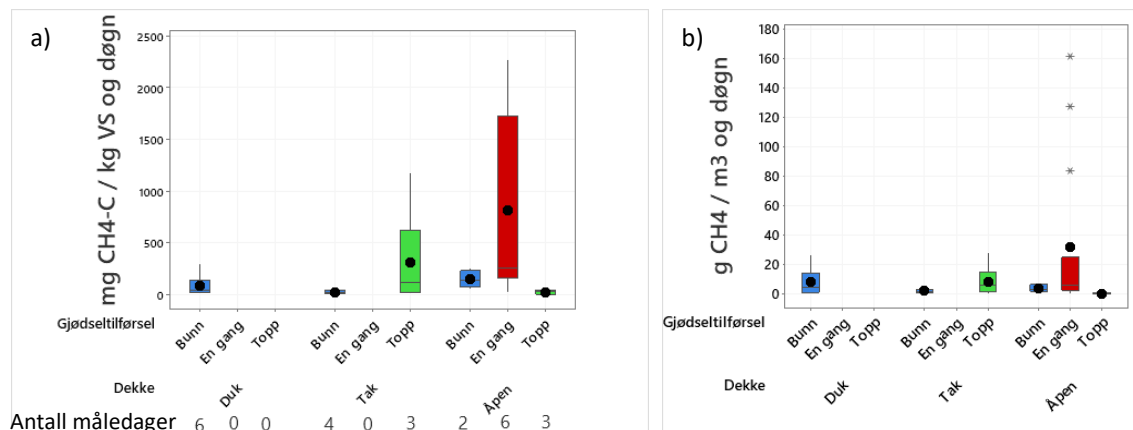
Figur 9. Sammenheng mellom utslipp av metan registrert som mg CH₄-C per kg VS og døgn og volum bløtgjødsel i kummen ved ulike måter å tilføre ny gjødsel på (Bunn, Topp og En gang).



Figur 10. Sammenheng mellom utslipp av metan (CH₄-C_kg VS = mg CH₄-C per kg VS og døgn) og tykkelse på skorpe på bløtgjødsellager (cm) ved ulike måter å tilføre ny gjødsel på (Bunn, En gang, Topp) fra 1. april 2019 til 1. oktober 2020 for kummer A-E.

Vi fant ikke at skorpetykkelsen påvirket utslipp av metan registrert som mg CH₄-C per kg organisk stoff og dag (Figur 10). Vi fant et høyt utslipp av lystgass (1500 mg CO₂ ekvivalenter N₂O per m² og time), men utslippet av metan var fortsatt 10 ganger høyere enn for lystgass målt i CO₂ ekvivalenter. Også Rodhe et al. (2012b) fant signifikant høyere utslipp av N₂O med ei porøs skorpe sammenlignet med gjødsellager uten skorpe. Samtidig var metanutslippene noe lavere med porøs skorpe i hennes undersøkelse, men siden lystgass er en så sterk drivhusgass, så hadde lavere metanutslipp ingen større betydning omregnet til CO₂-ekvivalenter. Basert på Sommer m.fl. (2000) og Petersen m.fl. (2005) forventet vi høyere tørrstoffinnhold og porøsitet i skorpa og lavere metanutslipp der ny gjødsel ble tilført i bunn og det samtidig var tak over kummen som beskyttet mot nedbør, men våre undersøkelser kan så langt hverken bekrefte eller avkrefte dette. Ved senere undersøkelser er det derfor viktig å fortsette og følge opp både CH₄ og N₂O utslipp. Vi hadde bare ni registreringer av tørrstoffinnhold i skorpe og volumvekt så vi trenger mer systematiske undersøkelser for å kunne si noe mer om sammenhengen mellom volumvekt i skorpe og CH₄ utslipp. I tillegg til nedbør vil også fôring og fordamping påvirke konsistensen av skorpa.

Lave registrerte utslipp av metan der ny gjødsel ble tilført i bunn selv ved høy lufttemperatur (Figur 8) kan skyldes at temperaturen holdt seg lavere der da det var store kummer og det ikke ble tilført ny gjødsel ovenfra (Vedlegg 2 og 3). For å verifisere dette trengs flere registreringer av temperatur i selve gjødsel da det var varmere på 50 cm dyp i kum C med duk (19,5°C) enn temperatur i lufta siste 24 timer. Her var registreringene for 150 cm dyp falt ut.



Figur 11. Utslipp av metan registrert som a) mg CH₄-C per kg VS og døgn og b) gCH₄/m³ og døgn og ved ulike gjødseltilførsel (Bunn= kum C, D, E; En gang= kum B, Topp= kum A) og type dekke (Dukke=kum C flytedekke med presenning, Tak=kum A i 2019 og kum D eller Åpen =kum A i 2020 og kum E). Selve boksen viser 50 % av registreringene, loddrett strek over og under viser 25 % høyeste og laveste verdier, mens vannrett linje viser medianverdi og svart punkt viser gjennomsnittsverdi. Sifrene viser til antall observasjonsdager for hver kombinasjon av dekke og gjødseltilførsel. De er de samme for a og b.

Vi har for få målinger i denne undersøkelsen til å kunne sammenligne med emisjonsfaktorer basert på årlige utslipp. Det er vanskelig å sammenligne utslipp av CH₄ basert på m³ gjødsel i våre undersøkelser med andre undersøkelser da andelen gjødsel i forhold til vann i kummen og dermed andelen organisk stoff (VS) vil variere, men det kan si noe om vi er i samme størrelsesorden. Sammenlignet med utslipp fra lager med bløt storfe gjødsel i ulike undersøkelser beregnet som g CH₄ per m³ og døgn (Rodhe m.fl., 2012) ser vi at våre funn er i samme størrelsesorden med et

gjennomsnittlig utslipp på 12 g CH₄ per m³ og døgn med variasjon fra 0,1 til 28 g CH₄. Et unntak her er kum B hvor det største utslippet ble beregnet til 161 g CH₄ per m³ og døgn en varm høst når det var lite gjødsel i kummen. I de skandinaviske undersøkelsene av utslipp fra lager for storfebløtgjødsel gjengitt av Rodhe m.fl. (2012) varierte utslippene fra 0 til 34,5 g CH₄ per m³ og døgn, mens målte utslipp fra Østerrike, Frankrike og Canada lå noe høyere. Både i våre undersøkelser og i undersøkelser gjengitt av Rodhe m.fl. (2012) var det lite utslipp når det var kaldt.

4.2.5 Ammoniakkonsentrasjoner

Det ble målt ammoniakk-konsentrasjoner over gjødselkummene ved uttak av gassprøver. Målinger av konsentrasjoner sier ikke noe om hvor store utslipp det er, men kan gi indikasjon på om ammoniakk slippes ut eller ikke.

Tabell 8. Konsentrasjon av ammoniakk (NH₃) over de ulike kummene og lufttemperatur.

Dato i 2020	Kum	NH ₃ , ppm	Lufttemp., °C	Tak	Skorpe
02.04	A	1,0	0,2	Ja	Nei
17.04	D	0	6,7	Ja	Ja
04.05	D	5	6,3	Ja	Nei
20.05	C	1,7	13		Ja
10.06	B	4	25		Ja
10.06	A	19,7	21	Ja	Nei
11.06	D	8	16,2	Ja	Nei
11.06	C	3	24,3		Ja
12.06	E	1,3	15		Ja
30.09	A	3	14,4	Ja	Nei
01.10	B	0	16,7		Ja
02.10	C	0	10,2		Nei
02.10	D	0	15,2	Ja	Ja

De høyeste målingene av ammoniakk-konsentrasjoner ble gjort i juni i de to kummene som hadde tak. Det var ingen skorpe på gjødsel og lufttemperaturen var også ganske høy de dagene målingene ble gjort. I kummer med tak, blåser ikke ammoniakk-gassen så lett bort, og når det da heller ikke var skorpe på gjødsel som kunne hindret utslipp sammen med høy temperatur, var dette et forventet

resultat. pH var ikke under 7,4 i noen av gjødselprøvene som ble tatt fra gjødselkummene. Derfor har det heller ikke vært sure forhold i gjødsellagrene som har kunnet hindre danning av ammoniakk.

Vi gjorde også en måling i kum D mens det ble rørt med sakte fart. Da ble det også utslag på hydrogensulfidgass, tabell 6. Lufttemperaturen var 6,3 °C.

Tabell 9. Konsentrasjoner av ammoniakk (NH₃) og hydrogensulfid i kum D (har tak) når sakte røring pågikk.

Prøvenr og tidspunkt	NH ₃ , ppm	H ₂ S, ppm
1, to minutter etter røring startet	9	0
2, to minutter etter prøve 1	13	1
3, fire minutter etter prøve 1	17	2
4, to timer etter røring avsluttet	5	0

Det var også forventet å finne utslipp av ammoniakk når det ble rørt i kummen. Dette ble bekreftet av den enkle målingen vi gjorde under omrøring i en av kummene. Hydrogensulfid ble kun funnet i dette tilfellet. Vi fikk ikke utslag på hydrogensulfid-konsentrasjoner noen av de andre gangene vi målte gasskonsentrasjoner.

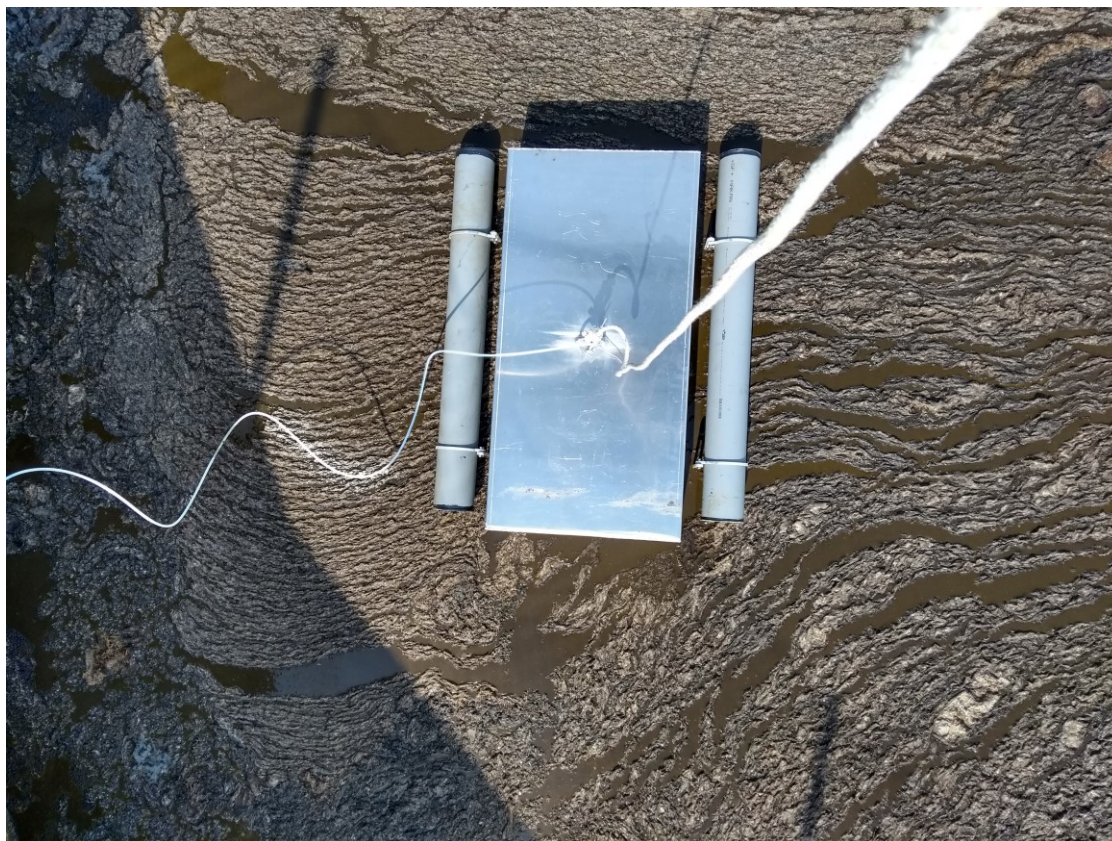
4.3 Metodiske utfordringer

I dette prosjektet fikk vi etablert en målemetodikk og lært mer om utfordringene ved slike målinger. I 2019 ble et viktig læreår og flere gårder og flere registreringer av gjødsel og skorpe ble inkludert i 2020. I dette prosjektet er det imidlertid for få og spredte målinger til å kunne konkludere om betydningen av dekke og gjødseltilførsel. Det går heller ikke å summere utslipp per år, da det krever betydelig flere målinger. Det er derfor ønskelig med målinger gjennom hele året og hyppige målinger i perioder med stor fare for utslipp. Helst skulle disse målingene blitt gjort samtidig på ulike typer lager, men det er vanskelig å få til i praksis så lenge målingene er gjort i praksisfjøs med stor avstand for å kunne finne bygninger med ulik gjødselhandtering. Dette prosjektet har heller ikke fanget opp effekt av fôring. Dette kan ha betydning for resultatene da det er mer lett tilgjengelig karbohydrat ved høy kraftfôrandel i fôret (Hindrichsen m.fl., 2006).

Temperatur sensorer og loggere som ble ødelagt og / eller forsvant har vært en stor utfordring, da vi ikke fikk testet effekt av ulike typer lager på temperatur i gjødsel og heller ikke effekt av gjødseltemperatur på gassutslipp. Ut ifra tidligere erfaring hadde vi forventet at de sensorene vi valgte og med den tettingen som ble gjort (se 3.1) skulle tåle belastningen, men den gjorde ikke alltid det. Det var også for dårlig kommunikasjon mellom oss og gårdbrukere slik at noen sensorer ble ødelagt ved omrøring.

Det er utfordringer med selve målemetodikken. Ved skorpe på gjødsel kan en stikke hull på skorpa når kammeret settes ned. Dette kan gi en skorsteineffekt slik at en del av den løste gassen raskt

slippes ut og utslippene registreres som høyere enn de egentlig er. Under forhold som gir høye metanutslipp, er det vanskelig å måle konsentrasjonsøkning av metan i målekammeret da utgangspunktet allerede er svært høyt. Det er også vanskelig å få målt gassutslipp i forbindelse med omrøring. Her vil det kunne bli en rask frigjøring av gass som ikke kan registreres med kammermetoden. I repliserte gjødselbeholdere, som blant annet finnes ved Universitetet i Århus (Foulum) og er under bygging på NMBU med automatiske lokk, vil en kunne ha kontinuerlig registrering av konsentrasjonen av metan og andre gasser og kan dermed få et bedre bilde av hva som skjer gjennom året. Slike forsøksanlegg vil også være godt egnet til å teste ut ulike behandlinger og tilsetninger til gjødsel som for eksempel surgjøring og tilsetning av biokull. Dette er vanskeligere å undersøke i gjødsellager på gårder da alle er forskjellige. Dette kan ha større betydning enn effekten av for eksempel surgjøring eller biokull. Lukkede «forsøkskummer» har imidlertid også sine begrensninger da en ikke kan bruke dem til å studere effekten av lagertype og gjødseltilførsel slik de vil være i praksis på norske gårder. Til det, må en ut på gårdene og registrere.



Bilde 9. Måling av klimagassutslipp fra gjødselkummer kan by på metodiske utfordringer. Foto Martha Ebbesvik

5 Oppsummering av utslipp av N₂O og CH₄ fra gjødsellager basert på egne resultat og litteratur.

Fra de fem gjødselkummene vi har undersøkt var utslipp av lystgass (N₂O) lav. Årsaken kan være at det ved flere av måletidspunktene ikke var skorpe i lagrene. Og når det var skorpe, så var denne så våt at den ikke ble porøs nok til en oksidering av NH₃ og dermed dannelse av lystgass.

Lave temperaturer reduserte utslipp av metan (CH₄) fra gjødsellagrene, og det var lave utslipp når lufttemperaturen var under 14 °C. Derimot var det ikke en fordel å ha liten gjødselmengde i kummen i forhold til overflaten, dette gjorde at metanutslippene økte.

5.1 Foreslåtte tiltak for å redusere utslipp av klimagasser fra bløtgjødsellager

5.1.1 Generelle råd

Ved å lagre bløtgjødsel kjølig, så kan utslippene av metan og ammoniakk begrenses. Praktiske råd kan være å minimere mengden gjødsel på lager om sommeren, grave ned gjødseltanken og om mulig sørge for at gjødseltanken er mest mulig i skygge. På større biogassanlegg kjøles bioresten ned ved hjelp av varmeveksler koblet mot gjødsel som går inn i reaktoren. I tillegg samles biogassen fra lager opp. Det trengs flere undersøkelser for å vurdere betydningen av porøse skorper for utslipp av metan og lystgass. Kanadiske studier viser også at total tømning av lagret og rengjøring innen ny påfylling kan være en effektiv strategi for å redusere utslipp av klimagasser (Wood m.fl., 2014). Årsaken er at gjødselresten fungerer som et inkolum og stimulerer metandannelsen når lagret fylles med fersk gjødsel. Ved biogassanlegg er metanproduksjonen allerede stimulert når gjødsel kommer inn i lageret. Nedkjøling eller tett tank er derfor ekstra viktig her.

5.1.2 Surgjøring - effekt på utslipp av ammoniakk og metan

Surgjøring av bløtgjødsel til ca pH 5,5, oftest med svovelsyre, reduserer både NH₃- og CH₄-utslipp under lagring av bløtgjødsel (Misselbrook m.fl., 2016; Petersen m.fl., 2014; Rodhe m.fl., 2018; Rodhe m.fl., 2019). Misselbrook m.fl. (2016) studerte surgjøring av storfebløtgjødsel og fant at utslipp av ammoniakk minket mellom 56 – 99 % avhengig av lagringssesong. Samtidig minket metanutslipp med 63 - 90 %. I Danmark fant de at surgjøring av svinegjødsel reduserte utslipp av både ammoniakk og metan. Ammoniakkutslippet ble redusert med 51 respektive 84 % i to ulike forsøk. Utslippene av metan ble redusert med mer enn 90 % i begge forsøkene (Petersen et al., 2014). Forsøk i Sverige en varm sommer med både biorest og ubehandlet storfebløtgjødsel viste at ammoniakktapet minket med 19 % for ubehandlet gjødsel og 26 % for bioresten (Rodhe m.fl., 2019). Surgjøring reduserte utslippene av metan med mer enn 90 % både for ubehandlet storfebløtgjødsel og for biorest (Rodhe

m.fl., 2018). Surgjøring er foreløpig ikke så mye brukt i Norge. I Danmark er det mer vanlig. Det har heller ikke vært en del av dette prosjektet, men metoden er interessant også med tanke på Norske forhold.

Tabell 10. Antatt effekt av ulike tiltak på reduserte utslipp av N₂O, NH₃ og CH₄ fra bløtgjødsellager basert på ekspertanslag og undersøkelser i Sverige (Rodhe m.fl., 2012a; Rodhe m.fl., 2015; Rodhe m.fl., 2018) ut fra det vi vet nå, men her trengs undersøkelser ved flere ulike forhold for å kunne gi sikrere anslag.. +=reduserte utslipp, -= økte utslipp, 0=ingen effekt, () = varierende resultat, ?= mangler målinger.

Tiltak	N ₂ O	NH ₃	CH ₄
Lav temperatur *	+	+	+
Surgjøring	?	+	+
Tett tak	?	+	(+)
Duk på gjødsla	+	+	(+)
Porøs skorpe	-	+	(+)
Kompakt, våt skorpe	+	+	-
Ingen skorpe eller annet dekke	+	-	-
Tykt porøst dekke av løs halm og annet	-	+	(+)
Finhakk halm i fjøs	+	+	?
Omrøring av gjødsla	+	-	0
Biogassanlegg**	0	?	-
Biorestlager uten tak	+	-	()
Biorestlager med tett tak og oppsamling av biogass	+	+	+

*) Alt som reduserer temperaturen i gjødsla: Minimalt med gjødsel på lager om sommeren, nedgravning av gjødseltank, gjødsel i bløtgjødselkjeller, gjødsellager i skygge, lys eller reflekterende farge på gjødseltak

***) Utslipp fra mottakstanker, reaktor, rør, oppgradering og annet utstyr (ref. diskusjon ovenfor)

6 Ulike løsninger for dekke og økonomiske kostnader

På bakgrunn av de fem gjødselkummene vi har undersøkt omtales praktiske forhold i forbindelse med tak og dekke, i tillegg til økonomiske beregninger over kostander.

6.1 Tett tak

To av gjødselkummen i prosjektet hadde tak av pvc (polyvinylklorid) som hindret nedbør i å komme oppi kummene, men takene var ikke lufttette.

På kum A ble det montert tak sommeren 2019 som var produsert av et svensk firma, MPG Miljøprodukter AB. Taket ble montert mens det var gjødsel i kummen. Midt i kummen er det en pøle festet til et betongfundament som ble heist ned på bunnen. En rustfri stålplate er festet på toppen av pølen. Selve taket er en PVC-duk som strekkes ved hjelp av spennband fra stålplaten og ned i en rustfri stålwire som er montert rundt hele kummen på utsiden ca. 1 m under kanten. Takvinkelen er 18 grader og fargen er mellomgrå. Man kan velge hvor mange og hvor store luker man trenger. I kum A er det en stor luke der man kommer til med røretstyr og en liten luke. Lukene kan utstyres med vind- og snøslås og er enkle å sveive opp og ned. Årsaken til at taket ble anskaffet var å forhindre nedbør i kummen siden det mangelfull lagerkapasitet på gården.

Kum D har samme type tak som kum A. Det ble montert i 2018 og har to store og en liten luke. Brukerne på begge gårdene var fornøyde med taket.



Bilde 10. To kummer med tett tak i pvc. Kum A til venstre og kum D til høyre. Foto Martha Ebbesvik og Peggy Haugnes, NORSØK.

6.2 Flytedekke

På kum C er det Plany-flytedekke som dekker 72 % av overflaten. En duk er festet til en flytering. Presenningen er PVC-belagt og flyteringen av polyetylen-rør (PE), begge deler tåler husdyrgjødsel. Presenningen er festet til flyteringen med rustfrie karabinkroker og sjakler til industribånd rundt flyteringen. Vann som samler seg oppå presenningen pumpes ut ved hjelp av en dykkpumpe montert på en slede. På utsiden av kummen er det montert løftebukker av galvanisert stål med handvinsj slik at flytedekket kan heises opp når gjødsla skal røres opp før utkjøring.

Kummen er 26 meter i diameter mens Plany-dekket er 22 meter. Det er 2 meter av overflaten som er åpen mellom Plany-dekket og kumveggen, og her danner det seg skorpe oppå gjødsla. Gjødseloverflaten under dekket er ikke helt plan, derfor må dykkpumpen oppå flytedekket flyttes dit det samler seg vanndammer. I tillegg må karabinkroker, sjakler og stropper sjekkes, og det har vært behov for å skifte noen av karabinkrokene siden flytedekket ble anskaffet i 2012. En landgang sørger for at det er enkelt å gå ut på flytedekket. Hovedårsaken til anskaffelsen var mangelfull lagerkapasitet og brukerne er fornøyd med Plany-dekket.



Bilde 11. Plany-flytedekke på kum C. Flytedekket er løftet opp og røring pågår på bildet til høyre. Foto Peggy Haugnes og Martha Ebbesvik, NORSØK

6.3 Kostnader med dekke på gjødselkummer

Tabell 11 viser oversikt over kostander til tak/dekke sammen med årsnedbør på gårdene i prosjektet. Ved å ha dekke over gjødselkummen slipper man å kjøre ut nedbøren som samler seg i utendørs åpne kummer og samtidig bedres lagerkapasiteten. Mye arbeidstid kan spares ved å anskaffe dekke eller tak avhengig av avstand til skiftene, gjødslingsmetode og størrelse på gjødslingsvogn.

Tabell 11. Data om kummene i prosjektet, gjennomsnittlig årsnedbør (fordampning ikke trukket fra), tak-/dekkekostnader monteringsåret og omregnet til 2020-priser.

Kum	Diameter, m	Overflateareal, m ²	Årsnedbør 2020, mm	Type dekke (inn-kjøpsår)	Totalkostn. Kr	2020-pris, kr	Kostnad/m ² Kr
A	14	142	1603	PVC-tak (2019)	192 700	200 000	1 410
D	25	490	1500	PVC-tak (2018)	320 000	340 000	695
C	26	530	1610	Plany-flytedekke (2012)	140 000	180 000	340

Totalt kostander i tabell 8 inkluderer montering og leie av kranbil. Arbeidstimer fra brukeren i forbindelse med planlegging, oppmåling og hjelp ved montering er ikke inkludert. Kostanden er uten merverdiavgift.

Det har vært mulig å søke Innovasjon Norge om støtte til innkjøp av tak på gjødselkummer. I regelverket som gjaldt i 2020 kunne slike prosjekt støttes med inntil 20 % av godkjent kostnadssum begrenset til maks 100 000 kr pr prosjekt. Støttebeløp er ikke trukket fra i tabell 8.

6.3.1 Kum A

For kum A utgjør nedbøren 227 m³ ekstra i kummen hvis den ikke var dekket av tak. Brukeren har en tankvogn som tar 4 m³ bløtgjødsel. Bonden må da kjøre ca. 57 turer med møkkavogna for å bli kvitt denne vannmengden. På gård A er arealene forholdsvis nær gjødselkummen, bortsett fra noen leide arealer. I gjennomsnitt blir det kjørt ut 3 vogner per time. Taket på kummen sparer bonden for 19 arbeidstimer.

6.3.2 Kum D

Taket ble montert i januar 2018. Brukeren har egen regnmåler og årsnedbøren er ca. 1500 mm. For kum D ville dette utgjort 735 m³ nedbør i gjødsellageret. Møkka kjøres ut med en 6 m³ tankvogn på de nærmeste arealene. En møkkavogn på 9 m³ brukes også en del, da mest til arealene som er litt unna. For arealer som er 10 km unna brukes lastebil som tar 26 m³. Uten tak på kummen måtte bonden ha kjørt 123 vogner (6 m³) med nedbør. Hvis vi regner med utkjøringshastighet på 3,5 vogner per time fører taket til tidsbesparelse på 35 timer.



Bilde 12. Kum D med tak av pvc. Driftsbygninger til høyre. Foto Martha Ebbesvik

6.3.3 Kum C

Plany-dekket ble montert i 2012. Årsnedbør i 2020 var ca. 1610 mm (YR 2021). Omregnet til vannmengde i åpen kum utgjør dette 853 m³. 72 % av overflaten er tildekket. Da blir spart vannutkjøring 614 m³. På denne gården brukes det slangespreder, tankvogn brukes kun til suppleringsgjødsling. Noe gjødsel kjøres til arealer 10 km unna. Tankvogna tar 7,5 m³. Hvis vi antar at all nedbør skulle kjøres ut med tankvogn ville det tilsvare 82 vogner. Hvis alle disse lassene skulle vært kjørt til arealene som ligger 10 km unna, blir det 1 640 km å kjøre. Med 2 lass per time spares 41 arbeidstimer i året.

6.3.4 Kum E

Åpen kum som har samme overflate som kum D, men årsnedbøren her var ca 1320 mm i 2020 (YR 2021). Dette utgjør 647 m³ nedbør som kummen må romme. Brukeren fikk tilbud på Plany-flytedekke i 2018 til 190 000 kr. Bonden har en tankvogn som tar 7 m³ og en som tar 10 m³. Begge vognene brukes samtidig, og på de nærmeste arealene kjøres det ca 4 lass i timen, men selvsagt færre lass for arealer som det er lengre kjørevstand til. Det blir brukt lastebil med kapasitet til 30 m³ til arealer som er 5-6 km unna. Den klarer 2 lass pr time i motsetning til møkkavogn som da bare rakk 1 lass i timen. Det går like fort å fylle lastebilen som å fylle møkkavogna på 10 m³. Når det kjøres ut 4 lass i timen og gjennomsnittlig 8,5 m³ per lass tar det 19 timer i året å kjøre ut nedbørsmengden som samler seg i kummen.

6.3.5 Kum B

Dette er et åpent og forholdsvis lite satelittlager. Årsnedbøren var ca. 1600 mm i 2020 (NIBIO 2021) som utgjør 125 m³ nedbør i kummen. Bonden kjører gjødsel med 8 m³ tankvogn og vi antar at det blir kjørt ut tre tankvogner i timer. Da går det 5 timer for å kjøre ut nedbøren som samles i kummen i løpet av et år.

6.3.6 Kostnadseksempel for innkjøp av dekke på gjødselkum

Eksempler på hva kostnadene, ekstra lagerplass og frigjort arbeidstid kan bli med å montere et heldekkende tak eller Plany-flytedekke på en åpen gjødselkum er satt opp i tabell 12.

Tabell 12. Eksempler på årlige kostnader for kum på 25 m i diameter som dekkes med pvc-tak eller Plany-flytedekke. Det er regnet med støtte fra Innovasjon Norge på 20 % og at resten av kostnadene lånefinansieres.

	PVC-tak	Plany flytedekke
Kostnader, tak/dekke inkl. montering, kr	340 000	180 000
Støtte Innovasjon Norge, kr	68 000	36 000
Utlegg, lånebeløp, kr	272 000	144 000
Årlig avskrivning, 10 %	27 200	14 400
Rentekrav, 3 %	8 160	4 320
Årlig kostnad, kr	35 360	18 720
Årlig nedbør, mm	1 500	1 500
Overflateareal, m ²	490	490
Dekking av kum	100 %	72 %
Frigjort plass i kum, m ³	735	529
Møkkavogn 6 m ³	3,5 lass pr time	3,5 lass pr time
Antall sparte lass	123	88
Frigjort arbeidstid, timer	35	25
Leiepris traktor+vogn+sjåførr, kr/time*	1 000	1 000
Sparte leiekostnader, kr	35 000	25 000
Differanse leiekostnad – årlig kostnad	-360	6 250

*Leiepris selvlessende gjødselvogn, 8-15m³ = 950 – 1 400 kr/time (Norsk Landbruk 2020).

Vi antar at det ikke er nødvendig å tilsette ekstra vann for å få ut gjødsla etter at tak eller flytedekke er montert. Det blir ikke gjort for de kummen med tak eller den med flytedekke i dette prosjektet (Kum A, Kum C og Kum D). Tabell 9 viser at med forutsetningene som er valgt, er differansen mellom leiekostnad og årlig tak-kostnad omtrent 0 og ved Plany-dekket er årlige kostnader ca. 6000 kr lavere enn leiekostnadene. Uansett om man bruker en leiepris eller ikke, vil det for mange bønder som vurderer investering i tak eller dekke være en stor fordel å frigjøre arbeidstid.

6.4 Videre arbeid

I dette prosjektet har vi startet med gassmålinger i lager for bløtgjødsel fra storfe under norske forhold. Dette er et godt grunnlag for å få bedre data på hvor store utslippene av CH₄ og N₂O er fra

norske gjødsellager og hva som kan gjøres for å redusere utslippene. Men for å få mer kvantifiserbare data trengs flere registreringer av gjødseltemperatur kombinert med lufttemperatur, skorpedannelse og skorpekvalitet, føring av dyra på gåren, og utslipp av CH₄ og N₂O ved ulike gjødseltilførsel og dekke.

6.4.1 Skitgass

I prosjektet «Skitgass» som er innvilget fra landbruksdirektoratet (2020/72611, Agros 138337, fra 1/5-2021 til 30/4-2024) skal vi undersøke temperatur og utslipp av klimagasser i ulike typer av gjødselkjellere i tillegg til utendørslager. I Norge var 65 % av storfegjødsel lagret som bløtgjødsel i gjødselkjellere i 2018. Samtidig vet vi at det nå er en del nye fjøs som bygges med gjødselkjellere istedenfor utendørs gjødselkum. Så langt vi kjenner til er det ikke gjort målinger av utslipp av klimagass fra gjødselkjellere. På bakgrunn av data vi har samlet i dette prosjektet og data fra «Skitgass» kan vi da sammenligne temperaturer og klimagassutslipp fra ulike typer gjødselkjellere som er bygget under fjøs og utendørslager som er åpne med kontinuerlig fylling i bunn eller topp, som har tak/dekke eller som fylles en gang i sesongen (satelittlager). Ved å analysere flere prøver av gjødselskorpe kan vi også sammenligne og vurdere skorpe kontra annet dekke. I tillegg får vi flere gjødselanalyser som også gir bedre grunnlag for å forklare utslipp, gi kunnskap om variasjonen det er i næringsinnholdet i lagret husdyrgjødsel og grunnlag for å foreslå tiltak som kan redusere klimagassutslippene fra lagret husdyrgjødsel.

6.4.2 Forskningsaktivitet rundt GHG utslipp fra lagret husdyrgjødsel ved NMBU

NMBU fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) tar i skrivende stund i bruk repliserte forsøkskummer med fullautomatisk klimagassovervåking på sin feltstasjon «Låven» på Ås (Bilde 13). Anlegget består av seks 4 m³, åpne PVC kummer som står over bakken hvor de er utsatt for vind og vær. Kummene er utstyrt med motordrevne deksler som lukker seg i 10-15 minutter om gangen, mens gassen som står over gjødsla føres via en pumpe og en multiplekser til en målehytte og tilbake til kummen. Gasser som slippes ut akkumulerer under dekslet, og økning i gasskonsentrasjoner brukes for å beregne utslippsrate på samme måte som beskrevet i 4.1.5 for svømmekamrene. Ved siden av semi-kontinuerlig, online målinger av gassutslipp, registreres det kontinuerlig temperatur og pH i husdyrgjødsel. Flere sensorer kan monteres. For tiden prøves det ut ulike måleinstrumenter. Ved siden av de tre klimagasser CO₂, CH₄ og N₂O er det ønskelig å kunne også måle utslipp av reaktive forbindelser som NH₃, NO_x og BVOCs, noe som krever spesielle løsninger for prøvetagning og analyse. Gjennom å ha repliserte identiske enheter (kummer), egner anlegget seg særlig godt for å sammenligne ulike gjødselbehandling med hensyn til klimagassutslipp (for eksempel forsuring, N-anrikning, skorpedannelse, mm.). Kummene kan også utstyres med rørverk.



Bilde 13. Repliserte 5m³ forsøkskummer med motordrevne deksler og automatisk GHG overvåkning ved NMBU, Ås. Foto Peter Dörsch, NMBU.

Anlegget er finansiert gjennom NFR - innovasjonsprosjektet «FARGO - Plasmabehandlet husdyrgjødsel: gjødselvirkning, miljøpåvirkning og klimagassutslipp» (2020-2023) som eies av N2 Applied (<https://n2applied.com/>). N2 Applied prosessen behandler husdyrgjødsel og andre biorester med NO_x generert fra luft i en strømdreven plasmaenhet. Dette fører til en anrikning av nitrat og nitritt, som øker gjødselverdien og hindrer NH₃-tap. Tidligere forsøk har vist at behandlingen også inaktiverer metanogene bakterier og denitrifiserer, noe som kan redusere CH₄- og N₂O-utslipp under lagring. Dette skal testes nå i større skala under norske klimatiske forhold over realistiske tidsrom (opptil 6 måneder) i forsøksanlegget på Ås.

6.4.3 Annet forskningsbehov

For å få en god dokumentasjon på utslipp av klimagasser og NH₃ fra gjødsellager og mer kunnskap om hvilke tiltak som kan gjøres for å redusere utslippene trengs det målinger både i gjødsellager ute på gårdene, med de temperaturer og gjødselmengder og tilførselsmåter som er der, samt målinger i spesielt designede forsøkskummer som på NMBU. Fordi vi kan bygge på utprøvingene som er gjort i dette prosjektet kan vi nå gjøre mer systematiske undersøkelser og sikrere helårige temperaturmålinger i oppfølgingsprosjektet «SkitGass». Det trengs imidlertid flere målinger enn det vi har mulighet til å gjøre i «SkitGass» og det må være samtidige målinger av utslipp av CO₂, CH₄, N₂O og NH₃ som et grunnlag for modellering. Dette for bedre å kunne predikere utslipp under ulike forhold. Kupper m.fl. (2020) anbefaler å bruke mikro-meteorologiske metoder (Wagner-Riddle m. fl., 2006) til å måle gassutslipp fra utendørs gjødsellager. Det har vi ikke økonomisk mulighet til å gjennomføre ved testing i ulike praksiskummer spredt rundt i distriktet.

Lav temperatur er en faktor som både i våre undersøkelser og i andres undersøkelser er en nøkkelfaktor for å få ned alle gassutslipp fra gjødsellager. De planlagte temperaturregistreringene i «Skitgass» er viktige, men det trengs mer forskning enn det som er planlagt i eksisterende prosjekt for å undersøke hvordan en kostnadseffektivt kan redusere temperatur i gjødsellager.

Effekt av surgjøring, tilsetning av biokull, diverse kunstige dekker er ting som til nå er lite prøvd ut under norske forhold, men som utenlandske undersøkelser og praksis har vist kan ha stort potensiale.

Teoretiske studier og noen målinger gjort i Norge og faktiske målinger gjort i utlandet understreker behovet for å følge opp etablerte biogassanlegg tett, det vil si gjøre målinger og justeringer for drift og bruk av biorest slik at man oppnår beregnet og ønsket reduksjon av klimagasser.

7 Referanser

- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S., 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 153–162.
- Avfall Norge, <https://avfallnorge.no/bransjen/nyheter/biogass-verdifullt-effektivt-og-kliman%C3%B8ytralt>
- Berglund, M., upublisert.
- Bittman, S., Dedina, M., Howard C.M., Oenema, O., Sutton, M.A., (eds), 2014, Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen, Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh, UK.
- Bonesmo, H., Beauchemin, K.A., Harstad, O.M., Skjelv, A.O., 2013. Greenhouse gas emission intensities of grass silage based dairy and beef production: A systems analysis of Norwegian farms. *Livest. Sci.* 152, 239–252.
- Carbon Limits. 2018. Calculation of atmospheric nitrogen emissions from manure in Norwegian agriculture, M-1255|2018.31 s.
- Clemens, J., Trimborn, M., WEILAND, P., Amon, B., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 171–177.
- Daniel-Gromke J., Liebetrau J., Denysenko V. and Krebs C., 2015. Digestion of bio-waste – GHG emissions and mitigation potential. *Energy, Sustainability and Society* 5:3, DOI 10.11186/s13705-014-0032-6.
- Ericsson, N., Nordberg, Å., Berglund, M., 2020, Biogas plant management decision support – A temperature and time-dependent dynamic methane emission model for digestate storages, *Bioresource technology reports*, 11, 100454
- Eurofins Agro 2020. Analyse av husdyrgjødsel - Eurofins Norge
- Fjørtoft, K., Morken, J., Hanssen, J.F., Briseid, T., 2014, Methane production and energy evaluation of a farm scaled biogas plant in cold climate area, *Bioresource Technology*, 169, 72–79
- Hansen, S., Bernard, M.E., Rochette, P., Whalen, J.K. and Dörsch, P. 2014. Nitrous oxide emissions from a fertile grassland in Western Norway following the application of inorganic and organic fertilizers. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 98:71-85. DOI 10.1007/s10705-014-9597-x
- Hindrichsen m. fl. 2006. Methane emission, nutrient degradation and nitrogen turnover in dairy cows and their slurry at different milk production scenarios with and without concentrate supplementation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 113:150-161.
- Hou, Y., Velthof, G.L., Oenema, O., 2015. Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: a meta-analysis and integrated assessment. *Glob. Chang. Biol.* 21, 1293–1312. <https://doi.org/10.1111/gcb.12767>.
- IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use., <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>. International Panel of Climate Change, <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index>.
- IPCC, 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>
- Kolle, S.O. og Oguz-Alper, M. 2020. Bruk av gjødselressurser i jordbruket 2018. Metodebeskrivelse og resultater fra en utvalgsbasert undersøkelse. Statistisk sentralbyrå. Rapporter 2020/9. 123 s. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/artikler-og-publikasjoner/bruk-av-gjodselressurser-i-jordbruket-2018>
- Kupper, T., Häni, C., Neftel, A., Kincaid, C., Bühler, M., Amon, B., VanderZaag, A., 2020. Ammonia and greenhouse gas emissions from slurry storage - A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106963>
- Liebetrau J., Reinelt T., Clemens J., Hafermann C., Friehe J., Weiland P., 2013. Analysis of greenhouse gas emissions from 10 biogas plants within the agricultural sector. *Water Science Technology* 67(6), 1370-9. doi: 10.2166/wst.2013.005.
- Lyng, K.-A., Saxegård, S., 2020, Livsløpsvurdering av produktene og tjenestene til Den Magiske Fabrikken. – Avfalls- og gjødselhåndtering, biodrivstoff, biogjødsel og bio-CO₂., OR.23.20.

- Miljødirektoratet m. fl. 2010. Klimakur 2020. Tiltak og virkemidler for å norske klimamål mot 2020. TA 2590/ 2010. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2590/ta2590.pdf>
- Miljødirektoratet m. fl. 2020. Klimakur 2030. Tiltak og virkemidler mot 2030. M.1625 I 2020. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1625/m1625.pdf#page=207> Lastet ned 07.02.2020
- Miljødirektoratet, Statistisk sentralbyrå, NIBIO. 2019. Greenhouse Gass Emissions 1990-2017, National Inventory Report. M-no 1271, 534 pp. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1271/m1271.pdf>
- Misselbrook, T.H., Brookman, S.K.E., Smith, K.A., Cumby, T., Williams, A.G., Mccrory, D.F., 2005. Atmospheric Pollutants and Trace Gasses Crusting of Stored Dairy Slurry to Abate Ammonia Emissions: Pilot-Scale Studies. *J. Environ. Qual.* 34, 411–419. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0411dup>
- Misselbrook T., Hunt J., Perazzolo F., and Provolo G., 2016. Greenhouse Gass and Ammonia Emissions from Slurry Storage: Impacts of Temperature and Potential Mitigation through Covering (Pig Slurry) or Acidification (Cattle Slurry). *JEQ* 45, 1520-1530.
- Modahl, I.S., Lyng, K.A., Stensgård, A., Saxegård, S., Hanssen, O.J., Møller, H., Arnøy, S., Briseid, T., Sørby, I., 2016, Biogassproduksjon fra matavfall og møkk fra ku, gris og fjørfe Status 2016 (fase IV) for miljønytte for den norske biogassmodellen BioValueChain, OR 34.16.
- Moitzi, G., Amon, B., Amon, T., Kryvoruchko, V., Wagner-Alt, C., Hackl, E., Zechmeister-Boltenstern, S., Boxberger, J., 2007. Emissions of NH₃, CH₄ and N₂O during storage and after application of untreated and anaerobically digested slurry. *Bull. Univ. Agric. Sci. Vet. Med. Cluj-Napoca. Agric.* 63. <https://doi.org/10.15835/BUASVMCN-AGR:1425>
- Morken, J., Brisied, T., Hovland, J., Stensgård, A., Saxegård, S., 2017, Følgforskning Greve Biogass -masse- og energibalanser, økonomi og klimanytte, REALTEK rapport 57.
- Muha I., Linke B., Wittum G., 2015. A dynamic model for calculating methane emissions from digestate based on co-digestion of animal manure and biogas crops in full scale German biogas plants. *Bioresource Technology* 178, 350-358.
- Møller, H.B., Nielsen, K.J., 2016, Biogas Tascforce, Udvikling og effektivisering av biogasproduksjonen i Danmark. DCA rapport nr.77.
- NIBIO, 2020. Varmesum og nedbør, hentet fra: <http://gamlevips.nibio.no/weather/we707s.jsp?klimastasjonId=49&fraDato=01.01.2020&basisTemperatur=0.0&tilDato=31.12.2020&BUTTON=ok>
- Nielsen, D.A., Nielsen, L.P., Schramm, A., Revsbech, N.P., 2010. Oxygen distribution and potential ammonia oxidation in floating, liquid manure crusts. *J. Environ. Qual.* 39, 1813–1820. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0382>
- Norsk Landbruk, 2020. Leiekjøringspriser hentet fra: <https://ekstra.norsklandbruk.no/leiekjøringspriser/priser.html#3>
- Olfasense 2018. Product catalogue 2018, 34.
- Petersen, S.O., 2018. Greenhouse gas emissions from liquid dairy manure: Prediction and mitigation. *J. Dairy Sci.* 101, 6642–6654. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13301>.
- Petersen S.O, Højberg O., Poulsen M., Schwab C. and Eriksen J., 2014. Methanogenic community changes, and emissions of methane and other gasses, during storage of acidified and untreated pig slurry. *Journal of Applied Microbiology* 117, 160–172.
- Petersen, S.O., Amon, B., Gåinger, A., 2005. Methane oxidation in slurry storage surface crusts. *J. Environ. Qual.* 34, 455–461.
- Petersen, S.O., Blanchard, M., Chadwick, D., Del Prado, A., Edouard, N., Mosquera, J., Sommer, S.G., 2013. Manure management for greenhouse gass mitigation. *Animal* 7, 266–282. <https://doi.org/10.1017/S1751731113000736>
- Regjeringen, 2019. Intensjonsavtale mellom jordbruket og regjeringen om reduserte klimagassutslipp og økt opptak av karbon fra jordbruket for perioden 2021-2030. <https://www.regjeringen.no/contentassets/ada13c3d769a4c64a0784d0579c092f4/klimaavtale-i-jordbruket.pdf>
- Rochette P, Hutchinson GL (2005) Measurement of soil respiration in situ: Chamber techniques. In: Hatfield JL, Baker JM (eds) *Micrometeorology in agricultural systems* American Society of Agronomy. Madison, WI

- Rodhe, L., Baky, A., Olsson, J. & Nordberg, Å., 2012a. Vexthusgasser fra stallgjødning – Litteraturgenomgang og modellberegninger. Rapport 402, Lantbruk & Industri. JTI – Institutet for jordbruks- og miljøteknik, Uppsala. ISSN-1401-4963.
- Rodhe L.K.K., Abubaker J., Ascue J., Pell M. & Nordberg Å., 2012b. Greenhouse gas emissions from pig slurry during storage and after field application in northern European conditions. *Biosystems engineering* 113, 379-394.
- Rodhe L.K.K., Ascue J., Willén A., Vegerfors Persson B., Nordberg Å., 2015. Greenhouse gas emissions from storage and field application of anaerobically digested and non-digested cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199, 358-368, DOI: 10.1016/j.agee.2014.10.004
- Rodhe, L., Alverbeck, A., Ascue, J., Edström, M., Nordberg, Å., Pizzul, L., Tersmeden, M., 2018. Åtgerder for å minimera vexthusgassutslepp fra lager med fermentert og ubehandlet gjødning. RISE Rapport, Uppsala, Sverige 2018:18. 52 sider.
- Rodhe L., Ascue J., Tersmeden M., Pizzul L., 2019. Ammonia emissions from storage: non-digested and digested cattle slurry, with and without acid. RISE Rapport 2019:51. ISBN: ISBN 978-91-88907-79-0. Research Institutes of Sweden AB, Uppsala.
- Scheutz, C., Fredenslund, A.M., 2019. Total methane emission rates and losses from 23 biogas plants, *Waste Man.* 97, 38–46
- Smith, K., Cumby, T., Lapworth, J., Misselbrook, T., Williams, A., 2007. Natural crusting of slurry storage as an abatement measure for ammonia emissions on dairy farms. *Biosyst. Eng.* 97, 464–471. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.03.037>.
- Sommer, S.G., Christensen, B.T., Nielsen, N.E., Schjørring, J.K., 1993. Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. *J. Agric. Sci.* 121, 63–71. <https://doi.org/10.1017/S0021859600076802>
- Sommer, S.G., Petersen, S.O., Sogaard, H.T., 2000. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *J. Environ. Qual.* 29, 744–751.
- Sun, F., Harrison, J.H., Ndegwa, P.M., Johnson, K., 2014. Effect of manure treatment on ammonia emission during storage under ambient environment. *Water. Air. Soil Pollut.* 225, 2094. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2094-7>
- VanderZaag, A.C., Gordon, R.J., Jamieson, R.C., Burton, D.L., Stratton, G.W., 2010a. Permeable Synthetic Covers for Controlling Emissions from Liquid Dairy Manure. *Appl. Eng. Agric.* 26, 287–297. <https://doi.org/10.13031/2013.29544>
- VanderZaag, A.C., Gordon, R.J., Jamieson, R.C., Burton, D.L., Stratton, G.W., 2010.b Effects of winter storage conditions and subsequent agitation on gaseous emissions from liquid dairy manure. *Can. J. Soil Sci.* 90, 229–239. <https://doi.org/10.4141/CJSS09040>
- VanderZaag, A.C., R. J. Gordon, R. C. Jamieson, D. L. Burton, G. W. Stratton, 2009. Gas Emissions from Straw Covered Liquid Dairy Manure During Summer Storage and Autumn Agitation. *Trans. ASABE* 52, 599–608. <https://doi.org/10.13031/2013.26832>
- VanderZaag, A.C., R. J. Gordon, V. M. Glass, R. C. Jamieson, 2008. Floating Covers to Reduce Gas Emissions from Liquid Manure Storages: A Review. *Appl. Eng. Agric.* 24, 657–671. <https://doi.org/10.13031/2013.25273>
- Wood, J.D., Gordon, R.J., Wagner-Riddle, C., Dunfield, K.E., Madani, A., 2012. Relationships between dairy slurry total solids, gas emissions, and surface crusts. *J. Environ. Qual.* 41, 694–704. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0333>.
- Wood J.D., VanderZaag A.C., Vagner-Riddle C., Smith E.L., Gordon R.J., 2014. Gas emissions from liquid dairy manure: complete versus partial storage emptying. *Nutrient Cycl Agroecosyst* 99, 95-105.
- Wulf, S., Maesting, M., Clemens, J., 2002. Application technique and co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide and methane emissions after spreading. *Journal of Environment Quality*, 31 (6):1789.
- Yr 2021. Historiske data hentet fra: <https://www.yr.no/nb/historikk/tabell/1-332484/Norge/M%C3%B8re%20og%20Romsdal/Surnadal/Todalen%20kyrkje?q=siste-13-m%C3%A5neder>

8 Vedlegg

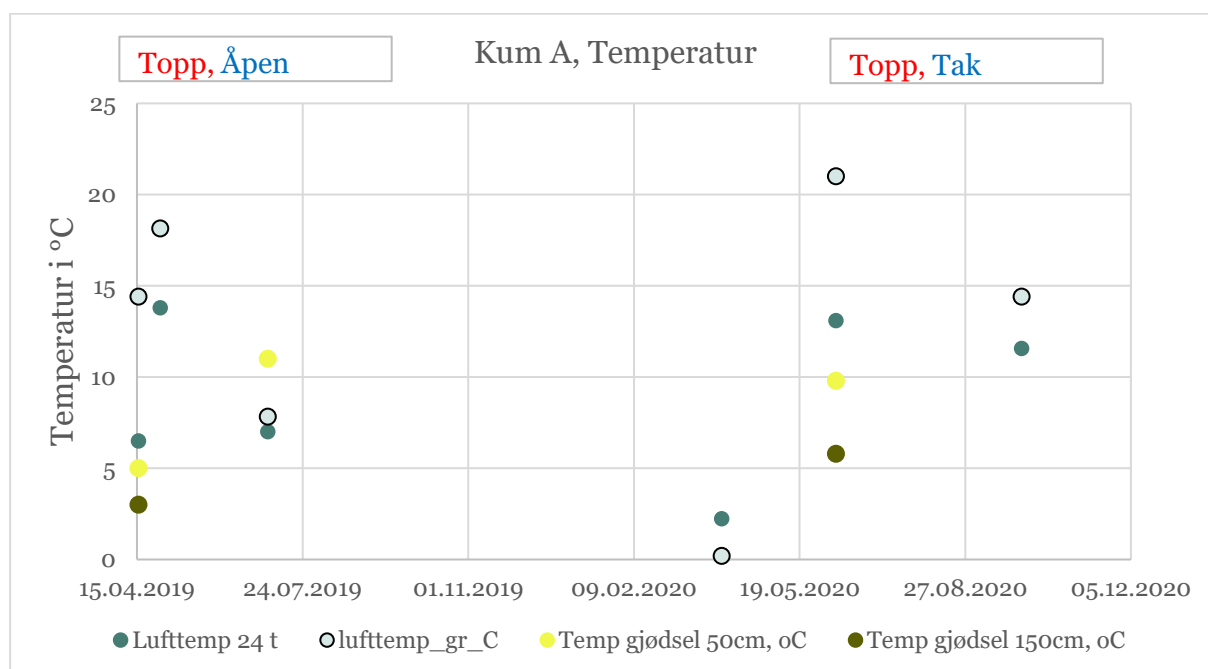
Vedlegg 1. Gjødelsprøver tatt 18 juni 2019 og ved gassprøveuttak i 2020

Glødetap 2019 er estimert ut fra gjødelsprøver fra samme kum på tilsvarende tidspunkt i 2020.

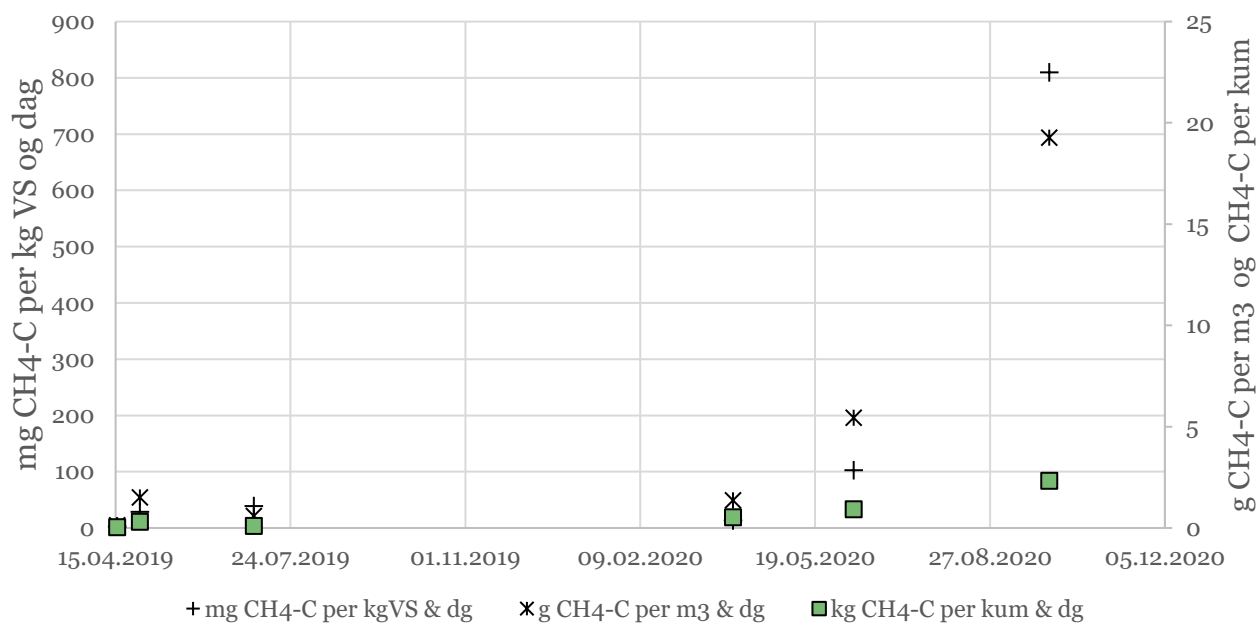
Kum	Prøvedato	Tørrestoff (%)	Total nitrogen (N) (kg/tonn)	NH4-N (kg/tonn)	Fosfor (P) (kg/tonn)	Kalium (K) (kg/tonn)	Svovel (S) (kg/tonn)	pH	Glødetap (% av TS)	C/N	Dekke	Gjødseltilførsel	Merknader
A	18.06.19	1.7	0.91	0.438	0.1	1.9	0.08	8.7		8.1	Åpen	Over	
A	02.04.20	9.2	4	1.21	0.7	3.6	0.3	7.6	84.7		Tak	Over	Ikke skorpe, ikke rørt opp
A	10.06.20	5.2	2.3	0.945	0.36	6.8	0.2	7.7	76.5		Tak	Over	Ikke skorpe
A	30.09.20	2.7	2	0.706	0.19	4.1	0.1	7.5	66.1		Tak	Over	Veldig tynn og bare delvis skorpe
B	18.06.19	2.8	1.45	0.959	0.2	1.4	0.16	8.6		7.8	Åpen	En gang	
B	16.04.20	2.8	1.3	0.378	0.23	0.7	0.1	7.3	86.8		Åpen	En gang	Full kum. Skorpe, ikke rørt opp.
B	10.06.20	1.5	0.89	0.481	0.1	2.1	0.1	7.6	67.8		Åpen	En gang	Kummen har blitt rørt opp.
B	01.10.20	6.1	2.2	0.946	0.44	4.1	0.3	7.4	87.4		Åpen	En gang	Bare ca. 30 cm med gjødsel i kummen
C	18.06.19	6.5	2.78	1.8	0.5	3.2	0.29	7.8		10	Duk	Bunn	
C	20.05.20	8.5	3.8	1.24	0.59	1.8	0.3	7.7	86.4		Duk	Bunn	Full kum. Deler av kummen rørt opp.
C	11.06.20	10.1	3.3	1.48	0.78	9.1	0.6	7.8	84.4		Duk	Bunn	Delvis ujevn skorpe
C	30.06.20	7.4	3	1.31	0.57	3.8	0.3	7.5	84.8		Duk	Bunn	Ble rørt også 30/6 mens vi tok prøver.
C	02.10.20	8.1	3.9	1.33	0.56	3.3	0.3	7.7	83.9		Duk	Bunn	Ikke skorpe
D	17.04.20	8.5	2.7	1.3	0.58	1.5	0.3	7.6	88.5		Tak	Bunn	Gjødselprøven er tatt i pumpekummen.
D	04.05.20	5.1	3.1	0.712	0.22	6.2	0.3	7.8	81.1		Tak	Bunn	Rørt opp. Rørte sakte før prøve ble tatt.
D	11.06.20	10.1	2.8	1.36	0.53	14	0.7	7.7	84.3		Tak	Bunn	Ikke skorpe
D	02.10.20	7.6	2.7	0.734	0.64	3.1	0.5	7.5	84.7		Tak	Bunn	Bløtaktig ikke fast skorpe
E	01.04.20	1.4	1.1	0.396	0.14	1.2	0.1	6.6	84.2		Åpen	Bunn	Veldig full kum, ikke rørt opp kummen.
E	12.06.20	12.6	7.3	2.98	1.1	3.3	0.9	7.4	85.1		Åpen	Bunn	Ca. 18 cm med skorpe og tykk gjødsel

Vedlegg 2. Temperatur og gjødseldata for hver kum

Lufttemp 24 t er gjennomsnittlig lufttemperatur siste 24 timer før gassprøveuttak, **Lufttemp_gr_c** er lufttemperatur ved gassprøveuttak, **Temp gjødsel 50cm, °C** er temperatur ved gassprøveuttak 50 cm gjødseldybde, **Temp gjødsel 150cm, °C** er temperatur ved gassprøveuttak 150 cm gjødseldybde, **mg CH4-C per kgVS & dg**, **g CH4-C m3 & dg** og **kg CH4-C per kum & dg** er utslippshastighet av metan når gassprøvene blir tatt. OBS. Tidsakse og responsakse varierer mellom kummene. **Rød skrift** i tekstboks viser til gjødseltilførsel, **blå skrift** til dekke (Se tabell x Gjødselkummer for nærmere beskrivelse av kummene)

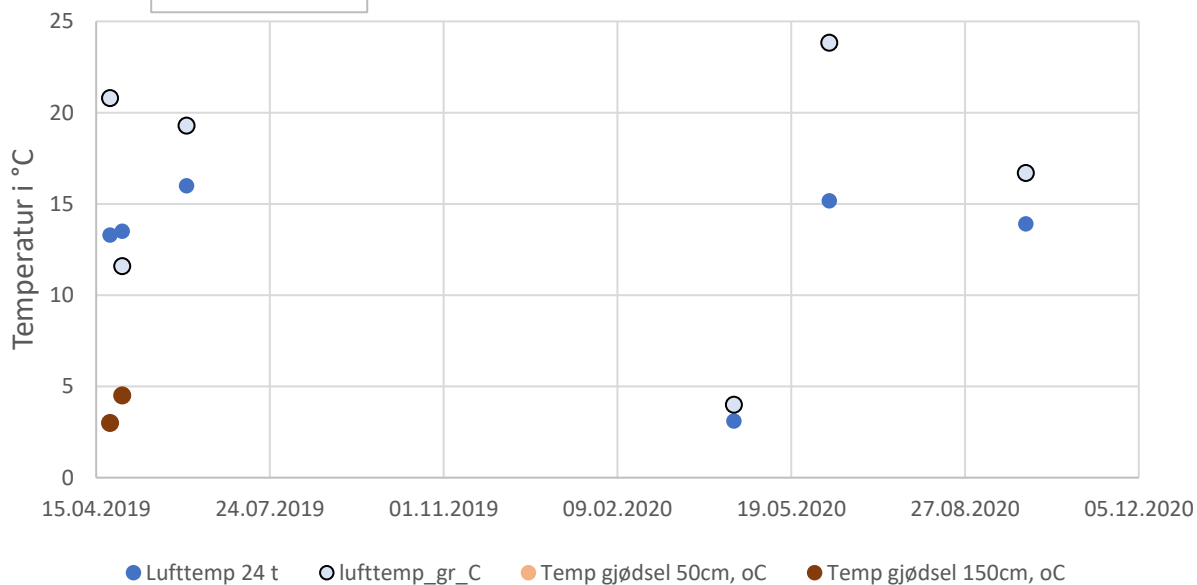


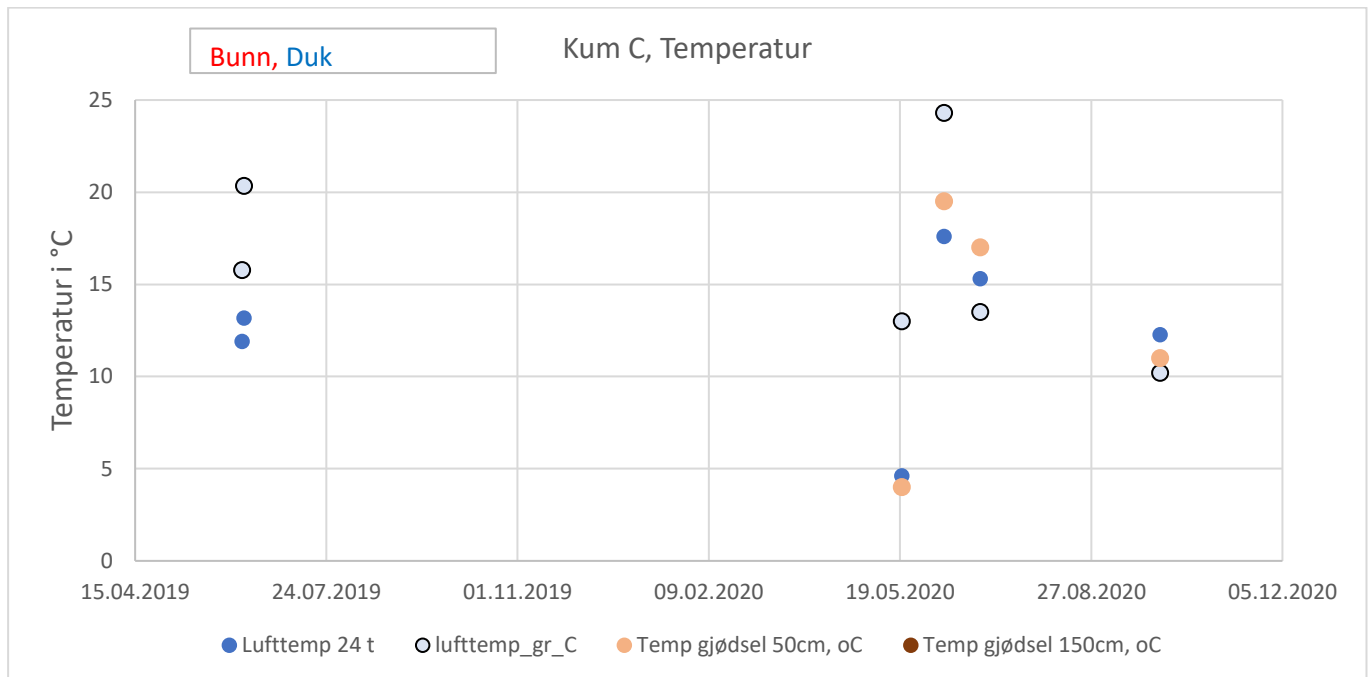
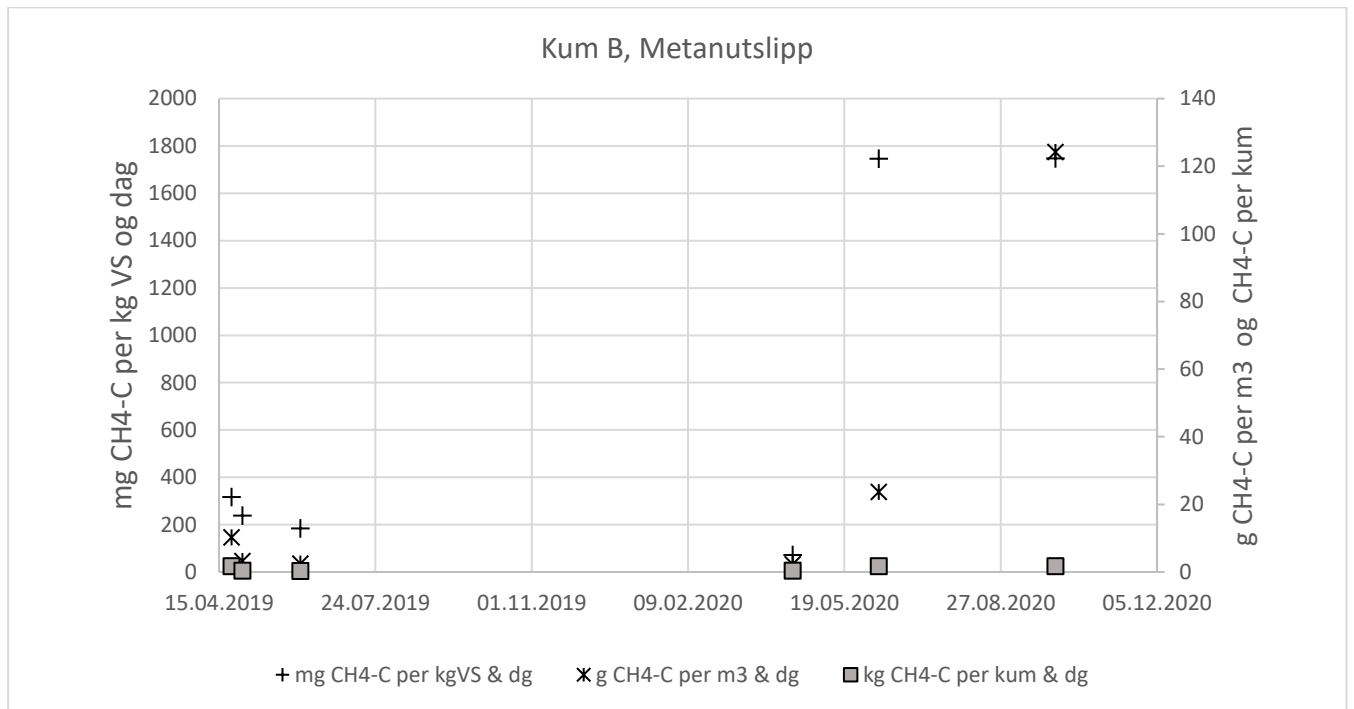
Kum A, Metanutslipp



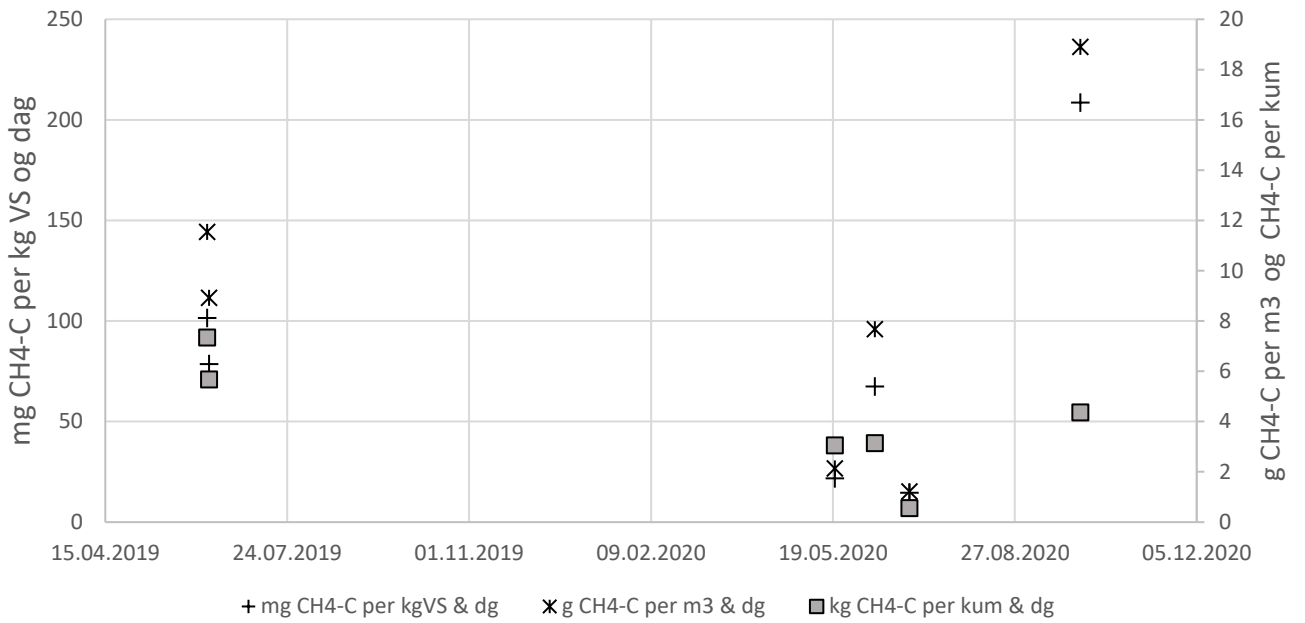
En gang, Åpen

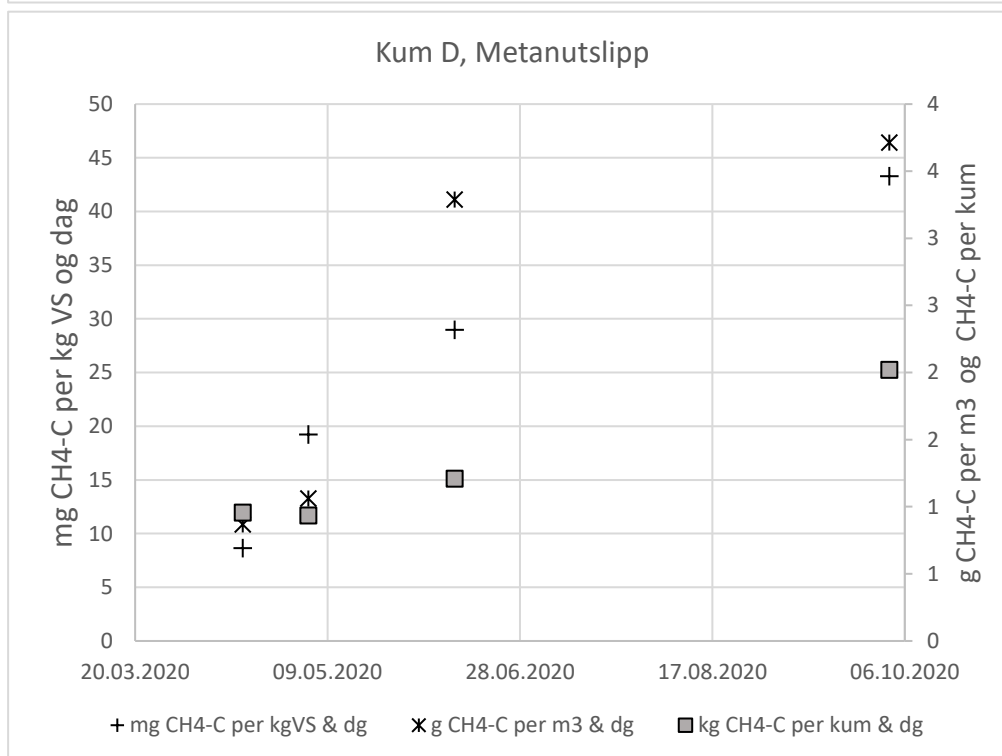
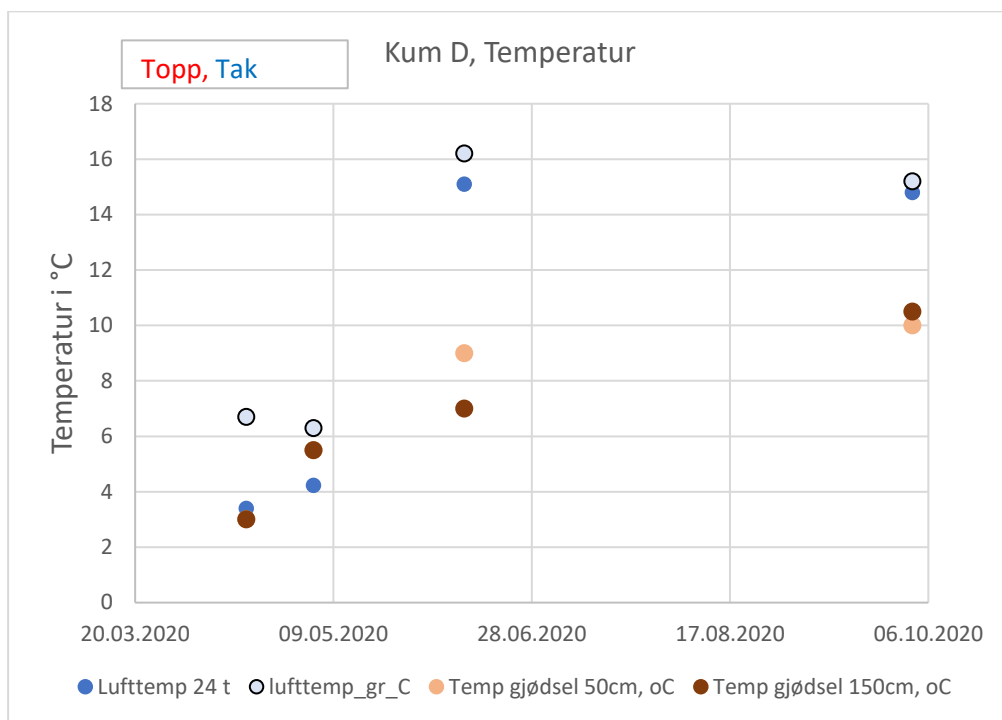
Kum B, Temperatur

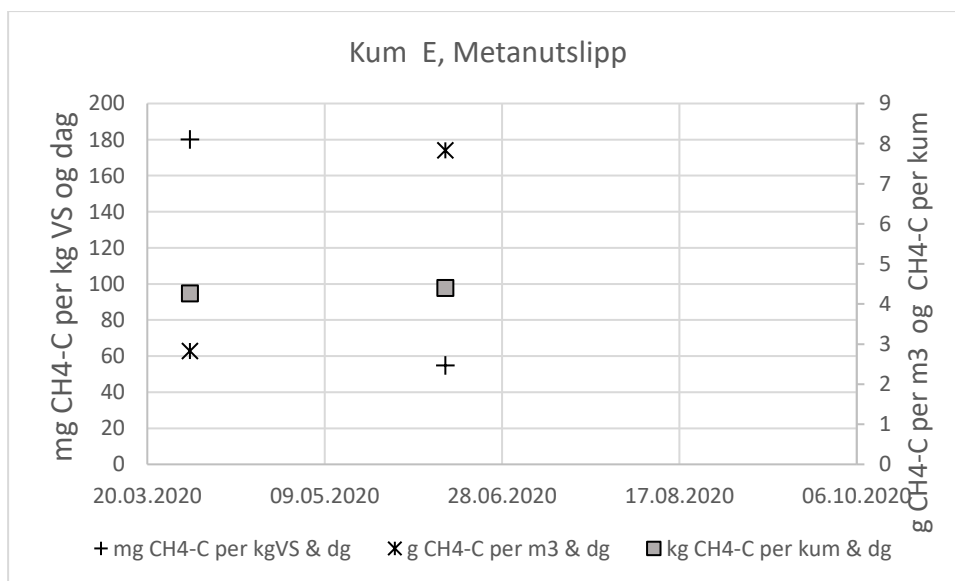
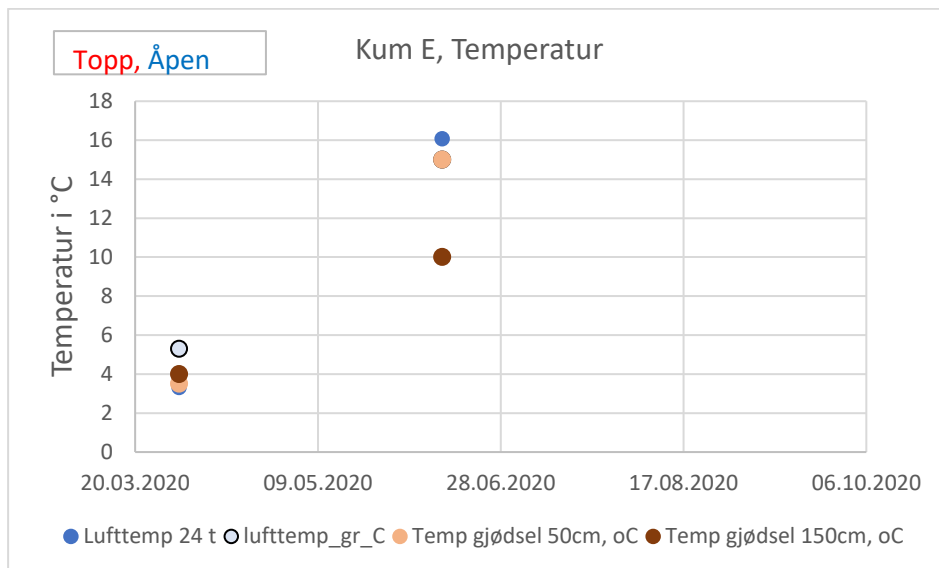




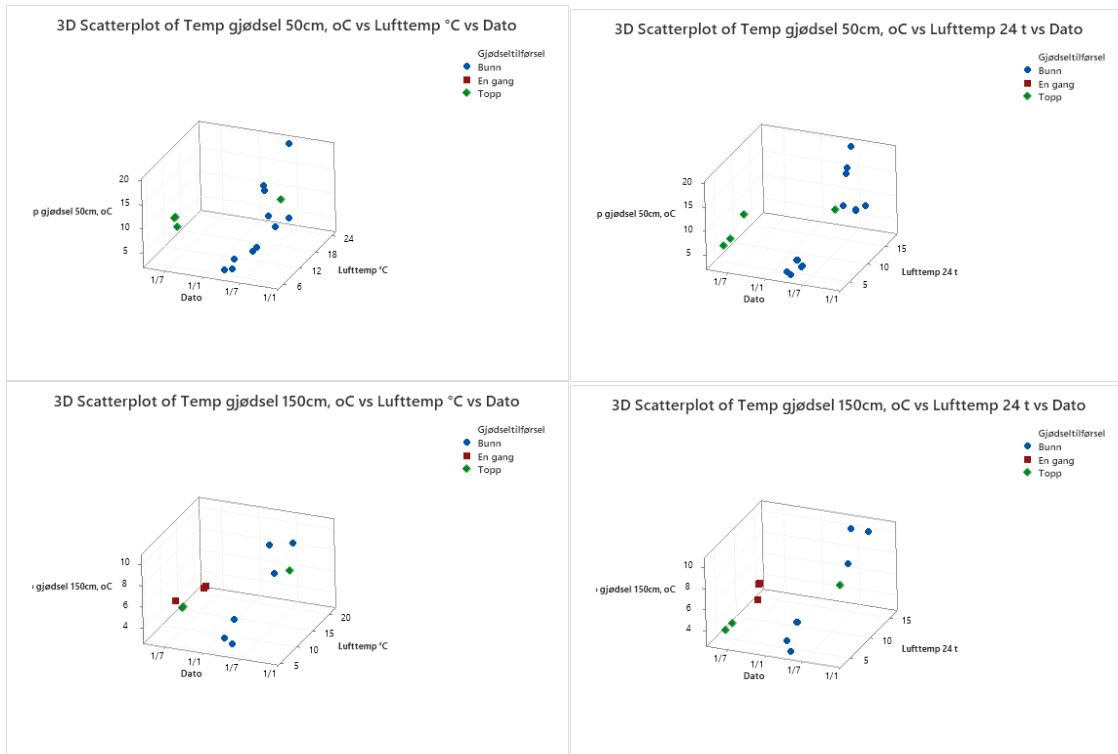
Kum C, Metanutslipp







Vedlegg 3. Luft og gjødsellagertemperatur ved ulike gjødseltilførsler.

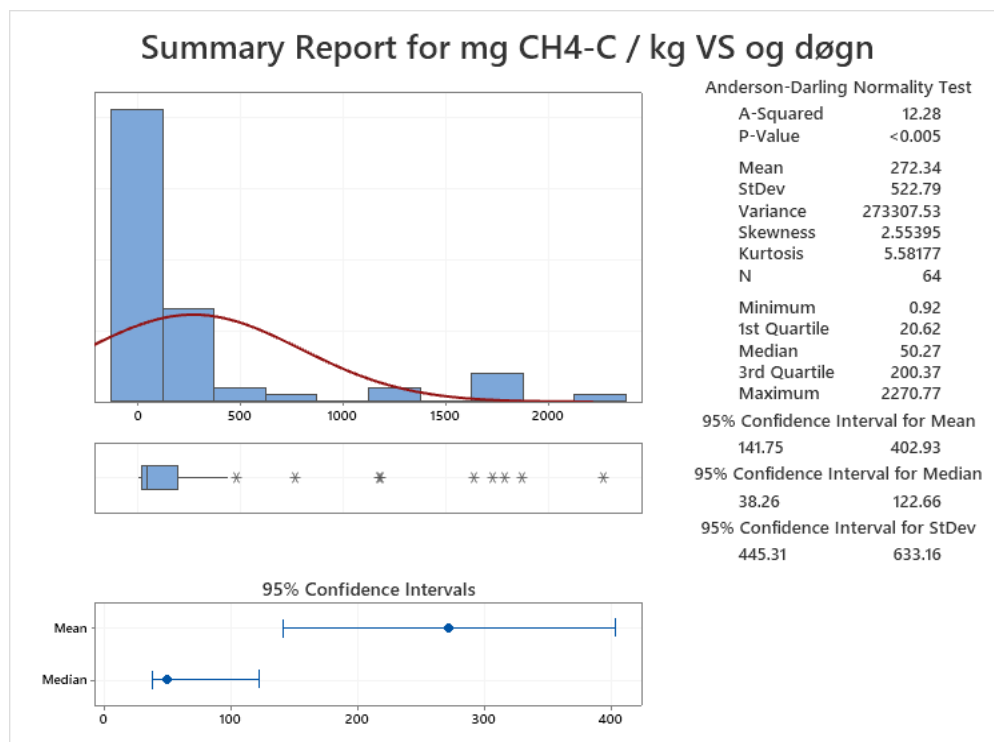


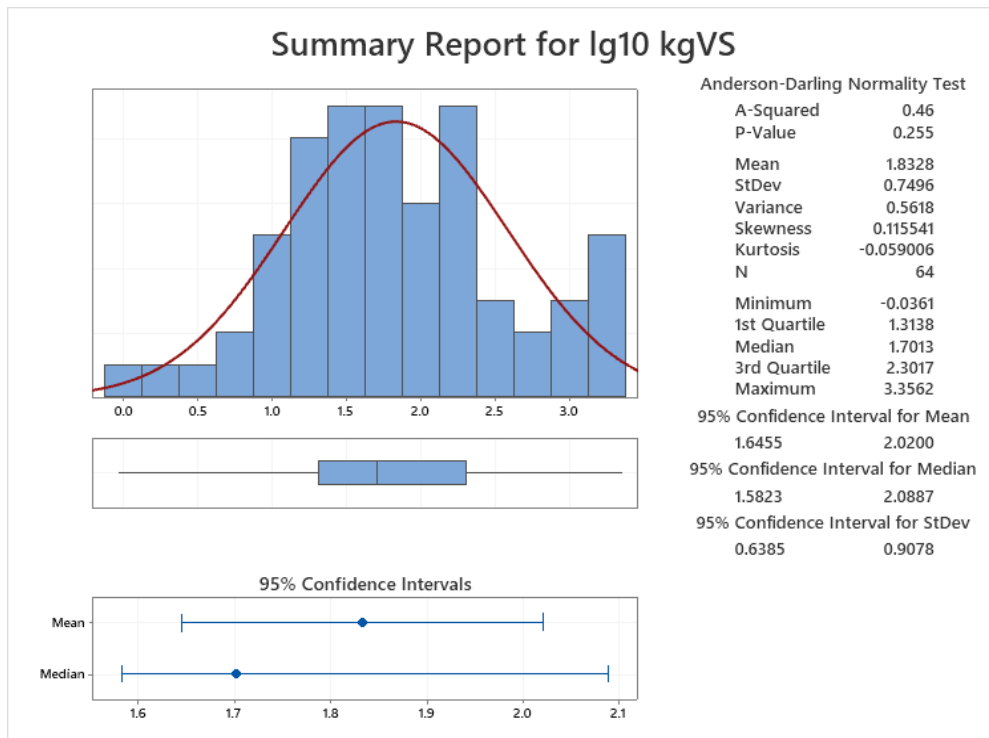
Vedlegg 4. Statistisk fordeling

Figurene viser hvordan dataene fordeler seg i antall observasjoner per måleintervall. Når det er en skjev fordeling, er det mange observasjoner av enten høye eller lave utslipp. For å kunne regne med lineær regresjon trengs tilnærmet normalfordelte data hvor kurven er symmetrisk med flest observasjoner med et middels høyt måleutslipp. Kurven som beskriver frekvensdistribusjonen (den røde linjen), må dessuten hverken være for bratt eller for slakk.

ALLE

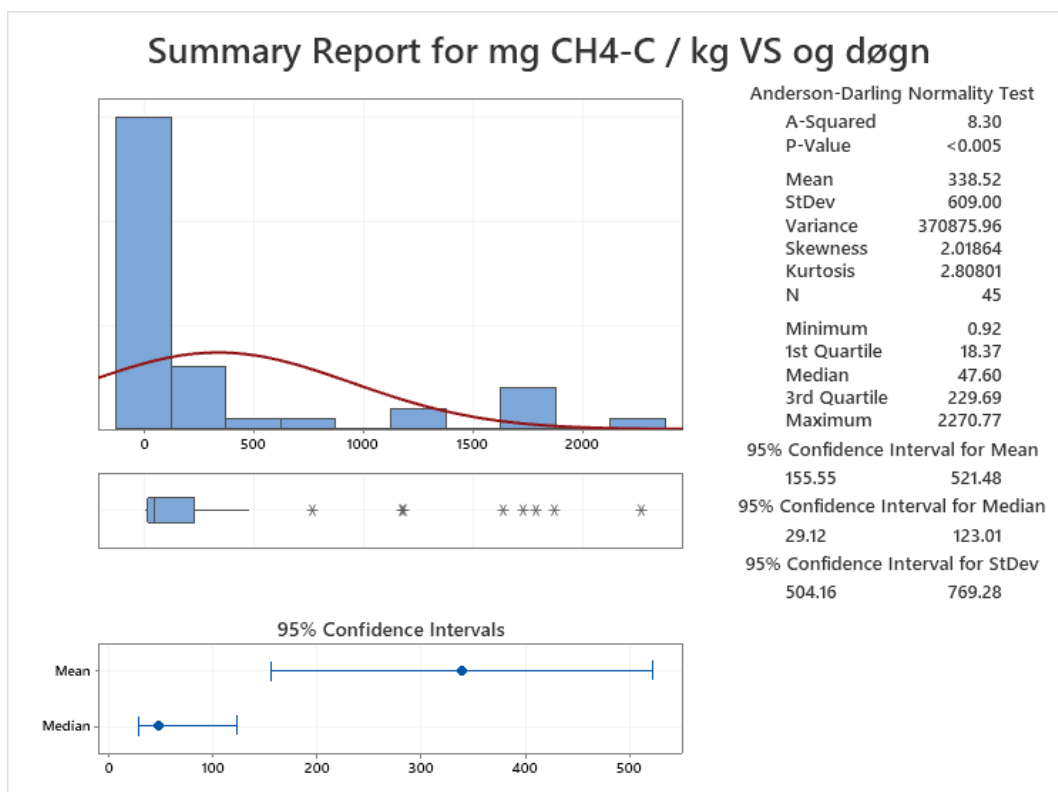
Summary Report for mg CH4-C / kg VS og døgn; lg10 kgVS



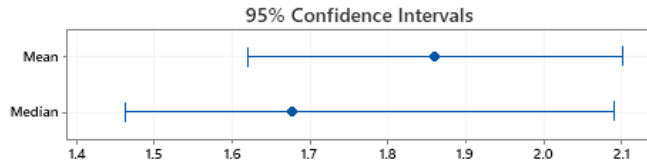
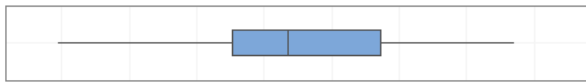
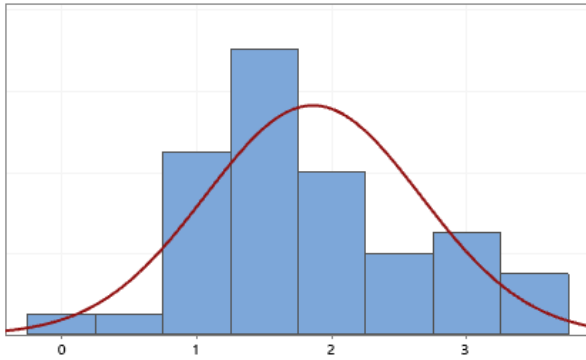


2020

Summary Report for mg CH4-C / kg VS og døgn; lg10 kgVS



Summary Report for lg10 kgVS



Anderson-Darling Normality Test

A-Squared	0.79
P-Value	0.037
Mean	1.8602
StDev	0.7967
Variance	0.6348
Skewness	0.297397
Kurtosis	-0.342597
N	45
Minimum	-0.0361
1st Quartile	1.2638
Median	1.6776
3rd Quartile	2.3582
Maximum	3.3562

95% Confidence Interval for Mean

Lower Bound	1.6209
Upper Bound	2.0996

95% Confidence Interval for Median

Lower Bound	1.4628
Upper Bound	2.0899

95% Confidence Interval for StDev

Lower Bound	0.6596
Upper Bound	1.0064



Norsk senter for økologisk landbruk, NORSØK er ei privat, sjølvstendig stifting.

Stiftinga er eit nasjonalt senter for tverrfagleg forskning og kunnskapsformidling for å utvikle økologisk landbruk. NORSØK skal bidra med kunnskap for eit meir bærekraftig landbruk og samfunn. Fagområda er økologisk landbruk og matproduksjon, miljø og fornybar energi.

Besøks- /postadresse

Gunnars veg 6
6630 Tingvoll

Kontakt

Tlf. +47 930 09 884
E-post: post@norsok.no
www.norsok.no