



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Det klimavenlige renseanlæg 2020: "KLIVER" MUDP-rapport

MUDP Rapport

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Mariagerfjord Vand A/S (Søren Erikstrup)
Krüger A/S (John Borgbjerg Møller)
Aalborg Universitet (Morten Lykkegaard Christensen)
Energi Viborg Vand A/S (Niels Kjeldgaard)
DTU Miljø (Charlotte Scheutz)

Grafiker/bureau:

Krüger A/S

Fotos:

Krüger A/S
Aalborg Universitet
DTU Miljø

ISBN: 978-87-7038-560-2

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

1.	Forord	5
1.1	Indledning	5
1.2	Formål med projektet	5
1.3	Projektets parter	5
1.4	Projektets MUDP-støtte og tidsplan	5
2.	Resumé	6
2.1	Projektets formål	6
2.2	Projektets omfang	6
2.3	Projektets resultater og konklusion	6
3.	Baggrund	8
3.1	Projektets baggrund og ide	8
3.2	Projektets omfang	8
3.3	Projektets arbejdsplaner	9
3.3.1	Arbejdsplan 1: Forprojekt og baseline	9
3.3.2	Arbejdsplan 2: C raffinering	10
3.3.3	Arbejdsplan 3: Reduktion af metantab	10
3.3.4	Arbejdsplan 4: Etablering af anlæg til C' produktion	10
3.3.5	Arbejdsplan 5: Etablering af KLIVER on-line styring	12
3.3.6	Arbejdsplan 6: Projektledelse og administration	13
3.3.7	Arbejdsplan 7: MUDP projekt formidling	13
4.	Resultater	14
4.1	Resultater af AP 1: Forprojekt og baseline	14
4.2	Resultater af AP 2: C raffinering	15
4.3	Resultater af AP 3: Reduktion af metantab	17
4.4	Resultater af AP 4: Etablering af pilotanlæg for hydrolyse	19
4.5	Resultater af AP 5: Etablering af KLIVER online styring	21
4.6	Resultater af AP 6: Projektledelse og administration	22
4.7	Resultater af AP 7: MUDP projekt formidling	22
5.	Konklusion og Perspektivering	23
5.1	Hovedkonklusion	23
5.2	Perspektiver	23
5.3	Økonomisk eksempel	24
5.4	Formidling af resultaterne	26

Bilag 1. Projektgrundlag Notat

Bilag 2. Løstergasmålinger fra Mariagerfjord

Bilag 3. Løstergasmålinger fra Bruunshåb

Bilag 4. Emissionsmålinger fra Mariagerfjord

Bilag 5. Emissionsmålinger fra Bruunshåb

Bilag 6. Emissionsmålinger – Præsentation og konklusion

Bilag 7. Hydrolyseforsøg AP2

Bilag 8. Hydrolyseforsøg AP4

Bilag 9.Lattergas-styring

Bilag 10.N₂O Sensor based Emission Calculation

1. Forord

1.1 Indledning

Nærværende slutrapport redegør for MUDP-projektets samlede indhold. Herunder formål og baggrund for projektet, udførte projektaktiviteter samt opnåede resultater.

Projektets titel er: Det Klimavenlige Renseanlæg 2020: "KLIVER".

1.2 Formål med projektet

Projektets formål er at sikre optimal og fleksibel udnyttelse af kulstofkilden fra spildevandet til både energiproduktion og kvælstoffjernelse, mens der løbende tages højde for emissionen af lattergas fra processen og tab af metan til atmosfæren. Den optimerede kulstofudnyttelse vil samlet give bedre mulighed for biologisk kvælstoffjernelse, da den vigtige denitrifikation bliver mere stabil.

Målet med projektet er at udvikle og demonstrere et innovativt renseanlægsdesign, der minimerer spildevandsrensningens Carbon-footprint, både med fokus på energibalance og med fokus på procesemissioner af klimagasser. Dette vil kunne bidrage væsentligt til indfrielse af såvel danske klimamål som FN's bæredygtighedsmål.

Projektet udvikler ny teknologi til at raffinere kulstof-ressourcen fra spildevandet, så der opnås højere proceshastigheder, hvorved det nødvendige procesvolumen reduceres.

Med løsningen opnås samlet set:

- Effektiv og sikker rensning af spildevand
- Produktion af CO₂-neutral energi
- Bedre varmeenergibalance
- Minimeret lattergasemission
- Minimeret metantab
- Reduktion af nødvendigt procesvolumen til spildevandsrensning

1.3 Projektets parter

Projektet er gennemført af følgende deltagere:

- Mariagerfjord Vand A/S
- Krüger A/S
- Aalborg Universitet
- Energi Viborg Vand A/S
- DTU Miljø

1.4 Projektets MUDP-støtte og tidsplan

Projektet er støttet gennem en bevilling fra Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet.

Projekt er påbegyndt i januar 2019 på baggrund af tilsagn om støtte fra MUDP i december 2018. Støtten er givet med baggrund i ansøgning af maj 2018.

Projektet er afsluttet i juni 2021.

2. Resumé

2.1 Projektets formål

Projektets formål er at sikre optimal og fleksibel udnyttelse af kulstofkilden fra spildevandet til både energiproduktion og kvælstoffjernelse, mens der løbende tages højde for emissionen af lattergas fra processen og tab af metan til atmosfæren.

Målet med projektet er at udvikle og demonstrere et innovativt renseanlægsdesign, der minimerer spildevandsrensningens Carbon-footprint, både med fokus på energibalance og med fokus på procesemissioner af klimagasser. Dette vil kunne bidrage væsentligt til indfrielse af såvel danske klimamål som FN's bæredygtighedsmål.

Målet med projektet er dermed at udvikle og demonstrere:
Det **KlimaVenlige Renseanlæg 2020** – "KLIVER".

2.2 Projektets omfang

Projektet er opbygget omkring tre innovative elementer som er:

1. En slamtanksløsning til gasopsamling og efterudrådning.
2. Et separationstrin, der udskiller hydrolyseret slam for dosering til de biologiske processer.
3. En styringsalgoritme, der laver en samlet optimering af spildevandsrensningen.

Projektet demonstrerer et væsentligt effektiviseringspotentiale via udvikling af en alternativ udnyttelse af kulstof fra spildevandet. I projektet indgår intern kulstofraffinering, der opkvalificerer den ressource, som allerede findes i spildevandet, via varm hydrolyse og dermed gør ressourcen bedre egnet til at indgå i de biologiske processer, når der er behov.

Projektets omfang er nærmere uddybet i kapitel 3.

2.3 Projektets resultater og konklusion

Projektets resultater, i relation til de tre innovative elementer i ovenstående kapitel, er som følger og er herudover nærmere beskrevet i kapitel 4:

Slamtanksløsning til gasopsamling og efterudrådning

Her er der etableret følgende anlægselementer:

- Primærtank for udtag af primærslam (ny teknologi på renseanlægget)
- Et udvidet rådnetanksanlæg med en ekstra rådnetank
- Slamlagertanke for udnyttelse af metan (klimagas)
- Forøget kapacitet til produktion af biogassbaseret elektricitet

Ovenstående medfører, at der nu opsamles og udnyttes en væsentlig større mængde biogas, samt at udledning af klimagasser, er minimeret. Tilsvarende projekter har vist en forøget opsamling af klimagassen metan på 10-15%.

Separationstrin, udskiller hydrolyseret slam for dosering til de biologiske processer

Der har været opstillet pilotanlæg for udtag af primærslam samt hydrolyse af slammet. Efterfølgende er slammet samt hydrolysatet fra anlægget analyseret samt anvendt i test for denitrifikation på Aalborg Universitet.

Projektet har vist, at det er muligt at danne en kulstofkilde fra primærslam, som fungerer mere effektivt end råspildevand anvendt direkte og delvist med en højere DN-rate end VFA-forbindelserne eddikesyre og propionsyre.

Kulstofkilden – kaldet C' – kan anvendes både til at "booste" denitrifikation (testet i pilotskala og laboratorie), som letomsætteligt kulstof til biogasproduktion og som kulstofkilde for at reducere dannelsen af lattergas. Da C' er mere effektivt (dvs. er mere tilgængeligt) end råspildevand kan der opnås kvælstoffjernelse med et lavere kulstofforbrug, samt en større biogasproduktion med den samme begrænsede kulstofmængde, der er tilgængelig i spildevandets indløb. I afsnit 5.3 er der beskrevet et eksempel på et anlæg til produktion af hydrolysat og konklusionen er som følger. Samlet vil anlægsomkostningerne til etablering af et hydrolyseanlæg for et renseanlæg på 100.000 PE ca. andrage 5-7 millioner DKK. Besparselserne vil i det tilfælde ligge på ca. 0,9 mio. DKK/år.

Styringsalgoritme, der laver en samlet optimering af spildevandsrensningen

Under dette projektelement er der både arbejdet med styringsalgoritmen og de dertilhørende målinger af N₂O (lattergas) både som N₂O-produktion i selve renseanlægget samt N₂O-emissioner og metan-emissioner i det omgivende miljø. Resultaterne er som følger.

Styringsstrategi

Det har gennem KLIVER-projektet vist sig, at den for hydrolysatet opnåede denitrifikationsrate er fuldt ud på højde med, og faktisk ser ud til at overgå, de rene kulstofkilder, og altså er velegnet til en hurtigt reagerende styring. Derfor vil det være muligt at anvende det allerede udviklede Hubgrade-styringsmodul "Kulstoffdosering", ved at tilføje en ekstra justering i forhold til N₂O. Hubgrade er navnet på Krügers digitale løsning, der indeholder funktioner til online styring og optimering af bl.a. renseanlæg.

Styringen vil kunne fungere både som en overlejret justering af kulstoffdosering ud fra NO₃⁻. Ud fra N₂O-måling i renseanlæggets proceslinje 1 beregnes en justeringsfaktor, som kan anvendes i alle proceslinjer, og som en selvstændig kulstoffdosering ud fra N₂O-måling, gennem en PID-regulering. Den præcise sammensætning og indstilling af denne regulering vil kræve længere tids forsøg i fuld skala, og kan derfor ikke uddybes yderligere på nuværende tidspunkt.

Lattergas- og metan-produktion i renseanlægget

Generelt er den beregnede N₂O-produktion (emission), i selve renseanlægget lav, både for Mariagerfjord Renseanlæg og for Bruunshåb Renseanlæg. Se sammenligning med emission fra andre anlæg på FIGUR 12. Tilsvarende undersøgelser på andre renseanlæg har vist, at perioden efterår-vinter er lavsæson for emission af N₂O.

Lattergas- og metan-emissioner i det omgivende miljø

På **Mariagerfjord Renseanlæg** blev der målt tydelig emission af metan inde på selve renseanlæggets område, specifikt fra aktiv-slamtankene (luftningstankene), samt fra ventilationen af bygningerne. I området omkring renseanlægget blev der også målt tydelig metanafgivelse fra renseanlægget. Lattergas måltet afgivet primært fra aktiv-slamtankene.

På **Bruunshåb Renseanlæg** blev der målt tydelig emission af metan inde på selve renseanlæggets område og her var emissionen primært fra de åbne slamtanke og ikke så meget fra aktiv-slamtankene (luftningstankene). I området omkring renseanlægget blev der også målt tydelig metanafgivelse fra renseanlægget. Lattergas måltet afgivet primært fra anammox tanken.

3. Baggrund

3.1 Projektets baggrund og ide

Der er gennem de sidste 5-10 år arbejdet intensivt med at reducere energiforbrug til spildevandsrensning og øge energiproduktionen i form af biogasproduktion fra slam. Disse indsatser omtales ofte som: "Det energiproducerende renseanlæg". Der har i samme periode været mindre fokus på Carbon-footprint fra spildevandsrensningen. Dette udtrykkes oftest i form af CO₂-ekvivalenter, som følge af forbrugsstoffer og transport samt fra energibalancen, og har typisk i ringe grad indeholdt spildevandsrensningens emission af klimagasserne N₂O (lattergas) og CH₄ (metan). Dette har bl.a. været betinget af manglende målemetoder til kvantificering af emissionerne og deraf følgende manglende procesforståelse til at beskrive årsager og afhjælpning af emissionerne.

Målet med projektet er at udvikle og demonstrere et innovativt renseanlægsdesign, der minimerer spildevandsrensningens Carbon-footprint, både med fokus på energibalance og med fokus på procesemissioner af klimagasser. Dette vil kunne bidrage væsentligt til indfrielse af såvel danske klimamål som FN's bæredygtighedsmål.

Projektets ide er baseret på en indgående forståelse af procestekniske sammenhænge kombineret med viden om praktisk drift af renseanlæg, og dermed systemforståelse for, hvilke situationer, der giver anledning til klimagasemission. Dette er bl.a. opnået via tidligere udviklingsaktiviteter og kombineres med en nyudviklet dansk teknisk løsning til kombineret opsamling af rest-gas og varmegenvinding fra biogasprocessen. Denne tekniske løsning giver grundlag for at etablere en "intern raffinering" af slammets kulstofindhold, så dette kan bruges effektivt og præcist, der hvor renseanlægget har behov for dosering af kulstof. Dette kan være til: Biogasproduktion, til kvælstofrensning eller som noget nyt: For undgået N₂O emission. Ved at etablere denne interne raffinering vil man samtidig kunne reducere det nødvendige procesvolumen til spildevandsrensningen og dermed reducere investeringsomkostninger. Forsøgsresultaterne viser, at denitrifikationsraten bliver fordoblet sammenlignet med udgangspunktet. Det svarer til, at nødvendigt procesvolumen til denitrifikation kan halveres.

3.2 Projektets omfang

Projektet er opbygget omkring tre innovative elementer som er:

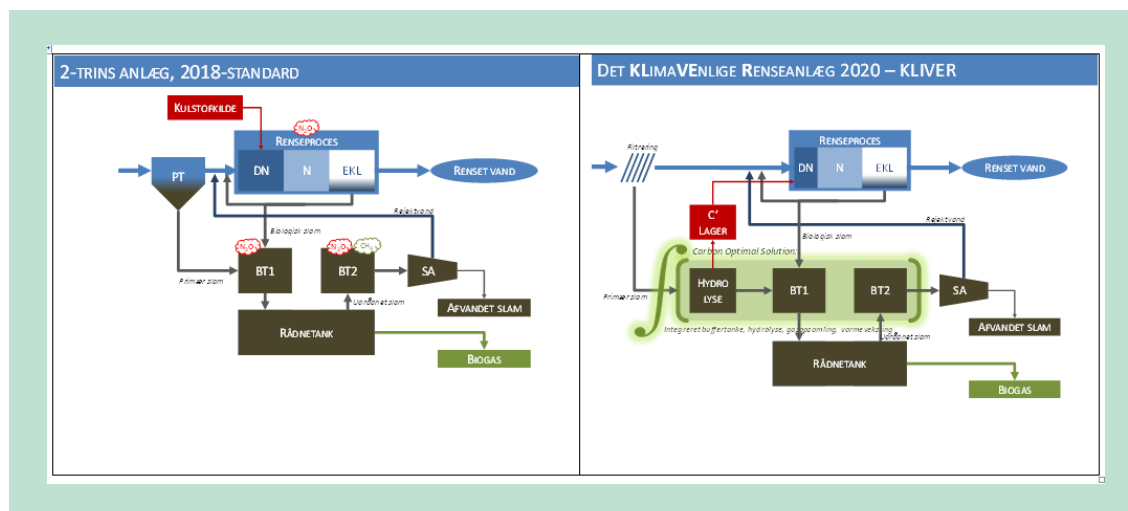
- En slamtanks-løsning til gasopsamling og efterudrådning.
- Et separationstrin, der udskiller hydrolyseret slam for dosering til de biologiske processer.
- En styringsalgoritme, der laver en samlet optimering af spildevandsrensningen.

Disse elementer er uddybet i det følgende.

På følgende skitser ses den principielle forskel i anlægsopbygning af et traditionelt dansk renseanlæg med fokus på energiidnyttelse af spildevandets kulstofressource til venstre og det foreslåede anlægskoncept for projektet til højre.

Skitsen til venstre viser, at der fra procestank og lagertanke normalt sker emissioner af både N₂O og CH₄. Den viser også, at det kan være nødvendigt at tilsætte en ekstern kulstofkilde, når det prioriteres at producere biogas for at blive "Det energiproducerende renseanlæg". Denne dosering sikrer, at rensekvaliteten i udløbet lever op til de gældende kravværdier, men medfører en omkostning, der kan være betydende for den samlede driftsøkonomi.

Der er således et væsentligt effektiviseringspotentiale forbundet med projektets alternative udnyttelse af kulstof fra spildevandet. Der kan forventes en halvering af DN-volumen og en bedre udnyttelse af kulstofkilden til mulig eliminering af N₂O-emissionen samt en mærkbar forøgelse af biogasproduktionen (anslået op til 10-15% ved bedre biogasopsamling).



FIGUR 1. Det nye KLIVER rensesanlæg sammenlignet med et traditionelt rensesanlæg.

PT = primær slamfældning, DN = denitrifikation, N = nitrifikation, EKL = efterklaring, BT = buffertank og SA = slamaftvanding.

Principsskitzen til højre viser opbygningen af det klimavenlige rensesanlæg, hvor de traditionelle rensesanlægsprocesser forsat udgør skelettet i spildevandsrensningen, men hvor de bindes sammen af en intern kulstofraffinering, der opkvalificerer den ressource, som allerede findes i spildevandet, via varm hydrolyse og dermed gør ressourcen bedre egnet til at indgå i de biologiske processer, når der er behov. Denne enhed udgør kerneteknologien i dette innovative design.

På skitsen er det raffinerede produkt benævnt C' og denne raffinering består reelt af to udviklingselementer. Det ene er videreudvikling af en kombitanksløsning til gasopsamling, efterudrådning og varmegenvinding. Det andet udviklingselement, der består af et separationstrin, der skiller det hydrolyserede slam fra væsken, der indeholder de effektive hydrolyseprodukter (C'). Hydrolyseprodukterne kan herfra doseres til de biologiske processer, når det er behov herfor.

Doseringen styres af projektets tredje udviklingselement: En ny styringsalgoritme, der via anvendelse af online målinger bl.a. biogasproduktion, N₂O emission og kvælstofkoncentration i det rensede vand, laver en samlet optimering af spildevandsrensningen. Det sidste element implementeres dog ikke i nærværende projekt til styring på rensesanlægget, men demonstreres teoretisk.

3.3 Projektets arbejdsplaner

Projektet består af 7 arbejdsplaner (AP), der skal sikre en trin for trin udvikling af den samlede løsning. Arbejdsplanernes indhold og omfang er beskrevet i de følgende afsnit.

3.3.1 Arbejdsplan 1: Forprojekt og baseline

I denne arbejdsplan skabes fundamentet for det forestående udviklingsarbejde. Arbejdsplanen har til formål at kortlægge udgangspunktet, både for at kunne detailprojektere de løsninger, der skal udarbejdes, men også for at kunne dokumentere resultaterne og dermed skabe det datagrundlag, der skal bruges til afrapportering og for at kunne eksportere løsningen til nye anlæg – både i Danmark og i udlandet.

Aktiviteter i arbejdsapakke 1

- Etablering af 2 stk. N₂O online-målere på Mariagerfjord Renseanlæg (Mariagerfjord Vand) og 1 stk. på Bruunshåb Renseanlæg (Energi Viborg Vand)
- Etablering af cloud baseret dataopsamling fra N₂O målere via Aquavista platformen på både Mariagerfjord og Bruunshåb Renseanlæg
- Udførelse af sporgasmålinger af CH₄ og N₂O emissioner på hhv. Mariagerfjord og Bruunshåb Renseanlæg for kortlægning af baseline.
- Input til rapport (Bilag 1), der samler forudsætninger, procesberegninger og designgrundlag.

3.3.2 Arbejdsapakke 2: C raffinering

Denne arbejdsapakke skal afdække det designgrundlag, som den interne kulstofraffinering skal projekteres efter. Baseret på primærslam udtaget på forsyningernes renseanlæg, gennemføres laboratorieforsøg, der skal afdække ved hvilke temperaturer, opholdstider og blandingsforhold, der opnås den mest effektive C-raffinering. Det testes ligeledes, hvilke proceshastigheder, der kan forventes som følge af denne raffinering.

Aktiviteter i arbejdsapakke 2

- Pilotanlæg med forfiltrering projekteres, indkøbes og opstilles på Mariagerfjord Renseanlæg.
- Primærslam udtages i forfiltreringen, idet Mariagerfjord Renseanlæg blev drevet som 1-trinsanlæg og der således ikke var eksisterende primærfældning til hydrolyseforsøg.
- Ligeledes anvendes primærslam fra Bruunshåb Renseanlæg under Energi Viborg Vand.
- Forsøgsplan for hydrolyse af slam gennemføres. Hydrolysehastighed samt VFA (Volatile Fatty Acids = flygtige syrer) og COD_{opløst} produktionen (Chemical Oxygen Demand) fastlægges ved 4 varierende temperaturer og med forskellig blanding af primær og biologisk slam.
- En forsøgsrapport, der beskriver resultaterne fra forsøgsmatricen til afdækning af procesbetingelser, hydrolysehastighed og C' produktion fra de testede anlæg.
- Input til rapport med forventet pris på separationsanlægget og forventede proceshastigheder, der bestemmer det nødvendige procesvolumen.
- Etablering af pilotanlæg for separation af C' fra det hydrolyserede slam.

3.3.3 Arbejdsapakke 3: Reduktion af metantab

Denne arbejdsapakke er ikke støttet af MUDP, men omfatter en udvidelse af Mariagerfjord Renseanlæg for delvis opnåelse af et KLIVER-anlæg. Mariagerfjord Renseanlæg er i dag et 1-trinsanlæg og skal omlægges til 2-trins drift.

Aktiviteter i arbejdsapakke 3:

- Primærtanke for udtag af primærslam (ny teknologi på renseanlægget)
- Et udvidet rådnetanksanlæg med en ekstra rådnetank
- Slamlagertanke for udnyttelse af metan (klimagas)
- Forøget kapacitet til produktion af biogasbaseret elektricitet

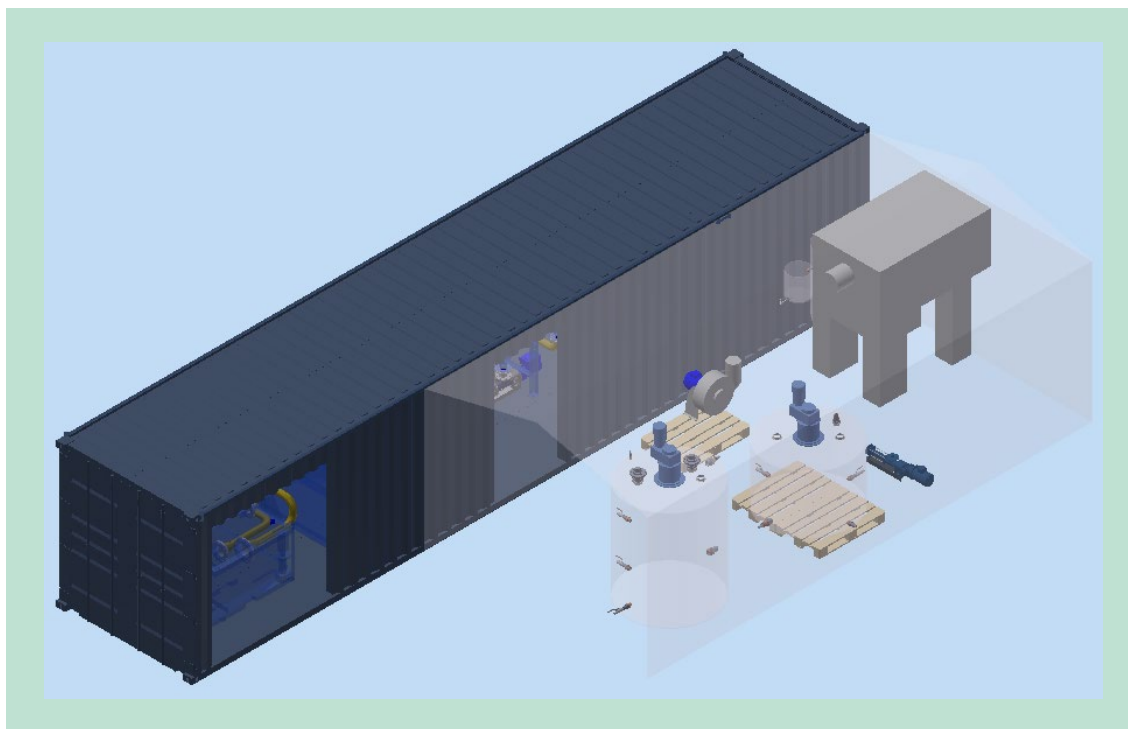
3.3.4 Arbejdsapakke 4: Etablering af anlæg til C' produktion

I denne arbejdsapakke designes, indkøbes og opstilles en pilotlinje for demonstrering af udtag af primær slam samt hydrolyse af samme samt produktion af C'. Designet udføres på baggrund af resultaterne fra arbejdsapakke 2.

Aktiviteter i arbejdsapakke 4:

- Projektering af pilotanlæg for hydrolyse og separation af C'
- Indkøb, opstilling og indkøring af pilotanlæg
- Laboratorieanalyser af det producerede C'

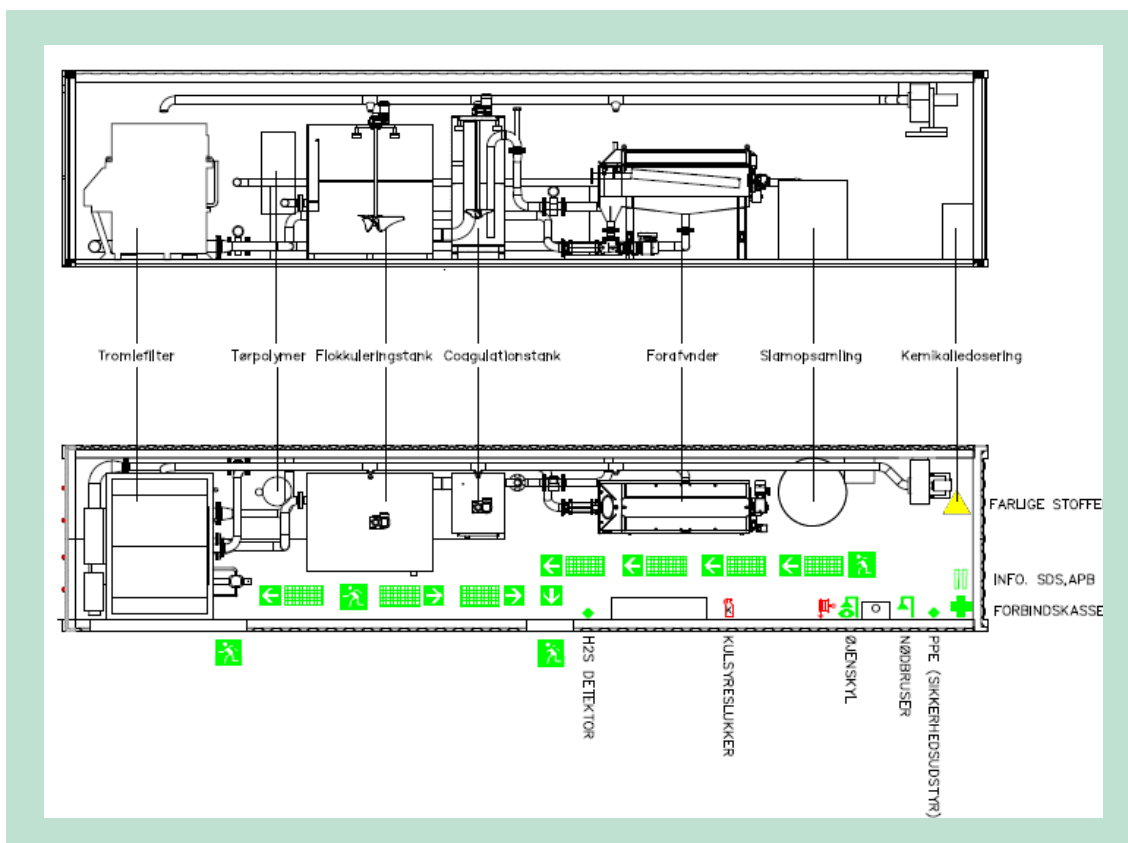
Pilotanlægget er opbygget som vist på følgende figurer:



FIGUR 2. Oversigt over pilotanlæg som etableres på Mariagerfjord Renseanlæg.

Pilotanlægget omfatter en forfiltreringscontainer og et anlæg til hydrolysering af slam (de elementer, der er opstillet ved siden af containeren) som beskrevet i det følgende.

Forfiltreringscontaineren er som vist på følgende figur.

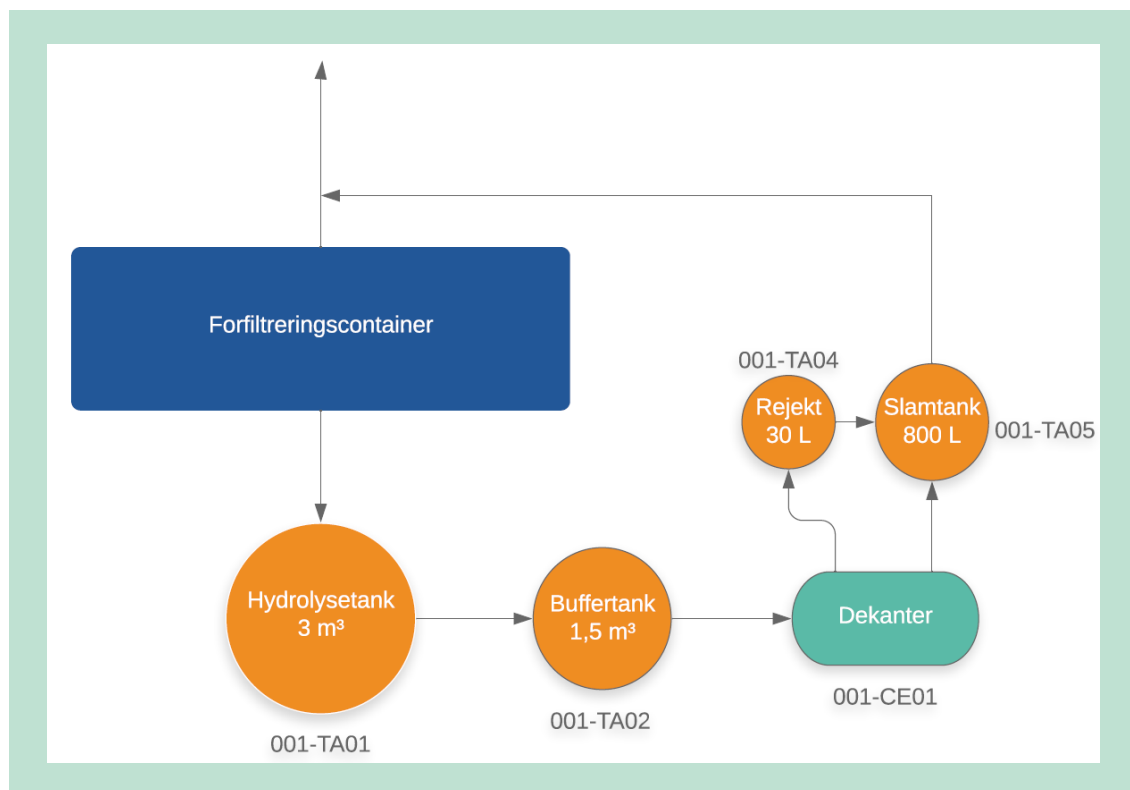


FIGUR 3. Oversigt af Forfiltreringscontainer.

Forfiltreringscontaineren indeholder (FIGUR 3):

- Koaguleringstank
- Flokkuleringstank
- Hydrotech tromlefilter
- Slamopsamlingstank
- Slamafvander.

Anlæg til hydrolysering af slam er som følger.



FIGUR 4. Skitse af anlæg til slamhydrolyse.

Anlægget til slamhydrolysen består af, (FIGUR 4):

- Hydrolysetank på 3 m³ (001-TA01)
- Buffertank på 1,5 m³ (001-TA02)
- Fødepumpe til hydrolysetank
- Fødepumpe til dekanter (001-PU01)
- Dekanter (001-CE01)

3.3.5 Arbejdspakke 5: Etablering af KLIVER on-line styring

Det er i denne arbejdsopgave, at elementerne i Det Klimavenlige Renseanlæg bindes sammen i en sammenhængende løsning, en styringsalgoritme, der kan lave den løbende vægtning af renseanlæggets performance, når både klimagasemission, rensningseffektivitet og energiproduktion balanceres.

Ligeledes opsamles målinger fra N₂O onlinemålerne på Mariagerfjord og Bruunshåb renseanlæg. Målerne blev opsat under arbejdsopgave 1.

Herudover afrapporteres emissionsmålingerne for N₂O og CH₄ udført i arbejdsopgave 1.

Aktiviteter i arbejdsopgave 5

- Demonstration af styringsalgoritme for afvejning af drift med inkludering af C'
- Afrapportering af målinger af emissioner af N₂O og CH₄
- Afrapportering af online målinger af N₂O i processerne på renseanlæggene

3.3.6 Arbejdspakke 6: Projektledelse og administration

I denne arbejdspakke ledes projektet gennem alle faser og arbejdspakkerne bindes sammen og resultaterne sikres løbende.

Aktiviteter i arbejdspakke 6

- Løbende projektledelse
- Levering af statusrapporter til MUDP
- Afholdelse af følgegruppemøder
- Afholdelse af styregruppemøder
- Løbende opdatering af tidsplaner
- Løbende opdatering af regnskab samt revision ved afslutning af projekt

3.3.7 Arbejdspakke 7: MUDP projekt formidling

I denne arbejdspakke formidles projektets resultater og indhold.

Aktiviteter i arbejdspakke 7

- Rapportering af projektet
- Beskrivelse af projektet på hjemmesider og i artikler
- Foredrag, temadage og konferencer

4. Resultater

I dette kapitel beskrives resultaterne for de enkelte arbejdsplaner.

4.1 Resultater af AP 1: Forprojekt og baseline

Projektgrundlag

Forprojekt og baseline er afklaret i et selvstændigt bilag " Bilag 1. Projektgrundlag og –koncept". I bilaget er beskrevet, hvorledes Projektparterne ønsker at optimere den samlede klimabelastning fra et typisk dansk renseanlæg ved at styre forbruget af kulstof til 3 formål:

1. At sikre en god kvælstoffjernelse gennem denitrifikation, der bruger letomsætteligt kulstof til omdannelse af spildevandets kvælstof til uskadeligt kvælstofgas.
2. At sikre en minimal emission af lattergas ved at justere beluftningen, så stripping af lattergas undgås og ved at tilsætte letomsætteligt kulstof til fjernelse af opløst lattergas via denitrifikation.
3. At sikre en god energiproduktion således at mest muligt kulstof udtaget i et primærtrin kan konverteres til biogas

De 3 processer har alle spildevandets kulstofkilde som input og da kulstoffet er i en begrænset mængde og derfor ikke fuldt kan opfylde alle formål, er det projektets formål at sikre en fordeling, som medfører, at det tilgængelige kulstof opnår den højeste miljømæssige værdi.

I bilag 1 er det beskrevet, hvordan det er muligt ved en forhydrolyse af primærslam at producere en kulstofkilde, der i DN-processen kan opnå en omsætningshastighed, som er 25-35% større end den bedst kendte alternative kilde, som er acetat.

I forprojektet blev der ved laboratorieforsøg udført tests, hvor primærslammet blev behandlet ved en temperatur på 30-35 °C og blev testet ved opholdstider på mellem 1 og 3 døgn. Som forventet gav de højeste temperaturer det største udbytte af letomsætteligt kulstof. Ligesom en længere opholdstid generelt gav størst udbytte, hvor den største stigning opnås de første 3-5 døgn. pH-værdier på mellem 5 og 7 giver ikke en nævneværdig forskel.

Resultaterne er benyttet til at beslutte procesparametre for de gennemførte test i pilotskala.

Lattergasmålinger

Målingerne af lattergas i procestankene på Mariagerfjord Renseanlæg er afrapporteret i bilag 2 og tilsvarende er målingerne fra Bruunshåb Renseanlæg afrapporteret i bilag 3. Resultaterne af målingerne er beskrevet nærmere under AP5 i kapitel 4.5.

Nedenstående er montagen af målerne kort beskrevet. Flere detaljer findes i bilag 2 og 3.

Under nærværende arbejdsplan 1 er der på Mariagerfjord Renseanlæg monteret to N₂O-målere (lattergas) fra firmaet Unisense. Målerne er først monteret i yderringen i hver af de to procestanke i første måleperiode og i anden måleperiode er begge målere monteret i én procestank i inder- og yderringen. For opsamling af data er styringsværktøjet AquaVista Plant opsat på renseanlægget. Målingerne er for perioden september 2019 til januar 2020 afrapporteret i bilag 2. Målerne har dog været monteret i længere tid og har opsamlet data i ca. 2 år fra 2019 til 2021.

Under nærværende arbejdsplan 1 er der på Bruunshåb Renseanlæg (Energi Viborg Vand) monteret én N₂O-måler (lattergas) fra firmaet Unisense. Måleren er monteret i processtanken. For opsamling af data er styringsværktøjet AquaVista Plant opsat på renseanlægget. Målingerne er for perioden oktober til december 2019 afleveret i bilag 3. Målerne har dog været monteret i længere tid og har opsamlet data i ca. 2 år fra 2019 til 2021.

Emissionsmålinger

Emissionsmålingerne foretaget af DTU for metan og lattergas fra Mariagerfjord Renseanlæg og Bruunshåb Renseanlæg er afleveret i bilag 4, 5 og 6.

Resultaterne af målingerne er beskrevet nærmere under AP5 i kapitel 4.5.

Nedenstående er en kort beskrivelse af målingerne. Flere detaljer findes i bilag 4, 5 og 6.

På Mariagerfjord Renseanlæg i Hadsund er der i maj, juni og august 2019 udført målinger af metan (CH₄) og lattergas (N₂O) både på selve renseanlægget samt i en periferi i omegnen af renseanlægget.

På Bruunshåb Renseanlæg under Energi Viborg Vand er der i juni og august 2019 udført målinger af metan (CH₄) og lattergas (N₂O) både på selve renseanlægget samt i en periferi i omegnen af renseanlægget.

Ved flere af målingerne har DTU anvendt en sporgas som er acetylen (C₂H₂), hvilket sikrer at det, der måles stammer fra renseanlæggene og ikke fra eksempelvis en svinefarm eller et biogasanlæg.

4.2 Resultater af AP 2: C raffinering

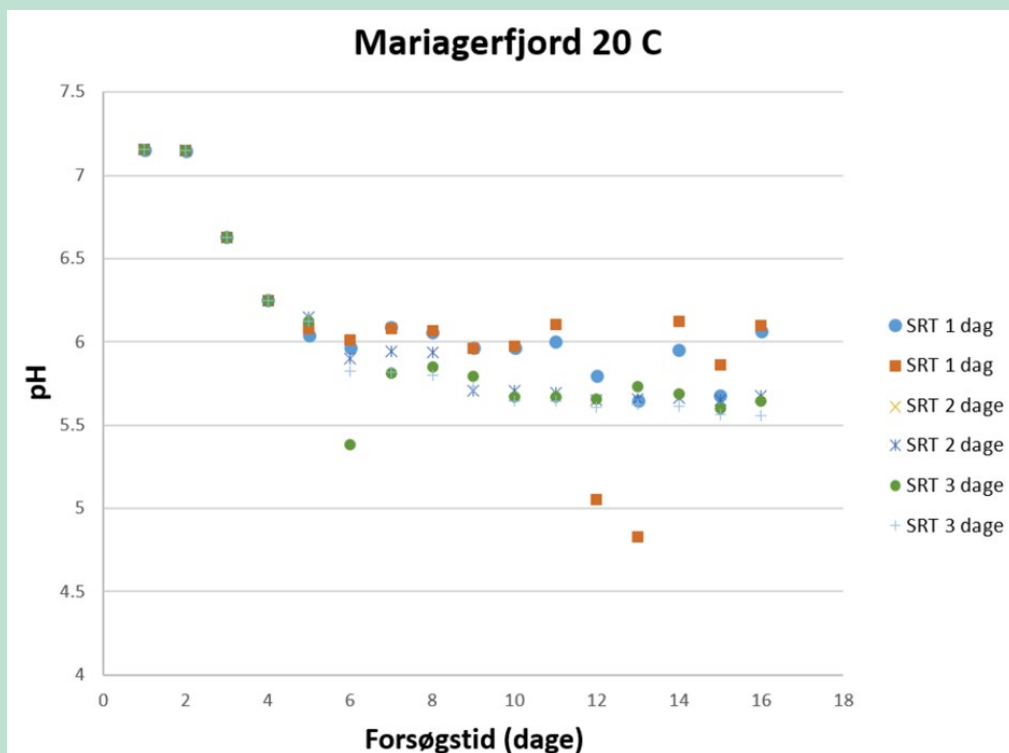
Der blev til disse forsøg foretaget tests af prøver dels fra et Hydrotech-filter på Mariagerfjord Renseanlæg (containeranlæg etableret i Arbejdsplan 4 og beskrevet i afsnit 3.3.4) og dels af primærslam fra Bruunshåb renseanlæg.

Hydrotech-filteret var placeret i en container, og anlægget var opbygget som et komplet anlæg til test af filtrering med et tromlefilter og efterfølgende afvanding i tromleafvander.

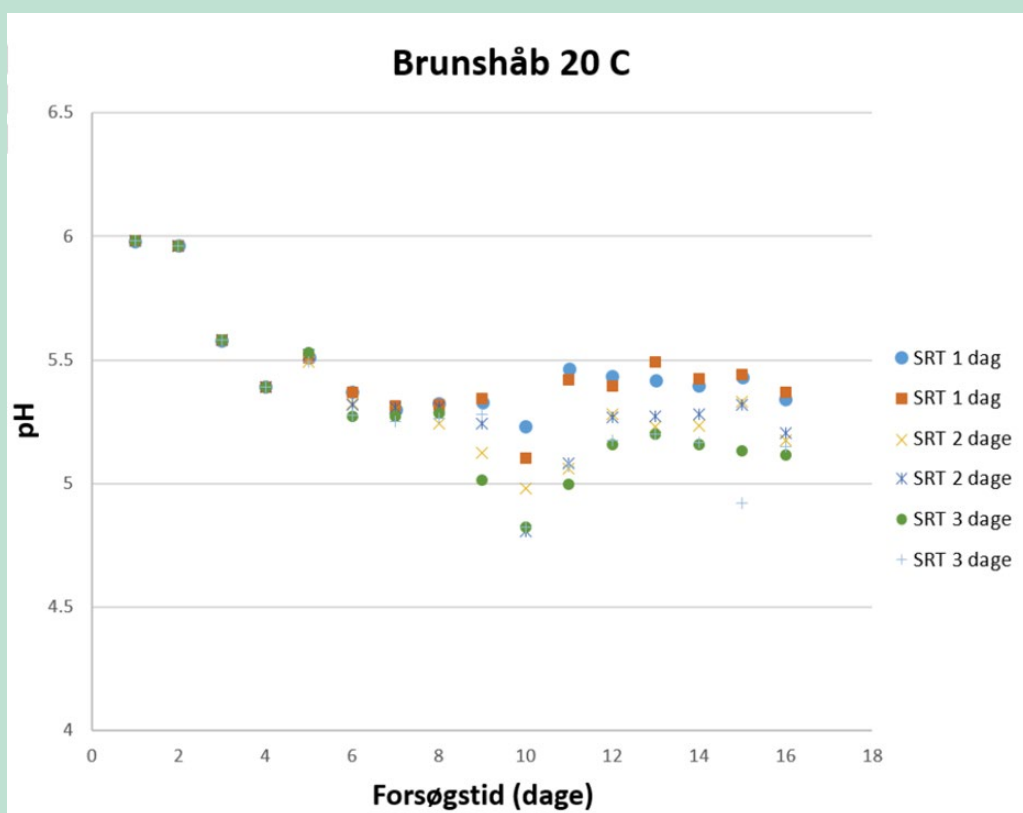
Hydrotech-filteret i en container på Mariagerfjord Renseanlæg gav mulighed for at udtage primærslam med en kompakt og simpel teknologi. Slammet spules fri af filterdugen med teknisk vand, som kan være rensat spildevand. Tørstof (TS) i dette slam vil være typisk 0,5-2,0 % TS. Ved at tilsætte polymer er det muligt at få den højere udskillelse i forhold til indkommende COD og også en højere TS i det udtagne slam. Ved forsøgene på Mariagerfjord Renseanlæg blev der dog ikke anvendt polymer da der kunne opnås tilstrækkelig højt TS uden polymer til forsøgene. TS under forsøgene har været 0,4-0,9 % TS.

Forsøget skulle afdække, hvilke procesparametre, der gav det bedste resultat for dannelse af fedtsyrer som kulstofkilder - inden der opstilles et pilotanlæg, hvor denne hydrolyseproces afprøves.

Til brug for hydrolyseforsøg er der i denne fase udtaget prøver på 500 ml, der efterfølgende tilsættes 50 ml rådnetslam for at pøde med en hydrolyserende bakteriestamme. Forsøgene viste, at der dannes en mængde VFA svarende til ca. 20 mg/g VSS (lidt højere på Bruunshåb renseanlæg og lidt lavere på Mariagerfjord Renseanlæg) og at dannelsen sker over ca. 5-6 døgn, hvorefter der ikke dannes væsentlige yderligere mængder. Dannelsen betyder desuden at pH falder i denne periode, som det ses på FIGUR 5 og FIGUR 6.

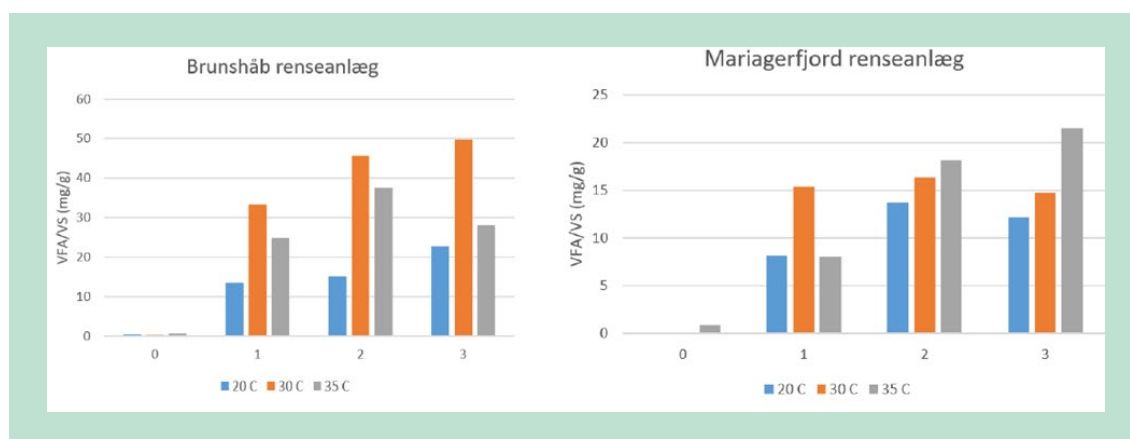


FIGUR 5. pH-fald ved syredannelse Mariagerfjord Renseanlæg, 20 °C.



FIGUR 6. pH-fald ved syredannelse Bruunshåb Renseanlæg, 20 °C.

Temperaturen var under forsøgene holdt på hhv. 20, 30 og 35 °C, hvor en temperatur på 20 °C giver lavest udbytte.



FIGUR 7. Test af temperaturens indflydelse på syredannelse ved forsøg med hhv. 1, 2 og 3 dages opholdstid.

I forsøgene blev der desuden testet om det er muligt at lave en god separation af slam og vandfase efter hydrolysen, så det vil være muligt at dosere den opløste fraktion alene som kulstofkilde, mens den partikulære fase kan tilføres rådnetanken for yderligere udrådning og gasproduktion. Forsøgene viste, at 80 % af SS mængden kunne separeres ved simpel centrifugering uden tilsætning af polymer

4.3 Resultater af AP 3: Reduktion af metantab

Der er etableret en række nye og supplerende funktioner på Mariagerfjord Renseanlæg både til forøgelse af kapaciteten samt for minimering af drivhusgasser samt maksimering af gasudbyttet som følger:

- Primærtank for udtag af primærslam (ny teknologi på renseanlægget)
- Et udvidet rådnetanksanlæg med en ekstra rådnetank
- Slamlagertanke for udnyttelse af metan (klimagas)
- Forøget kapacitet til produktion af biogasbaseret elektricitet

Nedenstående er indsat enkelte fotos fra udvidelsen af Mariagerfjord Vands renseanlæg.



FIGUR 8. Rådnertank og kondensatbrønd under opførelse.



FIGUR 9. Gastæt slamlagertank med opsamling af biogas.



FIGUR 10. Rådnetanksbygning med rørinstallationer for slamlager- og rådnetanke.

4.4 Resultater af AP 4: Etablering af pilotanlæg for hydrolyse

Formålet med gennemførelse af arbejdsplan 4 var en semi-fuldskala test for hydrolyse af slam fra Mariagerfjord Renseanlæg samt Bruunhåb Renseanlæg i en ca. 3 m³ hydrolysetank med isolering og opvarmning.

Udtag af primærslam vha. tromlefilter er etableret på Mariagerfjord Renseanlæg ved en tilpasset driftsform, således at den ønskede slammængde pr. døgn kunne udtages. Tromlefilteret kørte således kun et antal timer hver dag (typisk 5 timer), så opholdstiden i slamhydrolysetrinnet blev fastholdt på de ønskede opholdstider på hhv. 1, 2 og 3 døgn.

I laboratoriet på Aalborg Universitet er der herefter kørt forsøg med slamprøver efter samme metodik som under AP2 med måling af pH, opløst COD, VFA og sammensætning af VFA. Det udvundne hydrolysat er derefter anvendt i en række test for denitrifikation. Resultaterne fra disse forsøg er præsenteret i bilag 7 og 8.

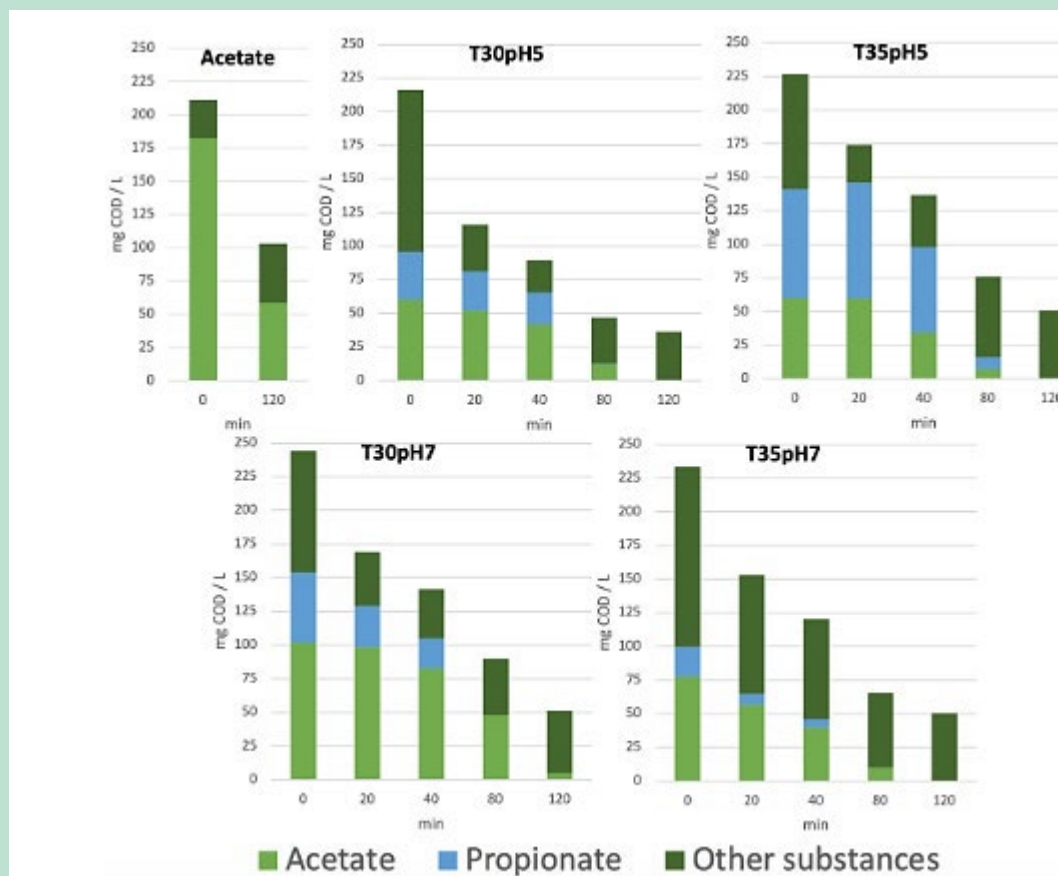
Ved forsøgene er der målt på mængden af VFA (flygtige syrer som primært består af acetat og propionat). Der er desuden målt en mængde kulstof (opløst COD), som ikke er acetat eller propionat. Dette er ikke analyseret yderligere.

Konklusion af DN-forsøg viser, at der kan etableres en effektiv DN-proces, hvor omsætningen i de første ca. 60 minutter forbruger kulstof, som ikke er acetat eller propionat, men andre kulstofforbindelser – benævnt "other substances". Se FIGUR 11. Først herefter sker der omsætning med acetat og propionat. Procesraten er højest i starten af disse batch-forsøg.

Konklusionen er, at der dannes opløst COD, som medfører en høj DN-rate. Denne fraktion måles ikke som VFA. Dannet VFA (eddikesyre og propionsyre) forbruges efterfølgende under DN-processen, mens rest-COD forbruges langsommere end VFA.

Der er således fundet følgende:

- En fraktion af kulstof dannet ved hydrolysen i forsøgsanlægget medfører en højere DN-rate end dannet VFA, hvilket er et positivt resultat.
- VFA dannet ved hydrolysen indgår i og nedbrydes i DN-processen hvilket er forventeligt og positivt.
- Øvrigt COD omsættes langsommere end VFA, men kan stadig indgå i DN-processen hvilket er fint når opholdstiden sikres at være tilstrækkeligt høj.



FIGUR 11. Omsætning af fundne kulstofkilders forskellige fraktioner i DN-processen i lab-forsøg.

Konklusioner:

- Denitrifikationsraten er 0,045 mgN/(g TSS*min), hvilket er 40-50% bedre sammenlignet med råspildevand anvendt direkte.
- pH falder under hydrolysen, og dette kan virke hæmmende for yderligere hydrolyse. Laboratorieforsøgene udført af Aalborg Universitet viser, at der dannes mere VFA, når pH fastholdes på ca. 7.
- Højere temperatur giver bedre hydrolyse (og dermed mere VFA).
- Det dannede kulstof i hydrolysen består af organiske syrer som: eddikesyre og propionsyre samt en ikke-defineret kulstoffraktion. Restfraktionen indeholder kulstofforbindelser, som har højere DN-rate (10-15%) end eddikesyre og propionsyre, hvilket er positivt og kan udnyttes i procesoptimeringen.

4.5 Resultater af AP 5: Etablering af KLIVER online styring

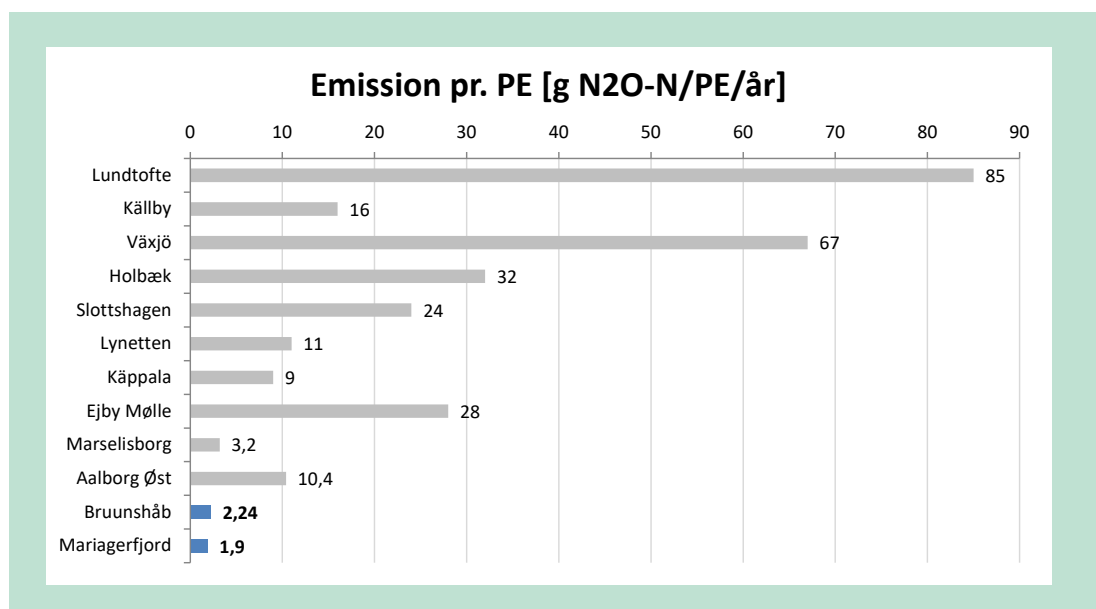
Hubgrade Performance Plant® (softwareløsning til online styring og optimering) er anvendt som platform for beregning af N₂O-emission (lattergas) under både luftede og ikke-luftede forhold. Beregningerne er foretaget ud fra forskrift i Bilag 10.

Der er gennemført målekampanjer for N₂O-produktionen på både Mariagerfjord Renseanlæg (Bilag 2) og Bruunshåb Renseanlæg (Bilag 3), se også nærmere beskrivelse i kapitel 4.1.

Generelt er den beregnede N₂O-produktion (emission), i selve renseanlægget, for begge renseanlæg lav, svarende til 1,9 g N₂O-N/PE/år for Mariagerfjord Renseanlæg og 2,24 g N₂O-N/PE/år for Bruunshåb Renseanlæg. Målekampanjerne for N₂O-produktionen på Mariagerfjord Renseanlæg og Bruunshåb Renseanlæg er udført over perioden efterår 2019 – vinter 2020.

Tilsvarende undersøgelser på andre renseanlæg har vist, at perioden efterår-vinter er lavsæson for emission af N₂O.

Emission af N₂O fra andre anlæg er vist på nedenstående FIGUR 12. Nærmere uddybning og referencer for nedenstående er angivet i bilag 2 og 3 samt referencelisterne i disse bilag.



FIGUR 12. Emission af lattergas fra rensningsanlæg. Referencer er angivet i bilag 2 og 3.

Anbefalet styringsstrategi

Den valgte styringsstrategi er afhængig af KLIVER-hydrolysatets omsættelighed, udtrykt ved den opnåede denitrifikationsrate. I udgangspunktet var forhåbningen, at hydrolysatet ville være anvendeligt som kulstofkilde, men ikke med en denitrifikationsrate sammenlignelig med almindeligt anvendte letomsættelige kulstofkilder som ethanol eller eddikesyre. Derfor var det oprindelige oplæg en styring, som ville give en langsom respons over flere timer, afhængigt af anlæggets aktuelle belastning.

Det har gennem KLIVER-projektet vist sig, at den for hydrolysatet opnåede denitrifikationsrate er fuldt ud på højde med, og faktisk ser ud til at overgå, de rene kulstofkilder, og altså er velegnet til en hurtigt reagerende styring. Derfor vil det i stedet være muligt at anvende det allerede udviklede Hubgrade-styringsmodul "Kulstofdosering", ved at tilføje en ekstra justering i forhold til N₂O.

Styringen vil kunne fungere både som en overlejret justering af kulstofdosering ud fra NO_3 . Ud fra N_2O -måling i renseanlæggets proceslinje 1 beregnes en justeringsfaktor, som kan anvendes i alle proceslinjer, og som en selvstændig kulstofdosering ud fra N_2O -måling, gennem en PID-regulering. Den præcise sammensætning og indstilling af denne regulering vil kræve længere tids forsøg i fuld skala, og kan derfor ikke uddybes yderligere på nuværende tidspunkt.

Resultater af emissionsmålinger fra renseanlæggene til omgivelserne

Som beskrevet i ovenstående kapitel 4.1 har DTU udført målinger af metan (CH_4) og lattergas (N_2O) på og omkring Mariagerfjords renseanlæg i Hadsund samt på Energi Viborg Vands renseanlæg i Bruunshåb.

Resultaterne af målingerne er beskrevet i hovedtræk nedenstående og nærmere detaljer indeholdende figurer og billeder findes i bilag 4, 5 og 6.

Resultater fra Mariagerfjord Renseanlæg:

Den samlede metan-emission fra renseanlægget blev målt til 4,6 kg CH_4 /time, hvoraf 82% kom fra aktiv-slamtankene (luftningstankene) og ca. 18% fra ventilationen af bygningerne.

Samlet er der målt en emission af lattergas på ca. 1,0 kg N_2O /time. Lattergas måltes afgivet primært fra aktiv-slamtankene og kun en lille del fra ventilationen (som udgør 1,5%).

Resultater fra Bruunshåb Renseanlæg:

Den samlede emission af metan fra renseanlægget blev målt til 4,3 kg CH_4 /time. Den primære kilde til metan var de åbne slamtanke, som stod for ca. 67% af den samlede udledning af metan.

Lattergas måltes afgivet primært fra annamox tanken. Samlet er der målt en emission af lattergas på ca. 0,4 kg N_2O /time.

4.6 Resultater af AP 6: Projektledelse og administration

Der har været afholdt følgende møder i projektet.

- Styregruppemøde afholdt som opstartsmøde i februar 2019.
- Følgegruppemøde blev afholdt som kick-offmøde i marts 2019.
- Styregruppemøde afholdt som projektmøde 02 i september 2019.
- Styregruppemøde afholdt som projektmøde 03 i april 2021.
- Herudover en lang række tekniske møder både interne og eksterne.

4.7 Resultater af AP 7: MUDP projekt formidling

Af formidling har der været udgivet og offentliggjort følgende i perioden:

- "Klimavenligt renseanlæg" – Dansk Miljøteknologi – Oktober 2018
- "Aalborg Universitet skal gøre rensningsanlæg klimavenlige med små, fede syrer" - ING/WATERTECH – Juli 2019
- "Lattergas på renseanlæg er ikke for sjov" – ING/WATERTECH – August 2019
- "Klimavenlige renseanlæg" – Automatik – September 2019
- "AAU sender mikroorganismer på fedekur" – Energy Supply – September 2019
- PodCast hos Refleksionstid.dk "Nye bæredygtige renseanlæg" - 4. oktober 2019
- KLIVER - Det KLima VENlige Renseanlæg, Mette D Jensen, Krüger & C. Scheutz, DTU Miljø. DANSK VAND KONFERENCE 12.-13. November 2019.
- "Kliver - Det klimavenlige renseanlæg" – Krügers hjemmeside
- "KLIVER – det klimavenlige renseanlæg" – Krüger Nyt nr. 1 2019
- Poster-præsentation ved IWA Digital Water Congress. Afholdt 24. maj 2021 – 4. jun. 2021.

5. Konklusion og Perspektivering

5.1 Hovedkonklusion

Projektet har vist, at det er muligt at danne en kulstofkilde fra primærslam, som fungerer mere effektivt end råspildevand anvendt direkte og delvist med en højere DN-rate end VFA-forbindelserne eddikesyre og propionsyre.

Kulstofkilden – kaldet C' – kan anvendes både til at "booste" denitrifikation (testet i pilotskala og laboratorie), som letomsætteligt kulstof til biogasproduktion og som kulstofkilde for at reducere dannelsen af lattergas. Da C' er mere effektivt (dvs. er mere tilgængeligt) end råspildevand kan der opnås kvælstoffjernelse med et lavere kulstofforbrug, samt en større biogasproduktion med den samme begrænsede kulstofmængde, der er tilgængelig i spildevandets indløb.

Filtrering i et tromlefilter har vist sig at være en effektiv separationsmetode, der er robust og fleksibel. Ved at styre mængden af kulstof udtaget og hydrolyseret kan kulstoffet udnyttes mere effektivt og der opnås en række klimamæssige fordele:

- Mindre lattergas emission fra aktiv-slamtankene.
- Mindre forbrug af eksternt kulstof, som i visse sammenhænge må indkøbes og ville danne ekstra CO₂.
- Bedre økonomisering med den tilgængelige mængde kulstof, som derved i højere grad kan anvendes til biogasproduktion og spare fossile energikilder.

5.2 Perspektiver

Etablering af anlæg med hydrolyse til dannelse af kulstofkilder til denitrifikation vil være attraktiv hos forsyningerne. Forsyninger, der driver renseanlæg, hvor COD/N er på grænsen eller er nær ved at have kulstofmangel, har indtil nu været tvunget til at indkøbe ekstra kulstofkilder for at opfylde afløbskrav. Her er nærværende proces et økonomisk attraktivt alternativ, hvilket er beskrevet nærmere i eksemplet i nedenstående afsnit 5.3.

Renseanlæg, der har behov for at reducere emissioner af lattergas og evt. metan vil ligeledes have fordel af at etablere løsningen. På mange renseanlæg udgør lattergasemissionen over 50% af klimagasbelastningen og en reduktion af denne del vil derfor potentielt kunne reducere den samlede belastning i samme størrelsesorden. Metan emissionen kan ligeledes være væsentlig – bl.a. fra slamtanke - denne kan typisk reduceres med 10-15% - som angivet i afsnit 2.3.

Dette er derfor i praksis relevant for de fleste større kommunale renseanlæg i Danmark – dvs. ca. 30-40 renseanlæg, som tilsammen udgør størstedelen af den samlede spildevandsbelastning i Danmark. Tilsvarende vil en del industrier, der driver eget renseanlæg med rådnetank kunne udnytte teknologien, da spildevandsrensningen og evt. kulstofudnyttelse til biogas ofte er underlagt samme procesbegrænsninger.

Der eksisterer ikke tilsvarende løsninger på markedet, som benytter en integreret styring af kulstof til biogasproduktion og kvælstoffjernelse samtidig med en balanceret styring af klimagas-emissionen fra spildevandsrensningen.

Flere rådgivere og system-leverandører tilbyder onlinestyringskoncepter, der indeholder forskellige elementer, og som hver især optimerer processer for reduktion af klimagasemission.

Deammonifikation vha. Anammox-bakterier er en kendt proces, der også optimerer kulstofanvendelsen ved spildevandsrensning og denne proces indgår i flere beskyttede processer som f.eks. DEMON® (markedsføres af Sweco) og Anitamox® (markedsføres af Krüger). Disse er løsninger, som kan konkurrere på samme optimering af klimagasemissionen. Løsningerne indeholder dog ikke en integration af lattergasstyring som minimering af klimagas-emissionen.

Det er muligt med Krügers samlede styringskoncept Hubgrade® (tidligere Aquavista®) at samle disse funktioner og udføre en optimeret og dermed en minimeret emission af klimagas-er fra renseanlæggene i Danmark og udlandet. Klimagasemissionen fra spildevandsrensning er jf. Parismodellen forbundet med lattergas og metan svarende til ca. 1.500.000 kg CO₂-ækvivalenter pr. år for et anlæg med 100.000 PE-belastning. Denne vil anslået kunne reduceres med 50-80%.

5.3 Økonomisk eksempel

Det kan være attraktivt at anvende egen produceret hydrolysat til at opnå en hurtigere denitrifikation, som vil skabe mere kapacitet i renseanlægget, idet beluftningsfaserne kan gøres længere.

Alternativt kan egen produceret hydrolysat anvendes for at erstatte eksisterende indkøb af eksternt kulstof, f.eks. sprit, som på en række renseanlæg må indkøbes for at opnå en ønsket afløbskvalitet for total-kvælstof.

Hvis der på renseanlægget i forvejen foretages udrådning af slammet for produktion af el og varme, vil dette give en indtægt. Denne indtægt vil reduceres, såfremt en del af kulstoffer anvendes til kvælstoffjernelse.

Der vil således være en række lokale forhold, som skal afvejes i forhold til hinanden for at kunne vurdere, om løsningen er attraktiv.

For at få et overslag over de samlede omkostninger og besparelser tages der udgangspunkt i et model-reseanlæg med en kapacitet på 100.000 PE. Dimensioneringsgrundlaget for dette anlæg er som angivet i nedenstående tabel.

TABEL 1. Dimensioneringsgrundlaget.

Parameter – middel	Mængde	Enhed
BOD	6.000	Kg/d
COD	13.800	Kg/d
SS	7.400	Kg/d

Ved hydrolyseforsøg blev det vist, at følgende resultater kan opnås under de givne forhold. Overordnet kan det konkluderes, at der på et 100.000 PE anlæg ved 70 % reduktion af SS i primærtrinnet kan dannes en hydrolysatmængde, som vil kunne denitrificere ca. 235 kg N/d som angivet i nedestående tabel.

TABEL 2. Nøgleparametre for hydrolysen.

Parameter – middel	Mængde	Enhed
Hydrolyse - opholdstid	3	døgn
Hydrolyse - Temperatur	30	°C
Udtaget primærslam til hydrolyse	5.175	Kg SS/d
COD i SS	1,3	Kg COD/ kg SS
Udtag af SS i primærtrin	70	%

COD i primærslam til Hydrolyse	6.727	Kg COD/d
Udbytte af COD ved hydrolyse	20	%
Produceret COD opløst ved hydrolyse	1.346	Kg COD/d
Udnyttelse af produceret hydrolysat/COD	70	%
Produceret Hydrolysat anvendt til Denitrifikation	942	Kg COD/d
COD /N-forhold ved denitrifikation med hydrolysat	4	Kg COD/kg N
Mulig fjernelse af N ved DN med hydrolysat	235	Kg N/d

For at opnå denitrifikation af ca. 235 kg N/d, må der tilsættes en kulstofmængde – I dette tilfælde sprit – svarende til årlige omkostninger på ca. 1.348.000 kr./år som beregnet i nedenstående tabel.

TABEL 3. Besparelse ved indkøb af sprit (ethanol).

Parameter – middel	Mængde	Enhed
Ethanol – koncentration - indkøbt	80	%
COD-indhold i handelsvare	1,67	Kg COD/kg vare
Pris for ethanol	7,00	Kr./kg vare
Pris pr. kg COD i indkøbt ethanol	4,19	Kr./kg COD
N denitrificeret med ethanol	235	Kg N/d
C/N-forhold ved denitrifikation med ethanol	4	Kg COD/kg N
COD i ethanol for denitrifikation	940	Kg COD/d
Omkostning til indkøb af ethanol	3.938	DKK/d
Omkostning til indkøb af ethanol	1.348.000	DKK/år

Ved at anvende slammet til produktion af hydrolysat til denitrifikation vil der fremkomme en mindre produktion af gas. Hvis gassen var blevet forbrændt i en gasmotor ville den med de anførte priser i nedenstående tabel give en mindre indtægt på ca. 482.000 kr./år. Den varmemængde, som skal bruges til at opvarme primærslammet i hydrolysetanken kan i de fleste tilfælde hentes som overskudsvarme, f.eks. fra gasmotor eller kedel.

TABEL 4. Tabt indtægt ved gasproduktion ved at bruge COD i slammet til hydrolyse.

Parameter – middel	Mængde	Enhed
Produceret Hydrolysat anvendt til Denitrifikation	942	Kg COD/d
Gasudbyttet af COD-hydrolysat - antaget	100	%
CH ₄ produceret pr kg COD omsat	0,35	Nm ³ CH ₄ /kg COD
Produceret CH ₄ fra COD brugt til hydrolysat	330	Nm ³ CH ₄ /d
Energiindhold	10	kWh/Nm ³ CH ₄
Daglig energipotential	3.300	kWh/d
Virkningsgrad på gasmotor	40	%
El-produktion	1.320	kWh/d
Salgspris på el	1,00	DKK/kWh
Indtægt ved el-salg	1.320	DKK/dag
Indtægt ved el-salg	482.000	DKK/år

Anlægget til hydrolyse opbygges som skitseret på nedenstående figur:

KLIVER

Det Klimavenlige Renseanlæg

Projektgrundlag og -koncept

Marts 2020

KLIVER

Det Klimavenlige Renseanlæg

Projektgrundlag og -koncept

Udarbejdet af: Kim Sundmark / Mette Dam Jensen

Kontrolleret af: John Borgbjerg Møller

Udgave: 1

Ordrenummer: 21335

Krüger A/S – Veolia Water Technologies, Danmark

SØBORG
Gldsaxevej 363
DK-2860 Søborg
T +45 3969 0222
kruger@kruger.dk

AALBORG
Indkildevej 6C
DK-9210 Aalborg SØ
T +45 9818 9300
kruger@kruger.dk

AARHUS
Haslegårdsvænget 18
DK-8210 Aarhus V
T +45 8746 3300
kruger@kruger.dk

GLOSTRUP SERVICE
Fabriksparken 35
DK-2600 Glostrup
T +45 3969 0222
kruger@kruger.dk

AQUACARE
Fabriksparken 50
DK-2600 Glostrup
T +45 4345 1676
aquacare@kruger.dk



Indholdsfortegnelse

1. Indledning.....	2
2. Idéudvikling i den indledende fase	3
2.1 Undgå metantab fra slam og biogasprocesser	3
2.2 Smart udnyttelse af kulstof fra rå-spildevand	3
2.3 Energooptimering og/eller klimaoptimering	4
2.4 Balancering af lattergasdannelse, kvælstofrensning og biogasproduktion	5
2.5 Udnyttelse af KLIVER konceptet til kapacitetsforøgelse og klimaoptimering af Mariagerfjord Vand Renseanlæg	5
3. Business case: Udnyttelse af primærslam til intern hydrolyse.....	6
4. Business case: Det Klimavenlige Renseanlæg til kapacitetsforøgelse	8
5. Koncept design og arealdisponeringsplan	10



1. Indledning

Dette notat/rapport indeholder grundlaget for udviklingen af "Det Klimavenlige Renseanlæg". Der gives en beskrivelse af konceptudviklingen og det indledende konceptdesign + arealdisponeringsplan præsenteres.

Det ønskes tydeliggjort, med hvilket afsæt projektet er startet og hvilke gevinster projektets resultater forventer at føre med sig.

Rapporten tjener således det formål, at beskrive forudsætningerne for det konceptdesign, der indledningsvist er udarbejdet en business case for.

At arbejde med en business case for ideen både ved start af projektforsløbet og ved afslutningen er en metodik, der er valgt for at holde fokus på, at "Det klimavenlige Renseanlæg" fremadrettet kun vil blive etableret i fuld skala, hvis designet kan give flere gevinster end ved et traditionelt anlægsdesign. I Danmark og internationalt er dette typisk et aktiv-slam anlæg uden overdækning af proces- eller slamlagertanke.

Arbejdet med business casen er en proces, hvor de indledende vurderinger har kvalitativ karakter, der kvalificeres efterhånden som viden genereres i forløbet. MUDP projektet afsluttes med en opdatering af business casen, så det synliggøres, hvilke gevinster, der kan forventes med dette anlægskoncept.



2. Idéudvikling i den indledende fase

Det Klimavenlige rensesanlæg er resultatet af forskellige overordnede overvejelser, der er søgt integreret i ét samlet koncept.

De overordnede overvejelser, der ledte frem til KLIVER præsenteres kort i det følgende.

2.1 Undgå metantab fra slam og biogasprocesser

Der har længe været stort fokus på at optimere gasproduktionen fra spildevandsrensningen, men der er nu også i højere grad kommet fokus på, at undgå direkte emissioner af klimagassen metan – dette både som lækager og ved driftsproblemer men også som procesemissioner ved lagring af slam.

Krüger har på mange anlæg set, at arbejdet med at optimere gasproduktionen fra slam ofte begrænses af manglende bufferevne omkring slamhåndteringen i rådnetankene. Dette fører til ustabilitet i driften og risiko for jævnlig afblæsning af sikkerhedsventiler på rådnetanke, der medfører direkte udledning af metan til atmosfæren.

Det er desuden erfaringen, at manglende bufferevne omkring rådnetanke giver anledning til problemer med varmeenergibalancerne, der giver svingende procesforhold i rådnetanken, med nedsat performance og biogasudbytte til følge.

Direkte tab af metan til atmosfæren ses også fra eventuelle åbne slamlagertanke, der ligger efter udrådningen. På nogle anlæg er disse slamlagertanke overdækket, men ikke tilkoblet gassystemet, hvorfor denne rest-gas blot afledes til atmosfæren. Dette giver tab af energiproduktion og et væsentligt forøget C-footprint fra slambehandlingen.

Til afhjælpning af disse problemstillinger, har Krüger udviklet "3iEn kombitanken", der udgør en vigtig trædesten til udviklingen af "Det Klimavenlig rensesanlæg" og indeholder elementer som beskrevet nedenstående.

Ideen med overdækning af slamlagertanke – både før og efter rådnetanken, her i den kombinerede "3iEn kombitank", giver mulighed for opsamling af både metan, men også lattergas fra det ikke udrådnede slam. Der er i stigende grad fokus på, at lattergasemissioner fra slammet kan være anledning til et markant bidrag til rensesanlæggenes C-footprint, når direkte procesemissioner medregnes i opgørelsen.

Varmeoverførsel fra det udrådnede slam til "rå-slammet" giver mulighed for en "for-hydrolyse" af dette slam, inden det tilføres rådnetanken. For-hydrolyse er en idé, der har været drøftet adskillige gange, men da opvarmning af "rå-slam" giver anledning til lugtgener og gasudvikling, er dette ikke realiseret i praksis.

Hydrolysen er en biologisk omdannelse af svært omsætteligt kulstof til let omsætteligt kulstof, der hurtigt kan optages af bakterier i både rensesanlæg og rådnetank.

Udviklingen af 3iEn konceptet gav anledning for at indtænke varm hydrolyse af rå-slam som en del af et fremtidigt anlægsdesign med fokus på effektive processer og undgåede procesemissioner.

2.2 Smart udnyttelse af kulstof fra rå-spildevand

Som før skrevet er der fokus på at øge energiproduktionen fra spildevandets kulstof. I branchen har vi i flere år arbejdet med konceptet "Det energiproducerende rensesanlæg".

Dette er bl.a. søgt realiseret ved eksempelvis centraliseret slambehandling, hvor slam fra mindre rensesanlæg køres til et større anlæg med rådnetank og slammet dermed



energiudnyttes centralt. Resultatet af dette er mere biogas, men også en forøget intern kvælstofbelastning via rejktvandet, der lægger pres på kvælstoffjernelsen i aktiv slam anlægget.

Kvælstoffjernelsen kræver foruden ilt til nitrifikation også letomsætteligt kulstof til denitrifikation. Når den interne N-belastning stiger, stiger behovet for kulstof til spildevandsrensningen også.

Med fokus på øget biogasproduktion, har vandbranchen haft fokus på at høste mest muligt kulstof fra råspildevandet til biogasproduktion. Dette ved at drive renseanlæggene som 2-trins anlæg, enten med en primær fældning eller med forfiltrering. Resultatet heraf er en stor produktion af "rå-slam", = primær slam med et stort gaspotentiale, men samtidig også en "udsultning" af denitrifikationens adgang til letomsætteligt kulstof. Dette gør det udfordrende at rense spildevandet til høj kvalitet og samtidig producere maksimalt biogas fra spildevandet, da man kun kan bruge kulstoffet én gang.

Mange anlæg oplever denne udfordring og i praksis kan det afhjælpes ved at købe eksternt kulstof i form af eksempelvis eddikesyre eller sprit for at give denitrifikationen den nødvendige kulstofkilde, der sikrer den ønskede omsætning af kvælstof.

Dosering med eksternt kulstof er bl.a. tilfældet på Bruunshåb Renseanlæg hos Energi Viborg Vand. Her købes årligt en væsentlig mængde sprit, der doseres til anlæggets denitrifikation – både for at sikre tilstrækkelig kvælstoffjernelse, men også for at øge denitrifikationshastigheden om vinteren, da anlæggets samlede kapacitet er udfordret, når procestemperaturen falder. Denne strategi giver en bedre kvælstoffjernelse og en kapacitetsforøgelse, hvorved der undgås en investering i anlægsudbygningen. Energi Viborg Vand driver således deres renseanlæg med en fleksibel kapacitet.

Via arbejde med energioptimering og drøftelser med Energi Viborg Vand forud for KLIVER, blev det overvejet, om der med fordel kunne omlægges til 2-trins drift på et renseanlæg med 1-trins drift (Bjerringbro), hvorefter det primære slam efter transport kunne energiudnyttes centralt på Bruunshåb. I denne forbindelse kom idéen, at det forafvandede primære slam potentielt kunne raffineres via hydrolyse til letomsætteligt kulstof som erstatning for indkøb af sprit.

Disse overvejelser var vigtige trædesten til udviklingen af Det klimavenlige Renseanlæg.

2.3

Energioptimering og/eller klimaoptimering

At optimere renseanlæg i dag handler således i høj grad om at bruge spildevandets kulstof indhold bedst muligt. Vi har som før beskrevet presset mest muligt kulstof fra råspildevandet over til biogasproduktionen for at maksimere denne og vi har lavet tiltag for at reducere anlæggets energiforbrug, særligt til den iltkrævende beluftning af nitrifikationen.

Fra teorien ved vi, at iltbegrænsning under nitrifikationen øger sandsynligheden for at producere lattergas. Tilsvarende ved vi, at kulstofbegrænsning under denitrifikationen øger sandsynligheden for at producere lattergas.

Sammenholdes teorien med vores praktiske tiltag for at arbejde os frem mod det energiproducerende renseanlæg, så viser sig en konflikt. At vi risikerer at øge C-footprint fra anlægget via lattergasemissioner og metantab (som beskrevet i afsnit 2.1), når vi forsøger at energioptimere dette.



Nøglen til at balancere disse processer ligger i styring af fordelingen af kulstoffet og dette leder frem til den sidste trædesten til udviklingen af Det Klimavenlige Renseanlæg.

Fra tidligere udviklingsarbejder har Krüger patenteret en styring, der tilpasser beluftningen under nitrifikationen, så denne tilpasses i forhold til procesemissioner af lattergas. Ønsket med KLIVER er at udvikle en tilsvarende styring, der understøtter denitrifikationsprocessen ved kulstoftilførsel, hvis procesemissionerne af lattergas stiger.

Dette kræver, at der er adgang til letomsætteligt kulstof, som i konceptet for KLIVER produceres via varm hydrolyse af det primære slam.

2.4

Balancering af lattergasdannelse, kvælstofrensning og biogasproduktion

Udviklingen af denne KLIVER styring skal ikke alene tilgodese ønsket om at minimere lattergasemissionerne. Det er som før nævnt kun muligt at bruge spildevandets kulstof én gang og da kulstof også er kilden til biogasproduktion samt renseanlæggets evne til at rense spildevandet for kvælstof, skal styringen kunne balancere, hvor dette kulstof anvendes bedst muligt. Styringen skal balancere kulstoftilførsel, så det letomsættelige hydrolyseprodukt fra rå-slam bliver tilført til renseanlæg og rådnetank, hvor og hvornår behovet er størst, så der skabes mest mulig værdi.

Den indledende business case for udnyttelsen af primær slam til intern kulstofkilde indikerede, at denne anvendelse gav den største økonomiske gevinst. Denne præsenteres i afsnit 3.

2.5

Udnyttelse af KLIVER konceptet til kapacitetsforøgelse og klimaoptimering af Mariagerfjord Vand Renseanlæg

På Brunnshåb renseanlæg hos Energi Viborg Vand anvendes eksternt kulstof i form af sprit til at sikre kvælstoffjernelsen, men denne kulstofkilde giver også øgede proceshastigheder i vinterperioden, hvor renseanlægget er udfordret på rensekapaletet.

Da Mariagerfjord Vand renseanlæg står foran en kapacitetsforøgelse indtænkes KLIVER konceptet i den fremadrettede udvikling af anlægget for at afdække, om anlægget kan videreudvikles som både energi- og klimavenligt.

Mariagerfjord Vand stod i ansøgningsfasen foran større anlægsinvesteringer ved at skulle øge rensekapaleteten fra 75.000 PE til 150.000 PE. Dette anlæg blev således valgt som case for udviklingen af KLIVER konceptet. Den indledende business case blev lavet med afsæt i målet om 150.000 PE.

I løbet af KLIVER projektets opstart blev dette mål ændret til 225.000 PE, hvorfor renseanlægget er i gang med væsentlige anlægstiltag, der rækker ud over KLIVER.

Udviklingen af KLIVER konceptet ved den varme hydrolyse sker i pilotskala og kan således gennemføres uafhængigt af renseanlæggets omlægninger, men arbejdet med business casen for Mariagerfjord vand vil skulle tilpasses en ny virkelighed ved afslutning af KLIVER projektforløbet.



3. Business case: Udnyttelse af primærslam til intern hydrolyse

Der er i perioden oktober til december 2020 udført forsøg med hydrolyse af slam med et pilotanlæg opstillet på Mariagerfjord Renseanlæg.

Pilotanlægget har bestået af en forfiltreringsenhed, som har filtreret råspildevand med 10-15 m³/time gennem et 100 micron filter.

Slammet fra forfiltreringen er efterfølgende behandlet anaerobt i tre døgn med varierende temperatur og pH for at finde optimale procesforhold.

Ved en temperatur på 30- 35 grader og en pH på 5 – 7 opnås en nedbrydning af COD, og det er lykkedes at opnå en nedbrydning på 25 – 35 % af COD.

Nedbrydningsprodukterne findes på opløst form, og væskefraktionen er efterfølgende anvendt til forsøg med denitrifikation for at fastlægge de opnåelige omsætningshastigheder.

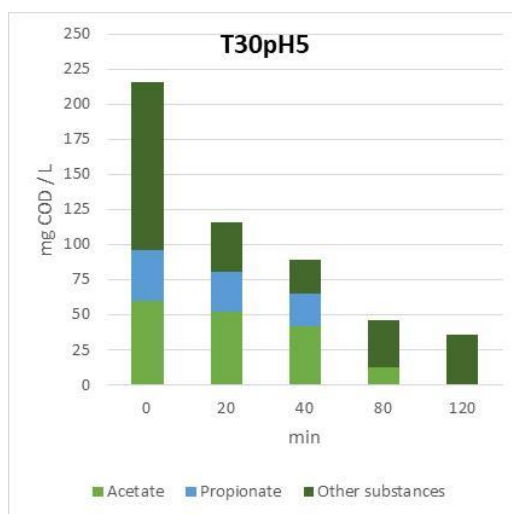
Forsøgene viser, at der kan opnås en Denitrifikationsrate som er 125 – 150 % af den rate, som kan opnås med acetate, hvilket er særdeles bemærkelsesværdigt.

Dette stemmer dog overens med resultater fra anden forskning, og kan skyldes, at de denitrificerende bakterier har en population svarende til det faktum, at de normalt lever af de nedbrydningsprodukter af COD som findes i det aktuelle spildevand. Disse bakterier omsætter således andre små molekyler med en større hastighed end der kan opnås med f.eks acetat.

Ved forsøgene med denitrifikation er der løbende under forsøgene udtaget prøver for at se hvilke stoffer der blev omsat. Der blev målt COD-opløst, acetat og propionat. Den målte mængde af acetat og propionat blev omregnet teoretisk til COD, og der blev opstillet en ligning, som siger:

$$\text{COD-opløst} = \text{Acetat (COD)} + \text{Propionat(COD)} + \text{Andet(COD)}$$

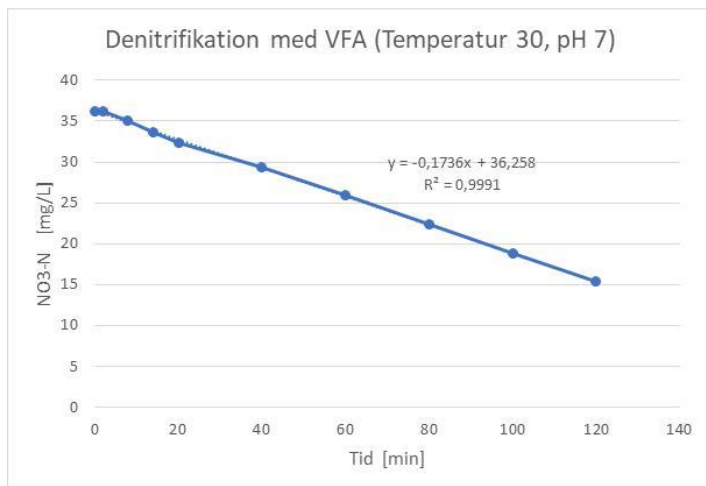
Som det ses af efterfølgende figur er det således ikke acetat og propionat som bruges først af denitrifikanterne, men opløst COD som kun har kunnet måles som "andet"





Et eksempel på Denitrifikationsraten kan ses af følgende figurer

Hydrolysat:



Forsøgsbetingelser:

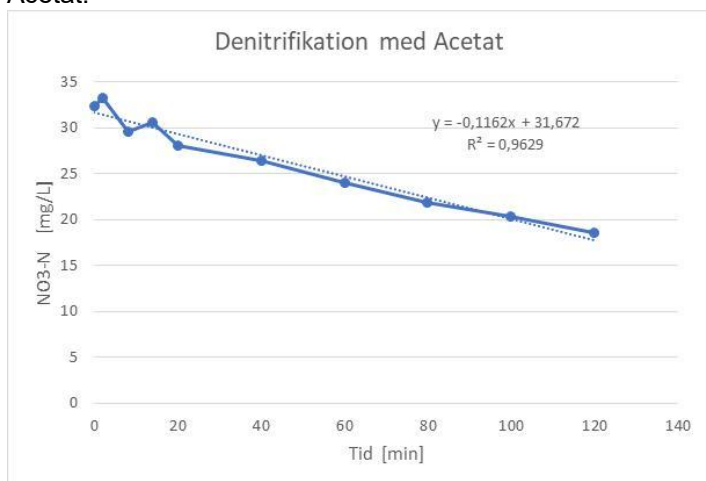
Opholdstid: 3 døgn

Temperatur: 30 °C

pH: 7

Slamindhold: 4,14 kg TS/m³

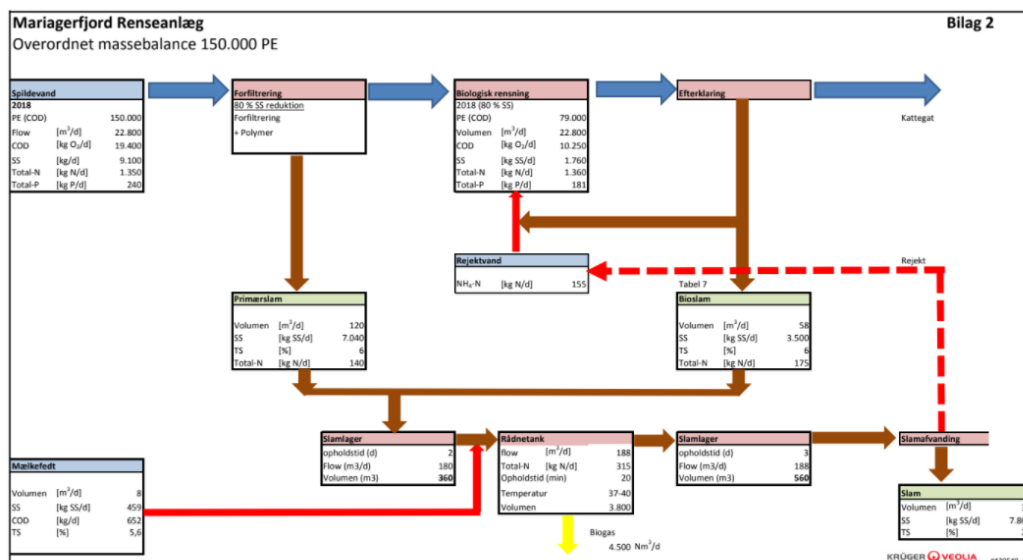
Acetat:



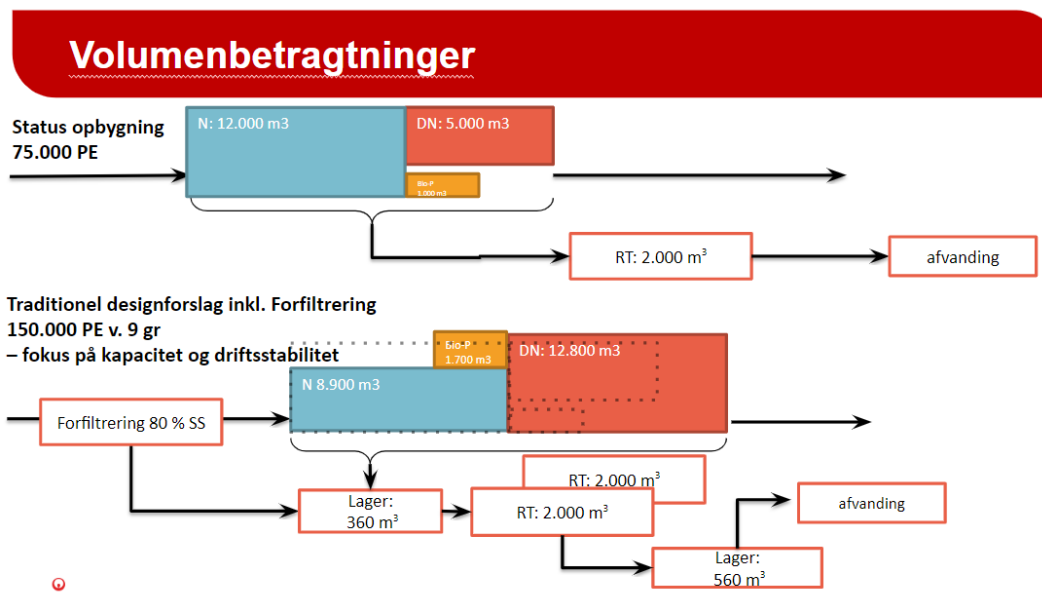


4. Business case: Det Klimavenlige Renseanlæg til kapacitetsforøgelse

Nedenstående er vist en overordnet massebalance for Mariagerfjord renseanlæg.

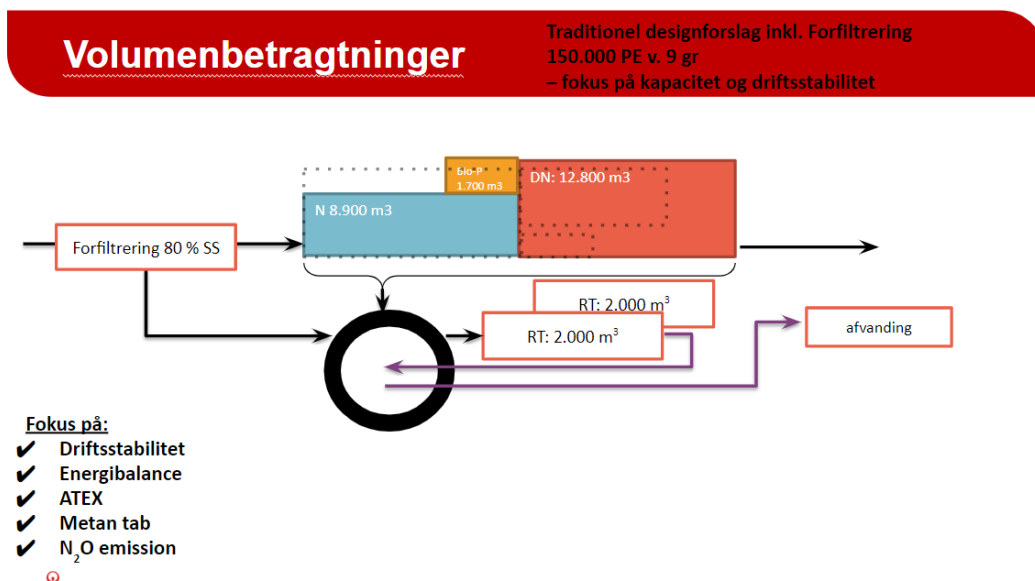


Nedenstående figur viser volumenbetragtninger for status og ved udbygning med traditionel design samt udbygning til 150.000 PE med forfiltrering.

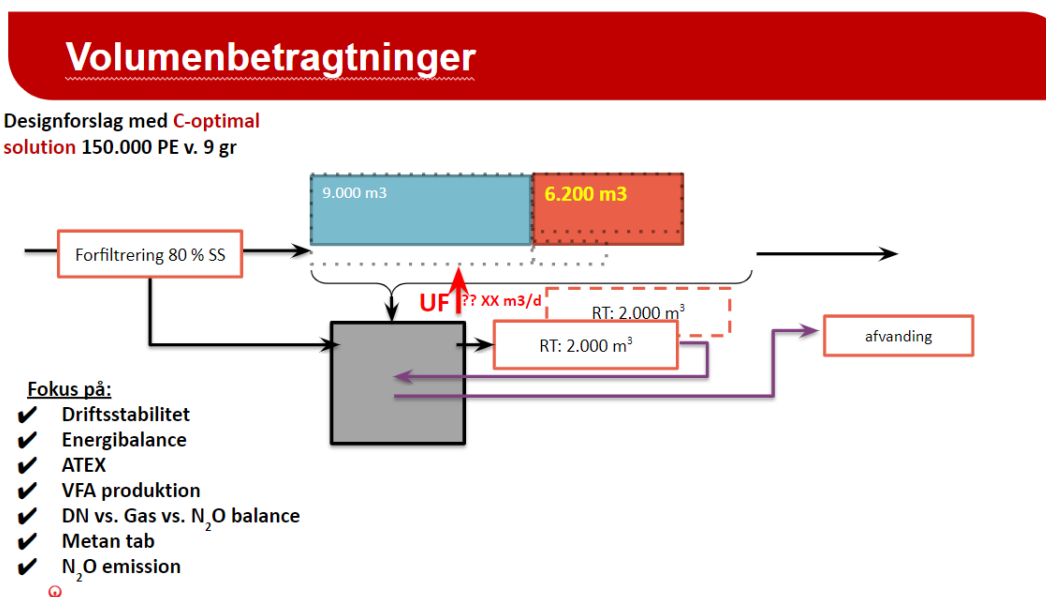




Nedenstående figur viser volumenbetragtninger med 3iEn kombitanken inkluderet.



Nedenstående figur viser volumenbetragtninger med udnyttelsen af primær slam til intern produktion af kulstofkilde (hydrolyse).





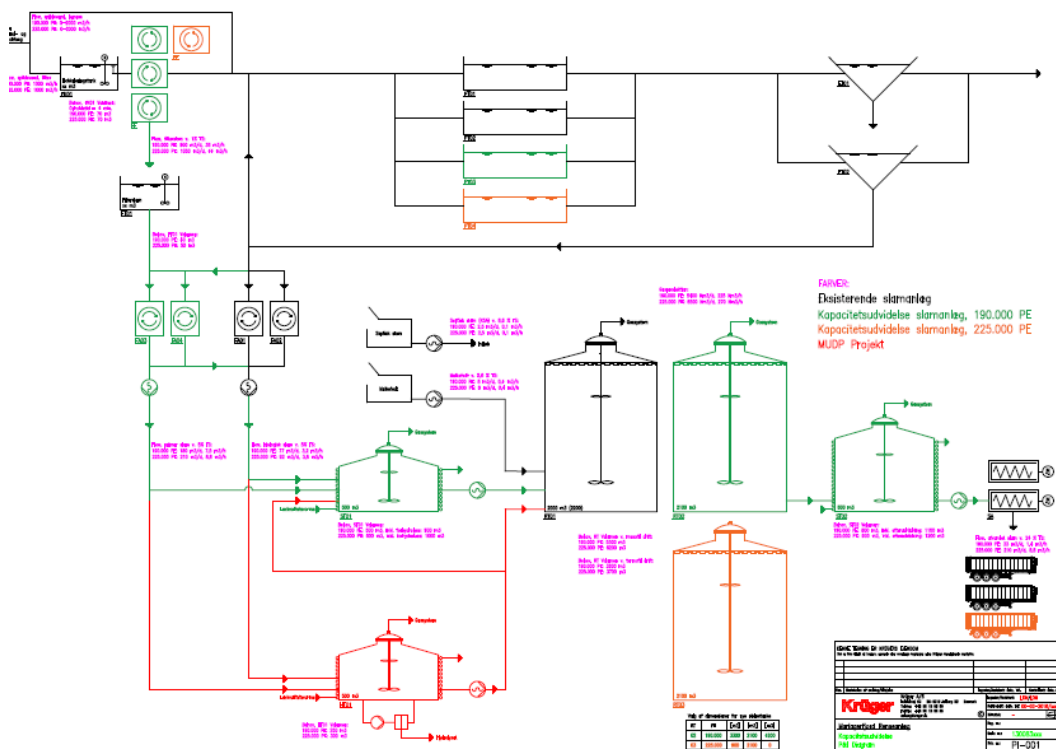
5. Koncept design og arealdisponeringsplan

Da målet for den nødvendige fremtidige kapacitet af Mariagerfjord Renseanlæg blev ændret under opstart af MUDP projektet og da tidshorizonten for etablering af den ekstra kapacitet på renselanlægget var meget kort, blev der arbejdet med et indledende anlægsdesign og en arealdisponeringsplan, hvor de fysiske tiltag omkring slambehandling kunne planlægges og igangsættes uafhængigt af resultaterne fra KLIVER projektet. Dette blev valgt, da Mariagerfjord Vand ikke kunne afvente at igangsætte anlægstiltag til resultaterne fra hhv. Aalborg Universitet og pilotlinjen på renselanlægget forelå.

Det blev hurtigt besluttet at gå bort fra ideen om, at integrere hydrolysefunktionen i 3iEn tanken, men derimod forberede de fysiske fuldskala installationer omkring rådnetankene, så en varm hydrolysetank nemt kan tilkobles anlægget, hvis resultaterne fra KLIVER er positive og den afsluttende business case viser, at dette giver gevinster for den fremtidige drift af renselanlægget. Via dette arbejde blev der identificeret flere fordele ved at afkoble bufferfunktion fra hydrolysefunktion, som ellers var trædesten til idéudviklingen.

Ved at afkoble disse to funktioner opnås fuld kontrol over opholdstid og procesforhold i hydrolysetanken og det var vores forventning, at vi vil opnå en hydrolyserende bakterie kultur, der vil have en langt højere effektivitet for produktion af flygtige syrer til gavn for de følgende biologiske processer.

På følgende figurer ses, hvorledes fuldskala anlæg af KLIVER hydrolysetanken er indtænkt i anlægsprojektet på Mariagerfjord Renseanlæg.



Bilag 2.

Lattergasmålinger fra Mariagerfjord



Notat
Side 1 af 11
17. april 2020
Ref.: EMD

Vedr.: Lattergasmåling på Mariagerfjord Renseanlæg

Til: Tom Rask
Anna-Marie Engberg Christensen
Jan Erik Jørgensen

Mariagerfjord Vand
Mariagerfjord Vand
Mariagerfjord Vand

Fra: Ellen Marie Drastrup

Krüger

Indholdsfortegnelse

1	Baggrund.....	1
2	Målekampagne i procestankene	2
3	N ₂ O måledata	4
4	N ₂ O produktion	6
5	Tendenser for N ₂ O produktion	8
5.1	Lattergas Line 1 i den beluftede yderring	8
5.2	Lattergas Line 1 i den beluftede yderring d. 3/1-2020	9
5.3	N ₂ O i Line 1 i mellemringen.....	10
6	N ₂ O emission.....	11
6.1	Sammenligning af resultater	12
7	Konklusion og fremtidige anbefalinger	13

1 Baggrund

Mariagerfjord Renseanlæg har som en del af MUDP projektet "KLIVER - Det KLima VENlige Renseanlæg" fået installeret to N₂O Unisense online-sensorer i procestankene. Styringsværktøjet AquaVista Plant er installeret til opsamling af data. Dette notat vil gennemgå N₂O måledata for perioden september 2019 til januar 2020. Data er ligeledes fremlagt for Mariagerfjord Vand til møde d. 28. januar.

Krüger A/S – Veolia Water Technologies, Danmark

SØBORG
Gladsaxevej 363
DK-2860 Søborg
T +45 3969 0222
kruger@kruger.dk

AALBORG
Indkildevej 6C
DK-9210 Aalborg SØ
T +45 9818 9300
aalborg@kruger.dk

AARHUS
Haslegårdsvænget 18
DK-8210 Aarhus V
T +45 8746 3300
aarhus@kruger.dk

GLOSTRUP SERVICE
Fabriksparken 35
DK-2600 Glostrup
T +45 3969 0222
service@kruger.dk

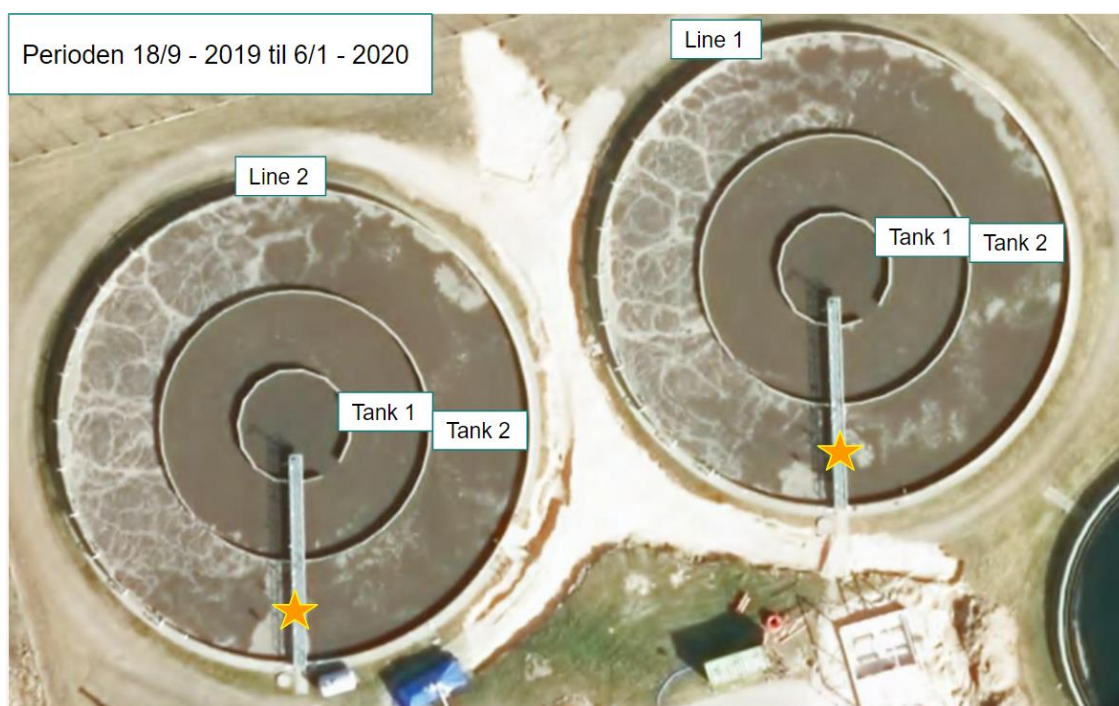
AQUACARE
Fabriksparken 50
DK-2600 Glostrup
T +45 4345 1676
aquacare@kruger.dk



2 Målekampagne i procestankene

På Mariagerfjord Renseanlæg er der to recirkulerende OOO-procestanke. Den inderste ring er anaerob zone, mellemringen er DN-zone, mens yderringen er beluftet. Pga. stor belastning bliver der doseret ren ilt i mellemringen i begge procestanke. Aquavistas navngivning er markeret på de to figurer, Figur 1 og Figur 2.

De to N₂O-sensorer var i perioden 18. september 2019 til d. 6. januar 2020 installeret i yderringen i hver af de to procestanke, se Figur 1. Der er indsamlet data fra alle online-målere i hele perioden så tendensen for N₂O produktionen kan ses for hver tank.



Figur 1: Placering af de to sensorer er vist med en stjerne. Begge sensorer er placeret i den beluftede yderring.

Den 6. januar blev den ene sensor flyttet så de to målere sad i samme tank i henholdsvis mellemringen, og yderringen. Se placering på Figur 2.

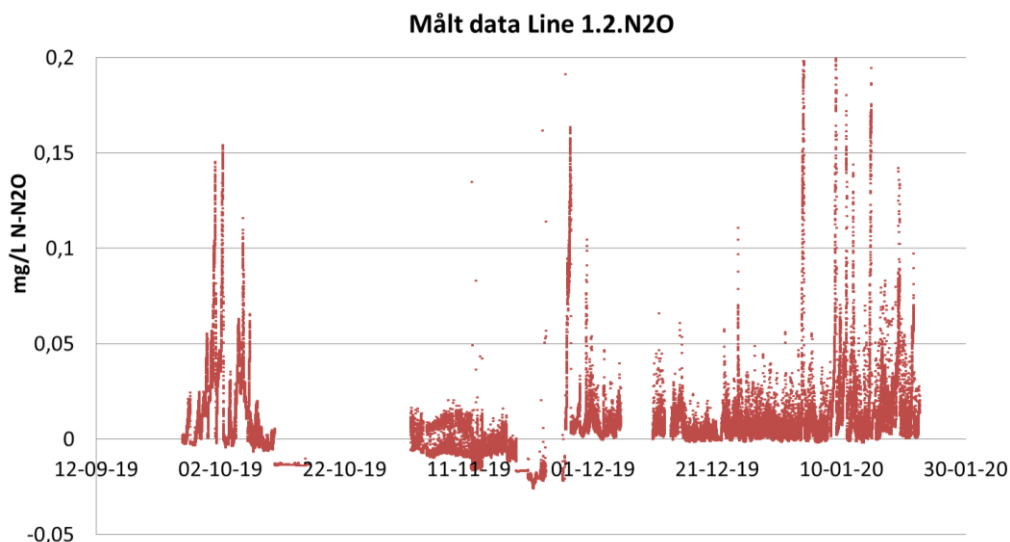


Figur 2: Sensorernes placering er vist med stjerner. Den ene sensor er placeret i mellemringen, der er DN-zone, men med dosering af ren ilt, mens den anden sensor er placeret i den beluftede yderring.

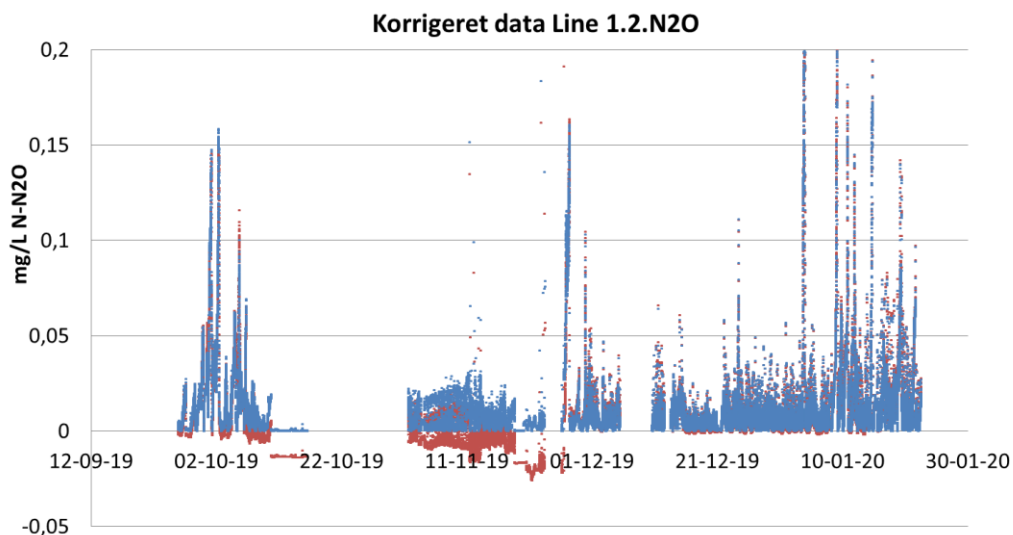


3 N₂O måledata

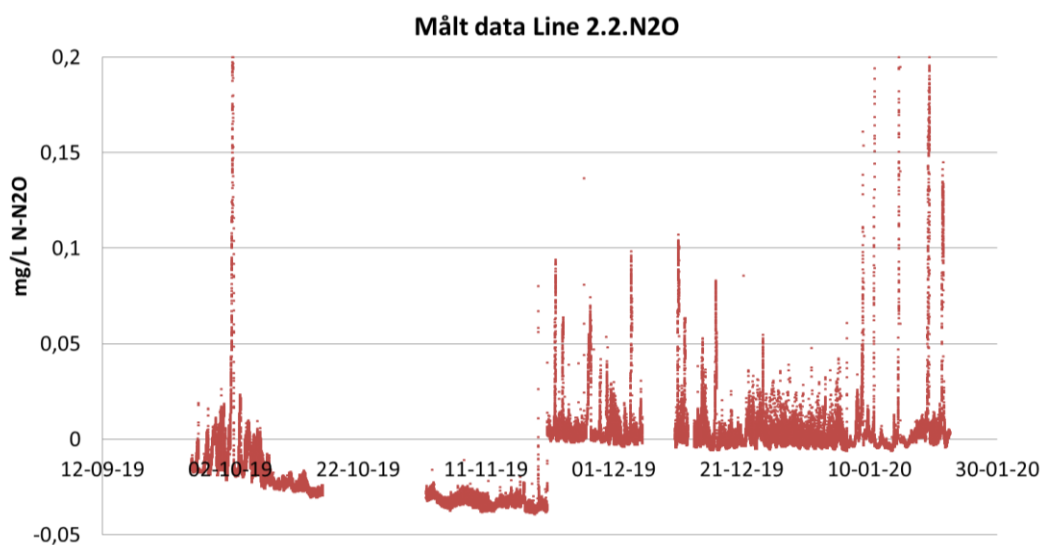
N₂O Unisense sensorer er følsomme overfor temperatursvingninger, hvilket ændrer nul-punktet for måledata. Da N₂O produktionen generelt har været lav i hele måle-perioden, har det været nødvendigt efterfølgende at korrigere data, for at have data over nulpunktet. Med antagelsen om at N₂O-koncentrationen rammer 0 mindst én gang i døgnet, er alle N₂O-data nulpunktskorrigeret i Excel. Data korrektionen ses af de to figurer herunder.



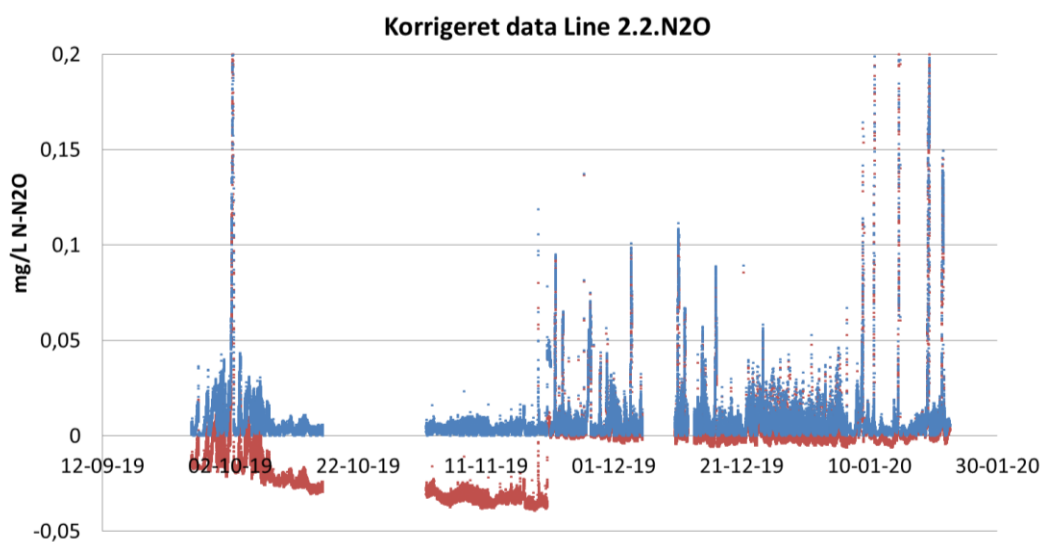
Figur 3: Rå måledata fra Line 1, yderringen (RØD)



Figur 4: Korrigeret måledata fra Line 1, yderringen (BLÅ)



Figur 5: Rå måledata fra Line 2, yderringen (RØD)



Figur 6: Korrigeret måledata fra Line 2, yderringen (BLÅ)

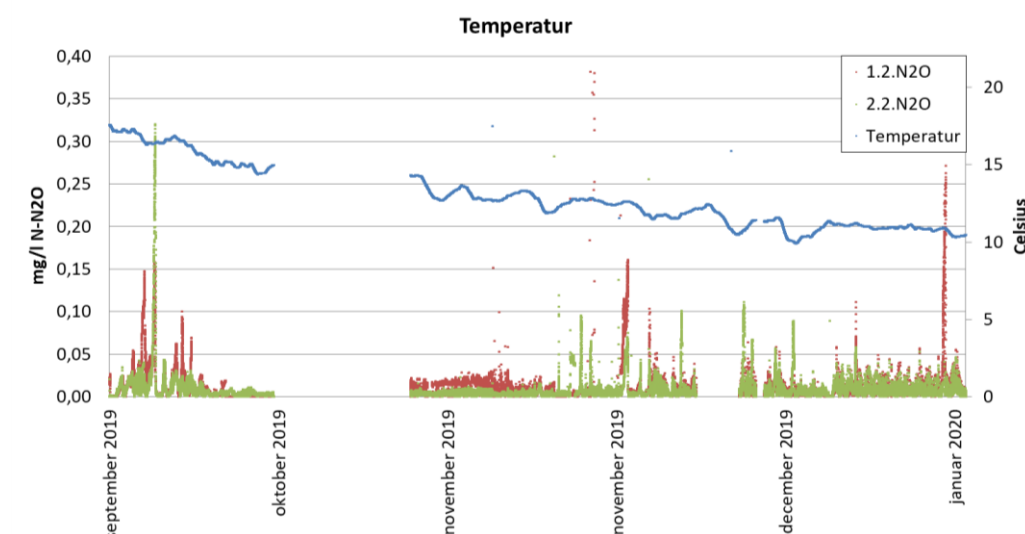


4 N₂O produktion

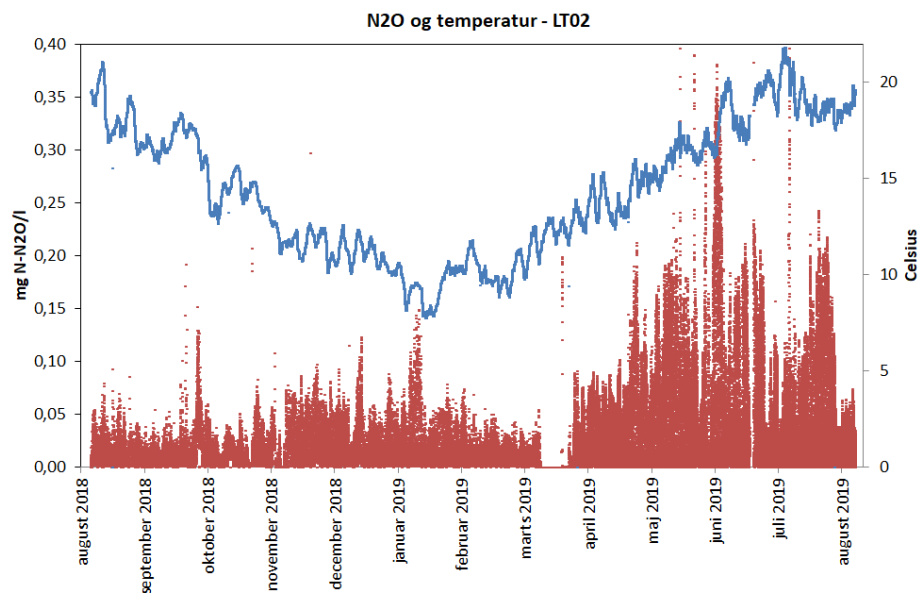
N₂O produktionen har for måleperioden været lav. Sammenholdt med anden måleerfaring ved vi, at N₂O koncentrationerne typisk stiger i foråret og sommeren, når temperaturerne bliver højere, mens at der ses lavere N₂O-koncentrationer i efterår og vinter. Det er med til at forklare de lave koncentrationer på Mariagerfjord Renseanlæg.

N₂O-koncentrationerne i vandfasen har i måleperioden ligget mellem 0,01 og 0,3 mg N₂O-N/l. Til sammenligning vises her resultaterne fra en målekampagne på Aalborg Renseanlæg Øst for et helt år.

Ønsker man et fuldendt billede af et renseanlægs N₂O produktion og emission bør målekampagne strække sig over et helt år.



Figur 7: Lattergasdata for Mariagerfjord renseanlæg, vist sammen med vandets temperatur. Line 1 (RØD), Line 2 (Grøn), Temperatur (BLÅ). Manglende måledata for oktober 2019 skyldes en data-kommunikationsfejl.



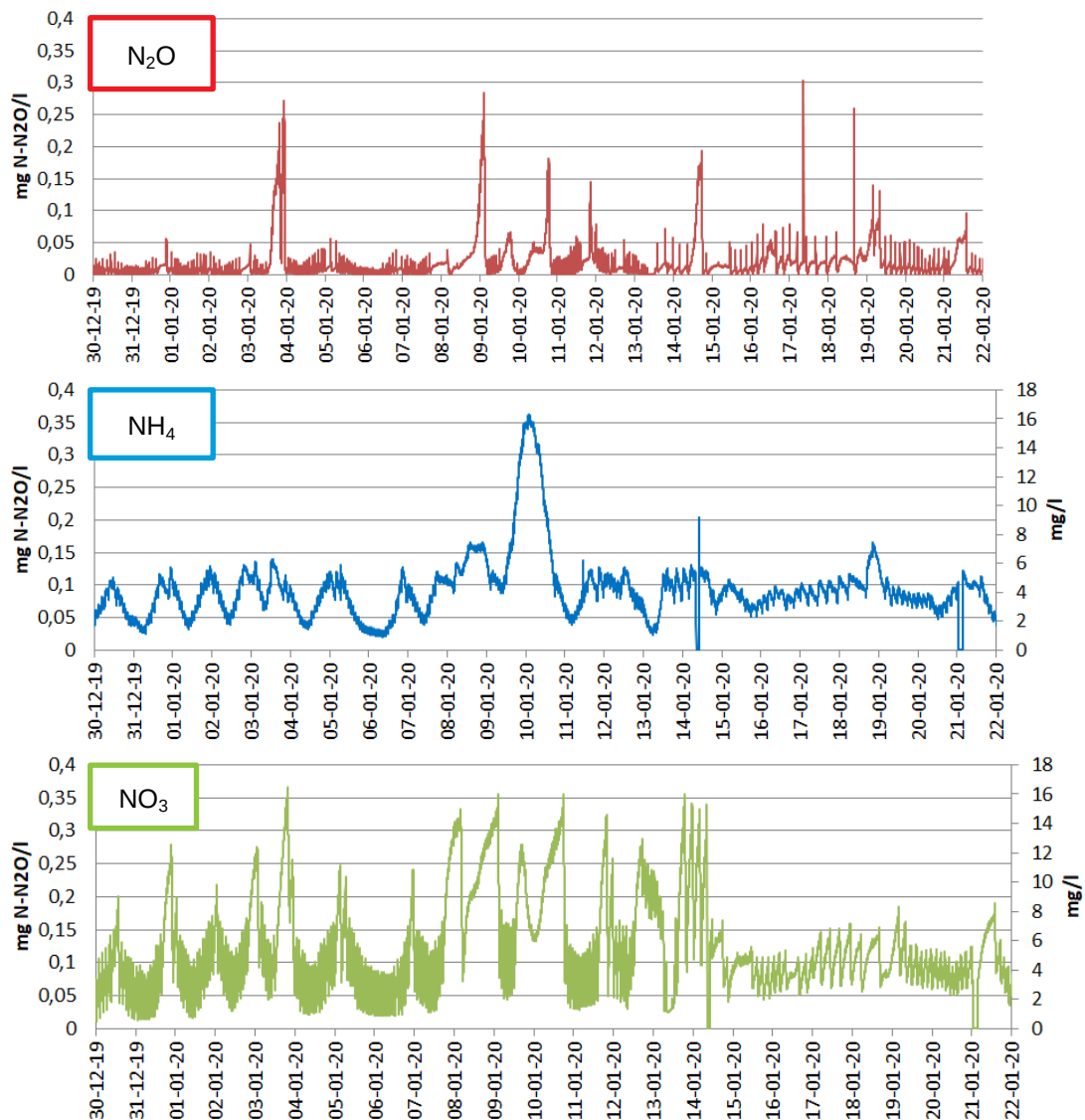
Figur 8: Lattergasdata for Aalborg Renseanlæg Øst for et helt år, vist sammen med vandets temperatur. N₂O-N (RØD), Temperatur (BLÅ)



5 Tendenser for N_2O produktion

5.1 Lattergas Line 1 i den beluftede yderring

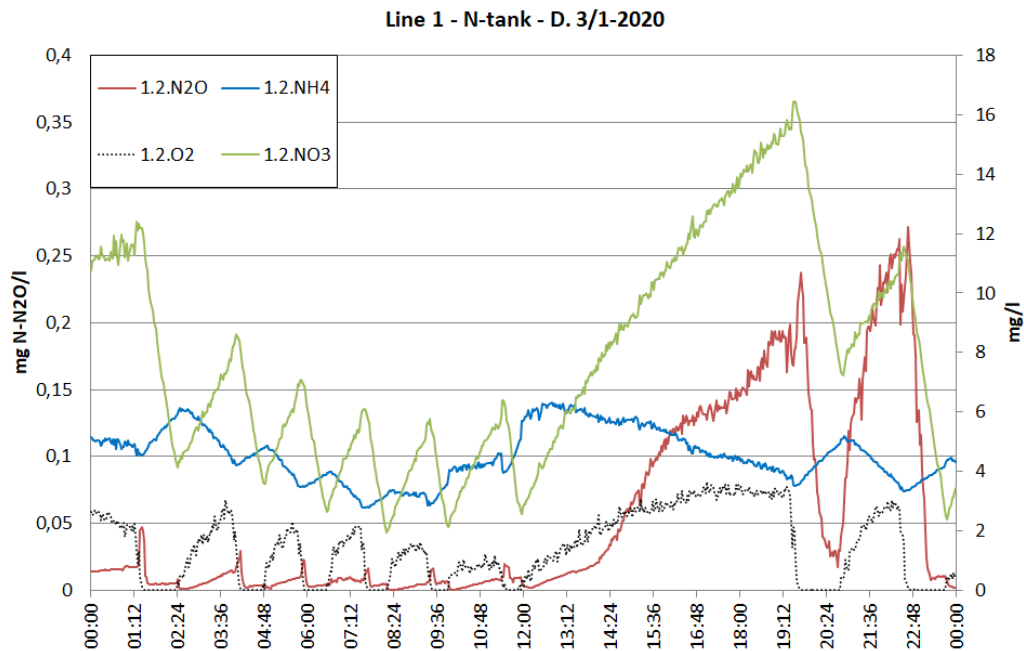
Herunder ses tendensen for N_2O -produktion i vandfasen over 22 dage sammenholdt med NH_4 og NO_3 . N_2O følger i højere grad nogle NO_3 -toppe, men det er ikke en entydig tendens for, hvornår der dannes N_2O i anlægget.





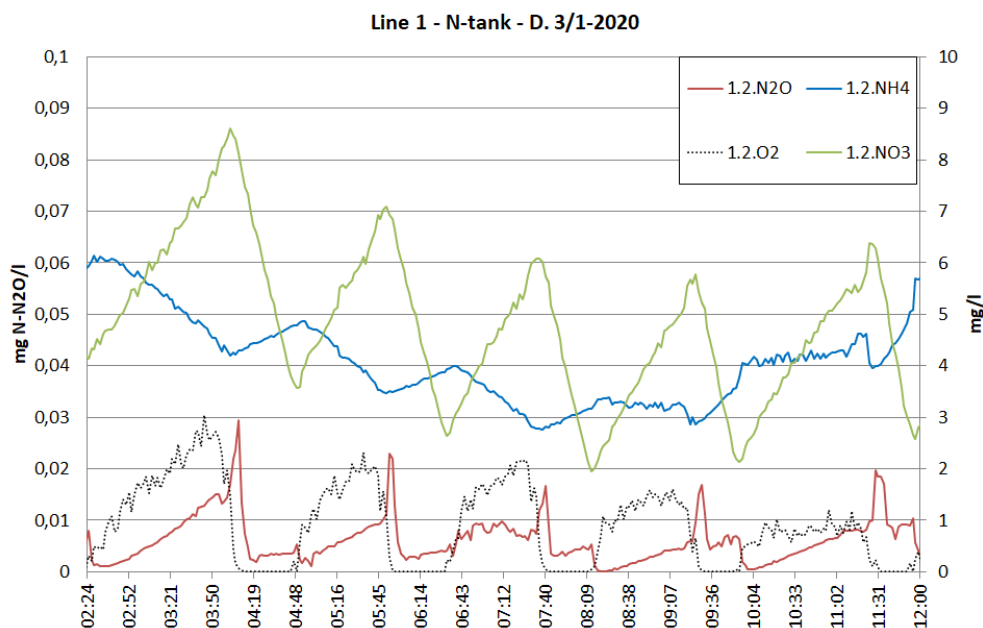
5.2 Lattergas Line 1 i den beluftede yderring d. 3/1-2020

N_2O dannes i høje koncentrationer under de lange beluftsfaser. Af Figur 9 ses det, at der beluftes uafbrudt fra kl. 12.00 til ca. kl. 19.30, for at sænke NH_4 . I samme periode stiger NO_3 fra 2,5 mg/l til 16,5 mg/l, hvilket ligeledes får N_2O til at stige. Idet ilten forsvinder kl. ca. 19.30 falder både NO_3 og N_2O kraftigt, hvilket viser tilstrækkeligt med kulstof til denitrifikation og omsætning af N_2O .



Figur 9: N_2O produktion i yderringen d. 3/1-2020. N_2O (RØD) følger NO_3 (GRØN). Der iltes i ca. 7 timer (SORT) for at sænke NH_4 (RØD).

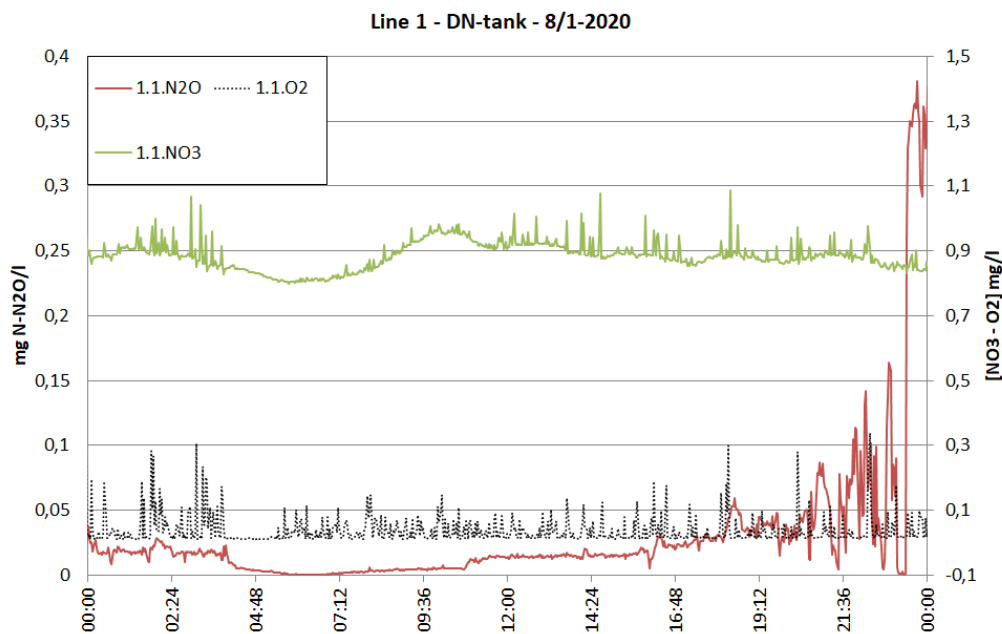
I Figur 10 ses et udsnit af Figur 9, hvor man ser N_2O udviklingen under ilt-faser af ca. 1 times længde. Her bygges N_2O ligeledes op under beluftsfasen. I overgangen fra N til DN-fase kommer der en N_2O -peak, hvorefter N_2O nedbrydes hurtigt.



Figur 10: Zoom af tidsrummet kl. 2.24 til kl. 12.00 d. 3/1-2020.

5.3 N₂O i Line 1 i mellemringen

N₂O koncentrationen i mellemringen er generelt lavere end N₂O i yderringen. Der ses af Figur 11 en kraftig stigning om aftenen, men det er ikke ud af de tilgængelige online data at vurdere, hvad stigningen skyldes. Stigningen kan skyldes, at der samtidig doseres ren ilt i mellemringen.



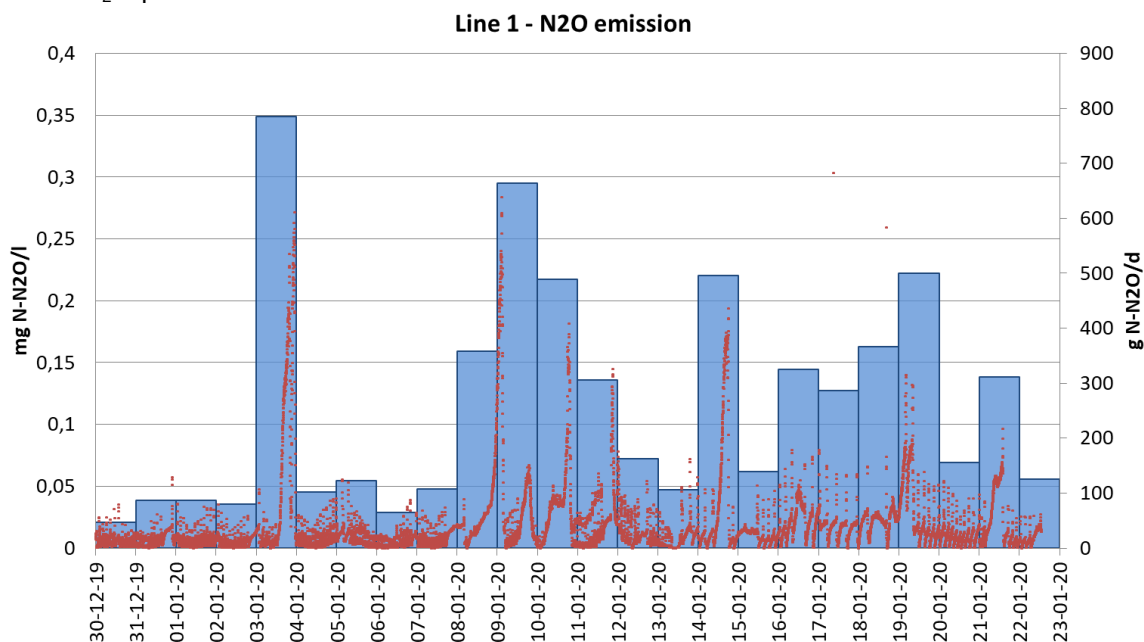
Figur 11: N₂O i Line 1 i mellemringen d. 8/1-2020



6 N₂O emission

Baseret på Unisense emissionsberegninger er N₂O-N emissionen beregnet for en kortere periode. Modellen bruger N₂O-koncentrationen, temperaturen og luft-flow fra blæserne under beluftning. Emissionsberegningen forudsætter, at der sker en gas-stripping under beluftning, mens der kun sker en lavere gas-diffusion i DN-fasen. Der er indtil videre kun lavet beregning af emissionen i yderringen, hvor der beluftes med atmosfærisk luft. Konsekvensen af at ilte med ren ilt i mellemringen er ikke undersøgt.

Den gennemsnitlige N₂O-N emission for hver dag ses i Figur 12, sammen med den målte N₂O-N koncentration i vandfasen. Den gennemsnitlige emission for denne korte måleperiode (30/12 - 2019 til 23/1 - 2020) er 261 g N₂O-N/d for Line 1. Den estimerede belastning for begge procestanke er 523 g N₂O-N/d. En daglig emission på 523 g N₂O-N/d er lav sammenlignet med andre anlæg, og kan umiddelbart forklares med at målingerne er lavet i vinterperioden, hvor vi ved at N₂O-produktionen er lav.



Figur 12: Gennemsnitlig N₂O-N emission (BLÅ) vises her sammen med målt lattergas-koncentration (RØD) i Line 1

Gennemsnitlig udledning (30/12-2019 til 23/1-2020)	
Line 1 N-tank	261 g N-N ₂ O/d
Line 1 (x2) N-tank	523 g N-N ₂ O/d
Årlig N ₂ O udledning	191 kg N-N ₂ O/år



6.1 Sammenligning af resultater

Til sammenligning af resultaterne fra Mariagerfjord Renseanlæg vises de her sammen med resultater fra Bruunshåb Renseanlæg, en målekampagne på Aalborg Renseanlæg Øst, samt litteraturstudier fra Danmark og Sverige. Der er stor forskel på målemetoderne og måleresultaterne for de enkelte studier.

Kilde	Analyse	Navn (Land)	Type anlæg	Belastning [PE]	Daglig emission [g N-N ₂ O/d]	% af TN fra indløb [%]	Emission pr. PE [g N-N ₂ O/PE/år]
Mariagerfjord Vand	Unisense	Mariagerfjord (DK)	Rec.Bundbe.	100.000	523		1,9
Energi Viborg	Unisense	Bruunshåb (DK)	Alt. Bundbe.	50.000	306	0,06 %	2,24
Aalborg Forsyning	Unisense	Aalborg Øst (DK)	Alt. Bundbe.	85.000	2.415	0,31 %	10,4
IPCC						0,035 %	3,2
DCE 2017 (national opgør.)						0,32 %	
Andreasen et. al 2013	Unisense	Marselisborg (DK)	Alt. Bundbe.	200.000	15.452		28
Andreasen et. al 2013	Unisense	Ejby Mølle (DK)	Alt. Overfl.be.	231.000	5.699		9
Baresel et. al 2016	Unisense Infrarød analyse*	Käppala (SE)	UCT	650.000	0-20.000		0 -11
Ekström et. al 2017	Unisense	Lynetten (DK)	BioDenipho Overfl.be.	750.000	65.000	0,8 %	24
Jönsson et. al 2015	Unisense Infrarød analyse*	Slottshagen (SE)	SBR		42.000	10,4 %	
Delre et al. 2017	Gasanalyse + sporgas**	Holbæk (DK)	SBR	60.000	5.200	1,4 %	32
Delre et al. 2017	Gasanalyse + sporgas**	Växjö (SE)	4 AS + 2 HYBAS	95.000	17.450	2,5 %	67
Delre et al. 2017	Gasanalyse + sporgas**	Källby (SE)	AS	120.000	5.200		16
Delre et al. 2017	Gasanalyse + sporgas**	Lundtofte (DK)	Bio Denitro, Anaerob, MBBR	150.000	34.900	5 %	85

*Teledyne analysator **GFC-7002E** (Teledyne Analytical Instruments, City of Industry, CA, USA). ** S/N JADS2001, Picarro, Inc., Santa Clara, CA



7 Konklusion og fremtidige anbefalinger

Målingerne og emissionsopgørelserne i dette notat er fra efteråret 2019 og vinter 2020, hvor vi generelt ser lav N_2O produktion. For at få et fuldt billede af renseanlæggets emission bør målingerne fortsætte over et helt år. Det er derefter muligt at beregne renseanlæggets samlede N_2O emission om året, og også få et større billede af N_2O -emissionens andel af renseanlæggets samlede klima-aftryk.

Når de varmere temperaturer giver højere N_2O -produktion, er det næste oplagte skridt at afprøve den N_2O -styring der ligger som en standard i AquaVistas fase-ilt styring. Mekanismen bag N_2O -styringen er, at niveauet for N_2O i vandfasen indgår som et kriterium for at afslutte N-fasen. Der indsættes en minimumstid (f.eks. 15 min) og et setpunkt for N_2O (f.eks. 0,075 mg N_2O/l) hvilket afslutter N-fasen. Styringen vil ofte føre til kortere, men oftere N-faser, og dermed reduceres N_2O -stripping i N-fasen (mindre afgang til atmosfæren). Denne styring vurderes at være relevant på Mariagerfjord Renseanlæg, da der ses ophobning af N_2O i N-fasen jvf. Figur 10. N_2O -reduktionen vil selvfølgelig foregå med respekt for anlæggets kvælstof-fjernelse.

Når Mariagerfjord Renseanlæg i fremtiden bliver til et 2-trinsanlæg med forklaringsstanke, må det forventes at N_2O -produktionen ændrer sig. En efterfølgende opsamling på det udvidede Mariagerfjord Renseanlæg, vil give værdifuld viden om forholdene for N_2O -produktion. En ny styringsstrategi til mindsning af N_2O kan meget vel være oplagt.



8 Referenceliste

- Andreasen et. al 2013, Monitorering og minimering af lattergasemission fra renseanlæg. Rapportering om opnåede resultater og målopfyldelse.
- Baresel, C., Andersson, S., Yang, J., Andersen, M.H., (2016) Comparison of nitrous oxide (N₂O) emissions calculations at a Swedish wastewater treatment plant based on water concentrations versus off-gas concentrations, *Advances in Climate Change Research* 7 (2016) pp. 185-101
- DCE – Danish Centre for environment and energy 2017. DENMARK'S NATIONAL INVENTORY REPORT 2017 no. 231, Emission Inventories 1990-2015 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol.
- Delre, A., Mønster, J., Scheutz C., (2017) Greenhouse gas emission quantification from wastewater treatment plants, using a tracer gas dispersion method. *Science of the Total Environment* 605-606, pp. 258-268.
- Ekström, S.E.M., Vangsgaard, A.K., Lemaire, R., Valverde Pérez, B., Benedetti, L., Jensen, M.M., Smeths, B.F. (2017). Simple control strategy for mitigating N₂O emissions in phase isolated full-scale WWTPs. In *Proceedings of 12th IWA Specialized Conference on Instrumentation, Control and Automation Quebec, Canada*; IWA Publishing.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Published: IGES, Japan.
- IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- Jönsson H., Junestedt C., Willen A., Yang J., Tjus K., Baresel C., Rodhe L., Relä J., Pell M., Andersson S., 2015. Minska utsläpp av växthusgasser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam. *Svenskt Vatten Utveckling, Rapport Nr. 2015-02*
- Unisense, 2019. N₂O Microsensor, <https://www.unisense.com/N2O>. Besøgt d. 28.10.2019.



Notat
Side 1 af 10
22. januar 2020
Ref.: EMD

Vedr.: Lattergasmåling på Bruunshåb Renseanlæg

Til: Mogens Lindegaard
Niels Kjeldgaard
Energi Viborg
Energi Viborg

Fra: Ellen Marie Drastrup
Krüger

Indholdsfortegnelse

1 Baggrund.....1

2 Målekampagne i procestank2

3 N₂O måledata3

4 N₂O produktion4

5 Tendenser for N₂O produktion5

5.1 Tank 25

5.2 Tank 36

5.3 Tank 47

5.4 Tank 18

6 N₂O emission.....9

6.1 Sammenligning af resultater11

7 Referenceliste12

1 Baggrund

Energi Viborg deltager med Bruunshåb Renseanlæg i MUDP projektet "KLIVER - Det KLIma VEnlige Renseanlæg". På Bruunshåb Renseanlæg er der blevet installeret en N₂O Unisense online-sensor i procestanken, og styringsværktøjet AquaVista er installeret til opsamling af data. Dette notat vil gennemgå N₂O måledata for perioden oktober - december 2019. Data er ligeledes fremlagt for Energi Viborg på mødet d. 15. januar, men emissionsberegningerne er siden blevet justeret en smule.

Krüger A/S – Veolia Water Technologies, Danmark

SØBORG Gladsaxevej 363 DK-2860 Søborg T +45 3969 0222 kruger@kruger.dk	AALBORG Indkildevej 6C DK-9210 Aalborg SØ T +45 9818 9300 aalborg@kruger.dk	AARHUS Haslegårdsvænget 18 DK-8210 Aarhus V T +45 8746 3300 aarhus@kruger.dk	GLOSTRUP SERVICE Fabriksparken 35 DK-2600 Glostrup T +45 3969 0222 service@kruger.dk	AQUACARE Fabriksparken 50 DK-2600 Glostrup T +45 4345 1676 aquacare@kruger.dk
--	---	--	--	---



2 Målekampagne i procestank

N₂O-sensoren har målt over 2 uger i hver tank i procestanken. Der er indsamlet data fra alle online-målere i hele perioden så tendensen for N₂O produktionen kan ses for hver tank.

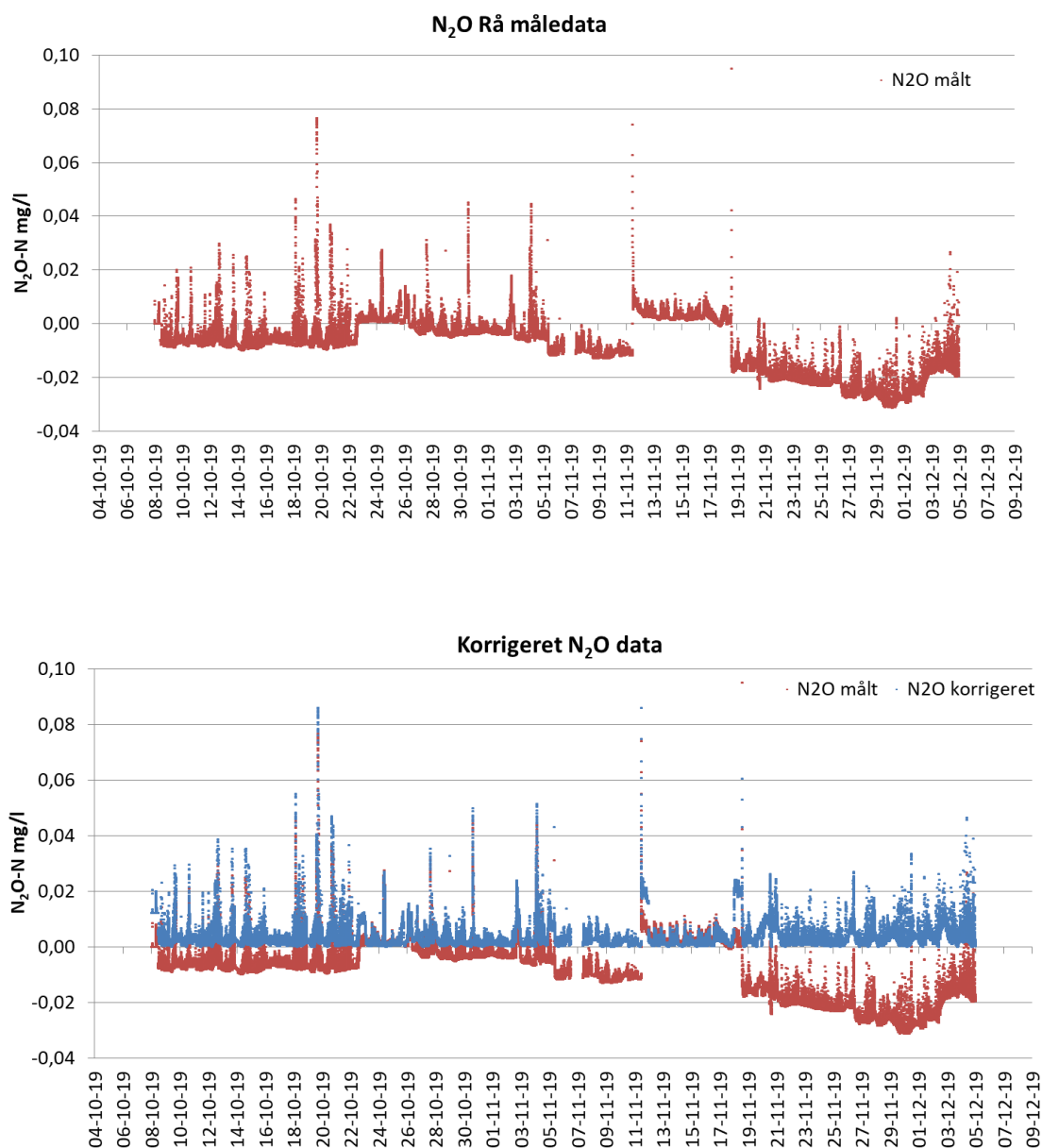
Målested	Måleperiode
Tank 2	8/10-2019 - 22/10-2019
Tank 3	22/10-2019 - 5/11-2019
Tank 4	5/11-2019 - 20/11-2019
Tank 1	20/11-2019 - 4/12-2019





3 N₂O måledata

N₂O Unisense sensorer er følsomme overfor temperatursvingninger, hvilket ændrer nul-punktet for måledata. Da N₂O produktionen generelt har været lav i hele måle-perioden, har det været nødvendigt efterfølgende at korrigere data, for at have data over nulpunktet. Med antagelsen om at N₂O-koncentrationen rammer 0 mindst én gang i døgnet, er alle N₂O-data nulpunktskorrigeret i Excel. Data korrektionen ses af de to figurer herunder.



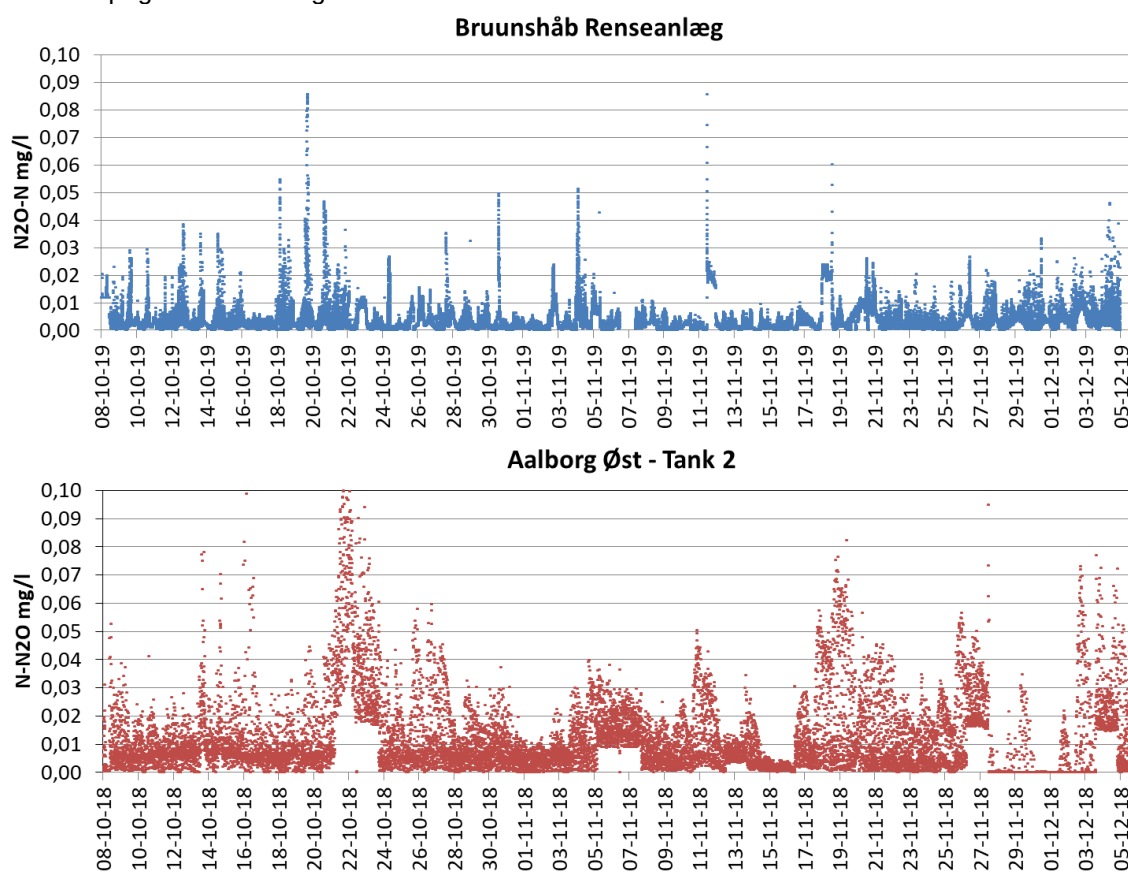


4 N₂O produktion

N₂O produktionen har for alle 4 måleperioder været lav. Sammenholdt med anden måleerfaring ved vi at N₂O koncentrationerne typisk stiger i foråret og sommeren, når temperaturerne bliver varmere, mens at der ses lavere N₂O-koncentrationer i efterår og vinter. De lave resultater fra Bruunshåb Renseanlæg er ud fra dette ikke usandsynlige.

N₂O-koncentrationerne i vandfasen har i måleperioden ligget mellem 0,01 og 0,05 mg N-N₂O/l. Til sammenligning vises her resultaterne fra en målekampagne på Aalborg Renseanlæg Øst i samme periode 2018.

Ønsker man et fuldendt billede af et renseanlægs N₂O produktion og emission bør målekampagne strække sig over et helt år.



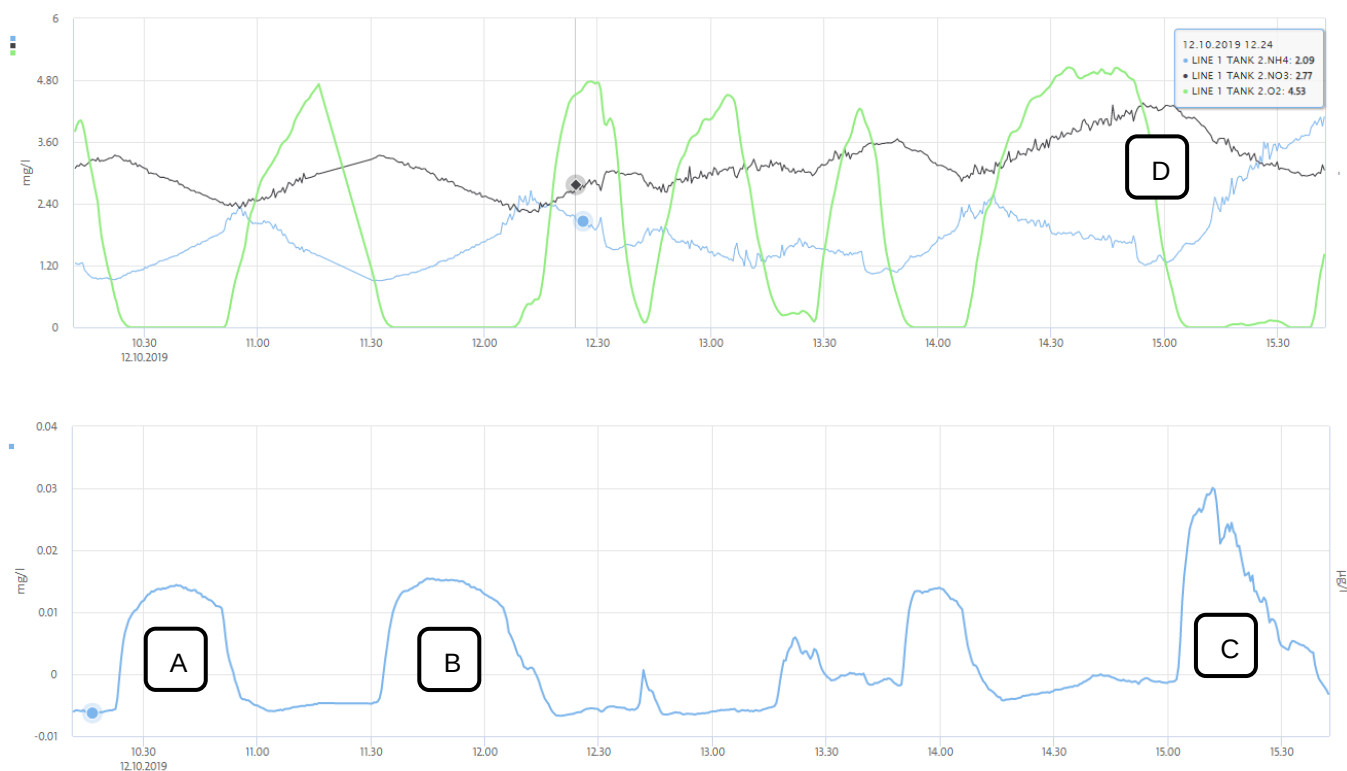


5 Tendenser for N_2O produktion

5.1 Tank 2

I tank 2 beluftes ved alternerende drift og 32 % af tanken er dækket af diffusorer. Der er onlinesensor for NH_4 , NO_3 og O_2 .

I følgende udsnit ses at der måles N_2O i DN-fasen. For de 2 første DN-faser (A, B) ligner det at N_2O først forsvinder når beluftningen starter igen, hvilket tyder på at den efterfølgende reduktion skyldes stripping. I den sidste DN-fase (C) forsvinder N_2O inden beluftningen starter, hvilket skyldes at N_2O bliver nedbrudt i DN-fasen. Der ses en tendens til at N_2O stiger med stigende NO_3 (D).





5.2 Tank 3

I tank 3 beluftes ved alternerende drift og 22 % af tanken er dækket af diffusorer. Der er onlinesensor for NH_4 , NO_3 og O_2 .

I følgende udsnit ses et udsnit fra d. 25/10 hvor N_2O først dannes når N-fasen slutter (A), men efterfølgende ses det at N_2O stiger under beluftning samtidig med at NO_3 stiger (B).

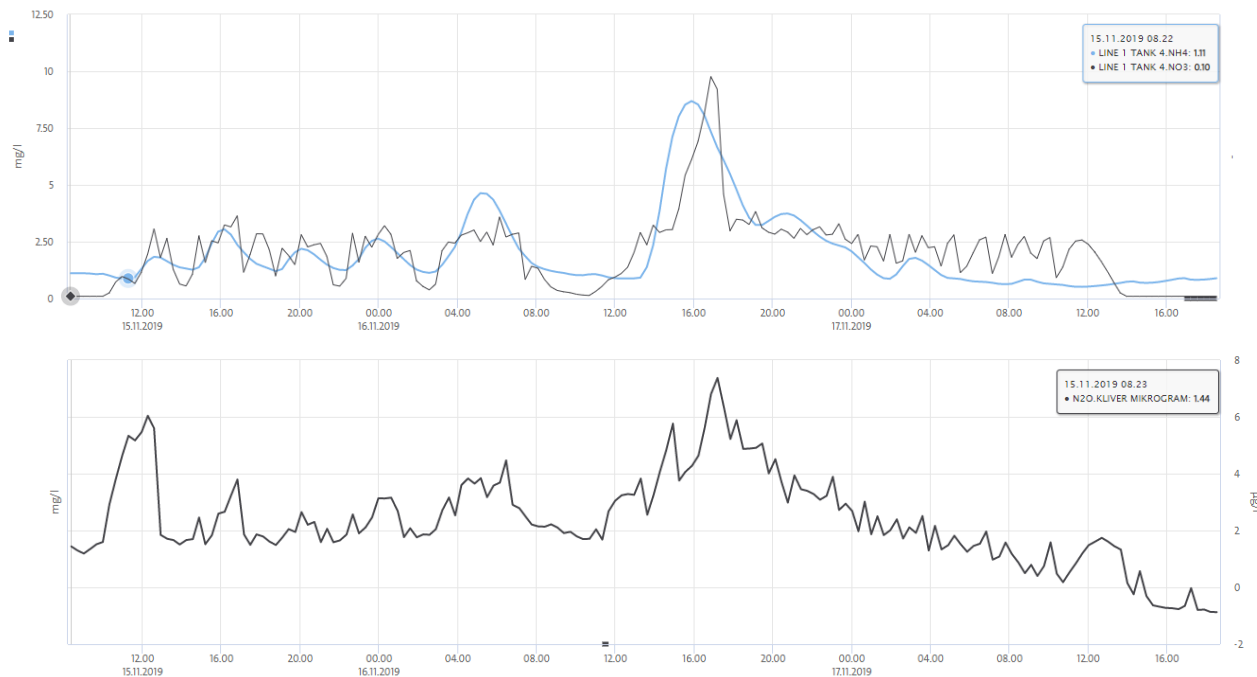




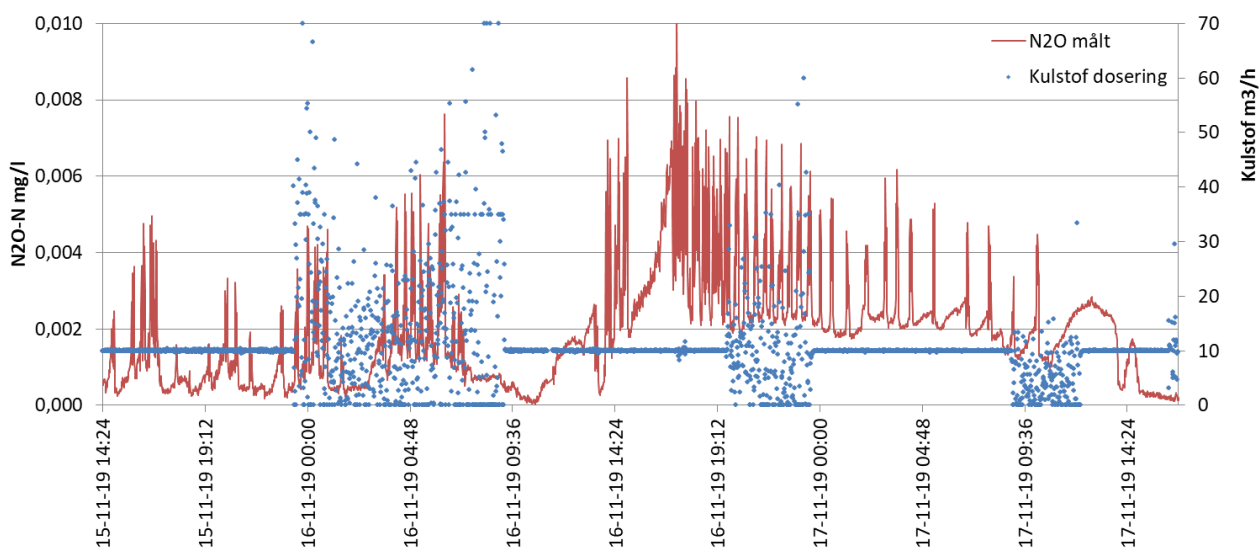
5.3 Tank 4

Tank 4 er en ren anoxisk tank (DN). Der doseres eksternt kulstof i tanken ved høj NO_3 belastning. Der er onlinesensor for NH_4 , NO_3 .

I følgende udsnit fra 15-17/11 ses det, at N_2O produktionen følger NO_3 koncentrationen. I den nederste graf sammenholdes N_2O produktionen med kulstoffodsering i Excel. Det er ikke umiddelbart muligt at se en sammenhæng mellem N_2O koncentrationen og kulstof dosering.



Kulstof dosering i Tank 4

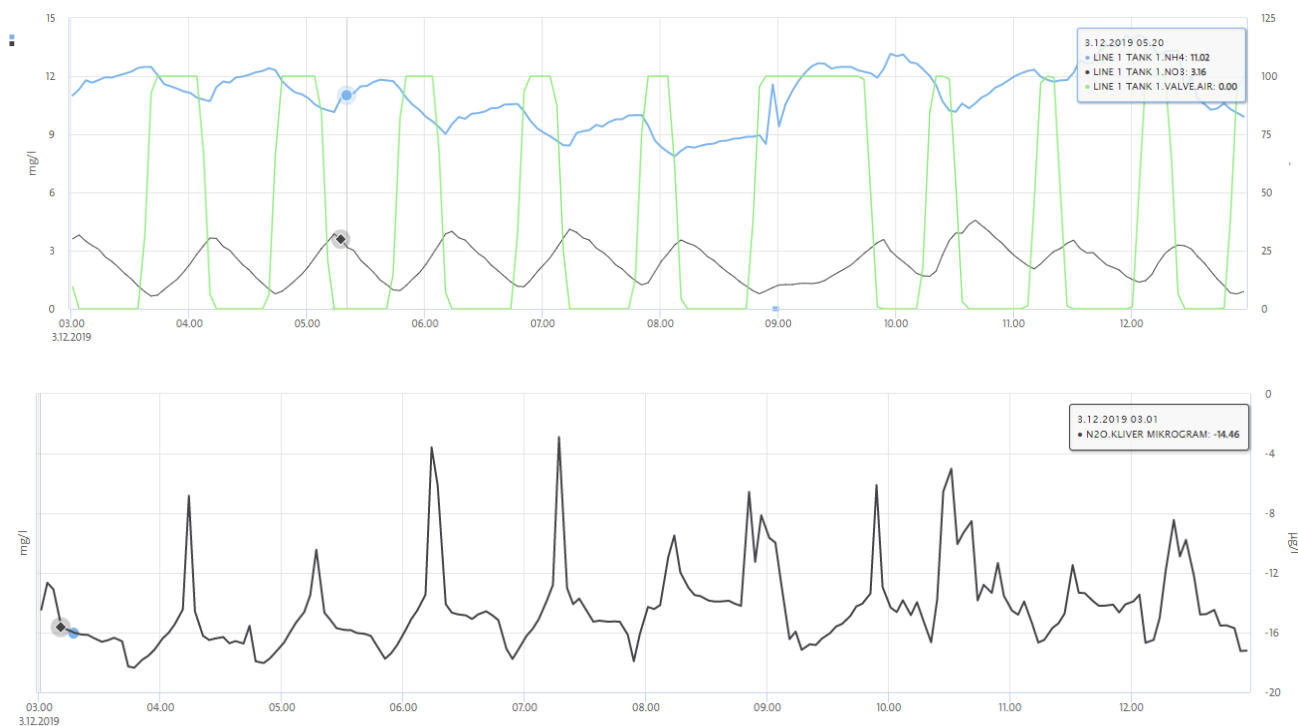




5.4 Tank 1

I tank 1 beluftes ved alternerende drift og 40 % af tanken er dækket af diffusorer. Der er onlinesensor for NH_4 , NO_3 og O_2 . Der recirkuleres spildevand fra Tank 4 til Tank 1.

I følgende udsnit ses at N_2O produktionen stiger drastisk i overgangen fra N til DN-fase, men falder igen drastisk kort efter, hvilket betyder at N_2O bliver nedbrudt i DN-fasen. Den hurtige nedbrydning af N_2O vurderes at skyldes at der er meget kulstof tilstede, hvilket er nødvendigt for fjernelse af N_2O i DN-fasen.



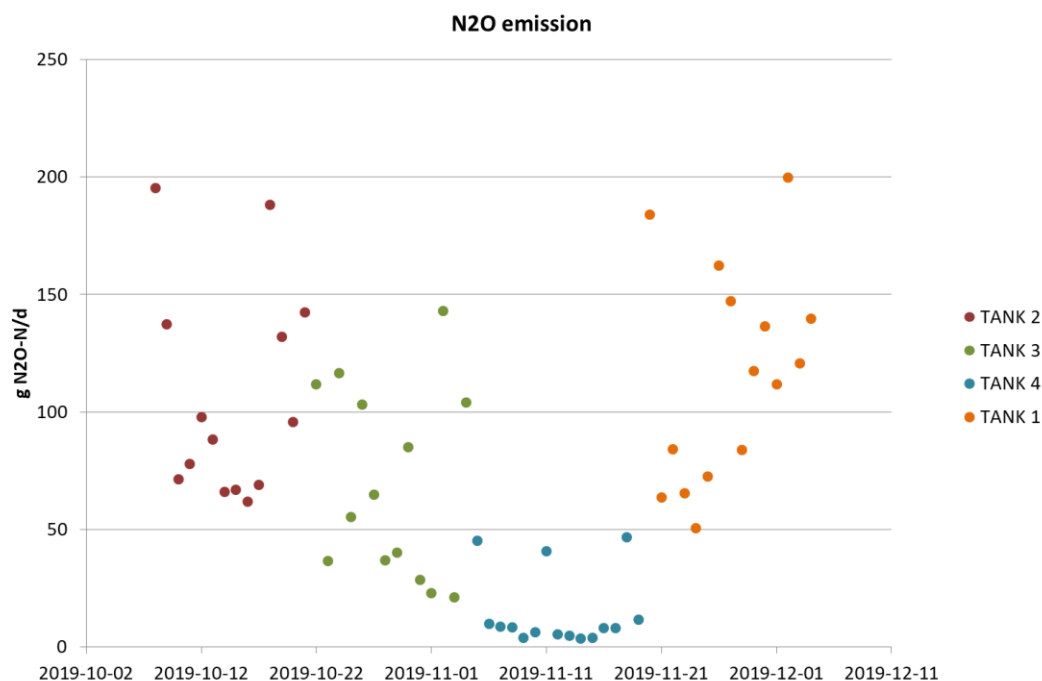


6 N₂O emission

Baseret på Unisense emissionsberegninger er N₂O emissionen for måleperioden beregnet. Modellen bruger N₂O-koncentrationen, temperaturen og luft-flow fra blæserne under beluftning. Emissionsberegningen forudsætter, at der sker en gas-stripning under beluftning, mens der kun sker en lavere gas-diffusion i DN-fasen.

Den gennemsnitlige emission for hver måleperiode ses i tabellen herunder. Den daglige beregnede emission ses i figuren. En gennemsnitlig daglig N₂O emission på 306 g N-N₂O/d er en lav emission sammenlignet med andre anlæg, og kan delvis skyldes at målingerne er lavet i efterårsperioden, hvor vi ved fra andre anlæg at N₂O-produktionen er lav.

Tank 2	106	g N ₂ O-N/d
Tank 3	69	g N ₂ O-N/d
Tank 4	14	g N ₂ O-N/d
Tank 1	116	g N ₂ O-N/d
I alt	306	g N ₂ O-N/d





I følgende tabeller beregnes hvor stor N₂O-emissionen er pr. person (PE) pr. år, samt hvor stor en del af kvælstoffen der fjernes som N₂O. Tallene kan sammenlignes med andre studier i næste afsnit.

Bruunshåb Rense- anlæg	<i>Belastning [PE]</i>	<i>Emission pr. Dag [g N-N₂O/d]</i>	<i>Emission pr. år [kg N-N₂O/år]</i>	<i>Emission pr. PE [g N-N₂O/PE/år]</i>
	50.000	306	112	2,24

Bruunshåb Rense- anlæg	<i>Total-N belastning til biologi [kg N/år]</i>	<i>Total-N fjernet i biologien [kg N/år]</i>	<i>% N₂O af TN belastning til biologien [%]</i>	<i>% N₂O af TN fjernet i biologien [%]</i>
	184.000*	148.000*	0,06	0,076

*antaget 15 % N fjernelse i primærtanke



6.1 Sammenligning af resultater

Til at sammenligne resultaterne fra Bruunshåb Renseanlæg vises de her sammen med resultater fra en målekampagne på Aalborg Renseanlæg Øst, samt litteraturstudier fra Danmark og Sverige. Der er stor forskel på målemetoderne og måleresultaterne for de enkelte studier.

	Analyse	Navn (Land)	Type anlæg	Belastning [PE]	Daglig emission [g N-N ₂ O/d]	% af TN fra indløb [%]	Emission pr. PE [g N-N ₂ O/PE/år]
Energi Viborg	Unisense	Bruunshåb (DK)	Alt. Bundbe.	50.000	306	0,06 %	2,24
Aalborg Forsyning	Unisense	Aalborg Øst (DK)	Alt. Bundbe.	85.000	2.415	0,31 %	10,4
IPCC						0,035 %	3,2
DCE 2017 (national opgør.)						0,32 %	
Andreasen et. al 2013	Unisense	Marselisborg (DK)	Alt. Bundbe.	200.000	15.452		28
Andreasen et. al 2013	Unisense	Ejby Mølle (DK)	Alt. Overfl.be.	231.000	5.699		9
Baresel et. al 2016	Unisense Infrarød analyse*	Käppala (SE)	UCT	650.000	0-20.000		0 -11
Ekström et. al 2017	Unisense	Lynetten (DK)	BioDenipho Overfl.be.	750.000	65.000	0,8 %	24
Jönsson et. al 2015	Unisense Infrarød analyse*	Slottshagen (SE)	SBR		42.000	10,4 %	
Delre et al. 2017	Gasanalyse + sporgas**	Holbæk (DK)	SBR	60.000	5.200	1,4 %	32
Delre et al. 2017	Gasanalyse + sporgas**	Växjö (SE)	4 AS + 2 HYBAS	95.000	17.450	2,5 %	67
Delre et al. 2017	Gasanalyse + sporgas**	Källby (SE)	AS	120.000	5.200		16
Delre et al. 2017	Gasanalyse + sporgas**	Lundtofte (DK)	Bio Denitro, Anaerob, MBBR	150.000	34.900	5 %	85

*Teledyne analysator GFC-7002E (Teledyne Analytical Instruments, City of Industry, CA, USA). ** S/N JADS2001, Picarro, Inc., Santa Clara, CA

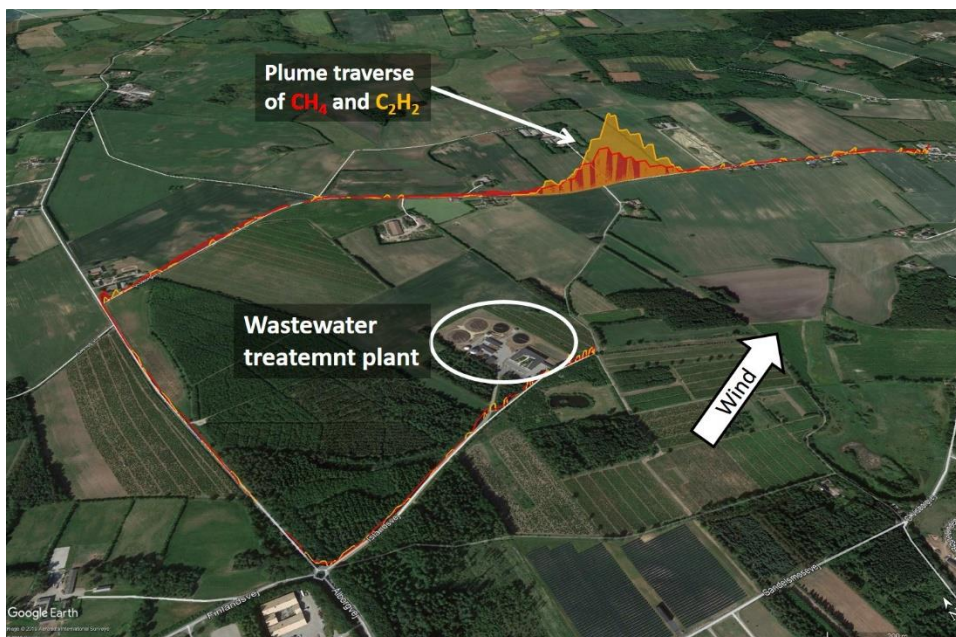


7 Referenceliste

- Andreasen et. al 2013, Monitorering og minimering af lattergasemission fra rensesanlæg. Rapportering om opnåede resultater og målopfyldelse.
- Baresel, C., Andersson, S., Yang, J., Andersen, M.H., (2016) Comparison of nitrous oxide (N₂O) emissions calculations at a Swedish wastewater treatment plant based on water concentrations versus off-gas concentrations, Advances in Climate Change Research 7 (2016) pp. 185-101
- DCE – Danish Centre for environment and energy 2017. DENMARK'S NATIONAL INVENTORY REPORT 2017 no. 231, Emission Inventories 1990-2015 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol.
- Delre, A., Mønster, J., Scheutz C., (2017) Greenhouse gas emission quantification from wastewater treatment plants, using a tracer gas dispersion method. Science of the Total Environment 605-606, pp. 258-268.
- Ekström, S.E.M., Vangsgaard, A.K., Lemaire, R., Valverde Pérez, B., Benedetti, L., Jensen, M.M., Smeths, B.F. (2017). Simple control strategy for mitigating N₂O emissions in phase isolated full-scale WWTPs. In Proceedings of 12th IWA Specialized Conference on Instrumentation, Control and Automation Quebec, Canada; IWA Publishing.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Published: IGES, Japan.
- IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- Jönsson H., Junestedt C., Willen A., Yang J., Tjus K., Baresel C., Rodhe L., Relä J., Pell M., Andersson S., 2015. Minska utsläpp av växthusgasser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam. Svenskt Vatten Utveckling, Rapport Nr. 2015-02
- Unisense, 2019. N₂O Microsensor, <https://www.unisense.com/N2O>. Besøgt d. 28.10.2019.

Quantification of greenhouse gas emissions from Mariagerfjord wastewater treatment plant in Hadsund (DK)

Antonio Delre and Charlotte Scheutz



July 2020

Quantification of greenhouse gas emissions from Mariagerfjord wastewater treatment plant in Hadsund (DK)

Report 003-2020
2020

By
Antonio Delre and Charlotte Scheutz

Copyright: Reproduction of this publication in whole or in part must include the customary bibliographic citation, including author attribution, report title, etc.

Cover photo: Plume traverse example. Methane (CH_4) and acetylene (C_2H_2) plumes above background concentration level measured at 13:19 at about 795 m downwind from the wastewater treatment plant.

Published by: DTU, Department of Environmental Engineering, Bygningstorvet, Building 115, 2800 Kgs. Lyngby Denmark
www.env.dtu.dk

Table of content

1.	Purpose and measurement method.....	4
2.	Wastewater treatment plant description	4
3.	Description of the measurement campaigns	5
4.	Results and discussion	6
4.1	Methane and nitrous oxide emission quantifications from the wastewater treatment plant	6
4.2	Discussion of the results	12
5.	Conclusions.....	13
6.	Reference.....	13

1. Purpose and measurement method

The objective of this study was to quantify methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) emissions from the Mariagerfjord wastewater treatment plant in Hadsund (DK). The wastewater treatment plant is located on Islandsvej 7, 9560 Hadsund.

Emissions of methane and nitrous oxide from the wastewater treatment plant were quantified using a mobile tracer gas dispersion method, which combines a controlled release of tracer gas from the target area with concentration measurements downwind of the target area, by using a mobile high-resolution analytical instrument (Mønster et al., 2014; Delre et al., 2017). Acetylene (C_2H_2) was used as tracer gas.

2. Wastewater treatment plant description

Figure 1 shows the location of the main process units at Mariagerfjord wastewater treatment plant in Hadsund (DK).



Figure 1 – Location of main process units at Mariagerfjord wastewater treatment plant in Hadsund. a) Indoor treatments: mechanical pretreatments, sewage sludge and biosolids dewatering, and biosolids storage; b) Settlers; c) Activated sludge reactors; d) Anaerobic digester; e) Gas holder. Notice the North direction at the bottom right of the figure.

3. Description of the measurement campaigns

Table 1 reports the description of the two measurement campaigns. Weather information was recorded by a weather station placed inside the facility, at 2 m above the ground.

Table 1 - Description of the three measurement campaigns at Mariagerfjord wastewater treatment plant in Hadsund (DK).

Date (dd/mm/yyyy)	10/05/2019	13/06/2019	22/08/2019
Time (hh:mm)	09:00 – 14:00	12:30 – 17:00	12:30 – 17:00
Temperature (°C)	13	20	18 – 22
Wind speeds (m s ⁻¹)	2.5	2 – 5	3.5
Wind direction	S – SW	SSW – SE	S – SW
Atmospheric pressure (mbar)	1000.5	1010.8	1021.5
General weather	Cloudy	Sunny and partly cloudy	Cloudy
Total tracer gas release rate (kg h ⁻¹)	1.1	0.1 – 1.1	1.3
Plume traverse distance from the target area (m)	795	770 – 40	770
Plant parameters ^(a):			
Methane production (kg CH ₄ h ⁻¹)	29.7	25.2	28.4
Influent carbon to the plant (kg COD influent h ⁻¹)	463.3	255.5	341.5
Influent nitrogen to the plant (kg TN h ⁻¹)	36.9	45.6	32.1
Removed nitrogen from the plant (kg TN removed h ⁻¹)	30.6	41.9	28.0

^(a) based on daily records.

4. Results and discussion

4.1 Methane and nitrous oxide emission quantifications from the wastewater treatment plant

4.1.1 On-site methane screening

Figure 2 shows the results of the on-site methane screenings. Figure 2 shows that the highest methane concentrations were observed downwind the sewage sludge management area (i.e. indoor treatments, anaerobic digester and gas holder), and activated sludge reactors indicating that these are two significant methane emission sources. Small contribution was given by the settlers. Methane emissions from the activated sludge reactors were not continuous. The on-site methane screening showed the same emission pattern in the three measurement campaigns.

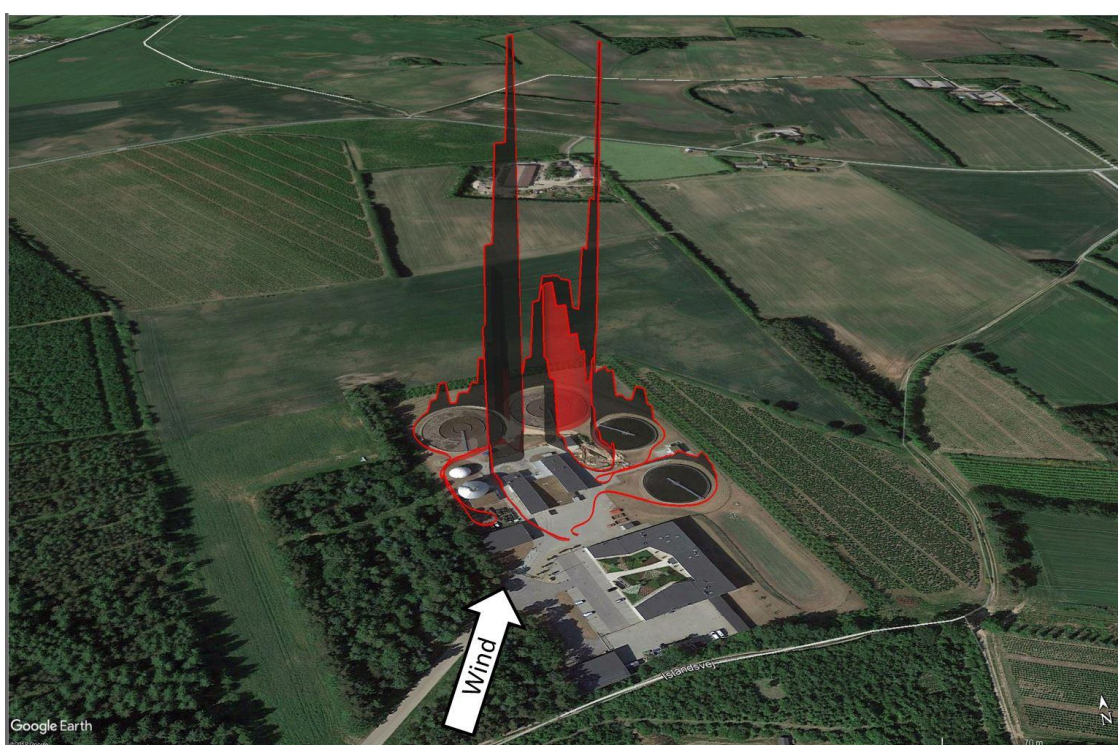


Figure 2 – On-site screening of methane concentrations started at 11:01 on 10/05/2019. Concentrations were recorded at 2 m above ground. Methane concentrations are showed above background level (1.972 ppm) and multiplied by a factor of 50 in order to be displayed on the map. The North direction is shown at the bottom right of the figure.

4.1.2 On-site nitrous oxide screening

Figure 3 shows the results of the on-site nitrous oxide screenings. Figure 3 shows that the highest nitrous oxide concentrations were observed downwind the activated sludge reactors, which are significant nitrous oxide emission sources.

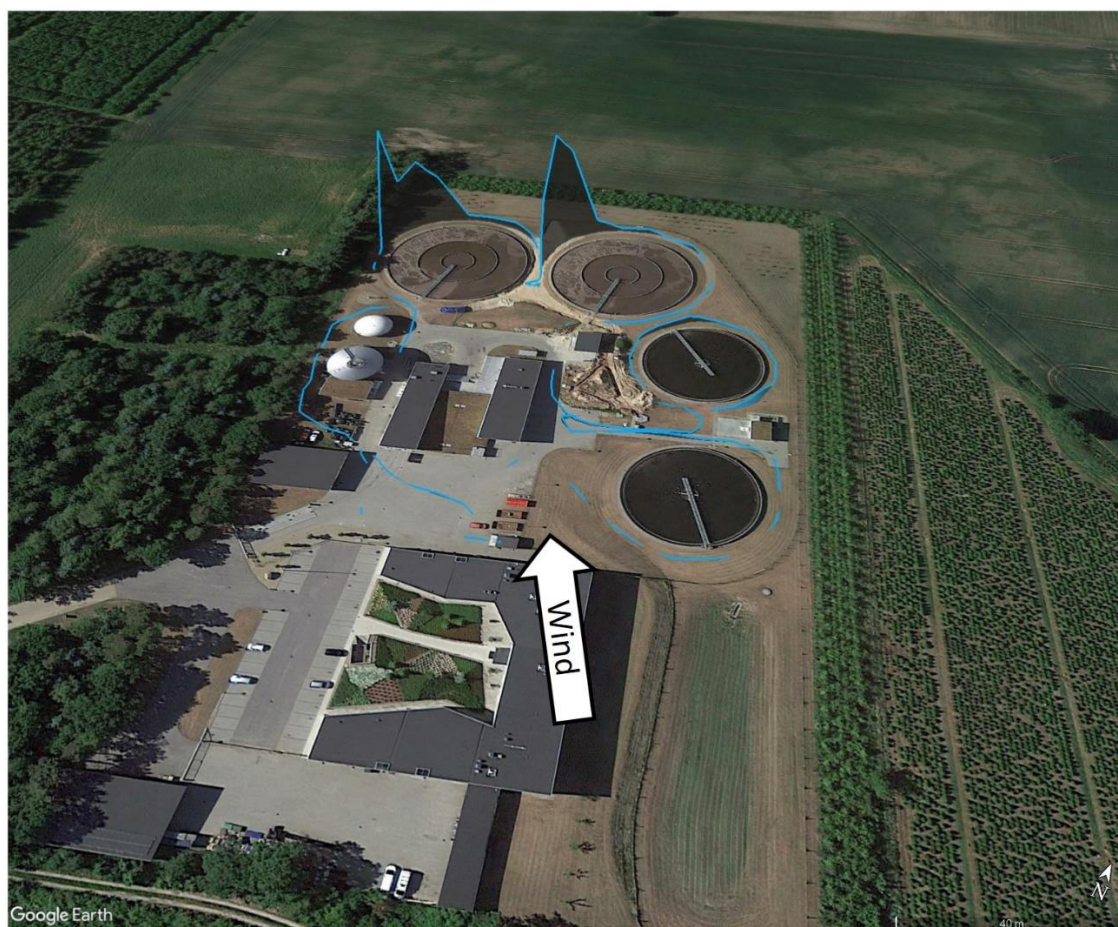


Figure 3 – On-site screening of nitrous oxide concentrations started at 14:35 on 13/06/2019. Concentrations were recorded at 2 m above ground. N₂O concentrations are showed above background level (0.323 ppm) and multiplied by a factor of 100 in order to be displayed on the map. The North direction is shown at the bottom right of the figure.

4.1.3 Quantification of methane and nitrous oxide emissions from indoor treatments

The air of the indoor treatments is conveyed outside the building through a duct and finally a chimney. During two measurement campaigns, methane and nitrous oxide concentrations were detected inside the duct twice for about one hour. Methane and nitrous oxide emission rates were calculated multiplying measured concentrations by the air flow through the duct ($6213 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$).

Figure 4 shows an example of concentration measured inside the duct over 1 hour. Average greenhouse gas emission rates recorded on 10/05/2019 were $0.7 \text{ kg CH}_4 \text{ h}^{-1}$ and $0.015 \text{ kg N}_2\text{O h}^{-1}$, whereas on 22/08/2019 they were $1.0 \text{ kg CH}_4 \text{ h}^{-1}$, and $0.015 \text{ kg N}_2\text{O h}^{-1}$.

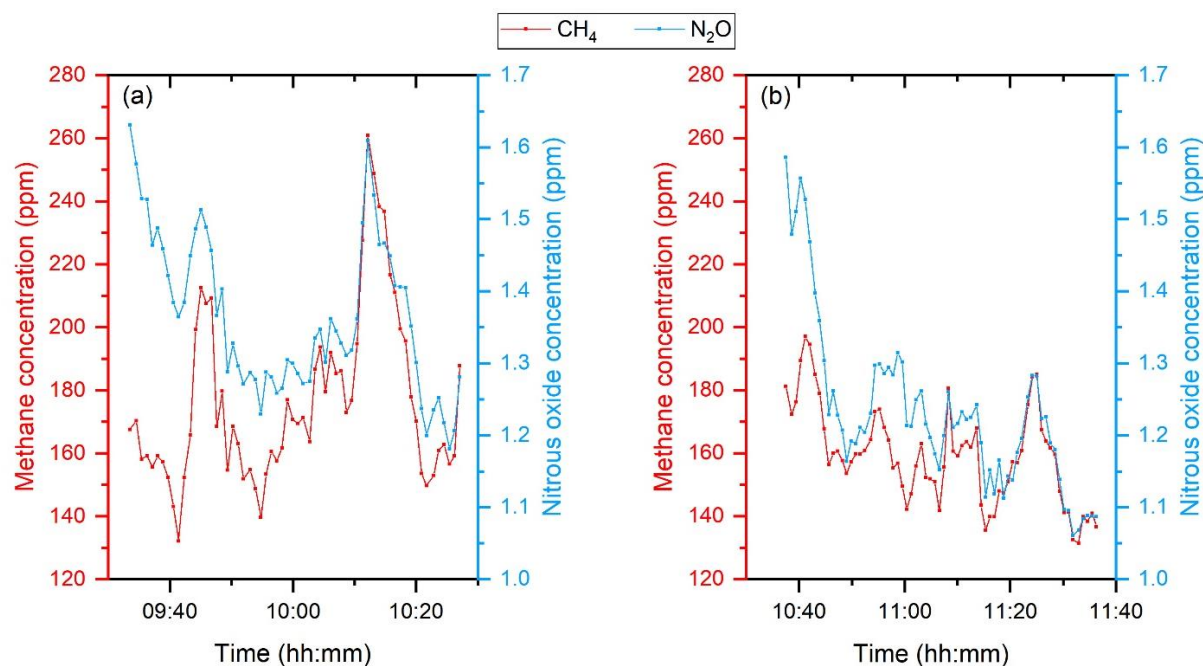


Figure 4 – Example of methane and nitrous oxide concentration measurements performed inside the duct leading to the chimney of the indoor treatments. Methane and nitrous oxide concentrations refer to the two measurement intervals (a and b) on 10/05/2019.

4.1.4 Quantification of nitrous oxide emission from the activated sludge reactors

Figure 5 shows the location of the tracer release and the mobile measurement platform during the application of the static tracer gas dispersion method at one of the activated sludge reactors on 13/06/2019. The ratio of the nitrous oxide and the tracer gas was recorded over time. Average nitrous oxide emission rate from the two activated sludge reactors was $1.0 \text{ kg N}_2\text{O h}^{-1}$. Measurements were only performed downwind one reactor (Figure 1) and multiplied by two.



Figure 5 – Location of the tracer gas (acetylene) release and the position of the mobile measurement platform during the application of the static tracer gas dispersion method at one of the activated sludge reactors on 13/06/2019. Tracer release is marked with a yellow dot (R1), while the mobile measurement platform position is marked with a blue car. The North direction is shown at the bottom right of the figure.

4.1.5 Plant-integrated fugitive methane emissions

Figure 6 shows an example of a downwind plume traverse used for plant-integrated methane emission quantification. Figure 6 also shows the absence of any disturbing external methane and acetylene sources upwind and around the wastewater treatment plant. Table 2 lists the methane emission rates recorded for all successful plume traverses downwind the wastewater treatment plant. The average methane emission rate was $4.6 \pm 0.2 \text{ kg CH}_4 \text{ h}^{-1}$.

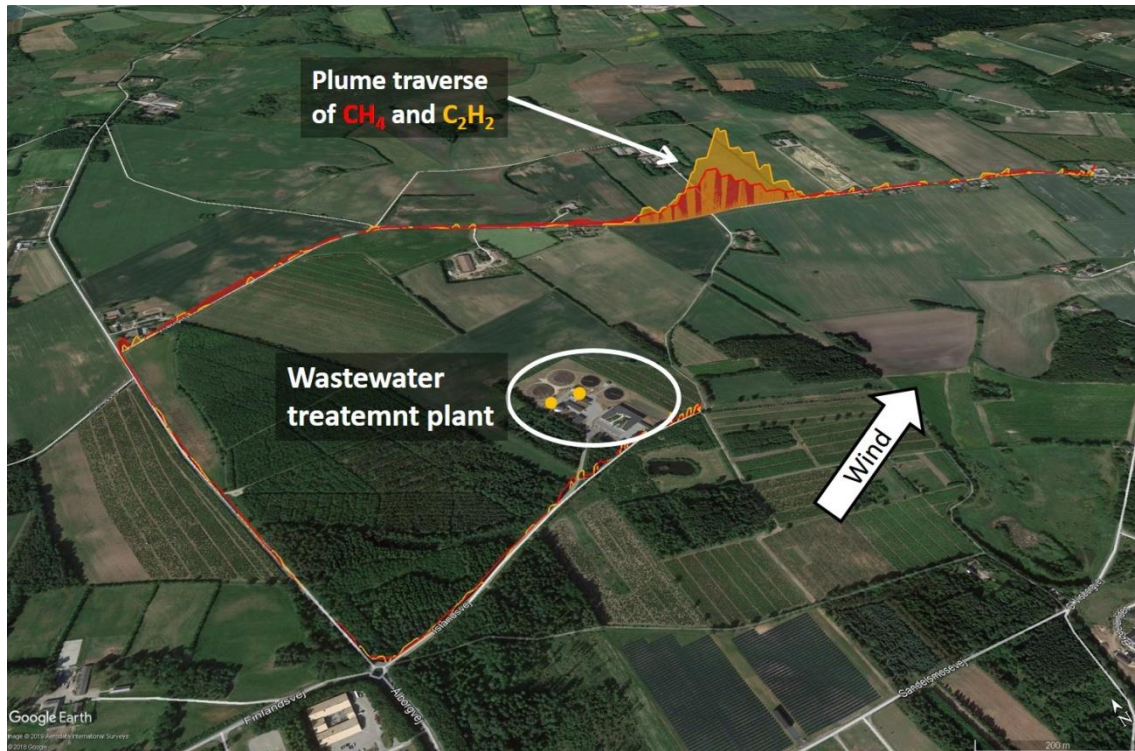


Figure 6 – Plant-integrated methane plume traverse example. Methane and acetylene plumes measured at 13:19 at about 795 m downwind from the wastewater treatment plant with tracer placement on 10/05/2019. Methane plume is reported in red, while acetylene plume is marked with a yellow line. Acetylene placement is showed with yellow dots inside the wastewater treatment plant. Methane concentrations are reported above background concentration of 1.96 ppm and multiplied by a factor of 6000, while acetylene concentrations are reported above background concentration of 0.2 ppb and multiplied by a factor of 60. The multiplication factor allows a better presentation of the plumes on the Figure. The North direction is shown at the bottom right of the figure.

Table 2 – Plant-integrated methane emission rates quantified at the Mariagerfjord wastewater treatment plant in Hadsund (DK), in 2019.

10/05/2019		13/06/2019		22/08/2019	
Peak time of the plume traverse (hh:mm)	Emission rate (kg CH ₄ h ⁻¹)	Peak time of the plume traverse (hh:mm)	Emission rate (kg CH ₄ h ⁻¹)	Peak time of the plume traverse (hh:mm)	Emission rate (kg CH ₄ h ⁻¹)
12:08	4.2	12:57	3.7	12:59	3.7
12:12	4.9	13:08	5.9	13:03	3.3
12:13	4.3	13:10	4.4	13:09	2.9
12:14	2.8	13:14	6.8	13:11	3.9
12:17	3.9	13:17	8.2	13:13	4.3
12:20	4.0	13:19	3.4	13:15	4.1
12:22	3.1	13:22	4.4	13:17	3.6
12:25	4.1	13:25	5.0	13:19	4.5
12:27	5.9	13:28	3.8	13:23	4.0
12:29	3.3	13:32	4.0	13:25	3.5
12:32	6.6	13:35	4.6	13:27	3.8
12:34	5.3	13:38	5.9	13:29	4.1
12:37	4.2	13:44	5.4	13:31	4.0
12:39	3.2	13:47	5.2	13:33	4.0
12:42	4.2	13:50	3.9	13:35	3.8
12:45	4.3	13:53	4.6	13:37	3.8
12:48	4.7	13:57	7.2	13:41	4.4
12:50	5.1	14:00	6.1	13:43	4.9
13:19	3.9	14:11	6.6	13:45	3.5
13:22	4.4			13:47	3.7
13:26	2.8			13:49	3.9
13:27	3.7			13:51	3.5
13:32	3.0			13:53	3.7
13:34	3.8			13:55	3.5
13:38	3.5			13:59	4.0
13:41	4.6			14:27	4.5
13:44	3.0			14:29	6.6
				14:31	5.6
				14:34	7.0
				14:36	4.9
				14:38	4.4
				14:44	4.6
				14:46	4.1
				14:50	5.1
				14:52	4.7
				14:54	4.6
				14:56	5.3
				14:59	5.6
				15:01	5.1
				15:03	6.2
				15:05	5.2
				15:07	4.7

Average	4.1	Average	5.2	Average	4.4
SD	0.9	SD	1.3	SD	0.9
SEM	0.2	SEM	0.3	SEM	0.1
Number of transverses	27	Number of transverses	19	Number of transverses	42

SD: standard deviation, SEM: standard error of means.

4.2 Discussion of the results

Table 3 sums up the methane and nitrous oxide emission rates quantified at the Mariagerfjord wastewater treatment plant in Hadsund (DK). The methane emission from the indoor treatments made up about 18% of the total methane emission from the plant. The other methane sources on site were the anaerobic digester, the gas holder, and the activated sludge reactors. The average plant methane emission rate was 4.6 ± 0.2 kg CH₄ h⁻¹, corresponding to the following emission factors: 16.6 ± 0.7 % as kg CH₄ (kg CH₄ produced)⁻¹, and 1.3 ± 0.1 % as kg CH₄ (kg COD influent)⁻¹.

The only relevant nitrous oxide emitting sources were the activated sludge reactors, which emitted 1.0 kg N₂O h⁻¹. A small contribution to the total nitrous oxide emissions from the whole wastewater treatment plant was given by the indoor treatments, which emitted 0.015 kg N₂O h⁻¹, corresponding to 1.5% of the total nitrous oxide emissions. The total nitrous oxide emission rate was 1.015 kg N₂O h⁻¹, corresponding to the following emission factors: 1.7% as kg N₂O-N (kg TN influent)⁻¹, and 1.9% as kg N₂O-N (kg TN removed)⁻¹.

Table 3 - Sum up of greenhouse gas emission rates quantified from the Mariagerfjord wastewater treatment plant in Hadsund (DK) in 2019.

Date (dd/mm/yyyy)	CH ₄ emissions (kg h ⁻¹)		N ₂ O emissions (kg h ⁻¹)	
	Plant-integrated ^(a) AVG±SEM (n. trav.)	Indoor treatments ^(b)	Activated sludge reactors ^(c)	Indoor treatments ^(b)
10/05/2019	4.1±0.2 (27)	0.7	NA	0.015
13/06/2019	5.2±0.3 (19)	NA	1.0	NA
22/08/2019	4.4±0.1 (42)	1.0	NA	0.015

Plant-integrated emission rates are expressed as AVG±SEM (n. trav.), where AVG is the average value, SEM is the standard error of mean, and (n. trav.) is the number of successful traverses. (a) Calculated using the mobile tracer gas dispersion method; (b) calculated measuring the gas concentration in the exhaust duct of the indoor treatments; (c) calculated using the static tracer gas dispersion method. NA: not analyzed.

5. Conclusions

Off-site and on-site screenings indicated methane and nitrous oxide emissions from the Mariegerfjord wastewater treatment plant in Hadsund (DK). Three measurement campaigns, on 10/05/2019, 13/06/2019 and 22/08/2019 were carried out for quantifying methane and nitrous oxide emissions from on-site process units and from the whole wastewater treatment plant.

Most of the plant's methane emission occurred from outdoor process units like the anaerobic digester and the gas holder; however, also the activated sludge reactors contributed to the total methane emissions. About 18% of the total methane emissions were emitted from indoor treatments. Plant-integrated methane emissions equalled $4.6 \pm 0.2 \text{ kg CH}_4 \text{ h}^{-1}$, corresponding to the following emission factors: $16.6 \pm 0.7 \%$ as $\text{kg CH}_4 (\text{kg CH}_4 \text{ produced})^{-1}$, and $1.3 \pm 0.1 \%$ as $\text{kg CH}_4 (\text{kg COD influent})^{-1}$.

Most of the plant nitrous oxide emissions occurred from the activated sludge reactors ($1.0 \text{ kg N}_2\text{O h}^{-1}$), while nitrous oxide emissions from the indoor treatments contributed only for about 1.5% of the total nitrous oxide emissions. The total nitrous oxide emission rate was $1.015 \text{ kg N}_2\text{O h}^{-1}$, corresponding to the following emission factors: 1.7% as $\text{kg N}_2\text{O-N} (\text{kg TN influent})^{-1}$, and 1.9% as $\text{kg N}_2\text{O-N} (\text{kg TN removed})^{-1}$.

Measurement campaigns were performed during a period with rather constant barometric pressure 1000.5, 1010.8 and 1021.5 mbar, and relatively high temperature of 13 and 20 °C. During single quantifications, stable wind blew with a speed between 2 and 5 m s^{-1} .

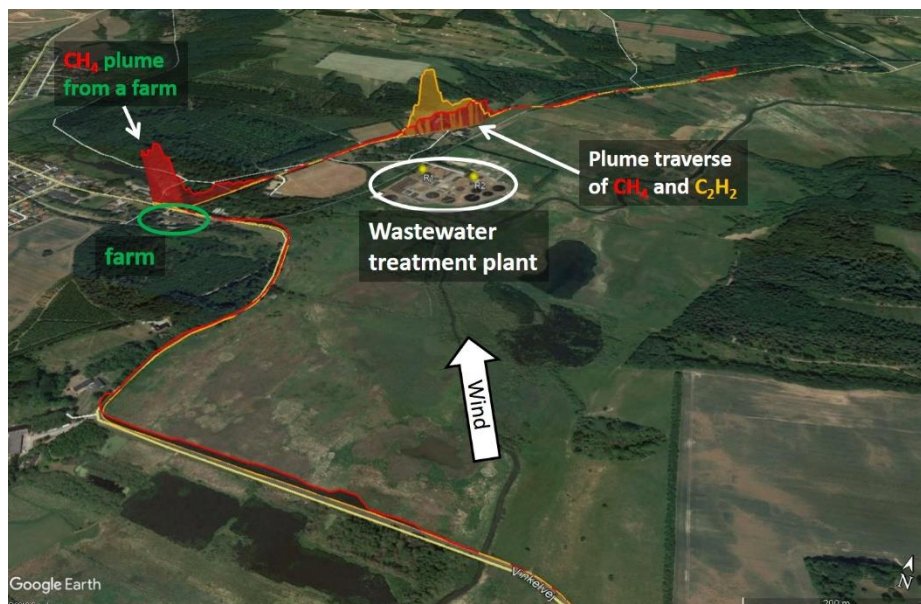
6. Reference

Delre A., Mønster J., Scheutz C. 2017. Greenhouse gas emission quantification from wastewater treatment plants, using a tracer gas dispersion method. *Science of the Total Environment*, 605–606, 258–268. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.177

Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., Rella, C.W., Scheutz, C., 2014. Quantifying methane emission from fugitive sources by combining tracer release and downwind measurements - a sensitivity analysis based on multiple field surveys. *Waste Management* 34, 1416–28

Quantification of greenhouse gas emissions from the wastewater treatment plant in Bruunshåb, Viborg (DK)

Antonio Delre and Charlotte Scheutz



May 2020

**Quantification of greenhouse gas emissions from the wastewater treatment plant in
Bruunshåb, Viborg (DK)**

Report 002-2020
2020

By
Antonio Delre and Charlotte Scheutz

Copyright: Reproduction of this publication in whole or in part must include the customary bibliographic citation, including author attribution, report title, etc.

Cover photo: Plume traverse example. Methane (CH₄) and acetylene (C₂H₂) plumes above background concentration level measured at 15:41 at about 300 m downwind from the wastewater treatment plant.

Published by: DTU, Department of Environmental Engineering, Bygningstorvet, Building 115, 2800 Kgs. Lyngby Denmark
www.env.dtu.dk

Table of content

1.	Purpose and measurement method	4
2.	Wastewater treatment plant description	4
3.	Description of the measurement campaigns	5
4.	Results and discussion	6
4.1	Methane and nitrous oxide emission quantifications from the wastewater treatment plant	6
4.2	Discussion of the results	14
5.	Conclusions.....	15
6.	Reference.....	15

1. Purpose and measurement method

The objective of this study was to quantify methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) emissions from the wastewater treatment plant in Bruunshåb, near Viborg. The wastewater treatment plant is located on Vibækvej 41, 8800 Viborg.

Emissions of methane and nitrous oxide from the wastewater treatment plant were quantified using a mobile tracer gas dispersion method, which combines a controlled release of tracer gas from the target area with concentration measurements downwind of the target area, by using a mobile high-resolution analytical instrument (Mønster et al., 2014; Delre et al., 2017). Acetylene (C_2H_2) was used as tracer gas.

2. Wastewater treatment plant description

Figure 1 shows the location of the main process units inside the wastewater treatment plant in Bruunshåb, near Viborg (DK).

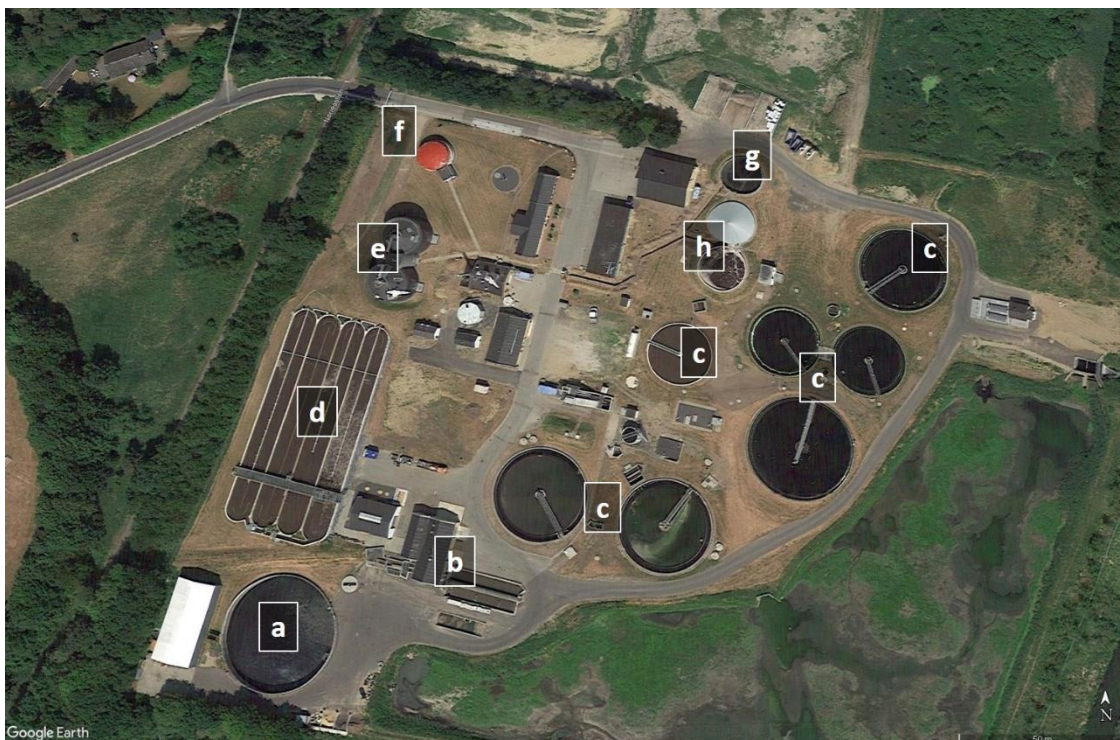


Figure 1 – Location of the main process units of the wastewater treatment plant in Bruunshåb.
a) Inlet buffer tank; b) Preliminary treatments; c) Settlers; d) Activated sludge reactors; e) Digesters; f) Gas holder; g) Sewage sludge storage tank; h) Anammox process. Notice the North direction at the bottom right of the Figure.

3. Description of the measurement campaigns

Table 1 reports the description of the two measurement campaigns. Weather information was recorded by a weather station placed inside the facility, at 2 m above the ground.

Table 1 - Description of the two measurement campaigns at wastewater treatment plant in Bruunshåb.

Date (dd/mm/yyyy)	14/06/2019	21/08/2019
Time (hh:mm)	10:15 – 17:00	13:00 – 18:00
Temperature (°C)	22	21
Wind speeds (m s⁻¹)	2.5	3
Wind direction	S and SE	W
Atmospheric pressure (mbar)	1017.8	1026.0
General weather	Sunny in the first part of the day, cloudy and rainy in the second part.	Cloudy
Total tracer gas release rate (kg h⁻¹)	0.1 – 1.2	0.2
Plume traverse distance from the target area (m)	15 - 300	80
Plant parameters:		
Methane production ^(a) (kg CH₄ h⁻¹)	43.0	28.7
Influent carbon to the plant ^(b) (kg COD influent h⁻¹)	447.5	
Influent nitrogen to the plant ^(b) (kg TN h⁻¹)	27.3	
Removed nitrogen from the plant ^(b) (kg TN removed h⁻¹)	23.0	

^(a) based on daily production; ^(b) based on annual records.

4. Results and discussion

4.1 Methane and nitrous oxide emission quantifications from the wastewater treatment plant

4.1.1 On-site methane screening

Figure 2 and Figure 3 show the results of the on-site methane screenings. Figure 2 and Figure 3 show that the highest methane concentrations were observed downwind the sewage sludge storage indicating that this is a significant methane emission source. Methane emissions from the activated sludge reactors were not continuous and low.

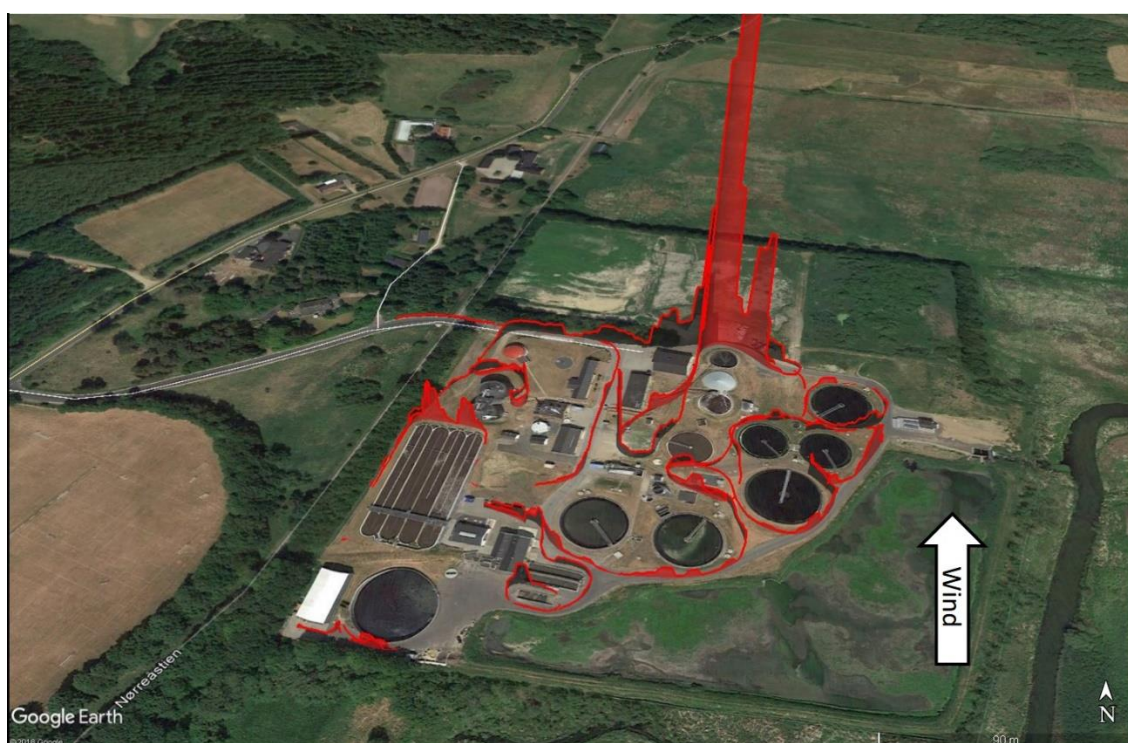


Figure 2 – On-site screening of methane concentrations started at 10:44 on 14/06/2019. Concentrations were recorded at 2 m above ground. Methane concentrations are showed above background level (1.977 ppm) and multiplied by a factor of 70 in order to be displayed on the map. The North direction is shown at the bottom right of the Figure.



Figure 3 – On-site screening of methane concentrations started at 11:39 on 21/08/2019. Concentrations were recorded at 2 m above ground. Methane concentrations are showed above background level (1.94 ppm) and multiplied by a factor of 20 in order to be displayed on the map. The North direction is shown at the bottom right of the Figure.

4.1.2 On-site nitrous oxide screening

Figure 4 shows the results of the on-site nitrous oxide screenings. Figure 4 shows that the highest nitrous oxide concentrations were observed downwind the annamox process indicating that this is a significant nitrous oxide emission source. Nitrous oxide emissions from the activated sludge reactors were not continuous or below detection limit. Similar results were obtained during the second on-site screening.

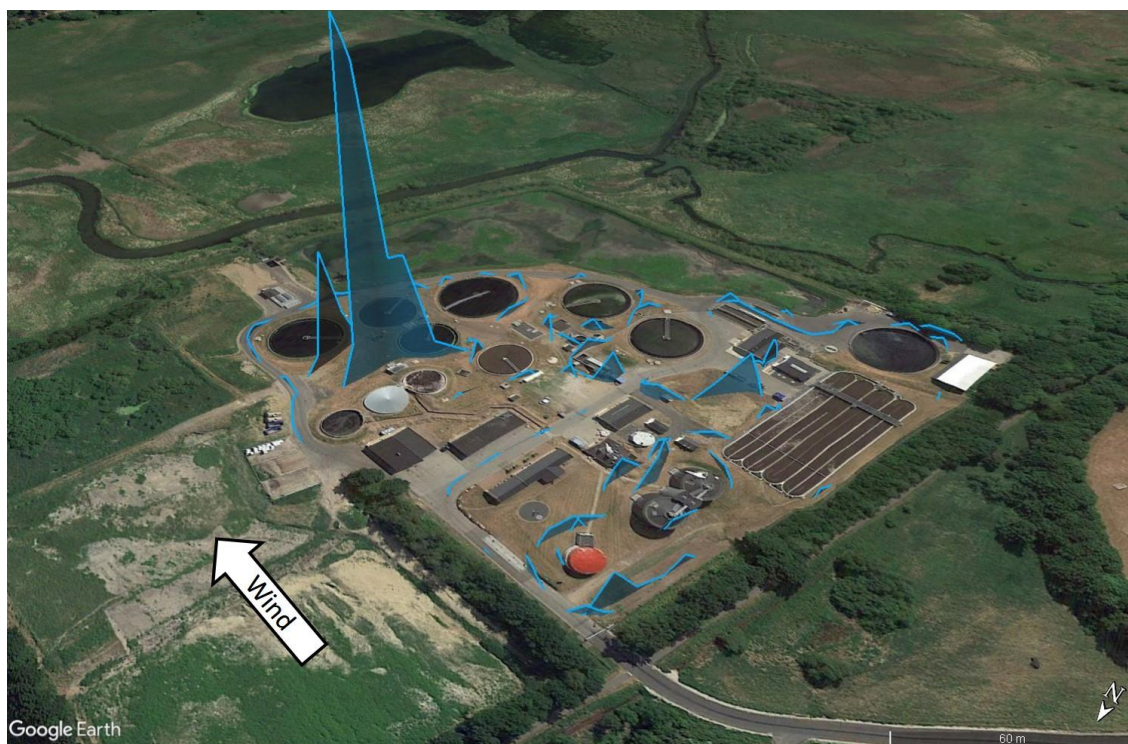


Figure 4 – On-site screening of nitrous oxide concentrations started at 13:26 on 21/08/2019. Concentrations were recorded at 2 m above ground. N₂O concentrations are showed above background level (0.325 ppm) and multiplied by a factor of 500 in order to be displayed on the map. The North direction is shown at the bottom right of the Figure.

4.1.3 Quantification of methane emission from the sewage sludge storage

Figure 5 shows an example of a downwind plume traverse used for methane emission quantification from the sewage sludge storage. Table 2 lists the methane emission rates recorded for all successful plume traverses performed downwind the sewage sludge tank. The average methane emission rate was $2.9 \pm 0.5 \text{ kg CH}_4 \text{ h}^{-1}$.

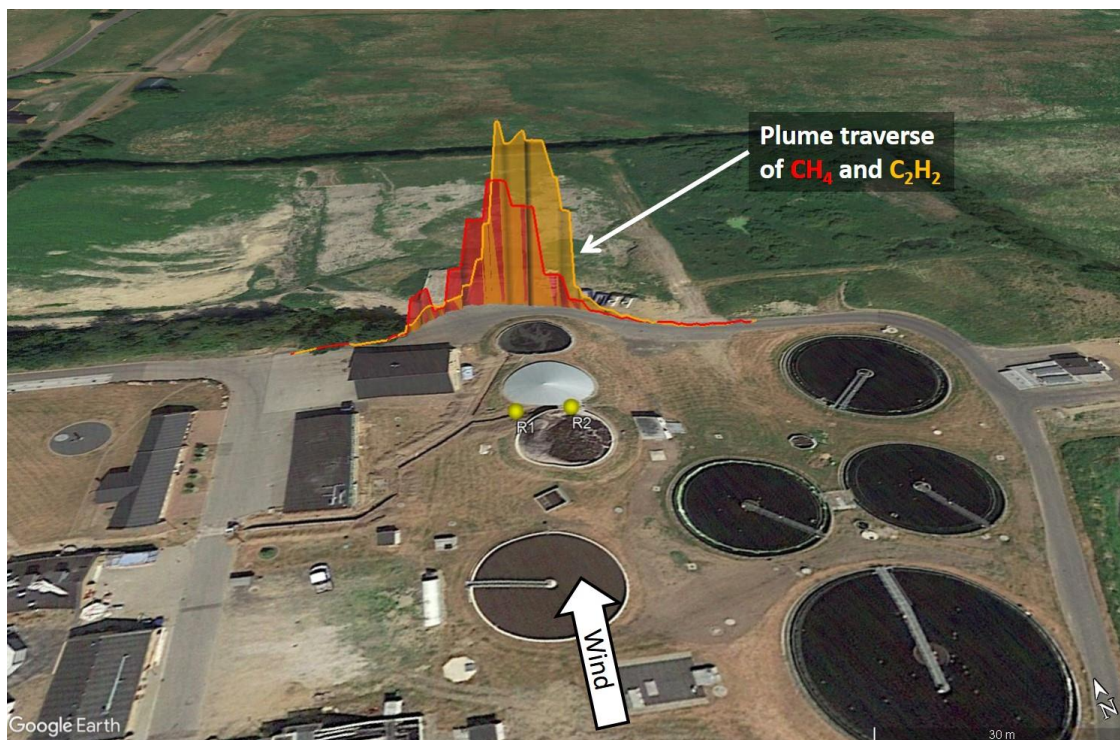


Figure 5 – Plume traverse example for quantifying methane emissions from sewage sludge storage on 14/06/2019. Methane and acetylene plumes measured at 12:08 at about 15 m downwind from the sewage sludge storage tank with tracer placement. Methane plume is reported in red, while acetylene plume is marked with a yellow line. Acetylene placement is showed with yellow dots (R1 and R2). Methane concentrations are reported above background concentration of 1.97 ppm and multiplied by a factor of 10, while acetylene concentrations are reported above background concentration of 0.1 ppb and multiplied by a factor of 0.4. The multiplication factor allows a better presentation of the plumes on the Figure. The North direction is shown at the bottom right of the Figure.

Table 2 – Methane emission rates quantified from the sewage sludge storage at the wastewater treatment plant in Bruunshåb, Viborg (DK) on 14/06/2019.

Peak time of the plume traverse (hh:mm)	Emission rate (kg CH ₄ h ⁻¹)
11:22	0.2
11:24	6.6
11:26	5.5
11:28	7.6
11:30	1.8
11:32	1.6
11:36	4.6
11:38	0.8
11:55	0.2
12:03	2.0
12:05	1.2
12:07	1.3
12:08	3.9
12:11	1.5
12:15	2.6
12:25	3.1
12:28	2.6
12:30	5.0

Average	2.9
SD	2.2
SEM	0.5
Number of transverses	18

SD: standard deviation, SEM: standard error of means.

4.1.4 Quantification of nitrous oxide emission from the annamox process tank

Figure 6 shows an example of a downwind plume traverse used for nitrous oxide emission quantification from the annamox process. Table 3 lists the nitrous oxide emission rates recorded for all successful plume traverses recorded downwind the sewage sludge tank during the two measurement campaigns. Average nitrous oxide emission rate from the annamox process was $0.4 \pm 0.1 \text{ kg N}_2\text{O h}^{-1}$.

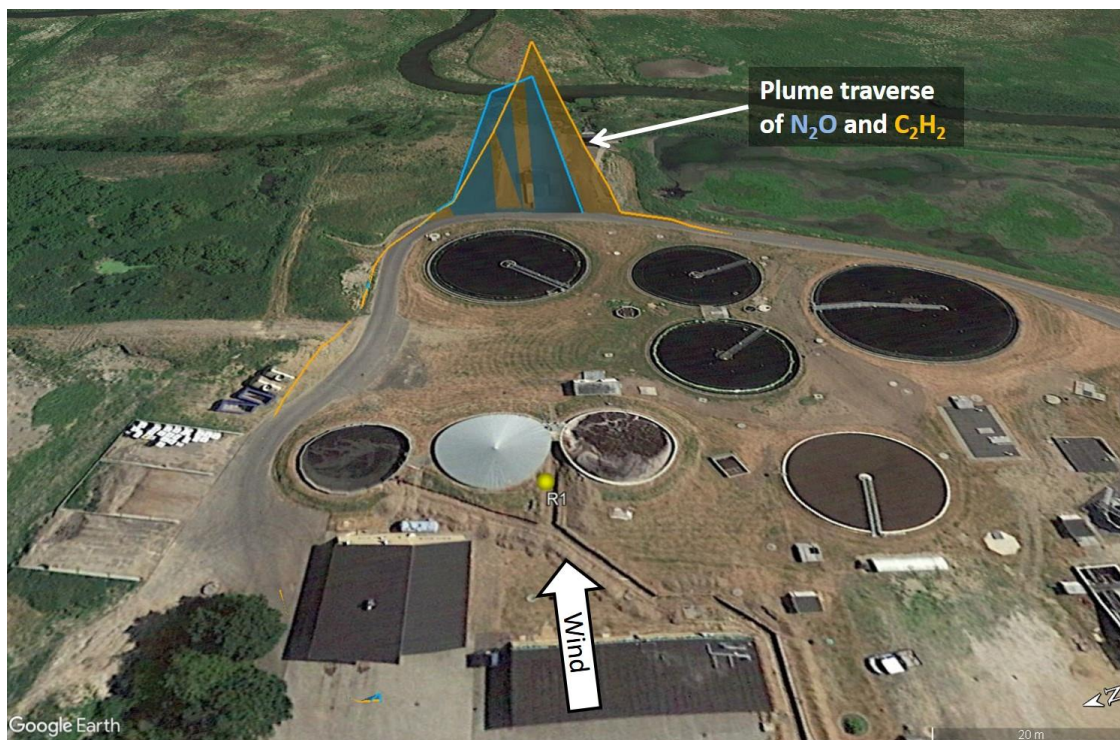


Figure 6 – Plume traverse example for quantifying nitrous oxide emissions from annamox process on 21/08/2019. Nitrous oxide and acetylene plumes measured at 15:30 at about 80 m downwind from the annamox process with tracer placement. Nitrous oxide plume is reported in light blue, while acetylene plume is marked with a yellow line. Acetylene placement is showed with a yellow dot (R1). Nitrous oxide concentrations are reported above background concentration of 0.325 ppm and multiplied by a factor of 500, while acetylene concentrations are reported above background concentration of 0.1 ppb and multiplied by a factor of 0.5. The multiplication factor allows a better presentation of the plumes on the Figure. Notice the North direction on the bottom right of the Figure.

Table 3 – Nitrous oxide emission rates quantified from the annamox process at the wastewater treatment plant in Bruunshåb, Viborg (DK).

14/06/2019		21/08/2019	
Peak time of the plume traverse (hh:mm)	Emission rate (kg N ₂ O h ⁻¹)	Peak time of the plume traverse (hh:mm)	Emission rate (kg N ₂ O h ⁻¹)
11:22	0.2	14:33	0.9
11:24	0.2	14:35	0.2
11:26	0.4	14:38	0.5
11:28	0.4	14:42	0.8
11:30	0.3	14:43	0.5
11:32	0.3	14:48	0.3
11:36	0.3	14:51	0.4
11:38	0.2	15:01	0.5
11:41	0.3	15:03	0.5
11:54	0.3	15:06	0.3
11:57	0.4	15:12	0.5
11:59	0.4	15:14	0.4
12:03	0.4	15:17	0.4
12:05	0.5	15:19	0.7
12:07	0.5	15:30	0.5
12:09	0.4	15:32	0.8
12:11	0.3	15:35	0.8
12:13	0.4	15:37	1.0
12:15	0.4	15:51	0.4
12:19	0.3	15:56	0.8
12:21	0.3	16:01	1.1
12:23	0.2	16:02	0.6
12:28	0.3	16:04	0.3
12:30	0.3	16:15	0.4
		16:18	0.2
		16:20	0.6
		16:21	0.2
		16:25	0.3
		16:28	0.4
		16:30	0.8

Average	0.3	Average	0.5
SD	0.1	SD	0.2
SEM	0.02	SEM	0.05
Number of transverses	24	Number of transverses	30

SD: standard deviation, SEM: standard error of means.

4.1.5 Plant-integrated fugitive methane emissions

Figure 7 shows an example of a downwind plume traverse used for plant-integrated methane emission quantification. Table 4 lists the methane emission rates recorded for all successful plume transverses

downwind the wastewater treatment plant. The average methane emission rate was $4.3 \pm 0.3 \text{ kg CH}_4 \text{ h}^{-1}$.

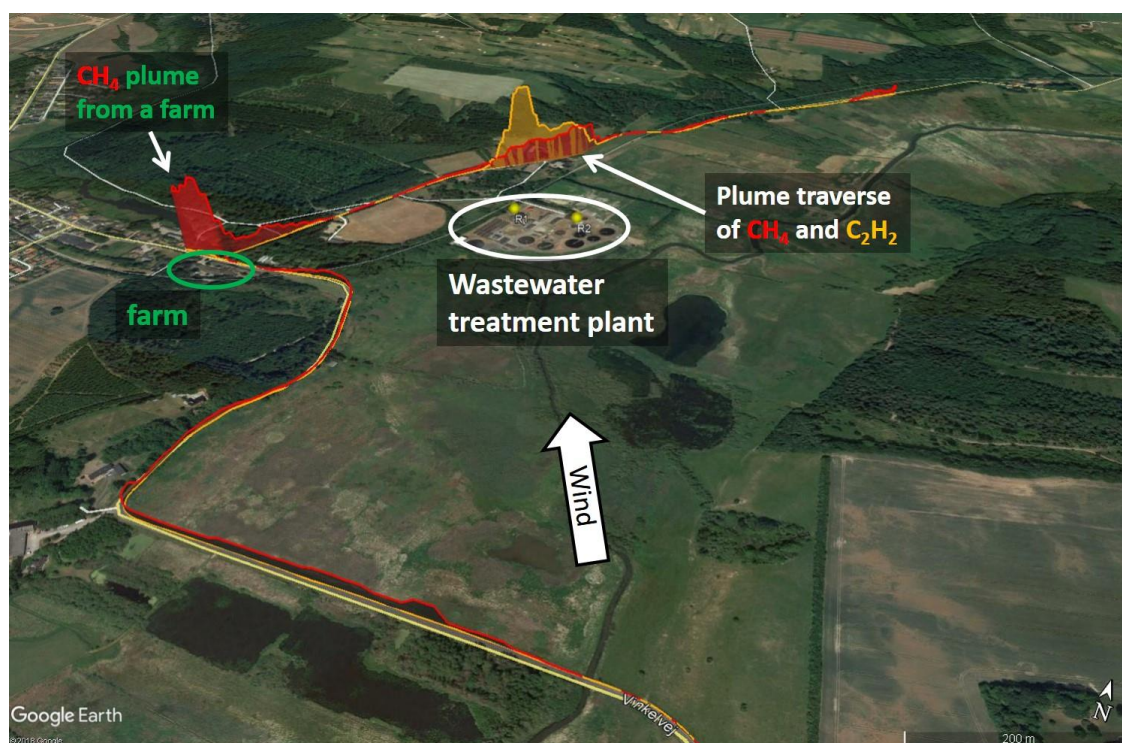


Figure 7 – Plant-integrated methane plume traverse example. Methane and acetylene plumes measured at 15:41 at about 300 m downwind from the wastewater treatment plant with tracer placement on 14/06/2019. Methane plume is reported in red, while acetylene plume is marked with a yellow line. Acetylene placement is showed with yellow dots (R1 and R2). Methane concentrations are reported above background concentration of 1.944 ppm and multiplied by a factor of 600, while acetylene concentrations are reported above background concentration of 0.1 ppb and multiplied by a factor of 4. The multiplication factor allows a better presentation of the plumes on the Figure. The North direction is shown at the bottom right of the Figure.

Table 4 – Plant-integrated methane emission rates quantified at the wastewater treatment plant in Bruunshåb, Viborg (DK), on 14/06/2019.

Peak time of the plume traverse (hh:mm)	Emission rate (kg CH ₄ h ⁻¹)
15:46	3.2
15:49	3.7
15:51	3.8
15:54	5.1
15:56	5.0
15:59	5.0

Average	4.3
SD	0.8
SEM	0.3
Number of transverses	6

SD: standard deviation, SEM: standard error of means.

4.2 Discussion of the results

Table 5 sums up the methane and nitrous oxide emission rates quantified at the wastewater treatment plant in Bruunshåb, Viborg (DK). The methane emission from the sludge storage tank made up about 67% of the total methane emission from the plant showing that this is a significant methane source. The other methane sources on site were most likely the anaerobic digester and potentially the gas holder, because a proper plant-integrated methane emission simulation was only possible when releasing acetylene from the sewage sludge storage and also from the anaerobic digesters (Figure 7). Methane screening at 2 m above the ground did not show any elevated methane concentrations downwind the anaerobic digesters and gas holder (Figure 5) indicating that methane is emitted from leakage points located at higher levels at the digesters and potentially the gas holder. Plant-integrated methane emissions equalled 4.3 ± 0.3 kg CH₄ h⁻¹, corresponding to the following emission factors: 12.0 ± 0.8 % as kg CH₄ (kg CH₄ produced)⁻¹, and 1.0 ± 0.1 % as kg CH₄ (kg COD influent)⁻¹.

The only relevant nitrous oxide emitting source was the annamox process, which emitted 0.4 ± 0.03 kg N₂O h⁻¹, corresponding to the following emission factors: 0.9 ± 0.1 % as kg N₂O-N (kg TN influent)⁻¹, and 1.1 ± 0.1 % as kg N₂O-N (kg TN removed)⁻¹.

Table 5 - Sum up of greenhouse gas emission rates quantified from the wastewater treatment plant in Bruunshåb, Viborg (DK).

Date (dd/mm/yy)	CH ₄ emissions (kg h ⁻¹)		N ₂ O emissions (kg h ⁻¹)	
	Plant-integrated	Sewage sludge storage	Activated sludge reactors	Annamox process
14/06/19	4.3 ± 0.3 (6)	2.9 ± 0.5 (18)	below DL	0.3 ± 0.02 (24)
21/08/19	NA	NA	below DL	0.5 ± 0.05 (30)

Emission rates are expressed as AVG $\pm$ SEM (n. trav.), where AVG is the average value, SEM is the standard error of mean, and (n. trav.) is the number of successful transverses. DL: detection limit.

5. Conclusions

Off-site and on-site screenings indicated methane and nitrous oxide emissions from the wastewater treatment plant in Bruunshåb, Viborg (DK). Two measurement campaigns, on 14/06/2019 and 21/08/2019, were carried out for quantifying methane and nitrous oxide emissions from on-site process units and from the whole wastewater treatment plant.

Most (~67%) of the plant's methane emission occurred from the open tank where sewage sludge is stored ($2.9 \pm 0.5 \text{ kg CH}_4 \text{ h}^{-1}$). Plant-integrated methane emissions equalled $4.3 \pm 0.3 \text{ kg CH}_4 \text{ h}^{-1}$, corresponding to the following emission factors: $12.0 \pm 0.8 \%$ as $\text{kg CH}_4 (\text{kg CH}_4 \text{ produced})^{-1}$, and $1.0 \pm 0.1 \%$ as $\text{kg CH}_4 (\text{kg COD influent})^{-1}$.

Most of the plant nitrous oxide emissions occurred from the annamox process ($0.4 \pm 0.5 \text{ kg N}_2\text{O h}^{-1}$), while nitrous oxide emissions from the activated sludge tanks were not continuous or below detection limit. Total nitrous oxide emissions corresponded to the following emission factors: $0.9 \pm 0.1 \%$ as $\text{kg N}_2\text{O-N} (\text{kg TN influent})^{-1}$, and $1.1 \pm 0.1 \%$ as $\text{kg N}_2\text{O-N} (\text{kg TN removed})^{-1}$.

Both measurement campaigns were performed during a period with rather constant barometric pressure 1017.8 and 1026.0 mbar, and relatively high temperature of 22 and 21 °C. During single quantifications, stable wind blew with a speed of about 2.5 and 3.0 m s^{-1} .

6. Reference

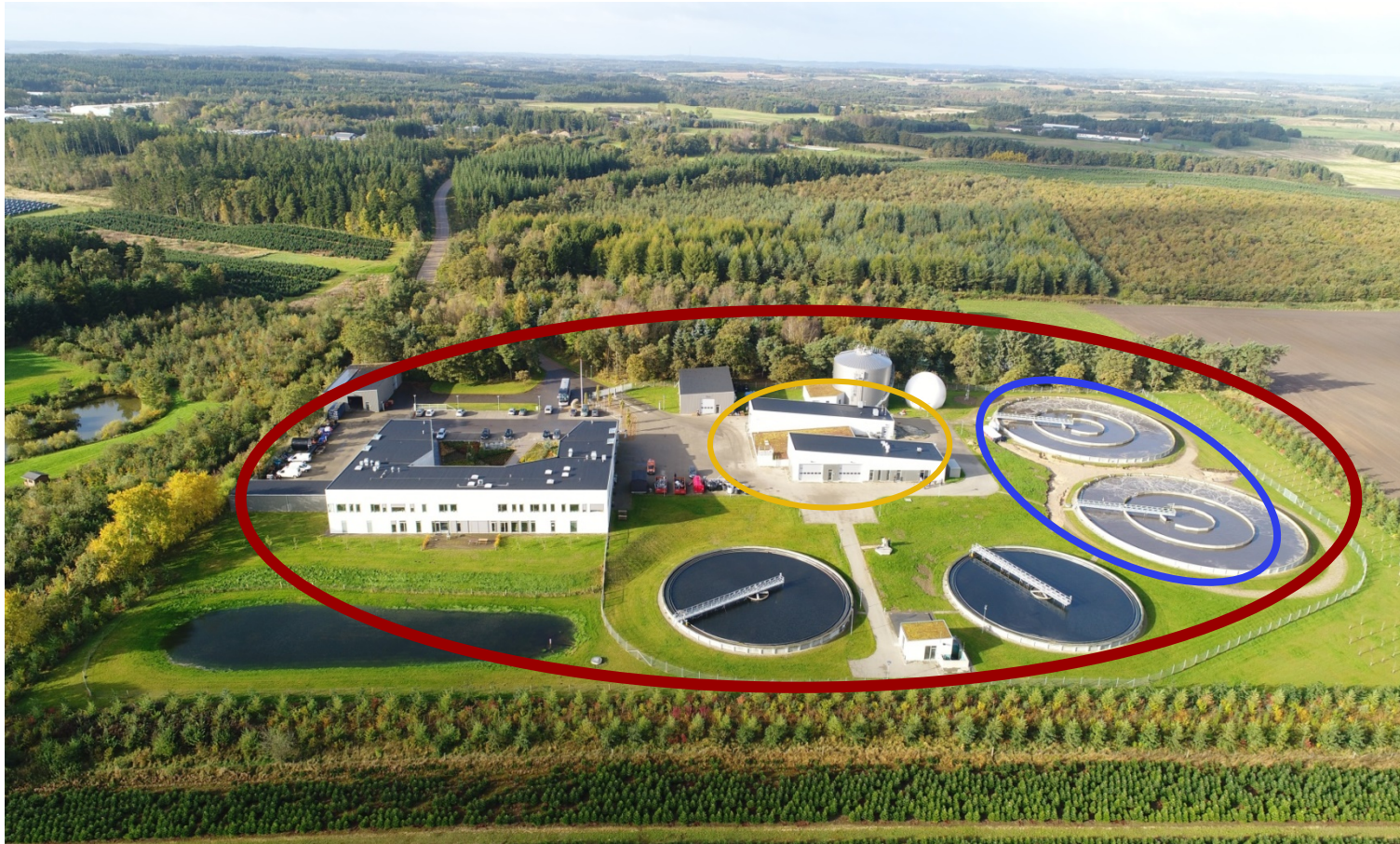
- Delre A., Mønster J., Scheutz C. 2017. Greenhouse gas emission quantification from wastewater treatment plants, using a tracer gas dispersion method. *Science of the Total Environment*, 605–606, 258–268. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.177
- Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., Rella, C.W., Scheutz, C., 2014. Quantifying methane emission from fugitive sources by combining tracer release and downwind measurements - a sensitivity analysis based on multiple field surveys. *Waste Management* 34, 1416–28

Greenhouse gas emission quantifications at Mariagerfjord Vand and Bruunshåb

Charlotte Scheutz

Kliver final summery meeting
April 19th, 2021

Overview of measurement focus area



- Whole plant
- Activated sludge reactors
- Indoor treatments

Results of the measurement campaigns

Date [dd-mm-yy]	CH ₄ emissions [kg h ⁻¹]		N ₂ O emissions [kg h ⁻¹]	
	Plant-integrated ^(a) AVG±SEM (n. trav.)	Indoor treatments ^(b)	Activated sludge reactors ^(c)	Indoor treatments ^(b)
10-05-19	4.1±0.2 (27)	0.7	NA	0.015
13-06-19	5.2±0.3 (19)	NA	1.0	NA
22-06-19	4.4±0.1 (42)	1.0	NA	0.015

AVG: average

SEM: standard error of the means

n. trav.: number of plume traverses

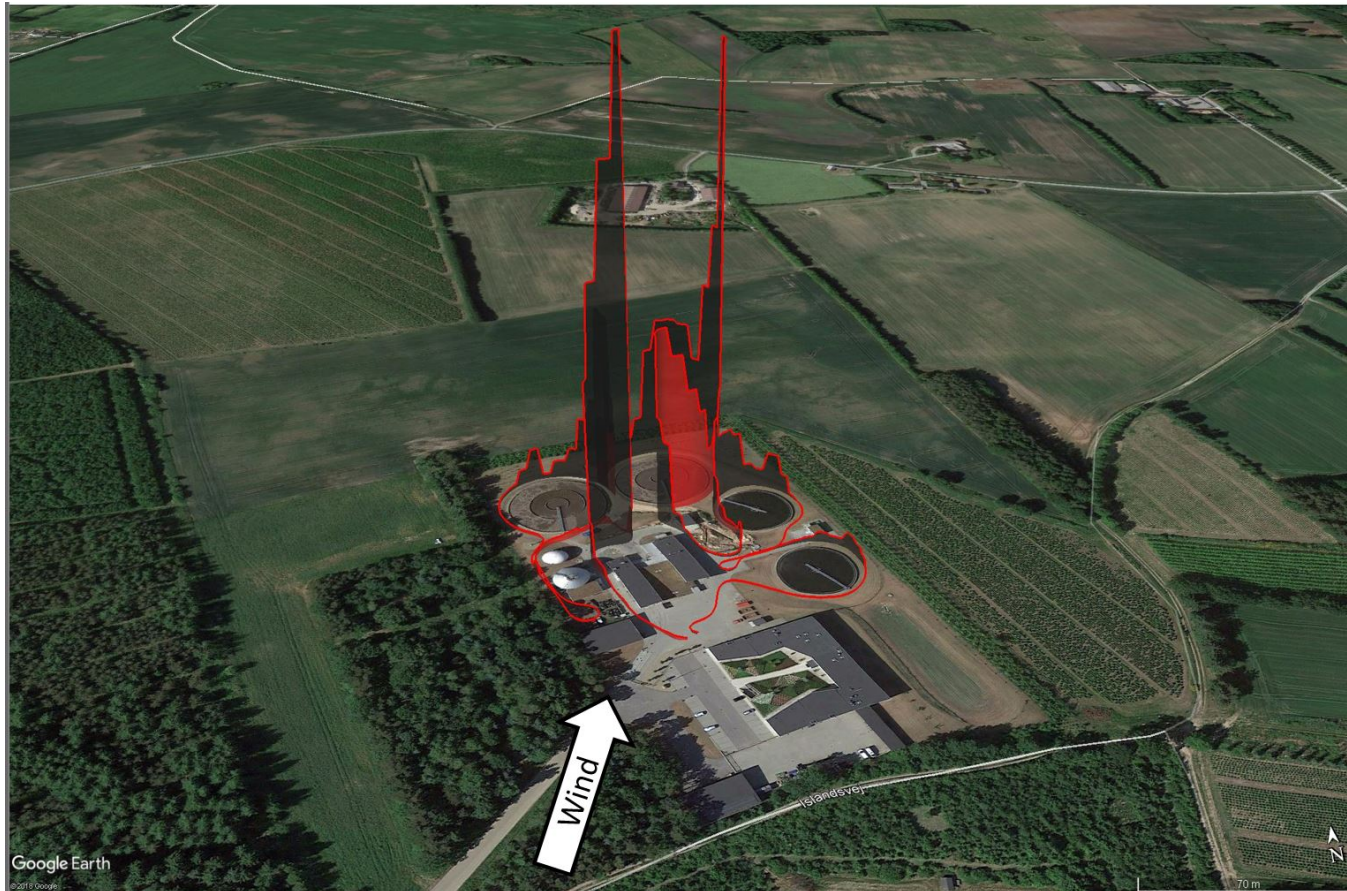
NA: not available

^(a) Calculated using the Mobile Tracer gas Dispersion Method

^(b) Calculated measuring the gas concentration in the exhaust duct of the indoor treatments

^(c) Calculated using the Static Tracer gas Dispersion Method

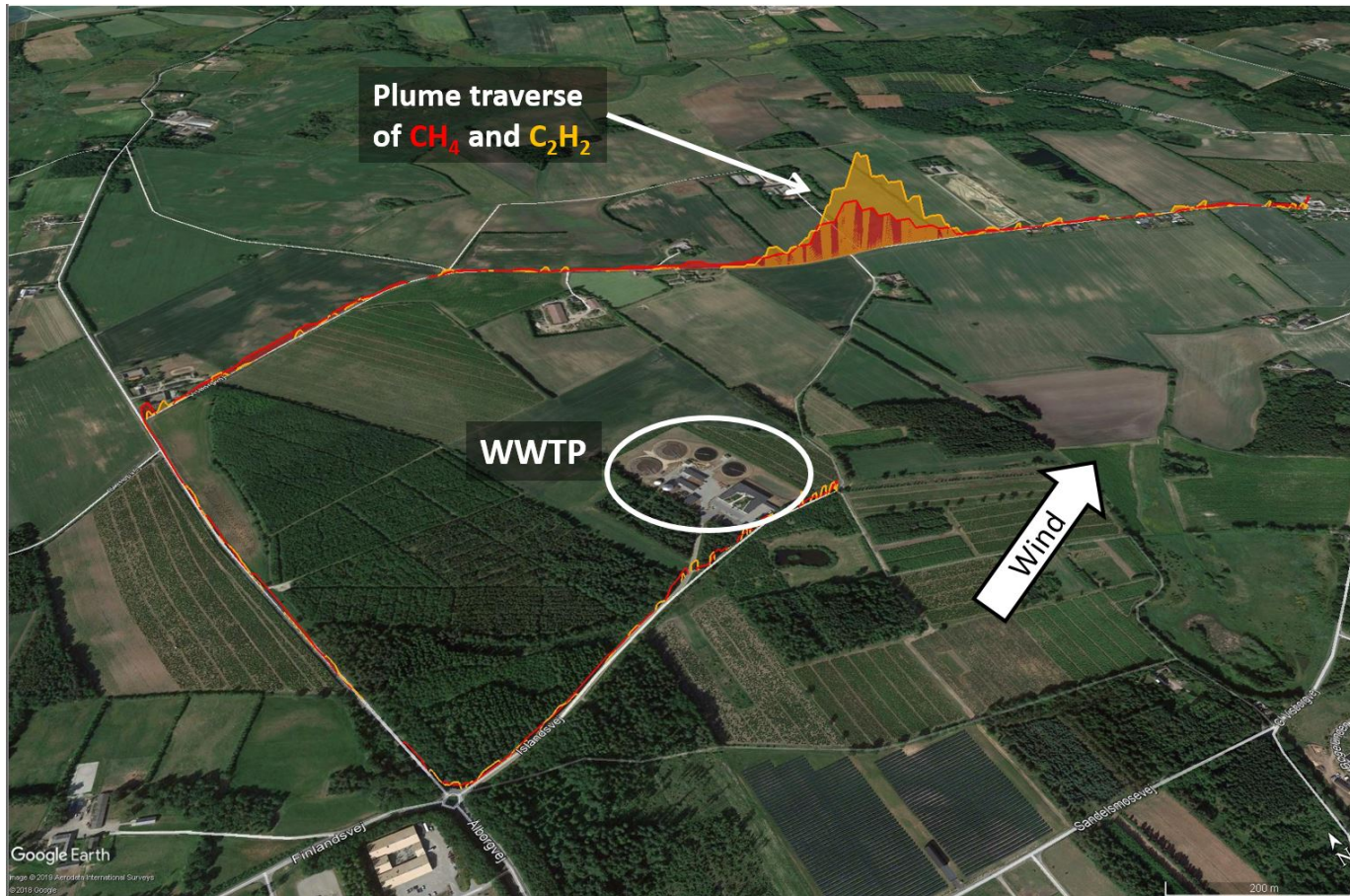
On-site CH₄ screening



Main CH₄ sources:

- Sludge management area
- Activated sludge reactors

Off-site screening and CH₄ quantification



Mobile Tracer gas Dispersion Method – tracer gas is released inside the plant

On-site N₂O screening



Main emission sources:

- Activated sludge reactors

Estimation of N_2O emissions from activated sludge reactors



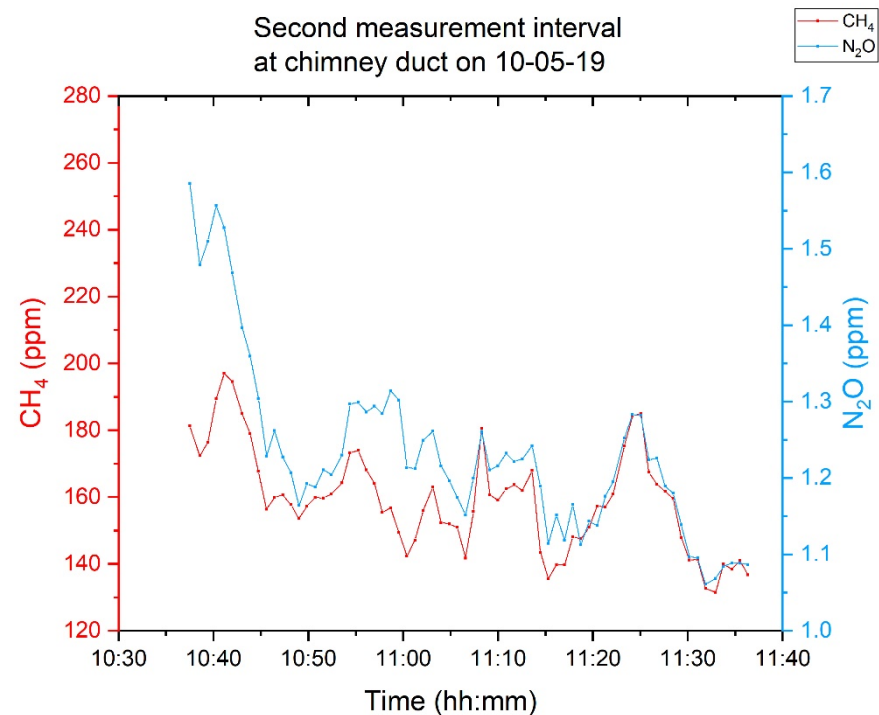
Static Tracer gas Dispersion Method – tracer gas is released upwind one reactor

Measurements at indoor treatments



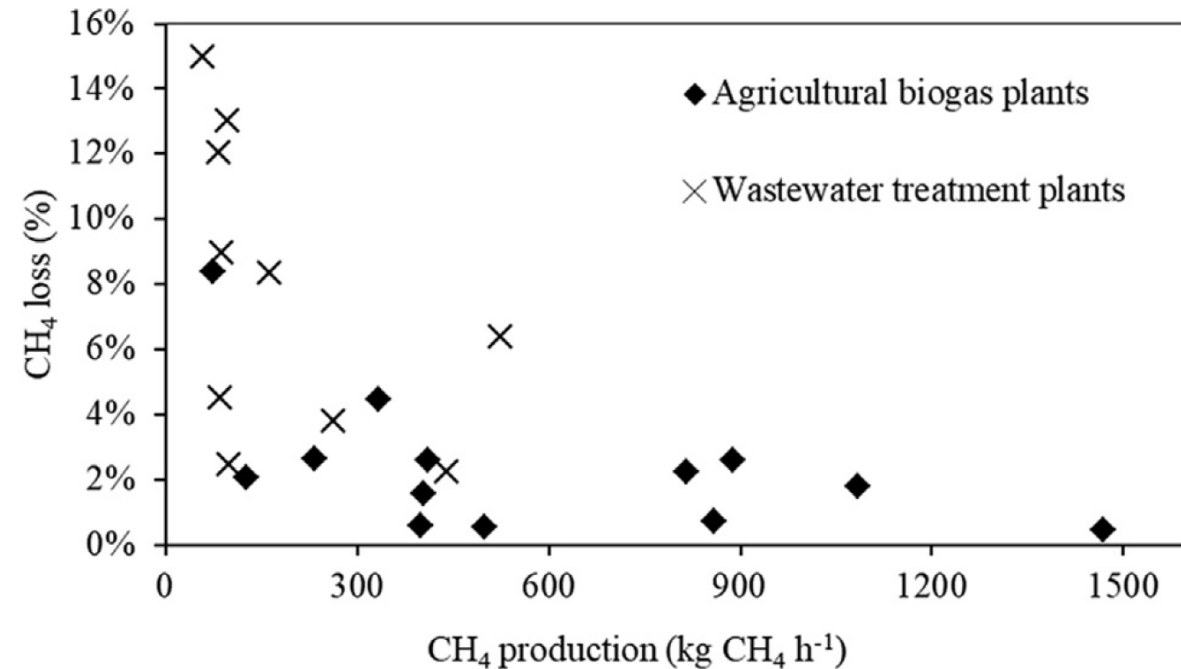
CH_4 and N_2O concentrations were detected twice for 1 hour inside the duct leading to the chimney.

Concentrations were multiplied by flow.



Methane loss (%)

Methane production (kg CH ₄ h ⁻¹)	Methane emission (kg CH ₄ h ⁻¹)	Methane loss (%)
29.7	4.1	12.1
25.2	5.2	17.1
28.4	4.4	13.4
27.8	4.6	14.2

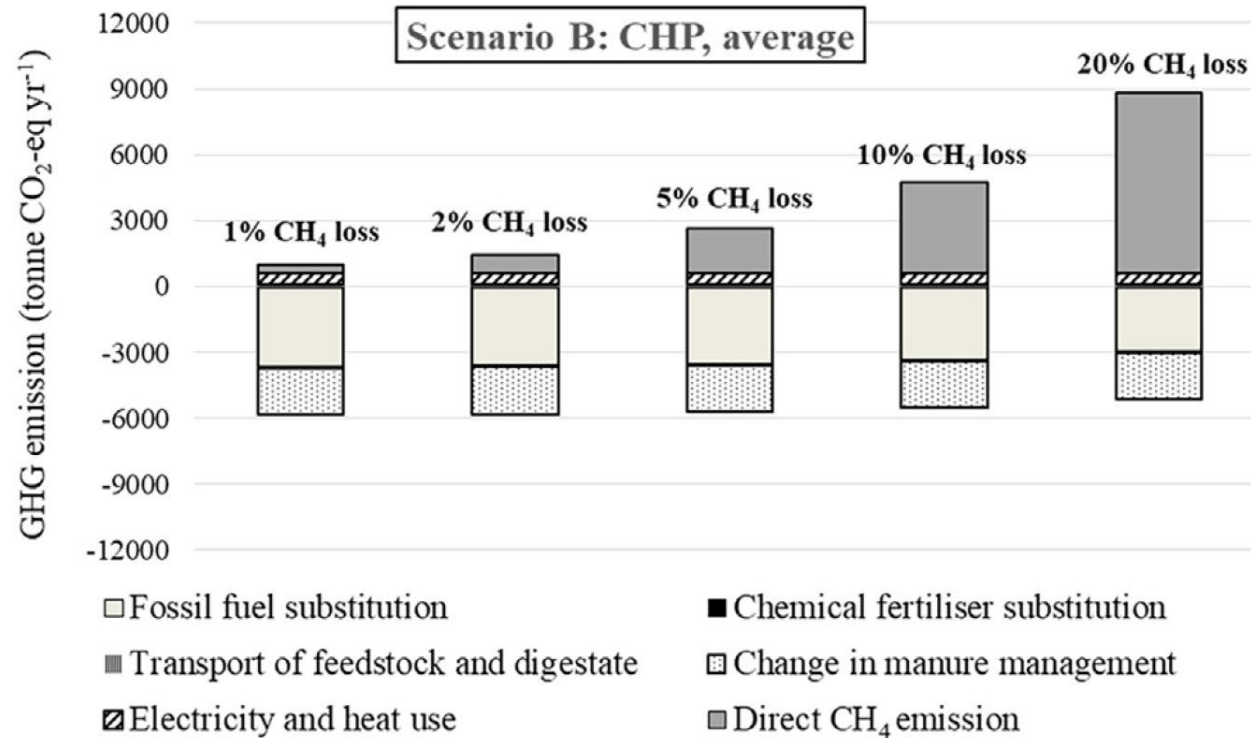


Average methane losses:

- Wastewater treatment biogas plants: 7.5%
- Agricultural biogas plants: 2.4% in average

Scheutz & Fredenslund, 2019

Greenhouse gas emissions calculated for an agricultural biogas plant



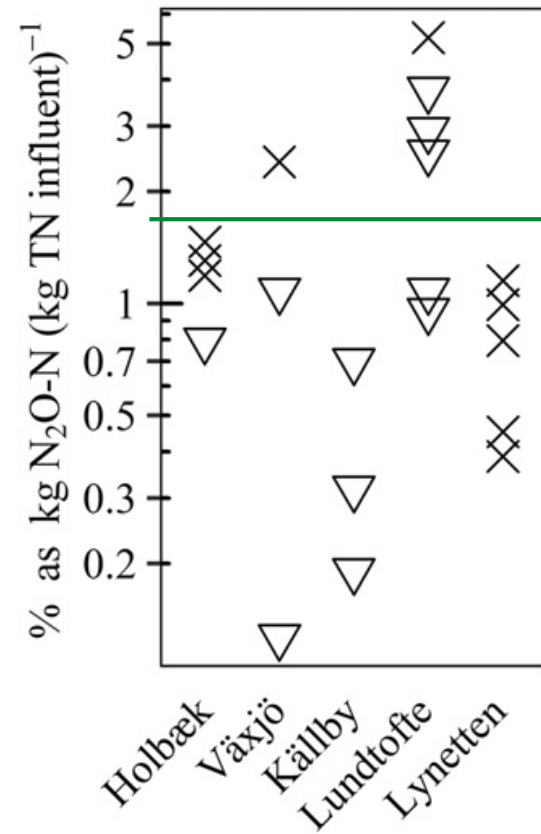
Greenhouse gas (GHG) emissions calculated for an agricultural biogas plant, considering different biogas utilisation scenarios and five levels of methane (CH₄) loss. CHP: Combined heat and power

Scheutz & Fredenslund, 2019

Nitrous oxide emission factor (%)

The total nitrous oxide emission rate was $1.015 \text{ kg N}_2\text{O h}^{-1}$, corresponding to the following emission factors:

- 1.7% as $\text{kg N}_2\text{O-N (kg TN influent)}^{-1}$
- 1.9% as $\text{kg N}_2\text{O-N (kg TN removed)}^{-1}$



Emission factors were between 0.1 og 5.2 % $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{influent}}$

Delre et al., 2017
LaGas project

Nitrous oxide emission factor (%)

The total nitrous oxide emission rate was 1.015 kg N₂O h⁻¹, corresponding to the following emission factors:

- 1.7% as kg N₂O-N (kg TN influent)⁻¹
- 1.9% as kg N₂O-N (kg TN removed)⁻¹

Emission factor (% kg N₂O-N (kg TN influent)⁻¹)

Reference	Emission factor	Range
IPCC 2006	0.05	0.03-0.12
IPCC 2019	1.6	0.016-4.5
Denmark 2019 (country specific)	0.32	
MUDP project 2020	0.84	0.24-1.24
5 facilities (Delre et al., 2017)		0.1-5.5
Lynetten (Delre et al 2017 and Ekström et al., 2017)	0.8	0.4-1.1
Avedøre (Yoshida et al., 2014)	1.2	0.15-4.3

Conclusions – Mariagerfjord Vand

Methane:

- Important emission sources: anaerobic digester, the gas holder, activated sludge reactors and indoor treatments
- 18% of the total methane emissions were emitted from indoor treatments
- Plant emission rate: $4.6 \pm 0.2 \text{ kg CH}_4 \text{ h}^{-1}$
- Plant emission factor: $16.6 \pm 0.7 \text{ \% as kg CH}_4 \text{ (kg CH}_4 \text{ produced)}^{-1}$
- Methane loss is high in comparison to other Danish WWTPs

Nitrous oxide:

- Important outdoor emission sources: activated sludge reactors ($\sim 1.0 \text{ kg N}_2\text{O h}^{-1}$),
- Emissions from indoor treatments was insignificant ($\sim 1.5\%$ of total)
- Plant emission rate: $1.015 \text{ kg N}_2\text{O h}^{-1}$
- Plant emission factor: $1.7\% \text{ as kg N}_2\text{O-N (kg TN influent)}^{-1}$
- N_2O emission comparable to high in comparison to other Danish WWTPs

Conclusions - Bruunshåb

Methane:

- Most (~67%) of the plant's methane emission occurred from the open tank where sewage sludge is stored ($2.9 \pm 0.5 \text{ kg CH}_4 \text{ h}^{-1}$)
- Plant emission rate: $4.3 \pm 0.3 \text{ kg CH}_4 \text{ h}^{-1}$
- Plant emission factor: $12.0 \pm 0.8 \text{ \% as kg CH}_4 (\text{kg CH}_4 \text{ produced})^{-1}$
- Methane loss is high in comparison to other Danish WWTPs

Nitrous oxide:

- Most of the plant nitrous oxide emissions occurred from the annamox process, while nitrous oxide emissions from the activated sludge tanks were not continuous or below detection limit
- Plant emission rate: $0.4 \pm 0.5 \text{ kg N}_2\text{O h}^{-1}$
- Plant emission factor: $0.9\% \pm 0.1 \text{ as kg N}_2\text{O-N (kg TN influent)}^{-1}$
- N_2O emission comparable to other Danish WWTPs

Hydrolyse forsøg

Primært slam fra Mariagerfjord (Hydrotech tromlefilter)

Primært slam fra Brunshåb

500 mL + 50 mL slam rådnetank

Temperatur: 20°C, 30°C og 35°C

Opholdstid: 1 dag, 2 dage og 3 dage.



Analysér

- Løbende måling af pH

Udtagne prøver

- TS (total solids) og VS (volatile solids)
- Opløst og total COD
- Fedtsyrer (eddikesyre, propansyre, smørsyre)
- Ammoniak
- Opløst phosphor (orthophosphate)

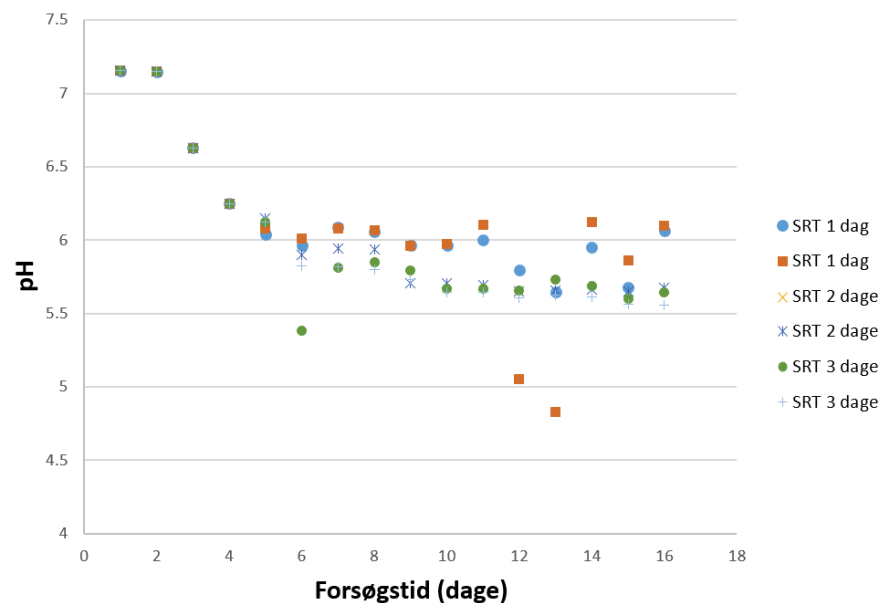


Forsøg

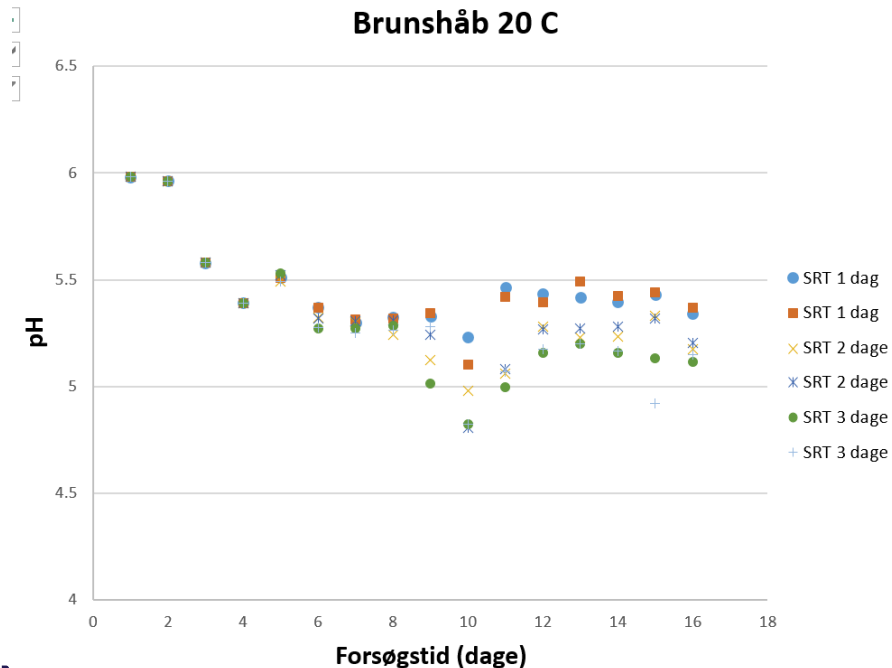
- ▶ pH fald pga. fedtsyrerne
- ▶ 5-6 dage inden steady-state
- ▶ Gasdannelse
- ▶ Brunshåb: TS: 51 ± 3 g/kg – VS: 44 ± 3 g/kg
Reduktion ca. 15% af VS
- ▶ Mariagerfjord TS/VS: 20 – 110 g/kg
Reduktion ca. 10-12% af VS



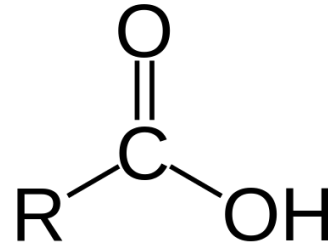
Mariagerfjord 20 C



Brunshåb 20 C



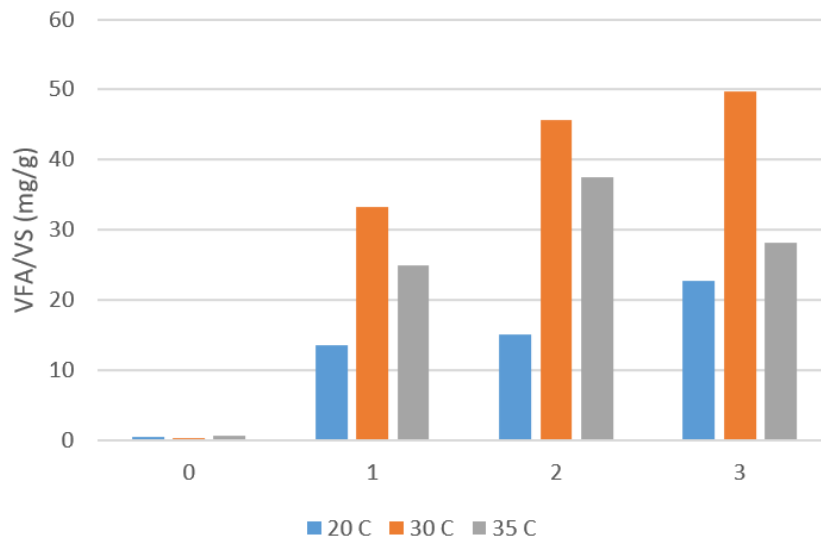
Fedtsyre



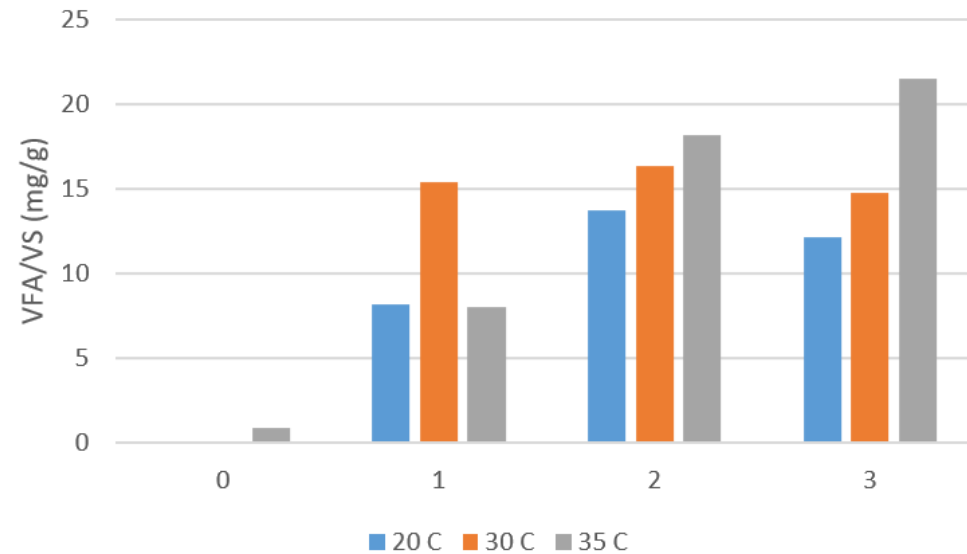
4

- Der produceres fedtsyrer (Brunshåb 20-30 mg/g VS – Mariagerfjord 15-20 mg/g VS)
- Andre studier (Hansen C 2009 10 - 15 mg/g VS / Bouzas et al 2002, 80 mg/g VS)

Brunshåb renseanlæg



Mariagerfjord renseanlæg

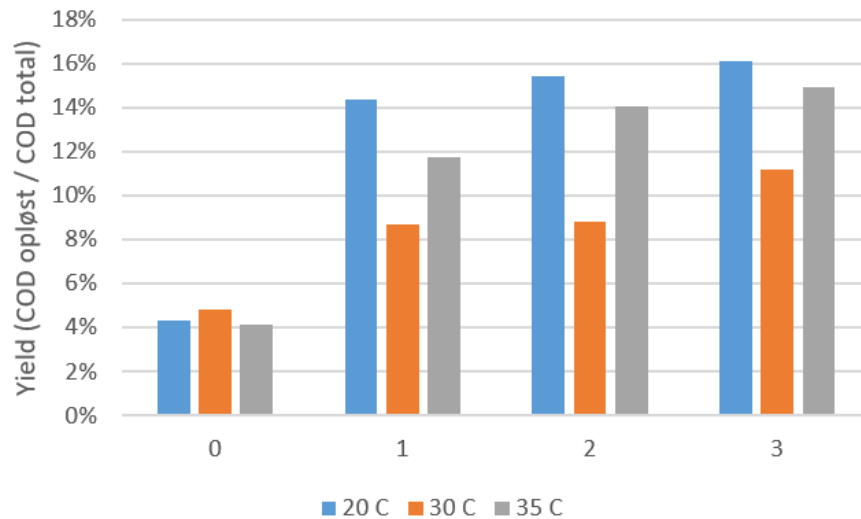


Opløst COD

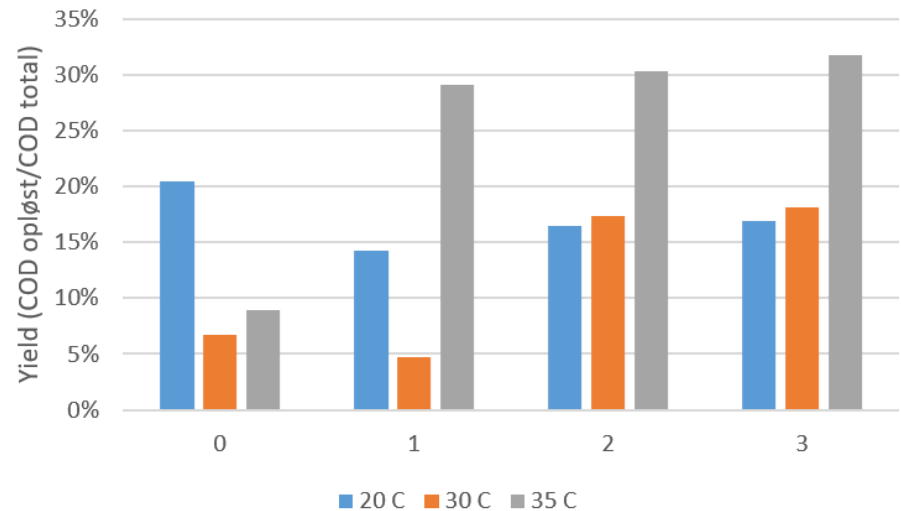
5

- ▶ Opløst COD – op til 20%
- ▶ Andre studier (Jørgensen PE 10-15%)

Brunshåb renseanlæg



Mariagerfjord renseanlæg



Separationsforsøg

6

Centrifuge (indkapslet bedst beskyttelse lugt/gas)

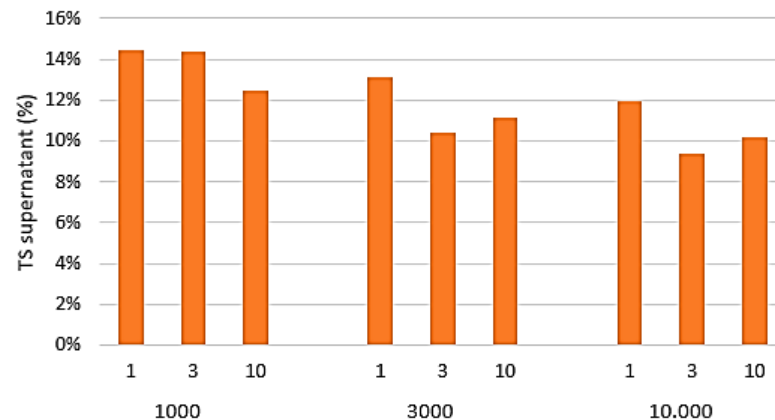
Alle slutprøver blandet

➤ Centrifugering ved 1.000, 3.000 og 10.000 g
Dekantercentrifuge (op til 3.000 g)

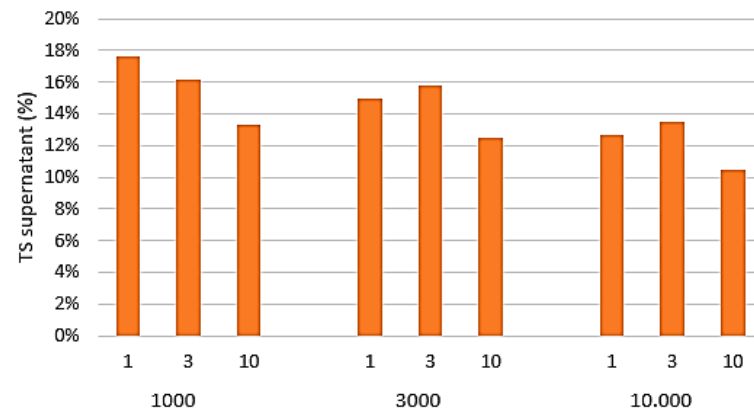
➤ Centrifugeringstid 1, 3 og 10 min

Godt resultat: >80% TS slynges ned
Tid og centrifugalkraft ikke så vigtig.

Mariagerfjord



Brunshåb

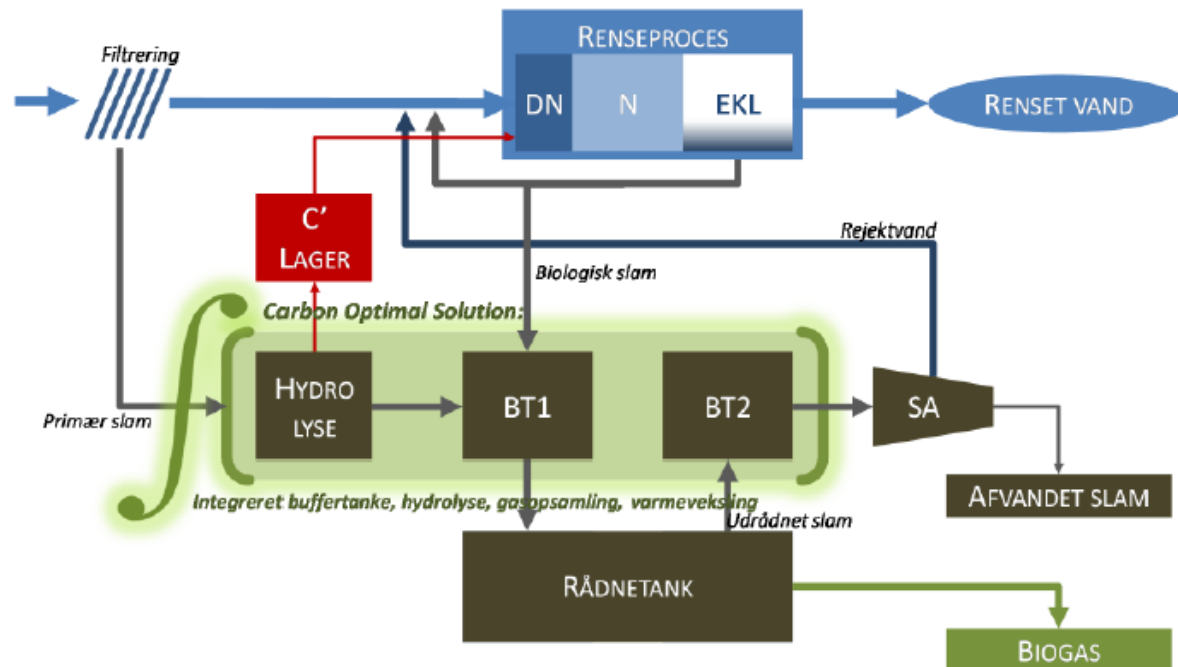


Denitrifikationstest

Nye forsøg

7

- Test for denitrifikation udføres i 2 L beholdere, som forsøges holdt på fast temperatur – 20°C



Opsamling

8

- Hydrolyseforsøg

Opløst COD (15-20%)

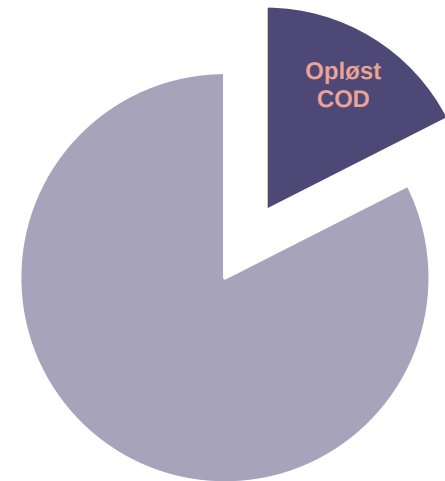
VFA produktion (15-25 mg/g VS)

- Separationsforsøg

Centrifugering gode resultater

- Denitrifikationstest skal laves

- Andre forsøg / ting



Ca. 20 mg/g VS



Bilag 8. Hydrolyseforsøg AP4

Hydrolyse forsøg (laboratoriet)

Primært slam fra Mariagerfjord Renseanlæg (Hydrotech tromlefilter)

Primært slam fra Bruunshåb Renseanlæg

500 mL + 50 mL slam rådnetank

Temperatur: 20°C, 30°C og 35°C

Opholdstid: 1 dag, 2 dage og 3 dage.

Tabel 2: Analyseprogram for hydrolyseforsøgene

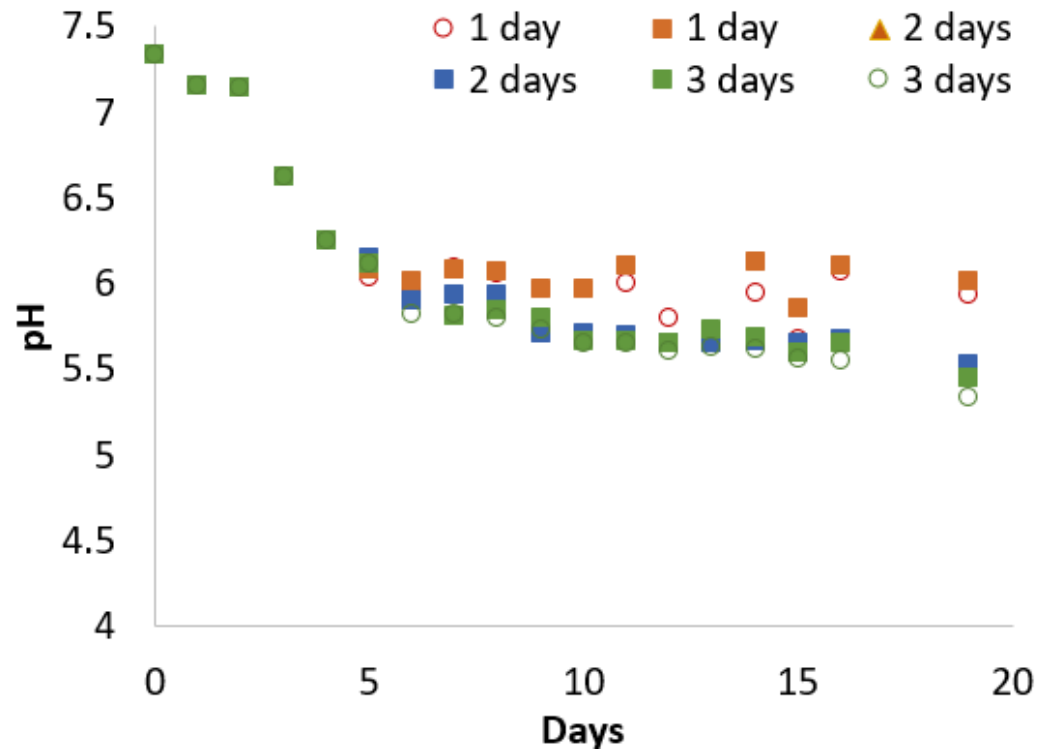
Måling	Metode	Hyppighed
pH	pH meter	Dagligt
Opløst COD	KIT	Min 4 gange
VFA (acetat og propansyre og smørsyre)	Ionkromatograf	Min 4 gange
NH ₄ -N	Spektrofotometrisk metode	Min 4 gange
PO ₄ -P	Spektrofotometrisk metode	Min 4 gange
Tørstof (TS) og glødetab (VS)	Standard metode	Min 4 gange
Ledningsevne		Min 4 gange

Forsøg

Daglige skift 2-3 gange

Løbende måling pH

"Steady-state" opnås efter 5 dage
pH falder til 5,5 - for pilot-skala til ca. 5

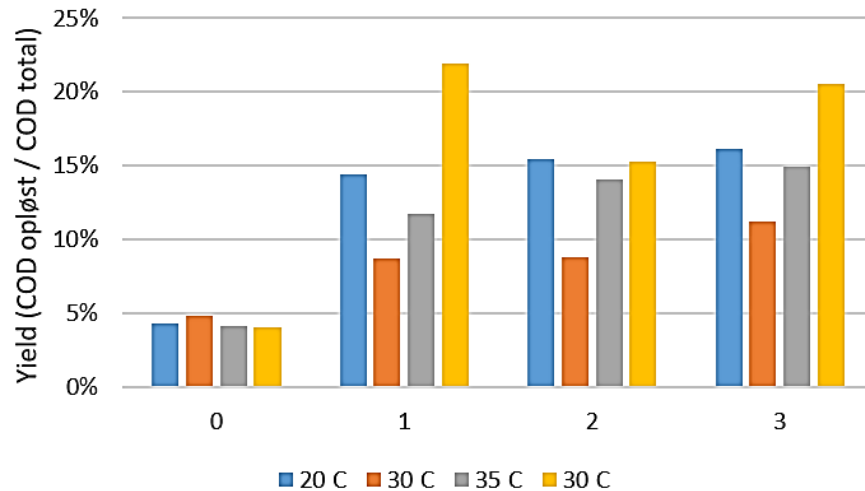


Opløst COD

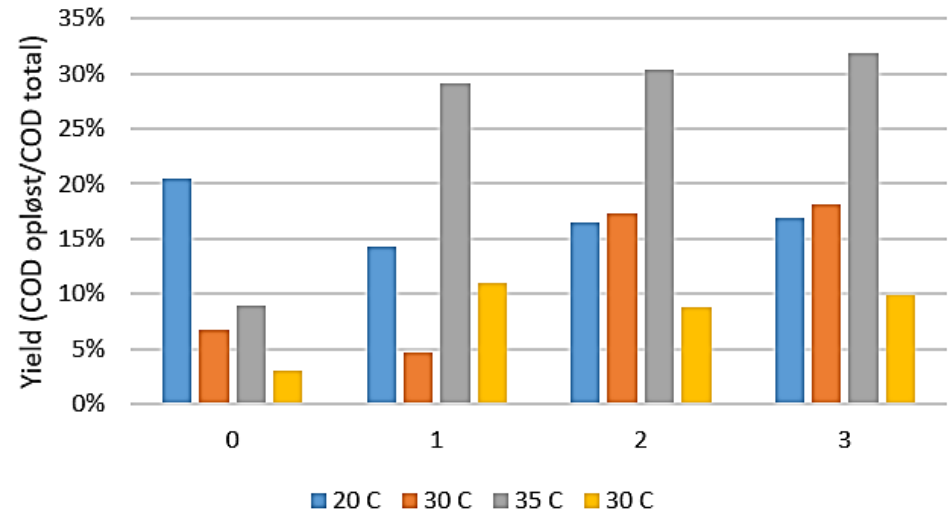
3

- Opløst COD stiger fra 5% og op til 15-20%
- Andre studier (Jørgensen PE 10-15%)

Bruunshåb Renseanlæg



Mariagerfjord Renseanlæg

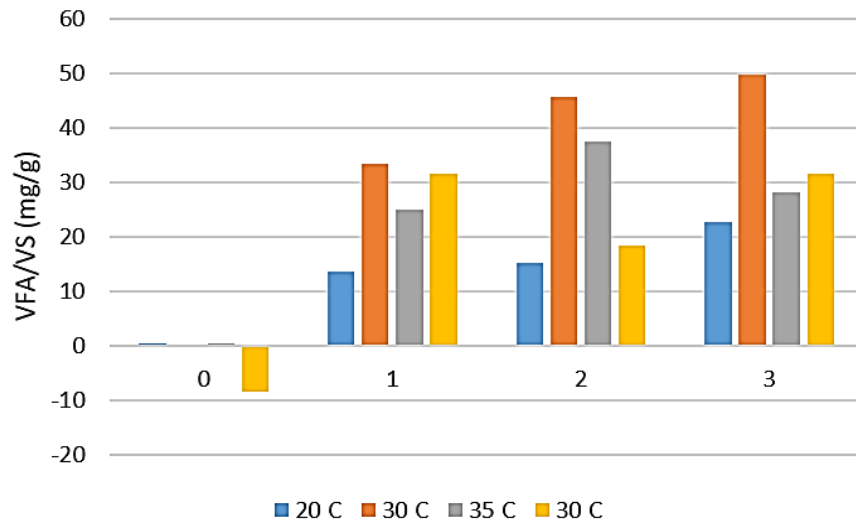


Opløst COD

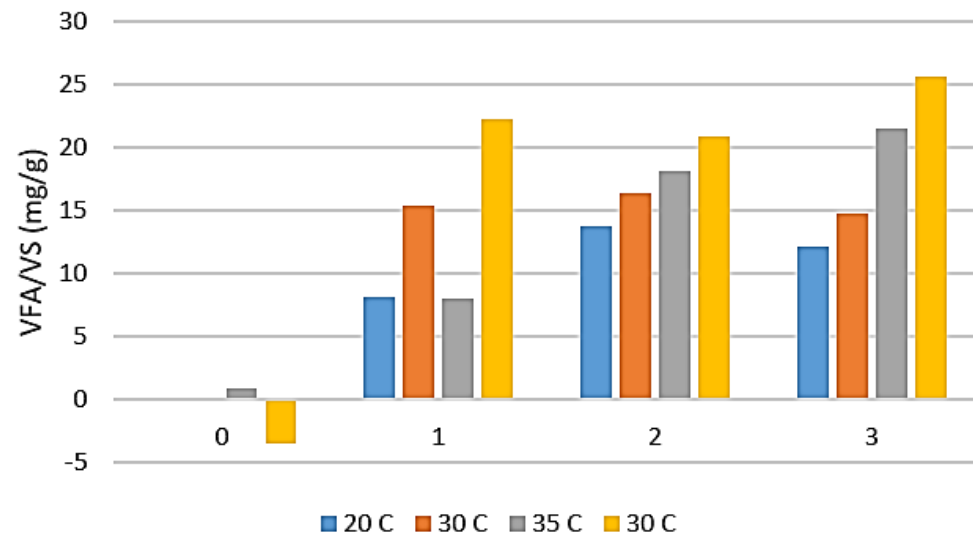
4

- Ingen VFA i primær slam
- Tilsvarende værdier fås i litteraturen VFA koncentrationer op til 15 mg/g VSS (Hansen CK 2009).
- I andre studier når man helt op til 300 mg/g VSS (Fang et al 2020)

Bruunshåb Renseanlæg



Mariagerfjord Renseanlæg



Centrifugering

5

Centrifuge (indkapslet bedst beskyttelse lugt/gas)

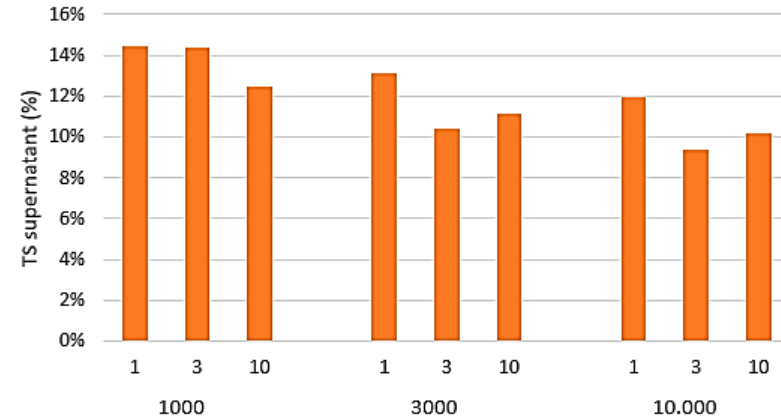
Alle slutprøver blandet

➤ Centrifugering ved 1.000, 3.000 og 10.000 g
Dekantercentrifuge (op til 3.000 g)

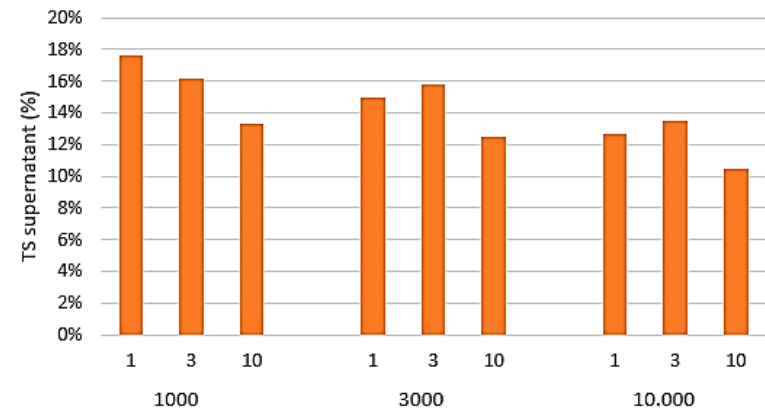
➤ Centrifugeringstid 1, 3 og 10 min

Godt resultat: >80% TS slynges ned
Tid og centrifugalkraft ikke så vigtig.

Mariagerfjord



Brunshåb



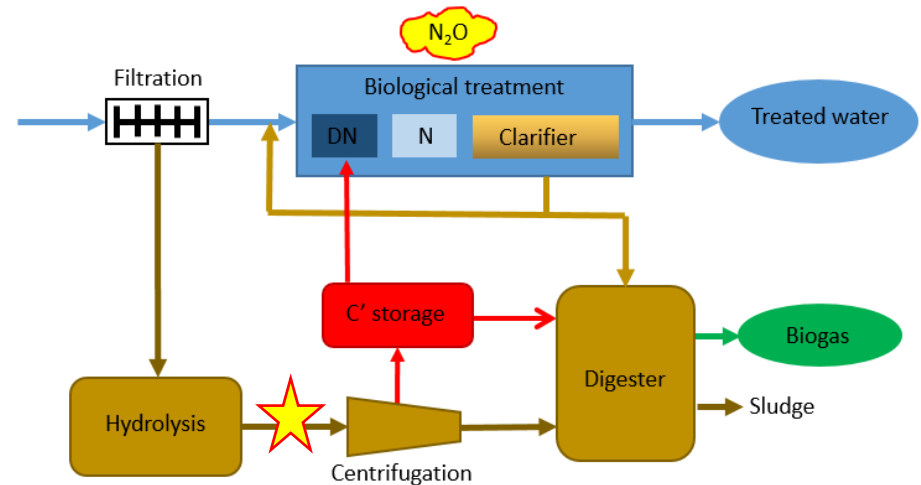
Pilot-skala forsøg

- Forsøg udført på hydrolysat fra pilot-anlæg på Mariagerfjord Renseanlæg

- Separation foregik på universitet

Målinger

- Test af specifik denitrifikationsrate
- Stofnedbrydning under denitrifikation
- Hydrolysatets sammensætning



30°C pH 5 (ingen regulering)	30°C pH 7
35°C pH 5 (ingen regulering)	35°C pH 7
40°C pH 6	? °C pH 10



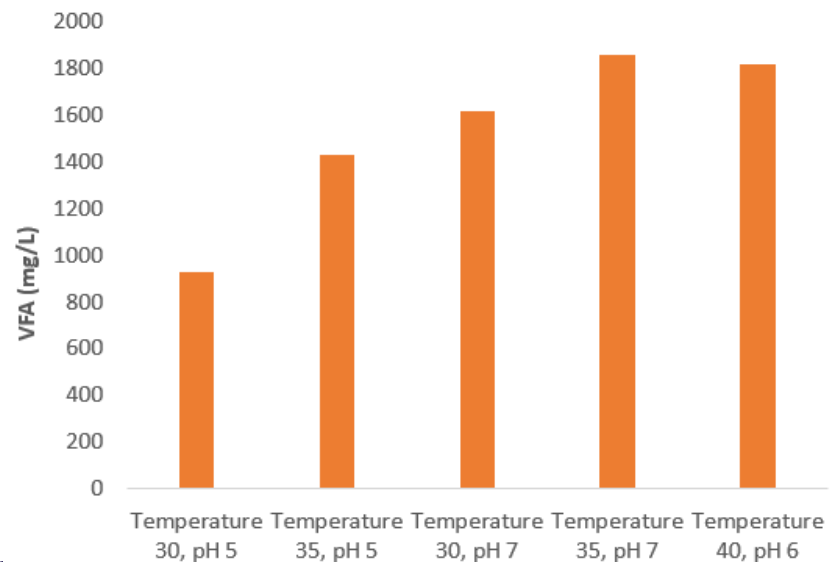
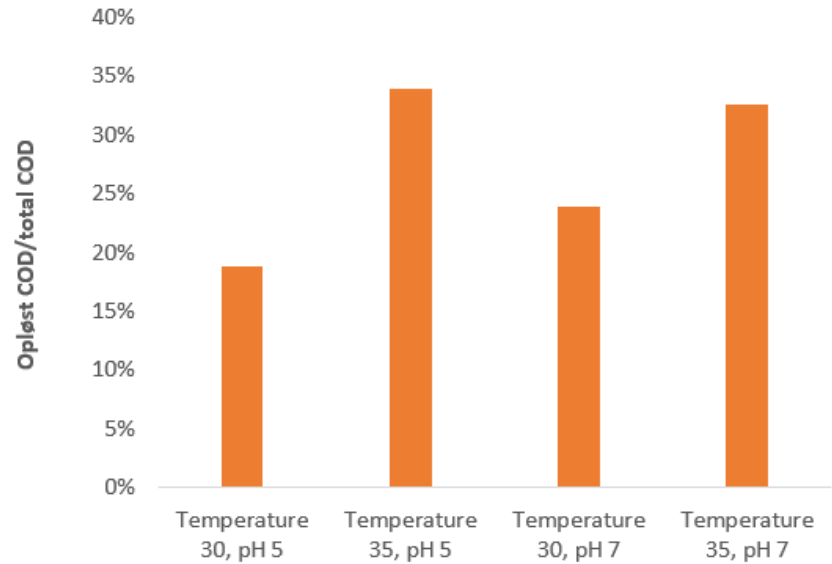
Hydrolyse

- Højere temperatur = mere opløst COD

pH mindre vigtig

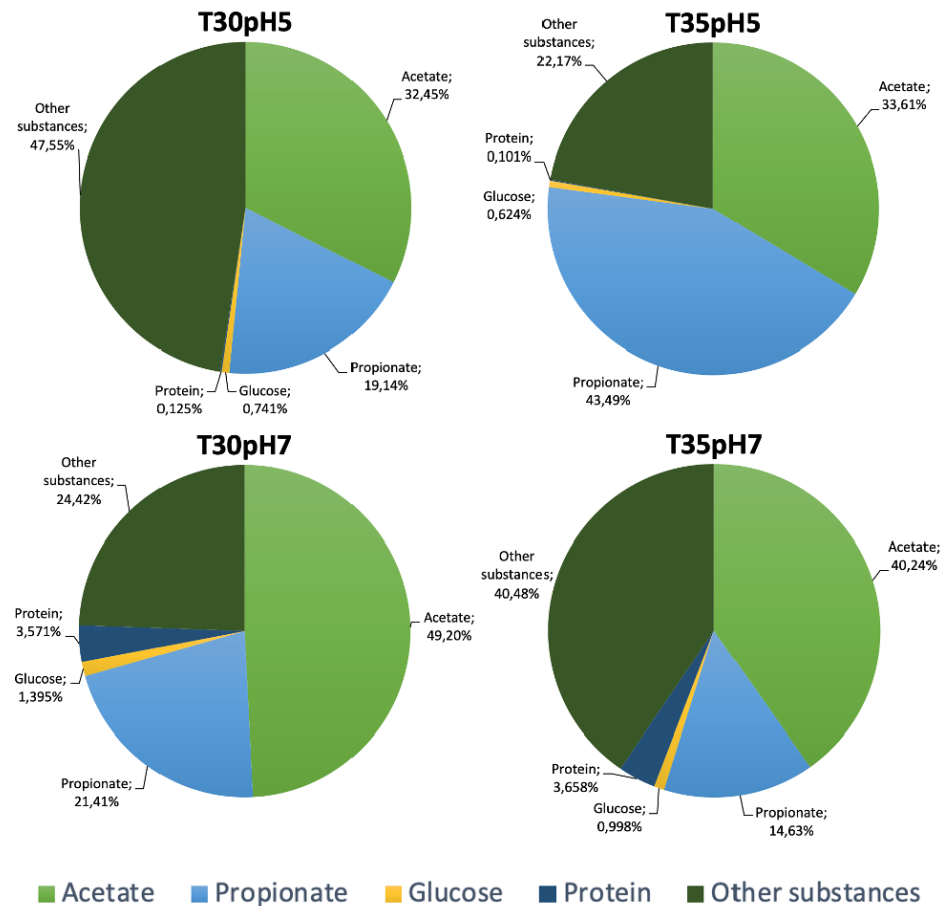
- Højere pH = Mere VFA

Højere temperatur = Mere VFA



Hydrolysat sammensætning

- Analyser på IC
- Primært eddikesyre og propansyre VFA, der produceres
- VFA udgør 50-75% af opløst COD
- Protein og glukose udgør meget lille andel
- Stor opløst COD andel som vi ikke kender
- Vi har ikke målt andre VFA'er f.eks. smørsyre



Hydrolysat sammensætning

9

- Hach-Lange KIT – VFA (bud på rest VFA – her antaget at være smørsyre/butyrate)

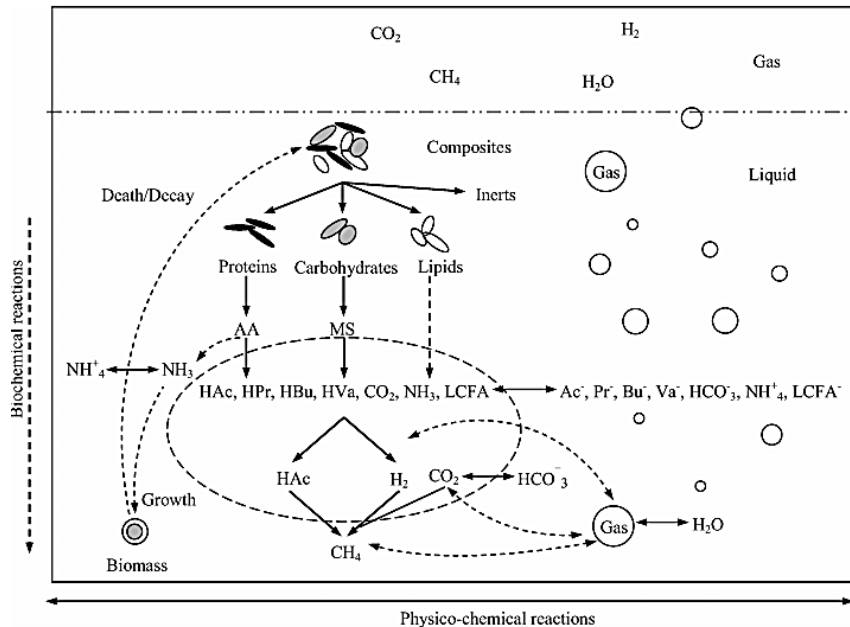
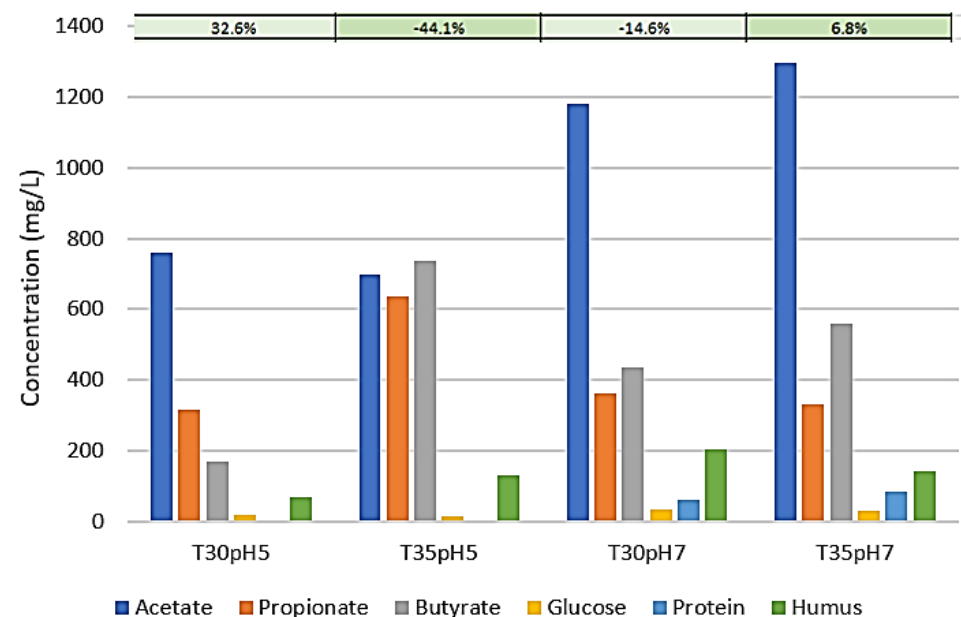
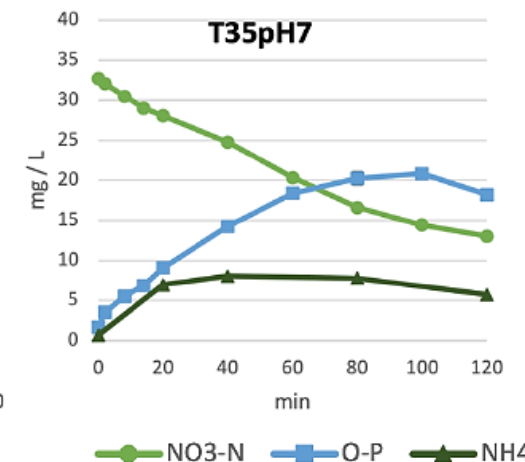
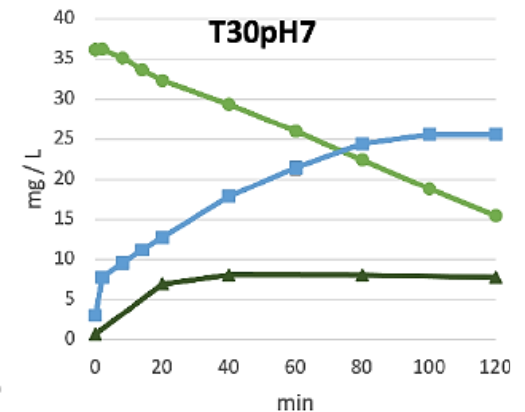
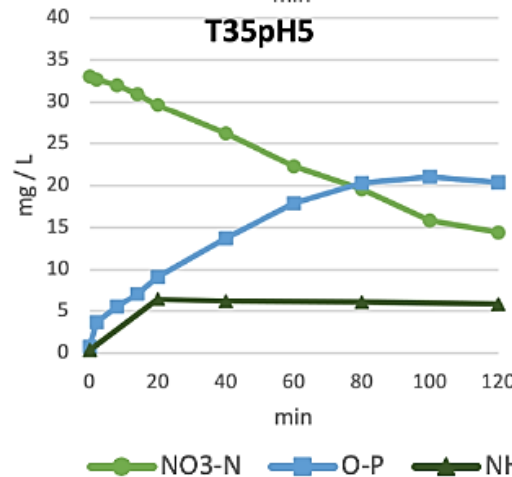
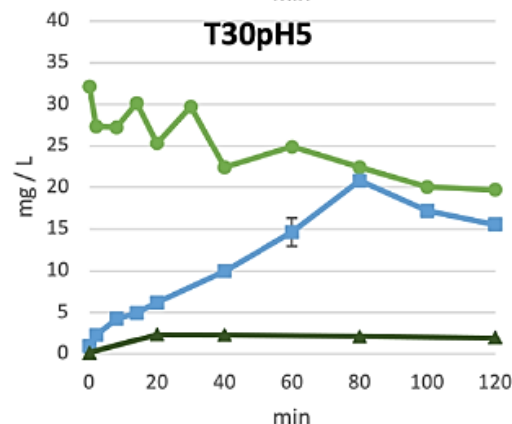
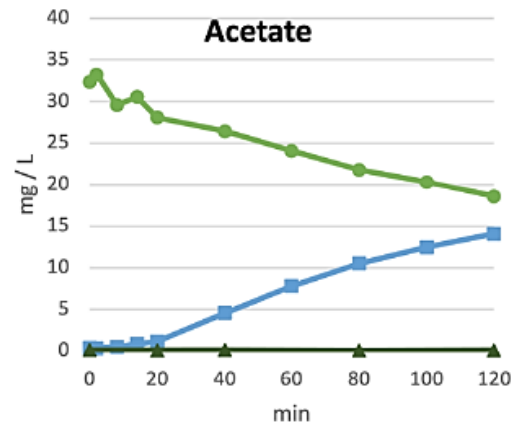


FIGURE 7. Biochemical and physical-chemical reactions in the ADM1 model (Batstone et al., 2002).



Denitrifikation

- Spildevand fra den biologiske tank, Aalborg Vest Renseanlæg
- Fjernelse af nedbrydeligt kulstof inden forsøg foregik ved iltning (meget svært for Mariagerfjord Renseanlæg spildevand – tog lang tid)
- Anvendt COD/N forhold på 6,2
Nødvendig COD/N 4-5 (Henze 1990) – men måske helt op til 8 i praksis

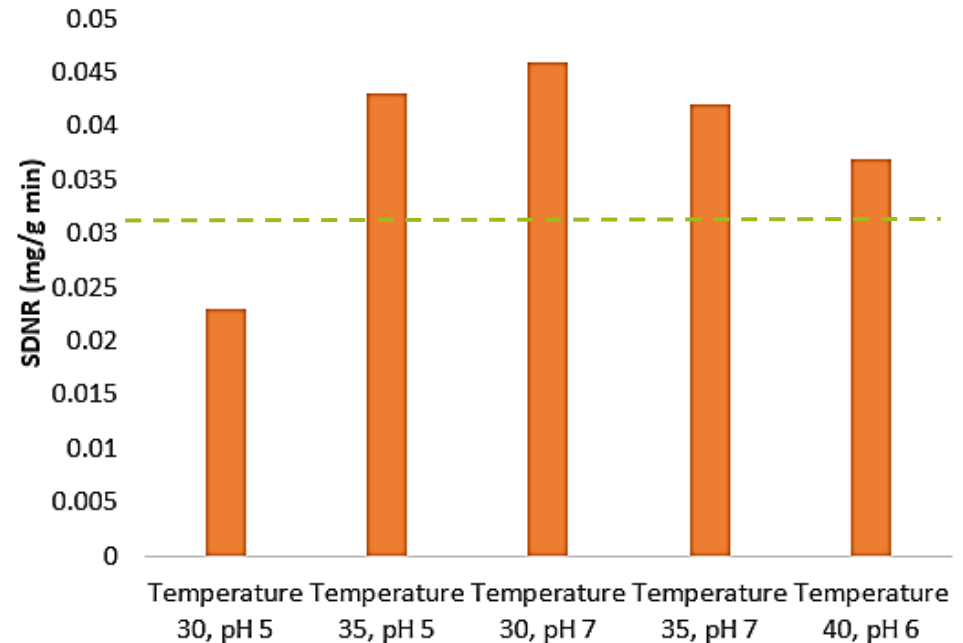


—●— NO3-N —■— O-P —▲— NH4

Denitrifikation

11

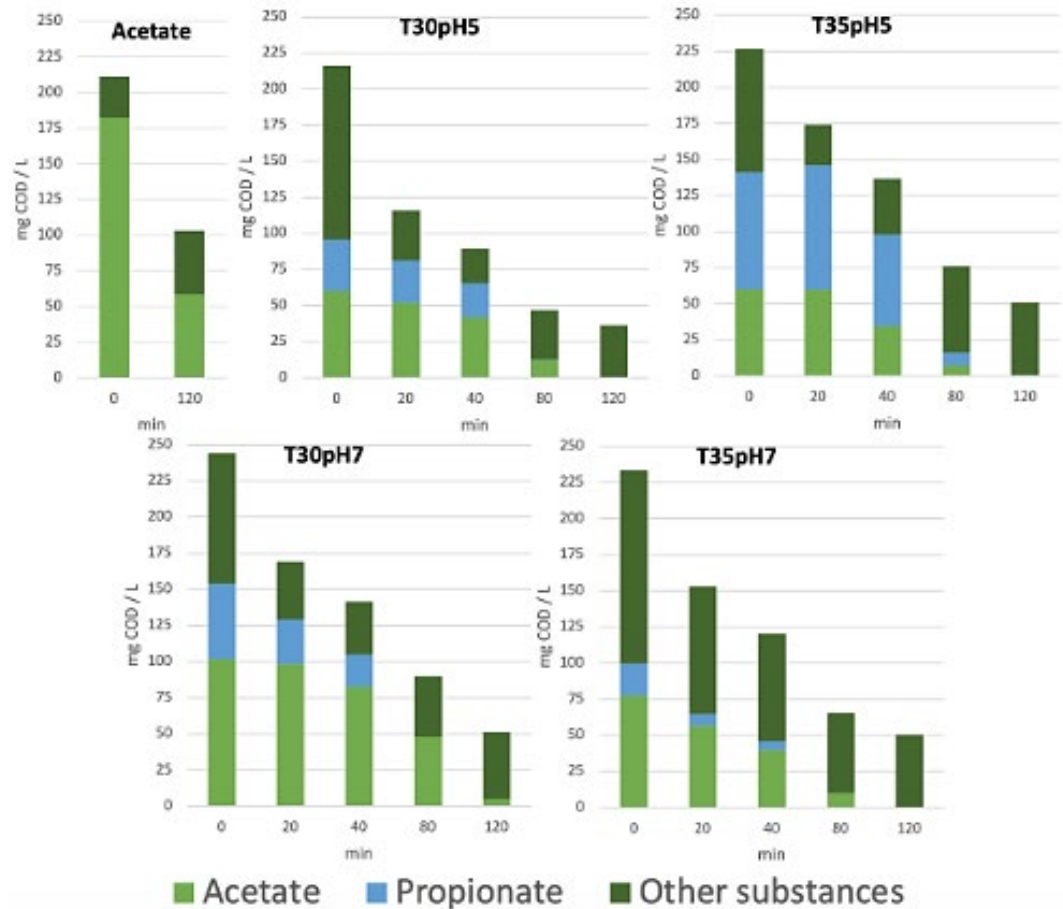
- Specifik denitrifikationsrate (SDNR)
- SDNR for acetat 0.03 mg/(g TSS min)
- Højere SDNR for hydrolysat – blanding af forskellige SCOD



Denitrifikation

12

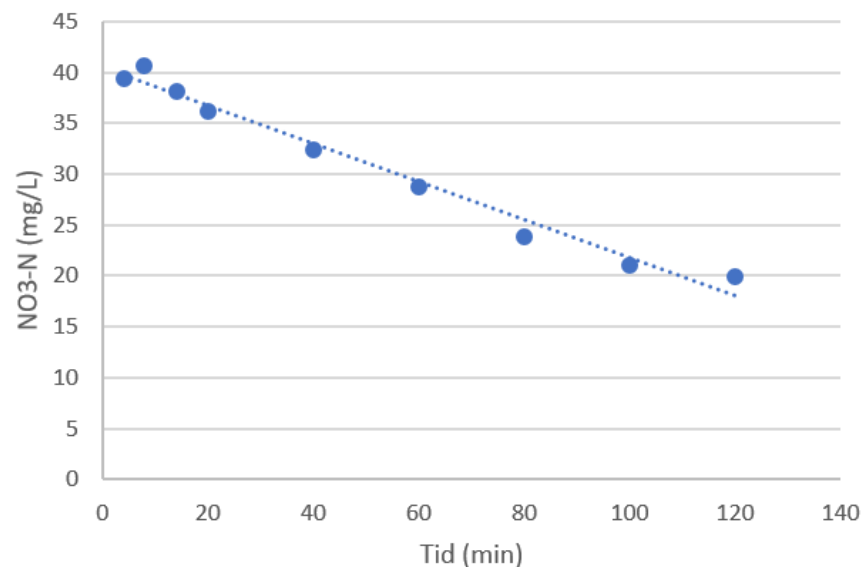
- Nedbrydning under denitrifikation
- VFA nedbrydes under denitrifikationstesten (eddikesyre og propansyre)
- Øvrigt COD – noget nedbrydes ikke – men noget forsvinder hurtigt (flygtig eller meget let nedbrydeligt)



Denitrifikation råspildevand

- Råspildevand fra Mariagerfjord Renseanlæg
- Højt opløst COD! Det var lavere under laboratorieforsøgene
- $SDNR = 0.031 \text{ mg/(g TSS min)}$
- Forbedring ved hydrolysering 40-50% for temperatur 30-35°C og pH 7

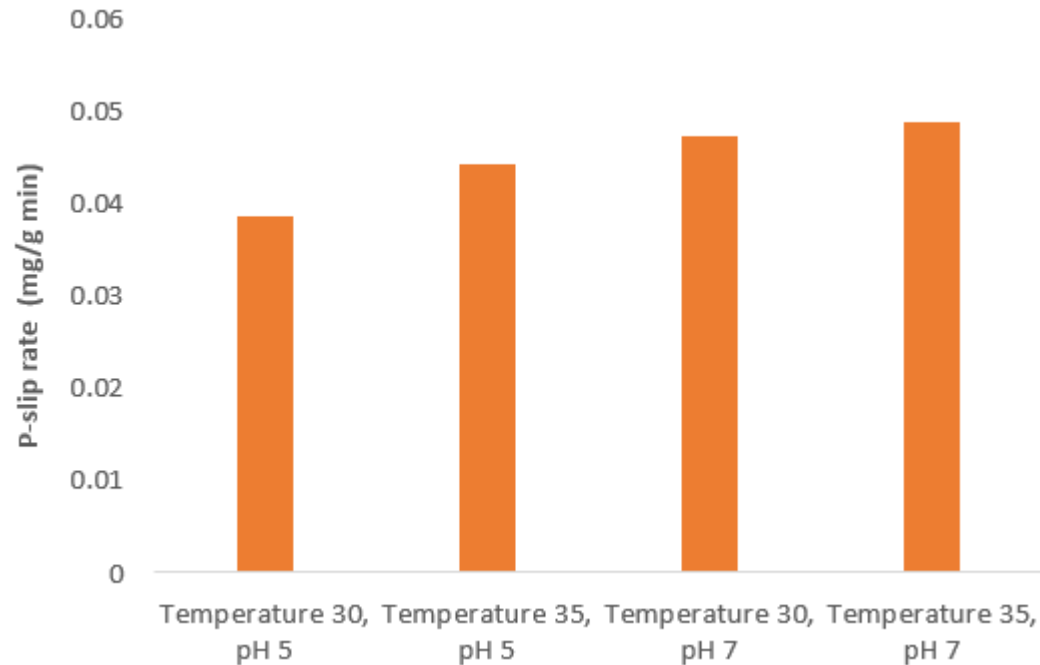
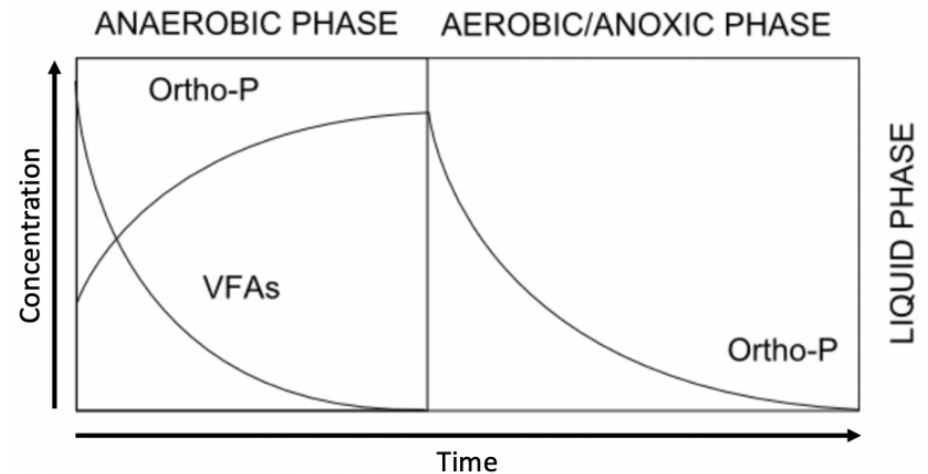
Parameter	Primær slam
pH	5.666
Ledningsevne [mS/cm]	3.3
Tørstof [mg/L]	54222
Tørstof Std. Afv	1100
Glødetab	42.29316
SCOD [mg/L]	2860
SDNR (mg/g min)	0.031



Denitrifikation

- Denitrifikationstest – Kulstof fra hydrolysat til denitrifikation og til P frigivelse
- P-slip rate bestemmelse
- Acetate

0.0331 mg/(g TS min)



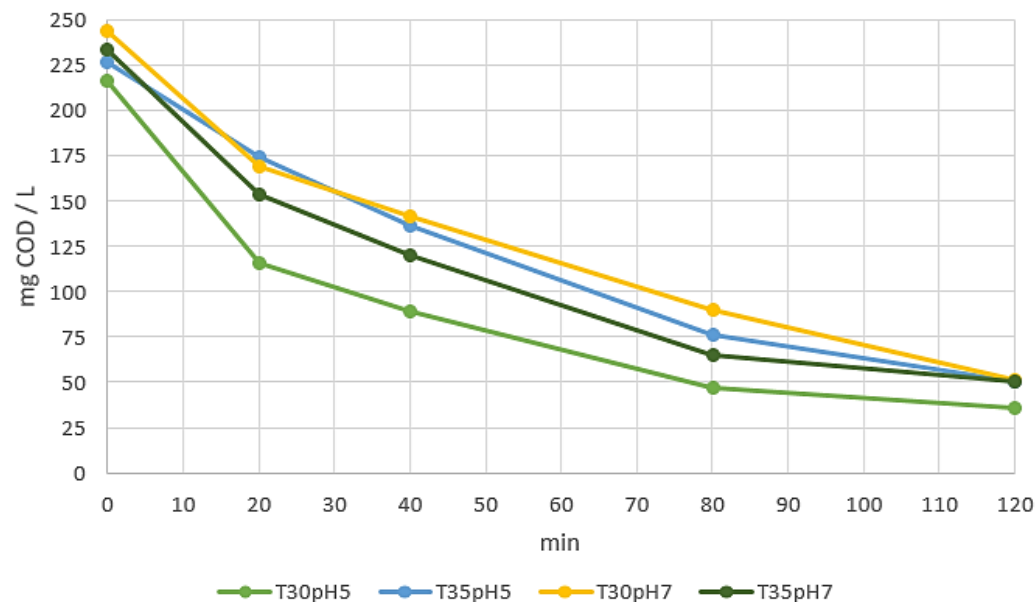
Denitrifikation

Anvendt COD/N forhold på 6,2

Dinitrifikation COD/N på 4-5

O-p frigivelse

Støkiometri ca. 0,5 g P/g COD eddikesyre



	T30pH5	T35pH5	T30pH7	T35pH7
Forskel i COD (0-120 s) (mg/L)	180	176	193	183
Forskel i Nitrat (0-120 s) (mg/L)	12.43	18.63	20.75	19.68
COD/N	14.48	9.44	9.30	9.30
Forskel i P (1-120 s) (mg/L)	15	20	23	19
COD forbrug estimat (mg/L)	29.23	39.25	45.00	37.23
COD forbrugt denitrifikation (mg/L)	150.77	136.65	147.99	145.83
COD/N	12.13	7.34	7.13	7.41



Afsluttende forsøg

- Vi har prøver fra alle pilot-skala forsøg (ubehandlet og supernatant centrifugering)
- Denitrifikationsforsøg gentagelser + råspildevand
- Sammensætning af hydrolysat (redegøre for rest opløst COD)
- Gasproduktion under hydrolyse



Opsamling

Udbytte **30-35 g VFA/kg TS**
40-65 g SCOD/kg TS

Specifik denitrifikationsrate

0.045 mg/(g TSS min)

Forbedring 40-50% i forhold til primær slam

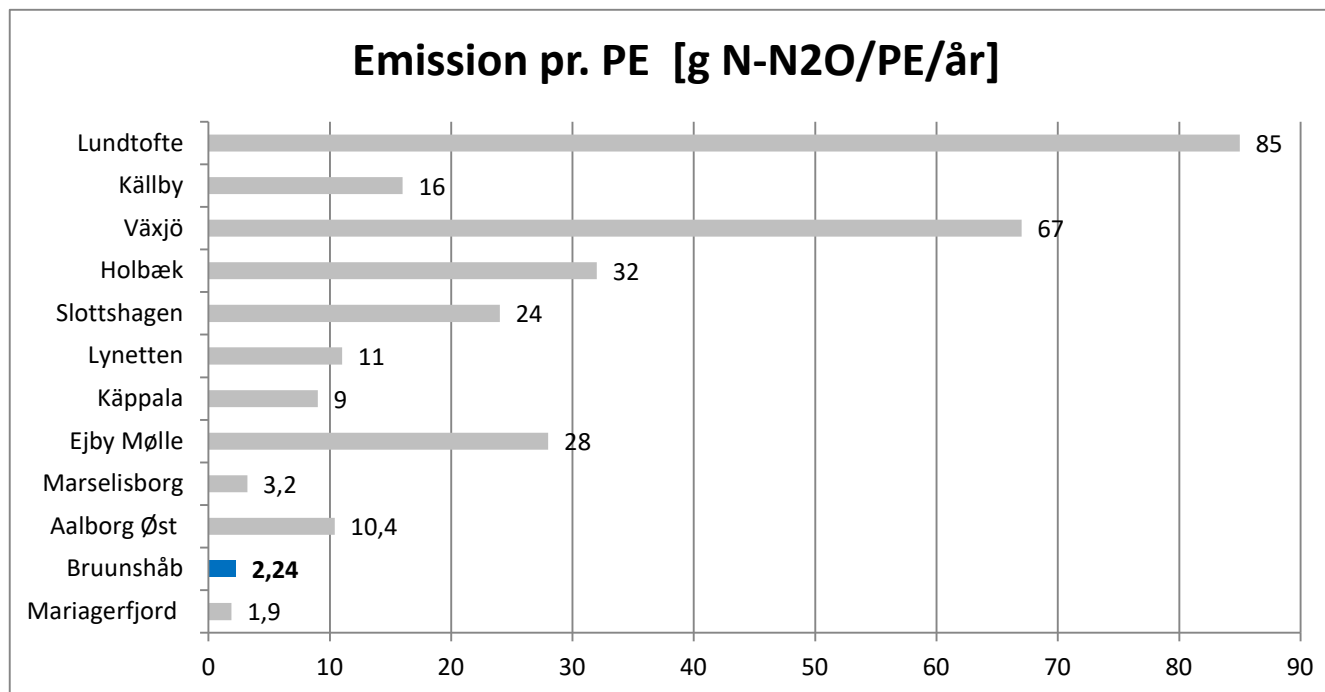
pH regulering – bedre VFA udbytte

Øget temperature – bedre SCOD / VFA udbytte



Afrapporteret i notat af 29. januar 2020

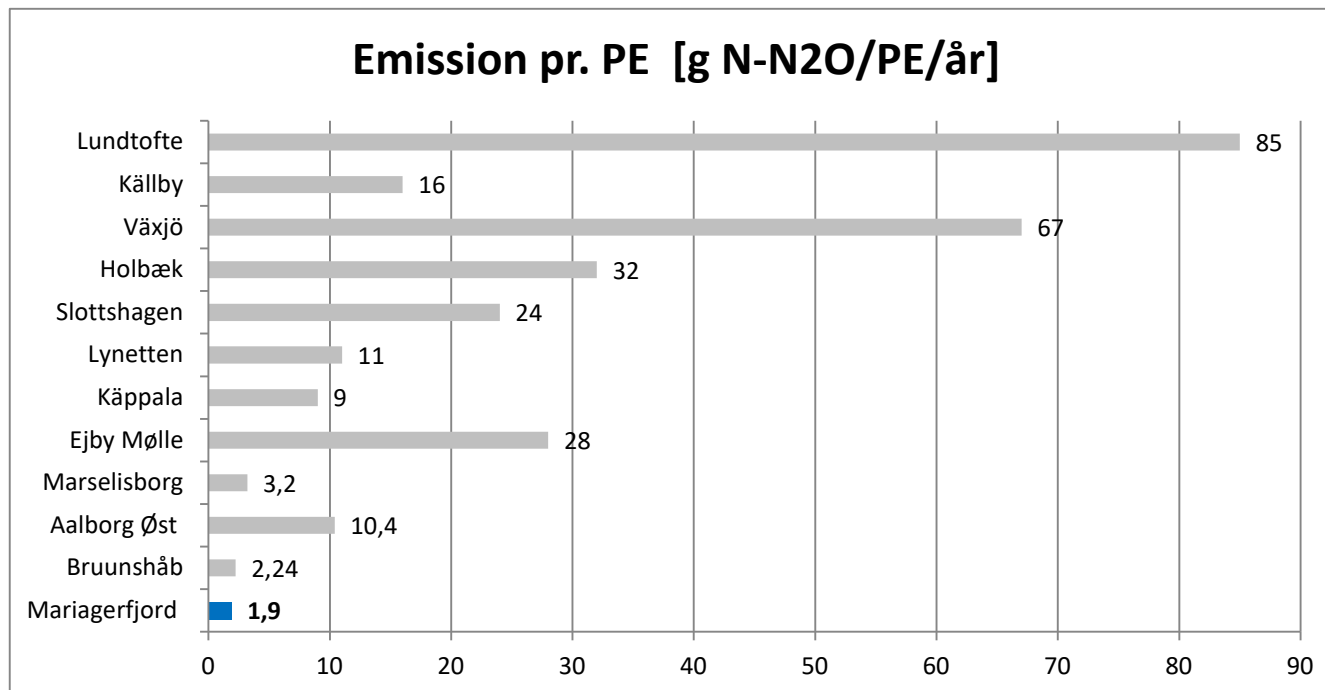
- **Lav emission ifht. andre undersøgte anlæg**
- Måler er efterfølgende flyttet til rejektvandsproces, for kortlægning af N₂O-emissionspotentiale i denne
- Stort forbrug af sprit til denitrifikation - søges reduceret ved optimeret recirkulation og procesdesign



Målekampagne Mariagerfjord

Afrapporteret i notat af 17. april 2020

- **Lav emission ifht. andre undersøgte anlæg**
- N_2O er primært konstateret i N-faser, med hurtigt fald efter skift til DN-fase. **Aktiv styring efter N_2O har potentiale for at reducere emission**
- Der har gennemgående været gunstige C/N-forhold for denitrifikation, hvorfor der ikke har været brug for dosering af kulstof.



Målekampagne Mariagerfjord



Høj NO3 = Høj emission... Eller meget nitrifikation = Høj emission... Eller ringe DN = Høj emission?
Prioritering af N2O-fjernelse ved øget DN ville kunne reducere emission OG Total-N!

Online-styring?

Teori: DN-proces presset på C/N-forhold, vil producere N_2O

Ved konstateret ringe DN-hastighed, kan N_2O -produktion altså begrænses ved dosering af kulstof. Kulstofkilde med høj DN-hastighed = mere præcis indgriben.

Det er fundet at KLIVER hydrolysate har høj DN-hastighed – så det er velegnet til "nålestiksoperationer"!

Høj DN-hastighed = korte DN-faser = mere tid/plads til N-faser

Styret kulstofdosering ud fra NO_3 er lagervare -> Tag det eksisterende, og tilføj hensyn til N_2O .

- Stigende N_2O = ringe DN = øget dosering

Bilag 10. N2O Sensor based Emission Calculation



N₂O Mass Transfer Coefficient Calculation from Aeration Field Size and Air Flow

In the aerated reactor the size of the total aeration field (m²) and the total air flow Q_A (NOTE the unit! m³s⁻¹) for the aerated reactor is known. The superficial gas velocity of the aerated reactor is calculated by dividing the total air flow with the aeration field size:

$$v_g = \frac{Q_A}{A}$$

From the superficial gas velocity of the aerated reactor the N₂O mass transfer coefficient k_{LaN₂O} can be calculated using the empirical formula 3.2 based on laboratory experiments at 20°C in mixed WWTP liquorⁱ:

$$k_{LaN_2O} = 0.02 \cdot v_g^{0.75} \cdot D_L^{-0.25}$$

$$k_{LaN_2O} = 0.02 \cdot v_g^{0.75} \cdot D_L^{-0.25}$$

v_g : Superficial gas velocity of the reactor (m³m⁻²s⁻¹) D_L : Depth of the laboratory reactor (0.815 m)
 D_R : Depth over the diffuser of the reactor (m) k_{LaN_2O} : N₂O mass transfer coefficient (d⁻¹)

Finally the k_{LaN₂O} calculated above is temperature corrected to the process temperature T_{Process}:

$$k_{LaN_2O} = k_{LaN_2O}^{20^\circ C} \cdot \left(\frac{T_{Process}}{20} \right)^{1.04}$$

N₂O Emission Formula

The dissolved N₂O concentration and mixed liquor temperature are measured with the N₂O Wastewater System and values used to calculate the temperature compensated N₂O concentration in the aerated reactor (g-N/m³). From the input of the air flow Q_A in the aerated reactor the temperature compensated N₂O mass transfer coefficient k_{LaN₂O} is calculated using equations 1.1- 1.4.

With the values k_{LaN₂O} and Q_A known the N₂O emission rate per reactor volume can be calculated using the formula belowⁱⁱ:

$$E_{N_2O} = \frac{k_{LaN_2O} \cdot V_R \cdot (C_{N_2O} - C_{N_2O}^*)}{Q_A}$$

E_{N_2O} : N₂O emission rate (g-N N₂O m⁻³ d⁻¹) V_R : Volume of aerated part of reactor (m³)
 H : Henrys constant (dimensionless) k_{LaN_2O} : N₂O mass transfer coefficient (d⁻¹)
 C_{N_2O} : N₂O concentration (g-N N₂O m⁻³) $C_{N_2O}^*$: N₂O concentration in air equilibrium (g-N/m³)
 Q_A : Total air flow through reactor per day (m³d⁻¹)

The dimensionless Henrys constant is like the N₂O Wastewater sensor signal dependent on the process temperature and the temperature correction is calculated using equations 4.1- 4.2.

$$\frac{k_H}{k_H^0} = \exp\left(\frac{-\Delta \text{soln}H/R}{T_{\text{Process}} - T^0}\right)$$

k_H^0 : Henrys constant at the std. temp. ($\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{bar}^{-1}$) T_{Process} : Mixed liquor temperature ($^{\circ}\text{C}$)
 T^0 : Standard temperature = 25°C $-\Delta \text{soln}H/R$: The enthalpy of the solution (K)

From literature the N₂O mean values for k_H^0 , $-\Delta \text{soln}H/R$ and supporting constant numbers are given in the below table:

k_H^0 ($\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{bar}^{-1}$)	—— (K)	($\text{g}\cdot\text{N}/\text{m}^3$)	R ($\text{m}^3\cdot\text{bar}\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$)	
0.0247	2675	0.0003	8.314×10^{-5}	2 – 4

ⁱ Foley, J., de Haas, D., Yuan, Z.; Lant, P. (2010) Nitrous oxide generation in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment, plants. Water Res. 44, 831-844.

ⁱⁱ Schulthess, R. & Gujer W. (1996) Release of nitrous oxide (N₂O) from denitrifying activated sludge: Verification and application of a mathematical model, Water Res. 30, 521-530.

Det klimavenlige renseanlæg 2020: "KLIVER"

Projektet har udviklet flere elementer i det Klimavenlige renseanlæg.

Projektet har resulteret i tre innovative elementer, som er eftervist i et fuldskalaanlæg, i pilotforsøg og gennem en styringsalgoritme.

Fuldskalaanlæg

Der er etableret følgende anlægselementer til gasopsamling og efterudrådning:

- Primærtank for udtag af primærslam (ny teknologi på renseanlægget).
- Et udvidet rådnetanksanlæg med en ekstra rådnetank.
- Slamlagertanke for udnyttelse af metan (klimagas).
- Forøget kapacitet til produktion af biogasbaseret elektricitet.

Ovenstående medfører en forøget opsamling af klimagassen metan på 10-15%.

Pilotforsøg

Der har været opstillet pilotanlæg for udtag af primærslam samt hydrolyse af slammet.

Hydrolyseret slam er beregnet for dosering til de biologiske processer.

Projektet har vist, at det er muligt at danne en kulstofkilde fra primærslam, som fungerer mere effektivt end råspildevand anvendt direkte og delvist med en højere DN-rate end VFA-forbindelserne eddikesyre og propionsyre.

Kulstofkilden kan anvendes både til at "booste" denitrifikation (testet i pilotskala og laboratorie), som letomsætteligt kulstof til biogasproduktion og som kulstofkilde for at reducere dannelsen af lattergas.

Samlet vil anlægsomkostningerne til etablering af et hydrolyseanlæg for et renseanlæg på 100.000 PE ca. andrage 5-7 millioner DKK. Besparelserne vil i det tilfælde ligge på ca. 0,9 mio. DKK/år.

Styringsalgoritme

Der er udviklet en styringsalgoritme, der udfører en samlet optimering af spildevandsrensningen.

Styringen fungerer som en overlejret justering af kulstofdoseringen ud fra koncentrationen af NO_3^- (nitrat).

Ud fra N_2O -måling (lattergas) i renseanlæggets ene proceslinje beregnes en justeringsfaktor, som kan anvendes i alle proceslinjer, og som en selvstændig kulstofdosering ud fra N_2O -måling, gennem en PID-regulering.



Miljøstyrelsen
Tolderundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk