



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Klimanøytral kompostering av bioresett for resirkulering av ressurser i konvensjonelt og økologisk landbruk

NIBIO RAPPORT | VOL. 10 | NR. 115 | 2024



Trine Eggen, Ove Bergersen, Hege Bergheim, Marius Bless, Joshua Cabell, Maria Dietrich, Monica Fongen, Randi Berland Frøseth, Sissel Hansen, Ingvard Kvande, Rikard Pedersen, Linn Solli, Anne Falk Øgaard. Divisjon for Miljø og Naturressurser

TITTEL/TITLE

Klimanøytral kompostering av biorest for resirkulering av ressurser i konvensjonelt og økologisk landbruk

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Trine Eggen, Ove Bergersen, Hege Bergheim, Marius Bless, Joshua Cabell, Maria Dietrich, Monica Fongen, Randi Berland Frøseth, Sissel Hansen, Ingvard Kvande, Rikard Pedersen, Linn Solli, Anne Falk Øgaard

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
21.10.2024	10/115/2024	Åpen	53188	22/01174
ISBN:		ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-03585-5		2464-1162	54	0

OPPDAGSGIVER/EMPLOYER:

Landbruksdirektoratet, Klima- og miljøprogrammet (KMP)

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Marie Konstad

STIKKORD/KEYWORDS:

Kompostering, biorest, klimagasser, metan (CH₄), lystgass (N₂O), ammoniakk (NH₃)

Composting, digestate, climate gasses

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Håndtering av organiske ressurser og klimagassutslipp

Management of organic resources, climate gas emission

SAMMENDRAG/SUMMARY:

I dette prosjektet har vi undersøkt mulige tiltak som kan redusere utvikling av klimagasser i forbindelse med kompostering av biorest, og restgass-potensiale i biorest fra ulike biogassanlegg. Prosjektet har vist at det kan benyttes ulike tilnærminger for å hindre utslipp av klimagasser fra kompostering av biorest. God avvanning som gir en porøs og luftig biorest, vil bidra til komposteringsforhold som i liten grad forventes å slippe ut klimagasser. Det kan samtidig konkluderes med at det beste er at biogassprosessen har driftsforhold som gjør at mest mulig av råvarene blir omsatt, og dermed har lavt restgass-potensiale og mulighet for å produsere klimagassprosesser under kompostering.

GODKJENT /APPROVED

Roald Sørheim

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Trine Eggen

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Innholdsfortegnelse

Forkortelser og forklaringer på ord og begreper	4
Forord	5
1 Sammendrag.....	6
2 Innledning.....	8
3 Materiale og metoder	10
3.1 Restgass-potensial målinger i utvalgte biorestprøver	10
3.1.1 Valg av biorest.....	10
3.1.2 Karakterisering av biorest og storfegjødning.....	11
3.1.3 Metode.....	11
3.2 Komposteringsforsøk.....	12
3.2.1 Storskala komposteringsforsøk (8 m ³) Tingvoll.....	12
3.2.2 Småskala kompostering	15
3.2.3 Forsøksoppsett og materialer - småskala kompostering (forsøk 1 og 2).....	18
3.2.4 Forsøksoppsett og materialer - småskala komposterings forsøk 3 og 4.....	19
4 Resultater og diskusjon	23
4.1 Restgasspotensial målinger i utvalgte biorestprøver	23
4.2 Storskala komposteringsforsøk (8 m ³) Tingvoll	27
4.3 Småskala kompostering – forsøk 1 og 2	31
4.3.1 Vurdere effekt av biorest og strukturmateriale	31
4.3.2 Vurdere effekt av tilsetning av ekstra nitrogen og lett-omsettelig karbon.....	32
4.4 Småskala kompostering – forsøk 3 og 4	34
4.4.1 Vurdere effekt av våt kompost (forsøk 3)	34
4.4.2 Vurdere effekt av tilsetning av nitrogen (forsøk 3)	39
4.4.3 Vurdere effekt av mekanisk lufting (forsøk 4).....	44
4.5 Vurdere effekten av pH og lagring av biorest ved temperatur før kompostering.....	46
4.5.1 Effekten av pH	46
4.5.2 Lagring av biorest ved lav temperatur	47
4.6 Vurdering av biohud for å redusere frigjøring av klimagasser	48
5 Konklusjon og betraktning om bruk i økologisk drift	50
6 Referanser	52

Forkortelser og forklaringer på ord og begreper

Forkortelse	Forklaring
CSTR	CSTR=Continuously stirred tank reactor og på norsk, kontinuerlig omrøring hvor all biomasse sammenblandes. Dette er den tradisjonelle teknologien.
Headspace-prøvetaking	For å måle utslipp av gasser, for eksempel fra kompost, fanger en opp luftprøver for analysering av gasser.
OM	Organisk materiale
mbar	Millibar. Måleenhet for trykk og som her brukes i forsøkene for å bestemme restgasspotensialet i biogassprøver.
RGP	Restgasspotensial
TS	Tørrestoff
VS	Volatile solids, brukes i biogass-bransjen om organisk materiale (OM). I rapporten brukes VS i figurer og tabeller, og organiske materiale i teksten.
B	Bark (i figurer)
N	Nitrogen (i figurer)
HRT	Oppholdstid (hydraulic retention time)
Plug-flow	Liggende sylindrisk reaktor, med hensikt å dele opp nedbrytningsprosessen i flere trinn i større grad enn hva som skjer under kontinuerlig helomrøring (CSTR).
	Råmaterialer, råvarer og substrater blir brukt om hverandre og brukes for hva en lager biogass av; for eksempel husdyrgjødsel, matavfall, avløpsslam, fiskeensilasje, annet slam som fiskeslam.

Forord

Prosjektet er finansiert av Landbruksdirektoratets Klima- og miljøprogrammet (KMP) – tilskudd til nasjonale prosjekter 2023.

Prosjektsøknad ble utarbeidet i samarbeid med Norsk senter for økologisk landbruk, Norsøk og Norsk institutt for bioøkonomi, NIBIO, kollegaer på Tingvoll og Ås. Det var lagt opp til god dialog og planlegging og tolkning av resultater fra de ulike forsøkene underveis i prosjektet.

På grunn av svært lave klimagassutslipp fra biorest som inngikk i komposteringsforsøkene i dette prosjektet enn i enkelte tidligere studier, og gassanalysator som ble anvendt ikke var følsom nok til å detektere konsentrasjoner så lave konsentrasjoner, ble nye forsøk gjennomført med gassmålingsinstrumenter med høyere følsomhet.

Arbeidet har vært fordelt som følger:

Restgass-potensialmålinger: Linn Solli med hjelp av Hege Bergheim for gassmålinger (NIBIO, Avdeling Bioressurser og Kretsløpsteknologi) og Ingvard Kvande for utvelgelse og anskaffelse av biorestprøver (Norsøk).

Småskalakomposteringsforsøk (forsøk 1, 2), forsøk for å vurdere effekten av lagring av biorest ved lav temperatur, bruk av biohud for å redusere gassfrigjøring under kompostering, vurdere effekten av pH i kompostblandingen: Ove Bergersen, (Avdeling Bioressurser og Kretsløpsteknologi), og Rikard Pedersen hjelp til komposteringsforsøk (Avdeling Bioressurser og Kretsløpsteknologi).

Storskala kompostering av biorest fra storfe gjødsel og av storfe gjødsel for biogassproduksjon (fra samme anlegg, økologisk drift): Joshua Cabell (Norsøk), Randi Berland Frøseth (NIBIO, Avdeling Korn og frøvekster, plassering Tingvoll) og Marius Rangøy Bless (NIBIO, Avdeling Eiendom og drift, plassering NIBIO Tingvoll).

Separering av biorest til bruk i storskala komposteringsforsøk: Ingvard Kvande (Norsøk) og bøndene Ingvar Torjul, Jarl Erik Kindsbækken og Nils Johan Torjul.

Vurdering av næringsinnhold før og etter storskala kompostering: Anne Falk Øgaard (NIBIO, Avdeling Bioressurser og Kretsløpsteknologi).

Utprøving av oppsett og gjennomføring av ekstra komposteringsforsøk med mer sensitive gassmålinger (GC-MS og Picarro gass analysator), Maria Dietrich (NIBIO, Avdeling Grøntanlegg og vegetasjonsøkologi), GC/MS-analyser utført av Monica Fongen (NIBIO, Avdeling Treteknologi), og Trine Eggen (NIBIO, Avdeling Jord og Arealbruk) hjelper i komposteringsforsøk med utprøving av ny metodikk.

Sammenstilling av bidrag fra alle har vært gjort av prosjektleder Trine Eggen.

En stor takk til Sissel Hansen, Norsøk, for innspill om økologisk drift og betydningen av bruk av biorest i økologisk landbruk, og om utslipp av klimagass, og til Jon Geirmund Lied, Norsk Landbruksrådgiving, NLR for samtale om hvordan prosjektets resultater kan tas inn som tiltak i en praktisk verden.

1 Sammen drag

Biorest er et produkt som blir igjen når biogass dannes og tas ut ved anaerob utråtning av organisk avfall (for eksempel matavfall, husdyrgjødsel og fiskeslam) i et biogassanlegg. Biorest er et næringsrikt produkt som er egnet gjødsel til planter.

Biogass dannes i naturlige miljøer og behandlingsanlegg for organisk avfall ved at mikroorganismer bryter ned det organiske materiale uten oksygentilgang (anaerob nedbryting). Normalt er ca 60% av biogassen metan og de resterende 40% karbondioksid. Metan kan brukes som drivstoff og karbondioksid kan lagres (dvs. karbonfangst og lagring) eller benyttes i industrielle prosesser (brus, øl, pakking, veksthus etc.).

Bioresten fra slike behandlingsanlegg er vanligvis et flytende produkt (omkring 5% tørrstoff) som kan separeres i en væske og en fast fraksjon. Næringsstoffene vil i stor grad finnes i væskefasen, mens det faste fraksjonen for det meste er ikke nedbrytbart organisk materiale. Den faste fasen av biorest kan bl.a. videreføres gjennom kompostering.

Det er mulig at kompostering av biorest kan gi uønskete utslipp av klimagasser, og dermed utgjøre en barriere for mer utstrakt bruk av biorest. Frigjøring av gjenværende metan som er til stede i bioresten, eller gjenlevende metan-produuserende mikroorganismer i biorest som under anaerobe forhold i komposteringsprosessen kan bidra til produksjon av metan som frigjøres, har vært reist som mulig forklaring på tidligere målinger av metan (CH_4) og lystgass (N_2O) under kompostering av biorest.

I dette prosjektet har vi undersøkt mulige tiltak som kan redusere utvikling av klimagasser i forbindelse med kompostering av biorest.

For å undersøke hvordan restgasspotensialet i biorest kan påvirkes, ble biorest fra anlegg med ulike råmaterialer (storfe-, svine- og hønsegjødsel, matavfall, fiskeslam, fiskeensilasje og avløpslam), og med ulik oppholdstid (10-30 dager) og temperatur (37 °C, mesofil prosess og 55 °C, termofile prosess), analysert for restgasspotensiale.

Biorest fra enkelte av anleggene viste relativt høyt restgasspotensiale. Dette gjelder spesielt for anlegg med fett- og proteinrike substrater som matavfall og fiskeensilasje. For energirike substrater ser det ut til at det er viktig å opprettholde driftsparametere som gir egnede forhold (temperatur, organisk belastning og oppholdstid) for å redusere restgass fra biorest. Relativt energifattige substrater (for eksempel storfe gjødsel) viste i våre analyser lavere restgasspotensiale.

For å redusere emisjon av klimagasser fra flytende biorest er det mulig å dekke biorestlageret med duk. Det vil i noen grad redusere utslipp. Det vil også gi god effekt å senke temperaturen i bioresten slik at den blir vesentlig lavere enn temperaturen i selve biogassprosessen.

Likeledes er god avvanning av bioresten et tiltak som forventes å redusere klimagassutslipp betraktelig. En svært våt og tett masse vil bidra til videre produksjon og utslipp av klimagasser. For ytterligere å redusere utslipp av metan fra avvannet biorest er å dekke ranker eller lagerhauger med ferdig kompost. Et slikt dekke kan fungere som et metanoksiderende filter, ofte kalt biohud.

Våre undersøkelser tyder på at styring av pH ikke kan gjennomføres på en enkel måte, slik vi har forsøkt i dette prosjektet.

Som ledd i storskala kompostering, ble det gjort undersøkelser for å bestemme om innhold av plantetilgjengelig nitrogen og fosfor endret seg i løpet av komposteringen. Innholdet av mineralsk nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) viste seg å bli vesentlig redusert i løpet av komposteringen. Det kan skyldes nitrogentap til luft i form av ammoniakk og biologisk immobilisering av nitrogen i komposteringsprosessen. Resultatene antyder også at plantetilgjengelig fosfor gikk litt ned ved kompostering.

Avvannet, kompostert biorest fra husdyrgjødsel eller annet materiale tillatt i økologisk landbruk kan være aktuelt både som jordforbedringsmiddel, langsomtvirkende gjødsel og som del av et substrat for oppal av planter i økologisk landbruk.

Hovedfunn:

- Separering av bioresten bidrar til god lufttilgang ved kompostering.
- Avvannet fast biorest har lavere restgasspotensiale enn biorest før separering.
- Det er viktig å optimalisere driftsparametere for å redusere restgass i ferdig biorest.
- Oppfølging og optimalisering av fuktighet ved kompostering av fast biorest er avgjørende.
- I biorest med høy konsentrasjonen av ammonium er det fare for ammoniakk-tap ved kompostering.
- Filter over lager av fast biorest reduserer utslipp.

2 Innledning

Ved behandling av organiske reststoffer i biogassanlegg produseres biogass som er en fornybar energikilde. Biogass er hovedsakelig en blanding av metan (CH_4) og karbondioksid (CO_2). Metan kan benyttes som drivstoff direkte eller omdannes til elektrisitet og varme. Karbondioksid kan renses og benyttes industrielt eller lagres. Biogass utgjør også en fordel ved at den er en energikilde som kan lagres og dermed bidra til forsyningssikkerhet i perioder med varierende energiforbruk.

I tillegg til biogass produserer biogassanlegg en fraksjon som inneholder rester fra de opprinnelige råvarene som ikke ble omdannet til biogass. Fraksjonen kalles biorest og inneholder næringsstoffer som kan gjøre den attraktiv som gjødsel eller som jordforbedringsmiddel. Biorest kan i noen grad erstatte fullgjødsel.

Biorestens sammensetning er et resultat av råvarene som inngår i produksjon av biogass og produksjonsprosessen. Etter at det produsert biogass fra råvarene, vil anslagsvis halvparten av det organiske materialet være nedbrutt, mens plantenæringsstoffene forblir i bioresten.

Næringsinnholdet i biorest er særlig nitrogen, fosfor og kalium. I tillegg andre elementer som er nyttige for plante- og jordliv. Vanligvis er biorestens tørrstoffinnhold omkring 5% når den tas ut av biogassreaktoren. Den kan spres direkte på jordet, eller den kan separeres i en flytende del og en fast del. De mest plantetilgjengelige komponentene vil hovedsakelig finnes i den flytende fraksjonen, men det resterende organiske materialet finnes i den faste fraksjonen.

Det er observert at biorest kan slippe ut klimagasser etter at den tas ut av biogassreaktoren; for eksempel fullskala komposteringsranker av biorest av matavfall (Bergersen og Briseid, 2019), småskala kompostering av biorest (Dietrich m.fl., 2021) (Georg Mathisen, www.forskning.no 14.08.2021), og biorest blandet i jord (Dietrich m.fl. 2020). Slike utslipp vil gjøre biorest mindre attraktiv som gjødsel og motarbeide intensjonen om reduserte klimagassutslipp fra fossil energi, transport, jordbruk, avløpsrensing og avfall. I de siste årene har utslipp av klimagasser fra ulike elementer i biogassanlegg også fått større oppmerksomhet internasjonalt (f.eks. Fredenslund et al., 2023; Wechselberger et al. 2023).

Gode løsninger for håndtering av biorest er viktig for biogassanlegg produsenter av gjødsel- og jordforbedringsprodukter og brukere av biorest, i tillegg til forvaltningen og storsamfunnet generelt. I økologisk landbruk er tilstrekkelig næringsforsyning til plantene en utfordring. Biorest er en verdifull ressurs som gjødsel i økologisk landbruk, spesielt for produksjon av korn og andre åkervekster i husdyrløse driftssystem. Kunnskap som kan bidra til resirkulering av næringsstoffer fra samfunnet og gjødselprodukter til økologisk produksjon er etterspurt (Adler m.fl. 2017). Biorest er også egnet som jordforbedringsmiddel og for kan være et godt bidrag til bedret jordhelse.

Disse forholdene er også tatt inn i Stortingsmelding 11 (2016-2017) «Endring og utvikling – En fremtidsrettet jordbruksproduksjon» (Meld. St. 11 09.12.2016). I tillegg til å fremheve biogassproduksjon fra husdyrgjødsel, matavfall og avfall fra landbruket som et av de viktigste klimatiltakene for å sikre et klimavennlig landbruk, er også utfordringene med biorest omtalt: «Det er også kostnader med transport og lagring av store mengder biorest, noe som kan lede til dårlig areal- og tidsmessig utnyttelse av gjødselen. Dersom produksjon av biogass skal oppskaleres, forutsetter dette blant annet en videre utvikling av teknologier og markeder, og av regelverk som legger riktige føringer.»

Funnene av klimagassutslipp fra biorest under kompostering har skapt behov for ytterligere kunnskap om hvilke forhold som påvirker restgass-potensiale i biorest og hvordan en kan optimalisere komposteringsprosessen, men også lagring av bioresten før bruk, for å redusere klimagassutslipp.

Det antas at metan-produksjon i første fase av komposteringsprosessen, skyldes at en allerede etablert flora av metan-dannende mikroorganismer i bioresten fortsetter produksjon av biogass i små områder

med lite tilgang til oksygen og hvor det fremdeles finnes omsettbart organisk materiale. I dette prosjektet er det undersøkt om kompostering av avvannet biorest kan gjennomføres på en måte som hindrer vesentlige utslipp av klimagasser.

I en velfungerende komposteringsprosess vil det tilføres tilstrekkelig luft til at effekten av mulige anaerobe omdanningsprosesser minimeres. Vanlige tiltak for god lufting er å tilsette riktig mengde strukturmateriale, men også en aktiv lufting kan ha god effekt.

I dette prosjektet er det undersøkt tiltak som kan redusere utslipp av klimagasser før biorest anvendes som gjødselvarer.

Prosjektet har adressert følgende forhold:

- Karakterisering av restgasspotensialet i biorest fra ulikt råstoff og fra mesofil- og termofile biogassprosesser.
- Bestemme klimagassutslipp fra biorest i forhold til ulike faktorer: i) lagring av biorest under forskjellige temperaturer før kompostering, ii) justere oksygen-tilgang i overgang mellom mesofil/termofil fase og iii) justere pH ved tilsetning av ulik struktur.
- Bestemme klimagassutslipp ved storskala-kompostering av biorest
- Undersøke effekten av metan-oksidasjons-filter (omtalt som biohud) på frigjøringen av klimagasser under kompostering.
- Bestemme plantetilgjengelig P og N i utvalgte biorester før og etter storskala-kompostering.

3 Materiale og metoder

Materiale og metode-delen starter med bestemmelse av restgass-potensialet i biorest, og valg og karakterisering av biorestprøver som ble inkludert i prosjektet.

3.1 Restgass-potensial målinger i utvalgte biorestprøver

3.1.1 Valg av biorest

Det ble valgt biorest med hensikt å bestemme restgasspotensial i biorest fra anlegg med ulike typer substrater, driftsparametere, og reaktorteknologi. Fokus på relevans for bruk av biorest i økologisk landbruk har vært viktig, men fordi vi trenger biorest basert på ulike driftsparametere og reaktorteknologi, har det vært nødvendig å inkludere noe biorest basert på substrat som ikke kan brukes i økologisk drift.

Biorest fra anlegg med et eller flere av følgende substrat ble valgt: storfegjødsel, svinegjødsel, fiskeslam, fiskeensilasje, matavfall og avløpsslam. Av 15 biorestprøver er 10 fra gårdsanlegg. To av gårdsanleggene driftes økologisk (anlegg G_d og G_e), og tre gårdsanlegg bruker substrat som gir biorest som kan anvendes i økologisk drift (anlegg G_a, G_b, G_c). Ulike substrat i biorestprøvene fra anlegg G_c, skyldes at biorestprøve G_c3 (substrat storfegjødsel og fiskeslam, kan ikke brukes i økologisk drift) er tatt fra en annen reaktor enn biorestprøvene G_c1 og G_c2 (substrat storfegjødsel og svinegjødsel). Fra disse fem gårdsanleggene ble restgasspotensiale bestemt i totalt ti biorestprøver. Det var biorestprøver fra to industrielle anlegg, og i begge anleggene inngikk substrat som gjorde at biorest ikke kunne brukes i økologisk drift (fiskeensilasje og avløpsslam).

Kun ett anlegg driftes termofilt, industrielt anlegg (I_b), og kun ett anlegg, også industrielt anlegg (I_a), har lav oppholdstid (10 dager), resterende anlegg med oppholdstid mellom 20-30 dager.

Tre biorestprøver (en fra økologisk drift, og to fra industrielt anlegg med termofil biogassproduksjon, I_b2) ble inkubert ved både mesofile- og termofile forhold, henholdsvis 37 og 55 °C, resten av prøvene ble inkubert kun ved 37 °C.

Bortsett fra ett industrielt anlegg med plug-flow teknologi, var resterende biorestprøver fra anlegg med kontinuerlig omrøring (CSTR).

I tillegg til restgassmålinger i biorest, ble det målt restgass i en prøve storfegjødsel fra ku som har metanhemmer (3-NOP, bovaer) i fôret, og i en prøve fra storfegjødsel fra ku som ikke har metanhemmer i fôret (samme besetning). Oversikt over informasjon om biorestprøvene er vist i Tabell 1.

Tabell 1 Oversikt over substrat inn i biogassprosessen, prøvetakingssted, prosess-teknologi, driftstemperatur og oppholdstid, for biorestprøver som var inkludert i restpotensial-forsøkene.

Type anlegg	Anlegg	Prøvetaking-sted	Teknologi	Substrat	Drifts-Temp. (°C)	Oppholds-tid (HRT) (d)
Gårdsanlegg	G_a.1 ²	I reaktor	CSTR	Storfe+ svinegjødsel	Mesofil	20
	G_a.2 ²	Etter-lagrings-tank (tett)	CSTR	Storfe+ svinegjødsel	Mesofil	20
	G_b ²	Etter-lagrings-tank (åpen)	CSTR	Storfe- fjørfegjødsel	Mesofil	20
	G_c.1 ²	I reaktor	CSTR	Storfe+ svinegjødsel	Mesofil	30
	G_c.2 ²	I reaktor	CSTR	Storfe+svinegjødsel	Mesofil	22
	G_c.3	I reaktor	CSTR	Storfe+svinegjødsel, fiskeslam	Mesofil	22
	G_d.1 ¹	I reaktor	CSTR	Storefegjødsel	Mesofil	28
	G_d.2 ¹	I reaktor	CSTR	Storefegjødsel	Mesofil	28
	G_e ¹	I reaktor	CSTR	Storefegjødsel	Mesofil	25
Industri-anlegg	I_a	I reaktor	Plugflow	Storefegjødsel+fiskeensilasje	Mesofil	10
	I_b.1	I reaktor	CSTR	Avløpsslam+Matavfall	Termofil	22
	I_b.2	Avvannet	CSTR	Avløpsslam+Matavfall	Termofil	22

¹Biorest fra økologisk drift. ²Biorest som kan brukes i økologisk drift.

3.1.2 Karakterisering av biorest og storefegjødsel

Biorest som inngår i målinger av restgasspotensialet har blitt karakterisert for pH, og innhold av tørrstoff (TS, tørrstoff-analyse, tørket ved 105 °C/24t) og organisk materiale (OM, tilsvarer volatile Solids, VS, glødetap-analyse, tørket ved 550 °C/15t) (Tabell 2).

Tabell 2 Karakterisering av pH, TS, OM oppgitt i % og i mengde L biorest. ¹Biorest fra økologisk drift. ²Biorest som kan brukes i økologisk drift.

Biorest	Substrat/type prosess	pH	TS	OM (TS)	OM (TS)
			[%]	[%]	[g/L]
G_a.1 ²	Storfe, svin, mesofil	8,1	4,8	70,6	33,5
G_a.2 ²	Storfe, svin, mesofil	7,3	5,7	75,0	43,0
G_b ²	Storfe, fjørfe, mesofil	8,2	6,5	73,4	47,6
G_c.1 ²	Storfe, svin, mesofil	7,9	3,9	68,2	26,7
G_c.2 ²	Storfe, svin, mesofil	7,5	4,42	47,8	21,1
G_c.3	Storfe, svin, fisk, mesofil	7,6	3,49	73,9	25,8
G_d.1 ¹	Storfe, mesofil, økologisk	7,6	2,8	73,0	20,2
G_d.2 ¹	Storfe, mesofil, økologisk	7,7	2,97	69,5	20,7
G_e ¹	Storfe, mesofil, økologisk	7,7	5,5	70,5	39,0
I_a	Storfe, fisk, ensilasje, mesofil	8,2	4,9	71,5	34,8
I_b.1	Slam, matavfall, termofil	7,7	3,1	57,9	18,1
I_b.2	Slam, matavfall, termofil, avvannet	Na	28,8	47,1	135,9

3.1.3 Metode

Restgasspotensial i biorestprøver fra forskjellig gårdsbiogassanlegg og industrielle biogassanlegg ble bestemt ved anaerob inkubering av mellom 5 og 10 gram biorest organisk materiale (tilsvarer VS) (tre parallelle av hver prøve), ved 37 og 55 °C, en oversikt over prøver, mengder (gjennomsnitt av tre parallelle), inkubasjonstemp. og oppstartstidspunkt er vist i Tabell 3.

Biorestprøvene ble målt for pH, innhold av tørrstoff og organisk materiale og overført til 500 mL glassflasker. Flaskene ble forseglet med gummikork og metallskrukapsel. Etter forsegling ble gassvolumet over prøvematerialet vasket med nitrogen, for å fjerne luft (oksygen) fra systemet. Deretter ble flaskene inkubert ved respektive temperaturer, på ristebord (80 RPM). Restgassproduksjon ble målt som trykk (millibar, mbar), manometrisk, og gassvolum (mL) ble beregnet. Trykk ble målt hver dag, eller ved behov. Gass-sammensetning av metan og karbondioksid ble målt to ganger i løpet av forsøksperioden, med gasskromatograf (GC), deteksjonsgrense 0,5 ppm.

Første måling av metan og karbondioksid ble gjort ca. 30 dager etter oppstart (når gassproduksjon var høy), andre måling ble gjort ved avslutning av forsøk (når gassproduksjon hadde avtatt). Forsøk 1. startet 02.05.2023 og varte i totalt 134 dager. Forsøk 2. startet 23.04.2024 og varte i totalt 136 dager.

Målinger av effekten ved inkubering ved lave temperatur, 10 °C.

Utvalgte flasker fra forsøk 1 ble etter 134 dagers inkubering, inkubert på nytt; først i romtemperatur (22°C) i 35 dager, og deretter inkubert ved 10°C i kjøleskap i 35 dager. For å undersøke effekten av gassproduksjon i ved under to ulike temperaturene, ble flaskene målt for gasstrykk (gitt i mbar) over tid, første ved 22 °C og deretter etter 10 °C.

Tabell 3 Oversikt over biorestprøver fra ulike biogassanlegg, innveid material (i tørrstoff og organisk materiale, PM), inkuberings-temperatur og starttidspunkt.

Anlegg	Innveid total (g)	Innveid TS (g)	Innveid OM (g)	Inkub. Temp.(°C)	Start
Gårdsanlegg a.1	200,83	9,53	6,73	37	02.05.2023
Gårdsanlegg a.2	199,10	11,41	8,56	37	02.05.2023
Gårdsanlegg b	201,70	13,08	9,61	37	02.05.2023
Gårdsanlegg c.1	201,97	7,91	5,40	37	02.05.2023
Gårdsanlegg c.2	127,27	5,53	3,91	37	23.04.2024
Gårdsanlegg c.3	96,87	3,38	2,50	37	23.04.2024
Gårdsanlegg d.1	203,30	5,63	4,11	37	02.05.2023
Gårdsanlegg d.1	200,47	5,56	4,05	55	02.05.2023
Gårdsanlegg d.2	111,17	3,31	2,30	37	23.04.2024
Gårdsanlegg e	189,13	10,46	7,37	37	23.04.2024
Industrianlegg a	202,00	9,83	7,02	37	02.05.2023
Industrianlegg b.1	32,17	9,28	4,37	37	02.05.2023
Industrianlegg b.1	30,67	8,84	4,17	55	02.05.2023
Industrianlegg b.2	200,20	6,27	3,63	37	02.05.2023
Industrianlegg b.2	200,40	6,11	3,44	55	02.05.2023
Storf.gjødsel MH+	20,30	2,80	3,06	--	23.04.2024
Storf.gjødsel MH-	19,92	3,06	2,70	--	23.04.2024

¹Biorest fra økologisk drift. ²Biorest som kan brukes i økologisk drift.

3.2 Komposteringsforsøk

3.2.1 Storskala komposteringsforsøk (8 m³) Tingvoll

Sommeren 2023 ble det gjennomført kompostering av avvannet biorest fra storfegjødsel på Tingvoll og sammenlignet med tilsvarende kompostering av avvannet ubehandlet, fersk storfegjødsel. Begge substratene var fra samme melkekubesetning på Tingvoll gard.

Biogassanlegget på Tingvoll gard har vært i drift siden 2011 og er i hovedsak brukt til FoU-arbeid og testing. Anlegget ble bygd om i 2021/22. Leverandøren er MMG Konsult fra Sverige. Gjødsel pumpes

direkte fra pumpekum ved fjøs og inn i reaktor. Ingen andre substrat brukes i produksjonen. Reaktoren er av typen kontinuerlig omrøring (CSTR), 60 m³. Aktivt volum er 50 m³. Oppholdstid ved uttak av biorest var ca. 25 dager. Innmating hadde vært lik, ca. 2 m³ per døgn, i noen måneder før uttak av bioresten. Ved påfylling tappes tilsvarende mengde ut av reaktoren (overløp) til en kjølekum.

Bioresten i kjølekummen hadde en temperatur på 15–20 °C ved uttak til forsøk. En lokal gårdbruker foretok selve avvanningen av både biorest og ubehandlet storfe gjødsel med en traktormontert Stallkamp skruepresseseparator (Figur 1). Ubehandlet gjødsel til separering ble tatt direkte fra pumpekum ved fjøset. Biorest ble samlet opp over ca. 20 dager i to gjødselsvogner på 14 og 11 m³. Bioresten ble tatt ut fra kjølekum etter biogassanlegg og var nedkjølt ved tapping. Cirka 20 % av bioresten og ubehandlet gjødsel ble skilt ut til den faste fraksjonen. Kapasiteten på gjødselsvognene og mengden gjødsel i pumpekum begrenset hvor mye kompost vi fikk laget på en gang. Registreringer av metan-konsentrasjon (med gassanalysator Biogas5000, https://www.qedenv.com/media/lusnbnby/biogas-5000_manual.pdf) målt rett over overflata av gjødsla i vognene, viste ingen tegn til restgassutvikling i bioresten i gjødselsvognene.



Figur 1 Separering av biorest fra storfe gjødsel fra økologisk drift. Foto: Joshua Cabell

Til kompostering brukte vi et “komposteringshus” som består av to binger på 8 m³ (Figur 2). Bingene har tak, tre isolerte vegger, og er kledd med plast. Veggelementer i åpningen kan stables opp til kompostens høyde i forkant. I bunnen var det naturlig lufting via tre parallelle perforerte rør med en felles utgang og som var dekt med 30 cm grov flis.



Figur 2. Komposthuset (t.v.) med de to bingene; en av bingene blir fylt opp med separert biorest og flis (t.h.). Foto: Randi B Frøseth.

Kompostene ble lagt opp samme dag som avvanningen ble foretatt. Ved oppstart den 12. juni hadde gjødsla og bioresten såpass mye fuktighet at det lot seg gjøre knipe ut litt væske ved å klemme en prøve i handa. Dette tilsvarte et vanninnhold på 76–77 % (23–24 % tørrstoff). Det var litt fuktigere enn det gårdbrukeren praktiserte med egen gjødsel for å bare bruke den flytende delen, men vi ønsket å beholde litt mer nitrogen i massen og dermed få en bedre komposteringsprosess. C/N-forholdet var da 38:1 for biorest og 45:1 for gjødsel. Dette er litt høyere enn optimalt, men det var forholdet vi fikk med riktig tørrstoff-innholdet. Kompostene bestod av ca. 4500 liter separert biorest/gjødsel og ca. 900 liter flis som ble blandet inn for å gi massen mer luft. Flisen hadde 40 % tørrstoff. Massetetthet («bulk density» på engelsk) i blandingen ved oppstarten var på ca. 212 kg/m³. Selv om flis har et høyt C/N-forhold (rundt 200), er karbonet sterkt bundet og bidrar lite til det totale C/N-forholdet. Materialet ble jevnt fordelt i bingene og var ca. 50 cm tykt ved oppstart. Tre pinner med temperatur-loggere ble satt på rekke 75 cm inn i hver binge, med ca. 55 cm fra vegg og mellom hver (Figur 3). Rør i gasstett materiale (teflon) med luftoppsamler (nettingposer fylt med plastperler, Figur 3) i den ene enden og en treveis ventil i den andre ble koblet til pinnene. Gassprøver ble tatt av lufta i komposten i 10 cm og 35 cm dybde. Konsentrasjon av gassene metan (%), karbondioksid (%), oksygen (%), hydrogensulfid (H₂S) (ppm) og ammoniakk, (ppm) i kompostlufta ble målt med gassanalysator (Biogas5000). Biogas5000 ble koblet til rørene som stakk inn i komposten via ventilen. Gassanalysatoren har en liten pumpe som suger lufta fra komposten inn i instrumentet. Målingene ble gjort daglig de første 9 dagene, deretter litt sjeldnere, og bare en gang i juli og august. Den 23. august ble komposten vendt for å sjekke om det ble noe respons i temperatur og gassutvikling. Komposteringsforsøket ble avsluttet med uttak av prøver den 24. oktober.



Figur 3. Binge med kompost av bioest fra husdyrgjødsel og måleutstyr for temperatur og gassutvikling (t.v). Nærbilde av slangene med nettingposer som ble satt ned i komposten (t.h.). Foto: Randi B. Frøseth.

3.2.2 Småskala kompostering

Det ble gjennomført flere småskala komposteringsforsøk ved bruk av Dewar-termosener og gassmålinger utført ved bruk av bærbar gassanalysator (GA-5000), og ett komposteringsforsøk hvor det ble analyser «headspace»-gassprøver (se Figur 6) som ble analysert ved bruk av gasskromatografisk massespektrometri (GC-MS).

For å teste bruk av en ny type måleutstyr for mer sensitive gassmålinger av klimagasser som NIBIO har anskaffet (et automatisert åpent dynamisk kammer-system sammen med en CRDS Picarro gassanalysator), trengte vi bruke større beholdere enn Dewar-termosene ($d=10$ cm). Forskjellig løsninger og oppsett ble forsøkt, se nærmere beskrive nedenfor.

3.2.2.1 Dewar-termosener (2 L)

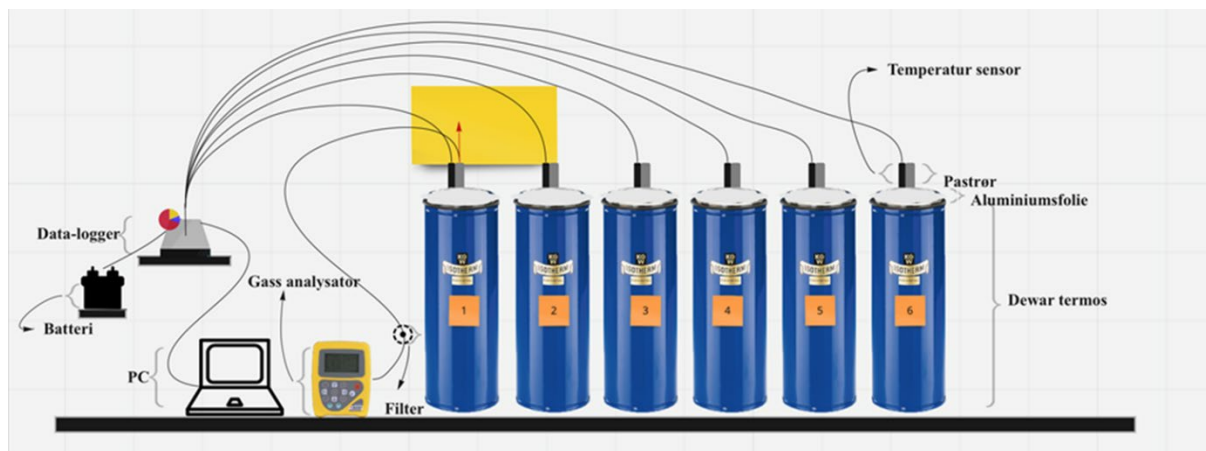
Dewar-termosen og målesystemet er illustrert i Figur 4. Luftutveksling foregikk via den åpne toppen av Dewar-termosen. I midten av termosen ble temperaturen målt ved hjelp av temperatur-sensorer, og tilknyttet data ble lagret i en Delta-T data logger med batteridrevet strømtilførsel. Gjennom å utføre temperaturmålinger hvert tiende minutt kunne loggeren beregne gjennomsnitts-, maksimums- og minimumstemperaturene per time.

Ved siden av temperatursensoren ble det satt inn et plastrør for å overvåke gass-sammensetningen inne i kompostens porevolum under forsøket. En gassanalysator, GA 5000, ble benyttet for å måle konsentrasjonene av oksygen-gass elektrokjemisk. Konsentrasjonene av karbondioksid- og metan-gass ble samtidig målt med en infrarød sensor. Konsentrasjonsverdiene ble avlest etter ca. 30 sekunder når maksimumsverdi av karbondioksid og minimumsverdi av oksygen ble nådd. Gassmålinger ble utført daglig.

Når oksygen-forbruket i komposteringsprosessen var ekstra høyt (lav oksygen-konsentrasjon inne i massens porevolum), ble det tilført ny luft inne i massens målepunkt. Lufttilførselen skjedde ved å suge ut gass fra massens porevolum med gassanalysatoren slik at konsentrasjonene viste 14-15 % oksygen daglig. På den måten tilføres porevolumet i massen nytt oksygen fra omgivelsene uten å avgi varme. Sistnevnte, er spesielt viktig i starten av prosessen slik at lufttilførsel ikke blir for lav. Toppen av Dewar-termosen ble tildekket med aluminiumsfolie for å hindre varmetap og uttørring.

Temperatur- og gassmålingene inne i komposteringsmassen ble overvåket for å følge mikrobielle aktiviteten under komposteringsprosessen. Her ble temperatur logført og gass målt daglig.

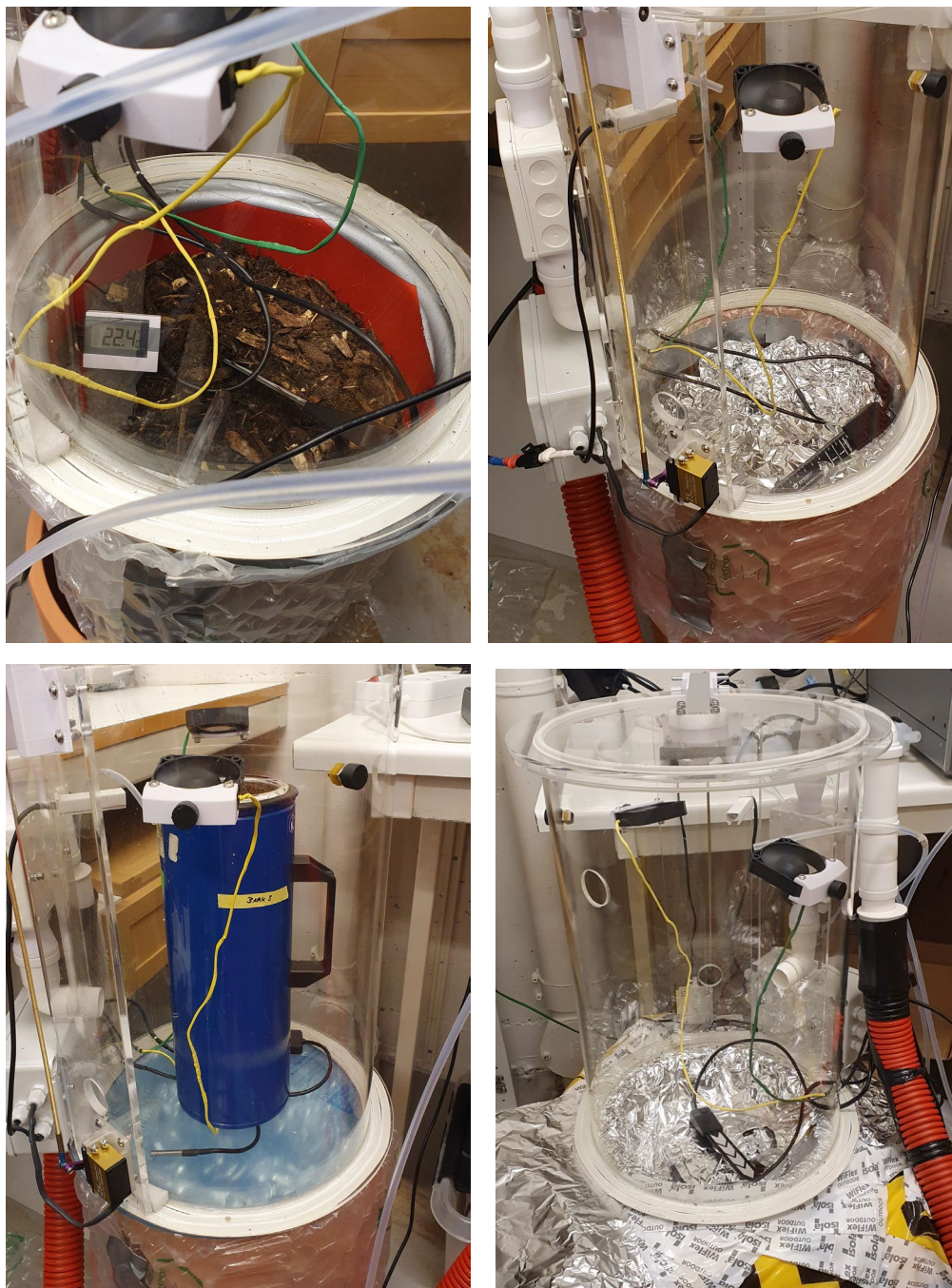
Dewar-termoser brukes ofte for stabilitetsmålinger av kompost (Brinton et al., 1995).



Figur 4 Illustrasjon som viser et stasjonært komposteringsystem, med 6 Dewar- termoser, gassanalysator og datalogger.

3.2.2.2 Utprøving av forsøksoppsett – bruk av mer følsomme gassmålingsutstyr

Flere varianter av oppsett ble forsøkt før en valgte det som var praktisk mulig å gjennomføre innen tiden og rammene vi hadde i prosjektet (Figur 5). Vi vurderte i) kompostering i vanlig plastbøtte med bobleplast og gassmålingskammer satt over bøtta, ii) plastbøtte ble erstattet med leirpotte for utebruk (volum 17 L) med dobbel vegg og luftrom imellom (frostfri potte), iii) kompostering i Dewar-termos som beskrevet ovenfor og hvor termosen ble plassert inne i gassmålingskammer, og iv) løsningen som ble valgt til slutt, kompostering i leir-potte kledd med isopormatter rund. For å redusere varmetap i perioden når ikke gassmålingene ble gjennomført, ble åpninger/glipper tapet.



Figur 5 Uprøving av ulike oppsett for testing av gassmålingsutstyr prøvetakingskammer med gassmåling med Picarro gassanalysator. i) kompostering i vanlig plastbøtte med bobleplast og gassmålingskammer satt over bøtta, ii) kompostering i leirpotte med dobbel vegg og luftrom imellom, iii) plassere en Dewar-termos som står inne i gassmålingskammer, og iv) som ble valgt til slutt, kompostering i leirpotte pakket inn med isopormatte og tetting av åpninger/sprekker for å redusere tap av varme i perioden når gassmålingene ikke ble gjennomført. Foto: Maria Dietrich.

I bunnen av hver leirpotte ble en perforert kopp plassert på hodet (Figur 7). I den ene potten ble det i koppen lagt en luftslange som var koblet til en akvariepumpe, og 2 minutter hver dag ble systemet luftet, 200 L/t, via denne slangen. Lufteslangen var åpen i perioden mellom aktiv lufting, og det var derfor en viss diffus gassutveksling selv uten aktiv lufting. I den andre potten var det ingen lufting. Begge beholderne ble dekket med aluminiumsfolie på toppen for å redusere varmetap og uttørking. Temperaturen i komposten ble målt med K-sensorer og logget med TC-o8. Oppsettet er illustrert i Figur 7. Gassmålingssystemet som ble brukt, et automatisert åpent dynamisk kammer system sammen

med en CRDS Picarro gassanalysator, måler fire gasser samtidig: metan, karbondioksid, ammoniakk og lystgass.

3.2.3 Forsøksoppsett og materialer - småskala kompostering (forsøk 1 og 2)

Det ble gjennomført småskala-komposteringsforsøk og gassmålinger med bærbar GA-5000 med to bioresttyper; i) delvis avvannet/avvannet biorest med storfe gjødsel som substrat (fra anlegg G_d) fra økologisk gårdsdrift og mesofil prosess (fra samme anlegg som brukt i storskalaforsøk), og ii) avvannet biorest med avløpsslam og matavfall som substrat (I_b.2), termofil prosess.

I forsøk 1 ble useparert biorest fra anlegg med storfe gjødsel (G_d) fraktet til Ås hvor det ble gjort en delvis avvanning før bruk. I forsøk 2 ble sterkt avvannet biorest fra samme anlegg (G_d) anvendt.

Karakterisering av råstoff og strukturmateriale, og blandingsforhold mellom biorest og strukturmateriale, er vist i henholdsvis Tabell 4 og Tabell 5.

Tabell 4 Karakterisering av biorest og struktur brukt i komposteringsforsøk 1. Delvis avvannet biorest fra anlegg G_d (substrat storfe gjødsel) ble brukt i termos 1 og 2, og avvannet biorest fra industrielt anlegg med substrat matavfall og avløpsslam (I_b.2) (forsøk 1, termos 3).

Substrat	No. Termos	TS	OM	pH	pH
		[%]	[%]	Start	slutt
Biorest ¹ G_d + Struktur	1	54,34	51,8	7,54	6,11
Biorest ¹ G_d + Struktur	2	28,59	22,9	7,96	6,82
Biorest ² I_b.2 + Struktur	3	47,23	46,4	7,53	6,52

¹delvis avvannet biorest, ²avvannet biorest

Tabell 5 Blandingsforhold mellom avvannet biorest og struktur (dekkbark fra Bauhaus, godt omsatt), oppgitt i volum (ml) og i vekt (g) i forsøk 1.

Substrat	No. Termos	Forhold Biorest (sentrifugert) /struktur	Forhold biorest / struktur	Totalvekt biorest + struktur
		[ml volum]	[g vekt]	[g vekt]
Biorest ¹ G_d/ Struktur	1	500 / 2000	635 / 247	889
Biorest ¹ G_d/ Struktur	2	1000 / 2000	1045 / 440	1495
Biorest ² I_b.2 /Struktur	3	1000 / 1000	850 / 350	1180

¹delvis avvannet biorest, ² avvannet biorest

I forsøk 2 ble effekten av ekstra tilsetning av nitrogen- og karbonkilde vurdert. Volum av biorest og tilsetningsmaterialer som inngikk i forsøk 2 og blandingsforhold mellom dem, er vist i henholdsvis Tabell 6 og Tabell 7.

Tabell 6 Volum av biorest, struktur og andre tilsetninger i forsøk 2. Sterkt avvannet biorest fra storfe gjødsel var fra gårdsanlegg G_d, men ikke samme biorest som ble brukt i småskala komposteringsforsøk 1 og som inngikk i restgasspotensiale-forsøket).

Tilsetning	Volum ml]
Biorest	1200
Struktur	700
Væske vann	300
Hønsetalle	100
Melasse	10

Tabell 7 Blandingsforhold mellom sterkt avvannet biorest fra gårdsanlegg med storfe gjødsel (G_d), struktur (i dette forsøket, hoggeflis fra Maarud kompost), væske, hønsetalle og melasse, oppgitt i volum (ml) og i vekt (g) i forsøk 2.

Substrat	No. Termos	Forhold biorest / struktur / hønsetalle	Forhold biorest / struktur	Vann
		[ml volum]	[g vekt]	[ml]
Biorest ¹ + Struktur + hønsetalle + vann	1	1200/700/100	663/ 200/49,4	300
Biorest ¹ + Struktur + hønsetalle + vann + melasse	2	1200/700/100	665/ 196/50	290 vann /10 melasse
Biorest ¹ + Struktur + vann	3	1200/700/ -	665/ 198/0	300

Ikke samme som brukt i småskala komposteringsforsøk 1 og karakterisert i Tabell 2.

3.2.4 Forsøksoppsett og materialer - småskala komposterings forsøk 3 og 4

I forsøk 3 og 4 ble det brukt biorest (SB) fra et gårdsanlegg med fiskeslam og husdyrgjødsel som substrat, plug-flow teknologi, mesofile forhold og 7 dagers oppholdstid (inngikk ikke biorest til restgasspotensial-testen, beskrevet i Tabell 8). I forsøk 3, ble også flytende biorest fra industrianlegg med matavfall og avløpsslam som substrat, termofil prosess (I_b.1) tilsatt sammen med biorest (SB) fra gårdsanlegg. Flytende biorest fra matavfall og avløpsslam viste høyest restgass-potensiale (Figur 8), og ble inkludert for eventuelt øke sannsynligheten for å få påvist metan i våre forsøk.

I alle kompostblandinger i forsøk 3 og 4, ble struktur (barkdekke og treflis (ca. 0,5 - 4 cm, fastere og mindre omsettbart enn bark), og inokulum fra en hageavfallskompost, tilsatt.

Nitrogen i form av Helgjødsel (basert på hønsegjødsel, Norsk Naturgjødsel) ble tilsatt for å øke temperaturutviklingen i komposten, og samtidig ønsket vi undersøke om mengde nitrogen som ble tilsatt hadde en effekt på komposteringsprosessen og kanskje klimagass-frigjøringen (forsøk 3). Effekten av mekanisk lufting ble undersøkt i forsøk 4. I forsøk 4 ble også Helgjødsel, samt ekstra karbonkilde i form av moste pærer (for å simulere tilsetning av matavfall), tilsatt.

Karakterisering av biorest og tilsetningsmateriale i forsøk 3 og forsøk 4 er vist i Tabell 8.

I forsøk 3 ble gassmålinger utført ved bruk av GC-MS, og i forsøk ved bruk av et automatisert åpent dynamisk kammer system sammen med en CRDS Picarro gassanalysator.

Tabell 8 Egenskaper ved biorest og tilsetningsmaterialer brukt i komposteringsforsøk; avvannet tørrfraksjon biorest fra gårdsanlegg, fiskeslam og husdyrgjødsel (SB), væskefase biorest fra industrianlegg, useparert biorest, matavfall og avløpsslam (lb_1) og ulike tilsetninger (forsøk 3, Dewar-termoser og 4, leirpotter), samt karakterisering av kompostblanding brukt i Dewar-termosene (forsøk 3) og leirpotter (forsøk 4). Avvannet biorest (SB), kompost miks uten Helgjødssel brukt i Dewar termoser (forsøk 3) og kompost miks med Helgjødssel (oppskalert blanding N2 i forsøk 3) ble også analysert for NH₄-N og NO₃-N.

Substrat	Forsøk nr.	TS [%]	Fuktighet [%]	pH	C [%]	N [%]	C/N	NH ₄ -N [mg/kg]	NO ₃ -N [mg/kg]
Tørr fraksjon biorest (SB)	3, 4	34	66	8,6	45,4	1,343	33,8	2851	3,09
Væskefase biorest lb_1	2, 3	3,1		7,6	8,8	1,276	6,91		
Bark ¹	3, 4	59,5	40,5	5,9	50,4	0,56	89,9		
Helgjødssel ²	3, 4	83,2	16,8	6,5	22,2	12,25	1,81		
Treflis	3, 4	90,6	9,4	5,7	50,8	0,08	662,2		
Pærer ³	4	16	84	3,46	29,9	0,31	97,0		
Kompost miks ⁴	3	41,7	58,3	6,5	49,0	0,65	75,8	2,26	2,06
Kompost miks ⁵	4	41,7	58,3	7,0	43,9	1,34	33,7	7997	1,12

¹dekkbark revet gran- og furubark, 0-30 mm (Plantasjen), ²Helgjødssel, hønsegjødsel (Naturgjødssel, Bauhaus) deklarasjon: 12% Tot. N hvorav NH₄-N og NO₃-N utgjør 3,6%, P-AL-P 2%, ³pærer som var moste/homogenisert og skulle simulere matavfall,

⁴kompost miks uten tilsetning Helgjødssel (Dewar-termoser forsøk 3), ⁵kompost miks med tilsatt Helgjødssel (leirpotter, forsøk 4).

3.2.4.1 Forsøksoppsett forsøk 3

Dewar-termoser (2 L) som beskrevet i kap. 3.2.2.1 og Figur 4 ble brukt. Ulike blandinger av biorest, struktur, inokulum, melasse og Helgjødssel (basert på hønsegjødsel, Norsk Naturgjødssel) ble laget som beskrevet i Tabell 9. En blanding ble laget ekstra våt kompost for å se om vi så noen effekt på klimagassutslipp når oksygen-tilførselen ble redusert i en våt kompost. Fuktigheten i kompostblanding med bark tilsatt ekstra vann (Bark + ekstra vann) og bark uten ekstra vann (Bark 1-3), var henholdsvis ca. 65 og 53 % prosent.

For å sammenligne effekten av ulikt nitrogeninnhold i kompost på utslipp av klimagasser og temperaturutvikling i komposten, ble en blanding av kun avvannet biorest (SB) og homogeniserte/moste pærer tilsatt som mer karbon-kilde, tilsatt ulike mengder Helgjødssel: N1 = ingen tilsetning (0 g), N2 = 5 g og N3 = 100 g. Samme mengde inokulum ble tilsatt alle Dewar-termoser.

Tabell 9 Mengde biorest, struktur, inokulum, homogeniserte/moste pærer, Helgjødssel (N1-N3) og vann tilsatt i de 7 Dewar -termosene (Forsøk 3). I forsøk 4, ble blandingen N2 50 g (market blå) brukt. Denne blandingen ble oppskalert fra 2 L termos til ca. 17 L potter.

Beskrivelse	Termos	Forkort.	Biorest SB ³	Biorest lb_1 ⁴	Bark	Treflis	Inokulum	Pærer	Helgjødssel N	Tilsatt vann	TS
			[g TS]	[g TS]	[g TS]	[g TS]	[g TS]	[g TS]	[g TS]	[mg]	[%]
Bark	1-3	B1-B3	90.0	2.8	141.7	91.7	10.0				47
Bark våt ¹	4	B-V	90.0	2.8	141.7	91.7	10.0			240.0	35
N1 0 g	5	N1-0	90.0		188.9	61.1	10.0	48.0	0.0		41
N2 50 g ²	6	N2-50	90.0		188.9	61.1	10.0	48.0	41.6		41
N3 100 g	7	N3-100	90.0		188.9	61.1	10.0	48.0	83.2		41

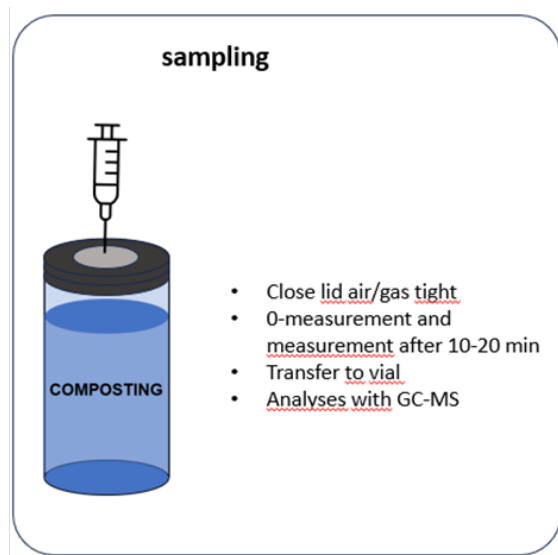
¹tilsatt ekstra vann for å skape våt kompost, ²blanding som også ble brukt i forsøk 4, ³avvannet fast fase biorest fra gårdsanlegg, fiskeslam og husdyrgjødsel (forsøk 3 og 4), ⁴useparert biorest fra industrianlegg, matavfall og avløpsslam (lb_1).

Temperaturen ble logget med termoelementer som ble satt inn i komposteringsbeholderne. Temperaturen i «headspace» ble målt med små TFA Dostmann-termometre. Komposten ble luftet gjennom den åpne toppen av Dewar-flasken, som var løst tildekket med aluminiumsfolie. Komposten ble blåst gjennom med frisk luft hver dag ved hjelp av et rør som var montert ved siden av temperatursensoren i midten av beholderen.

Målinger av klimagasser over en periode på 3 uker ble gjort med samme metode som beskrevet i Dietrich et. al. 2021, vist i illustrasjon i Figur 6.

Rett etter prøvetaking av gasskonsentrasjonen inne i komposten ble aluminiumsfolien fjernet. Komposten ble spylt med omgivende luft i 2 minutter gjennom røret inne i komposten med en strømningshastighet på 300 ml/min for å sikre tilførsel av oksygen og like forhold i alle beholderne før «headspace»-prøvetakingen startet. Røret og termoelementet ble deretter fjernet svært forsiktig. Etter spyleprosedyren ble beholderen lukket med et lufttett lokk, og null-målingen (start) ble tatt ut gjennom et septum med en sprøyte (15 ml) og overført til et evakuert hetteglass. Etter 10 minutter (og mot slutten av forsøket etter 20 minutter) ble den andre prøven på 15 ml tatt etter samme prosedyre. Gassutslippet i løpet av perioden ble beregnet som differansen mellom de to. Høyden fra komposten til toppen av beholderen ble målt med en linjal og brukt til å beregne volumet av «headspace». Sammen med temperaturen ble dette brukt til å beregne gasskonsentrasjonene i «headspace» over komposten.

Prøvene i ampullene ble analysert ved hjelp av GC-MS for å bestemme konsentrasjonene av lystgass, metan og karbondioksid. Analysen ble utført ved hjelp av en Agilent Technologies 7820A GC System-gasskromatograf, koblet til en massedetektor Agilent Technologies 5875 Series MSD og en Gilson 222 XL auto sampler. Prøven ble injisert med en 5 ml prøvesløyfe, gjennom en 0,5 m × 0,32 mm deaktivert forkolonne, inn i en 25 m × 0,32 mm CP-PoraPLOT Q-HT-kolonne (Chrompack), som ble holdt ved 40 °C. Helium ble brukt som bærerergass ved 1,0 ml/min. Massedetektoren ble brukt i SIM-modus (Selected Ion Monitoring) for å oppnå tilstrekkelig følsomhet. En sertifisert blanding av klimagasser i helium (AGA) ble brukt som kvalitetskontroll av kalibreringskurven (Ekeberg et al., 2004). Konsentrasjonen i AGA-blandingen med tilsvarende verdier oppnådd i testen i parentes: metan: $1,02 \pm 5,0 \%$ ($1,39 \pm 20,0 \%$), karbondioksid: $991 \pm 2,0 \%$ ($983 \pm 11,0 \%$) og lystgass: $0,956 \pm 5,0 \%$ ($1,09 \pm 12,0 \%$).

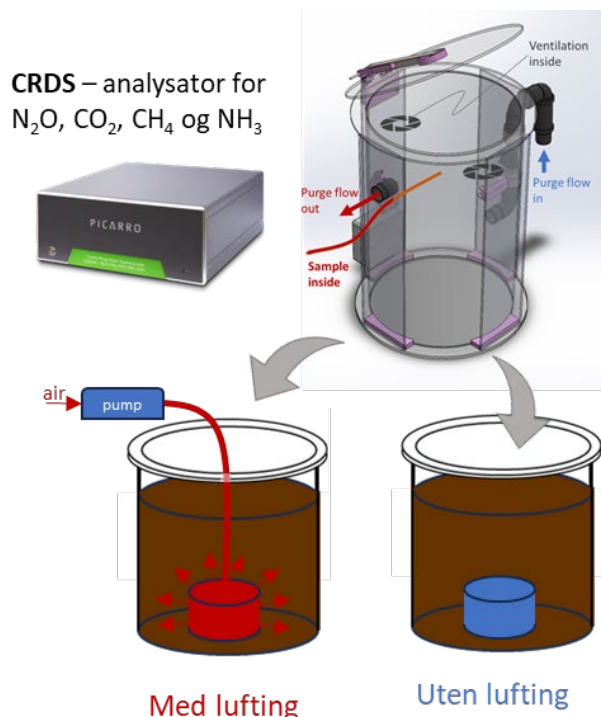


Figur 6 Illustrasjon som viser hvordan «headspace» gassprøver for GC-MS analyser ble tatt.

3.2.4.2 Forsøksoppsett forsøk 4

To isolerte leirpottter (17 L) ble fylt opp til 5 cm under kanten av pottene med biorest, bark, treflis, kompost inokulum, homogeniserte/moste pærer, og Helgjødse (basert på hønsemøkk). Utprøving av forsøksoppsett og nærmere beskrivelse av valgte oppsett er beskrevet i kap. 3.2.2.2.

Blandingen N2 50 g i forsøk 3 (Tabell 9), ble oppskalert og brukt i forsøk 4, hvor en av leirpottene ble luftet og den andre ikke (illustrert i Figur 7).



Figur 7 Oppsett av to pottter med og uten lufting og åpent dynamisk kammer for måling av klimagasser.

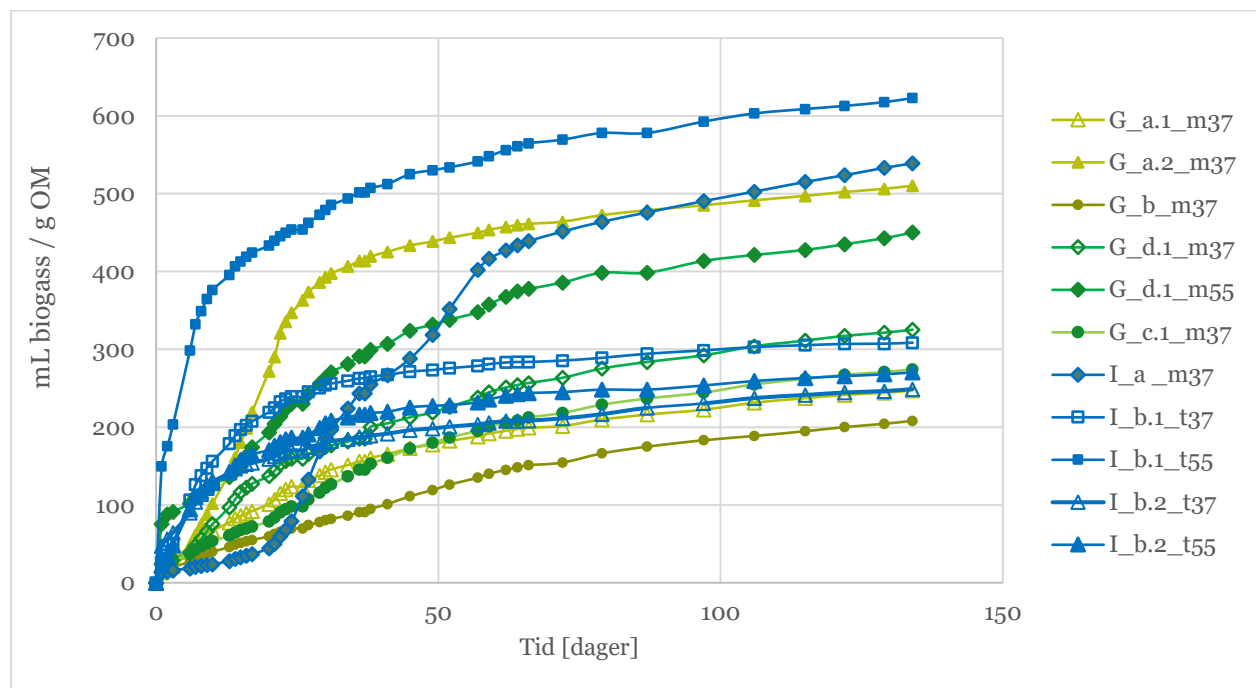
I løpet av en 10-dagers forsøksperiode ble et automatisert åpent dynamisk kammer plassert på toppen av beholderne én gang om dagen eller annenhver dag for måling av gassfluks fra komposten. For nærmere beskrivelse av kammerets konstruksjon og grunnleggende prinsipper og beregning av fluks er beskrevet i (Pape et al., 2009). En teflonprøvetakingsledning førte direkte fra innsiden av kammeret til Picarro gassanalysatoren. Kammeret ble lukket i minst 8 minutter, og det siste minuttet av målingene ble brukt til å beregne konsentrasjonen. Luften som strømmet inn i kammeret, ble sugd inn via et rør (d=41 mm) fra det tilstøtende rommet for å unngå høye konsentrasjoner ved innstrømningen.

4 Resultater og diskusjon

4.1 Restgasspotensial målinger i utvalgte biorestprøver

Totalt 17 prøver ble inkludert i restgasspotensialtest. 15 av prøvene var biorest fra biogassreaktorer, to av prøvene var storfe gjødsel fra ku med og uten metanhemmer (3-NOP, boaver) i fôret. To av biorestprøvene var fra industrielle anlegg, resten gårdsanlegg. To av gårdsanleggene er på gårder som driver økologiske gårdsanlegg (G_d og G_e). Kun ett anlegg driftes termofilt (I_b.1 / b.2), ett anlegg har lav oppholdstid (I_a).

Resultater fra restbiogasspotensialtestene (to forsøk) viser at det er høy variasjon i energiinnhold og restgasspotensial i ulike typer biorest. Resultat for biorestprøver inkubert er basert på trykkmålinger og vist som mL biogass akkumulert / gram organisk materiale. Resultatet for prøvene inkubert i forsøk gjennomført i 2023 og 2024 er vist i henholdsvis Figur 8 og Figur 9. Gjennomsnittsverdier for målt metan- og karbondioksid-konsentrasjon etter ca. 30 dager for alle flasker er vist som volum % gass i Tabell 10.

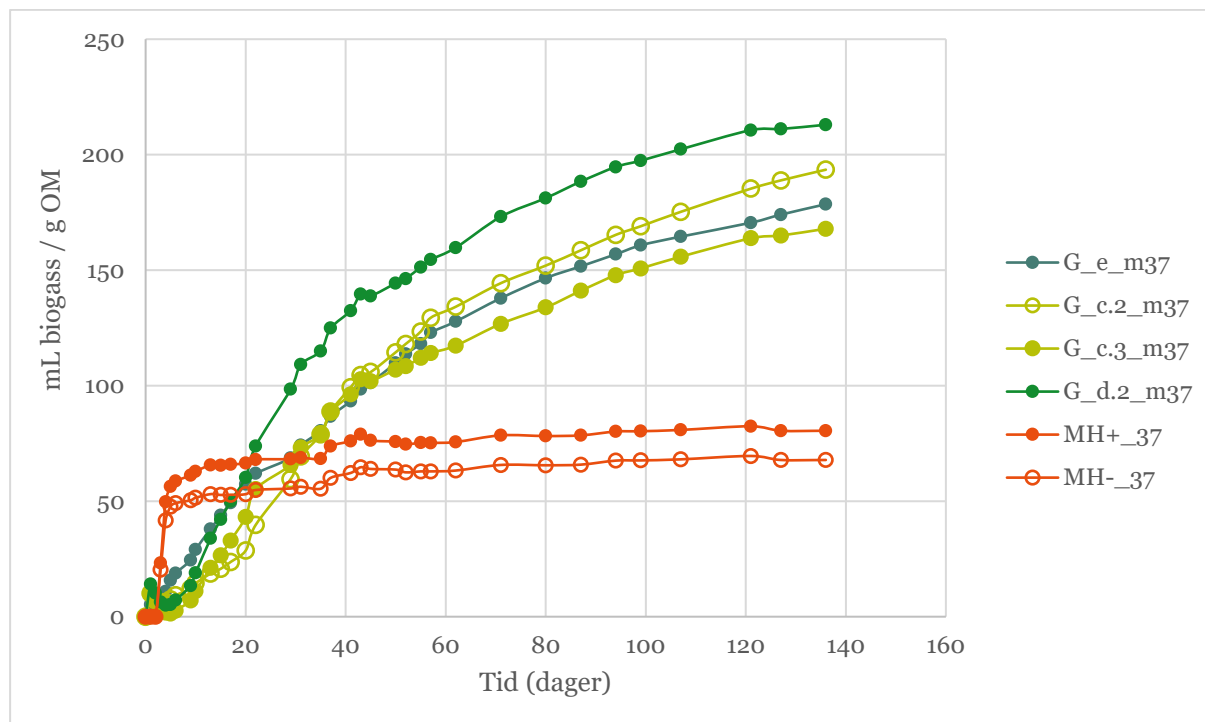


Figur 8 Restgass-potensialt med 11 prøver, startet mai 2023. Biogass (mL/g OM) akkumulert i 134 dager. G = gårdsanlegg (grønne farger), I = industrielt anlegg (blå farge), bokstaver (a-d) henviser til ulike anlegg, m = mesofilt anlegg, t = termofilt anlegg, 37 = inkubert på 37°C, 55 = inkubert på 55 °C. G_a.1 er biorest fra reaktor og G_a.2 fra tett etter-lagringstank. I_b1 er flytende biorest. I_b2 er avannet biorest fra samme anlegg.

Inkubasjonstest 2023: Resultatene fra denne testen viser at lavest restgasspotensial ble observert i prøver fra gårdsanlegg. Høyest restgasspotensial ble målt i biorest fra industrielt anlegg a (I_a), en prosess med energirikt substrat (fiskeensilasje i tillegg til storfe gjødsel), og relativt kort oppholdstid (10 dager). Restgasspotensial i industrianlegg a hadde ca. 539 mL biogass produsert / gram organisk materiale tilsatt i bioresten (Figur 8). Industrielt anlegg a var ikke i optimal drift ved prøvetakingstidspunkt. Blant gårdsanleggene var det anlegg b (G_b) som hadde lavest restgasspotensial i bioresten med totalt ca. 208 mL biogass produsert / gram organisk materiale. Gårdsanlegg b har en substratblanding av storfe- og fjørfegjødsel og standard kontinuerlig omrøring (CSTR)-teknologi og ca. 20 dager oppholdstid (HRT), og prøven er tatt fra en åpen etter-lagringstank. Gårdsanlegg a og c (G_a.1 og G_c) hadde i biorest fra reaktor restgasspotensial på henholdsvis ca. 247

og 270 mL biogass / g organisk materiale tilsatt. Som gårdsanlegg b har også a og c standard teknologi med kontinuerlig omrøring (CSTR). Gårdsanlegg a og c (G_a og G_b) har substratblanding av storfe- og svinegjødsel. Fra gårdsanlegg a, ble det i tillegg til biorest fra reaktor også inkubert en prøve biorest fra lukket etterlagringstank (G_a.2). Denne prøven hadde restgasspotensial på ca. 510 mL gass / g organisk materiale. Dette er høyere enn potensialet målt i reaktor-bioresten, og er sannsynligvis ikke representativt. Etterlagringstanken har ikke omrøring, og prøveuttak gjøres i bunnen av tanken, og inneholder en del sediment (akkumulert organisk materiale), noe som kan forklare høyt gasspotensial i denne prøven. Sammenlignet med industrianlegg a, har de tre gårdsanleggene med lavest potensial fra ca. 67 til 57 % lavere restgasspotensial i bioresten. Samtlige gårdsanlegg driftes på mesofil temperatur, og ble i restgass testen også inkubert mesofilt. Biorestprøve fra gårdsanlegg d (G_d) ble også inkubert ved termofil temperatur, og restgassutbyttet i denne prøven var en del høyere (ca. 450 mL gass / g organisk materiale) enn i den som ble inkubert mesofilt (ca. 325 mL gass / g organisk materiale). Nedbrytningsgrad er generelt sett høyere med økt temperatur og noe høyere restgassproduksjon over tid, fra 55 °C inkubasjon enn 37 °C inkubasjon er som forventet. Gårdsanlegg d har lengst oppholdstid av gårdsreaktorene. Lang oppholdstid skal i utgangspunktet gi høyere grad av nedbrytning og redusert restgasspotensial. Restgass i biorest fra gårdsanlegg d var i denne testen blant de gårdsanleggene med høyest energiinnhold i bioresten. Anlegget (d) var på prøvetakingstidspunkt ikke fullstendig stabilisert etter oppstart, dette er en faktor som kan ha påvirket restgasspotensialet. Gårdsanlegg d ble derfor inkludert i ny restgass test startet i april 2024.

Biorest fra industrielt anlegg a hadde nokså høyt restgasspotensial, på ca. 540 mL biogass / gram VS tilsatt. Dette anlegget driftes med blant annet fiskeavfall, som kan inneholde mye fett. Fett krever relativt lang nedbrytningstid, og påfølgende lang nok oppholdstid i reaktor. Industrielt anlegg a ble driftet med kort oppholdstid (10 d). Termofilt industrielt anlegg b.2 (ikke avvanna biorest, I_b.2) hadde nokså høyt restgasspotensial, på ca. 308 og 623 mL gass / g organisk materiale, inkubert ved henholdsvis 37 og 55 °C. Dette anlegget hadde på prøvetakingstidspunkt midlertidige driftsproblemer, noe som kan forklare høyt energiinnhold i ikke-avvanna biorest. Restgasspotensial i prøve industrielt anlegg b.1 (avvanna biorest, I_b.1) hadde en del lavere potensial enn prøve b.2 fra samme prosess (potensial på ca. 249 og 270 mL gass / g organisk materiale). Dette kan indikere at avvanningsprosessen er effektiv og at det meste av næringsstoffene etter biogassprosess følger vannfasen.



Figur 9. Restgass-potensialet, gitt som mL biogass / g organisk materiale akkumulert i 136 dager, for seks biorestprøver som ble inkubert april 2024. G = gårdsanlegg, bokstaver (e, c, d) henviser til ulike anlegg, m=mesofilt anlegg, og 37 at prøvene ble inkubert på 37 °C, MH = metanhemmer, ubehandlet gjødsel fra storfe som har fått metan-hemmer i fôret (+) og ikke (-). Restgass-potensialet med 6 prøver, startet april 2024. Biogass (mL/g OM) akkumulert i 136 dager. G = gårdsanlegg (grønne farger), bokstaver (c-e) henviser til ulike anlegg, m = mesofilt anlegg, 37 = inkubert på 37°C. Biorest G_c.2 og G_a.3 er fra to reaktorer hvor sistnevnte også var matet med fiskeslam i tillegg til husdyrgjødsel.

Inkubasjonstest 2024: Restgasspotensialtest startet i 2024 (Figur 9) viser en del lavere restgasspotensial i biorest-prøvene, sammenlignet med biorest-prøver inkubert i 2023. Gårdsanlegg d (G_d) hadde (i mesofile forhold) restgasspotensial på ca. 320 mL biogass / g organisk materiale etter 134 dager i 2023, og ca. 220 mL biogass / g organisk materiale etter ca. 136 dager i 2024. Gårdsanlegg d er et økologisk anlegg med storfe-gjødsel som mono-substrat, og prøven fra 2023 ble tatt ut i reaktorens stabiliseringsfase. Resultatene så langt tyder på at restgasspotensial i biorest fra gårdsanlegg d er noe redusert fra 2023 til 2024, og kan forklares ved at prosessen nå er i stabil drift. Gårdsanlegg c (G_c) har to reaktorer, og begge reaktorene ble i 2023 driftet med en blanding av storfe- og svinegjødsel. I 2024 ble mating av fiskeslam startet opp i den ene reaktoren (G_c.3), på lav belastning. Restgassmålinger fra biorest til gårdsanlegg c var i 2023 ca. 270 mL biogass / g organisk materiale, og i 2024 på ca. 190 og 170, i henholdsvis reaktor uten og med fiskeslam. Gårdsanlegg e (G_e) er et økologisk anlegg, med storfe-gjødsel som substrat. Det ble kun målt restgasspotensial fra dette anlegget i 2024, og potensialet var etter 136 dager ca. 180 mL biogass / g organisk materiale. I tillegg til restgassmålinger i biorest, ble det målt restgass i en prøve storfe-gjødsel fra ku som har metanhemmer (3-NOP, bovaer) i fôret, og i en prøve fra storfe-gjødsel fra ku som ikke har metanhemmer i fôret (samme besetning). Restgasspotensial var relativt lavt i begge gjødselprøver, marginalt høyere i prøve fra ku som har spist metanhemmer.

Tabell 10 Innhold av metan og karbondioksid i gassprøver, i steady state (gjennomsnittsavvik 3 målinger < 5%).

	CH ₄ [volum%]	CO ₂ [volum%]
G_a.1_m37	62,25	37,74
G_a.2_m37	68,60	31,40
G_b_m37	60,78	39,21
G_c.1_m37	57,41	42,03
G_c.2_m37	52,51	47,22
G_c.3_m37	44,84	55,43
G_d.1_m37	54,67	45,21
G_d.1_m55	51,15	48,62
G_d.2_m37	50,23	49,53
G_e_m37	56,60	43,21
I_a_m37	82,03	17,84
I_b.1_t37	70,08	29,57
I_b.1_t55	70,78	29,13
I_b.2_t37	74,37	25,62
I_b.2_t55	74,16	25,80
MH+	--	--
MH-	--	--

Generell diskusjon, restgassrest

Flere faktorer kan påvirke restgass-potensial i biorest, for eksempel driftsform, teknologi, driftstemperatur og type substrat.

I dette forsøket viste resultater at reaktorer driftet med relativt energifattige substrater (for eksempel storfe gjødsel) er mer optimalisert med tanke på gassutbyttet, enn reaktorer som tilsettes høyenergifraksjoner som matavfall og fiskeavfall. Biogassprosesser med energirike substrater er mer utsatt for opphopning av inhiberende komponenter, som for eksempel ammoniakk og organiske syrer. Andel ammoniakk styres av pH og temperatur, og termofile reaktorer vil ha større risiko for ammoniakk-inhibering enn reaktorer på lavere temperaturer. Ikke avvannet biorest fra termofil reaktor med matavfall som en del av substratblandingen, hadde i dette prosjektet høyt restgass-potensial på ca. 620 mL biogass / gram organisk materiale. Dette potensialet er tilsvarende potensialet i ubehandla matavfall. Noe av årsaken til høyt restgass-innhold kan være driftsproblemer, men det kan også skyldes at prosessen er inhibert av for eksempel ammoniakk. Det er i flere studier av biogass-reaktorer rapportert ammoniakk-oppbygning som hovedårsak til ustabilitet og prosesskollaps (Chen et.al., 2014).

Reaktorytelse er korrelert til biorestens innhold av restgass, og hvis en reaktor driftes med for eksempel energirikt substrat, kort oppholdstid og høy temperatur vil omdanningsprosessen bli redusert og bioresten vil ha høyt restgasspotensial.

Resultatene fra dette prosjektet signaliserer at gårdsanleggene driftes med høyere nedbrytningsgrad, gjenspeilet i lave restgasspotensial. Dette kan skyldes flere faktorer, for eksempel type reaktor og substrat. Det er publisert en del studier av restgass-målinger i andre land, og reguleringer med hensyn til gassutslipp fra biogass-sektoren kan forventes i fremtiden.

En studie av restgass-potensial i biorest fra mesofilt anlegg med storfe gjødsel rapporterte restgasspotensial fra ca. 13 til ca. 100 mL biogass / gram organisk materiale tilsatt, etter oppholdstid i reaktor på henholdsvis 10 og 20 dager (Rico et.al., 2011). De verdiene er en del lavere enn restgass-potensialene målt i dette prosjektet, hvor de fleste husdyrgjødselanlegg hadde restgasspotensial på ~ 200-300 mL biogass / gram organisk materiale (Figur 8 og Figur 9).

I en annen studie ble det målt restgasspotensial i 8 forskjellige biorester, fra ulike anlegg (Thygesen et.al., 2014). Anleggene hadde ulike substratblandinger, mest husdyrgjødsel. Anleggene hadde restgass-potensial fra ca. 150 til ca. 250 mL biogass / gram organisk materiale, dette er verdier som er sammenlignbare med hva som er målt i gjeldene prosjekt. Anlegget med høyest restgass-potensial i Thygesen's studie hadde fiskeavfall i substratblandingen, og oppholdstid på ca. 20 dager.

Restgass-potensialet i biorestprøve fra industrielt anlegg a, med fiskeavfall, var relativt høy, ca. 540 mL biogass / gram organisk materiale (Figur 8). Fiskeavfall har ofte høyt innhold fett, som er tungt nedbrytbart, og slike prosesser kan ha høyere risiko for ustabilitet enn prosesser med mindre næringsrike substrater.

I biorest fra reaktorer med husdyrgjødsel som substrat, ble det ikke observert noen forskjeller i restgasspotensial mellom økologisk- og ikke-økologisk drifta reaktorer. To av fem gårdsanlegg tilsettes økologisk storfejødsel, gårdsanlegg d og e, med restgass-potensialer i samme område som de andre gårdsreaktorene (~ 2-300 mL gass / gram organisk materiale, Figur 8). Dette er som forventet, det er ingen åpenbare grunner til at økologisk drift har påvirkning på anaerob nedbrytningsprosess.

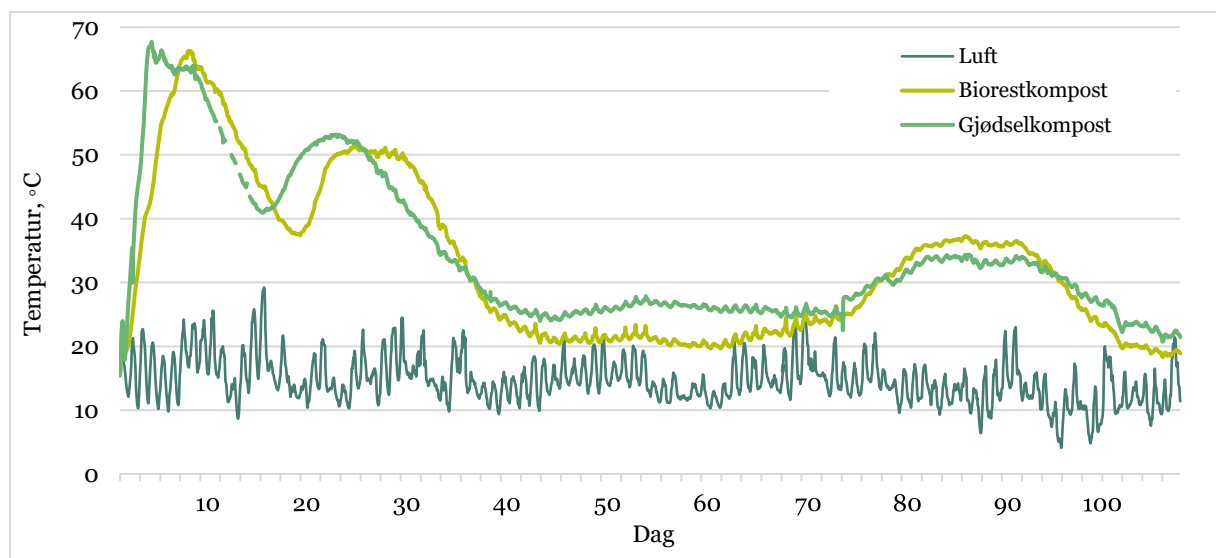
Kun ett av anleggene det er målt restgass-potensial i, driftes termofilt. En stabil termofil biogassprosess vil ha noe høyere biogassutbytte enn en mesofil prosess, basert på tid. Biorest fra termofil prosess i dette prosjektet var høy, og indikerer ikke-optimal drift. Noen biorestprøver ble inkubert på både 37 og 55 °C, og prøvene som ble inkubert ved 55 °C produserte mer gass enn ved 37 °C. Dette er som forventet – når mikroben blir tilpasset høyere temperatur, vil nedbrytningsgrad øke med forhøya temperatur.

Det ble ikke målt stor forskjell i gasspotensial i prøver med og uten metanhemmer. Det ble målt marginalt høyere restgass-potensial i prøven med metanhemmer. Prøven med metanhemmer hadde potensial på ca. 80 mL biogass / g organisk materiale, prøven uten på ca. 70 mL / g organisk materiale. Begge prøver hadde lavt potensial, sammenlignet med biorest-prøvene, dette kan forklares med at biorest-prøvene allerede inneholdt mikrober tilpasset biogass reaktorprosess. Resultatene fra dette forsøket signaliserer at metanhemmer kan forsinke nedbrytning i gjødsla, og dermed bevarer metanpotensial. Men det kan ikke konkluderes basert på dette forsøket, et utvidet antall prøver og flere uttak trengs for å vurdere effekten av metanhemmer på metan-potensial med større sikkerhet.

Metan-konsentrasjon i restgass-prøvene varierte, men basert på metan-konsentrasjon i enkelte av prøvene fra to industrielle anlegg på 70-80% (Tabell 10), kan det antas at reaktorene driftes med relativt fettrikt substrat (her fiskeensilasje, matavfall og avløpsslam), og at mye av fettene ikke er tilstrekkelig brutt ned i reaktor. Fett, protein og karbohydrat har metan-konsentrasjon på henholdsvis mellom 70-80, 60-70 og 50%.

4.2 Storskala komposteringsforsøk (8 m³) Tingvoll

Komposteringsprosessen kom raskt i gang. Temperaturen i kompostene steg raskt, til mellom 60 og 70 °C, litt raskere i gjødselkomposten enn i biorestkomposten (Figur 10). Karbondioksid-nivået i gjødselkomposten ble såpass høyt, 15,6 %, at den ble vendt allerede etter ett døgn (Figur 11). Måleverdiene tilsa ikke videre vending i noen av kompostene etter dette.



Figur 10. Temperaturutvikling ved kompostering av avvannet biorest av storfe gjødsel og storfe gjødsel, samt lufttemperatur på Tingvoll målestasjon fra 12. juni til 26. september 2023 (Landbruksmeteorologisk tjeneste 2024).

Temperaturen holdt seg ikke lenge i den termofile sonen sammenlignet med det som er vanlig på kommersielle komposteringsanlegg. Grunnen er sannsynligvis at det var relativt lite masse for å holde på varmen. Andre grunner kan være at C/N-forholdet var høyere i starten enn det som er optimalt (25:1) samtidig som at mye av lett tilgjengelig nitrogen ble skilt ut i den flytende delen i separeringsprosessen, og at kompostmaterialet var fortynnet med tørr flis. Nitrogenet ble raskt brukt opp av mikroorganismene eller forsvant i lufta under den termofile fasen. Resultatene fra kjemiske analyser bekrefter at mesteparten av $\text{NH}_4\text{-N}$ og $\text{NO}_3\text{-N}$ – de N-forbindelsene som er letteste tilgjengelig – ble brukt opp, mens konsentrasjonen av total-N var uendret eller økte (Tabell 11). Dette er vanlig under kompostering.

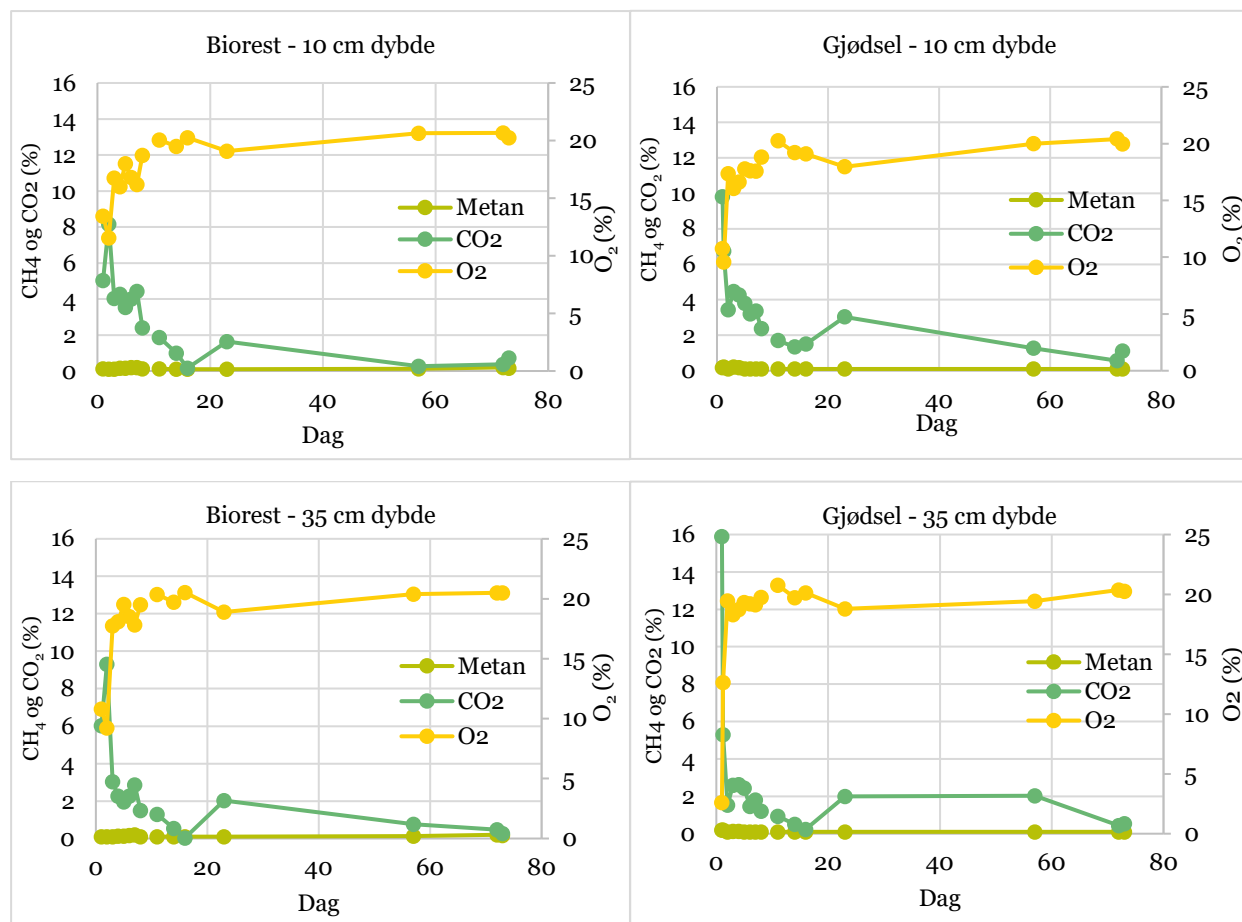
Det var lite forskjell i gjennomsnittstemperatur og varighet av den aktive fasen mellom de to kompostene og det kan sies at de oppførte seg likt, bortsett fra at komposten med gjødsel kom i gang litt raskere. Det kan skyldes at det er mer lett tilgjengelig karbon i gjødsel. I bioresten ble mye av lett tilgjengelig karbon tatt ut/tapt i form av metan og karbondioksid under nedråtning i biogassreaktoren. Karbondioksid- og oksygen konsentrasjonen er påvirket av biologisk aktivitet, som igjen gjenspeiles av temperaturen i kompostmassen. Disse gassene brukes derfor til å overvåke prosessen.

Mikroorganismene henter energien sin fra omdanning av stoffer i gjødsla. Ved omdanning av organisk materiale forbruker mikroorganismene oksygen og frigir karbondioksid. Når disse er lett tilgjengelige, så går prosessen raskt og oksygen-innholdet i komposten går ned. Aerobe mikroorganismer trenger en oksygen-konsentrasjon på minst 5 %, men anbefalingen er å holde konsentrasjonen over 10 % for å være på den sikre siden. Når konsentrasjonen går under 10 % bør komposten vendes for å gi luft til mikroorganismene. I begge kompostene og i begge dybder hvor det ble målt, var oksygen-konsentrasjon de første en til to målinger under 10 %, spesielt i gjødselekomposten hvor det gikk ned til 2 % allerede dagen etter oppstart. Komposten ble snudd og deretter gikk oksygen-konsentrasjonen opp igjen til over 10 %. En oksygen-konsentrasjon på rundt 20 % (Figur 11) viser at her er det ingen anaerobe forhold og ingen grunnlag for dannelse av metan.

Forsøksresultatene tyder på at ved å separere gjødsla og sterkt redusere innholdet av både vann og en del lett løselig næring er det mulig å kompostere fast biorest fra storfe gjødsel uten å få store metan-utslipp i komposteringsprosessen. Den faste biorestdelen ble porøs og luftig ved separering. I tillegg ble det tilført flis. Dette gjorde at begge kompostene ble svært luftige.

Det er mye tungt tilgjengelige stoffer som lignin i den faste delen etter separering av storfe gjødsel enten den har gått igjennom en biogassreaktor eller ikke. Disse tar det tid og bryte ned, og vi ser at mot

slutten av komposteringsperioden så er det lite frigjøring av karbondioksid og lav temperatur i begge kompostene. For å få brutt ned lignin, kreves det spesialiserte mikroorganismer. Ulike typer sopp er eksempler på dette. De vokser langsomt og er ømtålige for ammonium. Etter en tid vil kompostmassen brytes ned og kan brukes som jordforbedringsmiddel. Kompostmassen er også aktuell som oppalsjord og kan være et godt alternativ til torv. Dette er spesielt interessant for produsenter av økologiske grønnsaker. For tiden forskes det mye på dette (pers. kommunikasjon Kirsty McKinnon).



Figur 11 Utvikling av metan, oksygen og karbondioksid under kompostering av avvannet biorest og avvannet storfegjødse.

Tabell 11. Næringsstoffer i separert biorest og gjødse fra samme storfebesetning før og etter kompostering.

	Biorest før kompostering	Biorest etter kompostering	Gjødse før kompostering	Gjødse etter kompostering
%TS	24	38	23	31
Total-C, % i TS	42,8	44,4	39,2	45,7
Total-N, % i TS	1,13	1,11	0,88	1,12
C/N	38	40	45	41
Total-N, mg/kg TS	14700	28600	11200	17000
NH ₄ -N, mg/kg TS	1220	4,0	1040	< 2,5
NO ₃ -N, mg/kg TS	< 7,5	< 4,0	< 4,0	< 4,0
Total-P, mg/kg TS*	5046	6376	3314	3853
Olsen-P, mg/kg TS*	3668	3043	2205	1948
Olsen/Total-P, %*	73	48	67	51

*Analysert ved NIBIO lab (H8). Ikke merket: Analysert ved ALS

Innholdet av mineralsk nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) ble kraftig redusert i løpet av komposteringen. Det kan skyldes nitrogentap til luft i form av ammoniakk og biologisk immobilisering av nitrogen i komposteringsprosessen. Komposteringen har dermed ført til en reduksjon i lett plantetilgjengelig nitrogen. Måleusikkerheten for total-C og for total-N (begge i % av tørrstoff) var såpass stor at vi kan ikke si noe om endring i C/N-forholdet før og etter kompostering.

Konsentrasjonen av totalfosfor økte ved kompostering som følge av at en del av biomassen ble nedbrutt i løpet av komposteringen (Tabell 11), men på grunn av at innblanding av treflis ble foretatt etter første prøveuttak, er omfanget av økningen usikker. Olsen P er en fosforekstraksjon med 0,5 M NaHCO_3 og gir et mål på plantetilgjengelighet av fosforet. Mens konsentrasjonen av total-P gikk opp i løpet av komposteringen, gikk konsentrasjonen av Olsen P ned (Tabell 11). Andelen Olsen P/Total P var henholdsvis 67 og 73 % for separert husdyrgjødsel og separert biorest fra husdyrgjødsel. Etter kompostering var andelen rundt 50 % både i kompostert husdyrgjødsel og kompostert biorest fra husdyrgjødsel. Det antyder at plantetilgjengeligheten av fosforet gikk litt ned ved kompostering. Treflis inneholder lite fosfor, og en kan derfor anta at observert nedgang i fosfortilgjengelighet ikke skyldes innblanding av tungt tilgjengelig fosfor fra treflis.

Komposten endret lite struktur og utseende i løpet av de fire månedene. En spiretest viste god spiring av karse i både biorest- og gjødselkomposten etter av komposteringen ble avsluttet (Figur 12).



Figur 12. Spiretest av med karse i compost av avvannet biorest og avvannet gjødsel. Foto: Kirsty McKinnon.

Den flytende fraksjonen etter separering skilte seg lite fra utgangsmaterialet (Tabell 12). Som forventet hadde bioresten lavere innhold av karbon enn gjødsla, og litt høyere konsentrasjon av nitrogen.

Tabell 12 Innhold av karbon og nitrogen før separering og i den flytende delen etter separering.

	Biorest før separering	Biorest etter separering	Gjødsel før separering	Gjødsel etter separering
Total-C, mg/liter	3580 ± 716	3410 ± 682	5100 ± 1020	4890 ± 978
Total-N, mg/liter	1800 ± 270	1900 ± 285	1500 ± 225	1500 ± 225

4.3 Småskala kompostering – forsøk 1 og 2

4.3.1 Vurdere effekt av biorest og strukturmateriale

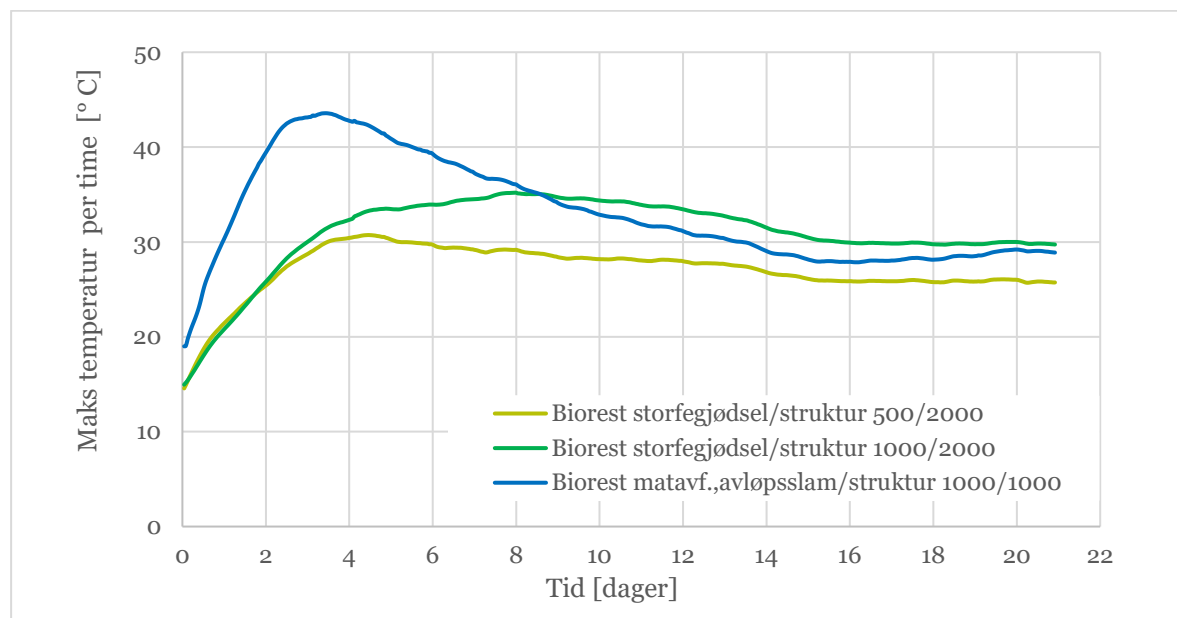
Alle metan-målingene var lavere enn 0.1%, og effekten av ulike blandingsforhold av strukturmateriale og biorest på frigjøring av metan kunne derfor ikke bestemmes ved bruk av bærbar gassanalysator GA-5000. Vi velger å vise temperaturutvikling og oksygen-forbruk selv om metan-produksjonen var så lav at verdiene var under følsomheten av måleinstrumentet.

Blanding med biorest med matavfall og avløpsslam (industrianlegg I_b.2) og struktur (50/50 % på volumbasis), ga best temperaturøkning av de tre blandingene, men selv den hadde ikke høyere maksimal temperatur enn 44°C. Utfra restgass-potensialet i de to biorest-typene (Tabell 10) som inngikk i kompostforsøket, ser en at biorest fra matavfall og avløpsslam (I_b.2), har høyere restgass-potensiale enn biorest fra storfe gjødsel (G_d). Karakterisering av blandingene ved start er vist i

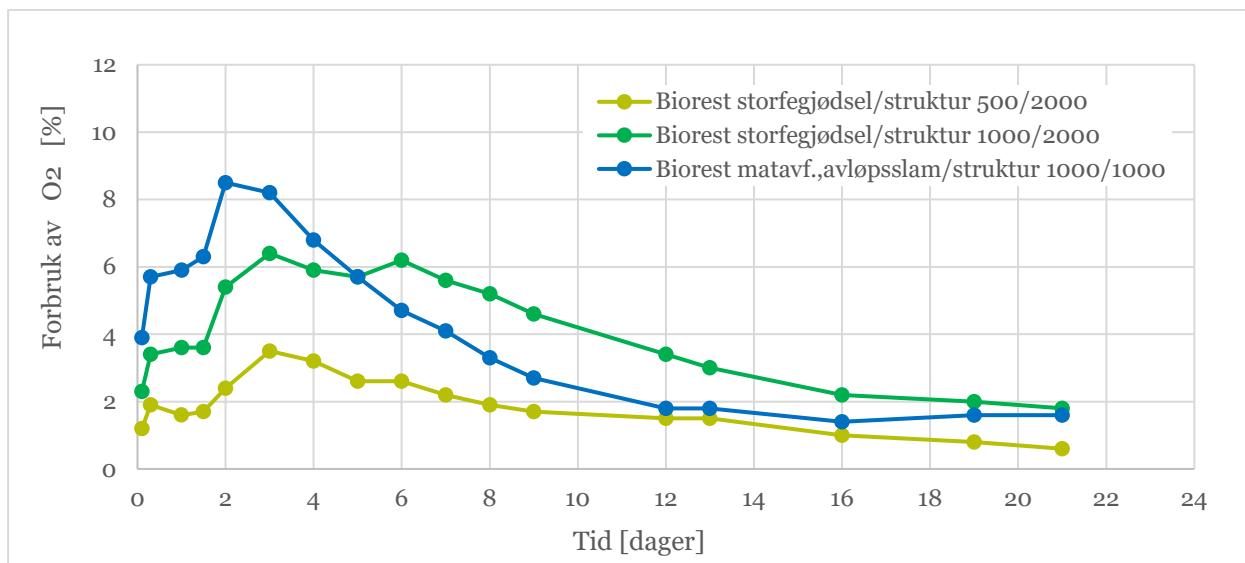
Tabell 4.

Temperatur i biorester fra industrianlegg og delvis avvannet husdyrgjødsel viste noe forskjellig utvikling (Figur 13). Det ble observert større forskjeller i oksygenforbruk mellom de ulike biorestene (Figur 14).

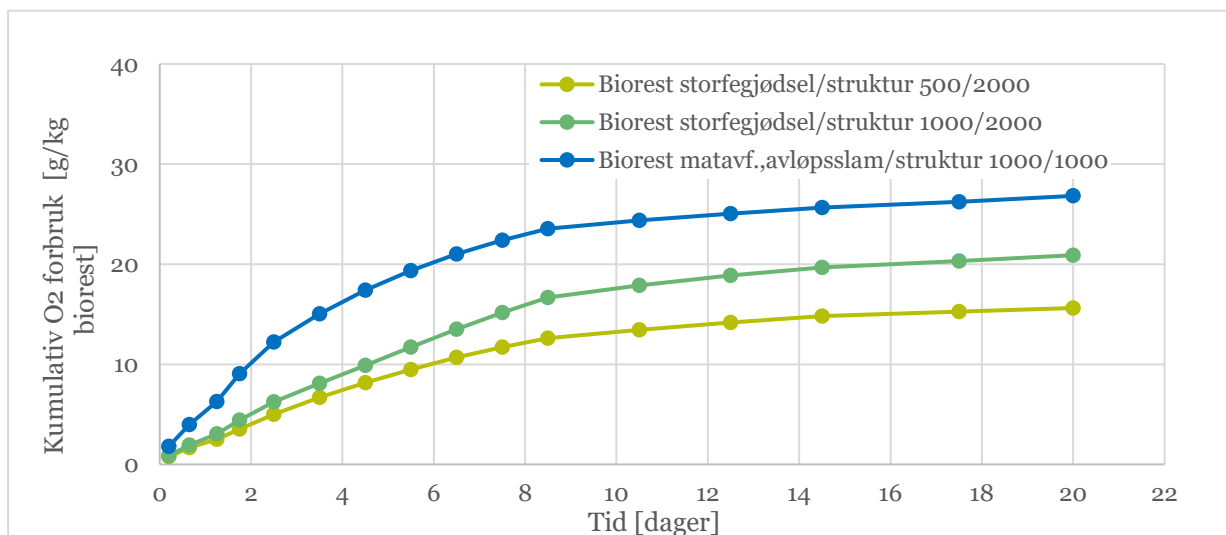
Oksygen-forbruk (i %) var høyest i blanding av biorest fra industri anlegg med matavfall og avløpsslam (I_b.2, maks 8,5%) (Figur 14). Forskjellen i oksygen-forbruk mellom de to blandingsforholdene med biorest fra avvannet storfe gjødsel (G_d), var tydeligere enn for temperatur, med oksygen-forbruk < 4% i blanding med mer struktur i forhold til volum biorestmf vs 6% med mindre mengde struktur i forhold til volum biorest. Kumulativt oksygen-forbruk (i g oksygen per kg biorest), er vist i Figur 15.



Figur 13 Temperaturutvikling i kompostforsøk med to ulike biorest blandet med struktur, delvis avvannet biorest biorest fra storfe gjødsel (G_d) og avvannet biorest med matavfall og avløpsslam (I_b.2).



Figur 14 Oksygenforbruk, i prosent, for kompostforsøk med delvis avvannet biorest fra storfe gjødsel (G_d) og avvannet biorest med matavfall og avløpsslam (I_b.2).



Figur 15 Kumulativt oksygenforbruk gitt i g/kg biorest blandet med struktur og delvis avvannet biorest fra storfe gjødsel (G_d) og avvannet biorest med matavfall og avløpsslam (I_b.2).

4.3.2 Vurdere effekt av tilsetning av ekstra nitrogen og lett-omsettelig karbon

Hensikten med forsøket var å se om tilsetning av nitrogen og lett-omsettelig karbon som melasse, har en effekt på metan-produksjon når aktiviteten og oksygenforbruket økte. Også i dette forsøket var alle metan-målingene lave, og lavere enn følsomheten til måleinstrumentet (GA-5000).

Temperaturutvikling og oksygenforbruk for de ulike behandlingene er likevel presentert.

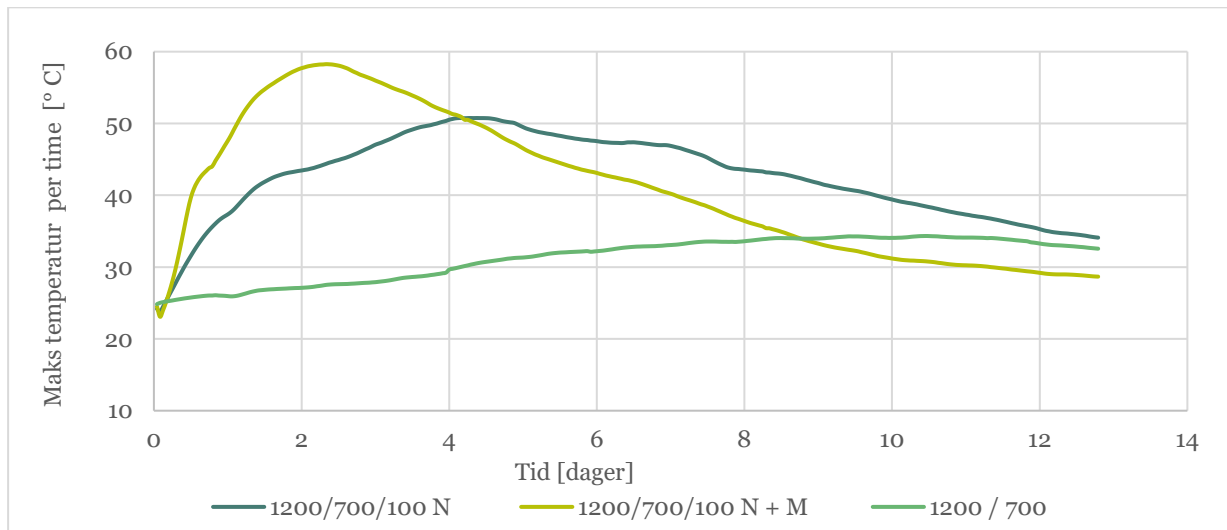
I forsøk 2 var forholdet mellom avvannet biorest (G_d), og struktur (dekkbark, Bauhaus) likt i alle blandinger, 1200:700 ml på volum basis. Tilsetning av hønsetalle og melasse viste en klar temperaturøkning, med maksimum temperatur på 58 °C rundt dag 2, sammenlignet med maksimum temperatur 50 °C for tilsetning kun av hønsetalle og <35 °C uten tilsetninger (Figur 16).

Oksygenforbruk målt i porevolum i blanding tilsatt både hønsetalle og melasse steg raskest og viste en topp på henholdsvis 11,3 % og 13,1 %, som sank gradvis Figur 17.

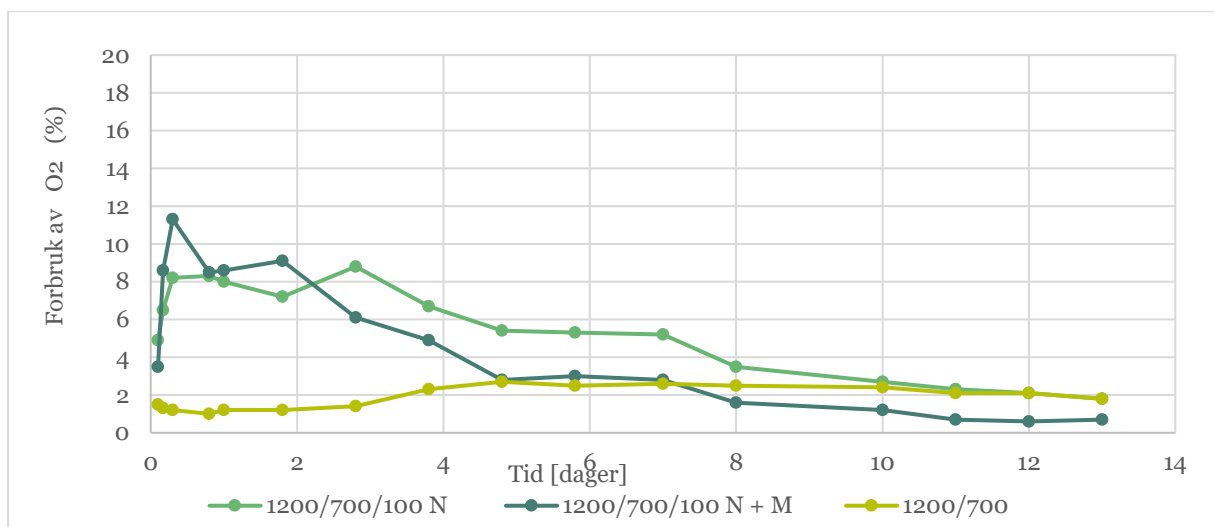
Blanding kun tilsatt hønsetalle, viste mindre klar topp og både temperatur og oksygenforbruk holdt seg litt høyere en blanding med både hønsetalle og melasse sammen.

Tilsetning av næringsstoff i form av hønsetalle alene, eller i kombinasjon med lett-tilgjengelig karbon i form av melasse, viste tydelig effekt på komposteringsprosessen. Eventuelt metan-produksjon fra biorest undersøkt i dette forsøket, ble ikke påvist.

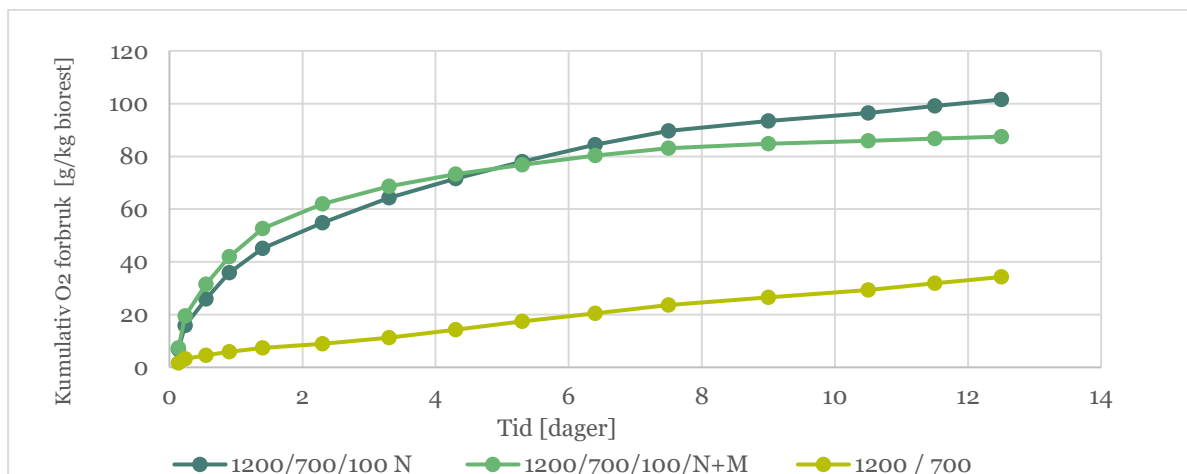
Kumulativt oksygen-forbruk (i g oksygen per kg biorest), er vist i Figur 18.



Figur 16 Temperaturutvikling i kompost med avvannet biorest fra storfe fjødsel G_d (1200 ml), struktur (hoggfliis)(700 ml) og med og uten hønsetalle (100 ml) og melasse (10 ml).



Figur 17 Oksygenforbruk (i %) i kompost med avvannet biorest fra storfe fjødsel G_d (1200 ml), struktur (hoggfliis)(700 ml) og med og uten hønsetalle (100 ml) og melasse (10 ml).



Figur 18 Kumulativ oksygen-forbruk (g /kg bioreaktor) i kompost med avannet bioreaktor fra husdyrgjødsel G_d (1200 ml), struktur (hoggflis) (700 ml) og med og uten hønsetaller (100 ml) og melasse (10 ml).

4.4 Småskala kompostering – forsøk 3 og 4

4.4.1 Vurdere effekt av våt kompost (forsøk 3)

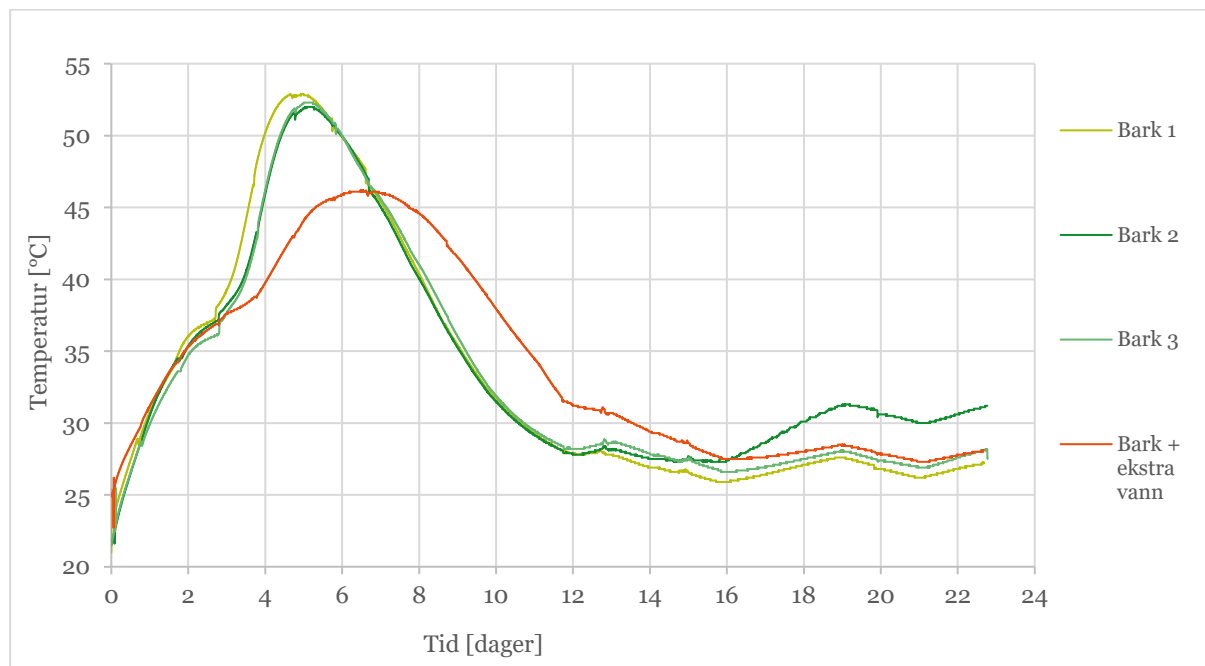
I innledende forsøk med utprøving av bark og treflis for å vurdere om det kunne redusere pH, flatet temperaturen ut rundt 38 °C (data ikke vist).

I forsøk på å bedre aktiviteten i komposteringsprosessen ble flytende bioreaktor med matavfall og avløpsslam (I_b.2), som i restgass-potensialtesten (Figur 8) vist høyeste restgass-nivå, tilsatt blandingen. I blanding med bark, ga dette en viss effekt og temperaturen steg opp til rundt 53°C. Resultatene fra replikatene (B1-B3) stemmer veldig godt overens (Figur 19). I kompostblanding med ekstra tilsetning vann (65% jmf 53% fuktighet), ble det målt en reduksjon i temperaturen, og maksimal temperaturen var rundt 46 °C, sammenlignet med rundt 52 °C i den tørrere kompostblanding. I den våtere kompostblanding, vil oksygen-utvekslingen være lavere og igjen føre til mindre tilgjengelig oksygen på grunn av høyere vannmetningsgrad. I Figur 20, er det en topp av karbondioksid i startfasen i våt kompost (A), men bare en svakt høyere kumulativ karbondioksid-produksjon over tid (B).

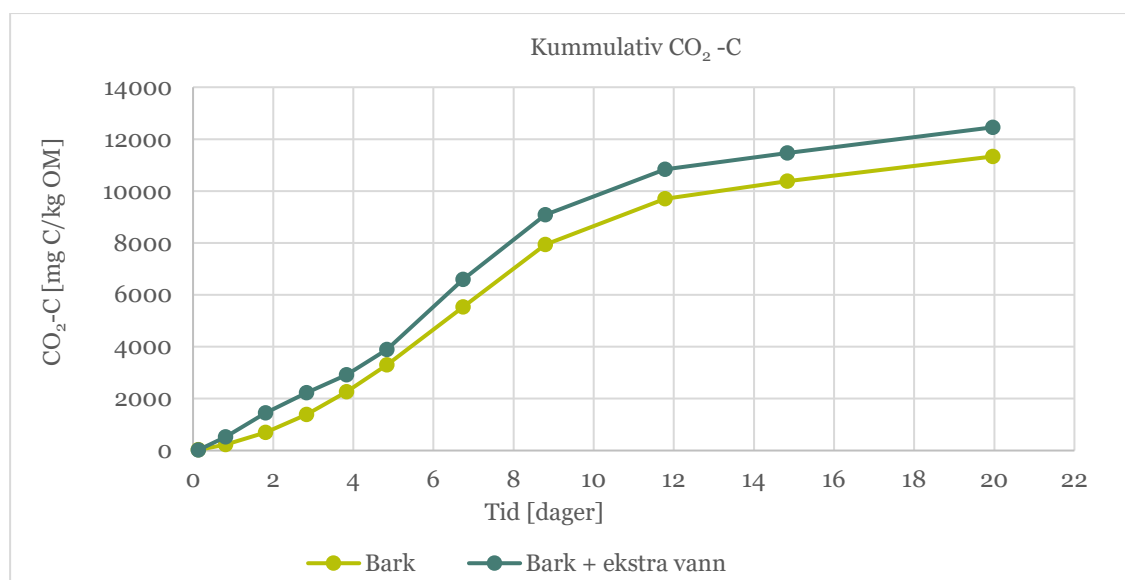
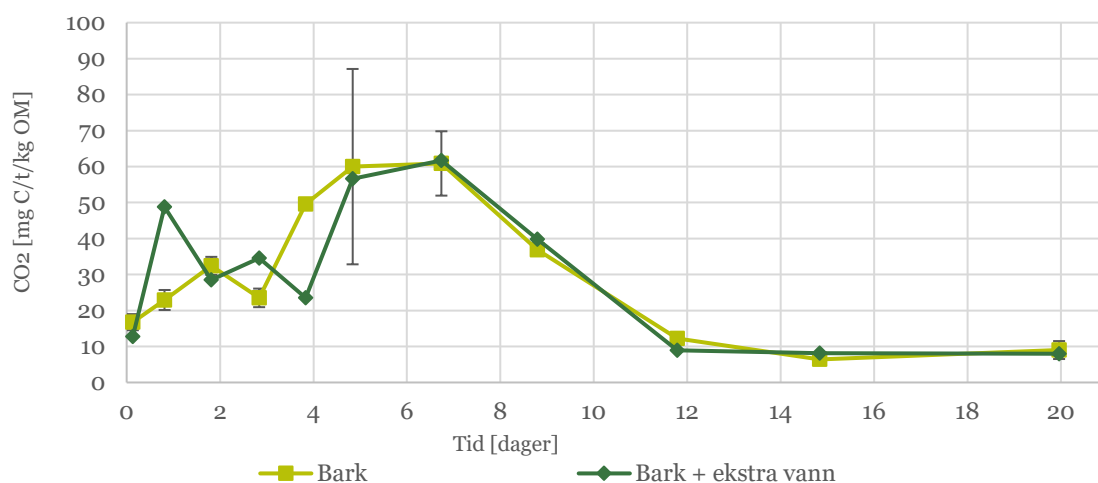
Sammenligningen av utslipp av metan i blanding med og uten tilsatt ekstra vann viser en metan-topp etter ca. 6-7 dager (Figur 21) og høyere kumulativ metan-produksjon (Figur 22) med høyt vanninnhold. Dette viste at med høyere vanninnhold er det mindre oksygen tilgjengelig og med tilstedeværelsen av bioreaktor, kan dette føre til produksjon av metan. Dette understreker det faktum at de metan-produserende mikrobene som introduseres med bioreaktor, finner gunstige forhold, dvs. passende temperaturer og anaerobe forhold. Begynnende metan-utslipp ved dag fem i kompost tilsatt vann samtidig med en topp i lystgass-utslippet (tyder på begynnende anaerobe forhold og mer anaerobe forhold (mer redusert) i dag 7 med et høyere utslipp av metan. At utslippene av lystgass var lave her, kan skyldes at lystgass ble denitrifisert til nitrogen, N₂ (Figur 23). Dannelsen av anaerobe forhold ved tilsetning av vann kan skyldes at porene fylles med vann og når det lille porevolumet som er igjen fylles med karbondioksid som følge av mikrobiell aktivitet og vekst blir det anaerobt. At utslippene av karbondioksid og metan gikk ned mot slutten av måleperioden kan skyldes at lett tilgjengelige karbonforbindelser var brukt opp. En kontinuerlig målemetode ville vært mer meningsfull her, siden det er kjent at den tidsmessige variabiliteten er høy.

For å illustrere forskjellen mellom våt bark-kompost og mer tørr bark-kompost, er kumulativ frigjøring av metan, karbondioksid og lystgass over 20 dager vist i Figur 24.

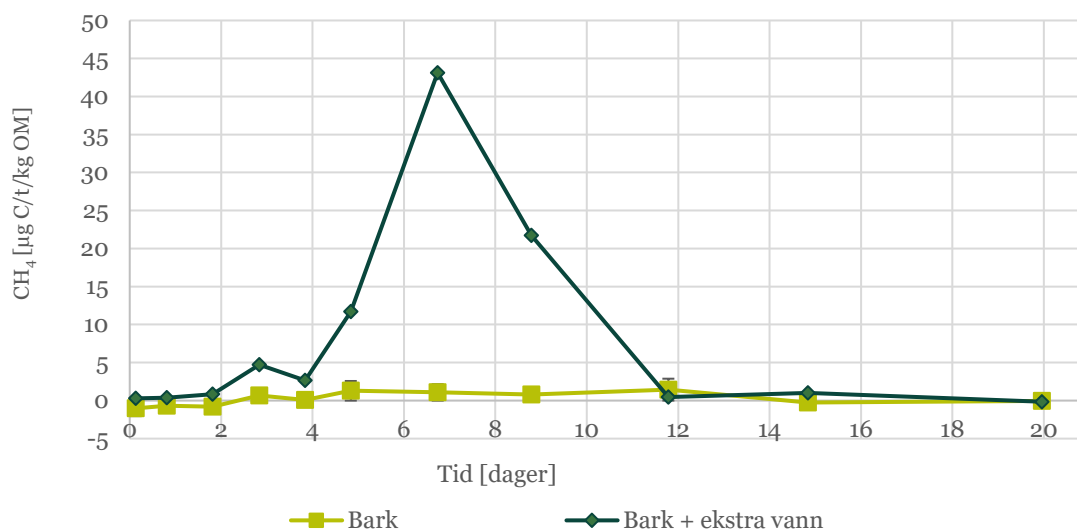
Resultatene for karbondioksid-målinger er inkludert for å vise at, det ble målt en topp de første dagene for våt kompost, men utover prosessen er forløpet likt (Figur 20).



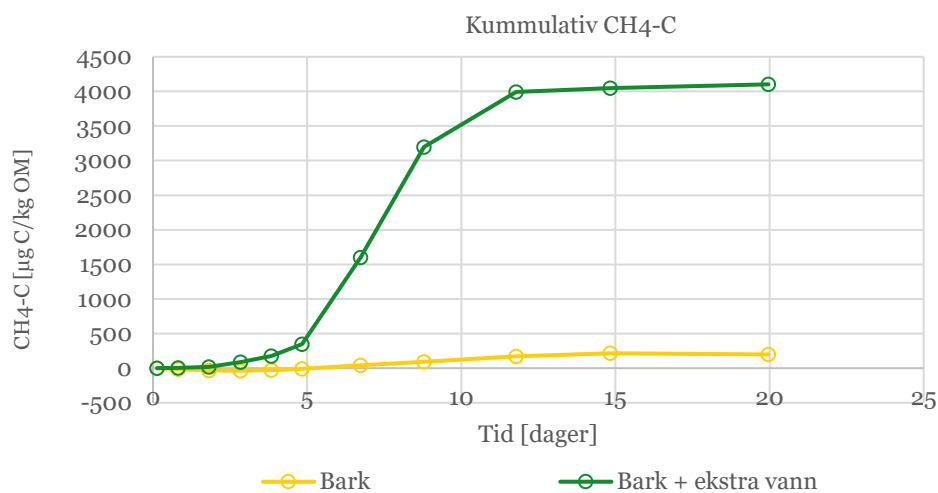
Figur 19 Temperaturutvikling i komposteringsforsøk med blanding av avvannet biorest fra storfe gjødsel og fiskeslam (SB) og flytende biorest fra matavfall og avløpsslam (I_a.1), bark, treflis, inokulum (triplikate Dewar-termoser), og samme blanding, men med ekstra tilsetning av vann (en Dewar-termos).



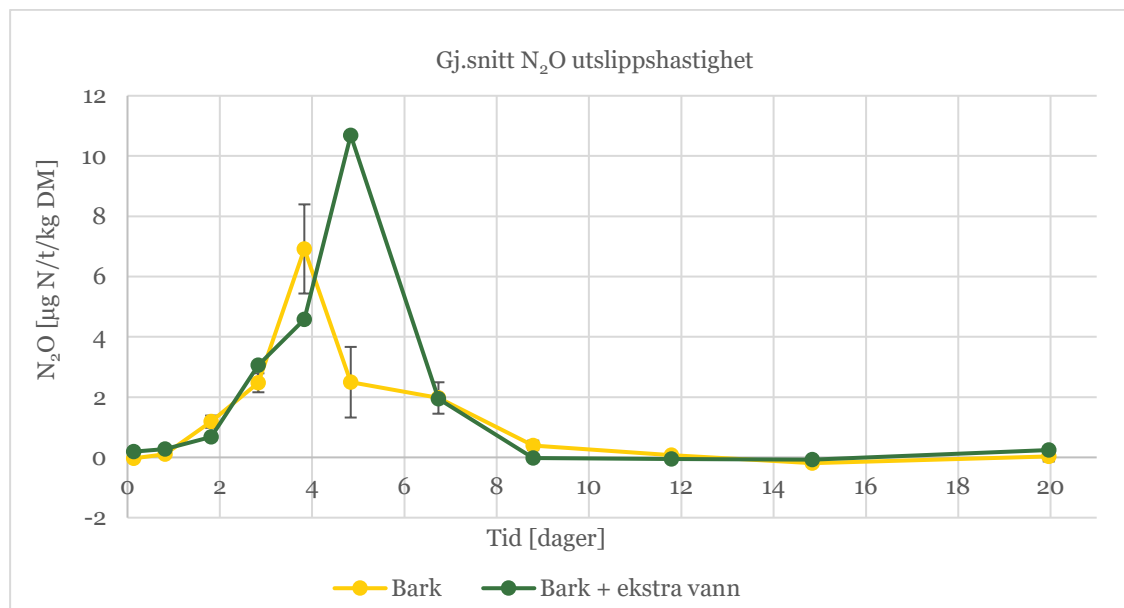
Figur 20 Utvikling av karbondioksidproduksjon, CO₂ gitt som mg C/t/kg OM (A) og akkumulert CO₂ gitt som (mg C/kg OM) (B) i komposteringsforsøk med blanding av avvannet biorest fra storfe gjødsel og fiskeslam (SB) og flytende biorest fra matavfall og avløpsslam (I_a.1), bark, treflis, og inokulum (triplikate Deware-termoser) og samme blanding, men med ekstra tilsetning av vann (en Dewar-termos). Målepunktene for kompostblanding som ikke var tilsatt ekstra vann, er gjennomsnitt av tre målepunkter.



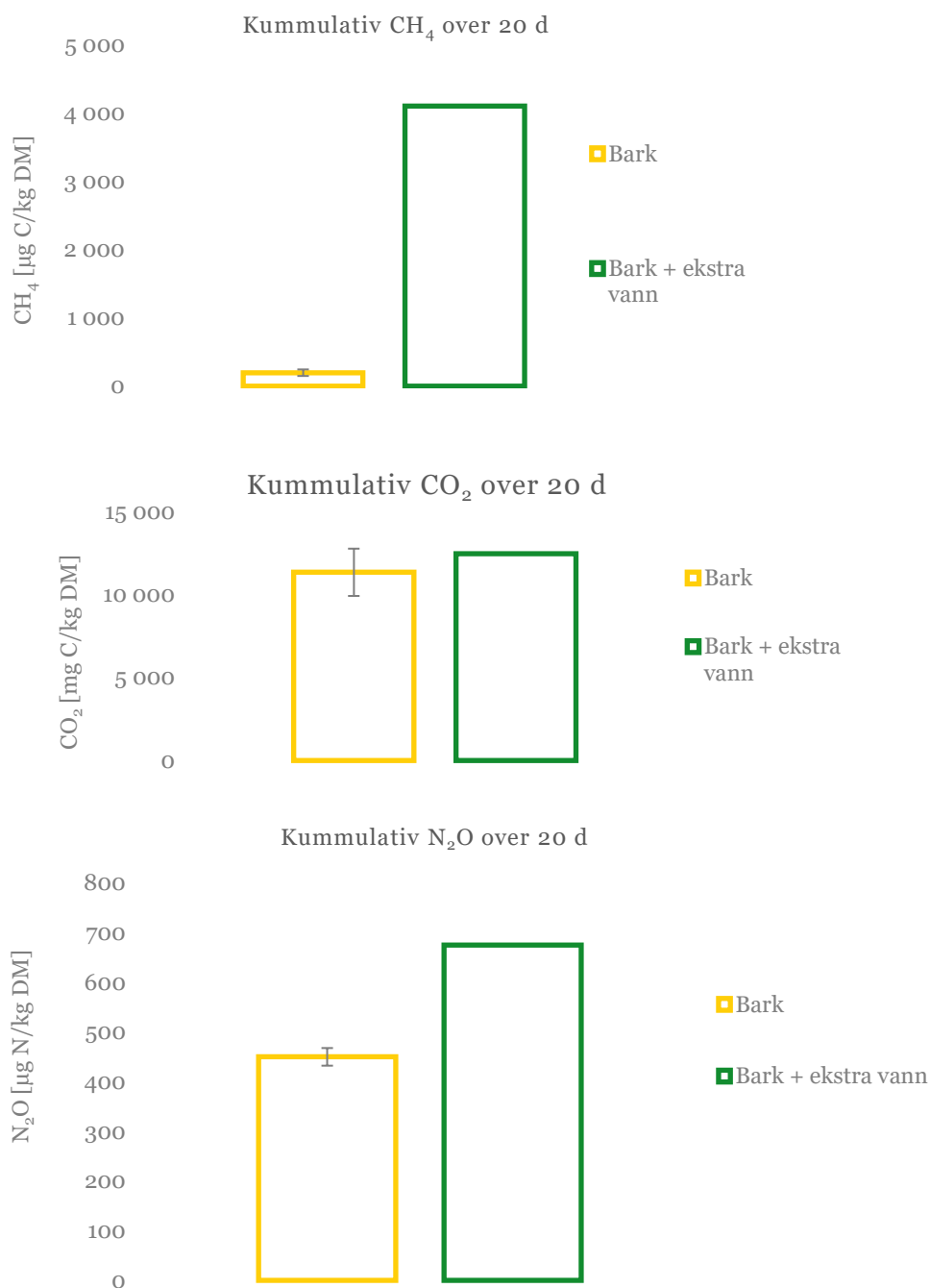
Figur 21 Frigjøring av metan, gitt som CH_4 [$\mu\text{g C/t/kg OM}$], fra kompostblanding av avvannet biorest fra storfe gjødsel og fiskeslam (SB) og flytende biorest fra matavfall og avløpsslam (I_a.1), bark, treflis, og inokulum (triplikate Dewar-termoser), og samme blanding, men med ekstra tilsetning av vann (en Dewar-termos). Målepunktene for kompostblanding som ikke var tilsatt ekstra vann, er gjennomsnitt av tre målepunkter.



Figur 22 Kumulativ mengde metan, gitt som $\mu\text{g C/kg OM}$, i kompostblanding av avvannet biorest fra storfe gjødsel og fiskeslam (SB) og flytende biorest fra matavfall og avløpsslam (I_a.1), bark, treflis, og inokulum (triplikate Dewar-termoser), og samme blanding men med ekstra tilsetning av vann (en Dewar-termos). Målepunktene for kompostblanding som ikke var tilsatt ekstra vann, er gjennomsnitt av tre målepunkter.



Figur 23 Utvikling av lystgass, N₂O, gitt som µg N/t/kg OM, i kompostblanding av avvannet biorest fra storfegjødning og fiskeslam (SB) og flytende biorest fra matavfall og avløpsslam (I_a.1), bark, treflis, og inokulum (triplikate Dewar-termoser), og samme blanding, men med ekstra tilsetning av vann (en Dewar-termos). Målepunktene for kompostblanding som ikke var tilsatt ekstra vann, er gjennomsnitt av tre målepunkter.



Figur 24: Kumulativ mengde metan, karbondioksid og lystgass over 20 dager fra sammenstilt fra kompostblanding av avvannet biorest fra storfe gjødsel og fiskeslam (SB) og flytende biorest fra matavfall og avløpsslam (I_a.1), bark, treflis, og inokulum (triplikate Dewar-termoser), og samme blanding, men med ekstra tilsetning av vann (en Dewar-termos). For kompostblanding som ikke var tilsatt ekstra vann, er standard avvik for tre målepunkter vist.

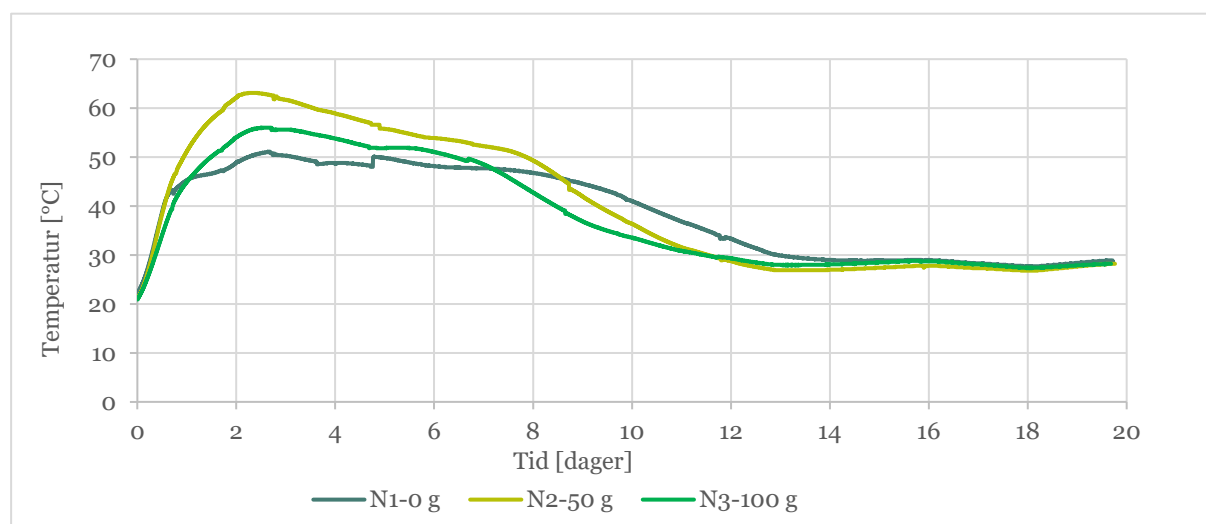
4.4.2 Vurdere effekt av tilsetning av nitrogen (forsøk 3)

I neste forsøk ble effekten av tilsetning av nitrogen i form av Helgjødsel (basert på høns gjødsel) undersøkt; ingen tilsetning (N1-0 g), 50 g (N2-50 g) og 100 g (N3-100 g) Helgjødsel per Dewar-termos. I alle blandingene var melasse tilsatt som en lett-tilgjengelig karbonkilde. For karakterisering av biorest og tilsetningsstoffer, og informasjon om blandingsforhold, se henholdsvis Tabell 6 og Tabell 7. Foruten flytende biorest fra et industrielt biogassanlegg som var utelatt (Ia_b), var blanding av avvannet biorest fra storfe gjødsel og fiskeslam (SB), struktur og inokulum, den samme.

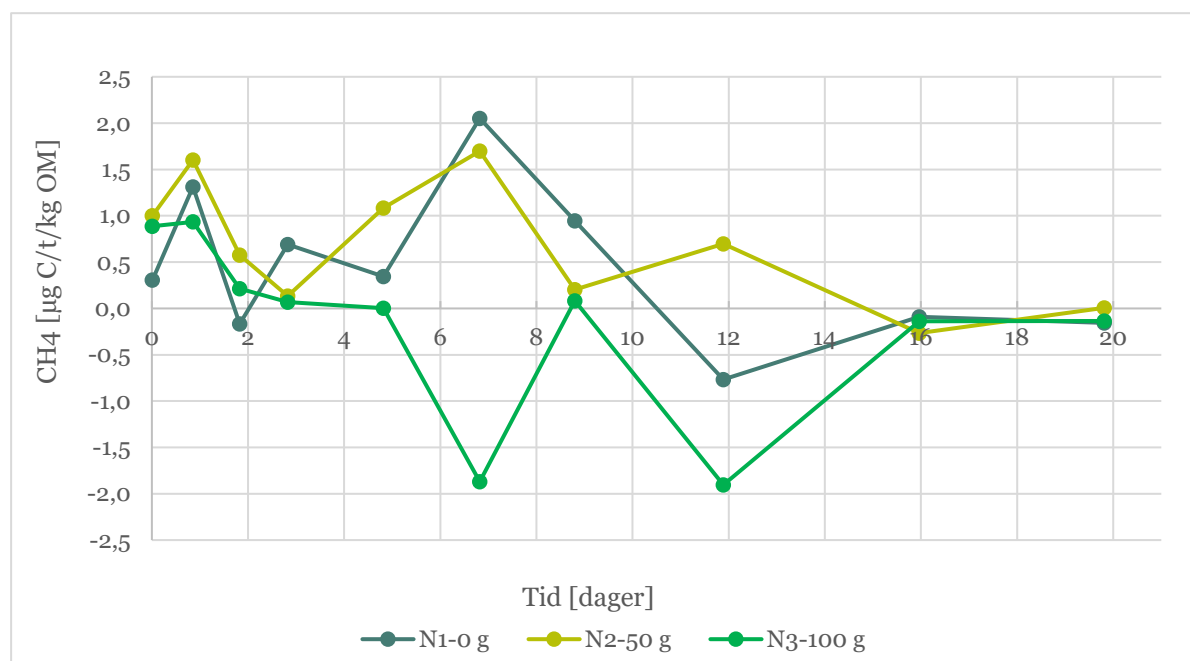
I blandingene N1-0 g, N2-50 g og N3-100 g steg temperaturen raskt i begynnelsen, også i blanding uten Helgjødse, og det kan skyldes tilsetning av lett-tilgjengelig karbon i form av melasse. Mens temperaturen i blanding uten tilsetning av Helgjødse, N1, flatet ut rundt 50°C og deretter gradvis sank, var det for blandinger med tilsetning av 50 g og 100 g Helgjødse (N2 og N3), en tydeligere topp rundt 2,5 dager, med en maksimal temperatur på henholdsvis 63°C og 55°C (Figur 25).

Blanding kun tilsatt melasse, N1, hadde en lengre utflating når maksimal temperaturen ble nådd, ca. 5-6 dager, mens i blandinger tilsatt Helgjødse var det en tydelig topp, som sank raskere, et par dager (Figur 25).

Blanding med 50 g Helgjødse, N2, ser ut til å være den ideelle blandingen for temperaturutvikling i komposten i denne kompostblandingen. Den ga høyest temperatur som gir god hygienisering. Generelt var gasskonsentrasjonsnivåene i dette forsøket svært lave, spesielt sammenlignet med tidligere forsøk med ubehandlet råtnere. Gassmålingene av metan og lystgass viste at gassmålingene varierte ganske mye, spesielt i noen av målepunkter.



Figur 25 Temperaturutvikling i kompostmiks med 0, 50 og 100 g Helgjødse (N1, N2, N3) over 20 dager.



Figur 26 Utvikling av metan, gitt som µg C/t/kg OM, i kompostblandinger med biorester fra storfe gjødse og fiskeslam (RS) uten (N1), og med 50 g (N2) og 100 g (N3) Helgjødse (basert på hønsegjødse) over 20 dager.

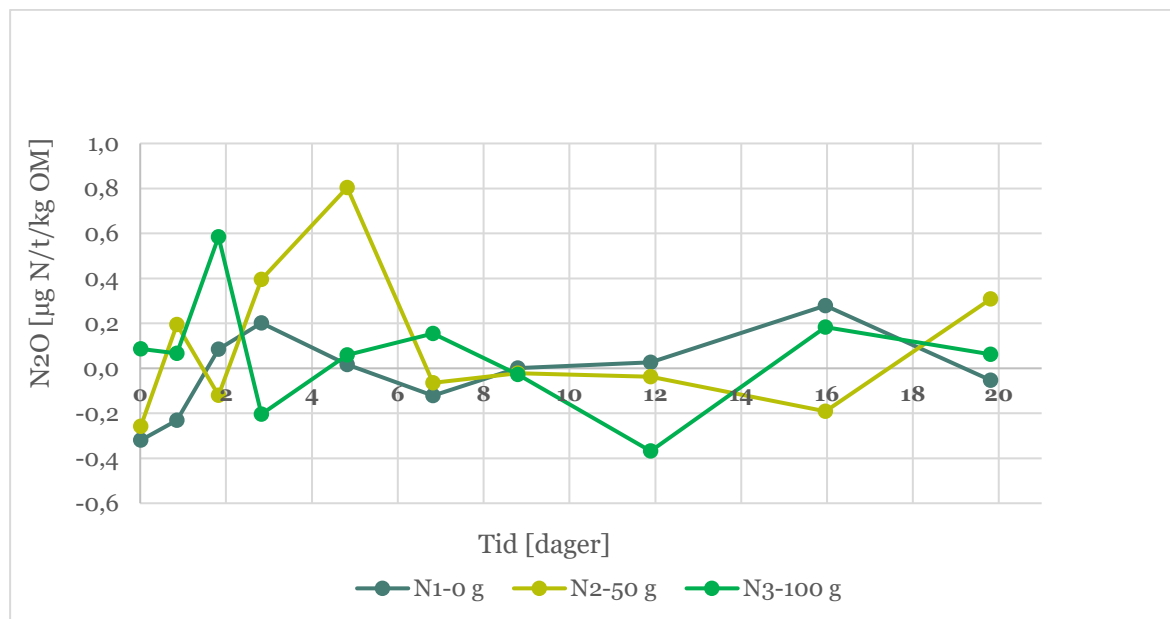
Men til tross for en del svingninger i resultatet, ser man en topp med metan-utslipp dag 1 for alle behandlingene, og dag 7, var det en ny topp for behandling tilsatt 50 g (N2) og uten tilsetning av Helgjødse (N1) (Figur 26). Behandling tilsatt 100 g Helgjødse (N3) hadde negative verdi, som tilsvarer metan-opptak (metan-oksidasjon). Det er lite datagrunnlag, og kombinert med at registrering av gass-utslipp blir svært usikre ved lave konsentrasjoner, gjør resultatene ikke entydig. De målte negative verdiene (og generelt lavere verdier enn de to andre behandlingene), kan derfor enten skyldes måleusikkerhet, eller at metan har blitt oksidert i blanding med høyest tilsetning av Helgjødse.

Det er observert at sulfat, SO_4 , kan stimulere metan oksidasjon under anaerobe forhold, se for eksempel Timmers et al., (2016). Helgjødse inneholder 1 % svovel, og behandling N3 ble tilsatt dobbel så mye gjødse som N2. Så, teoretisk sett, kan tilsetning av den høyeste dosen med Helgjødse, stimulert til en metan-oksidasjon. Om det var tilfelle, og i så fall mer om mekanismene bak, trengs det mer forskning.

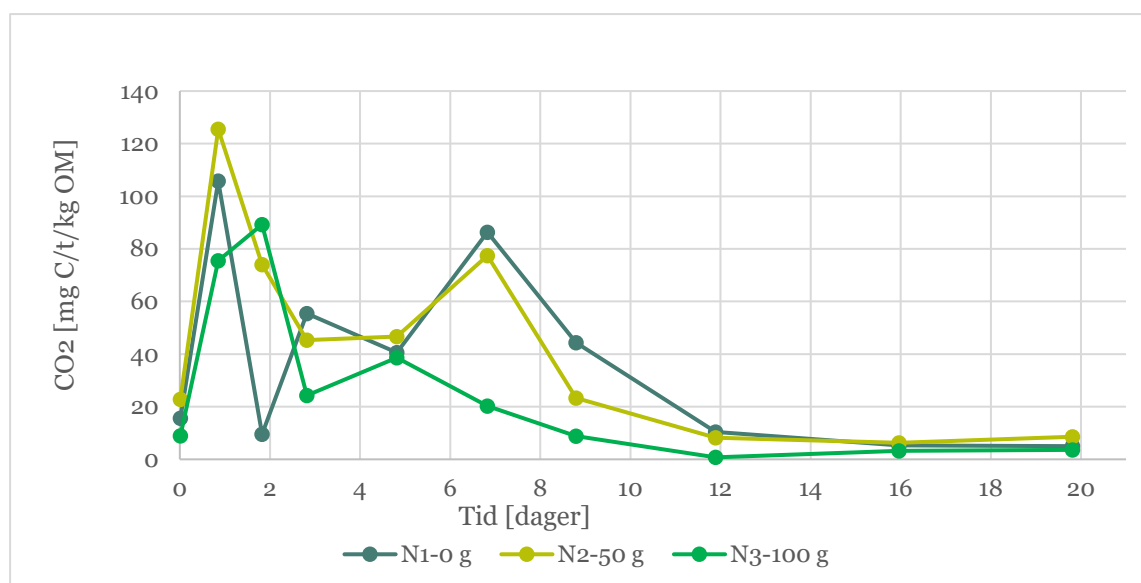
Det ble også målt lystgass, men det ble ikke målt topper som var felles for alle behandlingene (Figur 27). Kumulativ resultater viser at det var høyest utslipp av metan, lystgass og karbondioksid ved tilsetning av 50 g Helgjødse (N2), mens tilsetning av 100 g Helgjødse (N3) viste lavest utslipp (Figur 29 og Figur 30). Dette samstemmer med høyest temperaturutvikling ved tilsetning for 50 g (N2) Helgjødse og lavest ved tilsetning av 100 g (N3) (Figur 25). For metan var det en nedadgående trend mellom dag 5 og 15, som indikerer enten produksjon av metan, eller produksjon av metan og rask oksidasjon (Figur 26 og Figur 30).

Kompostblandinger med ulike mengder Helgjødse (N1-N3) resulterte i høyere maksimumstemperaturer enn i blandinger med bare biorest og bark, og blanding uten tilsetning Helgjødse (N1). Tilsetning av lett tilgjengelig karbon som de fleste pærene, kan ha fremskyndet komposteringsprosessen og temperaturøkningen i begynnelsen. De knuste pærene ble brukt for å etterligne matavfall som tilførsel til komposten. Blandingen uten Helgjødse (N1) hadde den laveste maksimumstemperaturen av de tre blandinger. Nitrogenet i blandinger N2 og N3 bidro til å varme opp komposten ytterligere, men N2 med 50 g Helgjødse var den ideelle blandingen for oppvarming.

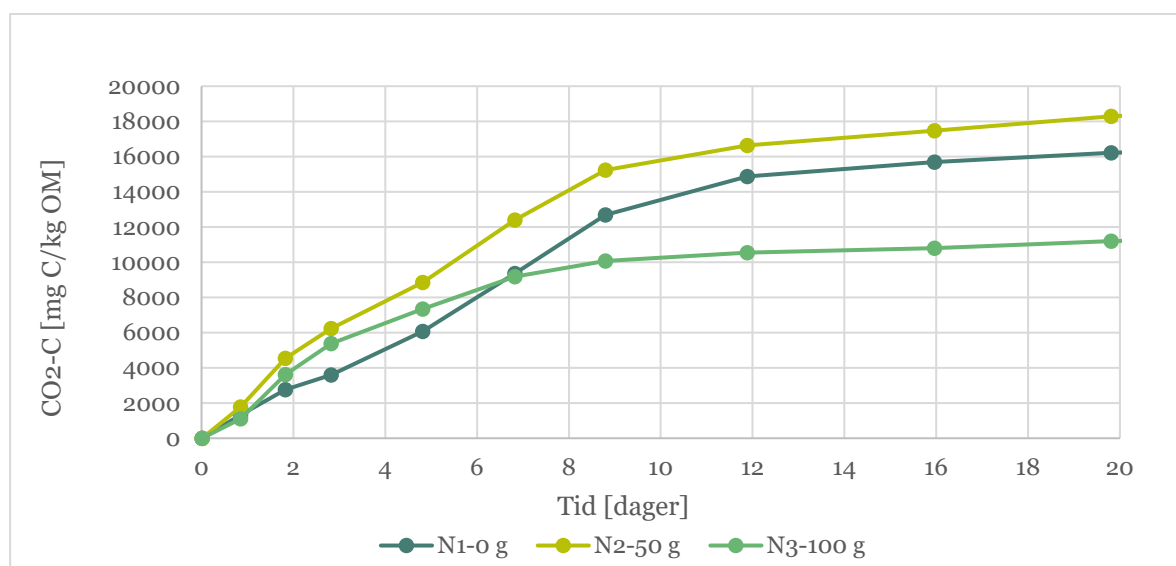
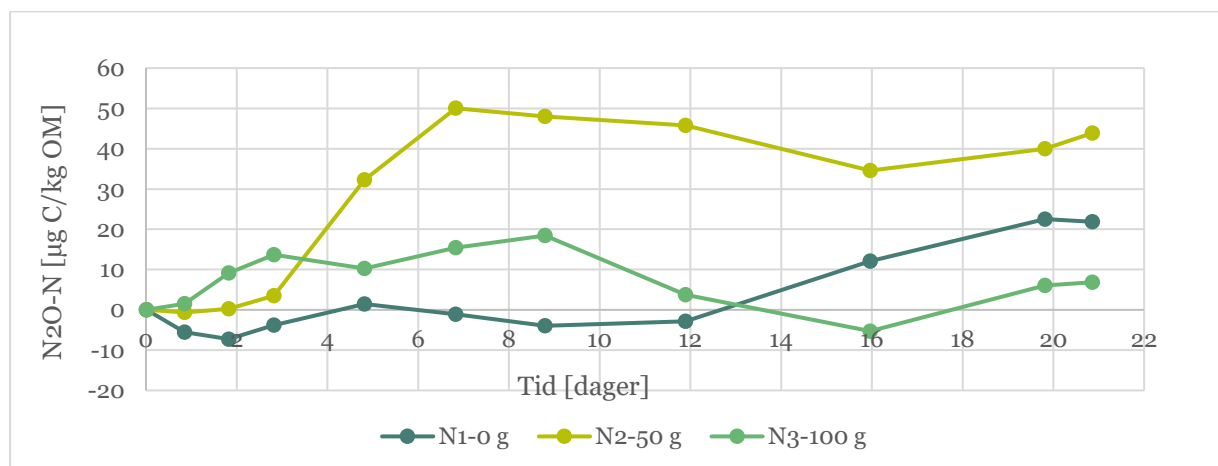
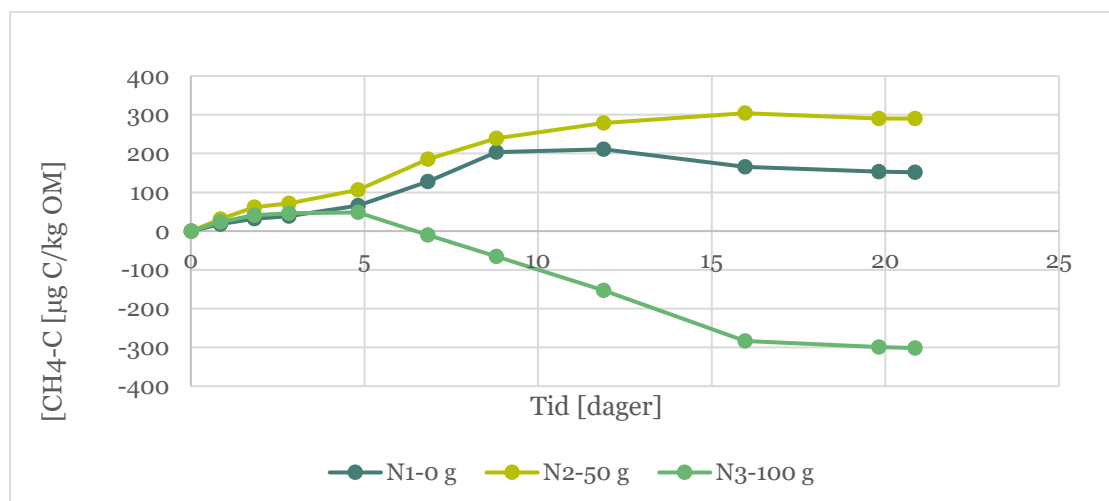
Blanding N2 hadde høyest temperatur og høyest karbondioksid-nivå, og ser ut til å være den ideelle blandingen relativt sett: god temperaturutvikling som gir god hygienisering, og en god nedbrytningsprosess vist ved forhøyede karbondioksid-konsentrasjoner. Selv om metan- og lystgass-utslippene fra N2 er relativt høyere enn fra N1 og N3, ligger de fortsatt på et svært lavt nivå. Generelt var gasskonsentrasjonsnivåene i dette forsøket svært lave, spesielt sammenlignet med tidligere forsøk med ubehandlet råtnere.



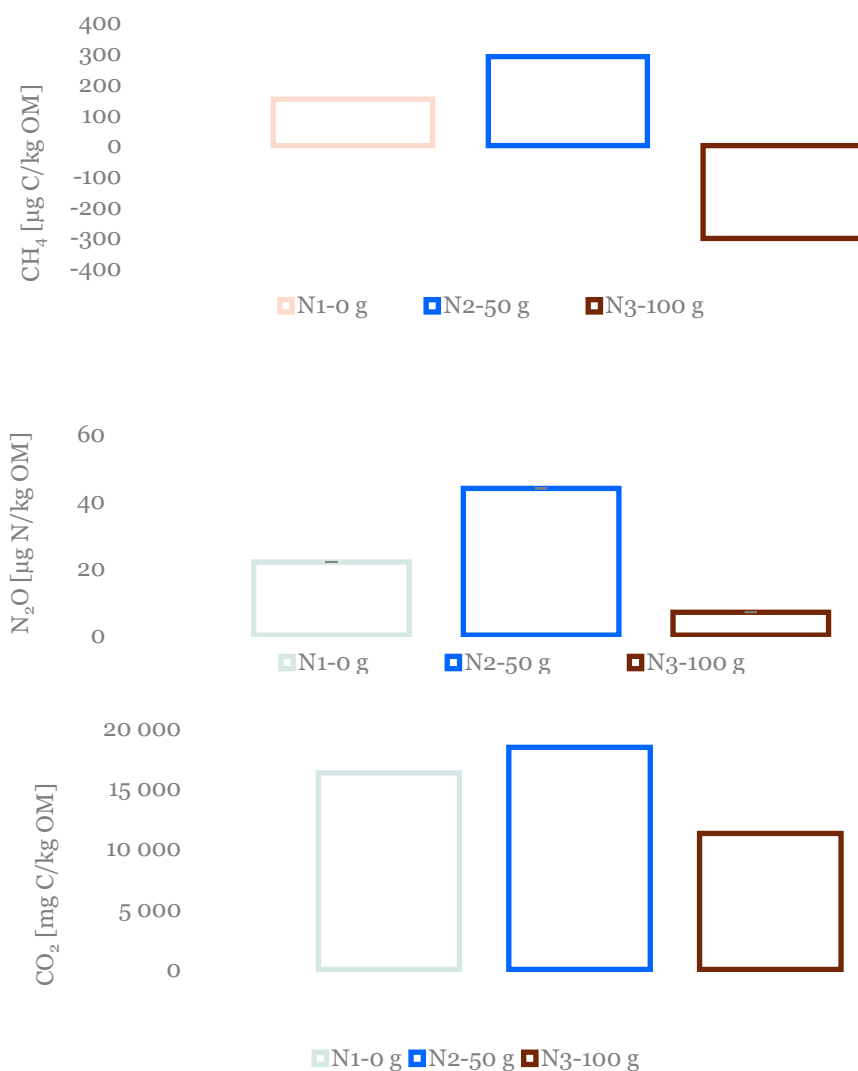
Figur 27 Utvikling av lystgass, N_2O , gitt som $\mu g N/t/kg OM$, i kompostblandinger med biorest fra storfe gjødsel og fiskeslam (RS) uten (N1), og med 50 g (N2) og 100 g (N3) Helgjødsel (basert på hønsegjødsel) over 20 dager.



Figur 28 Utvikling av karbondioksid, gitt som $mg C/t/kg OM$, i kompostblandinger uten (N1), og med 50 g (N2) og 100 g (N3) Helgjødsel av hønse over 20 dager.



Figur 29 Kumulativ utvikling av klimagasser, metan, CH₄ (A), lystgass, N₂O (B) og karbondioksid, gitt som mg C/kg OM, (C), i kompostblandinger uten (N1), og med 50 g (N2) og 100 g (N3) Helgjødssel av høns over 20 dager.



Figur 30 Kumulativ endring av metan, gitt som $\mu\text{g C/kg OM}$, karbondioksid, gitt som mg C/kg OM , og lystgass, N_2O , $\mu\text{g N/kg OM}$, i kompost med og uten ekstra tilsetning av vann over 20 dager.

4.4.3 Vurdere effekt av mekanisk lufting (forsøk 4)

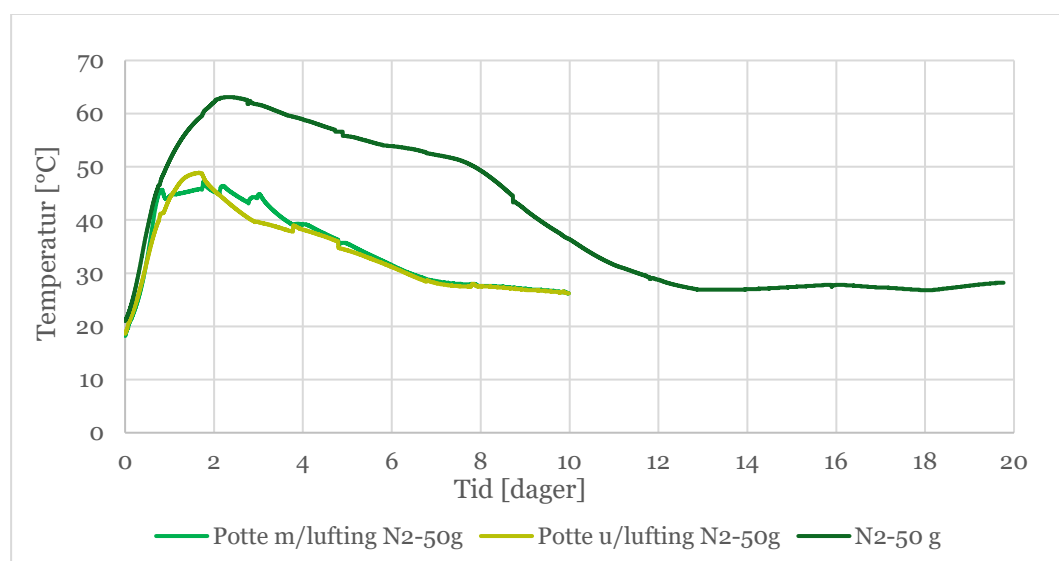
Det var utfordringer med å isolere leirpottene, og temperaturutviklingen var lik i begge pottene med maksimal temperatur rundt 49°C , og som sank til under 30°C i løpet av 6 dager. Forsøket ble avsluttet etter 10 dager.

Det var ingen klar effekt av mekanisk lufting. I løpet av de 10 dagene, ble det målt en reduksjon av metan i begge potten. Det er mulig at den luft-fylte, perforerte koppen i bunnen av pottene, og beholderens relativt store overflateareal gjorde at det var nok oksygen tilgjengelig i den korte perioden forsøket pågikk, og at det derfor ikke oppsto anaerobe forhold i løpet av hele testperioden. Det kan også være mulig at komposten ikke var like kompakt i dette oppsettet som i de 2 L Dewar-termosene, og dermed mer oksygen i blandingen ved start. Det som imidlertid var påfallende med de eksepsjonelt høye ammoniakk-utslippene. Først målepunkt og mot slutten av forsøket var ammoniakk-fluksen noe høyere fra kompostblandingen med mekaniske lufting enn fra uten lufting. Igjen, en skal være forsiktig å tolke resultater med så lite datagrunnlag, men det er heller ikke usannsynlig at lufting i dette

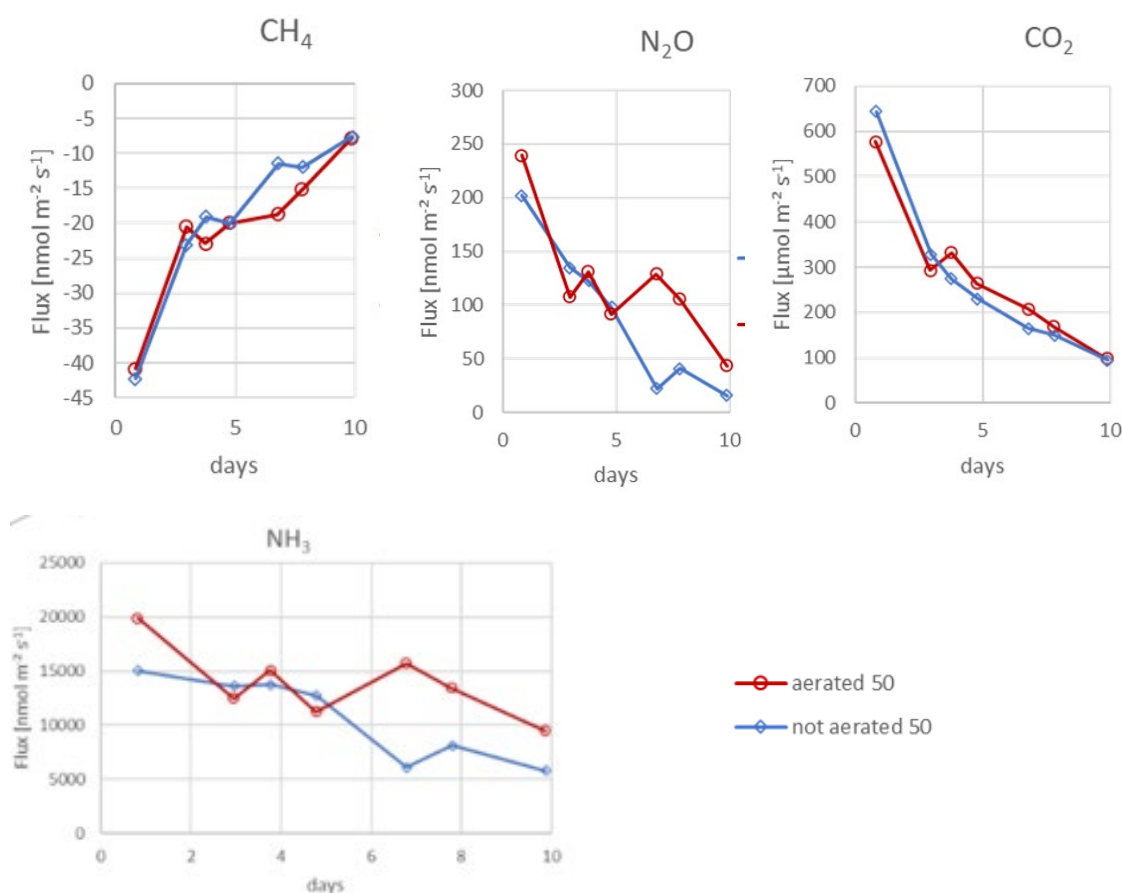
oppsettet har hatt en effekt på ammoniakk-frigjøring fra komposten. Dette viser tydelig at det ikke er tilstrekkelig å bare observere metan-utslipp under komposteringen. Selv om det er fornuftig å holde metan-utslippene lave ved å tilføre tilstrekkelig oksygen, kan ammoniakk også «blåses ut» gjennom for eksempel lufting, og bør følges med på.

I fremtiden må man finne en ny løsning for isolering av beholderne for å minimere varmetapet. Systemet kan også brukes i kontinuerlig modus for bedre å registrere lystgass-utslippene, som er spesielt variable over tid. Dette kan gi et helhetlig bilde av en optimalisert komposteringsprosess. Med mindre justeringer og tilpasninger av systemet har testen vist at systemet kan brukes i fremtiden for å oppnå meningsfulle måleresultater for klimagasser og ammoniakk-utslipp.

For å få pålitelige resultater bør man sørge for at hydrogensulfid- og ammoniakk-konsentrasjonene i den målte gassen ikke er for høye.



Figur 31 : Temperaturer i leirpote med lufting og uten lufting (N2-blanding) (forsøk 3), og småskala-forsøk med N2-blanding (forsøk 4).



Figur 32: Flux (gitt som nmol/m²/s) av metan (A), lystgass (B), karbondioksid (C) og ammoniakk (D). Behandling med (rød) og uten (blå) mekanisk lufting (rød).

4.5 Vurdere effekten av pH og lagring av biorest ved temperatur før kompostering

4.5.1 Effekten av pH

Opprinnelig plan var å bruke bark for å senke pH i substratet for å se om det kunne redusere klimagassutslipp under komposteringsprosessen. Bark og flis som ble brukt som strukturmateriale hadde pH på henholdsvis 5,85 og 5,17. Det vist fra tidligere forsøk at for å få utviklet metan bør materialet være over pH 6-6,2 (Bergersen og Briseid, 2005). pH under 6 vil være inhiberende for metanproduserende bakterier som kan gi ny utvikling av metan fra bioresten.

Resultatene viser at start-pH i ulike substrat ikke bør være under pH 6 for å få metanproduksjonen i gang. Det er mulig at man i en reell situasjon kan ha nisjer i reaktoren hvor mikroorganismene har et nærmiljø med en høyere pH enn den man observerer i væsken. Lagertanker med større betongoverflater kan også gi en lokalt høyere pH.

Underveis i prosjektet fant man så lave metanutslipp at de innledende småskala komposteringsforsøk ikke ga informasjon om betydningen av mengde bark. Tilsetning av bark og flis til biorest ga heller ingen reduksjon pH. For eksempel, i avvannet biorest fra biogassanlegg med husdyrgjødsel og fiskeslam som substrat og pH 8,55, og i flytende biorest fra biogassanlegg med matavfall og avløpslam som substrat og pH 7,62, var det ingen merkbar reduksjon i pH.

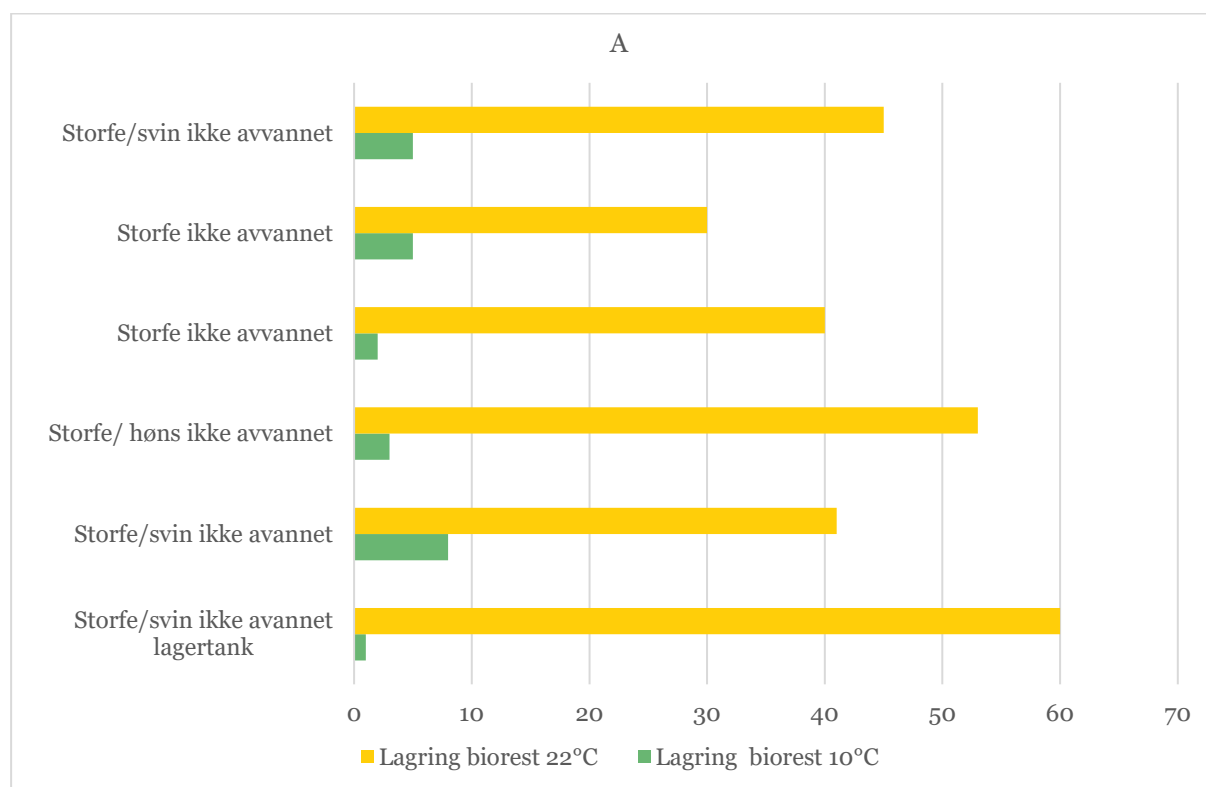
I et av forsøkene hvor mer følsomme gassmålinger ble brukt, ble det tilsatt homogenisert/moste pærer for å simulere tilsetning av matavfall og en lett tilgjengelig karbon-kilde. De fleste pærene hadde lav pH på 3,5, men heller ikke tilsetning av det, ga effekt i form av redusert pH.

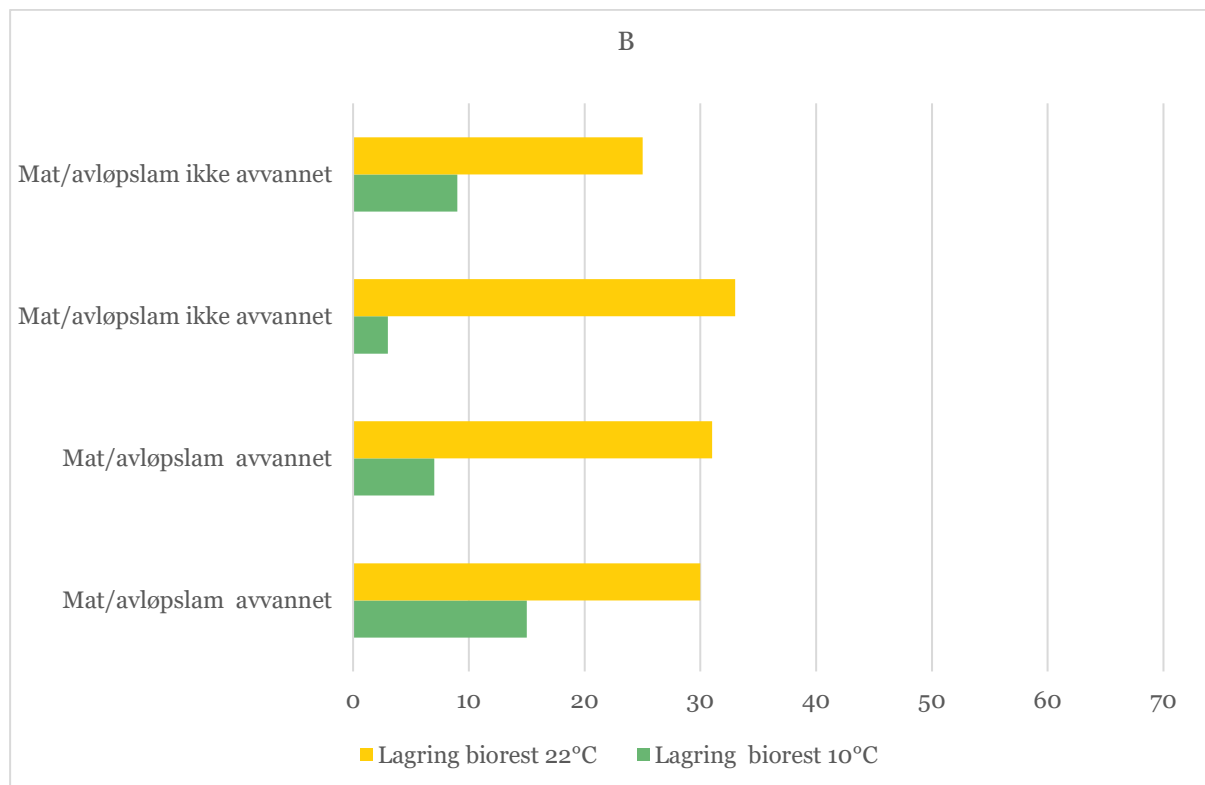
Biorest har høy bufferevne (målt som alkalinitet) og motvirker effekten av reduksjon av pH. Ett annet poeng vi ikke hadde reflektert over, var at en ønsker ikke jordforbedringsmidler og gjødselvarer med sure, men heller litt basiske egenskaper.

Det ble derfor ikke gjort flere forsøk på å se på effekten av pH.

4.5.2 Lagring av biorest ved lav temperatur

Utviklet klimagass målt i mbar trykk i 35 dager fra lukkede flasker benyttet i forsøket om restgass fra ulike biorester beskrevet i ulike biorester beskrevet i (kap. 3.1.1), ble inkubert 35 dager først ved 22°C etterfulgt av 35 dager på 10°C. Resultatet viser entydig at ved lavere temperatur utvikles lite klimagasser. Bioresten fra gårdsanlegg med storfe/gjødsel viste noe høyere gassproduksjon sammenlignet med biorest fra industrianlegg med substrat av matavfall og avløpsslam (Figur 33, over og under). Sammenligning mellom ulike biorester ble det utviklet et gasstrykk på 10-15 mbar ved 10 °C (Figur 33). Mellom 30-60 mbar trykk ble målt i flaskene inkubert ved 22°C. Dette indikerer at lagring av ulike biorester fra biogassreaktorer vil gi lavere emisjon av klimagasser hvis den lagres ved lave temperaturer før evt. videre kompostering (Figur 33).





Figur 33 (A og B) Utviklet klimagass målt i mbar trykk i 35 dager fra ulike biorester beskrevet i (kap. 5.1) lagret først ved 22°C etterfulgt ved 10°C. A - Gårdsanlegg på husdyrgjødsel, B - industrianlegg med matavfall og avløpsslam.

4.6 Vurdering av biohud for å redusere frigjøring av klimagasser

Utslipp av klimagasser skjer ofte i naturlige miljøer. I slike miljøer vil det også etableres mikroorganismer som skaffer seg energi fra for eksempel myr. Det skjer i overgangen mellom våt myr og vegetasjon hvor det etableres metan oksiderende bakterier. De skaffer seg energi ved å oksidere metan til karbondioksid. Hvis man dekker kompostranker med ferdig modnet kompost kan vi kalle det å dekke med biohud. Slik biohud vil kunne redusere utslipp av metan og andre gasser ved kompostering av biorest, men dette er ikke praktisk undersøkt i dette prosjektet.

Utslipp av metan fra naturlige myrområder i vinterhalvåret utgjør 2-20 % av årsgjennomsnittet (Silcola, et al. 1996). Disse målinger er utført i Finland. Hvor vidt disse beregninger kan sammenlignes med et toppdekke under vinterforhold med tele og snødekke er usikkert. I vinterhalvåret med skikkelig snødekke er det ofte lettere å se visuelt om det er lekker ut gass eller ikke. Dette skjer i områder hvor tydelige sprekker har oppstått og hvor varmere deponigass lekker ut og smelter snøen i åpne soner. Skjer dette bør man tette til med leire. I sommerhalvåret kan slike lekkasjer sees som vegetasjonsfrie områder hvor metan fortrenger oksygen til planterøttene og reduserer vekst. Forsøk har vist at innblanding av avløpsslam i porøs grov sandjord er svært godt egnet som metanoksidasjonsdekke på avfallsplasser (Kightley, et al. 1995). NIBIO har overvåket nedlagt deponi hvor kantsonen har emisjon av metan og hvor ulike tiltak er utført for å redusere klimagass emisjonen. Sistnevnte ved bruk av kompost jord (Bergersen, O. og Schöpke, A.C. 2023). Ved å observere vekst av vegetasjon som dannes i dette kompostlaget kan en videre finne evt. hot spot hvor det fortsatt gir emisjon av metangass. I 2023 ble det lagt på mindre og tynnere lag enn i 2024. Det ble også komprimert med hjullaster som er ugunstig. Oksygen må trenge ned i filteret slik at metanen kan oksideres. Tykkelsen på et slik kompostlag er avgjørende for hvor effektiv metanoksidasjonen er. Tiltakene utført i 2024 har redusert klimagassutslippet fra ca. 500 (2023) til 45 tonn omregnet karbondioksid-ekvivalenter som er betydelig (Figur 34).

Estimert total utslipp av metan i målområdet er omtrent 90% lavere enn fjorårets utslipp, mye på grunn av bedre kontroll på hvor hotspottene er (lettere å avgrense), men også antakeligvis en del på grunn av tykkelsen til kompostlaget. Dette viser at tiltakene med å legge på tykkere og større området med kompostjord har gitt stor effekt på utslippet av klimagasser fra deponiet (Bergersen og Schöpke, 2024 in prep). Kompostlaget må være porøst.



Figur 34 Utsatt kantsone mot skog er dekket helt til med kompost som metanoksyderende filtermateriale.

Slikt kompostfilter er også vanlig å benytte på storanke kompostering for å redusere emisjon av luktsterke gasser fra prosessen som foregår inne i rankene. NIBIO har undersøkt slikt filter på ettermodningsranker av matavfall kompost.

Målinger viste at biohud (metanoksidasjonsfilter) drysset på rankene reduserer metan emisjon fra 3-4% til konsentrasjoner lavere en deteksjonsgrensen til gassmåleren $<0,1\%$ målt i flukskammer (Figur 35). Tykkelsen på kompostlaget avgjør hvor effektivt metanen oksideres.

Ved å benytte kompostlag på stor ranker for å behandle den faste fraksjonen av biorest vil en kunne hindre å redusere emisjon av metan fra rankene under behandling. Hvis en må kompostere den faste bioresten for å utvikle kompost som for eksempel torverstatutter, kan et kompostlag på 10-15 cm over rankene være en effektiv måte og redusere emisjon av klimagass på.



Figur 35 Reduksjon av klimagass emisjon med bruk av kompost /biohud lagt over kompostranker rankene.

5 Konklusjon og betraktning om bruk i økologisk drift

- Det har vært usikkerhet om omfanget av klimagassutslipp under kompostering av biorest, og prosjektet har hatt som mål å gi mer kunnskap om hvilke forhold og tiltak som kan redusere klimagassutslipp.
- I komposteringsforsøkene som ble gjennomført var metankonsentrasjonene svært lave, og gjerne lavere enn deteksjonsgrensen (0.1%) for målingsutstyret som ble brukt.
- For å gi svar på om noen av forholdene og tiltakene som prosjektet var planlagt for, ble nye forsøksoppsett testet, blant annet et automatisert åpent dynamisk kammersystem sammen med en CRDS Picarro-gassanalysator som har god følsomhet og analysere klimagassene metan, lystgass, karbondioksid, i tillegg til ammoniakk, i sanntid. Med nytt mer følsomt gassmålingssystem, ble det målt lave konsentrasjoner av metan og lystgass.
- Det ble målt metan, men fremdeles lav konsentrasjon fra våt kompostblanding, mens det i en tørrere kompostblanding ikke ble målt en tilsvarende økning som i våt kompost.
- For å øke aktiviteten i komposteringsprosessen i småskalaforøk ble effekten av tilsetning av nitrogen (Helgjødning, basert på hønsegjødning, Norsk Naturgjødning) undersøkt. Igjen ble metan og lystgass påvist, men i enda lavere konsentrasjoner enn påvist i våt kompost.
- Effekten av mekanisk lufting ble testet, men ingen klar effekt ble observert.
- Lagret biorest fra biogassanlegg bør lagres ved lav temperatur for å unngå emisjon av klimagasser. Et annet alternativ er å legge kompost over lager av fast biorest, men også over ranker hvor bioresten komposteres. Ferdig kompost vil kunne fungere som et metanoksydasjons filter, men fordi ammonium reduserer effekten av metanoksidasjon, bør ferdig kompostfilter ikke inneholde for mye ammonium.
- Avvanning av biorest synes å være et godt tiltak for å redusere utslipp av klimagasser. I storskala komposteringsforsøk, var avvannet fast fase av storfe gjødning etter separering, porøs og luftig. Etter innblanding av struktur, ble massen svært luftig. Forsøk tyder på at ved å separere gjødning og sterkt redusere innholdet av både vann og en del lettøselig næring, er det mulig å kompostere fast biorest fra storfe gjødning uten å få store metanutslipp i komposteringsprosessen.
- Prosjektet har vist at det kan benyttes ulike tilnærminger for å hindre utslipp av klimagasser fra kompostering av biorest. Det kan likevel konkluderes med at det beste er at biogassprosessen har driftsforhold som gjør at mest mulig av råvarene blir omsatt. God avvanning vil deretter bidra til kompostering som i liten grad forventes å slippe ut klimagasser.

Betraktninger rundt bruk av biorest i økologisk landbruk

- Bruken av biorest passer godt inn i prinsippene til økologisk landbruk som legger stor vekt på kretsløp og bruken av organiske gjødselprodukter. Biorest som består av råstoff som er godkjent til bruk i økologisk landbruk er også tillatt. Dvs. at hvis det som går inn i et biogassanlegg er tillatt som gjødning, så er det som kommer ut også tillatt som gjødning og jordforbedringsmiddel. Hva som er tillatt som gjødning generelt i landbruk er regulert av Gjødselvarselsforskriften (gjeldene i dag, <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951>) og Animalie biproduktforordning, og det som er tillatt i økologisk landbruk spesifikt er regulert av Økologiforskriften (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2022-06-11-1171>).
- Bruk av biorest som gjødning er spesielt interessant ved økologisk produksjon uten husdyr.
- Det er lov å bruke konvensjonell husdyrgjødnig, så lenge det ikke er fra «industrielt» landbruk. Unntak fra dette er gjødning fra burhøns eller høner som er gitt kokisiostatika. Gjødnig fra pelsdyr er heller ikke lov. Som for all annen gjødning og jordforbedringsmiddel, må

konsentrasjonen av tungmetaller og andre uønskede stoffer være under grenseverdiene gitt av Gjødselforeforskriften.

- Avvannet kompostert biorest kan være aktuell som jordforbedringsmiddel, langsomtvirkende gjødsel og som del av et substrat for oppalsjord
- Komposteringsforsøk som sammenlignet kompostering av avvannet storfegjødsel før og etter biogassproduksjon, viste det kan være en svært gunstig metode for håndtering av husdyrgjødsel. Det var ingen betydelig forskjell i komposteringsparameterne mellom separert biorest og ubehandlet, fersk husdyrgjødsel. Konsentrasjonen av metan inne i kompostene og utslippene av metan fra kompostene var under gassmålerens deteksjonsgrense.
- Fordelen med kombinasjonen av biogass og kompostering av separert biorest er at bonden får en energikilde (biogass), og separering gjør det lettere å ha kontroll på hvor mye og hvor nitrogen og fosfor spres. Kompostering gir i tillegg et fosfor-rikt substrat som er mer stabil, og kan lagres eller fraktes lettere.

6 Referanser

- Adler, S. A., Frøseth, R. B., Hykkerud, A. L., Stubhaug, E., Milford, A. B., Havstad, L. T., Bakken, A. K. 2017. Kunnskapsbehov i økologisk landbruk. NIBIO Rapport 3 (118).
- Bergersen, Ove og Tormod Briseid (2005). Tiltak for oppstart av biogassproduksjon Jordforsk rapport 91/05
- Bergersen, O., & Briseid, T. 2019. Kompostering av biorest fra biogass-produksjon – mulig økte metanutslipp? Poster vist fra NIBIO konferansen 2019.
- Bergersen, O. og Schöpke, A. C. (2023). Vurdering av toppdekket etter etablert vegetasjonsdekke i kantsonen på avsluttet avfallsdeponi – måling av gassemisjon Spillhaug, 2023. ISBN: 978-82-17-03384-4. Vol 9/139/ 2023.
- Bergersen, O. og Schöpke, A. C (2024). Nytt toppdekket av kompost i kantsone på avsluttet avfallsdeponi – måling av gass emisjon Spillhaug, 2024 NIBIO rapport in prep.
- Brinton, W.F. jr, Evans, E., Droffner, M.L., Brinton, R.B., 1995. A standardized dewar test for evaluation of compost self-heating. Dewar Test – Biocycle Report.
https://www.researchgate.net/publication/267402892_A_standardized_Dewar_test_for_evaluation_of_compost_self-heating#fullTextFileContent
- Chen, J. L., Ortiz, R., Steele, T. W., & Stuckey, D. C. (2014). Toxicants inhibiting anaerobic digestion: a review. *Biotechnology advances*, 32(8), 1523-1534.
- Dietrich, M., Fongen, M., & Foereid, B. (2021). Anaerobic digestion affecting nitrous oxide and methane emissions from the composting process. *Bioresource Technology Reports*, 15.
<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100752>
- Dietrich, M., Fongen, M., & Foereid, B. (2020). Greenhouse gas emissions from digestate in soil. *Int. J. Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 9(1)-19.
- Av Georg Mathisen. Forskere ble overrasket av skyhøye klimautslipp fra biogass-rester. *Forskning.no*. 14. august 2021. <https://forskning.no/klima/forskere-ble-overrasket-av-skyhoye-klimautslipp-fra-biogassrester/1898433>
- Fredenslund, AM., Gudmundsson, E., Falk, JM., Scheutz, C., 2023. The Danish national effort to minimise methane emissions from biogas plants. *Waste Management* 157; 321 -329.
- Kightley, D., D.B. Nedwell and M. Cooper, (1995). Capacity for methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory scale soil microcosms. *Applied and Environmental Microbiology*, 61(2):592-601.
- Stortingsmelding 11 (2016-2017) «Endring og utvikling – En fremtidsrettet jordbruksproduksjon». 09.12.2016. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-11-20162017/id2523121/>
- Rico, C., Rico, J. L., Tejero, I., Muñoz, N., & Gómez, B. (2011). Anaerobic digestion of the liquid fraction of dairy manure in pilot plant for biogas production: Residual methane yield of digestate. *Waste management*, 31(9-10), 2167-2173.
- Pape, L., Ammann, C., Nyfeler-Brunner, A., Spirig, C., Hens, K., & Meixner, F. X. (2009). An automated dynamic chamber system for surface exchange measurement of non-reactive and reactive trace gases of grassland ecosystems. In *Biogeosciences* (Vol. 6). www.biogeosciences.net/6/405/2009/
- Silcola, J. Alm, J., Ahlholm, U., Nykanen, H., Martikainen P.J. (1996). CO₂ fluxes from Peat in boreal Mires under varying temperature and moisture conditions. *Journal of Ecology* 84.pp. 219-228

Thygesen, O., Sommer, S. G., Shin, S. G., & Triolo, J. M. (2014). Residual biochemical methane potential (BMP) of concentrated digestate from full-scale biogas plants. *Fuel*, 132, 44-46.

Wechselberger, V., Reinekt, T., Yngvesson, J., Scharfy, D., Scheutz, C., Huber-Humer, M., Hrad, M. 2023. Methane losses from different biogas plant technologies. *Waste Management*, 157; 110-120.

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

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

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

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