
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport

Nr 2026-1

Utsläpp av växthus- gaser från hantering av avloppsslam – med fokus på metan

Anders Magnusson
Magnus Gålfalk

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Utsläpp av växthusgaser från hantering av avloppsslam – med fokus på metan
TITLE OF THE REPORT	Emissions of greenhouse gases from the handling of sewage sludge – with focus on methane
FÖRFATTARE	Anders Magnusson, Resource Sverige AB, Magnus Gålfalk, Linköpings universitet
RAPPORTNUMMER	2026-1
ANTAL SIDOR	59
SAMMANDRAG	Projektet undersökte utsläpp av metan, lustgas och koldioxid från hantering av avloppsslam. Metanutsläppen var som högst från nyligen lagrat slam. Alternativa metoder som termofil rötning, trumkompostering och kalkbehandling gav betydligt lägre utsläpp än traditionell lagring av mesofil rötat slam. Lustgasens klimatpåverkan från slam visade sig vara jämförbar med metanets uttryckt i CO ₂ -ekvivalenter. Rapporten rekommenderar förbättrad värmeväxling och att alternativa metoder för slamhantering tillämpas.
SUMMARY	The project examined emissions of methane, nitrous oxide and carbon dioxide from sewage sludge during handling and storage. Methane emissions were highest immediately after sludge deposition. Alternative treatments – thermophilic digestion, drum composting and lime treatment – produced significantly lower emissions than traditional storage of mesophilically digested sludge. Nitrous oxide contributed climate impacts similar to methane in CO ₂ equivalents. The report recommends improved heat exchange and the application of alternative sludge-management methods.
SÖKORD	Växthusgaser, metanemission, metanutsläpp, lustgas, avloppsreningsverk, slamlagring, EgMet, klimatberäkning
KEYWORDS	Greenhouse gases, methane emissions, nitrous oxide, wastewater treatment plant, sludge storage, EgMet, GHG accounting
MÅLGRUPPER	Tekniker och ingenjörer hos VA-organisationer, beslutsfattare inom VA-sektorn, konsulter, forskare
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2026
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Magnusson A. och Gålfalk M. (2026). <i>Utsläpp av metan, lustgas och koldioxid från hantering av avloppsslam – med fokus på metan</i> . SVU-rapport 2026-1. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	22-113
PROJEKTETS NAMN	Metanemissioner från slamhantering vid avloppsreningsverk och mellanlagring av slam
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, Nitoves AB, Syvab, Industrinytta AB, Sörmland Vatten, Tekniska verken i Linköping, Uppsala Vatten och Avfall, MittSverige Vatten och Avfall, Karlstads kommun, Kalmar Vatten, Stockholm Vatten och Avfall, Biototal samt RagnSells

Förord

Avloppsslam avger flera växthusgaser vid hantering och lagring – framför allt metan (CH₄), men även lustgas (N₂O) och koldioxid (CO₂). Dessa gaser har olika klimatpåverkan och uppkommer genom olika mikrobiella processer. För en heltäckande klimatbedömning behöver alla dessa gaser beaktas.

SVU-projektet *Metanemissioner från slamhantering vid avloppsreningsverk och mellanlagring av slam* har sin bakgrund i VA-branschens mål att reducera de metanutsläpp som uppkommer vid slamhantering. Metan (CH₄) är en mycket potent växthusgas, och Sveriges åtagande enligt FN:s metandeklaration som lanserades på klimatkonferensen COP26 år 2021 har skapat skarpa krav från myndigheter på att reducera dessa utsläpp. För VA-sektorn har det nyligen beslutade avloppsdirektivet krav på mätning eller beräkning av växthusgasutsläpp. Inom Svenskt Vattens initiativ Klimatneutral VA-bransch är målet att den totala gemensamma klimatpåverkan från VA-organisationernas anläggningar ska vara netto-noll. För att uppnå målet om en klimatneutral VA-bransch krävs detaljerad kunskap om var utsläppen sker och hur stora de är, bland annat från hantering och lagring av avloppsslam. Genom att studera faktorer som utrottningsgrad, temperatur och lagringstid strävar vi efter att utveckla metoder för att kvantifiera och reducera metanutsläppen effektivt.

Vi vill rikta ett stort tack till alla som har bidragit till projektet. Ett särskilt tack riktas till Svenskt Vatten Utveckling för finansieringen av projektet samt alla deltagande avloppsreningsverk och slamentreprenörer för att de ställt sina faciliteter till vårt förfogande, delfinansierat studien och för stöd och hjälp i samband med mätningar och rapportskrivning.

Svenskt Vatten Utveckling har inom finansieringsramen för det redovisade projektet även delfinansierat medverkan i ett internationellt projekt om metanemissioner från avloppsledningsnät, Sewer Methane Methods for Everyone (The Water Research Foundation 2025) som syftar till att ta fram internationellt erkända modeller för beräkning av metanemissioner från avloppsledningsnät. Projektresultat redovisas separat efter överenskommelse med Svenskt Vatten Utveckling.

Projektet har resulterat i viktiga insikter om metanutsläpp och utvecklat metodik som kommer att vara användbar för framtida bedömningar av metanutsläpp från lagrat slam och för mätningar på avloppsreningsverkens slamhantering inom EgMet-systemet (Egenkontroll metanemissioner). Vi ser fram emot att dela våra resultat och bidra till ett hållbart och klimatneutralt VA-system.

Projektet har genomförts av följande personer och organisationer:

- Anna Vestling, VD för Nitoves AB, har fungerat som projektledare.
- Anders Magnusson, Resource Sverige AB, Mattias Nääs, Nitoves AB, och Magnus Gålfalk från Linköpings universitet har planerat och genomfört mätningar i projektet.
- Rapportskrivning och utvärdering av resultat har genomförts av Anders Magnusson, Resource Sverige AB. Magnus Gålfalk har skrivit de delar av rapporten som avser mätningar med drönare samt medverkat i diskussionsdelar. Ett särskilt tack riktas till Maria Berglund, VÄXA, för hjälp i samband med rapportskrivning.

Vi har också haft värdefullt samarbete med medverkande avloppsreningsverk och slamentreprenörer: Syvab, Sörmland Vatten, Tekniska verken i Linköping, Uppsala Vatten, MittSverige Vatten, VA-enheten i Karlstads kommun, Kalmar Vatten, Stockholm Vatten och Avfall, Biototal samt RagnSells.

Författarna

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning	4
Summary	5
Förkortningar och förklaringar	6
1 Inledning	8
1.1 Projektets syfte och mål	9
2 Metoder och mätlokaler	10
2.1 FID-metoden	10
2.2 Freseniusmätning	10
2.3 Kanaler	10
2.4 Öppna ytor	11
2.5 Mätlokaler	16
2.6 Beräkningar	27
3 Resultat	30
3.1 Produktionsanläggning	30
3.2 Slamlagring	31
3.3 Drönarmätningar	40
3.4 Alternativa metoder för slamhantering	42
4 Diskussion	46
4.1 Produktionsanläggning	46
4.2 Slamlagring	46
4.3 Olika sätt att minska metanutsläpp	49
5 Slutsatser, råd och fortsatt arbete	51
Referenser	53
Bilaga A Resultat av mätningar	55

Sammanfattning

Projektet undersökte utsläpp av metan, lustgas och koldioxid från hantering av avloppsslam. Metanutsläppen var som högst från nyligen lagrat slam. Alternativa metoder som termofil rötning, trumkompostering och kalkbehandling gav betydligt lägre utsläpp än traditionell lagring av mesofilt rötat slam. Lustgasens klimatpåverkan från slam visade sig vara jämförbar med metanets uttryckt i CO₂-ekvivalenter. Rapporten rekommenderar förbättrad värmeväxling och att alternativa metoder för slamhantering tillämpas.

Metan (CH₄) och lustgas (N₂O) är potenta växthusgaser. Små utsläpp kan ge betydande klimatpåverkan och därför är det nödvändigt att förstå utsläppens sammansättning och omfattning när VA-sektorn arbetar för att nå målet om en klimatneutral verksamhet. Fokus i projektet låg på att mäta utsläppsnivåer för metan och utvärdera tekniker för att minska metanavgång från slam. Metanmätningar genomfördes vid fyra reningsverk och på slamhögar vid fyra lagringringsplatser. Vid mätning på slamhögar användes en dynamisk kammare för att kanalisera utsläppen, och mätningar genomfördes under ett helt år för att fånga upp årstidsväxlingar. En flamjonisationsdetektor (FID) med metanseparator användes för att detektera metan. En ny drönarmetod testades vid tre tillfällen parallellt med mer konventionella FID-mätningar.

I mätningarna på reningsverk släppte avvattnat slam ut mellan 3 och 6 kg metan per ton torrsubstans (TS). De ej avvattnade slam som testades släppte ut omkring 7 kg metan per ton TS. Från slamhögar var metanutsläppen som störst direkt efter uppläggning, särskilt vid höga utomhustemperaturer. Utsläppen minskade därefter snabbt, och efter 2–3 månaders lagring var de mycket låga. De sammanlagda metanutsläppen under längre lagring varierade mellan 5 och 55 kg per ton organiskt material (VS), där kalla temperaturer gav betydligt lägre utsläpp. Drönarmätningar visade generellt på lägre utsläpp än konventionell mätning. Tre av fyra jämförbara parallella mätningar resulterade i ca 40 % lägre utsläpp för drönaren. Den fjärde gav 80 % lägre utsläpp; utsläppen var vid denna mätning lägre än vid de andra tre mätningarna.

Ett av de termofila slam (rötat vid 50–55 °C) som testades i studien genererade mindre metanutsläpp än de mesofila som rötades vid 35–40 °C. Termofil rötning har potential att halvera utsläppen av metan under förutsättning att tillräcklig uppehållstid används och den termofila processen är stabil. Trumkompostering har potential att reducera utsläppen till låga nivåer, men god logistik är nödvändig så att slammet snabbt kan matas in i trumkomposten. Kalkbehandling av slam genererar mycket små direkta utsläpp, men hänsyn bör tas till kalkbrytningens klimatpåverkan.

Rekommenderade åtgärder för minskade metanutsläpp innefattar effektiv värmeväxling av slam innan det hanteras öppet mot atmosfären, samt användning av alternativa slamhanteringsmetoder som termofil rötning, trumkompostering och kalkbehandling. Reningsverken bör också arbeta för att slamentreprenörernas hantering ger minskade metanutsläpp.

Fortsatt forskning föreslås kring långtidsstudier av behandlingsmetoder samt vidareutveckling av drönarteknik för mätning av flera växthusgaser. En central utmaning är den tydliga säsongsvariationen som gör det svårt att utifrån enstaka mätningar dra tillförlitliga slutsatser om årsutsläpp. Framtida mätningar bör koncentreras till de första månaderna efter slamlagring då utsläppen är som högst.

Summary

The project examined emissions of methane, nitrous oxide and carbon dioxide from sewage sludge during handling and storage. Methane emissions were highest immediately after sludge deposition. Alternative treatments – thermophilic digestion, drum composting and lime treatment – produced significantly lower emissions than traditional storage of mesophilically digested sludge. Nitrous oxide contributed climate impacts similar to methane in CO₂ equivalents. The report recommends improved heat exchange and the application of alternative sludge-management methods.

The project supported the climate work of the wastewater sector in line with Svenskt Vatten's climate-neutrality goal, the UN Global Methane Pledge and the new Urban Waste Water Treatment Directive. The focus was on measuring methane emissions, improving understanding of emission mechanisms and evaluating technologies to reduce methane release. Methane (CH₄) is a potent greenhouse gas with a global warming potential 27 times higher than CO₂ (IPCC 2024).

Measurements were carried out at four wastewater treatment plants and on sludge heaps at four storage sites. A dynamic chamber was used to capture emissions from sludge heaps, with year-round measurements to reflect seasonal variation. Methane was detected using a flame-ionization detector (FID) with a methane separator. A new drone-based method was tested three times in parallel with conventional FID measurements.

At the plants, dewatered sludge emitted 3–6 kg methane per tonne DS, and non-dewatered sludge about 7 kg per tonne DS. Emissions from sludge heaps were highest immediately after deposition, especially in warm conditions, then decreased rapidly; after 2–3 months they were very low. Total emissions during long-term storage ranged from 5 to 55 kg per tonne VS, with cold temperatures giving much lower emissions. Drone measurements generally showed lower emissions: three of four parallel tests gave about 40 % lower values, and one 80 % lower at a time of overall low emissions.

One thermophilic sludge (50–55 °C) generated lower emissions than mesophilic sludges (35–40 °C). Thermophilic digestion can halve emissions if retention time is sufficient and the process stable. Drum composting can reduce emissions to low levels if logistics allow rapid feeding. Lime treatment produces very small direct emissions, though the climate impact from lime extraction must be considered.

Recommended measures include efficient heat exchange before open handling and the use of thermophilic digestion, drum composting and lime treatment. Plants should also ensure that contractors' handling practices reduce emissions.

Further research is recommended on long-term treatment studies and development of drone technology for multi-gas measurement. Seasonal variation remains a key challenge, making single measurements unsuitable for annual estimates. Future measurements should focus on the first months after storage, when emissions are highest.

Förkortningar och förklaringar

Begrepp/Förkortning	Förklaring
Ackumulerad metanemission	Beräknat totalt metanutsläpp
ARV	Avloppsreningsverk
BAP	Biologiskt Aktiv Period – tid på året då temperaturen överstiger 5 °C och biologisk aktivitet är hög.
BBP	Biologiskt Begränsad Period – tid på året då temperaturen är 5 °C eller lägre och biologisk aktivitet är låg.
CH ₄	Kemisk formel för gasen metan
EPA-metod	Environmental Protection Agency – amerikansk miljömyndighet vars mätmetoder används internationellt.
Dynamisk kammare	Provtagningsmetod för öppna ytor som slamhögar.
EgMet	Egenkontroll metanemissioner. Ett kontrollsystem för minskade utsläpp av metan från biogasanläggningar.
FID	Flamjonisationsdetektor – instrument som mäter kolväten, t.ex. metan.
IR	Infraröd teknik – används i gasanalys för att mäta halter av växthusgaser.
Mesofil rötning	Rötning vid cirka 37 °C
Metanogener	Metanproducerande mikroorganismer
Metanemissionsfaktor, ETS	Utsläpp av metan relaterat till metanproduktionen vid anläggningen
Metanemissionshastighet	Utsläpp av metan uttryckt som massa metan per tidsenhet.
N ₂ O	Kemisk formel för lustgas
NV	Naturvårdsverket – svensk myndighet för miljöfrågor.
R-kvadrat (R ²)	Ett statistiskt mått som anger hur väl en regressionsmodell passar data. Ett högre R ² -värde indikerar en bättre passform.
Rötkammare	Sluten behållare där organiskt material bryts ned anaerobt för biogasproduktion.
Revaq	Certifieringssystem med syfte att minska flödet av farliga ämnen till reningsverk och skapa en hållbar återföring av växtnäring.
SMHI	Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut – ansvarar för väder- och klimatdata.

ppm	Parts per million (miljondelar)
Termofil rötning	Rötning vid cirka 50 °C
TS	Torrsubstans – mängden fast material i slammet efter att vatten avlägsnats.
Torrslamssilo	Silo för lagring av avvattnat slam.
Trumkompostering	Metod där organiskt material bryts ned i en roterande trumma under syresatta förhållanden.
VDI-metod	Verein Deutscher Ingenieure – tysk standardiseringsorganisation vars metoder används för utsläppsmätningar av gaser.
VS	Volatile Solids – organiskt material i slammet som kan brytas ned biologiskt.
Våtslamslager	Lager för slam som rötats men inte avvattnats.

1 Inledning

Avloppsslam avger flera växthusgaser vid hantering och lagring – framför allt metan (CH₄), men även lustgas (N₂O) och koldioxid (CO₂). Dessa gaser har olika klimatpåverkan och uppkommer genom olika mikrobiella processer. För en heltäckande klimatbedömning behöver alla dessa gaser beaktas.

Metan (CH₄) är en potent växthusgas, och de utsläpp av metan som beror på människan måste minimeras för att nå målet om klimatneutrala utsläpp från samhället. Sverige är ett av de länder som anslutit sig till FN:s globala metandeklaration (Global Methane Pledge) som lanserades på klimatkonferensen COP26 år 2021 (GMP 2023). Det innebär krav från myndigheter på åtgärder för att minska utsläppen. Svenskt Vattens initiativ om en klimatneutral VA-bransch förutsätter åtgärder för minskade metanutsläpp (Svenskt Vatten 2025). För att säkerställa att åtgärder inom VA blir kostnadseffektiva och verkligen leder till minskade utsläpp, måste kunskap finnas om var utsläppen sker, hur stora de är och vad eventuella åtgärder kostar. Kunskap om hur olika faktorer påverkar utsläppen är därmed avgörande för att fatta rätt beslut om åtgärder när VA-sektorn arbetar för att nå målet ”en klimatneutral VA-bransch”.

Metan är en potent växthusgas och en central komponent i avloppssektorns klimatpåverkan, men även lustgas har en betydande global uppvärmningspotential. Därför är det nödvändigt att förstå utsläppens sammansättning och omfattning när VA-sektorn arbetar för att nå målet om en klimatneutral verksamhet.

Inom det frivilliga systemet EgMet (Egenkontroll metanemissioner) genomför deltagande biogasanläggningar kvantifieringsmätningar av metanutsläpp från sin verksamhet vart tredje år. I dagsläget sker ungefär hälften av den svenska biogasproduktionen i anläggningar som anslutit sig till EgMet. Slamhantering har i många fall visat sig vara en av de största källorna till utsläpp vid de mätningar som hittills utförts på biogasanläggningar vid avloppsreningsverk inom systemet. Resultatet av kvantifieringsmätningar på slamhanteringsdelar som genomförts inom systemet har visat sig kunna variera upp till 300 % mellan mätomgångar utan förklaring i form av att reningsverket genomfört åtgärder för minskade utsläpp.

Majoriteten av det slam som produceras vid kommunala reningsverk avsätts genom tillverkning av anläggningsjord eller spridning på åkermark. Vid tillverkning av anläggningsjord sker inblandning av strukturmaterial inför kompostering. Komposteringsprocessen utförs sedan på cementplatta eller i trumkompost. Slammet lagras i väntan på inblandning av strukturmaterial samt under hela komposteringsprocessen om den sker på platta. Vid trumkompostering får det komposterade materialet eftermogna på platta innan det avsätts som anläggningsjord.

Spridning av slam på åkermark sker under begränsade tider under vår och höst. Detta innebär att slam för spridning på åkermark måste lagras i väntan på spridning. Inom certifieringssystemet Revaq ställs dessutom krav på hygienisering av slam innan spridning på åkermark. Ett sätt att åstadkomma hygienisering är lagring av slammet i sex månader. Alternativt kan slammet rötas batchvis termofilt, det vill säga med en processtemperatur över 50 °C.

Lagring av slam från reningsverk har visat sig ge upphov till lustgas- och metanutsläpp (Jönsson et.al 2015). Som producent av avfall är det reningsverken som har ansvar för avloppsslammet och dess miljöpåverkan, enligt avfallsförordningen. Reningsverken anlitar vanligtvis en entreprenör för att ta hand om slammet, men reningsverken ansvarar för att säkerställa att hanteringen sker på ett korrekt sätt.

Utsläpp från lagring och spridning av slam rapporteras olika beroende på vilken aktör som hanterar slammet:

-
- Slamentreprenörer och lantbrukare rapporterar dessa utsläpp som direkta utsläpp eftersom de har operativ kontroll över lagringen och spridningen av slammet. Operativ kontroll innebär att de ansvarar för verksamheten där utsläppen uppstår och kan påverka hur den bedrivs.
 - Reningsverken rapporterar däremot utsläppen som indirekta utsläpp, eftersom slammet har lämnat deras anläggningar och hanteras av andra aktörer. Indirekta utsläpp omfattar utsläpp som sker i värdekedjan utanför reningsverkens direkta kontroll, men som ändå är kopplade till deras verksamhet, exempelvis genom avfallshantering.

För närvarande beräknar många av de reningsverksoperatörer som inte själva mätt metanemissioner schablonmässigt utsläpp med Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg, där mellanlagring uppskattas ge upphov till 27 kg metan per ton TS slam. Denna siffra baseras på beräkningar som utgår ifrån resultat av mätningar redovisade i SVU-rapport 2020-10 *Innovativ teknik för mätning av växthusgaser från avloppsreningsverk* (Nilsson Påledal et al. 2020; Johansson 2025, pers.kom.)

1.1 Projektets syfte och mål

Detta projekt har studerat hur slamtemperatur och lagringstid påverkar metanutsläppen från avloppsreningsverkens slamhantering. Kunskap om de faktorer som påverkar utsläppen innebär bättre förutsättningar för att föreslå åtgärder för minskade utsläpp. Projektet har dessutom uppmärksammat hur olika metoder för hantering av slam kan påverka utsläppen. Effekten har studerats av att slammet rötats termofilt, jämfört med mesofilt, hur trumkompostering kan påverka utsläppen samt effekten av kalkbehandling av slam. Projektet har dessutom mätt lustgasemissioner från lagring av slamhögar.

Målet med projektet var att:

- Förbättra kunskapsläget när det gäller utsläpp av metan, lustgas och koldioxid från avloppsreningsverkens slamhantering.
- Lägga fast en metodik i EgMet för mätning och beräkning av metanutsläpp från hantering av slam från reningsverk.
- Ge förslag på effektiva åtgärder för minskade utsläpp av metan från reningsverkens slamhantering.

Målen har uppnåtts men presenteras inte i sin helhet i denna rapport. Resultat när det gäller lustgas och koldioxid presenteras i korthet i kapitel 3, och i en mer utförlig version i en vetenskaplig artikel i *Environmental Science & Technology* nr 59 (Gålfalk & Bastviken 2025).

Projektet har genomförts av Nitoves och Linköpings universitet i samarbete med VÄXA, Industrinytta, Syvab, Sörmland Vatten, Tekniska verken i Linköping, Uppsala Vatten, MittSverige Vatten, VA-enheten i Karlstads kommun, Kalmar Vatten, Stockholm Vatten och Avfall, Biototal samt RagnSells.

I kapitel 2 beskrivs följande mätlokaler: Rosenholms reningsverk i Katrineholm, Hovgårdens avfallsanläggning och Kungsängsverket i Uppsala, Må avfallsanläggning i Örnsköldsvik samt reningsverken Bodum och Knorthem, Sjöstadverket och Sofiedals mellanlagringsplats i Karlstad, Nykvarnsverket i Linköping, Bromma reningsverk i Stockholm, Tivoliverket i Sundsvall, samt Greensoil trumkomposteringsanläggning i Avesta.

2 Metoder och mätlokaler

Mätningarna i detta projekt utfördes

1. med en flamjonisationsdetektor (FID) med metanseparator
2. en Fresenius IR-analysator (metan vid ett måttillfälle)
3. en drönare försedd med en Aeris Strato CH₄-analysator samt Aeris Stratos-analysator för lustgas och koldioxid.

2.1 FID-metoden

FID-metoden som använts beskrivs i *Handbok Metanmätningar* och används inom systemet EgMet (Holmgren 2016). Flamjonisationsdetektorn som användes var av typen CAI FID 700 series (SS-EN ISO 25140:2010). Vid flödesmätning användes en differenstrycksmätare av märket Kimo MP210 försedd med L-pitotrör 500 mm (SS-ISO 10780:1995).

Inför varje mätning kalibrerades detektorn med för ändamålet lämpliga kalibreringsgashalter (25, 100, 900 och 22 000 ppm CH₄).

Undersökningen bestod i

1. mätningar av metanutsläpp från öppna ytor huvudsakligen i form av högar bestående av avvattnat slam från reningsverk
2. mätningar på slamhanteringsobjekt på reningsverk där utsläppen var kanaliserade i ventilationsrör.

Projektet genomfördes under tolv dagar där mätningar gjordes i kanaliserade flöden och 24 dagar där mätningar gjordes från öppna ytor. Därutöver genomfördes 17 halvdagar för mätning från öppna ytor. Vid alla dessa mätningar, utom två, genomfördes mätningen på plats. Vid två tillfällen togs gasprover ut med påsar för senare analys. Fem måttillfällen med drönare ingick också i studien.

2.2 Freseniusmätning

Mätningar på våtslamlager utfördes med en Fresenius gasanalysator som bygger på NDIR-teknik. NDIR står för och är en teknik som används i gassensorer för att mäta koncentrationen av specifika gaser. Tekniken fungerar genom att mäta hur mycket infrarött ljus som absorberas av gasen när det passerar genom ett prov; gasen absorberar ljus vid specifika våglängder, vilket gör att mängden detekterat ljus minskar proportionellt mot gasens koncentration.

Utrustningen fanns fast monterad på Henriksdals reningsverk där dessa mätningar utfördes. Under 2 timmar genomfördes dock parallellt mätning med FID för att säkerställa att resultaten var jämförbara. Resultatet var att FID i genomsnitt över 2 timmar mätte halter 5 % högre än Henriksdals egna instrument.

2.3 Kanaler

Kanaliserade utsläpp mättes genom att en teflonslang fördes in i hål i kanalerna. Gas/ventilationsluft sögs in i FID:n av en i utrustningen monterad pump. För att skydda mätutrustningen från partiklar och vatten placerades ett mikroporfilter av typen JAF

från JCT på provtagningsslangen. Mätning av flöden genomfördes i samma hål.

De objekt som studerats genom mätning i kanaler är våtslamlager, torrslamsilo samt ventilation från trumkompost.

2.4 Öppna ytor

2.4.1 Dynamisk kammare

För att kanalisera utsläppen från öppna ytor och därmed möjliggöra representativ mätning användes en dynamisk kammare, en modifierad VDI-metod (VDI 2011). I detta projekt var det lagrat avvattnat slam eller komposterat slam som mättes med denna metod. VDI (Verein Deutscher Ingenieure) är en tysk standardiseringsorganisation vars metoder bland annat används för utsläppsmätningar.

Val av provtagningsmetodik gjordes med utgångspunkt i rapporten *Värdering och utveckling av mätmetoder för bestämning av metanemissioner från öppna rötrestlager – pilotskaleförsök* (Holmgren et al. 2013). Studien i fråga har visat att passiv provtagningshuv, som också kallas slutna kammare, inte är lämplig för mätning av metanutsläpp från icke-ventilerade slamlager, främst på grund av svårigheter att mäta låga lufthastigheter och stor påverkan från vind. VDI- och EPA-metoderna har däremot visat sig fungera väl. EPA (Environmental Protection Agency) är en amerikansk miljömyndighet vars mätmetoder används internationellt.

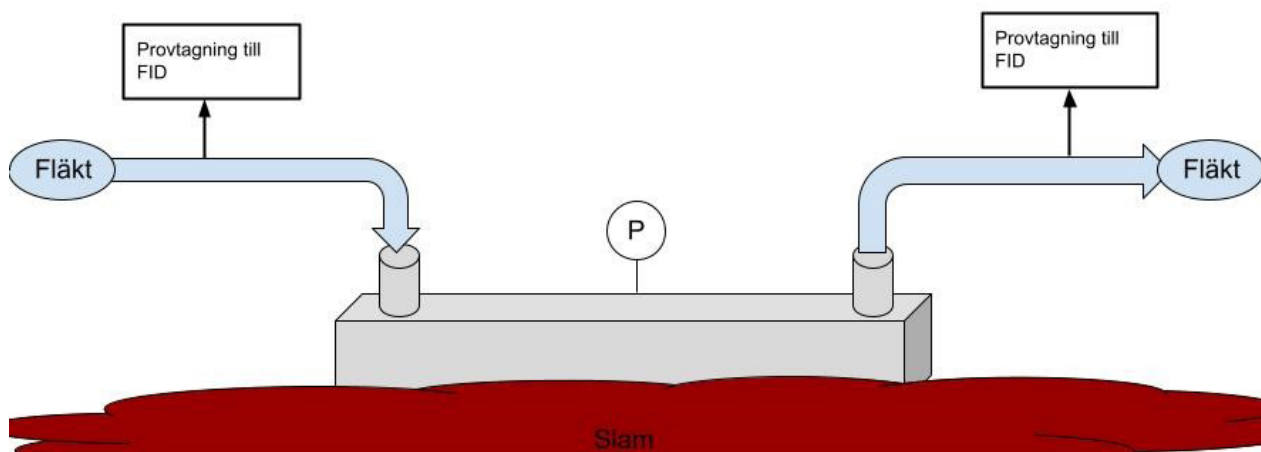
Fördelarna med VDI- och EPA-metoderna stärks ytterligare om onlinemätning används, eftersom detta möjliggör en bättre bedömning av lämplig tidpunkt att påbörja loggning av data. Praktiskt och ekonomiskt är VDI-metoden att föredra vid fältmätningar, eftersom den är robustare och inte kräver gasflaska eller massflödesregulator, till skillnad från EPA-metoden (Holmgren et al. 2013). Därför valdes en justerad version av VDI-metoden för denna studie.

I grunden har den dynamiska kammaren som använts vid provtagning i undersökningen därför konstruerats efter standarden VDI3880 som bland annat innehåller en beskrivning av konstruktion av kammare för olfaktometrisk provtagning från ytor (VDI 3880, 2011).

Den dynamiska kammarens mått var $1000 \times 500 \times 130$ mm. Ytan som kammaren täckte var följaktligen $0,5$ m². Standarden stipulerar användning av inerta material varför huven var tillverkad i aluminium och provtagning sker med PTFE-slang. Trycket inne i huven skulle därutöver vara detsamma som utanför huven för att minimera risken för inläckande respektive utströmmande luft. Detta säkerställdes genom att en differensstrycksmätare anslöts till huven vid injustering av fläktarnas flöden (Figur 2.1).

Figur 2.1

Bilden visar principen för mätning med dynamisk kammare. Luft blåses in och ventileras ut från kammaren med fläktar. Metanhalten mättes med FID på inflödet och vid utflödet. Symbolen P i bilden visar anslutning av differensstrycksmätare för att säkerställa att under- eller övertryck inte råder i kammaren.



Konstruktionen har dock anpassats för mätning av metanutsläpp genom att inflöde och utflöde av luft som ska provtas sker via slangar (Figur 2.2). Reglerbara fläktar monterar på slangarna, en vid inflödet och en vid utflödet. Detta möjliggör intag av luft med relativt låg metanhalt upp till 15 meter från provtagningsplatsen med varierande flöde. Standarden (VDI 3880) föreslår i stället kolfilter på inkommande luft, men det är inte tillämpbart vid mätning av metan eftersom kolfilter inte reducerar metanhalten.



Figur 2.2

Bilden visar den dynamiska kammare som använts i projektet. Fläktar anslutna till slangarna på bilden skapar ett luftflöde genom kammaren. Metanhalten mättes under 20 minuter vid varje mätplacering av huvan i utloppsslangen och under en minut vid inloppet inför varje mätplacering.

Eftersom miljön där mätningarna har skett hade en bakgrundshalt av metan mättes halt i insuget under 1 minut inför mätning på varje hög (Figur 2.2). Mätningar utfördes vid minst två ställen på varje hög genom att kammaren placerades på ett plant avsnitt av slamhögarna. Flödet genom slangarna (svepluftflödet) kunde justeras genom inställning av fläkthastighet på fläktarna. I denna undersökning valdes att ha flödes hastigheten 2 m/s. Flödes hastigheten mättes i frånluftsslangen i ett rör som anslutits till slangens. I Figur 2.3 syns röret i vilket flödesmätning och provtagning genomfördes.



Figur 2.3

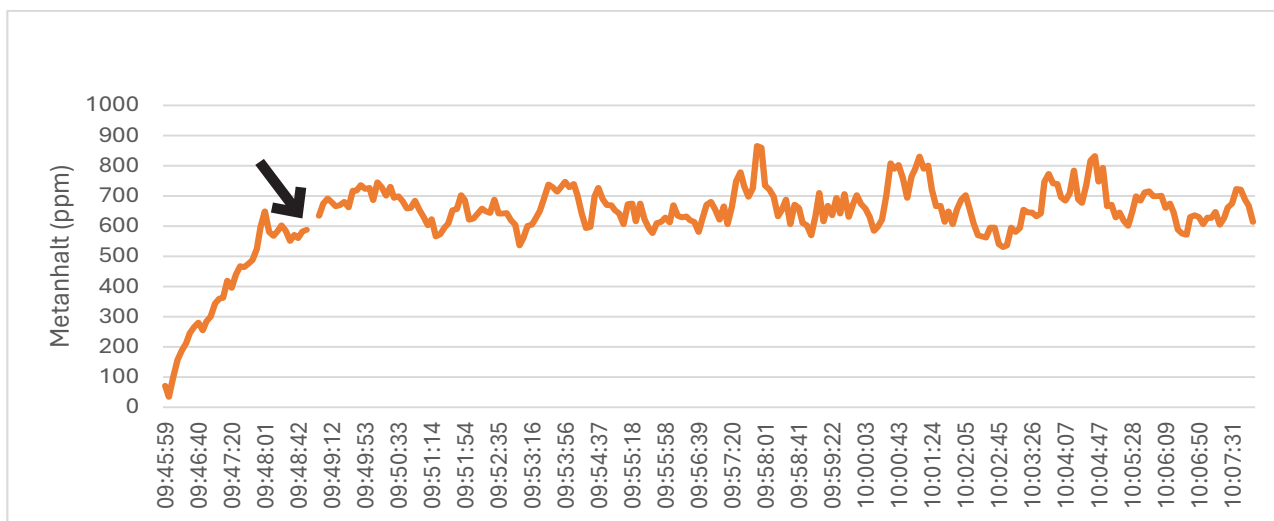
Bilden visar rör anslutet till frånluftsslang (orange pil) anslutet till dynamisk kammare. Här sker provtagning och flödesmätning (grön pil). Bilden visar också tilluftsslang med fläkt monterad (blå pil) samt den dynamiska kammaren på en slamhög (blå ring).

Analys av ventilationsluftens innehåll av metan gjordes generellt på plats med FID, enligt ovan. Det finns två undantag i form av mätningar vid Rosenholms reningsverk där påsprover togs ut för senare analys.

När mätkammaren har placerats på den aktuella ytan är det viktigt att avvakta tills systemet uppnått steady state (jämviktsförhållande) innan insamling och loggning av mätdata kan påbörjas. Enligt rekommendationer i Holmgren et al. (2013) bör jämvikt för metanemissioner från slam verifieras genom upprepade provtagningar från huven under drift, utspridda över en längre tidsperiod. När dessa mätningar uppvisar stabila metanutsläpp över tid anses jämvikt ha uppnåtts. Eftersom mätningarna i detta projekt utfördes på plats och data loggades i realtid kunde därför jämviktsperiodens längd anpassas efter de aktuella förhållandena. Figur 2.4 illustrerar hur metanhalten initialt stiger efter huvens placering tills jämvikt nås, varpå loggningen av data inleds.

Figur 2.4

Diagrammet visar hur metanutsläppen stiger initialt vid placering av kammaren på slamhögen och att datainsamling påbörjas när jämvikt uppstått vilket indikeras av pilen i bilden.



Vid mätning av metanutsläpp från slamytor med VDI-metoden går det att följa snabba skiftningar i metanutsläpp över tiden (Holmgren et al. 2013). Slutsatsen i den citerade rapporten blir att tidsperioden för mätning måste vara tillräcklig för att fånga upp variationerna så att resultatet blir representativt för utsläppen från ytan under kammaren. Huvudregeln för mättid vid varje mätposition på fullskaliga slamhögar var i denna undersökning 20 minuter, men tiden förlängdes när stora variationer i halt förelåg och förkortades när mycket små variationer uppmättes.

Metanutsläpp från öppna ytor mättes in situ vid fem mellanlagringsplatser, en komposteringsanläggning (Greensoil, Avesta) och en pilothögsuppställning (Nykvarnsverket, Linköping).

För att fånga upp metanutsläppens årstidsvariation genomfördes mätningar vid två av mellanlagringsplatserna under ett helt år (Rosenholms avloppsreningsverk i Katrineholm och Hovgårdens avfallsanläggning i Uppsala).

Vid två av mellanlagringsplatserna studerades utsläpp från slam som rötats termofilt (Sofiedal mellanlagringsplats i Karlstad samt Kalmar avloppsreningsverk). En av mellanlagringsplatserna valdes ut mot bakgrund av nordligt läge (Mo avfallsanläggning i Örnsköldsvik).

De reningsverk som valdes ut för att delta i studien mellanlagrar sitt eget slam, antingen vid reningsverket eller vid en näraliggande mellanlagringsplats/avfallsanläggning dit allt slam normalt transporteras. Detta ger dels kort tid mellan avvattning och lagring, dels förutsägbarhet när det gäller lagringsplats vilket var en förutsättning för studien. För metoanpassning vid specifika lokaler för mätning hänvisas till beskrivningen av mätlokaler i rapporten (se 2.5 Mätlokaler).

I samband med mätning av metanhalt mättes också temperatur i slammet. Temperatur mättes med en meterlång tempgivare 70 cm ner i högen vid den dynamiska kammaren. Dessa mätningar skedde i anslutning till de positioner där metanmätning sker, det vill säga vid två eller fler ställen på varje slamhög. Termometern som användes var av fabrikat Hanna Instruments modell HI-935012.

I samband med mätningar registrerades meteorologiska förhållanden som vindhastighet, utetemperatur och lufttryck. Samtidigt noterades höjden på högen vid mätplatsen. Data från närmaste SMHI-väderstation hämtades dessutom för utvärdering av mätresultat.

Vid inledande mätningar togs prover ut för analys av TS- och VS-halt i anslutning till den plats där utsläppsmätningarna genomfördes. De resultat som presenteras i rapporten baseras dock på den månadsvisa provtagning och analys på sina slampartier som medverkande reningsverk genomför som en del av sin egenkontroll.

För att kunna analysera hur lufttemperaturen påverkar metanproduktionen delades mätperioderna in i två kategorier baserat på lufttemperaturen:

- **Biologiskt aktiv period (BAP):** Perioder då utomhustemperaturen överstiger 5 °C, vilket främjar biologisk aktivitet.
- **Biologiskt begränsad period (BBP):** Perioder då utomhustemperaturen är 5 °C eller lägre, vilket hämmar biologisk aktivitet.

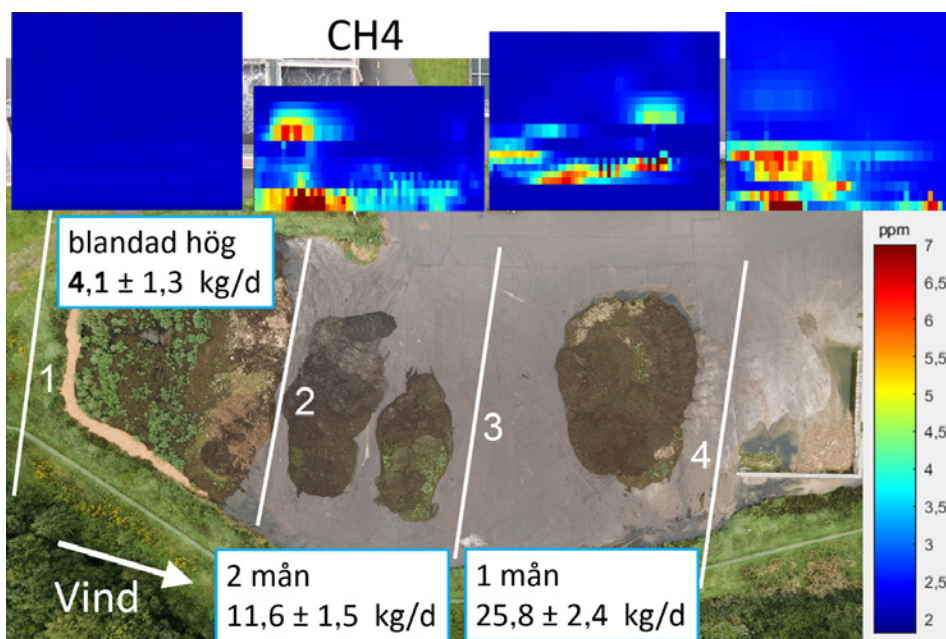
Indelningen av året i vegetationsperiod och vinterperiod baserat på en dygnsmedeltemperatur om 5 °C är en vedertagen metod inom ekologi och agronomi. Enligt denna definition börjar vegetationsperioden när dygnsmedeltemperaturen varaktigt överstiger 5 °C, vilket markerar starten för aktiv växttillväxt. Vinterperioden inträder när temperaturen sjunker till 5 °C eller lägre, då växtligheten i princip avstannar. Motsvarande vedertagna metodik finns inte inom mikrobiell ekologi men i den här studien följs den vedertagna definitionen vid indelningen i biologiskt aktiv period och biologiskt begränsad period.

2.4.2 Drönarmätning

Parallellt med mätningarna med dynamisk kammare, användes vid fyra mättillfällen en nyutvecklad drönarmetod för noggrann mätning av växthusgasutsläpp (Gålfalk 2021). Drönaren flögs i ett mönster som en virtuell vägg vinkelrätt mot vindriktningen, både för in- och utkommande luft från/till ett mätobjekt som en slamhög. Genom massbalans från punktmoln av mätningar beräknades utsläpp av växthusgaser från ytan mellan dessa tänkta väggar. En styrka med drönarmetoden är att utsläppen från stora slamhögar kan mätas på ett snabbt och representativt sätt, dessutom utan att störa verksamheten på ett reningsverk.

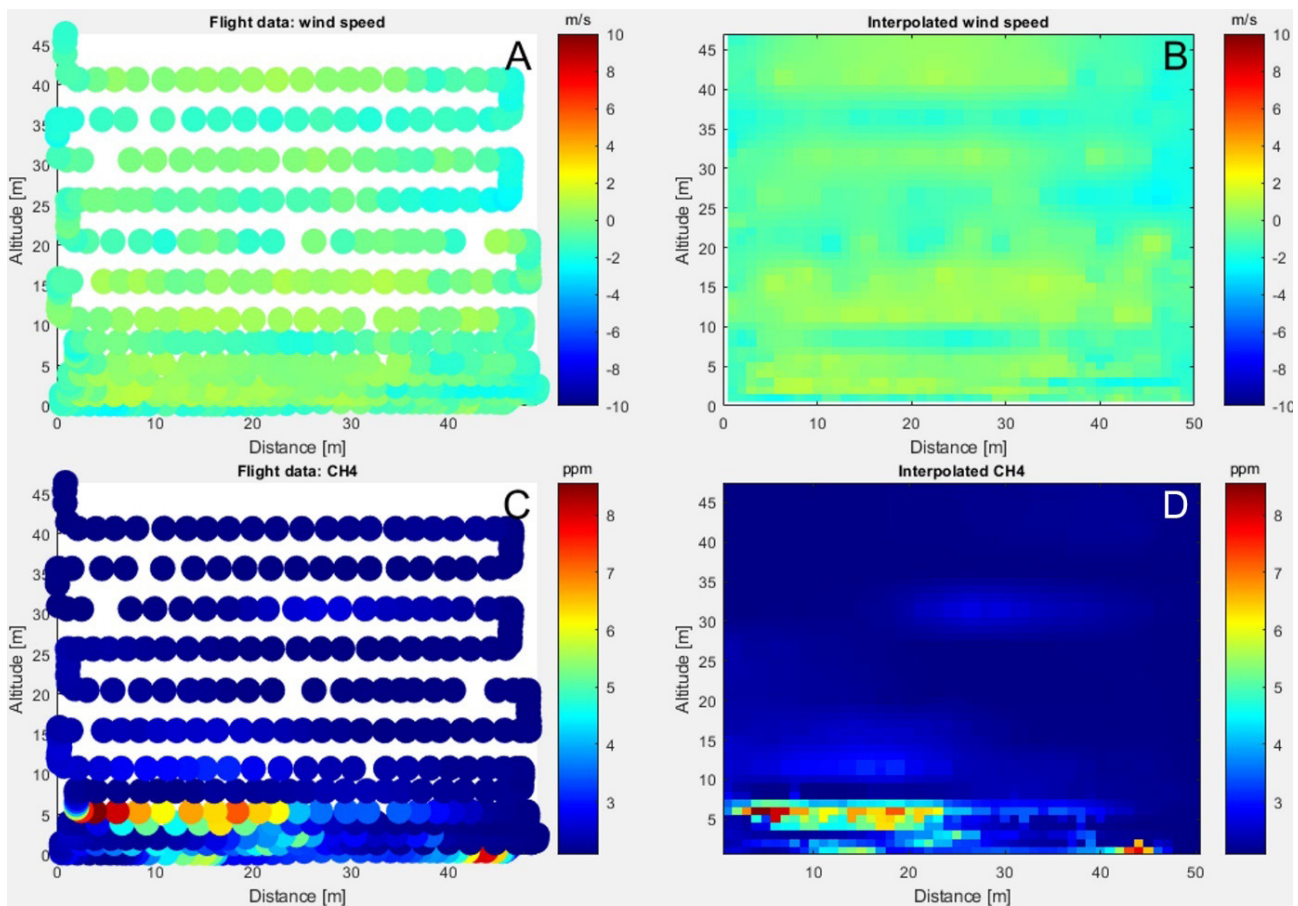
Drönaren var en Explorian XLT (Aiolit) Quadcopter (fyra propellrar) som är specialanpassad för kartläggning av växthusgaser med ett flertal sensorer som gör samtidiga mätningar till en gemensam logger med 1 Hz. Denna drönare kan lyfta 5 kg nyttolast. Mätningar av metanhalter gjordes med en Aeris Strato CH₄/C₂H₆ (vikt cirka 2 kg) som anpassats för att monteras på drönaren och drivas från dess batteri. Samtidiga mätningar av lustgas (N₂O) gjordes med en Aeris Strato CO₂/N₂O (vikt cirka 2 kg). Meteorologiska parametrar (lufttryck, utomhustemperatur, relativ fuktighet, vind) mättes med olika mindre sensorer, där vindmätningar (hastighet och riktning) är speciellt utmanande att mäta på en drönare i och med propellrarna som skapar luft rörelser nedåt. För att minska denna påverkan kraftigt hade en ultraljudsanemometer placerats på en över en meter lång kolfiberstång på drönarens ovansida, och drönarens riktning och hastighet användes för att räkna ut vindens riktning och hastighet relativt marken. Längst upp på stången gick också en slang som pumpade ned luft till gassensorn under drönaren så att vind- och gaskoncentration mättes i samma punkt.

Massbalans gjordes för att beräkna utsläppen av växthusgaser mellan virtuella väggar vinkelräta mot vindriktningen (Figur 2.5 visar ett exempel för metan). Sådana väggar gjordes både som punktmoln och från dessa interpolerade varianter för alla parametrar, där de viktigaste för massbalansen var vindhastighet vinkelrätt mot väggen och metanhalten (Figur 2.6). Väggarna flögs manuellt fram och tillbaka på olika höjder, från marknivå och upp till en höjd som säkrade att utsläppen från en slamhög inte passerade över väggen – alltid nedifrån och upp i och med att luften under drönaren blev omblandad av propellrarna men luften ovanför var opåverkad av drönaren. Metoden finns beskriven mer detaljerat i Gålfalk et al. (2021).



Figur 2.5

Flygningarna med drönare vid slamplattan på Katrineholms reningsverk. De fyra vita linjerna (1-4) visar var de fyra flygningarna gjordes (varje vit linje är en mängd flygspår fram och tillbaka på olika höjder som en virtuell vägg). De små bilderna visar metankartor för 'väggarna'. Vägg 1 mäter inkommande luft på bakgrunds nivå medan efterföljande väggar mäter tillskottet av metangas från varje område. Bakgrundsbilden är tagen med en fotodrönare (DJI Mavic Air 2S) vid mättillfället (se textrutorna i figuren för information om slamhögnas ålder och placering under mätningarna).



Figur 2.6

Ett exempel på en 'virtuell vägg' där flygningarna har gjorts fram och tillbaka på olika höjder mellan två positioner från marknivå upp till 45 meter. De översta panelerna visar vindfördelningen som punktmoln (A) och interpolerad vägg (B). De två understa panelerna visar motsvarande metanhalter som punktmoln (C) och interpolerad vägg (D).

2.5 Mätlokaler

Här presenteras närmare de platser där projektet har genomfört mätningar.

Rosenholms reningsverk i Katrineholm

Mätningarna i Katrineholm fokuserade på att kvantifiera metanutsläpp från slamhantering vid mellanlagringsplatsen i anslutning till reningsverket (Figur 2.7). Här mellanlagras slam som produceras vid Katrineholms kommunala reningsverk, Rosenholms reningsverk, och från närbelägna Flens reningsverk. Flens reningsverk kalkbehandlar det slam som produceras.

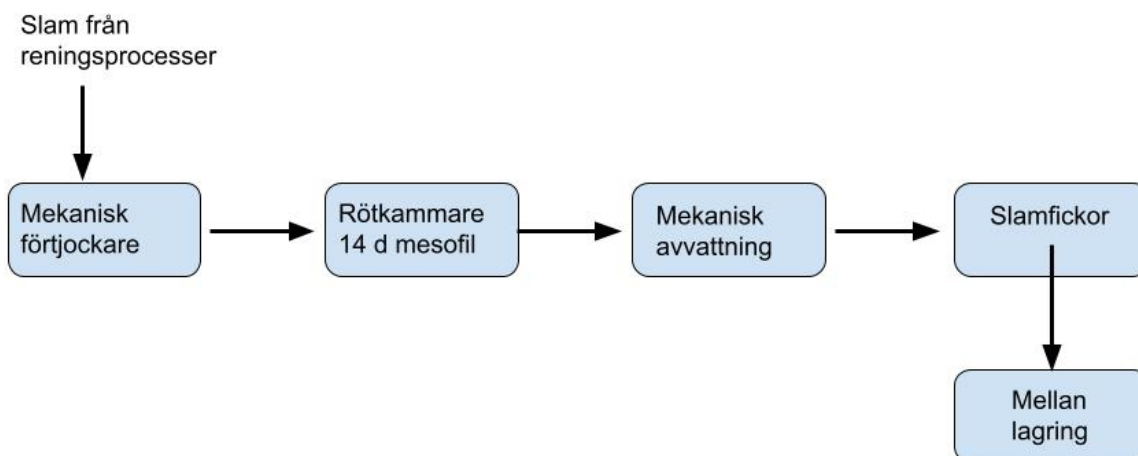


Figur 2.7

Bilden visar utförande av mätningar på slamhögar som mellanlagras vid Rosenholm reningsverk i Katrineholm.

Vid Rosenholms reningsverk rötas slam från reningsprocesserna mesofilt i 14 dygn efter att det förtjockats i en mekanisk förtjockare. Mesofil rötning innebär att slam behandlas syrefritt vanligtvis vid ungefär 37 °C. Rötslammet avvattnas mekaniskt innan det skruvas till slamfickor varifrån slammet transporteras till mellanlagringsplatsen som är belägen invid reningsverket. Det sker ingen värmeväxling av slammet. Blockschema för slamprocessen återfinns i Figur 2.8.

Slamprocess Rosenholms reningsverk



Rötkammaren vid Rosenholms reningsverk tog under 2024, i medeltal, emot 106 m³ slam med en TS-halt på 2,4 % per dygn från reningsprocesserna. Uppehållstiden i röt-kammare var 14 dygn och 300 kg CH₄/ton VS producerades.

Det slam som produceras vid Rosenholms reningsverk och mellanlagras här håller relativt låg TS-halt, 14–20 %, vilket framgår av Tabell 2.1. Den låga TS-halten innebar att slammet delvis flöt ut och skapade, relativt andra mätlokaler, högar som var låga i

Figur 2.8

Bilden visar slamprocessen vid Rosenholms reningsverk. Mellanlagring sker i anslutning till reningsverket.

periferin. Den låga TS-halten innebar dessutom att utförare av mätningar riskerade att sjunka igenom materialet varför högarna inte kunde beträdas. Mätningarna här genomfördes därför på högar som var cirka 1 meter höga och 1,5 meter från kanten på högen.

Månad	TS-halt (%)	VS-halt (% av TS)
Februari	19,9	57,8
Mars	14,9	56,7
April	18,6	57,8
Maj	19,9	60,2
Juni	19,6	59,2
Juli	18,2	59,2
Augusti	18,2	59,2
September	12,4	59,7
Oktober	14,3	57,7
November	14,8	59,7
December	16,9	58
Januari	17,4	58,5

Tabell 2.1

Tabellen visar TS-halt och VS-halt för månadsprover på slam från Rosenholms reningsverk i Katrineholm för åren 2023-2024.

Vid mätningarna gjordes en bedömning av åldern på slammet. Bedömningen gjordes med utgångspunkt ifrån mätplatsens placering på högarna. Detta innebär att tidsangivelser i form av dagar sedan inlagring får betraktas som ungefärliga avseende denna mätlokal.

Indelning av mättillfällen vid Rosenholms reningsverk utifrån biologiskt begränsad period (BBP) och biologiskt aktiv period (BAP) framgår av Tabell 2.2. Fyra mätningar genomfördes under BBP och fyra under BAP.

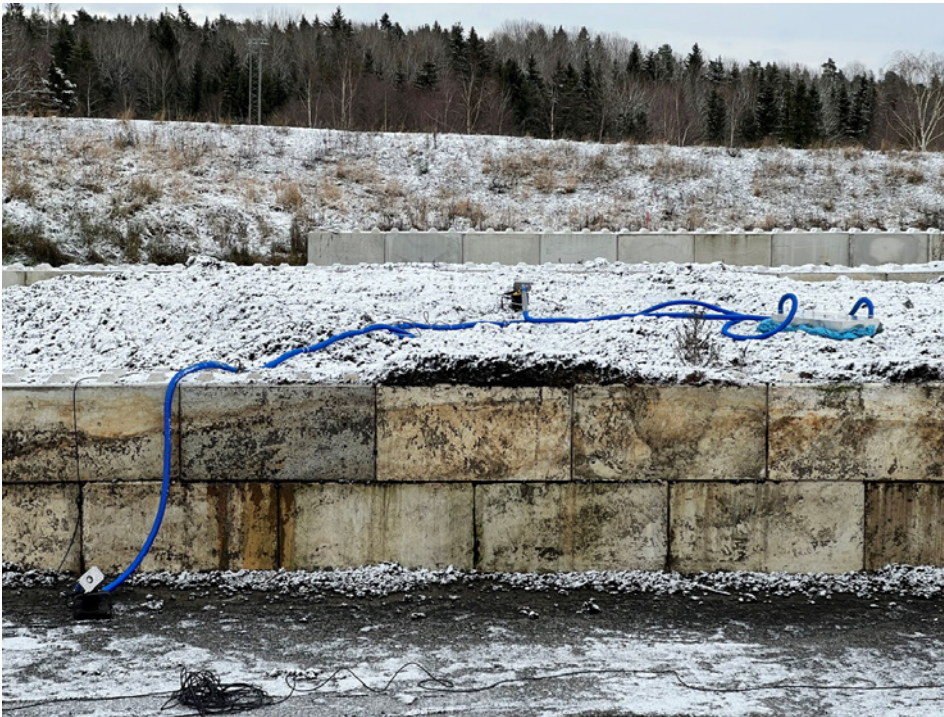
Mätdatum	Lufttemperatur vid mätning (°C)	Medeltemperatur 30 dagar (°C)	BAP/BBP
2023-03-11	-2	-0,4	Biologiskt begränsad period
2023-04-05	25	-0,8	Biologiskt aktiv period
2023-07-17	20	18,2	
2023-08-28	22	16,1	
2023-10-04	13	14,2	
2023-11-22	-5	2,7	Biologiskt begränsad period
2024-01-04	-10	-2,7	
2024-01-25	-1	-5,5	

Tabell 2.2

Tabellen redovisar datum vid vilka mätning genomfördes på mellanlagringsplatsen vid Rosenholms reningsverk i Katrineholm. Lufttemperaturen vid mätningarna samt medeltemperaturen 30 dagar före mättillfället fram till mätningens genomförande redovisas också. Medeltemperaturen har hämtats från den mest närbelägna av SMHI:s mätstationer till mellanlagringsplatsen (Floda). Lufttemperaturen vid mättillfället har uppmätts på plats i samband med mätningen.

Hovgårdens avfallsanläggning och Kungsängsverket i Uppsala

Vid Hovgårdens avfallsanläggning utanför Uppsala mättes metanemissioner från mellanlagrat slam. Det slam som mellanlagras här produceras vid Uppsalas största kommunala reningsverk, Kungsängsverket. Hovgårdens mellanlagring är mycket väl organiserad med tydliga skyltar som visar när slammet lagrats in. Slammet mellanlagras på en platta med stödmurar vilket innebar att mätningar kunde utföras likvärdigt på alla högar. Av Figur 2.9 framgår det hur stödmurarna ser ut. I varje fack som skapats med dessa stödmurar mellanlagras slam som producerats en viss månad.

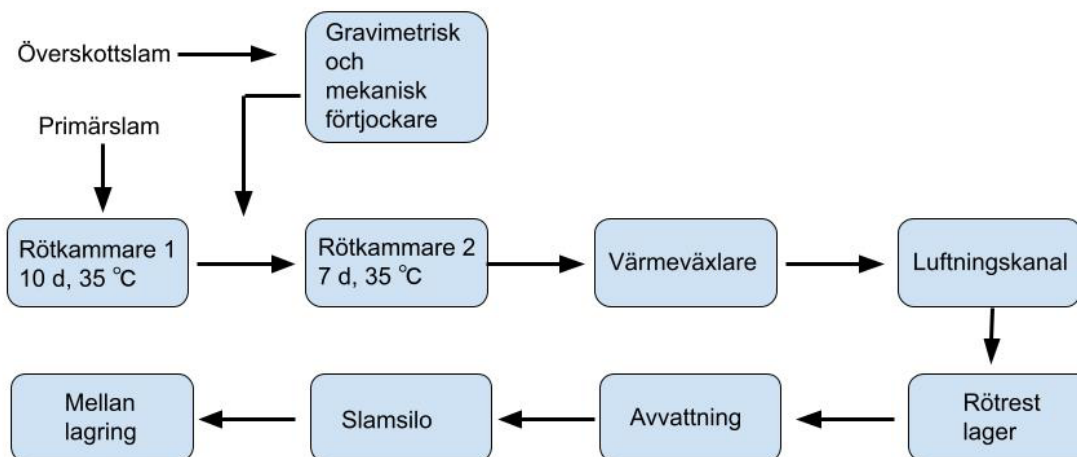


Figur 2.9

Bilden visar mätningar på slam från Kungsängsverket vid Hovgårdens avfallsanläggning utanför Uppsala.

Vid Kungsängsverket i Uppsala sker rötning av slam i två separata rötkestare med olika uppehållstider och slamtyper. Rötkestare 1 hanterar enbart primärslam och har en uppehållstid på 10 dygn. Därefter leds primärslammet vidare till rötkestare 2, där det blandas med överskottsslam och rötas i ytterligare 7 dygn. Detta innebär att primärslammet totalt sett genomgår en rötningstid på 17 dygn, medan överskottsslammet rötas i 7 dygn. Blockschemat i Figur 2.10 visar reningsverkets slamhanteringsprocess.

Slamprocess Kungsängsverket



Biogasproduktionen i rötkestarna uppgår till 160 kg CH₄/ton VS. Temperaturen på det utgående slammet från rötkestarna ligger mellan 30 °C och 32 °C. Efter rötning transporteras slammet till en slamsilo för mellanlagring, där det kan vistas i 1 till 5 dygn innan det transporteras till mellanlagringsplatsen.

Slammet från Kungsängsverket är så pass stabilt att det under hela året gick att beträda med snöskor utan risk för genomtrampning. Mätningar på Hovgården genomfördes därför konsekvent 10–12 meter från slamkanten vid 2 meters slamhöjd. Tidsangivelser

Figur 2.10

Bilden visar Kungsängsverkets slamprocess från förtjockning via rötkestare till slamsilo och långtidslagring/ mellanlagring.

för antal dagar som slammet mellanlagrats vid mättillfället är därför relativt exakta för dessa mätningar.

I Tabell 2.3 redovisas reningsverkets egen provtagning och analys av torrsubstanshalt och organisk halt som använts vid beräkningar i denna rapport.

	TS-halt [%]	VS-halt [% av TS]
November	25,2	69
December	25,4	69,4
Januari	29,0	66,9
Februari	27,9	66,5
Mars	26,4	68,0
April	26,4	67,8
Maj	26,6	68,4
Juni	25,9	69,3
Juli	27,8	65,2
Augusti	27,8	65,2
September	27,8	67,2
Oktober	25	69,6
November	25,5	68,7
December	25,9	68,0
Januari	26,8	66,9

Tabell 2.3

Tabellen visar torrsubstanshalt och organisk halt i slam från mätningar som genomförts år 2023–2024 vid Hovgårdens avfallsanläggning som mellanlagrar slam från Kungsängsverket i Uppsala.

Indelning av mättillfällen vid Kungsängsverket utifrån biologiskt begränsad period (BBP) och biologiskt aktiv period (BAP) framgår av Tabell 2.4. Tre mätningar genomfördes under BBP och fyra under BAP.

Mätdatum	Temperatur (°C)	Medeltemperatur 30 dagar (°C)	BAP/BBP
2023-03-30	0	-1,4	Biologiskt begränsad period
2023-05-09	10	12,9	
2023-07-13	23	18,3	Biologiskt aktiv period
2023-08-30	21	16,1	
2023-11-16	-1,5	3,2	Biologiskt begränsad period
2023-12-19	4	5,5	
2024-02-01	2	-4,3	

Tabell 2.4

Tabellen redovisar datum vid vilka mätning genomfördes på mellanlagringsplatsen vid Hovgårdens avfallsanläggning. Lufttemperaturen vid mätningarna samt medeltemperaturen 30 dagar före mättillfället fram till mätningens genomförande redovisas också. Medeltemperaturen har hämtats från den mest närbelägna av SMHI:s mätstationer (Uppsala flygplats). Lufttemperaturen vid mättillfället har uppmätts på plats i samband med mätningen.

Må avfallsanläggning, Bodum och Knorthem avloppsreningsverk i Örnsköldsvik

Mätningarna i Örnsköldsvik genomfördes vid mellanlagringsplatsen för slam vid Må avfallsanläggning. Här mellanlagras slam från kommunens två avloppsreningsverk, Bodum och Knorthem. Eftersom Örnsköldsvik är beläget betydligt nordligare i landet än andra medverkande mellanlagringsplatser kunde effekten av ett kallare klimat på metanutsläppen studeras genom att jämföra mätningarna med mätningar på mellanlagringsplatser som är belägna på sydligare breddgrader. Av Figur 2.11 framgår det hur det kunde se ut i samband med vintermätning.



Figur 2.11

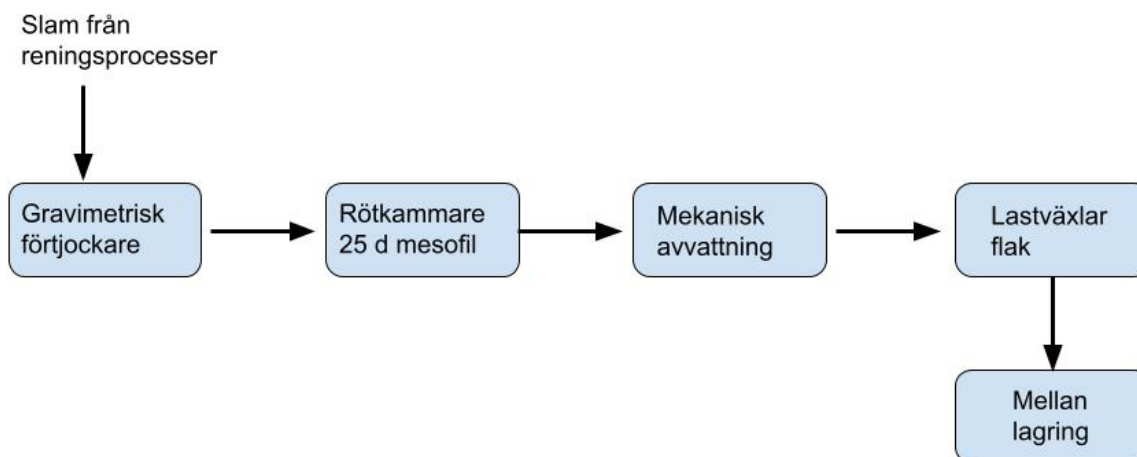
Bilden visar mätning vintertid vid Må avfallsanläggning i Örnsköldsvik där slam från Bodum och Knorthem avloppsreningsverk mellanlagras.

Mätning i Örnsköldsvik genomfördes vid tre tillfällen. Vid dessa mätningar kunde inte en tidsserie erhållas på samma sätt som vid andra lokaler. Orsaken är att slammet på grund av mellanlagringsplatsens utformning inte mellanlagras månadsvis. I Örnsköldsvik mättes i stället emissionerna från slammet i ett rutnät över hela högen där slam av olika lagringstid fanns. Vid två av dessa tillfällen uppmättes metanutsläppen från högar bestående av blandat slam från Örnsköldsviks båda reningsverk.

Vid det tredje tillfället, 2023-09-01, uppmättes metanutsläpp från de båda reningsverken var för sig. Under denna inlagringsperiod fanns det möjlighet att separera de olika slammen från varandra. Ursprungligen var tanken att slammet vid detta tillfälle skulle läggas upp så att det gick att mäta månadsvis, men detta visade sig dessvärre inte vara möjligt.

Bodum avloppsreningsverk rötar 20 m³ råslam från egna processer per dygn med en TS-halt på 5 % samt 9 m³ externslam med TS-halt 3 %. Detta motsvarar 1,3 ton TS per dygn. 214 kg CH₄/ton VS produceras i röt-kammaren. Rötningen sker mesofilt med en uppehållstid på 25 dygn. Det sker ingen värmeväxling av det slam som har rötats. Efter rötning avvattnas slammet. Avvattningen går 2–3 gånger i veckan 8 timmar per gång. Det avvattnade slammet skruvas till ett slamväxlarflak innan det körs till mellanlagring vid Må avfallsanläggning. Ett blockschema för slamprocessen i de båda reningsverken finns i Figur 2.12.

Slamprocess Bodum och Knorthem



Figur 2.12

Bilden visar slamprocessen vid reningsverken i Bodum och Knorthem, Örnsköldsvik.

Vid Knorthem reningsverk rötas 30 m³ råslam från egna processer per dygn med en TS-halt på 5 % och 5 m³ externslam med TS 3,5 %, vilket motsvarar 1,7 ton TS per dygn. Biogasproduktionen uppgår till 241 CH₄/ton VS. Rötningen sker mesofilt med en uppehållstid på 25 dygn. Det sker ingen värmeväxling av det slam som har rötats.

Efter rötning avvattnas slammet, vilket sker 2–3 gånger i veckan under 8 timmar per gång. Det avvattnade slammet transporteras med skruv till ett slamväxlarflak innan det körs till mellanlagring vid Må avfallsanläggning. Mellanlagret töms två gånger per år, på våren samt senhösten.

I Tabell 2.5 redovisas reningsverkets egen provtagning och analys av torrsbstanshalt och organisk halt som använts vid beräkningar i denna rapport. Tyvärr saknas data för Knorthem under 2023.

Tabell 2.5

Tabellen visar torrsbstanshalt och organisk halt i slam från Bodum och Knorthem avloppsreningsverk uppmätta i samlingsprov på slam som mellanlagrades på Må avfallsanläggning vid tillfällena då mätning genomförts. Data för Knorthem saknades under 2023.

		Bodum	Knorthem
2023-03-27	TS-halt	32,9	
	VS-halt	48,5	
2023-09-01	TS-halt	28,9	
	VS-halt	49,9	
2024-02-07	TS-halt	31,2	25,3
	VS-halt	47,5	63,3

Indelning av mättillfällen utifrån biologiskt begränsad period (BBP) och biologiskt aktiv period (BAP) framgår av Tabell 2.6. Två mätningar genomfördes under BBP och en under BAP.

Tabell 2.6

Tabellen visar mättillfällen i Örnsköldsvik, samt lufttemperatur vid dessa mätningar.

Örnsköldsvik	Lufttemperatur vid mättillfället (°C)	BAP/BBP
2023-03-27	-5	Biologiskt begränsad period
2023-09-01	20	Biologiskt aktiv period
2024-02-07	-10	Biologiskt begränsad period

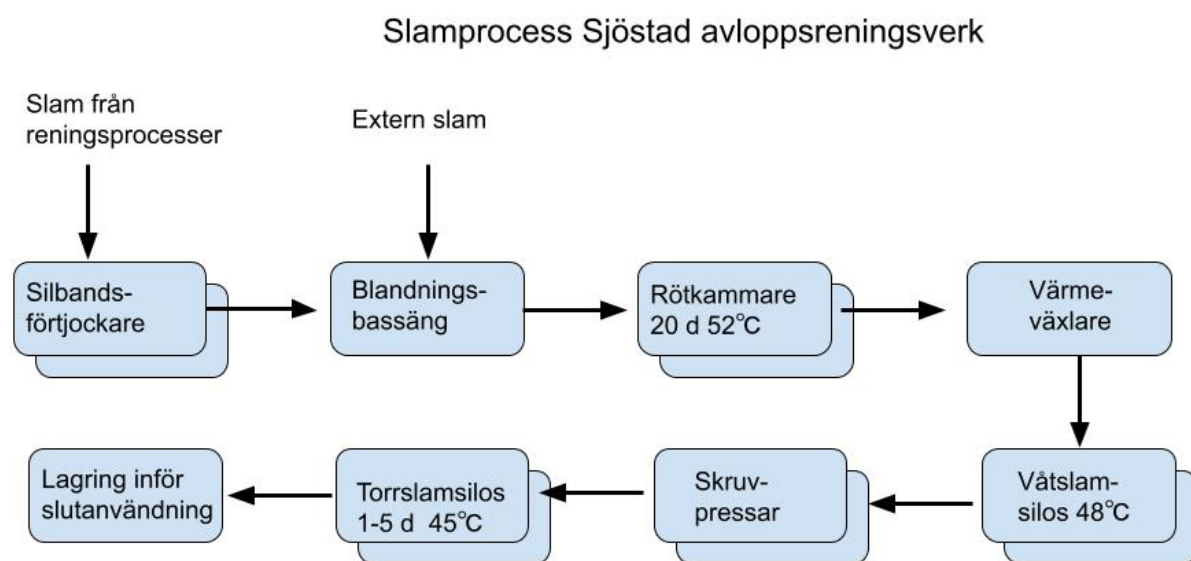
Sofiedals mellanlagringsplats och Sjöstadverket i Karlstad

Mätningar för utvärdering av effekten av termofil rötning utfördes den 1 november 2023 i Sofiedal utanför Karlstad. Sjöstadverket som renar avloppsvatten från Karlstad mellanlagrar sitt slam vid mellanlagringsplatsen vid Sofiedal. Vid Sjöstadverket rötas avloppsslam under termofila förhållanden dvs vid 52 °C. Rötning vid anläggningen

sker med en uppehållstid på 20 dagar i rötkammaren. Biogasproduktionen uppgår till cirka 130 Nm³ (normalkubikmeter) rågas per timme med en metanhalt på runt 60 %. Rötkammare belastas med 6 m³/h och torrhalt 6 % TS. Torrsubstanshalt efter rötning är ungefär 3 % TS och efter avvattnings 28 % TS. Gasproduktionen per ton TS är följaktligen 252 kg CH₄/ton VS.

Efter rötning värmeväxlas det utgående slammot inkommande slam innan det leds vidare till våtslamstornen. Därefter avvattnas slammot med hjälp av två skruvpressar. Temperaturen på slammot när det lämnar rötkammaren är cirka 48 °C och efter värmeväxling ligger temperaturen på 45–46 °C.

Det avvattnade slammot lagras i torrslamtorn i 1–5 dagar innan det transporteras vidare. Lastbil hämtar slammot enligt schema baserat på hur snabbt torrslamtornet fylls (Figur 2.13).



Figur 2.13

Bilden visar slamprocessen vid Sjöstadverket i Karlstad.

Projektet har mätt metanemissioner från mellanlagrat slam från Sjöstadverket vid ett tillfälle vid Biototals anläggning för mellanlagring av slam i Sofiedal. Mätning genomfördes på nyligen upplagt slam, slam som inlagrades en månad, 2 månader respektive 3 månader innan mätningen utfördes. Vid mättillfället genomfördes även temperaturmätningar, på samma sätt som vid tidigare redovisade mätlokaler.

Nykvarnsverket i Linköping

Mätningar för utvärdering av effekten av efterrötning utfördes vid Nykvarnsverket i Linköping. Två högar avvattnat slam från olika steg i rötningsprocessen, före respektive efter efterrötning, placerades intill varandra i en avskild del på anläggningen. Konsekvenser av efterrötning är längre sammanlagd uppehållstid i reaktorerna. Mätningar utfördes under perioden mars till april 2023 och september till och med oktober 2023. Bilden i Figur 2.14 visar mätupplägg med två pilothögar vid varje försök.



Figur 2.14

Bilden visar försöksuppställning vid Nykvarns reningsverk där två högar av slam placerades för utvärdering av effekten av förbättrad utrötning.

Mättillfällena och slammets egenskaper framgår av Tabell 2.7 och 2.8. RK4 är högar med slam uttagna innan efterrötning och RK6 är högar med slam uttagna efter efterrötning. Vid försök 1 togs prover för analys ut i anslutning till alla tre mätpositioner på högarerna. Vid försök 2 användes data från reningsverkets egen provtagning. Vid båda försöken mättes utsläppen vid tre platser på respektive hög vid varje mättillfälle.

Försök 1	6 mar	8 mar	10 mar	13 mar	15 mar	17 mar	19 mar	24 mar	31 mar	6 apr	19 apr
Försök 2	21 sep	27 sep	4 okt	13 okt	20 okt	31 okt					

Tabell 2.7

Tabellen visar datum för mätningar på pilothögar vid Nykvarnsverket i Linköping.

RK4 försök 1		RK6 försök 1		RK4 försök 2		RK6 försök 2	
TS (%)	VS (% av TS)	TS (%)	VS (% av TS)	TS (%)	VS (% av TS)	TS (%)	VS (% av TS)
26,6	59	38,9	61,1	30	64	29	66
24,8	58,5	30,7	69,3				
30,1	58,6	29	71				

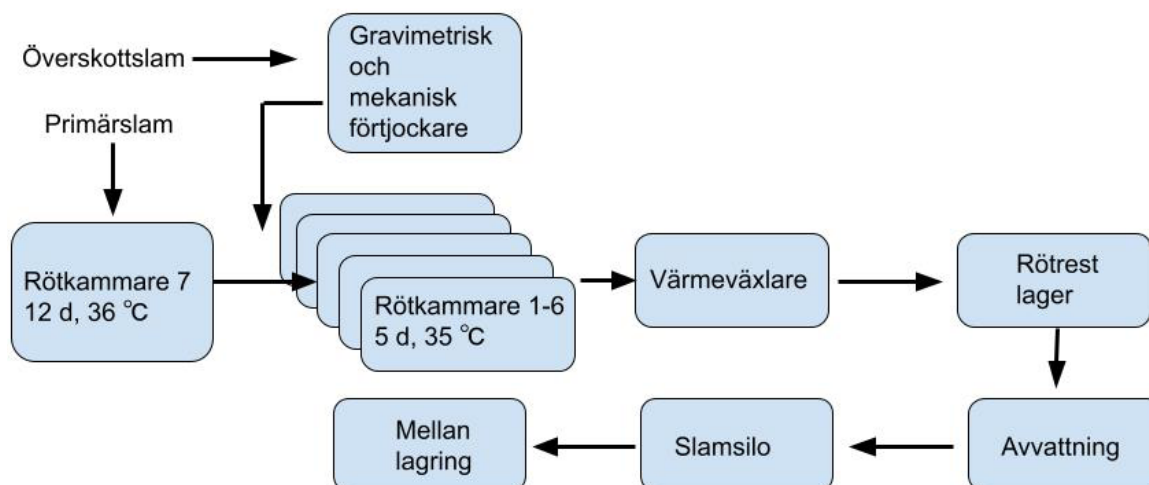
Tabell 2.8

Torrsubstanshalt TS och organisk halt VS för slam från RK4 respektive RK6 vid de två försöken. Vid första försöket togs slam ut i anslutning till alla mätpositioner på högarerna. Vid andra försöket togs enbart ett prov ut för analys.

Bromma reningsverk i Stockholm

På Bromma reningsverk rötas slammet i sju separata röt-kammare (Figur 2.15). Primärslammet från försedimenteringsbassängerna rötas först i den största röt-kammaren där uppehållstiden är cirka 12 dygn. Därefter leds det rötade primärslammet vidare till övriga röt-kammare där det rötas tillsammans med överskottslam från aktivslamanläggningen i cirka fem dygn. Överskottsslammet avvattnas först med hjälp av centrifuger för att höja uppehållstiden innan det leds in i röt-kamrarna.

Slamprocess Bromma avloppsreningsverk



Figur 2.15

Slamprocessen vid Bromma reningsverk.

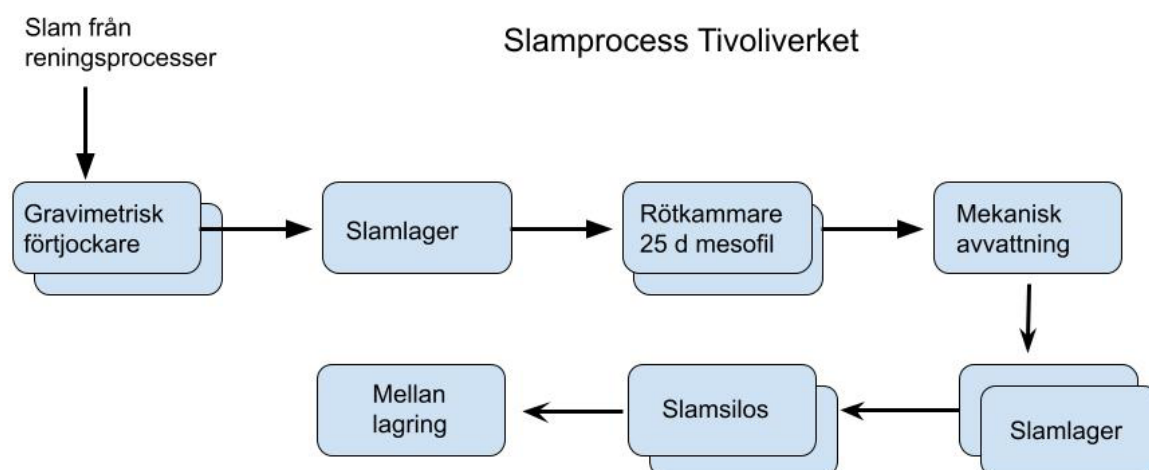
Vid Bromma reningsverk i Stockholm genomfördes mätningar på metanutsläpp från torrslamsilo. För generell beskrivning av mätningen hänvisas till avsnitt 2.3 Kanaler.

Mätningarna pågick i den kanal som ventilerar silon under perioden 3 december till 5 december 2024. Vid start av mätningen var silon tom och fylldes på under mätningens genomförande. Tyvärr inträffade ett oplanerat driftstopp av avvattningscentrifugerna under mätningen men vi fick bra underlag till rapporten trots missödet.

Tivoliverket i Sundsvall

Vid Tivoliverket i Sundsvall rötas slam mesofilt. Upphållstiden i rötkammaren/rötkammarna varierar mellan 16 och 19 dagar. Under år 2024 rötades 1375 ton TS slam, och det producerade rötslammet hade en torrsubstansmassa på 823 ton TS. Gasproduktionen var 331 kg CH₄/ton TS.

Slam från reningsprocesserna förtjockas i en gravimetrisk förtjockare innan de beskickas rötkammare via ett slamlager. Efter rötning avvattnas slammet genom mekanisk avvattning (Figur 2.16) Efter rötkammare kyls slammet ner med brutet renvatten för att minska luktstörningar och metanavgång.



Figur 2.16

Bilden visar slamprocessen vid Tivoliverket i Sundsvall.

Vid Tivoliverket genomfördes mätningar av metanutsläpp från torrslamsilo. För generell beskrivning av mätningen hänvisas till avsnitt 2.3 Kanaler.

Det fanns här möjlighet att mäta relativt kontinuerligt under påfyllning av silorna. Vid mätningens början hade silorna tömts helt på sitt innehåll och när mätningarna avslutades var silorna fulla. Eftersom mätning kunde genomföras från en position utanför själva anläggningen var det möjligt att mäta under de två och ett halvt dygn som fyllningen pågick. Mätningen genomfördes under perioden 13 till 15 mars 2024.

Greensoil trumkomposteringsanläggning i Avesta

Mätningar genomfördes på Greensoils trumkomposteringsanläggning i Avesta.

Komposteringen sker genom en aerob nedbrytningsprocess där organiskt material omvandlas till humusliknande substans. Processen består av två huvudfaser: nedbrytningsfasen och eftermognadsfasen. Nedbrytningsfasen sker i en trumkompost (Figur 2.17) där syre kontinuerligt tillsätts genom dysor monterade i kompostbehållarens väggar. Trumkomposten roterar, vilket säkerställer en jämn fördelning av syret och en homogen blandning av materialet.



Figur 2.17

Bilden visar trumkomposteringsanläggningen av den typ vid vilken mätning genomfördes i Avesta.

Innan slammet matas in i komposteringsstrumman blandas det med strukturmaterial för att justera kol/kväveförhållande och förbättra materialets struktur så att aeroba förhållanden kan upprätthållas i materialet. Vattenhalten hålls vid cirka 45 % för att säkerställa mikrobiell aktivitet och näringsutbyte utan att orsaka anaeroba förhållanden.

Materialet matas automatiskt från en inmatningsbehållare till trumkomposten, där det roteras och syresätts genom det inbyggda lufttillsättsystemet. Syretillsättsen är avgörande för att upprätthålla aeroba förhållanden och möjliggöra en effektiv nedbrytning. Temperaturen i kompostmassan stiger genom mikrobiell aktivitet och når minst 52 °C under minst 13 timmar, vilket säkerställer hygienisering enligt Jordbruksverkets krav. Värmen genereras av den biologiska nedbrytningsprocessen, och ingen extern energitillsätts behövs. Uppehållstiden i trumman är normalt ett dygn.

Efter passage genom trumkomposten förs det hygieniserade materialet till en uppsamlingsplats för eftermognad under 3–6 veckor. Eftermognaden sker på en tät hårdgjord yta för att förhindra näringsläckage. Under eftermognadsfasen sker nedbrytning av mer svårnedbrytbara ämnen i materialet.

Mätningar genomfördes dels på själva trumkomposten som kanaliserade mätningar,

dels på slam som har komposterats i trumkomposten och som genomgår efterkompostering i 4 meter höga öppna högar. Mätningen på högar har skett enligt metodiken för mätning på öppna ytor.

Henriksdals reningsverk i Stockholm

Vid Henriksdals reningsverk genomfördes mätningar på våtslamslager med en fast installerad Fresenius NDIR-analysator, vilken mäter metan- och koldioxidhalter i ventilationsflödet. Under projektet genomfördes två timmars parallellmätning med FID enligt EgMet-metodik för kvalitetskontroll. Jämförelsen visade att FID mätte i genomsnitt 5 % högre halter än anläggningens egen NDIR-utrustning

Slammets rötning sker mesofilt och det avvattnas innan lagring i våtslamslager. Placeringen av mätutrustningen möjliggjorde kontinuerlig datainsamling under normala driftförhållanden utan påverkan på verksamheten.

Kalmar reningsverk

Vid Kalmar reningsverk genomfördes mätningar på slam som rötats termofilt. Syftet var att undersöka hur termofil rötning påverkar metanutsläpp vid efterföljande lagring. Kalmar var en av två anläggningar i projektet där termofilt rötat slam studerades (den andra var Sjöstadverket i Karlstad).

Slammet rötas vid cirka 52 °C och avvattnas innan transport till mellanlagring. Mätningarna utfördes på slamhögar med olika lagringstid enligt samma dynamiska kammarmetodik som vid övriga platser. Resultaten användes för att jämföra termofil och mesofil rötning inom projektets analysram.

Högbytorps avfallsanläggning (Ragn-Sells)

Högbytorp används som mellanlagringsplats för slam från flera reningsverk och ingick som en av projektets större lagringsanläggningar. Här lagras slam i fack eller på hårdgjorda ytor med varierande lagringstid.

Mätningarna utfördes på slamhögar med dynamisk kammare enligt VDI-metodik. Anläggningens logistik möjliggjorde tydlig identifiering av olika åldrar på slamhögarna, vilket gav goda förutsättningar för att analysera sambandet mellan lagringstid och utsläpp.

Högbytorp var dessutom en av de anläggningar som användes för att utvärdera drönbaserad massbalansmetodik som jämförelse till FID-mätningarna.

2.6 Beräkningar

2.6.1 Kanaler

Mätningarna med flamjonisationsdetektor (FID) ger som rådata metanhalt i ppm (C i parts per million) i kanalen, vilket måste omvandlas till emissionshastighet genom att multiplicera halten med totala flödet (svepluftflödet; Q).

För att beräkna metanflödet genom kanalen räknas först svepluftflödet ut.

$$Q = \pi r^2 * Vluft$$

- Q=svepluftflödet genom kanalen (m³/s)
- Vluft = lufthastigheten genom kanalen uppmätt med difftrycksmätare
- r= radien av kanalen

$$Ekanal = Q * C * \frac{273}{273 + T} * \frac{Pluft}{1013}$$

- Ekanal = emissionsflöde i normalkubikmeter metan per timme

- Q = svepluftflödet genom kammaren (m^3/h)
- C = metanhalten uppmätt med FID (ppm)
- A = ytan som täcks av mäthuvuven (m^2)
- T = temperatur vid mätningen ($^\circ\text{C}$)
- 24 = timmar per dygn
- $P_{\text{luf}} =$ lufttrycket vid mättillfälle i mbar

2.6.2 Öppna ytor/dynamisk kammare

Mätningarna med FID ger som rådata metanhalten i ppm (parts per million), vilket måste omvandlas till en massbaserad emissions hastighet för att kunna beräkna emissionerna. Denna beräkning sker i flera steg.

För att beräkna metanflödet över den mätta ytan används följande ekvation:

$$E_{vdi} = \left(\frac{Q \cdot 24 \cdot C}{A} \right) * \frac{273}{273 + T} * \frac{P_{\text{luf}}}{1013}$$

där:

- E_{vdi} = emissionsflöde per ytenhet i normalkubikmeter metan per kvadratmeter och dygn
- Q = svepluftflödet genom kammaren (m^3/h)
- C = metanhalten uppmätt med FID (ppm)
- A = ytan som täcks av mäthuvuven (m^2)
- T = temperatur vid mätningen ($^\circ\text{C}$)
- 24 = timmar per dygn
- $P_{\text{luf}} =$ lufttrycket vid mättillfälle i mbar

Svepluftflödet (Q) räknades ut genom följande formel:

$$Q = \pi r^2 * V_{\text{luf}}$$

- Q = svepluftflödet genom kammaren (m^3/h)
- V_{luf} = lufthastigheten genom slangarna uppmätt med difftrycksmätare
- r = radien av slangen som anslutits till kammaren

För att möjliggöra jämförelse av utsläppen mellan olika mätställen räknades en emissionsfaktor i enheten kg metan (CH_4) per ton TSut genom att använda slammets torrsubstanshalt (TS) och dess densitet:

$$ETS = \frac{E}{(\rho * TS)}$$

där:

- ETS = emissions hastighet i kg metan (CH_4) per kg TS och dygn
- ρ = slamdensitet (antagen till 1 kg/l eller 1000 kg/ m^3)
- TS = torrsubstanshalt i slammet (procent omvandlat till decimalform)

Det är intressant att uppskatta de totala metanemissionerna från det mellanlagrade slammet. För att göra detta har vi integrerat resultaten från enskilda mätningar genom att extrapolera emissionsdata från mätningarna utifrån antagandet att den uppmätta emissions hastigheten är representativ fram till halva tiden till nästa mättillfälle samt halva tiden till föregående mättillfälle. Denna metod innebär att mätresultatet från varje mätpunkt viktas proportionellt mot tidsintervallet fram till nästa mätning/föregående mätning.

Beräkning har skett enligt följande:

$$Eack = ETS1 * \left(\frac{T1}{2}\right) + ETS2 * \left(\frac{T1}{2} + \frac{T2}{2}\right) + ETS3 * \left(\frac{T2}{2} + \frac{T3}{2}\right) + ETS4 * \left(\frac{T3}{2} + \frac{T4}{2}\right) \dots\dots N$$

Ovanstående kan också uttryckas:

$$Eack = \sum_{n=1}^N ETSn \left(\frac{T(n-1)}{2} + \frac{Tn}{2}\right)$$

- Eack= Ackumulerad metan (CH₄) emission i kg metan per ton TS
- ETSn: Beräknad emissionshastighet i kg metan per ton TS och dygn från hög som inlagrats under Tn dygn.
- Tn = Tiden i dygn som slammet där mätning utförs inlagrats. N=1 är inlagringstiden för den hög som lagrats kortast tid, n=2 den hög som lagrats näst kortast, och så vidare.
- N är antalet slamhögar

Värden för ackumulerad emission vid enskilda mätningar eller från månadshögar slam plottades emot inlagringstiden för att skapa diagram som visar hur emissionsökningen närmar sig noll. Det matematiska samband som bäst förklarar resultaten är logaritmiskt och kan uttryckas enligt följande:

De logaritmiska kurvorna i diagrammet följer en funktion av formen:

$$Eack = a * \ln(t) + b$$

där:

- Eack representerar metan (CH₄) produktionen (kg metan per ton TS),
- t är tiden (dygn),
- a är en skalningsfaktor som avgör hur snabbt metanproduktionen ökar initialt.

Excel användes för att ta fram logaritmiska kurvor för metanemission för varje mät- tillfälle. Eftersom metoden är integrerad i Excel redovisas den inte här.

Beräkning av den totala metanemissionen gjordes genom att beräkna de utsläpp som uppnåtts efter 200 dygn genom insättning i ekvationerna för varje enskilt mätillfälle tiden (t) 200 dygn.

Metanemission definieras i denna rapport som massan metan som frigörs till atmosfären per massa torrsubstans (TS). Enheten uttrycks som kg CH₄ per ton torrsubstans (kg CH₄/ton TS) eller kg CH₄ per ton VS (kg CH₄/ton VS).

Metanemissionshastighet avser massan metan som avgår till atmosfären per massa torrsubstans och tidsenhet. Enheten uttrycks som kg CH₄ per ton torrsubstans och dygn (kg CH₄/ton TS*d) eller kg CH₄ per ton VS och dygn (kg CH₄/ton VS*d).

För beräkning av metanemission och metanemissionshastighet användes respektive avloppsreningsverks egen provtagning och analys av torrsubstanshalt (TS) samt glödförlust (VS). Dessa analyser baseras på månadsvisa samlingsprov. Därför användes vid beräkningen för respektive mätplats analysresultat från den månad då mätningarna utfördes, med ett undantag. Vid anläggningen i Örnköldsvik lagras slammet inte månadsvis, vilket innebär att månadsvisa emissionsmätningar inte kunde genomföras. För denna anläggning användes därför en annan metodik vid beräkning av metanemissioner och emissionshastigheter.

Metanemissionsfaktor är emissionshastigheten dividerat med gasproduktionen och ger följaktligen en bild av hur stora utsläppen är av metan i förhållande till hur mycket metan som produceras vid anläggningen. Vid beräkning av metanemissionsfaktor användes den årliga metanproduktionen per torrsubstansmassa ut från röt-kammaren.

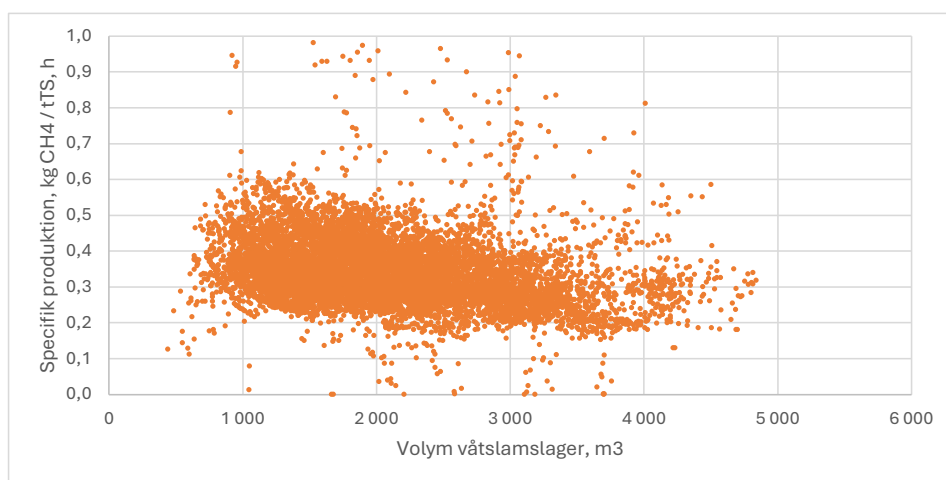
3 Resultat

3.1 Produktionsanläggning

De reningsverk som deltagit i denna del av studien är Henriksdals reningsverk, Kungsängsverket i Uppsala, Bromma reningsverk och Tivoliverket i Sundsvall. Reningsverken på vilka torrslamssilor studerats är utvalda eftersom de har mekaniskt ventilerade silor.

3.1.1 Våtslamslager

Metanutsläppshastigheten från våtclamslagret vid Henriksdals reningsverk i Stockholm var 7 kg CH₄/ton TS*d eller 0,3 kg CH₄/ton TS*h vilket framgår av diagrammet i Figur 3.1.



Figur 3.1

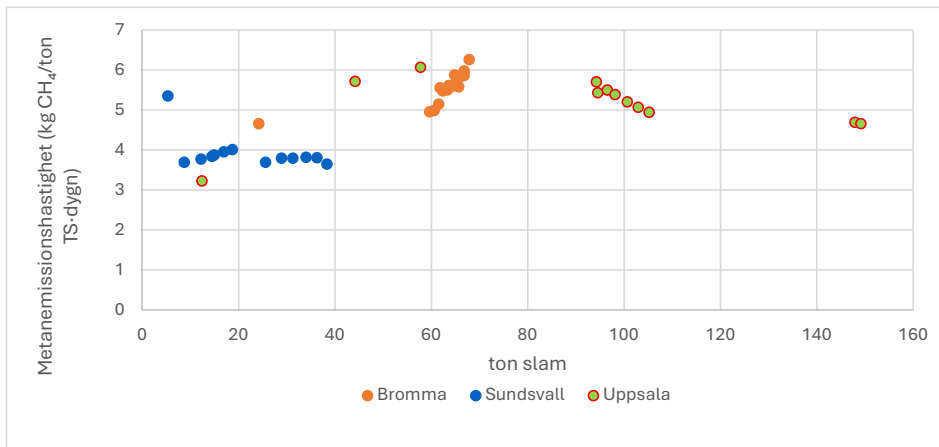
Diagrammet visar metanutsläppshastigheten för våtclamslagret vid Henriksdals avloppsreningsverk i Stockholm vid olika fyllnadsgrad i lagret.

3.1.2 Torrclamssilo

Vid reningsverken i Bromma, Uppsala (Kungsängsverket) och Sundsvall (Tivoliverket) finns det på torrclamssilor en mekanisk frånluftsventilation som möjliggör kvantifiering av utsläppen. Mätningarna av metanutsläpp från slamsilor vid dessa reningsverk visade att slammängden i respektive silo har liten påverkan på utsläppen per ton slam som är i silon vid mättillfället. Tivoliverket hade vid mättillfället något lägre emissioner, 3 till 4 kg CH₄/ton TS*d, medan Bromma och Uppsala hade 4 till 6 kg CH₄/ton TS*d.

Mätningen på slamsilo vid Tivoliverket i Sundsvall kunde genomföras på ett mycket bra sätt med mätning under i stort sett hela dygnet. Under mätningen på Kungsängsverkets slamsilo i Uppsala var mätningarna tvungna att genomföras under arbetstid, med undantag för en längre mätperiod vilket framgår av Figur 3.2.

Mätningen i Bromma genomfördes även den enbart under arbetstid. Dessutom genomfördes mätningen på Bromma reningsverk under ett oplanerat driftstopp av avvattningscentrifugerna, vilket förklarar hacket i Figur 3.2.



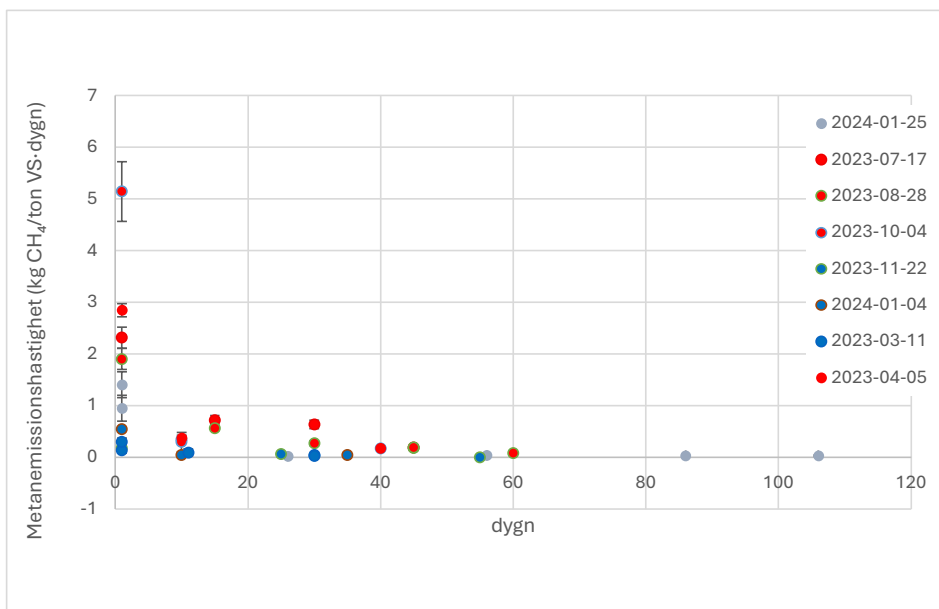
Figur 3.2

Diagrammet visar metanutsläppshastighet i kg CH₄/ton TS*d från slamsilo vid Bromma reningsverk (blå), Tivoliverket i Sundsvall (orange) samt Kungsängsverket i Uppsala (grön).

3.2 Slamlagring

3.2.1 Lagringstid och ackumulerade utsläpp

Hur metanutsläppen påverkas av lagringstiden studerades i första hand i Katrineholm, Uppsala och Örnsköldsvik. I Figur 3.3 redovisas resultat från mätningar i Katrineholm. Lagringstiden har plottats emot utsläppen i form av kg CH₄/ton VS*d i figuren. Medelvärdet av mätresultatet från varje enskild mätposition redovisas som en punkt i diagrammet. Vid varje mätposition på slamhögarna varierade uppmätt halt metan över mätperioden. Variationen i halt redovisas som standardavvikelse i Figur 3.3. Det är tydligt att utsläppen är störst från slam som nyligen inlagrats. Det är enbart slam som är nyligen upplagt som uppvisar metanutsläppshastigheter över 1 kg CH₄/ton VS*d. Slam som lagrats i 30 dygn eller mer uppvisar låga metanutsläppshastigheter, under 0,2 kg CH₄/ton VS*d.

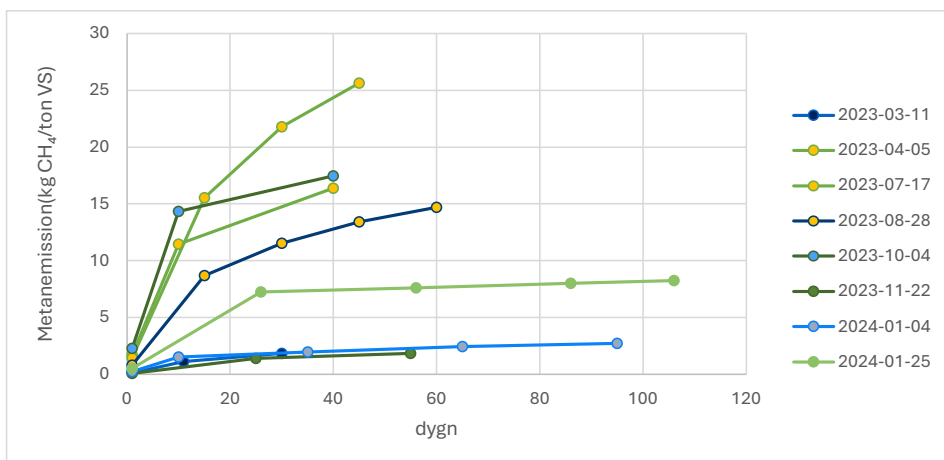


Figur 3.3

Metanutsläppshastighet i enheten kg CH₄/ton VS*d plottas emot antalet dygn som slammet lagrats vid mättillfället. Diagrammet baseras på fyra mättillfällen genomförda under biologiskt aktiva perioder (BAP; röda) och fyra som definierats som biologiskt begränsade perioder (BBP; blå). Mätningarna utfördes vid Rosenholms reningsverk utanför Katrineholm. Underlaget för detta diagram presenteras också i Bilaga A.

De uppmätta utsläppen var också lägre under biologiskt begränsade perioder (BBP) än under biologiskt aktiva perioder (BAP). Eftersom de uppmätta utsläppen är lägre vid BBP blir naturligtvis de ackumulerade utsläppen lägre. De fyra mätningar som utfördes vid Rosenholms reningsverk i Katrineholm under biologiskt begränsade perioder (BBP), det vill säga som utfördes i mars 2023 samt november 2023 till januari 2024, visar alla

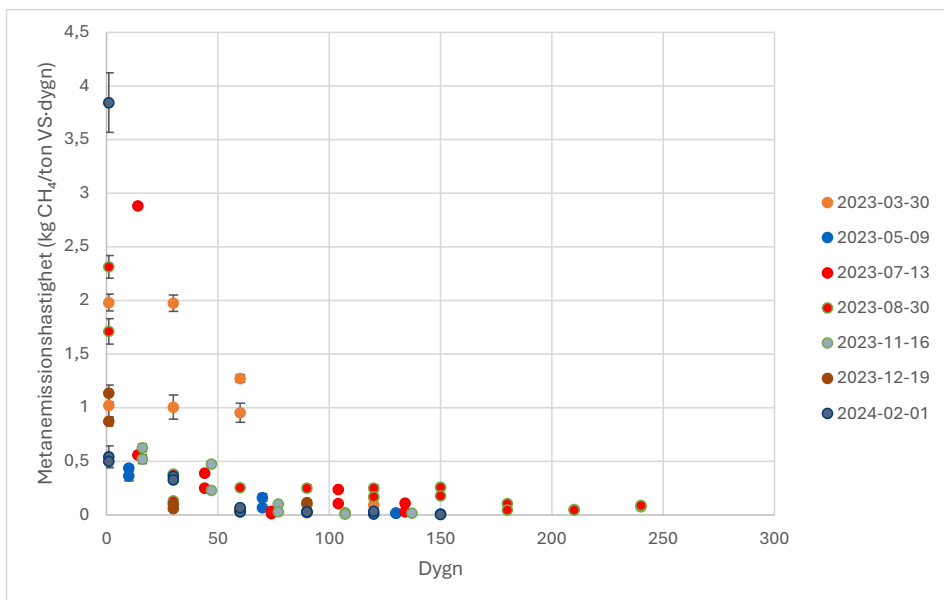
på ett ackumulerat utsläpp under 10 kg CH₄/ton VS, medan mätningar från april 2023 till oktober 2023 ger betydligt högre utsläpp. Under biologiskt aktiva perioder (BAP) är de ackumulerade metanutsläppen mellan 18 och 34 kg CH₄/ton VS. Högsta uppskattade ackumulerade utsläppen är från mätningarna i juli (Figur 3.4).



Figur 3.4

Diagrammet visar ackumulerade metanutsläpp i kg CH₄/ton VS för mätningar vid Rosenholms reningverk i Katrineholm.

Även vid Hovgården avfallsanläggning uppmättes de högsta utsläppen i nyligen lagrat slam; utsläppen avtog sedan relativt snabbt. Slam som lagrats i mer än 60 dygn uppvisade metanemissionshastigheter under 0,2 kg CH₄/ton VS*d vilket framgår av Figur 3.5. Minskningen av utsläppen är vid Hovgården tydligast vid de mätningar som definierats som biologiskt aktiva perioder, medan vi kunde konstatera ett långsammare avtagande av utsläpp under biologiskt begränsade perioder. Högst utsläpp från nyligen inlagrat slam erhöles här vid en februarimätning. Vid en jämförelse med andra mätningar var utsläppen vid denna mätning exceptionellt höga. Värt att notera är att detta är en enskild mätning och att påföljande mätningar på samma slam, vid samma mättillfälle, visade för årstiden förväntade låga utsläpp.



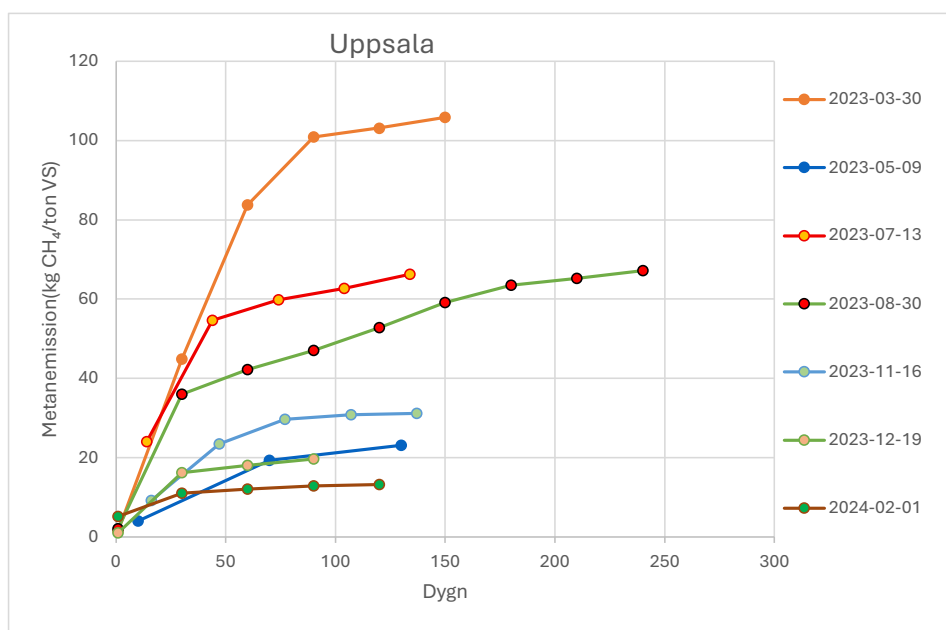
Figur 3.5

Diagrammet avser mätningar vid Hovgårdens avfallsanläggning. Metanutsläpp i enheten kg CH₄/ton VS*d plottas emot antalet dygn som slammet lagrats vid mättillfället. Diagrammet baseras på mätningar vid tre tillfällen som definierats som biologiskt aktiva perioder och fyra tillfällen som definierats som biologiskt begränsade perioder. För att förtydliga skillnaderna har biologiskt begränsade perioder blå färg och biologiskt aktiva perioder röd/orange färg.

Mätningen i mars uppmärksammade särskilt höga utsläppshastigheter. Nyligen upplagt slam emitterade i medeltal av två mätpositioner 1,5 kg CH₄/ton VS*d och det gjorde även slam som lagrats under 30 dygn. Slam som vid detta mättillfälle lagrats i 60 dygn

emitterade 1,1 kg CH₄/ton VS*d. Slam som lagrats i 90 dygn uppvisade dock låga utsläppshastigheter, under 0,2 kg CH₄/ton VS*d.

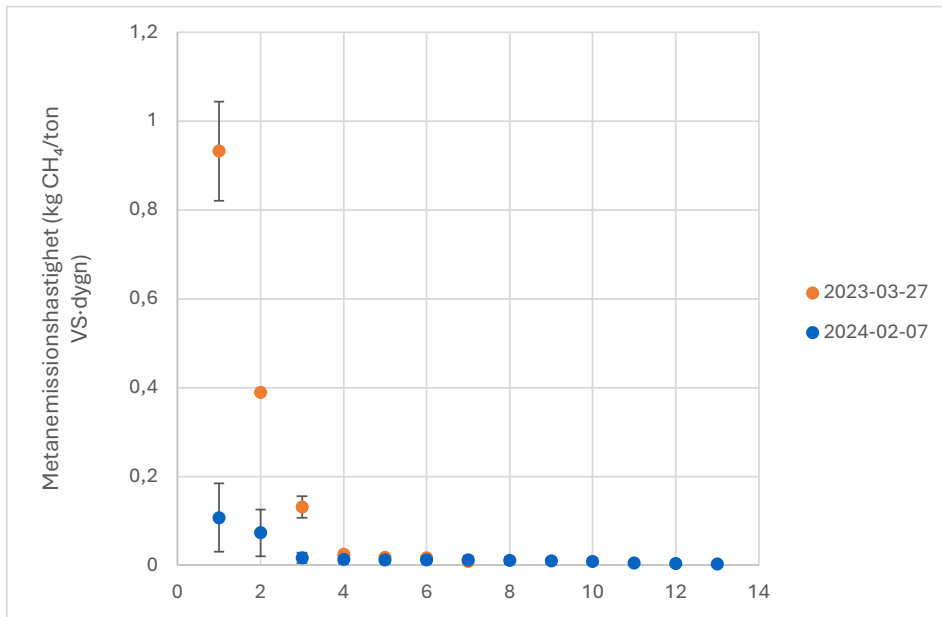
Även i Hovgårdens avfallsanläggning har de totala utsläppen från slammet beräknats (Figur 3.6). I viss mån följer mätningarna i Uppsala mönstret lägre ackumulerade utsläpp under biologiskt begränsade perioder, men det finns intressanta avvikelser från mönstret. Den tydligaste avvikelsen är ovan nämnda mätning i mars 2023. Till följd av höga utsläppshastigheter i slam som lagrats under lång tid (60+ dygn) blir de beräknade ackumulerade emissionerna höga, över 100 kg CH₄/ton VS. Resultatet av mätningen i juli 2023 visar också på höga metanutsläpp, 77 kg CH₄/ton VS, medan vi därefter kan se en avtagande trend fram till sista mätningen som genomfördes vid Hovgården i detta projekt i februari 2024 då metanutsläppen var 14 kg CH₄/ton VS.



Figur 3.6

Diagrammet visar ackumulerad metanemission i kg CH₄/ton VS vid mätningar vid Hovgårdens avfallsanläggning på slam från Kungsängsverket i Uppsala. Blå och gröna punkter är från mätning under BBP medan gula och röda punkter är från mätningar under BAP.

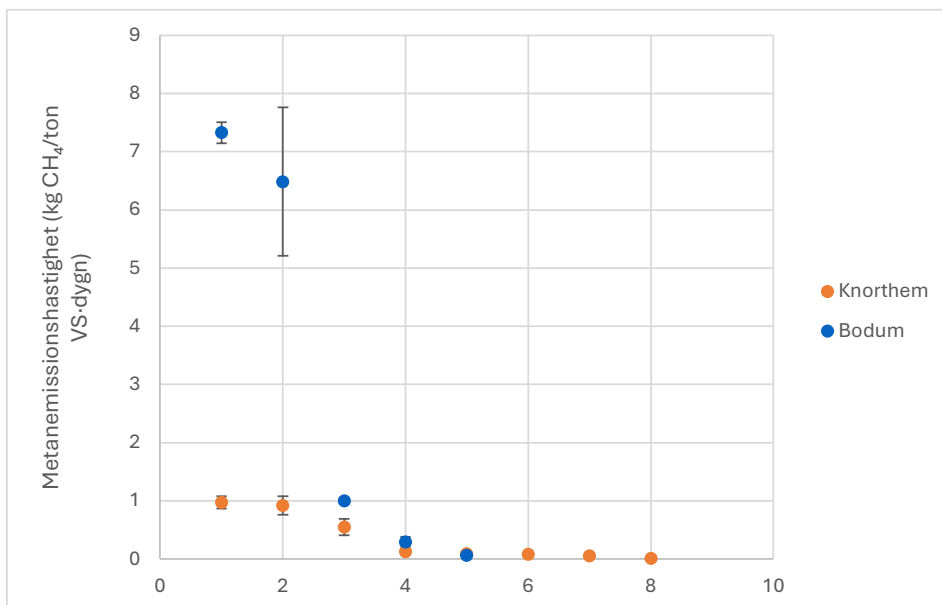
Två mätningar under biologiskt begränsade perioder (BBP) genomfördes i Örnköldsvik (Figur 3.7). Vid dessa kunde konstateras att mätningar vid två mätpunkter på slamhögen gav högre utsläpp, 0,9 respektive 0,4 kg CH₄/ton VS*dygn, medan merparten av mätningarna gav ett resultat som innebar mycket låga utsläpp. De mätpunkter där utsläppen var mycket låga var frusna till följd av låga omgivningstemperaturer medan högre utsläpp uppmättes där slammet nyligen levererats och ännu inte frusit.



Figur 3.7

Diagrammet visar metanutsläpp från mellanlagrat slam från reningsverken i Bodum och Knorthem som renar avloppsvatten från Örnsköldsvik. Utsläppen har ordnats i fallande ordning i diagrammet men X-axeln är inte en tidsaxel i detta diagram utan avser olika mätpositioner på slamhögen. Resultaten avser två mättillfällen båda under BBP.

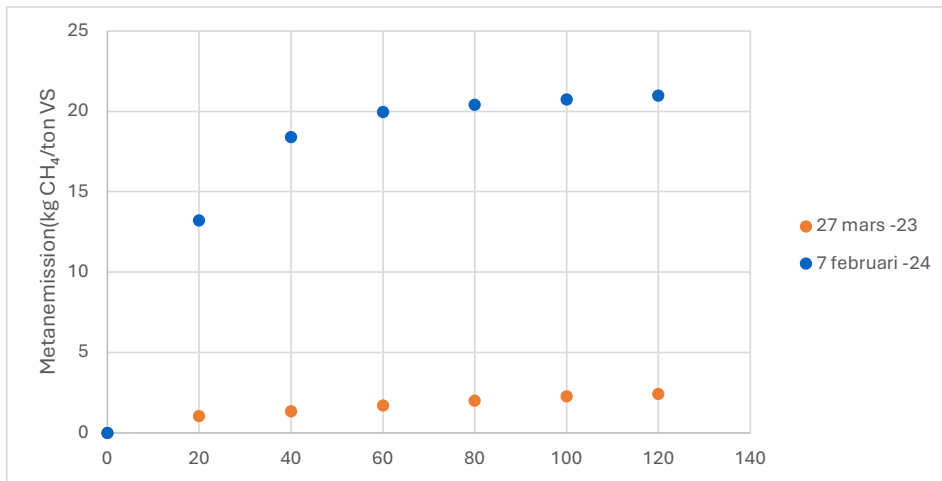
En mätning genomfördes i Örnsköldsvik under varmare förhållanden (BAP) den 1 september 2023 (Figur 3.8). Slam från de båda reningsverken var separerade från varandra under denna mätning. Vid två mätpositioner på slam från Bodum reningsverk var utsläppen mycket höga, runt 7 kg CH₄/ton VS*d. De två högsta metanutsläppshastigheterna som uppmättes på slam från Knorthem reningsverk var runt 1 kg CH₄/ton VS*d.



Figur 3.8

Diagrammet visar metanutsläpp från mellanlagrat slam från reningsverken i Bodum (orange) och Knorthem (blå) som renar avloppsvatten från Örnsköldsvik. Utsläppen har ordnats i fallande ordning i diagrammet men X-axeln är inte en tidsaxel i detta diagram utan avser olika mätpositioner på slamhögen. Mätningen genomfördes 1 september 2023 under BAP.

Även i Örnsköldsvik har de totala utsläppen från slammet beräknats (Figur 3.9). Modellen för beräkningen är densamma som för andra mätplatser i undersökningen. Detta trots att mätpositionerna på högarna i Örnsköldsvik inte kunde härledas till viss slaminlagringstid. För att möjliggöra beräkning har antagandet att utsläppen minskar med lagringstid gjorts och mätresultaten från enskilda positioner ordnats i storleksordning utifrån utsläppens storlek.



Figur 3.9

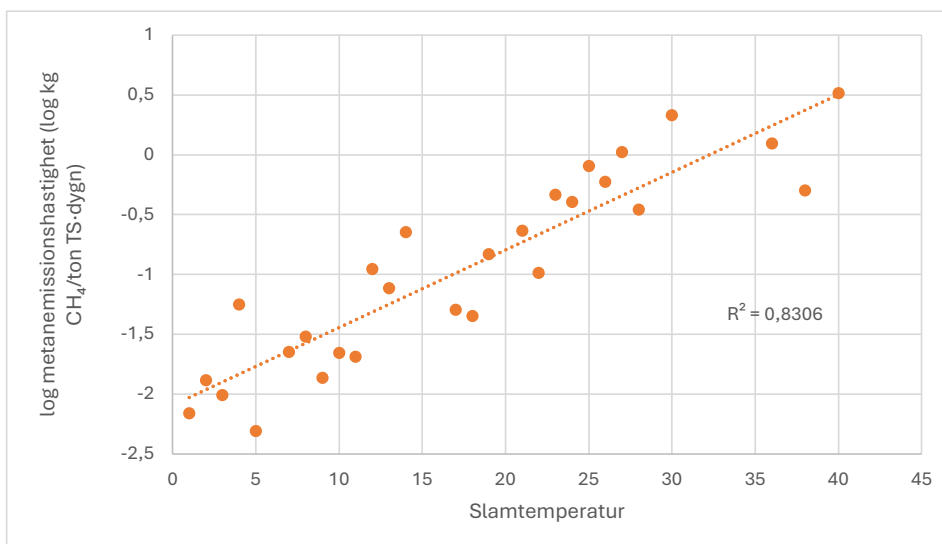
Diagrammet visar ackumulerad metanemission i kg CH₄/ton VS från mellanlagrat slam från reningsverken Bodum och Knorthem som renar avloppsvatten från Örnsköldsvik. Resultatet är från två mätningar under BBP på slam från de båda reningsverken.

3.2.2 Slamtemperatur

Det är känt att mikrobiell aktivitet påverkas av temperatur (Conrad 2023). Det var därför av intresse att studera hur slammets temperatur påverkar metanutsläpp.

I denna undersökning har vi kunnat konstatera ett tydligt samband mellan slamtemperatur och metanutsläppshastighet. Sambandet är exponentiellt och om 10-logaritmen av medelvärdet av metanemissionshastigheten plottas mot uppmätta slamtemperaturer, som i Figur 3.10, blir sambandet tydligt. Linjeanpassningen får ett R²-värde på 0,83.

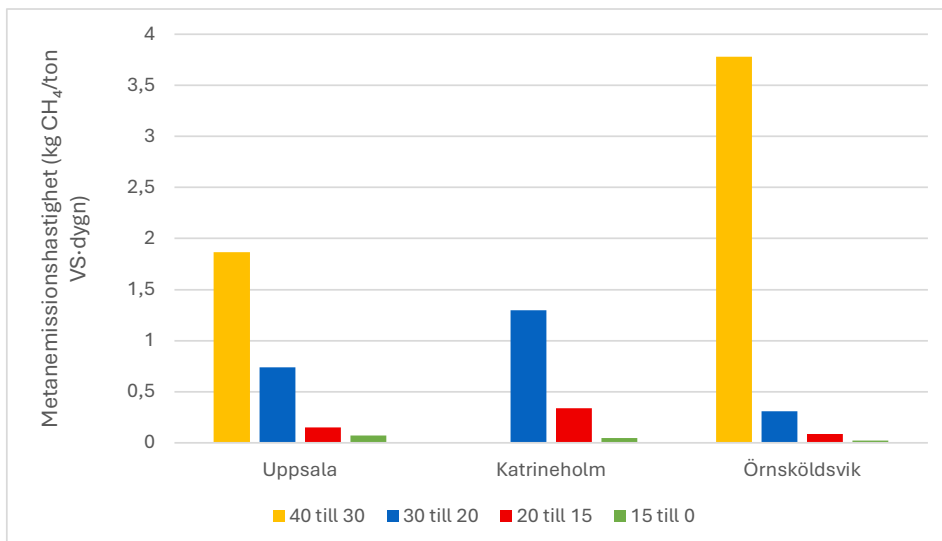
R-kvadrat (R²) är ett statistiskt mått som anger hur väl en regressionsmodell passar data. Det representerar andelen av variansen i den beroende variabeln som kan förklaras av den oberoende variabeln (eller variablerna) i modellen. Ett högre R²-värde indikerar en bättre passform, där ett värde på 1 betyder att modellen förklarar all varians, medan ett värde på 0 betyder att modellen inte förklarar någon varians.



Figur 3.10

I diagrammet har slamtemperatur plottats emot ett logaritmerat värde av metanutsläppshastigheten (log kg CH₄/ton TS*d).

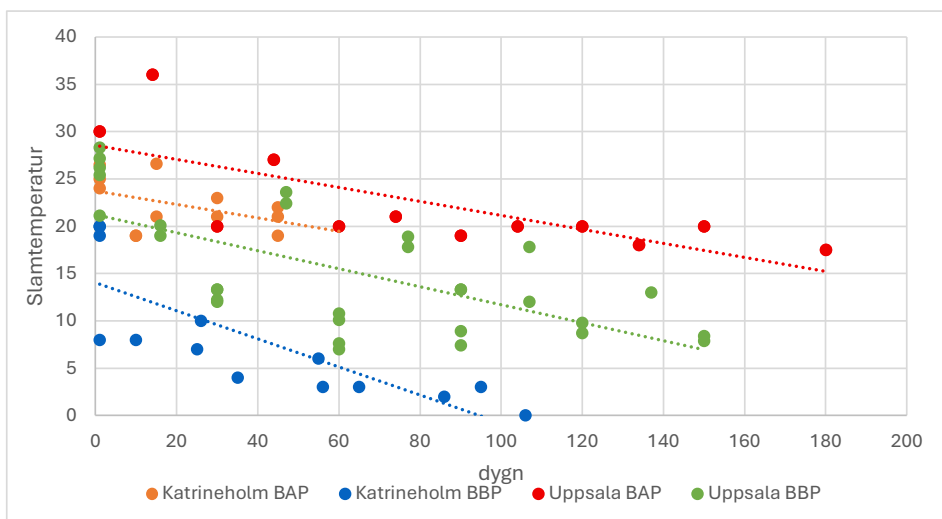
Vid enskilda mätningar där utsläppen varit högre än 1,5 kg CH₄/ton VS*d har temperaturen i slammets varit högre än 30 °C. Utsläpp från slam som är kallare än 15 °C är inte vid något mättillfälle högre än 0,1 kg CH₄/ton VS*d (Figur 3.11).



Figur 3.11

Diagrammet visar metanutsläppshastighet i kg CH₄/ton VS*d vid mätningar som grupperats efter olika slamtemperaturintervall. Valda slamtemperaturintervall är 40 till 30 °C, 30 till 20 °C, 20 till 15 °C samt under 15 °C. Inga slamtemperaturer över 30 °C uppmättes i Katrineholm.

Slamtemperaturen avtar under lagringen av slam. Temperaturminskningen går snabbare under kalla förhållanden, men andra förhållanden under lagringen samt egenskaper hos slammets påverkar också (Figur 3.12).

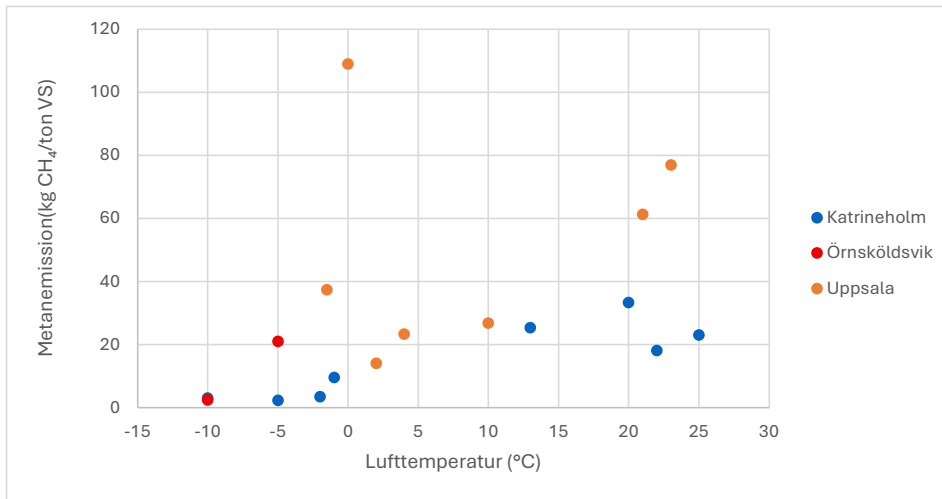


Figur 3.12

Diagrammet visar hur slamtemperaturen förändras med lagringstiden i Katrineholm respektive Uppsala. Resultatet för mätningar under BBP (blå och grön) respektive BAP (röd och orange) redovisas var för sig.

3.2.3 Lufttemperatur

Alla mätningar som resulterade i en beräknad ackumulerad emission under 20 kg CH₄/ton VS utfördes vid mättillfällen med låga lufttemperaturer, under 0 °C. Däremot har inte alla mätningar vid låga temperaturer resulterat i låga emissioner. Ett av dessa tillfällen var den 30 mars 2023 vid Hovgården, då utsläppen uppskattades till över 100 kg CH₄/ton VS trots låg lufttemperatur. Flertalet, 7 av 9, av mättillfällen som resulterat i utsläpp över 20 kg CH₄/ton VS har genomförts vid lufttemperatur över 0 °C (Figur 3.13).



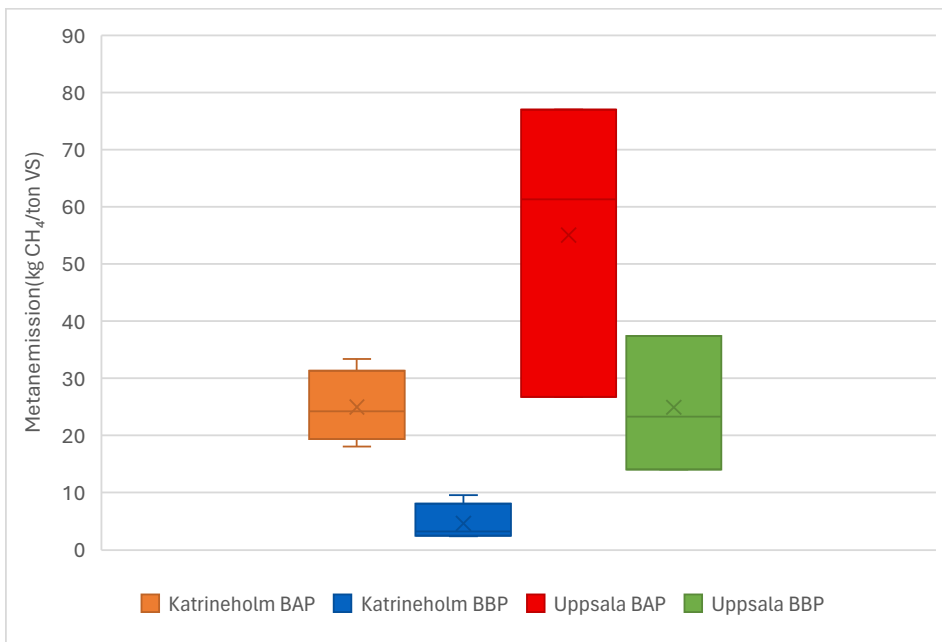
Figur 3.13

Diagrammet visar ackumulerade metanutsläpp vid 200 dygns lagringstid plottad emot uppmätt lufttemperatur vid mättilfället. Diagrammet redovisar mätningar i Katrineholm (blå), Örnsköldsvik (röd) och Uppsala (orange).

3.2.4 Slammets egenskaper

Som framgår av presentationen av reningsverken som medverkar i studien har slammet olika egenskaper avseende TS-halt och VS-halt. Slam från Rosenholms reningsverk håller lägre TS-halt och VS-halt än Kungsängsverkets slam (Tabell 2.2 och 2.4).

Vid en jämförelse mellan slam från de båda reningsverken framkommer att utsläppen är lägre från slammet vid Rosenholm framför allt under BBP (Figur 3.14). Skillnaderna är tydligast under kalla förhållanden. Vi har också observerat lägre temperaturer i slam från Katrineholm (Figur 3.12) och att avkylningen av detta slam går fortare.

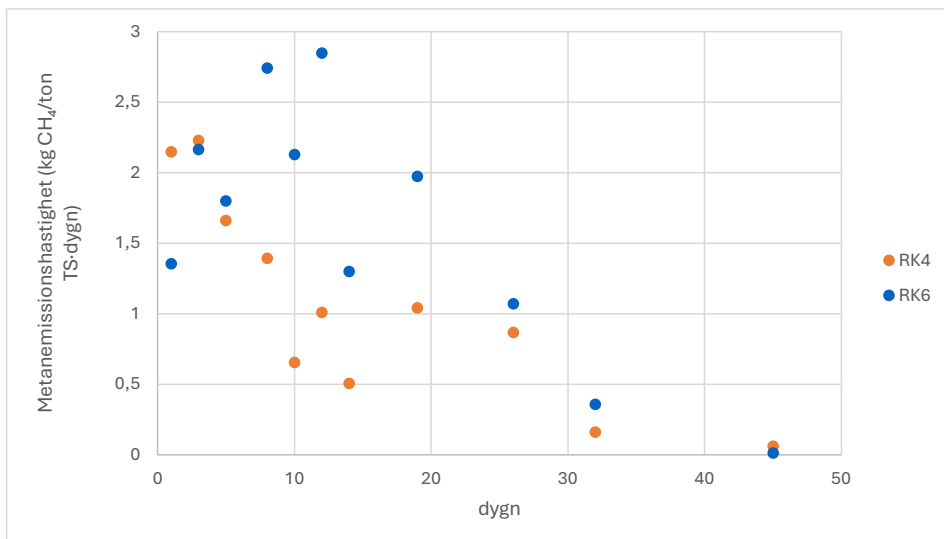


Figur 3.14

Diagrammet visar ackumulerade metanutsläpp för slam från Kungsängens reningsverk (n=3 +3) samt Rosenholms reningsverk (n=4+4).

3.2.5 Efterrötkammare

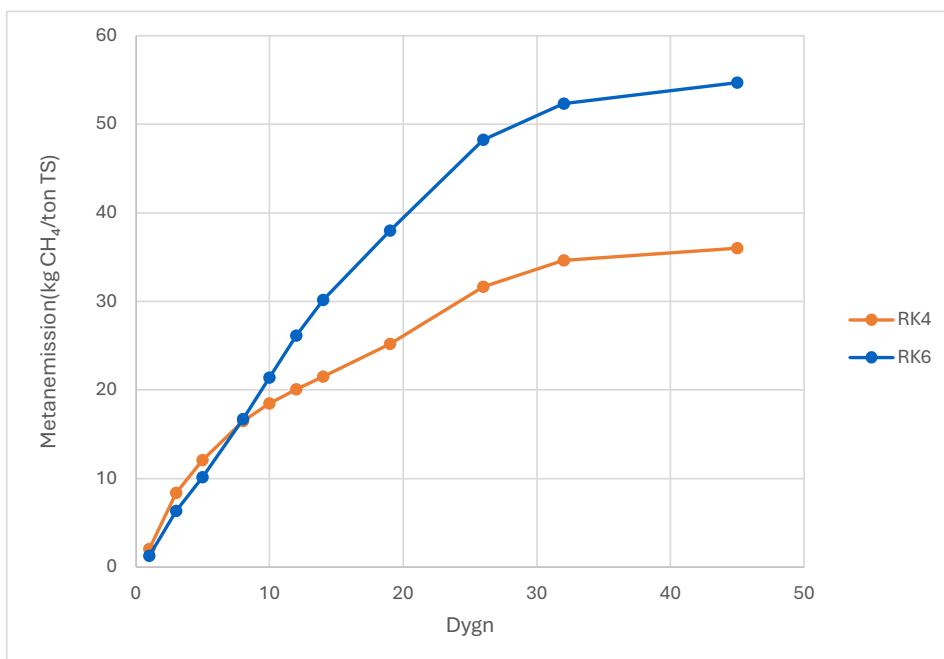
Försöken som studerar effekten av en efterrötkammare på metanutsläpp genomfördes vid Nykvarns reningsverk i Linköping. Vid det första försöket var metanutsläppshastigheten initialt lägre i det slam som passerat båda rötkammarna (RK6) vilket åskådliggörs diagrammet i Figur 3.15. Utsläppen ökade dock i detta slam till skillnad från slammet som enbart passerat en rötkammare (RK4) där utsläppen avtog efter de inledande mätningarna.



Figur 3.15

Diagrammet visar resultat av mätningar våren 2023 på pilothögar av slam uttaget efter primär röt-kammare (RK4, orange) och uttaget efter efterröt-kammare (RK6, blå).

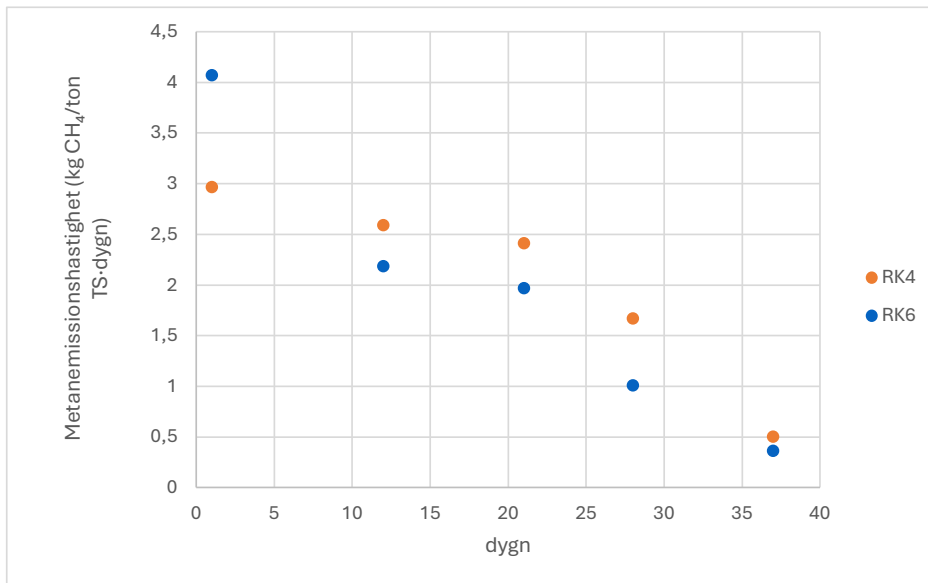
Konsekvensen är att de ackumulerade emissionerna vid det första försöket var högre i det slam som passerat efterröt-kammare (RK6) (Figur 3.16).



Figur 3.16

Diagrammet visar ackumulerad metanemission vid mätningar på slam från Nykvarnsverket våren 2023 under mätperioden som varade i 45 dygn.

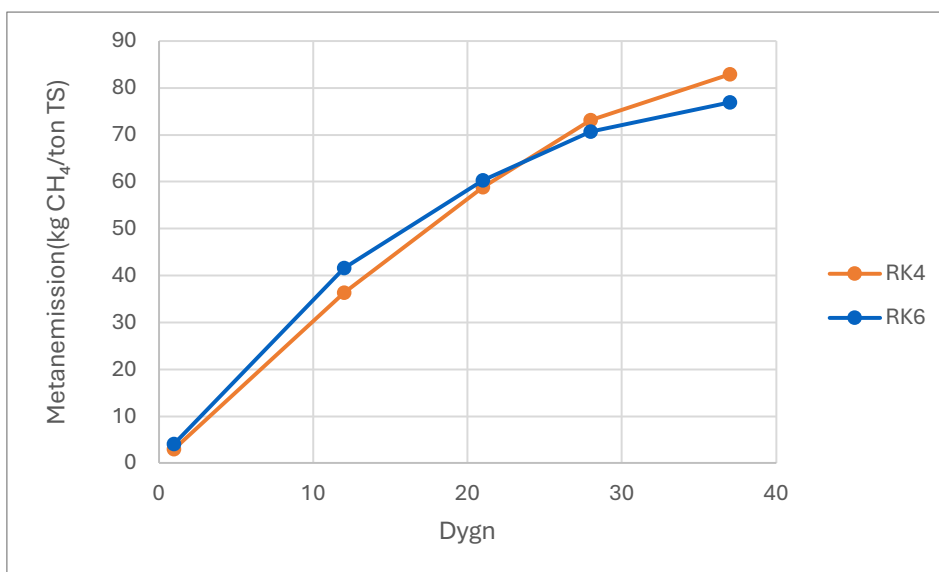
Vid försök 2 som även det genomfördes vid Nykvarn avloppsreningsverk i Linköping (Figur 3.17) var i stället utsläppen högre i det slam som passerat två röt-kammare, men nu avtog utsläppen relativt fort i detta slam. Avtagandet gick långsammare för det slam som enbart passerat en röt-kammare.



Figur 3.17

Diagrammet visar resultat av mätningar hösten 2023 på pilothögar av slam uttaget efter primär rötchammare (RK4, orange) och uttaget efter efterrötchammare (RK6 blå).

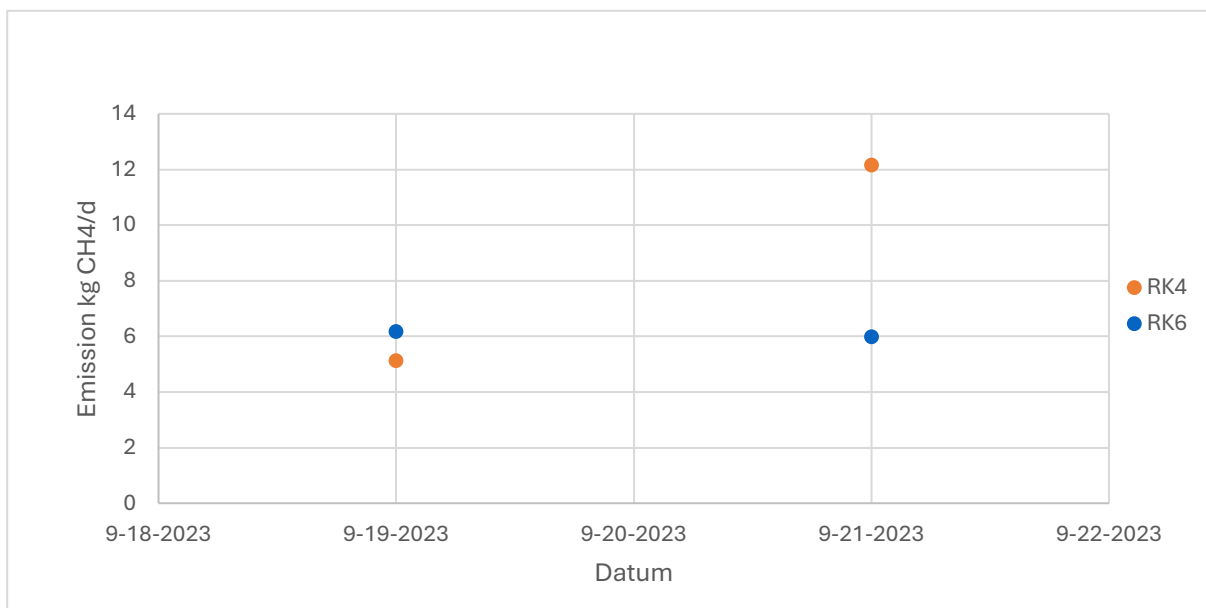
Vid beräkning av ackumulerad metanemission från de bägge slamhögarna från försök 2 blir därför de ackumulerade emissionerna likvärdiga från de två högarna RK4 och RK6 (Figur 3.18).



Figur 3.18

Diagrammet visar metanutsläpp från pilothögar från Nykvarnverkets RK4 (orange) respektive RK6 (blå).

De drönarmätningar som genomfördes vid försök 2 gav en initialt något högre emission från det slam som passerat två rötchammare medan situationen ett par dygn senare var den omvända (Figur 3.19)



3.3 Drönarmätningar

Alla mätningar med drönare gjordes på fullskaliga slamhögar och även utvalda reningssteg (Tabell 3.1). I och med att metoden kan täcka stora ytor på kort tid, och därmed mäta på fullskaliga slamhögar, så minskar det risken för påverkan av uppmätta flöden från rumslig variabilitet. Utsläpp för olika åldrar på slammet vid ett reningsverk har fått genom att göra mätningar på olika slamhögar vid samma mättillfälle.

Figur 3.19

Diagrammet visar resultat med drönarmetoden av mätningar hösten 2023 på pilothögar av slam uttaget efter primär rötkammare (RK4, orange) och uttaget efter efterrötkammare (RK6, blå). Notera att det är totala emissionerna som har uppmätts från högarna. Eftersom pilothögarna var lika stora så är de totala flödena jämförbara mellan RK4 och RK6.

Reningsverk	Mätobjekt	CH ₄ -flöde (kg/d)	N ₂ O-flöde (kg/d)	Datum
Linköping	Slamlager (0,5–3,5 mån)	118,1 ± 5,6	8,08 ± 0,89	2023-06-16
Kalmar	Biologisk rening (SBR)	27,97 ± 1,93	15,54 ± 2,31	2023-06-26
	Biologisk rening (AS)	2,67 ± 2,14	8,15 ± 0,80	2023-06-26
	Slamlager (0–1 vecka)	140,4 ± 11,3	0	2023-06-26
Katrineholm	Slamlager (0–1 mån)	25,8 ± 2,4	2,61 ± 0,16	2023-08-28
	Slamlager (1–2 mån)	11,6 ± 1,5	1,82 ± 0,25	2023-08-28
	Slamlager (2–6 mån)	4,1 ± 1,3	0,87 ± 0,18	2023-08-28
Uppsala	Biologisk rening 1	3,48 ± 0,86	0	2023-08-30
	Biologisk rening 2	103,1 ± 14,1	14,13 ± 1,98	2023-08-30
Hovgården	Slamlager (mix. 1)	137,5 ± 7,4	5,18 ± 0,42	2023-08-31
	Slamlager (mix. 2)	150,6 ± 2,9	13,31 ± 0,29	2023-08-31
	Slamlager (total)	288,1 ± 8,0	18,49 ± 0,52	2023-08-31
Högbytorp	Slamlager (total)	874,1 ± 31,8	71,31 ± 2,20	2023-08-29

Tabell 3.1

Uppmätta utsläpp med drönarmetoden för utvalda reningssteg och slamlager hos de olika verken.

För att kunna jämföra flöden som har fått med olika metoder så har flödena räknats om till specifika medelflöden (utsläpp per ton TS och dygn) för både CH₄ och CO₂-ekvivalenter (Tabell 3.2).

Reningsverk	Ålder slam (månader)	CH ₄ (kg CH ₄ /ton TS*d)	CH ₄ (CO ₂ -ekv) (kg CO ₂ /ton TS*d)	N ₂ O (kg N ₂ O/ton TS*d)	N ₂ O (CO ₂ -ekv) (kg CO ₂ /ton TS*d)
Linköping	0,5-3,5	0,230 ± 0,011	6,45 ± 0,31	0,0108 ± 0,0012	3,21 ± 0,36
Kalmar	0-0,25	5,528 ± 0,445	154,8 ± 12,5	0	0
Katrineholm	0-1	0,550 ± 0,052	15,40 ± 1,44	0,0555 ± 0,0034	16,58 ± 1,02
	1-2	0,247 ± 0,032	6,92 ± 0,90	0,0387 ± 0,0053	11,56 ± 1,58
	2-6	0,022 ± 0,007	0,61 ± 0,20	0,0046 ± 0,0010	1,38 ± 0,30
Uppsala (Hovgården)	0-6	0,175 ± 0,005	4,89 ± 0,14	0,0105 ± 0,0003	3,14 ± 0,09
Högbytorp	0-6	0,096 ± 0,004	2,68 ± 0,10	0,0085 ± 0,0003	2,52 ± 0,09
MEDEL*	0-6	0,220 ± 0,018	6,16 ± 0,52	0,0214 ± 0,0020	6,40 ± 0,58

*Medelvärde av alla mätningar förutom Kalmars reningsverk eftersom detta slam var både mycket yngre och av mycket mindre mängd än övrig slamlagring.

En viktig upptäckt från dessa mätningar är att de CO₂-ekvivalenta utsläppen från slam är ungefär lika stora för N₂O som för CH₄ – något som går helt emot IPCC:s modeller där N₂O-utsläpp från lagring av slam anses vara helt försumbart trots att klimatpåverkan från slammets utsläpp av N₂O och CH₄ alltså verkar vara lika stora (Gålfalk & Bastviken 2025).

Mätningarna vid Katrineholms reningsverk gjordes vid både ett kallt och ett varmt tillfälle för att se påverkan från utomhustemperatur på metanflödena även med drönarmetoden (Tabell 3.3). Dessa värden har också normaliserats till specifika medelflöden för jämförelse.

Tabell 3.2

Utsläpp av metan per ton torrsvikt slam och som koldioxidekvivalenter (drönarmetoden).

Ålder	Varm period (2023-08-28)		Kall period (2024-04-04)	
	CH ₄ (kg CH ₄ /d)	CH ₄ (kg CH ₄ /ton TS*d)	CH ₄ (kg CH ₄ /d)	CH ₄ (kg CH ₄ /ton TS*d)
0-1 mån	25,8 ± 2,4	0,549 ± 0,052	8,0 ± 0,8	0,170 ± 0,017
1-2 mån	11,6 ± 1,5	0,247 ± 0,032	7,2 ± 1,2	0,153 ± 0,026
2-6 mån	4,1 ± 1,3	0,0218 ± 0,0069	2,5 ± 1,0	0,0133 ± 0,0054

Tabell 3.3

Jämförelse mellan metanflöden under kall och varm period med drönare för slamlager på Katrineholms reningsverk.

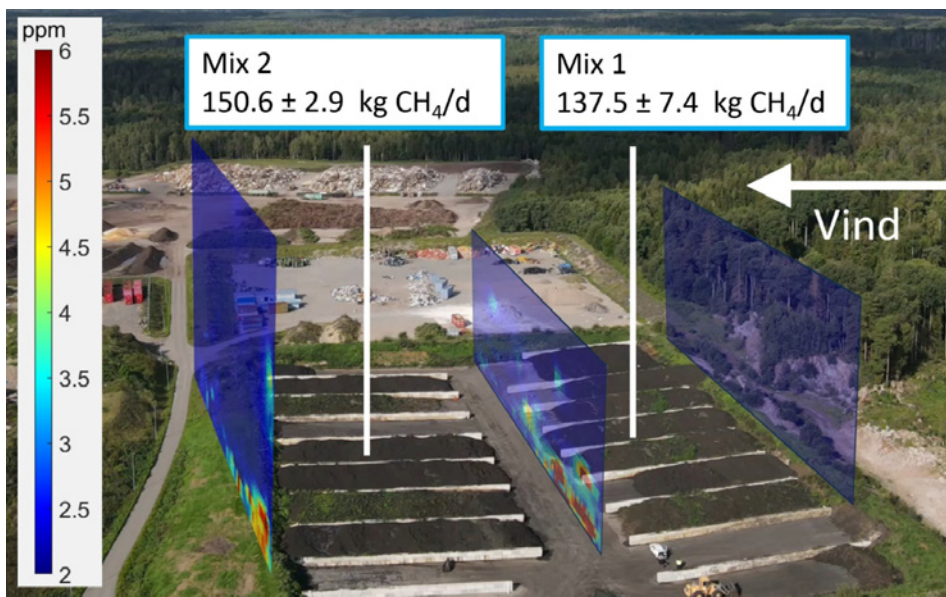
Vid två tillfällen gjordes även mätningar på de mindre pilothögarna vid Linköpings reningsverk som hade olika rötning (Tabell 3.4). En svårighet med att mäta dessa med drönarmetoden var att högarna låg relativt nära varandra och var små, vilket ökar risken för att utsläpp från de olika högarna delvis blandas ihop vid flygningarna.

Slam från röttkammare	Datum	CH ₄ (kg CH ₄ /d)	N ₂ O (kg N ₂ O/d)
RK4	2023-09-19	5,13 ± 0,34	0,629 ± 0,065
RK6	2023-09-19	6,18 ± 0,33	0,730 ± 0,084
RK4	2023-09-21	12,17 ± 0,80	0,580 ± 0,297
RK6	2023-09-21	6,00 ± 0,61	0,147 ± 0,039

Tabell 3.4

Drönarmätningar av flöden från pilothögarna i Linköping med olika rötning (RK4 och RK6).

Figur 3.20 visualiserar metanutsläpp från Hovgårdens slamlagring i Uppsala. Bakgrundsbilden är tagen med en annan drönare (specialiserad på bildtagning) vid måttillfället.



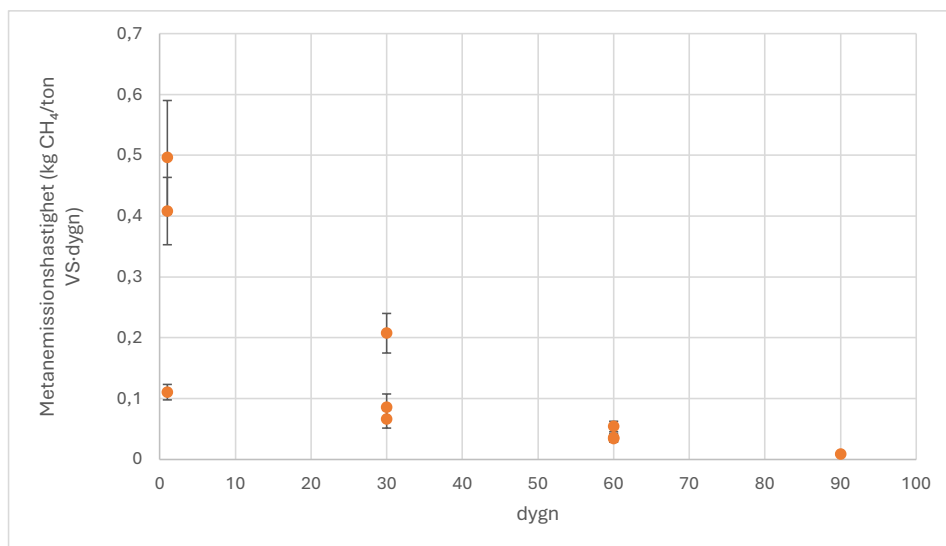
Figur 3.20
 Visualisering av metanutsläpp vid Hovgårdens slamlagring. Slamhögar ligger i fack för olika månader och de tre vertikala väggarna visar metankoncentrationer för olika höjder. Den ingående väggen (högra) visar inga förhöjda metanhalter medan de två vänstra väggarna har tydligt förhöjda nivåer från slamlagringen.

3.4 Alternativa metoder för slamhantering

3.4.1 Termofil rötning

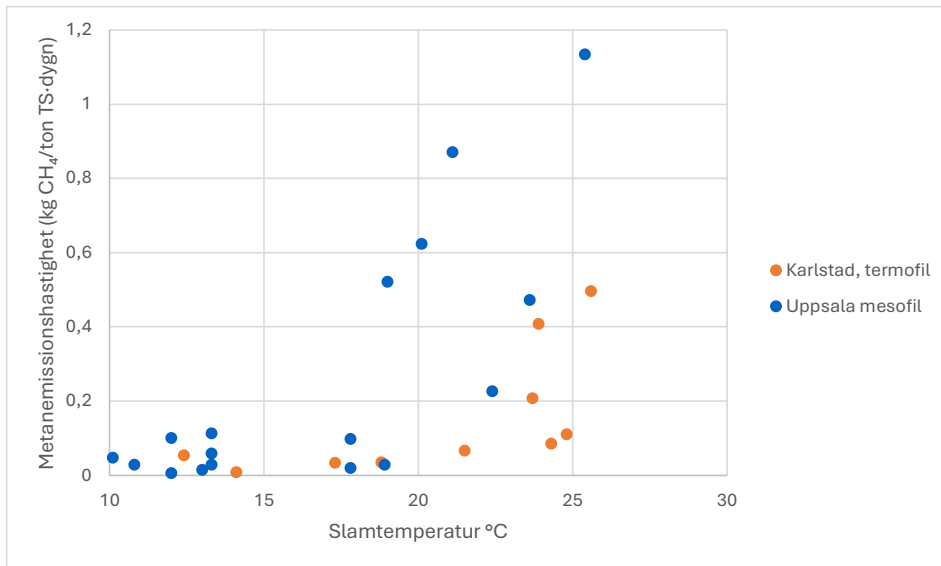
Projektet har studerat metanemissioner från lagring av termofilt rötat slam producerat på reningsverken i Kalmar och i Karlstad. Därutöver har projektet studerat metanutsläpp i samband med trumkompostering av slam och utsläppen från kalkbehandlat slam.

Slam som levererats nyligen till lagringsplatsen i Sofiedal i Karlstad släppte ut i medeltal av tre mätningar $0,34 \text{ kg CH}_4/\text{ton VS}\cdot\text{d}$. Efter två månaders lagring är emissionerna nere under $0,05 \text{ kg CH}_4/\text{ton VS}\cdot\text{d}$ (Figur 3.21).



Figur 3.21
 Diagrammet visar metanutsläppshastighet i $\text{kg CH}_4/\text{ton VS}\cdot\text{d}$ för termofilt slam från Sjöstadens reningsverk i Karlstad. Resultaten avser ett mätillfälle i Sofiedal Karlstad. Standardavvikelse redovisas som felstaplar.

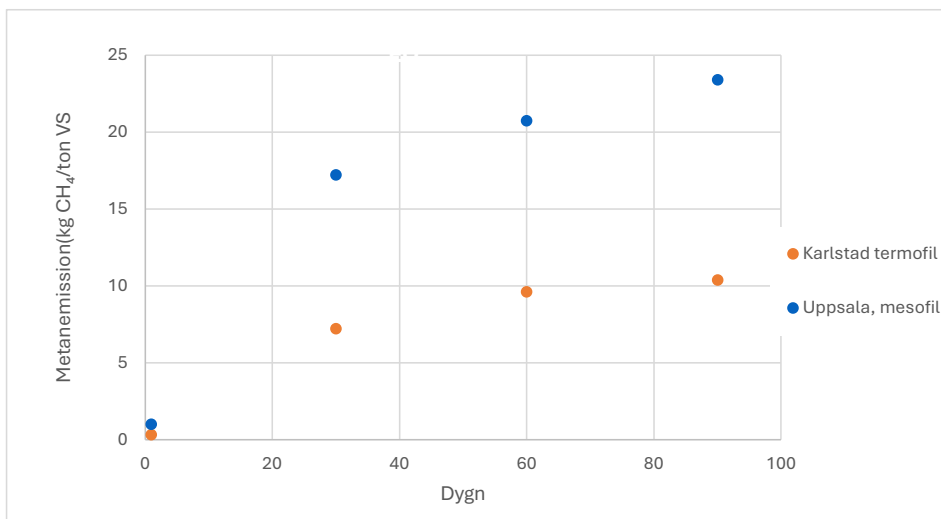
Eftersom slamtemperaturen har stor inverkan på utsläppen är det av intresse att studera om utsläppen från termofilt rotat slam har lägre utsläpp vid viss slamtemperatur. Medelvärdet av metanutsläppen från termofilt rotat slam där slamtemperaturen översteg 20°C var $0,3 \text{ kg CH}_4/\text{ton VS}$. Medelvärdet av metanutsläpp från mesofilt rotat slam som överstiger 20°C var $0,7 \text{ kg CH}_4/\text{ton VS}$. Det framgår av Figur 3.22 hur utsläppen är lägre från termofilt rotat slam vid samma slamtemperatur, framför allt vid de högre slamtemperaturerna.



Figur 3.22

Diagrammet visar metanutsläppshastighet i kg CH₄/ton VS*d för termofilt slam från Sjöstads reningsverk i Karlstad (orange) samt mesofilt rötat slam från Kungsängsverket i Uppsala (blå). Resultaten avser ett mättilfälle i Hovgården Uppsala och ett mättilfälle i Sofiedal Karlstad. Metanutsläppshastigheten är här plottad emot slamtemperatur.

Efter 90 dagars lagring av termofilt rötat slam från Sjöstads reningsverk i Karlstad är de ackumulerade utsläppen 10 kg CH₄/ton VS. Motsvarande beräkning utifrån mätning på mesofilt rötat slam från Kungsängsverket i Uppsala ger 24 kg CH₄/ton VS (Figur 3.23).



Figur 3.23

Diagrammet visar ackumulerade metanutsläpp i gram metan per ton TS och dygn för termofilt slam från Sjöstads reningsverk i Karlstad (orange) samt mesofilt rötat slam från Uppsala blå. Resultaten avser ett mättilfälle i Hovgården Uppsala och ett mättilfälle i Sofiedal Karlstad. Varje punkt i diagrammet är ett medelvärde av tre mätpositioner på slamhögarna.

Även i Kalmar rötas slam termofilt. Dock varierar temperaturen i röt-kammaren över året på grund av kapacitetsbrist i värmeväxlare. Under sommarhalvåret är temperaturen cirka 51–53 °C och under vinterhalvåret är temperatur cirka 47–49 °C. Dessutom är uppehållstiden i röt-kammare väldigt kort året runt, cirka 10–12 dagar, på grund av brist i rötningsvolym. Det brukar rekommenderas cirka 12–15 dagar som uppehållstid för termofil rötning

Utsläppen från lagrat slam från Kalmar reningsverk är 1,3 kg CH₄/ton TS*d. Utsläppen avtar inte i slam som lagrats 2 månader. De totala utsläppen från detta slam kan därför uppskattas till över 70 kg CH₄/ton TS under 2 månader vilket vid en jämförelse är mycket högt (Tabell 3.5).

Inlagringstid	Metanutsläpp
0–1 månader	1 255 g CH ₄ /ton TS*d
1–2 månader	1 286 g CH ₄ /ton TS*d

Tabell 3.5

Tabellen visar metanutsläppen från två slamhögar vid Kalmar reningsverks lagringsplats uppmätta 5 december 2024.

Vid de flesta undersökta anläggningar observerades ett starkt samband mellan högre slamtemperatur och högre metanutsläppshastighet. I Kalmar fanns dock en avvikande trend, där utsläppen var lägre vid högre temperaturer. Dessutom minskade inte utsläppen över tid.

Medelvärde för metanutsläppshastighet från oktoberslam i Kalmar var 1 280 g CH₄/ton TS*d, medan utsläppen från novemberslam var 1 250 g CH₄/ton TS*d.

3.4.2 Trumkompostering

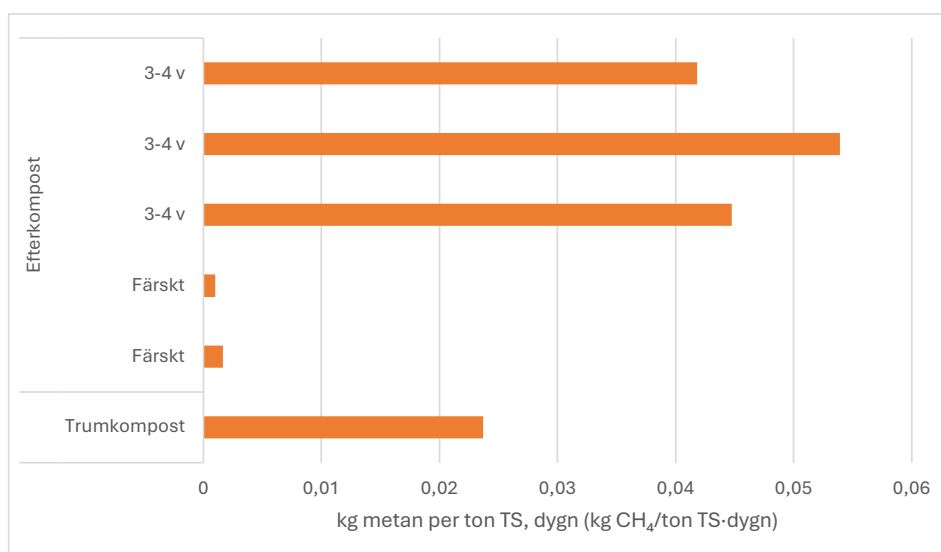
Metanhalterna i frånluft från trumkomposten i Avesta uppmättes till 1 500 ppm i medeltal, men eftersom ventilationsflödena var låga och behandlingstiden endast ett dygn blev utsläppen från en behandling i trumkompost 0,025 kg CH₄/ton TS. Utsläppen från i trumkomposten behandlat slam som lagts upp för eftermognad var lägre än från 4 veckor eftermognat färdigbehandlat slam, redo för utleverans. Nyligen i trumkompost behandlat slam emitterade i medeltal av två mätningar 1,5 g CH₄/ton TS*d. Det färdiga materialet som eftermognat 3–4 veckor emitterade i medeltal 50 g CH₄/ton TS*d.

För att kunna beräkna totala utsläpp från behandling av slam i trumkompost, i kg CH₄/ton TS, måste antaganden göra gällande utsläppstiden som ska gälla för färskt material. Om antagandet att utsläppshastigheten för färskt material är tillämplig under en vecka gäller att utsläppshastigheten från 3-4 veckor eftermognat slam ska tillämpas för tre veckor till följd av dem sammanlagda eftermognadstiden på 4 veckor.

Med detta antagande blir utsläppen från behandling av slam i trumkompost med eftermognad enligt nedan (se också Figur 3.24):

1. Trumkompostering: 25 g CH₄/ton TS
2. Första veckan eftermognad: 10 g CH₄/ton TS
3. Tre sista veckorna eftermognad: 2,4 kg CH₄/ton TS

Det är följaktligen eftermognaden som ger utsläpp och totalt innebär behandling i trumkompost mindre än 3 kg CH₄/ton TS. Det är värt att notera att värdet anger total ton TS, det vill säga inkluderat strukturmaterial. Metanutsläpp per ton TS slam blir därför något högre.



Figur 3.24

Diagrammet visar utsläppshastigheten, i kg CH₄/ton TS*d, som uppmättes vid ett mättilfälle på trumkomposten, på färskt material från trumkomposten upplagt i högar samt från en hög med material som eftermognat 3-4 veckor.

3.4.3 Kalkbehandling

Behandling med kalk har använts som metod att stabilisera slam för att minska lukt. Kalken höjer pH på slammet så att bakterier avdödas vilket leder till hygienisering av slammet. Kalken är dessutom värdefull när slammet används i jordbruket. Eftersom bakterieinnehållet är lågt finns det goda skäl att förvänta sig låga utsläpp av metan från kalkbehandlat slam. Vid reningsverket i Flen används kalkinblandning av avloppsslam som stabiliseringsmetod. Under 2024 blandades i totalt cirka 155 ton kalk. Totala mängden slam efter inblandning var 602 ton TS vilket motsvarar cirka 25 % kalk.

Mätning av metanutsläpp genomfördes vid ett tillfälle under projektet på kalkstabiliserat slam från Flens reningsverk. Det kalkbehandlade slammet vid reningsverket emitterade inte någon metangas.

4 Diskussion

4.1 Produktionsanläggning

Från våtslamssilon vid Henriksdals reningsverk uppmättes utsläpp på 7 kg CH₄/ton TS*d över lagringsperioden, vilket är jämförbart med mätningarna på torrsilamssilor i undersökningen där utsläppshastigheten var 4 till 7 kg CH₄/ton TS*d. Typiska lagringstider i slamsilor är 3–4 dygn vilket skulle innebära att utsläppen från slamsilor är 8–14 kg CH₄/ton TS. I denna studie kan vi därför inte visa på minskade metanutsläpp till följd av avvattning.

Skillnaderna mellan utsläppen från de tre silorna i projektet var små, vilket tyder på robusta resultat för silor med mekanisk ventilation. Omräknat till emissionsfaktor, baserat på en genomsnittlig gasproduktion på 340 kg CH₄/ton TS, motsvarar utsläppen 5–7 % av den totala metanproduktionen. Detta är i linje med de utsläpp som redovisas från slamhantering i Påledal (2022).

Temperaturen på utgående slam var 30–32 °C i Uppsala och 35–37 °C i Bromma, vilket ligger i ett intervall där metanproduktion förväntas vara hög. För Sundsvall saknas temperaturdata för slammet.

Mätningarna i Sundsvall och Uppsala, utförda under normala driftförhållanden, visade att utsläppshastigheten per ton TS var konstant oavsett fyllnadsgrad i silon, vilket stödjer en massbaserad skalning av utsläpp i EgMet-systemet. Som praktisk slutsats föreslår vi därför att EgMet-systemet skalar metanutsläpp baserat på hanterad torrsubstansmassa (ton TS) snarare än tid, för att ge en mer exakt bild av utsläppen över året och underlätta jämförelser mellan anläggningar. Vidare är det viktigt att undvika mätningar vid låg fyllnadsgrad, eftersom resultaten då kan bli missvisande.

I Bromma skedde mätningarna dock under en driftstörning i avvattningsprocessen, och en uppåtgående trend i utsläppen observerades innan mätningen avbröts. Detta antyder att de uppmätta värdena från Brommas slamsilo kan vara lägre än vad som hade uppnåtts vid stabil drift. Denna osäkerhet, kombinerat med avsaknad av temperaturdata från Sundsvall, gör det svårt att fullt ut förklara de små skillnaderna mellan verken.

Sammantaget pekar resultaten på att slamhantering är en betydande källa till metanutsläpp från reningsverk.

4.2 Slamlagring

4.2.1 Lagringstid och ackumulerade utsläpp

Eftersom mätningar genomförts under ett helt år och jämnt fördelat mellan BAP och BBP kan medelvärdet av de beräknade ackumulerade metanutsläppen utgöra ett mått på de årliga utsläppen från slammet. Mätningarna i Katrineholm visar på årliga metanutsläpp på 15 kg CH₄/ton VS där utsläppen under BBP var så låga som 5 kg CH₄/ton VS medan utsläppen under BAP var högre: 25 kg CH₄/ton VS. Mätningarna i Uppsala resulterade i högre utsläpp, helårsutsläppen var här 40 kg CH₄/ton VS medan de under BAP var 55 kg CH₄/ton VS. Under BBP var utsläppen lägre: 25 kg CH₄/ton VS. Vid nordligare liggande Örnsköldsvik är utsläppen av metan lägre från lagring av slam vilket framgår av Tabell 4.1.

	Metanutsläpp (kg CH ₄ /ton VS)		
	Årsmedel	BAP	BBP
Katrineholm	15	25	5
Uppsala	40	55	25
Örnsköldsvik		21	2

Tabell 4.1

Tabellen sammanfattar resultat av beräkning av metanutsläpp (kg CH₄/ton VS) från tre lagringsplatser, Katrineholm, Uppsala och Örnsköldsvik.

Detta resulterar i en emissionsfaktor på 4,4 % för Katrineholm och 7,6 % för Uppsala. Det innebär att motsvarande drygt 4 procent av den producerade metangasen avgår från lagrat slam vid Rosenholms reningsverk medan motsvarande ungefär 8 % av den producerade metangasen avgår från lagrat slam på Hovgårdens mellanlagringsplats från slam som producerats vid Kungsängsverket i Uppsala.

Resultaten är likvärdiga de som tidigare rapporterats i litteraturen. Bengtsson (2022) rapporterar 23 kg CH₄/ton TS för 30 dagars lagring vilket med VS-halt 60 % motsvarar 38 kg CH₄/ton VS. Jönson et al. (2015) rapporterar däremot lägre emissioner: 8,4 kg metan per ton VS. Resultaten stämmer också väl med den utsläppsfaktor som används i Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg, det vill säga 27 kg CH₄/ton TS (Johansson 2025, pers.kom.).

Resultaten i denna undersökning visar hur variation är kopplad till årstidsväxlingar och slamegenskaper/lagringsförhållanden. I denna undersökning har dessutom mätningarna genomförts på lagringsplatser för slam.

Det högsta värdet från en enskild mätning, extremvärdet >100 kg CH₄/ton VS sista mars i Uppsala, kan representera en maximal gräns under extrema förhållanden där frysta ytor på högarna tinar så att ackumulerad gas kan tränga ut. Utsläppen under sådana förhållanden är högre än den momentana metanproduktionen i högen eftersom metan som ackumulerats under en längre tid tränger ut ur högen. Detta säger samtidigt att mycket låga utsläpp under förhållanden när högens yta har frusit kan vara lägre än den faktiska metanproduktionen i högen.

Metanutsläppen är generellt högst när slammet nyligen börjat lagras vilket innebär att det mesta av metanet släpps tidigt och att längre lagring, efter 2–3 månader, bidrar marginellt till totala utsläppen. Mätningar av metanutsläpp från slam skulle därför framöver kunna fokusera på utsläppen under den första månaden av lagring. Studien visar också att det inte går att direkt extrapolera mätning vid ett tillfälle till ett helårsutsläpp, till följd av årstidsväxlingarnas stora påverkan på utsläppen.

Jämfört med slamhanteringen inne på reningsverken framstår lagring av slam som en stor källa till metanutsläpp och det finns goda skäl för reningsverken att fundera över åtgärder för minskade utsläpp.

4.2.2 Temperatur

Resultaten från mätningarna bekräftar tydligt att slamtemperaturen har avgörande betydelse för utsläppshastigheten. Det samband vi ser är exponentiellt med en korrelation ($R^2 = 0,83$) mellan 10-logaritmen av medelvärdet av metanutsläppshastigheten och uppmätta slamtemperaturer (Figur 3.17).

Vid slamtemperaturer över 30 °C observerades generellt de högsta metanutsläppshastigheterna. Vid temperaturer under 5 °C noterades däremot konsekvent mycket låga utsläpp, vilket överensstämmer med etablerad kunskap om att metanogen aktivitet kraftigt begränsas vid låga temperaturer (Conrad, 2023).

Vi har konstaterat att metanutsläppen är som högst i nyligen lagrat slam och det framstår därför som en viktig åtgärd på reningsverken att sänka temperaturen på slammet, helst innan det hanteras öppet emot atmosfär genom värmewäxling. Senare i rapporten redovisas andra åtgärder för minskade utsläpp som studerats i projektet.

Det lagrade slammets temperatur påverkas av utetemperaturer. Under kall väderlek kyls slammet fortare än när lufttemperaturen är hög. En slutsats av detta är att hur stora

utsläppen från lagring är påverkas av var lagringen sker. Om slam lagras i kallare klimat blir utsläppen lägre än om slam lagras där klimatet är varmare. Vid en vintermätning på slam i Örnsköldsvik när lufttemperaturen var $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ var metanutsläppen mycket låga, $2\text{ kg CH}_4/\text{ton VS}$.

4.2.3 Slammets egenskaper

Andra förhållanden som lagringsförhållanden och slammets egenskaper påverkar hur snabbt temperaturen i slammet, och därmed metanutsläppshastigheten, sjunker. Vi har sett tydliga skillnader mellan slam med låg TS och VS-halt (Katrineholm) och slam med hög TS- och VS-halt (Uppsala). Eftersom skillnaderna är tydligast under kalla förhållanden finns det goda skäl att förmoda att orsaken till den observerade skillnaden i metanutsläppshastighet i första hand beror på att det höga vatteninnehållet i slam från Katrineholm leder till en snabbare avkylning av slammet. Vi har observerat lägre temperaturer i slam från Katrineholm (Figur 3.12) och att avkylningen av detta slam går fortare.

Förutom att vatten leder värme bra innebär hög vattenhalt att slam med högre vatteninnehåll (lägre TS-halt) lättare fryser, vilket resulterar i frysta ytor som förhindrar bildad metan från att tränga igenom yttersta lagret i slamhögen. Slam med låg TS-halt flyter också ut så att det får en större avkylningsyta. Detta leder till ytterligare begränsningar av mikrobiell aktivitet och därmed minskad utsläppshastighet.

Undersökningens resultat bör dock tolkas med stor försiktighet på grund av att vi jämför slam från olika reningsverk där ett flertal faktorer avviker mellan slammen.

4.2.4 Efterrötkammare

Två undersökningar med dynamisk kammare och FID, samt två drönarbaserade mätningar, har genomförts på försöksuppställningar med slam som gått genom en respektive två rötkammare.

Resultaten av mätningarna är delvis motstridiga. I den första undersökningen visade slam som behandlats i två rötkammare oväntat högre metanutsläpp jämfört med slam som enbart rötats i en rötkammare. I den andra undersökningen uppmättes något lägre utsläpp från slam som genomgått två rötkammare, vilket är i linje med förväntan – en mer fullständig utrötning bör reducera mängden lättnedbrytbart organiskt material och därmed minska efterföljande metanproduktion.

De varierande resultaten indikerar att effekten av seriekopplad rötning inte kan tolkas isolerat, utan sannolikt påverkas av andra faktorer som i praktiken har större betydelse för emissionsnivåerna. En sådan faktor är slamtemperatur. Vid båda mätperioderna återfanns de högsta utsläppen från slamhögar med de högsta uppmätta slamtemperaturerna, vilket således var slam som bara passerat en rötkammare vid försök 1 (vår-mätning) och slam som passerat två rötkammare vid försök 2 (höstmätning). Slammet höll generellt högre temperatur under höstmätningen än under vårmätningen, vilket sammanfaller med de generellt högre utsläpp som uppmättes på hösten.

4.2.5 Drönare

För en mätning i Katrineholm och en mätning i Uppsala fanns det möjlighet att jämföra data för att konstatera om metoderna ger likvärdiga resultat. I Katrineholm kunde tre högar mätas var för sig med drönarmetoden och därmed också jämföras med metoden dynamisk kammare/FID. Vid mätningar av metanemission ($\text{kg CH}_4/\text{ton TS}\cdot\text{dygn}$) i Katrineholm låg två av tre mätningar med drönare cirka 40 % lägre än resultaten av mätningar med dynamisk kammare/FID (Tabell 4.2).

Lagringstid	Kammare (kg CH ₄ /ton TS*d)	Drönare (kg CH ₄ /ton TS*d)	Procentuell skillnad
0–1 mån	0,939 ± 0,126	0,549 ± 0,052	41 %
1–2 mån	0,393 ± 0,054	0,247 ± 0,032	37 %
2–6 mån	0,119 ± 0,015	0,0218 ± 0,007	81 %

Tabell 4.2

Tabellen jämför mätningar med drönare och dynamisk kammare vid ett måttillfälle och på tre olika slamhögar av olika ålder. Mätningarna utfördes vid Katrineholms reningsverks lagringsplats.

I Uppsala mätte drönaren metanutsläpp (kg CH₄/ton TS*dygn) från högar som var 0 till 6 månader gamla. Genom att ta ett medelvärde av resultaten från dessa högar kan vi jämföra utfallet av kammarmätningarna med drönarmätningarna. Även här gav drönarmätningarna ett resultat som var lägre än det som kammarmätningarna visar på. Eftersom högarna inte var separerade kunde drönaren inte särskilja utsläppen från olika högar utan gav ett värde för alla högar. Skillnaden var här 44 % vilket framgår av Tabell 4.3.

Lagringstid	Kammare (kg CH ₄ /ton TS*d)	Drönare (kg CH ₄ /ton TS*d)	Procentuell skillnad
0–6 mån	0,275	0,153	44 %

Tabell 4.3

Tabellen visar resultat av mätningar med drönare och dynamisk kammare vid ett måttillfälle på sex slamhögar vid Hovgårdens lagringsplats, Uppsala. Kammarmätningar redovisas som medelvärde av mätningarna från de sex högarna.

Både drönar- och kammarmetoden har sina styrkor och svagheter och kan därför komplettera varandra. Kammarmätningarna mäter utsläpp från ett väldefinierat område under kammaren som därför mäts med hög noggrannhet, medan drönarmetoden mäter fullskaliga slamhögar. Rumslig variation över slamhögar kan därför ge olika resultat för metoderna (områden som är lätta att komma åt för kammarmetoden jämförs med medelvärden på fullskaliga slamhögar där utsläppen kan variera med till exempel material, avstånd från en slanhögs kant, och med dess tjocklek). Metoderna har också olika felkällor där vindmätningar på drönaren, och kammarens ev. påverkan på utsläppen är exempel på sådana.

Drönarmetoden har i framtiden potential att förbättras genom flera upprepade flygningar av varje virtuell vägg för att variation i vindriktning under flygning ska få mindre påverkan (dock så är detta mest ett problem för punktkällor eller mindre utbredda källor). Det är även under utveckling att mäta ett flertal olika gaser samtidigt (som metan, lustgas och koldioxid) för att slippa upprepa samma flygningar för olika växthusgaser. Andra möjligheter för att utveckla drönarmetoden kan vara att prova olika flygspår, till exempel rektanglar på olika höjder i stället för separata väggar så att de inkommande och utgående väggarna ligger närmare varandra i tiden. Metoden är ny och under utveckling men har framtida potential att mäta ett flertal växthusgaser samtidigt från små till mycket stora ytor (som stora slamhögar) på kort tid.

4.3 Olika sätt att minska metanutsläpp

De metoder för behandling av slam som diskuteras nedan har alla studerats i fullskalanläggningar i Kalmar, Karlstad, Avesta och Flen. Metoderna har inte utvecklats i första hand för att minska metanutsläpp, utan har andra fördelar som gör att de används för slambehandling. Vi har dock kunnat visa att de i olika grad leder till mindre utsläpp av metan än mellanlagring av mesofilt rötat slam.

4.3.1 Termofil rötning

Resultaten från undersökningen indikerar att termofil rötning, det vill säga rötning vid temperaturer över 50 °C, kan ha fördelar jämfört med mesofil rötning när det gäller metanutsläpp vid slamlagring. En ytterligare fördel med termofil rötning är att slammet

hygieniseras redan under själva rötningsprocessen, vilket eliminerar behovet av lång tids efterföljande lagring.

Vi har i denna undersökning mätt metanutsläpp från mellanlagring av termofilt slam vid ett tillfälle, vilket utifrån tidigare resonemang om temperaturberoendet av metanutsläppshastigheten är för lite för att ge ett definitivt svar på hur stora utsläppen är. Resultaten av denna undersökning tyder dock på att metanutsläppen från termofilt slam är betydligt lägre än utsläppen från mesofilt slam. Föreliggande studie kommer fram till 10 kg CH₄/ton VS eller 6,5 kg CH₄/ton TS. I litteraturen (Bengtsson 2022) återfinns vi ett förslag på en emissionsfaktor på 5 kg CH₄/ton TS vid lagring av termofilt rötat slam i upp till 30 dagar. Resultatet är samstämmigt med våra uppmätta resultat som därmed ger stöd åt tidigare forskning inom området.

Detta projekt har också noterat att bristfällig utrötning kan leda till betydligt högre metanutsläpp från slammet. Vid mätningarna i Kalmar observerades höga utsläpp från termofilt rötat slam. En trolig orsak är den korta uppehållstiden på endast 10 dygn i röt-kammaren, vilket är kortare än den rekommenderade uppehållstiden på 12–15 dygn vid termofil rötning. Resultaten från Kalmar understryker vikten av att framtida termofila rötningsanläggningar dimensioneras med en optimal uppehållstid och temperatur för att minimera efterföljande metanutsläpp vid slamlagring.

I projektet MIDAS Sverige (MIDAS 2023) konstaterades också att rötat slam från Kalmar innehåller både termofila och mesofila metanproducerande mikroorganismer. Under sommarhalvåret dominerade termofila metanogener, medan mesofila metanogener tog över under vinterperioden. Dessa förändringar i mikrobiell sammansättning kan ha betydande konsekvenser för emissionerna under den efterföljande slamlagringen.

4.3.2 Trumkompostering

Trumkompostering innebär att slam komposteras tillsammans med strukturmaterial i en trumma. Efter behandling i trumman efterkomposterar materialet i högar.

Trumkompostering av slam visade sig i denna studie ge upphov till betydligt mindre metanutsläpp än lagring. De totala utsläppen från trumkompostering var under 3 kg CH₄/ton TS eller 730 g CH₄/ton VS.

I en tidigare utförd studie har metanutsläpp från behandling i trumkompost av hästgödsel studerats (Rohde 2015). I denna undersökning var de sammanlagda utsläppen från trumkompostering och efterkompostering 718 g CH₄/ton VS. Även Rohde et al. finner att det är efterkompostering som ger huvudparten av utsläppen medan själva trumkomposteringen ger mycket små utsläpp av metan.

De mätningar vi gjort i detta projekt tyder följaktligen på att utsläppen är låga även vid trumkompostering av slam. En viktig faktor att belysa avseende trumkomposteringen är att låga utsläpp förutsätter att slammet matas in i trumman kort tid efter leverans. God logistik kring transporter är därför en förutsättning för låga utsläpp.

4.3.3 Kalkbehandling

Intressant nog visade slam som behandlats med kalk inga eller mycket låga utsläpp under studien. Denna observation indikerar att kalkbehandling kan vara ett effektivt sätt att hämma mikrobiell aktivitet och därmed metanproduktionen. Resultaten bekräftar tidigare studier som visat att pH-höjning genom kalkning effektivt reducerar eller helt stoppar mikrobiella metanproducerande processer. Kalkbehandling kan således vara en relevant metod för att begränsa metanutsläpp från slamhantering. Här kan det dock vara på sin plats att konstatera att kalkbrytning och kalktillverkning i sig naturligtvis ger upphov till klimatpåverkande utsläpp. Det ligger dock utanför målsättningen med denna rapport att göra livscykelanalyser av metoder för slamhantering.

5 Slutsatser, råd och fortsatt arbete

PROJEKTET HAR VISAT ATT hantering av slam från avloppsrening är en betydande källa till utsläpp av klimatpåverkande gaser som metan och lustgas.

Vid lagring är utsläppen av metan som störst från nyligen lagrat slam, framför allt under varma perioder, och minskar därefter kraftigt efter 2–3 månader. Ett tydligt samband har kunnat påvisas mellan slamtemperatur och utsläppsnivåer, där varmare slam ger högre utsläpp. Resultaten från olika reningsverk och lagringsplatser uppvisar stora variationer, vilket visar att lokala förhållanden och klimat har stor betydelse. Exempelvis ger lagring i kallare klimat betydligt lägre utsläpp än i varmare. Slam med låg torrsubstanshalt kyls dessutom snabbare och en isskorpa bildas, vilket ytterligare minskar utsläppen.

Studien har visat att alternativa behandlingsmetoder kan bidra till att minska metanutsläppen:

- Termofil rötning kan reducera utsläppen och samtidigt ge den hygienisering som krävs för spridning på åkermark, vilket minskar behovet av lång lagring.
- Trumkompostering kan ge låga utsläpp under förutsättning att logistiken fungerar så att slammet snabbt kan matas in i trumman.
- Kalkbehandling ger mycket låga direkta utsläpp, men den samlade klimatpåverkan måste beaktas eftersom kalkproduktionen innebär egna utsläpp.

FÖR RENINGSVERKEN INNEBÄR RESULTATEN att det finns flera konkreta åtgärder för att minska klimatpåverkan från slamhanteringen. En central åtgärd är att sänka slamtemperaturen genom effektiv värmeväxling innan slammet hanteras öppet mot atmosfären.

Att införa alternativa behandlingsmetoder som termofil rötning, trumkompostering eller kalkbehandling kan påtagligt minska metanutsläppen. Reningsverken bör arbeta för att slamentreprenörernas hantering sker på sätt som leder till minskade metanutsläpp, eftersom ansvaret för slammet och dess miljöpåverkan ytterst ligger kvar på reningsverken som producent.

PROJEKTET PEKAR PÅ BEHOV AV FORTSATT ARBETE. Det finns stora variationer i utsläppsnivåer mellan de olika reningsverken och lagringsplatserna som medverkar i projektet, vilket gör att fler mätningar på fler platser behövs för att bättre kunna uppskatta de faktiska nationella utsläppen. En central utmaning är den tydliga säsongsvariationen hos utsläppsnivåerna, vilket gör det svårt att utifrån enstaka mätningar dra tillförlitliga slutsatser om årsutsläpp. Med nuvarande kunskapsläge är det inte möjligt att extrapolera enskilda mättillfällen till representativa årsvärden. Framtida mätningar bör särskilt fokusera på de första månaderna efter uppläggning av slam, då utsläppen är som störst, och samtidigt kombineras med registrering av slamtemperatur, slammets egenskaper samt lagringsförhållanden.

Studien visar att slammets temperatur har stor betydelse för metanutsläppen. Vidare forskning bör därför fokusera på att fastställa optimal temperatur vid värmeväxling för att minimera utsläpp. Det vore lämpligt att samtidigt studera hur lustgasutsläppen påverkas av temperaturen på slammet.

Långtidsstudier på de alternativa behandlingsmetoderna förordas för att säkerställa slutsatserna i denna rapport. I detta projekt har enbart enstaka mätningar genomförts på de olika metoderna, termofil rötning, trumkompostering och kalkbehandling. Andra metoder kan naturligtvis också vara aktuella att studera när de finns tillämpade

i fullskala; ureahygenisering av slam är en sådan. Författarna ser gärna också studier som fastställer hur låga temperaturer som ska eftersträvas vid värmeväxling för att minimera metanutsläppen från lagring av slam.

Parallellt med och efter projektet har drönarmetoden utvecklats till att kunna mäta flera gaser samtidigt och därför har mätningar även gjorts för lustgas från en stor mängd reningsverk, speciellt med fokus på slamhögar. Dessa har visat sig ha betydligt större utsläpp än känt sedan tidigare, där IPCC i sina emissionsfaktorer antar försumbara lustgasutsläpp från slamhögar medan drönarmätningarna visade lustgasutsläpp från slamhögar som har lika stor klimatpåverkan som metangas i ett 100-årsperspektiv (Gålfalk & Bastviken 2025). Detta innebär att även lustgasmätningar från slamlagring bör vara en del av rutinmätningarna för reningsverk, liksom mätningar av effektiviteten hos de åtgärder som vidtas för att minska lustgasutsläppen.

SAMMANTAGET GER RESULTATEN ett viktigt underlag för VA-sektorns klimatarbete och visar på både kortsiktiga åtgärder och långsiktiga utvecklingsspår som kan bidra till minskade metanutsläpp och förbättrad klimatprestanda.

Referenser

- Bengtsson K. (2022). *Methane Emissions During Sludge Storage in Relation to the Microbial Community Composition of Sludge A Benchmark Study and Metagenomic Analysis Concerning Different Sludge Treatment Processes*. Göteborg: Chalmers University of Technology.
- Conrad R. (2023). Complexity of temperature dependence in methanogenic microbial environments. *Front. Microbiol.* 14:1232946.
- GMP (2023). Global Methane Pledge. <https://www.globalmethanepledge.org>. [2025-11-20]
- Gålfalk M., Nilsson Påledal S. och Bastviken D. (2021). Sensitive Drone Mapping of Methane Emissions without the Need for Supplementary Ground-Based Measurements. *ACS Earth Space Chem.*, 5:10, 2668–2676.
- Gålfalk M. och Bastviken D. (2025). In Situ Observations Reveal Underestimated Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment with Anaerobic Digestion – Sludge Was a Major Source for Both CH₄ and N₂O, *Environmental Science & Technology* 59, 18146-18155.
- Holmgren M. A. (2016) *Handbok metanmätningar*. Rapport 2016:17. Avfall Sverige (2016).
- Holmgren M., Willen A., Olsson H. och Rohde L. (2013). *Värdering och utveckling av mätmetoder för bestämning av metanemissioner från öppna rötrestlager – pilotskalförsök*, SGC Rapport 2013:274
- IPCC (2024). IPCC Global Warming Potential Values. IPCC 2024 ver. 2.
- Jönsson H., Junestedt C., Willén A., Yang J., Tjus K., Baresel C., Rodhe L., Trela J., Pell M. och Andersson S. (2015). *Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam*. SVU-rapport 2015–02. Stockholms: Svenskt Vatten.
- MiDAS (2023). *Mikrobiologisk databas för svenska avloppsreningsverk*, MiDAS 2023.
- Naturvårdsverket (2013). *Hållbar återföring av fosfor*. NV-rapport 6580, 2013
- Nilsson Påledal S., Sehlén R., Johansson C., Gålfalk M. och Yngvesson J. (2020). *Innovativ teknik för mätning av växthusgaser från avloppsreningsverk*. SVU-rapport 2020–10. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Rodhe L., Niklasson F., Oostra H., Gervind P., Ascue J., Tersmeden M. och Ringmar A. (2015). *Kontrollerad trumkompostering med liten klimatpåverkan – emissioner och värmeåtervinning*. Rapport 427, Lantbruk & Industri. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- SMHI (2024). Året 2024 – Lufttemperatur. https://www.smhi.se/pd/klimat/pdf_stats/year/SMHI_vov_temperature_24.pdf [2025-03-31]
- Svenskt Vatten (2025) Klimatneutral VA-bransch. <https://www.svensktvatten.se/vara-sakomraden/klimat-och-hallbarhet/klimatneutral-va/> [2025-11-20]
- The Water Research Foundation 2025, Sewer Methane Methods for Everyone. <https://www.waterrf.org/research/projects/sewer-methane-methods-everyone> [2025-11-20]
- VDI 3880 (2011). Olfactometry – Static sampling. Verein Deutscher Ingenieure e.V., Düsseldorf.

Personlig kommunikation

Johansson, Kristin; expert IVL och ansvarig för Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg. Mejlkonversation 21/8 2025.

Bilaga

Bilaga A Resultat av mätningar

Här presenteras resultaten av mätningarna i rapporten i tabellform. Tabellerna redovisar resultaten i form av metanemissionshastigheter med enheten kg metan per ton TS och dygn samt standardavvikelsen för mätningarna. I de fall standardavvikelsen är 0 beror det på att påsprov använts vid analys i stället för mätning på plats och loggning av data över tid.

Katrineholm			
Mätdatum	Dygn	kg metan (CH ₄) per ton VS och dygn	Standardavvikelse
2023-03-11	1	0,130	0,053
2023-03-11	1	0,298	0,069
2023-03-11	11	0,090	0,067
2023-03-11	30	0,045	0,004
2023-03-11	30	0,025	0,010
2023-04-05	1	2,846	0,129
2023-04-05	10	0,376	0,051
2023-04-05	40	0,174	0,023
2023-07-17	1	2,316	0,203
2024-07-17	15	0,717	0,087
2023-07-17	30	0,635	0,079
2023-07-17	45	0,190	0,024
2023-08-28	1	1,902	0,203
2023-08-28	15	0,562	0,043
2023-08-28	30	0,269	0,043
2023-08-28	45	0,177	0,033
2023-08-28	45	0,185	0,010
2023-08-28	60	0,083	0,017
2023-10-04	1	5,146	0,577
2023-10-04	10	0,344	0,000
2023-10-04	10	0,294	0,187
2023-10-04	40	0,173	0,022
2023-11-22	1	0,184	0,000
2023-11-22	25	0,065	0,000
2023-11-22	55	0,000	0,000
2024-01-04	1	0,542	0,000
2024-01-04	10	0,044	0,000
2024-01-04	35	0,039	0,000
2024-01-04	65	0,032	0,000
2024-01-04	95	0,015	0,000
2024-01-25	1	1,405	0,872
2024-01-25	1	0,953	0,251
2024-01-25	26	0,018	0,003
2024-01-25	56	0,034	0,006
2024-01-25	86	0,027	0,007
2024-01-25	106	0,031	0,011

Tabell A.1

Resultat av mätningar i Katrineholm. För att tydliggöra mätdatum har tabellen färgskiftningar.

Uppsala, Hovgården			
Mätdatum	Dygn	kg metan (CH ₄) per ton VS och dygn	Standardavvikelse
2023-03-30	1	1,019	0,115
2023-03-30	1	1,979	0,080
2023-03-30	30	1,972	0,077
2023-03-30	30	1,004	0,113
2023-03-30	60	1,271	0,036
2023-03-30	60	0,952	0,088
2023-03-30	90	0,034	0,001
2023-03-30	90	0,018	0,003
2023-03-30	120	0,090	0,008
2023-03-30	120	0,162	0,017
2023-03-30	150	0,057	0,001
2023-03-30	150	0,055	0,002
2023-05-09	10	0,436	0,024
2023-05-09	10	0,360	0,045
2023-05-09	70	0,161	0,035
2023-05-09	70	0,064	0,006
2023-05-09	130	0,014	0,002
2023-05-09	130	0,017	0,002
2023-07-13	14	0,557	0,035
2023-07-13	14	2,882	0,467
2023-07-13	44	0,390	0,050
2023-07-13	44	0,250	0,023
2023-07-13	74	0,010	0,003
2023-07-13	74	0,031	0,002
2023-07-13	104	0,104	0,011
2023-07-13	104	0,237	0,030
2023-07-13	134	0,029	0,010
2023-07-13	134	0,107	0,009
2023-08-30	1	1,709	0,119
2023-08-30	1	2,312	0,105
2023-08-30	30	0,382	0,018
2023-08-30	30	0,130	0,021
2023-08-30	60	0,059	0,027
2023-08-30	60	0,254	0,007
2023-08-30	90	0,090	0,009
2023-08-30	90	0,250	0,027
2023-08-30	120	0,250	0,029
2023-08-30	120	0,168	0,013
2023-08-30	150	0,255	0,010
2023-08-30	150	0,177	0,012
2023-08-30	180	0,103	0,008
2023-08-30	180	0,043	0,003
2023-08-30	210	0,048	0,002

Tabell A.2

Resultat av mätningar vid Hovgården, Uppsala. För att tydliggöra mätdatum har tabellen färgskiftningar.

Uppsala, Hovgården			
Mätdatum	Dygn	kg metan (CH ₄) per ton VS och dygn	Standardavvikelse
2023-08-30	210	0,045	0,002
2023-08-30	240	0,073	0,011
2023-08-30	240	0,087	0,014
2023-11-16	16	0,521	0,042
2023-11-16	16	0,624	0,036
2023-11-16	47	0,226	0,016
2023-11-16	47	0,472	0,024
2023-11-16	77	0,099	0,014
2023-11-16	77	0,029	0,016
2023-11-16	107	0,020	0,004
2023-11-16	107	0,006	0,001
2023-11-16	137	0,015	0,001
2023-12-19	1	1,134	0,078
2023-12-19	1	0,870	0,041
2023-12-19	30	0,101	0,022
2023-12-19	30	0,059	0,005
2023-12-19	60	0,048	0,007
2023-12-19	60	0,028	0,004
2023-12-19	90	0,029	0,003
2023-12-19	90	0,114	0,014
2024-02-01	1	3,844	0,278
2024-02-01	1	0,540	0,101
2024-02-01	1	0,499	0,056
2024-02-01	30	0,360	0,036
2024-02-01	30	0,324	0,018
2024-02-01	60	0,029	0,004
2024-02-01	60	0,067	0,009
2024-02-01	90	0,025	0,008
2024-02-01	90	0,029	0,005
2024-02-01	120	0,008	0,001
2024-02-01	120	0,033	0,008
2024-02-01	150	0,006	0,002
2024-02-01	150	0,003	0,001

Må avfallsanläggning, Örnsköldsvik			
Datum	Mätposition	kg metan (CH ₄) per ton VS och dygn	Standardavvikelse
2023-03-27	1	0,932	0,111
2023-03-27	2	0,389	0,004
2023-03-27	3	0,131	0,025
2023-03-27	4	0,025	0,005
2023-03-27	5	0,018	0,003
2023-03-27	6	0,017	0,006
2023-03-27	7	0,008	0,000
2023-03-27	8	0,000	0,000
2024-02-07	1	0,107	0,077
2024-02-07	2	0,073	0,053
2024-02-07	3	0,017	0,012
2024-02-07	4	0,013	0,009
2024-02-07	5	0,013	0,009
2024-02-07	6	0,013	0,009
2024-02-07	7	0,012	0,009
2024-02-07	8	0,011	0,008
2024-02-07	9	0,010	0,007
2024-02-07	10	0,009	0,006
2024-02-07	11	0,005	0,004
2024-02-07	12	0,004	0,003
2024-02-07	13	0,003	0,002
2023-09-01 Knorthem	1	0,974	0,107
2023-09-01 Knorthem	2	0,920	0,156
2023-09-01 Knorthem	3	0,549	0,139
2023-09-01 Knorthem	4	0,129	0,027
2023-09-01 Knorthem	5	0,086	0,005
2023-09-01 Knorthem	6	0,084	0,011
2023-09-01 Knorthem	7	0,058	0,009
2023-09-01 Knorthem	8	0,008	0,004
2023-09-01 Bodum	1	7,327	0,181
2023-09-01 Bodum	2	6,486	1,276
2023-09-01 Bodum	3	1,000	0,049
2023-09-01 Bodum	4	0,297	0,084
2023-09-01 Bodum	5	0,062	0,010

Tabell A.3

Resultat av mätningar vid Må avfallsanläggning i Örnsköldsvik.

Karlstad, Sofiedal			
Mätdatum	Dygn	kg metan (CH ₄) per ton VS och dygn	Standardavvikelse
2023-11-01	1	0,50	0,09
2023-11-01	1	0,11	0,01
2023-11-01	1	0,41	0,06
2023-11-01	30	0,09	0,02
2023-11-01	30	0,21	0,03
2023-11-01	30	0,07	0,01
2023-11-01	60	0,04	0,01
2023-11-01	60	0,03	0,00
2023-11-01	60	0,05	0,01
2023-11-01	90	0,01	0,00

Bilaga A.4

Resultat av mätningar vid Sofiedal som mellanlagrar slam från Sjöstad reningsverk i Karlstad. Slammet är rötat termofilt.

	RK4	RK6
	g metan (CH ₄) /d, ton TS	g metan (CH ₄) /d, ton TS
06-mar	2 134	2 671
	2 627	990
	1 423	243
08-mar	2 773	3 865
	1 645	1 800
	2 001	568
10-mar	2 773	3 185
	1 471	1 304
	539	694
13-mar	943	4 645
	2 002	1 092
	1 069	2 155
15-mar	1 239	3 640
	346	772
	299	1 715
17-mar	1 636	3 452
	324	2 289
	951	2 464
19-mar	719	2 016
	477	732
	261	998
24-mar	919	2 912
	1 450	1 544
	626	1 227
31-mar	1 286	744
	1 013	1 236
	205	1 107
06-apr	201	23
	75	155
	188	851
19-apr	60	9
	94	17
	25	15

Tabell A.5

Resultat av mätningar i vid Nykvarnsverket, Linköping, där RK4 står för slam som bara rötats i primär rötchammare medan RK6 står för slam som även rötats i efterrötchammare. För att tydliggöra mätdatum har tabellen färgskiftningar.

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se