
Vägledning för lustgasmätning vid avloppsreningsverk

Jingjing Yang
Linda Kanders
Niclas Bornold

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	Vägledning för lustgasmätning vid avloppsreningsverk
TITLE OF THE REPORT	Guidance for nitrous oxide measurements at wastewater treatment plants
FÖRFATTARE	Jingjing Yang, Linda Kanders, Niclas Bornold, IVL Svenska Miljöinstitutet
RAPPORTNUMMER	2022-11
ANTAL SIDOR	46
SAMMANDRAG	Rapporten går igenom det som en processingenjör behöver veta om lustgasmätning på ett avloppsreningsverk: analysteknik, mätmetoder, provtagningsmetoder och beräkning av emissioner. Den avslutas med en vägledning som ger råd och rekommendationer.
SUMMARY	The report goes through what a process engineer needs to know about nitrous oxide measurement at a wastewater treatment plant: analysis technology, measurement methods, sampling methods and calculation of emissions. It concludes with guidance giving advice and recommendations.
SÖKORD	Lustgas, växthusgaser, emissioner, avloppsreningsverk, kväverening
KEYWORDS	Nitrous oxide, greenhouse gas, emissions, wastewater treatment plant, nitrogen removal
MÅLGRUPPER	Personal på avloppsreningsverk, konsulter
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2022
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Yang J., Kanders L. och Bornold N. (2022). Vägledning för lustgasmätning vid avloppsreningsverk. SVU-rapport 2022-11. Stockholm, Svenskt Vatten.
RAPPORTNUMMER IVL	B2455

Om projektet

PROJEKTNUMMER	20-104
PROJEKTETS NAMN	Guideline för lustgasmätningar vid reningsverk
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, SIVL

Förord

Klimatförändringarna sätter press på alla sektorer i samhället att kontrollera sitt kol-dioxidavtryck och vidta åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser. Projektet som redovisas i den här rapporten är inriktat mot Svenskt Vattens forskningsområde klimatanpassning. Syftet med projektet är att visa hur man gör lustgasmätningar på avloppsreningsverk och att visa på svårigheter med mätningarna och osäkerheter i mätresultaten. Med denna information kan processingenjörer på avloppsreningsverk tolka mätresultat och förstå var osäkerheterna ligger.

SVU-projektet har utförts av IVL Svenska miljöinstitutet och har pågått under tiden 2020-09-01 till 2021-12-31. Det har delfinansierats av Stiftelsen Institutet för Vatten och Luftvårdsforskning (SIVL).

Vi tackar Kristina Stark Fujii, Stockholm Vatten och Avfall, och Victor Kårelid, Syvab, som bidragit med värdefulla diskussioner, information om reningsprocesser och praktisk hjälp vid mätning. Dessutom tackar vi Håkan Jönsson och Håkan Salberg för givande diskussioner. Granskningen av rapporten av Linus Karlsson, Ted Lundwall och Christian Baresel har också varit mycket uppskattad.

Jingjing Yang

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning	4
Summary	5
1 Introduktion	6
1.1 Bakgrund	6
1.2 Utförda lustgasutsläppsmätningar vid ARV	11
1.3 Kunskapssammanställningar utförda i Sverige	13
1.4 Syfte och mål	13
1.5 Genomförande och metod	14
2 Kvantifiering av lustgasutsläpp	15
2.1 Översikt av analysteknik och dess tillhörande mätmetoder	15
2.2 Provtagningsmetoder	17
2.3 Kvantifiering av frånluftflöden	22
3 Beräkning av emissioner	23
3.1 Beräkning från halter i frånluft	23
3.2 Beräkning från halter i vattenfas	24
3.3 Beräkning av emissionsfaktorer	25
3.4 Beräkning av flux över processytan	26
3.5 Osäkerheter i lustgasemissionsberäkningar	26
4 Jämförande tester för kvantifiering av lustgasemissioner	29
4.1 Passiva och aktiva mätluvar	29
4.2 Mätluvens storlek	33
4.3 Mätning med mätluvs jämfört med mätning i ventilationen	35
4.4 Mätning i övertäckta processer	35
5 Vägledning och råd vid lustgasmätning vid reningsverk	38
5.1 Tekniska råd utifrån syftet med mätningen	39
5.2 Några slutsatser av studien	39
Referenser	41

Sammanfattning

Rapporten går igenom det som en processingenjör behöver veta om lustgasmätning på ett avloppsreningsverk: analys-teknik, mätmetoder, provtagningsmetoder och beräkning av emissioner. Den avslutas med en vägledning som ger råd och rekommendationer. Det gäller att förstå de utmaningar och begränsningar som finns vid lustgasmätning för att kunna ta hänsyn till osäkerheter bland annat när mätresultaten ska användas som underlag för att förbättra reningsverkets klimatprestanda.

Lustgas är en kraftig växthusgas som släpps ut från avloppsreningsverken bland annat vid lagring av slam och vid biologisk kväverening. Svenskt Vatten har satt som mål att VA-branschen ska vara klimatneutral år 2030. Därför är det viktigt att lokalisera och kvantifiera utsläpp av lustgas för att kunna vidta åtgärder och optimera förhållandena i de kvävereningsprocesser där inkommande ammonium i vattenfasen övergår till kvävgas som avgår till luften.

Kvävereningsprocesserna är komplexa och utförs av flera olika mikroorganismer. Lustgasemissioner sker på olika ställen i processerna och är svåra att undvika. För att kunna minska utsläppen av lustgas måste man förstå när och var lustgasproduktionen är störst och hur den sker. Dessa lustgaskällor kan endast hittas genom mätning och data-analys. Projektet har sammanställt kunskap om olika mätmetoder för lustgasmätning och hur dessa och olika fysiska förhållanden i samband med lustgasmätning påverkar mätdata och hur de utvärderas.

Rapporten går igenom de mättekniker för lustgas som finns i dag för gas- respektive vattenfas. För gasform används gaskromatografi, optiska tekniker och amperometrisk (elektrokemiska) tekniker. Gasen samlas in med huv över bassängytor eller via ventilationen. Gasen kan också mätas direkt i atmosfären med mikrometeorologiska metoder som till exempel satellitmätning eller CRDS som är en form av laserabsorptionsspektroskopi.

I denna studie genomfördes en serie av lustgasmätningar på olika reningsprocesser. Samtliga mätningar gjordes med huvmätningar på Henriksdals reningsverk i Stockholm och Himmerfjärdens reningsverk strax söder om Södertälje. Mätningarna utfördes med olika typer av huvar (aktiva, semiaktiva och passiva) och olika storlekar på huvarna. De utförda mätningarna täcker reningsverk utomhus och inne i bergrum, rening av huvudström och rejektvatten, samt ventilationssystem.

I rapportens sista avsnitt finns en rekommenderad arbetsgång. Först definieras syftet med mätningen. Syftet kan till exempel vara att beräkna totala utsläpp, identifiera punktutsläpp eller att optimera processen. När syftet är definierat väljer man hur, var, när och hur länge man ska mäta. Man identifierar de krav som ställs på mätningarna och vilka kompletterande data som behövs. När mätningarna är gjorda är det dags att utvärdera, beräkna och göra en osäkerhetsanalys. Sista steget är rapport, beslut och åtgärd för att optimera processen.

Summary

The report goes through what a process engineer needs to know about nitrous oxide measurement at a wastewater treatment plant: analysis technology, measurement methods, sampling methods and calculation of emissions. It concludes with guidance giving advice and recommendations. It is important to understand the challenges and limitations that exist in nitrous oxide measurement in order to be able to take uncertainties into account, for example when the measurement results are to be used as a basis for improving the treatment plant's climate performance.

Nitrous oxide is a powerful greenhouse gas that is emitted from wastewater treatment plants, among other things, during the storage of sludge and during biological nitrogen purification. Svenskt Vatten has set the goal that the wastewater industry should be climate neutral by 2030. Therefore, it is important to locate and quantify emissions of nitrous oxide to be able to take measures and optimize the conditions in the nitrogen purification processes where incoming ammonium in the water phase turns into nitrogen gas that is released into the air.

The nitrogen removal processes are complex and are carried out by several different microorganisms. Nitrous oxide emissions occur at various points in the processes and are difficult to avoid. To reduce emissions of nitrous oxide, one must understand when and where nitrous oxide production is greatest and how it occurs. These nitrous oxide sources can only be found through measurement and data analysis. The project has compiled knowledge about different measurement methods for nitrous oxide measurement and how these and different physical conditions in connection with nitrous oxide measurement affect measurement data and how they are evaluated.

The report goes through the measuring techniques for nitrous oxide that are available today for gas and water phases. For gaseous form, gas chromatography, optical techniques and amperometric (electrochemical) techniques are used. The gas is collected with hoods over basin surfaces or via the ventilation. The gas can also be measured directly in the atmosphere with micrometeorological methods such as satellite measurement or CRDS, which is a form of laser absorption spectroscopy.

In this study, a series of nitrous oxide measurements was carried out on different nitrogen removal processes. All measurements were made with hood measurements at the Henriksdal treatment plant in Stockholm and the Himmerfjärden treatment plant, south of Södertälje. The measurements were carried out with different types of hoods (active, semi-active and passive) and different sizes of the hoods. The measurements carried out cover nitrogen removal plants outdoors and inside rock rooms, main stream and reject water treatment, as well as measurements in ventilation systems.

In the last section of the report recommendations are found. First, the purpose of the measurement must be defined. The purpose can be, for example, to calculate total emissions, identify point emissions or to optimize the process. Once the purpose is defined, you choose how, where, when and for how long time to measure. The requirements on the measurements and which supplementary data are needed must thereafter be identified. When the measurements are done, it is time to evaluate, calculate and do an uncertainty analysis. The final step is to report, take decisions and/or to take action to optimize the process.

1 Introduktion

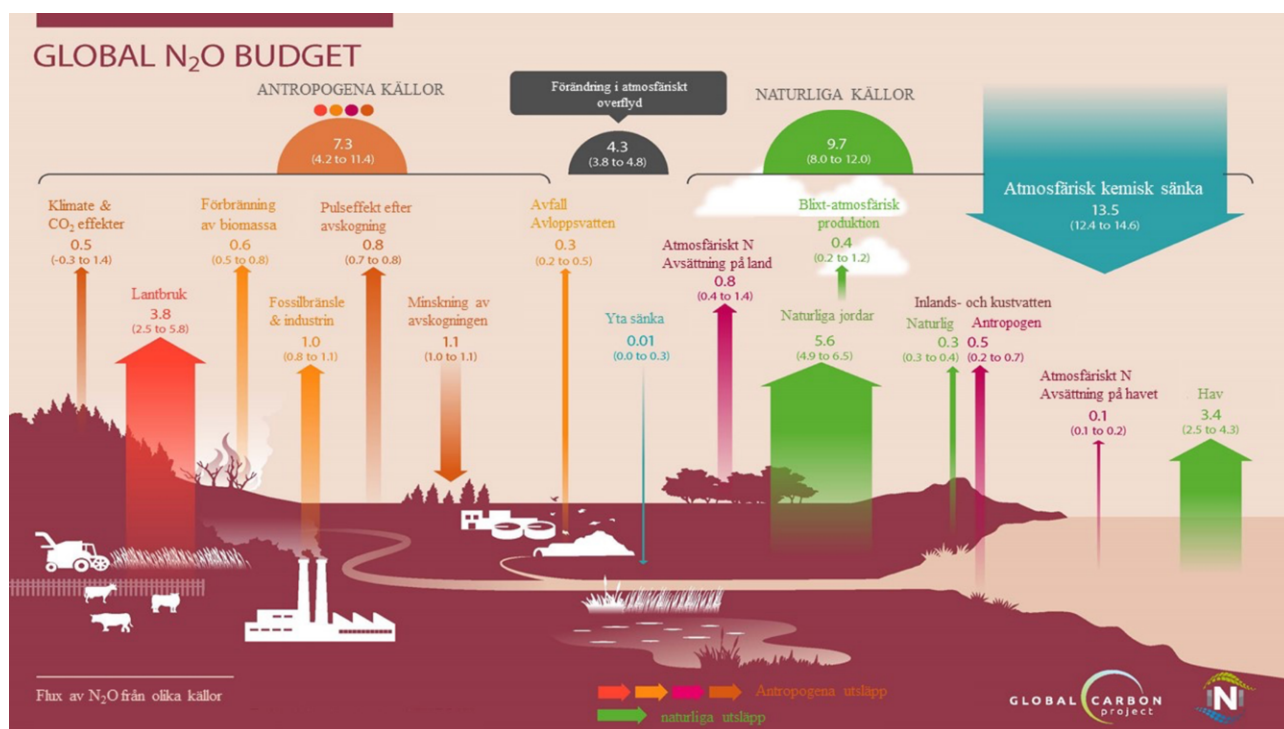
Bidraget av växthusgasutsläpp från olika samhällssektorer har varit i fokus under många år och behovet av att kvantifiera och åtgärda olika utsläppskällor har aldrig varit viktigare. Svenska avloppsreningsverk (ARV) bidrar med utsläpp av växthusgaser, framför allt lustgas och metan där lustgasen som uppstår vid biologisk kväverening utgör en stor andel av avloppsreningsverkens klimatpåverkan. Sverige har ett klimatneutralitetsmål och branchorganisationen Svenskt Vatten har också satt ett mål att sektorn ska uppnå netto-utsläppsneutralitet år 2030 (Svenskt Vatten, 2021). För att uppnå detta mål behöver emissionerna av lustgas vid avloppsreningsverken kvantifieras och denna rapport ger en överblick över olika metoder för att samla in och analysera lustgas, samt att beräkna emissionerna baserat på dessa mätningar. Mätning av lustgasemissioner är ett komplext förfarande och tanken med rapporten är därför inte att den ska vara en fullständig vägledning för hur mätningar genomförs, utan ge en inblick till de som tolkar lustgasmätningar i vilka utmaningar och osäkerheter olika metoder kan medföra. Med denna kunskap kan emissionsmätningar och beräkningar bli effektiva verktyg i åtgärdsarbetet för att minska avloppsreningsverkens klimatpåverkan.

1.1 Bakgrund

1.1.1 Lustgasens roll som växthusgas

Dikväveoxid (N_2O), känd som lustgas, har en molmassa på 44,013 g/mol och en densitet på 0,001977 g/cm³. Lustgas är en växthusgas och 300 gånger mer kraftfull än koldioxid (CO_2) (IPCC, 2014). Liksom andra växthusgaser absorberar lustgas infraröd strålning och fångar upp värme i atmosfären. Data visar att från 1850 har den genomsnittliga temperaturen ökat med 1,1°C globalt (Hadley Centre) vilket till stor del kan tillskrivas de ökade koncentrationerna av växthusgaser i atmosfären. Utöver att bidra till växthuseffekten är lustgas för närvarande det ämne med störst potential att bryta ned jordens ozonskikt. När lustgas utsätts för solljus och syre, omvandlas gasen till kväveoxid som bryter ned ozonskiktet, vilket skyddar jorden från solens ultraviolettera strålning (Ravishankara m.fl., 2009). Lustgas har en genomsnittlig uppehållstid i atmosfären på 114 år.

Lustgas bildas naturligt vid kemisk omvandling av kväve men släpps även ut från antropogena (människliga) aktiviteter såsom jordbruk, markanvändning, industriell verksamhet, förbränning av fossila bränslen och avfall, samt vid behandling av avloppsvatten. Figur 1.1 visar N_2O -bidrag från olika källor enligt Tian m.fl. (2020) vilket visar att ca 4 % av de antropogena utsläppen beräknas komma från avfall och avloppsvatten. Den största andelen av de antropogena utsläppen härstammar från jordbruk genom användning av kvävegödsel (Tian m.fl., 2020). Utsläpp från avloppsvattenrening har dock fått mycket uppmärksamhet de senaste åren (Chandran m.fl., 2011, Yang m.fl., 2013, Kanders m.fl., 2019, Baresel m.fl., 2021) då direkta utsläpp av lustgas visat sig utgöra en stor andel av avloppsreningsverkens totala koldioxidavtryck. Daelman m.fl., (2013) visar i en studie att de direkta N_2O utsläppen utgjorde över 80 % av det totala koldioxidavtrycket vilket speglar andra genomförda mätningar och beräkningar. Vid dessa beräkningar framkom att 2-3 % av inkommande mängd kväve omvandlades till lustgas 2019 års uppdatering av IPCC:s vägledning gällande växthusgasutsläpp från avloppsvattenrening (IPCC, 2019) anger en emissionsfaktor som motsvarar 1,6 % $\text{N}_2\text{O-N}$ av inkommande kväve. Detta är ett standardvärde och intervallet anges till 0,016-4,5 %, vilket baseras på 30 referenser publicerade mellan 1998 och 2018. Vägledningen anger att siffrorna är starkt kopplade till olika kväverenningsmetoder varför man manar till specifika mätningar vid respektive process.

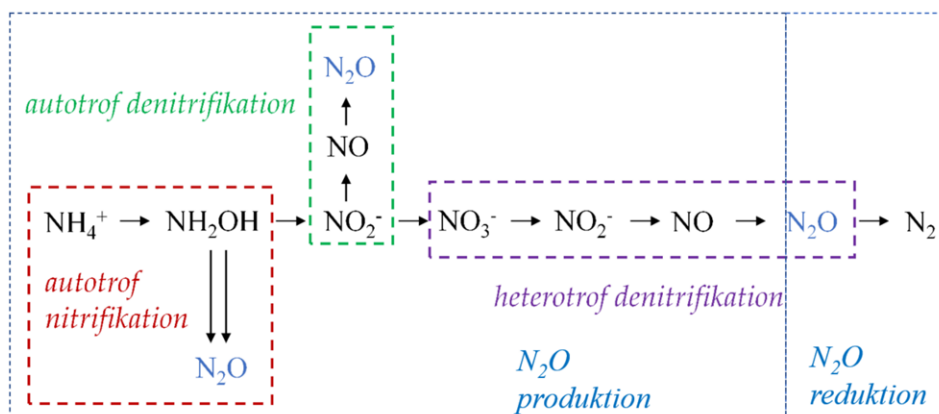


1.1.2 Lustgasproduktion och -reduktion vid avloppsvattenrening

Direkta utsläpp av N₂O från avloppsreningsverk är främst kopplade till de biologiska processer som omvandlar inkommande ammonium i vattenfasen till kvävgas som avgår till luften. De tre processerna som används för rening av kväve är nitrifikation (nitritation och nitratation), denitrifikation och anammox. Ammoniumoxiderande bakterier (AOB), som utför nitritationen, och heterotrofa denitrifierare är de två huvudproducenterna av N₂O (Figur 1.2). AOB producerar N₂O under anoxiska förhållanden, vilket kallas *autotrof denitrifikation* (Kim m.fl., 2010, Law m.fl., 2012a, Chandran m.fl., 2011). *Autotrof nitrifikation* via hydroxylamin har visat sig vara en mindre betydande produktionsväg av lustgas. Lustgasen kan även bildas vid ofullständig *heterotrof denitrifikation*, vilket sker då det sista steget i en fullständig denitrifikationsprocess hämmas. Det kan ske vid brist på kolkälla eller i närvaro av höga syrekoncentrationer (Rajta m.fl., 2020). Fullständig denitrifikation är den enda process som kan reducera N₂O till ofarlig kvävgas (N₂) i avloppsreningsverken, vilket också kan ske i den biologiska kvävereningen (Desloover m.fl., 2012, Massara m.fl., 2017). Det har till exempel observerats att N₂O produceras och konsumeras simultant i biofilmsystem vid behandling av rektvatten (Yang m.fl., 2016). Emission av lustgas sker då produktionen är större än reduktionen av lustgas i vattenfasen, vilket driver av gas till atmosfären via diffusion eller strippning. Nitritoxiderande bakterier (NOB, vilket utgör det andra steget i nitrifikation) och anammoxbakterier anses inte bidra till N₂O-produktion (Law m.fl., 2012b).

Figur 1.1

N₂O-flux från olika källor (Tian m.fl., 2020). Flux anges i Tg/år och är sammanställt som en global N₂O-massbalans över åren 2007-2016.



Figur 1.2

Lustgasproduktion vid kvävereaktionen (modifierad från (Mander, 2015)).

Driftstrategin i nitrifikations- respektive denitrifikationsprocessen kan påverka N_2O -produktionen och flera studier har undersökt kopplingen mellan produktion av lustgas och processförhållanden (Yang m.fl., 2013, Baresel m.fl., 2016, Kanders m.fl., 2019). Produktion av N_2O korrelerar väl med höga nitreringshastigheter som till exempel förekommer vid höga temperaturer, höga kvävebelastningar, samt höga ammoniumkoncentrationer i kombination med begränsad tillgång på syre. Lustgasproduktionen ökar när nitritkoncentrationerna i vattenfasen höjs (Tallec m.fl., 2006, Law m.fl., 2012c). Tillgängligheten och typen av kolkälla (d.v.s. etanol, metanol, acetat etc.) kan också vara avgörande för huruvida heterotrofa denitrifierande bakterier producerar N_2O (Pan m.fl., 2012, Ni m.fl., 2013, Adouani m.fl., 2010). Mannina m.fl. (2017) visade i sin forskning på ett signifikant högre N_2O -utsläpp vid ett C/N-förhållande på 5 i jämförelse med ett C/N-förhållande på 10. Utöver produktionen av lustgas spelar strippningen av gasen från vattenfas till gasfas en viktig roll för de faktiska N_2O -utsläppen (Zhang, 2018). Detta innebär att N_2O som produceras i de icke-luftade processtegen och då löses i vattenfasen avges i nästkommande processteg med luftning.

Lustgas kan också bildas vid lagerhållningen av slam på avloppsreningsverk. Även här sker bildningen både vid nitrifikationen och denitrifikation av kväve. Direkt N_2O -produktion och utsläpp från ett reningsverk är kopplade till flera parametrar, till exempel typ av kväverensningsprocess (nitrifikation, denitrifikation, anammox process), reaktor-konfiguration (aktivslam, biofilm, kontinuerlig reaktor, SBR, m.m.), driftsparametrar (kvävebelastning, luftflöden, uppehållstid och beskickning, val av kolkälla, pH, temperatur m.m.). Här nedan förklaras det mer ingående hur olika parametrar påverkar lustgasproduktionen vid avloppsreningsverk.

Typ av kväverensningsprocess Processerna nitrifikation och denitrifikation är de vanligaste biologiska processerna för kväverening på avloppsreningsverk. Enligt ovan kan endast AOB, som utför nitritationen, samt heterotrofa denitrifierare producera N_2O , men inte anammox och nitritoxiderande bakterier (NOB) (Figur 1.2). Nitritation i kombination med anammox benämns ofta deammonifikation. En fullständig nitrifikations-/denitrifikationsprocess, där allt ammonium först nitrifieras och därefter denitrifieras, har en större potential att producera lustgas än en deammonifikationsprocess, i ett steg, som endast nitritierar halva kvävemängden och därefter följs av anammox-processen.

Där så är möjligt, kan därför ett byte av process från nitrifikation-denitrifikation till nitritation-anammox, kraftigt minska utsläppen av lustgas. Ett tydligt exempel på detta är då Slottshagens ARV ställde om sin reningsprocess av rektvatten från en nitrifikation/denitrifikation till en nitritation/anammox (sk deammonifikation) och mängden av lustgassläpp minskade från 10 % till 0,14–0,7 % av totalt inkommande kväve (Kanders m.fl., 2019). Mycket forskning har även gjorts för att implementera deammonifikation i huvudlinjen på reningsverk, av fler anledningar än att minska lustgasutsläppen (minskad

energiförbrukning, inget behov av extern kolkälla). Anammoxbakterier producerar inte N_2O , vilket tidigare nämnts, men förekommer alltid i kombination med nitrifikation och därför har N_2O -produktion rapporterats i flera studier där även anammoxprocessen förekommer (Okabe m.fl., 2011, Yang m.fl., 2016).

Biofilm- eller aktivslamsystem I aktivslamprocessen är slammet suspenderat i reaktorn och de olika bakteriegrupperna är aktiva i de aeroba respektive anaeroba zonerna beroende på deras metabolism. I biofilmsystem kan nitrifierare och denitrifierare samexistera och reaktionerna kan ske simultant i samma reaktor. Biofilmstrukturen erbjuder nämligen bakterierna både aeroba och anaeroba förhållanden.

I en traditionell biofilmprocess, såsom fastfilm eller på rörligt bärmaterial återfinns denitrifierare i det inre (anoxiska/anaeroba) skiktet av biofilmen och kan konsumera N_2O . Den N_2O som produceras av AOB i ytskiktet kan då konsumeras även under aerob fas genom fullständig denitrifikation i den anaeroba delen i det inre skiktet. I aktivslamsystemet blir dock denitrifikationen hämmad av syre under den luftade tiden och producerar istället N_2O . Denna förklaringsmodell används i flera studier som konstaterat att biofilmsystem producerar mindre N_2O jämfört med aktivslamsystem (Park m.fl., 2000). Sådana resultat har rapporterats av Panwivia m.fl. (2014) där en nitrifikation-/anammoxprocess i en biofilmreaktor visade mindre N_2O -produktion jämfört med ett aktivslamsystem. Lo m.fl. (2010) studerade en nitrifikations-, denitrifikations- och fosforeringsprocess i en hybridreaktor, d.v.s. biofilm blandat med aktivslam. Resultaten visade att hybridssystemet gav ett högre bidrag av N_2O -utsläpp jämfört med biofilmsystemet och aktivslamsystemet. För aktivslamprocessen har flera studier (Sun m.fl., 2015, Zheng m.fl., 2015) rapporterat att OD (racetrack) gav det lägsta N_2O -utsläppet jämfört med SBR- och AO-processen (anaeroba förhållanden följt av ett aerobt steg).

1.1.3 Processparametrar

Kvävebelastning, nitritkoncentration, syrekoncentration och luftning. Teoretiskt sett kräver en hög kvävebelastning en hög kväveomvandling i reningsprocessen vilket potentiellt ger en högre N_2O -produktion. Flera studier har bekräftat att högre kvävebelastningar gav större N_2O -utsläpp (Quan m.fl., 2012, Frison m.fl., 2015, Zheng m.fl., 2015). Dessutom kräver en hög kvävebelastning normalt ett högre luftflöde (luft-flux) för att bibehålla syrekoncentrationen på en rimlig nivå. Luftflödet är även en viktig faktor som direkt påverkar strippningseffekten och kan därmed konsekvent bidra till höga utsläpp.

Den lösta syrekoncentrationen har en betydande roll för N_2O -produktionen eftersom den påverkar båda produktionsvägarna; *autotrof denitrifikation* och *heterotrof denitrifikation*. Tillräcklig syrekoncentration är avgörande för att säkerställa en komplett nitrifikationsprocess och undvika ackumulering av NO_2 och ytterligare N_2O -produktion (Kampschreur m.fl., 2008, Gruber m.fl., 2021). N_2O är dock alltid en mellanprodukt vid fullständig denitrifikation. En låg nivå av löst syre och intermittent luftning kommer att leda till att AOB producerar mer N_2O (Yang m.fl., 2016). Därför är det viktigt att ha en bra luftningsstrategi som också tar hänsyn till aspekter såsom luftarutformning, bassängutformning och belastning, m.m.

Typ av kolkälla. Typ av kolkälla är särskilt viktigt för fullständig denitrifikation eftersom kolkällan påverkar denitrifikationens hastighet. Både tillgång på intern kolkälla, typ av extern kolkälla samt dess tillsatta mängd i förhållande till inkommande mängd kväve (COD/N-förhållandet) kommer att påverka denitrifierarnas hastighet. Dessutom är det viktigt att upprätthålla ett tillräckligt högt COD/N-förhållande med tillsatts av extern kolkälla så att denitrifierarna kan utföra fullständig denitrifikation. Det har observerats att ett högt COD/N-förhållande kommer att leda till en högre N_2O -reduktion. Exempelvis då COD/N-förhållandet ökade från 0,625 till 1,25 minskade lustgasproduktionen från 0,36 till 0,04 mg N_2O -N/min/g biomassa med intern kolkälla (Zhou m.fl., 2012).

Temperatur. Temperaturen påverkar både produktion och reduktion av lustgas i processen men också strippning av densamma. Inom biologisk kvävereningen förekommer framförallt mesofila mikroorganismer som har ett temperaturoptimum kring 35-38°C (Lotti m.fl., 2014, Van Hulle m.fl., 2007). Temperatursambandet kan bäst beskrivas med Arrhenius ekvation som visar på en exponentiell minskning av reaktionshastigheten med minskad temperatur. Det kan därför vara utmanande att driva fullständig nitrifikation vid temperaturer under 15°C om de minskande temperaturerna inte kompenseras med ökade slamvolymen eller på annat sätt förlängd slamålder.

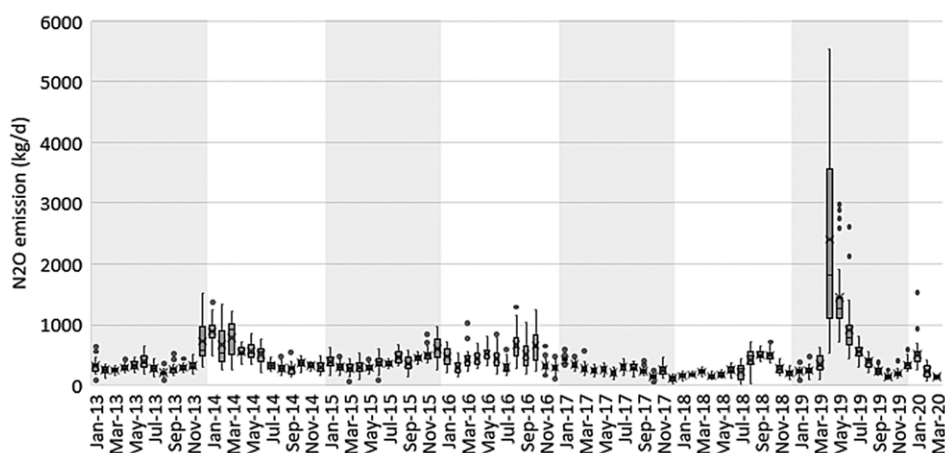
Adouani m.fl. (2015) studerade temperaturens påverkan på N₂O-utsläpp under denitrifikation i en batch-reaktor matad med en syntetisk lösning innehållande acetat, NO₃⁻ och aktivslam. Deras resultat visade att N₂O-produktionen ökade när temperaturen sjönk. N₂O-utsläppen ökade från 13 % till 40 % och sedan till 82 % av total mängd denitrifierad NO₃⁻ vid 20°C, 10°C respektive 5°C. De låga temperaturerna saktade ner all aktivitet av denitrifikationsenzymen och, ännu viktigare, NO- och N₂O-reduktasaktiviteterna. Följaktligen orsakade de låga temperaturerna att betydande mängder N₂O producerades på grund av den ofullständiga denitrifikationen. Gällande strippning så blir N₂O mindre lösligt i vattenfasen då temperaturen stiger från 25 till 35°C, vilket innebär att gasen lättare avlägsnas från vattenfas till atmosfär.

pH. pH är ytterligare en parameter som påverkar samtliga produktions- och reduktionsvägar av lustgas, dels direkt genom att påverka kinetiken hos AOBER och NOBER och dels indirekt genom att påverka specieringen av bakteriernas substrat (NH₄⁺/NH₃) samt (NO₂⁻/HNO₂). pHs påverkan på lustgasproduktionen under aeroba förhållanden har studerats.

(Hynes och Knowles, 1984, Rathnayake m.fl., 2015) och man vet att det enzym som reglerar N₂O-reduktionen är starkt pH-beroende (Pauleta m.fl., 2013). Med detta som bakgrund infördes 2019 en pH-styrning av en deammonifikationsreaktor (DeAmmon, Purac) vid Slottshagens ARV i Norrköping med mål att minska anläggningens lustgasutsläpp (Kanders m.fl., 2019).

1.1.4 Stort spann samt stora variationer av utsläpp

Eftersom mängden utsläpp av lustgas påverkas av val av kväverenningsprocess, teknisk utformning samt många processparametrar, kan storleksordningen på lustgasutsläpp från den biologiska processen på ett avloppsreningsverk variera kraftigt både över tid och rum. Längre mätserier har visat att processtörningar (kända eller okända) kan bidra med tillfälligt stora utsläpp av lustgas. Ett exempel på detta kan ses i mätningar vid Viksbacka avloppsreningsverk (Viikinmäki WWTP) i Finland. Mätningarna kan ses som väldigt representativa för den verkliga lustgasproduktionen då anläggningen ligger inbäddad i ett bergum. Under åren 2013-2020 pågick gasmätningar från den utgående ventilationsluften, se Figur 1.3. Under sex år låg utsläppen under 1000 kg N₂O/d och under de flesta dagar även under 500 kg N₂O/d. Under april 2019 ökade så plötsligt utsläppen till över 5000 kg N₂O/d under ett par dagar (Kosonen m.fl. 2016).



Figur 1.3

De dagliga genomsnittliga N_2O -utsläppen (kg/d) vid Viksbacka reningsverk (Viikinmäki WWTP) sedan 2013 (Kuokkanen m.fl., 2021). Denna figur är återgiven från en Open Access Publication (CC BY 4.0).

Mätningar på olika platser i samma bassäng kan ge olika resultat. Är bassängen luftad förklaras detta oftast med att fördelningen av luftningen är ojämn vilket kan ge upphov till varierande gasstrippning över bassängen. Detta knyts ofta samman med en högre last (och därmed reaktionshastigheter) i början av bassängen vilket leder till en större produktion av lustgas i jämförelse mot i slutet av bassängen. Större luftflöden i början av bassängen (sk trappat luftarsystem) kan också bidra till starkare strippningseffekter av gasen.

1.2 Utförda lustgasutsläppsmätningar vid ARV

Under det senaste årtiondet har flera lustgasmätningar i Sverige och internationellt genomförts. Syftet med mätningarna har dock varierat från att rapportera för nationella utsläpp, identifiera lokala punktsläpp (s.k. hotspots), se på variation över tid, eller för att utvärdera olika processtyrningar i syfte att hitta metoder för att minska utsläppen. I Tabell 1.1 listas några rapporterade mätningar av N_2O -utsläpp från olika reningsprocesser vid avloppsreningsverk för att illustrera variationer i emissionsnivåer. Emissionerna presenteras i tabellen som procentandel av inkommande mängd totalkväve (TN) eller inkommande mängd ammonium (NH_4-N).

Tabell 1.1

Urval av publikationer som redovisar N_2O -utsläpp från fullskaliga avloppsreningsverk utanför Sverige.

Reningsprocess	Lustgasemissioner	Referens
Nitritation och anammox i rejektvatten	Nitritationssteg: 1,7 % of TN Anammox: 0,6 % of TN	(Kampschreur m.fl., 2008)
Aktivslam huvudström	0,1 % av TN	(de Mello, 2013)
AO, SBR, oxidationsdike (OD)	1,37 % av TN (AO) 2,69 % av TN (SBR) 0,25 % av TN (OD)	(Sun m.fl., 2015)
Aktivslam huvudström	Vid 2,5–3 mg O_2/l : 0,14 % av NH_4-N Vid 1,5–2 mg O_2/l : 0,03 % av NH_4-N	(Tumendelger m.fl., 2014)
Partiell nitritation-anammox i granulär reaktor för industriellt avloppsvatten	2 % av TN vid intensiv luftning	(Castro-Barros m.fl., 2015)
SBR huvudström	6,8 % av NH_4-N	(Rodriguez-Caballero m.fl., 2015)
2-stegs pluggflöde på kommunalt reningsverk	Hela ARV 1,9 % $\pm$ 0,25 % av TN 1:a steg: 0,68 % $\pm$ 0,09 % av TN 2:a steg: 3,5 % $\pm$ 0,49 % av TN	(Pan m.fl., 2016)
Aktivslam huvudström	1,5–2,5 % av TN	(Kuokkanen m.fl., 2021)

I Schweiz har en systematisk kartläggning av lustgasutsläppen på 13 ARV genomförts med olika processkonfiguration (Gruber m.fl., 2021). Emissionsfaktorerna spänner här mellan 0,4 till 7,1 % N₂O av totalt reducerat kväve. Detta spannar ger en intressant bild av hur de faktiska lustgasutsläppen kan variera då samma mätteknik används på samtliga ARV och emissionsfaktorerna har beräknats med samma metod. Till skillnad från de många studier som finns (exempel i Tabell 1.1 ovan) av mätningar från olika processkonfigurationer med olika mät- och beräkningsmetoder. Studien från Gruber visar lägst utsläpp från de verk som har en kontrollerad kväverening (till skillnad från de verk som inte har kvävekrav och därför har spontan kvävereduktion) samt de verk som har hårdare kvävekrav. Liknande observationer har gjorts i Sverige vid emissionsmätningar kopplat till en bred utvärdering och miljöbedömning av olika driftstrategier för aktivslamprocessen för resursåtervinning vid ARV (Baresel et al., 2015).

Även vid svenska ARV har det gjorts en del karteringar av lustgasutsläpp och i vissa fall även andra växthusgaser. Huvudfokus vid dessa karteringar har oftast varit att få en indikation på utsläppsnivåer baserat på kortvariga mätningar (dagar) från avlopps- och rejektivattenrening men delvis även från slamhanteringen. Vissa mätningar har dock även fokuserat på utsläpp över längre tidsperioder (månader), som t.ex. vid Himmerfjärdsverket, Käppalaverket, samt Henriksdals ARV. Några mätningar har även kopplats till att få en bättre förståelse för hur lustgasutsläpp kan mätas på enklare sätt, modelleras och reduceras t.ex. genom bättre styrning (Baresel, 2015, Baresel m.fl., 2016, Baresel, 2019, Baresel m.fl., 2021, Jönsson, 2015, Kanders m.fl., 2019, Stenström m.fl., 2013, Trela, 2014). Ett urval av dessa mätningar redovisas i Tabell 1.2.

Tabell 1.2

Urval av lustgasmätningar utförda i Sverige sedan 2010.

År	Plats	Process/mät punkt	Referens
2012	Hammarby Sjöstadswerk	1-Steps nitrifikations- & anammoxsprocess (pilotskala)	(Jönsson m.fl., 2015, Trela m.fl., 2014, Sambola, 2012)
2012, 2018	Slottshagens reningsverk Norrköping	Nitrifikation och denitrifikation i rejektivattenbehandling Deammonifikation (efter ombyggnad) (fullskala)	(Baresel m.fl., 2019, Jönsson m.fl., 2015, Kanders m.fl., 2019, Stenström m.fl., 2013, Baresel m.fl., 2014)
2010, 2012, 2014, 2016, 2019, 2020	Himmerfjärdsverket	Nitrifikation och denitrifikation 1-steps nitrifikations- & anammoxs-process (fullskala)	(Björnlénus, 2011, Tjus m.fl., 2013, Baresel m.fl., 2015)
2010, 2012, 2014, 2016	Käppalaverket	Nitrifikation och denitrifikation (fullskala)	(Carlsson, 2012, Baresel m.fl., 2016) Björnlénus, 2011; ej publicerat
2017	Skebäcksverket i Örebro	Racetrack, ARP, m.m. (fullskala)	(Bornold m.fl., 2017)
2016, 2018	Hammarby Sjöstadswerk	MBR-process (pilotskala)	Baresel m.fl., 2021
2015, 2017, 2018	Hammarby Sjöstadswerk	SBR (ICEAS, SBR med kontinuerligt inflöde) (pilotskala)	Baresel m.fl., 2015; inte publicerat
2019	Kungsängsverket Uppsala	Nitrifikation och denitrifikation (fullskala)	(Bornold m.fl., 2020b)
2019	Bromma reningsverk	1-steps nitrifikations- anammoxs-process (fullskala)	(Bornold m.fl., 2020a)
2015-idag	Henriksdals reningsverk	Nitrifikation och denitrifikation (fullskala)	ej publicerat

1.3 Kunskapssammanställningar utförda i Sverige

Flera projekt har genom åren bidragit till att öka den samlade kunskapen om växthusgasutsläpp från svenska avloppsreningsverk. Flera av projekten som visas i Tabell 1.3 har genomförts inom ramen för Svenskt Vatten Utveckling.

Projekt	Referens
Lustgasemissioner från avloppsreningsverk – en litteraturstudie	(Westling, 2011)
Utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem – en granskning av kunskapsläget	(Arnell, 2013)
Klimatpåverkan från avloppsreningsverk	(Tumlin, 2014)
Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam	(Jönsson, 2015)
Modellering av lustgasemissioner från SBR och Anammoxprocesser för rejektvattenbehandling	(Lindblom m.fl., 2015)
Nya utsläppskrav för svenska reningsverk – effekter på reningsverkens totala miljöpåverkan	(Åmand, 2016)
Mätning av växthusgasutsläpp med innovativ teknik på Linköpings avloppsreningsverk	(Påledal, 2020)

Några av kunskapssammanställningarna i tabellen baserades på faktiska genomförda utsläppsmätningar men med olika mätmetoder. Utifrån den samlade kunskapen som finns kring lustgasmätningar idag i Sverige framstår mätningar i frånluften från reningsprocesserna som den mest lämpliga metoden för en kvantifiering av lustgasutsläpp på avloppsreningsverk. Frånluft samlas antingen in med hjälp av en flytande mät huv som placeras på en bassängyta, eller via reningsverkets ventilation. Även mätningar av löst lustgas i vattenfasen kan ligga till grund för utsläppsberäkningar, men med denna metodik så behövs en initial anpassning av beräkningsmodellen med hjälp av processluftsmätningar (Baresel m.fl., 2016). Andra tekniker och nya sensorer är under utveckling men är ännu inte klara för en bred användning för ändamålet.

Även om det finns generella beskrivningar av provtagnings- och mättekniker som ligger till grund för emissionsberäkningar från de projekt som presterats i Tabell 1.3 så är mätningarna i praktiken ofta mer komplicerade än det som beskrivs och det finns många moment där det praktiska förfarandet kan påverka resultatet. Erfarenheterna från många genomförda mätningar (se t.ex. Tabell 1.2) visar att det finns flera praktiska utmaningar vid mätning av lustgas som behöver beaktas vid planering, genomförande och utvärdering av resultat. Utmaningar kan vara att mäta på en representativ mätpunkt och vid en representativ tidpunkt. Utöver dessa utmaningar finns det generella källor till osäkerheter som kan leda till stora variationer i de slutgiltiga emissionsmängder som beräknas och som kanske ska ligga till grund för åtgärdsbeslut och stora investeringar.

Tabell 1.3

Kunskapssammanställningar och forskningsprojekt kring lustgasutsläpp utförda i Sverige.

1.4 Syfte och mål

Projektets syfte är att sammanställa och sprida kunskap kring olika metoder för att samla in och analysera representativa processluftsprover samt hur olika faktorer vid genomförandet kan påverka den slutliga emissionskvantifieringen. Målet är att visa hur olika platsspecifika förutsättningar i samband med lustgasmätning kan ha inverkan på uppmätta halter och dess vidare tolkning.

Projektets mål är att sammanställningen ska kunna hjälpa alla som är delaktiga i mätningar vid planering, utförande och utvärdering av lustgasmätningar. Dessutom ska rapporten vara en hjälp för att förstå de utmaningar och begränsningar som förekommer vid lustgasmätning, detta för att kunna ta hänsyn till osäkerheter under utvärdering samt vid användning som beslutsunderlag för eventuella åtgärder.

Delmålen för projektet kan sammanfattas till:

- Komplettera kunskapen kring olika metoder för hur representativa processluftprover samlas in och analyseras.
- Belysa olika frågeställningar vid genomförandet av mätningar som kan påverka den slutliga emissionskvantifieringen.
- Diskutera utmaningar och begränsningar vid lustgasmätningar med hjälp av genomförda mätningar vid två ARV.
- Ge rekommendationer för planering av lustgaskvantifieringar till VA-aktörer beroende på behovet och plats specifika förutsättningar.

1.5 Genomförande och metod

Den vanligaste mätmetoden för lustgasmätning på avloppsreningsverk idag är huvmätning. I denna studie genomfördes en serie av lustgasmätningar på olika reningsprocesser (utomhusprocess, ansluten reaktor, ventilation). Samtliga mätningar genomfördes med huvmätningar på reningsverket Henriksdal och Himmerfjärdens reningsverk. Mätningarna utfördes med olika typer och storlekar av huv (kapitel 4) och diskussioner utfördes kring de olika källorna till osäkerheter.

2 Kvantifiering av lustgasutsläpp

Det finns flera olika tekniker för att mäta lustgaskoncentrationer i gas- respektive vattenfas. I gasform används antingen gaskromatografi (GC) eller optiska och amperometrisk (elektrokemiska) tekniker för att mäta lustgas. Gasen samlas in med huv över bassäng-tytor eller via ventilationsflödet ut från bassängerna eller anläggningen. Alternativt mäts gasen direkt i atmosfären med s.k. mikrometeorologiska metoder. I vattenfasen kan gasen antingen mätas direkt i bassängen med hjälp av en amperometrisk sensor, eller så tas ett vattenprov från vilket gasen drivs av och sedan kvantifieras med någon av analysmetoderna för gas. I efterföljande kapitel redovisas de olika mätteknikerna medan detta kapitel går igenom olika mätmetoder för att samla in gas och hur olika kombinationer av metoder för att samla in gas kan användas tillsammans med tekniker för att kvantifiera gasinnehåll i insamlad gas eller vätska.

2.1 Översikt av analysteknik och dess tillhörande mätmetoder

Beroende på vad mätningarna syftar till, t.ex. uppskatta de totala emissionerna, kvantifiera bidrag från olika processdelar, eller för att se variationer i tid och rum, så lämpar sig olika mätmetoder olika bra. I Tabell 2.1 syns de tillgängliga metoder som lämpar sig för att mäta lustgashalter. Ytterligare mättekniker som är under utveckling är amperometrisk biosensorer, optiska fibrer och modifierade SnO_2 -tytor som kan påvisa lustgas t.ex. inomhus (Rapson & Dacres, 2014). Det finns också andra tekniker t. ex. handmätare för snabb koll på läckage, dessa tekniker som är under utveckling redovisas dock inte i denna rapport.

Tabell 2.1

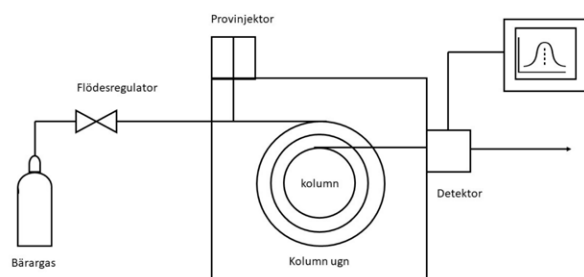
Sammanställning på tillgängliga mättekniker för lustgas, vilka mätmetoder som passar till samt dess användningsområden.

Mätteknik för kvantifiering av gas	Mätmetod	Gas-/vatten-fas	Totala emissioner	Emissioner från punktsläpp	Process-optimering
Gaskromatografi (GC)	Gaspåse	G		Ja	
	Huv, sluten bassäng	G		Ja	Ja
	Ventilation	G	Ja		
	Förbehandlat vattenprov	V			Ja
Optiska metoder (FTIR och IR-laser m.fl.)	Huv, sluten bassäng	G		Ja	Ja
	Ventilation	G	Ja		
	Öppna mätningar	G	Ja	Ja	
Amperometrisk	Vattenfas	V		Ja	Ja
	Gasfas	G			

2.1.1 Gaskromatografi (GC)

Det vanligaste sättet att mäta lustgas är att använda gaskromatografi (GC) tillsammans med en ECD (electron capture detector). Gasen måste då samlas upp i en sluten behållare. Den enklaste mätmetoden innebär att man samlar upp stickprover av gas i en gaspåse och sedan analyserar provet på laboratoriet. På senare år har dock GC-instrumenten blivit mer portabla och automatiserade, vilket innebär att de nu kan följa med ut på anläggningarna. Genom att samla upp gasen under en huv kan koncentrationen loggas kontinuerligt ute på anläggningen. Efter insamling passerar gasen genom en packad kolonn (såsom Porapak Q eller Hayesep Q). Som bärgas används vanligtvis argon eller

kvävgas (eller helium) med inblandning av 5 % metan. Vattenånga (och koldioxid) i den insamlade gasen kan störa mätningarna så proverna måste förbehandlas för att ta bort detta (Rapson & Dacres, 2014). Genom att komplettera mätningarna med en flame-ionization detector (FID) kan även andra gaser mätas samtidigt, såsom CO, CH₄ och CO₂. Kompletteras GC med IRMS (isotope ratio mass spectrometry) kan olika isotoper av lustgas kvantifieras, vilket kan vara användbart om man vill spåra olika omvandlingsvägar för lustgas. En av de största nackdelarna med GC är metodens långsamma mättid (4–6 minuter per prov). Arbetsintervall och detektionsgräns varierar mellan olika leverantörer (Figur 2.1).



Figur 2.1

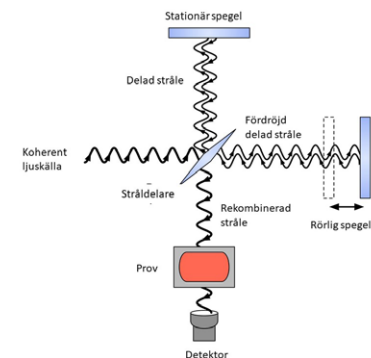
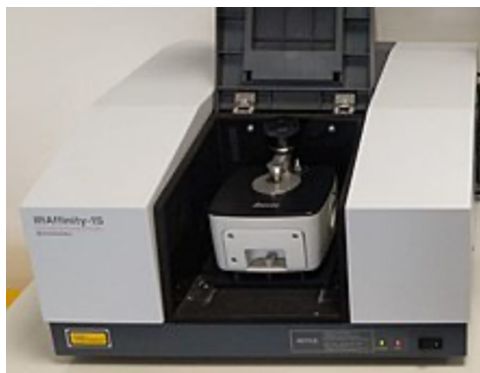
Gaskromatograf (Gas Chromatography, (2021)).

2.1.2 Optiska tekniker

En stor fördel med optiska tekniker i jämförelse med GC är att de är snabba och behöver färre kalibreringar för att ge bra resultat. Tekniken är känslig för såväl koldioxid som vattenånga så antingen måste dessa gaser avskiljas före analys eller så samlas ett bakgrundspektrum in som sedan tas hänsyn till vid mätningarna (Rapson & Dacres, 2014). Det är hur som helst en fördel att installera ett fuktfilter och/eller en kondensfälla på ledningen före det att provet når analysatorn (Law m.fl., 2011).

För mätningar av lustgas är det framförallt två metoder som lämpar sig bra; Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR) och Infrared laser-absorption spectroscopy (IR-laser). Med FTIR kan man mäta flera gaser samtidigt och tekniken har blivit väldigt kompakt och robust vilket lämpar sig för fältmätningar. IR-laser utgör ofta basen i de snabbaste gasanalysatorerna ute på marknaden för mätning av låga gaskoncentrationer. IR-laser mäter bara vid en eller ett par våglängder, vilket gör att den endast detekterar en gas men har en hög känslighet (Rapson & Dacres, 2014) (Figur 2.2).

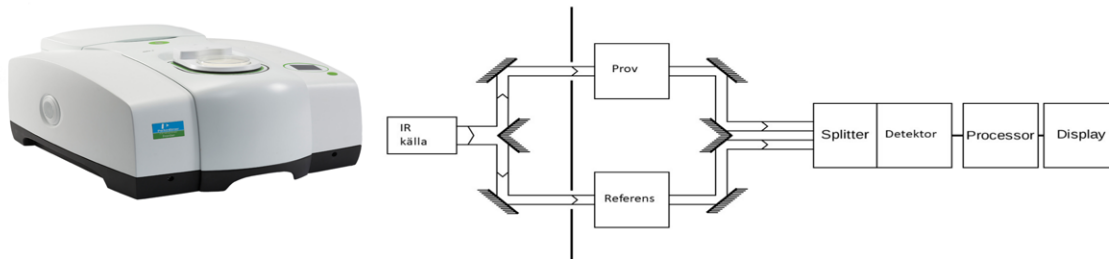
A



Figur 2.2

Två typer av optiska tekniker för mätning: A) Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR) (Fourier-transform infrared spectroscopy, (2021)) och B) Infrared laser-absorption spectroscopy (IR-laser).

B



2.1.3 Amperometrisk teknik

Genom att mäta den ström som uppstår vid reduktion av N_2O vid en elektrod kan man mäta N_2O -koncentrationen. Detta är alltså en elektrokemisk metod som är enkel och prisvärd men känslig (Rapson & Dacres, 2014). Det danska bolaget Unisense marknadsför bland annat mikrosensor av Clark-typ som kan mäta koncentrationen av lustgas i vatten, men har också på senare tid utvecklat produkten till att också uppskatta halter i gasfas (Marques m.fl., 2014, Fenu m.fl., 2020). Elektroden bryts ner vid användning och vid längre mätserier (>3 månader) så måste denna bytas ut eftersom analysvärdet annars driver iväg. Arbetsintervallet för denna typ av elektroder är 0-1,5 mg $\text{N}_2\text{O-N/L}$ och detektionsgränsen 0,005 mg $\text{N}_2\text{O-N/l}$ (Andersen m.fl., 2001).

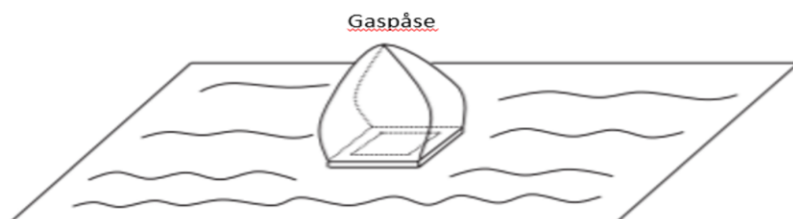
Generella aspekter. Både gaskromatografi och optiska metoder är känsliga för partiklar och vatten varför kondensfällor och partikelfilter är lämpligt att installera före mätaren. Tänk även på att välja ett instrument som mäter inom rätt mätområde för applikationen. Halten av lustgas i gasfas från en rejektvattenrening kan ligga i intervallet 50-200 ppm medan halterna från kväverening i huvudströmmen ofta är lägre, ca 10-50 ppm.

2.2 Provtagningsmetoder

En standardiserad metod för att mäta lustgas har efterfrågats på flera håll, bl.a. i Massara m.fl. (2017) och flera försök har gjorts att ta fram riktlinjer (Chandran, 2011, Gruber m.fl., 2020) men eftersom förutsättningarna i avloppsreningsverken är olika har olika metoder utvecklats för att mäta lustgas i enskilda bassänger, över vissa processteg och från hela reningsverk. Det är viktigt att välja representativa provtagningspunkter med hänsyn till antalet parallella linjer och till processkonfigurationen såsom exempelvis pluggflöde eller kaskadmatning (Gruber m.fl., 2020).

2.2.1 Mätningar i öppna bassänger

Gaspåse Den enklast insamlingen av gas kan ske med en gaspåse som placeras på vattenytan, något nedsänkt i vattnet för att sluta tätt. Påsen är tömd på luft då insamlingen påbörjas och prover på insamlad gas tas sedan med kanyler genom påsen. Gasens sammansättning analyseras därefter på laboratoriet med till exempel en gaskromatograf. Denna metod ger endast en ögonblicksbild av hur lustgasemissionen ser ut i mätpunkten (Figur 2.3).

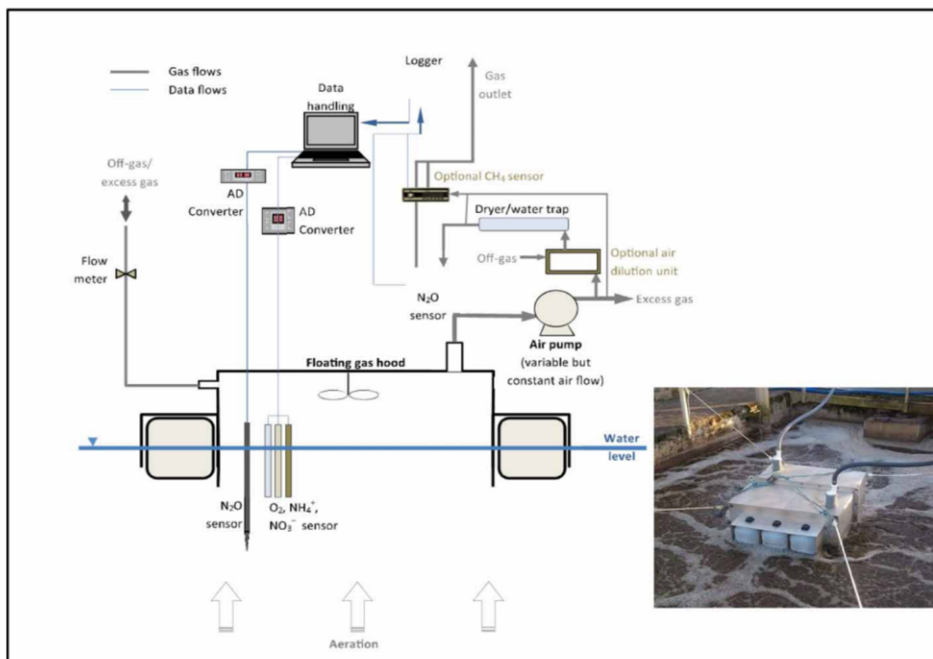


Figur 2.3

Mätning med hjälp av gaspåse som flyter ovanpå ytan där man vill mäta lustgasutsläppet.

Mäthuv En förbättrad metod för att kontinuerligt övervaka lustgasutsläpp är att ha en flytande huv på vattenytan som kontinuerlig fångar upp ett processluftflöde som kan analyseras i en kopplad gasanalysator såsom en FTIR eller IR-laser. Är bassängen luftad så kommer luftflödet genom bassängen bära med sig lustgasen upp från vattnet genom så kallad strippning. Placeras huven på ytan av en anoxisk bassäng kan en bärargas användas för att få ett tillräckligt stort gasflöde in till analysatorn. Samtidigt kan det då krävas analysutrustning som kan kvantifiera väldigt låga lustgaskoncentrationer.

En nackdel med huven är att den endast kan fånga upp lustgas på den plats som huven täcker, vilket kan vara av betydelse om till exempel luftningen eller belastningen inte är jämnt fördelad över bassängen. I tillägg kan den konvektiva strömningen (vind som blåser över en utomhusbassäng) påverka mätningens resultat vid användning av en flytande huv. Figur 2.4 visar ett exempel hur en mäthuv kan se ut. Huven som har använts vid ett stort antal mätningar vid svenska ARV består förutom av själva huven (utformad som en kontrollerad flödescell) av en spädustrustning för mätning av höga lustgashalter som ligger utanför analysatorns mätintervall, en provbehandling, samt ett antal sensorer som är fästa vid huven och som mäter löst lustgas i vattenfasen och andra relevanta processparametrar som syrehalt, ammonium och nitrat.



Figur 2.4

Exempel på hur mätning med hjälp av en mätuv kan utformas (Jönsson, m.fl., 2015).

Luftad bassäng (aeroba förhållanden) Görs mätningarna i en luftad process, förekommer redan ett luftflöde från bassängens yta. Vid denna typ av mätning måste en del antaganden göras med eftertanke. Dels antas att sammansättningen och fluxet av gas under huven är representativa för hela bassängen eller processen. Huven täcker endast en liten del av bassängen och utsläppen beräknas över hela bassängytan. En rekommendation är att mäta på minst två platser i samma bassäng (Zhan m.fl., 2018). Baserat på luftarsystemets fördelning och utformningen av in- och utloppszonen så väljer man 2-3 representativa ställen för mätning i den linje som anses mest representativ av processinjören. Luftflödet ut från bassängytan antas vanligtvis att vara lika med tillsatt mängd luft till bassängen vilket kan bidra med stora osäkerheter i beräkningarna.

Oluftad bassäng (anoxiska förhållanden) Från ej luftade bassänger, t.ex. anoxiska biologiska processer, sedimenteringsbassänger, anaeroba processer och slamlager kan lustgasemissioner mätas antingen statiskt eller med hjälp av en bärargas. Den första metoden går ut på att man monterar en huv ovanpå processens yta (likt beskrivet tidigare) och tar prov på den insamlade gasvolymen med jämna mellanrum. Nackdelen med detta förfarande är att det finns risk att gaser skiftar sig i huven och att ej representativa gasprover tas ut. Detta kan undvikas genom att antingen placera en genomströmning i huven eller att låta en bärargas flöda genom huven.

I en studie som IVL tidigare har gjort har man visat på att lustgasutsläpp från oluftade bassänger kan anses vara försumbara i jämförelse till de utsläpp som sker i luftade bassänger på grund av att strippning av gas endast sker i närvaro av luftning (Baresel m.fl., 2016). Risken är dock stor att det bildas lustgas i anoxiska bassänger men att den håller sig löst i vattnet tills dess att den antingen förbrukas genom fullständig denitrifikation eller strippas av i luftade bassänger senare i processen. Det är därför extra viktigt att mäta utsläppen från en luftad bassäng som föregås av ett anoxiskt steg.

Intermittent luftade processer Vissa processer luftas ibland och ibland inte, så kallad intermittent luftning. Under den luftade perioden kan samma antagande användas som vid kontinuerligt luftade processer. Vid icke-luftade perioder multipliceras koncentrationerna uppmätta under huven eller under bassängtakets med en eventuell bärargas alternativt negligeras helt enligt tidigare resonemang.

Täckt bassäng med enskild ventilation Vissa processteg är täckta och har separat ventilation kopplad till sig. I detta fall kan metodiken som beskrivs nedan avsnittet om ventilation användas.

2.2.2 Mätning i processventilationen

I de fall avloppsreningsverket är inbyggt i berg eller lokaliserat i en byggnad kan mätningar av lustgas göras på utgående ventilationsluft. Det är viktigt att ta hänsyn till typ av ventilationsluft och skilja på allmänventilation och processventilation. Beroende på var mätningarna sker kan förfarandet kvantifiera utsläppet från en bassäng, en processdel eller hela avloppsreningsverket. Mätning kan ske med hjälp av GC eller optisk teknik och det uppmätta värdet multipliceras med ventilationens flöde för att få det totala lustgasutsläppet. En förutsättning för lyckade mätningar är därför att luftflödet från ventilationen mäts med god precision (Figur 2.5).



Figur 2.5

Lustgasmätning från ett ventilationssystem. Den röda rutan markerar ventilationslinjen i vilken man kan mäta lustgaskoncentrationen på utgående ventilationsluft.

2.2.3 Mätningar med mikrometeorologiska metoder

Det är inte alla metoder som kräver att man samlar upp gasen och mäter koncentrationen i en kyvett. Vissa tekniker innebär istället att man mäter gasen direkt i atmosfären, s.k. öppna metoder (Tabell 2.1). Vissa av de optiska metoderna såsom IR-laser med open-path, hyperspektralkameran eller tekniken CRDS (Cavity ring-down spectroscopy) är sådana. Gemensamt för dessa mätningar är att de kräver mycket arbete för att kalibrera in utrustningen för att få bort bakgrundspåverkan samt kräver närvaro av en operatör under mätningarna. De är dessutom beroende av både väder och vind vid mättillfället. Fördelen med de mikrometeorologiska metoderna är dock att totala utsläppsmängder kan kvantifieras även på avloppsreningsverk som är lokaliserade utomhus med ej täckta bassängar. Dessutom kan oväntade källor såsom läckage upptäckas.

Hyperspektral värmekamera Genom att kombinera FTIR-tekniken med avståndsmätning med hjälp av laser och en speciell kamerateknik kan gasutsläpp visualiseras på samma sätt som med en värmekamera. Med en hyperspektralkamera skulle både lustgas- och metanutsläpp kunna kvantifieras och följas över tid. Denna teknik har utvecklats av Linköpings universitet och använts vid mätningar hos Tekniska Verken i Linköping (Påledal, 2020). En metodjämförelse mellan hyperspektralkameran och konventionell

mätteknik visade god överensstämmelse för metan medan metoden fortfarande inte kan anses vara verifierad för mätningar av lustgas (Påledal, 2020). Potentialen med denna mätmetodik kan vara att den kan identifiera tidigare okända utsläpp och källor eftersom allt som kommer med i kamerans synfält kan kvantifieras i efterhand. Utvecklas metodiken vidare finns det potential för att mäta växthusgasutsläpp över stora ytor. Än så länge så kräver dock användandet av tekniken både dyr utrustning och mycket kunskap och tid för bearbetningen av stora datamängder. För att få bra resultat behöver dessutom väderförhållandena under mättillfället vara gynnsamma (Påledal, 2020).

Cavity ring-down spectroscopy (CRDS) En annan optisk teknik för att kvantifiera lustgasutsläpp (och metan) i realtid är metoden CRDS, vilken är en form av laserabsorptionsspektroskopi. Metoden är en markbaserad fjärranalys som kombinerar ett kontrollerat utsläpp av en spårgas från anläggningen med koncentrationsmätningar i medvind. Gasmätningar genomförs sedan på en rörlig plattform som består av en gasanalysator (CRDS) i kombination med en väderstation och ett GPS-system. Genom att mäta längs med flera transekter kan en hel plym av gasutsläpp identifieras och kvantifieras. Mätmetoden har bland annat använts vid Avedöre avloppsreningsverk sydväst om Köpenhamn med syftet att korrelera olika driftförhållanden med lustgasemissionerna och jämföra resultat med tidigare mätningar (Yoshida m.fl., 2014). För en övergripande kvantifiering av emissioner av växthusgaser visade sig metodiken vara användbar.

Metoden presenteras även i en större studie (Delre m.fl., 2017) där ytterligare fyra skandinaviska reningsverk har inkluderats. Bland dem finns två svenska reningsverk representerade, Källby ARV i Lund och Sundets ARV i Växjö.

I de fall man inte kan köra med en bil längs transekten skulle man kunna använda en drönbaserad mätning. Forskare i Stuttgart har utfört drönbaserade mätningar på reningsverk med FTIR-instrument med hjälp av drönare som kan bära tung last. Det pågår dock en teknikutveckling av IR-sensorer som på sikt kan möjliggöra mindre och lättare instrument (Bandara m.fl., 2021). Kostnaden för hela försöksupställningen är dock hög p.g.a. ett avancerat lasersystem och speglar med hög effektivitet.

Eddy covariance flux method Eddy covarians-tekniken (EC) är en mikrometeorologisk metod för att mäta transporten (fluxet) av till exempel växthusgaser från olika ekosystem till atmosfären. Metoden innebär att man kontinuerligt mäter luftflödet, såväl vertikalt som horisontellt, samtidigt som luftkoncentrationen mäts i en högt placerad mätpunkt, ofta i ett torn. Genom att integrera mätresultatet kan den vertikala komponenten av ämnestransport av t ex lustgas beräknas. Metodiken används bland annat av ICOS (Integrated Carbon Observation System Research Infrastructure) för att beräkna flux av gaserna CO_2 , H_2O , CH_4 och N_2O från olika typer av vegetationsområden och marina system (ICOS, 2022). Under de senaste åren har även EC-mätningar av koldioxid i/från stadsområden har blivit populära (Järvi, 2014).

Metodiken anses vara relativt dyr att ha i drift då ofta fasta master används för att mäta vindhastighet, turbulens, temperatur och gaskoncentration varefter omfattande databearbetning behövs för att beräkna fluxet av respektive gas. Idag är detta en etablerad metod för uppskattning av växthusgasavgång från olika typer av ekosystem. Tekniken har även använts vid mätningar av utsläpp från deponier (Eddy covariance, 2022). Det är osäkert om tekniken har potential att användas för specifika mätningar på avloppsreningsverk.

2.2.4 Stickprov med hjälp av luftstrippningsmetoden

Genom att först driva av den lösta lustgasen från vattnet kan även metoder anpassande för mätning i gasfas appliceras på vattenprover. Det är ett alternativ till den ovannämnda amperometrisk metod men tillåter då endast mätning på ett uttaget stickprov. Metoden går ut på att vattenprovet tas ut och surgörs med svavelsyra. Genom

att därefter värma upp provet i vattenbad till 80°C under en timme frigörs all N_2O från vattnet och driver av till gasfasen. Genom att sedan mäta N_2O -koncentrationen i gasfasen med hjälp av en GC kan den ursprungliga koncentrationen av N_2O i vattenfasen beräknas (Foley m.fl., 2011).

2.3 Kvantifiering av frånluftflöden

För att kvantifiera emissioner krävs förutom lustgashalter även luftflödet som de uppmätta halterna gäller för. Vid initiala och grova emissionsskattningar då endast få mätdata finns tillgängligt används i vissa fall skattade luftflöden utifrån luftflödet Nm^3 till bassängen eller skattas med hjälp av blåsmaskinens driftparameter (t.ex. Nm^3/h , kW, P, T) och processens utformning (t.ex. luftarfördelning, styrning etc.). För en bättre massflödesberäkning är det dock fördelaktigt med mer specifika luftflödesdata som relaterar till den dynamik i lustgashalter som uppmäts. Detta gäller både vid mätning med flytande mät huv eller i frånluftsventilationen. Då kvantifieringen av luftflödet påverkar beräkningen av de totala utsläppen är det viktigt att förstå vilka felkällor som kan påverka mätningen av frånluftflödet.

Luftens densitet påverkas relativt lite av absoluttryck och luftens fuktighet, åtminstone inom temperaturintervallet -10 till +20°C, vilket får anses vara ett normalt temperaturintervall för ventilationsluft från ett reningsverk. Temperaturen påverkar dock luftens densitet vilket kan påverka samtliga mätningar. Vid högre temperaturer, vilket är vanligt i luftflödet ut från t.ex. rejektvattenanläggningar där vattentemperaturen ofta är mellan 25–35°C, kan lufttemperaturen påverka luftens densitet och därmed beräkningen av luftflödet. I tillägg så innehåller varm luft från en reningsverksbassäng mycket mer vattenånga, vilket också kan störa mätningen samt beräkningen av korrekta luftflöden.

Gasflödesmätningar bygger ofta på pitotrör där en tryckdifferens mäts i gasflödet. För att mäta gasflödet i ett stort ventilationssystem kan ett pitotrör användas eller trycket i ledningen tillsammans med ventilationsrotorns hastighet. I vissa fall kan flödet skattas i ventilationen med hjälp av data från tillsatt luftflöde från blåsmaskinerna.

En annan teknik för att mäta luftflöden utgår från att lufthastigheten uppskattas och därefter multipliceras med kanalens tvärsnittsarea. Typiska instrument för att uppskatta hastigheten är t.ex. vinghjulsanemometer eller varmtrådgivare. Dessa har en typisk mät noggrannhet på $\pm 0,1 m/s$, vilket då motsvarar +1,5 % av mätvärdet inom intervallet 0,3–20 m/s. För att få ett riktigt värde på flödet i ventilationskanalen behövs ofta flera mätningar på olika ställen i kanalen enligt ett standardiserat förfarande. Används en flödesmätare på ventilationen såsom en vortexmätare kan mätfelet gå ner till $\pm 1,7$ %.

Mätningar av luftflöden kan, beroende på vald teknik, genomföras med en mätosäkerhet på i storleksordningen 2–10 %. Vid enklare luftflödesberäkningar, baserade på t.ex. den totala processlufttillförseln, kan mätosäkerhet dock öka avsevärt.

3 Beräkning av emissioner

Detta kapitel beskriver hur emissionsberäkningar kan göras baserat på de olika provtagnings- och analysmetoder som beskrivits i föregående kapitel. Den detaljerade beräkningen kan dock varieras på grund av olika dataupplösning, koefficient etc. Djupare diskussion om beräkningen finns i andra referenser som hänvisas till i följande text. Här ger vi en förenklad beräkningsmetod för att visa möjligheten hur vi kan bearbeta inhämtade data från onlinemätningen.

När man gör utsläppsberäkningen behöver man normalt konvertera den uppmätta volymfraktionen σ (ppm_v) till en masskoncentration $C_{N_2O-N(g)}$ (g/m³). Konverteringsfaktorn är härledd från ideala gaslagen:

$$C_{N_2O-N(g)} = \frac{\sigma p M_N}{RT} \quad (1)$$

där $C_{N_2O(g)}$ (gN₂O-N/m³) är masskoncentrationen lustgaskväve, σ (ppmv) är den uppmätta volymfraktionen lustgas, p (atm) är systemets tryck, M_N (28 g/mol) är kväveatomernas molmassa i en formelenhet lustgas, R (82,057 cm³*atm/(mol*K)) är gaskonstanten och T (K) är systemets temperatur.

3.1 Beräkning från halter i frånluft

För att beräkna utsläpp av lustgas används uppmätta koncentrationer av gasen tillsammans med data på luft- och gasflöden i form av massbalansberäkningar. Massbalansen kan beräknas över en mindre yta med hjälp av en huv, en täckt bassäng eller en hel anläggning.

Lustgasemissioner i *luftade bassänger* kan beräknas genom att använda följande ekvation:

$$E_{N_2O-N,ox} = \frac{1}{t_1 - t_0} \int_{t_0}^{t_1} C_{N_2O-N(g)} Q_{luft} dt \quad (2)$$

där $E_{N_2O-N,ox}$ (kgN₂O-N/d) är det genomsnittliga lustgaskväveutsläppet per dygn, $C_{N_2O-N(g)}$ är den uppmätta lustgaskvävehalten i frånluften (vanligtvis ett medelvärde över en viss tidsperiod). Q_{luft} (m³/d) är luftflödet för den processarea mätningar anses vara representativt för. Tidsparametrarna t_0 (d) och t_1 (d) är start- respektive slutpunkt för det tidsintervall som medelvärdet avser. Ska uppmätta lustgashalter t.ex. användas för beräkning av lustgasutsläpp för en hel bassäng kan luftflödet från blåsmaskinerna för bassängen användas. Görs mätningar för en hel process via haltmätningar i ventilationsflödet så motsvarar luftflödet i beräkningen luftflödet i tillhörande ventilationskanal. Ska endast emissionerna för en mätthuv beräknas utgörs Q_{luft} av luftflödet över mätthuv. Då tidsserierna $C_{N_2O-N(g)}$ och Q_{luft} i praktiken är diskreta uppskattas integralen i Ekvation 1 med en vänsterliggande Riemannsumma. I praktiken betyder detta betyder att man summerar diskreta värden till en total mängd utsläppt lustgas.

Lustgasemissioner i oluftade bassänger kan beräknas genom att använda en något modifierad version av ekvation 1:

$$E_{N_2O-N,anox} = \frac{A_{process}}{A_{m\ddot{a}thuv}} \frac{1}{t_1 - t_0} \int_{t_0}^{t_1} C_{N_2O-N(g)} Q_{b\ddot{a}rgas} dt \quad (3)$$

där $E_{N_2O-N,anox}$ (kg/d) är medelutsläppet av lustgaskväve per dygn, $A_{process}$ är den totala processytan (m²) som emissionsberäkningen ska göras för och $A_{m\ddot{a}thuv}$ är mätthuvens area (m²). $Q_{b\ddot{a}rgas}$ (m³/d) är flödet av den bärgas som pumpats över mätthuv, vilket är ett konstant flöde som justeras in under mätningarna. Tidpunkterna t_0 (d) och t_1 (d) är start- respektive slutpunkt för tidsintervallet som medelvärdet beräknas för.

3.2 Beräkning från halter i vattenfas

Genom att mäta koncentrationen av löst lustgas i vattenfasen kan mängden gas som emitteras uppskattas genom beräkningar med hjälp av faktorer för diffusion och strippning. Den fundamentala ekvationen för detta fenomen härleds från tvåfilmsteori (Bengtsson m.fl., 2019) och lyder:

$$E_{N_2O-N} = k_L a (C_{N_2O-N(l)} - C_{N_2O-N(l,eq)}) \quad (4)$$

där E_{N_2O-N} (gN₂O-N/(m³*d)) är lustgasflödet per volymsenhet, $k_L a$ (1/d) är masstransportkoefficienten för de rådande betingelserna, $C_{N_2O-N(l)}$ (gN₂O-N/m³) är bulkkoncentrationen av lustgaskväve i vattenfasen, och $C_{N_2O-N(l,eq)}$ (gN₂O-N/m³) är koncentrationen av lustgaskväve i vattenfasen vid gränssnittet mellan luft och vatten. Detta är en komplex beräkning som beror på faktorer som är svåra att mäta direkt och unika för varje system. På samma sätt som en mätning i gasfasen med hjälp av en mätthuv endast kan ge information av lustgashalter i frånluften som fångas upp av huven, så kan uppmäta lustgashalter i vattenfas endast ge information för en specifik punkt i processen.

Förutom koncentrationen av lustgas i vattenfasen och luftflöde genom processen påverkar även överföringskoefficienten, processvolymens geometri och Henrys konstant vid aktuell temperatur den faktiska emissionen från processen. Masstransportkoefficienten $k_L a$ är en "hopklumpad" (eng: lumped) parameter och beskriver hur lätt den lösta gasen i vattnet överförs till luftbubblorna via vilka lustgasen strippas av till luften. Värdet på $k_L a$ är på så vis viktigt för att beräkningen av emissionerna skall bli korrekta och kan antingen mätas upp i en kontrollerad miljö (Schulthess och Gujer, 1996) eller teoretiskt beräknas.

Eftersom överföringen mellan vatten och gas också påverkas av vattnets sammansättning kan det dock vara svårt att räkna rätt för en biologisk bassäng i ett avloppsreningsverk. En anpassning av denna "utsläppsmodell" behöver därför göras för varje enskild process och modellen kan behöva anpassas på nytt vid ändringar i processen. Baresel m.fl. (2016) kunde framgångsrikt anpassa särskilt härledda modellekvationer för luftade- respektive oluftade aktivslambassänger vid ett reningsverk. Dessa ekvationer lyder:

$$E_{N_2O-N,ox} = H C_{N_2O-N(l)} \left(1 - \exp \left(\frac{k_L a_{ox}}{H} \frac{V}{Q_{luft}} \right) \right) \frac{Q_{luft}}{V} \quad (5)$$

$$E_{N_2O-N,anox} = k_L a_{anox} \left(C_{N_2O-N(l)} - \frac{C_{N_2O-N(g)}}{H} \right) \quad (6)$$

där $E_{N_2O-N,ox}$ (gN₂O-N/(m³*d)) är lustgastransporthastigheten från en luftad bassäng, $E_{N_2O-N,anox}$ (gN₂O-N/(m³*d)) är lustgastransporthastigheten från en oluftad bassäng, H (enhetslös) är Henrys konstant för lustgas, $C_{N_2O-N(l)}$ (gN₂O-N/m³) är koncentrationen

lustgas i vattenfasen, $C_{(N_2O-N(g))}$ (gN₂O-N/m³) är koncentrationen lustgas i luftfasen, $k_L a_{ox}$ (1/d) är masstransportkoefficienten i en luftad aktivslambassäng, $k_L a_{anox}$ (1/d) är masstransportkoefficienten i en oluftad bassäng, V (m³) är bassängens volym, och Q_{luft} (m³/d) är luftflödet.

Myers (2019) visade t.ex. att om $k_L a$ varierades med +/- 50 % så varierade de beräknade emissionerna med +/- 25 %. Varierades däremot luftflödet med +/- 10 % så varierade emissionerna med +/- 7,5 %. Det finns olika metoder att beräkna $k_L a$. En av dem är en empirisk modell, *superficial gas velocity* (Foley m.fl., 2011)

Utmaningen med att använda mätningar i vattenfas för att direkt beräkna de totala lustgasemissionerna visades bl.a. vid försök på Käppalaverket (Baresel m.fl., 2016). Efter en anpassning av beräkningsparametrarna visade modellen en god överensstämmelse med uppskattade emissioner baserade på halter i gasfasen från hela processen. Olika tester där ett brett spektrum av potentiellt påverkande parametrar varierades indikerade robusta och tillförlitliga emissionsuppskattningar av modellen, när den väl hade anpassats. Samma metod användes vid mätningar vid Slottshagen ARV i Norrköping där mätningar av lustgashalter i vattenfas användes efter en anpassning av utsläppsmodellen med hjälp av mätningar i gasfasen. Syftet med projektet var att testa olika driftsätt av rektvattenbehandlingen för att minimera de totala lustgasutsläppen (Baresel, 2019, Kanders m.fl., 2019).

Att beräkna lustgasemissioner baserat på halter i vattenfas kan således vara ett mycket användbart förfarande för många ARV, inte minst då mätning av lustgas i vattenfas är mycket mindre komplext än mätningar i gasfasen. För att kunna använda sig av lustgasmätningar i vattenfas behöver det dock först finnas en bra kvantifiering av emissionerna baserat på mätningar i gasfasen. Med denna data anpassas utsläppsberäkningsmodellen som översätter halter i vattenfasen till lustgasutsläpp. Även regelbundna kontrollmätningar i gasfasen kan vara motiverade. Anpassningen av utsläppsmodellen kräver dock en viss expertkunskap med tanke på komplexiteten i de olika parametrar som används i modelleringen. Än så länge finns det inte många referenser om dessa metoder, därför är det fortfarande inte klart om det är praktiskt genomförbart vid avloppsreningsverk.

3.3 Beräkning av emissionsfaktorer

För att kunna jämföra lustgasemissioner mellan olika anläggningar sätts ofta emissionerna i relation till en annan känd faktor, till exempel inkommande kvävebelastning, se Ekvation 7 och 8. Att relatera utsläppen till verkets organiska belastning som mäts i personekvivalenter (PE) kan också göras men anses mindre lämpligt eftersom emissionerna påverkas av processkonfigurationen. Den totala kvävelasten anges ibland i ammonium (NH₄-N), ibland i Kjeldalkväve (Kj-N) och ibland i totalkväve (TN). Eftersom den totala lasten inte endast består av ammonium och inte heller bara av Kj-N så påverkar även val av belastningsparameter den beräknade emissionsfaktorn. Utgörs nämnaren av NH₄-N överskattas emissionsfaktorn troligtvis lite medan om TN väljs kan dessa siffror vara underskattade i jämförelse med andra data. Ibland relateras även emissionerna till den kvävemängd som reducerats på avloppsreningsverket. Används detta tal så överskattas utsläppen något i jämförelse med att använda total kvävelast.

Beräknas emissionsfaktorn F (%) baserad på totalkväve (TN) respektive ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) ser ekvationerna ut som följer:

$$F_{TN} = \frac{E_{N_2O-N}}{TN} * 100 \% \quad (7)$$

$$F_{NH_4-N} = \frac{E_{N_2O} - N}{NH_4 - N} * 100 \% \quad (8)$$

Emissionsfaktorn är användbar när olika ARV eller processer jämförs med varandra. Emissionsfaktorn för hela ARV är ofta i storleksordningen 0,03–6,8 % av inkommande kvävelast (Tabell 1.1). Den senaste standard N_2O utsläppsfaktorn för avloppsvattenrening i IPCC 2019 var 1,6 % av inkommande TN belastning (IPCC, 2019). I högbelastade processer såsom rejektivattenrening, där både höga temperaturer och höga koncentrationer av kväve bidrar till höga reaktionshastigheter, finns också en högre risk för lustgasbildning och emissionsfaktorerna i sådana processer kan vara upp mot 10 % (Baresel m.fl., 2016, Baresel, 2019, Kanders m.fl., 2019).

3.4 Beräkning av flux över processytan

Totala lustgasemissionen kan också relateras till bassängens yta vilket då ger ett lustgasflux. Fluxet kan vara intressant att jämföra mellan olika processteg i biologin såsom högbelastade steg eller steg med intensiv luftning (N_2O -flux, $\mu\text{g N}_2\text{O-N/m}^2\text{h}$) (Mannina m.fl., 2017). Czepiel m.fl. (1995) använde begreppet tidigt för att mäta lustgasflux från vattenytor i ett kommunalt avloppsreningsverk i Durham, New Hampshire i USA.

Fluxet av gasen i ($\text{F N}_2\text{O}$), från en reaktor j kan beräknas med hjälp av ekvationen nedan.

$$F_{N_2O} = C_{N_2O} \frac{Q_{gas}}{A_{reaktor}} \quad (9)$$

Där C_{N_2O} (mg/l) är gasens koncentration vid provtillfället. Q_{gas} (l/h) är gasflödet från reaktorn, samt A reaktor (m^2) som motsvarar reaktorns yta varifrån gasen avges.

3.5 Osäkerheter i lustgasemissionsberäkningar

Oavsett om lustgasemissioner beräknas baserat på mätningar i gasfas eller vattenfas så behövs flera steg i denna beräkning som ger osäkerheterna i beräkningen. Figur 3.1 visar schematiskt vilka moment som vanligtvis ingår i en beräkning av t.ex. årliga emissioner av lustgas från en reningsprocess vid ARV. Baseras provtagning på frånluftprover med punktmätningar, t.ex. med hjälp av mätuv, så begränsas provets representativitet av både mätpunktens placering och när och hur länge provtagningen sker. Denna osäkerhet kan reduceras med mätningar i frånluften från en hel process om just kvantifiering av emissioner från hela processen är syftet med själva mätningen. Även själva analysen av provet inducerar en viss osäkerhet beroende på vald analystekniks noggrannhet och eventuella störningar från provmatrisen. Här blir t.ex. analysatorns optimala mätområde en viktig faktor då osäkerheten i analysresultaten utanför de optimala mätområden kan bli avsevärt högre än innanför det optimala området. Även om prover kan samlas in kontinuerligt och även nyare analysatorer har en arbetstid på några sekunder, så behöver mätdata ändå aggregeras för att kunna hanteras och för att ligga till grund för genomsnittliga emissionsberäkningar. Vanligt är att dygnsmedel används vid flera dagars mätningar. Hur själva dataaggregation utförs påverkar osäkerheten vilket tas

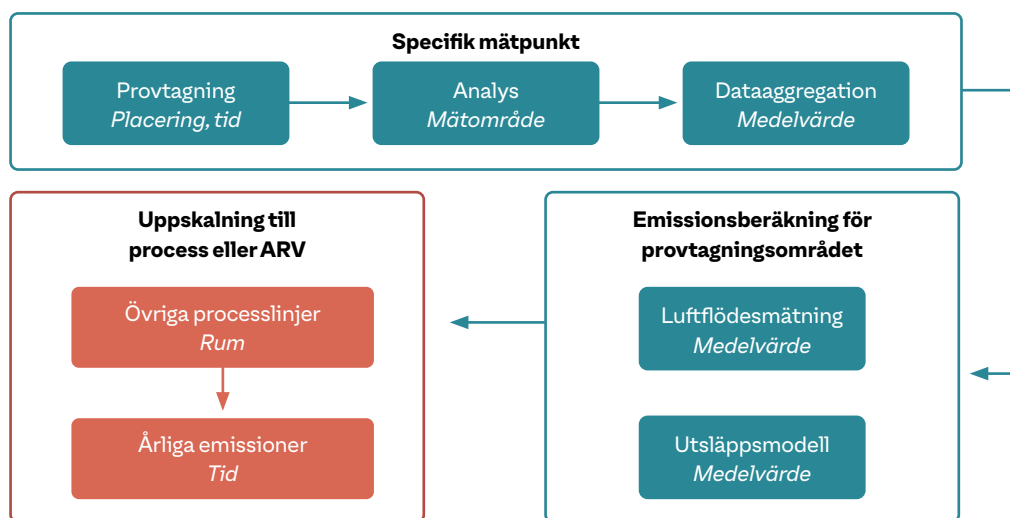
med i nästa steg där dessa data läggs ihop med antingen uppmätta luftflöden vid mätningar i gasfas eller utsläppsmodeller vid mätningar i vattenfas. Både data från luftflödesmätningar, men även de olika processparametrarna i utsläppsmodellerna, kan som tidigare diskuterat inneha stora osäkerheter.

Hur ofta skall man då mäta? För att kunna svara på detta bör man återkoppla till syftet till mätningarna och kravet på precision. Att genomföra kontinuerliga mätningar på över ett år har visat sig ge de mest tillförlitliga resultaten eftersom det fångar både den (eventuella) säsongsvariationen samt den veckovisa och den dygnsvisa variationen. Är syftet att skatta utsläpp över ett år ingjuter alltså mätningar kortare än ett år ett större fel. Representativt utvalda perioder med kontinuerliga mätningar ger ett mindre fel än representativt utvalda stickprover. En studie gjord på ett specifikt dataset med stickprover över ett år (Daelman m.fl., 2013), visar att 25 st slumpmässigt utvalda 24 h-prover eller 12 st 7 d-prover skulle inducera ett fel på 50 % (med ett 95 %igt konfidensintervall). Detta kan tyckas vara ett stort fel men ger här en fingervisning av osäkerheten gällande stickprover.

Emissioner som slutligen har räknats fram baserat på specifika mätningar i vissa delar av processen eller på anläggningen används slutligen för att beräkna emissioner för en hel process eller ett helt avloppsreningsverk. Eftersom det oftast inte är genomförbart att mäta lustgasutsläpp i alla olika delar och processlinjer i en anläggning så "antas" de beräknade emissionerna även gälla för övriga processdelar i anläggningen. Dessutom räknas dessa lustgasemissioner, som i vissa fall endast baseras på några få dagars mätningar, om till årliga emissioner. Små felaktigheter t.ex. i den initiala placeringen av mätluven kan således ha avsevärd påverkan på de slutliga totalemissionerna som räknas fram. Beräknade lustgasutsläpp behöver därför behandlas med största försiktighet och angiven data bör sättas i relation till dess osäkerheter.

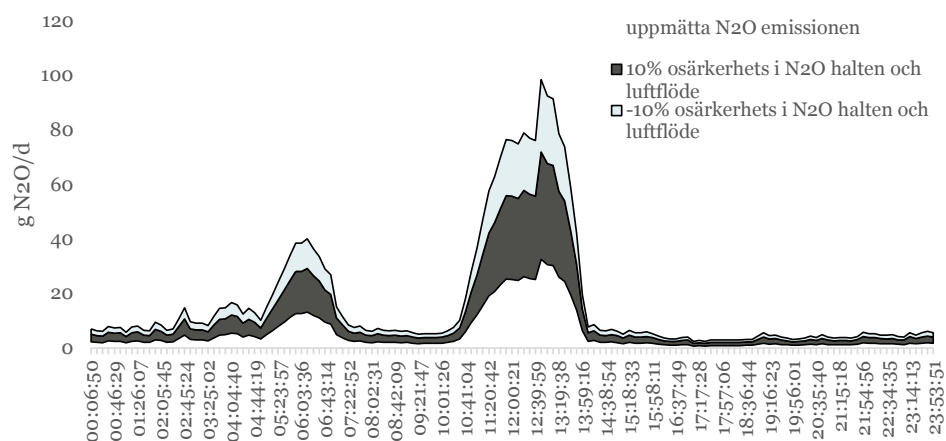
Figur 3.1

Olika moment i lustgasemissionsberäkningar som alla är behäftade med osäkerheter.



Exempel

Figur 3.2 visar ett N_2O -mätresultat ($g N_2O/d$) över ett dygn. Figuren visar tydligt att det finns en variation i N_2O -utsläppen med relativt låga utsläpp tidigt på morgonen och eftermiddagen och höga utsläpp under lunchtid. Utsläppet av lustgas varierar även över året, vilket visas i Figur 1.3. Detta innebär att mätresultat som har tagits fram över kort tid kan innehålla en hög osäkerhet. Den mellersta svarta linjen i Figur 3.2 är den beräknade N_2O -emissionener (N_2O -koncentrationen gånger luftflödet), men om både uppmätt N_2O -koncentration och luftflödet har 10 % osäkerhet kommer de slutliga emissionsvärdena att vara i blå färg (+10 %) eller grå färg (-10 %) yta.



Figur 3.2

Exempel av uppmätta N₂O emissioner - grå färg +10 % variation i N₂O-halt och luftflöde; blå färg -10 % variation i N₂O-halt och luftflöde.

4 Jämförande tester för kvantifiering av lustgasemissioner

Som diskuterat finns det ett antal olika strategier för kvantifiering av lustgasemissioner beroende på syftet med kvantifieringen och lokala förutsättningar. Att samla in prover av processluft, antingen med flytande mät huv på vattenytan eller från ventilationsluften om processtegen är övertäckta, som sedan analyseras framstår i dag som de mest lämpade metoderna för kvantifiering av lustgasemissioner på ett avloppsreningsverk. Även om själva principen att mäta med en mät huv eller i ventilationen principiellt inte är svår så finns det en del aspekter och utmaningar som behöver beaktas vid tillämpning av dessa metoder. Befintlig processutformning och även syftet med mätningar påverkar val av mätmetod. Det praktiska genomförandet av provinsamling kan ske på olika sätt och kan ha avsevärd påverkan på den slutliga emissionsberäkningen. För att bättre förstå och kunna ta hänsyn till dessa olika aspekter och deras effekt på osäkerheter i utsläppskvantifieringen har ett antal praktiska försök på Henriksdalsverket och Himmerfjärdsverket genomförts inom ramen för projektet.

Genom att också ta in erfarenheter från tidigare mätningar diskuteras praktiska lärdomar från projektet. De praktiska aspekter som projektgruppen undersökte inkluderade:

- Passiv eller aktiv mät huv (inkl. sluten passiv huv);
- Mät huvens storlek;
- Mätning med mät huv jämfört med mätning i ventilationen; och
- Mätning i övertäckta processer.

Redan vid de första mätningarna som genomfördes i Sverige med hjälp av mät huv (även kallad flödeskammartekniken; (Jönsson, 2015), se Figur 4.1) diskuterades mät huvens utformning och storlek. Att kunna styra och kvantifiera luftflödet över huven och hitta den mest lämpliga huvstorleken för att kunna hantera utrustningen utan att tumma på kvaliteten på insamlad processluft är viktiga aspekter.

I underjordiska eller inbyggda processer kan däremot provtagningen göras mycket enklare genom att samla prover direkt från frånluftsventilationen. Denna metod fungerar dock endast om syftet med mätningarna är att kvantifiera emissionerna från den del av verksamheten som ventilationen täcker in. Önskas t.ex. kunskap om specifika emissioner från olika zoner i en process som inte har egen ventilation så kan även mät huv komma till användning.

4.1 Passiva och aktiva mät huv

För att använda mät huv som gasprovtagningsmetod så måste processluften till huven beräknas.

$$Q_{\text{processluft, huv}} = Q_{\text{processluft, bassäng}} / A_{\text{bassäng}} * A_{\text{huv}} \quad (10)$$

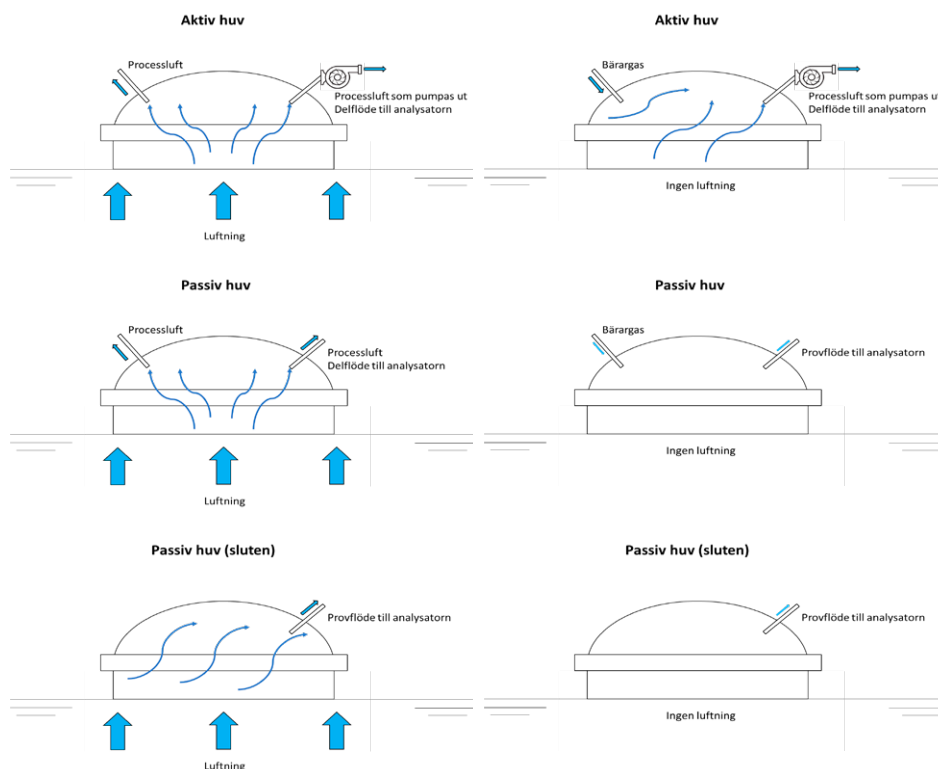
Där $Q_{\text{processluft, huv}}$ är processluft till huven (m^3/h); $Q_{\text{processluft, bassäng}}$ är luftflöde till hela reningsbassängen (m^3/h) samt $A_{\text{bassäng}}$ är area av bassängen (m^2), A_{huv} är arean av huven (m^2).

Processluftens uppehållstid i huven kan beräknas för att veta om det finns fördröjning i mätningarnas resultat.

Vid mätning i luftade, icke-luftade eller intermittent luftade processer behöver driften av mätluven antingen vara passiv eller aktiv. Figur 4.1 illustrerar de olika utformningar av en mätluva som används vid olika förhållanden. Aktiva mätluvar använder sig av en pump) för att säkerställa att flödet över luven är balanserat för att undvika lutning av luven och en bra omsättning av processluften. Pumpens flöde måste vid alla tillfällen vara mindre än $Q_{\text{processluft, huv}}$ för att undvika att undertryck uppstår. Undertryck i luven kan även leda till att skum sugas in i analysatorn. Pumpflödet kan sedan användas för emissionsberäkningar över luven. Vid kraftig luftning finns risk att luven tippas om inte luften kan lämna luven tillräckligt snabbt. Fördelen med en aktiv huv är också att mätningar kan utföras i icke-luftade processer. Vid för kraftig pumpning kan det dock finnas en risk att skum på vattenytan sugas in och orsakar störningar. Flera försök med styrda aktiva luvar har genomförts inom tidigare projekt (bl.a. Jönsson m.fl., 2015) vid användning vid intermittent luftning. Vid intermittent luftning finns risk för att mätluvens stabilitet påverkas vid av- och påslag av luftningen. Om inte det externa luftflödet är anpassat till processluftningen kan mätluven både lyftas upp och välta eller sugas mot vattenytan, vilket kan orsaka att skum och flytslam eller processvatten hamnar i provet.

Passiva luvar har fördelen att de är enklare att använda då de inte kräver en extra pump. Om utformningen av öppningar i mätluven dock inte är anpassad till processluftflödet kan luven riskera att lyftas och tippas över. För att kunna göra en emissionsberäkning över luven behövs dessutom en flödesmätning över mätluvens öppningar. Vid mätning i icke-luftade zoner kan även här en bärargas användas. Dock krävs det t.ex. en intern provtagarpump i analysatorn för att åstadkomma ett flöde över luven. De extremt små processluftflöden brukar vara utmanande för en korrekt flödesmätning.

En passiv huv kan också vara helt sluten och fungerar då som en gaspåse men med möjlighet till kontinuerliga mätningar. Utformningen innebär dock en avsevärd risk för att mätluven lyfts och tippas över vid luftning. Mycket av luften som samlas under mätluven kommer tryckas ut under mätluvens kant och kan leda till ökad instabilitet. Vid intermittent luftning kan luften i luven inte släppa ut under den icke-luftade perioden och kommer därför påverka mätresultaten i den icke-luftade fasen. För att kunna göra en emissionsberäkning över luven finns inga direkta luftflödesdata och beräkningen kan således endast baseras på luftflöden från processluftningen och ytan som mätluven täcker. För mätning i icke-luftade zoner kan en sluten passiv huv vara tillämplig.



Figur 4.1

Funktionen av en aktiv och passiv mät huv vid ett luftat respektive oluftat processteg.

Generellt visar resultaten från tidigare mätningar att lustgasutsläpp i gasfasen från icke-luftade processer är i en storleksordning som gör att mätningar i dessa processteg oftast inte är motiverade. Även om det kan bildas mycket lustgas i icke-luftade processer så transporteras denna lustgas vidare i vattenfasen och strippas ut t.ex. i efterföljande luftade zoner.

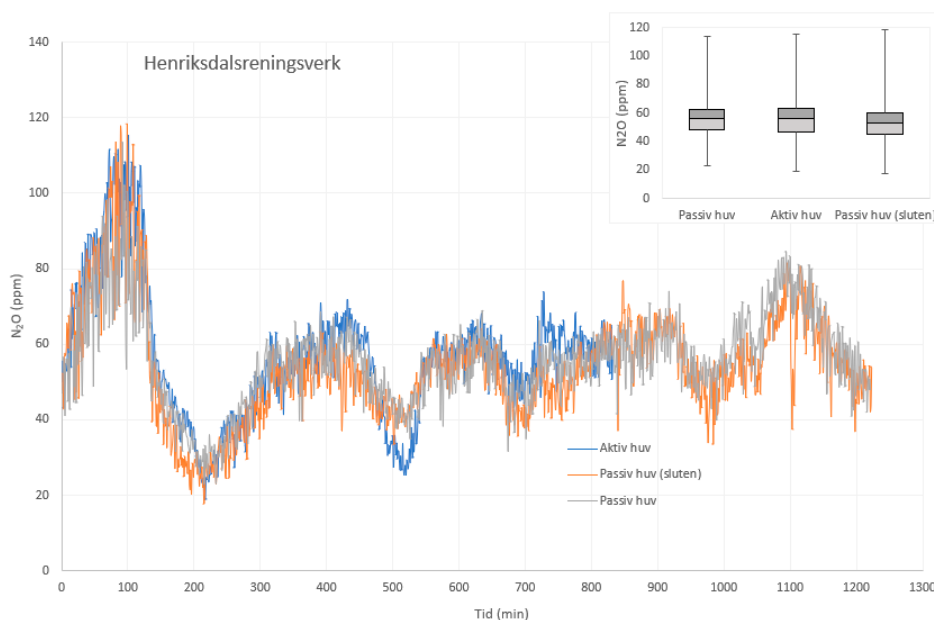
För att undersöka hur de olika typerna av mät huv var påverkar mätresultaten för lustgas har en huv för respektive utformning placerats i ett processteg på både Himmerfjärdsverket (Figur 4.2) och Henriksdalsverket. På båda reningsverken placerades huvarna i de kontinuerligt luftade zonerna och luftflödet antogs vara samma för de olika placeringarna.



Figur 4.2

Lustgasmätning vid Himmerfjärdsverket på vattenyta med olika mät huv var.

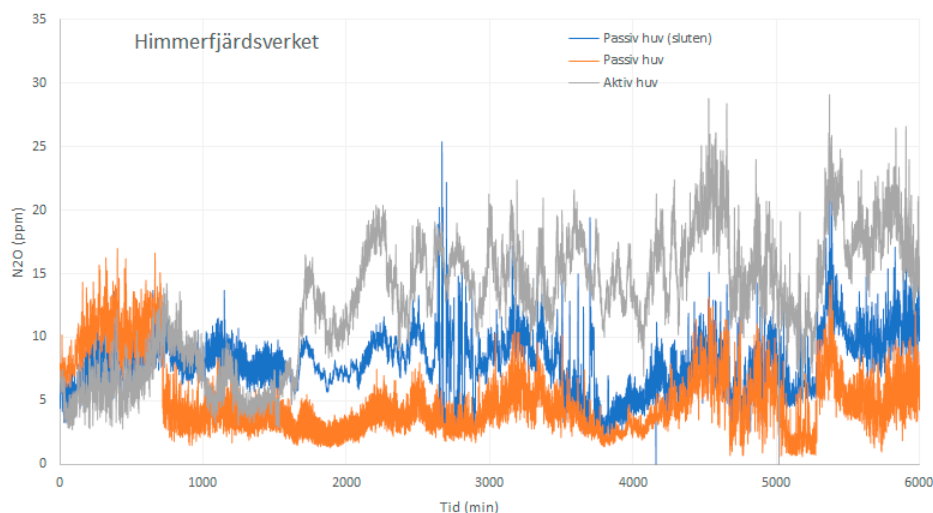
Mätresultaten från försöken vid Henriksdal, som visas i Figur 4.3 visar att uppmätta halter med de olika huvarna följer samma trend och även det finns variationer mellan mätresultaten från respektive huv, så ligger analyserade halter på samma nivå både vad gäller genomsnitt och extremer. Det bör dock noteras att luftningsfördelningen i bassängen upplevdes som väldigt jämn och likartat. En bra och stabil utformning av respektive mät huv medförde att även den slutna passiva huven inte upplevdes som instabil under försöken.



Figur 4.3

Mätresultat med olika typer av huvor i Henriksdal.

Motsvarande resultat från Himmerfjärdsverket visas i Figur 4.4. Här kan stora skillnader mellan mätdata från de olika typerna av mät huvor observeras. Med den aktiva huven uppmättes för det mesta högre lustgashalter än med de passiva mät huvorna. Generellt följer dock samtliga data samma trender. En möjlig förklaring till variationerna kan vara den väldigt ojämna fördelningen av luftning över bassängen. Som Figur 4.4 indikerar är luftningen inte bara ojämnt fördelad vid de olika huvplaceringarna men även variera över tid i en punkt. Detta kan t.ex. innebära att en mät huv som är placerad på en plats där luftningen är mindre eller mer intensiv än den genomsnittliga luftningen kan leda till andra lustgashalter. Detta exempel visar tydligt på hur viktig själva placeringen av provtagningsutrustningen är och att kunskapen om processutformning och förutsättningar kan påverka mätresultaten avsevärt.



Figur 4.4

Mätresultat med olika typer av huvar från Himmerfjärdsverket.

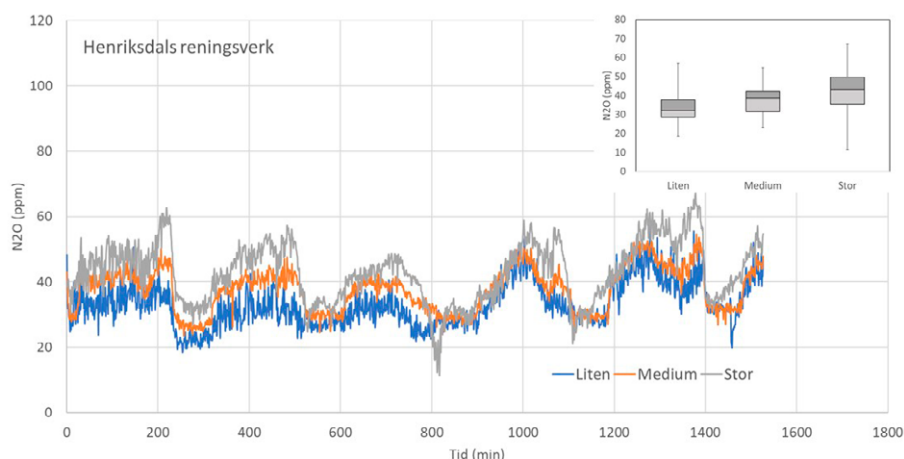
4.2 Mäthuvens storlek

Tre olika storlekar av mäthuv användes för att undersöka hur ytan som täcks av mäthuv kan påverka mätresultaten. Storlekarna på huvarna som användes i dessa mätningar var (L×B×D):

- Stor: 100 × 80 × 60 cm ⇒ 0,8 m²;
- Medium: 60 × 70 × 50 cm ⇒ 0,42 m²;
- Liten: 40 × 60 × 30 cm ⇒ 0,24 m².

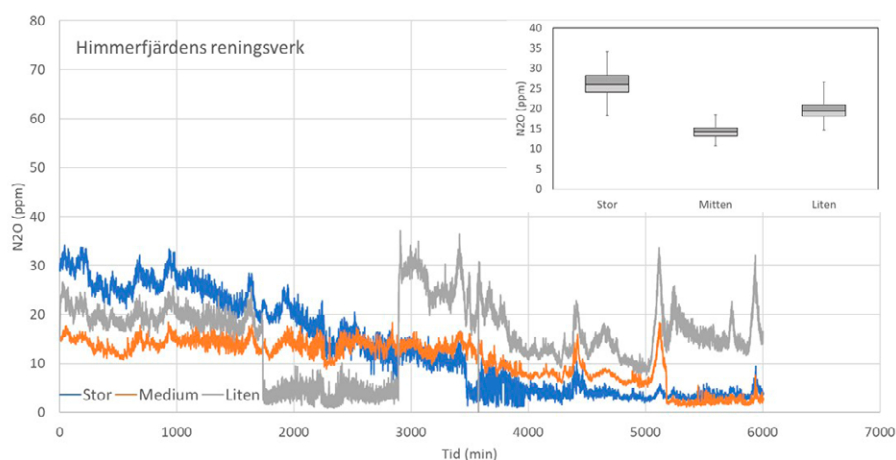
På grund av en stor volym på den stora och mellanstora huven (480 l respektive 210 l) samt att provpumpsflödet till gasanalysatorn endast är på ca 4 l/tim, testades endast de aktiva mäthuvorna för dessa huvar. Resultat från både Henriksdal och Himmerfjärdsverket visas i Figur 4.5 och visar igen generellt mindre variationer mellan mätningarna med olika huvar på Henriksdal än vid Himmerfjärdsverket. Speciellt för den lilla mäthuvan vid Himmerfjärdsverket kan det ses väldigt kraftiga haltsvängningar vilket indikerar en instabil drift av utrustningen. Vid abrupta förändringar kan huven t.ex. ha tippat. Detta observerades också på plats och orsakades av den delvis kraftigt varierande och ojämnt fördelade luftning i bassängen. Även övriga mätdata vid Himmerfjärdsverket tyder på väldigt varierande förutsättningar för provtagningen.

I regel ser det ut som att provtagning med den stora huven ger något högre lustgasnivåer än provtagning med den mellanstora och den lilla huven, i denna studie. Vad detta kan beror på är svårt att förklara då mäthuvens storlek inte borde påverka själva provtagningen förutom att en större vattenyta ingår med större huv. Generellt anses en större mäthuv vara stabilare, speciellt vid kraftig och varierande luftning. Dock är stora huvar svåra att hantera rent praktiskt. Detta gäller dock endast vid en väl avvägd design så att förhållandet mellan huvens yta och höjd gör att tyngdpunkten ligger lågt. Vid förekomst av skum och flytslam är en viss volym inuti huven en fördel för att minimera risken att mätningarna störs. Pumpflödet in till analysatorn måste alltid vara mindre än processflödet underifrån. Om pumpflödet är fixerat kan detta ge ett problem vid val av en mindre huv.



Figur 4.5

Mätresultat med olika storlekar på huv: stor, medium och liten huv.



Tabell 4.1 visar ett beräknat N_2O -utsläpp för de genomförda mätningarna i projektet (kapitel 4.1 & 4.2). Av Figur 4.5 framgår det att mätresultaten från den lilla huven hade en stor variation och en uppenbar olycka inträffade som ledde till en driftstörning mellan 1700 min och 2800 min. Uppmätt N_2O -halt är under denna period därför mycket låg. Förutom mätningen med den lilla huven i Himmerfjärdensverket, beräknades lustgasemissioner (kg/d) från alla andra mätresultat (Tabell 4.1). Det kan ses att skillnaden i utsläppsvärden var mellan 0,6 % till 49 % jämfört med ett medelvärde beror på de olika typerna och storlekarna av huv. Skillnaden mellan utsläppsvärden kommer att förstoras om resultatet presenteras som kg/år.

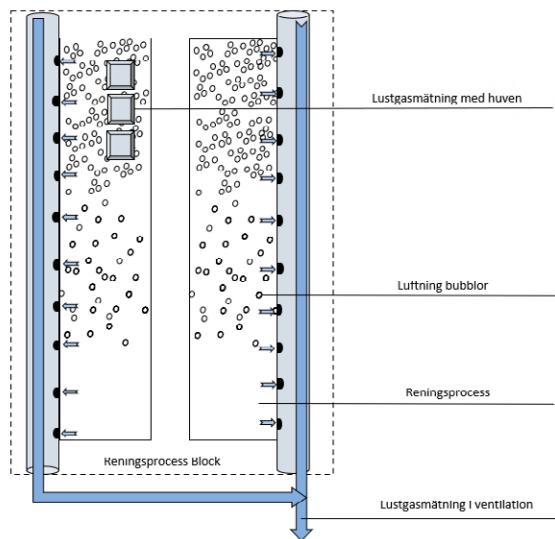
N_2O -emission (kg/d)	Huvmätning			Huvmätning		
	Liten	Medium	Stor	Passiv (sluten)	Passiv	Aktiv
Henriksdal huvudlinjer	2.32	2.63	2.99	3.91	3.96	3.77
Himmerfjärden huvudlinjer		2.39	3.00	1.78	1.12	2.87

Tabell 4.1

Beräkning av emissioner från huvudlinjer i Henriksdal och Himmerfjärdens reningsverk.

4.3 Mätning med mätthuv jämfört med mätning i ventilationen

Lustgasmätningen i ventilation genomfördes på Henriksdals reningsverk samtidigt som mätning med mätthuv utfördes för samma processteget. Längden på hela processteget är ca 120 m och innehåller 2 linjer med pluggflöde. Luftningen i processteget är trappat, dvs intensiv luftning i första zonen, mindre luftning i andra zonen och ingen luftning i sista zonen. Mätthuv var placerad i den intensiva luftningszonen eftersom det är lättare att jämföra provtagningsmetoder med olika huvar med en hög $Q_{\text{processluft, huv}}$ (Figur 4.6). Under mätningen var medelvärdet av lustgas i ventilationssystemet ca 7 ± 4 ppm och medelvärdet från mätningarna med mätthuv ca 60 ± 27 ppm. Beräknade N_2O -utsläpp från processteget är $4,72 \text{ kg N}_2\text{O/d}$ (huvmätning för hela linjer) och $5,50 \text{ kg N}_2\text{O/d}$ (ventilationsmätning). Att lustgashalterna är så pass mycket högre med huvmätning än i ventilationsluften är förväntat då den mesta lustgasen strippas ut i den intensivt luftade zonen medans analyser i ventilationsluften görs på hela luftflödet från processen. Det är dock svårt att säga att höga lustgasutsläpp skedde vid intensiv luftningszon eftersom BOD oxidation mestadels skedde i den första zonen och nitrifikation sker i den andra zonen. Det kan bildas mer lustgas i den andra zonen men det intensiva luftning kan strippa ut mer lustgas. Placeringen av mätthuv och hur mätdata används är viktigt för en korrekt utsläppsberäkning. Detta visar att då emissioner från hela processteget ska beräknas är halter i ventilationssystemet mer representativa än uppmätta halter med huv.

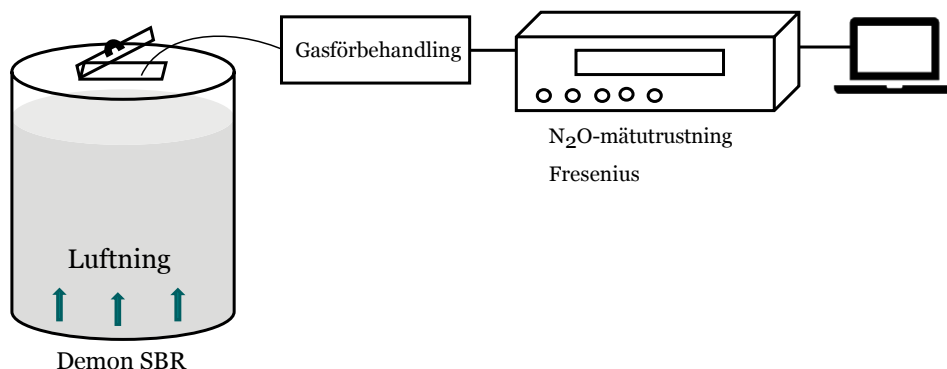


Figur 4.6

Lustgasmätning i ventilationssystem och på vattenyta med huv.

4.4 Mätning i övertäckta processer

Flera behandlingsprocesser sker i täckta eller slutna reaktorer med eller utan egen ventilation. Detta kan liknas med processlinjer sprängda i berggrum eller med en aktiv mätthuv som täcker hela processen. En lustgasmätning i övertäckta reaktor är enklare eftersom hanteringen av en mätthuv inte behövs.



Figur 4.7

Lustgasmätning i en täckt reaktor.

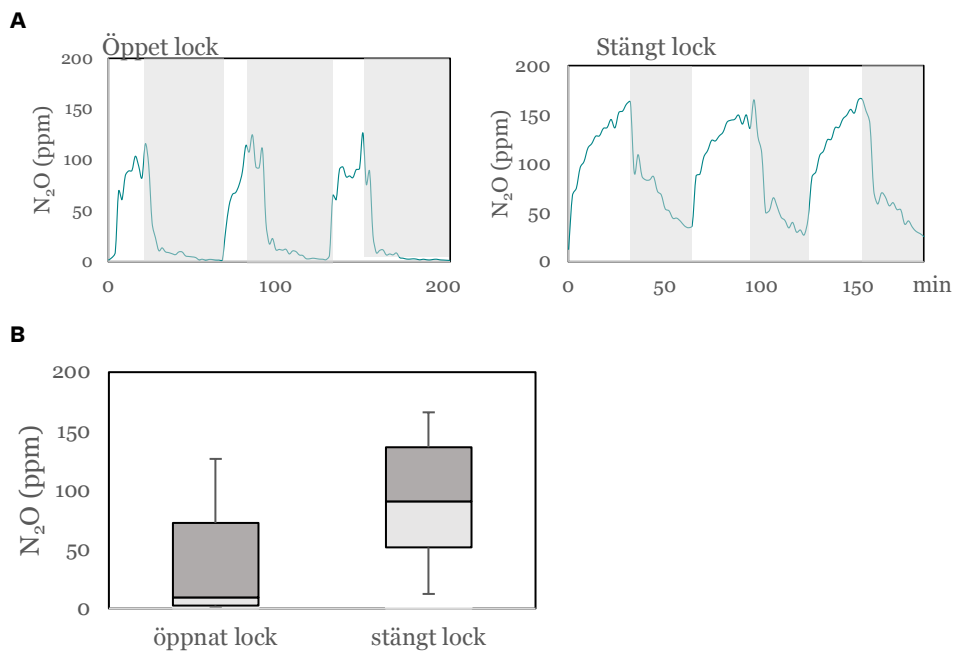
Inom projektet utfördes lustgasmätningar i den nya rektvattenreningsprocessen vid Himmerfjärdsverket (Figur 4.7 & Figur 4.8). Reningen består av en demonifikationsprocess, dvs. nitritation i kombination med anammox med hjälp av en slam/granul-process. Vid mätningen upplevdes inte den befintliga ventilationsanläggningen i reaktorn som kraftig nog, vilket yttrade sig genom utströmmande processluft när inspektionslocket till anläggningen öppnades. Detta kan i sin tur påverka beräkningen av totalemissioner från processen.



Figur 4.8

Täckt reaktor (A) med ett lock (B): Demon på Himmerfjärdsverket.

Figur 4.9 visar ett exempel på mätresultat från reaktorn och hur öppning eller stängning av inspektionsöppningen har påverkat analyserna. Den uppenbara skillnaden i resultatet är att när locket är stängt så uppmäts högre lustgashalter. Vidare minskade halterna också betydligt långsammare under den icke-luftade perioden. Mätningar med öppet lock tyder på att en del av processluften enklare kan lämna reaktorn vilket resulterar i lägre lustgashalter generellt och en snabbare reduktion av lustgashalter när luftningen stängs av. Ingen info över ventilationssystemet var tillgängligt för utvärderingen men det kan förmodas att verkligheten ligger någonstans i mitten mellan dess två lägen. En korrekt utformad processluftsventilation skulle behövas för en rättvis haltmätning och därmed kvantifiering av totala lustgasutsläpp från processen.



Figur 4.9

Mätning i täckt reaktor.

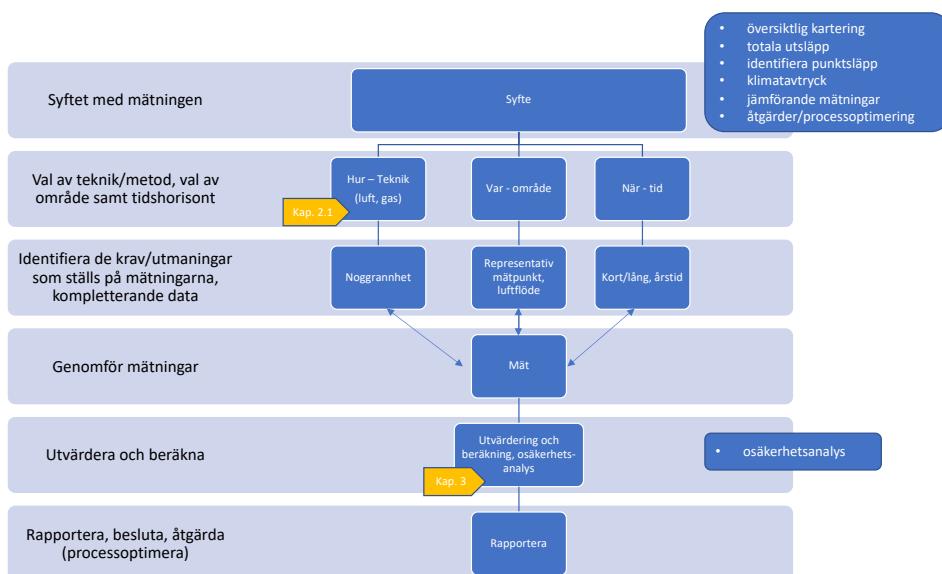
A. Grå färg är den icke-luftade perioden.

B. Lådagram av lustgashalter i reaktorn med öppet respektive stängt lock.

5 Vägledning och råd vid lustgasmätning vid reningsverk

Produktion och utsläpp av lustgas kan inte undvikas från avloppsreningsverk. Därför är det nödvändigt att kvantifiera och förstå sina lustgasutsläpp för att vid behov kunna initiera lämpliga åtgärder för att reducera dessa. I den här studien gjorde vi en sammanställning av existerande tekniker och tekniker under utveckling för lustgasmätning. Sammanställningen inkluderar gaskromatografi, optiska tekniker och amperometrisk teknik. De numera vanligaste metoderna för att samla in och analysera prover i avloppsreningsverk inkluderar kontinuerlig mätning med mätthuv samt mätning i ventilations-system. Dessutom börjar implementering av både lustgasmätning i vattenfas och andra nya tekniker inklusive mikrometeorologiska mätmetoder bli användbara.

Figur 5.1 visar vilka steg som krävs innan mätningarna genomförs från det att mätningarnas syfte har definierats fram till att mätningarna kan ge önskat resultat. Syftet med mätningarna kan vara att till exempel göra en översiktlig kartering, beräkna totala utsläpp, identifiera punktutsläpp, utgöra underlag till att beräkna klimatavtryck, genomföra beräknande mätningar, utgöra underlag till beslut om åtgärder för processförändringar eller processoptimering. När syftet med mätningarna är definierat kan lämplig mätteknik och tillhörande metod väljas (se tidigare 2.1). Syftet kommer också att hjälpa till att definiera mätpunkt samt vilken tid på året samt under hur lång tid mätningarna bör genomföras. När "Hur", "Var" och "När" är definierat bör man reflektera över vilken noggrannhet på mätningarna som krävs samt vilken mängd kompletterande data, förutom lustgaskoncentration och eventuella luftflöden, som behövs och när dessa behöver samlas in. När mätningarna väl är igång kan flera av mätningarnas krav behöva omprövas och nya kravställningar göras. Efter mätningarna eller samtidigt som mätningarna genomförs behöver databearbetning göras. Bearbetning av data är till stor del beroende på val av teknik och metodval såsom tidigare diskuterats. Vid behov kan en osäkerhetsanalys på beräknade data behöva göras. Beräknade data presenteras och summeras därefter i lämpligt format för att uppfylla tidigare definierat syfte.



Figur 5.1

Vägledning till vilka steg som krävs innan mätningarna genomförs från det att mätningarnas syfte har definierats fram till att mätningarna kan resultera i rapportering av utsläppsmängder alternativt användas för beslut eller lustgasminimerande åtgärder.

5.1 Tekniska råd utifrån syftet med mätningen

Här nedan ger vi allmänna råd för vilken teknik som är att föredra för att nå följande syften:

- att identifiera och få en överblick över utsläppspunkterna
- att uppskatta det totala utsläppet för ett år
- att optimera processdrift för att minska N_2O -utsläppet från en reningsprocess.

5.1.1 För att få överblick över utsläppspunkterna

Det finns många punkter i avloppsreningsverk som kan bidra till N_2O -utsläpp, särskilt i den biologiska reningsprocessen. Vissa emissionspunkter är dock inte allmänt kända. För att snabbt kunna identifiera relevanta emissionspunkter rekommenderas handmätning. Mätperioden kan vara från några timmar till några dagar. Resultaten kan dock endast användas som första kartläggningsresultat. Ytterligare mätningar måste göras för att kvantifiera de totala N_2O -utsläppen.

5.1.2 För att uppskatta det totala utsläppet

Eftersom N_2O -utsläpp mestadels sker från kvävereningsprocessen, utförs mätningen huvudsakligen i den biologiska processen. Principen är: om det finns ett ventilations-system är det lämpligt att göra mätningen här. Förutsättningen för en kvantifiering med sådana mätningar är dock att det finns bra ventilationsflödesdata tillgängligt. Om det inte finns ett ventilationssystem är huvutmätning den mest använda tekniken. Diskussion måste föras angående placeringen av huven/huvarna, mätningens period, processtörning i reningsprocessen, kvävereningsdata, luftningsdata, personal och underhåll m.m. Sällan pågår mätningarna under ett helt år med hänsyn till tid och kostnad för personal och underhåll. Återkommande och upprepande mätningar kan komplettera bilden av utsläppsmängderna och ge säkrare resultat. Uppskattning av osäkerheterna måste göras utifrån de lokala förutsättningarna och med hänsyn till eventuella processtörningar.

5.1.3 För att optimera processdriften och minska N_2O -utsläppet från reningsprocessen

N_2O -utsläpp kan minimeras genom optimering av driften, såsom att minimera ansamlingen av NO_2 i reaktorn, optimala pH och DO-intervall (se vidare 1.1). För att förstå och göra en optimering av en process måste tillräckligt mycket data och mätresultat finnas tillgängliga, såsom koncentrationer av alla former av kväve, avloppsvattenflöde (inflöde och avloppsvatten), luftningsflöde, N_2O -utsläpp i gasform, N_2O -koncentration i vattenfas, mätning under olika driftförhållanden m.m. Försök fånga dynamiken i systemet genom att korrelera de viktigaste parametrarna (NH_4 , NO_2 , luftflöden, pH och syrekonzentration) för att på så sätt optimera processen mot lägre N_2O utsläpp. Mätperioden för detta ändamål kan vara från flera veckor till månader.

Befintliga metoder som baseras på mätning eller mätningar i frånluftsventilationen kräver inga komplicerade instrument förutom själva analysatorn och dess kalibreringsgaser. Dock innebär mätning och underhåll av utrustningen många arbetstimmar, vilket kan göra dessa typer av mätningar ganska kostsamma. De mikrometeorologiska metoderna innefattar normalt mer avancerad utrustning, vilket innebär en högre investeringskostnad samt mer databearbetning, men anses i viss mån kräva mindre underhåll.

5.2 Några slutsatser av studien

I denna studie undersöktes mätmetoden med huv, i ventilationsluft och utmaningar med mätningen presenterades. På grund av sin begränsade mätningstid och plats har

den nuvarande mätmetoden många osäkerheter. De tekniska delarna av mätningen testades och jämfördes med mätningar på Henriksdals och Himmerfjärdens reningsverk. Utvärderingen av de testade resultaten har gett följande slutsatser:

- Aktiv huv riskerar att ge högre mätresultat jämfört med semi-aktiv och passiv huv.
- Val av aktiv, semi-aktiv eller passiv huv måste övervägas utifrån aktuell luftningsprocess (kontinuerlig/intermittent luftning).
- Hastigheten på provtagningspumpen måste beräknas baserat på storleken på huven och processluftflödet.
- Storleken på huven kan påverka de uppmätta resultaten.
- Det är bättre att mäta N_2O i ventilationssystemet i stället för med mät huv om möjlighet finns.
- När mätningar utförs i täckta reaktorer, är det viktigt att kontrollera om där finns ett ventilationssystem.
- När mätningar utförs i täckta reaktorer utan ventilationssystem är det viktigt att tillsynsluckor är öppna.

De presenterade resultaten ger en processingenjör en idé om hur man planerar och genomför en lustgasmätning och hur man tolkar data. Osäkerheter finns i koncentrationmätningar av N_2O , gasflödesmätningar och även beräkningar. Det är viktigt att presentera dessa möjliga osäkerheter tillsammans med mätresultaten.

I denna rapport har även några möjliga lösningar för att minska N_2O -utsläpp från reningsverk diskuterats avseende driftoptimering. Destruktion av N_2O är också en möjlig väg för reduktion av ett reningsverks klimatpåverkan. Det finns redan utvecklad utrustning för att destruera N_2O i ventilationsluft på sjukhus. Användning av sådan utrustning på avloppsreningsverk behöver testas i framtiden.

Referenser

- Adouani, N., Lendormi, T., Limousy, L. & Sire, O. 2010. Effect of the carbon source on N₂O emissions during biological denitrification. *Resources, Conservation and Recycling*, 54, 299–302.
- Adouani, N., Limousy, L., Lendormi, T. & Sire, O. 2015. N₂O and NO emissions during wastewater denitrification step: Influence of temperature on the biological process. *Comptes Rendus Chimie*, 18, 15–22.
- Andersen, K., Kjær, T. & Revsbech, N. P. 2001. An oxygen insensitive microsensor for nitrous oxide. *Sensors and Actuators B: Chemical*, 81, 42–48.
- Arnell, M. 2013. Utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem: En granskning av kunskapsläget. *IVL rapport Nr 2013-11*.
- Bandara, K. M. T. S., Sakai, K., Nakandakari, T. & Yuge, K. 2021. A Low-Cost NDIR-Based N₂O Gas Detection Device for Agricultural Soils: Assembly, Calibration Model Validation, and Laboratory Testing. *Sensors*, 21, 1189.
- Baresel, C., Andersson, S., Yang, J. & Andersen, M. H. 2016. Comparison of nitrous oxide (N₂O) emissions calculations at a Swedish wastewater treatment plant based on water concentrations versus off-gas concentrations. *Advances in Climate Change Research*, 7, 185–191.
- Baresel, C., Bornold, N., Yang, J., Kanders, L. 2019. Lustgasutsläpp från behandlingen av rejektivatten vid slottshagens reningsverk i norrköping. *ivl rapport Nr B 2338*.
- Baresel, C., Dahlgren, L., Nikolic, A., De Kerchove, A., Almemark, M., Ek, M., Harding, M., Ottosson, E., Karlsson, J., Yang, J. A., Allard, J., Magner, H., Ejhed, A., Björk 2015. Reuse of treated wastewater for nonpotable use (ReUse) - Final Report. Pdf, 4.2 MB. . *IVL rapport B2219*.
- Baresel, C., Tjus, K., Ek, M., Bergström, R. 2014. Utsläppsmätningar för uppföljning av lustgasutsläpp från rejektivattenbehandling vid Slottshagen reningsverk. *IVL Rapport U 4927*.
- Björleinius, B. 2011. Växthusgaser i Henriksdals och Bromma reningsverk 2010. Mätningar inför emissionsdeklarationen 2010. *Stockholm vatten rapport*.
- Bornold, N., Fjällstöm, P. 2020a. GHG-mätningar vid Bromma reningsverk En uppskattning av utsläppsnivåerna av växthusgaser från Anita Mox-processen på Bromma Reningsverk. *IVL rapport u 6274*.
- Bornold, N., Yang, J., Baresel, C. 2020b. GHG-mätningar vid Kungsängsverket: En uppskattning av utsläppsnivåer av växthusgaser från aktivslamprocessen på Kungsängsverket i Uppsala. *IVL RAPPORT U 6341*.
- Bornold, N., Yang, J., Baresel, C., Westling, K., Tjus, K., Bergström, R. 2017. Utsläpp av växthusgaser från olika reningssteg vid Skebäckverket i Örebro. *IVL rapport U 5871*.
- Carlsson, U. 2012. Nitrous Oxide Emission from the Biological Process at Käppala WWTP. *Uppsala University UPTec W12008, ISSN 1401-5765*.
- Castro-Barros, C. M., Daelman, M. R. J., Mampaey, K. E., Van Loosdrecht, M. C. M. & Volcke, E. I. P. 2015. Effect of aeration regime on N₂O emission from partial nitrification-anammox in a full-scale granular sludge reactor. *Water Research*, 68, 793–803.
- Chandran, K. 2011. Chapter sixteen - Protocol for the Measurement of Nitrous Oxide Fluxes from Biological Wastewater Treatment Plants. In: Klotz, M. G. (ed.) *Methods in Enzymology*. Academic Press.

-
- Chandran, K., Stein, L. Y., Klotz, M. G. & Van Loosdrecht, M. C. 2011. Nitrous oxide production by lithotrophic ammonia-oxidizing bacteria and implications for engineered nitrogen-removal systems. *Biochem Soc Trans*, 39, 1832–7.
- Baresel, C., Yang, J., Bornold, N., Tjus, K., Kanders, L., Westling, K.. 2021. Direct GHG emissions from a pilot scale MBR-process treating municipal wastewater. *Advances in Climate Change Research*.
- Chromatography, G. 2021. Wikipedia https://en.wikipedia.org/wiki/Gas_chromatography.
- Czepiel, P., Crill, P. & Harriss, R. 1995. Nitrous Oxide Emissions from Municipal Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology*, 29, 2352–2356.
- M. R. J. Daelman, E. M. van Voorthuizen, L. G. J. M. van Dongen, E. I. P. Volcke and M. C. M. van Loosdrecht. 2013. Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment—results from a long-term study
- De Mello, W. Z., Ribeiro, R.P., Brotto, A.C., Kligerman, D.C., Piccoli, A. De. S., Oliveira, J.L.M. 2013. Nitrous oxide emissions from an intermittent aeration activated sludge system of an urban wastewater treatment plant. *Quím. Nova*, 36, 16–20.
- Daelman, M. R. J., de Baets, B., van Loosdrecht, M. C. M., & Volcke, E. I. P. (2013). Influence of sampling strategies on the estimated nitrous oxide emission from wastewater treatment plants. *Water Research*, 47(9). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.03.016>
- Daelman, M. R. J., van Voorthuizen, E. M., van Dongen, U. G. J. M., Volcke, E. I. P., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Seasonal and diurnal variability of N₂O emissions from a full-scale municipal wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, 536, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.122>
- Delre, A., Mønster, J. & Scheutz, C. 2017. Greenhouse gas emission quantification from wastewater treatment plants, using a tracer gas dispersion method. *Science of The Total Environment*, 605–606, 258–268.
- Desloover, J., Vlaeminck, S. E., Clauwaert, P., Verstraete, W. & Boon, N. 2012. Strategies to mitigate N₂O emissions from biological nitrogen removal systems. *Curr Opin Biotechnol*, 23, 474–82.
- Fenu, A., Wambecq, T., De Gussem, K. & Weemaes, M. 2020. Nitrous oxide gas emissions estimated by liquid-phase measurements: robustness and financial opportunity in single and multi-point monitoring campaigns. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 890–898.
- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., Mueller, N. D., O'connell, C., Ray, D. K., West, P. C., Balzer, C., Bennett, E. M., Carpenter, S. R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D. & Zaks, D. P. M. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478, 337–342.
- Frison, N., Chiumenti, A., Katsou, E., Malamis, S., Bolzonella, D. & Fatone, F. 2015. Mitigating off-gas emissions in the biological nitrogen removal via nitrite process treating anaerobic effluents. *Journal of Cleaner Production*, 93, 126–133.
- Gruber, W., Vilez, K., Kipf, M., Wunderlin, P., Siegrist, H., Vogt, L. & Joss, A. 2020. N₂O emission in full-scale wastewater treatment: Proposing a refined monitoring strategy. *Science of The Total Environment*, 699, 134157.
- 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., & Joss, A. 2021. Estimation of countrywide N₂O emissions from wastewater treatment in Switzerland using long-term monitoring data. *Water Research X*, 13.
-

Hynes, R. K. & Knowles, R. 1984. Production of nitrous oxide by *Nitrosomonas europaea*: effects of acetylene, pH, and oxygen. *Canadian Journal of Microbiology*, 30, 1397–1404.

IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change 151.

IPCC, 2019. Chapter 5.6 Wastewater treatment and discharge. In: 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html>.

Järvi, L., Nordbo, A., Rannik, U., Haapanala, S., Riikonen, A., Mammarella, I., Pihlatie, M., Vesala, T. 2014. Urban nitrous-oxide fluxes measured using the eddy-co-variance technique in Helsinki, Finland. *Boreal Environment Research* 19.

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

Kampschreur, M. J., Van Der Star, W. R. L., Wielders, H. A., Mulder, J. W., Jetten, M. S. M. & Van Loosdrecht, M. C. M. 2008. Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment. *Water Research*, 42, 812–826.

Kanders, L., Yang, J. J., Baresel, C. & 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 Sci Technol*, 79, 1616–1625.

Kim, S. W., Miyahara, M., Fushinobu, S., Wakagi, T. & Shoun, H. 2010. Nitrous oxide emission from nitrifying activated sludge dependent on denitrification by ammonia-oxidizing bacteria. *Bioresour Technol*, 101, 3958–63.

Kosonen, H., Heinonen, M., Mikola, A., Haimi, H., Mulas, M., Corona, F. & Vahala, R. 2016. Nitrous Oxide Production at a Fully Covered Wastewater-Treatment Plant: Results of a Long-Term Online Monitoring Campaign. *Environmental Science & Technology*, 50, 5547–5554.

Kuokkanen, A., Blomberg, K., Mikola, A. & Heinonen, M. 2021. Unwanted main-stream nitritation–denitritation causing massive N₂O emissions in a continuous activated sludge process. *Water Science and Technology*, 83, 2207–2217.

Law, Y., Lant, P. & Yuan, Z. 2011. The effect of pH on N₂O production under aerobic conditions in a partial nitritation system. *Water Res*, 45, 5934–44.

Law, Y., Ni, B. J., Lant, P. & Yuan, Z. 2012a. N₂O production rate of an enriched ammonia-oxidising bacteria culture exponentially correlates to its ammonia oxidation rate. *Water Res*, 46, 3409–19.

Law, Y., Ye, L., Pan, Y. & Yuan, Z. 2012b. Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes. *Philosophical Transactions of The Royal Society B*, 367, 1265–1277.

Law, Y., Ye, L., Pan, Y. & Yuan, Z. 2012c. Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367, 1265–1277.

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

Lo, I. W., Lo, K. V., Mavinic, D. S., Shiskowski, D. & Ramey, W. 2010. Contributions of biofilm and suspended sludge to nitrogen transformation and nitrous oxide emission in hybrid sequencing batch system. *Journal of Environmental Sciences*, 22, 953–960.

-
- Lotti, T., Kleerebezem, R., Van Erp Taalman Kip, C., Hendrickx, T. L. G., Kruit, J., Hoekstra, M. & Van Loosdrecht, M. C. M. 2014. Anammox Growth on Pretreated Municipal Wastewater. *Environmental Science & Technology*, 48, 7874–7880.
- Mander, U., Zaman, M. 2015. N₂O isotopomers and N₂:N₂O ratio as indicators of denitrification in ecosystems *Soils Newsletter*, 37, 8–9.
- Mannina, G., Cosenza, A. & Ekama, G. A. 2017. Greenhouse gases from membrane bioreactors: Mathematical modelling, sensitivity and uncertainty analysis. *Bioresour Technol*, 239, 353–367.
- Marques, R., Oehmen, A. & Pijuan, M. 2014. Novel Microelectrode-Based Online System for Monitoring N₂O Gas Emissions during Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology*, 48, 12816–12823.
- Marques, R., Rodriguez-Caballero, A., Oehmen, A. & Pijuan, M. 2016. Assessment of online monitoring strategies for measuring N₂O emissions from full-scale wastewater treatment systems. *Water Res*, 99, 171–179.
- Massara, T. M., Malamis, S., Guisasola, A., Baeza, J. A., Noutsopoulos, C. & Katsou, E. 2017. A review on nitrous oxide (N₂O) emissions during biological nutrient removal from municipal wastewater and sludge reject water. *Sci Total Environ*, 596–597, 106–123.
- Ni, B. J., Yuan, Z., Chandran, K., Vanrolleghem, P. A. & Murthy, S. 2013. Evaluating four mathematical models for nitrous oxide production by autotrophic ammonia-oxidizing bacteria. *Biotechnol Bioeng*, 110, 153–63.
- Okabe, S., Oshiki, M., Takahashi, Y. & Satoh, H. 2011. N₂O emission from a partial nitrification–anammox process and identification of a key biological process of N₂O emission from anammox granules. *Water Research*, 45, 6461–6470.
- Park, K. Y., Inamori, Y., Mizuochi, M., Ahn, K. H. 2000. Emission and control of nitrous oxide from a biological wastewater treatment system with intermittent aeration. *J Biosci Bioeng*, 247–252, 90(3)
- Pan, Y., Van Den Akker, B., Ye, L., Ni, B. J., Watts, S., Reid, K. & Yuan, Z. 2016. Unravelling the spatial variation of nitrous oxide emissions from a step-feed plug-flow full scale wastewater treatment plant. *Sci Rep*, 6, 20792.
- Pan, Y., Ye, L., Ni, B. J. & Yuan, Z. 2012. Effect of pH on N(2)O reduction and accumulation during denitrification by methanol utilizing denitrifiers. *Water Res*, 46, 4832–40.
- Panwivia, S., Sirvithayapakorn, S., Wantawin, C., Noophan, P. & Munakata-Marr, J. 2014. Comparison of nitrogen removal rates and nitrous oxide production from enriched anaerobic ammonium oxidizing bacteria in suspended and attached growth reactors. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 49, 851–856.
- Pauleta, S. R., Dell’acqua, S. & Moura, I. 2013. Nitrous oxide reductase. *Coordination Chemistry Reviews*, 257, 332–349.
- Påledal, S., Sehlen, R., Johansson, C., Gålfalk, M., Yngvesson, J. 2020. Innovativ teknik för mätning av växthusgaser från avloppsreningsverk. *Svenskt Vatten Utvecklings Rapport*, Nr 2020-10.
- Quan, X., Zhang, M., Lawlor, P. G., Yang, Z. & Zhan, X. 2012. Nitrous oxide emission and nutrient removal in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Water Research*, 46, 4981–4990.
- Rajta, A., Bhatia, R., Setia, H. & Pathania, P. 2020. Role of heterotrophic aerobic denitrifying bacteria in nitrate removal from wastewater. *Journal of Applied Microbiology*, 128, 1261–1278.
-

-
- Rathnayake, R. M. L. D., Oshiki, M., Ishii, S., Segawa, T., Satoh, H. & Okabe, S. 2015. Effects of dissolved oxygen and pH on nitrous oxide production rates in autotrophic partial nitrification granules. *Bioresource Technology*, 197, 15–22.
- Ravishankara, A. R., Daniel, J. S. & Portmann, R. W. 2009. Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science*, 326, 123–5.
- Rodriguez-Caballero, A., Aymerich, I., Marques, R., Poch, M. & Pijuan, M. 2015. Minimizing N₂O emissions and carbon footprint on a full-scale activated sludge sequencing batch reactor. *Water Res*, 71, 1–10.
- Sambola, A. 2012. N₂O emission in a full-scale partial nitrification/anammox process. *KTH Master thesis*.
- Schultness, R. V. & Gujer, W. 1996. Release of nitrous oxide (N₂O) from denitrifying activated sludge: Verification and application of a mathematical model. *Water Research*, 30, 521–530.
- Song, K. H., W. F.; Hori, T.; Riya, S.; Hosomi, M.; Terada, A. 2015. Impact of carbon sources on nitrous oxide emission and microbial community structure in an anoxic/oxic activated sludge system. *Clean Techn. Environ. Policy*, 17, 2375–2385.
- Spectroscopy, F.-T. I. 2021. *Wikipedia*, https://en.wikipedia.org/wiki/Fourier-transform_infrared_spectroscopy.
- Stenström, F., Tjus, K. & La Cour Jansen, J. 2013. Oxygen-induced dynamics of nitrous oxide in water and off-gas during the treatment of digester supernatant. *Water Science and Technology*, 69, 84–91.
- Sun, S., Bao, Z. & Sun, D. 2015. Study on emission characteristics and reduction strategy of nitrous oxide during wastewater treatment by different processes. *Environ Sci Pollut Res Int*, 22, 4222–9.
- Tallec, G., Garnier, J., Billen, G. & Gousailles, M. 2006. Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: effect of oxygenation level. *Water Res*, 40, 2972–80.
- Tian, H., Xu, R., Canadell, J. G., Thompson, R. L., Winiwarter, W., Suntharalingam, P., Davidson, E. A., Ciais, P., Jackson, R. B., Janssens-Maenhout, G., Prather, M. J., Regnier, P., Pan, N., Pan, S., Peters, G. P., Shi, H., Tubiello, F. N., Zaehle, S., Zhou, F., Arneeth, A., Battaglia, G., Berthet, S., Bopp, L., Bouwman, A. F., Buitenhuis, E. T., Chang, J., Chipperfield, M. P., Dangal, S. R. S., Dlugokencky, E., Elkins, J. W., Eyre, B. D., Fu, B., Hall, B., Ito, A., Joos, F., Krummel, P. B., Landolfi, A., Laruelle, G. G., Lauerwald, R., Li, W., Lienert, S., Maavara, T., Macleod, M., Millet, D. B., Olin, S., Patra, P. K., Prinn, R. G., Raymond, P. A., Ruiz, D. J., Van Der Werf, G. R., Vuichard, N., Wang, J., Weiss, R. F., Wells, K. C., Wilson, C., Yang, J. & Yao, Y. 2020. A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks. *Nature*, 586, 248–256.
- Tjus, K., Baresel, C., Ek, M. 2013. Mätning av metanemission från slamlagret vid Slottshagens avloppsreningsverk. *IVL rapport Nr B 2115*.
- Trela, J., Malovanyy, A., Yang, J., Plaza, E., Trojanowicz, K., Sultana, R., Wilen, B. W., Persson, F., Baresel, C. 2014. Deammonification synthesis report 2014. *IVL rapport Nr B 2210*.
- Tumendelger, A., Toyoda, S. & Yoshida, N. 2014. Isotopic analysis of N₂O produced in a conventional wastewater treatment system operated under different aeration conditions. *Rapid Commun Mass Spectrom*, 28, 1883–92.
- Tumlin, S., Gustavsson, D., Schott, A. B. S. 2014. Carbon Footprint for Wastewater Treatment Plants. *SVU-report 2014-02*.
-

-
- Van Hulle, S. W., Volcke, E. I., Teruel, J. L., Donckels, B., Van Loosdrecht, M. C. & Vanrolleghem, P. A. 2007. Influence of temperature and pH on the kinetics of the Sharon nitrification process. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 82, 471–480.
- Westling, K. 2011. Lustgasemissioner från avloppsreningsverken litteraturstudie. *IVL rapport B 1977*.
- Yang, J., Trela, J. & Plaza, E. 2016. Nitrous oxide emissions from one-step partial nitrification/anammox processes. *Water Science and Technology*, 74, 2870–2878.
- Yang, J., Trela, J., Plaza, E. & Tjus, K. 2013. N₂O emissions from a one stage partial nitrification/anammox process in moving bed biofilm reactors. *Water Science and Technology*, 68, 144–152.
- Yoshida, H., Mønster, J. & Scheutz, C. 2014. Plant-integrated measurement of greenhouse gas emissions from a municipal wastewater treatment plant. *Water Research*, 61, 108–118.
- Zhan, L., Zhang, J., Li, Y., Wu, M., Liu, J., Lin, Q. & Liqi, C. 2018. A fully automatic system for underway N₂O measurements based on cavity ring-down spectroscopy. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 98, 709–724.
- Zhang, X., Hu, Z., Wu, G. 2018. Greenhouse Gas Emission and Mitigation in Municipal Wastewater Treatment Plants. *eBooks from IWA Publishing*, Chapter 2.
- Zheng, M., Tian, Y., Liu, T., Ma, T., Li, L., Li, C., Ahmad, M., Chen, Q. & Ni, J. 2015. Minimization of nitrous oxide emission in a pilot-scale oxidation ditch: Generation, spatial variation and microbial interpretation. *Bioresource Technology*, 179, 510–517.
- Zhou, Y., Lim, M., Harjono, S. & Ng, W. J. 2012. Nitrous oxide emission by denitrifying phosphorus removal culture using polyhydroxyalkanoates as carbon source. *Journal of Environmental Sciences*, 24, 1616–1623.
- Åmand, L., Andersson, S., Arnell, M., Oliveira, F., Rahmberg, M., Junestedt, C. 2016. Nya utsläppskrav för svenska reningsverk – effekter på reningsverkens totala miljöpåverkan. *IVL rapport B 2246*.

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