
Ny teknik för mätning av lustgasutsläpp vid avloppsreningsverk

Vid behandling av kallt avloppsvatten och vid avsaknad av kväverening

Christian Baresel
Niclas Bornold
Ted Lundwall
Anders Björk
Sina Borzooei
Malin Tuveßon
Linda Kanders

Svenskt Vatten

UTVECKLING

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

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

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Ny teknik för mätning av lustgasutsläpp vid avloppsreningsverk. Vid behandling av kallt avloppsvatten och vid avsaknad av kväverening
TITLE OF THE REPORT	New technology and knowledge in measuring nitrous oxide emissions at sewage treatment plants. When treating cold wastewater and in the absence of nitrogen removal
FÖRFATTARE	Christian Baresel, Niclas Bornold, Ted Lundwall, Anders Björk och Sina Borzooei, IVL, Malin Tu vesson, MSVA, Linda Kanders, IVL
RAPPORTNUMMER	2024-6
ANTAL SIDOR	57
SAMMANDRAG	Lustgasutsläpp från kväverening har sedan länge identifierats som den viktigaste källan till avloppsreningsverkens klimatpåverkan. Ändå görs relativt få mätningar av lustgas vid svenska avloppsreningsverk. Det finns inga krav på mätningar och inte heller några enkla mätmetoder. Rapporten fokuserar på två nya robusta och relativt billiga mättekniker som i framtiden kan ge enklare och kontinuerlig mätning av lustgasemissioner. Den redovisar också lustgasmätningar som gjorts i en pilot- och en fullskaleanläggning för att kvantifiera lustgasutsläpp från biologiska reningsprocesser i kallt klimat med och utan kväverening.
SUMMARY	Nitrous oxide emissions from nitrogen removal have long been identified as the main source of wastewater treatment plants' climate impact. Yet relatively few measurements of nitrous oxide are carried out at Swedish wastewater treatment plants. There are no requirements for measurements, nor are there any simple measurement methods. The report focuses on two new robust and relatively inexpensive measurement techniques that in the future could provide simpler and continuous measurement of nitrous oxide emissions. It also presents nitrous oxide measurements made in a pilot and a full-scale facility to quantify nitrous oxide emissions from biological treatment processes in cold climates with and without nitrogen removal.
SÖKORD	Klimatpåverkan, lustgas, växthusgasemissioner, kallt klimat, mätningar, kväverening
KEYWORDS	Climate impact, nitrous oxide, greenhouse gas emissions, cold climates, measurements, nitrogen removal
MÅLGRUPPER	VA-organisationernas processingenjörer och utvecklingsingenjörer samt instrumenttekniker
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2024
UTGIVARE	@Svenskt Vatten AB
REFERENS	Baresel C., Bornold N., Lundwall T., Björk A., Borzooei S., Tu vesson M. och Kanders L. (2024). Ny teknik för mätning av lustgasutsläpp vid avloppsreningsverk. Vid behandling av kallt avloppsvatten och vid avsaknad av kväverening. SVU-rapport 2024-6. Stockholm: Svenskt Vatten.
RAPPORTNUMMER IVL	B2482 (ISBN 978-91-7883-575-1)

Om projektet

PROJEKTNUMMER	22-112
PROJEKTETS NAMN	Ny teknik och kunskap inom mätning av växthusgasemissioner vid avloppsreningsverk
PROJEKTETS FINANSIERING	Stiftelsen IVL (SIVL), Svenskt Vatten Utveckling, Sundsvalls kommun

Förord

Klimatförändringarna påverkar samtliga samhällssektorer och så även avloppsreningsverk. Det är avgörande att svenska avloppsreningsverk kan följa upp och vid behov vidta åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser. Lustgasemissioner från kvävereningen har sedan länge identifierats som den viktigaste källan till anläggningarnas direkta klimatpåverkan.

Föreliggande rapport lägger fokus på nya mättekniker som i framtiden kan ge enklare och kontinuerlig mätning av lustgasemissioner vid svenska avloppsreningsverk. Projektet omfattar även faktiska lustgasmätningar i både pilot- och fullskaleanläggningar för att kvantifiera lustgasemissioner från biologiska reningsprocesser i kallt klimat, med och utan kväverening – ett problemområde som påverkar många svenska avloppsreningsverk längs Östersjökusten norr om Norrtälje.

IVL Svenska Miljöinstitutet genomförde SVU-projektet, som pågick från 2020-09-01 till 2021-12-31. Projektgruppen bestående av IVL Svenska Miljöinstitutet och MittSverige Vatten & Avfall vill tacka Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (SIVL), Svenskt Vatten Utveckling och Sundsvalls kommun som huvudfinansiärer av projektet.

Projektgruppen vill också tacka medverkande organisationer och huvudfinansiärer av Kall-N-pilotprojektet (Kväverening vid kalla vatten): Baltic Sea Action Plan Fund genom Nefco och Nordic Investment Bank, SIVL, Svenskt Vatten Utveckling, Sundsvall Vatten, Vakin, Lumire, Miva och Purac AB. Dessa organisationer har genom framtagande och drift av Kall-N-pilotanläggningen skapat förutsättningar för att projektet kunde genomföras.

Särskilt tack även till Mikkel Holmen Andersen vid Unisense, samt Benoit Wastine, Maksym Bryzgalov och Henrik Rödjegård vid Senseair för allt stöd med utrustning och sensorhantering under projektet. Även deras konstruktiva inspel under granskningen av rapporten har varit mycket uppskattade.

Christian Baresel
Projektledare

Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
Terminologi och förkortningar	6
1 Introduktion	7
1.1 Lustgasemissioner vid avloppsreningsverk	7
1.2 Utmaningar med dagens mätmetoder	7
1.3 Mål och syfte.....	8
1.4 Begränsningar	9
2 Genomförande	10
2.1 Kall-N-piloten	10
2.2 Emissionsmätningar i Kall-N-piloten (låg T – kväverening)	11
2.3 Emissionsmätningar vid Fillan ARV (låg T – ingen kväverening).....	12
2.4 Sensortekniker till realtidsmätning och användning	15
2.5 Utvärdering av sensorerna och mätningarna.....	17
3 Resultat och diskussion	21
3.1 Kväverening i Kall-N-piloten.....	21
3.2 Emissionsmätningar i Kall-N-piloten (låg T – kväverening)	23
3.3 Emissionsmätningar vid Fillan ARV (låg T – ingen kväverening).....	31
3.4 Sensorutvärdering.....	37
4 Slutsatser och råd	53
Referenser	54

Sammanfattning

Lustgasutsläpp från kväverening har sedan länge identifierats som den viktigaste källan till avloppsreningsverkens klimatpåverkan. Ändå görs relativt få mätningar av lustgas vid svenska avloppsreningsverk. Det finns inga krav på mätningar och inte heller några enkla mätmetoder. Rapporten fokuserar på två nya robusta och relativt billiga mättekniker som i framtiden kan ge enklare och kontinuerlig mätning av lustgasemissioner. Den redovisar också lustgasmätningar som gjorts i en pilot- och en fullskaleanläggning för att kvantifiera lustgasutsläpp från biologiska reningsprocesser i kallt klimat med och utan kväverening.

Relativt små lustgasutsläpp kan ha stor betydelse för avloppsreningsverkens klimatavtryck eftersom lustgas är en mycket kraftig växthusgas, cirka 273 gånger kraftigare än koldioxid. De genomsnittliga utsläppen av lustgas från avloppsreningsverk med kväverening bedöms ligga på cirka 1,6 % av inkommande kväve. Däremot förväntas inga lustgasemissioner i avloppsreningsverk utan kväverening eftersom lustgas bildas i den biologiska kväveavskiljningen. Men det kan förekomma spontan och okontrollerad nitrifikation som kan leda till mycket höga lustgasutsläpp. I dag finns det brister i förståelsen av lustgasutsläpp som gör det svårt att vidta åtgärder för att minska utsläppen. Projektets syfte var att öka kunskapen om lustgasutsläpp från avloppsrening i kallt klimat (där avloppsvattnets minimitemperatur är 4–5 °C), med eller utan kontrollerad kväverening.

I samarbete med teknikleverantörer har nya lustgassensorer testats efter det att de anpassats för mätningar vid avloppsreningsverk. Mätningar gjordes dels på fullskaleanläggningen Fillan avloppsreningsverk i Sundsvall, dels på en pilotanläggning (Kall-N-projektet) med två linjer för kväverening i kallt klimat vid Fillan avloppsreningsverk.

Lustgasutsläppen vid Fillan avloppsreningsverk som representerar en biologisk reningsprocess i kallt klimat utan kväverening är som förväntat låga, cirka 0,17 % av inkommande kväve. Även om emissionerna är låga ger de ändå ett avsevärt bidrag till klimatpåverkan. Lustgasmätningar i pilotanläggningen som representerar biologiska reningsprocesser med kväverening i kallt klimat indikerar att emissionerna kan antas vara i samma storleksordning eller högre än vid avloppsreningsverk med kväverening som inte har ett kallt inkommande avloppsvatten. Ingen signifikant skillnad i lustgasemissioner kunde observeras mellan pilotens två linjer, varav den ena linjen värmdes med +4 °C jämfört med referenslinjen.

Utvärdering av de två nya sensorerna har visat en mycket bra överensstämmelse mellan kalibrerade sensordata och referensmätningarna. Båda sensorerna har därför potential att användas för kontinuerlig mätning av lustgas i gasfas ifall en kommersiell produktutveckling sker. Resultaten indikerar dock vikten av regelbunden kalibrering av sensorerna. De två testade sensorerna är ett tänkbart alternativ till andra mättekniker, men kompletterande långtidstester bör genomföras för en utvärdering som även tar hänsyn till aspekter relaterade till mätstabilitet och underhållsbehov vid långtidsdrift.

Summary

Nitrous oxide emissions from nitrogen removal have long been identified as the main source of wastewater treatment plants' climate impact. Yet relatively few measurements of nitrous oxide are carried out at Swedish wastewater treatment plants. There are no requirements for measurements, nor are there any simple measurement methods. The report focuses on two new robust and relatively inexpensive measurement techniques that in the future could provide simpler and continuous measurement of nitrous oxide emissions. It also presents nitrous oxide measurements made in a pilot and a full-scale facility to quantify nitrous oxide emissions from biological treatment processes in cold climates with and without nitrogen removal.

Relatively small nitrous oxide emissions can have a significant impact on the climate footprint of wastewater treatment plants because nitrous oxide is a very potent greenhouse gas, approximately 273 times more potent than carbon dioxide. The average emissions of nitrous oxide from wastewater treatment plants with nitrogen removal are estimated to be around 1.6 % of incoming nitrogen. However, no nitrous oxide emissions are expected in wastewater treatment plants without nitrogen removal because nitrous oxide is formed in the biological nitrogen removal process. However, spontaneous and uncontrolled nitrification may occur, leading to very high nitrous oxide emissions. Today, there are gaps in the understanding of nitrous oxide emissions that make it difficult to take action to reduce emissions. The project aimed to increase knowledge of nitrous oxide emissions from wastewater treatment in cold climates (where the minimum temperature of wastewater is 4–5 °C), with or without controlled nitrogen removal.

In collaboration with technology suppliers, new nitrous oxide sensors have been tested after being adapted for measurements at wastewater treatment plants. Measurements were made partly at the full-scale Fillan wastewater treatment plant in Sundsvall, and partly at a pilot plant (the Cold-N project) with two lines for nitrogen removal in cold climates at the Fillan wastewater treatment plant.

The nitrous oxide emissions at the Fillan wastewater treatment plant, which represents a biological treatment process in a cold climate without nitrogen removal, are as expected low, around 0.17 % of incoming nitrogen. Although the emissions are low, they still make a significant contribution to climate impact. Nitrous oxide measurements in the pilot plant, representing biological treatment processes with nitrogen removal in cold climates, indicate that emissions may be of the same order of magnitude or higher than at sewage treatment plants with nitrogen removal that do not have cold incoming wastewater. No significant difference in nitrous oxide emissions could be observed between the pilot's two lines, one of which was heated by +4 °C compared to the reference line.

Evaluation of the two new sensors has shown very good agreement between calibrated sensor data and reference measurements. Both sensors therefore have the potential for use in continuous measurement of nitrous oxide in the gas phase if commercial product development occurs. However, the results indicate the importance of regular calibration of the sensors. The two tested sensors are a possible alternative to other measurement techniques, but complementary long-term tests should be conducted for an evaluation that also takes into account aspects related to measurement stability and maintenance requirements during long-term operation.

Terminologi och förkortningar

Anox	Processteg där nitrit- eller nitratkväve förekommer men inte löst syre. Ej luftad processzon
Aerob	Processteg där syre förekommer i löst form, Luftad processzon
ARV	Avloppsreningsverk
BOD	Biological oxygen demand eller Biologisk syreförbrukning
COD	Chemical oxygen demand eller Kemisk syreförbrukning
Deox	Avluftning/syreförbrukande
DO	Löst syre (dissolved oxygen)
EDN	Efterdenitrifikation
FDN	Fördenitrifikation
Kall-N	Förkortning för projektet ”Kväverening vid kalla vatten”
L1	Linje 1 i Kall-N-piloten (uppvärmd pilotlinje)
L2	Linje 2 i Kall-N-piloten (icke uppvärmd pilotlinje)
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor, processteknik med suspenderat bärarmaterial
N1	Första nitrifikationszon i Kall-N-piloten (i respektive pilotlinje L1 och L2)
N2	Andra nitrifikationszon i Kall-N-piloten (i respektive pilotlinje L1 och L2)
NDIR	Nondispersive infrared
NH ₄ -N	Ammoniumkväve (mg/l)
NO ₂ -N	Nitritkväve (mg/l)
NO ₃ -N	Nitratkväve (mg/l)
OLS	Ordinary Least Squares eller minsta kvadratmetoden
PLS	Partial Least Squares eller Projektioner till Latenta Strukturer

1 Introduktion

1.1 Lustgasemissioner vid avloppsreningsverk

Utsläpp av lustgas (N_2O) utgör en betydande andel av klimatpåverkan från avloppsreningsverk (ARV). IPCC bedömer att de genomsnittliga utsläppen av lustgas från avloppsreningsverk med kväverening motsvarar ca 1,6 % av inkommande kväve (IPCC, 2019). Redan denna ringa andel som avgår som lustgas är betydande för klimatavtrycket eftersom lustgas är en mycket kraftig växthusgas, ca 273 gånger kraftigare än koldioxid (IPCC, 2021).

Lustgas kan bildas via tre mikrobiologiskt drivna vägar som alla ingår i den biologiska kväveavskiljningen i avloppsvattenreningen – nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna (Kampschreur et al. 2009). För två av dessa vägar är nitrit en föregångare (prekursor) och är därför en stark indikator på potentiell lustgasbildning. Lustgas kan även reduceras vid fullständig denitrifikation. Emissioner av lustgas till atmosfären sker när lustgas ackumuleras i vattenfasen på grund av en obalans mellan produktion och reduktion av gasen. Detta kan ske vid en acceleration av föregående steg, ökade nitrit- eller nitratkoncentrationer, kraftiga belastningsökningar eller övergång från aeroba till anoxiska förhållanden (Firestone et al. 1980). Vidare kan en ackumulering av gasen ske när det sista steget saktar in i denitrifikationen (från N_2O till N_2). Detta kan hända vid närvaro av syre, lågt pH, brist på tillgänglig kolkälla samt vid lägre processtemperaturer (Adouani et al. 2015; Hynes och Knowles, 1984). För mer teori i ämnet rekommenderas till exempel Jönsson et al. (2015) eller Yang et al. (2022). Lustgas avgår lätt från vattenfasen till atmosfären, i synnerhet i luftade processteg.

I teorin sker alltså ingen lustgasbildning utan nitrifikation (och således ingen denitrifikation) och inga lustgasemissioner förväntas därför i avloppsreningsverk utan nitrifikation. Dock kan det i anläggningar med biologisk rening förekomma spontan och okontrollerad nitrifikation, om förhållandena är de rätta, som kan leda till lustgasutsläpp. Vad författarna vet finns det dock i dag inga mätserier från svenska anläggningar utan nitrifikation som kan ge en indikation om omfattningen av eventuella emissioner. Detta trots att det finns indikationer på att lustgasutsläppen kan vara avsevärt högre från reningsprocesser som drivs med kallare avloppsvatten eller från verk som inte är designade för kväverening men under varmare perioder får spontan kvävereduktion (Gruber et al. 2021; Sieranen et al. 2023).

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) har varit aktivt genom olika projekt som bidragit till en kunskapshöjning inom området lustgasemissioner samt hur dessa kan kvantifieras och tas med i det övergripande miljöpåverkansarbetet (Arnell 2013; Jönsson et al. 2015; Lindblom et al. 2015; Påledal 2020; Tumlin 2014; Westling 2011; Yang et al. 2022; Åmand 2016). IVL:s och andras mätningar vid olika svenska avloppsreningsverk har visat på att de faktiska lustgasutsläppen vid avloppsvattenrening kan vara avsevärt högre än IPCC:s schablonvärde. I arbetet att uppnå klimatneutralitet vid svenska ARV har det visats att just lustgasutsläpp kan vara en nyckelfaktor (Baresel et al. 2016a).

1.2 Utmaningar med dagens mätmetoder

Trots den ökande kunskapen om lustgasutsläppens betydelse i avloppsreningsverkens klimatarbete finns det relativt få mätningar av lustgasutsläpp vid svenska ARV. En av de största anledningarna till avsaknaden av mätningar, och därmed kunskap om lustgasutsläpp för att aktivt kunna vidta åtgärder för att minska dessa utsläpp, är att det i dag inte finns enkla metoder för lustgasmätning tillgängliga. Det metoder som finns eller

som är under utveckling har följande utmaningar:

- Relativt stora osäkerheter vid provtagning med gaspåse, mätbuv, etc.
- Arbetsintensiv mätning med mycket handpåläggning
- Svårigheter att mäta flera provpunkter samtidigt om dessa är för långt från varandra
- Dyr, känslig och oflexibel mätutrustning
- Krav på intensiv databearbetning och modellering
- Svårt att få representativa data med kortare mätserier
- Korta mätserier med få punkter bör inte ligga till grund för årliga emissionsberäkningar eller åtgärdsplanering
- Längre mätserier över tid blir därför ganska kostsamt för enskilda verksamheter.

Det framstår således som osäkert om de flesta VA-aktörer ens kommer att ha möjlighet till lugasmätningar i sina anläggningar för att ta med dessa i sitt klimatarbete. Även om det görs framsteg i mätteknikområdet inom industrin generellt och det finns olika mätutrustningar tillgängliga så finns ännu inga indikationer på att dessa framsteg leder till konkreta ekonomiskt rimliga lösningar som kommer svenska ARV till nytta.

1.3 Mål och syfte

Syftet med projektet var tvådelat: 1) dels att få kunskap om lustgasutsläpp från avloppsrening i kallt klimat (minimitemperaturer ner till 4–5 grader), med eller utan kontrollerad nitrifikation, 2) dels att, i samarbete med två teknikleverantörer, ta fram mätutrustning som är anpassad för lustgasmätningar vid ARV och testa dessa nya, och potentiellt enklare och billigare mättekniker, för en möjlig framtida användning för kontinuerliga mätningar vid avloppsreningsverk.

För att åstadkomma synergieffekter kopplades projektet till ett pågående projekt (Kall-N) vid Fillan avloppsreningsverk i Sundsvall, som även SVU medverkar i.

Specifika mål med projektet var:

- Att undersöka lustgasutsläpp från avloppsrening i kallt klimat, med eller utan kontrollerad nitrifikation/kväverening
- Att anpassa två olika mättekniker för kontinuerlig mätning av lustgashalter (och potentiellt metan) i processluften från reningsverk
- Att installera dessa sensorer och genomföra faktiska mätningar av lustgashalter i de två linjerna för kväverening i en pilot i Sundsvall (Kall-N)
- Att genomföra kontrollmätning av lustgas i samma pilot med hjälp av mer komplexa etablerade mättekniker
- Att baserat på dessa tester utvärdera de nya mätteknikerna och möjligheten att använda dessa vid svenska ARV framöver.

Projektet skulle resultera i bättre kunskap om lustgasemissioner samt i en praktisk utvärdering av olika mättekniker och eventuella tekniska förbättringar eller hanteringsrutiner för en bred användning inom lustgasemissionsmätningar. Projektgruppens förhoppning var att det inom kort tid kan finnas enkla, robusta och relativt billiga sensorer för kontinuerlig mätning av lustgas tillgängliga för VA-aktörers arbete med åtgärder att reducera direkta lustgasemissioner vid avloppsreningsverken.

1.4 Begränsningar

För att kunna genomföra emissionsmätningar i kall miljö samt säkerställa en kontinuerlig övervakning för utvärderingen av nya sensorer, med begränsade projektmedel, kopplades aktiviteterna till ett pågående pilotprojekt. Detta medförde dock att utvärderingen inte kunde ske i en optimal och exklusiv miljö utan påverkades av faktorer kopplat mot pågående försöksgenomförande. Kvävereningspiloten som användes inom projektet drevs utifrån frågeställningen att undersöka reningskapacitet vid olika driftfall i kallt klimat och piloten byggdes och drevs därför utifrån dessa premisser. Ventilationen i piloten gav till exempel inte möjlighet att kontrollera luftflödet i respektive linje och zon. Det fanns även otätheter som tillät luft från andra delar av piloten att sugas in i ventilationen. Piloten var inte heller utformad optimalt för att kunna hantera den nitrit som bildats i efterdenitrifikationen.

Allt detta medförde vissa begränsningar i utvärdering av samband mellan olika faktorer som påverkar lustgasbildning och -utsläpp, och emissionskvantifieringen som starkt kopplar till luftflöden. Även vid emissionsmätningar i fullskaleanläggningen begränsades utvärderingen av möjligheterna att kontrollera ventilationsflödet på grund av den befintliga utformningen och trasiga ventiler i ventilationskanalerna. Tanken att mäta lustgasemissioner vid spontan nitrifikation begränsades av att ingen nitrifikation förekom spontant under mätningarna.

För själva sensortekniken användes delvis egentillverkade datahanteringssystem vilket medförde visst merarbete med hantering av mätdata. En av de viktigaste aspekterna är dock att båda sensorteknikerna utvärderades i en realistisk miljö och inte med hjälp av syntetiska gaser eller rena gasströmmar.

Eftersom de två nya sensorerna mäter lustgashalter i realtid vid den plats de installeras kan snabba haltändringar fångas upp av sensorerna. Referensinstrumentet däremot är en mobil enhet men ändå ett stationärt instrument och ingen sensor. Det innebär att en delmängd av luften som ska mätas pumpas till instrumentet för analys. Även om provtagningspunkten placerades vid samma punkt som de två nya sensorerna placerades, så innebär transport av en luftmängd att ingen momentanhalt mäts och att snabba haltvariationer blir något utjämnade. Även analysvaret kommer med viss tidsförskjutning vid sensorerna. Hur mycket denna aspekt har påverkat kalibreringen har inte undersökts i projektet. Den för projektet framtagna kapslingen för ena sensorn kan också ha påverkat sensorns prestanda.

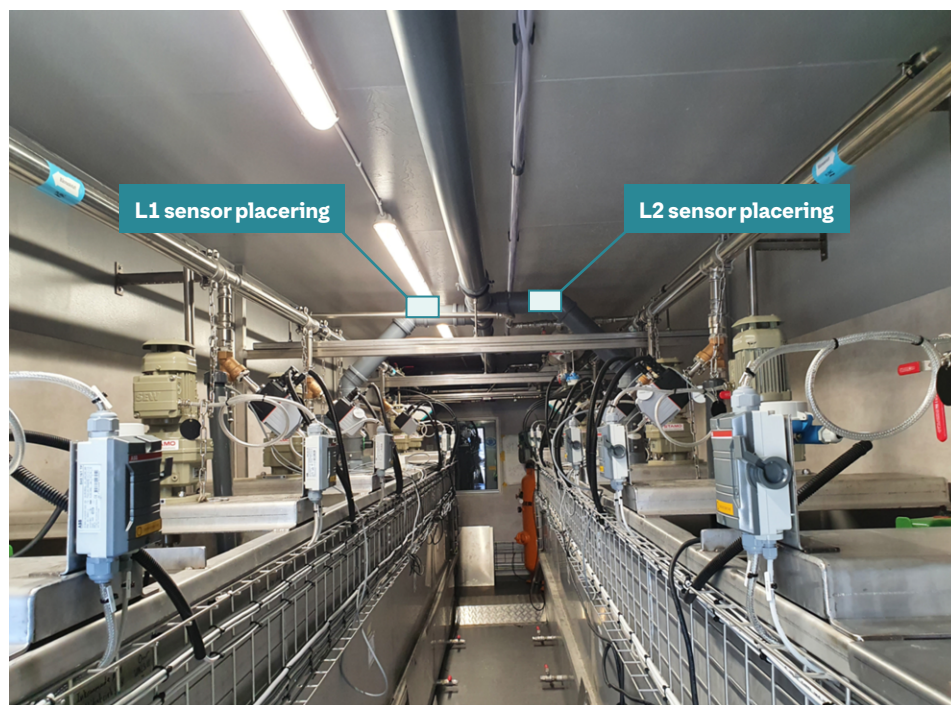
Projektgruppen har dessutom inte genomfört en egen specifik kontroll av referensinstrumentets korrekta funktion inklusive automatkompensering för olika interferenser. Instrumentet skickades dock både före och efter mätningar i projektet till leverantören i Tyskland för kontroll av instrumentet och dessa kontroller visade inga avvikelser från den angivna mätnoggrannheten.

2 Genomförande

Emissionsmätningar på avgående processluft genomfördes i en pilotanläggning med kväverening (Kall-N-pilot) samt vid reningsverket Fillan i Sundsvall. Mätningarna genomfördes med två nya sensortekniker, parallellt med en väl etablerad teknik för referensmätningar.

2.1 Kall-N-piloten

I projektet Kall-N (Kväverening vid kalla vatten) drevs en pilotanläggning med två identiska linjer med MBBR-processen (Moving Bed Biofilm Reactor), vidare kallad Kall-N-piloten (Figur 2.1). Denna syftade till att minska BOD och kväve genom för- och efterdenitrifikation (FDN och EDN) vid olika temperaturer. Båda pilotlinjerna kunde värmas och kylas efter behov för att testa olika förhållanden.



Figur 2.1

Foto från pilotanläggningen Kall-N med två identiska linjer (L1 och L2) på vardera sidan och placering av lustgassensorerna i ventilation från respektive pilotlinje.

Varje pilotlinje bestod av 6 zoner enligt Figur 2.2 med bärare av typen K3 (AnoxKaldnes) och en initial fyllnadsgrad av 50 %. Piloten startades under april 2022 och drevs fram till och med maj 2023 på Fillan ARV utanför Sundsvall. Under perioden från slutet av november 2022 till maj 2023 nyttjades piloten även för tester inom detta samverkansprojekt. Mer information om pilotanläggningen och relaterade resultat kommer redovisas i en SVU-rapport som publiceras under våren 2024.

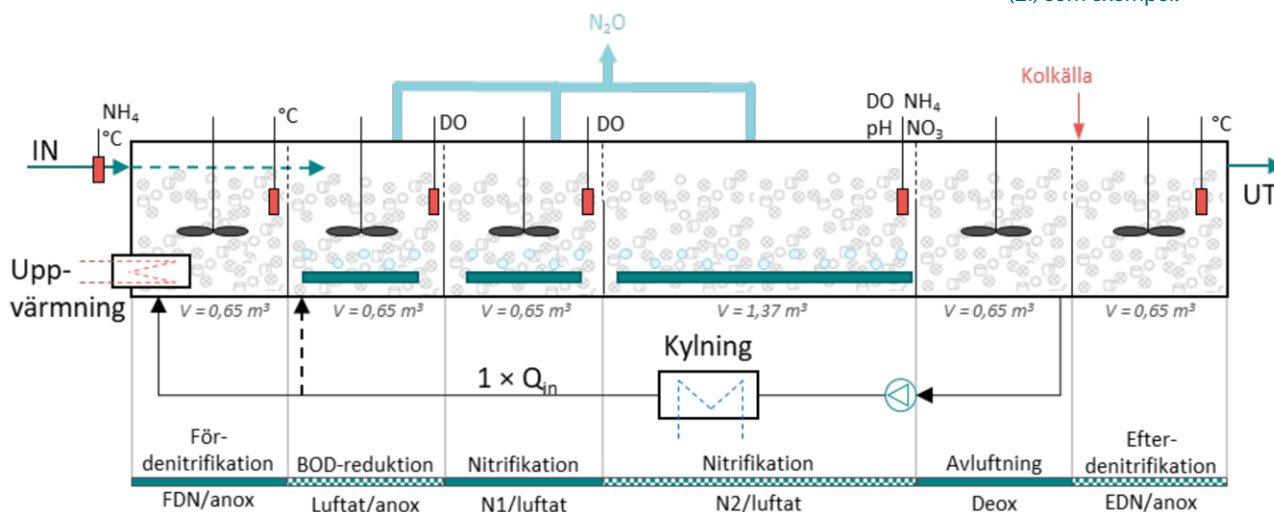
Inkommande flöden till piloten styrdes i proportion till inkommande flöde till Fillan ARV. Linje 2 kylades för att följa samma temperatur som uppmättes i det inkommande vattnet till Fillan ARV medan Linje 1 värmdes +4 °C i relation till inkommande vatten. Linje 1 hade dessutom en ca 35 % högre belastning än Linje 2 under den största delen av projektiden för att kompensera för den högre temperaturen i linjen. Styrstrategin i piloten gick ut på att reglera syrehalterna i zon N2 mot ammoniumhalter. Till och med februari 2023 reglerades dessa till 1–2 mg NH₄-N/l medan från mars 2023 till piloten stängdes av i slutet på maj 2023 reglerades dessa till 2–3 mg NH₄-N/l.

Extern kolkälla (Brenntap, Brenntag) doserades till EDN proportionellt mot nitrathalt i N₂ (6–12 g COD/g N).

Figur 2.2 visar en schematisk utformning av processen. Processluften samlades från zonerna luftat/anox, N1 och N2 från respektive pilotlinje.

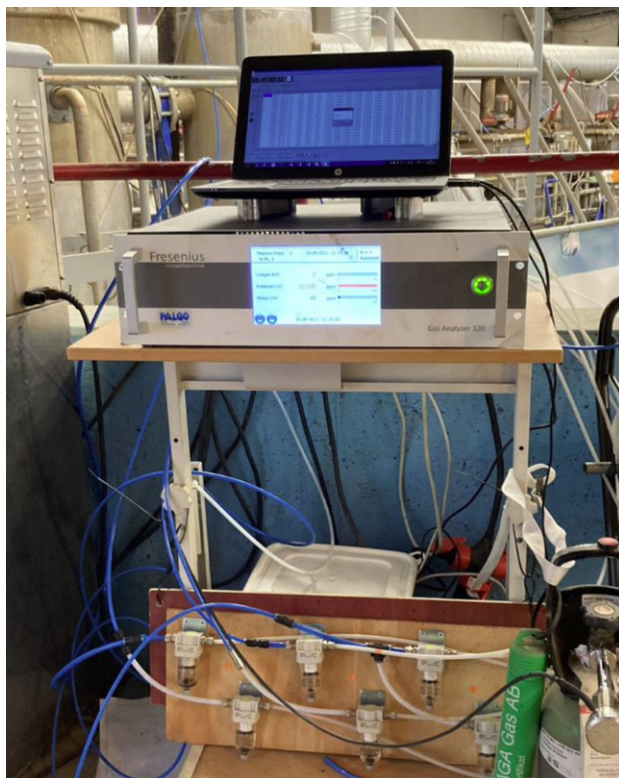
Figur 2.2

Schematisk utformning av pilotprocessen med Linje 1 (L1) som exempel.



2.2 Emissionsmätningar i Kall-N-piloten (låg T – kväverening)

Vid tre tillfällen mättes lustgashalter från avgiven processluft med den avancerade mätutrustningen Fresenius GA320 av NDIR-typ (nondispersive infrared sensor) i båda pilotlinjerna samtidigt för att både kvantifiera lustgasemissioner samt kontrollera och kalibrera nya sensorer. NDIR-tekniken behöver hantera interferensen som vatten och koldioxid orsakar på lustgasmätningen. Referensinstrumentet har en inbyggd algoritm för att kompensera för olika interferenser. Instrumentet skickades för kalibrering och kontroll till tillverkaren både före och efter projektet och enligt tillverkaren rapporterades inga avvikelser från den automatiska kalibreringen som instrument utfört under projektperioden. Fresenius GA320, med stegvis justerbart mätområde på 0–10 000 ppm och en upplösning ned till 0,1 ppm vid det lägsta mätområdet, är kopplad till ett automatiskt provtagningssystem som kan ta in prover från sex olika provpunkter samtidigt (Figur 2.3). Detta möjliggjorde att mätningar i olika ventilationspunkter från båda pilotlinjer och de testade sensorerna kunde utföras samtidigt. Samma instrument användes även för mätningar vid Fillan ARV (se 2.3).



Figur 2.3

Fresenius GA320 (NDIR) gasanalysator som används för kontrollmätning.

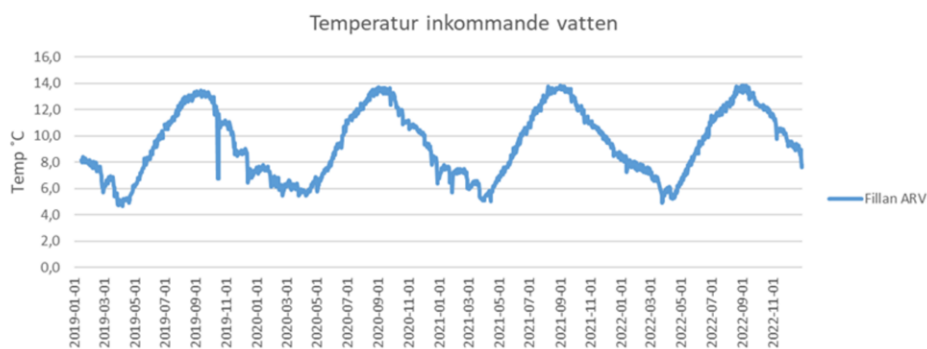
Luftflödet vid emissionsberäkningen bestämdes med hjälp av enklare mätningar av lufthastigheten i ventilationen med varmtrådsgivare (Testo 405i) och uppmätta luftningsflöden till de två pilotlinjer som hämtades ut från anläggningens styrsystem.

2.3 Emissionsmätningar vid Fillan ARV (låg T – ingen kväverening)

Det biologiska reningssteget på Fillan ARV i Sundsvall består av en aktivslamanläggning för nedbrytning av organiskt material. Fillan ARV har inga kvävereningskrav och är därför inte designat med kväverening i form av nitrifikation- och denitrifikationsprocesser. Kväverening är, som tidigare nämnts, den största bidragande orsaken till lustgasutsläpp från avloppsreningsverk och låga emissioner förväntades således vid dessa jämförande mätningar.

Inom utredningen för Sundsvalls framtida avloppsvattenrening finns olika scenarion där även en utbyggnad av Fillan ARV ingår som en tänkbar lösning. Ifall Fillan ARV ska byggas ut i framtiden är det planerat med försedimentering följt av biologisk kväverening med för- och efterdenitrifikation i MBBR-process. Detta då MBBR-anläggningar har visat sig vara mindre temperaturkänsliga än aktivslamanläggningar vid samma säsongsvariationer och därför allmänt anses passa bäst för kväverening vid kallt vatten. Avskiljning av bioslam sker med biosedimentering eftersom befintliga sedimenteringsbassänger på Fillan ARV är tillräckligt stora för att fungera som sedimenteringsbassänger även för den framtida belastningen.

Som Figur 2.4 visar varierar vattentemperaturen på Fillan ARV under året mellan 4,7 och 13,8 °C (dygnsmedel) och har därmed en något kallare medeltemperatur jämfört med många andra svenska reningsverk som ligger mellan 8 och 20 °C (Henze et al. 2002). Värt att notera är att inkommande vattentemperatur inte bara beror på geografiskt läge i nord-sydlig riktning utan även mängden tillskottsvatten i ledningsnätet som i vissa områden är betydande och därmed sänker temperaturen in till reningsverket.



Figur 2.4

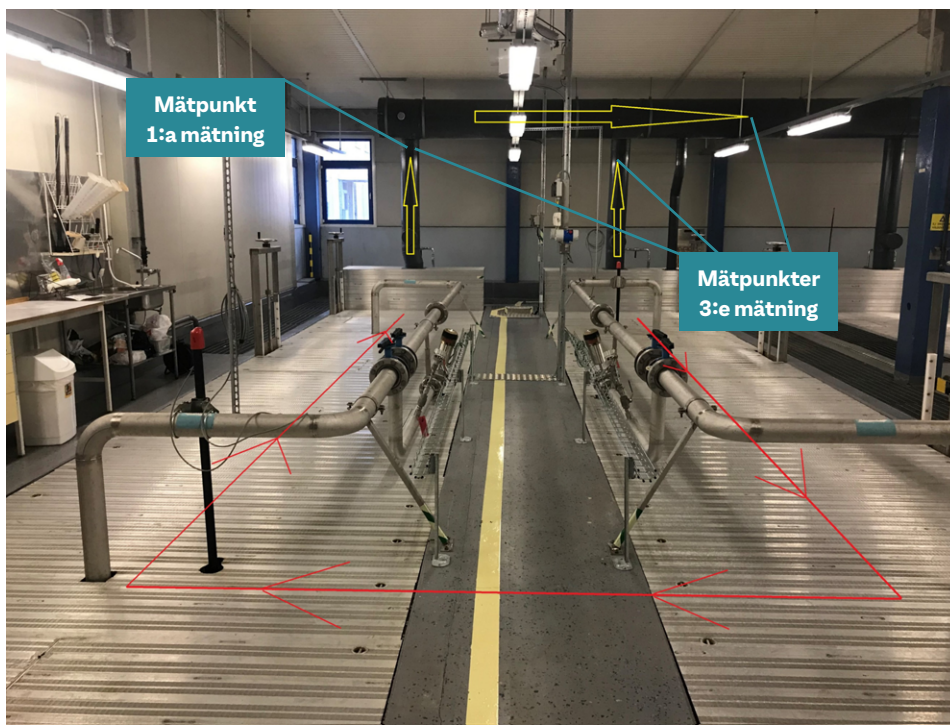
Inkommande vatten-
temperatur vid Fillan ARV
2019–2022.

Haltmätningarna av lustgas har utförts med samma måtenhet som för referensmätning i Kall-N-piloten (Fresenius GA320). Mätinstrumentet pumpar in luft i mätkyvetter som analyserar den tillförda luften på lustgas- och metanfraktioner med NDIR-teknik. Mätningar genomfördes vid tre tillfällen: 2/11 till 4/11 2022 (4 dygn), 22/2 till 14/3 2023 (20 dygn), och 1/6 till 6/7 2023 (35 dygn).

Även luftflödet vid emissionsberäkningen vid Fillan ARV bestämdes med hjälp av enkla mätningar av luftfästigheten i ventilationskanalen med varmrådsgivare (Testo 405i). Hastigheten har använts som underlag för uppskattning av flödesvolym i ventilationen. Även luftningsflöde till biolinjer som mäts kontinuerligt med hjälp av flödesmätare hämtades ut från anläggningens styrsystem.

De fyra biolinjerna vid Fillan ARV har två seriekopplade luftade reaktorer (Figur 2.5, som visar biolinje 1). De två reaktorerna i varje linje har varsin frånluftsanslutning, en i början av linjen och en i slutet (Figur 2.5). Den i början har även en extra något mindre anslutning. Mätningarna i första omgången utfördes i det frånlufts rör som tillhör sista reaktorn i biolinje 1. Vid sista provtagningen placerades flera mätpunkter i olika ventilationsrör tillhörande biolinje 1 (se Figur 2.5).

Vid tester med att justera ventilationsflöde från de olika processlinjerna vid Fillan ARV upptäcktes det att kopplingen till ventilreglering och själva shunten i ventilationskanalen hade gått av vid de flesta ventiler vilket gjorde en justering av luftflödet omöjligt. Detta påverkade möjligheten att mäta i högre haltområden, men har inte påverkat de generella slutsatserna av mätningen. Dock bedöms tillfört luftningsflöde inte nödvändigtvis stämma överens med luftflödet i ventilationskanalen vid en specifik mätpunkt. Om shunten i vissa ventilationskanaler inte stod i öppet läge, lämnade i stället processluften från de övertäckta biobassängerna genom otätheter i kanalerna. Processluften sögs då in i andra utsug i hallen som är kopplade till ventilation. Att detta skedde kunde även bekräftas med driftpersonalens erfarenheter att det luktar i processhallen till trots att ventilationsaggregatets kapacitet har varit avsevärt högre än den tillförda processluften till biobassängerna.



Figur 2.5

Mätpunkter för halter och luftflödet vid första och tredje mätkampanjen (röda pilar visar flödesriktning i reaktor, gula pilar visar ventilationsriktning från reaktor).

Vid andra mättillfället utfördes mätningar av lustgas, metan och lufthastighet i huvudventilationskanalen som samlar processluften från samtliga biolinjer (Figur 2.6). Biolinje 1 som inte var aktiv under mätperioden kopplades helt bort från ventilationen för att undvika en påverkan av mätningen. Dock var det samma effekt på ventilationsaggregatet vilket betyder ett konstant ventilationsflöde ut från biobyggnaden. Mätningarna antogs således vara baserade på emissioner från linje 2, 3 och 4. När den trasiga shunten i ventilationskanalen till i princip samtliga linjer upptäcktes kunde man dock konstatera att detta antagande inte kunde göras. Detta eftersom det förväntade ventilationsflödet inte fanns och processluft även kunde emitteras till processhallen och sedan via andra insug komma in i ventilationsanläggningen. Den exakta ventilöppningen för de olika shuntarna kunde inte fastställas då inte alla kunde justeras.



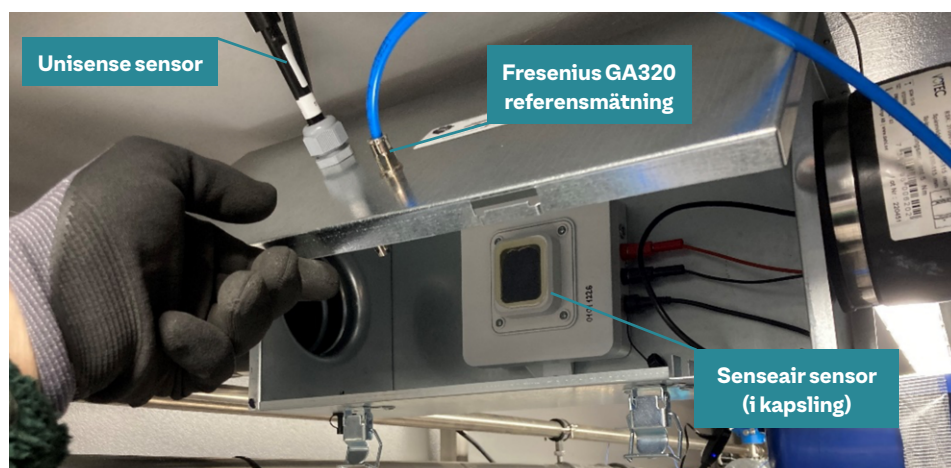
Figur 2.6

Mät punkt som valdes ut för haltmätningar och mätning av flödes hastighet i ventilationsluften vid andra mätningen (gul pil visar ventilationsriktning).

2.4 Sensortekniker till realtidsmätning och användning

Två nya sensortekniker användes till mätning av lustgas i gasfas i Kall-N-piloten. Dessa sensorer finns i dag endast tillgängliga i utvecklingsstadiet för andra industriella applikationer eller media (Senseair) eller som forskningsutrustning (Unisense). Projektgruppen bedömde att en anpassning till och därmed användning inom VA-verksamheter bör vara möjligt. I samarbete med *Unisense* användes en N_2O -sensor framtagen för forskningsrelaterade tester som baseras på vattensensortekniken (N_2O -R LR). Denna teknik har tidigare framgångsrikt använts för mätning av lustgas i vattenfasen (Baresel et al. 2016b; Kanders et al. 2019) och även i gasfas i labbskala (Marques et al. 2014) respektive fullskala (Marques et al. 2016). I samarbete med *Senseair* anpassades och installerades två nya N_2O -sonder baserat på NDIR tekniken och en första modell (K96) som företaget tagit fram (Wastine et al. 2022; Yatkin et al. 2023).

Sensorerna installerades i processluftkanalen från de två pilotlinjerna i Kall-N-piloten (Figur 2.7). Eftersom Senseair-sensorn i dagsläget inte är anpassad för mätningar i denna miljö togs en egen kapsling fram för sensorn. Men även signal- och databehandling hanterades separat för de två sensorerna. För detta krävdes viss infrastruktur och programmeringsarbete. Figur 2.7 visar ”mätboxen” som togs fram för installering av de två sensorerna samt ingång för referensmätning. Boxen placerades i ventilationskanalen enligt Figur 2.7 och säkerställde att alla tre mätningarna ($2 \times$ sensorer + referensmätning) genomfördes på samma mätpunkt.



Figur 2.7.

”Mätlåda” med de två olika sensorerna samt separat mätflöde till Fresenius-analysatorn för kontrollmätning.

De olika sensorerna utvärderas under Kall-N-projektperioden med avseende på robusthet, underhållsbehov och tillförlitlighet. Luftflödet kvantifieras för beräkning av total-emissioner. Ett dataloggningssystem för de olika sensorerna installerades.

2.4.1 Senseair K96

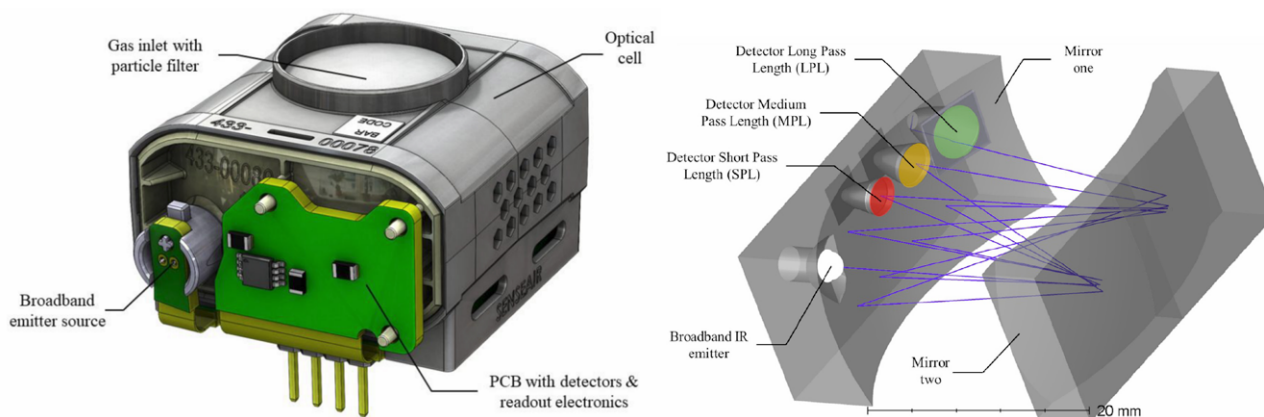
Denna sensorprototyp baseras på NDIR-tekniken (non-dispersive infrared) i en unik flerkanalscelldesign som inkluderar detektering av upp till tre olika gaser samtidigt, inklusive CO_2 , CH_4 , N_2O och H_2O (Figur 2.8). En variant för koldioxidmätning har nyligen testats av Joint Research Centre (JRC; Yatkin et al. 2023). I projektet användes dock en sensor med fokus på endast N_2O . Mätområde som användes ligger på 0–320 ppm (upplösningen är 0,01 ppm) men kan även väljas till 0–3 200 ppm (upplösningen är 0,1 ppm). Ett membran i öppningen till mätcellen tillåter att gasen via diffusion tränger in i mätcellen. Som för andra NDIR-gassensorer behöver interferensen med vatten och koldioxid av lustgasmätningen beaktas. En integrerad kombinerad tryck-, temperatur- och fuktighetssensor används för att kunna ta hänsyn till interferenser som dessa parameter kan orsaka på N_2O -mätningen.

Sensorn som visas i figuren inkluderar förutom mätcellen även annan elektronik, inklusive en mikrokontroller, en sändardrivrutin, förstärkare för de olika IR-gasdetektionskanalerna, minne, NTC-temperatursensorer som är placerade intill detektorerna.

I projektet användes MeterStudio från Senseair som kommunikation med sensorn och som loggade till en Excelfil. Detta bedöms dock inte som optimalt utan man bör logga till en databas i stället, för mer permanenta installationer.

Figur 2.8

Senseair lustgassensor som utvärderades i projektet och schematisk illustration av K96-sensorn multi-gasmätning (Wastine et al. 2022).



Eftersom den testade sensorn är en prototyp så finns ännu inga erfarenheter med långtidsstabilitet. Som för andra NDIR-instrument kan dock ljuskälla som används för mätningen över tid långsamt tappa intensitet när den åldras. Andra komponenter i en NDIR-sensor kan bli förorenade och åldras över tiden (t.ex. membranen). Även den framtagna kapslingen som togs fram för testerna inom projektet har inte optimerats och kan påverka sensorns svarstid.

Inget förberedande arbete förutom inkapslingen för att skydda sensorn och hantering av data gjordes.

2.4.2 Unisense N₂O-sensor

Unisense sensorn är en miniatyrssensor av Clark-typ framtagen för forskningssyfte med en intern referens och en skyddskatod (Figur 2.8) som liknar den existerande N₂O-vattensensor (Unisense). Sensorn är även utrustad med ett syrefrontsskydd, som förhindrar syre från att störa kväveoxidmätningarna. Sensorn är ansluten till en högkänslig pikoamperemeter och katoden är polariserad gentemot den interna referensen. Driven av det externa partialtrycket tränger kväveoxid från omgivande luft igenom sensorns spetsmembran och reduceras vid den metalliska katodytan. Pikoamperemetern omvandlar den resulterande reduceringsströmmen till en signal. Den interna skyddskatoden är också polariserad och avlägsnar syre i elektrolyten, vilket minimerar nollström och polarisationstid.

Eftersom signalen från kväveoxidsensorn genereras i pikoampere behöver sensorn vara ansluten till en förstärkarenhet. I projektet användes Unisense UniAmp meter (Figur 2.9). Eftersom temperaturkoefficienten varierar från sensor till sensor med ungefär på 2–3 % per grad Celsius så installerades även en temperatursensor från Unisense för en automatisk kompensering.



Figur 2.9

Unisense N₂O mikrosensor och UniAmp-enheten som användes i projektet (Unisense).

Innan användning och vid byte av sensorn krävs vissa förberedande steg.

- **Föraktivering:** Sensorns ytterskikt har en metallisk katod som under normal exponering för syre kommer att få ett oxiderat yttersta skikt över tid. Om sensorn är ny eller inte har använts nyligen måste detta skikt “föraktiveras” för att sensorn ska fungera. Detta görs genom att applicera en spänning på -1,3 V i 10–15 minuter innan den polarisationsperiod som krävs för de flesta elektrokemiska sensorer.
- **Polarisation:** Elektrolyten inuti sensorn kan innehålla stora mängder syre som alltid måste avlägsnas innan sensorn är stabil. Detta görs av skyddskatoden inuti sensorn under polarisationsperioden (för vissa andra typer av sensorer kallas detta för förpolarisering) och denna process kräver en viss tid beroende på dimensionerna och de exakta proportionerna hos den enskilda sensorn.
- **Kalibrering:** Måste utföras efter att sensorsignalen har stabiliserats. Inom projektet användes Unisense N₂O Sensor Calibration Kit för att kalibrera N₂O-sensorerna men även en alternativ kalibrering med egna lösningar kan genomföras. Kalibreringslösningen från kalibreringssetet blandas i flera steg in i en tillsluten 10 millilitersampull med vatten. Lösningen i ampullen får då en känd koncentration lustgas som används i en tvåpunktskalibrering tillsammans vatten utan lustgaslösning. En inkapsling av sensorn finns i kalibreringskittet som gör det möjligt att tillföra lösningen runt sensorn. Kalibreringen utförs alltså med sensorn sänkt i vatten.

Eftersom sensormembranets genomsläpplighet förändras med tiden kan enligt teknikleverantören en signaländring på upp till 50 % förekomma över månader. Leverantören Unisense ger en garanti på 2 månader för mikrosensorn men 4–6 månadsintervall för sensorbyte har rekommenderats (pers. kom. Unisense). I projektet byttes sensorer som installerades i nov 2022 ut i jan/feb 2023 och användes till slutet av projektet i maj 2023. Sensorbyte gjordes eftersom sensorerna hade köpts in tidigt i startfasen av projektet men själva installationen kunde först ske efter 4 månader på grund av olika förseningar i projektet. Sensorns livslängd påverkas även om sensorn inte aktivt sitter i den miljö den är avsedd för att mäta och byttes därför ut.

Signalen från mikrosensorn är mycket liten (10^{-13} till 10^{-10} ampere) och även om både Unisense pikoamperemetern och mikrosensorn är ganska motståndskraftiga mot elektriskt brus från omgivningen kan elektriska fält påverka sensorsignalen. Vid installationen i pilotanläggningen har detta försökts ta hänsyn genom lämplig placering dock har en påverkan inte helt kunnat undvikas.

2.5 Utvärdering av sensorerna och mätningarna

Detta avsnitt behandlar övergripande databehandlingssteg, terminologi för utvärdering och kalibrering av sensordata, metoder för utvärdering och kalibrering av sensordata samt om mjukvara för utvärdering och kalibrering.

2.5.1 Övergripande databehandlingssteg

För utvärdering av de två nya sensorerna har flera generella databehandlingssteg applicerats på de olika mätdata.

1. Rensning och sortering av data

Beroende på datakvaliteten och tekniska problem behöver vissa data rensas bort från dataunderlaget som inte ska ingå i vidare databearbetning.

2. Kalibrering av data

Efter en första rensning av data används andra insamlade mätdata från sensorerna själva som t.ex. temperatur, fuktighet, samt data från referensmätning med Fresenius instrument för att kalibrera data.

3. Utökad utvärdering av sensorprestandan

Med kalibrerade data kan en utvärdering av sensors tillförlitlighet och användning diskuteras.

Vissa av dessa steg behövdes i olika utsträckning för olika dataset från de olika sensorerna och referensmätningen.

Det bör noteras att utvärderingen av sensorerna baseras på några antaganden och begränsningar i genomförandet som beskrivs i avsnitt 1.4.

2.5.2 Terminologi för operationer för utvärdering och kalibrering av sensordata

I samband med utvärdering och kalibrering av sensordata används olika dataset som förklaras enligt följande:

- *Kalibreringsset/kalibreringsdataset eller träningsset*

Den del av en datamängd man använder för att lära upp, estimerar eller träna en modell (kalibreringsmodell) på. När det är tidseriedata som i detta projekt väljer man vanligtvis att välja kontinuerliga tidsperioder.

- *Testset eller valideringsset*

Den del av en datamängd man använder för att testa eller utvärdera lämpligheten för användning av en modell/kalibreringsmodell på.

2.5.3 Metoder för utvärdering och kalibrering av sensordata

Här presenteras olika metoder för utvärdering och kalibrering av sensordata. Huvuddelen består klassiska statistik- och regressionsmetoder men även en nyare metod Random Forest från maskininlärningsfältet har applicerats inom projektet.

- *Korrelationsanalys* undersöker statistiskt signifikanta samband mellan två variabler. Ett positivt samband betyder att höga värden på den ena variabeln oftast motsvarar höga värden på den andra variabeln och ett negativt att låga värden på den ena oftast motsvarar höga värden på den andra.

- *Pearsonkoefficient (R)* visar om det finns ett samband mellan variablerna och i vilken riktning det går (positivt eller negativt). En hög positiv Pearson-koefficient indikerar att de två variablerna ökar tillsammans, medan en hög negativ koefficient visar att de minskar tillsammans. En koefficient nära noll indikerar ingen tydlig koppling mellan variablerna. Pearsons korrelationskoefficient beräknas som kovariansen mellan de två variablerna dividerat med de båda variablernas standardavvikelse. Kovariansen är ett mått på samvariationen mellan två stokastiska variabler (slumpvariabler). Värdet varierar mellan -1 och 1, ett värde närmare 1 antyder en stark positiv korrelation, och ett värde närmare -1 antyder en stark negativ korrelation. För mer information om Pearson se t.ex. Rodgers et al. (1988) och Wikipedia (2023a).

- *Spearmankoefficient (ρ eller r_s)* är en statistisk metod för att mäta sambandet mellan två variabler, precis som Pearsonkoefficienten. Skillnaden är att Spearmankoefficienten används när data inte nödvändigtvis är linjärt fördelade. Istället för att fokusera på exakt hur mycket variablerna ökar eller minskar tillsammans, betonar Spearmankoefficienten ordningen eller rangordningen av datavärdena. Den är användbar vid icke-normalfördelade data. En hög positiv Spearmankoefficient indikerar att det finns ett generellt samband där höga värden i en variabel korrelerar med höga värden i den andra variabeln, och vice versa. En hög negativ koefficient

visar motsatt samband, och en koefficient nära noll indikerar inget tydligt rangordningssamband mellan variablerna. Fördelen med Spearman jämfört mot Pearson är att Spearman är mer robust mot avvikare/outliers. Även den varierar mellan -1 och 1. För mer information om Spearman se t.ex. Zar (1972) och Wikipedia (2023b).

- *Z-Score-metoden* beräknar Z-Score för varje värde, vilket representerar hur många standardavvikelser från medelvärdet värdet är. Avvikelse definieras sedan som värdet med en Z-Score större än 3 eller mindre än -3 (Urdan 2010; Wikipedia 2023e).
- *IQR(Interquartile Range)-metoden* beräknar interkvartilavståndet (intervallen mellan den 25:e och 75:e percentilen) och definierar uteliggare som värden som är $1,5 \times \text{IQR}$ mindre än den 25:e percentilen eller $1,5 \times \text{IQR}$ mer än den 75:e percentilen (se även McGill 1978; Bruce et al. 2020; Wikipedia 2023f).
- *Ordinary Least Squares (OLS)* även kallad *minsta kvadratmetoden* är en av de mest grundläggande och breda använda linjära regressionsmetoderna. Den skattar relationen mellan en beroende variabel och en eller flera oberoende variabler genom att minimera summan av kvadraten på skillnaderna mellan de observerade och förutsagda värdena. OLS ger en enkel tolkning av resultat, vilket gör den till ett populärt val för inledande modellering när antagandena anses vara uppfyllda. OLS-metoden användes först eftersom den ger en referenspunkt som andra modeller kan jämföras med (se även Björck 1996; Chatterjee et al. 2015; Wikipedia 2023c).
- *Partial Least Squares (PLS)* är en särskilt fördelaktigt när prediktorvariabler har en hög kollinjäritet (Wold et al. 2001; Wikipedia 2023d). Detta då OLS kan producera instabila koefficienter vid kollinjäritet (Belsley et al. 2005; Wikipedia 2024c). PLS kan hantera flera beroende variabler och många oberoende variabler samtidigt. OLS försöker förklara variationen i den beroende variabeln medan PLS bygger på att förklara både variationen i prediktorvariablerna och den/de beroende variabeln/variablerna. Detta dubbla fokus gör PLS till skräddarsydd för prediktion när prediktor-variablerna samvarierar. För mer information om PLS se t.ex. Bruce et al. (2020) och Wold et al. (2001).
- *Lasso-regression*, en förkortning för Least Absolute Shrinkage and Selection Operator, är en typ av linjär regression som tillämpar en regulariseringsteknik. Det viktigaste kännetecknet för Lasso-regression är dess förmåga att utföra variabelurval och regularisering samtidigt. Genom att införa ett L1-straff, som lägger till det absoluta värdet av koefficienternas storlek som en del av förlustfunktionen, minskar Lasso-regressionen effektivt mindre viktiga egenskapskoefficienter till noll, vilket därmed utför egenskapsurval. Denna egenskap gör Lasso särskilt användbart för modeller där enkelhet och tolkningsbarhet är väsentliga, och det utmärker sig i scenarier där antalet egenskaper överstiger antalet observationer (se även Tibshirani 1996; Wikipedia 2024b).
- *Random Forest (RF)* är en mångsidig och robust maskininlärningsalgoritm som fungerar genom att konstruera ett flertal beslutsträd under träningsfasen och sedan ge ut modet av klasserna (för klassificeringsuppgifter) eller medelprediktionen (för regressionsuppgifter) av de enskilda träden. Denna ensemblemetod är särskilt känd för sin noggrannhet, förmåga att hantera stora datamängder med högre dimensionalitet och för att ge viktiga insikter i egenskapernas relevans. RF:s inneboende mekanism för att medelvärdesberäkna flera djupa beslutsträd hjälper till att minska överanpassning samtidigt som hög noggrannhet bibehålls, vilket gör den mycket effektiv för en rad datadrivna uppgifter (se även Breiman 2001; Wikipedia 2024a).

2.5.4 Mjukvara för utvärdering och kalibrering

För kalibreringen av N_2O -sensorerna använde vi ett arbetsflöde/pipeline baserat på Python (Python 2024), där vi utnyttjade en kombination av Jupyter Notebooks och Visual Studio Code som våra huvudsakliga utvecklingsmiljöer. Detta val gjorde det möjligt för oss att dra nytta av deras interaktiva beräknings- och rika utvecklingsfunktioner.

Pipelinen/arbetsflödet integrerar en mångfald av Python-bibliotek, där var och ett tjänar ett specifikt syfte i arbetsflödet för databehandling och analys.

Till exempel var *pandas* och *numpy* avgörande för datahantering och numeriska beräkningar, vilket tillät oss att hantera och bearbeta stora datamängder. *matplotlib*, *bokeh*, *plotly* och *seaborn* tillhandahöll omfattande plottingsmöjligheter, avgörande för visualisering av datatrender och kalibreringsresultat. Vi använde också *openpyxl* för operationer med Excel-filer. De statistiska och maskininlärningsaspekterna hanterades med hjälp av biblioteken *scipy* och *scikit-learn*, där verktyg som *LinearRegression*, *PLSRegression* och olika metriker (som *mean_squared_error* och *r2_score*) användes för noggrann datamodellering och noggrannhetsbedömning.

3 Resultat och diskussion

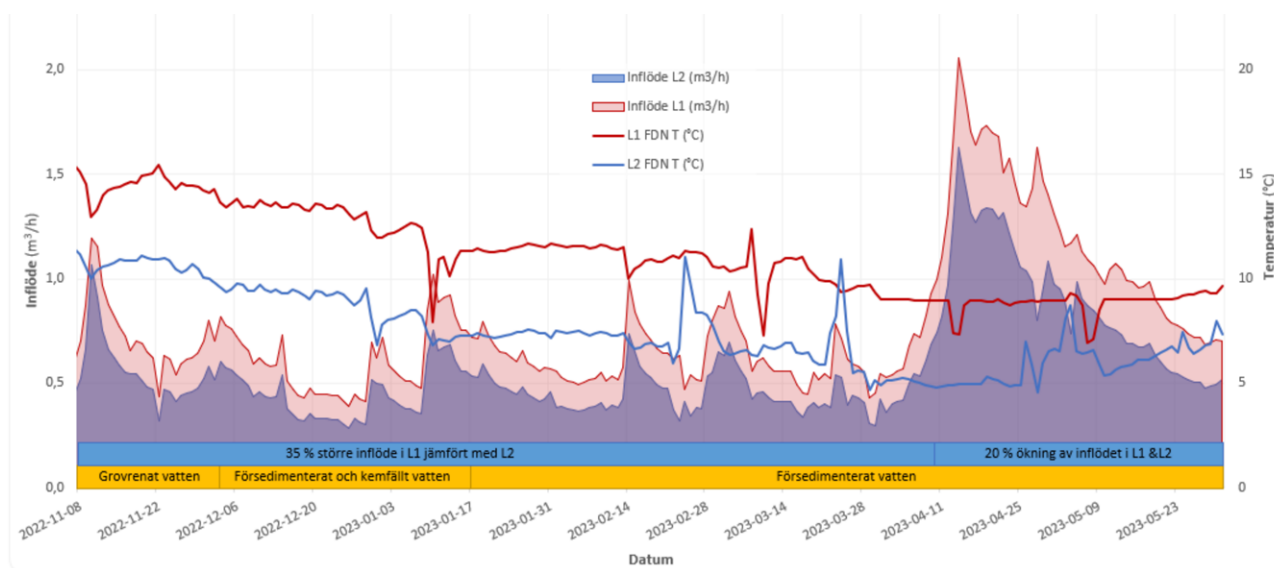
I efterföljande avsnitt återges och diskuteras resultaten både för lustgasmätningar och emissionsberäkningar för Kall-N-pilotlinjerna och vid Fillan ARV, samt från utvärdering av de två testade sensorerna. För att kunna relatera resultaten från lustgasmätningar till reningsprocesserna presenteras och diskuteras först några övergripande resultat från Kall-N-piloten.

3.1 Kväverening i Kall-N-piloten

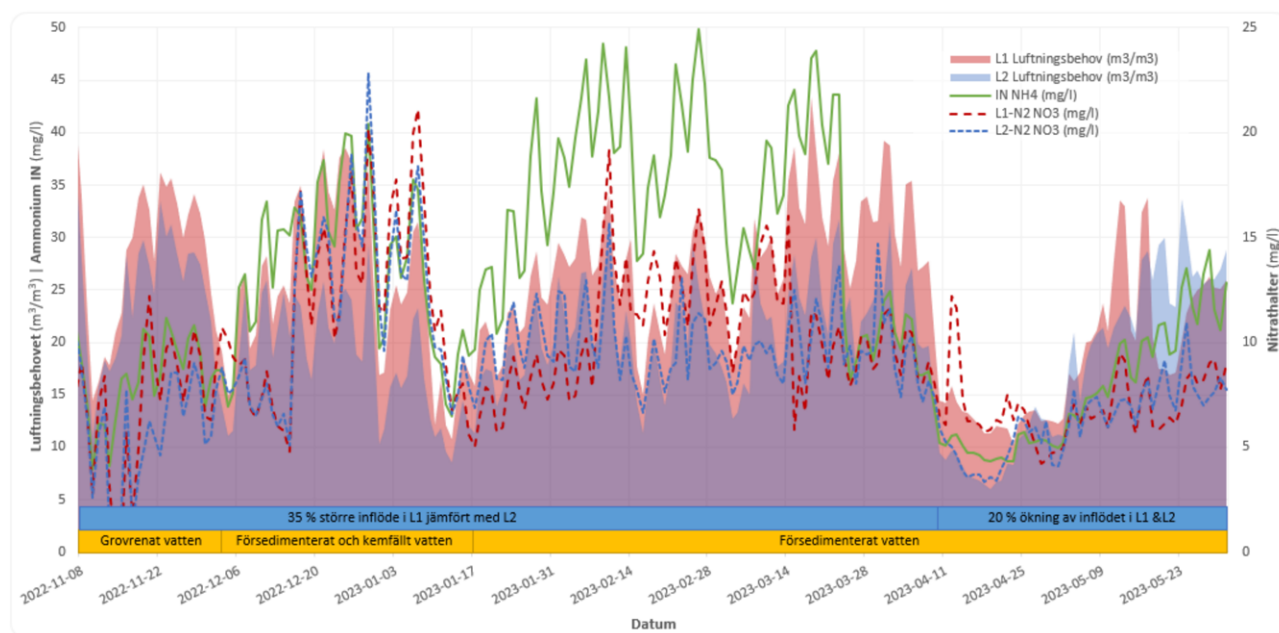
Kall-N-pilotanläggningen kördes från april 2022 till maj 2023, varav perioden från slutet av november 2022 till maj 2023 nyttjades även för tester inom detta projekt. Figur 3.1 visar inflödet till båda linjerna (L1, L2), temperaturen i fördenitrifikationen (FDN i L1 och L2) samt grundläggande information om olika driftstrategier. Det framgår från figuren att vattentemperaturen sjönk kontinuerligt under projektperioden och nådde sina lägsta värden under april 2023. Det kan även ses kortvariga avvikelser från trenden i både referenslinjen och den uppvärmda linjen. Dessa beror i huvudsak på de periodvisa tester med snabba variationer av temperaturen som utfördes i piloten relaterade till kvävereningen, eller drifttekniska störningar.

Figur 3.1

Inflödet och temperatur i de två pilotlinjerna L1 och L2 (uppmätt i zon FDN) under försöksperioden.

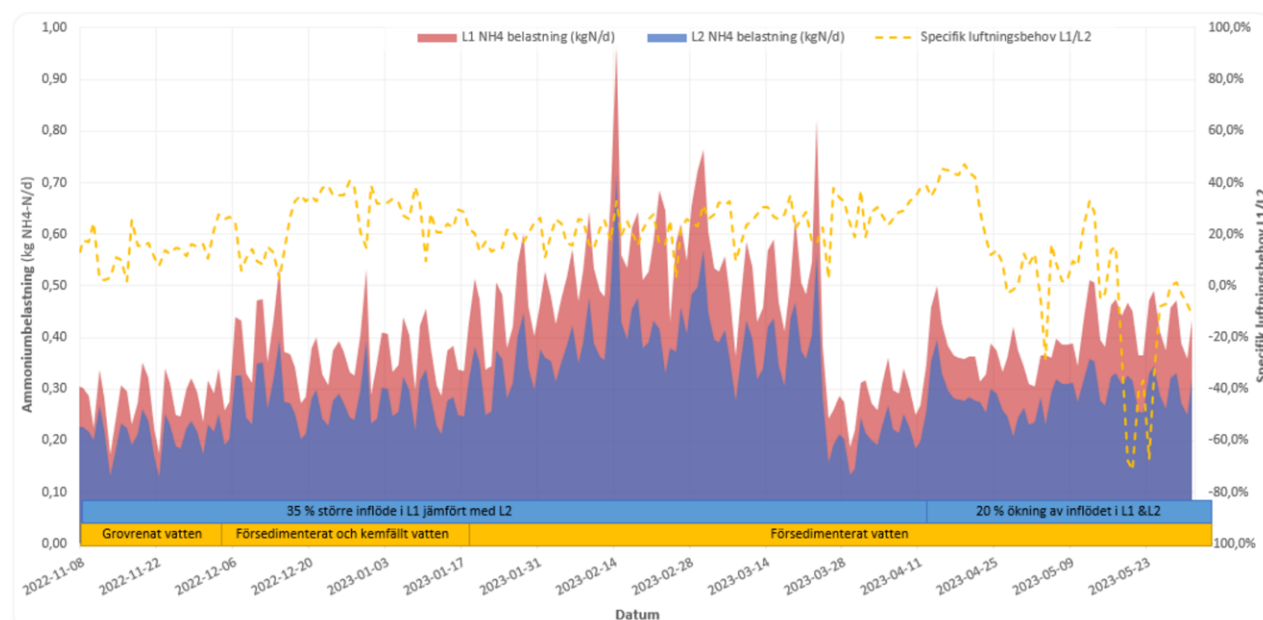


I Figur 3.2 visas luftningsbehovet i båda linjerna (L1, L2; uttryckt som kubikmeter luft per kubikmeter behandlat vatten), ammoniumhalt i inkommande avloppsvatten samt nitrathalter i N2-zonen i båda linjerna. Kraftiga variationer i inkommande ammoniumhalt samt korrelerande nitrathalter kan observeras. Förutom för perioden med mycket höga ammoniumhalter (40–50 mg NH₄-N/l, jan–mars 2023) omvandlades inkommande ammonium i stort sett till nitrat i båda pilotlinjerna. Det specifika luftningsbehovet i L1 (m³ luft per m³ inflöde) ligger generellt på en högre nivå i L1 än i L2. Trots detta, ligger inte alltid nitrathalterna i den uppvärmda linjen (L1) över nitrathalter i L2. Då styrstrategin var dynamisk där bland annat syrekoncentrationerna tilläts variera mellan 2–5 mg/l beroende på NH₄-koncentrationerna i zon N2 görs här ingen större analys av skillnaderna i luftningsbehovet här. Utvärderingen av den valda styrstrategin presenteras i tillhörande rapport för Kall-N-projektet.



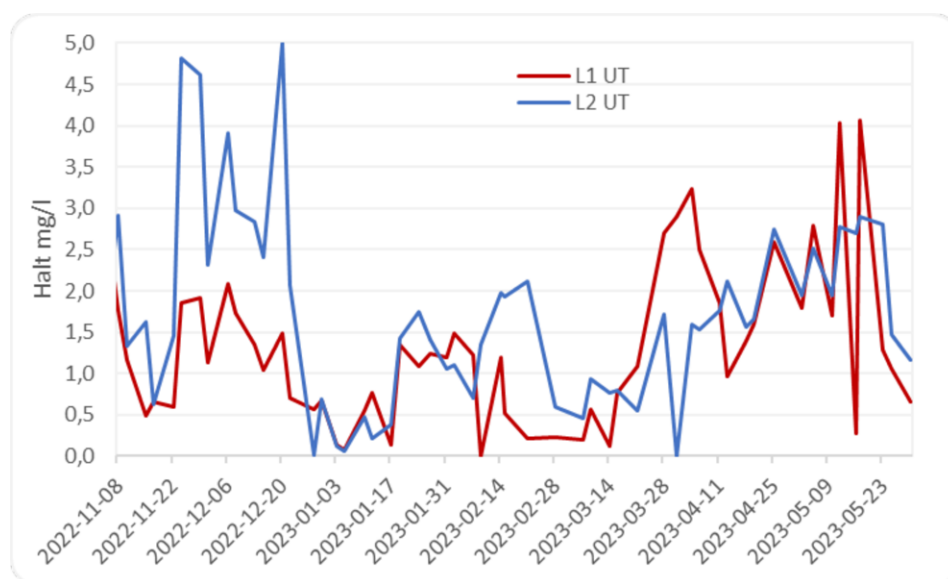
Figur 3.2
Luftningsbehovet och nitrathalt i de två pilotlinjerna (L1, L2) samt inkommande ammoniumhalt under försöksperioden (IN NH₄).

Figur 3.3
Ammoniumbelastningen och förhållandet mellan specifika luftningsbehov (m³ luft/m³ vatten) mellan de två pilotlinjerna under försöksperioden.



Figur 3.4 visar uppmätta nitrithalter i utgående vatten för båda linjerna under samma tidsperiod som för Figur 3.2. Det kan observeras att nitrithalter i båda linjerna för det mesta följer varandra och även halterna ligger i samma storleksordning. Under vissa

perioder ligger halter i L2 högre än i L1 vilket tyder på ett större potential till lustgasbildning. Nitritkoncentrationer i utgående vatten tyder mest sannolikt på en ofullständig denitrifikation i EDN-steget. Det betyder att nitrat har reducerats till nitrit men vidare reduktion har hämmats på grund av otillräcklig mängd kolkälla och/eller i kombination med ej helt anoxiska förhållanden, d.v.s. närvaro av syre. Emissionerna från denna pilot domineras, som i andra kväverenningsprocesser, helt av emissioner från de aeroba zonerna, där lustgasen strippas ut med avgivande luftmängder. Detta inkluderar även lustgas som eventuell bildats i oluftade zoner och som om det når luftade zoner kan strippas ut. I denna studie är det därför här svårt att påvisa eventuellt ökad lustgasproduktion med ökade nitritkoncentrationer i utgående vattenfas. Eventuell lustgas som finns kvar i utgående vatten lämnar högst troligt med utgående vatten. Vid en väl fungerande kolkälldosering i EDN (under anoxiska förhållanden i kombination med tillgängligt kol) så kan dock denna lustgas denitrifieras i vattenfasen utan att emitteras.



Figur 3.4

Nitrithalter (dygnsmedel) i utgående vatten från båda pilotlinjerna.

3.2 Emissionsmätningar i Kall-N-piloten (låg T – kväverening)

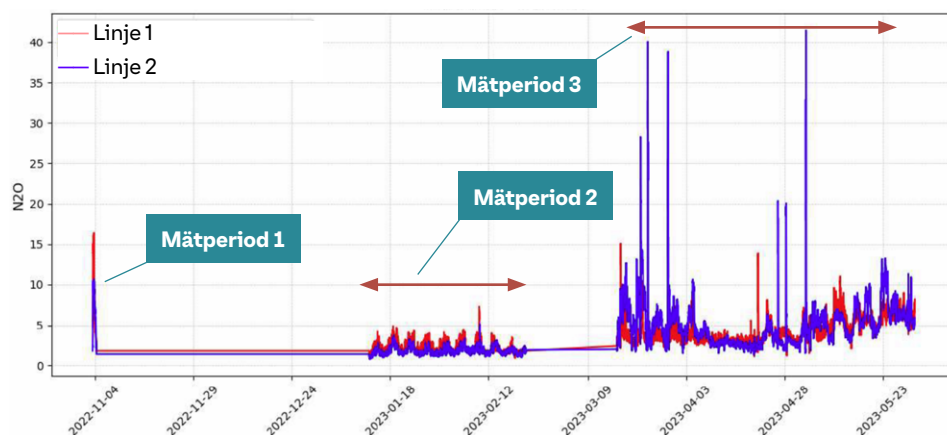
Mätningen med Fresenius GA320 under tre perioder inom projektet (Figur 3.5) användes både för att kvantifiera lustgasutsläpp vid kväverening i kall klimat, med och utan uppvärmning av det inkommande avloppsvatten, och som referensdata för utvärderingen av de två testade sensorerna i piloten.

3.2.1 Databehandling

Data från Fresenius GA320 som omfattar mätningar av metan, lustgas och koldioxid i båda pilotlinjerna exporterades som Excel-fil för de olika mätperioderna. Databearbetningen började med att automatiskt gå genom tidstämplar för att leta efter och markera saknade värden och fel. Därefter transformerades och rensades data genom att t.ex. identifierade fel, tider utan data och negativa värden togs bort. Slutligen filtrerades datamängden på olika sätt för att inkludera endast data inom ett visst datumintervall för utvärderingen. Dessa intervall definierades beroende på datakvaliteten och representativ drift i piloten.

Figur 3.5 visar N_2O -halter i ppm över tiden för båda linjerna. Totalt tre referensmätningar har kunnat genomföras; en kort i samband med installation av sensorerna, en länge period under vintern 2023, samt en lång period under våren 2023 innan piloten stängdes ned. Figuren ger en översiktlig visualisering av hur halterna har varierat över

tid och mellan de olika mätperioderna, samt mellan de två pilotlinjerna. Halterna under den tredje mätperioden varierade mest vilket kan förklaras med att flest försök i de två pilotlinjerna genomfördes under denna period med t.ex. olika belastningsstrategier och processtemperaturer (Figur 3.1).



Figur 3.5

Rensade mätdata för hela projektperioden för de två pilotlinjerna i Kall-N-piloten.

3.2.2 Lustgashalter i processluften

Tabell 3.1 visar beskrivande statistik för de tre mätperioderna. Tidsperioden som valts för utvärdering kan avvika från hela mätperioden på grund av praktiska skäl eller bedömning baserat på en första granskning av data. Som det framgår ökar antalet datapunkter som kunde ingå i utvärderingen för varje mätperiod. Antal datapunkter för respektive mätperiod ligger på samma nivå även om det visas att fler datapunkter fick tas bort under den initiala rensningen av data för L2 i den andra och tredje mätperioden. För första och andra mätperioden är både halter och variationer större för mätdata i L1 jämfört med L2.

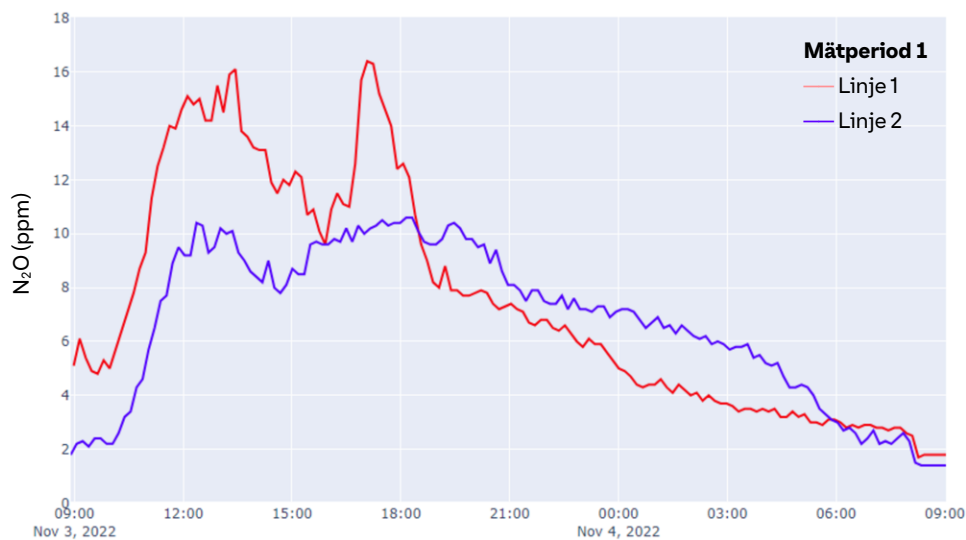
För tredje mätperioden är förhållandet tvärtom, dock ligger registrerade värden och dynamiken för båda linjerna i samma storleksordning.

Tabell 3.1

Statistik för referensdata för de tre mätperioderna för de två pilotlinjerna i Kall-N-piloten.

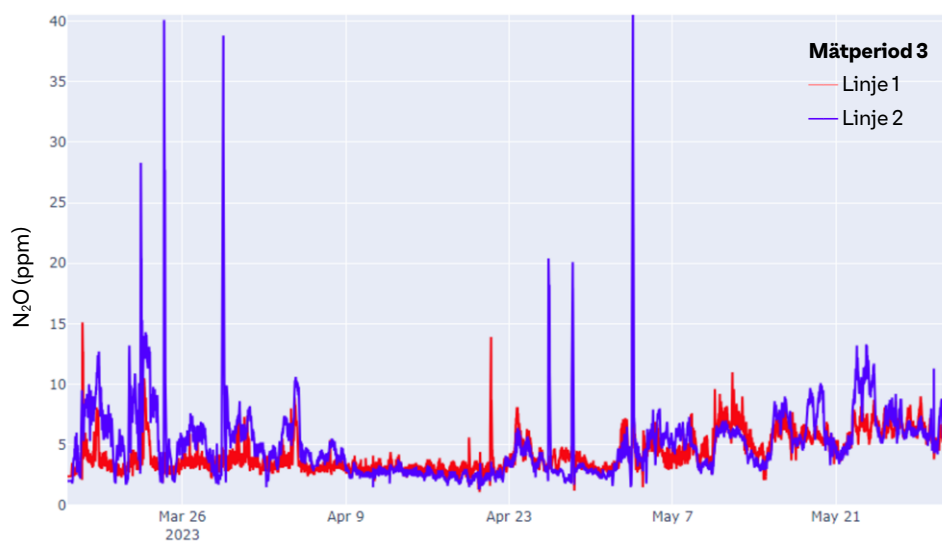
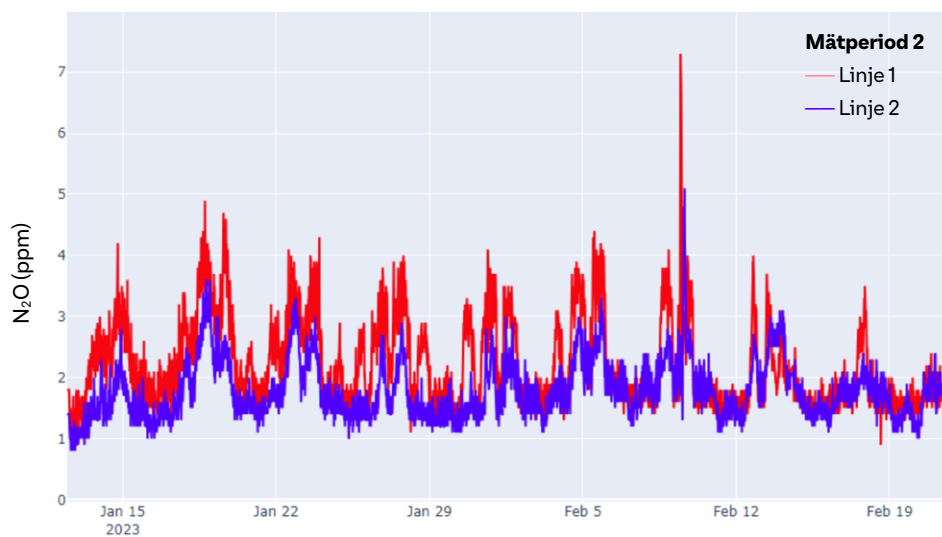
Parameter	Mätperiod 1 2022-11-03 – 2022-11-04		Mätperiod 2 2023-01-12 – 2023-02-12		Mätperiod 3 2023-03-16 – 2023-05-02	
	L1	L2	L1	L2	L1	L2
Mätpunkter	91	92	4 232	4 198	6 462	6 430
Medelvärde	9,98	8,05	2,3	1,8	3,5	4,49
Standardavvikelse	3,5	2,45	0,74	0,5	1,15	3,1
Minimum	4,8	1,8	1,0	0,8	1,1	1,3
25:e percentilen	6,8	7,4	1,7	1,4	3,0	2,6
50:e percentilen	9,6	8,8	2,1	1,7	3,3	3,4
75:e percentilen	13,1	9,8	2,9	2,1	3,7	5,4
Maximum	16,4	10,6	7,3	5,1	15,2	40,1

Figur 3.6 visar haltvariationer för de olika mätperioderna och de två pilotlinjerna L1 och L2. Det kan tydligt observeras att övergripande trender och variationer av lustgashalter följer varandra i både L1 och L2. Även uppmätta lustgashalter ligger i samma storleksordning för båda linjerna och halterna från båda linjerna är periodvis högre än halterna i ventilationsluften från den andra linjen. Höga halter som avviker från haltkurvan (framför allt i L2 under mätperiod 3) kan för det mesta relateras till driftstörningar i piloten som t.ex. driftstopp.



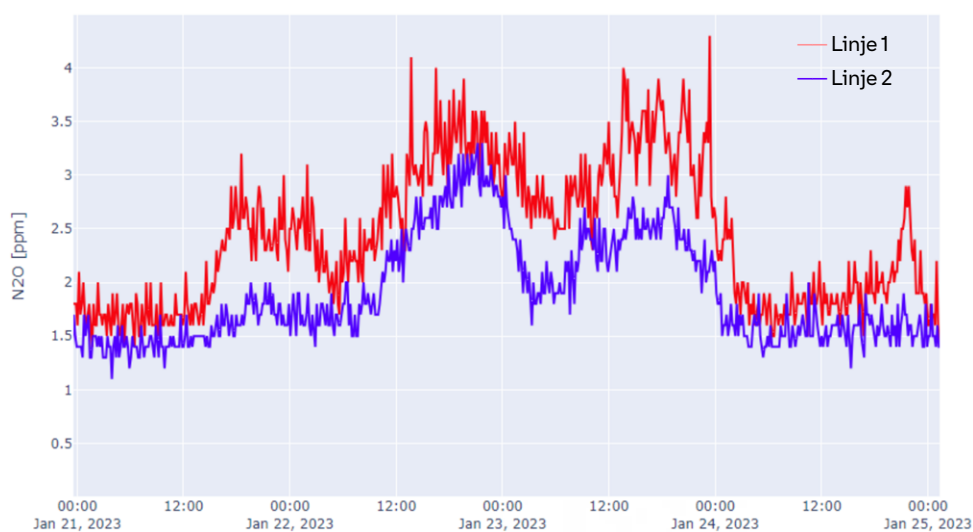
Figur 3.6

Lustgashalter i de två mätpunkterna för L1 och L2 för de tre mätperioderna (obs olika Y-skala).



Från Figur 3.2 och Figur 3.6 kan det konstateras att uppmätta lustgashalter i båda linjerna inte är högst under perioden med de högst inkommande ammoniumhalterna. Utan en noggrannare analys av data framstår det dock som att lustgashalter i båda pilotlinjer ökar med sjunkande temperatur hos avloppsvattnet även om de fortfarande följer halttrender i inkommande ammonium (se Figur 3.1 och Figur 3.6) samtidigt som luftningsbehovet ligger på jämförbara nivåer (Figur 3.2).

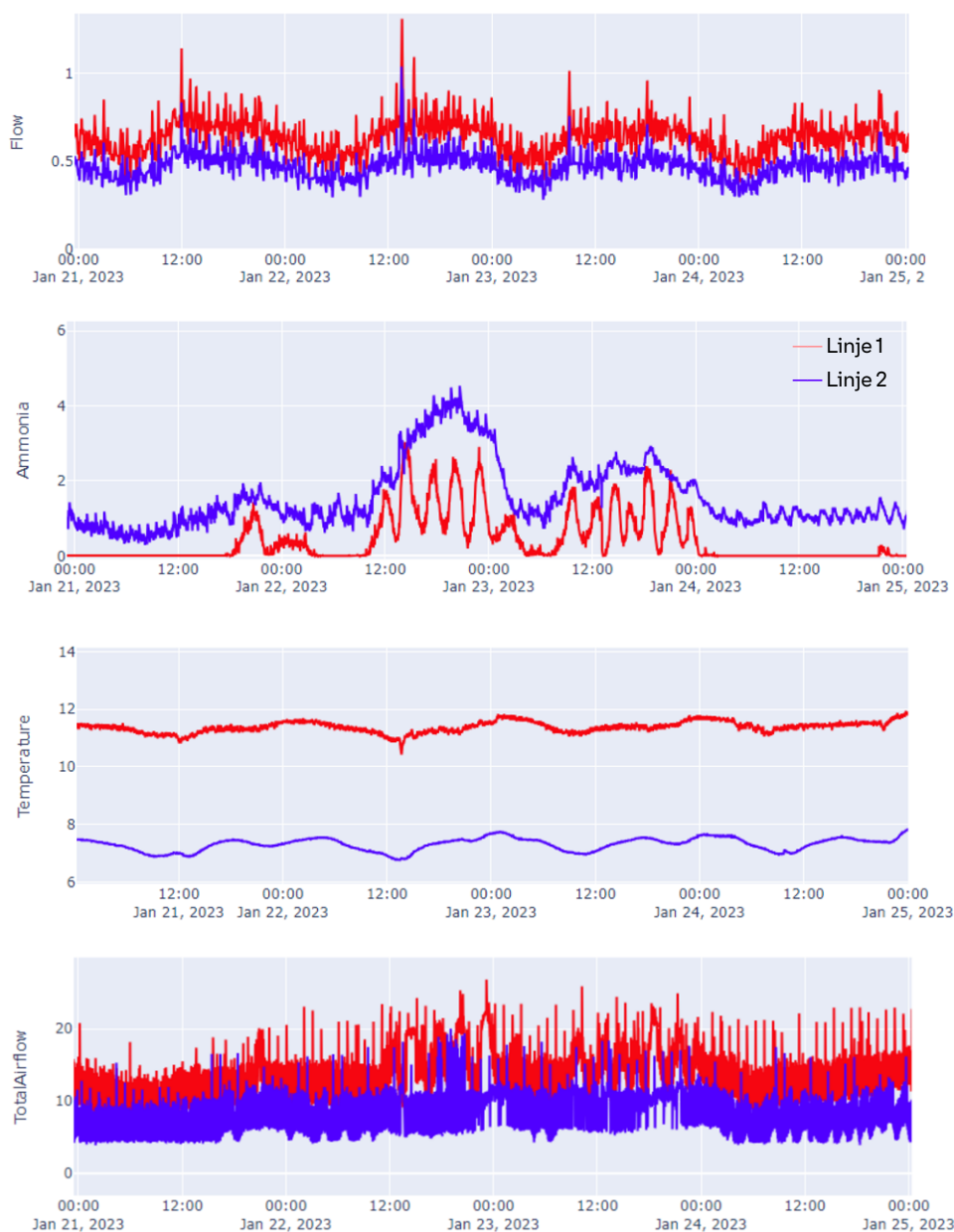
Figur 3.7 visar ett exempel för 4 dygn i januari 2023 (mätperiod 2) som visar en typisk dynamik i de båda linjerna som följer belastningsvariationer till pilotlinjen. Dynamiken i L1 är något kraftigare utpräglad vilket kan förklaras med att L1 har en 35 % högre belastning jämfört med L2 (Figur 3.1) vilket rimligtvis även bör avspeglas i lustgasemissionerna. De små variationerna kan härledas till styrningen av luftningen i pilotlinjerna.



Figur 3.7

Haltvariationer för lustgas i ventilationen från de två pilotlinjerna för perioden 21/1-25/1 2023.

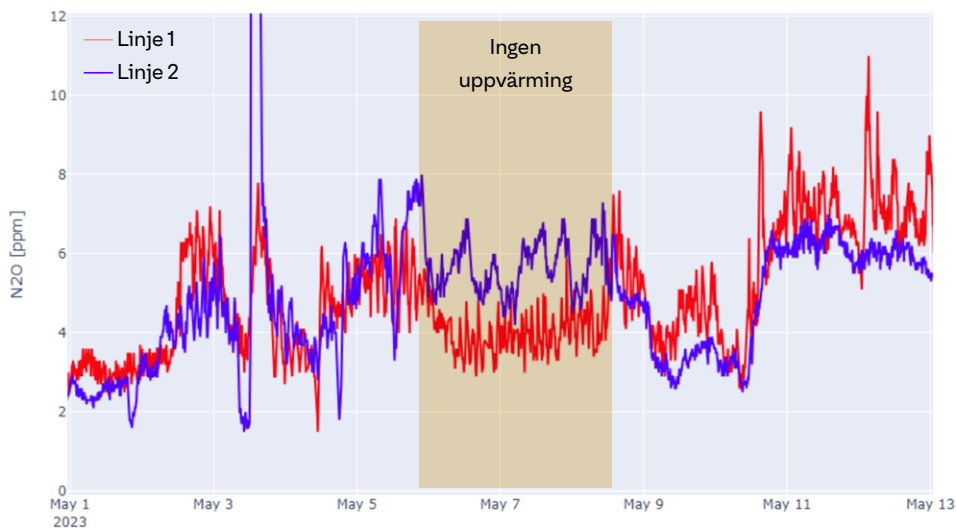
Med hjälp av Figur 3.8 som visar inkommande flöde till L1 och L2, ammoniumhalt uppmätt från online-givaren i respektive N2-zon, temperaturen i fördenitrifikationen, och luftningsflödet till de två pilotlinjerna, kan det observeras att lustgashaltdynamiken i Figur 3.7 följer dynamiken i inflödet. Än större är dock påverkan av ammonium i zon N2 och lägst ammoniumhalter ger också lägst lustgashalter. Det kan även ses att luftflödet endast varierade marginellt som medel, men att styrningen orsakade korta fluktuationer i luftningsflödet som också resulterade i motsvarande fluktuationer i de uppmätta lustgashalterna. När ammoniumhalten i zon N2 visar noll regleras även luftningen ner till ett minimum.



Figur 3.8

Flöde, ammoniumhalt i zon N2, temperatur och luftningsflöde i de två pilotlinjerna under samma mätperiod som i Figur 3.7.

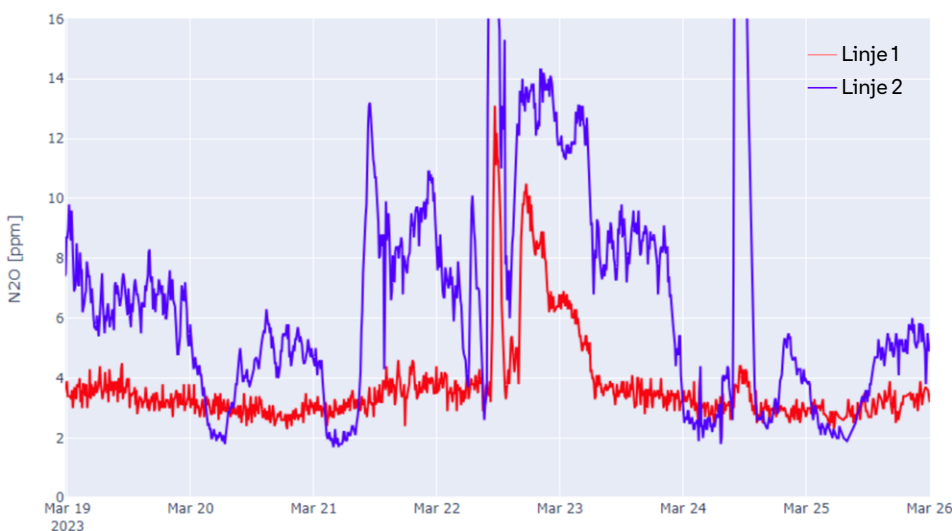
Figur 3.9 visar en annan detalj för perioden 1–13 maj 2023 (mätperiod 3) i båda linjerna. Under 6–8 maj 2023 har uppvärmningen i L1 inte fungerat p.g.a. tekniska problem och temperaturen i processen sjönk direkt med 2 grader. Luftflöden och belastning under denna period låg på samma nivå som innan och efter. Motsvarande lustgashalter i L2 ligger på en högre nivå även om processtemperaturen är på nästan samma temperaturnivå som i L1. Detta tros beror på biologins långsamma anpassning till den ändrade temperaturen. En kortvarig temperatursänkning behöver således inte medföra en avsevärd ökning av lustgasemissioner.



Figur 3.9

Lustgashalter under perioden 1/5–13/5 2023 i båda linjerna. Under perioden 6/5–9/5 2023 har uppvärmningen i L1 inte fungerat.

Figur 3.10 visar lustgashalter under perioden 19 mars–26 mars 2023 (mätperiod 3) i båda linjerna. Under 21 mars–24 mars 2023 har tester genomförts som ledde till högre processtemperatur i L2 än L1, vid bibehållen belastningsfördelning på de två linjerna. Natten till den 23 mars kunde dessutom en ammoniumtopp och flödestopp i inkommande vatten registreras. Från uppmätta lustgashalter kan det uppfattas som att lustgashalter i L2 ökar under denna period med högre processtemperatur. En hastig temperaturförändring förväntas påverka kinetiken kopplat mot både produktion och reduktion av N_2O i vattenfasen. Eftersom lustgasmätningen sker från de aeroba bassängerna är det därför sannolikt att det är produktionen av lustgas i föregående fördenitrifikation som strippas ut i luftningssteget, eller produktionen av lustgas via autotrof denitrifikation (NO_2 till N_2O) som ökat snabbare än den autotrofa nitrifikationen (NO_2 till NO_3). Jämfört med observationen ovan, att lustgashalter minskade vid kortvarig lägre temperaturer, är en möjlig tolkning att en kortvarig temperatursänkning inte påverkar processkinetiken i samma utsträckning.



Figur 3.10

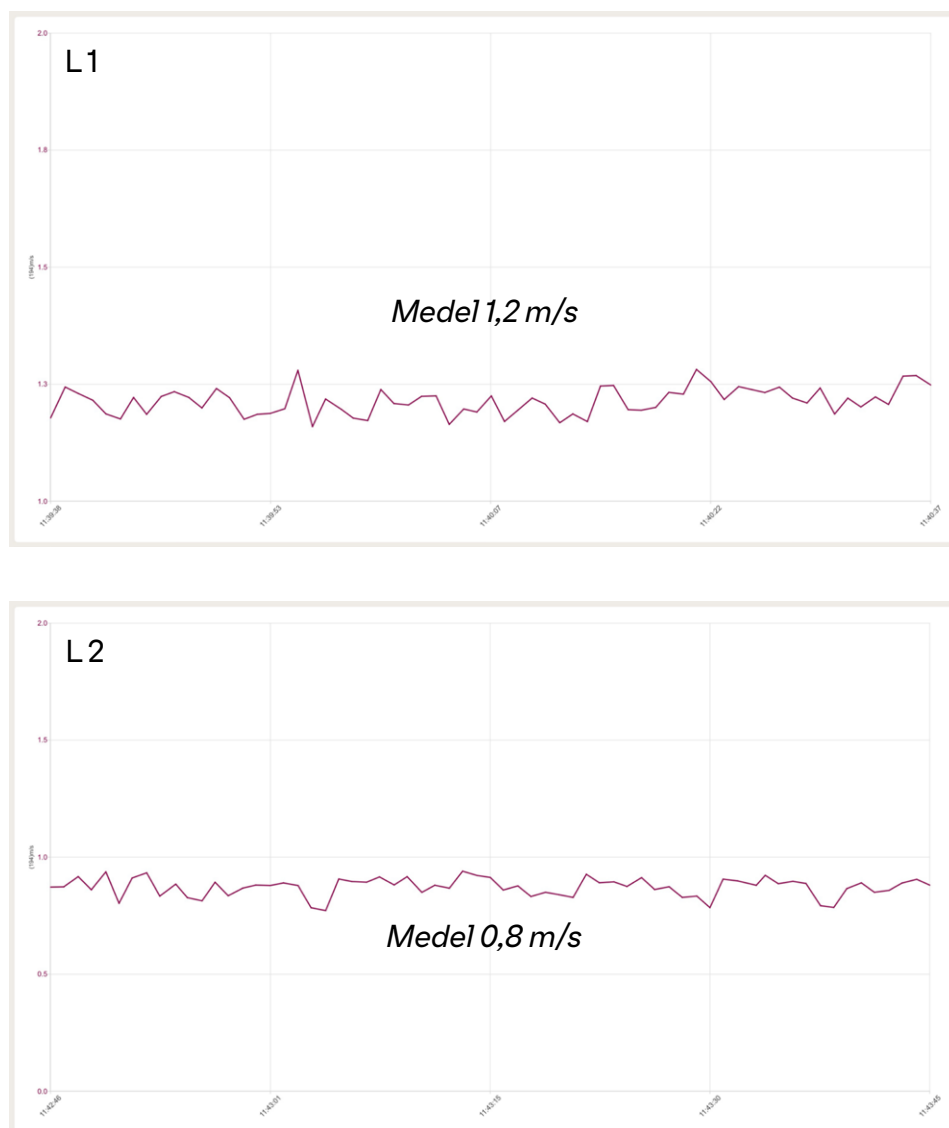
Lustgashalter under perioden 19/3–26/3 2023 i båda linjerna. Under perioden 21/3–24/3 2023 har tester genomförts som ledde till högre processtemperatur i L2 än L1.

3.2.3 Emissioner från kväverening vid kallt klimat

För beräkning av lustgasemissioner behövs förutom de registrerade lustgashalterna i processluften även en kvantifiering av luftflödet. Kvantifieringen kan således baseras på olika beräkningsmodeller som beskrivs nedan.

Baserat på punktmätningar av luftflödet i ventilationen

Separata luftflödesmätningar gjordes i ventilationskanaler efter "mätboxarna". Figur 3.11 visar resultat från dessa punktmätningar och det högre luftflödet i L1 stämmer bra överens med ett högre luftflöde till L1 p.g.a. en högre belastning (se Figur 3.2). Dessa mätningar genomfördes dock endast sporadiskt och kan inte ge en helhetsbild av det faktiska luftflödet i respektive ventilationsrör. Detta p.g.a. variationer i tillförd luftmängd till processen (se t.ex. Figur 3.8). Även om ventilationsaggregatet hade en konstant effekt så kompenserades de varierade luftflödena från respektive pilotlinje med stor sannolikhet via insug från andra processdelar eller pilotutrymmet.



Figur 3.11

Exempel på luftflödesmätningar (m/s) med handmätare i ventilationskanaler efter "mätboxarna" (observera olika skala på Y-axeln).

Med de uppmätta flödeshastigheterna enligt Figur 3.11 kan ett luftflöde i ventilationen beräknas till 37,4 m³/h och 24,9 m³/h för L1 respektive L2 utifrån ventilationens dimensioner. Antas detta luftflöde som representativt, kan totalemissioner för lustgas under den tredje mätperioden skattas med medelvärde för uppmätta lustgashalter i ventilationen för respektive pilotlinje och emissionsfaktorer kan beräknas med hjälp av medelhalter för inkommande ammonium under samma period:

- L1: 7,1 g N₂O/d; 1,26 % N₂O-N/NH_{4,in}
- L2: 5,5 g N₂O/d; 1,33 % N₂O-N/NH_{4,in}

Den kalla pilotlinjen för kväverening (L2) emitterar alltså mindre lustgas per dag än den uppvärmda pilotlinjen baserat på dessa medelvärden. Dock har L1 en ca 35 % högre N-belastning vilket resulterar i att emissionsfaktorerna är på en jämförbar nivå i de två pilotlinjerna. Med denna beräkningsmetod kan det alltså inte ses någon signifikant skillnad av N₂O-emissionerna mellan linjerna beräknat per inkommande mängd ammoniumkväve.

Baserat på tillförd processluft

Från den kontinuerliga loggning av luftflödesdata till båda pilotlinjerna kan för den representativa perioden ett medelflöde på 19,8 m³/h och 12 m³/h för L1 respektive L2 beräknas. Detta flöde är alltså avsevärt lägre än det beräknade ventilationsflödet baserat på punktmätningar med handflödesmätare. Det i sin tur kan tyda på en utspädning av tillförd processluft med annan luft från pilotcontainern. Det bör dock beaktas att mätningarna av luftflödet i processluften inte var genomförbara enligt de riktlinjer för minsta raksträcka före och efter mätpunkten för laminärt luftflöde som en korrekt luftflödesmätning kräver.

Med medelvärde för uppmätta lustgashalter i ventilationen för respektive pilotlinje och medelhalter för inkommande ammonium under samma period kan totalemissioner för lustgas skattas till:

- L1: 3,8 g N₂O/d; 0,67 % N₂O-N/NH_{4,in}
- L2: 2,6 g N₂O/d; 0,64 % N₂O-N/NH_{4,in}

Även vid denna beräkning ligger emissionsfaktorerna i förhållande till inkommande ammonium på en jämförbar nivå i de två pilotlinjerna. Dock ligger emissionsfaktorerna avsevärt lägre än vid emissionsberäkningar som baseras på skattat ventilationsflöde utifrån punktmätningar. Även med denna beräkningsmetod så kan alltså ingen signifikant skillnad av N₂O-emissionerna observeras mellan linjerna beräknat per inkommande mängd ammoniumkväve.

3.2.4 Emissionspåverkande faktorer

En korrelationsutvärdering av insamlade online-processdata i Kall-N-piloten (inkommande flöde Q_{in}, samt för respektive linje; ammoniumhalter i nitrifikationszonen N₂ NH₄, löst syre DO, pH, temperatur T, luftflöde och doserad extern kolkälla COD_{ext}) mot registrerade lustgashalter har genomförts för att undersöka om det kan identifieras samband mellan observerade emissioner och dessa. Det bör noteras att parametern ”doserad extern kolkälla COD_{ext}” inkluderades även om den doseras först i EDN-zonen och således inte direkt bör påverka lustgasemissioner från föregående zoner. Baserat på kvalitén i dataunderlaget för de olika processparametrarna valdes tidsperioden 15 januari–12 februari 2023 ut för en djupgående dataanalys. Det är en kraftig begränsning i utvärderingen att endast de parametrar som samlas in online användes i denna sambandsanalys men det beror på att övriga analysdata har en för låg upplösning/frekvens eller datakvalitet.

Data från den kontinuerliga mätningen av N₂O (Fresenius) sammanfogades med onlinedata från Kall-N-piloten och synkroniserades. En korrelationsanalys gjordes med hjälp av de mest välkända och vanligaste korrelationsmetoderna, Pearson (Rodgers et al. 1988; Wikipedia 2023a) och Spearmans (Zar 1972; Wikipedia 2023b). Se även avsnitt 2.5.3 för mer information om dessa metoder.

Resultat från Pearson- och Spearmansanalysen kan sammanfattas enligt:

- *Ammoniumhalt i nitrifikationen och vattnets pH*
Ammoniumhalten i respektive linje har som förväntat en signifikant positiv korrelation med lustgashalten i båda dataseten, särskilt när man beaktar Spearman-korrelationen

(0,81). pH visar en negativ korrelation med lustgashalten i båda dataseten, vilket innebär att när pH-värdet minskar tenderar registrerade lustgashalter att öka, och vice versa. Att emissionerna av lustgas minskar med ett ökat pH har påvisats tidigare vid ett fullskaligt försök att minska lustgashalterna vid en rejektvattenanläggning (Kanders et al. 2019). Teorin som läggs fram i den studien är att det framför allt är en förbättrad fullständig denitrifikation under anoxiska förhållanden som leder till de lägre emissionerna.

- **Inkommande flöde, DO och doserad extern kolkälla**

Spearman-korrelationsvärden för parametrar som vattenflöde, DO och doserad extern kolkälla är något högre än deras Pearson-motsvarigheter. Detta antyder att dessa variabler kan ha icke-linjära relationer med registrerade lustgashalter. Detta kan förklaras med att inkommande flödet kan ändras utan att ammoniumbelastningen ökar i samma grad. DO är indirekt beroende av ammoniumhalten då luftflödet styrs mot fasta syrekoncentrationer. Även doserad extern kolkälla styrs bland annat efter inkommande flöde och är således indirekt korrelerat till lustgas redan via denna styrning.

3.3 Emissionsmätningar vid Fillan ARV (låg T – ingen kväverening)

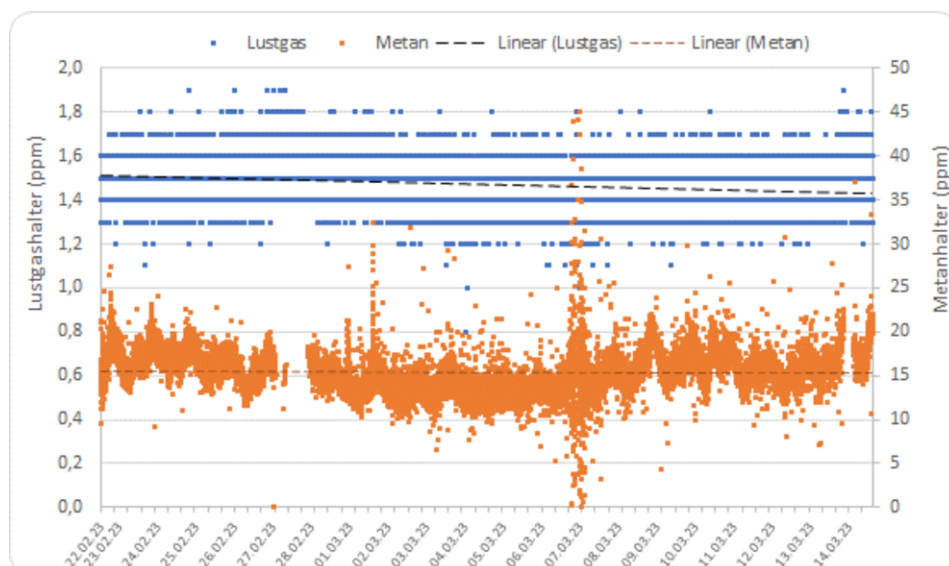
Även mätningen med Fresenius GA320 genomfördes under tre perioder i anslutning till mätningar i Kall-N-piloten. Mätningar omfattade perioderna 2/11–4/11 2022, 22/2–14/3 2023 och 1/6–6/7 2023. Fokus i redovisningen nedan ligger på andra mätperioden eftersom mätpunkten som användes kan ligga till grund för en bedömning av de samlade emissioner från biosteget. Summerande information för resultat från de andra två mätperioderna ges dock också.

3.3.1 Databehandling

Data från Fresenius GA320 exporterades som Excel-fil för de olika mätperioderna. Databearbetningen började på samma sätt som vid mätningar i piloten med att automatiskt gå igenom tidstämplar för att leta efter och markera saknade värden och fel. Därefter transformerades och rensades data genom att fel identifierades, tider utan data och negativa värden togs bort. Slutligen filtrerades datamängden på olika sätt för att inkludera endast data inom ett visst datumintervall för utvärderingen. Dessa intervall definierades beroende på datakvaliteten och representativa drift i Fillan ARV.

3.3.2 Uppmätta lustgas- och metanhalter

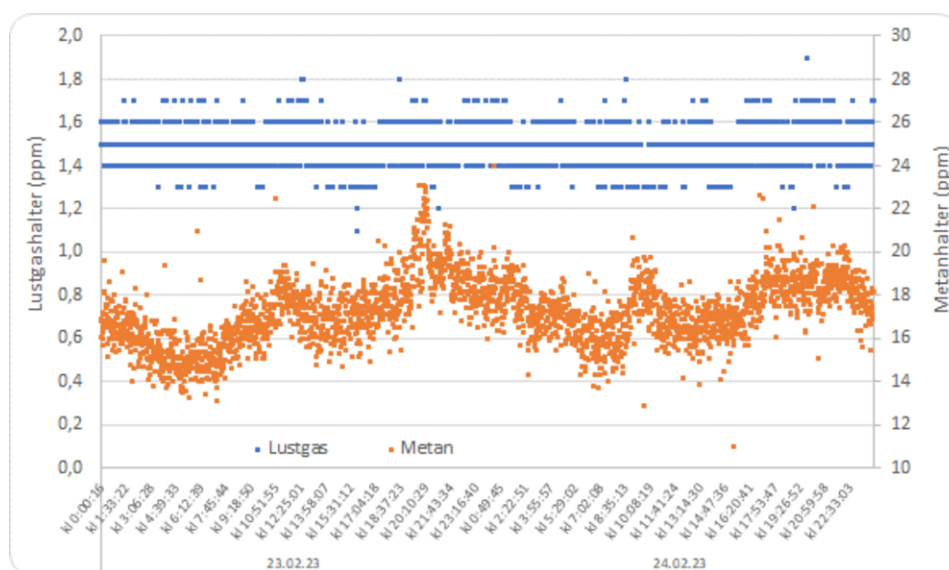
Resultaten från uppmätta lustgas- och metanhalter i ventilationen från hela biologin som mättes i andra mätperioden visas i Figur 3.12. Trots utmaningar med en stor utspädning i ventilationsflödet, valde projektgruppen att fokusera på denna mätperiod eftersom mätpunkten representerar emissioner från samtliga biolinjer. Medelhalten för uppmätta lustgas- och metanhalter i ventilationen för hela biosteget ser inte ut att fluktuera mycket även om lustgashalterna sjunker något i slutet av den relevanta mätperioden (Figur 3.12). Inga avvikande trender för lustgas- och metanhalter kunde observeras under perioder med konstant luftning p.g.a. låg belastning. Detta kan troligtvis förklaras med den mycket kraftiga utspädningen i ventilationsflödet på grund av ett många gånger högre ventilationsflöde jämfört med den faktiska tillförda mängden processluft.



Figur 3.12

Uppmätt volymfraktion av metan och lustgas från mätpunkten under hela mätperioden.

Vid en mer detaljerad analys av endast två mätdygn från andra mätperioden som visas i Figur 3.13 kan det ses en dynamik i uppmätta metanhalter som dock inte följer luftflödesdynamiken till processen (Figur 3.15). Däremot kan en viss korrelation till vattenflödet genom processen observeras (Figur 3.16). För lustgashalter kan inga variationer observeras utan uppmätta halter varierar mestadels mellan 1,4 och 1,6 ppm.



Figur 3.13

Uppmätt volymfraktion av metan och lustgas från mätpunkten under 23 och 24 februari 2023.

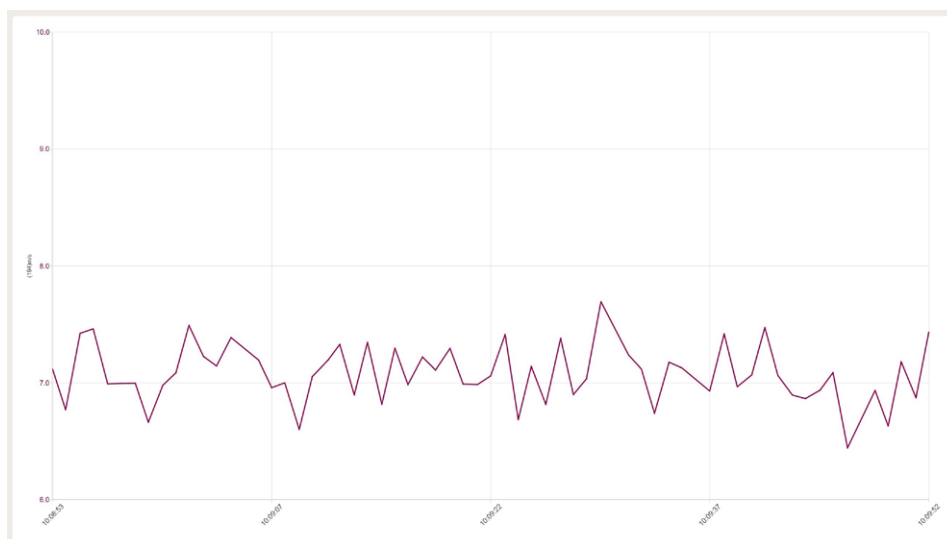
Medelvärden under andra mätperioden är beräknade till 1,5 ppm för lustgas och 15,5 ppm för metan. Dessa medelvärden ligger 40 % respektive 9 % lägre än medelhalter som beräknades vid första mätperioden som gjordes endast i ventilationen från utloppsdelen i en av de fyra biolinjerna (Figur 2.5) och under endast fyra dygn. Halter för lustgas och metan varierade inte mycket under första mätperioden och medelhalter beräknades till 2,6 ppm för lustgas och 17 ppm för metan.

Även under tredje mätperioden visade halter för lustgas och metan en typisk dygnsvariation kopplat till vattenflödet till processen över hela mätperioden. Sett över hela mätperioden har dock medelvärden legat på samma nivåer. För mätpunkten som samlar hela ventilationen från linjen låg medelhaltererna på 1,9 ppm för lustgas och 45 ppm för metan.

Att halter i ventilationskanalen för hela biologin är lägre än i ventilationen från olika zoner eller ventilation från en hel biolinje kan förklaras med att lustgashalter "späds ut" i en samlingskanal som också ventilerar utrymmen med lägre lustgashalter. Att halterna i samlingskanalen ändå ligger i samma storleksordning som i ventilationen från en linje kan förklaras med en förhållandevis jämn belastning på de olika biolinjerna som också medför en lika stor luftning (se Figur 3.15) och lika stor bildning som avgång av metan och lustgas. Det kan också antas att den stora spädluften som ventilationen suger in från utrymmen fördelas jämnt över de olika linjerna då inga andra öppningar/insug till ventilationen än från biolinjerna har kunnat identifieras.

3.3.3 Luftflöde

Hastigheten av luftflödet i ventilationen mättes flera gånger under de olika mätperioderna. Ett försök att logga mätdata från den handhållna mätaren under natten misslyckades då instrumentet stängde av sig efter en viss tid. Figur 3.14 visar ett exempel på mätning av luftflödeshastigheten i ventilationskanalen vid mätpunkten i samlingskanalen. Samma resultat framkom vid andra mätningar. Dock gör begränsningar i instrumentet att endast en kort ögonblicksbild kan visualiseras. Variationerna mellan varje mätning under andra mätperioden var små och ett medelflöde av hastigheten beräknades till ca 7,2 m/s. Hastigheten räknades om till ett volymflöde på ca 6 200 m³/h baserat på ventilationsrörets diameter (55 cm).

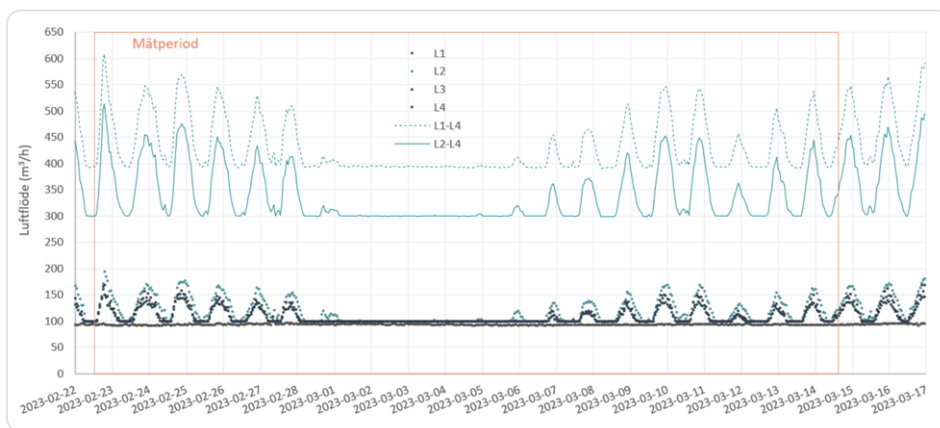


Figur 3.14

Exempel på mätning av luftflödeshastigheten i ventilationskanalen vid mätpunkten.

Under mätperioden varierade det faktiska flödet av processluft till biolinjerna 2–4 mellan 300 och 500 m³/h enligt anläggningens SCADA (Figur 3.15). Som vid den första mätomgången kan luftflödestoppar observeras vid midnatt medan de lägsta luftflödena konstateras strax före lunchtid. Dessa luftflödesvariationer beror på den varierande belastningen till biolinjen som är som högst vid midnatt och som lägst vid lunchtid (se även Figur 3.16). Det kan även ses att samtliga linjer förutom den avstängda följer samma dynamik och uppvisar liknande luftflöden.

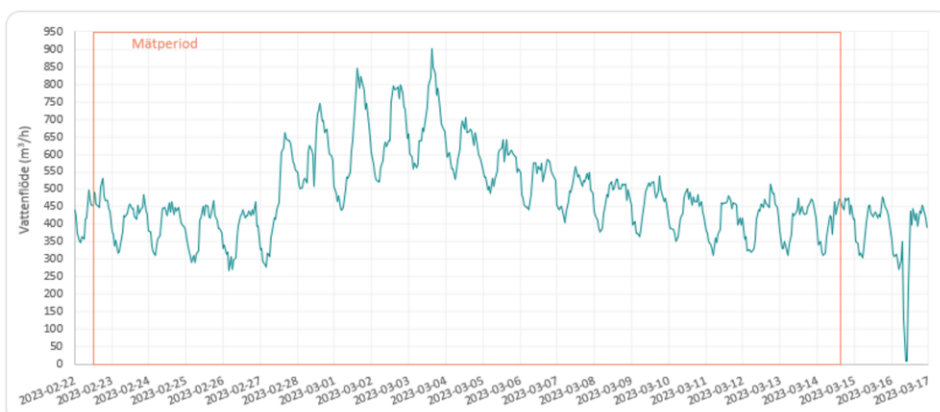
Även biolinje L1 som är avstängd luftas med ett fast luftflöde (100 m³/h, se Figur 3.15) för att hålla luftarsystemet i gång och för att undvika svavelvätebildning i det stillastående vattnet som linjen är fylld med. Eftersom ventilationskanalen för denna linje var avstängd under mätperioden avges denna luft till anläggningsrummet och har därmed troligtvis ändå sugits in i ventilationsströmmen.



Figur 3.15

Luftflödet till biolinjerna baserat på timmedel.

Under perioden 28 feb–6 mars kan det observeras att de vanliga flödesvariationerna inte finns med utan luftningsflödet till varje biolinje ligger konstant på basluftningen på 100 m³/h (som behövs för omblandning). Detta förklaras med att perioden sammanfaller med höga flöden inkommande avloppsvatten (Figur 3.16) och att vid dessa tillfällen är vattnet så pass syrerikt att det inte behövs någon luftning utöver basflödet för att syresätta vattnet i biosteget. Eftersom inget avloppsvatten förbileds biosteget ligger belastningen på jämförbara nivåer under höglödestillfällen som vid normalflöde vilket innebär att luftningsbehovet inte påverkas endast av en högre utspädning.



Figur 3.16

Utgående flöde av avloppsvatten vid Fillan ARV under mätperioden.

Baserat på dessa data låg medelluftningsflödet till biolinje L2–L4 under mätperioden på ca 322 m³/h med ett max på 472 m³/h och ett min på 288 m³/h. Jämfört med det beräknade luftflödet i ventilationskanalen på ca 6 200 m³/h framstår ventilationsflödet som signifikant större och processluften från L2–L4 späds ut minst 9 gånger med annan luft som troligtvis kommer från utrymmen i byggnaden inklusive luftflödet från den avstängda, men luftade biolinje L1. Vid perioden med endast basluftningen späds processluften ut minst 20 gånger och en så stor utspädning påverkar även halterna av lustgas och metan i ventilationsluften.

Luftflödet i ventilationen under första och tredje mätperioden mättes också flera gånger på samma sätt och med hjälp av ventilationsrörens diameter kunde genomsnittliga volymflöde beräknas till ca 340 m³/h under första mätperioden medan det faktiska luftningsvolymen från den del av processen som mätningarna utförts uppgick till ca 120 m³/h. Att ventilationsflödet i ventilation framstår som ca 3 ggr högre än det tillförda luftflödet till processen gör att flödesberäkningen behöver tas med viss försiktighet men stämmer överens med det väldigt höga luftflödet i samlingskanalen. Under tredje mätperioden beräknades ventilationsflödet vid mätpunkten till 685 m³/h och beräkningar av ventilationsflödet i de olika delflöden gav samma storleksordning.

3.3.4 Emissioner

Emissioner för lustgas och metan är beräknade för den andra mätperioden baserat på hänsynstagandet av:

- Inkommande medelvattenflöde till biologin vid Fillan ARV under mätperioden på ca 480 m³/h.
- Totalkväve på inkommande avloppsvatten till Fillan ARV för mätperioden. Baserat på fyra mätningar. Medelhalten för totalkväve under mätperioden var 21 mg/l.
- De beräknade luftflödet i ventilationen från hela biosteget på 6 200 m³/h.
- Medelhalter för volymfraktioner av metan och lustgas för mätperioden.

Med dessa antaganden skattas emissioner av lustgas och metan från biosteget vid Fillan ARV till:

- Lustgas: 410 g/d eller ca 150 kg/år
- Metan: 1540 g/d eller ca 560 kg/år

Uttryckt som koldioxidekvivalenter baserat på en omräkningsfaktor på 273 för lustgas och 27 för metan (enligt IPCC) blir emissionerna ca 41 ton CO_{2ekv} för lustgas samt 15 ton CO_{2ekv} för metan per år.

Andelen lustgaskväve av totalkvävet i inkommande avloppsflöde som avgår som lustgasemissioner i biosteget är ca 0,17 % N₂O-N/TN. Som jämförelse visar tidigare mätningar som IVL utfört på reningsverk med kväverening (nitrifikation) i storleksordningen på emissionsfaktorer mellan 1–2 % N₂O-N/TN medan underlag från 2019 års uppdatering av IPCC:s vägledning gällande växthusgasutsläpp från avloppsvattenrening (IPCC, 2019) anger en emissionsfaktor som motsvarar 1,6 % N₂O-N av inkommande kväve. Detta är dock ett standardvärde och bör användas tillsammans med dataintervallets spann från 0,016 till 4,5 % (baseras på 30 referenser, 1998–2018).

För den första korta mätperioden beräknades emissionerna från biosteget vid Fillan ARV vid en jämförbar kvävebelastning och baserat på ventilationsflödet från endast utgående zon i en biolinje till:

- Lustgas: 245 g/d eller ca 90 kg/år (27 t CO_{2ekv}/år; 0,07 % N₂O-N/TN)
- Metan: 550 g/d eller ca 200 kg/år (5 t CO_{2ekv}/år)

För den tredje mätperioden under juni-juli 2023 beräknades emissionerna från biosteget vid Fillan ARV vid en jämförbar kvävebelastning och baserat på ventilationsflödet från en biolinje till:

- Lustgas: 170 g/d eller ca 61 kg/år (18 t CO_{2ekv}/år; 0,05 % N₂O-N/TN)
- Metan: 1480 g/d eller ca 540 kg/år (13,5 t CO_{2ekv}/år)

Emissionsberäkningar som baseras på mätningarna i en biolinje resulterar alltså i avsevärt lägre lustgas- och metanemissioner totalt än vid beräkningar baserat på mätningar i hela ventilationsflödet från biosteget. Detta illustrerar hur mätpunkten kan påverka beräkning av totalemissioner och kan för biosteget vid Fillan ARV tyda på en ojämn fördelning av emissioner från de olika biolinjerna.

Även resultaten av metanemissioner redovisas här eftersom denna mättes samtidigt och att metanemissioner från vattenreningsprocesser generellt inte mäts i lika stor utsträckning som lustgas.

Jämfört med nyligen genomförda emissionsmätningar gjorda av IVL vid ett större avloppsreningsverk med kväverening så ligger metanemissioner vid Fillan ARV på en högre nivå (opublicerat data). Jämfört med mätningar gjorda vid ett mindre avloppsreningsverk utan kväverening så ligger dessa metanemissioner från biologin på jämförbara nivåer (opublicerat data). Att det är högre metanemissioner från reningsprocesser utan kväverening kan delvis bero på att kolet inte förbrukas som kolkälla i en

fördenitrifikation och kan under anaeroba förhållande ombildas till metan. Generellt är dock metanemissioner från slamhanteringen dominerande vid avloppsreningsverk. I vattenreningsprocessen är det främst i de inledande processtegen, som luftat sandfång, att metan som bildas i avloppsnätet strippas ut, samt metan som återförs med rejektvatten från slamavvattningen vid slamrötning.

3.3.5 Jämförelse med mätning från endast en biolinje (biolinje 1)

Medan emissioner från samtliga biolinjer i huvudventilationen undersöktes i mätomgång 2 valdes endast utgående reaktor i biolinje 4 och hela biolinje 4 ut som mätpunkt i första respektive tredje mätomgången. Det totala ventilationsflödet från samtliga biolinjer och processutrymmen konstaterades med ca 6 200 m³/h som avsevärt högre (10–20 gånger) än mängden tillförd luft via luftningsflödet till biolinjerna (300–500 m³/h). Det totala ventilationsflödet var också högre än det skattade totalflöde baserat på mätningar i ventilationsröret från utgåenden reaktor i biolinje 4 (340 m³/h) som ligger längst ifrån ventilationsaggregatet. Detta kan tolkas som att ett större utsug av luft sker i biolinjer närmare ventilationsaggregatet vilket påverkar själva haltkoncentrationerna av växthusgaser i de olika ventilationsflödena. Det bör dock anmärkas att luftflödesmätningen i första och tredje mätomgången inte kunde genomföras under optimala förutsättningar på grund av ventilationsutformningen och att dessa luftflödesmätningar därför är behäftade med en större osäkerhet än mätningar i huvudventilationen.

På grund av den stora utspädningen i huvudventilationen har även haltvariationer i mätningen varit avsevärt mindre än i första eller tredje mätomgången. Dock har variationerna av lussgashalter även vid dessa mätningar inte varit lika tydligt som för metan. Detta kan bero på att lustgasemissioner från den biologiska processen utan nitrifikation inte varierar i samma utsträckning som i biologiska processer med nitrifikation.

De beräknade emissionerna ökade med en faktor 1,8 för lustgas och en faktor 3 för metan i andra mätomgången jämfört med första mätomgången. Även andelen lustgaskväve som avgår som lustgasemissioner i biosteget av totalkvävet i inkommande avloppsflöde ökade från 0,07 till 0,17 % N₂O-N/TN eftersom kvävebelastning under mätomgång 2 var avsevärt lägre än i första mätomgången.

3.3.6 Jämförelse med mätning från Kall-N-pilot

Utifrån de beräknade emissionsfaktorer för Kall-N-piloten och Fillan ARV framstår lustgasutsläpp i kall miljö från reningsprocessen utan nitrifikation som förväntat avsevärt lägre än för reningsprocesser med nitrifikation. Medan emissionsfaktorn för piloten med nitrifikation beräknades till 0,65 och 1,3 % N₂O-N/NH₄-N_{in} så tyder data från Fillan ARV på en faktor på < 0,17 % N₂O-N/NH₄-N_{in}. Detta är väntat då lustgas i huvudsak bildas i de biologiska processerna nitrifikation och denitrifikation, vilka inte förekommer i avloppsreningsverk utan biologisk kväverening. Det tydliggör att verk som inför biologisk kväverening också riskerar att bidra med ökade direkta lustgasemissioner.

Skillnaden mellan emissionsfaktorerna för processer med eller utan uppvärmning framstår dock som marginell som utvärderingen av de två pilotlinjerna i Kall-N-piloten visade. Utmaningen vid beräkningen av emissionsfaktorerna och därmed jämförelsen finns dock framför allt i en bra kvantifiering av det relevanta luftflödet. Detta då luftflödesmätningar inte kunde genomföras med säkerställd noggrannhet vare sig i piloten eller vid Fillan ARV.

Även om emissionsfaktorn vid Fillan ARV vid användning av ventilationsflödet som referens framstår som låg så indikerar dessa mätningar ändå att det behöver räknas med en viss lustgasemission även från biologiska reningsprocesser utan indikation på spontan och okontrollerad nitrifikation. En jämförelse med andra studier är dock svårt p.g.a. brist på sådana mätningar. De mycket höga emissioner som rapporterat av Gruber et al. (2021) framstår som inte representativa då dessa påverkats kraftigt av emissioner under övergången från en nitrifierande till en icke-nitrifierande process.

3.4 Sensorutvärdering

Utvärdering skedde av de två sensortyperna Senseair K96 vilken baseras på NDIR-tekniken (non-dispersive infrared) och Unisense-sensorn som är en miniatyrsensor av Clark-typ med en intern referens och en skyddskatod. Mätarna presenteras närmare under avsnitt 2.4.1 och 2.4.2.

Mätperioderna som användes för utvärderingen sammanfaller med referensmätningar med Fresenius GA320 som visas i Figur 3.5. Första mätperioden var väldigt kort. Under mätperiod 2 hade Kall-N-piloten mest stabil drift utan större processändringar och det är därför också denna mätperiod som ger mest stabila data från de olika mätinstrumenten. Under den tredje och längsta mätperioden utfördes ett antal olika tester i piloten för att undersöka påverkan av olika faktorer på kvävereningen. Detta återspeglas även i lustgasmätningar. Även om mätperioden är en intressant period för utvärderingen av sensorprestandan så förvårar de olika genomförda testerna en bra kalibrering av sensorerna.

3.4.1 Drift och underhåll av sensorer

Ingen av sensorerna krävde något större underhåll under projektet. Vid andra mätomgången byttes Unisense-sensorer ut mot nya och en polarisering och kalibrering utfördes. En av sensorerna visade igen en negativ kurva efter polarisering. Trots en ny polarisering och flera kalibreringsförsök misslyckas det att få en stabilitet i ena Unisense-sensorn. Efter kontakt med teknikleverantören gjordes bedömningen att det kommit in luft i sensorn och efter detaljerade instruktioner kunde denna avlägsnas och sensorn polariseras och kalibreras om. Dessvärre tog hela processen från att problemet identifierades till det kunde åtgärdas flera veckor på grund av placeringen av pilotanläggningen. Under denna tidsperiod registrerade sensorn inte några data.

Vid installation av ”mätboxarna” med sensorerna i ventilationen utfördes en ny kalibrering av Unisense-sensorerna trots att en kalibrering utfördes redan inför transporten till piloten. Detta på grund av en negativ kalibreringskurva på ena sensorn vid förkalibrering. Senseair-sensorerna kalibrerades veckan innan installationen av IVL-personal.

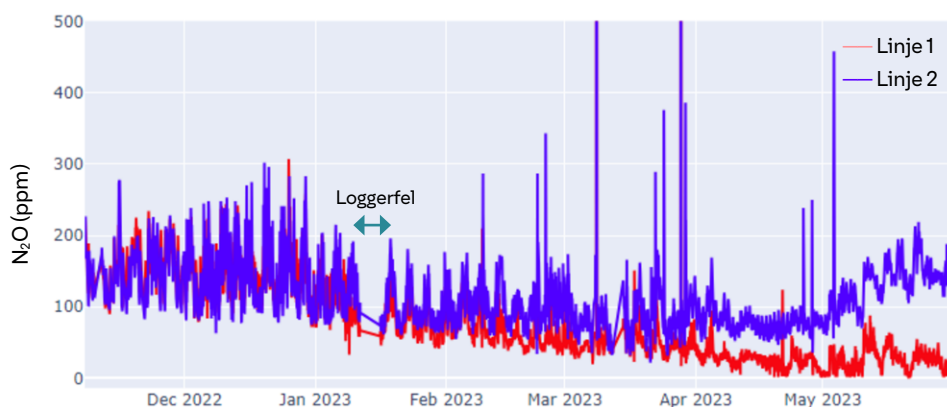
Inget underhåll eller kalibrering utfördes för Senseair-sensorerna.

3.4.2 Datainsamling och -bearbetning

Första steget i datautvärderingen har varit att strukturera, vid behov rensa, och synkronisera insamlat sensordata.

Senseair K96

Data från Senseair-sensorerna som omfattar tidsserier av N₂O-halter för de två sensorsenheterna hade ett kalkylblad per sensorsenhet som bearbetades noggrant för att extrahera, formatera och synkronisera tidsstämpeln och registrerat halt. Endast N₂O-avläsningar större än eller lika med noll inkluderades i den slutliga datamängden, vilket eliminerade ogiltiga negativa värden. Sedan filtrerades data för att inkludera enbart data inom de definierade tidsperioderna som användes i utvärderingen. Figur 3.17 visar data för hela projektperioden, inklusive några dagar där kopplingen till dataloggningen inte fungerade. Data i Figur 3.17 är på det sättet man får data i Excel-bladen från sensorn utan skalning (med faktor 10) som loggningsprogrammet Meterstudio också kan göra.



Figur 3.17
Original Senseair-data för
hela projektperioden.

Tabell 3.2 visar beskrivande statistik för de två testade Senseair-sensorerna under de tre mätperioderna som även referensmätningar genomfördes.

Tabell 3.2
Statistik för original
Senseair-data för de tre
mätperioderna för de två
pilotlinjerna i Kall-Npiloten.

Parameter	Mätperiod 1 2022-11-03 – 2022-11-04		Mätperiod 2 2023-01-12 – 2023-02-12		Mätperiod 3 2023-03-16 – 2023-05-02	
	L1	L2	L1	L2	L1	L2
Mätpunkter	2 878	2 878	33 881	33 881	61 242	61 242
Medelvärde	170.10	149.77	77.4	101	31.43	83.5
Standardavvikelse	30.88	32.22	23.56	30.21	16.5	30.1
Minimum	112.0	90.00	40	53	0	21
25:e percentilen	144	123	59	78	21	67
50:e percentilen	163	149	71	92	30	78
75:e percentilen	196	173	95	122	39	91
Maximum	255	223	209	286	150	384

Under databearbetningen upptäcktes det för en begränsad tidsperiod – från den 14 april 2023 till den 24 april 2023 – en tidsfördröjning i mätdata för L2 som skulle ha påverkat kalibreringsprocessen negativt om den inte hade upptäckts i den första datagranskningen. Problemet som konstaterades var att en tidsförskjutning av signalen sparades under denna period av okänd orsak som gjorde att haltdynamiken hamnat i ofas med tillhörande dynamik i pilotdriften (t.ex. luftflödet). Detta skulle påverkat lutningen på kalibreringskurvan, en grundläggande komponent som hjälper till att bestämma linjäriteten och graden av korrelation mellan sensors data och den faktiska N_2O -koncentrationen från referensmätningen, negativt. Projektgruppen beslutade därför att ta bort perioden från kalibreringsdatamängden och genom att eliminera dessa komplexa data säkerställdes att återstående data korrekt representerade sensors respons på varierande N_2O -koncentrationer. Intressant nog fortsatte inte denna tidsfördröjning under hela insamlingsperioden utan återställdes själv utan yttre påverkan. I samverkan med teknikleverantören identifierades hanteringen av data med hjälp av Excel som den troliga orsaken. Vid längre mätserier bör andra tillgängliga och mer robusta datahanteringssystem nyttjas.

Unisense N_2O -sensor

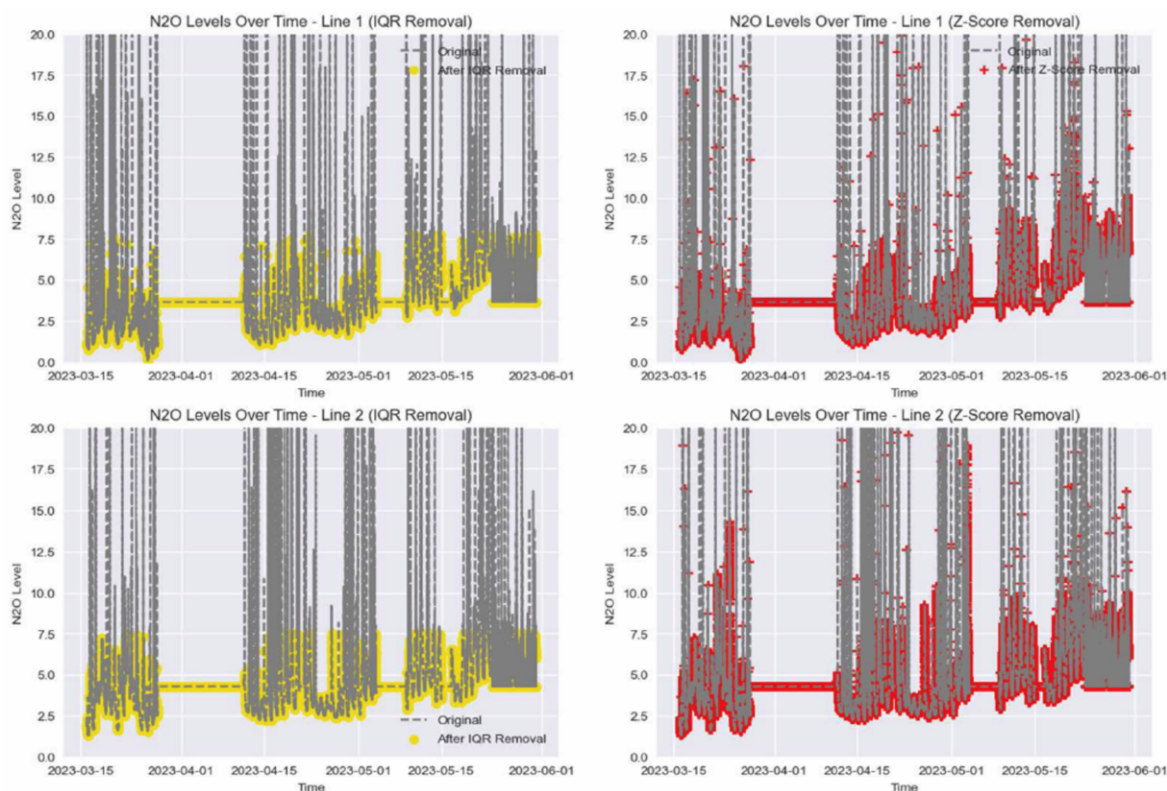
För Unisense N_2O -sensor samlades data in från Unisense sensorsfiler som inkluderar tidstämpel, lustgashalt, temperatur och tryck. Data grupperades i minutsintervall (i Python genom Pandas Grouper-funktionen; McKinney, 2011) och rensades för avvikande data. Att datapunkterna för Unisense-sensorn inkluderade så många kraftigt avvikande datapunkter beror på störningarna av signalen från mikrosensorn som orsakats av elektriskt

brus från pilotanläggningen. Två metoder användes för att upptäcka och ta bort dessa avvikelser: Z-Score (Urdan 2010; Wikipedia 2023e) och Interquartile Range (IQR) (Bruce et al. 2020; McGill 1978; Wikipedia 2023f). Se även avsnitt 2.5.3 för mer om dessa två metoder.

Figur 3.18 visar original Unisense-data och korrigerade data med de två metoder för borttagning av extremvärden. Endast data för samma period som den sista referensmätningen visas.

Figur 3.18

Original Unisense-data och korrigerade data med metoder för borttagning av extremvärden (outliers).



Tabell 3.3 visar en jämförelse för den ursprungliga datamängden, efter Z-Score-borttagning och efter IQR-borttagning, med olika statistiska mått. För mätvärden i L1 minskade Z-Score-metoden medelvärdet med ungefär 2,60 % och standardavvikelsen med ungefär 75,6 %. Medianen förblev oförändrad. IQR-metoden minskade medelvärdet och standardavvikelsen med ungefär 10,8 % respektive 81,0 %. Återigen förblev medianen oförändrad. För mätdata från L2 minskade Z-Score-metoden medelvärdet med ungefär 1,95 % och standardavvikelsen med ungefär 70,7 %. Medianen förblev oförändrad. IQR-metoden minskade medelvärdet och standardavvikelsen med ungefär 9,1 % respektive 79,1 %. Återigen förblev medianen oförändrad.

	Pilotlinje L1			Pilotlinje L2		
	Rådata	Z-Score	IQR	Rådata	Z-Score	IQR
Mätpunkter	191 660	109 196	109 196	191 660	100 812	100 812
Medelvärde	4,47	3,94	4,58	6,71	3,62	4,25
Standardavvikelse	26,32	1,85	1,65	6,67	1,45	1,19
Minimum	-194,3	0,099	1,31	1,17	0,099	1,31
25:e percentilen	-1,52	2,66	3,55	3,09	2,051	3,447
50:e percentilen	3,15	3,65	4,28	4,22	3,65	4,28
75:e percentilen	7,69	4,69	5,13	7,91	4,09	4,64
Maximum	2 140,3	18,92	16,12	837,48	7,77	7,524

Tabell 3.3

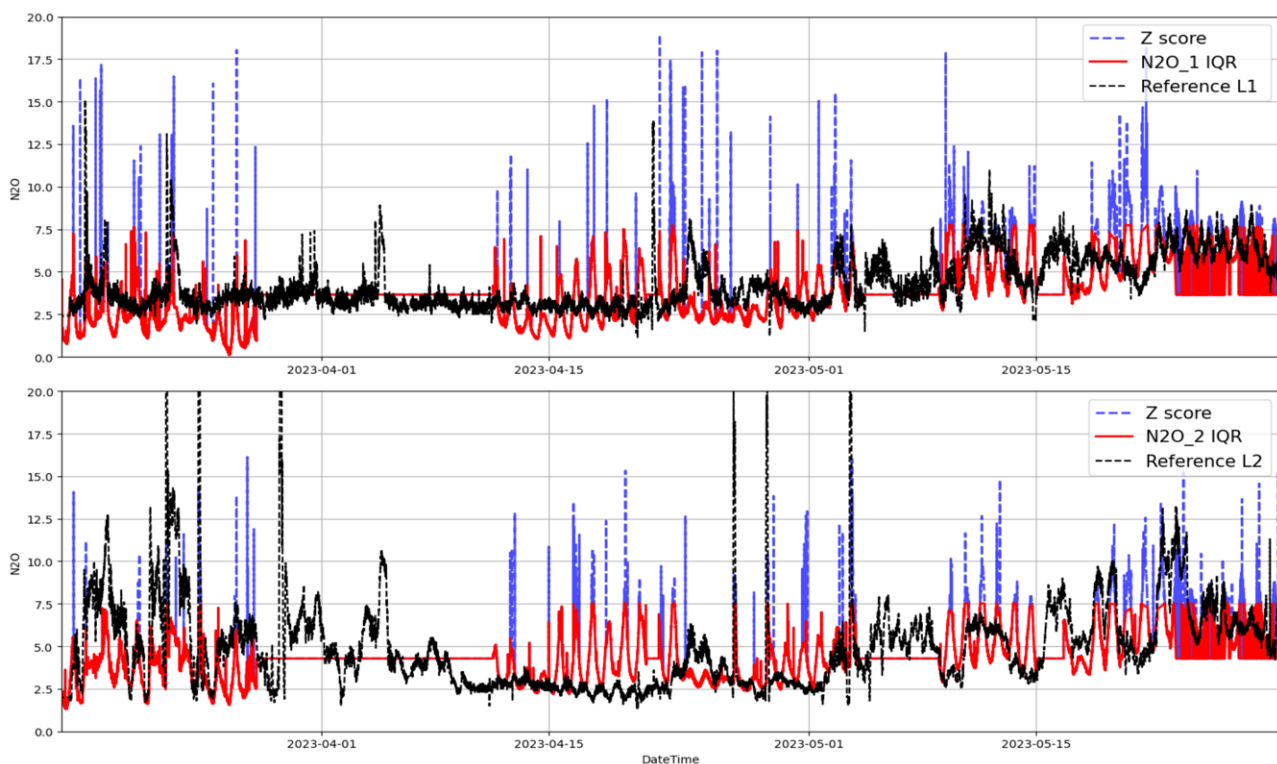
Statistik för original och rensade Unisense-data för den tredje referensperioden för de två pilotlinjerna i Kall-N-piloten.

Resultaten tyder på att båda metoderna effektivt minskar spridningen av data (vilket syns genom minskningen av standardavvikelsen). IQR-metoden är mer aggressiv och leder till större minskningar av medelvärde och standardavvikelse. Det bör noteras att det inte kan sägas vilken som är den "bästa" metoden då det definieras olika beroende på specifika data och hur data ska användas. Ibland kan en mer aggressiv metod som IQR föredras om alla potentiella avvikelser ska tas bort. I andra fall kan en mindre aggressiv metod som Z-Score föredras för att behålla mer av ursprungliga rådata. Det bör noteras att databruset som orsakas av signalstörningar möjligen skulle kunna undvikas genom en anpassad placering och signalskärning från störande elektriska fält. Därmed skulle möjligen detta databehandlingssteg inte behövas.

Figur 3.19 visar Unisense-data efter borttagning av avvikelser med de två metoderna samt referensdata för både L1 och L2. Från figuren kan det ses att IQR-metoden är mer aggressiv än Z-Score-metoden. För att behålla så mycket av de ursprungliga sensordynamiken som möjligt samtidigt som stora avvikelser tas bort användes Z-Score-metoden för vidare utvärdering av Unisense-sensorn.

Figur 3.19

Jämförelse av korrigerade Unisense-data (Z score och IQR) med referensdata från Freseniusinstrument (Reference L1 & L2).



Det är dock viktigt att notera att borttagning av avvikande data, även med Z-Score-metoden, kan eliminera vissa legitima dynamiska variationer som sensorn registrerat. Generellt kan även mer avancerade metoder för att upptäcka avvikelser t.ex. Isolation Forests (Liu et al. 2008; Wikipedia 2023g), One-Class SVMs (Khan et al. 2014; Wikipedia 2023h) och Local Outlier Factors (Breunig et al. 2000; Wikipedia 2023i) tillämpas vilket dock inte har varit möjligt inom detta projekt. En viss manuell kontroll har genomförts där toppar i haltmätningen har jämförts manuellt med driftstörning och toppar i referensmätningen. Toppar i lustgashalter kunde exempelvis observeras så fort inloppspumpen till piloten stoppades. Dessa toppar kunde även observeras i referensinstrumentet.

Att rensa bort dessa data kan vara fel eftersom dessa värden utifrån mättekniken är korrekta, samtidigt är ett stopp i piloten som orsakar halttoppar inget "relevant" processrelaterat event som bör ingå i utvärderingen.

3.4.3 Sensorkalibrering

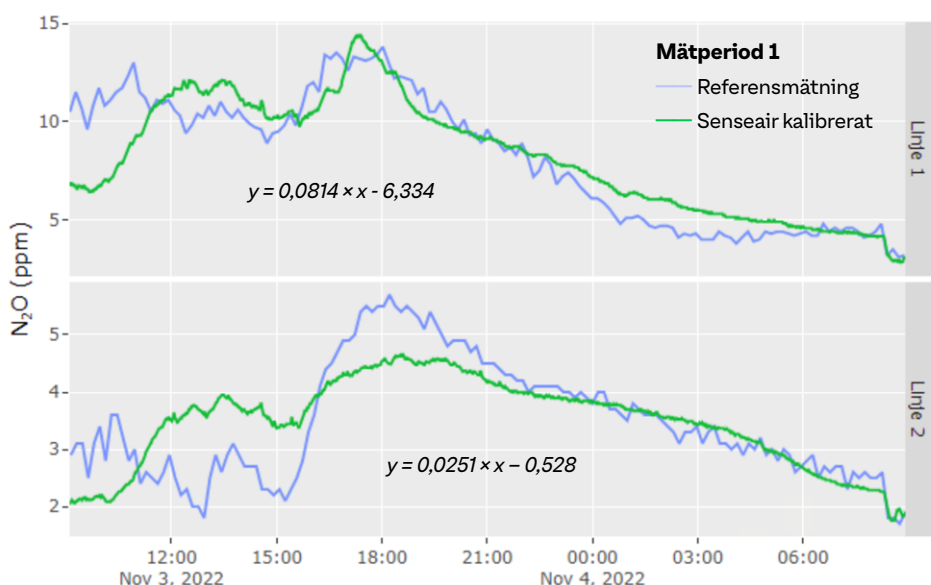
Efter den initiala databearbetningen har kalibreringsprocessen av sensordata mot referensmätningen genomförts.

Senseair K96

Kalibreringsprocessen av Senseair-data började med använda metoden 'nearest' (McKinney, 2011) som matchar tidsstämplar i referens- och sensordatamängderna för att justera eller sammanfoga två dataset baserat på de närmaste tidsstämplarna, snarare än att kräva en exakt matchning. Detta är särskilt användbart när data samlas in från olika sensorer eller källor med något olika samplingsfrekvenser eller tidsförskjutningar. En visuell jämförelse mellan referens- och Senseair-data gjordes för att se om de två dataserierna överensstämmer med avseende på trender och fluktuationer.

En linjär regressionsmodell hjälper till att se om de två dataserierna överensstämmer med avseende på deras trender och fluktuationer. En linjär regressionsmodell etablerar ett förhållande mellan referensdata och Senseairs sensordata. Sensordata från Senseair används som den oberoende variabeln 'x', och referensdata som den beroende variabeln 'y'. Den linjära ekvationen $y = ax + b$ beräknas där 'a' är lutningen och 'b' är y-axelskärningen. Senseair-sensorn kalibreras genom att applicera ekvationen som härleds från den linjära regressionen på de råa sensordata.

Figur 3.20 visar kalibrering av Senseair-sensorerna mot referensmätning för mätperiod 1 inklusive kalibreringsekvationerna. Trots den korta mätperioden bedöms kalibreringen av båda Senseair-sensorerna för mätperiod 1 som lyckad. Enligt tillverkaren beror den jämnare signalen för sensorn jämfört med referensinstrumentet på den speciellt för projektet framtagna kapslingen som ännu inte har optimerats och påverkar sensorns svarstid.



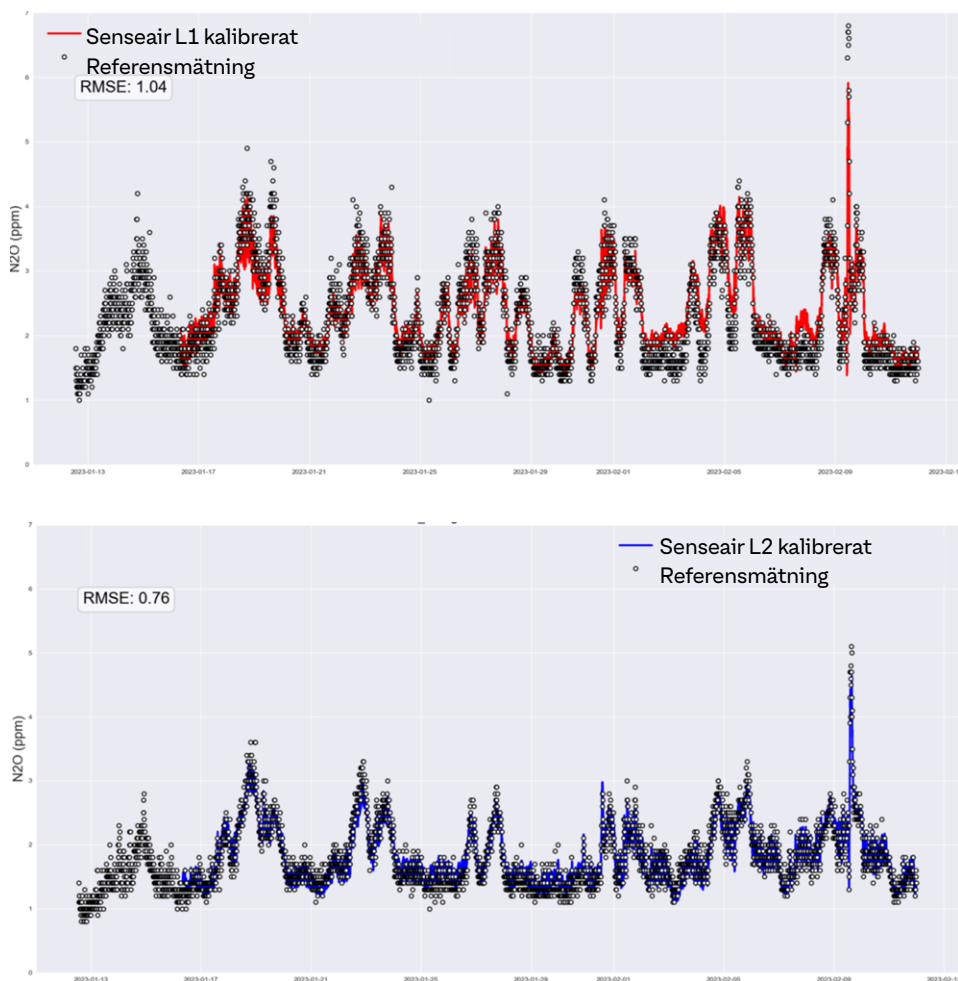
Figur 3.20

Kalibrerade Senseair-data mot referensmätning för mätperiod 1.

Figur 3.21 visar kalibrerade Senseair-data för båda linjerna mot referensdata för mätperiod 2. Notera att x (Senseair) här är i enheten (ppm × 10) vilket påverkar bland annat den estimerade lutningen och skärningen. Om x data hade varit skalade i ppm då hade lutningen för L1 ungefär varit 0,814 respektive 0,251 för L2.

Som ett mått på spridningen av avvikelserna mellan kalibrerade Senseair-data och referensdata kan rotmedelkvadrat-felet (Root mean square error, RMSE) användas som statistisk måttstock. Ett lägre RMSE-värde indikerar en bättre överensstämming av

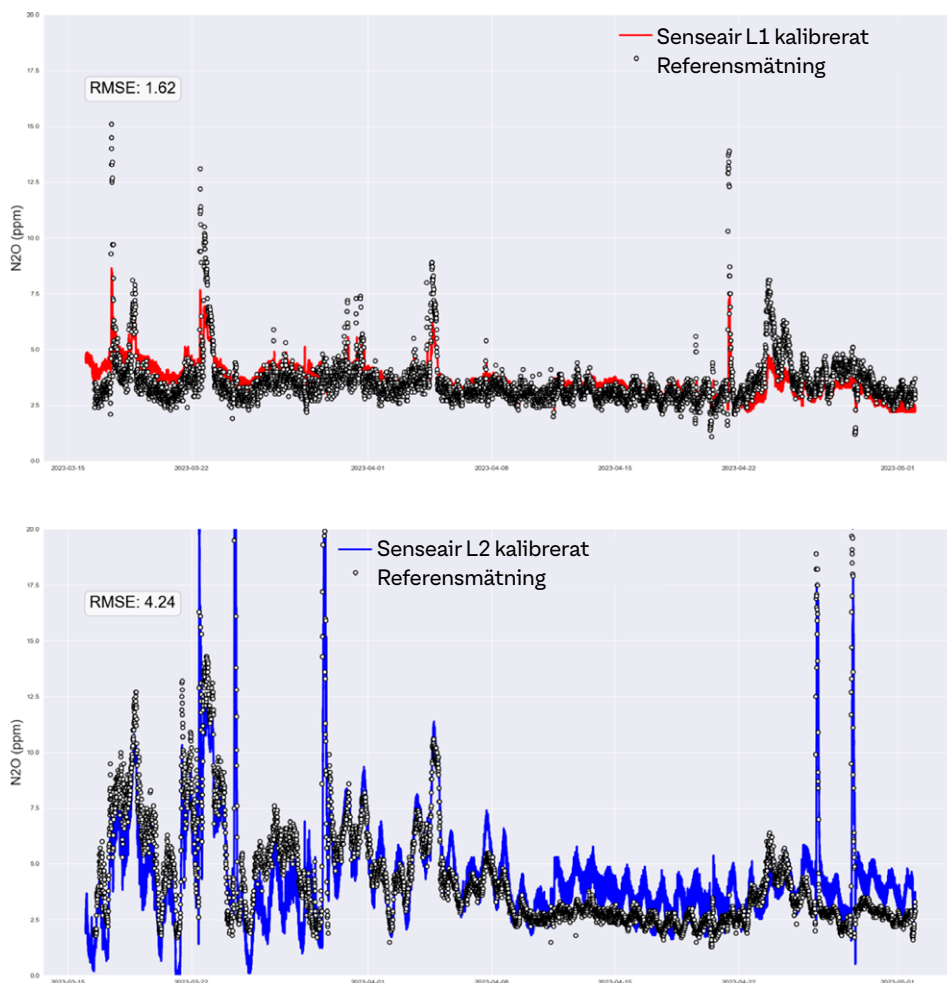
data. Ett bra RMSE-värde beror på vad man kalibrerar och hur stort fel det är i referensmetoden. Även för mätperiod 2 kunde en mycket bra kalibrering av båda Senseair-sensorerna åstadkommas.



Figur 3.21

Kalibrerade Senseair-data mot referensmätning för mätperiod 2.

För den tredje mätperioden fick, som diskuterats ovan, en period mellan 16 mars och 2 maj 2023 selekteras på grund av oönskade avvikelser i dataloggning. Figur 3.22 visar kalibrerade Senseair-data för båda linjerna mot referensdata för mätperiod 3. Det kan observeras att RMSE-värdet från kalibreringarna för mätperiod 3 (1,62 respektive 4,24 ppm N₂O) är högre än för mätperiod 2 (1,04 respektive 0,76 ppm N₂O). Även visuellt kan det ses att Senseair- och referensdata avviker under flera perioder. Detta beror delvis på att mätperiod 3 omfattar avsevärt mer datapunkter och en intensiv testperiod i Kall-N-piloten som resulterade i stora datavariationer som påverkar kalibreringen. Även för mätperiod 3 kan dock en bra kalibrering av båda Senseair-sensorerna konstateras.



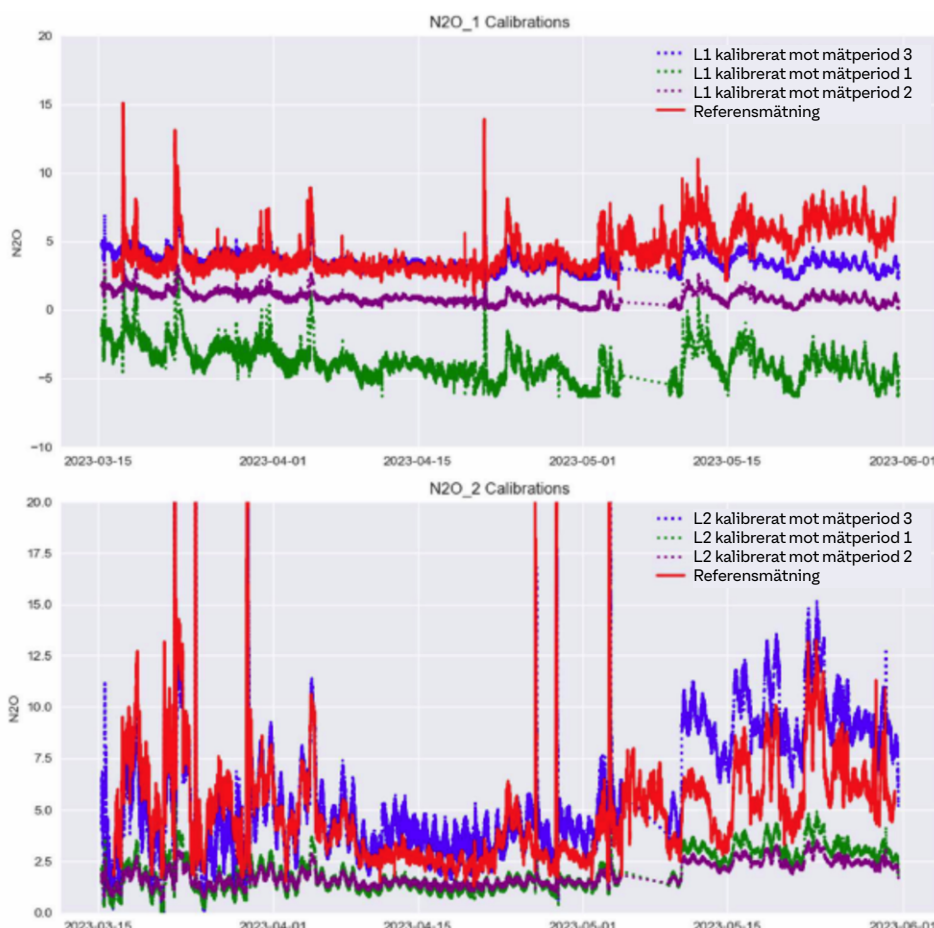
Figur 3.22

Kalibrerade Senseair-data mot referensmätning för mätperiod 3.

Förutom en kalibrering för varje mätperiod försökte projektgruppen även att göra en kalibrering av data från sista mätperioden (Figur 3.22) mot alla tre referensperioderna (Figur 3.23). Genom att göra separata kalibreringar fås en uppfattning om hur stor spridningen är mellan perioderna vilket ger en bättre uppfattning även om hur en kalibrering som omfattar alla tidsperioder presterar över tiden. Även om variationer och trender kan fångas in av samtliga kalibreringar så är det tydligt att den estimerade N₂O-halten baserat på Senseair-data varierade betydligt beroende på vilken referensperiod som valdes för kalibrering.

Som Figur 3.23 visar varierar den estimerade N₂O-halten baserat på Senseair-data mellan de olika kalibreringsperioderna, vilket kan bero på olika faktorer som en förändring i pilotlinjernas driftsätt men även sensors prestanda över tid. Noterbart är att den estimerade N₂O-halten är betydligt lägre än referensmätningen både för L1 och L2 när kalibrering från mätperiod 1 och 2 används. Störst skillnad kan observeras för period 1 och L1. Vidare skiljer sig även estimerad halt jämfört mot referens med kalibrering gjord på mätperiod 3 ju längre det går mot mätperiodens slut. Estimerad halt jämfört mot referens avviker tidigare för L2 än för L1. För L2 fås dessutom för högt estimerade värden och för L1 för lågt estimerade värden. Dessa iakttagelser gör att en utvärdering och kalibrering baserat på en mätperiod som spannar över ett helt år kan vara motiverade för att kunna få med alla säsongsvariationer.

Det har utifrån insamlade data inte varit möjligt att identifiera ytterligare specifika processdata eller fysiska egenskaper hos sensorn som orsakar påverkan på den estimerade N₂O-halten.



Figur 3.23

Jämförelse av referensdata (röd) mot kalibrerade Senseair-data baserat på olika referensmätningar; den övre figuren visar resultat för L1 och den undre för L2.

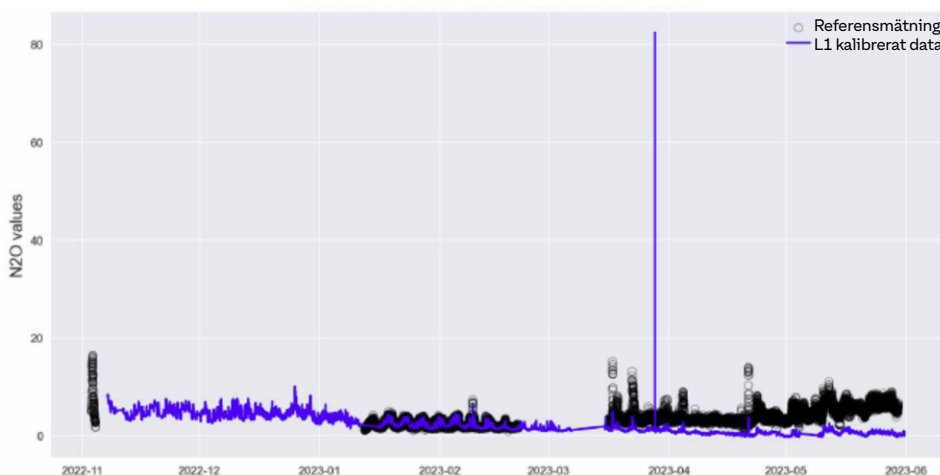
För att undersöka om en bättre kalibrering för hela projektiden kan hittas utfördes en utökad dataanalys baserat på andra insamlade signaler i Senseair-sensorn. Det främsta målet var att integrera, förbättra och analysera Senseair-data med avseende på referensdata för två sensorkategorier, särskilt med fokus på korrelationen mellan olika sensormätningar och N_2O -värden. För att analysera data grupperades datamängderna efter tid och medelvärdesberäknades. Dessa medelvärdesberäknade datamängder från olika signaler slogs sedan ihop baserat på deras tidsvärden i en gemensam datamängd. Dataseten analyserades även för att hitta och ta bort eventuella duplicerade tidsstämplar och negativa värden. Denna operation säkerställer att varje datamängd har endast ett värde per tidsstämpel. Efter datarensningen skapades tidsserieplottar för varje kolumn i datamängderna och korrelationsmatriser genererades med hjälp av Pearson- och Spearman-korrelation för de två linjerna. En tiodagarsperiod, från den 19 januari 2023 till den 29 januari 2023 valdes ut för vidare analys. Det bör noteras att denna period valdes baserat på omfattande tester med 24-timmars intervaller.

Korrelationsanalysen gav att det var starka positiva korrelationer mellan referensdata och vatten- samt lustgashaltsmätning som dock inte var tryckkompenserade (MPL_ConcPCflt [ppm] resp. LPL_ConcPCflt) samt måttliga positiva korrelationer med temperaturmätningar. För L1 konstruerades en Ordinary Least Squares (OLS) regressionsmodell för att förstå och kvantifiera sambandet mellan de valda parametrarna och N_2O -värdena. Parametrar valdes baserat på deras observerade korrelationsvärden. Hantering av saknade data genomfördes med medianimputation, d.v.s. att det saknade värdet ersätts av medianvärdet för dataserien.

Efter uppdelning av alla mätdata i tränings- och testdataset där 80 % respektive 20 % av datapunkterna ingick anpassades modellen och visade en korrelationskoefficient (r^2 -värde) på 0,89, vilket betyder på att modellen förklarade cirka 89 % av variansen i

den beroende variabeln (referensmätningen). Dessutom bekräftar ett lågt RMSE-värde (kvadratrotsmedelvärdet) på 0,22 ppm modellens noggrannhet.

Även för hela mätperioden gjordes sedan en kalibrering och som Figur 3.24 visar stämmer kalibrerade Senseair-data bra överens med referensvärden för den andra mätperioden som även ligger till grund för modellen, samt för den första mätperioden. För tredje referensperioden kan dock en tydlig och ökande avvikelse av kalibrerade data från referensdata observeras. Som tidigare diskuterats kan detta bero på en intensiv testperiod under den tredje mätperioden som ändrat processrelaterade parametrar men även sensorspecifika förändringar. Detta kräver en vidareförande undersökning.

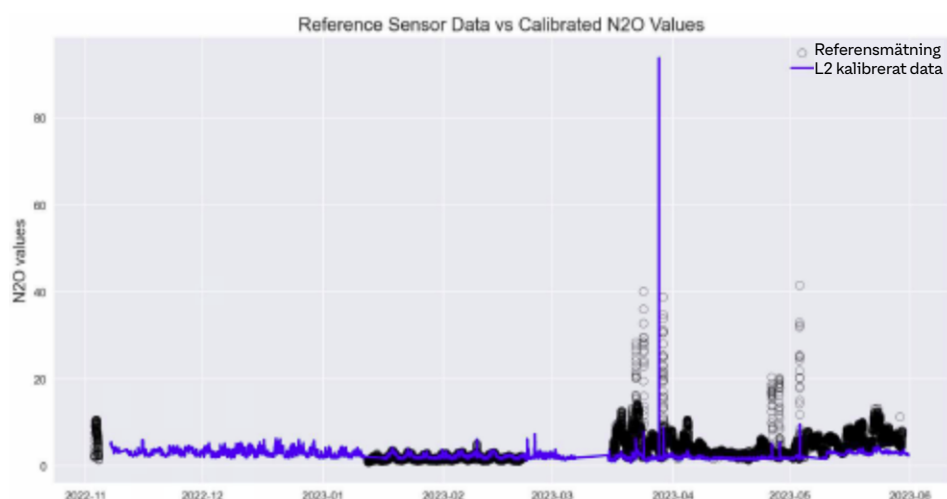


Figur 3.24

Jämförelse av referenssensorvärden och kalibrerade Senseair-data för L1 baserad på Ordinary Least Squares (OLS) regressionsmodell.

Även tre andra regressionsmodeller testades för att undersöka om en bättre kalibrering kunde uppnås. Dessa inkluderade Partial Least Squares (Wikipedia 2023d; Wold et al. 2001), Lasso Regression (Tibshirani 1996) och Random Forest (Breiman 2001; Wikipedia 2024a). Samfattningsvis så visade alla tre modellerna en bra kalibrering av data med Random Forest Regression-modellen som något mer exakt än de andra. Den enklare PLS-regressionen erbjuder å andra sidan en linjär kombination av egenskaper och ger värdefulla insikter i samband mellan funktioner och deras påverkan på den förutsagda målvariabeln. Lasso Regression visade också förmågan att välja egenskaper, då modellens prestanda liknade PLS. Om det dock är nödvändigt att tolka och förstå sambandet mellan funktioner kan PLS ge djupare insikter.

Samma Ordinary Least Squares (OLS) regressionsmodell användes för att utvärdera modellernas prestanda för Linje 2 vilket resulterade i en RMSE på 0,27 och en korrelationskoefficient (r^2 -värde) på 0,68, alltså något bättre korrelation än för L1 (Figur 3.25).



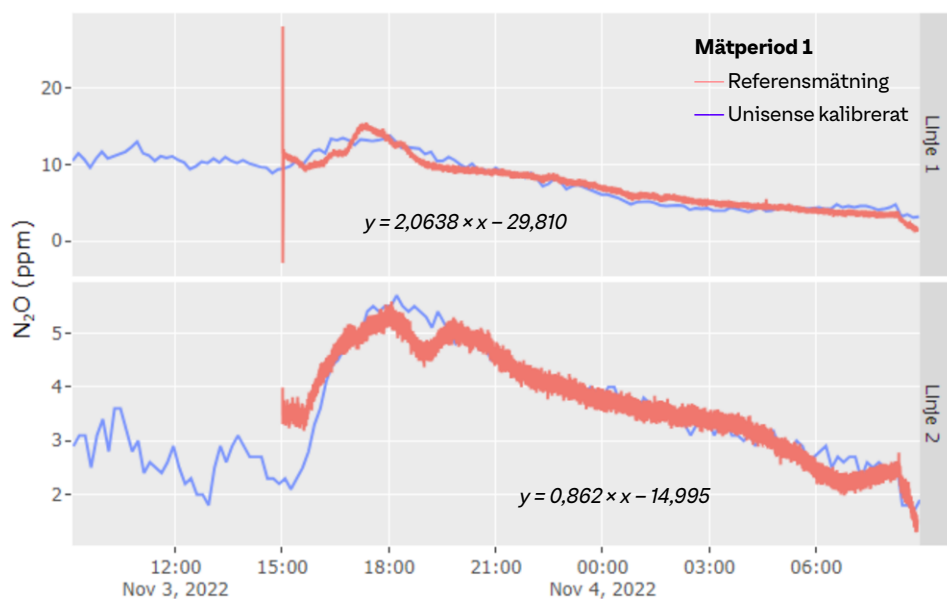
Figur 3.25
Jämförelse av referenssensorvärden och kalibrerade Senseair-data för L2 baserad på Ordinary Least Squares (OLS) regressionsmodell.

För OLS-regression var prestandan något bättre för Linje 2 avseende RMSE. Dock presterade Linje 1 bättre än Linje 2 i termer av korrelationskoefficient (r^2 -värde). PLS-Regression presterade något bättre för Linje 1 med en något lägre RMSE och en högre korrelationskoefficient. Resultaten för Lasso Regression var mycket lika för båda linjerna, men de hade en något lägre RMSE och högre korrelationskoefficient för Linje 1. Random Forest Regression, som visade överlägsen prestanda för Linje 1, presterade ännu bättre för Linje 2 med en tydligt lägre RMSE och en påtaglig ökning av korrelationskoefficient (r^2 -värde). Detta understryker att även om data för båda linjerna har likheter, kan skillnader påverka prestandan för de prediktiva modellerna. En ytterligare domänspecifik analys skulle vara fördelaktig för att bättre förstå dessa nyanser.

Övergripande kan det konstateras från detta kalibreringsförsök att även om den här metoden kunde förbättra kalibreringen av Senseair-data, är det mycket beroende av vilken period av referensdatainsamling som väljs ut för kalibreringen. Det bör noteras att det principiellt är möjligt att utveckla en enda prediktiv modell för hela mätperioden, men testerna visade att modellens noggrannhet skulle vara låg (korrelationskoefficient $r^2 \leq 0,3$). Dessa resultat antyder att några viktiga processparametrar och/eller sensor-karaktäristik har ändrats under projektet, vilket skulle kunna påverka resultaten avsevärt. Ett mer detaljerade arbete skulle behövas för att utreda detta med en bredare och djupare ansats.

Unisense N₂O-sensor

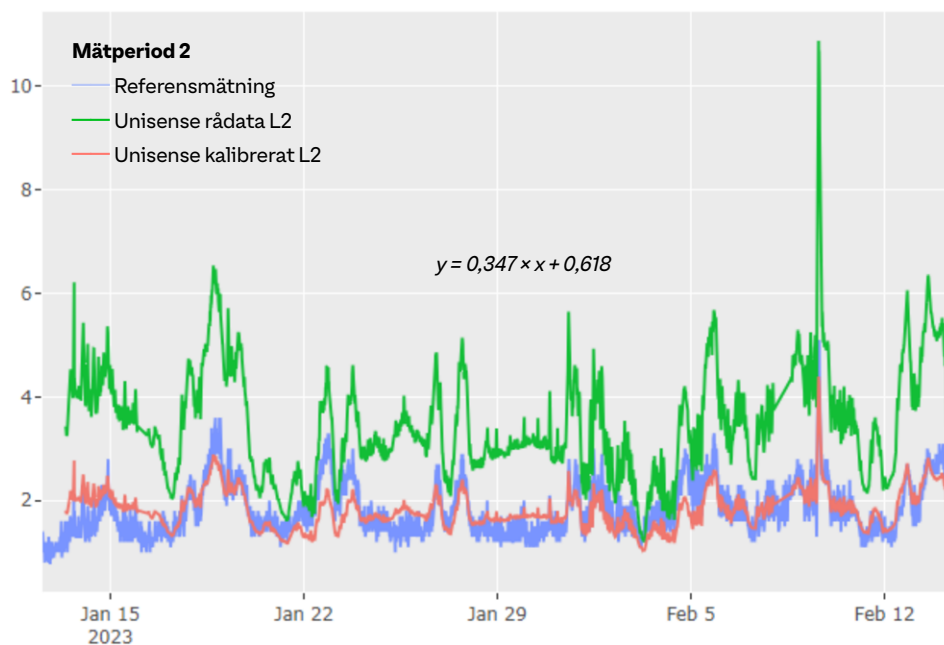
Samma metodik som användes för Senseair-data användes för kalibrering av Unisense-data. Figur 3.26 visar kalibrering av Unisense-sensorerna mot referensmätning för mätperiod 1 inklusive kalibrerings-ekvationerna. Trots den korta mätperioden bedöms kalibreringen av båda Unisense-sensorerna för mätperiod 1 som lyckat.



Figur 3.26

Kalibrerade Unisense-data mot referensmätning för mätperiod 1, den övre figuren visar resultat för L1 och den undre för L2.

Figur 3.27 visar kalibrerade Unisense-data för linje 2 mot referensdata under mätperiod 2. Unisense-sensorn i L1 har inte genererat relevanta mätdata då den inte varit i drift på grund av problem vid byte av sensorn som beskrivs i 3.4.1. För Unisense-sensorn i L2 kunde en bra kalibrering åstadkommas även för mätperiod 2.



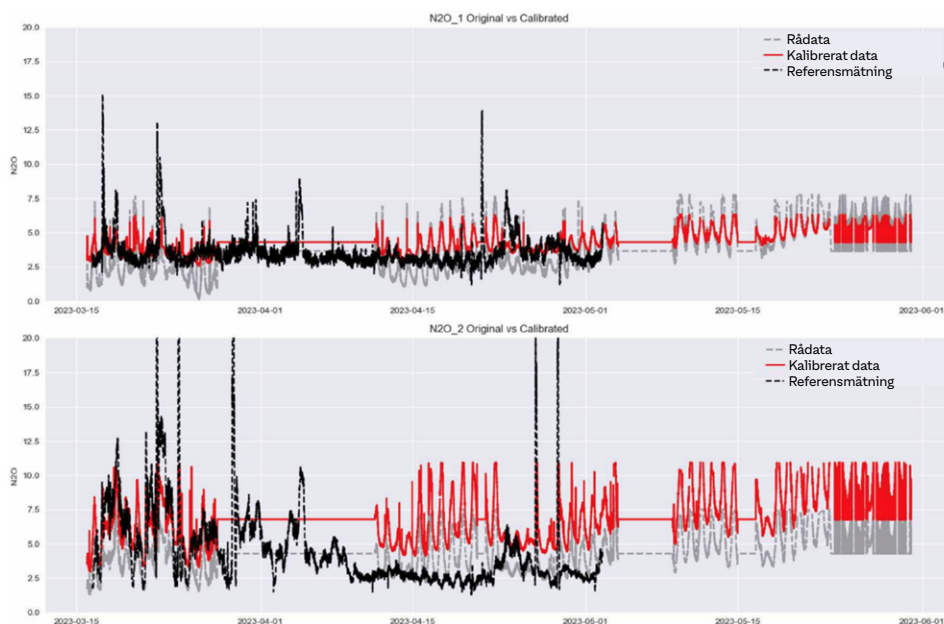
Figur 3.27

Kalibrerade Unisense-data mot referensmätning för mätperiod 2.

Referens- och Unisense-data (original och kalibrerat) för tredje mätperioden visas i Figur 3.28. Eftersom Unisense-data generellt har varit mer komplexa med tanke på bland annat många avvikande värden och saknade data, har även kalibreringen varit mer utmanande än för Senseair-data. Efter omfattande tester identifierades mätperioden 2023-03-16 till 2023-03-21 att vara den bästa perioden för kalibrering av Unisense-data.

Kalibreringsekvationen som härleddes från den linjära regressionsmodellen bestämdes till:

- L1: $y = 0,44 \times x + 2,64$
- L2: $y = 1,22 \times x + 1,51$



Figur 3.28

Jämförelse mellan referens- och kalibrerade Unisense-data, den övre figuren visar resultat för L1 och den undre för L2.

Även en kalibrering av Unisense-data som visas i Figur 3.28 mot data från alla tre referensperioderna har utförts. Resultaten visade att en ännu sämre kalibrering kunde åstadkommas än vid samma utvärdering för Senseair-data. Detta kan dock förklaras med att sensorerna byttes ut efter första mätperioden och att en av sensorerna inte fungerat alls under andra mätperioden. Även den försenade installationen av sensorerna som innebar att Unisense-sensorerna redan var 4 månader gamla (om än obrukade) vid installationen, kan ha påverkat sensorns membran.

3.4.4 Implementeringsaspekter

Målet med test av de två sensorerna är att förbättra förutsättningar och möjligheter för svenska avloppsreningsverk att implementera en kontinuerlig lustgasmätning vid nitrifikationsprocesser. För en bra mätning samt uppföljning av eventuella åtgärder kan det i många fall krävas en mätning vid varje processlinje eller t.o.m. olika zoner i varje processlinje. Detta kan jämföras med implementering av andra mätare kopplat till nitrifikation som t.ex. syre- eller ammoniumgivare som behövs för en bra övervakning och styrning av processen. Samma övergripande aspekter som behöver beaktas vid implementering av andra onlinegivare är också relevanta för lustgasgivare.

Datahantering

Datahantering innefattar förutom god ordning på de givare man installerat många saker som till exempel datalogger, eventuella program för medelvärdesbildning i dataloggar, PLC eller SCADA. Även frågan hur signaler sparas och används över lång tid inklusive en eventuell komprimering är viktiga. Det sistnämnda kan påverka datakaraktistik och i vissa fall även korrelationen mellan olika parametrar. I bästa fall bör både rådata och bearbetade data sparas. Ifall en automatisk efterbearbetning av rådata (ej i sensorn eller sensorbox) sker behöver tydliga beräkningsformler finnas dokumenterade (Johansson et al. 2020).

Ingen av de två testade sensorerna är kommersiellt tillgänglig även om Unisense-sensorn redan kan levereras inklusive datahantering i form av UniAmp-förstärkare och SensorTrace Suite-mjukvaran. Dessa verktyg används även för polarisering och kalibrering av sensorn vid installation, samt möjliggör en automatisk kompensation av signalen mot temperaturen. Unisense-paketet upplevs således som okomplicerat för en relativt snabb uppkoppling och datahantering. Att samma upplägg används även för andra Unisense-sensorer, inklusive lustgasmikrosensorn för vattenfasen, kan underlätta

uppstart för organisationer som redan implementerat någon av dessa sensorer. Det bör dock noteras att den använda sensorn än så länge endast är utvecklad för forsknings- och utvecklingsprojekt och inte för industriell implementering.

För logging av data från Senseair-sensorerna användes Meterstudio från Techart Micro Systems, mjukvaran sparar data till Excel-filer. I mjukvaran kan man ställa in hur stora Excel-filerna får vara innan en ny görs. En bättre permanent lösning vore att genom ett skript läsa av sensorvärden direkt från sensorerna, spara rådata från sensorerna och resultatet kalibreringsmodeller i en och samma databas (denna databas kan finnas i ett SCADA eller vara integrerat som extern databas med ett SCADA). Då kan man lätt även visualisera både rådata och värden från modellerna i en dashboard. Man kan även då skapa och använda skript för att mer eller mindre automatiskt exportera av rådata för att uppdatera kalibreringsmodellerna och sedan ladda upp de uppdaterade modellerna för användning. Läger man även till något standardiserat sätt för kommunikation med styrsystem skulle kalibreringsresultaten även kunna åskådliggöras där. Denna funktionalitet skulle kunna köras på en mindre industriPC eller Raspberry PI.

Senseair har redan många andra sensorer på marknaden och erbjuder med UIP5 ett program för hantering av sensorerna av Senseair som också möjliggör att logga mätningar och styra sensorfunktioner. Det kan tänkas att även K96 framöver kan inkluderas i detta verktyg. Vidare kan även K96-sensorn integreras direkt med styrsystem som har hårdvara för Modbus.

Referensinstrumentet Fresenius GA320 har en inbyggd datalogger/minneskort och visualisering medan data kan överföras till databaser eller andra mottagare på olika sätt. En manuell genomgång av data krävs dock vanligtvis för att rensa outliers.

Kalibrering

Som projektet visade behövs en kalibrering av båda sensorerna mot en referensmätning för att korrekta lustgashalter ska visas. Hur ofta en sådan kalibrering kan behövas är ännu svårt att bedöma och beror mest sannolikt på förutsättningar vid varje enskild implementering. Här rekommenderas flera installationer för en långtidsutvärdering av sensorerna för att kunna ta fram allmänna kalibreringsråd.

Utmaningen med en kalibrering av en realtidsgassensor med en gasanalysator som mäter på en delmängd som beskrivs i 1.4 bör dock också beaktas. Som för andra online-givare kan en kalibrering behöva utföras vid större processändringar eller ändringar i luftmatrisen som mäts. Jämfört med andra online-sensorer, som t.ex. en nitratsensor, är det dock svårare att genomföra en referensmätning som kan användas för kalibreringen. Även de delvis kraftigt varierande halterna kan kräva mer än enpunkts- eller tvåpunktskalibrering som vanligtvis görs. I stället kan referensmätningar över en längre tidsperiod (t.ex. flera timmar) behövas för en bra kalibrering. En kalibrering kan även utföras under användning av gasstandarder om en lämplig kalibreringsprocedur tas fram för detta. Det kan till exempel tänkas att kalibreringsgaser med olika koncentrationer lustgas kan brukas i en lämplig anordning för att kalibrera sensorn. På så sätt skapas mätpunkter med nästan identiska beståndsdelar av luft, vatten och andra ämnen, men där en stegvis frikopplad variation av lustgas skapas. Detta möjliggör en lokal regressionsanalys för mätpunkten (standardtillsatsmetoden) med varierande lustgasmängd. Dessa data kan dessutom användas i en global kalibrering. Det finns även liknande lösningar för nollning av koldioxidgivare som använder koldioxidfri luft för en snabb enpunktskalibrering. En annan viktig aspekt för framtida arbeten är om kalibreringarna bör baseras på mätningar från flera olika avloppsreningsverk med olika typer av processer i stället för endast ett avloppsreningsverk.

Vid installation av nya sensorer rekommenderas en initial kalibrering. För Unisense-sensorerna ingår en enkel kalibrering redan vid sensorbyte och eftersom ett byte behöver utföras varannan till var sjätte månad sker en regelbunden kalibrering automatiskt. Dock ersätter denna initiala kalibrering inte kalibreringen mot en referensmätning som t.ex.

Figur 3.27 visar. För Senseair-sensorerna kan även en fabrikskalibrering tänkas. Även en regelbunden nollkalibrering med mätning av "ren" luft ($\text{N}_2\text{O} = 0,35 \text{ ppm}$) kunde justera Senseair-sensorerna till aktuella koldioxidhalter (fabrikskalibrering förutsätter $\text{CO}_2 = 0 \text{ ppm}$).

Faktorer som bidrar till förändringar i kalibreringskoefficienter över tiden behöver undersökas mer eller automatiserade kalibreringsalgoritmer utvecklas för att kontinuerligt säkerställa noggrannheten i mätningarna. Här bör det noteras att kalibreringsmetoden som tillämpades inom föreliggande projekt främst är baserad på trial-and-error. Även om detta ger en rimlig uppskattning för kalibrering är det inte den mest robusta eller noggranna metoden. Andra alternativ bör övervägas i framtida arbete som t.ex. kan inkludera en styckvis regression där data delas upp i olika segment och en separat linjär regressionsmodell anpassas för varje segment. Detta kan vara särskilt användbart om förhållandet mellan sensormätningar och referensmätningar ändras över tiden så som det konstaterades i projektet. Ett annat potentiellt tillvägagångssätt är att utveckla en adaptiv kalibreringsalgoritm. Med denna metod skulle kalibreringsformeln kontinuerligt uppdateras när nya data har samlats in. Detta gör att kalibreringen kan ta hänsyn till förändringar i sensorns prestanda över tiden eller andra dynamiska faktorer som påverkar mätningarna. Dessa komplexa metoder kräver en djupare förståelse för sensorsystemen och avancerade dataanalystekniker. Att överväga dessa alternativ för att säkerställa de mest noggranna sensormätningarna skulle dock vara meningsfullt.

Det kan också noteras att referensinstrumentets service och kalibreringsgenomgång efter projekt bekräftade utrustningens tillförlitlighet som referensinstrument. Projektgruppen har dock inte genomfört egna valideringstester för referensinstrumentet.

Underlag för emissionsberäkningar

En kontinuerlig mätning av lustgashalter möjliggör i motsats till manuella kortvariga mätningar att både kort- och långvariga variationer och trender kan fångas upp. Detta ökar både förståelsen för lustgasavgång och samband med olika processparametrar som i sin tur möjliggör en aktiv åtgärdsplanering. På samma sätt som haltmätningar av till exempel ammonium i vattenfasen kan brukas för att styra luftningen skulle en realtidsmätning av lustgashalter i processluften i framtiden kunna användas för en aktiv processtyrning för att hitta en balans mellan en fungerande kväverening samtidigt som lustgasavgången minimeras.

För att kunna kvantifiera faktiska lustgasemissioner och på sikt även verka för en minskning av totalemissioner behöver dock förutom en onlinemätning av lustgashalten även en flödesmätning av luftflödet som relaterar till haltmätningen utföras. Mätningar inom projektet har illustrerat att en bra luftflödesmätning inte är så enkel och att olika ansatser för att bestämma luftflödet kan påverka framräknade emissioner avsevärt. Detta är lika viktigt för mätningar i ventilationskanaler eller vid användning av t.ex. mäthugar. Den optimala lösningen vore en luftflödesmätning vid lustgashaltmätning. För detta krävs det dock rätt utrustning och förutsättningar för en representativ mätning.

Vid mätning i ventilation är det fördelaktigt med turbulent flöde för att kunna anta att en totalomblandning av luften sker och att uppmätta halter i en punkt därmed kan anses var representativa för hela flödet. Flödets turbulens vid mätpunkten definieras genom Reynolds tal (Re) där värden $< 2\,300$ definierar en laminär strömning och $Re > 3\,000$ en turbulent strömning. Re beräknas baserat på flödeshastighet och tvärsnittsarea. En generell rekommendation för att mäta hastigheten i rörledningar vid flödesmätningar är att ha en sträcka av 10 ggr ventilationsrörets diameter innan mätpunkten samt 4 ggr rörets diameter efter mätpunkten för att skapa rätt förutsättningar för mätning.

Dessa förutsättningar har varit omöjliga att infria i ventilationsanläggningen i Kall-N-piloten och även vid mätningarna i fullskaleanläggningen (Fillan ARV) fanns rätt förutsättningar endast i huvudventilationsröret. Nackdelen blev dock att lustgashalter då blir för låga för en bra kvantifiering p.g.a. det stora ventilationsflödet och utspädningen

av processluften i huvudventilationen. En mätning av tillförd processluft som ofta mäts i många ARV och som ofta även används vid manuella punktmätningar för en emissionskvantifiering, kan endast ge en kvantifiering av just detta luftflöde. Därmed kan den endast användas om en lustgashaltmätning sker precis när detta luftflöde lämnar processen, t.ex. vid en övertäckt process.

En tänkbar framtida lösning vore en kombination av luftflödes- och lustgashaltmätning i samma apparatur likande den ”mätbox” som togs fram för sensorutvärderingen i projektet. Detta rekommenderas att undersökas vidare.

Kostnadsbild

Som diskuterades inledningsvis så är kostnader för ”manuella” emissionsmätningar mycket höga och kan därför ofta endast ske under en begränsad tidsperiod och vid några utvalda utsläppspunkter. Enklare och eventuellt även rimligare mättekniker skulle öppna upp för en bredare och kontinuerlig mätning som möjliggör en bättre förståelse och åtgärdsplanering för att minska lustgasemissioner vid svenska ARV. Kostnaderna för själva mätningen blir således en avgörande faktor för vilken mätmetod som implementeras och hur svenska avloppsreningsverk kommer att ha möjlighet att mäta, förstå och reducera lustgasemissioner från sina anläggningar.

Tabell 3.4 visar en grov kostnadsöversikt för de tre mättekniker som använts inom projektet. Det bör noteras att kostnaden för Senseair-sensorn är baserad på kostnaderna för prototypen inklusive inkapslingen som användes inom projektet. Produktionskostnader för en kommersiell sensor kommer därmed troligtvis att ligga på en annan prisnivå, till detta kommer även en datahanteringsmodul.

Även kostnader för Unisense-utrustningen är baserade på kostnader för mikrosensorn för forskningsapplikationer och aktuella priser för kringutrustning. Kostnader för referensinstrumenten är baserade på uppdaterad leverantörsinformation och installationen av liknande instrument vid Henriksdals avloppsreningsverk. Fresenius GA320 behöver även en inkapsling (väggskåp, se även Figur 3.29) och vid fuktig processluft en fuktsensor och gaskylare (behövs exempelvis inte vid Henriksdal). För samtliga alternativ tillkommer kostnader för försäkring och leverans (vid sensorbyte eller service).

Tabell 3.4

Förväntad ungefärlig kostnadsbild för olika mättekniker (inkl. moms).

Komponent	Senseair K96 (0–3 000 ppm, 0,1 ppm)	Unisense N ₂ O (g) ¹ (0–1 000 ppm, 0,3 ppm)	Fresenius GA320 (0–10 000 ppm, 0,1 ppm)
1 × sensor, instrument	ca 10 000 kr (prototyp)	14 875 kr + Low range: 2975 kr (kommersiell, byts 3–6 ggr/år)	ca 400 000 kr (kommersiell)
Datahantering, Sensorbox	ca. 50–150 000 kr ²	UniAmp: 46 500 kr	Inkluderat
Extra utrustning		Sensorkabel: 1 785 kr optional Kalibreringskit vid sensorbyte; 225 kr	Väggskåp: 70 000 kr Fuktsensor: 11 500 kr Mätgaskylare: 75 000 kr
Service	(50 000 kr ³)	(50 000 kr ³)	50 000 kr/år (inkl. kalibrering)
Årskostnad⁴	> 80 000 kr	120 000–180 000 kr	120 000–190 000 kr

¹ - Omräknat från priser i € till SEK = 11,9; 20/09/2023.

² - Skattning för färdigutvecklat system av IVL.

³ - Kalibrering via referensmätning vid installation/1 ggr per år, satt till samma kostnad som för referensinstrumentet.

⁴ - Vid antagen livslängd på utrustning på ca 4 år (förutom Unisense-sensorer).

Det framgår från tabellen att årskostnaden kan variera en del och beroende på antal sensorbyten (Unisense) och på grund av det ännu osäkra kalibreringsbehovet för Senseair och Unisense kan kostnaderna för de nya sensorerna hamna på samma nivåer som för den avancerade Fresenius GA320. Det finns även andra liknande avancerade instrument som Fresenius GA320 som dock ligger i samma eller högre prisklasser.

Förutom direkta kostnader för instrument, krävs även underhåll och kalibrering. Stockholm Vatten och Avfall uppskattar att den arbetstid som krävs årligen per instrument, för sina installerade Freseniusinstrument vid Henriksdal, uppgår till ca fyra gånger 2 timmar för kalibrering, tre gånger 1 timme för kontroll och rondering, samt 8 timmar för årlig service (pers. kommunikation Andreas Carlsson, aug 2023). För de testade nya sensorerna finns ännu ingen långtidserfarenhet men utifrån projekterfarenheter kan en initial bedömning göras. Senseair-sensorn krävde i princip ingen tillsyn förutom vid problem med dataloggning som dock kan skyllas yttre faktorer. Unisense-sensorer kräver mest tillsyn vid sensorbyte som också inkluderar polarisering och kalibrering. Vid fyra sensorbyten per år bör det räknas med minst 2–4 arbetsdagar (16–32 timmar) per år.

Fresenius GA320 kan även utrustas med metanmätning som tillägg, och även provväxlare för att analysera flera mätpunkter (som referensinstrumentet som användes i projektet som är utrustat med metancell och 6 provtagningskanaler) kan övervägas. Dock bör inte dessa mätpunkter vara placerade för långt från instrumenten (maximalt 6–10 m) om inte separata provtagningspumpar som är i kontinuerligdrift används för varje kanal för att säkerställa en representativ provtagning. Detta gäller även andra sensorer ifall en datahanteringsenhet ska nyttjas till flera sensorer, och i Tabell 3.4 räknas därför med en enhet per sensor. Även Senseair-sensorn kan utrustas med metancell då det är samma mätteknik som referensinstrumentet, dock har denna sensorvariant inte ingått i utvärderingen.



Figur 3.29

Fresenius instrument (här GA220) installerat i mätskåp vid Henriksdals avloppsreningsverk, Stockholm.

4 Slutsatser och råd

Lustgasemissioner från biologiska reningsprocesser i kallt klimat utan kväverening är som förväntat låga. De uppmätta emissionerna vid Fillan ARV uppgick till ca 0,17 % $\text{N}_2\text{O-N/TN}$. Även om mätperioden utökades till juli 2023 kunde ingen spontan och okontrollerad nitrifikation observeras och således kunde inte eventuella lustgasemissioner vid denna kvantifieras. Det bör dock noteras att även om lustgasemissionerna är låga så är de ändå inte försumbara och utgör ett avsevärt bidrag till klimatpåverkan som skattningen av årsemissioner som gjordes för Fillan ARV visar.

Lustgasemissioner från biologiska reningsprocesser med kväverening i kallt klimat kan däremot, utifrån mätningar i Kall-N-pilotanläggningen, antas vara i samma storleksordning eller högre som vid ARV med kväverening som inte har ett kallt inkommande avloppsvatten som regel. Enligt mätningarna inom projektet är emissionsfaktorerna dock lika för den processlinje som ej är uppvärmd och processlinjen som värms med ca +4 °C.

Utvärdering av de två nya sensorerna från Unisense och Senseair har visat att dessa sensorer har potential att användas för en kontinuerlig mätning av lustgas vid svenska ARV. Resultaten från utvärderingen indikerar en mycket bra överensstämmelse av kalibrerade sensordata mot referensmätningarna. Kalibreringsarbetet som utfördes visade vikten av en regelbunden kalibrering av sensorerna för att säkerställa korrekta mätningar. Eftersom en kalibrering kräver en referens som inte är lika enkelt att få som för andra onlinesensorer som brukas vid ARV, bör ytterligare fokus läggas på att antingen undersöka faktorer som bidrar till förändringar i kalibreringskoefficienter över tiden eller automatiserade kalibreringsprocedurer utvecklas. Kalibreringsmetoden som tillämpades inom projektet bedöms som rimlig men är inte den mest robusta eller noggranna metoden för en fullskaleimplementering. Dock bedöms metoden kunna vidareutvecklas på olika sätt vilket möjligen kan reducera kostnaden för kalibrering.

Datahantering är en viktig aspekt för implementeringen av sensorerna på de sätt som önskas. Båda tillverkarna har andra sensorprodukter med befintliga plattformar för datahantering, vilket kan vara ett alternativ för implementering av sensorerna vid ARV. Sensorerna kunde då integreras på olika sätt mot till exempel styrsystem. Tillsammans med sensortillverkare bör ytterligare förbättringar av signalbehandling utforskas för att exempelvis kunna reducera databehandlingen till ett minimum.

En annan aspekt är om en övergripande kalibrering bör baseras på mätningar från flera ARV. För detta skulle det i så fall behövas en annan typ av lösning än den tillverkarna erbjuder i dag.

Utifrån den initiala kostnadsöversikten framstår de två testade sensorerna som ett likvärdigt alternativ för installationer av mer avancerade mätsystem. Dock finns de två sensorerna ännu inte tillgängliga som kommersiella sensorer och den slutgiltiga prisbilden kan därför ändras beroende på de anpassningar som behöver göras för att ta fram robusta och lättanvända sensorer för användning vid avloppsreningsverk. De positiva projektresultaten för båda sensorteknikerna leder förhoppningsvis till en vidare produktutveckling. Även kompletterande långtidstester och utvärderingar av de framtagna sensorerna bör genomföras för att ta hänsyn till aspekter relaterade till mätstabilitet och underhållsbehov vid långtidsdrift.

En annan aspekt som projektet identifierat som väsentlig är att luftflödesmätningar bör göras samtidigt med haltmätningarna. Endast en bra haltmätning i kombination med en korrekt luftflödesmätning vid mätpunkten kan ge ett korrekt underlag för emissionsberäkningar. Tyvärr kan det konstateras att enkla, robusta och överkomliga sensorer för kontinuerlig luftflödesmätning inte finns installerade på många anläggningar i dag och att det krävs teknikutveckling även inom detta område.

Referenser

- Adouani N., Limousy L., Lendormi T. och Sire O. (2015). N₂O and NO emissions during wastewater denitrification step: Influence of temperature on the biological process. *Comptes Rendus Chimie*, 18(1), 15–22. <https://doi.org/10.1016/j.crci.2014.11.005>
- Arnell M. (2013). *Utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem: En granskning av kunskapsläget*. SVU rapport Nr 2013-11.
- Baresel C., Yang J. och Tjus K. (2016a). *FoU-samarbete Syvab-IVL Delprojekt: Tillämpning och resultat av ett statistiskt klimatberäkningsverktyg*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2270.
- Baresel C., Andersson S., Yang J. och Andersen M.H. (2016b). Comparison of nitrous oxide (N₂O) emissions calculations at a Swedish wastewater treatment plant based on water concentrations versus off-gas concentrations. *Advances in Climate Change Research* 7, 185–191. <https://doi.org/10.1016/j.accre.2016.09.001>
- Björck Å. (1996). *Numerical Methods for Least Squares Problems*. SIAM. ISBN 978-0-89871-360-2
- Breiman L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45(1), 5–32. doi:10.1023/A:1010933404324.
- Bruce P., Bruce A. och Gedeck P. (2020). *Practical statistics for data scientists: 50+ essential concepts using R and Python*. O'Reilly Media.
- Breunig M. M., Kriegel H. P., Ng R. T. och Sander J. (2000). LOF: identifying density-based local outliers. Proceedings of the 2000 ACM SIGMOD international conference on Management of data. ACM.
- Chatterjee S. och Hadi A. S. (2015). *Regression Analysis by Example*. John Wiley & Sons.
- Firestone M.K., Firestone R.B. och Tiedje J.M. (1980). Nitrous Oxide from Soil Denitrification: Factors Controlling its Biological Production. *Science* 208, 749–751.
- Gruber W., von Känel L., Vogt L., Luck M., Biolley L., Feller K., Moosmann A., Krähenbühl N., Kipf M., Loosli R., Vogel M., Morgenroth E., Braun D. och Joss A. (2021). Estimation of countrywide N₂O emissions from wastewater treatment in Switzerland using long-term monitoring data. *Water Research X*, 13. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2021.100122>
- Henze M., Harremoës P., la Cour Jansen J. och Arvin E. (2002). *Wastewater treatment: Biological and chemical processes*. Springer Science and Business Media, Berlin, Germany.
- Hynes R.K. och Knowles R. (1984). Production of Nitrous oxide by *Nitrosomonas europaea*: Effects of Acetylene, pH and oxygen. *Can. J. Microbiol.* 30, 1397–1404.
- IPCC (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.

IPCC (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte V., P. Zhai A., Pirani S.L., Connors C., Péan S., Berger N., Caud Y., Chen L., Goldfarb M.I., Gomis M., Huang K., Leitzell E., Lonnoy J.B.R., Matthews T.K., Maycock T., Waterfield O., Yelekçi R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 pp. doi:10.1017/9781009157896.

Johansson T., Fridén H., Sundberg M., Samuelsson O. och Björk A. (2020). *Datadrivna metoder för att detektera avvikande mätvärden inom dammsäkerhet*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2375.

Jönsson H., Junestedt C., Willen A., Yang J., Tjus K., Baresel C., Rodhe L., Trela J., Pell M. och Andersson S. (2015). *Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam*. SVU rapport Nr 2015-02.

Kampschreur M.J., Temmink H., Kleerebezem R., Jetten M.S.M. och van Loosdrecht M.C.M. (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research* 43, 4093–4103. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.001>

Kanders L., Yang J. J., Baresel C. och Zambrano J. (2019). Full-scale comparison of N₂O emissions from SBR N/DN operation versus one-stage deammonification MBBR treating reject water - and optimization with pH set-point. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 79(8), 1616–1625. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.163>

Khan S. S. och Madden M. G. (2014). One-class classification: taxonomy of study and review of techniques. *The Knowledge Engineering Review*, 29(3), 345-374.

Lee Rodgers J. och Nicewander W. A. (1988). Thirteen ways to look at the correlation coefficient. *The American Statistician*, 42(1), 59-66.

Lindblom E., Arnell M., Flores-Alsina X., Stenström F., Gustavsson D. J. I., Yang J. och Jeppsson U. (2015). Dynamic modelling of nitrous oxide emissions from three Swedish sludge liquor treatment systems. *Water Science and Technology*, 73, 798–806.

Liu F. T., Ting K. M. och Zhou Z. H. (2008). Isolation forest. 2008 Eighth IEEE International Conference on Data Mining. IEEE.

Marques R., Rodriguez-Caballero A., Oehmen A. och Pijuan M. (2016). Assessment of online monitoring strategies for measuring N₂O emissions from full-scale wastewater treatment systems. *Water Research* 99, 171–179. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.04.052>

Marques R., Oehmen A. och Pijuan M. (2014). Novel Microelectrode-Based Online System for Monitoring N₂O Gas Emissions during Wastewater Treatment. *Environ. Sci. Technol.* 48, 12816–12823. <https://doi.org/10.1021/es504061h>

McGill R., Tukey J. W. och Larsen W. A. (1978). Variations of box plots. *The American Statistician*, 32(1), 12-16.

McKinney W. (2011). pandas: a foundational Python library for data analysis and statistics. *Python High Perform Sci Comput.* 14(9):1–9.

Python (2024). The official home of the Python Programming Language. <https://www.python.org/>, February 2024

Påledal S., Sehlen R., Johansson C., Gålfalk M. och Yngvesson J. (2020). *Innovativ teknik för mätning av växthusgaser från avloppsreningsverk*. SVU Rapport, Nr 2020-10.

Sieranen M., Hilander H., Haimi H., Larsson T., Kuokkanen A. och Mikola A. (2023). Seasonality of nitrous oxide emissions at six full-scale wastewater treatment plants. *Water Science & Technology*. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.420>

-
- Tibshirani R. (1996). Regression Shrinkage and Selection via the lasso. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B (methodological)*. Wiley. 58 (1): 267–88.
- Tumlin S., Gustavsson D. och Schott A. B. S. (2014). *Carbon Footprint for Wastewater Treatment Plants*. SVU-rapport 2014-02.
- Urdan T. C. (2010). *Statistics in Plain English*. Routledge.
- Wastine B., Hummelgård C., Bryzgalov M., Rödjegård H., Martin H. och Schröder S. (2022). Compact Non-Dispersive Infrared Multi-Gas Sensing Platform for Large Scale Deployment with Sub-ppm Resolution. *Atmosphere* 2022, 13, 1789. <https://doi.org/10.3390/atmos13111789>
- Westling K. (2011). *Lustgasemissioner från avloppsreningsverken litteraturstudie*. IVL rapport B 1977.
- Wikipedia (2023a). *Pearson correlation coefficient*. In Wikipedia, The Free Encyclopedia. November 2023, https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Pearson_correlation_coefficient&oldid=1195564869
- Wikipedia (2023b). *Spearman's rank correlation coefficient*. In Wikipedia, The Free Encyclopedia. November 2023, https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Spearman's_rank_correlation_coefficient&oldid=1196532830
- Wikipedia (2023c). *Ordinary least squares*. In Wikipedia, The Free Encyclopedia. November 2023, https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Ordinary_least_squares&oldid=1190686279
- Wikipedia (2023d). *Kollinearitet*. In Wikipedia, The Free Encyclopedia. November 2023, <https://sv.wikipedia.org/w/index.php?title=Kollinearitet&oldid=54314052>
- Wikipedia (2023e). *Standard score*. In Wikipedia, The Free Encyclopedia. November 2023, https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Standard_score&oldid=1192441328
- Wikipedia (2023f). *Interquartile range*. In Wikipedia, The Free Encyclopedia. November 2023, https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Interquartile_range&oldid=1190376448
- Wikipedia (2023g). *Isolation forest*. In Wikipedia, The Free Encyclopedia. November 2023, https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Isolation_forest&oldid=1194896889
- Wikipedia (2023h). *One-class classification*. In Wikipedia, The Free Encyclopedia. November 2023, https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=One-class_classification&oldid=1169307470
- Wikipedia (2023i). *Local outlier factor*. In Wikipedia, The Free Encyclopedia. November 2023, https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Local_outlier_factor&oldid=1180135593
- Wikipedia (2024a). *Random forest*. In Wikipedia, The Free Encyclopedia. February 2024, https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Random_forest&oldid=1203774559
- Wikipedia (2024b). *Lasso (statistics)*. In Wikipedia, The Free Encyclopedia. February 2024, [https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Lasso_\(statistics\)&oldid=1192926346](https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Lasso_(statistics)&oldid=1192926346)
- Wikipedia (2024c). *Multicolinearity*. In Wikipedia, The Free Encyclopedia. February 2024, https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Local_outlier_factor&oldid=1180135593
- Wold S., Sjöström M. och Eriksson L. (2001). PLS-regression: a basic tool of chemometrics. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 58(2), 109-130, ISSN 0169-7439, [https://doi.org/10.1016/S0169-7439\(01\)00155-1](https://doi.org/10.1016/S0169-7439(01)00155-1).
-

-
- Åmand L., Andersson S., Arnell M., Oliveira F., Rahmberg M. och Junestedt C. (2016). *Nya utsläppskrav för svenska reningsverk – effekter på reningsverkens totala miljöpåverkan*. IVL rapport B 2246.
- Yang J., Kanders L. och Bornold N. (2022). *Vägledning för lustgasmätning vid avloppsreningsverk*. SVU rapport Nr 2022-11.
- Yatkin S., Gerboles M., Manca G. och Signorini M. (2023). *CO2 measurements in ambient air: testing of SenseAir K96 low-cost sensor*, Publications Office of the European Union, Luxembourg, doi:10.2760/31673, JRC132309.
- Zar J. H. (1972). Significance testing of the Spearman rank correlation coefficient. *Journal of the American Statistical Association*, 67(339), 578-580.

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se