



# MUDP Lattergaspulje

## Dataopsamling på måling og reduktion af lattergasemissioner fra renseanlæg

MUDP Rapport

December 2020

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Anna Katrine Vangsgaard, EnviDan

Jeanette Agertved Madsen, EnviDan

Tryk: [Firmanavn]

ISBN: 978-87-7038-254-0

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

|                                                                           |           |
|---------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>English Summary</b>                                                    | <b>6</b>  |
| <b>1. Forord</b>                                                          | <b>8</b>  |
| <b>2. Baggrund</b>                                                        | <b>9</b>  |
| <b>3. Indledning</b>                                                      | <b>10</b> |
| <b>4. Biologiske processer – teori</b>                                    | <b>11</b> |
| <b>5. Metoder til måling af lattergas</b>                                 | <b>12</b> |
| 5.1 Anvendte målemetoder                                                  | 13        |
| 5.1.1 Amperimetrisk måling                                                | 13        |
| 5.1.2 Emissionsmodel                                                      | 13        |
| <b>6. Indrapporterede data og nøgletal til afrapportering</b>             | <b>15</b> |
| 6.1 Indrapporterede data                                                  | 15        |
| 6.2 Nøgletal til afrapportering                                           | 15        |
| <b>7. Oplysninger om de deltagende renseanlæg</b>                         | <b>17</b> |
| 7.1 Særlige forhold på to renseanlæg                                      | 19        |
| 7.1.1 Skanderborg Renseanlæg - Festival                                   | 19        |
| 7.1.2 Ejby Mølle renseanlæg - Ændring af driftsforhold                    | 19        |
| <b>8. Resultater</b>                                                      | <b>21</b> |
| 8.1 Lattergasemissioner fra procestanke                                   | 21        |
| 8.2 Lattergasemissioner fra rejektivandsbehandling med anammox            | 22        |
| 8.3 Lattergasemissioner under særlige forhold                             | 23        |
| 8.3.1 Lattergasemissioner under Skanderborg Festival                      | 23        |
| 8.3.2 Lattergasemissioner ved driftsændring på Ejby Mølle Renseanlæg      | 24        |
| 8.4 Nøgletal                                                              | 25        |
| 8.4.1 Variation af % $N_2O-N/T-N_{fjernet}$ og % $N_2O-N/T-N_{indløb}$    | 27        |
| 8.4.2 Fejlbehæftede lattergasemissioner på Ejby Mølle Renseanlæg          | 27        |
| 8.4.3 Vægtede gennemsnit                                                  | 27        |
| 8.4.4 IPCCs nøgletal og Danmarks Nationalregnskabsrapport                 | 28        |
| <b>9. Diskussion</b>                                                      | <b>30</b> |
| 9.1 Højbelastede biologiske processer kan føre til øget lattergasemission | 30        |
| 9.2 $N_2O$ emissioner og teknologivalg                                    | 31        |
| 9.3 $N_2O$ emissioner og procesforhold                                    | 31        |
| <b>10. anbefalinger</b>                                                   | <b>33</b> |
| 10.1 Supplerende undersøgelser                                            | 33        |
| 10.1.1 Overfladebeluftede anlæg                                           | 33        |
| 10.1.2 Større datagrundlag                                                | 33        |
| 10.2 Reduktion af lattergasemissioner                                     | 33        |

|                                                                         |                                                                   |           |
|-------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|-----------|
| 10.2.1                                                                  | Avanceret online styring                                          | 33        |
| 10.2.2                                                                  | Specifik ammoniumsbelastning                                      | 33        |
| 10.2.3                                                                  | Kulstof dosering                                                  | 34        |
| 10.3                                                                    | Demonstrations- og fuldskala projekter                            | 34        |
| 10.4                                                                    | Sammenfatning af anbefalinger                                     | 34        |
| <b>11.</b>                                                              | <b>Konklusion</b>                                                 | <b>35</b> |
| <b>12.</b>                                                              | <b>Perspektivering</b>                                            | <b>37</b> |
| 12.1                                                                    | Danmarks mål om 70% reduktion af CO <sub>2</sub> udledning i 2030 | 37        |
| 12.2                                                                    | Energineutralitet vs. klimaaftryk                                 | 37        |
| 12.3                                                                    | Andre udviklingsprojekter                                         | 37        |
| <b>13.</b>                                                              | <b>Referenceliste</b>                                             | <b>39</b> |
| <b>Bilag 1.Unisenses kompendium om beregning af lattergasemissioner</b> |                                                                   | <b>41</b> |

#### N<sub>2</sub>O Mass Transfer Coefficient Calculation from Aeration Field Size and Air Flow

In the aerated reactor the size of the total aeration field (m<sup>2</sup>) and the total air flow  $Q_A$  (NOTE the unit! m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>) 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:

$$v_g \cong \frac{Q_A}{\text{Aeration field size}} \quad (1.1)$$

From the superficial gas velocity of the aerated reactor the N<sub>2</sub>O mass transfer coefficient  $k_L a_{N_2O}$  can be calculated using the empirical formula 3.2 based on laboratory experiments at 20°C in mixed WWTP liquor<sup>1</sup>:

$$k_L a_{N_2O \ 20^\circ C} = \left\{ \frac{D_R}{D_L} \right\}^{-0.49} \times 34500 \times (v_g)^{0.86} \quad (1.2)$$

$$k_L a_{N_2O \ 20^\circ C} = \left\{ \frac{D_R}{0.815 \text{ m}} \right\}^{-0.49} \times 34500 \times (v_g)^{0.86} \quad (1.3)$$

$v_g$ : Superficial gas velocity of the reactor (m<sup>3</sup>m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup>)      $D_L$ : Depth of the laboratory reactor (0.815 m)  
 $D_R$ : Depth over the diffuser of the reactor (m)      $k_L a_{N_2O}$ : N<sub>2</sub>O mass transfer coefficient (d<sup>-1</sup>)

Finally the  $k_L a_{N_2O}$  calculated above is temperature corrected to the process temperature  $T_{Process}$ :

$$k_L a_{N_2O \ T_{Process}} = k_L a_{N_2O \ 20^\circ C} \times (1.024)^{(T_{Process} - 20^\circ C)} \quad (1.4)$$

#### N<sub>2</sub>O Emission Formula

The dissolved N<sub>2</sub>O concentration and mixed liquor temperature are measured with the N<sub>2</sub>O Wastewater System and values used to calculate the temperature compensated N<sub>2</sub>O concentration in the aerated reactor (g-N/m<sup>3</sup>). From the input of the air flow  $Q_A$  in the aerated reactor the temperature compensated N<sub>2</sub>O mass transfer coefficient  $k_L a_{N_2O}$  is calculated using equations 1.1- 1.4.

With the values  $k_L a_{N_2O}$  and  $Q_A$  known the N<sub>2</sub>O emission rate per reactor volume can be calculated using the formula below<sup>2</sup>:

$$\text{Aerated zones:} \quad r_{N_2O, T_{Process}} = H_{N_2O, T_{Process}} \times S_{N_2O} \left[ 1 - e^{-\frac{k_L a_{N_2O}}{H_{N_2O, T_{Process}}} \frac{V_R}{Q_A}} \right] \times \frac{Q_A}{V_R} \quad (2)$$

$$\text{Non - aerated zones:} \quad r_{N_2O, T_{Process}} = k_L a_{N_2O \ T_{Process}}^{Non-aerated} \times \left[ S_{N_2O} - \frac{C_{N_2O, air}}{H_{N_2O, T_{Process}}} \right] \quad (3)$$

$r_{N_2O, T_{Process}}$ : N<sub>2</sub>O emission rate (g-N N<sub>2</sub>O m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>)

$H_{N_2O, T_{Process}}$ : Henrys constant (dimensionless)

$S_{N_2O}$ : N<sub>2</sub>O concentration (g-N N<sub>2</sub>O m<sup>-3</sup>)

$Q_A$ : Total air flow through reactor per day (m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>)

$V_R$ : Volume of aerated part of reactor (m<sup>3</sup>)

$k_L a_{N_2O}$ : N<sub>2</sub>O mass transfer coefficient (d<sup>-1</sup>)

$C_{N_2O, air}$ : N<sub>2</sub>O concentration in air equilibrium (g-N/m<sup>3</sup>)

# English Summary

In 2018 the Danish EPA launched a funding scheme for Danish utility companies dedicated to measurements of and mitigation actions towards nitrous oxide emissions. The purpose of the funding scheme was to collect practical experiences in the field and to reduce nitrous oxide emissions along with getting an overview of the ramification of issues related to nitrous oxide emissions from the Danish wastewater treatment sector.

In the period from 2018 to 2020, nine Danish utilities have measured and registered nitrous oxide emissions from nine different wastewater treatment plants (WWTPs) under the EPA funding scheme. The WWTPs covered a wide variety of plants in terms of size, nitrogen loading, aeration technology, sludge treatment configuration and reject water handling.

On all nine WWTPs nitrous oxide was measured in the water phase by installation of amperometric sensors. Subsequent the nitrous oxide emissions were calculated based on emission models. Based on the incoming data it was assessed that the calculations of emissions from surface aerated plants contained more uncertainty than emissions from plant with bottom aeration. Due to higher uncertainty these plants were excluded from the calculation of the overall average national emission factor. Based on the remaining valid data the nitrous oxide emission factor for Danish wastewater treatment plants was calculated to be 0,84 %  $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{inlet}}$ , corresponding to 0,0084 kg  $\text{N}_2\text{O-N/kg T-N}_{\text{inlet}}$  with a variation of 0,24–1,24 %  $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{inlet}}$ . This is about half of the 1,6 %  $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{inlet}}$  used in the IPCC report from 2019 (IPCC, 2019) and about 2,5 times higher than the previous country-specific emission factor (Thomsen et al., 2019) previously used in the national inventory report. Since the emission factor from the current study is based on a wider amount of data, and its value corresponds with recent studies from the LaGas-project on the biggest WWTP in Denmark (Delre *et al.*, 2017), the emission factor from this study will be used in future inventories.

The new Danish nitrous oxide emission factor is based on observations from five WWTPs and the variation indicate relatively large differences from plant to plant. The nitrous oxide emissions at the individual WWTPs were very dynamic and changed from day to day. A few, but weak patterns could be observed, among them increased emissions during increased nitrogen loading situations. A weak correlation between the nitrous oxide emission and the nitrogen loading was identified. The results show that highly loaded biological processes emit relatively more nitrous oxide than low loaded processes. This observation was confirmed by results from anammox based sidestream processes characterized by high nitrogen loading and removal rates. In this project the emission factor from two sidestream processes was found to be approximately 5–6 %  $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{inlet}}$ , which is significantly higher than the average emission factor from the mainstream treatment. In addition, there was a weak indication that WWTPs with a large available residual capacity in the biological treatment step emit less nitrous oxide than WWTPs with lower available residual capacity. In general, these findings point in the direction that processes operated with low specific ammonium loading to the biological treatment are the most optimal in terms of reducing the nitrous oxide emissions from Danish WWTPs. Further studies to confirm this correlation and the specific mechanisms behind it, are recommended by a detailed study of the ammonium loading to the plants along with the sludge amount and composition in the biological tanks at the plants.

Ongoing projects in Denmark indicate a potential for significant emission reductions by implementing improvement initiatives, like adjusting the advanced online control of the aeration and dosing of a carbon source as well as lowering of the specific ammonium loading, taking into account the nitrous oxide emission.

In connection with the national action plan for reduction of greenhouse gas emissions to the atmosphere, it is recommended to test and implement full-scale solutions for reduction of nitrous oxide emissions on relevant Danish WWTP, e.g. WWTPs over certain size, which will cover a significant amount of the total emissions from the water sector. The identified process parameters within this project and in the scientific literature provide a good starting point for adjustment of operational parameters in order to reduce nitrous oxide emissions.

Recommended actions are thus:

- Install sensors and perform long-term measurement campaigns
- utilize treatment capacity as much as possible in space and time
- expand existing advanced online control strategies to take nitrous oxide into account
- commence further studies on the correlation between load, amount of sludge, and nitrous oxide emissions

Finally, a couple of other recent and ongoing international studies on nitrous oxide emissions in The Netherlands (STOWA, 2019) and in Sweden (Svensk Vatten, 2020) are highlighted. It is imperative to share and utilize knowledge and results obtained in these and in the current study, in order to support the ongoing knowledge building leading to an improved carbon footprint of the water industry.

# 1. Forord

Ni danske renseanlæg har bidraget med data for lattergasemission og supplerende information bl.a. om driftsforhold på renseanlæggene, hvilket har dannet grundlag for EnviDans arbejde med analyse, vurdering og forslag til reduktion af lattergasemissioner. Sammen er vi gennem dette projekt nået et stykke længere i vores forståelse af omfanget af og indvirkninger på lattergasemissioner fra danske renseanlæg, et komplekst emne vi kommer til at arbejde intensivt med i den nærmeste fremtid, hvis vi skal nå i mål med at minimere klimaftrykket fra netop vandsektoren.

Rapporten er skrevet til modtagere med et godt kendskab til kvælstoffjernende processer på renseanlæg, CO<sub>2</sub> regnskaber og miljøeffekter af udledning af drivhusgasser.

Tak til den yderst kompetente følgegruppe for værdifuld sparring og afklarende diskussioner gennem hele projektforsløbet, tak til:

Marianne Thomsen Aarhus Universitet (AAU), Charlotte Scheutz og Barth Smets, Danmarks Tekniske Universitet (DTU), Mikkel Holmen Andersen, Unisense Environment, Per Henrik Nielsen, VandCenter Syd, Amanda Ahlberg, Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet, Jóannes Jørgen Gaard, Miljø- og Fødevareministeriet, samt Mikael Tind og Henrik Hagen Olesen fra Miljøstyrelsen.



## 2. Baggrund

Det Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram, MUDP, iværksatte i 2018 en støtteordning til spildevandsselskaber, som var dedikeret til at måle og reducere udledningen af lattergas fra deres renseanlæg. Denne såkaldte "lattergaspulje" var rettet mod spildevandsselskaber, der er omfattet af vandsektorloven, og virksomheder, der ejer et renseanlæg. Formålet er:

*"Formålet med støtteordningen er, ud over at begrænse emissionen af lattergas, at få erfaringer på området og skabe overblik over problemet med lattergasemissioner fra den danske spildevandssektor. Derfor skal de projekter, der får støtte indrapportere resultaterne til Miljøstyrelsen og senere evalueres. Det skal bidrage til, at Danmark kan blive showcase som det første land i verden med fuldt dækkende klimaregnskaber i vandsektoren." Miljøstyrelsens hjemmeside, september 2018*

Ni spildevandsselskaber fik tildelt midler og har målt lattergasemissioner på deres anlæg fra 2018 til 2020. Længden af målekampagnerne varierede fra selskab til selskab. Enkelte spildevandsselskaber udførte også eksperimenter for at reducere lattergasemissioner.

I april 2019 udbød Miljøstyrelsen et projekt, hvor den vindende rådgiver skulle støtte Miljøstyrelsen i indsamlingen og analysen af data fra renseanlæggene. Formålet med projektet er:

*"For at bidrage til at opfylde puljens formål, skal der tilknyttes en konsulent til projektet. Konsulenten skal stå for at følge projekterne i puljen og lave en dataopsamling for lattergasemissioner fra alle projekterne. Denne dataopsamling har til formål at skaffe ny viden om lattergasemissioner fra renseanlæg. Dette skal bidrage til at give et overblik over hvilke udfordringer, der er forbundet med lattergasemissioner fra den danske spildevandssektor." Miljøstyrelsens hjemmeside, april 2019*

EnviDan A/S har, som konsulent for Miljøstyrelsen, gennemført ovenstående projekt i perioden fra oktober 2019 - oktober 2020 og nærværende rapport er slutrapporten for selve projektet.

### 3. Indledning

Lattergas er en drivhusgas. Et lattergasmolekyle består af to kvælstofatomer og et iltatom. Derfor betegnes lattergas også som  $N_2O$ . Lattergas har en betydelig drivhusgaseffekt, der er 298 gange større end kuldioxids ( $CO_2$ ) drivhusgaseffekt (Myhre *et al.*, 2013). Derfor kan selv små mængder af lattergas have en betydelig indflydelse på klimabalancen på renseanlæg. Vigtigheden af lattergas i den samlede  $CO_2$  balance for renseanlæg har en række forsyninger allerede identificeret. Efterhånden som flere anlæg bliver energineutrale og en større andel af det danske el-mix består af grøn vedvarende energi<sup>1</sup>, så som sol- og vindenergi, vil lattergasemissionens bidrag få relativ større og større indvirkning på  $CO_2$  balancen. Som eksempel kan nævnes de tre renseanlæg under BIOFOS, hvor lattergasemissioner i 2018 stod for mellem 28 % og 34 % af brutto  $CO_2$  udledningen (før fratræk af energiproduktion) (Thirsing, 2019), samt i VandCenter Syd, hvor lattergas udgør en andel på 15 % af brutto  $CO_2$  udledningen. Tillige viste en undersøgelse af syv skandinaviske renseanlæg, at den direkte udledning af  $N_2O$  udgjorde mellem 14 og 48 % af det samlede  $CO_2$ -aftryk, og for fire danske anlæg var tallet 35 til 48 % (Delre *et al.*, 2019).

Udover lattergassens bidrag til den globale opvarmning, bidrager lattergas også til ozonnedbrydning i stratosfæren (Ravishankara *et al.*, 2009). Både nationalt og globalt set er der derfor en stigende interesse i at reducere lattergasemissioner til atmosfæren.

I spildevandssektoren dannes lattergas primært i områder, hvor kvælstof omsættes gennem biologiske processer (Massara *et al.*, 2017). Disse forhold findes på renseanlæg, hvor bakterielle processer anvendes til at fjerne kvælstofholdige forureninger, som f.eks. ammonium. Processerne kan danne lattergas, og renseanlæg kan derfor blive punktkilder for lattergasproduktion og -emission. Lattergas dannes af bakterierne i vandfasen og overføres efterfølgende til atmosfæren gennem fysiske processer, så som omrøring og beluftning. Dermed eksisterer der principielt en forskel mellem hvor meget lattergas, der bliver produceret i vandfasen, og hvor stor lattergasemissionen til atmosfæren er. Begge forhold kan være varierende i tid og rum. Der eksisterer imidlertid også biologiske processer, der kan fjerne lattergas fra vandfasen. Disse processer kan anvendes til at reducere lattergasemissionen på renseanlæg. Bakteriell dannelse og fjernelse af lattergas er blevet omfattende undersøgt af akademiske institutioner i de senere år, primært i laboratorieforsøg, hvilket betyder at der er en solid viden om forholdet mellem procesbetingelser og lattergasproduktion og -fjernelse (Baresel *et al.*, 2016; Daelman *et al.*, 2013; Kampschruer *et al.*, 2009). Da de lattergasforbrugende processer er aktive under andre forhold, end de lattergasproducerende processer, er en balancering af processerne kompleks, særlig på fuldskala renseanlæg, hvor forholdene ikke kan styres i samme grad som i laboratoriet.

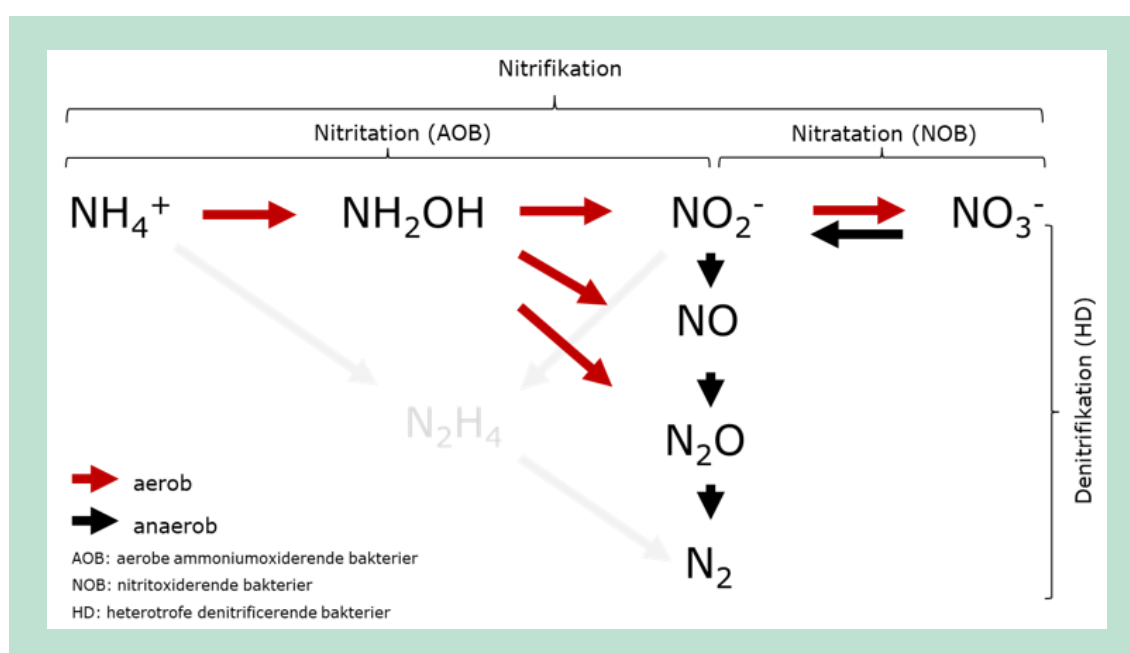
Hidtil er ofte anvendt nøgletal og ikke målinger på de enkelte renseanlæg til fastlæggelse af lattergasemissioner. Imidlertid er en pålidelig kvantificering af lattergasemissioner fra renseanlæg grundlaget for bl.a. korrekte beregninger af renseanlæggenes klimabalancer, evaluering af tiltag for reduktion af lattergasemissioner og politiske beslutningsprocesser i forbindelse med nationale klimabalancer. Denne rapport bidrager med et øget datagrundlag gennem opsamling af udførte målinger, og ved evaluering af data bidrager rapporten med en større indsigt i lattergasemissioner fra danske renseanlæg.

---

<sup>1</sup>  $CO_2$  aftrykket for elektricitet i Danmark er faldt fra ca. 500 g/kWh i 2006 til 150 g/kWh i 2019 (Energinet, 2020) med en prognose mindre end 10 g/kWh i 2030 (Energistyrelsen, 2020).

## 4. Biologiske processer – teori

Lattergas dannes primært gennem tre processer, der på engelsk kaldes "nitrifier nitrification", "nitrifier denitrification" og "heterotrophic denitrification" pathways. Lattergas kan også omsættes ved "heterotrophic denitrification" pathway. Årsagen til dette er, at "heterotrophic denitrification" er en modulær proces, der består af en række delprocesser. I sidste skridt af processen omdannes lattergas til frit kvælstof ( $N_2$ ). Dermed er det sidste og næstsidste skridt i processen afgørende for, om "heterotrophic denitrification" producerer eller forbruger lattergas (Kampschreuer *et al.*, 2009). Da der eksisterer både lattergasproducerende og -forbrugende processer, kan der adskilles mellem lattergasproduktion, -forbrug og netto-produktion. Lattergas-netto-produktionen er forskellen mellem produktion og forbrug og er positiv, hvis lattergasproduktionen er højere end forbruget, eller negativ hvis lattergasforbruget er højere end produktionen.



**FIGUR 1.** Udvalgte veje i kvælstofmetabolismen i det mikrobielle samfund (Blum, 2018).

Alle bakterier, der er involveret i de tre processer, er normalt til stede på renseanlæg, hvor aktiv slam benyttes i de biologiske procestanke. Bakterierne kategoriseres som aerobe ammonium oxiderende bakterier (AOB) og heterotrofe denitrificerende bakterier (HD). Nitrit oxiderende bakterier (NOB) og anaerob ammonium oxiderende bakterier (AnAOB eller anammox) er ikke direkte involveret i lattergasproduktionen eller -forbruget, men kan have en indirekte indflydelse på lattergas-netto-produktionen, da de omdanner bl.a. ammonium og nitrit, som har en betydning for lattergasproduktionen. Hvor aktiv hver af processerne er, afhænger af en række faktorer og kan variere betydeligt og hurtigt (inden for minutter). Dermed er lattergas-netto-produktionen resultatet af en kompleks balance mellem forskellige mikrobiologiske processer. Procesparametre, som har indflydelse på balancen mellem processerne, er bl.a. koncentrationen af ilt, COD, ammonium og nitrit samt forholdet mellem disse komponenter i vandfasen. Derudover kan temperatur og pH ligeledes påvirke processerne. Endelig spiller mængden af bakterier og sammensætningen af den mikrobielle samfund en vigtig rolle i forhold til latteremissionen.

## 5. Metoder til måling af lattergas

Lattergas kan måles ved anvendelse af forskellige målemetoder, som har forskellige fordele og ulemper. Der skelnes generelt mellem metoder, der måler lattergas i gas- eller vandfasen.

Metoder, der måler lattergas i gasfasen, kvantificerer emissioner direkte, men måler ikke lattergaskoncentrationerne i vandfasen. Eksempler er gasfilter korrelationsanalyse og gas-/massespektroskopiske metoder. Måling i gasfasen kombineres med et måleprincip, hvormed fluxen af lattergas kan kvantificeres og dermed bestemme lattergasemissionen. Dette kan enten være ved at samle gassen op i et flydende kammer over tanken og måle luftflowet igennem det, eller ved en fjernmålemetode, som fx sporgasmetoden.

Målemetode:

*Gasfilter korrelationsanalyse (måling i gasfasen):*

Gasfilter korrelationsanalyse er baseret på gassernes evne til at absorbere unikke bølgelængder, en egenskab, der anvendes til at detektere koncentrationen af en udvalgt gas i en blanding. To gasfyldte kuvetter monteres på en roterende skive. De to gasfyldte kuvetter gennemlyses skiftevis. En kuvette (referencekuvetten) er fyldt med nitrogen (typisk), mens den anden kuvette (målekuvetten) fyldes med en prøve af den gas, der skal analyseres. Lyset passerer gennem/absorberes af de gasser, der analyseres. Forskellen i absorbans mellem de to forskellige gasser beregnes og koncentrationen af den udvalgte gas bestemmes.

*Gaskromatografi (måling i gasfasen):*

En gaskromatograf (GC) er et kemisk analyseinstrument til separering af kemikalier i en kompleks prøve. I en GC-analyse injiceres et kendt volumen gasformig prøve i en kolonne. Da hver type af molekyle har forskellig progressionshastighed, når de enden af kolonnen på forskellige tidspunkter (retentionstid). En detektor bruges til at overvåge udløbsstrømmen fra søjlen. Således kan den tid, hvor hver komponent når udløbet, og mængden af den pågældende komponent bestemmes.

*Clark-type sensor/amperometrisk sensor (måling i vandfasen):*

En Clark-type sensor er en elektrokemisk sensor, hvor det kemiske element af interesse passerer en ionimpermeabel membran før oxidation eller reduktion og måling finder sted. Sensoren producerer en elektrisk strøm som en funktion af analytkoncentrationen.

Måleprincip:

*Sporgasdispersionsmetode:*

Sporgasdispersionsmetoden er en fjernmålemetode, hvor den samlede emission af  $N_2O$  måles nedvinds renseanlægget i gasfasen. En sporgas frigives men en kendt kontrolleret frigivelsesrate på renseanlægget (et eller flere steder), hvorefter koncentrationen af sporgas og  $N_2O$  måles i fanen fra anlægget. Målingerne udføres med mobilt analyseudstyr med høj opløsning og høj analysefrekvens. Ud fra det målte forhold mellem sporgas og  $N_2O$ , samt den kendte frigivelse af sporgas, kan  $N_2O$  emissionen fra anlægget bestemmes.

*Fluxkammermetode:*

Fluxkammermetoden er en metode, hvor der installeres et flydende aflukket kammer et sted i en beluftet tank. På gassen, som strømmer igennem det aflukkede kammer, måles hastigheden af luftflowet og lattergaskoncentrationen i gasfasen, hvormed lattergasemissionen kan bestemmes.

Metoder, der måler lattergas i vandfasen, kvantificerer lattergaskoncentrationer gennem amperimetriske målinger, f.eks. Clark-type sensorer. Disse sensorer kvantificerer ikke lattergas-emissioner direkte, men anvender modeller til beregning af tilsvarende emissioner baseret på de i vandfasen målte lattergaskoncentrationer, samt en række andre parametre, bl.a. gastransferkoefficienter og temperatur.

Med målinger i vandfasen kan opnås en meget høj tidslig opløsning, hvormed man opnår et godt grundlag for at observere ændringer i lattergas over tid. Til gengæld observeres lattergaskoncentrationen kun på det fysiske sted, hvor måleren er placeret, og ikke hvad der sker i hele procestanken og slet ikke på hele renseanlægget. Hvis der er store variationer fra sted til sted, kan det være vanskeligt at observere, men med fjernmålinger, så som sporgasmetoden, kan man observere samlede emissioner fra større fysiske enheder.

## **5.1 Anvendte målemetoder**

### **5.1.1 Amperimetrisk måling**

Lattergaskoncentrationerne, på de i projektet deltagende renseanlæg, blev målt med lattergas-sensorer fra Unisense Environment A/S. Disse sensorer er baseret på en amperimetrisk målemetodik til bestemmelse af lattergaskoncentrationer i vandfasen og betegnes i nærværende notat som "N<sub>2</sub>O-sensorer" eller bare "sensorer". Sensorerne danner et kontinuerligt elektrisk signal i mV, som oversættes til en lattergaskoncentration baseret på en kalibrering af sensoren i vand med kendt lattergaskoncentration. Enheden af den målte lattergaskoncentration i vandfasen er typisk mg N<sub>2</sub>O-N/l. Sensorerne har en responstid på <45 sekunder og det er muligt at logge lattergaskoncentrationerne i et renseanlægs SCADA-system, normalt hvert 10-60 sekund. Grundet den høje tidsmæssige opløsning og den korte responstid kan målemetoden betragtes som en måling i realtid. For flere oplysninger om sensorerne henvises til hjemmesiden for Unisense Environment A/S.

### **5.1.2 Emissionsmodel**

Da N<sub>2</sub>O-sensorer fra Unisense måler lattergaskoncentrationen i vandfasen og ikke lattergas-emissionen til atmosfæren, anvendes modeller til at beregne selve N<sub>2</sub>O-emissionen. Unisense har udviklet fire emissionsmodeller: én model anvendes til beregning af lattergasemissioner fra bundbeluftede procestanke, de øvrige tre modeller anvendes til beregning af lattergasemissioner fra overfladebeluftede procestanke. Modellerne er beskrevet i detaljer i et kompendium fra Unisense (se bilag 1). Som alle modeller indeholder også emissionsmodellerne fra Unisense usikkerheder i estimeringen af den faktiske emission. Nogle typer af modeller indeholder større usikkerheder end andre.

Modellen til beregning af lattergasemissioner fra bundbeluftede procestanke har været genstand for adskillige studier med involvering af akademiske partnere. Studierne er gennemført både i laboratorie- og fuldskala, hvor resultaterne er offentliggjort i en række peer-reviewed artikler. Da gashastigheden ved overfladen (engelsk: superficial gas velocity) med rimelig præcision kan bestemmes for bundbeluftede renseanlæg, kan masseoverførselskoefficienten af lattergas ( $k_{La}$ ) også bestemmes med rimelig præcision. Generelt kan usikkerhederne i emissionsmodellen til bundbeluftede renseanlæg betragtes som relativt lave og emissionsmodellerne output dermed betragtes som retvisende. Til en videnskabelig vurdering af modellen henvises her særligt til de publicerede studier vedrørende N<sub>2</sub>O-sensorer fra Unisense (Baresel *et al.*, 2016 og Marques *et al.*, 2016).

Forholdene er anderledes på overfladebeluftede renseanlæg, da bestemmelsen af  $k_{La}$ -værdien er mere vanskelig i procestanke med denne type beluftningsteknologi. Overfladebeluftede renseanlæg har generelt en mere heterogen iltprofil både i forhold til dybden af procestanken og det beluftede areal. Emissionsmodellen for overfladebeluftede anlæg fra Unisense, der er

anvendt på de deltagende renseanlæg med overfladebeluftning, tager udgangspunkt i neddykningen af rotorerne (overfladebelufningsudstyr) i procestanken og de i denne forbindelse beregnede faktiske iltoverførelseseffektiviteter (engelsk: actual oxygen transfer efficiency, AOTE). Ud af AOTE estimeres  $k_{La}$ -værdien af ilt, som efterfølgende omregnes til  $k_{La}$ -værdien af lattergas. Emissionsmodellen på overfladebeluftede renseanlæg kan generelt betragtes som mere usikker end emissionsmodellen på bundbeluftede renseanlæg. Dette skyldes både at datagrundlaget for udviklingen af modellen er mindre, da der ikke måles luftmængder direkte, samt den mere heterogene ilt- og belufningsprofil i procestanke med overfladebeluftning. De absolutte emissionsværdier fra sådanne renseanlæg skal derfor generelt anvendes med større forsigtighed.

## 6. Indrapporterede data og nøgletal til afrapportering

### 6.1 Indrapporterede data

Baseret på lattergasmålinger med en meget høj tidsmæssig opløsning på ca. et minut, beregnede og indberettede de medvirkende renseanlæg døgnmiddelværdier for lattergasemissioner. Disse indberetninger danner grundlag for projektet. Validiteten af lattergasmålingerne ligger dermed udenfor projektets ramme (f.eks. kalibrering af sensorer, fjernelse af fejlbehæftede data, etc.). Ikke desto mindre blev data underkastet en overordnet kvalitetskontrol, for at frasortere for små eller fejlagtige datasæt. Detaljer om disse datasæt er diskuteret i afsnit 8. Ud over lattergasmålingerne oplyste renseanlæggene yderligere om procesparametre, bl.a. temperatur af spildevandet, indløbsflow, koncentrationer af total kvælstof (T-N) og organisk kulstof (COD) i ind- og udløbet af renseanlæggene, og hvis tilgængeligt T-N og COD i ind- og udløbet af procestankene. To-trins renseanlæg med forklaring og rådnetanke oplyste T-N og COD-koncentrationer i ind- og udløb af procestanke, hvorimod et-trins renseanlæg oplyste parametrene for hele renseanlæg, dvs. i ind- og udløbet af renseanlægget. På basis af det modtagne datagrundlag er opstillet massebalancer for total kvælstof, som har skabt grundlaget for beregningen af de relative nøgletal  $\% \text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{indløb}}$  og  $\% \text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{fjernet biologisk}}$ , kaldet emissionsfaktorer.

### 6.2 Nøgletal til afrapportering

Registreringer af lattergasemissioner på de deltagende renseanlæg er sammenfattet i seks nøgletal, som gør det muligt at sammenligne de til tider meget forskellige renseanlæg. Nøgletallene er beskrevet nærmere i det følgende:

1.)  $\text{kg N}_2\text{O-N}_{\text{udledt}}/\text{år}$

Nøgletallet beskriver den totale mængde af lattergaskvælstof, der udledes på renseanlægget i løbet af et år. Tallet er beregnet som gennemsnittet af døgnmiddelværdier af lattergasemissionen, ganget med 365 dage/år. Mængden er absolut og ikke i relation til f.eks. renseanlæggets belastning eller størrelse. Lattergaskvælstof ( $\text{N}_2\text{O-N}$ ) bruges tit i den akademiske litteratur, da enheden gør det nemmere at følge kvælstof gennem de biologiske omdannelsesprocesser, der består af en række processer med flere forskellige kvælstofkomponenter.

2.)  $\text{kg N}_2\text{O}_{\text{udledt}}/\text{år}$

Nøgletallet beskriver den totale mængde af lattergas, der udledes på renseanlægget i løbet af et år. Tallet er beregnet som gennemsnittet af døgnmiddelværdier af lattergasemissionen, ganget med 365 dage/år. Mængden er absolut og ikke i relation til f.eks. renseanlæggets belastning eller størrelse. Forhold mellem  $\text{kg N}_2\text{O}_{\text{udledt}}/\text{år}$  og  $\text{kg N}_2\text{O-N}_{\text{udledt}}/\text{år}$  er, at  $\text{kg N}_2\text{O}_{\text{udledt}}/\text{år}$  er en faktor 44/28 større end  $\text{kg N}_2\text{O-N}_{\text{udledt}}/\text{år}$ , da hele molekylemassen af lattergas tages i betragtning og ikke kun andelen af kvælstof i molekylet.

3.)  $\text{ton CO}_2\text{ækv. udledt}/\text{år}$

Nøgletallet beskriver den totale mængde  $\text{CO}_2$ -ækvivalenter, der udledes på renseanlægget i løbet af et år. Tallet er beregnet som gennemsnittet af døgnmiddelværdier af lattergasemissionen, ganget med 365 dage/år og drivhusgaspotentialen af lattergas (engelsk: global warming potential; GWP). I nærværende projekt anvendes  $\text{GWP}_{100, \text{N}_2\text{O}}$  med climate-carbon feedbacks (cc fb) på  $298 \text{ kg CO}_2\text{ækv.}/\text{kg N}_2\text{O}$  (Myhre

et al., 2013). Mængden er absolut og ikke i relation til f.eks. renseanlæggets belastning eller størrelse.

4.) %  $N_2O-N/T-N_{\text{fjernet}}$

Nøgletallet beskriver procentdelen af kvælstof, der blev udledt som lattergaskvælstof i forhold til den totale mængde kvælstof, der blev fjernet på renseanlægget. Dette gør det muligt at tage højde for renseanlæggets renseeffektivitet. Værdien er dermed relativ og ikke absolut. %  $N_2O-N/T-N_{\text{fjernet}}$ , renseanlæg er på nogle renseanlæg yderligere opdelt i %  $N_2O-N/T-N_{\text{fjernet}}$ , procestanke og %  $N_2O-N/T-N_{\text{fjernet}}$ , sidestrøm, såfremt de indberettede data har gjort det muligt at beregne  $N_2O$  emissioner separat på hhv. procestanke eller sidestrømsstanke. For to-trinsanlæg, med forklaring, er indløbskoncentrationen for T-N til luftningstankene benyttet frem for T-N-koncentrationen ind til hele renseanlægget i beregningen af  $T-N_{\text{fjernet}}$ .

Nøgletallet er middelværdien af de dage, hvor der både forelå en måling af lattergasemissionen og mængden af T-N i ind- og udløbet. Det samme gælder for standardafvigelsen.

Dette nøgletal gør det muligt at sammenligne renseanlæg på tværs af anlægsstørrelser.

5.) %  $N_2O-N/T-N_{\text{indløb}}$

Nøgletallet beskriver procentdelen af kvælstof, der blev udledt som lattergaskvælstof i forhold til den totale mængde kvælstof, der blev tilledt renseanlægget. Værdien er relativ og ikke absolut. %  $N_2O-N/T-N_{\text{indløb}}$ , renseanlæg er på nogle renseanlæg yderligere opdelt i %  $N_2O-N/T-N_{\text{indløb}}$ , procestanke og %  $N_2O-N/T-N_{\text{indløb}}$ , sidestrøm, såfremt de indberettede data har gjort det muligt at beregne  $N_2O$  emissioner separat på hhv. procestanke eller sidestrømsstanke. For to-trinsanlæg, med forklaring, er indløbskoncentrationen for T-N til luftningstankene benyttet frem for T-N-koncentrationen ind til hele renseanlægget. Nøgletallet er middelværdien på de dage, hvor der både forelå en måling af lattergasemissionen og mængden af T-N i indløbet. Det samme gælder for standardafvigelsen.

Dette nøgletal gør det muligt at sammenligne renseanlæg på tværs af anlægsstørrelser.

6.) mg  $N_2O-N/PE/d$

Nøgletallet beskriver mængden af lattergaskvælstof, der blev udledt per personækvivalent (engelsk: person equivalent; PE). Værdien er beregnet baseret på %  $N_2O-N/T-N_{\text{indløb}}$ , renseanlæg under antagelse at 1 PE svarer til 12 g N/PE/dag. Dette nøgletal gør det muligt at sammenligne renseanlæg på tværs af anlægsstørrelser.



## 7. Oplysninger om de deltagende renseanlæg

I nærværende rapport præsenteres resultaterne af målekampagner på ni danske renseanlæg i tidsperioden 2018-2020. Alle ni renseanlæg har haft installeret Unisense sensorer. Lattergas-koncentrationer på renseanlæggene blev målt og resulterende lattergasemissioner blev beregnet. De deltagende renseanlæg er af forskellige størrelser med kapaciteter fra et forholdsvist lille renseanlæg på 6.500 PE til større renseanlæg på 420.000 PE. De deltagende renseanlæg dækker bredt og fordeler sig størrelsesmæssigt nogenlunde ligesom fordelingen af alle danske renseanlæg med en lille underrepræsentation af renseanlæg under 5.000 PE og 15.000-50.000 PE og en overrepræsentation af anlæg med kapacitet på 50.000-100.000 PE (NO-VANA Punktkilder, Miljøstyrelsen, 2019). De i projektet deltagende renseanlæg, samt deres målekampagner er vist i TABEL 1.

**TABEL 1.** Deltagende renseanlæg, samt længde og datoer for måleperiode.

| Renseanlæg   | Forsyning                 | Godkendt kapacitet (PE) | Længde af måleperiode | Måleperiode            |
|--------------|---------------------------|-------------------------|-----------------------|------------------------|
| Ejby Mølle   | VandCenter Syd            | 231.000                 | 6 måneder             | 21.1.2019 - 21.06.2019 |
| Fredericia   | Fredericia Spv. og Energi | 420.000                 | 2 måneder             | 28.9.2019 - 16.12.2019 |
| Hyllingeis   | Novafos                   | 6.500                   | 1 år 1 måned          | 1.1.2019 - 15.12.2019  |
| Kalundborg   | Kalundborg Forsyning      | 50.000                  | 3 måneder             | 10.2.2020 - 29.4.2020  |
| Marselisborg | Aarhus Vand               | 220.000                 | 1 år 3 måneder        | 1.10.2018 - 31.12.2019 |
| Næstved      | NK Forsyning              | 89.000                  | 7 måneder             | 19.2.2019 - 1.10.2019  |
| Skanderborg  | Skanderborg Forsyning     | 41.500                  | 8 måneder             | 26.4.2019 - 17.12.2019 |
| Søholt       | Silkeborg Forsyning       | 99.500                  | 1 år 1 måned          | 1.11.2018 - 9.12.2019  |
| Aalborg Øst  | Aalborg Forsyning         | 110.000                 | 1 år                  | 1.9.2018 - 1.9.2019    |

Supplerende oplysninger om udvalgt udstyr og procestrin på de enkelte renseanlæg fremgår af TABEL 2.

**TABEL 2.** Renseanlæggenes forhold mht. beluftsudstyr, forklaring og rejektivandsbehandling.

| Renseanlæg   | Beluftsudstyr       | Forklaring | Rejektivandsbehandling |
|--------------|---------------------|------------|------------------------|
| Ejby Mølle   | Overfladebeluftning | ja         | Anammox sidestrøm      |
| Fredericia   | Bundbeluftning      | ja         | Hovedstrøm             |
| Hyllingeis   | Bundbeluftning      | nej        | <i>Ikke relevant</i>   |
| Kalundborg   | Bundbeluftning      | nej        | <i>Ikke relevant</i>   |
| Marselisborg | Bundbeluftning      | ja         | Anammox sidestrøm      |
| Næstved      | Overfladebeluftning | nej        | ARP                    |
| Skanderborg  | Bundbeluftning      | nej        | <i>Ikke relevant</i>   |
| Søholt       | Overfladebeluftning | nej        | Hovedstrøm             |
| Aalborg Øst  | Bundbeluftning      | ja         | Hovedstrøm             |

For de tre deltagende anlæg med overfladebeluftning blev der benyttet forskellige modeller for emissionsberegninger (forklaret i 5.1.2 og Bilag 1). På Søholt er modellen, hvor iltningsdata bruges til at bestemme masseoverførselskoefficienten, benyttet. Denne blev også i første omgang forsøgt anvendt på Ejby Mølle, men blev ikke anset for sikker, da iltmålerne sidder meget langt fra roterne og derfor gav et fejlagtigt lavt resultat. På Ejby Mølle er der derfor benyttet data fra drift af det mekaniske udstyr og rotorneddykning til beregningen af masseoverførselskoefficienten, som ligeledes er anvendt på Næstved.

Renseanlæggene har angivet nedenstående belastningsdata på parametrene COD og T-N (se TABEL 3). Den godkendte kapacitet af hver af renseanlæggene er oplyst på forsyningernes hjemmesider, hvor de enkelte renseanlæg er beskrevet nærmere. Den ledige kapacitet blev beregnet som forskellen mellem den godkendte kapacitet og den aktuelle stofmæssige belastning i hhv. COD-PE og T-N-PE og angivet som en procentvis ledig kapacitet i nedenstående tabel.

**TABEL 3.** Renseanlæggenes størrelse, belastning, samt estimat af ledig kapacitet

| Renseanlæg   | Godkendt kapacitet (PE) | Belastning (PE COD)* | Belastning (PE T-N)* | Ledig kapacitet (% PE COD)**** | Ledig kapacitet (% PE T-N)**** |
|--------------|-------------------------|----------------------|----------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Ejby Mølle   | 385.000**               | 213.304              | 120.864              | 8                              | 48                             |
| Fredericia   | 420.000                 | 230.787              | 154.040              | 45                             | 63                             |
| Hyllingeis   | 6.500                   | 4.236                | 4.075                | 35                             | 37                             |
| Kalundborg   | 50.000                  | 34.260               | 37.578               | 31                             | 25                             |
| Marselisborg | 220.000**               | 87.440               | 135.696              | 0                              | 0                              |
| Næstved***   | 89.000**                | 74.258               | 58.740               | 17                             | 34                             |
| Skanderborg  | 41.382                  | 25.604               | 31.160               | 38                             | 25                             |
| Søholt       | 99.480                  | 92.309               | 70.592               | 7                              | 29                             |
| Aalborg Øst  | 110.000                 | 66.719               | 70.244               | 39                             | 36                             |

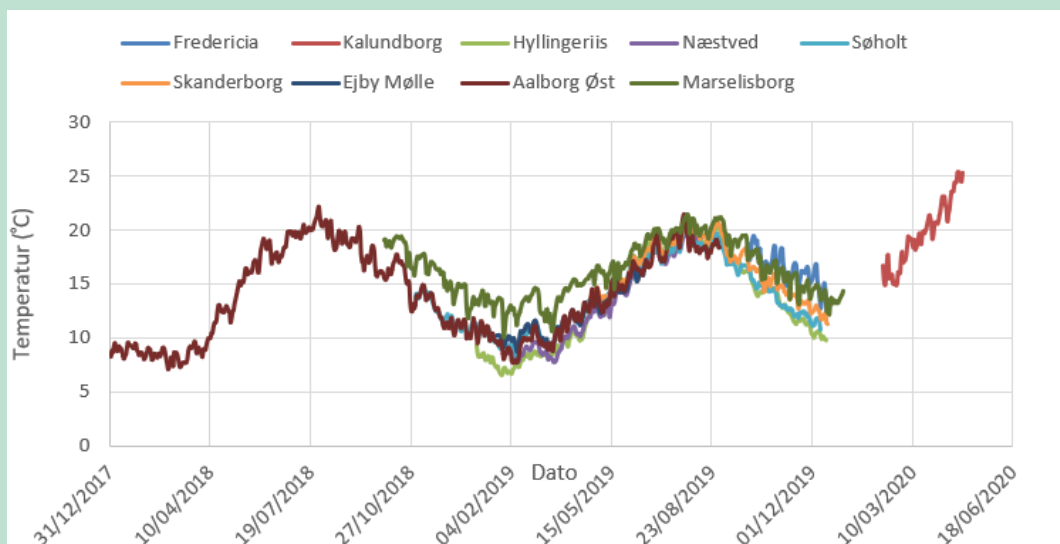
\* på renseanlæg med forklaring er belastningen svarende til indløbet til procestanke/biologi

\*\* Samlet kapacitet for hele renseanlægget. En andel bliver behandlet i skærvelfiltre og rejektivandstank på Ejby Mølle, i ARP-tank på Næstved og i rejektivandstank på Marselisborg.

\*\*\* kun maj-august 2019

\*\*\*\*ledig kapacitet er beregnet som forskel mellem den godkendte kapacitet og den målte stofmæssige belastning i hhv. COD-PE eller T-N-PE.

Temperaturvariation og -niveau i spildevandet fulgte den samme årlige variation på alle ni renseanlæg, med udtagelse af Kalundborg Renseanlæg, som modtager en stor mængde industrielt spildevand med en højere temperatur (se FIGUR 2).



**FIGUR 2.** Spildevandstemperatur, variation og niveau på de ni renselanlæg.

## 7.1 Særlige forhold på to renselanlæg

Særlige forhold på Skanderborg og Ejby Mølle Renselanlæg resulterede i særlige mønstre i lattergasemissionen på de to renselanlæg. I det følgende beskrives forholdene på de to renselanlæg nærmere. Diskussionen om lattergasemissionerne på de to renselanlæg er uddybet i afsnit 8.3.

### 7.1.1 Skanderborg Renselanlæg - Festival

Hvert år i august finder musikfestivalen Smukfest sted i Skanderborg. Smukfest besøges af omkring 55.000 mennesker i festivalperioden, som forløber over fem dage. Spildevandet fra Smukfest ledes til Skanderborg Centralrenseanlæg. Belastningen på Skanderborg Centralrenseanlæg er i denne periode betydelig forøget, da renselanlægget normalt er belastet med omkring 25.000 PE, mens belastningen under festivalen i gennemsnit ligger på omkring 35.000 PE.

### 7.1.2 Ejby Mølle renselanlæg - Ændring af driftsforhold

Spildevand på Ejby Mølle Renselanlæg bliver rensat i overfladebeluftede aktiv slam processtanke (se FIGUR 3). Procestankene belastes parallelt, dvs. to procestanke i et tanksæt modtager den samme stofmæssige belastning. Lattergas blev målt i luftningstank 1 og 2 i perioden 21.1.2019-21.06.2019.

Den 23.04.2019 blev driften af begge procestanke ændret fra parallel drift til seriedrift. I seriedrift modtog luftningstank 1 den fulde belastning af næringsstoffer. Udløbsvandet fra luftningstank 1 blev efterfølgende rensat yderligere i luftningstank 2, således luftningstank 2 modtog delvis rensat spildevand.



**FIGUR 3.** De to luftningstanke på Ejby Mølle Renseanlæg. Blå pile indikerer parallel drift og orange pile indikerer seriel drift.

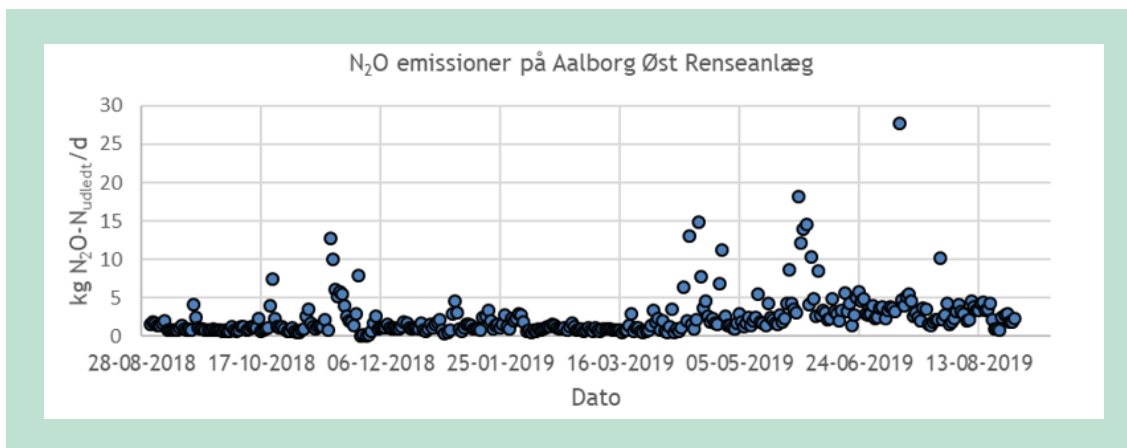
## 8. Resultater

### 8.1 Lattergasemissioner fra procestanke

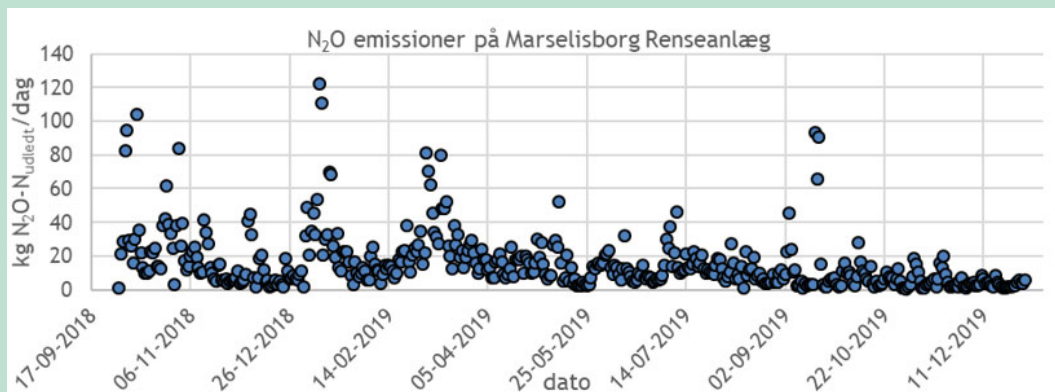
Målingerne af lattergasemissioner på renseanlæggene viste generelt store variationer og ændringer fra dag til dag. I det følgende anvendes lattergasemissioner på Marselisborg og Aalborg Øst Renseanlæg som eksempler på nogle af de generelle observationer. Graferne med data for lattergasemissioner på de øvrige renseanlæg kan ses i bilag 2. Det fremhæves, at lattergasemissionerne i dette projekt er indrapporteret som døgnmiddelværdier og afspejler dermed ikke kortvarige ændringer/variationer i lattergasemissionen. Kortvarige ændringer har en tidshorisont på få minutter op til et par timer og forekommer for eksempel, når beluftningen af procestanke tændes og slukkes eller når den stofmæssige belastning af procestanke ændrer sig i løbet af døgnet. Disse kortvarige ændringer ser imidlertid ud til at udjævne hinanden, så der kan observeres en relativ konstant "basismidlemission", under forudsætning af at ingen særlige forhold påvirker systemet (se f.eks. midt februar til midt marts 2019 i FIGUR 4).

Selv om døgnmiddelværdierne for lattergasemissioner undertiden ændrer sig fra dag til dag og fremstår som peaks på enkelte dage, er de høje lattergasemissioner typisk grupperet. Dette indikerer, at lattergasemissionerne stiger over perioder af flere dage før de falder igen. Længerevarende tendenser af lattergasemissioner kunne observeres på nogle renseanlæg. Disse kan dog ikke generaliseres på alle renseanlæg. På Aalborg Øst Renseanlæg, var lattergasemissionen generelt lavere om vinteren end om sommeren. Det omvendte kunne dog ses på Marselisborg Renseanlæg, hvor lattergasemissionerne generelt var højere om vinteren 2018/19 end om sommeren 2019.

Dermed adskilles kortvarige ændringer i lattergasemissioner på renseanlæg (få dage) og længerevarende tendenser (flere måneder). Meget kortvarige ændringer (få minutter) fremgår ikke af nærværende data, men er veldokumenteret i anden litteratur (Daelman *et al.*, 2013).



**FIGUR 4.** Døgnmiddelværdier for lattergasemissioner på Aalborg Øst Renseanlæg.



**FIGUR 5.** Døgnmiddelværdier for lattergasemissioner på Marselisborg Renseanlæg.

Det kan af de tilgængelige data fra de ni renselanlæg konkluderes at variationerne i døgnmiddelværdier for lattergasemissioner er anlægsspecifikke, og at resultaterne dermed ikke nødvendigvis kan overføres fra et renselanlæg til et andet renselanlæg. Det er vigtigt at understrege, at variationerne i lattergasemissionerne er væsentlig afhængig af de faktiske forhold på det enkelte renselanlæg. Eksempelvis blev der observeret sammenhæng mellem sæsonvariation og lattergasemission på nogle renselanlæg (Marselisborg og Aalborg Øst), sammenhæng mellem høj ammoniumkoncentration, lav iltkoncentration og lattergasemissioner (Ejby Mølle), mens der på andre renselanlæg blev observeret sammenhæng mellem høj nitratkoncentration og lattergasemission (Aalborg Øst, Næstved og Søholt).

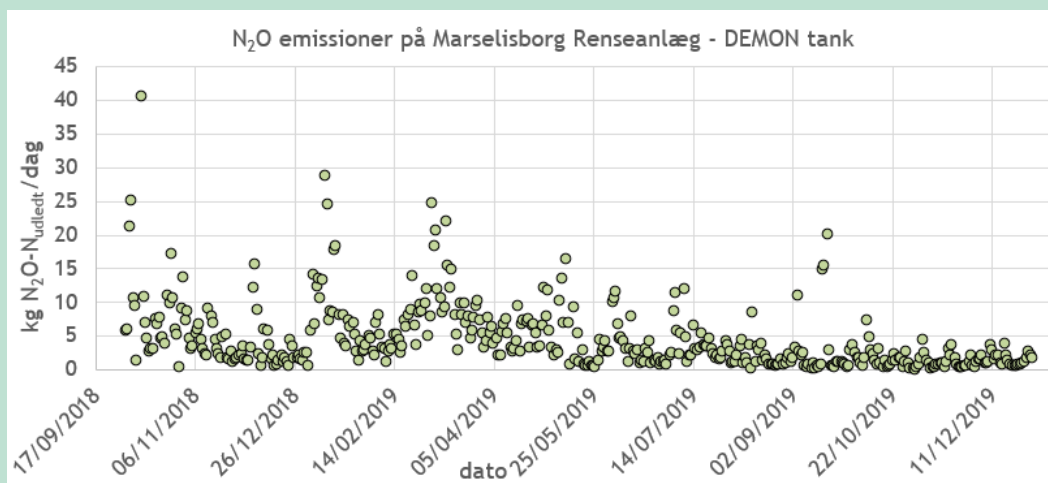
For en detaljeret opgørelse af lattergasemissioner er det dermed nødvendigt at vurdere hvert enkelt renselanlæg individuelt over en længere tidshorisont - gerne et helt år. Dog kan overordnede korrelationer og tendenser ud fra det tilgængelige datamateriale fra de ni renselanlæg være nyttige i et mere overordnet perspektiv for eksempel til fastlæggelse af gennemsnitlige emissionsfaktorer.

## 8.2 Lattergasemissioner fra rejektivandsbehandling med anammox

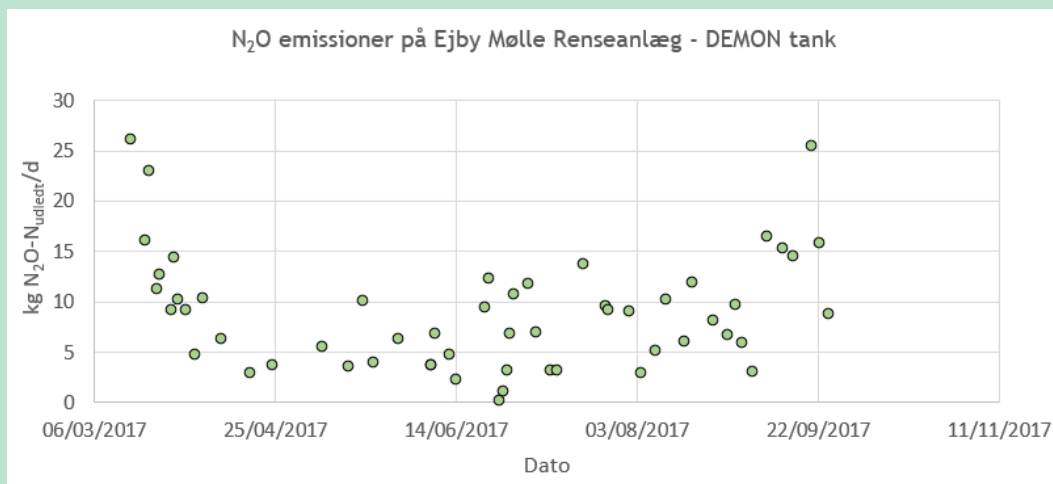
I projektet blev der målt lattergasemission fra to sidestrømstanke. Den ene sidestrømstank er installeret på Ejby Mølle Renseanlæg, den anden på Marselisborg Renseanlæg. Begge steder er en ét-trins nitrifikation/anammox-proces implementeret til rensning af rejektivand fra slutaftvanding af udrådnat slam. Dette rejektivand er kendetegnet ved en høj ammoniumkoncentration, samt lav koncentration af organisk kulstof og en relativ høj temperatur pga. restvarme i rejektivandet hidhørende fra rådnetanken. I sidestrømstankene udnyttes nitrifikation og anammox-processen til at omdanne ammonium til frit kvælstof. Lattergasemissioner fra disse tanke er for størstedelen baseret på "nitrifier nitrifikation" og "nitrifier denitrifikation" processerne, da der typisk ikke er meget organisk kulstof tilgængelig til heterotrof kvælstofomsætning.

Ligesom lattergasemissionerne fra procestanke, varierede lattergasemissionerne fra de anammox-baserede sidestrømstanke fra dag til dag (se FIGUR 6 og FIGUR 7). Korrelationer mellem lattergasemissionerne og andre procesparametre kunne ikke findes i dette projekt, da datasættene for de anammox-baserede sidestrømstanke primært fokuserede på lattergasmålinger, samt indløbskoncentrationer af ammonium, men ikke på andre driftsparametre. Med det nærværende detaljeringniveau kunne der heller ikke findes en tydelig korrelation mellem ammoniumbelastningen og lattergasemissionerne. Det betyder ikke, at en sådan korrelation ikke eksisterer, men det var ikke muligt at finde korrelationen ud fra de tilgængelige data.

Størrelsesordenen på emissionsfaktorer fra sidestrømmen med anammox-processerne, i forhold til processerne til kvælstoffjernelse i hovedanlægget ved brug af aktiv slam, kan være høj. Se data fra Marselisborg og Ejby Mølle Renseanlæg i figurerne herunder samt emissionsfaktorerne i Tabel 4.



**FIGUR 6.** Døgnmiddelværdier for lattergasemissioner fra anammox-baseret sidestrømtank på Marselisborg Renseanlæg.



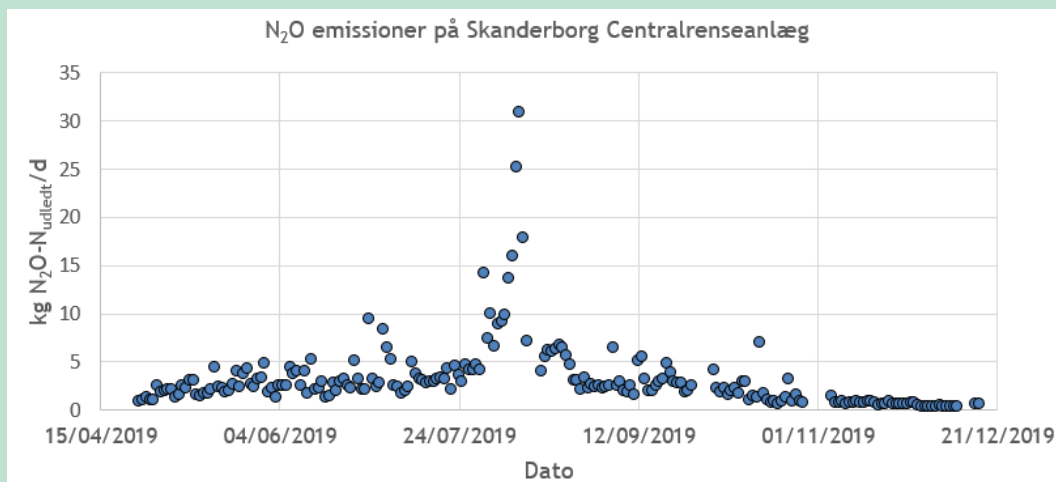
**FIGUR 7.** Døgnmiddelværdier for lattergasemissioner fra anammox-baseret sidestrømtank på Ejby Mølle Renseanlæg.

## 8.3 Lattergasemissioner under særlige forhold

### 8.3.1 Lattergasemissioner under Skanderborg Festival

Under Smukfest (se afsnit 7.1.1) stiger den stofmæssige belastning til Skanderborg Renseanlæg fra ca. 25.000 PE til ca. 35.000 i fem dage i midten af august. Denne ekstra belastning har en tydelig effekt på lattergasemissionen (se FIGUR 8). Mens lattergasemissionerne på Skanderborg Renseanlæg normalt ligger lavere end 5 kg  $N_2O-N_{udledt}/d$  i løbet af året, stigeremissionerne under Smukfest til mere end 30 kg  $N_2O-N_{udledt}/d$ , når disse er på det højeste niveau.

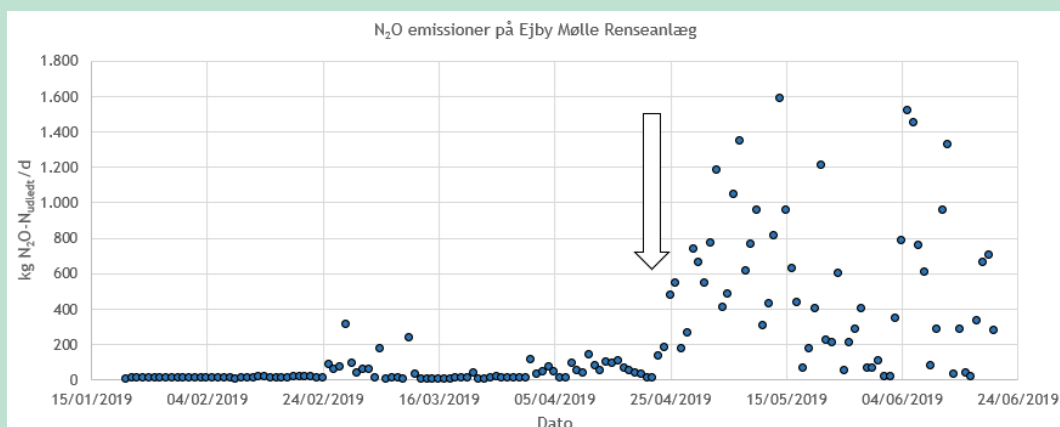
I perioden omkring Smukfest (varighed ca. en uge) udgjorde den samlede lattergasemission omkring 10% af den årlige lattergasemission på Skanderborg Renseanlæg, dette til trods for festivalens relativt afgrænsede varighed.



**FIGUR 8.** Døgnmiddelværdier for lattergasemissioner på Skanderborg Renseanlæg.

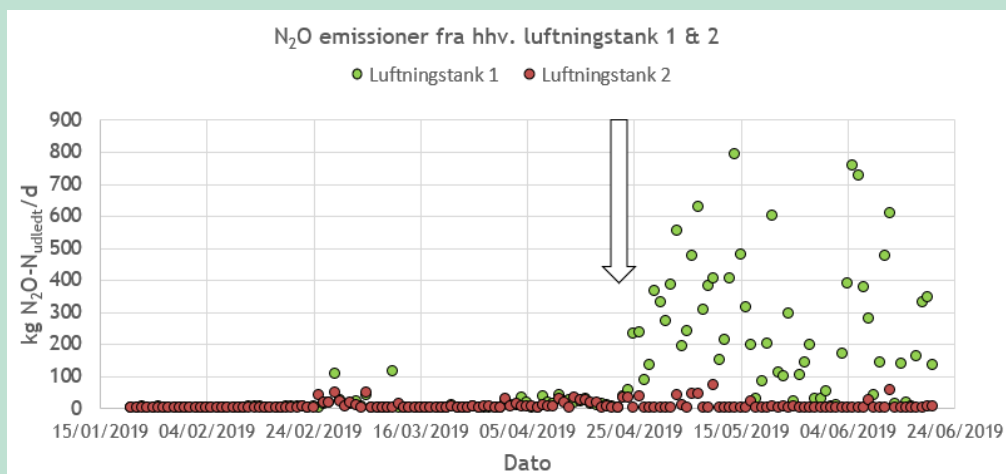
### 8.3.2 Lattergasemissioner ved driftsændring på Ejby Mølle Renseanlæg

I slutningen af april 2019 blev driften af luftningstankene ændret på Ejby Mølle Renseanlæg. Driftsændringen betød at luftningstank 1 og 2 ikke længere modtog den samme stofmæssige belastning (parallel drift), men at luftningstank 1 modtog den fulde stofmæssige belastning, mens luftningstank 2 blev belastet med spildevandet, der blev delvist rensat i luftningstank 1 (seriel drift). Effekten på lattergasemissionerne fremgår tydeligt af FIGUR 9. Selvom de absolutte værdier af lattergasemissionerne på Ejby Mølle Renseanlæg med stor sandsynlighed er fejlbehæftet, er det dog tydeligt at ændring i driften førte til en markant relativ stigning af lattergasemissionen fra Ejby Mølle Renseanlæg. Af FIGUR 10 fremgår det yderligere, at stigningen i lattergasemissionerne skyldtes en markant stigning af lattergasemissionerne i luftningstank 1, mens lattergasemissionerne i luftningstank 2 forblev på et lavt niveau.



**FIGUR 9.** Døgnmiddelværdier for lattergasemissioner på Ejby Mølle Renseanlæg. Den hvide pil markerer ændring af drift fra parallel til seriedrift.





**FIGUR 10.** Døgnmiddelværdier for lattergasemissioner fra hhv. luftningstank 1 og 2 på Ejby Mølle Renseanlæg. Den hvide pil markerer ændring af drift fra parallel til seriedrift.

## 8.4 Nøgletal

På basis af de indrapporterede data fra de i alt ni medvirkende renseanlæg er der beregnet nøgletal, som beskrevet i afsnit 6.2. De ni renseanlæg viste et bredt spektrum af lattergasemissioner, både i forhold til hinanden men også indenfor det enkelte renseanlæg. Det skal fremhæves at målingsperioden varierer fra renseanlæg til renseanlæg. Nøgletallene er vist i TABEL 4. For enkelte renseanlæg er der oplyst flere niveauer for nøgletallene. Dette skyldes, at der har været data tilgængelige for det enkelte renseanlæg under flere driftssituationer. Eksempelvis er lattergasemissionen blevet målt både på procestanke og anammox-baserede sidestrømstanke (rejektvandsbehandling) for hhv. Ejby Mølle Renseanlæg og Marselisborg Renseanlæg, og de særlige driftsforhold under Smukfest på Skanderborg Renseanlæg samt ændringen fra parallel- til seriel drift på Ejby Mølle Renseanlæg giver anledning til at angive flere niveauer af lattergasemissioner.

**TABEL 4.** Nøgletal af renseanlæggene

| Renseanlæg      | kg N <sub>2</sub> O-N <sub>udledt</sub> /år | kg N <sub>2</sub> O <sub>udledt</sub> /år | ton CO <sub>2</sub> ækv. <sub>udledt</sub> /år | % N <sub>2</sub> O-N/T-N <sub>fjernet</sub> | St.afv. | % N <sub>2</sub> O-N/T-N <sub>indløb</sub> | St.afv. | n målepunkter | mg N <sub>2</sub> O-N/PE-N/d |
|-----------------|---------------------------------------------|-------------------------------------------|------------------------------------------------|---------------------------------------------|---------|--------------------------------------------|---------|---------------|------------------------------|
| Ejby Mølle*     | 81.943                                      | 128.768                                   | 38.373                                         | 20,9                                        | 34,9    | 17,9                                       | 29,5    | 11            |                              |
| parallel        | 16.415                                      | 25.795                                    | 7.687                                          | 5,73                                        | 9,78    | 4,48                                       | 7,11    | 7             |                              |
| serie           | 196.320                                     | 308.502                                   | 91.934                                         | 48                                          | 49      | 41                                         | 41      | 4             |                              |
| Sidestrøms-tank | 3.234                                       | 5.082                                     | 1.514                                          | 6,1                                         | 4,8     | n.a.                                       | -       | 55            |                              |
| Fredericia      | 139                                         | 219                                       | 65                                             | 0,03                                        | 0,03    | 0,02                                       | 0,03    | 20            | 3,0                          |
| Hyllingeris     | 82                                          | 129                                       | 38                                             | 0,46                                        | 0,78    | 0,39                                       | 0,62    | 13            | 46                           |
| Kalundborg      | 506                                         | 795                                       | 237                                            | 0,48                                        | 0,19    | 0,38                                       | 0,15    | 19            | 45                           |
| Marselisborg    | 7.392                                       | 11.615                                    | 3.461                                          | 1,28                                        | -       | 1,12                                       | -       | -             | 134                          |
| Luftningstanke  | 5.755                                       | 9.044                                     | 2.695                                          | 1,32                                        | 1,36    | 1,21                                       | 1,23    | 88            |                              |
| Sidestrøms-tank | 1.636                                       | 2.572                                     | 766                                            | 5,65                                        | 5,13    | 5,14                                       | 4,69    | 50            |                              |
| Næstved*        | 165                                         | 260                                       | 77                                             | 0,06                                        | 0,09    | 0,06                                       | 0,08    | 37            | 7                            |
| maj-aug. 2019   | 268                                         | 420                                       | 125                                            | 0,12                                        | 0,10    | 0,11                                       | 0,09    | 19            | 13                           |
| Skanderborg     | 1.136                                       | 1.785                                     | 532                                            | 1,36                                        | 1,03    | 1,24                                       | 0,98    | 39            | 149                          |
| uden festival   | 972                                         | 1.527                                     | 455                                            | 1,13                                        | 0,88    | 1,02                                       | 0,83    | 34            |                              |
| kun festival    | 113                                         | 178                                       | 53                                             | 2,86                                        | 0,59    | 2,74                                       | 0,55    | 5             |                              |
| Søholt*         | 897                                         | 1.410                                     | 420                                            | 0,30                                        | 0,28    | 0,29                                       | 0,28    | 13            | 35                           |
| Aalborg Øst     | 881                                         | 1.385                                     | 413                                            | 0,28                                        | 0,18    | 0,24                                       | 0,15    | 25            | 28                           |

\*overfladebeluftede renseanlæg

#### 8.4.1 Variation af % $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{fjernet}}$ og % $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{indløb}}$

Standardafvigelsen er angivet for nøgletallene %  $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{fjernet}}$  og %  $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{indløb}}$ . Nøgletallene er baseret på daglige værdier for lattergasemission, samt målinger af T-N i ind- og udløbet. Antallet af datapunkter for emissionsfaktorerne er for alle anlæg begrænset af målingerne af T-N, da lattergasmålingerne var online og data for disse tilgængelige på daglig basis.

Standardafvigelsen er forholdsvis stor på alle renseanlæg og er udtryk for de fluktuerende lattergasemissioner på renseanlæggene, og dermed for variationerne i resultaterne. Standardafvigelse dækker over variationer i målingerne, som skyldes faktiske variationer i emissionerne fra renseanlæggene fra dag til dag, variation i målingerne forårsaget af usikkerhed fra måleudstyret, samt usikkerhed relateret til den, på det enkelte anlæg, anvendte beregningsmodel. Data i nærværende projekt, og størrelsen på standardafvigelserne i forhold til middelværdierne, indikerer at den største bidragsyder til variationen i emissionsfaktorerne er faktiske variationer i emissionerne på anlæggene grundet ændringer i driftsforhold, som har indvirkning på lattergasemissionen.

Grundet den store variation i de registrerede lattergasemissioner er det centralt for forståelsen og anvendelse af resultaterne at anerkende betydningen af fluktuationerne for den samlede vægtede gennemsnitlige emissionsfaktor (se afsnit 8.1): kortvarige lattergasmålinger på renseanlæg kan til tider afvige betydeligt fra det vægtede gennemsnit og er forventet at have begrænset informativ værdi.

#### 8.4.2 Fejlbehæftede lattergasemissioner på Ejby Mølle Renseanlæg

Der er stor tvivl om kvaliteten og validiteten af de absolutte lattergasemissioner på Ejby Mølle Renseanlæg. De registrerede lattergasemissioner ligger væsentlig højere end på de øvrige renseanlæg, der indgår i projektet (se TABEL 4), selvom renseteknologien og belastningen på renseanlægget er sammenlignelig med de øvrige renseanlæg. Årsagen til dette er ikke kendt, men skyldes sandsynligvis, at lattergasmålingerne, samt -emissionsberegningerne på overfladebeluftede renseanlæg er behæftet med flere fejlkilder. Her spiller det f.eks. ind, at iltprofilen i overfladebeluftede procestanke er mere heterogen end i bundbeluftede procestanke samt at placeringen af lattergasmåleren derfor kan introducere en væsentlig forvrængning af inputdata til emissionsmodellen. Derfor vurderes det, at de absolutte lattergasemissioner på Ejby Mølle er for høj. Til trods for dette vurderes det, at de kvalitative ændringer i lattergasemissionerne er retvisende og kan anvendes til fortolkning af konsekvenserne af ændringer i renseanlæggets drift.

#### 8.4.3 Vægtede gennemsnit

Den gennemsnitlige emissionsfaktor anvendes i estimeringen af den absolutte mængde lattergas udledt fra danske renseanlæg. For at den gennemsnitlige emissionsfaktor afspejler de faktiske forhold, beregnes denne som et vægtet gennemsnit ift. renseanlæggenes T-N belastning. Emissionsfaktoren beregnet for det enkelte anlæg tillægges således en betydning svarende til renseanlæggets T-N belastning og dermed renseanlæggets størrelse. Således påvirker resultaterne fra de største renseanlæg i højere grad den resulterende gennemsnitlige emissionsfaktor (det vægtede gennemsnit), sammenlignet med resultaterne fra de mindre renseanlæg. Således undgås at særligt høje emissionsfaktorer eller særligt lave emissionsfaktorer på de største og de mindste renseanlæg leder til enten underestimering eller overestimering af den absolutte mængde lattergas udledt fra danske renseanlæg.

Det vægtede gennemsnit af nøgletallene %  $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{indløb}}$  og %  $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{fjernet}}$  tager hensyn til mængden af T-N, der blev hhv. tilledt eller fjernet på de enkelte renseanlæg. Dermed vægtes emissionsfaktoren på renseanlæg, der er belastet med store mængder T-N, højere, end emissionsfaktoren på renseanlæg, der er belastet med mindre mængder T-N. Således bliver lattergasemissioner sat i forhold til den absolutte mængde kvælstof, der behandles på de deltagende renseanlæg.

$$EF = \frac{\sum \left( \left( \frac{\%N_2O-N}{TN_{indløb}} \right) * \left( \frac{kg\ TN_{indløb}}{\text{år}} \right) \right)}{\sum \left( \frac{kg\ TN_{indløb}}{\text{år}} \right)}$$

Vægtede emissionsfaktorer baseret på forskellige datagrundlag er vist i TABEL 5. Den første vægtede emissionsfaktor vurderes at have den største korrekthed, da den er baseret på data fra bundbeluftede renseanlæg eksklusive Fredericia Renseanlæg. Beslutningen om at ekskludere datasættet fra Fredericia Renseanlæg er baseret på forsigtighedsprincippet. Beslutningen blev taget, da Fredericia Renseanlæg for det første har meget anderles forhold end de andre renseanlæg på grund af store mængder COD-holdigt industrispildevand, der behandles på renseanlægget. For det andet havde datasættet fra Fredericia Renseanlæg relativ få datapunkter (n=19), samt forholdsvis stor variation i lattergasemissionerne. For det tredje er Fredericia Renseanlæg langt det største renseanlæg og havde dermed en stor effekt på det vægtede gennemsnit, så mulige usikkerheder i målingerne fra dette anlæg ville have stor betydning for det vægtede gennemsnit. Det anbefales at sammenligne data fra Fredericia Renseanlæg med data fra renseanlæg på samme størrelse for at vurdere, om lattergasemissionerne på Fredericia Renseanlæg er realistiske og dermed bør indgå i den samlede vægtede emissionsfaktor.

**TABEL 5.** Vægtede gennemsnit af nøgletallene %N<sub>2</sub>O-N/T-N<sub>fjernet</sub> og %N<sub>2</sub>O-N/T-N<sub>indløb</sub>.

| Beskrivelse                                                                 | % N <sub>2</sub> O-N/T-N <sub>fjernet</sub> |           | % N <sub>2</sub> O-N/T-N <sub>indløb</sub> |           |
|-----------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------|-----------|--------------------------------------------|-----------|
|                                                                             | Vægtede gennemsnit                          | Spredning | Vægtede gennemsnit                         | Spredning |
| 1 Vægtede emissionsfaktor (kun bundbeluftede renseanlæg) [uden Fredericia]: | 0,96                                        | 0,28-1,36 | 0,84                                       | 0,24-1,24 |
| 2 Vægtede emissionsfaktor (kun bundbeluftede renseanlæg):                   | 0,61                                        | 0,03-1,36 | 0,55                                       | 0,02-1,24 |
| 3 Vægtede emissionsfaktor (alle uden Ejby Mølle):                           | 0,51                                        | 0,03-1,36 | 0,46                                       | 0,02-1,24 |
| 4 Vægtede emissionsfaktor (alle uden Ejby Mølle og Fredericia):             | 0,69                                        | 0,06-1,36 | 0,63                                       | 0,06-1,24 |

#### 8.4.4 IPCCs nøgletal og Danmarks Nationalregnskabsrapport

Et vigtigt værktøj for estimering af lattergasemissioner på det nationale og globale niveau er vejledende emissionsfaktorer. Vejledende emissionsfaktorer er baseret på lattergasmålinger fra et mindre antal renseanlæg, som efterfølgende generaliseres for samtlige renseanlæg. Dette fordi det ikke er praktisk muligt på nuværende tidspunkt at måle lattergasemissioner på alle renseanlæg. Dermed gør vejledende emissionsfaktorer det muligt til en vis grad at estimere lattergasemissioner også på renseanlæg, hvor lattergas ikke måles. Dette tillader også et estimat af lattergasemissioner nationalt og globalt.

Jo flere målinger en vejledende emissionsfaktor er baseret på, jo mere repræsentativ er den. Da lattergas dog generelt ikke bliver målt på mange renseanlæg, er de nuværende vejledende emissionsfaktorer behæftet med en væsentlig usikkerhed og bør opdateres løbende, når ny viden og data er tilgængelig. Denne opdatering udføres regelmæssigt af f.eks. IPCC (intergovernmental panel on climate change) og Miljøstyrelsen. Af TABEL 6 fremgår N<sub>2</sub>O emissionsfaktorerne anbefalet af IPCC og værdi anvendt til beregning af det Danske nationale klimainventar.

IPCC anbefalede i 2006, at anvende en emissionsfaktor på 3,2 g N<sub>2</sub>O/PE/år for den biologiske behandling på renseanlæg. Ved antagelsen at 1 PE svarer til 4.400 g T-N/PE/år giver dette en

emissionsfaktor på 0,05 %  $\text{N}_2\text{O-N}/\text{T-N}_{\text{indløb}}$  eller 0,0005 kg  $\text{N}_2\text{O-N}/\text{kg T-N}_{\text{indløb}}$  (IPCC 2006, Tabel 6.11).

Baseret på ny viden opdaterede IPCC i 2019 emissionsfaktoren til 0,016 kg  $\text{N}_2\text{O-N}/\text{kg T-N}_{\text{indløb}}$ , svarende til 1,6 %  $\text{N}_2\text{O-N}/\text{T-N}_{\text{indløb}}$  – altså en værdi der er 32 gange højere end i 2006 (IPCC 2019, Tabel 6.8 A). Emissionsfaktoren er dog endnu ikke vedtaget af FN og forventes først at blive anvendt i Danmark tidligst fra og med 2023.

Da Danmark vurderede at IPCC emissionsfaktoren fra 2006 var for lav, blev det besluttet at anvende en landespecifik emissionsfaktor på 0,0032 kg  $\text{N}_2\text{O-N}/\text{kg T-N}_{\text{indløb}}$ , svarende til 0,32 %  $\text{N}_2\text{O-N}/\text{T-N}_{\text{indløb}}$ . Denne emissionsfaktor anvendes også i dag til beregningen af det nationale klimainventar (Nielsen *et al.*, 2019, s. 514). Denne værdi ligger 6,4 gange højere, end IPCCs 2006 emissionsfaktor, men 5 gange lavere end IPCCs 2019 emissionsfaktor.

**TABEL 6.** Opsamling af  $\text{N}_2\text{O}$  emissionsfaktorer i forskellige klimainventarer.

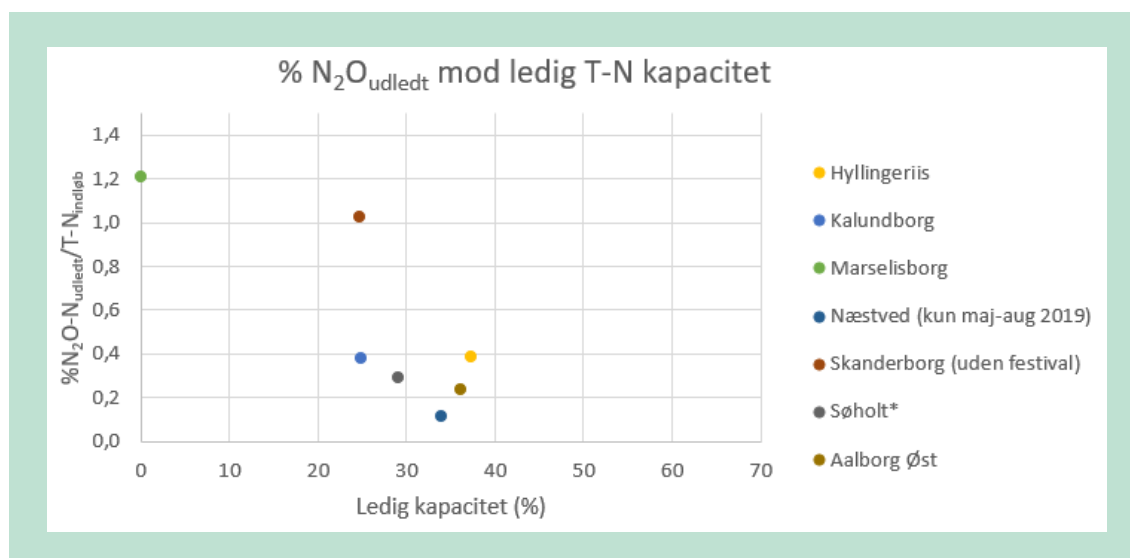
|                                    | Reference                  | Emissionsfaktor | Spredning     | Enhed                                                   |
|------------------------------------|----------------------------|-----------------|---------------|---------------------------------------------------------|
| IPCC 2006                          | IPCC 2006                  | 0,0005          | 0,0003-0,0012 | kg $\text{N}_2\text{O-N}/\text{kg T-N}_{\text{indløb}}$ |
| IPCC 2019                          | IPCC 2019                  | 0,0160          | 0,00016-0,045 | kg $\text{N}_2\text{O-N}/\text{kg T-N}_{\text{indløb}}$ |
| Danmark 2019<br>(country-specific) | Nielsen <i>et al.</i> 2019 | 0,0032          | -             | kg $\text{N}_2\text{O-N}/\text{kg T-N}_{\text{indløb}}$ |
| Miljøstyrelsen 2020                | Nærværende rapport         | 0,0084          | 0,0024-0,0124 | kg $\text{N}_2\text{O-N}/\text{kg T-N}_{\text{indløb}}$ |

Emissionsfaktoren, der er beregnet i nærværende projekt, ligger på 0,0084 kg  $\text{N}_2\text{O-N}/\text{kg T-N}_{\text{indløb}}$  og betegnes her som "Miljøstyrelsens 2020 emissionsfaktor". Faktoren er 2,6 gange højere end Danmarks 2019 emissionsfaktor og ca. 17 gange højere end IPCCs 2006 faktor. Samtidig ligger Miljøstyrelsens 2020 faktor på ca. halvdelen af IPCCs 2019 emissionsfaktor. Det skal her understreges, at alle emissionsfaktorer viser en markant spredning, som fremhæver den store variation af de målte lattergasemissioner, der ligger til grund for emissionsfaktorerne. Miljøstyrelsens 2020 emissionsfaktor er baseret på data på renseanlæg uden særlige tiltag til reduktion af lattergasemissioner. Såfremt der i fremtiden implementeres effektive tiltag for reduktion af lattergasemission, f.eks. avanceret onlinestyling, er det muligt at vi i fremtiden vil opleve emissionsfaktorer der ligger lavere (se også afsnit 10.2).

## 9. Diskussion

### 9.1 Højbelastede biologiske processer kan føre til øget lattergasemission

Nærværende projekt har givet flere indikationer på, at høje kvælstofbelastninger og -omsætningshastigheder fører til højere lattergasemissioner. Denne indikation fremgår bl.a. af målingerne på Skanderborg Renseanlæg, hvor den stofmæssige belastning stiger væsentligt under Smukfest (se afsnit 8.3.1), på Ejby Mølle Renseanlæg, hvor lattergasemissionen i luftningstank 1 stiger markant under seriedrift, mens lattergasemissioner i luftningstank 2 forbliver på et relativt lavt niveau (se afsnit 8.3.2). Hertil indikerer registreringer fra driften af anammox-baserede sidestrømstanke en væsentlig højere andel af lattergasemission på ca. 5-6 %  $\text{N}_2\text{O}$ - $\text{N}/\text{T-N}_{\text{indløb}}$  sammenlignet med aktiv slam procestanke som har emissioner på ca. 0,02-1,24 %  $\text{N}_2\text{O}$ - $\text{N}/\text{T-N}_{\text{indløb}}$  (se TABEL 4). Denne sammenhæng mellem højbelastede renseanlæg/reseprocesser og øget lattergasemission er forsøgt underbygget af sammenhængen mellem den estimerede ledige kapacitet på renseanlæggene og emissionsfaktoren  $\% \text{N}_2\text{O-N}_{\text{udledt}}/\text{T-N}_{\text{indløb}}$  (se FIGUR 11).



**FIGUR 11.** Sammenhæng mellem lattergasemissionsfaktor og ledig T-N kapacitet. (\*overfladebeluftede renseanlæg)

Den ledige kapacitet til kvælstoffjernelse blev estimeret baseret på forskel mellem renseanlæggenes godkendte kapacitet og den faktiske kvælstofbelastning i måleperioden. Dette tal skal benyttes med en vis forsigtighed, da den godkendte kapacitet kan være af ældre dato og ikke helt opdateret med om- og udbygninger på anlæggene, samt at kapaciteten kan være opgjort forskelligt fra anlæg til anlæg, da der ikke ligger faste standarder for dette. Fra FIGUR 11 fremgår en sammenhæng mellem lavere relative lattergasemissioner med højere ledig rensekapacitet. Eller omvendt formuleret: jo mindre ledig kapacitet et renseanlæg har, jo relativt mere lattergas udledes på renseanlægget. Supplerende undersøgelser, som kan understøtte denne sammenhæng, bør foretages. Som alternativ til den nuværende opgørelse af ledig kapacitet kan eksempelvis foretages en nærmere vurdering af den specifikke ammoniumbelastning på renseanlæggene ved at sammenholde den indkomne kvælstofmængde med slam-mængden i renseanlæggene. I den forbindelse skal der rettes opmærksomhed på sæsonvariationer, hvilket øger kompleksiteten i forsøgsgennemførelsen.

Årsagen til den observerede indikative sammenhæng mellem ledig kapacitet og emissionsfaktor kan være sammenhængen mellem lattergasproduktionen og den specifikke ammoniumomsætningshastighed i biomassen. På renseanlæg med mindre ledig kapacitet fjerner hvert gram biomasse typisk relativt mere kvælstof. Korrelationen peger på, at jo hurtigere en specifik mængde biomasse omsætter ammonium, jo relativt mere lattergas produceres undervejs. Sammenhængen er dokumenteret i den videnskabelige litteratur (Massara *et al.*, 2017). Denne sammenhæng gælder for aerobe ammoniumfjernelsesprocesser, der findes i beluftede faser. Sammenhængen mellem høj ammoniumomsætningshastighed og lattergasproduktion, betyder at høje ammoniumkoncentrationer i sig selv kan føre til en øget lattergasproduktion. Dog kan det ikke udelukkes, at der også kan dannes lattergas i situationer med høj nitritkoncentration, hvor ammoniumkoncentrationen ikke nødvendigvis er særlig høj.

Nærværende projekt indikerer, at ammoniumbelastningen og ammoniumomsætningshastigheden er de to procesparametre, der har en afgørende indflydelse på lattergasproduktionen på danske renseanlæg.

Ammoniumomsætningshastigheden har yderligere en effekt på akkumulation af nitrit, som er afgørende for produktionen af lattergas i ikke beluftede faser. Dette betyder, at styring af tilgængelighed eller dosering af letomsætteligt COD kan have en betydelig indflydelse på lattergasreduktionen (Adouani *et al.*, 2010).

En dyb videnskabelig diskussion af de komplekse sammenhænge er dog ikke genstand for nærværende rapport. Der er stadig behov for mere detaljeret viden omkring de bagvedliggende biologiske processer, og for yderligere videnskabelige detaljer henvises der til den relevante videnskabelige litteratur (Domingo-Félez og Smets, 2019, Massara *et al.*, 2017 og Kampschreur *et al.*, 2009).

## 9.2 N<sub>2</sub>O emissioner og teknologivalg

I nærværende projekt er det vurderet at usikkerheden på resultaterne fra de overfladebeluftede renseanlæg er for stor til at resultaterne herfra bør inkluderes i den samlede vurdering af lattergasemissionerne. For fuldstændighedens skyld er lattergasemissionerne på overfladebeluftede renseanlæg ikke desto mindre opført og inkluderet i denne rapport. I denne rapport sondres der derfor generelt mellem lattergasemissioner fra overfladebeluftede og bundbeluftede renseanlæg med større fokus på resultaterne fra bundbeluftede renseanlæg. Samtidig noteres det dog, at der baseret på opsamlet data ikke er indikationer på, at der er en generel forskel i størrelsen på emissionsfaktorerne mellem overfladebeluftede og bundbeluftede renseanlæg, hvorfor det, indtil modsatte bevist, anbefales at anvende samme emissionsfaktor for overfladebeluftede renseanlæg som på bundbeluftede renseanlæg.

## 9.3 N<sub>2</sub>O emissioner og procesforhold

En generel sammenhæng mellem lattergasemissioner og COD/N forholdet kunne ikke findes i nærværende projekt. Dette antyder, at COD-fjernelse gennem f.eks. et forklaringstrin, ikke har en negativ effekt på lattergasemissionerne, vurderet ud fra de i nærværende projekt undersøgte renseanlæg. Denne observation stemmer fint overens med, at lattergasproduktionen primært skyldes autotrofe aerobe ammoniumoxiderende bakterier (AOB). Dette tyder også på, at der på de deltagende renseanlæg har været tilstrækkeligt med COD til ikke at akkumulere kritisk høje mængder lattergas i denitrifikationsfasen. Dog kan det ikke udelukkes at ved mangel på eller små mængder af letomsættelig COD kan lattergas akkumuleres ved ufuldstændig denitrifikation.

Det er muligt at der findes en sammenhæng mellem pH og lattergasemissioner, særligt i sidestrømsprocesser til rejektivandsbehandling, men datagrundlaget tillod ikke at undersøge denne sammenhæng nærmere i nærværende projekt.

Det blev klart i projektet, at højbelastede sidestrømsprocesser (anammox-tanke) udledte væsentlig mere lattergas i relation til mængden af kvælstof, der blev omsat, sammenlignet med aktiv slam-processen. De anammoxbaserede sidestrømstanke udledte mellem 5-6 %  $\text{N}_2\text{O}$ - $\text{N}/\text{T}-\text{N}_{\text{fjernet}}$ , mens aktiv slam processer udledte mellem 0,03-1,36 %  $\text{N}_2\text{O}$ - $\text{N}/\text{T}-\text{N}_{\text{fjernet}}$ . Dette understøtter indikationen af en korrelation mellem lattergasemissioner og ledig rensekapacitet. Altså jo højere biomassen er belastet og jo hurtigere en biomasse omsætter ammonium, jo relativt mere lattergas produceres og udledes der.

Dermed ser det ud til, at processer med lav ammoniumbelastning og lave specifikke ammoniumomsætningshastigheder generelt resulterer i en lavere emission af lattergas, end processer med høj ammoniumbelastning og høje ammoniumomsætningshastigheder.

I de seneste år har tendensen i spildevandsbranchen været fokuseret på at udvikle og implementere mere kompakte og højbelastede biologiske renseprocesser på renseanlæg for at opnå en bedre energibalance. Med reduktion af lattergasemission for øje kan denne tendens trække i den forkerte retning.



# 10. Anbefalinger

## 10.1 Supplerende undersøgelser

### 10.1.1 Overfladebeluftede anlæg

Historisk set har modeller til estimering af lattergasemission for overfladebeluftede renseanlæg været genstand for væsentlig mindre forskning og validering end emissionsmodellen på bundbeluftede renseanlæg. Resultaterne fra nærværende projektet bekræfter, at der er behov for en mere valid model til beregning af lattergasemissioner på overfladebeluftede renseanlæg. Dette betyder, for nuværende, at der er større usikkerheder forbundet med resultaterne generet af emissionsmodellerne på overfladebeluftede renseanlæg. I projekter er vurderet at resultaterne ikke anses som pålidelige nok til at beregne lattergasemissioner fra danske renseanlæg med overfladebeluftning. Derfor anbefales der gennemførelse af et valideringsprojekt, hvor modeller for emissionsberegninger bliver sammenlignet med detaljerede målte data, og hvor forventede bagvedliggende processer undersøges nærmere. Unisense præsenterede tre modeller til beregning af lattergasemissioner på overfladebeluftede renseanlæg og disse bør inkluderes i det fortsatte arbejde.

### 10.1.2 Større datagrundlag

Grundet den lavere pålidelighed af data fra overfladebeluftede anlæg, og outlieren i Fredericia er den estimerede emissionsfaktor i dette projekt baseret på dataopsamling fra kun fem renseanlæg – alle fem er bundbeluftede renseanlæg. Anvendelsen af en emissionsfaktor estimeret på baggrund af data fra kun fem renseanlæg kan være problematisk. Det bør derfor undersøges nærmere, hvilke resultater som kan anvendes til generalisering og hvilke anlægsparametre, der skal tages med i betragtning, når den absolutte lattergasemission fra danske renseanlæg skal estimeres.

## 10.2 Reduktion af lattergasemissioner

### 10.2.1 Avanceret online styring

Hvis lattergasemissionen på et renseanlæg er af en betydelig størrelse, er det muligt at reducere lattergasemissionen gennem avanceret onlinestyring af de biologiske processer. Styringsfilosofien vil afhænge af de specifikke forhold på hvert enkelt renseanlæg og skal vurderes fra anlæg til anlæg, både i forhold til omfang og kompleksitet og eventuel interaktion med eksisterende styringer.

### 10.2.2 Specifik ammoniumsbelastning

Der ses svage indikationer på at kvælstofbelastningen og -omsætningshastigheden af biomassen er en grundlæggende faktor, der bør tages i betragtning i en styringsstrategi til reduktion af lattergasemissioner. Her er det vigtigt at fremhæve, at der er tale om den specifikke ammoniumbelastning og den specifikke ammoniumomsætningshastighed. Altså hvor meget ammonium, der findes og bliver omsat per gram levende biomasse. Det betyder, at reduktion af ammoniumbelastningen til en procestank ikke vil ændre noget i forhold til lattergasemissionen, hvis mængden af biomasse samtidig reduceres. Reduceres ammoniumbelastningen og biomassen med samme faktor, vil den specifikke ammoniumbelastning pr. gram biomasse i dette tilfælde ikke ændre sig.

Den specifikke ammoniumbelastning kan reduceres, hvis koncentrationen af biomassen (slam) øges eller hvis ammoniumbelastningen til en procestank reduceres. En forøgelse af procesvolumen med samme biomassekoncentration vil også bidrage til en reduceret specifikke ammoniumbelastning.

Den specifikke ammoniumomsætningshastighed kan reduceres, f.eks. hvis den samme mængde ammonium omsættes i det samme tidsrum med mere biomasse (slam). Omsætningshastigheden kan også reduceres, hvis den samme mængde ammonium omsættes med den samme mængde biomasse over et længere tidsrum (længere nitrifikationsfaser). Dette kan opnås, f.eks. hvis iltkoncentrationen sænkes så den bliver den begrænsende parameter, for ammoniumomsætningshastigheden. Dette kan kun lade sig gøre så længe ammoniumkoncentrationen ikke bliver for høj, så ammoniumomsætningshastigheden og udløbskoncentrationerne stiger, eller at dette ikke fører til forhøjede nitritkoncentrationer, som kan medføre en øget lattergasproduktion.

### 10.2.3 Kulstof dosering

På renseanlæg, hvor der observeres en ikke fuldstændig fjernelse eller akkumulering af lattergas i vandfasen i de ikke-beluftede faser, kan dosering af letomsætteligt COD bidrage til fjernelse af lattergas i vandfasen gennem en øget denitrifikationshastighed. Desuden bør nitritkoncentrationen ved skift mellem beluftede og ikke-beluftede faser undersøges og reduceres på anlæg hvor lattergas hovedsageligt produceres i de ikke-beluftede faser.

## 10.3 Demonstrations- og fuldskala projekter

Det anbefales at påbegynde demonstrations- og fuldskala projekter til undersøgelse af mulige løsninger til reduktion af lattergasemissioner på danske renseanlæg. Avanceret onlinestyring giver mulighed for at tilpasse driften af renseanlæg i realtid, baseret på online lattergasmålinger og -emissionsmodellernes output. Selv om datagrundlaget på overfladebeluftede renseanlæg er mere begrænset end for bundbeluftede renseanlæg, anbefales det at implementere de samme styringsfilosofier som på bundbeluftede renseanlæg. Årsagen hertil er, at de biologiske processer er de samme på overflade- og bundbeluftede renseanlæg. Derigennem vurderes det muligt at opnå en reduktion af lattergasemissioner på overfladebeluftede renseanlæg allerede før emissionsmodellen er fuldt ud valideret. Dette også med øje for at andelen af overfladebeluftede på de danske renseanlæg er dalende, da tendensen er udskiftning af overfladebeluftning til mere energieffektive bundbeluftning de steder, hvor denne løsning er økonomisk fordelagtig.

## 10.4 Sammenfatning af anbefalinger

De generelle anbefalinger til vandsektoren for at understøtte mere viden om lattergas er at:

- installere målere og gennemføre målekampanjer over længere perioder - gerne mere end 1 år for at sikre at alle driftsforhold, så som ændring i temperatur, slamalder og belastning (både hydraulisk og stofmæssigt) dækkes. De aktuelle driftsforhold beskrives og dokumenteres nøje under målekampanjerne.
- udnytte rensekapacitet så meget som muligt i rum og tid. Der er ikke grund til at rense ammonium så hurtigt som muligt i et så lille volumen som muligt. Resultaterne indikerer, at højbelastede processer med høje specifikke ammoniumbelastninger og -omsætningshastigheder fører til høje lattergasemissioner. Dette selvfølgelig med øje for hvilke øvrige konsekvenser disse tiltag måtte have generelt på renseprocesserne.
- de renseanlæg, der allerede har installeret avanceret online styring, påbegynder implementeringen af tiltag til reduktion af lattergasemissioner som en del af styringsstrategien. Herunder justering af beluftning og kulstofudtag og/eller -dosering.
- igangsætte studier af sammenhæng mellem belastning, slammængder og lattergasemissioner.

# 11. Konklusion

I perioden 2018-2020 har ni danske spildevandsselskaber målt og registreret lattergasemissioner fra ni af deres renseanlæg i forbindelse med en støtteordning fra Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram, MUDP. Renseanlæggene repræsenterer et bredt spektrum i forhold til den stofmæssige belastning, størrelse og beluftningsteknologi.

På alle ni renseanlæg blev lattergaskoncentration målt i vandfasen ved anvendelse af amperometriske sensorer. Efterfølgende blev lattergasemissionerne beregnet baseret på emissionsmodeller udviklet af sensorproducenten Unisense Environment A/S. I denne sammenhæng blev det vurderet at emissionsmodellerne til beregning af lattergasemissioner på overfladebeluftede renseanlæg er forbundet med for store usikkerheder til at dataene bør inkluderes i beregningen af en national lattergasemissionsfaktor. Beregningerne af lattergasemissioner fra bundbeluftede renseanlæg er forbundet med mindre usikkerhed og baseret på emissionsmodeller der i højere grad er validerede. Grundet disse forudsætninger blev det vurderet, at alene registreringerne fra bundbeluftede renseanlæg skulle indgå i estimeringen af en national lattergasemissionsfaktor. Denne lattergasemissionsfaktor på danske renseanlæg blev beregnet til 0,84 %  $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{indløb}}$ , svarende til 0,0084 kg  $\text{N}_2\text{O-N/kg T-N}_{\text{indløb}}$ . Spredningen er på 0,24-1,24 %  $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{indløb}}$ . Emissionsfaktoren baserer sig på data opsamlet på kun fem renseanlæg, og spredningen indikerer en stor variation fra anlæg til anlæg.

Lattergasemissionerne på renseanlæggene var meget dynamiske og ændrede sig fra dag til dag. Nogle grupperinger af forøgede lattergasemissioner kunne observeres under perioder med forøgede belastninger. En indikation på sammenhæng mellem lattergasemissioner og den stofmæssige belastning er identificeret. Resultaterne viser, at højbelastede biologiske processer udleder mere lattergas end lavbelastede biologiske processer. Denne observation stemmer fint overens med resultater fra den akademiske litteratur, som beskriver at høje ammoniumsbelastninger og -omsætningshastigheder fører til høje lattergasemissioner. Denne tendens bekræftes ved betragtning af resultater fra sidestrømsprocesser, der er kendetegnet ved høje kvælstofbelastninger og -omsætningshastigheder. I dette projekt var emissionsfaktorerne fra to sidestrømsprocesser på omkring 5-6 %  $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{indløb}}$ , hvilket er væsentlig højere end den beregnede gennemsnitlige emissionsfaktor. Derudover identificeredes en svag tendens til, at renseanlæg med stor ledig rensekapacitet i det biologiske renseanlæg udleder mindre lattergas end renseanlæg, der har mindre ledig kapacitet. Samlet set indikerer resultaterne således, at højbelastede biologiske processer med høje specifikke stofmæssige belastninger, samt høje specifikke kvælstofomsætningshastigheder har højere lattergasemissioner sammenlignet med anlæg, der drives med lavt belastede biologiske processer. Omvendt formuleret indikerer det, at lave specifikke kvælstofbelastninger og -omsætningshastigheder generelt optimerer forholdene for at reducere lattergasemissionerne på danske renseanlæg.

På basis af resultaterne i nærværende projektet anbefales:

- installere målere og gennemføre målekampanjer over længere perioder
- udnytte rensekapacitet så meget som muligt i rum og tid
- udvide eksisterende avanceret online styring med hensyntagen til lattergasemissioner
- igangsætte yderligere studier af sammenhæng mellem belastning, slammængder og lattergasemissioner.

I forbindelse med den nationale aktionsplan for reduktion af drivhusgasemissioner til atmosfæren, anbefales det at teste og implementere fuldskalaløsninger til reduktion af lattergasemissioner på relevante danske renseanlæg.

De i projektet og i den akademiske litteratur identificerede procesparametre giver et godt udgangspunkt for udvikling af specifikke avanceret online styringer og ændring af driftsparametre med det formål at reducere lattergasemissionerne.

# 12. Perspektivering

## 12.1 Danmarks mål om 70% reduktion af CO<sub>2</sub> udledning i 2030

Den danske regering har vedtaget et ambitiøst mål og at Danmark vil reducere udledninger af drivhusgasser med 70% i 2030 i forhold til 1990. I den forbindelse offentliggjorde regeringen og andre partier den 16. juni 2020 en aftale om "Klimaplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi" (Regeringen, 2020). I aftalen beskrives tiltag der tilsigter at gøre vandsektoren klimaneutral. Med hensyn til lattergas deklarerer aftalen, at grænseværdier for lattergasemissioner skal indføres på renseanlæg med en kapacitet svarende til 30.000 PE eller derover. Aftalen igangsætter beslutningsprocesser til indførelse af konkrete krav om reduktion af lattergasemissioner i den danske vandsektor.

Der er i dag omkring 56 renseanlæg i Danmark med en kapacitet på mere end 30.000 PE (Miljø- og Fødevareministeriet, 2019). Heraf vurderes at de færreste i dag har implementeret foranstaltninger til reduktion af lattergasemissionen, hvorfor potentialet bestemt er til stede. Derfor kan viden og erfaringer fra nærværende projekt umiddelbart nyttiggøres i den nærmeste fremtid, og der kan den danske vandsektor bidrage til at nå målet for reduktion af drivhusgasser.

Den største reduktion af lattergasemissioner forventes at kunne opnås igennem reduktion af lattergasemissioner på de største renseanlæg. Derfor vurderes det, at der bør være fokus på netop disse renseanlæg ift. implementering af tiltag til reduktion af lattergasemissioner fra den danske spildevandsektor.

## 12.2 Energieneutralitet vs. klimaaftryk

I løbet af de seneste 5-10 år har der, særligt blandt de store forsyninger i Danmark, været fokus på at opnå energineutralitet, eller endda energipositiv drift på renseanlæggene. Dette i form af sænket energiforbrug, f.eks. gennem reduktion af energi til beluftning, implementering af højbelastede biologiske renseprocesser og drift med lavere slamalder, og øget energiproduktion, f.eks. ved udtag af mere COD til biogas. En række af disse tiltag kan have en negativ indvirkning på lattergasemissionen.

Ovenstående tendens, og det faktum at CO<sub>2</sub> aftrykket fra det danske el-mix bliver lavere og lavere, betyder at det relative bidrag fra lattergas på CO<sub>2</sub> regnskabet bliver større og større. Den stærke drivhusgaseffekt af lattergas og det lille CO<sub>2</sub> aftryk fra el-forbrug vil derfor betyde, at det højst sandsynligt vil kunne svare sig at slække på energibesparelsen og/eller energiproduktionen for at reducere lattergasemissionen, hvis det overordnede mål er at sænke det samlede CO<sub>2</sub> aftryk frem for at opnå energineutralitet.

## 12.3 Andre udviklingsprojekter

Observationer og konklusioner i nærværende rapport bygger videre på og udføres parallelt med en række udrednings- og udviklingsprojekter i Danmark såvel som i en række andre europæiske lande.

Innovationsfonden støttede LaGas-projektet, der forløb fra 2013-2017 og som havde til formål at afdække, diagnosticere og, om muligt, reducere lattergasemissioner fra renseanlæg fra bakterieniveau til reaktorniveau og helt op til fuldskala renseanlægsniveau. Overordnede konklusioner viste emissionsfaktorer på mellem 0,1 og 5,2 % N<sub>2</sub>O-N/T-N<sub>fjernet</sub> (LaGas, 2017), og specifikt målinger på Danmarks største renseanlæg Lynetten viste emissioner på 0,4 % til 1,1 % N<sub>2</sub>O-N/T-N<sub>indløb</sub> baseret på sporgasmetoden (Delre *et al.*, 2017), samt en emissionsfaktor på

0,8 %  $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{indløb}}$  baseret på et års målinger i procestankene (Ekström *et al.*, 2017). Målinger på et andet stort renseanlæg, Avedøre, viste emissioner på mellem 0,15 % og 4,3 % med et gennemsnit på 1,2 %  $\text{N}_2\text{O-N/T-N}_{\text{indløb}}$  (Yoshida *et al.*, 2014). Disse resultater stemmer godt overens med niveauet for emissionsfaktorer fundet i nærværende rapport, samt at der findes variationer fra renseanlæg til renseanlæg.

I tillæg blev der i projektet udviklet to styringsstrategier til reduktion af lattergas baseret på regulering af beluftningen i de biologiske tanke, hvoraf den ene blev testet på et fuldskala renseanlæg, og viste muligt reduktionspotentiale i omegnen af 50 % (Ekström *et al.*, 2017).

Sideløbende med nærværende projekt gennemføres MUDP Fyrtårnsprojektet VARGA (Vand Ressource Genvindings Anlægget), som har til formål at demonstrere mulighederne for ressourcegenvinding og cirkulær økonomi i form af energiproduktion og udnyttelse af næringsstofferne i affald og spildevand. Projektet har en arbejdsplan dedikeret til minimering af lattergas, hvor driftsforhold og en række styringsstrategier undersøges nærmere på BIOFOSs renseanlæg i Avedøre. Dataopsamling over de sidste to år viser betydelig lattergasemission og stor sæsonvariation med en klar øgning i emissionen hen over foråret. Resultaterne fra forsøg med optimering af styringsstrategi og andre driftsoptimeringer foreligger ikke endnu, men der er klare indikationer på succesfulde forsøg med regulering af beluftning, COD-dosering og forøgelse af slammængde i luftningstankene, hvoraf det sidste tiltag umiddelbart indikerer størst effekt. Samlet set viser resultaterne at der med optimering af driftsforhold og styringer kan opnås markante reduktioner af lattergasemission på Avedøre Renseanlæg. Afrapportering af VARGA-projektet og dermed en nærmere beskrivelse af de udførte forsøg og reduktionspotentialer for lattergasemissionen forventes offentliggjort i sommeren 2021.

Endelig kan henledes opmærksomhed på nylige og igangværende internationale studier i Holland (STOWA, 2019) og Sverige (Svensk Vatten, 2020), så viden fra disse studier ligeledes inddrages i opbygningen af supplerende viden om lattergasemissioner og -reduktion til gavn for vandbranchens miljøaftryk.

# 13. Referenceliste

- Adouani, N.**, Lendormi, T., Limousy, L., Sire, O., 2010. Effect of the carbon source on N<sub>2</sub>O emissions during biological denitrification. *Resources, Conservation and Recycling*, Volume 54, Issue 5, March 2010, Pages 299-302, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.07.011>.
- Baresel, C.** Andersson, S., Yang, J., Andersen, M.H., 2016. Comparison of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions calculations at a Swedish wastewater treatment plant based on water concentrations versus off-gas concentrations. *Advances in Climate Change Research*, Volume 7, Issue 3, September 2016, Pages 185-191, <https://doi.org/10.1016/j.accre.2016.09.001>.
- Blum, J-M** 2018, Microbial resource management for the mitigation of nitrous oxide emissions from the Partial Nitritation- Anammox process. Technical University of Denmark, Kgs. Lyngby, Denmark.
- Daelman**, Matthijs & M van Voorthuizen, Ellen & G J M van Dongen, L & Volcke, Eveline & van Loosdrecht, Mark. (2013). Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment - Results from a long-term study. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*. 67. 2350-5. 10.2166/wst.2013.109.
- 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.
- Delre, A.**, ten Hoeve M., Scheutz C., 2019. Site-specific carbon footprints of Scandinavian wastewater treatment plants, using the life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 211, 1001-1014.
- Domingo-Félez, C.**, B.F. Smets. 2019. Regulation of key N<sub>2</sub>O production mechanisms during biological water treatment. *Curr. Opin. Biotechnol.* 57: 119-126
- Ekström** Sara, Anna Katrine Vangsgaard, Romain Lemaire, Borja Valverde-Pérez, Lorenzo Benedetti, Marlene M. Jensen, Benedek G. Plósz, Dines Thornberg and Barth F. Smets. (2017) Simple control strategy for mitigating N<sub>2</sub>O emissions in phase isolated full-scale WWTPs. 12<sup>th</sup> IWA Specialized Conference on Instrumentation, Control and Automation, ICA 2017, Quebec, Canada
- Energinet 2020** <https://energinet.dk/Om-nyheder/Nyheder/2020/06/03/Dansk-elproduktion-slog-i-2019-ny-groen-rekord-laveste-CO2-udledning-nogensinde>
- Energistyrelsen 2020** Basisfremskrivning.2020 – Danmarks klima- og energifremskrivning. Energistyrelsen, Carsten Niebuhrs Gade 43, 1577 København V (Rev. 1 30/06/20) Telefon: 33 92 67 00, E-mail: ens@ens.dk, Internet: <http://www.ens.dk/basisfremskrivning>
- IPCC 2006**, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. Volume 5, Chapter 6, <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>
- IPCC 2019**, 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). Published: IPCC, Switzerland. Volume 5, Chapter 6, <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html>
- Kampschreur M. J.**, Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M., 2009. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research* Volume 43, Issue 17, September 2009, Pages 4093-4103, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.001>.
- Marques, R.**, Rodrigues-Caballero, A., Oehmen, A., Pijuan, M., 2016. Assessment of online monitoring strategies for measuring N<sub>2</sub>O emissions from full-scale wastewater treatment systems. *Water Research* 99 (2016) 171-179, <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.04.052>.
- Massara** Theoni Maria, Simos Malamis, Albert Guisasola, Juan Antonio Baeza, Constantinos Noutsopoulos, Evina Katsou 2017. A review on nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions during biological nutrient removal from municipal wastewater and sludge reject water. *Science of the Total Environment*, Volumes 596-597, p. 106-123, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.191>.
- Miljøstyrelsen, 2018** <https://ecoinnovation.dk/nyheder/2018/sep/omtale-af-lattergaspulje/>
- Miljøstyrelsen, 2019.** NOVANA – Punktkilder 2018. Thomas Frank-Gopolos, Lisbeth Nielsen, Bo Skovmark. ISBN: 978-87-7038-132-1.
- Myhre, G.**, D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestad, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura and H. Zhang, 2013: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor,

S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

**Nielsen, O.-K.**, Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Thomsen, M., Hjelgaard, K., Fauser, P., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Callesen, I., Caspersen, O.H., Scott-Bentsen, N., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Olsen, T. M. & Hansen, M.G. 2019. Denmark's National Inventory Report 2019. Emission Inventories 1990-2017 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 886 pp. Scientific Report No. 318  
<http://dce2.au.dk/pub/SR318.pdf>

**Ravishankara, A. R.**, John S. Daniel, Robert W. Portmann 2009. Nitrous Oxide (N<sub>2</sub>O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21<sup>st</sup> Century. *Science*, Vol. 326, Issue 5949, pp. 123-125, DOI: 10.1126/science.1176985.

**Regeringen**. Klimaplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi. 16. juni 2020 Aftale mellem (Socialdemokratiet) og Venstre, Radikale Venstre, Socialistisk Folkeparti, Enhedslisten, Det Konservative Folkeparti, Liberal Alliance og Alternativet.

**STOWA 2019**. Publicatienummer 2019-05. Risico-inschatting emissive lachgas vanuit nederlandse rioolwaterzuivering. Resultaten meetonderzoek voor verificatie eenvoudige risico-inschatting. ISBN 978.90.5773.842.5.

**Svensk Vatten 2020**. Rapprt Nr. 2020-10. Innovativ Teknik för mätning av växthusgaser från avloppsreningsverk. Svensk Vatten AB.

**Thirsing, C.** 2019: CO<sub>2</sub>- og energiregnskab 2018 for BIOFOS. BIOFOS, Refshalevej 250, 1432 København K, [post@biofos.dk](mailto:post@biofos.dk)

**Yoshida, H.**, Mønster, J., Scheutz, C. 2014. Plant integrated measurement of methane and nitrous gas from a municipal wastewater treatment plant. *Water Research*, 61, 108-118.



# Bilag 1. Unisenses kompendium om beregning af lattergasemissioner



## N<sub>2</sub>O Mass Transfer Coefficient Calculation from Aeration Field Size and Air Flow

In the aerated reactor the size of the total aeration field (m<sup>2</sup>) and the total air flow  $Q_A$  (NOTE the unit! m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>) 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:

$$v_g \approx \frac{Q_A}{\text{Aeration field size}} \quad (1.1)$$

From the superficial gas velocity of the aerated reactor the N<sub>2</sub>O mass transfer coefficient  $k_L a_{N_2O}$  can be calculated using the empirical formula 3.2 based on laboratory experiments at 20°C in mixed WWTP liquor<sup>1</sup>:

$$k_L a_{N_2O \ 20^\circ C} = \left\{ \frac{D_R}{D_L} \right\}^{-0.49} \times 34500 \times (v_g)^{0.86} \quad (1.2)$$

$$k_L a_{N_2O \ 20^\circ C} = \left\{ \frac{D_R}{0.815 \text{ m}} \right\}^{-0.49} \times 34500 \times (v_g)^{0.86} \quad (1.3)$$

$v_g$ : Superficial gas velocity of the reactor (m<sup>3</sup>m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup>)       $D_L$ : Depth of the laboratory reactor (0.815 m)  
 $D_R$ : Depth over the diffuser of the reactor (m)       $k_L a_{N_2O}$ : N<sub>2</sub>O mass transfer coefficient (d<sup>-1</sup>)

Finally the  $k_L a_{N_2O}$  calculated above is temperature corrected to the process temperature  $T_{\text{Process}}$ :

$$k_L a_{N_2O \ T_{\text{Process}}} = k_L a_{N_2O \ 20^\circ C} \times (1.024)^{(T_{\text{Process}} - 20^\circ C)} \quad (1.4)$$

## N<sub>2</sub>O Emission Formula

The dissolved N<sub>2</sub>O concentration and mixed liquor temperature are measured with the N<sub>2</sub>O Wastewater System and values used to calculate the temperature compensated N<sub>2</sub>O concentration in the aerated reactor (g-N/m<sup>3</sup>). From the input of the air flow  $Q_A$  in the aerated reactor the temperature compensated N<sub>2</sub>O mass transfer coefficient  $k_L a_{N_2O}$  is calculated using equations 1.1- 1.4.

With the values  $k_L a_{N_2O}$  and  $Q_A$  known the N<sub>2</sub>O emission rate per reactor volume can be calculated using the formula below<sup>2</sup>:

$$\text{Aerated zones:} \quad r_{N_2O, T_{\text{Process}}} = H_{N_2O, T_{\text{Process}}} \times S_{N_2O} \left[ 1 - e^{-\frac{k_L a_{N_2O} V_R}{H_{N_2O} Q_A}} \right] \times \frac{Q_A}{V_R} \quad (2)$$

$$\text{Non - aerated zones:} \quad r_{N_2O, T_{\text{Process}}} = k_L a_{N_2O \ T_{\text{Process}}}^{\text{Non-aerated}} \times \left[ S_{N_2O} - \frac{C_{N_2O, \text{air}}}{H_{N_2O, T_{\text{Process}}}} \right] \quad (3)$$

$r_{N_2O, T_{\text{Process}}}$ : N<sub>2</sub>O emission rate (g-N N<sub>2</sub>O m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>)       $V_R$ : Volume of aerated part of reactor (m<sup>3</sup>)  
 $H_{N_2O, T_{\text{Process}}}$ : Henrys constant (dimensionless)       $k_L a_{N_2O}$ : N<sub>2</sub>O mass transfer coefficient (d<sup>-1</sup>)  
 $S_{N_2O}$ : N<sub>2</sub>O concentration (g-N N<sub>2</sub>O m<sup>-3</sup>)       $C_{N_2O, \text{air}}$ : N<sub>2</sub>O concentration in air equilibrium (g-N/m<sup>3</sup>)  
 $Q_A$ : Total air flow through reactor per day (m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>)

The dimensionless Henrys constant  $H_{N_2O, T_{Process}}$  is like the  $N_2O$  Wastewater sensor signal dependent on the process temperature and the temperature correction is calculated using equations 4.1- 4.2.

$$H_{N_2O, T_{Process}} = \frac{1}{k_H \cdot R \cdot (T_{Process} + 273.15) \cdot 10^3 \frac{L}{m^3}} \quad (4.1)$$

$$k_H = k_H^{\theta} \times e^{\left( \frac{-\Delta \text{solnH}}{R} \left( \frac{1}{T_{Process} + 273.15} - \frac{1}{T^{\theta} + 273.15} \right) \right)} \quad (4.2)$$

$k_H^{\theta}$ : Henrys constant at the std. temp. ( $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{bar}^{-1}$ )  $T_{Process}$ : Mixed liquor temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )

$T^{\theta}$ : Standard temperature =  $25^{\circ}\text{C}$

$-\Delta \text{solnH}/R$ : The enthalpy of the solution (K)

From literature the  $N_2O$  mean values for  $k_H^{\theta}$ ,  $-\Delta \text{solnH}/R$  and supporting constant numbers are given in the below table:

| $k_H^{\theta}$ ( $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{bar}^{-1}$ ) | $\frac{-\Delta \text{solnH}}{R}$ (K) | $C_{N_2O, air}$ ( $\text{g} \cdot \text{N}/\text{m}^3$ ) | $R$ ( $\text{m}^3 \cdot \text{bar} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ ) | $k_L \alpha_{N_2O, T_{Process}}^{Non-aerated}$ ( $d^{-1}$ ) |
|---------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------|----------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|
| 0.0247                                                                    | 2675                                 | 0.0003                                                   | $8.314 \times 10^{-5}$                                                          | 2 – 4                                                       |

<sup>1</sup> 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.

<sup>2</sup> Schulthess, R. & Gujer W. (1996) Release of nitrous oxide ( $N_2O$ ) from denitrifying activated sludge: Verification and application of a mathematical model, Water Res. 30, 521-530.

## Estimation of mass transfer coefficient and emission of N<sub>2</sub>O from surface aerator systems

Similar to the estimation of the oxygen mass transfer coefficient  $k_L a_{O_2}$ , the nitrous oxide mass transfer coefficient  $k_L a_{N_2O}$  can be estimated. Several different ways are possible to calculate the  $k_L a_{O_2}$  and if measurement methods were available for N<sub>2</sub>O the formulas would be the same as for oxygen in high shear systems, like surface aeration and jet aerators. However, N<sub>2</sub>O is very soluble in water and it is therefore impossible to measure the  $k_L a_{N_2O}$  value directly in full scale wastewater treatment plants.

**Oxygen Transfer:**

$$OTR = \frac{dC_{O_2}}{dt} = K_L a_{O_2} \times (C_{O_2}^{sat} - C_{O_2}^i)$$

**Nitrous Oxide Transfer:**

$$NTR = \frac{dC_{N_2O}}{dt} = K_L a_{N_2O} \times (C_{N_2O}^{sat} - C_{N_2O}^i)$$

Above formulas are the volumetric transfer rates (g/m<sup>3</sup>/h). By multiplying with the tank volume, the total process emission rate is derived.

However, the mass transfer coefficient for N<sub>2</sub>O ( $k_L a_{N_2O}$ ) can be estimated from an empirical correlation to the mass transfer coefficient for oxygen ( $k_L a_{O_2}$ ). With  $k_L a_{O_2}$  known for the aerated reactor, the N<sub>2</sub>O mass transfer coefficient  $k_L a_{N_2O}$  at 20°C can be calculated:

$$k_L a_{N_2O\ 20^\circ C} = k_L a_{O_2\ 20^\circ C} \times \sqrt{\frac{D_{N_2O}}{D_{O_2}}} = k_L a_{O_2\ 20^\circ C} \times \sqrt{\frac{1.77 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}}{2.12 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}}} \quad (0.1)$$

$$k_L a_{N_2O\ T_{process}} = k_L a_{O_2\ T_{process}} \times \sqrt{\frac{D_{N_2O}}{D_{O_2}}} \quad (0.2)^1$$

Formula 0.1 above is only valid for high shear systems far away from equilibrium, e.g. bottom aerated tanks are governed by Henrys law type of calculations.

<sup>1</sup> The term  $\sqrt{\frac{D_{N_2O}}{D_{O_2}}}$  with the diffusion coefficients  $D_{O_2}$  and  $D_{N_2O}$  is temperature depended. However, both coefficients  $D_{O_2}$  and  $D_{N_2O}$  have the same temperature dependency and thus the fraction  $\frac{D_{N_2O}}{D_{O_2}}$  remains constant. See more in the gas tables found here: <http://www.unisense.com/files/PDF/Diverse/Seawater%20&%20Gases%20table.pdf>.

Finally, the  $k_L a_{N_2O}$  at 20°C calculated above is temperature corrected to the process temperature

$T_{Process}$ :

$$k_L a_{N_2O T_{Process}} = k_L a_{N_2O 20^\circ C} \times (1.024)^{(T_{Process} - 20^\circ C)} \quad (0.3)$$

With the  $k_L a_{N_2O}$  at the process temperature known, the  $N_2O$  emission rate for the aerated zone(s) can finally be calculated:

$$NTR_{Aerated} (kg_{N_2O}/h \text{ or } g_{N_2O}/h) = k_L a_{N_2O T_{Process}} \times C_{N_2O}^{process} \times V_{Aerated Tank} \quad (0.4)$$

For the non-aerated zones, the  $N_2O$  emission rate is much smaller and can be calculated

$$NTR_{Non-Aerate} (kg_{N_2O}/h \text{ or } g_{N_2O}/h) = k_L a_{N_2O T_{Process}}^{Non-aerate} \times C_{N_2O}^{process} \times V_{Non-aerated Tank} \quad (0.5)$$

$k_L a_{N_2O T_{Process}}^{Non-aerate}$  is usually set fixed to  $2 - 4 \text{ d}^{-1}$ .

## Methods

The determination of  $k_L a_{O_2}$  constitutes a specific problem in surface aerated treatment systems, as the mass transfer coefficient may be very high locally and can vary with the immersion of the aerators and number of aerators in operation. Below 3 different ways to extract the overall  $k_L a_{O_2}$  and  $k_L a_{N_2O}$ .

### 1. Calculations of based on power consumption

A shortcut to get a fairly precise real-time estimation of the  $k_L a_{O_2}$  is to log the power consumption of the aerators and based on known values for standard aeration efficiency (SAE,  $kgO_2/kWh$ ) the  $k_L a_{O_2}$  can be estimated.

As an example, the widely used oxidation ditch systems fitted with surface aeration rotors can be used:

$$SAE = \frac{SOTR}{P} \quad (1.1)$$

$$OTR = k_L a_{O_2} \times (C_{O_2}^{Sat} - C_{O_2}^{Process}) \times V \quad (1.2)$$

$$OTR = \alpha \times \beta \times SOTR \quad (1.3)$$



Where:

|                     |                                                                                 |
|---------------------|---------------------------------------------------------------------------------|
| SAE                 | = Standard Aeration Efficiency (kgO <sub>2</sub> /kWh)                          |
| SOTR                | = Standard Oxygen Transfer Rate (kgO <sub>2</sub> /h)                           |
| P                   | = Power Consumption (kWh)                                                       |
| $C_{O_2}^{Sat}$     | = Oxygen Saturation Concentration (kgO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> )           |
| $C_{O_2}^{Process}$ | = Oxygen Process Concentration (kgO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> )              |
| $k_L a_{O_2}$       | = Mass Transfer Coefficient (h <sup>-1</sup> ).                                 |
| $\alpha$            | = Correction from clean water to process conditions (-).                        |
| $\beta$             | = Change in saturation concentration from clean water to process conditions (-) |
| V                   | = Volume of process tank (m <sup>3</sup> )                                      |
| F                   | = Fouling factor, usually 1 for surface aerator rotors (-).                     |

Actual  $k_L a_{O_2 T_{Process}}$  values under process conditions can be determined from combining the above equations:

$$SOTR = SAE \times P \quad (1.4)$$

$$AOTR = \alpha \times F \times SOTR \times \frac{(\beta \times C_{O_2}^{Sat T_{Process}} - C_{O_2}^{Process})}{C_{O_2}^{Sat 20^\circ C}} \times 1.024^{(T_{Process} - 20^\circ C)} \quad (1.5)$$

$$k_L a_{O_2 T_{Process}} = \frac{AOTR}{(C_{O_2}^{Sat} - C_{O_2}^{Process}) \times V} \quad (1.6)$$

Once the  $k_L a_{O_2 T_{Process}}$  is known the  $k_L a_{N_2 O T_{Process}}$  can be calculated using formula 0.2. Finally, the N<sub>2</sub>O emission rate using (0.4). Note that formula (1.5) and (1.6) results in a process temperature corrected  $k_L a_{O_2}$  and  $k_L a_{N_2 O}$  can be derived directly using formula (0.2).

As an example:

SAE = 1.8 kgO<sub>2</sub>/kWh & Power = 66 kWh.  
 $\alpha$  = 0.9 - generally accepted value for surface aeration rotors.  
 $\beta$  = 0.95  
 $F$  = 1  
 $C_{O_2}^{Sat T_{Process}}$  at 20°C = 0.00903 kg/m<sup>3</sup>  
 $C_{O_2}^{Sat T_{Process}}$  at e.g. 22°C = 0.00883 kg/m<sup>3</sup>  
 $C_{O_2}^{Process}$  = 0 mg/L  
 $C_{N_2 O}^{process}$  = 0.1 mgN/L  
 $V$  = 4000 m<sup>3</sup>

$$SOTR = 118.8 \text{ kgO}_2/\text{h} \quad (\text{Formula 1.4})$$

$$AOTR = 104.12 \text{ kgO}_2/\text{h} \quad (\text{Formula 1.5})$$

$$k_L a_{O_2 T_{Process}} = 2.9479 \text{ h}^{-1} \text{ or } 70.75 \text{ d}^{-1} \quad (\text{Formula 1.6})$$

$$k_L a_{N_2 O T_{Process}} = 2.6938 \text{ h}^{-1} \text{ or } 64.65 \text{ d}^{-1} \quad (\text{Formula 0.2})$$

$$NTR = 1077.5 \text{ g}_{N_2 O}/\text{h} \text{ or } 25.86 \text{ kg}_{N_2 O}/\text{d} \quad (\text{Formula 0.4})$$

The SAE can be estimated from re-aeration tests combined with power measurements. As example, the reaeration test made at the Silkeborg Utility, Denmark. In the below plot (Figure 1), the oxygen transfer and power usage has been measured as a function of the rotor immersion.

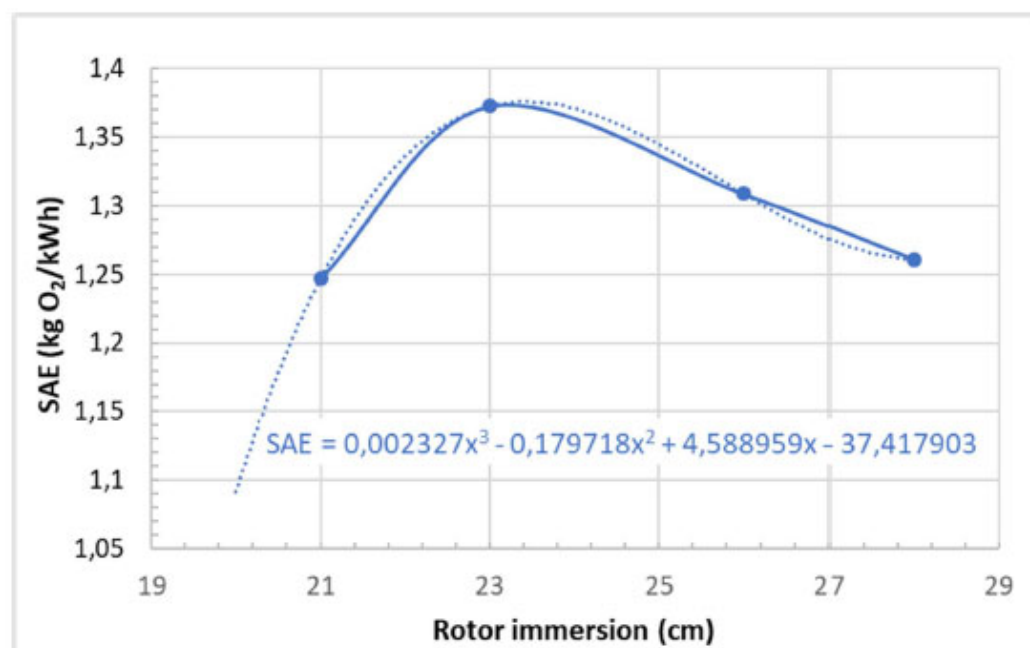


Figure 1. The SAE measured as a function of the rotor immersion depth at a standard surface aerated wastewater plant. Raw data from a DHI report from 2013.

In the second plot (Figure 2), the oxygen transfer and power usage has been measured as a function of the rotor immersion. The SAE measured as a function of the frequency setpoint for variable frequency drive (VFD) for the rotor.

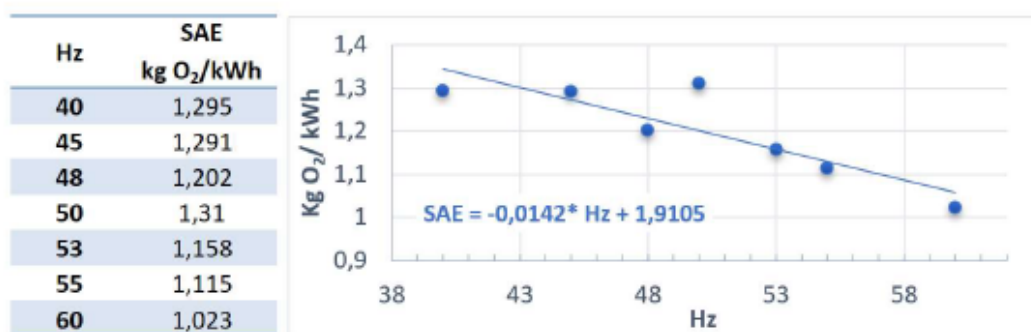


Figure 2 The SAE measured as a function of the frequency setpoint for variable frequency drive (VFD) for the rotor at a standard surface aerated wastewater plant, data redrawn from a DHI report 2013.

The fitted functions can be used in the SCADA system to yield the SAE value at any given depth or frequency.

## 2. Calculations based directly on $k_L a_{N_2O}$ estimation

The  $k_L a_{N_2O}$  estimation can also be based on results from generalised measurements made on running plants with surface aeration and fitting these to empirical formulas.  $k_L a_{N_2O}$  can be estimated using off gas equipment as a function of distance of the surface aeration solving the N<sub>2</sub>O mass balanced after long term.

$$k_L a_{N_2O} (Dist) = -13.78953 * \exp(-0.97922 * Dist) + 1.61665 * \exp(-0.05779 * Dist) \quad (2.1)$$

The  $k_L a_{N_2O}$  values are then integrated over the entire system including number of surface aeration rotors and the length of the entire system (centred line).

Above empirical formula is fitted to data from a DTU presentation at the 12<sup>th</sup> Annual DWF water conference 2018. The empirical formula for the  $k_L a_{N_2O}$  values and the methodology is currently undergoing a revision and overestimates the empirical formula  $k_L a_{N_2O}$  (personal communication).

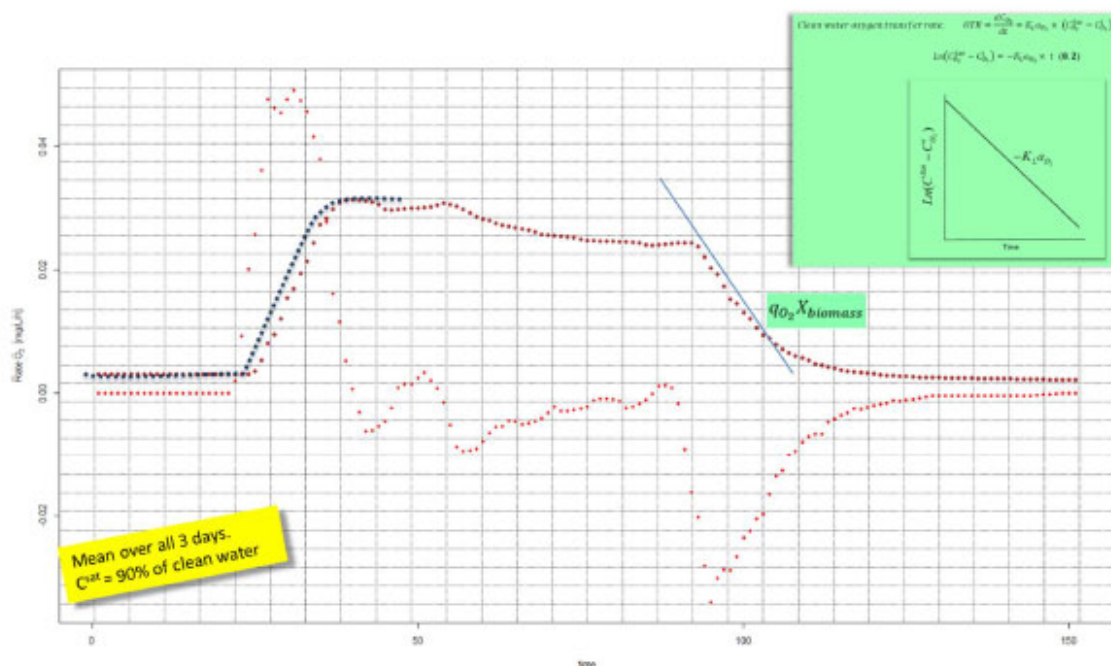
## 3. Calculations based on online $k_L a_{O_2}$ estimation

In-process calculation are possible using several methodologies depending on the trends and quality of the oxygen data measured and logged in the SCADA systems on the wastewater treatment plant.

In a first case the  $k_L a_{O_2}$  can be estimated for the whole aerated tank by calculating the oxygen transfer rate (OTR) using the aeration data during the early start of the rotors and analyzing the oxygen data. By fitting the oxygen data to the formula (2.2, see figure), the  $k_L a_{O_2}$  can be found.

$$OTR (kg_{O_2}/m^3/h) = k_L a_{O_2} \tau_{Process} \times (C_{O_2}^{Sat \tau_{Process}} - C_{O_2}^{process}) \quad (3.1)$$

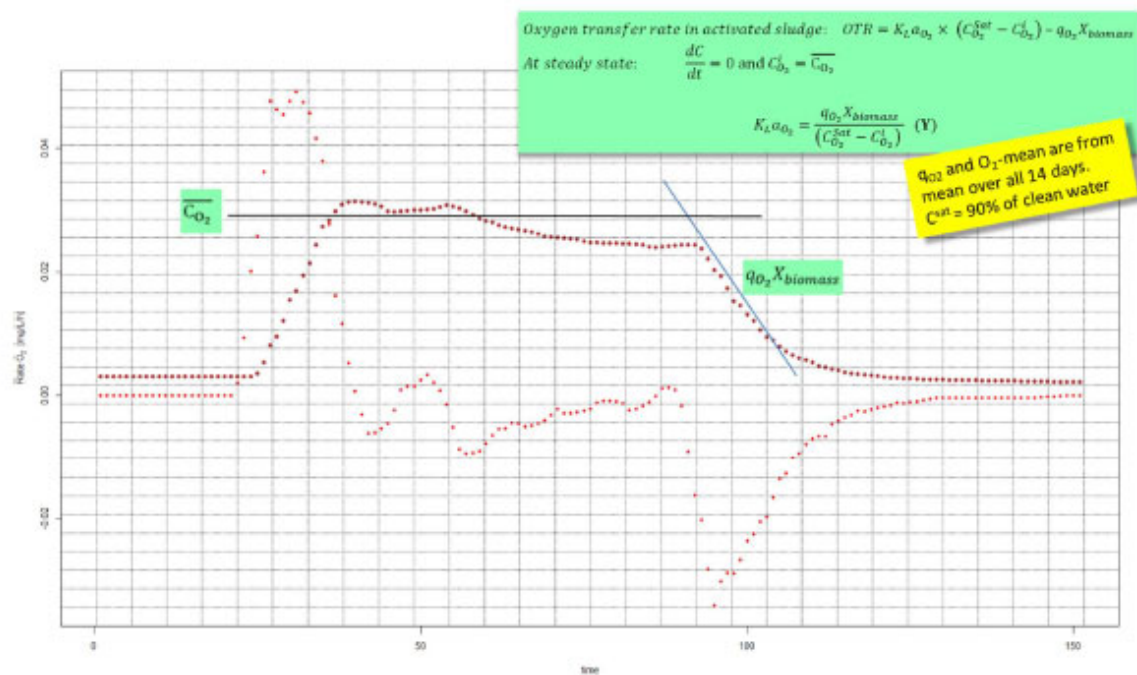
$$k_L a_{O_2} \tau_{Process} = -\ln (C_{O_2}^{Sat \tau_{Process}} - C_{O_2}^{time \tau_{process}}) \quad (3.2)$$



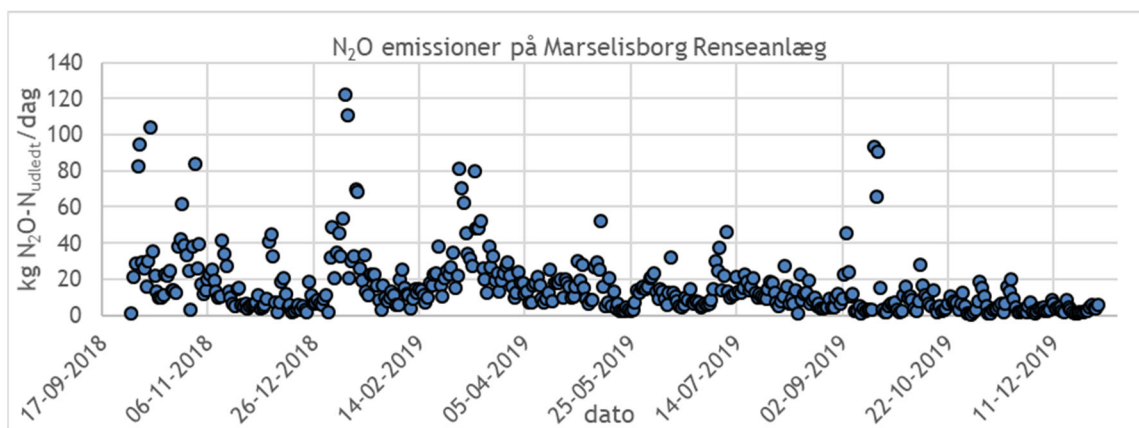
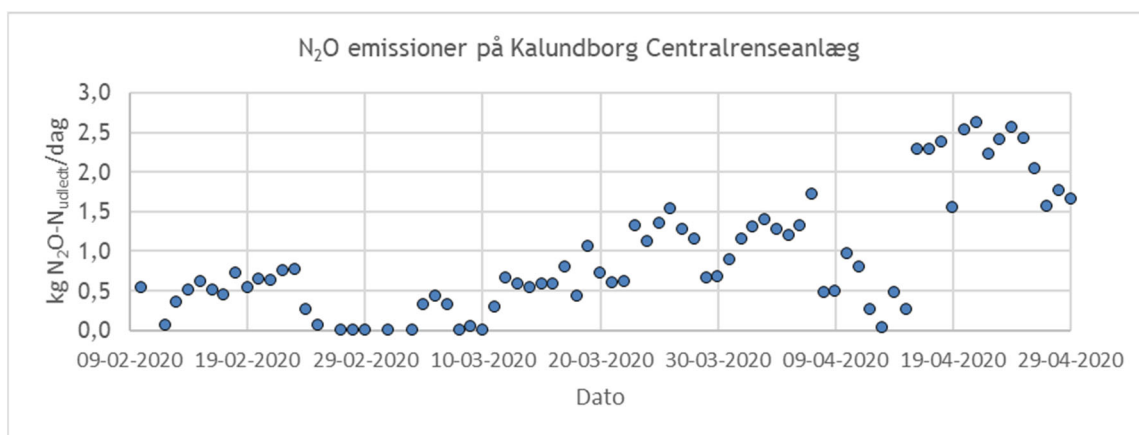
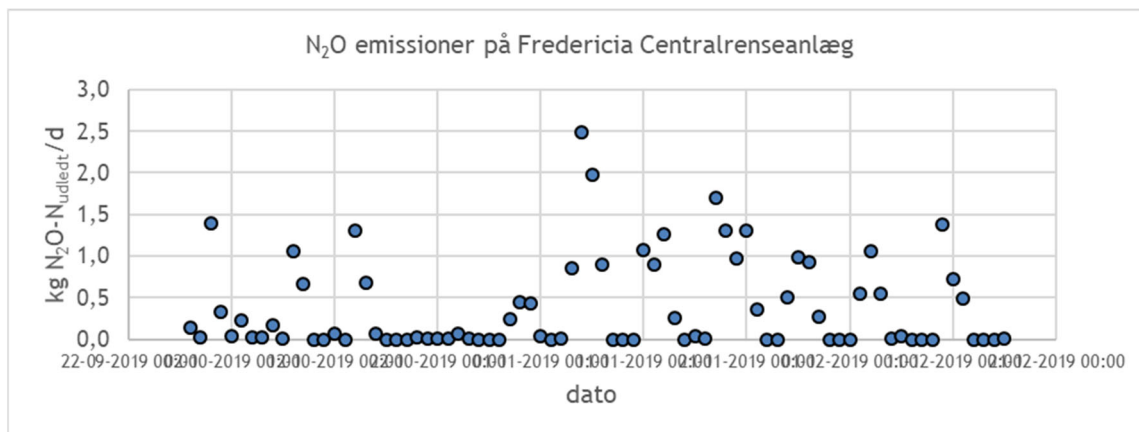
In the second case the  $k_L a_{O_2}$  can be estimated IF the oxygen level reaches a steady level for several minutes during the aeration phase. The  $k_L a_{O_2}$  is calculated for the whole aerated tank (or for a known aerated section) by calculating the oxygen transfer rate (OTR, g/m<sup>3</sup>/h). The calculation is based on using the steady oxygen reading ( $\bar{C}_{O_2}^{Process}$ ) and the known respiration rate yielding the  $k_L a_{O_2}$  value. The respiration rate,  $q_{O_2} \times X_{Biomass}$ , is linear slope of the oxygen decrease found during the phase immediately after the surface aeration rotors are turned off.

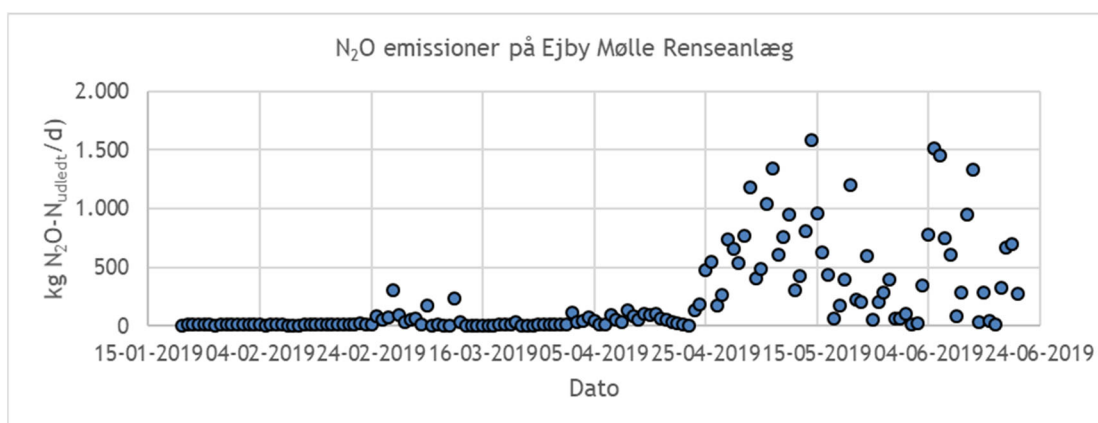
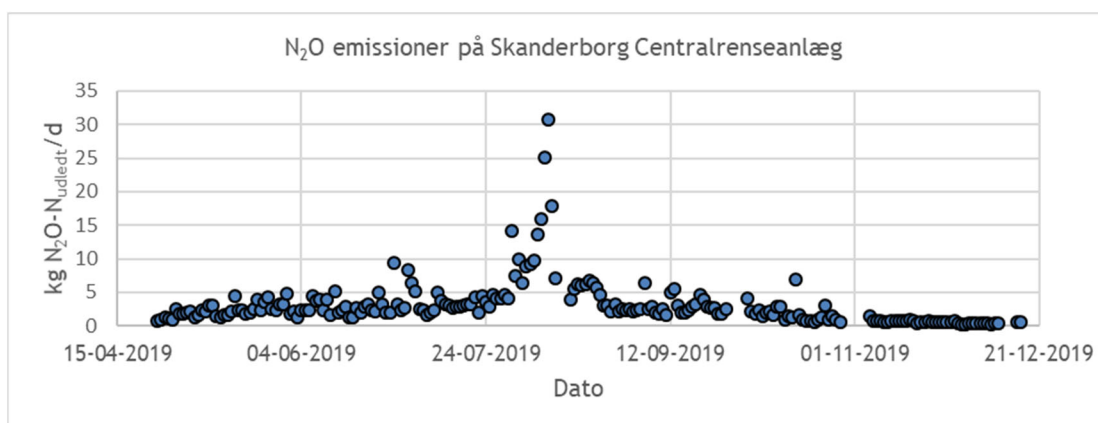
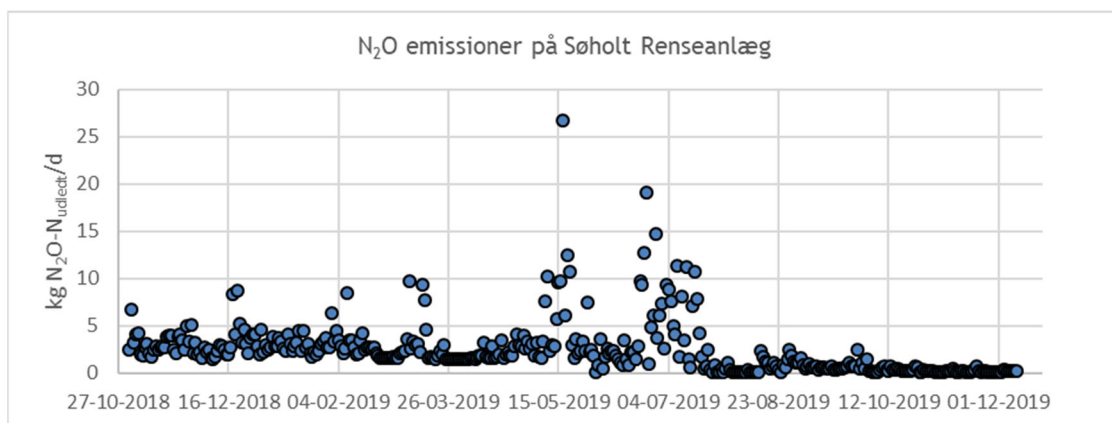
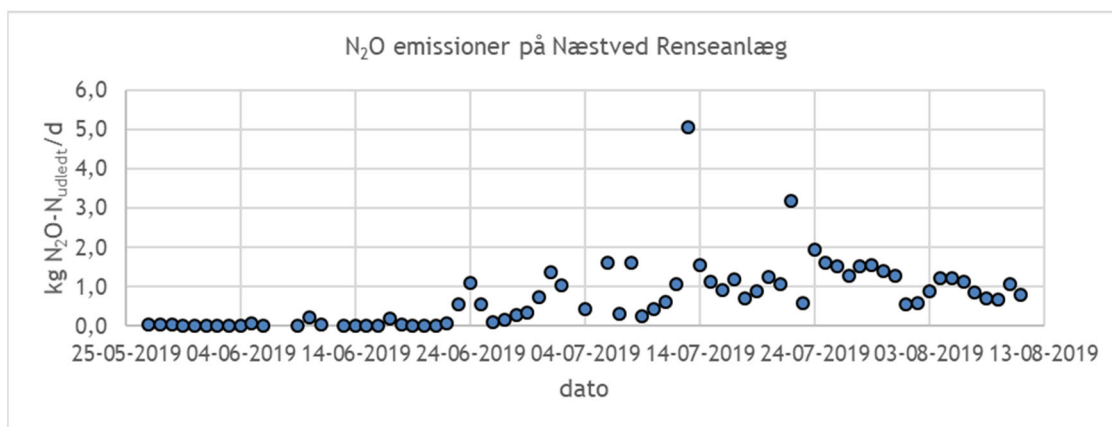
$$k_L a_{O_2} \tau_{Process} = \frac{q_{O_2} \times X_{Biomass}}{C_{O_2}^{Sat \tau_{Process}} - \bar{C}_{O_2}^{Process}} \quad (3.3)$$

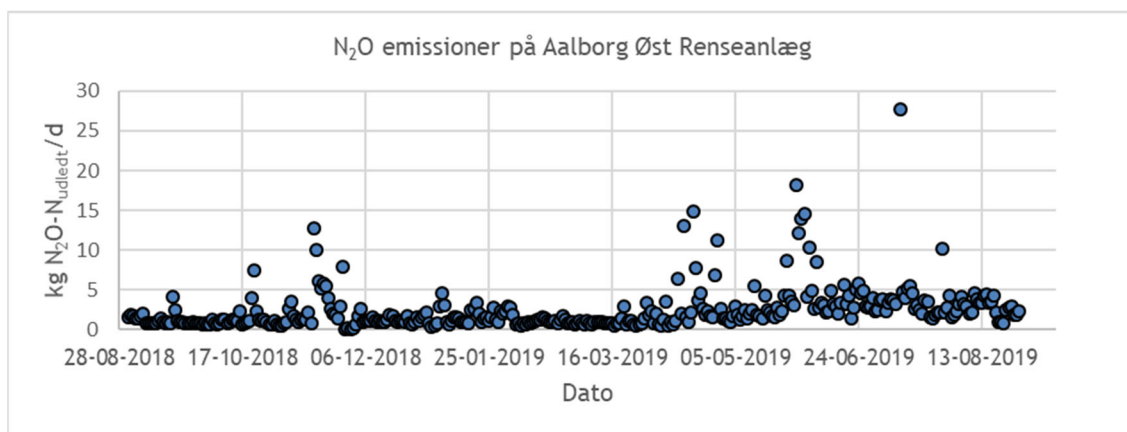




## Bilag 2. Lattergasemissioner på renseanlæg







## **MUDP Lattergaspulje – Dataopsamling på måling og reduktion af lattergas-emissioner fra renseanlæg**

Med henblik på bedre at kunne kvantificere samt reducere lattergasemissionerne fra renseanlæg blev der i 2018 etableret en lattergaspulje under det Miljøteknologiske Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP). Lattergaspuljen er finansieret som en del af den såkaldte grønne klimapulje, som blev politisk vedtaget i forlængelse af aftalen om afskaffelse af PSO afgiften fra november 2016.

Der foreligger nu en rapport, der opsummerer resultater fra lattergaspuljen. Ni danske renseanlæg har bidraget med data for lattergasemission og supplerende information bl.a. om driftsforhold på renseanlæggene, hvilket har dannet grundlag for Enviro-Dans arbejde med analyse, vurdering og forslag til reduktion af lattergasemissioner.

Rapporten præsenterer bl.a. beregnede vægtede emissionsfaktorer for renseanlæggenes lattergasemissioner, som kan danne grundlag for en eventuel revision af den nationale emissionsfaktor. Rapporten giver samtidig en række anbefalinger til, hvordan der sikres et tilstrækkeligt grundlag for måling og styring af lattergas på renseanlæg med henblik på at opnå målsætningerne for vandsektorens klimaaftryk.

Rapporten er skrevet til modtagere med et godt kendskab til kvælstoffjernende processer på renseanlæg, CO<sub>2</sub> regnskaber og miljøeffekter af udledning af drivhusgasser.



Miljøstyrelsen  
Tolderlundsvej 5  
5000 Odense C

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)