

Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam

*Håkan Jönsson, Christian Junestedt,
Agnes Willén, Jingjing Yang, Kåre Tjus,
Christian Baresel, Lena Rodhe, Jozef Trela,
Mikael Pell, Sofia Andersson*



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. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Rörsnät & Klimat
Avlopp & Miljö
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Agneta Granberg (m), Ordförande
Daniel Hellström, Utvecklingsledare
Henrik Aspegren
Per Ericsson
Tove Göthner
Per Johansson (s)
Stefan Johansson
Annika Malm
Lisa Osterman
Kenneth M. Persson
Carl-Olof Zetterman

Göteborg
Svenskt Vatten
VA SYD
Norrvatten
Sveriges Kommuner och Landsting
Gävle kommun
Skellefteå kommun
Kretslopp och vatten, Göteborgs Stad
Örebro kommun
Sydvatten AB
SYVAB

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

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam
Title of the report:	Reduce greenhouse gas emissions from wastewater treatment and sewage sludge
Författare:	Håkan Jönsson ¹ , Christian Junestedt ⁴ , Agnes Willén ^{1,2} , Jingjing Yang ³ , Kåre Tjus ⁴ , Christian Baresel ⁴ , Lena Rodhe ² , Jozef Trela ³ , Mikael Pell ¹ , Sofia Andersson ⁴ . 1 = SLU – Sveriges Lantbruksuniversitet, 2 = JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, 3 = KTH – Kungliga Tekniska högskolan, 4 = IVL – Svenska Miljöinstitutet.
Rapportnummer:	2015-02
Antal sidor:	114
Sammandrag:	Utsläpp av lustgas och metan har mätts från rening av rejektvatten med anammoxteknik och med nitrifikation-denitrifikation i SBR, samt från lagring och spridning av slam. Utsläppen har tolkats i en miljösystemanalys av reningsverket och slamhanteringskedjan.
Abstract:	Emissions of nitrous oxide and methane were measured from treatment of reject water with Anammox and with nitrification-denitrification in SBR, and from storage and spreading of sludge. The emissions were interpreted in a systems analysis.
Sökord:	Lustgas, metan, rejektvattenbehandling, anammox, satsvis biologisk reaktor (SBR), systemanalys, avloppsslam, slamlagring, slamspridning, avloppsreningsverk, emissioner, kväverening
Keywords:	Nitrous oxide, methane, reject water treatment, anammox, sequencing batch reactor (SBR), system analysis, wastewater sludge, sludge storage, field application, wastewater treatment plant, emission, nitrogen reduction
Målgrupper:	Personal på avloppsreningsverk, beslutsfattare inom VA-sektorn, konsulter, forskare
Omslagsbild:	Fullskalig 1-stegs partiell nitritation-anammox process i Himmerfjärdsverket. Foto: KTH/IVL
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2014
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	10-107
Projektets namn:	Minska utsläppen av växthusgaser från svensk hantering av avloppsvatten och avloppsslam.
Projektets finansiering:	Formas (diarienummer 211-2010-148), Svenskt Vatten Utveckling (projektnummer 10-107). Kompletterande finansiering: Naturvårdsverket via Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Vinnova via projektet "Morgondagens kommunala vattenrening", Käppalaförbundet, Syvab, Ragnar Sellbergs Stiftelse, Uppsala Vatten och Avfall AB, Sunne kommun, Karlstad kommun, samt medfinansiering från utförande forskningsorganisationer.

Förord

Denna rapport är ett av resultaten från projektet ”Minska utsläppen av växthusgaser från svensk hanteringen av avloppsvatten och avloppsslam” med huvudfinansiering från Formas (diarienummer 211-2010-148) och Svenskt Vatten Utveckling (projektnummer 10-107) och tillkommande finansiering från: Naturvårdsverket via Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Vinnova via projektet ”Morgondagens kommunala vattenrening”, Käppalaförbundet, Syvab, Ragnar Sellbergs Stiftelse, Uppsala Vatten och Avfall AB, Sunne kommun, Karlstad kommun, samt kompletterande medfinansiering från de utförande forskningsorganisationerna. Vi tackar varmt för finansieringen!

Projektet har genomförts gemensamt av SLU, JTI, IVL och KTH under perioden 2010-05-26–2014-06-30. De personer som i större utsträckning varit aktiva i projektet är:

SLU: vid Institutionen för energi och teknik *Håkan Jönsson*, projektledare, *Agnes Willén* (också 50 % på JTI), och vid Institutionen för mikrobiologi *Mikael Pell*.

JTI: *Lena Rodhe*, *Agnes Willén* (50 % även vid SLU), *Marianne Tersmeden* och *Jonny Ascue Contreras*

IVL: *Christian Baresel*, *Christian Junestedt*, *Kåre Tjus*, *Mats Ek*, *Magnus Rahmberg* och *Sofia Andersson*

KTH: *Jingjing Yang*, *Jozef Trela* och *Elzbieta Plaza*.

Deltagare i projektets referensgrupp har varit: (för vissa organisationer har personen växlat): JTI (*Ola Palm*), Karlstads kommun (*Åsa Andersson*), Käppalaförbundet (*Andreas Thunberg*, *Cecilia Bertholds*), Ragnsells (*Anders Gustafson*, *Lisa Wigh*), Sunne kommun (*Gun-Britt Olsson*), Svenskt Vatten (*Anders Finnson*, *Anders Lind*), Syvab (*Sara Stridh*, *Carl-Olof Zetterman*), Uppsala Vatten och Avfall AB (*Jesper Olsson*, *Eric Cato*). Vid de flesta referensgruppsmöten har utvecklingsledare *Daniel Hellström*, Svenskt Vatten Utveckling, deltagit och vid vissa möten dessutom forskare i samverkande projekt.

Vi vill tacka Syvab och Norrköping Vatten och Avfall AB för gott samarbete vid mätning av utsläppen från rejektivattenbehandling och Uppsala Vatten och Avfall AB och Sunne kommun för bidrag med slam till projektet samt referensgruppen för goda råd.

Vi tackar också forskarna *Erik Lindblom* och *Ulf Jeppsson* i SVU-projektet ”Modellering av lustgasemissioner från SBR och anammox för rejektivattenbehandling” och *Fredrik Stenström* och *Jes la cour Jansen* i VA-teknik Södra för gott samarbete.

Slutligen tackar jag som projektledare samtliga projektdeltagare för gott och glädjefullt samarbete i detta lärorika projekt,

Håkan Jönsson

Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning	6
Summary	7
Utökad sammanfattning	8
Använda förkortningar och beteckningar	12
1. Allmän bakgrund – växthusgaser från reningsverk.....	13
1.1 Bildning av lustgas och biologiska vattenreningssteg	14
1.2 Bildning av metan i avloppsledningsnät och slamhantering.....	16
2. Mål och syfte	18
3. Delprojekt – Rejektivattenbehandling	19
3.1 Bakgrund	19
3.2 Delprojektets mål och syfte	20
3.3 Material och metoder	21
3.4 Resultat	24
3.5 Diskussion och slutsatser.....	30
3.6 Produktion och förbrukning av N ₂ O och viktiga parametrar.....	30
4 Delprojekt – Slamlagring.....	34
4.1 Bakgrund	34
4.2 Delprojektets mål och syfte	35
4.3 Material och metoder	35
4.4 Resultat	39
4.5 Diskussion	46
4.6 Slutsatser	49
5. Delprojekt – Slamspridning	51
5.1 Introduktion	51
5.2 Material och metoder	52
5.3 Resultat	56
5.4 Diskussion	61
5.5 Slutsatser	64

6. Delprojekt – Miljösystemanalys.....	65
6.1 Bakgrund	65
6.2 Syfte och mål	65
6.3 Metodik.....	66
6.4 Studerade system och använda data	66
6.5 Systemgräns och funktionell enhet	67
6.6 Känslighetsanalyser	77
6.7 Resultat – avloppsvattenreningen (ARV).....	78
6.8 Diskussion – delsystem ARV	82
6.9 Resultat – delsystem Slam	83
6.10 Resultat – känslighetsanalyser.....	86
6.11 Diskussion – delsystem Slam	87
7. Övergripande resultat och diskussion	90
8. Slutsatser	95
9. Referenser	97
Bilaga 1. Inventering av de olika behandlingsalternativen.....	105
Bilaga 2. Data som använts vid simuleringar med BSM2-G.....	109
Bilaga 3. Tillverkningsemissioner från ersatt mineralgödsel	110

Sammanfattning

Rening av avloppsvatten och den kopplade hanteringen av slam innebär risk för utsläpp av växthusgaserna lustgas och metan, som är 298 respektive 25 gånger så starka som koldioxid.

Målet för projektet var att bidra med kunskap om 1) utsläpp av växthusgaser från behandling av rejektivatten och 2) från hantering (lagring och spridning) av avloppsslam, samt 3) att med systemanalys integrera denna nya kunskap med befintlig kunskap som underlag för beslut om hur klimatpåverkan kan minskas.

Utsläpp av lustgas mättes från separat rejektivattenrening med dels nitrifikation – denitrifikationsprocess, dels nitritations-anammox- (deammonifikations-) process, liksom utsläpp av lustgas och metan från lagring och spridning av avloppsslam. Resultaten sammanfogades i en systemanalys med publicerad kunskap inom området.

Mätningar av utsläppen från en anläggning med separat rejektivattenbehandling med SBR gav mycket varierande utsläpp av lustgaskväve, från 2,6 till mer än 100 % av kvävebelastningen. Processen kan alltså betecknas som en högriskprocess avseende utsläpp av lustgas. Noggrant övervakad drift enligt ett väl utarbetat driftsschema är viktigt. För att utveckla ett bra driftschema rekommenderas mätningar på den individuella anläggningen. När mätningar skett på många anläggningar kan förhoppningsvis generella rekommendationer ges.

Långtidsmätningar på separat rejektivattenrening med nitritations-anammoxprocess i pilot- och fullskala visade genomgående på låga utsläpp, 0,1 till 2,1 % lustgaskväve av kvävebelastningen vid 80 % kvävereduktion. Genomsnittligt utsläpp från fullskalanläggningen var 0,7 % av kvävebelastningen. Processen förefaller vara en lågriskprocess avseende utsläpp av lustgas.

Utsläppen av lustgas och metan från slamlager var störst i början. Utsläppen av växthusgaser från ett års lagring av slam var väsentligt större än från dess spridning som gödselmedel. Utsläppen av lustgas minskade när slammet var täckt under lagringen, medan utsläppen av metan ökade och troligen också klimatpåverkan. Ammoniakhygienisering genom tillsats av urea eliminerade praktiskt taget utsläppen av lustgas från lagringen och minskade kraftigt utsläppen av metan, liksom klimatpåverkan.

Klimatpåverkan från avloppsreningen är normalt väsentligt större än den från slamhanteringen. Viktiga klimatgasutsläpp i reningsverket är lustgas från separat rejektivattenrening med nitrifikation-denitrifikation i SBR, lustgas från aktivslam- och eventuell nitritations-anammoxprocess, metan från rötning och hantering av slam, och tillverkning och användning av extern kolkälla. Mätningar rekommenderas för att få kunskap om storleken på de olika utsläppen i det enskilda verket.

Utsläpp från hantering av rötat avloppsslam minimeras genom minimerad lagring och behandling med urea. Samförbränning av slam för produktion av fjärrvärme beräknas ge större klimatgasutsläpp än spridning av slam som gödselmedel, men kan, förutsatt att lagring kan undvikas och transporterna är korta, vara en intressant lösning.

Summary

Sewage treatment involves a risk of emitting nitrous oxide as wastewater contains much nitrogen. Furthermore, many wastewater treatment plants (WWTP) digest the sludge, which gives a risk of emitting methane. Nitrous oxide and methane are strong greenhouse gases.

The goals of this project were to develop new knowledge on greenhouse gas emissions from 1) separate treatment of reject water, 2) sewage sludge management (storage and spreading), and 3) to interpret this knowledge using systems analysis. Emissions of nitrous oxide were measured from separate treatment of reject water by nitrification – denitrification in SBR and by nitrification-anammox processes, as well as from storage and spreading of sewage sludge. The results were integrated with published knowledge in a systems analysis.

Measurements of emissions from one SBR with separate reject water treatment showed widely varying emissions of nitrous oxide nitrogen, from 2.6 to > 100% of the nitrogen load. This process therefore ought to be seen as a high-risk process with respect to emission of nitrous oxide. Well-supervised operation according to a good operational strategy is important. Measurements of emissions of individual plants is recommended in order to develop good operational strategies and in many plants to develop general recommendations.

Long periods of measurements on reject water treatment by nitrification – anammox process in pilot and full scale consistently showed low emissions, 0.1 to 2.1%, nitrous oxide nitrogen as a ratio of the nitrogen load (80% nitrogen reduction). Average emission in full scale was 0.7%. This process thus appears to be a low-risk process with respect to nitrous oxide emission.

Emissions of nitrous oxide and methane from storing sludge were largest initially. Emissions of greenhouse gases from a year of storage of sludge were significantly larger than from spreading the sludge as fertilizer. Emissions of nitrous oxide and ammonia were reduced if the sludge was covered during storage, but methane emission increased and so probably climate impact. Ammonia sanitation by addition of urea virtually eliminated emissions of nitrous oxide during storage and greatly reduced emissions of methane, and climate impact.

Impact on climate from sewage treatment is usually much greater than that from handling the sludge produced. Important sources of climate impact in WWTP are, nitrous oxide from reject water treatment in SBR by nitrification-denitrification, nitrous oxide from activated sludge process, methane from anaerobic digestion and sludge handling, and production and use of external carbon source used. Measurements are recommended to learn about the emissions from the various sources on the individual plant.

The emissions from management of sludge are minimized by minimized storage and transport and by sanitising it with urea. Provided that no sludge storage is required and transports are short, co-incineration of sludge for production of district heating might be an interesting solution.

Utökad sammanfattning

Avloppsvattenrening är i grunden bra för miljön. Den minskar utsläppen av ämnen som kan orsaka skador på recipienten. Reningsprocessen och hanteringen av avloppsslam belastar dock i sig miljön bland annat genom utsläpp av växthusgaserna lustgas och metan. Lustgas har 298 gånger, och metan 25 gånger, så stor klimatpåverkan som koldioxid. Olika undersökningar har visat på stora variationer av utsläppen av lustgas och metan från avloppsreningsverk. Minskad klimatpåverkan är ett högt prioriterat miljömål och därför är det viktigt att reducera utsläppen av växthusgaser från avloppsrening och slamhantering. För detta behövs bättre kunskap och förståelse av utsläppen av växthusgaserna från avloppssystemet.

Eftersom innehållet av kväve är mycket högt i rejektvatten och avloppsslam finns betydande risk för stora utsläpp av lustgas från behandling av rejektvatten och från hanteringen av slam (lagring och spridning av slam). Vid rötning av slam, den vanligaste stabiliseringsmetoden på svenska reningsverk, finns stor risk för fortsatt metanbildning under efterföljande steg; förtjockning, avvattning, lagring och spridning. Det är därför naturligt att just utsläpp av lustgas och metan dominerar de direkta klimatpåverkande utsläppen från reningen av avloppsvatten och hanteringen av slam. Avloppsreningen använder både el och kemikalier och det är därför viktigt att även beakta de indirekta utsläppen orsakade av användning av energi och andra resurser.

De mätningarna som finns publicerade om utsläpp av växthusgaser från olika avloppsreningsverk över världen visar på en stor spridning. De är också svåra att värdera och tolka, då många faktorer och parametrar som påverkar utsläppen oftast inte ges. Ur publikationerna kan man ta fram genomsnittsvärden för vissa reningsprocesser och processkombinationer. Detta har, baserat på internationella publikationer, gjorts i t.ex. *Klimatpåverkan från avloppsreningsverk* (Tumlin m.fl., 2014) och *Utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem* (Arnell, 2013). Dessa publikationer ge en bra första uppfattning om hur stora utsläppen kan vara och utsläppens fördelning på olika delprocesser. Detta är viktigt för att kunna prioritera vilka processer och anläggningsdelar som främst förtjänar en fördjupad analys. De processer som varit i fokus i detta projekt är dels avskiljning av kväve från rejektvatten vid separat rejektvattenrening, dels lagring och spridning av avvattnat slam.

Målet för detta projekt var att bidra med ny kunskap om utsläppen av växthusgaser från 1) dels separat behandling av rejektvatten, 2) dels hantering av avloppsslam samt 3) att med systemanalys integrera denna nya kunskap med befintlig kunskap om utsläpp från avloppsrening och slamhantering. Utsläpp av lustgas och metan mättes från separat rening av rejektvatten med dels nitrifikation – denitrifikationsprocess i SBR, dels nitritations-anammoxprocess (deammonifikation), samt dessutom från lagring och spridning av avloppsslam. Resultaten från mätningarna integrerades med publicerad kunskap i en systemanalys vilket bidrog till en fördjupad tolkning.

Mätningarna på den undersökta SBR-processen för rejektivattenbehandling med nitrifikation-denitrifikation visade på starkt varierande utsläpp av lustgaskväve, från 2,6 till mer än 100 % av kvävebelastningen, för olika satser. (Mer än 100 % är möjligt, då det finns mycket kväve kvar i slammet i SBR-processen.) Vad gäller risk för utsläpp av lustgas kan processen, med sina cykliskt starkt fluktuerande parametrar, alltså klassas som en högriskprocess. För denna process visades det vara mycket viktigt att anpassa styrstrategin efter processdynamiken, samt att det alltid finns tillräcklig tillgång till kolkälla. Detta gäller speciellt om man ökar belastningen av rejektivatten genom mera slam till röttningsreaktorn, som vid direktfällning eller vid tillförsel av externt material. Det bör dock betonas att mätunderlaget för SBR-processen är litet. De stora utsläpp som mätts upp bör därför tolkas som att utsläppen av lustgas från SBR *kan vara* stora, snarare än att de *är* stora. För att konstatera om de verkligen är stora behövs fler mätningar.

Mätningarna av utsläppen av lustgas från rejektivattenrening med nitritations-anammoxprocess visade på relativt liten variation, såväl över tid som mellan pilot- och fullskaleanläggningen. Utsläppen av lustgaskväve var också mycket lägre, 0,1 till 2,1 % av kvävebelastningen vid 80 % kvävereduktion, än från SBR-processen. Mätningarna visade också att utsläppen av lustgas vid olika luftningsstrategier var likartade. Processen förefaller därför ur lustgassynpunkt vara en lågriskprocess.

Tidigare har identifierats att processer med endast små fluktuationer hos parametrar som belastning och styrparametrar minskar risken för stora utsläpp av lustgas. De i detta projekt uppmätta utsläppen av lustgas från nitrifikations-denitrifikationsprocess i SBR och från nitritations-anammoxprocess styrker betydelsen av en stabil process med stabila parametrar för låga utsläpp. Mätningarna på nitrifikations-denitrifikationsprocessen i SBR visade dock att en väl fungerande process, i betydelsen hög kvävereduktion, inte garanterar låga utsläpp av lustgas.

Mätmetoderna som användes i projektet visade sig vara väl lämpad för en god kartläggning och förståelse av de direkta emissionerna från vattenreningsprocesserna. De gav också en tydlig bild av emissionernas dynamik. Kunskap om denna dynamik är en förutsättning för att förstå emissionskarakteristiken hos en process och inverkan av olika faktorer och därmed hur utsläppen kan minskas. Viktiga bidrag från detta projekt, i förhållande till tidigare projekt, är dels den egenutvecklade mätmetodiken som möjliggör studier av emissionsdynamiken, dels insikten om den stora betydelse som dynamiken hos processen har för utsläppen av lustgas. I verkligheten finns inte något genomsnittswerk, utan varje verk är unikt och har sina unika förutsättningar. Därför bör man, åtminstone för större verk, inte förlita sig på genomsnittsvärden för mer än en första bedömning och prioritering av emissionerna. För att utveckla en bra driftsstrategi och minimera utsläppen bör man mäta utsläppen från verket ifråga.

Projektet visade också att det är svårare att mäta emissioner från slamlagring och slamspridning på ett statistiskt bra sätt än från vattenreningsprocesserna. De klimatpåverkande utsläppen från användningen av avloppsslam som gödselmedel domineras starkt av utsläppen från lagringen som är väsentligt större än de från spridningen. En reducering av lagringen genom

slamspridning, eller annan användning, under stora delar av året kan därför minska de totala utsläppen. Det är också viktigt att transporterna minimeras. Klimatpåverkan från utsläpp från och efter spridning av slam som gödselmedel är små, och ibland negativa, när de negativa utsläppen på grund av sparad mineralgödsel tas hänsyn till.

Vid lagring av slam kan finnas en målkonflikt då ett väl avvattat slam kan ge ett mera poröst slam med bättre ventilation, vilket minskar utsläppen av metan men också ökar utsläppen av lustgas. Resultaten i detta projekt tyder dock på att det sammantaget troligen blir en något mindre klimatpåverkan från lagring av slam om syresättningen i slammet förbättras. Projektet visar också att mycket stora utsläpp av metan och lustgas sker under de allra första veckorna av lagringen. Om denna lagring kan ske i slutna utrymmen, t.ex. på reningsverket, med möjlighet att behandla frånluften skulle klimatpåverkan från slamlagringen kunna reduceras väsentligt. Om slammet täcks under lagring förefaller utsläppen av metan öka något medan utsläppen av lustgas minskar. Ammoniakbehandling av slammet genom tillsats av 1,6 % urea eliminerade i praktiken lustgasemissioner och minskade utsläppen av metan liksom klimatpåverkan kraftigt.

Systemanalysen, som genomfördes med data från mätningarna samt litteraturdata för övriga avloppsreningsprocesser, visade att även om mätningar av direkta emissioner är nyckeln till förståelsen och åtgärder på verket för att minska klimatpåverkan, är det samtidigt viktigt att även ta hänsyn till de indirekta utsläppen. Verktyg som i *Klimatpåverkan från avloppsreningsverk* (Tumlin m.fl., 2014) kan användas för en första bedömning av vilka av de direkta eller indirekta emissioner som troligen dominerar och vars undersökning bör prioriteras.

Den genomförda systemanalysen med känslighetsutvärderingar gav en god förståelse för olika påverkande faktorer och därmed ett bra underlag för beslut om olika möjliga systemförbättringar. Systemanalysen visade att det, sett ur klimatpåverkan, inte förefaller finnas mycket att vinna på separat behandling av rejektivatten för reningsverk som använder svensk elmix. Däremot kan separat rejektivattenbehandling spara resurser i form av el och ibland kolkälla, samt ge ökad kapacitet i reningsverket och ökad produktion av biogas. De viktigaste åtgärderna för att minimera utsläppen av växthusgaser från reningsverket är enligt systemanalysen; minimera utsläppen av växthusgaser från eventuell behandling av rejektivatten i SBR, säkerställ att gas-systemet är tätt och att minimera utsläppen av metan från slamhanteringen (t.ex. kyl utgående slam väl, samla och oxidera frånluften från utrymmen med slamhantering, hygienisera gärna utgående slam med urea), minimera användningen av kolkälla av fossilt ursprung och säkerställ att den använda elenergin har producerats med liten klimatpåverkan. Slammet bör första veckorna lagras på sådant sätt att frånluften kan samlas upp och behandlas. Lagring av slammet bör minimeras, då den är den del av slamhanteringen som ger störst klimatpåverkan. Användning av slam som gödselmedel ger i sig låga utsläpp, då det minskar användningen av mineralgödsel och därmed utsläppen från produktionen av dessa. Samförbränning av avloppsslam med träbränsle för produktion av fjärrvärme gav i systemanalysen större utsläpp än spridning av slam som gödselmedel. Men om slammet inte behöver lag-

ras alls, utan går direkt från avvattning till förbränning, och om transportavståndet är rimligt kort, blir enligt systemanalysen den totala klimatpåverkan från denna hanteringskedja mindre än från användningen av slammet som gödselmedel.

Förutom de processer som värderats i detta projekt är det givetvis viktigt att användningen av biogasen, som legat utanför detta projekt, sker på bästa sätt. Förutom att metan inte får läcka från systemet är det viktigt att förbränning är fullständig av den gas som facklas eller på annat sätt förbränns. Om detta görs på ett bra sätt och om gasen dessutom ersätter bränsle med stor klimatpåverkan blir rötning av slammet en klimatmässig fördel, och inte den nackdel som analysen i rapporten kan ge intryck av.

Slutsatsen av projektet är att utsläppen av växthusgaser från svenska avloppsreningsverk varierar kraftigt och är anläggningsspecifika. Speciellt gäller detta anläggningar med separat rejektivattenrening i SBR med nitrifikations-denitrifikationsprocessen, då denna process vid en anläggning visats kunna ge stora utsläpp. Mät- och kunskapsunderlaget är dock litet och denna process kan kanske med en väl utformad och genomförd driftsstrategi ha låga utsläpp. Behovet av fler mätningar är stort, framförallt vad gäller SBR-anläggningar för rejektivattenrening, men även vad gäller aktivt slamprocesser. Mätningar bör utföras så att de fångar emissionsdynamiken för att ge en tillfredställande förståelse och därmed bra underlag för att utveckla bra driftsstrategier. Det finns även behov av fler mätningar på slamlager, för att få bättre kunskap om framförallt emissionerna av metan, men även av lustgas och hur dessa beror på lagringsförhållandena.

Använda förkortningar och beteckningar

Anammox	Anammoxbakteriers omvandling av nitrit och ammonium till huvudsakligen kvävgas (figur 1.1, ekvation 3.1).
AOB	Ammoniakoxiderande bakterier
Deammonifikation	Samlande term för partiell nitrifikation följt av anammox
Denitrifikation	Reduktion av nitrat till huvudsakligen kvävgas av organotrofa bakterier (figur 1.1, ekvation 1.1). Autotrof denitrifikation är reduktionen av nitrit till huvudsakligen lustgas av autotrofa bakterier.
DO	Löst syre (Dissolved Oxygen)
M	Mesofilt rötat och avvattnat slam som lagras utan täckning.
MT	Mesofilt rötat och avvattnat slam som lagras under täckning.
MUT	Mesofilt rötat och avvattnat slam som hygieniseras med urea och därefter lagras under täckning.
Nitrifikation	Oxidation av ammonium till huvudsakligen nitrat av NOB (figur 1.1).
Nitrifikation	Oxidation av ammonium till huvudsakligen nitrat av först AOB och sedan NOB (figur 1.1).
Nitrifikation	Oxidation av ammonium till huvudsakligen nitrit av AOB (figur 1.1).
NOB	Nitritoxiderande bakterier
TOC	Totalt organiskt kol (Total Organic Carbon)
TT	Termofilt rötat och avvattnat slam som lagras under täckning.

1. Allmän bakgrund

– växthusgaser från reningsverk

Trots mycket forskning de senaste åren finns fortfarande stora osäkerheter vad gäller utsläppen av växthusgaser från rening av kommunalt avloppsvatten och efterföljande slamhantering. Utsläppen kan delas in i direkta utsläpp från reningen av avloppsvattnet och hanteringen av det slam som uppstår och indirekta utsläpp från bl.a. produktion och transport av de kemikalier och de energibärare som används. Utsläppen kan också delas in i biogena och antropogena. Biogena utsläpp av koldioxid är sådana som är en del av kolets naturliga biologiska kretslopp och de räknas oftast inte som klimatpåverkande. Koldioxid från kol som inte på länge ingått i de biologiska kretsloppen, till exempel fossila bränslen, räknas som klimatpåverkande. Koldioxid från reningen av organiskt material i reningsverk räknas som biogen, medan utsläpp av de starka växthusgaserna lustgas och metan räknas som antropogena. Lustgas och metan har i ett 100-årsperspektiv 298 respektive 25 gånger större klimatpåverkan än koldioxid (IPCC, 2007).

De direkta utsläppen från avloppsrelaterade aktiviteter kan delas in beroende på var de bildas:

1. Avloppsledningsnät
2. Reningsverkens vattenreningssteg
3. Slamhantering, inklusive eventuell biogasproduktion och uppgradering eller användning
4. Hantering och användning eller kvittblivning av slammet
5. Utgående vatten i recipient

I tabell 1.1 visas olika uppskattningar av direkta utsläpp från olika delar av avloppssystemet omräknade till koldioxidekvivalenter.

Tabell 1.1. Direkta utsläpp av växthusgaser per ansluten person och år, omräknade till kg koldioxid- (CO_2)-ekvivalenter där lustgas har faktorn 298 och metan 25 enligt IPCC (2007)

Systemdel	Utsläpp, kg CO_2 -ekv	Värde, reningsverk (referens)
Avloppsledningsnät	1,6–12,1	1,6 Kortenoord (Foley m.fl., 2011) 3,4 Papendrecht (Foley m.fl., 2011) 1,8 Ryaverket (DGE, 2011) 12,1 Beräkning (Isgren och Mårtensson, 2013)
Reningsverkens vattenreningssteg	1,2–26	1,2 IPCC:s riktlinjer (Arnell, 2013) 26 Syvab (Tjus m.fl., 2012)
Rötning och intern slamhantering	1,1–7,7	1,1 Käppala (Eriksstam, 2013); 3,8 Slottshagen (Tjus och Bergström, 2013); 7,7 Schablon från Naturvårdsverket (Arnell, 2013)
Slamlagring	2–17	2 (Akerman, 2010) 2 Workbook (UKWIR, 2013) 17 Löts avfallsstation (Flodman, 2002)

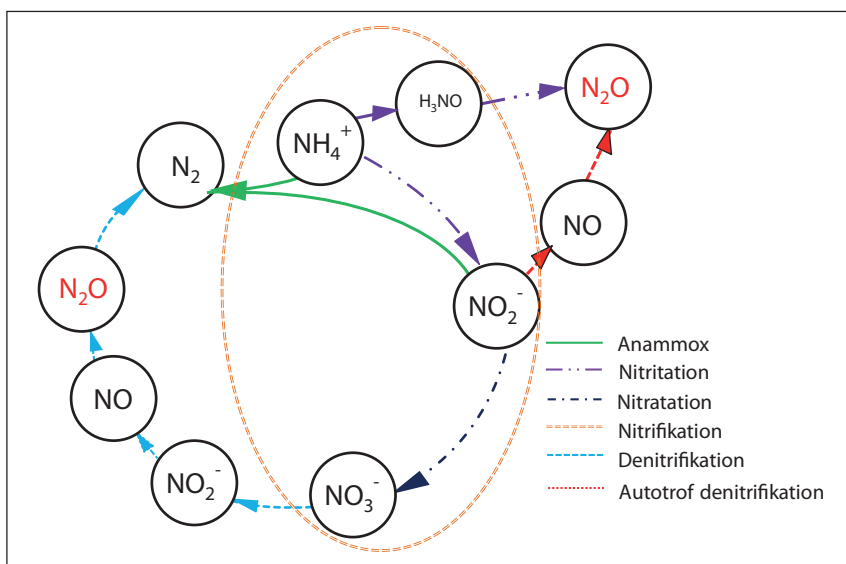
Av tabell 1.1 framgår att från samtliga systemdelar är spannet för de uppskattade eller uppmätta utsläppen mycket stort. Att det är så stort beror i

stor utsträckning på att förhållandena/förutsättningarna skiljer mycket mellan olika avloppsreningsystem och att mätningarna ofta har stor osäkerhet.

De direkta utsläppen av växthusgaser från avloppsledningsnätet och från rötningen och hanteringen av avloppsslam fram till och med avvattningen utgörs huvudsakligen av metan från biologisk anaerob nedbrytning av organiskt material. Från reningsverkens vattenreningssteg utgörs utsläppen nästan uteslutande av lustgas från den stora biologiska omsättningen av kväve som sker i dessa steg, men dosering av extern kolkälla kan också bidra med utsläpp av antropogen, eller fossil, koldioxid. Från lagring och hantering av avvattnat slam utgörs de direkta utsläppen av både metan och lustgas och deras respektive bidrag varierar starkt beroende på slammets egenskaper och olika förhållanden vid lagring och användning eller kvittblivning.

1.1 Bildning av lustgas och biologiska vattenreningssteg

För att reducera avloppets organiska material använder svenska reningsverk nästan uteslutande aktivslamprocessen och för reduktion av kväve nitrifikations-denitrifikationsprocessen. I dessa aeroba och anoxiska processer dominerar de klimatpåverkande direkta utsläppen av lustgas. I reningsverk med kvävereduktion är mineraliserat kväve inblandat i flera olika processer (figur 1.1). Lustgas kan produceras på två olika ställen i den komplexa kvävecykeln, dels i samband med nitrifikationens första steg, oxidationen av ammonium/ammoniak till nitrit, NO_2^- (nitritation i figur 1.1), och dels under denitrifikationen från nitrit till kvävgas, N_2 . Det är därför inte förvånande att lustgas släpps ut från olika steg i vattenreningen och slamhanteringen. Att minimera utsläppen av lustgas är en stor och viktig utmaning.



Figur 1.1 I reningsverk med kvävereduktion kan mineraliskt kväve delta i processerna anammox, nitritation, nitrifikation (nitritation plus nitrifikation), denitrifikation och autotrof denitrifikation. Lustgas, N_2O , produceras dels som intermediär i denitrifikationsprocessen och kan också bildas i nitritationsprocessen via oxidation av hydroxylamin och via autotrof denitrifikation.

Nitrifikationen av ammonium/ammoniak, NH_3 , till nitrat, NO_3^- , sker i två steg. Först oxiderar ammoniakoxiderande bakterier (AOB) ammonium/ammoniak till nitrit, NO_2^- , som sedan oxideras av nitritoxiderande bakterier (NOB) till nitrat, NO_3^- . Vid oxidationen till nitrit bildas ofta en del lustgas via två olika processvägar, dels via oxidation av hydroxylamin och dels via autotrof denitrifikation (Foley, 2009; Chandran m.fl., 2011).

Vid denitrifikationen reducerar organotrofa bakterier kvävet från nitrat, NO_3^- , till kvävgas, N_2 , (ekvation 1.1). Vid denitrifikation går allt kväve via lustgas, N_2O , innan det, förhoppningsvis, blir kvävgas, N_2 (Knowles, 1982). Det kan därför förefalla mera förvånande att utsläppen av lustgas inte är större än de är, än att de alls förekommer.



Eftersom denitrifikationen utförs av organotrofer krävs en energikälla och i reningsverken används i regel avloppsvattnets inkommande lättillgängliga organiska material och dessutom ofta metanol. Metanolen produceras vanligen från naturgas, vilket innebär att den vid nedbrytningen ger antropogen, eller fossil, koldioxid, som påverkar klimatet, medan koldioxiden från den övriga aeroba nedbrytningen av organiskt material i reningsverket vanligen räknas som biogen då den huvudsakligen kommer från förnybart organiskt material. Denna anses inte påverka klimatet då den bildats av organiskt kol som nyligen bildats genom assimilation av koldioxid från atmosfären i växter som förädlats till bland annat livsmedel och toalettpapper. Metanet bildas också av biogent kol, men dess klimatpåverkan skall trots det räknas som antropogen, eftersom dess växthuseffekt är så mycket större än den från koldioxid (IPCC, 2007). Av samma orsak räknas lustgas som ett antropogent bidrag även om det bildats av biogent kväve.

1.1.1 Rejektvattenbehandling

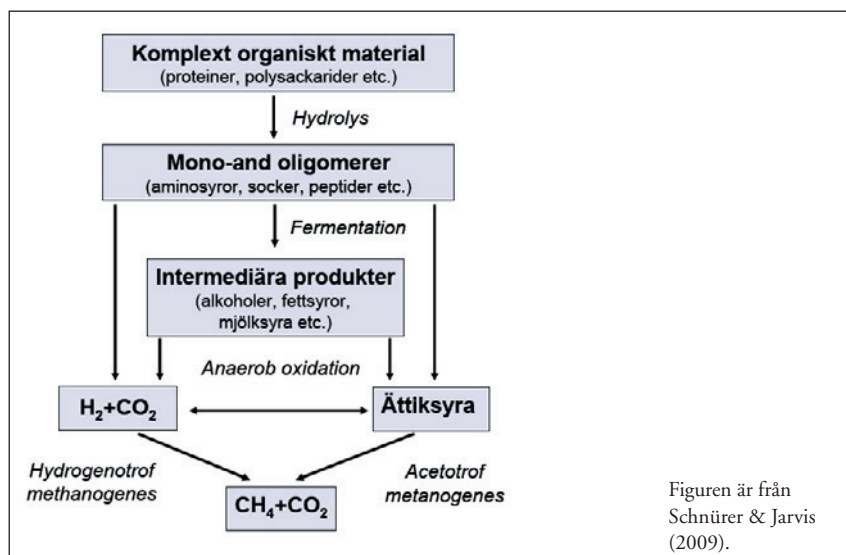
Vid rötningen av slammet bildas mycket ammoniumkväve vid nedbrytningen av proteiner i råslammet. Vid avvattningen hamnar större delen av ammoniumkvävet i rejektivattnet och kväveflödet i rejektivattnet är oftast 10–30 % av kväveflödet i inkommande vatten till reningsverket. Samtidigt är flödet av rejektivatten litet i förhållande till det inkommande avloppsvattenflödet vilket innebär att halten av ammoniumkväve i rejektivattnet är hög, ofta 400–2 000 mg/l. Rejektivattnet är dessutom varmare än det inkommande avloppsvattnet, vilket underlättar behandling. För att minska belastningen på kvävereningen i huvudströmmen har därför flera reningsverk byggt separat rejektivattenbehandling. Den vanligaste processen för separat behandling av rejektivatten är konventionell nitrifikation – denitrifikationsprocess i en SBR (satsvis biologisk reaktor eller sequencing batch reactor). Detta är samma process som kvävereningen i huvudströmmen, men på grund av hög temperatur och koncentration av kväve blir processen snabbare och intensivare, och påverkar därmed pH mera. Kol-kväveknoten (C/N) är också lägre, vilket innebär att en extern energikälla behöver tillsättas för att få en höggradig denitrifikation.

Kvävereduktion med anammox är en relativt nyupptäckt process med de första publikationerna från tidigt 1990-tal (Kuenen, 2008). Eftersom

kunskapen om anammox är ny, finns den ännu implementerad i relativt få fullskalanläggningar, men intresset för processen är stort. Anammox- (anaerobammoniumoxiderations-) processen förutsätter att hälften av ammoniumkvävet oxideras till nitrit medan den andra hälften av kvävet skall ligga kvar som ammonium. Hittills har lustgas inte kunnat påvisas från själva anammoxprocessen (figur 1.1) men däremot från nitritieringssteget i behandlingsprocessen. I detta projekt har vi mätt bildning och utsläpp av lustgas från behandling av rektvatten med såväl nitrifikation-denitrifikationsprocess i SBR som med anammoxprocess (se Delprojekt Rektvattenbehandling, kapitel 3).

1.2 Bildning av metan i avloppsledningsnät och slamhantering

I avloppsledningar råder ofta anaeroba förhållanden. Därför kan hydrolyserande, syrabildande, ättikssyrabildande och metanbildande mikroorganismer bryta ned organiska ämnen i avloppsvattnet till metan och koldioxid (figur 1.2).



Figur 1.2 Processkedjan med hydrolyserande, syrabildande (fermenterande eller jäsande) och ättikssyrabildande bakterier, samt metanogena arkéer för bildning av metan från organiska material. Metanogenerna kräver anaeroba förhållanden.

Viktiga faktorer som påverkar nedbrytningen till metan är avloppsvattnets sammansättning, temperatur, uppehållstid, syresättning och hur stor tillgången är på nedbrytande mikroorganismer. I avloppsledningar påverkas syresättningen av andelen trycksatta ledningar och antalet mikroorganismer av bland annat förhållandet mellan biofilm och mängd vatten som passerar. Isgren och Mårtensson (2013) har, baserat på mätningar i såväl trycksatta ledningar som ledningar med självfall, utvecklat en modell för beräkning av metanbildning under svenska förhållanden. För genomsnittliga svenska förhållanden, med ca 6,7 meter avloppsledning per person, varav 1,6 % antas

vara tryckledningar (andelen i Malmö kommun), ger modellen utsläpp på 12,1 kg CO₂-ekvivalenter per person (tabell 1.1). Detta är ett väsentligt större utsläpp än de som mätts upp i till exempel Ryaverket, Kortenoord (NL) och Pappendrecht (NL) (tabell 1.1). En viktig bidragande orsak till att det skiljer så mycket mellan modellens beräknade utsläpp och de som mätts upp på olika verk torde vara att mätningarna omfattade endast en liten del av ventilationen från ledningssystemet, oftast bara utsläppet vid inloppstunneln, och inte all ventilation från ledningssystemet. Alla fastigheter har ju normalt minst en ledning ovan tak för ventilation av avloppsledningen, vilket innebär att man skulle behöva mäta på väldigt många utsläppspunkter för att fånga hela utsläppet. Osäkerheten om hur mycket metan som släpps ut från avloppsledningarna är därför stor. Mätningar på avloppsledningar har dock inte ingått i detta projekt.

Slammet från avloppsreningen rötas sedan länge för att minska mängden på det avvattnade slammet och för att göra det mera stabilt, alltså för att det inte ska brytas ned och lukta så mycket under efterföljande lagring. En annan allt viktigare anledning till att röta slammet är att man vill utvinna biogas, ibland kallat rötgas (figur 1.2). Biogasen kan användas för produktion av värme, el eller fordonsbränsle. Rötning är därför positivt ur energisynpunkt. Vid slambehandling kan det dock läcka en del metan ur rötkammare och gassystem. Metan kan också avgå från slammet både före och efter rötningen. Den vidare hanteringen av biogasen på reningsverket för produktion av värme, el, eller fordonsbränsle läcker också ut en viss mängd metan, som oförbränt eller som förlust. Dessa utsläpp kan, om de är för stora, medföra att rötningen ökar reningsverkets klimatpåverkan även om dess energibalans förbättras. Utsläppen kan minskas, eller i bästa fall elimineras, om all metan i luften från reningsverket oxideras innan luften släpps ut.

Metan och lustgas fortsätter att produceras även från det stabiliserade slammet och släppas ut under lagring och användning eller kvittblivning av det avvattnade slammet. Utsläppen varierar enligt litteraturen mycket, troligen beroende på skillnader i sammansättningen på slammet, givetvis beroende på hur länge och under vilka förhållanden som slammet lagras och hur det sedan används eller kvittblivs (tabell 1.1; Flodman, 2002; Akerman 2010; Börjesson & Svensson, 1997). I detta projekt har vi mätt utsläppen av metan och lustgas under lagring av avvattnat slam från olika typer av röttningsprocess, samt från slam som hygieniserats med urea (se Delprojekt Slamlagring, kapitel 4). Vidare har utsläppen av metan och lustgas efter spridning av avvattnat slam på åkermark kvantifierats (se Delprojekt Slamspridning, kapitel 5). Vi har dessutom med hjälp av en miljösystemanalys skattat den totala påverkan på klimat, försurning, övergödning och bildningen av fotooxidanter från behandlingen av avloppsvattnet och hanteringen av slammet från en person under ett år (se Delprojekt Miljösystemanalys, kapitel 6).

2. Mål och syfte

Målet för detta projekt var att bidra med ny kunskap om utsläppen av växthusgaser från 1) dels behandling av rejektivatten med anammox och med konventionell nitrifikation – denitrifikationsprocess i SBR, 2) dels från lagring och 3) spridning av avloppsslam samt 4) att med systemanalys integrera denna nya kunskap med befintlig kunskap om emissioner och resursanvändning vid avloppsrening. Det övergripande målet för projektet var att bidra till ett bättre underlag för beslut om lämpliga processkedjor för avloppsvatten och slam och om hur de olika avlopps- och slamprocesserna bör drivas. Projektet genomfördes i form av fyra delprojekt.

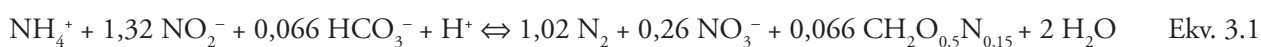
1. Rejektivattenbehandling
2. Slamlagring
3. Slamspridning
4. Miljösystemanalys

Delprojekten, med deras specifika bakgrund, syfte, resultat, diskussion och slutsatser redovisas i separata kapitel. I slutet knyts samtliga delprojekt samman med varandra och med resultaten från andra studier i miljösystemanalysen och i en övergripande diskussion och övergripande slutsatser.

3. Delprojekt – Rejektvattenbehandling

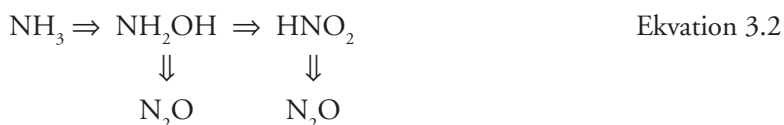
3.1 Bakgrund

För att öka effektiviteten i kvävereningen och lättare klara strikta utsläppskrav för kväve kan det koncentrerade rejecktvalet behandlas separat och det är just för rejecktvalet som anammoxprocessen, baserad på de relativt nyupptäckta anammoxbakterierna först utvecklats. Anammoxprocessen bygger på att del av ammoniumet i avloppsvattnet oxideras till nitrit av AOB och att anammoxbakterier sedan utvinnet energi ur nitriten och ammoniumet samtidigt som de producerar fri kvävgas, en del nitrat och lite biomassa (ekvation 3.1).



Det rätta förhållandet mellan nitrit och ammonium för anammoxprocessen är cirka 1,32 (ekvation 3.1; Strous m.fl., 1998). I de flesta fall produceras även en del lustgas av AOB och av denitrifierande bakterier. Den är en biprodukt av nitrerings- och denitrifikationsprocesser (Hooper och Terry, 1979; Lipschultz m.fl., 1981). Nedan visas hur lustgas bildas av olika grupper av mikroorganismer:

AOB (Chandran m.fl., 2011)



Denitrifierare (Pan m.fl., 2013)



För denitrifierarna kan man observera att lustgas är en mellanprodukt, vilket innebär att allt denitrifierat kväve går genom ett steg där det är lustgas, men läckaget kan hållas lågt om kapaciteten i det sista steget, till N_2 , är god.

Syrebrist eller fullständigt anoxiskt tillstånd ökar bildningen av lustgas av AOB (Schmid m.fl., 2001). Snabba förändringar i syrehalten kan också stimulera AOB att producera lustgas. Förhållanden som ökar denitrifierarnas läckage av lustgas inkluderar lågt pH (Focht 1974), begränsad tillgång till organiskt kol (Hanaki m.fl., 1992) och förekomsten av inhibitorer (Park m.fl., 2000; Schultess m.fl., 1995). Lustgas förväntas inte produceras av anammoxbakterier eftersom det inte har upptäckts som en mellanprodukt i anammoxreaktionen.

Det finns många studier som mätt utsläpp av lustgas från avloppsvattenrening. Av inkommande mängd kväve avgick mellan 0,01 och 1,8 % i form av lustgas i 12 fullskala-ARV med aktivslamprocess i USA (Chandran, 2010). Räknat på avlägsnad mängd kväve i verken var andelen mellan 0,01 och 3,3 %. Utsläpp av lustgas motsvarande 0,6–2,6 % (genomsnitt 1,9 %) av den totala kvävebelastningen i en partiell (ca 50 %) nitreringsprocess rapporterades av de Graaff m.fl. (2010). I en studie av 25 aktivslamanlägg-

ningar fann Wicht och Beier (1995) att lustgasutsläppen varierade mellan 0 % och 14,6 % av den totala kvävebelastningen, medan Foley m.fl. (2011) i en studie av 7 reningsverk med olika konfigurationer fann att lustagsutsläppen låg mellan 0,6 % och 25,3 % av det denitrifierade kvävet. Dessa två studier redovisar några av de högsta lustgasutsläppen som någonsin publicerats för fullskaliga avloppsvattenreningsverk. Studier på olika reningsverk i världen redovisar utsläpp av lustgas räknat på det inkommande kvävet till 0,2–2,7 % för sju reningsverk i Australien, 0,02–0,17 % för fyra franska reningsverk och 0,01–2,8 % för tolv amerikanska reningsverk (Foley m.fl., 2011). För Sverige skulle en variation mellan 0,01 och 2,8 % av inkommande kväve (42 000 ton 2010 till alla verk över 2 000 pe enligt Staaf och Bergström (2012)) betyda ett spann på mellan ca 7 och 1 800 ton lustgas per år från de kommunala reningsverken, eller mellan 2 100 och 540 000 ton CO₂-ekvivalenter. Det finns följaktligen mycket att vinna på att förstå hur bildningen av lustgas kan minimeras.

Det finns mycket begränsade data för utsläppen av lustgas från fullskaleanläggningar för behandling av rejektivatten, men med tanke på att halterna av kväveföreningar är mycket högre och omvandlingsprocesserna snabbare än i huvudströmmen, kan högre lustgasutsläpp förväntas. För 2-stegs nitritions-anammoxprocess i fullskala rapporterar Kampschreur m.fl. (2008) däremot lustgasemissioner på endast 1,7 % och 0,6 % av kvävebelastningen från partiell nitritionsprocessen respektive anammoxprocessen. Men anammoxprocessen är ännu ovanlig. Den vanligaste processen för separat rejektivattenbehandling i Sverige är nitrifikation-denitrifikation i SBR-reaktor. Trots detta är kunskapen ännu sämre om utsläppen av lustgas från denna process.

3.2 Delpjektets mål och syfte

Delpjektets arbete med rejektivattenbehandlingen syftade till att kartlägga och att ge en bättre förståelse av utsläppen i svenska avloppsreningsverk vid olika processutformningar. Inverkande faktorer skulle undersökas och metoder utvecklas för hur utsläppen kan minimeras. Huvudfokus för kartläggningen har varit på lustgasemissionerna då lustgas är mycket mer potent än koldioxid och metan och dessutom har identifierats som den enskilt viktigaste ozonnedbrytande gasen (Ravishankara m.fl., 2009). Med de ökande kraven på kväverening är det viktigt att utsläppen från olika typer av kväverening kan kvantifieras och förstås.

Mätningar i detta projekt har genomförts på traditionell rejektivattenbehandling med nitrifikation-denitrifikation i SBR och på behandling med partiell nitrifikation-anammox som i allt högre grad används för rejektivattenbehandling på grund av en bättre resurseffektivitet med avseende på energi och kemikalier. Syftet med mätningarna har varit att ge bättre kunskap om omfattningen, dynamiken och inverkan för lustgasbildningen. Genom att utveckla mätutrustning som kunde mäta lustgas och påverkande parametrar kontinuerligt i vatten- och gasfaserna skulle en bättre förståelse av de grundläggande processerna som leder till utsläpp skapas. Även dynamiken och förutsättningar för utsläppen skulle kartläggas för att genom anpassad drift kunna minska de totala utsläppen.

3.3 Material och metoder

De resultat som presenteras i detta kapitel bygger på mätningar som gjorts av IVL Svenska Miljöinstitutet och Kungliga Tekniska Högskolan (KTH) på 3 olika processer som behandlat rektvatten:

1. Pilotskala – 1-stegs partiell nitritation-anammox process med bärrmaterial (MBBR) för behandling av rektvatten vid FoU-anläggningen Hammarby Sjöstadsvärk.
2. Fullskala – 1-stegs partiell nitritation-anammox process med bärrmaterial (MBBR) för behandling av rektvatten vid Himmerfjärdsverket, Grödinge.
3. Fullskala – traditionell nitrifikation-denitrifikationsprocess i en SBR för behandling av rektvatten vid Slottshagens avloppsreningsverk, Norrköping.



Foto:

J. Yang (vänster)

KTH/IVL (mitten)

K. Tjus (höger)

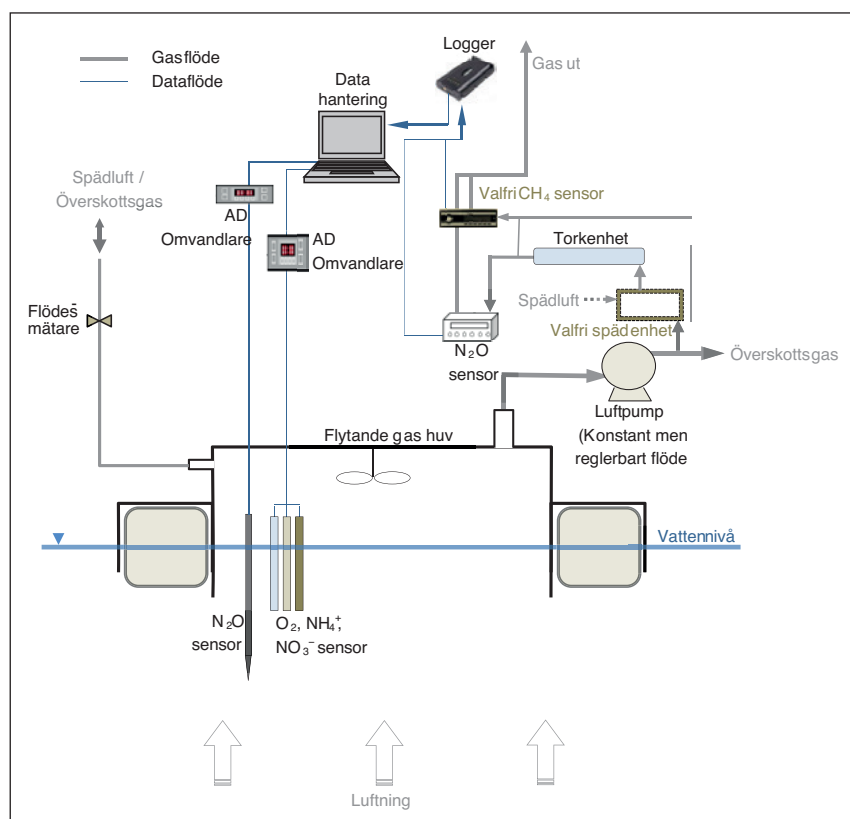
Figur 3.1 De tre processer/reaktorer för behandling av rektvatten där de redovisade mätningarna gjordes: Från vänster till höger; pilotanläggningen vid Hammarby Sjöstadsvärk, fullskalig 1-stegs partiell nitritation-anammox process i Himmerfjärdsverket och fullskalig SBR med nitrifikation-denitrifikation i Slottshagens avloppsreningsverk.

En flytande huv med en area på $0,81 \text{ m}^2$ ($0,9 \text{ m} \times 0,9 \text{ m}$) har använts för att samla upp processluft för mätning av dess lustgashalt (figur 3.2). En kontrollerad ström av spädningsluft har tillförts huvan för att kunna bestämma massflöden av lustgas även under oluftade faser. Vid mätningarna i pilotanläggningen i Hammarby Sjöstadsvärk användes inte huvan eftersom hela anläggningen kunde täckas över och all processgas samlas in. Gasen från huvan samlades upp med en provpump och fördes vidare till online mätningsutrustning för lustgas. Gasen kylades och torkades vid behov och en spädningsenhet kunde kopplas på för att justera koncentrationen i gasflödet till instrumentets optimala mätintervall. För lustgas har instrumenten MIRAN 1B (Foxboro Co., Foxboro, MA, USA) och Teledyne analysator GFC-7002E (Teledyne Analytical Instruments, City of Industry, CA, USA), kalibrerade i olika haltområden, använts.

För att kunna kvantifiera den totala bildningen av lustgas mättes även halten av lustgas i vattenfasen online. Detta gjordes med Unisense mikroelektrod ($25 \text{ }\mu\text{m}$ tip diameter; $\text{N}_2\text{O-R}$; Unisense, Aarhus, Danmark, www.unisense.com).

Vid vissa mätningar genomfördes även koncentrationsmätningar i vattnet av olika oorganiska kväveföreningar (nitrat, nitrit och ammonium) och fysiska parametrar (syre, pH, ledningsförmåga och redox) kontinuerligt med online-sensorer (figur 3.2).

Mätutrustningen gjorde det möjligt att mäta utsläppen av lustgas från en yta (0,81 m²) samt att utsläppen även kunde mätas vid varierande luftflöde (t.ex. från olika zoner eller periodvis luftning). Även emissioner från oluf-tade processer kunde mätas genom att en känd ström av spädluft tillfördes huven. Detta gjorde att mätningarna kunde ge ett faktiskt värde på de totala utsläppen från ytan som huven låg på och inte bara skattningar baserat på koncentrationer.



Figur 3.2 Principiell mätupställning som användes vid mätningarna.

3.3.1 1-steps partiell nitritation-anammox i pilotskala i Sjöstadverket

Två stycken 200 liter stora pilotanläggningar (R1 och R2) med enstegs partiell nitritation-anammox MBBR process, var och en fylld med 80 liter Kaldnes K1[®] biofilmbärare användes för att behandla rejecktatten från slamavvattning i Bromma avloppsreningsverk, Stockholm. Rejecktattnet matades kontinuerligt in i reaktorerna med en hydraulisk uppehållstid på 1–2 dygn. Temperaturen hölls konstant vid 25° C och pH-värdet varierade mellan 7 och 8. Intermittent luftning tillämpades i processen i reaktor R1 med intervaller på 45 min luftning och 15 min utan luftning. Reaktor R2 kördes med kontinuerligt luftning. Processen styrdes av online syrekonsentrationsmätningar som kompletterades med analyser av ammonium, nitrat, nitrit, alkalinitet och COD samt aktivitetstester (Yang m.fl., 2012).

Mätningarna av lustgas utfördes under 85 dygn i R1 och 45 dygn i R2. Under denna period var kvävebelastningen i R1 92 g N/d i början och öka-

des direkt till 120 g N/d efter dygn 25 eftersom processen hade hög kvävereningskapacitet. Det genomsnittliga värdet var 112 g N/d från dygn 25 till 70. Från dygn 80 minskade belastningen till 92 g N/d. Kvävebelastningen i R2 var cirka 84 g N/d under mätningen.

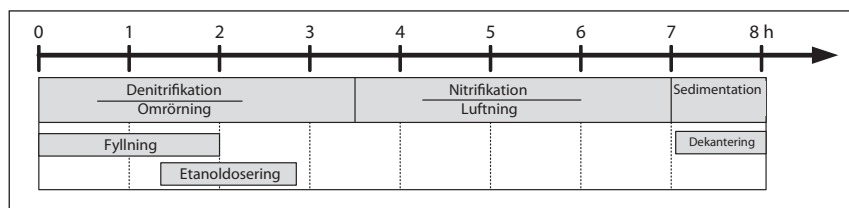
3.3.2 1-steps partiell nitritation-anammox i full skala i Himmerfjärdsverket

Den partiella nitrifikation-anammoxprocessen i enstegsprocess vid Himmerfjärdsverket behandlade rejektivatten i en MBBR som bestod av tre zoner med en total volym på 700 m³ varav 32 % var fyllda med biofilmbärare (Kaldnes K1). Rejektivatten matades kontinuerligt in i reaktorn med en hydraulisk uppehållstid på cirka 2,5 dygn. Intermittent luftning användes med 50 min luftning och 10 min utan luftning. Temperaturen låg runt 28° C. Processen styrdes genom reglering av halten löst syre (DO, dissolved oxygen) som kompletterades med veckovisa mätningar av viktiga processparametrar som ammonium, nitrat, TOC, pH, konduktivitet m.m.

Vid mättillfället hade det rejektivatten som behandlades en genomsnittlig ammoniumkvävekoncentration på 1 500 mg NH₄-N/l, TOC (filtrerat prov) 380 mg/l, alkalinitet 4 700 mg CaCO₃/l och pH 7,8. DO-nivån varierade mellan 1,8 och 3 mg/l under luftad fas.

3.3.3 Traditionell nitrifikation-denitrifikationsprocess i SBR i Slottshagen

Rejektivattenrening vid Slottshagen avloppsreningsverk, Norrköping, sker under den kalla delen av året i en SBR som består av en tank med en inre diameter på 13 meter och en maximal fyllhöjd på ca 5 meter. Tre gånger per dygn fylldes reaktorn på med i genomsnitt 67 m³ rejektivatten från slamavvattningen. SBR-en användes för både denitrifikation och nitrifikation genom bestämda driftcykler med eller utan luftning (figur 3.3). Den genomsnittliga avskiljningen av totalkväve och ammoniumkväve var 80 % respektive 95 %. En extra kolkälla för denitrifikationen tillsattes i form av etanol under en viss period. Efter sista luftningen sedimenterade slammet och slutligen dekanterades det renade vatten och en ny cykel påbörjades.



Figur 3.3 SBR-cyklerna vid fullskalig traditionell nitrifikation-denitrifikationsprocess Slottshagen (modifierad från Stenström m.fl., 2013).

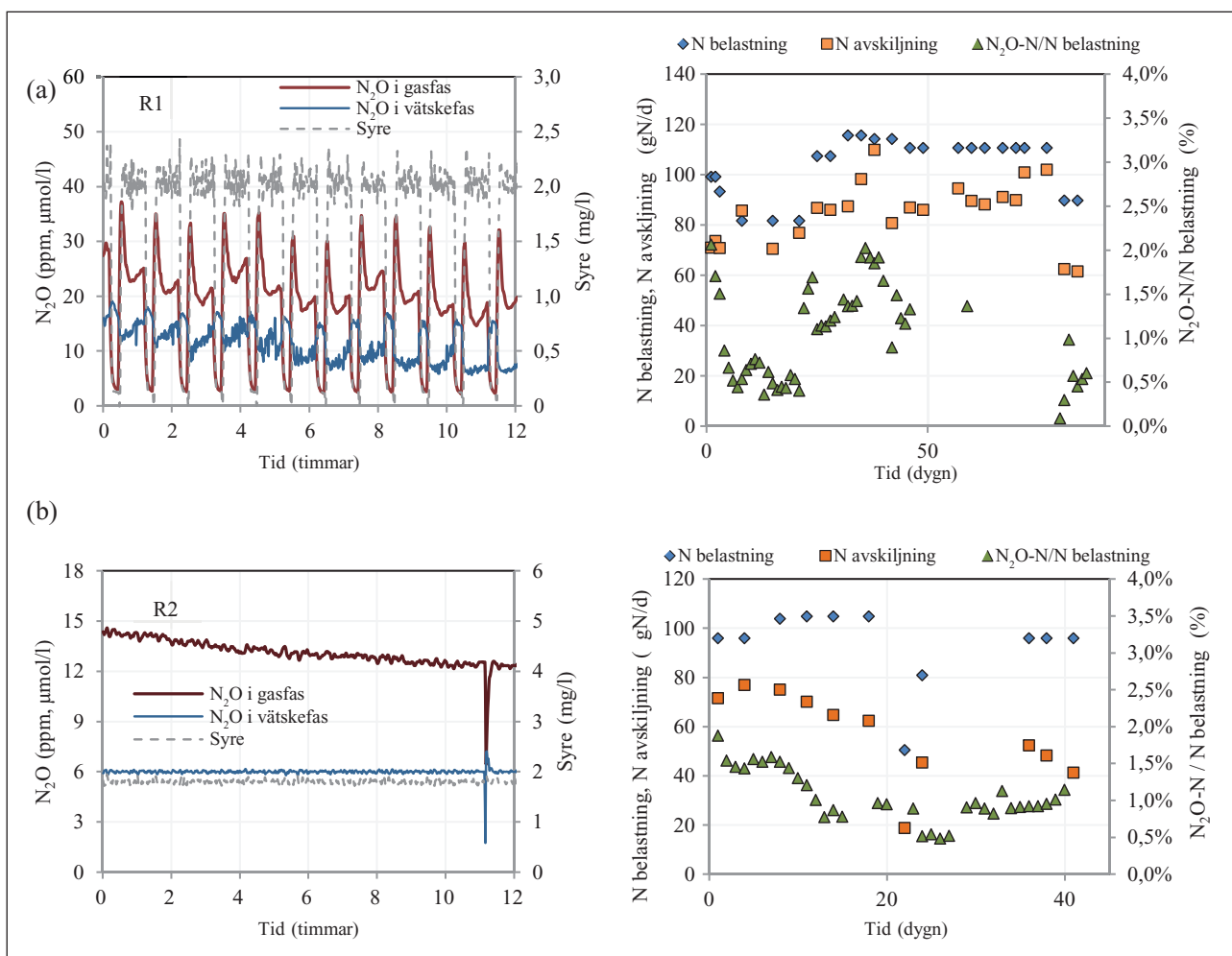
Mätningarna i Slottshagen genomfördes delvis i samverkan med ett annat projekt som undersökte inverkan av olika parametrar på lustgasemissioner.

3.4 Resultat

Resultaten som redovisas här är endast en liten delmängd av den totala datamängden som samlats in inom projektet och i samverkan med andra projekt. De genomförda mätningarna har skapat ett underlag som kommer att kunna användas för fortsatt arbete framöver. Vi presenterar de resultat som anses som mest signifikanta och representativa för projektets mål uppdelat i olika tidskalor för att ge en förståelse för utsläppsdynamiken. Övriga data utgör en grund till verifiering, men tillför ingen ny kunskap utöver de data som presenteras här.

3.4.1 1-steps partiell nitrifikation-anammox i pilotskala i Sjöstadverket

Uppmätta koncentrationer av lustgas i vatten- och gasfas vid intermittenta luftning i R1 varierade starkt cykliskt med syrehalten (figur 3.4a). När luftningen stoppades, minskade koncentrationen av lustgas i gasfasen även om den inte nådde noll. Mest troligt var att lustgas som producerats under



Figur 3.4 Typiska koncentrationsprofiler för lustgas (N_2O) i vatten- och gasfas under några timmar samt uppmätta N_2O -N emissioner under hela mätperioden från mätningarna i 1-steps partiell nitrifikation-anammox i pilotskala vid Sjöstadverket; övre raden (a) vid intermittent luftning (R1); nedre raden (b) vid kontinuerlig luftning (R2). De plötsliga svängningarna i mätvärden runt klockan 11:00 kanske berodde på skakning av mätinstrumentet.

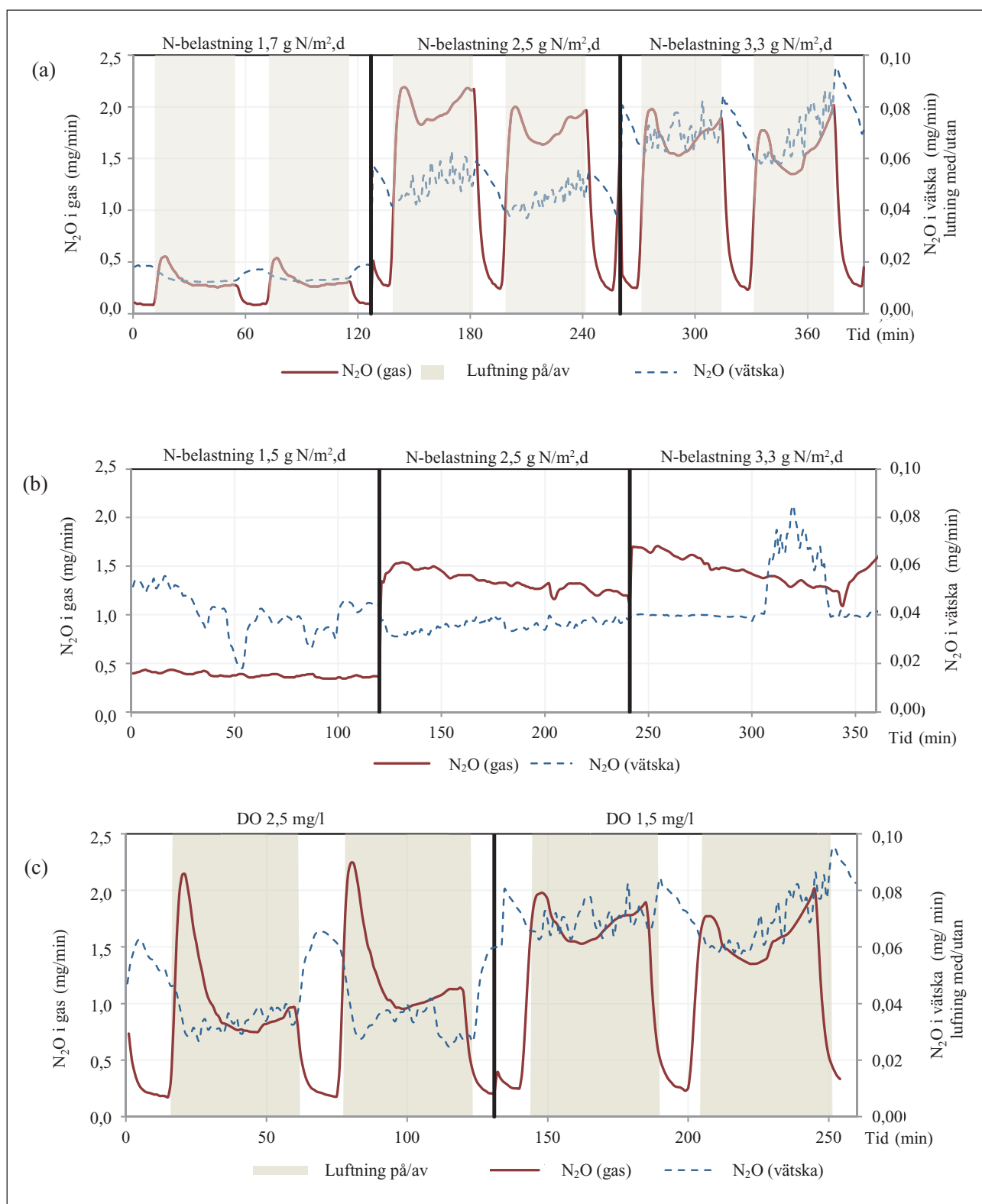
den oluftade perioden avgick till gasfasen under nästa period med luftning. Detta framgick av att koncentrationen av lustgas i vattenfasen ökade under den oluftade perioden. När sedan luftningen startade strippades bildad lustgas ut från vatten- till gasfasen vilket gav ett toppvärde på lustgaskoncentrationen i gasfasen precis i början av den luftade fasen. Efter denna toppnotering stabiliserades lustgashalterna i både gas- och vattenfas.

Lustgasemissionerna i R1 mättes under 85 dygn (figur 3.4a). Den genomsnittliga kvävebelastningen under denna period var 2,3 g N/m²,d i början och ökade sedan till 3,0 g N/m²,d efter dygn 25. Genomsnittet låg på 2,8 g N/m²,d mellan dygn 25 och 70. Från och med dygn 80 gick belastningen ner igen till 2,3 g N/m²,d. Den genomsnittliga kvävereningen låg på 82 %. Lustgasemissionerna till gasfasen var 0,015 g N/m²,d när kvävebelastningen låg vid 2,3 g N/m²,d, vilket innebär att runt 0,65 % av inkommande kväve omvandlades till lustgas som emitterades till gasfasen. Lustgasemissionerna ökade till 0,047 g N/m²,d när kvävebelastningen uppgick till 2,8 g N/m²,d, vilket motsvarar 1,7 % av inkommande kväve. Under hela mätperioden var det endast ca 0,012 g N₂O/m²,d lämnade reaktorn via vattenutflödet vilket motsvarar cirka 0,043 % av kvävebelastningen (figur 3.4a). Kvävebelastningen i R2 var runt 2,1 g N/m²,d under mätperioden på 45 dygn. Lustgaskoncentrationer i gasfasen var 0,01–0,03 g N/m²,d, vilket indikerar att 0,4–1,6 % av inkommande kväve omvandlades till lustgas som emitterades till gasfasen. Största emissionerna har fått vid syrekoncentrationer på 2,5 mg/l i R2. N₂O med utgående vatten motsvarade endast 0,02 % av kvävebelastningen (figur 3.4b).

Figur 3.5 ger exempel på dynamiska förändringar i emissioner av lustgas (mg N₂O/min) vid olika förhållanden. De data som visas i figuren erhöles när systemet var stabilt. I figurerna 3.5a&b visas dynamiken hos emissioner av lustgas vid intermittent respektive kontinuerlig luftning. Genomförda studier visade att både kvävebelastning (figurerna 3.5a&b) och DO-koncentration (figur 3.5c) är viktiga för utsläppen av lustgas. Med samma luftningsstrategi, men ökande kvävebelastning ökade utsläppen av lustgas. Utsläppen av lustgas vid intermittent och kontinuerlig luftning var likartade. Under intermittent luftning har utsläpp av lustgas observerats under den aeroba fasen. Mer detaljerad information kan även fås från Yang m.fl. (2012).

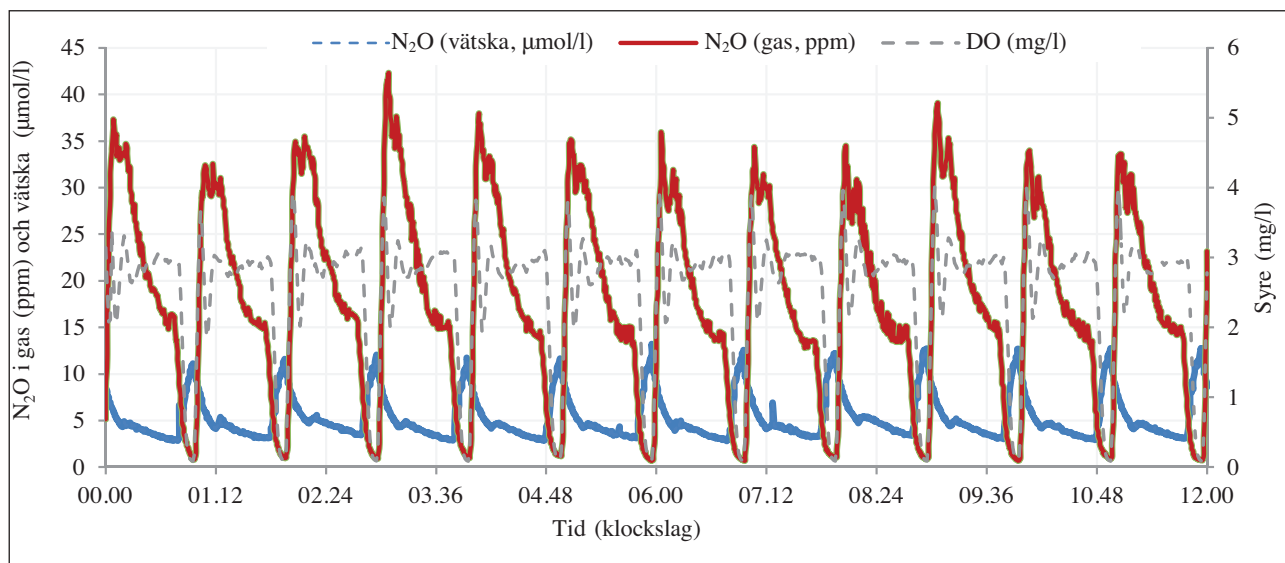
3.4.2 1-steps partiell nitrification-anammox i full skala i Himmerfjärdsverket

Figur 3.6 visar ett halvt dygns mätningar av lustgashalter i gas- och vattenfas i 1-steps partiell nitrification-anammox (linje 2) i Himmerfjärdsverket. I perioder utan luftning ökade lustgaskoncentrationen i vätskan mycket snabbt tills den nådde sitt toppvärde strax före luftningen. När luftningen startade minskade lustgashalten i vattenfasen och stabiliserades på 2–3 µmol/l. Lustgaskoncentrationen i gasfasen följde inte luftningen lika bra eftersom mätluften kontinuerligt tillfördes spädluft. När man tog hänsyn till både luftflödet och lustgaskoncentrationen i gasfasen såg man att mängden emitterad lustgas i gasfasen under den icke-luftade perioden var mindre än under den luftade fasen. När luftningen startade kunde både ökad mängd och ökad koncentration av lustgas i gasfasen observeras. Koncentration och



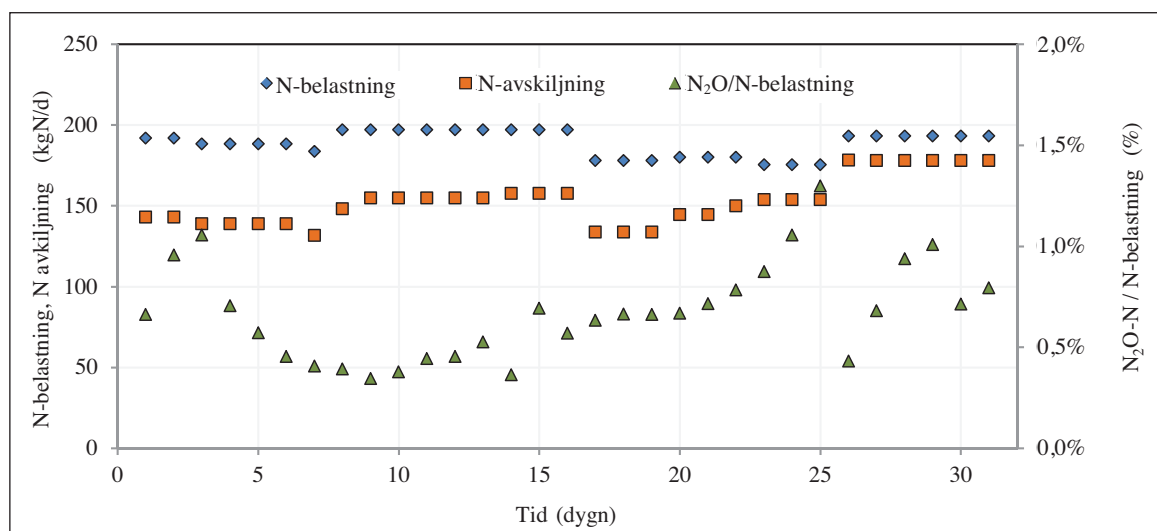
Figur 3.5 Exempel från pilotanläggning på dynamiska förändringar av lustgas (mg N_2O /min) vid de olika faserna (a) DO 1,5 mg/l vid intermittent luftning; (b) DO 1,5 mg/l; vid kontinuerlig luftning; (c) kvävebelastningen $\approx$ 3,5 g N per m² bärrmaterial och dygn vid intermittent luftning.

mängd minskade sedan under resten av luftningsfasen och planade ut precis innan luftningen upphörde.



Figur 3.6 Typiska koncentrationsprofiler för N_2O i vatten- och gasfas under några timmar vid mätningar i 1-steps partiell nitritation-anammox i full skala i Himmerfjärdsverket.

Under mätperioden med runt 31 dygn med bra dataunderlag var genomsnittliga kvävebelastningen runt 188 kg N/d ($0,27 \text{ kg N/m}^3\text{,d}$) för hela linjen. Den genomsnittliga kvävereduktionen var 80 %. Lustgasemissioner till gasfas för denna period visas i figur 3.7. De genomsnittliga värdena för utsläppen av lustgas som registrerades var 1,31 kg N/d, vilket motsvarade 0,7 % av kvävebelastningen eller 0,86 % av det reducerade kvävet. Trots att kvävebelastningen i behandlingslinjen har varit konstant har lustgasutsläppen varierat, och de var högre i början av mätningen samt under mätdygnen 23–25. DO vid dessa tillfällen var mindre än 2,5 mg/l. Under dygn 14 och 26 stoppades luftningen tillfälligt vilket resulterade i mycket lägre utsläpp



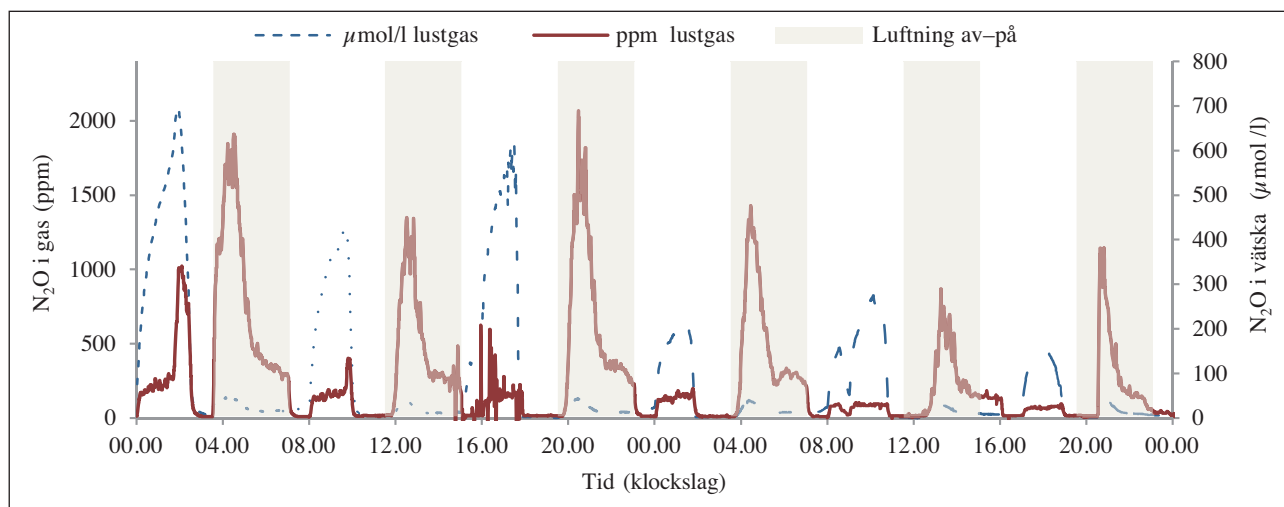
Figur 3.7 Uppmätta lustgasemissioner till gas- och vattenfas under hela mätperioden i 1-steps partiell nitritation-anammox i full skala på Himmerfjärdsverket.

av lustgas eftersom den lustgas som producerades inte strippades ut till gasfasen utan stannande i vätskefasen.

3.4.3 Traditionell nitrifikation-denitrifikationsprocess i SBR i Slottshagen

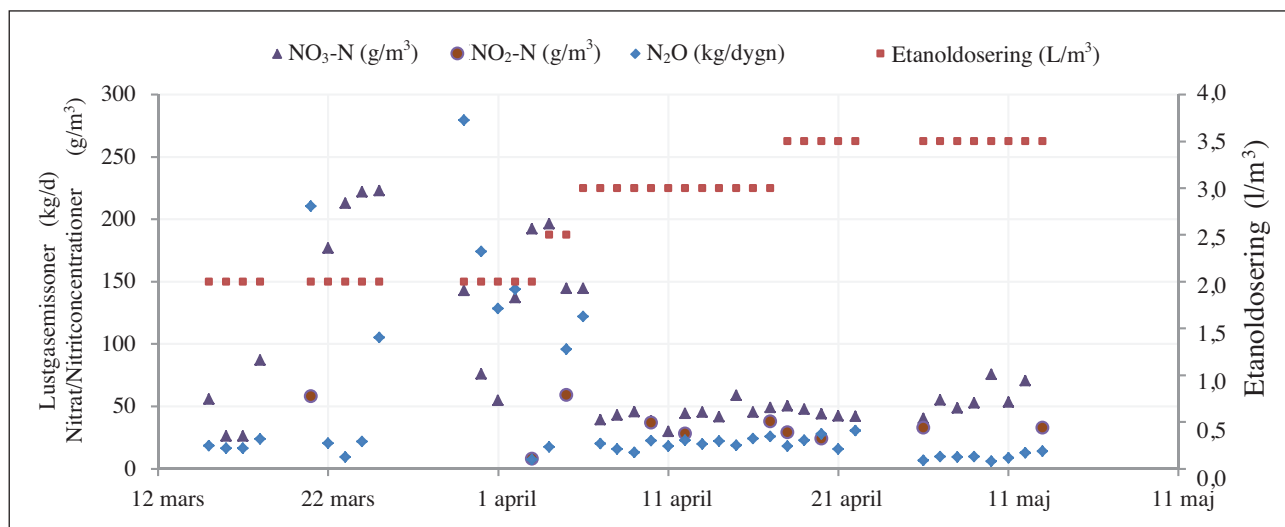
Figur 3.8 visar utsläpp av lustgas till vatten- och gasfas under de luftade och oluftade faserna av SBR-sekvensen. De största utsläppen sker under luftningen men lustgaskoncentrationen i gasfasen minskar tydligt mot slutet av luftningsperioden. Under de oluftade perioderna ökar lustgaskoncentrationen i vattenfasen markant men även i gasfasen observeras en ökning. De tydliga trendbrotten med en kraftig minskning av lustgaskoncentrationer under oluftade perioderna tyder på en minskad produktion av lustgas samtidigt som den redan producerade lustgasmängden förbrukas i processen. Detta kan delvis kopplas till etanoldoseringen som startar runt 2 timmar in i den oluftade perioden och avslutas strax före den luftade perioden startar. Eftersom luftningssystemet i SBR-anläggningen är underdimensionerat uppnås önskad syrekonzentration i processen först efter en fördröjning vilket påverkar bildning och förbrukning av lustgas.

Samtidigt observerades att nitrathalterna ökade kraftigt från det första till det tredje dygnet av mätningarna, från omkring 100 till 200 mg nitrat/l. Efter det minskade nitrathalterna långsamt. Anledningen till de ökande nitrathalterna var förmodligen en alltför låg dosering av organiskt kol för fullständig denitrifikation. I figur 3.9 visas hur lustgasutsläppen minskas betydligt vid ökande dosering av kolkälla. Med andra ord, mängden tillsatt etanol till processen var inte tillräcklig för en fullständig denitrifikation. De ökande nitrathalterna följdes av en ökad halt nitrit. Detta stämmer med en rapport om ökad lustgasproduktion från denitrifierare vid ökad koncentration av nitrat (Park m.fl., 2000). Dessutom skulle ökningen av nitrit också kunna vara en orsak till ökande bildning av lustgas. En hypotes är att NOBer hämmas starkt av höga nitrithalter. Nitrit kan leda till ökad lustgasbildning i både nitrifikations- och denitrifikationsprocesser som tidigare visats vid snabba förändringar av nitrathalter (Kampschreur m.fl., 2008).



Figur 3.8 Typiska koncentrationsprofiler för lustgas i vatten- och gasfas under två dygn från mätningar i traditionell nitrifikation-denitrifikationsprocess i SBR i Slottshagen.

Eftersom tillståndet i processen varierade mycket mellan olika SBR-cykler och olika mätkampanjer samt att varje kampanj också påverkade processen på olika sätt fanns det stor variation i resultaten. Det behandlade rejektivatten hade dock en konstant sammansättning under alla mätkampanjer. I vissa cykler översteg mängden utsläppt N_2O -N 100 % av totalkvävet in under den cykeln. Att det kunde bli så beror på att även en del av totalkvävet i SBR:ens egen processvätska omvandlades till N_2O . Detta skedde vid minskning av DO och när etanoldoseringen minskades. N_2O -utsläppen under de perioder som mätningar genomfördes var i genomsnitt runt 42 kg/d, vilket motsvarade 10,4 % av kvävebelastningen eller ca 13 % av reducerat kväve. Under de cykler när processen fungerade som bäst var emissionerna av N_2O -N runt 2,6 % av kvävebelastningen och ca 3,2 % av reducerat kväve (figur 3.9).



Figur 3.9 Doseringen av etanol, nitritkväve- och nitratkvävehalt samt totalutsläpp av lustgas från SBR-processen i Slottshagen reningsverk i Norrköping våren 2012.

Tabell 3.1 ger en sammanställning av uppmätta utsläpp av lustgas för olika processer.

Tabell 3.1 Jämförelse av uppmätta utsläpp av lustgas mellan olika processer i % av kvävebelastningen (filtrerad prov).

Process	N-belastning (kgN/m³d)	N-reduktion (%)	N ₂ O-N utsläpp (%)		
			Min	Max	Medelvärde
Pilotskala 1-steg partiell nitrifikation-anammox Sjöstadverket R1 ¹	0,5	80	0,09	2,06	1,03
Pilotskala 1-steg partiell nitrifikation-anammox Sjöstadverket R2 ²	0,5	80	0,48	1,88	1,07
Fullskala 1-steg partiell nitrifikation-anammox Himmerfjärdsverketa	0,2	80	0,35	1,33	0,70
Nitrifikation-denitrifikationsprocess i SBR i Slottshagen	0,2	75–80	2,6	>100 ³	10,4

¹ Intermittent luftning

² Kontinuerlig luftning

³ Möjligt eftersom det finns mycket kväve i reaktorn redan från början

3.5 Diskussion och slutsatser

Mätningar på rening av rejektvatten visar att spannet i utsläpp av lustgas är relativt litet för partiell nitritation-anammox, från delar av en procent till några procent av belastat kväve, men är stort för nitrifikation-denitrifikation i SBR (några få procent till flera tiotal procent av belastat kväve). De höga siffrorna för SBR berodde dock på tillfällig brist på kolkälla för denitrifikationen. Kväverening av rejektvatten är komplext. Eftersom flera parametrar påverkar på sätt som ännu inte är fullt kända behöver man mäta på den enskilda anläggningen för att veta hur stora utsläppen är och hur man bör driva anläggningen för att få så låga utsläpp av lustgas som möjligt (Kampschreur m.fl., 2008).

Både belastningen av kväve, syrekoncentrationen och C/N kvoten är viktiga i kväveavskiljningsprocessen. Koncentrationerna av ammonium, nitrat och lustgas påverkas påtagligt av dessa faktorer. En övergripande slutsats som kan dras från alla mätningar är att en väl fungerande och avstämd rejektvattenbehandling vid lämpligt pH och med tillgång till tillräckligt mycket kolkälla minskar risken för lustgasutsläpp avsevärt jämfört med en obalanserad process. Att fokusera enbart på en god kväveavskiljning ger inte samma effekt då mätningarna i Slottshagen reningsverk visar att en sådan kan uppnås samtidigt som höga lustgasemissioner uppstår. Det är dock viktigt att trots denna generella slutsats uppmärksamma att det generellt finns en stor osäkerhet i omfattningen och variationen av lustgasutsläpp från biologiska processer på grund av olika fysiska konfigurationer och processförhållanden.

Mätningarna visade att vid 1-steps partiell nitritation-anammoxprocess i pilotskala i MBBR omvandlades 0,4–2 % av inkommande kväve till lustgas. I den fullskaliga processen (alla zoner) var det genomsnittliga utsläppet 0,7 % av kvävebelastningen, alltså samma storleksordning. Både i pilotskala och fullskala skedde mellan 80–90 % av lustgasutsläppen i gasfasen och resten med utgående vatten. De högsta utsläppen av lustgas vid intermittent luftning skedde i den luftade fasen och mindre än 8 % av utsläppen inträffade i den icke-luftade fasen. Mätningarna visade också att utsläppen av N_2O vid intermittent luftning var likartad med dem vid kontinuerlig luftning.

3.6 Produktion och förbrukning av N_2O och viktiga parametrar

I studien av 1-steps partiell nitritation-anammox process i MBBR är AOB-bakterier de viktigaste mikroorganismer som producerar lustgas. Samtidigt kan för mycket luftning stimulera aktiviteten hos NOB, vilket kan leda till en ökad produktion av nitrat och låg koncentration av ammonium i utflödet. När systemet däremot är otillräckligt luftat kommer koncentrationen av ammonium i reaktorn att öka och AOB-bakterier kommer att producera mera lustgas.

Mätningar på SBR-processen visade att lägre syrehalter under nitrifikation ($<1,0\text{--}1,5\text{ mg O}_2\text{ l}^{-1}$) leder till ökade utsläpp av lustgas. Även upprätthållande av rätt C/N kvot minskade risken för lustgasutsläpp vilket i

det aktuella fallet var det samma som en väl avstämd dosering av extern kolkälla. Otillräcklig tillgång till lättillgängligt kol (kolkälla) visade sig kunna ge mycket stora utsläpp av lustgas, vilket skulle kunna tyda på att denitrifierarna vid brist på kolkälla prioriterade de första stegen i denitrifieringen, från nitrat till lustgas, före det sista steget, från lustgas till kvävgas, N_2 . Ökade lustgasutsläpp kunde även observeras vid snabba ändringar av syrekonzentrationen i processen.

De uppmätta utsläppen av lustgas från framförallt SBR-processen var betydande och visar på hur viktig en god styrning av processen är för att utsläppen till luften skall hållas låga. Lustgas som bildades i vatten under denitrifikationen ackumulerades huvudsakligen i vattnet tills luftning startade, då den snabbt strippades ut. Lustgasutsläpp till följd av kvarvarande lustgas i behandlat vatten har inte explicit kvantifierats, men tycks vara litet och det är dessutom troligt att åtminstone en del av det denitrifieras till N_2 om det renade rejektivattnet leds tillbaka till huvudströmmen i början av den anoxiska delen i en process med fördenitrifikation.

3.6.1 Skillnader och relaterade osäkerheter/variationer vid mätningar

Erfarenheter från såväl tidigare som de nu rapporterade mätningarna visar tydligt på svårigheterna att uppskatta totala utsläppen av lustgas baserat på enstaka punktmätningar. Detta beror delvis på att uppmätta koncentrationer och luftflöden bara kan ge en korrekt uppfattning om förhållande vid just mätplatsen. Redan en intilliggande mätpunkt skulle kunna ge andra resultat. Även om mätpunkterna har valts ut tillsammans med processansvariga som känner till processernas egenskaper väl, innebär heterogeniteten i olika reningsprocesser samt tekniska förutsättningar som t.ex. placering av luftare eller nödvändig övertäckning av processer att mätningarna endast i begränsad omfattning kan användas för skattningar.

I pilotskalan samlades dock hela flödet av frånluft från processen in och mättes på, vilket innebär att för denna process mättes det totala utsläppet. En fördel med den använda mätutrustningen var att den mätte både koncentrationer och luftflöden från en begränsad och från vädret opåverkad yta som dessutom kunde ha olika processluftflöden. Detta gjorde det möjligt att beräkna de totala utsläppen för denna mätyta baserat på faktiska mätningar. Mätytan var dessutom relativt stor jämfört med den mätyta som använts i många av de mätningar som tidigare rapporterats i litteraturen. Viktigt att notera är också att själva mätinstrumenten som användes innebar en osäkerhet i själva mätningen som låg på minst $\pm 5\%$ och som påverkades av kalibreringen.

Skattningen av de totala utsläppen av lustgas från rejektivattenrening, men även ett helt reningsverk, kräver att en del antagagande måste göras. Detta innebär en betydande osäkerhet i skattningarna. Osäkerheten kan endast minskas genom en bättre processförståelse och flera punktmätningar som kompletterar varandra och som inkluderar alla relevanta processdelar. Källor till osäkerheten inkluderar bl.a. följande:

- Placering av mätningssytor i relation (i) de ytor som mätytorna anses vara relevanta för, (ii) utformningen av luftarsystemet

- Eventuella processtörningar (både kända och okända) vid mätning
- Skattning av utsläpp från hela processen utifrån mätning i endast en av flera processlinjer
- Mätning i en del av processteget som utgör kanske störst volym/yta av processen men som är minst relevant för utsläppen
- Variationer i processen och bearbetningen av mätdata vid korta tidsserier
- Påverkan av mätperiod på skattning, t.ex. vinter/sommar, låg/hög belastning m.m.

3.6.2 Behov och användbarhet av utsläppsmätningar

Vid pilotanläggningen kunde alla emissioner fångas upp och processen kunde anses som homogen. Vid fullskalanläggningar finns alltid en osäkerhet i skattningen av de totala utsläppen utifrån punktmätningar. Även vid användning av en mät huv som i detta projekt skulle kompletterande mätningar som inkluderar en systematisk screening av olika processytor över en länge tidsperiod krävas för att få en bättre förståelse för utsläppen av lustgas från rejektivattenbehandlingen generellt.

Resultaten från mätningarna bör användas i planeringen av nya eller ombyggda processteg samt optimeringen av befintliga reningssteg för att minska utsläpp av växthusgaser samtidigt som höga reningskrav upprätthålls. För bästa resultat krävs ingående mätningar och processtudier i varje enskild anläggning. Dock kan vissa anläggningsdelar och vissa processförutsättningar redan nu pekas ut som viktigare än andra. Följande åtgärder bedömer vi vara viktiga för att minimera utsläppen av lustgas:

- Anpassad fördelning av belastningen i nitrifikationen.
- Anpassad och zon-vis reglerbar luftning.
- Anpassad utformning av processtegen för stabila betingelser för biologin.
- Anpassad styrning av processtegen.
- Anpassad analys av parametrar som pH, nitrat, nitrit och ammoniumhalter för att snabbare kunna upptäcka och åtgärda processtörningar.
- Säkerställande av att det finns tillräckligt mycket lättillgängligt kol till denitrifikationen.
- För nitrifikation-denitrifikation i SBR visar mätningarna på mycket stor variation i utsläppen mellan olika cykler vilket innebär att processen har en mycket stor förbättringspotential i förhållande till de genomsnittligt uppmätta utsläppen. Tyvärr har endast någon cykel mätts med den reglering som utifrån mätresultaten förefaller bäst. Mätningarna på SBR-anläggningen visar att betydligt fler mätningar behövs på nitrifikations-denitrifikationsprocess i SBR för att a) utröna hur processen skall styras för lägsta utsläpp av lustgas och b) hur låga dessa utsläpp kan bli.
- God kontroll och reglering av relevanta parametrar är mycket viktig för nitrifikation-denitrifikation i SBR.
- Ingen har tidigare mätt lustgasemissionerna i både gas- och vattenfas med den upplösning som återges här. Denna studie har dessutom visat på en dynamik i lustgasemissionerna från rejektivattenbehandlingen i olika processer som tidigare endast har varit känd som variation av totalskattningar mellan olika reningsverk. Mätningar har även visat på hur relevanta mätningar bör genomföras för att fånga in processspecifika emis-

sionsprofiler som sedan kan ligga till grund för åtgärder. Ovan nämnda rekommendationer kan uppfattas som vaga. Detta beror på att det hittills behövs individuella mätningar vid varje anläggning för att kunna formulera mer specifika åtgärdsförslag. En god kvävevaskiljning kan, som visades här, ändå medföra höga lustgasemissioner.

4 Delprojekt – slamlagring

4.1 Bakgrund

Ett av Sveriges miljökvalitetsmål har sedan 2009 varit att minst 60 % av fosfor i avloppsvatten ska återföras till produktiv mark 2015 (Regeringen, 2009). Slam från avloppsvattenrening innehåller värdefull växtnäring såsom kväve och fosfor men också organiskt material som kan vara till nytta för jordbruket. Dock finns det en risk att slammet innehåller sjukdomsalstrande mikroorganismer och Naturvårdsverket föreslog därför 2002 att avloppsslam ska hygieniseras före användning på mark. Lagring under ett år skulle kunna uppfylla det lägsta kravet på hygienisering (Naturvårdsverket, 2002). Enligt ett nytt förslag från 2013 anses inte lagring under ett år tillräckligt för hygienisering av avloppsslam före användning på åkermark, utan en specifik hygienisering skulle krävas, till exempel termofil rötning (50–60° C) eller behandling med ammoniak (Naturvårdsverket, 2013). Ammoniakbehandling kan uppnås genom tillsatts av urea. Ännu har dock inte några krav implementerats.

Lagring av avloppsslam kan leda till stora emissioner av lustgas och metan (Flodman, 2002). Om allt slam i Sverige skulle lagras under ett år skulle, enligt Flodman (2002), de årliga emissionerna av lustgas och metan från slamlagringen utgöra cirka 5 % respektive 0,1 % av de totala svenska antropogena emissionerna av lustgas och metan.

När lagrat avloppsslam torkar blir det mer syrerikt (aerobt), vilket kan öka nitrifikationen som i sin tur kan leda till ökade emissioner av lustgas. Emissionerna kan också ökas av regn om nitrat från nitrifikation i de övre skikten följer med vatten ner till djupare syrefria (anaeroba) zoner och där denitrifieras (Börjesson och Svensson, 1997), eftersom också denitrifikation under vissa förhållanden kan bidra till väsentliga mängder lustgas. Det rötade avloppsslammet är dessutom delvis anaerobt och innehåller många metanbildande bakterier (metanogener) från biogasprocessen, och därmed finns det en betydande risk för höga metanemissioner.

Att täcka avloppsslam under lagring skulle kunna minska emissionerna av lustgas, eftersom slammet inte kan torka och bli lika aerobt som det skulle bli utan täckning, vilket har visats i studier av fastgödsel (Hansen m.fl., 2006). Dock skulle täckning kunna öka emissionerna av metan beroende på minskad tillgång till syre i slammet. En hypotes som prövats i detta projekt är att täckning av mesofilt rötat avloppsslam minskar emissionerna av lustgas under lagring jämfört med lagring utan täckning.

Ammoniak har en hygieniserande effekt i och med att ammoniakmolekylen kan diffundera genom cellmembran. När detta sker höjs pH inne i cellen vilket påverkar jonbalansen vilket ger en toxisk effekt (Schneider m.fl., 1996). Ammoniakbehandling kan uppnås genom tillsatts av urea. Urea omvandlas kemiskt via hydrolys till ammonium som i sin tur protolyseras till ammoniak. Om slammet täcks på ett effektivt sätt så att ammoniak inte förloras kan den hygieniserande effekten förväntas vara under hela lagringsperioden och inga sjukdomsalstrande mikroorganismer kommer att

kunna återväxa. En annan hypotes som testats i projektet var därför att hygienisering av slam genom ammoniakbehandling eller termofil rötning skulle hämma de mikrobiella processerna och därmed emissionerna av växthusgaser under lagring jämfört med slam som rötats mesofilt och som inte behandlas med ammoniak.

Ammonium bildas både när mikroorganismer mineraliserar det organiska kvävet som finns i gödselmedlet och när urea hydrolyseras. Högt pH leder till att en högre andel av det totala ammoniumkvävet protolyseras till ammoniak som i gasform riskerar att avgå vid stor koncentrationsskillnad mellan ammoniak i gödselmedlet och luften.

De två viktigaste släktena av nitrifikationsbakterier anses ofta vara *Nitrosomonas* och *Nitrobacter*. Dessa bakterier är känsliga för höga temperaturer (Jiang och Bakken, 1999) och även för höga koncentrationer av ammoniak (Anthonisen m.fl., 1976). Det är därför rimligt att tro att deras aktivitet, och därmed emissionerna av lustgas, skulle minska efter termofil rötning eller vid höga halter av ammoniak. Metanogener är liksom nitrifikationsbakterier känsliga för höga halter av ammoniak, och därmed bör även emissionerna av metan minska efter tillsats av ammoniak, som vid ammoniakhygienisering.

4.2 Delprojektets mål och syfte

Syftet med detta delprojekt var att undersöka emissionerna av växthusgaser under lagring av avvattnat och rötat avloppsslam och att testa hypoteserna: (1) att täckt lagring av slam minskar emissionerna av lustgas under lagring och (2) att hygienisering av slam med ammoniak (genom tillsats av urea) eller genom termofil rötning minskar emissionerna av lustgas och metan under lagring jämfört med mesofilt rötat slam som lagras utan täckning.

4.3 Material och metoder

Emissionerna av växthusgaserna lustgas och metan mättes från ett lager med rötat avloppsslam under ett års tid. Emissionerna mättes från slam behandlat och lagrat på fyra olika sätt:

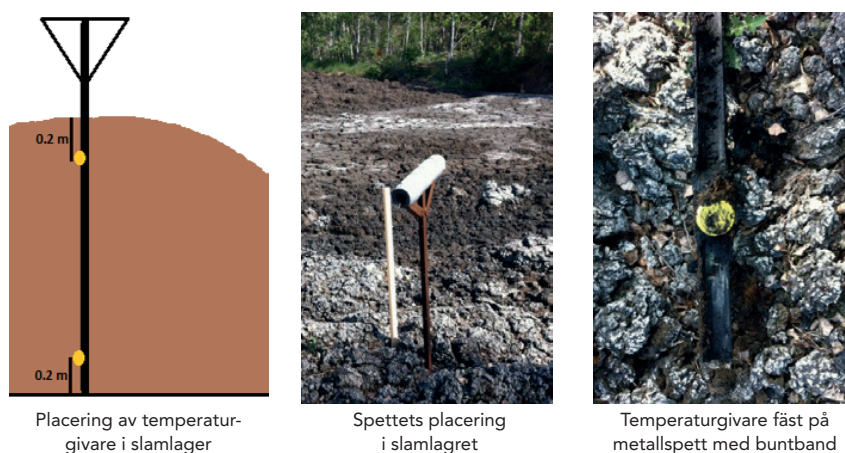
1. Mesofilt rötat avloppsslam lagrat utan täckning (M)
2. Mesofilt rötat avloppsslam lagrat med täckning (MT)
3. Mesofilt rötat avloppsslam behandlat med urea (1,5 viktsprocent av våtvikt) samt lagrat med täckning (MUT), och
4. Termofilt rötat avloppsslam lagrat med täckning (TT).

Temperaturförhållandena i fullskaliga lager med mesofilt rötat avloppsslam studerades också på två platser under 7 respektive 15 månader.

4.3.1 Temperatur i fullskaliga lager med mesofilt rötat avloppsslam

Mätning av temperatur i fullskaliga lager med rötat avloppsslam gjordes på två platser, Högbysjön, Upplands Bro (59°32'N, 17°37'E) och Lindönäs, Vallentuna (59°32'N, 18°2'E). Lagren var ca 2,4 meter höga. På båda

platserna användes metallspett med två temperaturloggrar (Intab Interface-Teknik AB, Stenkullen, Sverige) som var fästa så att de hamnade ungefär 0,2 m från botten respektive ungefär 0,2 m från ytan (figur 4.1). På Högbytorp användes ett spett och temperaturen registrerades under 7 månader, och på Lindönäs användes två spett varav det ena placerades långt in i slamlagret medan det andra placerades närmare kanten, och temperaturen registrerades under 15 månader. Under hela mätningen på Högbytorp mätte två givare den omgivande temperaturen. Under de första 7 månaderna fanns också på Lindönäs två givare som mätte den omgivande temperaturen.



Foton: A Willén

Figur 4.1 Spett med temperaturgivare på två nivåer under ytan i lager med rötat avloppsslam.

4.3.2 Lagring av rötat avloppsslam i pilotskala

Emissioner av lustgas och metan mättes vid lagring av rötat avloppsslam utomhus under perioden 15 september 2011 – 6 september 2012 (357 dygn) vid en pilotskaleanläggning på Kungsängens gård, 3 km NO om Uppsala centrum (59°50'N, 17°40'E). Lagret bestod av 12 cylindriska behållare



Foto: D. Gillberg

Figur 4.2 Pilotanläggning med 12 behållare för mätning av växthusgas-emissioner från lagring av rötat avloppsslam, Kungsängens gård, Uppsala. Till höger visas de 12 behållarnas placering och försökets blockindelning.

(2 m höga; 1,6 m i diameter; 2,1 m² i bottenyta; och med en volym på 4,2 m³) tillverkade av högdensitets-polyetenplast (HDPE). Runt cylindrarna, till en höjd av cirka 1,5 m, placerades mesofilt rötat och avvattnat avloppsslam för att på så vis skapa förhållanden som liknar de i ett större lager av avloppsslam (figur 4.2). En plattform byggdes runt slambehållarna för att lättare komma åt att mäta.

Täckningen som tre av de fyra slamleden lagrades under bestod av en presenning (polyesterväv täckt med PVC, 0,47–0,57 mm tjock) med förhöjda kanter som placerades direkt på ytan av slammet (figur 4.3). Försöket var upplagt som ett fullständigt randomiserat blockförsök med tre behållare per behandling (figur 4.2).



Mesofilt rötat slam utan täckning (M)



Rötat slam med täckning (MT, MUT, TT)

Foton: A Willén

Figur 4.3 Till vänster behållare med slam utan täckning (M – mesofilt rötat slam) och till höger behåller med slam med täckning. Leden MT – mesofilt rötat slam, MUT – mesofilt rötat ureabehandlat slam och TT – termofilt rötat slam hade samtliga täckning.

4.3.3 Fyllning av pilotlager

Mesofilt rötat avloppsslam levererades från Kungsängsverket, Uppsalas centrala avloppsreningsverk och termofilt rötat avloppsslam från Sunne kommuns reningsverk. Den hydrauliska uppehållstiden i rötningen var för båda slammen ca 15 dagar, medan både torrsustanshalten (TS) och utröttningsgraden var något högre för det termofilt rötade slammet från Sunne jämfört med det mesofilt rötade slammet från Uppsala (tabell 4.1). Båda slammen var blandslam bestående av primär-, bio- och kemslam. Fosforfällning skedde på Kungsängsverket med järnklorid (PEX111) och i Sunne med aluminiumklorid (Ekoflock 90) och de polymerer som användes på Kungsängsverket var vid föravvattning Zetag 7557 och vid slutavvattning Superfloc C498. I Sunne användes Polymer Sedifloc 1060C.

Tabell 4.1 Bakgrundsinformation om det mesofilt rötade slammet från Kungsängsverket i Uppsala och det termofilt rötade slammet från Sunne. Reningsverkets belastning ges i personekvivalenter (pe)

Rötning	Röttnings-temperatur (°C)	Hydraulisk uppehållstid (dygn)	Utröttningsgrad (% av TS)	TS in i reaktorn (%)	TS ut från reaktorn (%)	Belastning (pe)
Mesofil	37,5	15	28	3,6	2,6	130 000
Termofil	53	15–17 ¹	33	6	4	20 000

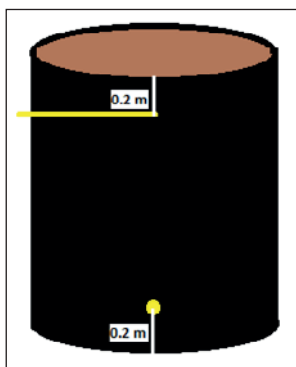
¹ med en garanterad uppehållstid på 3 h

Slammet fylldes efter vägning i behållarna med hjälp av traktor och skopa till en höjd av cirka 1,3 m. Innan behållarna med ureabehandlat slam fyll-
des tillsattes urea (AB Hanson och Möhring, Halmstad, Sverige) genom att
mesofilt rötat avloppsslam spreds ut på marken varefter urea som fördelats
för hand på slammets yta blandades in med jordfräs (figur 4.4).

Vid fyllning togs representativa prover för analys av torrsubstans (TS),
organisk substans (VS), totalkväve (Tot-N), totalt ammoniumkväve (TAN),
totaltol (Tot-C), pH, och maximal metanbildningskapacitet (B_0).

4.3.4 Temperatur i pilotlagret

Temperaturgivare (Tiny tag Aquatic, Intab Interface Teknik AB, Stenkullen,
Sverige samt OW-TEMP-B3 med mätsensor DS18B20) placerades cirka
0,2 m från botten samt 0,2 m från ytan i varje behållare (figur 4.5). Tempe-
raturen 0,2 m från botten registrerades varje timme och temperaturen 0,2
m från ytan varje kvart. Temperatursensorerna 0,2 m från ytan var kopplade
till en internetansluten dator och gick att följa kontinuerligt.



Figur 4.5

Skiss över placeringen av temperaturgivarna. Den nedre temperaturgivaren hade ett eget minne för lagring av data medan den övre temperaturgivaren var kopplad till en dator via kabel. De övre givarna placerades ungefär 25 cm från behållarens vägg, medan de nedre givarna placerades i centrum av cylinderytan.



Figur 4.4

Inblandning av urea (1,5 viktprocent) i mesofilt rötat avloppsslam med hjälp av en jordfräs.

Foto: L. Rodhe

4.3.5 Provtagning av gas

Provtagning av gas för analys av lustgas och metan gjordes enligt Rodhe m.fl. (2009), det vill säga genom att ett gastätt lock placerades 0,2 m ovanför slammets yta så att en avgränsad volym skapades från vilken gasprover togs 0, 15 och 30 minuter efter tillslutning med hjälp av en 50 ml plast-spruta ansluten till en trevägsventil (figur 4.6). Gasproverna injicerades i 20 ml gastäta glasvialer och förvarades i klimatrum med konstant temperatur (20° C) fram till gasanalysen. Prover togs vid 21 tillfällen; 5, 8, 22, 26, 29, 36, 42, 50, 57, 70, 109, 132, 159, 187, 214, 243, 263, 285, 308, 326 och 357 dygn efter fyllning av lagret. Gasproverna analyserades med avseende på koncentrationer av lustgas och metan med en gaskromatograf utrustad med kapillärkolonner (Elite-Plot Q), flamjoniseringsdetektor (FID) och elektron capture detector (ECD) (Perkin Elmer Clarus 500, Perkin Elmer, Waltham, MA, USA). Emissionerna av lustgas och metan beräknades med linjär regression från koncentrationsförändring över tid. Emissionerna mellan två mättillfällen skattades genom att multiplicera medelvärdet för emissionerna vid de två mättillfällena med antalet dygn mellan de aktuella mättillfällena. Kumulativa värden beräknades genom att summera de skattade emissionerna för hela perioden.

4.3.6 Påverkan på den globala uppvärmningen

Beräkningar utfördes av den globala uppvärmningspotentialen (GWP_{100}) baserat på koldioxidequivivalenten 298 för lustgas och 25 för metan (IPCC, 2007). GWP_{100} beräknades baserat på emissionerna av lustgas och metan. Ammoniakavgången under lagringen mättes inte och därför ingick inte indirekta lustgasemissioner på grund av ammoniakavgång i beräkningarna.

4.3.7 Maximala metanbildningskapacitet

Slammets maximala metanbildningskapacitet (B_0) bestämdes genom mätningar där slammet (mellan 6–18 g beroende på TS) placerades i gastäta flaskor (500 ml) tillsammans med ymp (cirka 150 g, slam från Kungsängsverket) och vatten (cirka 165 g) varefter flaskorna placerades på skakbord i 37° C och inkuberades tills produktionen av metan för samtliga substrat hade upphört (<5 % ökning av gasproduktion mellan två mättillfällen). Under perioden bestämdes vid flera tillfällen trycket i flaskorna varefter prov togs på gasen innan övertrycket släpptes ut. Utifrån koncentrationen av metan och trycket i flaskan vid varje mättillfälle beräknades den maximala produktionen av metan. Analys av B_0 utfördes på tre upprepningar av slam (ett prov per lagringsbehållare) från de mesofilt rötade leden lagrade med eller utan täckning (M och MT) samt på det termofilt rötade ledet lagrat med täckning (TT). B_0 bestämdes dels på prover tagna vid starten av lagringsförsöket, dels på prover tagna efter ett års lagring för att utröna förändringar i slammets inneboende egenskaper. Utöver detta analyserades B_0 också på prover från samma led som ovan men tagna på två olika djup vid brytning av försöket, d.v.s. efter ett års lagring. B_0 anges som normal-ml CH_4/g VS där normal-ml mäts vid 0° C och 1 atmosfärs tryck.

4.3.8 Brytning av pilotlager

Vid brytningen av pilotlagret togs representativa samlingsprover för analys av torrsubstans (TS), organisk substans (VS), totalkväve (Tot-N), totalt ammoniumkväve (TAN), totalkol (Tot-C), pH, och den maximala metanbildningskapaciteten (B_0) genom att delprover togs ut under tömning med hjälp av en rensskopa. Prover togs även för samma analyser på fyra olika höjder i behållarna.

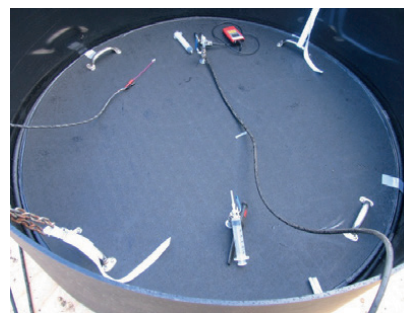
4.3.9 Statistiska beräkningar

Skillnader mellan kumulativa emissionsvärden analyserades med envägs-ANOVA med block följt av parvisa jämförelser med t-test (PROC GLM). Alla statistiska analyser gjordes med mjukvaran SAS version 9.3 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). För bestämning av statistiskt signifikanta skillnader användes probabilitetsvärdet $p < 0,05$.

4.4 Resultat

4.4.1 Temperatur i fullskaliga lager med mesofilt rötat avloppsslam

I lagret med mesofilt rötat avloppsslam i Lindönäs var medeltemperaturen från två mätpunkter under 15 månaders lagring cirka 2° C högre i det djupare skiktet (0,2 m ovanför botten) än i det grundare skiktet (0,2 m under



Figur 4.6

Gastätt lock på plats för gasprovtagning. Gasprov från volymen under locket togs ut med spruta.

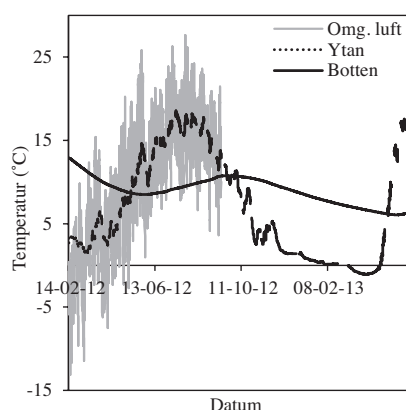
Foto: A. Willén

ytan) (tabell 4.2). Årsmedelvärden för de två punkterna i slammet var 8,7° C i Lindönäs. Medeltemperaturen för båda djupen i Lindönäs var betydligt lägre än medeltemperaturen i Högbytorp under 7 månaders lagring (februari – september). Slammet i Högbytorp var precis upplagt på lagret när mätningen startade den 4 februari 2012 och lagret fylldes därefter på fram till slutet på samma månad (slammet producerat mellan 1 och 29 februari 2012) medan slammet i Lindönäs hade legat i lagret i tre till sju veckor innan mätningarna påbörjades den 14 februari 2012 (slammet producerat mellan den 26 december 2011 och den 26 januari 2012). Temperaturen närmast ytan varierade mer än temperaturen närmare marken (figur 4.7). Först efter ett års mätningar uppmättes minusgrader 0,20 m under ytan i slamlagret i Lindönäs, medan det i lagret i Högbytorp inte vid något tillfälle uppmättes minusgrader.

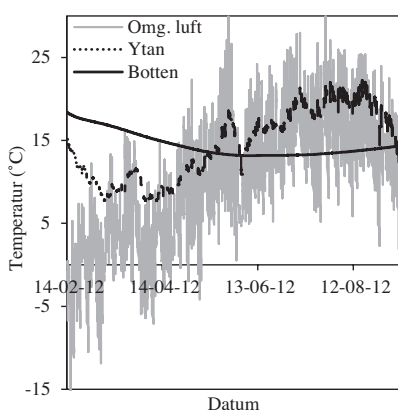
Tabell 4.2 Medelvärden för temperatur i fullskaliga lager av mesofilt rötat avloppsslam mätt med en givare för slamtemperatur i Högbytorp och två givare vardera för lufttemperatur i Högbytorp samt för slam- och lufttemperatur i Lindönäs

Plats	Mättid	Medeltemperatur 0,2 m från botten (°C)	Medeltemperatur 0,2 m under ytan (°C)	Medeltemperatur för två höjder (°C)	Medeltemperatur omgivande luft (°C)
Lindönäs	15 mån. (feb–maj)	9,0	6,9	7,9	10,0 ¹
	12 mån. (feb–jan)	9,7	7,8	8,7	10,0 ¹
Högbytorp	7 mån. (feb–sep)	14,5	14,5	14,5	10,6

¹ Omgivande lufttemperatur i Lindönäs mättes endast till september 2012.



Temperaturregistrering under 15 månader i Lindönäs, Vallentuna (n = 2). Temperatur på omgivande luft mättes endast till september 2012.



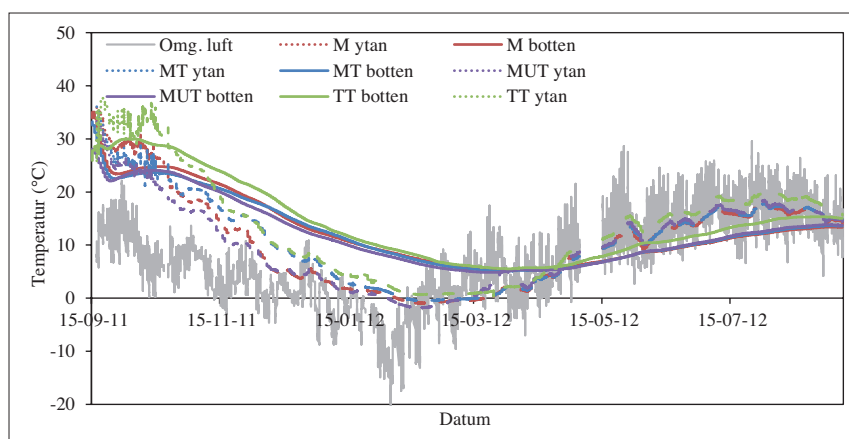
Temperaturregistrering under 7 månader i Högbytorp, Upplands Bro (n = 1 för temperatur i slammet och n = 2 för temperatur i omgivande luft).

Figur 4.7 Temperaturregistrering i fullskaliga lager med mesofilt rötat avloppsslam.

4.4.2 Lagring av rötat avloppsslam i pilotskala

Temperaturen i ledet med TT var, med något undantag, högre än i de mesofilt rötade leden under hela lagringsperioden (figur 4.8, tabell 4.3).

Den termofila rötningen skedde vid en högre temperatur än den mesofila rötningen (tabell 4.1) vilket förklarar temperaturskillnaderna i början på lagringen eftersom slammet lastades in i lagret kort efter att det kom från rötningen.



Figur 4.8 Temperatur för omgivande luft och cirka 0,2 m från botten och 0,2 m från ytan under lagringsperioden för mesofilt rötat avloppsslam utan täckning (M), mesofilt rötat avloppsslam med täckning (MT), mesofilt rötat avloppsslam med ureabehandling och täckning (MUT) samt termofilt rötat avloppsslam med täckning (TT) ($n = 3$ för slam och $n = 1$ för lufttemperatur).

Tabell 4.3 Medeltemperaturer i slammen på två olika höjder ($n = 3$), samt medeltemperaturen för två höjder ($n = 6$) under lagringsperioden, 15 september till 6 september för M, MT, MUT samt TT (för definitioner se figur 4.8), samt medeltemperaturen i den omgivande luften under samma period ($n = 1$)

Led	Medeltemperatur 0,2 m från botten (°C)	Medeltemperatur 0,2 m under ytan (°C)	Medeltemperatur för två höjder (°C)	Medeltemperatur omgivande luft (°C)
M	12,6	10,5	11,6	7,5
MT	12,4	11,1	11,7	
MUT	12,1	10,1	11,1	
TT	14,3	13,1	13,7	

Vid försökets start hade det termofilt rötade slammet (TT) lägre halter av organiskt material (VS), totalkväve och totalkol jämfört med de mesofilt rötade slammen (M, MT och MUT) (tabell 4.3). Ledet med ureainblandning hade betydligt högre koncentrationer av ammoniumkväve och totalkväve än de andra mesofilt rötade leden. I alla led hade halterna av totalkol minskat under lagringsperioden, mest i de två mesofilt rötade slammen utan urea och minst i det ureabehandlade slammet. I slammen M och TT hade även koncentrationen av totalkväve minskat under lagringen.

Vid brytningen av lagret togs, förutom representativa samlingsprover, även prover på olika djup i slammen. Prover från två djup (cirka 0,15 m från ytan och cirka 0,15 m från botten) analyserades och resultatet visade att TS och totalkol efter ett års lagring var högre i botten än i ytan för leden med M, MT och MUT, men omvänt för TT-ledet (tabell 4.5). I ledet med TT fanns inget ammoniumkväve kvar i det övre skiktet, och av den förhöjda halten nitrat- och nitritkväve som påvisades i samlingsprovet vid brytning var halten högst i ytan (tabell 4.4 och 4.5). Det visuella intrycket var att TT-ledet redan från början hade en mer porös struktur än det mesofilt rötade slammet. Medan det mesofilt rötade slammet såg ut som en jämn sörja så bestod det termofilt rötade slammet istället av större klumpar. Detta intryck bibehölls under hela lagringsförsöket.

Tabell 4.4 Medelvärden ($n = 3$) för slammets egenskaper vid start av lagringsperioden samt efter ett års lagring i lagringsförsök med M, MT, MUT samt TT (för definitioner se figur 4.8)

Led	Provtid-punkt	TS (%)	VS (% av TS)	pH	(kg/ton våtvikt)					
					Tot.-N	Org.-N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N/ NO ₂ ⁻ -N	Tot.-C	Tot.-C/ tot.-N
M	Start	29,4	61,2	7,7	11,7	8,9	2,9	0,001	101,8	8,7
	Slut	22,5	58,3	8,2	11,4	8,1	3,4	0,001	70,9	6,2
MT	Start	29,4	61,2	7,7	11,7	8,9	2,9	0,001	101,8	8,7
	Slut	24,2	58,1	8,2	12,8	8,9	4,0	0,001	76,5	6,0
MUT	Start	29,1	61,6	8,6	16,8	10,2	6,6	0,005	100,2	6,0
	Slut	25,1	59,6	8,6	18,9	9,7	9,2	0,001	82,0	4,3
TT	Start	29,5	51,4	7,7	8,1	5,6	2,6	0,001	81,8	10,1
	Slut	28,8	49,1	6,5	7,6	7,0	0,6	0,154	72,3	9,5

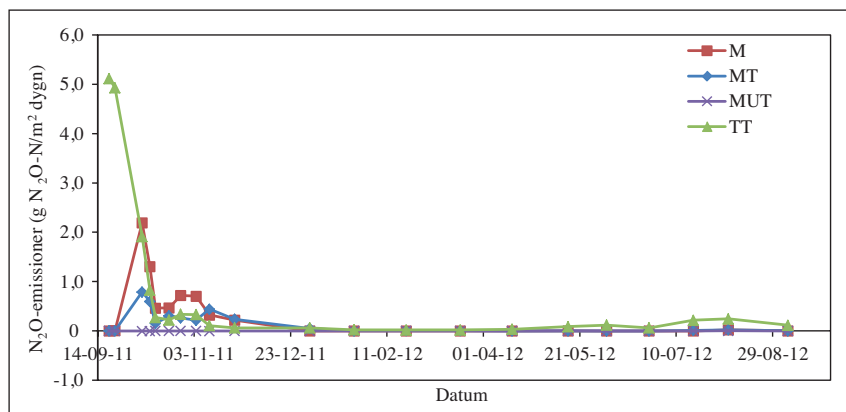
Tabell 4.5 Medelvärden ($n = 3$) för egenskaper hos rötat avloppsslam efter ett års lagring av M, MT, MUT samt TT (för definitioner se figur 4.8), cirka 0,15 m från ytan och 0,15 m från botten

Led	Höjd	TS (%)	VS (% av TS)	pH	(kg/ton våtvikt)					
					Tot.-N	Org.-N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N/ NO ₂ ⁻ -N	Tot.-C	Tot.-C/ Tot.-N
M	Yta	17,7	58,7	7,7	8,1	6,8	1,3	0,001	56,2	6,9
	Botten	27,0	59,4	8,3	13,6	9,6	3,9	0,001	84,8	6,2
MT	Yta	20,8	58,0	8,0	10,4	7,8	2,6	0,001	64,7	6,2
	Botten	27,2	59,4	8,4	14,3	9,7	4,7	0,001	85,4	6,0
MUT	Yta	20,6	59,2	8,5	16,2	8,5	7,8	0,001	63,7	3,9
	Botten	27,3	60,5	8,6	22,3	9,8	12,5	0,001	89,6	4,0
TT	Yta	33,2	49,0	6,4	8,6	8,5	0,0	0,491	78,9	9,2
	Botten	27,9	53,2	8,0	8,9	6,1	2,7	0,002	75,2	8,5

4.4.3 Lustgasemissioner

Emissionerna av lustgas från led TT var mycket höga vid starten av lagringen, men minskade från cirka 5 g N₂O-N/m² d till under 1 g N₂O-N/m² d på tre veckor. Dock fortsatte emissionerna från led TT att vara högre än från de tre andra leden under större delen av lagringen, med undantag för en period cirka 2 månader in i lagringen (figur 4.9). Både led M och MT hade högre emissioner i början jämfört med under resten av lagringsperioden. Emissionerna minskade sedan successivt under de första månaderna. Emissionerna från ledet med MUT var mycket låga under hela försöket.

Summerat över ett års lagring var de kumulativa emissionerna per m² mer än dubbelt så höga från TT-ledet jämfört med ledet M och ungefär fyra gånger så höga jämfört med ledet MT (tabell 4.6). För det ureabehandlade slammet var de kumulativa emissionerna av lustgas under ett års lagring försumbara. Det fanns indikationer på att emissionerna från ledet MT var lägre än emissionerna från ledet M, även om skillnaden inte var statistiskt signifikant.



Figur 4.9 Emissioner av lustgas (N_2O) från M, MT, MUT samt TT (för definitioner se figur 4.8). Medelvärden, g N_2O -N/m² d ($n = 3$).

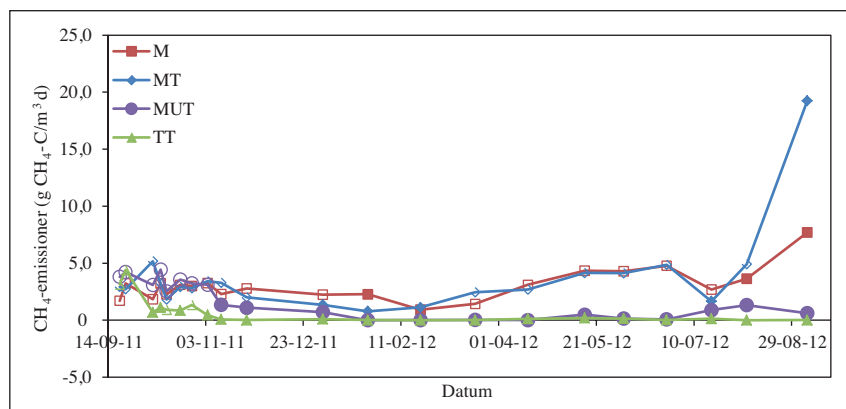
Tabell 4.6 Emissioner av lustgas (N_2O) i medeltal per m² och dygn samt kumulativt per m² och år för M, MT, MUT samt TT (för definitioner se figur 4.8), lagrat under ett år

Led	N_2O	
	g N_2O -N/m ² d	g N_2O -N/m ² år
M	0,14 ^a	49,57 ^a
MT	0,08 ^a	28,67 ^a
MUT	0,00 ^b	0,05 ^b
TT	0,36 ^c	128,38 ^c

^{a, b, c} Värden med olika bokstäver inom respektive kolumn har en signifikant skillnad, $p < 0,05$

4.4.4 Metanemissioner

Emissionerna av metan var mycket höga framförallt i början av försöket och ibland så höga att den faktiska koncentrationen av metan inte alltid kunde fastställas. De värden som ges i dessa fall är minimumvärden, vilket i figur 4.10 illustreras med öppna symboler. Efter tre veckor avtog emissionerna från ledet TT och efter cirka två månaders lagring avtog också emissionerna från ledet MUT. Under vinterperioden minskade emissionerna av metan från alla led, men när temperaturen steg under våren ökade emissionerna i leden M och MT.



Öppna symboler visar minimumvärden och fyllda symboler visar faktiskt uppmätta värden.

Figur 4.10 Emissioner av metan (CH_4) från leden M, MT, MUT samt TT (för definitioner se figur 4.8). Medelvärden, g CH_4 -C/m³ d ($n = 3$).

Trots problemet med att vid vissa tillfällen fastställa den faktiska metankoncentrationen går det att avgöra att ledet TT hade statistiskt signifikant lägre emissioner av metan än leden M och MT, TT-ledet tenderade också att vara lägre än ledet MUT (tabell 4.7). Ledet MUT hade statistiskt signifikant lägre emissioner av metan än ledet MT. Leden M och MT hade flest tillfällen då metankoncentrationen var alltför hög för att säkert kunna mätas och dessa led hade således de klart största emissionerna av metan. Hur stora dessa var kan dock inte avgöras från dessa mätningar.

Tabell 4.7 Emissioner av metan (CH_4) i medeltal per m^3 och dygn och kumulativa metanemissioner per ton ingående VS för leden M, MT, MUT samt TT (för definitioner se figur 4.8), lagrade under ett år

Led	CH_4	
	$\text{g CH}_4\text{-C}/\text{m}^3 \text{ d}^*$	$\text{g CH}_4\text{-C}/\text{ton VS}^*$
M	3,0 ^{a, b}	6 300 ^{a, b}
MT	3,7 ^a	7 500 ^a
MUT	0,9 ^{b, c}	2 000 ^{b, c}
TT	0,3 ^c	800 ^c

^{a, b, c} Värden med olika bokstäver inom respektive kolumn är signifikant skilda, $p < 0,05$

* Minimumvärden har använts för främst led M och MT vid vissa mättillfällen då det inte gått att fastställa den faktiska emissionens fulla storlek på grund av tekniska problem.

4.4.5 Påverkan på den globala uppvärmningen

Påverkan på den globala uppvärmningen (GWP_{100}) beräknat som koldioxidekvivalenter är på grund av problem med metananalyserna inte exakt, men resultaten ger en tydlig indikation på att ureabehandlingen ledde till mindre klimatpåverkan jämfört med de tre andra leden. I alla de tre mesofilt rötade slamleden bidrog metan mer än lustgas till den totala klimatpåverkan, medan det i det termofilt rötade ledet var lustgasen som bidrog mest (tabell 4.8).

Tabell 4.8 Koldioxidekvivalenter för direkta emissioner av lustgas (N_2O) och metan (CH_4) samt respektive gas andel av totala koldioxidekvivalenter för M, MT, MUT samt TT (för definitioner se figur 4.8), lagrat under ett år. Så kallade indirekta lustgasemissioner på grund av ammoniakavgång är inte inräknade

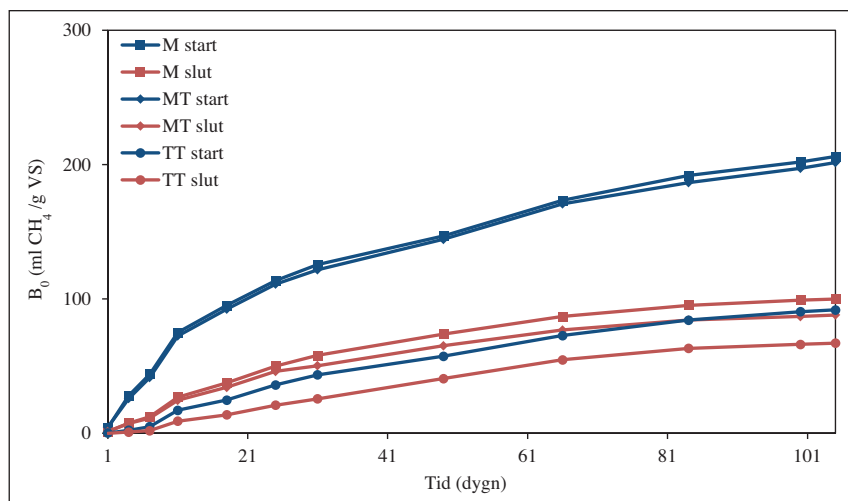
Led	Medeltal per led, N_2O	Medeltal per led, CH_4^*	Medeltal per led, N_2O och CH_4^*	Andel N_2O^*	Andel CH_4^*
	(kg CO_2 -ekv/ingående m^3)			(%)	
M	18	>>36	>>54	<33	>67
MT	10	>>44	>>55	<18	>82
MUT	0	>11	>11	0	100
TT	44	>4	>48	<92	>8

* Värdena för metan baseras, speciellt för leden M och MT, på en stor andel minimumvärden, vilket innebär att metanens andel är minst den som visas i tabellen. Symbolen ">>" betyder mycket större än.

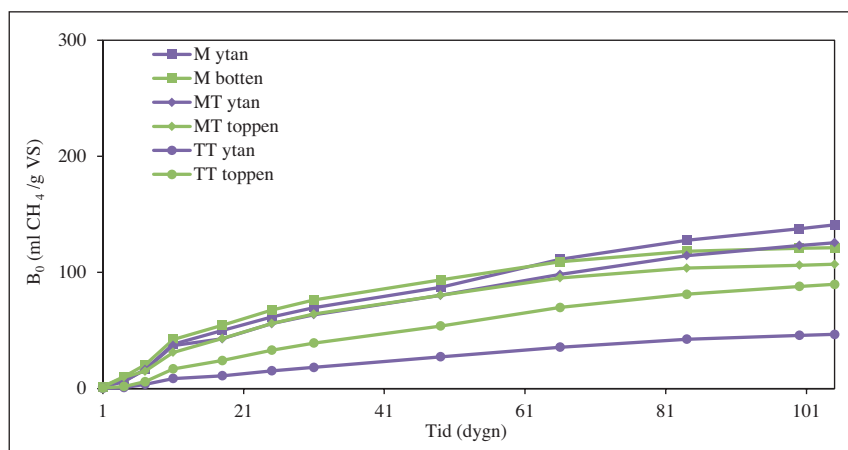
4.4.6 Maximal metanbildningskapacitet

Efter 105 dygn i testet av metanbildningskapaciteten (B_0) från slammen i lagringsförsöket ökade den kumulativa metanproduktionen mindre än 5 % mellan två mättillfällen (två veckor) och därför avslutades försöket. Den maximala metanbildningskapaciteten var för samtliga testade led högre för slamproverna från starten av lagringen än för slamproverna tagna efter ett

års lagring (figur 4.11). För leden M och MT var B_0 204 normal-ml CH_4/g VS vid lagringens start, och vid dess slut 100 normal-ml CH_4/g VS för led M och 88 normal-ml CH_4/g VS för led MT. För led TT var motsvarande siffror 92 respektive 67 normal-ml CH_4/g VS. Vid start hade led TT ungefär hälften så stort B_0 -värde som leden M och MT, och TT-ledets B_0 -värde var ungefär 25 % lägre i slutet jämfört med vid start av lagringen. Leden M och MT hade hälften så stor metanbildningskapacitet vid slutet jämfört med vid start av lagring.



Figur 4.11 Medelvärdet ($n = 3$) för den maximala metanbildningskapaciteten (B_0) i relation till det organiska innehållet (normal-ml CH_4/g VS) i M, MT samt TT (för definitioner se figur 4.8) vid start av lagringen samt efter ett års lagring.



Figur 4.12 Medelvärdet ($n = 3$) för den maximala metanbildningskapaciteten (B_0) i relation till det organiska innehållet (ml CH_4/g VS) i M, MT samt TT (för definitioner se figur 4.8) vid två olika djup (cirka 0,15 m från ytan och 0,15 m från botten).

För slamproverna tagna på två djup, cirka 0,15 m under ytan och cirka 0,15 m ovan botten, vid försökets slut visade leden M och MT högre B_0 för slam nära ytan jämfört med slam nära botten. För leden M och MT var B_0 141 respektive 126 normal-ml CH_4/g VS nära ytan och 121 respektive 107 normal-ml CH_4/g VS nära botten (figur 4.12). För led TT var B_0 betydligt

lägre för slam lagrat nära ytan (47 normal-ml CH₄/g VS) jämfört med slam lagrat nära botten (90 normal-ml CH₄/g VS).

4.5 Diskussion

De temperaturer som mättes upp i pilotlagren var relativt lika de temperaturer som mättes upp i de två fullskaliga lagren. Medeltemperaturen i de mesofila leden i pilotlagret var under lagringsperioden cirka 3° C högre än medeltemperaturen i det svalare av de fullskaliga lagren och cirka 3° C lägre än medeltemperaturen i det varmare av de fullskaliga lagren. Medeltemperaturen i det termofila leden i pilotlagret var någon grad lägre än i det varmaste av de två fullskaliga lagren.

Resultaten för lustgasemissionerna styrker hypotesen om att ammoniakens hygieniserande verkan även påverkar mikrobernas kväveomsättande process negativt, främst nitrifikation och denitrifikation, vilket ledde till minskade emissioner. Minskningen var så kraftig att emissionerna av lustgas blev försumbara. Indirekta lustgasemissioner till följd av ammoniakavgång från lager och efter spridning är då dock inte inräknade. För det termofilt rötade slammet var dock lustgasemissionerna större än för något annat led. Att emissionerna var stora redan första veckan, då det lättlösliga kvävet var i form av ammonium indikerar att lustgasemissionerna troligen orsakades av nitrifikation. Vid den höga temperaturen (53° C) och de anaeroba förhållandena i rötkammaren skulle man förvänta sig att antalet nitrifikationsbakterier, som anses allmänt känsliga för störningar, borde ha minskat. Orsaken till de höga emissionerna av lustgas från det termofilt rötade slammet är därför oklar. Det termofila slammets gryniga och porösa konsistens kan ha inneburit större porvolym och därmed större syretillgång, vilket kan vara en tänkbar förklaring. I vissa termofila miljöer såsom komposter har såväl ammoniumoxiderande bakterier (AOB) (Kowalchuk m.fl., 1999) som ammoniumoxidation (Jarvis m.fl., 2009) påvisats. Vidare har termofila ammoniumoxiderare tillhörande gruppen Archaea har kunnat odlas vid 74° C (de la Torre m.fl., 2008). I framtida studier skulle det vara av intresse att bestämma i vilken utsträckning det termofilt rötade slammet innehåller AOB och arkéer (AOA) och om någon av dessa kan vara orsak till de höga emissionerna av lustgas.

Emissionerna av lustgas var nästan hälften så stora efter täckning av det mesofilt rötade slammet jämfört med utan täckning. Även om skillnaden inte var statistiskt säkerställd talar resultaten för att hypotesen att lagring av slam under täckning minskar emissionerna av lustgas stämmer. Emissionerna minskades troligen delvis genom att täckningen minskade ventilationen i slammet och därmed dess syretillgång, vilket hämmar nitrifikation. Täckningen minskade också mängden vatten som rinner ner genom slammet vilket därmed minskar transport av nitrat till djupa, anaeroba områden, där nitraten kan denitrifieras med risk för bildning av lustgas.

Emissionerna av lustgas var betydligt lägre än vad som uppmättes i två andra studier (Yang, 2013 och Flodman, 2002) (tabell 4.9). I studien av Flodman (2002), utförd under den varma delen av året, var medelvärdet per dygn från färskt, mesofilt rötat slam cirka 20 gånger högre jämfört med

medelvärde per dygn över ett år för det mesofilt rötade slammet utan täckning i vår studie, och cirka fyra gånger högre jämfört med medelvärde per dygn för de första två månaderna. Laboratoriestudien av Yang (2013) visade emissioner av lustgas som var runt 20–550 gånger högre än de vi uppmätt i vår studie.

Tabell 4.9 Jämförelse av emissioner av lustgas (N_2O) och metan (CH_4) från lagrat slam i denna studie och slam lagrat under relativt jämförbara förhållanden i två andra studier (Flodman, 2002 och Yang, 2013) (M – mesofilt rötat slam utan täckning, MT – mesofilt rötat slam med täckning, TT- termofilt rötat slam med täckning)

Tidsperiod	Skala	(N ₂ O, g N ₂ O-N/ton TS medeltal per dygn)			(CH ₄ , g CH ₄ -C/ton TS medeltal per dygn)			Studie
		M	MT	TT	M	MT	TT	
15 sep–6 sep, 1 år	Pilotskala	0,4	0,2	1,0	10,7	13,0	1,2	Denna studie
15 sep–24 nov, 2 månader	Pilotskala	1,8	0,8	4,1	9,3	11,0	4,9	Denna studie
2 maj–26 aug, 3,5 månader	Fullskala	8,0			18,7			Flodman, 2002
15 apr–17 maj, 1 månad	Labbskala	156,1 ¹	110,2 ²	83,2 ³	8,7 ¹	6,7 ²	0,9 ³	Yang, 2013

¹ Mesofilt rötat slam, lagrat vid konstant temperatur (22°C), torkat och återfuktat

² Mesofilt rötat slam, lagrat vid labbskala i konstant temperatur (22°C)

³ Termofilt rötat slam, lagrat vid labbskala i konstant temperatur (22°C)

I Yang (2013) lagrades mindre mängder (<0,1 kg) rötat slam i konstant temperatur (22° C); ett led med mesofilt rötat slam och ett led med termofilt rötat slam. I studien torkades slammet M under några dygn med hjälp av kiselgel och återfuktades sedan för att på så vis efterlikna den förändring som sker när slam utsätts för en period med torrt väder följt av nederbörd, medan slammen MT och TT varken torkades eller återfuktades.

Emissionerna av lustgas kan vara relaterade till syretillgång (tabell 4.9). I vår studie var det mesofilt rötade slammet som lagrades med täckning det slam som, förutom det ureabehandlade slammet, hade lägst emissioner av lustgas också det som var minst aerobt. Slammet hade redan från början en tät struktur och lagrades under en tät presenning. Efter sex månaders lagring snöade det så mycket att smältvatten svämmade över den täckande presseningen och rann in under täckningen och fortsatt regnväder ledde till att ytterligare vatten svämmade över. Vattnet låg kvar under täckningen under större delen av lagringsperioden och på de tre mesofilt rötade leden syntes en vattenspegel. På det termofilt rötade slammet observerades inget stående vatten. Mer vatten trängde ner i det mesofilt rötade slammet utan täckning än i de andra slamleden, men det torkade delvis bort. I detta led fanns inte någon täckning som hämmade luftningen. Detta ledde till att det mesofilt rötade slammet utan täckning hade de näst högsta emissionerna, medan det termofilt rötade slammet som lagrades under täckning, men som hade en grynig och porös struktur och därför troligen var mera aerobt än de andra slammen, släppte ut mest lustgas. Slammet i studien av Flodman (2002) lades ut i maj och lagrades utomhus utan täckning hela sommaren och hann under denna tid torka ordentligt, från 28 till 37 % TS i ytan. Slammet var alltså mycket aerobt jämfört med leden med mesofilt rötat slam i vår studie som hade en TS-halt på 29 % vid starten av lagringen och 20 % i ytan efter ett års lagring. De små mängderna slam och därmed måtten i studien av Yang (2013) innebär att det avstånd syre behövde diffundera för att nå alla delar av slammet var ytterst kort. Jämfört med de övriga studierna var såle-

des förhållandena i studien av Yang (2013) mycket mera aeroba vilket kan förklara de mycket högre emissionerna av lustgas.

Emissionerna av lustgas från vår studie är jämförbara med de emissioner som mättes upp av Börjesson och Svensson (1997). Där beräknades de extrapolerade emissionerna till ett årsmedelvärde på $103 \text{ g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ vilket är dubbelt så högt som för slammet i det mesofilt rötade ledet utan täckning i vår studie och cirka 20 % lägre än för slammet i det termofilt rötade ledet lagrat med täckning.

Metanemissionen var lägre både från det termofilt rötade och det ureabehandlade slammet än från de två övriga slammen. För det ureabehandlade ledet är de observerade lägre emissionerna troligen en effekt av hygieniseringen vilket visas av att samma slam utan någon tillsatt urea gav de största emissionerna av metan. Det är sedan länge väl dokumenterat att höga halter av ammoniak hämmar metanogener. Eftersom det termofilt rötade slammet kommer från en annan anläggning än det mesofilt rötade slammet går det inte att säga att det bara är den termofila rötningen som bidrar till de lägre emissionerna, utan även olikheter i substratens egenskaper kan ha påverkat, såsom innehållet av organiskt kol som var lägre i det termofilt rötade slammet jämfört med det mesofilt rötade slammet. En annan orsak till relativt låga metanemissioner från det termofilt rötade slammet kan vara att de termofila metanogener som följer med från rötningsprocessen under efterföljande lagringen (medeltemperatur $13,7^\circ \text{ C}$) hämmades mera då de var betydligt längre från sin optimala temperatur (cirka 53° C) än metanogenerna i det mesofilt rötade slammet (optimal temperatur cirka $37,5^\circ \text{ C}$, medeltemperatur under lagring cirka $11,5^\circ \text{ C}$). Förutom skillnader i kolinnehåll, hade det termofilt rötade slammet, som diskuterats ovan, visuellt en mer porös struktur än det mesofilt rötade slammet, trots att slammen hade ungefär samma vattenhalt. Detta ledde till att det övre skiktet av det mesofilt rötade slammet blev vattenmättat, medan det vatten som rann ner i det termofilt rötade slammet kunde rinna längre ner i behållarna. Jämfört med det mesofilt rötade slammet föreföll en större andel av volymen hos det termofilt rötade slammet vara aerob, vilket hämmar de strikt anaeroba metanogenerna.

Det fanns indikationer på att det mesofilt rötade slammet med täckning hade högre emissioner av metan än det mesofilt rötade slammet utan täckning, även om skillnaden inte var statistiskt signifikant. Täckning av slammet var avsedd att hindra nederbörd att komma ned i slammet och att förhindra uttorkning och luftning av slammets yta. På grund av snösmältning och kraftig nederbörd uppkom dock en vattenspegel på de tre mesofilt rötade leden under andra halvan av lagringsperioden, täckningen till trots. Därför var slammet täckt med vatten på ett oavsiktligt sätt under en stor del av lagringstiden samtidigt som torkningen hämmades av täckningen. Detta ledde troligen till att det mesofilt rötade slammet med täckning i högre grad var anaerobt under i alla fall den andra halvan av lagringsperioden, vilket kan ha bidragit till tendensen med högre metanemissioner från detta slam jämfört med det mesofilt rötade slammet utan täckning. Trots att vatten svämmade över täckningen även på det termofilt rötade slammet observerades inget vatten på dess yta. Detta berodde troligen på dess synbart mer

porösa struktur jämfört med det mesofilt rötade slammet gjorde att vattnet kunde infiltrera slammet.

Vid en jämförelse med litteraturen, var emissionerna av metan i medeltal per dygn för de två mesofilt rötade slammen utan ureatillsats något högre än de som rapporterats för en laboratoriestudie (Yang, 2013) (tabell 4.9). Emissionerna av metan från det termofilt rötade slammet var något lägre i Yangs studie jämfört med medelvärdet per dygn över ett år i vår studie, och cirka en femtedel jämfört med medelvärdet per dygn för de första två månaderna. De lägre emissionerna rapporterade av Yang (2013) kan bero på att slamvolymerna i den studien var mycket små och därmed väl ventilerade. I en studie av Flodman (2002) där mätningar gjordes på fullskaliga lager med färskt mesofilt rötat avloppsslam under nästan fyra månader, var dock dygnsmedelvärdet för metanemissioner dubbelt så höga jämfört med de emissioner vi uppmätte. Metanemissionerna i vår studie visar som påpekats minimumvärden och det går inte att säga hur mycket större emissionerna verkligen var och det är därför inte alls omöjligt att metanemissionerna i vår och Flodmans studie är av samma storleksordning.

Den lägre påverkan på den globala uppvärmningen (GWP_{100}) från ledet med ureabehandlat slam jämfört med övriga led beror uteslutande på att lustgasemissionerna från detta led var så små. De låga emissionerna av metan också från det termofilt rötade slammet ger inte lika stort utslag eftersom metan har en mycket lägre växthuspotential jämfört med lustgas. Metan är ju 25 gånger så stark som koldioxid, medan motsvarande siffra för lustgas är 298.

För det termofilt rötade slammet var B_0 betydligt lägre än för leden med mesofilt rötat slam. Detta är förmodligen ett utslag av att det termofilt rötade slammet hade lägre kolhalt än det mesofilt rötade slammet, troligen som följd av att det var mer utrötat (tabell 4.1 och 4.4). Det lägre B_0 -värdet för det termofilt rötade slammet är i linje med de uppmätta emissionerna som visade lägre emissioner av metan från det termofilt rötade slammet jämfört med det mesofilt rötade slammet. I en lettisk studie undersöktes den metanproducerande kapaciteten under 1–2 månaders inkubering på laboratorium hos slam uttaget från olika slamsteg i ett reningsverk utan rötning (Dubrovskis m.fl., 2010). Metanproduktionen från färskt råslam var 233 ml CH_4/g VS och från slam som långlagrats (tid ej angiven) var produktionen 122 ml CH_4/g VS. I vår studie var B_0 204 ml CH_4/g VS för det mesofilt rötade slammet vid start av lagringen och 100 ml CH_4/g VS efter ett års lagring, det vill säga i nivå med de orötade respektive långtidslagrade slammen i den lettiska studien.

4.6 Slutsatser

I ett försök med fyra behandlingar har mesofilt rötat avloppsslam utan täckning, mesofilt rötat avloppsslam med täckning, mesofilt rötat avloppsslam behandlat med urea (1,5 viktsprocent) med täckning och termofilt rötat avloppsslam med täckning lagrats. Emissioner av växthusgaserna lustgas och metan har mätts under ett års tid och jämförts. Resultaten visar att:

- Ureabehandling av rötat avloppsslam ger låga emissioner av såväl lustgas som metan.
- Lagring av termofilt rötat avloppsslam kan ge lägre emissioner av metan under efterföljande slamlagring jämfört med lagring av mesofilt rötat slam.
- Täckning av mesofilt rötat avloppsslam kan innebära lägre emissioner av lustgas och högre emissioner av metan än om slammet inte täcks.
- Slam med porös struktur, som det termofila slammet i denna studie, förefaller ge större emissioner av lustgas än slam med mera kompakt struktur.
- Ureabehandlat avloppsslam har under lagringen betydligt mindre påverkan på den globala uppvärmningen (GWP_{100}) än övriga avloppsslam i studien. Indirekta emissioner orsakade av avgång av ammoniak är dock inte inräknade.

5. Delprojekt – Slamspridning

5.1 Introduktion

Ett av Sveriges miljökvalitetsmål har sedan 2009 varit att minst 60 % av fosfor i avloppsvatten ska återföras till produktiv mark år 2015 (Regeringen, 2009). Under 2010 producerades cirka 204 000 ton torrsubbstans (TS) avloppsslam i Sverige och cirka 25 % av detta spreds på åkermark (Staaf & Bergström, 2012).

Lustgas, metan och ammoniak kan avgå vid gödsling med organiska gödselmedel som ofta har höga halter av organiskt kväve men även kväve i mineralform, främst ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$). Den viktigaste växthusgasen som avges från gödslad mark är lustgas som bildas som biprodukt vid nitrifikation, mikrobiell oxidation av ammonium till nitrit och vidare till nitrat, men också vid denitrifikation, mikrobiell reduktion av nitrat till främst kvävgas. Båda processerna utförs av bakterier och ingår i respektive grupps energimetabolism där ammonium och nitrit under syrerika (aeroba) förhållanden fungerar som energikälla för nitrifikationsbakterierna och nitrat under syrefria (anaeroba) förhållanden som slutlig elektronacceptor hos denitrifikationsbakterierna istället för syre vid respirationen (Davidson m.fl., 1991) (figur 1.1). Bakterierna som genomför båda processerna är naturliga komponenter i markens mikrobiella ekosystem och båda grupperna förekommer i stort antal, varför potentialen för dessa processer normalt är hög. Bildningen av lustgas stimuleras av variationen mellan aeroba och anaeroba förhållanden i jorden och när kol och kväve tillförs t.ex. med gödsel (Clemens m.fl., 1997).

Emissionerna av lustgas påverkas av när och hur spridning av gödselmedel sker. Täckt myllning av flytgödsel i mark kan ge högre lustgasemissioner jämfört med att sprida på markytan (Dosch och Gutser, 1995; Rodhe och Pell, 2005). Andra studier har dock inte visat på några skillnader i lustgas- och metanemissioner mellan flytgödsel som myllats ned och sådan som spridits på markytan (Sommer m.fl., 1996; Clemens m.fl., 1997).

Även metan kan under vissa omständigheter produceras i mark av så kallade metanogena bakterier som verkar under anaeroba förhållanden. Metan avges främst direkt efter spridning av organiska gödselmedel och kommer då troligtvis från metan som har bildats redan under lagringen (Rodhe och Pell, 2005). Produktion av metan i marksystemet kan kanske inte helt uteslutas, då zoner av mer eller mindre syrefria förhållanden kan skapas vid nederbörd eller då markens organismer respirerar (konsumerar syre) med hög aktivitet.

Ammonium finns naturligt i de flesta organiska gödselmedel och bildas dessutom när mikroorganismer mineraliserar organiskt kväve i form av komplexa föreningar som aminosyror och i form av enklare föreningar som urea. Högt pH leder till att en högre andel av det totala ammoniumkvävet protolyseras till ammoniak som i gasform riskerar att avgå vid stor koncentrationsskillnad mellan ammoniak i gödselmedlet och luften. Vind och hög temperatur ökar avgången av ammoniak. Avgång av ammoniak innebär en förlust av växttillgängligt kväve och kan bidra till förorening och

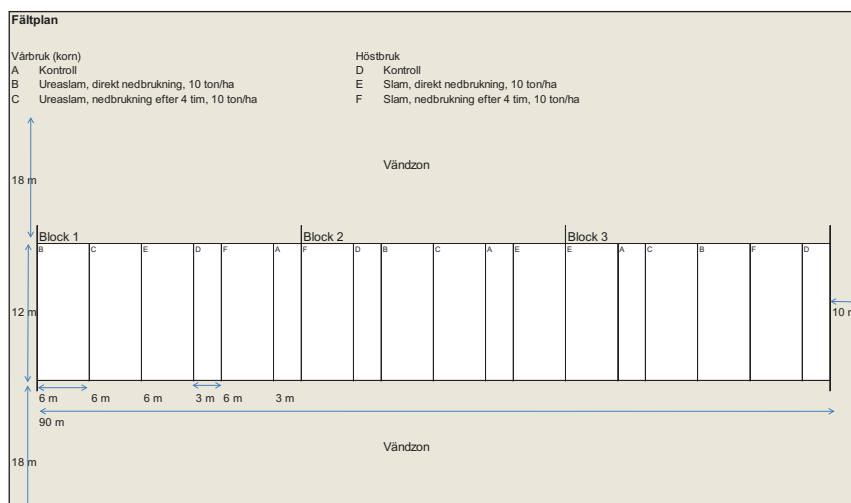
övergödning genom deposition. En vanlig metod för att minska emissioner av ammoniak och lukt från gödsel är att bruka ner den i jorden direkt vid spridning, eller så snart som möjligt efteråt.

Myllning inom ett dygn efter spridning på åkermark, till exempel genom nedharvning, har föreslagits som ett krav för avloppsslam (Naturvårdsverket, 2002). Generellt har temperatur och nederbörd en inverkan på bildning och avgång av växthusgaser, och både dygns- och säsongsvariationer förekommer (Regina m.fl., 2004).

Syftet med denna studie var att kvantifiera emissionerna av växthusgaserna lustgas och metan efter spridning av avloppsslam på åkermark före sådd på våren respektive på hösten. Dessutom skulle avgången av ammoniak kvantifieras efter spridning av ureabehandlat slam på våren. Ett annat syfte var att analysera potentialen att minska växthusgasemissioner genom omedelbar nedbrukning av slammet efter spridning jämfört med fördröjd nedbrukning. Hypotesen var att växthusgasemissionerna kan minskas genom att bruka ned slammet i jorden direkt efter spridning på åkermark.

5.2 Material och metoder

I ett fältförsök på åkermark kvantifierades emissionerna av växthusgaserna lustgas och metan efter spridning av mesofilt rötat och avvattat avloppsslam på åkermark under två perioder; 3 maj 2012 – 9 juli 2012 (67 dygn) samt 8 oktober 2012 – 22 november 2012 (45 dygn). På våren mättes också ammoniakemissioner. På våren spreds mesofilt rötat avloppsslam som ureabehandlats och lagrats i fem månader. Det brukades ned direkt eller med fördröjning. Vårspredning av ureabehandlat avloppsslam valdes för att maximalt utnyttja den förhöjda halten av växttillgängligt kväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) som slammet fått genom en tillsats av urea. På hösten spreds mesofilt rötat avloppsslam som lagrats i ett år (utan vidare hygienisering). Också detta slam brukades ned direkt eller med fördröjning. Ogödslad mark ingick som kontroll både på våren och på hösten för att jämföra emissionerna från



Figur 5.1 Skiss över fältplanen för spridningsförsöket. I varje block (1–3) finns varje led (A–C på våren och D–F på hösten) med en gång.

slammet med markens eget bidrag av växthusgaser. Fältförsöket var upplagt som ett fullständigt randomiserat blockförsök med tre upprepningar (block) per behandling (figur 5.1).

5.2.1 Egenskaper hos avloppsslam

Det mesofilt rötade avloppsslam levererades från Kungsängsverket i Uppsala. Den hydrauliska uppehållstiden för slammet i rötkammaren var 15 dygn och dess torrsubstanshalt (TS) in i reaktorn var 3,6 % och ut ur reaktorn 2,6 %. Slammet var ett blandslam bestående av primär-, bio- och kemslam. Fosforfällning skedde med järnklorid (PIX-111) och de polymerer som användes vid föravvattning var Zetag 7557 samt Superfloc C498 vid slutavvattning. Det avloppsslam som spreds på våren hygieniserades före lagring genom tillsats av urea (1,5 viktprocent) och därefter lagrades det under plasttäckning i fem månader från höst till vår. Det avloppsslam som användes på hösten hade lagrats täckt i 12 månader, se kapitel 4. Innan spridning analyserades slammet med avseende på innehåll av torrsubstans (TS), totalkväve (Tot-N), ammoniumkväve ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), totalkol (Tot-C), C/N-kvot (Tot-C/Tot-N) och totalfosfor (Tot-P). Organiskt kväve (Org-N) beräknades som skillnaden mellan Tot-N och $\text{NH}_4^+\text{-N}$.

5.2.2 Försöksplats och jordegenskaper

Försöksfältet var beläget 8,2 km NV om Uppsala (59°53'N, 17°32'E). På fältet hade åren innan odlats höstvet och endast mineralgödsel hade använts de senaste 50 åren. Slammet i vårförsöket spreds den 3 maj 2012 och i höstförsöket den 8 oktober 2012. Innan spridningen togs med hjälp av stålcyllindrar (50 mm höga och 72 mm i diameter) ett jordprov per ruta för bestämning av jordens torra skrymdensitet och vatteninnehåll. Prover togs på nivåerna 0–0,05 m och 0,05–0,10 m på tre platser per block, vilket gav totalt 18 prover. Ett samlingsprov bestående av 15 delprover från hela försöksytan togs på 0–0,2 m djup för texturanalys av jorden samt för markkemisk analys (TS, VS, Tot-N, Org-N, $\text{NH}_4\text{-N}$, totalt organisk kol (TOC), C/N-kvot (TOC/Tot-N) och Tot-P). Under försöken registrerades marktemperaturen på 0,02–0,05 m djup varje timme med tempertursensorer med minne för lagring av data (Tiny Tag, Intab Interface Teknik AB, Stenkullen, Sverige) och den volymetriska vattenhalten i matjorden registrerades var tionde minut med en Theta Probe ML2x sensor (Delta-T Devices Ltd, Cambridge, Storbritannien) (Gaskin och Miller, 1996), båda sensorerna var placerade centralt i försöksytan.

5.2.3 Experimentell design

Försöksrutorna var 6 x 12 m vardera och kontrollytorna 3 x 12 m vardera för att få plats med hela försöket på samma plats. På hösten spreds dock inte slammet över hela försöksytorna, utan i varje försöksruta spreds det för hand över tre utslumpade ytor 1,5 x 1,5 m. Slammet spreds för hand eftersom den fuktiga marken inte tillät jordbruksmaskiner att komma ut i fält.

Målgivan för avloppsslammet beräknades utifrån slammets fosforinnehåll (maxgiva 110 kg P/ha under en 5-årsperiod) (Naturvårdsverket, 2002).

Målgivan var därför på våren 13,0 ton/ha och på hösten 13,7 ton/ha. På våren spreds avloppsslammet med en JF ST 9500 fastgödselspridare (JF-Stoll, Sønderborg, Danmark) med två horisontella valsar utrustade med ett kontrollsystem utvecklat vid JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik för konstant utmatningsmängd i längdled. Spridaren hade en hydrauliskt driven bottentransportör med rörlig främre vägg och ett styr- och kontrollsystem av bottenmattans hastighet utifrån belastningen på spridningsvalsarna (figur 5.2). Innan spridning kalibrerades spridaren för avsedd giva genom att slam spreds på en provyta och givan kontrollerades genom uppsamling på brickor. Vid kalibreringen användes slam utan ureatillsats då det var begränsad tillgång på sådant slam. Den faktiska givan bestämdes genom att fyra brickor om vardera 0,25 m² placerades i körriktningen i anslutning till varje försöksruta innan traktorn med spridaren passerade. Efter att spridaren passerat vägdes brickorna för att bestämma faktisk giva. Slammet med ureatillsats visade sig vid spridningen ha andra fysikaliska egenskaper än det slam som användes vid kalibreringen av spridaren. Ureaslammet var mycket kletigt och gav ojämn spridning. På hösten spreds slammet för hand på stubb då det var för blött för att komma ut på fältet med tunga jordbruksmaskiner (figur 5.3). För att säkerställa rätt giva hade rätt mängd slam vägts upp i hinkar innan spridningen. Slammet brukades ner i det övre jordlagret antingen omedelbart eller fyra timmar efter spridning med en harv på våren (harvdjup ca 4 cm) och med en jordfräs, medel fräsdjup 0,06 (0,04–0,10) m, på hösten (figur 5.2 respektive 5.3). Omedelbar nedbrukning valdes eftersom det är en väldokumenterad och effektiv metod för att minska lukt och ammoniakemissioner och fyra timmars fördröjning valdes som jämförelse eftersom detta är den längsta tid som tillåts innan nedbrytning av ureagödselmedel enligt gällande föreskrifter (Jordbruksverket, 2011). Efter nedharvningen såddes vårkorn på våren, men ingen gröda såddes som planerat på hösten, eftersom marken var för blöt.

5.2.4 Väderlek

Meteorologiska data för de två försöksperioderna erhöles från en väderstation vid Institutionen för geovetenskaper vid Uppsala universitet (Institutionen för geovetenskaper, 2013), cirka 8 km från försöksfältet. Vid mätningarna av ammoniakemissionerna på våren registrerade en mobil meteorologisk station (Adcon 753, Adcon Telemetry, Klosterneuburg, Österrike) temperatur (Adcon Combo 730R med temperatursensor 1,5 m höjd över marken,



Foton: L. Rodhe

Figur 5.2 Vårspridning (vänster) med nedbrukning (höger), antingen omedelbart eller nedbrukning fyra timmar efter spridning, följt av sådd.

Adcon Telemetry, Klosterneuburg, Österrike) och nederbörd på platsen för försöket.



Foton: L. Rodhe

Figur 5.3 Höstspredning i stubb (vänster), nedbrukning med jordfräs (mitten) antingen omedelbart eller fyra timmar efter spridning. Utplacering av ramar för mätning av växthusgaser (höger).

5.2.5 Gasmätningar

Emissioner av lustgas och metan mäts med slutna kammare enligt Rodhe och Pell (2005) vid 12 tillfällen under 67 dygn efter slamspridningen på våren (dygn 1, 3, 5, 7, 9, 14, 19, 26, 35, 47, 56 och dygn 67) och vid 11 tillfällen under 45 dygn efter spridningen på hösten (dygn 1, 3, 7, 9, 11, 14, 17, 22, 30, 36 och dygn 45) det vill säga med mer frekvent provtagning initialt (Rodhe och Pell, 2005) (figur 5.4). I var och en av de nio rutorna (tre kontrollrutor, tre rutor med direkt nedbrukning samt tre rutor med fördröjd nedbrukning), placerades efter spridning och nedbrukning tre metallramar (0,525 m x 0,33 m) försedda med ränna för vattenlås slumpmässigt och trycktes ner 0,05 m i marken (figur 5.3). Vid mätning fylldes rännan med vatten varefter en kammare (med invändig höjd 0,215 m) av PVC-material placerades på ramen, så att luften ovan mark inneslöt i kammaren (total höjd ca 0,28 m). Gasprover togs sedan med en 50 ml plasticspruta från en av kamrarna i varje ruta vid tidpunkten för förslutning och sedan från alla tre kamrarna efter en timmes förslutning. Vid första mättillfället togs prov vid 30, 60, 90 och 120 min efter förslutning för att fastställa att koncentrationsökningen i kamrarna var linjär. Gasproverna analyserades med avseende på koncentrationer av lustgas och metan med en gaskromatograf utrustad med



Foton: A. Willén

Figur 5.4 Mätning av lustgas och metan med slutna kamrar (höst), tre per ruta i varje block (vänster). Pågående mätning av ammoniak efter vårspridning (höger).

kapillärkolonner (Elite-Plot Q), flamjoniseringsdetektor (FID) och electron capture detector (ECD) (Perkin Elmer Clarus 500, Perkin Elmer, Waltham, MA, USA).

Emissionerna av lustgas och metan per timme beräknades utifrån den linjära koncentrationsökningen i den slutna kammaren. Emissionerna mellan två mättillfällen skattades genom att multiplicera medelvärde för emissionerna vid de två mättillfällena med antalet dygn mellan de aktuella mättillfällena. Kumulativa värden beräknades genom att summera de skattade emissionerna för hela perioden.

5.2.6 Mätning av ammoniakavgång vid vårspridning

Ammoniakemissionerna mättes under de första dygnet efter spridningen på våren med en mikrometeorologisk differensmetod (Svensson, 1994). Mätningarna gjordes i alla tre leden (kontroll, omedelbar nedbrukning och fördröjd nedbrukning) och i varje ruta placerades slumpmässigt dels två kammare (0,40 x 0,3 m, invändig höjd 0,18 m) i PVC-material med vardera en hållare för bestämning av jämviktskoncentrationen för ammoniak, dels en hållare för analys av koncentrationen av ammoniak i omgivande luft (figur 5.4). I varje hållare placerades passiva diffusionsprovtagare av två olika typer. Lämpliga exponeringstider för diffusionsprovtagarna bestämdes genom att med ett handinstrument (Kitagawa precision gas detector, Komyo Rikagaku Kogyo K.K., Tokyo, Japan) mäta den momentana ammoniakkoncentrationen i kamrarna. Ammoniakavgången mellan två mättillfällen beräknades från interpolerade värden som korrigerats för rådande väderleksförhållanden under intervallet.

5.2.7 Statistiska beräkningar

Skillnader mellan kumulativa emissionsvärden analyserades med envägs-ANOVA med block följt av parvisa jämförelser med t-test (PROC GLM) med hjälp av mjukvaran SAS version 9.3. (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). För bestämning av statistiskt signifikanta skillnader har ett probabilitetsvärde, $p < 0,05$, använts.

5.3 Resultat

5.3.1 Egenskaper hos avloppsslam

Slammets kemiska egenskaper vid de två spridningstillfällena visas i tabell 5.1. Slammet som behandlats med urea och lagrats i fem månader (vår) hade vid spridningstillfället högre totalt innehåll av såväl kväve som kol jämfört med slammet som inte behandlats med urea och som lagrats i ett år (höst). Skillnaden i kväveinnehåll berodde till största delen på att det ureabehandlade slammet hade dubbelt så hög halt av $\text{NH}_4^+\text{-N}$ jämfört med slammet utan urea.

Tabell 5.1 Kemiska egenskaper hos avloppsslam vid tidpunkt för spridning samt för matjorden i försöksfältet

Slam	TS (%)	VS (% av TS)	Tot-N	Org-N	NH ₄ ⁺ -N	Tot-C	C/N-kvot	Tot-P
(kg/ton TS)								
Mesofilt rötat slam med ureainblandning (vår)	26,9	59,0	66,9	37,9	29,4	319,0	4,8	32,3
Mesofilt rötat slam utan urea (höst)	24,6	58,0	51,6	36,2	15,4	306,1	5,9	32,5
Matjord, 0–0,2 m djup	83,5	5,0	2,0	2,0	0,005	16,4	8,2	5,2

5.3.2 Slamgivor

På våren blev den genomsnittliga givan i de två behandlingarna lägre än målgivan (tabell 5.2), och variationen var stor, vilket berodde på att det uppstod problem med spridaren. På hösten spreds slammet för hand och de faktiska givorna stämde därför med målgivorna.

Tabell 5.2 Målgivor och faktiska givor av slam samt faktiska givor av totalkväve (Tot-N), ammoniumkväve (NH₄⁺-N) och totalkol (Tot-C) per ha

Slam	Led	Målgiva (ton slam/ha)	Faktisk giva	Giva, Tot-N	Giva, NH ₄ ⁺ -N	Giva, Tot-C
(kg/ha)						
Mesofilt rötat slam med ureainblandning (vår)	Omedelbar nedbrukning	12,6	7,2 ¹	130 ²	57 ²	620 ²
	Fördröjd nedbrukning	12,6	7,2 ¹	130 ²	57 ²	620 ²
Mesofilt rötat slam utan urea (höst)	Omedelbar nedbrukning	13,7	13,7	174	52	1 030
	Fördröjd nedbrukning	13,7	13,7	174	52	1 030

¹ Medelvärde av uppmätta givor

² Osäkra värden på grund av osäkerhet i storlek på givan (1,8–11,9 ton slam per ha)

5.3.3 Jordegenskaper

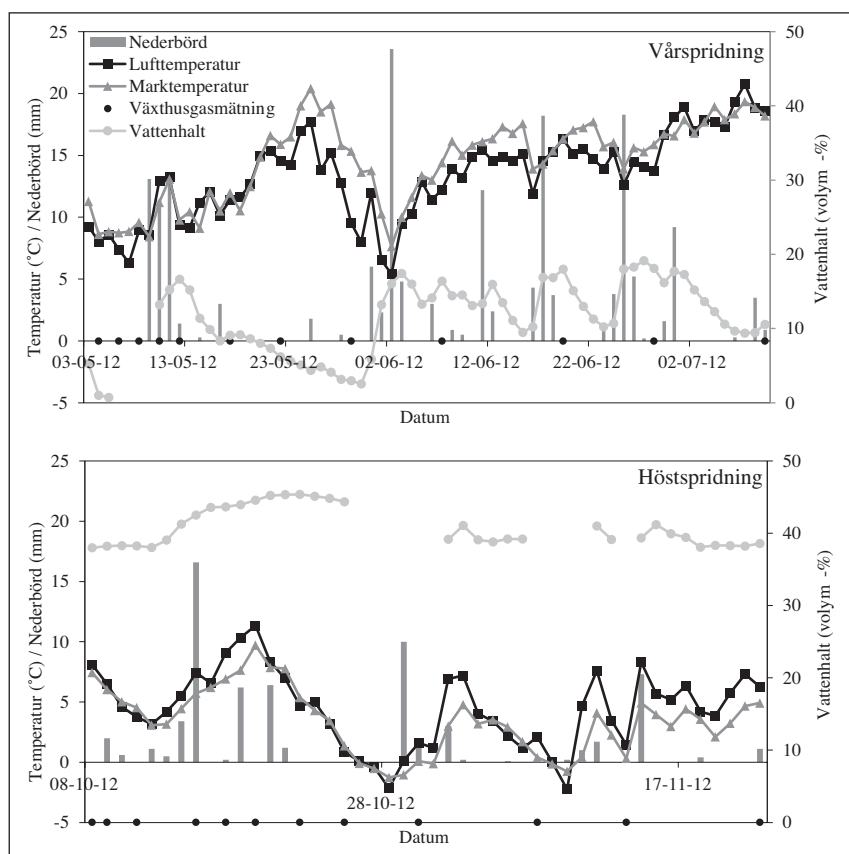
Jorden var en mullfattig styv lera. Texturanalysen visade att jorden bestod av 44 % lera, 46 % silt och 10 % sand. Vatteninnehållet och den torra skrymdensiteten innan slamspridningen var vid vårspridningen lägre i det ytligare markskiktet (0–0,05 m) än i det djupare skiktet (0,05–0,10 m). Vid höstspridningen var skrymdensiteten lägre i det ytligare skiktet (0–0,05 m) än i det djupare skiktet (0,05–0,10 m) medan vatteninnehållet var något högre i det ytligare skiktet (tabell 5.3). De största skillnaderna mellan vår och höst var att marken hade betydligt högre vatteninnehåll på hösten, speciellt i det ytligare skiktet, och att skrymdensiteten i det ytligare skiktet var väsentligt lägre på hösten, troligen på grund av skörderester.

Tabell 5.3 Medelvärde för vatteninnehåll, skrymdensitet (n=9, standardavvikelse inom parentes) och temperatur (minimum och maximumvärden inom parentes) i jorden på två djup vid vår- respektive höstspridningen

Tid	Måtdjup (m)	Vatteninnehåll (% av torr jord)	Torr skrymdensitet (g/cm ³)	Marktemperatur under mätperioden (°C)
Vår	0–0,05	17,5 (4,23)	1,29 (0,09)	14,53 (3,09–28,08)
	0,05–0,10	24,6 (0,56)	1,41 (0,10)	
Höst	0–0,05	31,1 (2,51)	0,79 (0,04)	3,38 (1,82–10,60)
	0,05–0,10	29,2 (1,11)	1,26 (0,07)	

5.3.4 Väderlek

Både mark- och lufttemperaturen var högre på våren än på hösten (figur 5.5). Under försöksperioden på våren var medeltemperaturen i luften 13,4° C och under samma period var den totala nederbörden 171 mm. Detta är något varmare och nästan dubbla nederbörden jämfört med medelvärde 1981–2010 för Uppsala under motsvarande period (Institutionen för geovetenskaper, 2013). På hösten var medeltemperaturen i luften under försöksperioden 4,5° C och den totala nederbörden var 66 mm, vilket temperaturmässigt ligger i nivå med medelvärde 1981–2010 för Uppsala under motsvarande period, men nederbörden var något lägre. Vattenhalten i jorden var låg under våren och hög under hösten (figur 5.5). Vid minusgrader fungerar inte markfuktmätaren, varför vissa mätpunkter saknas på hösten. På våren påverkades markfukten ganska tydligt av nederbörden, medan markfukten under hösten varierade mindre. Det bör dock påpekas att endast volymetrisk vattenhalt och marktemperatur mättes på plats i försöksfältet, medan väderdata är tagna från en plats som ligger cirka 8 km från försöksfältet.



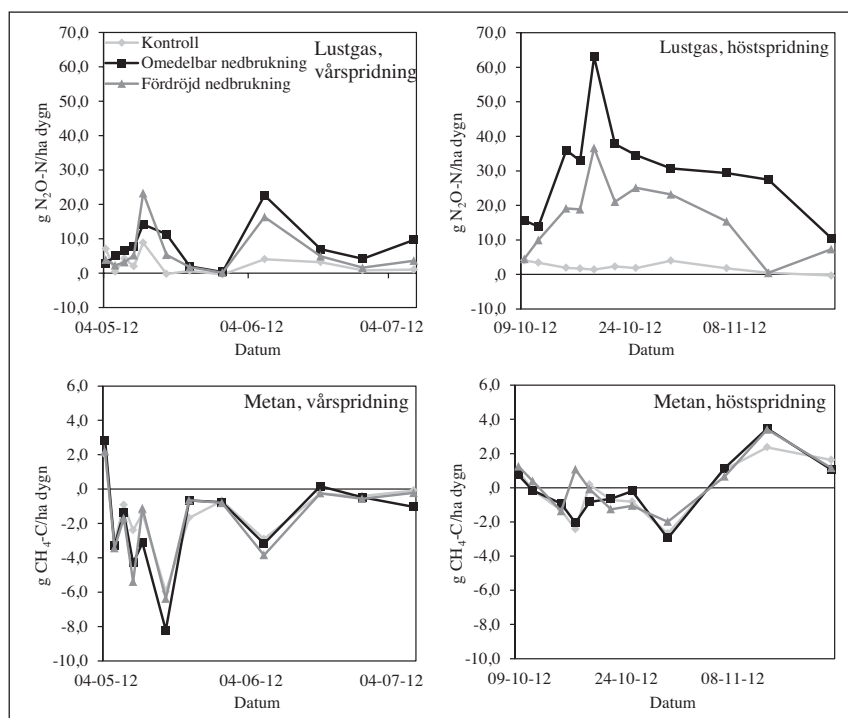
Figur 5.5 Nederbörd (staplar) och medeltemperatur per dygn i Uppsala samt dygnsmedelvärden för markfukt och marktemperatur i försöksfältet under försöksperioden på våren (överst) och hösten (nederst). Tidpunkterna för växthusgasmätningar är markerade med en fylld cirkel (●).

5.3.5 Emissioner av lustgas och metan

Emissionsmedelvärdet per dygn för lustgas var under vårförsöket 2, 9 respektive 6 g N₂O-N/ha för kontroll, omedelbar nedbrukning respektive fördröjd nedbrukning av slammet. Under höstförsöket var motsvarande värden för de tre leden 2, 30 respektive 16 g N₂O-N/ha. På våren observerades två toppar i lustgasemissionen (mätning 5 och 9) och på hösten en (mätning 5) och de föregicks alla av regn (figur 5.5 och 5.6). Vid samtliga mättillfällen, såväl på våren som på hösten, fanns en antydning till att emissionerna från de led där slam spridits var högre jämfört med kontrolleddet.

På hösten var de kumulativa emissionerna av lustgas statistiskt signifikant högre från omedelbart nedbrukat jämfört med kontrolleddet utan slam, men inga andra statistiskt säkra skillnader, i vår- eller höstförsöket, observerades i de kumulativa emissionerna (tabell 5.4). Det fanns indikationer på att de kumulativa lustgasemissionerna var högre vid omedelbar nedbrukning både på våren och på hösten jämfört med vid fördröjd nedbrukning.

Vid båda spridningstillfällena var emissionerna av lustgas per tillförd mängd kväve högre vid omedelbar nedbrukning än vid fördröjd nedbrukning och skillnaden mellan leden var något större på hösten även om inga statistiskt signifikanta skillnader kunde påvisas. Beräkningarna baserade på givorna är på våren mycket osäkra på grund av att storleken på gödselgivan varierade mycket.



Figur 5.6 Emissioner av lustgas och metan från mesofilt rötat avloppsslam med ureainblandning på våren (vänster) och från mesofilt rötat avloppsslam på hösten (höger).

Medelemissionen av metan var på våren -1,5; -1,8 respektive -1,7 g CH₄-C/ha, d för kontroll, omedelbar nedbrukning respektive fördröjd nedbrukning av slammet. På hösten var motsvarande värden 0,1; 0,2 respektive 0,4 för

de tre leden. Metanemissionerna var negativa, vilket innebär att metan togs upp av marken, vid flertalet mättillfällen under våren och vid ungefär hälften av mättillfällena under hösten (figur 5.6).

Det kumulativa metanupptaget av marken på våren skilde sig inte statistiskt signifikant åt mellan omedelbar och fördröjd nedbrukning och inte heller mellan led med och utan slam (tabell 5.4). På hösten fanns indikationer på att de kumulativa emissionerna av metan var något större vid fördröjd nedbrukning än vid omedelbar nedbrukning, men utan någon statistiskt signifikant skillnad. Det var inte heller någon statistiskt signifikant skillnad mellan leden där slam spreds och kontrollerat.

Emissionerna av metan per tillförd mängd kol var för alla behandlingar försumbara både under vår och höst.

Tabell 5.4. Medelvärden ($n = 3$) av emissioner (kumulativa, netto- samt procentuellt av tillfört kväve respektive kol) av lustgas (N_2O) och metan (CH_4) från mark som gödslats med mesofilt rötat och lagrat avloppsslam med ureainblandning (vår) respektive mesofilt rötat och lagrat avloppsslam (höst). Värmätningarna pågick i 67 dygn och höstmätningarna i 45 dygn

Tid	Led	N_2O			CH_4		
		Kumulativt (g N_2O -N/ha)	Netto (g N_2O -N/ha) ¹	Andel av Tot-N (%)	Kumulativt (g CH_4 -C/ha)	Netto (g CH_4 -C/ha) ¹	Andel av Tot-C (%)
Vår	Kontroll (ogödslat)	150	ER	ER	-97	ER	ER
	Omedelbar nedbrukning	572	423	0,33 ²	-116	-20	-0,00 ²
	Fördröjd nedbrukning	409	259	0,20 ²	-113	-16	-0,00 ²
Höst	Kontroll (ogödslat)	86 ^a	ER	ER	3	ER	ER
	Omedelbar nedbrukning	1 314 ^b	1 228	0,71	9	6	0,00
	Fördröjd nedbrukning	684 ^{a, b}	598	0,34	16	13	0,00

ER = ej relevant

¹ Reducerat med emissioner från kontrollerat (ogödslat)

² Osäkra värden på grund av osäkerhet i storlek på givan

^{a, b} Medelvärden med olika bokstäver inom samma kolumn och tid är statistiskt signifikant skilda åt ($p < 0,05$)

Variationen i de uppmätta emissionerna inom behandlingarna var stora både på våren och på hösten, vilket var en orsak till att få signifikanta skillnader kunde uppvisas.

5.3.6 Ammoniakavgång vid vårspridning

Emissionerna av ammoniak mättes under 48 timmar efter slamspridningen då emissionerna hade avstannat. Såväl den uppmätta kumulativa ammoniakavgången under mätperioden som den procentuella förlusten av ammoniumkväve av tillfört kväve var något lägre vid omedelbar nedbrukning jämfört med vid fördröjd nedbrukning, även om det inte gick att påvisa någon statistiskt säker skillnad (tabell 5.5). Marktemperaturen under de två mätdyggen var i medeltal 10,1° C, medellufttemperaturen var 7,7° C och medelvindhastigheten 2,7 m/s. Total nederbörd under de två mätdyggen var 0,8 mm.

Tabell 5.5 Tillförd mängd kväve (Tot-N) och ammoniumkväve ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) samt förlust av ammoniakkväve ($\text{NH}_3\text{-N}$) vid omedelbar eller fördröjd nedbrukning av ureabehandlat mesofilt rötat avloppsslam

	Tillförd Tot-N	Tillförd $\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NH}_3\text{-N}$ -förlust	$\text{NH}_3\text{-N}$ -förlust	$\text{NH}_3\text{-N}$ -förlust
		(kg/ha)		(% av tillförd Tot-N)	(% av tillförd $\text{NH}_4^+\text{-N}$)
Omedelbar nedbrukning	129,6	56,5	13,6	10,5	24,0
Fördröjd nedbrukning	129,6	56,5	15,8	12,2	27,9

5.4 Diskussion

Vid spridningen på våren var emissionen av lustgas per dygn runt en tredjedel så stor jämfört med på hösten för både omedelbar och fördröjd nedbrukning. En viktig orsak till att emissionerna av lustgas blev så stora på hösten var sannolikt den betydligt högre vattenhalten i marken (tabell 5.3). Som exempel uppmättes vid det femte mättillfället på hösten högre lustgasemissioner än vid något annat mättillfälle. Vid denna tidpunkt hade det dels regnat ett par dygn tidigare, dels var lufttemperaturen bland de högst uppmätta ($9,1^\circ\text{C}$ jämfört med mellan 0 och 7°C vid flertalet övriga mättillfällen). Bland andra Scott m.fl. (2000) har visat att marktemperaturen och markfukten har stor inverkan på lustgasemissionerna. I deras studie, där åkermark gödslats med rötat avloppsslam, konstaterade man att temperaturer över 10°C i kombination med nederbörd bidrog till höga lustgasemissioner. Vid lustgasemissionstopparna på våren i vårt försök (mättillfälle 5 och 9) låg temperaturen också över 10°C och vid mättillfälle 5 hade det dessutom regnat mycket dygnet innan mätning.

Vid några tillfällen på våren var emissionerna av lustgas högre för slammet som brukats ner efter fyra timmar än för omedelbart nedbrukat slam. Men de kumulativa emissionerna visade att omedelbar nedbrukning av slam ledde till totalt högre totala emissioner av lustgas jämfört med fördröjd nedbrukning. Fördröjd nedbrukning på våren minskade emissionerna av lustgas relaterade till gödsling (emissionerna från gödslat led minus de från det ogödslade kontrollerdet) med 34 % jämfört med omedelbar nedbrukning. Det gick dock inte att visa att skillnaden var statistiskt säker.

Efter slamspridningen på våren såddes vårkorn, men på hösten såddes ingen gröda eftersom marken var för blöt. De lägre emissionerna av lustgas på våren än på hösten kan till viss del bero på att den växande grödan tagit upp lättillgängligt kväve och därmed minskat mängden tillgängligt kväve i marken för mikroberna. Jarecki m.fl. (2009) och Parkin m.fl. (2006) visade i studier i labbskala där det gödslats med svingödsel motsvarande cirka 190 kg totalkväve/ha att en jord med gröda (råg) gav lägre emissioner av lustgas än om ingen gröda växte i jorden. Även vid lägre kvävegödsling (cirka 75 respektive cirka 30 kg totalkväve/ha) fanns indikationer på att grödan bidrog till att minska emissionerna av lustgas.

Lustgasemissionerna var relativt låga vid både vår- och höstspridningen och de uträknade emissionsfaktorerna var lägre än IPCC:s (Intergovernmental Panel of Climate Change) schablonvärde, som anger att 1 % av tillförd mängd kväve i organiska eller mineralgödselmedel avges som lustgas (IPCC, 2006). I den svenska klimatrapporeringen används en ännu högre emissionsfaktor, nämligen 2,5 % (Naturvårdsverket, 2010). Detta värde här-

rör från en äldre litteratursammanställning (Kasimir-Klemedtsson, 2001), i vilken det påpekas att värdet bygger på ett begränsat antal data och att ett större underlag skulle behövas för att beräkna en säkrare emissionsfaktor för organiska gödselmedel. Det värde i vår studie som ligger närmast Naturvårdsverkets och IPCC:s faktorer är det för omedelbart nedbrukat slam på hösten som beräknats till 0,71 % av tillförd mängd kväve. Det bör samtidigt noteras att vi endast mätte emissionerna under 45 dygn på hösten och 67 dygn på våren, medan schablonsiffrorna i IPCC (2006) och Naturvårdsverket (2010) avser alla extra emissioner av lustgas på grund av gödselmedel, även de som kommer efter lång tid.

Medelvärde för lustgasemissioner per tillförd mängd ammoniumkväve (inte totalkväve), från fastgödsel från nöt som spridits på åkermark och brukats ner har av Webb m.fl. (2012) angetts till 7,3 %. För fastgödsel från svin som brukats ner var i samma sammanställning emissionerna 3,5 % och från fastgödsel från fjäderfä som brukats ner 8,9 %. Dessa emissionsfaktorer är för alla gödselslag högre än för slammet i vårt försök där motsvarande emissionsvärden av tillfört ammoniumkväve var 0,74 % respektive 0,45 % på våren vid omedelbar respektive fördröjd nedbrukning och 2,36 % respektive 1,15 % på hösten vid omedelbar respektive fördröjd nedbrukning. I reningsverket har slammet rötats, vilket minskar mängden lättillgänglig energi. Stallgödseln innehåller därför troligen relativt mer lättillgänglig energi än slammet, eftersom en stor del av det lättillgängliga kolet i slammet förbrukats vid rötningen. Det kan vara en anledning till att emissionerna av lustgas är lägre från slammet än från de studerade animaliska gödselslagen. En annan förklaring till de låga lustgasemissionerna är att de tillförda mängderna $\text{NH}_4^+\text{-N}$ med slam var relativt begränsade, 57 respektive 52 kg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ per ha vid vår respektive höstspridning.

Vid det första provtagningsstillfället efter spridningen på våren uppmättes positiva emissioner av metan från alla tre behandlingarna och positiva emissioner av metan uppmättes också från ledet med omedelbar nedbrukning vid ytterligare ett tillfälle i slutet av juni (figur 5.6). Men de i övrigt negativa värdena för metanemissionerna i alla behandlingar visade att jorden generellt fungerat som en sänka för metan på våren, både utan och med slamgödsling. Detta indikerar att oxidation av metan ägde rum och faktiskt dominerade över eventuella metanproducerande processer.

På hösten uppmättes till en början mycket låga eller negativa metanemissioner, medan de sista mätningarna visade på något högre emissioner. De kumulativa emissionerna var låga för alla led på hösten även om marken, till skillnad från vid vårspridningen, inte fungerade som en sänka för metan. Emissionerna av metan från åkermark är generellt låga och metan produceras främst under extrema anaeroba förhållanden. Metanoxiderande bakterier är vanliga i ekosystemet i åkermark och de förbrukar tillgänglig metan under förutsättning att de har tillgång till syre. Intressant är att det enzym som oxiderar metan (metanmonooxygenas) är nära besläktat med det enzym som de ammoniakoxiderande bakterierna använder vid oxidation av ammonium (Hakemian och Rosenzweig, 2007).

Smith m.fl. (2000) presenterade i sin litteratursammanställning data som visar att ju högre andel vatten som finns i markporerna desto sämre är jor-

dens metanoxiderande förmåga. Detta är i linje med resultaten i vår studie, där jorden vid höstens mätningar, då högre metanemissioner uppmättes jämfört med på våren, var blötare än vid vårens mätningar. I Smith m.fl. (2000) visas också att högre torr skrymdensitet (mer kompakt jord) är korrelerat med sämre metanoxideringsförmåga. I vår studie uppvisade marken på våren indikationer på en större förmåga att oxidera metan än på hösten, men på våren hade jorden dock högre torr skrymdensitet (tabell 5:3) än vid försöket på hösten, vilket skulle motsäga resultaten från Smith m.fl. (2000).

På våren, när det gödslades med ureabehandlat slam, visade jorden i de gödslade leden en tendens att ta upp mer metan än ledet som inte var gödslat. Detta står i motsats till en studie av Le Mer och Roger (2001) som visar att tillsats av gödselmedel med urea minskar jordens förmåga att oxidera metan genom att ökningen av ammonium i jorden leder till konkurrens mellan ammonium och metan om metan-mono-oxygenaset vilket gör förmågan att oxidera metan minskar till förmån för nitrifikation. Ledet utan gödseltillsats hade på våren negativa och på hösten positiva metanemissioner. Detta är i linje med andra studier, där man i längre försöksserier kunnat se att jordens förmåga att ta upp metan varierar under året (Smith m.fl., 2000).

Kväveförlusterna i form av ammoniak på våren var ungefär lika stora för leden med omedelbar respektive fördröjd nedbrukning och likaså avgången av ammoniak sett till mängd tillförd kväve. Dock är resultaten osäkra när vi ställer emissionen i relation till spridd mängd kväve på grund av de ojämna givorna som uppmättes vid vårspridningen.

Den ojämna spridningen av slam på våren tillsammans med att marken var mycket blöt på hösten bidrog till att spridning för hand valdes vid höstspridningen. Slamgivorna på hösten kunde därmed styras noggrant. Även om nederbörden efter höstspridningen var något lägre än medelnederbörden för perioden 1981–2010 under motsvarande period på året, så var det mycket blött i marken eftersom det tidigare under sensommaren och hösten hade regnat mycket. Förutom att slammet spreds för hand istället för med maskin och nedbrukningen skedde med en jordfräs istället för med en harv fanns det även skörderester i form av kornstubb på åkern vid höstspridningen till skillnad ifrån vårspridningen.

På våren blev osäkerheten i givan stor, varför beräknade värden som relaterar till givan är osäkra. Det ureahygieniserade slammet var mycket kletigt, vilket gav problem vid spridningen. Fördelningen av slammet över ytan blev ojämn, vilket kan ha bidragit till att det inte gick att påvisa några statistiskt säkra skillnader mellan kontrollen (ogödslat) och slamgödslade led och inte heller mellan slamleden. Scott m.fl. (2000) rapporterar också problem med variation av uppmätta emissioner inom behandlingsled och menar att detta kan bero på ojämn fördelning av gödselmedel men också på naturligt förekommande spatiala skillnader i egenskaper och mikrobiell aktivitet i jorden. Valet av tre mätkamrar per småruta gjordes dock för att i viss mån fånga upp den spatiala variationen. Den enda statistiskt säkra skillnaden i emission av lustgas eller metan som kunde uppvisas mellan behandlingsled var mellan kontrollerat och det omedelbart nedbrukade slammet på hösten.

5.5 Slutsatser

I ett fältförsök har rötat och lagrat avloppsslam, med och utan behandling med urea för hygienisering, spridits på åkermark med omedelbar och fördröjd nedbrukning av slammet. Emissioner av växthusgaserna lustgas och metan har sedan följts under 67 respektive 45 dygn på våren respektive hösten. Under våren mättes också ammoniak efter spridning. Resultaten visar att:

- Det inte var någon statistiskt signifikant skillnad i emission av lustgas, metan eller ammoniak mellan direkt och fyra timmar fördröjd nedbrukning av avloppsslam.
- Emissionerna av lustgas från avloppsslammet var i vår studie låga jämfört med andra fastgödselmedel rapporterade i litteraturen.
- Emissionerna av metan efter spridning av avloppsslam var mycket låga eller negativa, vilket visar på en metanoxiderande funktion hos den studerade jorden.
- Hög nederbörd/markfukt och marktemperatur tenderar att leda till högre emissioner av lustgas efter spridning av avloppsslam till åkermark än vid motsatta förhållanden.

6. Delprojekt Miljösystemanalys

6.1 Bakgrund

Ett av de primära syftena med behandling av avloppsvatten i kommunala reningsverk är att minska utsläppen av närsalter som ett led i att minska bidragen till övergödning av recipienten. Det kan vid en första anblick då uppfattas som enbart positivt att driva en behandling för att uppnå ett utgående behandlat avloppsvatten med så lite närsaltsinnehåll som möjligt. Tittar man dock på hela systemet, d.v.s. vad som behöver tillföras till reningsprocessen i form av resurser och vilka emissioner och avfall som genereras kan bilden bli en annan och en ökad närsaltreduktion kan innebära en ökad miljöbelastning istället.

För att söka förstå den totala miljöpåverkan samt för att finna lösningar för att minska resursanvändning och emissioner till miljön har en systemanalys med hjälp av livscykelanalys metodik (LCA-metodik) genomförts för de alternativ som undersökts i projektets övriga delar. Denna metod har även fördelen att man kan undvika så kallade suboptimeringar, vilket innebär att man inte tar hänsyn till hela systemen kring de metoder som undersökts. LCA innebär i detta fall att exempelvis utvinning av jungfruliga råvaror som behövs vid tillverkning av el, olika kemikalier som används för att behandla avloppsvattnet m.m. tagits med i utvärderingen tillsammans med transporter. Detta innebär alltså att även den indirekta påverkan som avloppsvattenbehandlingen innebär tas med i den sammanlagda miljöpåverkansberäkningen.

Förutom klimatpåverkan och övergödning har även miljöpåverkanskategorierna förorening och bildning av marknära ozon ingått i studien.

6.2 Syfte och mål

Målet med delprojektet ”Miljösystemanalys” har varit att med miljösystemanalys integrera den nya kunskap som utvecklats i övriga delprojekt med den befintliga kunskapen om emissioner och resursanvändning förknippade med avloppsrening. Avsikten med detta har varit att bidra till ett bättre underlag för beslut om lämpliga processkedjor och lämplig drift av olika reningsprocesser. För att nå detta mål har systemgränsen vidgats till att även inkludera processer uppströms och nedströms kommunala reningsverk. Uppströms inkluderades sådana processer som framställer produkter, t.ex. kemikalier och el, som används i reningsverket och nedströms ingick i detta fall lagringen och spridningen av slammet på åkermark eller dess kvittblivning via förbränning. Dessa processer bidrog också till utsläpp av växthusgas, påverkan på andra miljöaspekter och till resursanvändning.

Syftet med livscykelanalysen har varit att undersöka miljö- och resurspåverkan för olika behandlingar för rejektivatten, SBR, Anammox, och behandling i huvudströmmen, tillsammans med olika alternativ för lagring och nyttiggörande eller kvittblivning av slammet, samt att jämföra de olika alternativen för vattenbehandlingen med varandra och de olika alternativen för slamhantering med varandra.

6.3 Metodik

6.3.1 Livscykelanalys (LCA)

Analysen har utförts med metodiken för livscykelanalys (LCA) enligt ISO 14044 (SS, 2006). Alla inflöden till och utflöden från systemet har inventerats kvantitativt så långt detta var praktiskt möjligt. Alla flöden hänfördes till en så kallad funktionell enhet (räknebas). De olika flödena klassificerades sedan, dvs. hänfördes till påverkanskategorier, såsom emissioner med klimatpåverkanspotential, uttag av naturresurser osv.

6.3.2 Kvantifiering av påverkanskategorier

Kvantifiering av påverkanskategorier gjordes genom att alla flöden inom varje kategori räknades om till en gemensam skala genom multiplikation med naturvetenskapligt baserade karaktäriseringsfaktorer. Med dessa faktorer räknades massflödet om till påverkanskategorier, t.ex. koldioxidekvivalenter för emissioner med klimatpåverkan. Inom varje påverkanskategori adderades sedan alla flöden till en kvantitativt beräknad samlad potentiell påverkan.

6.3.3 Beräkningsmetodik

Beräkningar av mass- och energiflöden i reningssystemen samt beräkningar och klassificering av flöden och beräkningar av måttetal för påverkanskategorier har genomförts med en av de programvaror som utvecklats speciellt för livscykelanalyser. Vi använde programvaran GaBi 6.3. Programvaran har ett grafiskt gränssnitt, där systemdata kan läggas in i form av en modul för varje process. Modulerna kopplades ihop med flöden till system. Programvaran beräknade storleken av alla mass- och energiflöden relaterat till den valda funktionella enheten. Processinventeringar sparades i GaBi i form av relationsdatabaser. Till GaBi anslöts databaser med färdiga inventeringar för olika bakgrundsprocesser, t.ex. elgenerering av olika slag. Dessa data låg i form av färdiga moduler.

6.4 Studerade system och använda data

Det studerade systemet utgjordes av ett avloppsreningsverk inklusive hantering och olika metoder för lagring och spridning av det mesofilt rötade slammet. Detta system har i systemanalysen delats upp i två delsystem, delsystemet *ARV* (*avloppsreningsverk*) som utgjorts av själva reningsverket med olika rejektvattenhantering, och delsystemet *Slam* som utgjorts av slamhanteringssystemet. Dessa delsystem har först studerats var för sig och sedan sammanförts för en övergripande analys av utvalda aspekter.

För delsystem ARV har tre scenarier för behandling av rejektvatten studerats:

- 1) I *Basscenariot* behandlades rejektvatten i huvudströmmen i reningsverket, som hade förfällning och anoxisk fördenitrifikation före den aeroba aktivslamanläggningen.
- 2) I scenariot *SBR* behandlades rejektvattnet i en SBR-anläggning med konventionell nitrifikations-denitrifikationsprocess med tillsats av extern kolkälla.

- 3) I scenariot *Anammox* behandlades rejektivattnet med ett nitritations-anammoxsystem där först ca 50 % av ammoniumkvävet nitrifierades och sedan avlägsnades kvävet med anammoxprocessen.

I samtliga tre scenarier blandades allt slam till ett blandslam, som förtjockades, rötades mesofilt och avvattnades, då detta är den vanligaste hanteringen av avloppsslam i Sverige. Det mesofilt rötade slammet förtjockades och avvattnades till 28 % TS.

För delsystem *Slam* har fyra scenarier för hanteringen av avloppsslammet studerats:

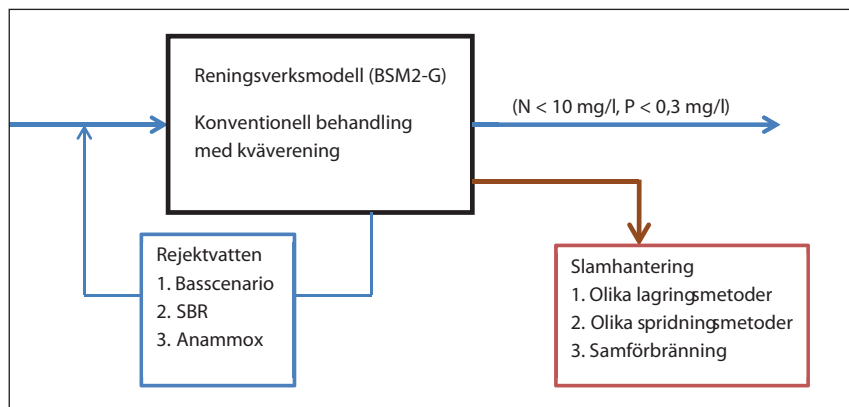
- 1) I scenariot *M* lagrades mesofilt rötat slam med 28 % TS under ett år utan täckning och därefter spreds det på hösten med nedbrukning inom fyra timmar till höstsäd.
- 2) I scenariot *MT* lagrades mesofilt rötat slam som avvattnats till 28 % TS under ett år under täckning och därefter spreds det på hösten med nedbrukning inom fyra timmar till höstsäd.
- 3) I scenariot *MUT* lagrades mesofilt rötat slam som avvattnats till 28 % TS och sedan behandlats med 1,5 % urea under ett år under täckning och därefter spreds det på våren till vårsäd med omedelbar nedbrukning.
- 4) I scenariot *MF* avvattnades mesofilt rötat slam till 28 % TS och därefter förbrändes det i en samförbränningsanläggning.

6.5 Systemgräns och funktionell enhet

Delsystem ARV avgränsades uppströms av det inkommande avloppsvattnet och nedströms av recipienten för det behandlade vattnet. Sidoströmmarna, dvs. tillhandahållande av energi och kemikalier, följdes bakåt till sina ursprung i naturresurser, dvs. miljöeffekterna av framställning av el och kemikalier ingår. Tillverkning av utrustning och uppförande av anläggningarna samt transporter av kemikalier till reningsanläggningen ingår inte i studien. Miljöpåverkan från dessa aktiviteter är i regel små jämfört med påverkan från förbrukningsvaror och energi, så länge det rör sig om vanliga konstruktionsmaterial och processer med stor utnyttjandegrad, som processerna i ett reningsverk (Tillman m.fl., 1996). Rötning ger alltid upphov till vissa utsläpp av metan. I denna studie har det antagits att 2 % av den metangas som enligt simuleringarna bildas vid rötningen läcker ut från olika ställen i reningsverkets rötnings- och slamhanteringskedja. Förädling och utnyttjande av biogasen för produktion av värme och/eller fordonsbränsle, eller något annat, har inte ingått i analysen då studien fokuserat på att jämföra olika metoder för att behandla rejektivattnet. Detta innebär att varken utsläppen från sådan förädling och användning, eller de minskade utsläppen från de bränslen som ersätts av biogasen, ingår i studien.

Delsystem *Slam* täckte olika hanteringskedjor för att lagra och sprida det rötade avloppsslammet. Systemgränsen började vid det rötade slammets uttransport från reningsverket och slutade efter nyttiggörandet av slammets näring genom spridning på åkermark eller slammets kvittblivning genom förbränning.

Delsystemen ARV och Slam har sedan länkats ihop genom att beräkna genererade utsläpp och resursanvändning för de båda delsystemen enligt den övergripande funktionella enheten (Fe) *”Behandling av kommunalt avloppsvatten inklusive hantering och återanvändning eller kvittblivning av kommunalt avloppsslam från en person under ett år till dagens utsläppskrav på utgående behandlat vatten, 10 mg N/l och 0,3 mg P/l”*.



Figur 6.1 Schematisk figur som visar de olika scenarier som undersökts dels för delsystemet ARV, dels för delsystemet Slam. I den konventionella behandlingen ingick rötning och avvattning av slammet, men inte användningen av biogasen.

För ett av de undersökta scenarierna (Basscenario + M-slam) har förbränning av slammet som alternativ till att sprida det på åkermark undersökts. I detta fall förutsattes att transporten av slammet från reningsverket till förbränningsanläggningen var lika lång som till åkern. Vidare förutsattes att den energimängd som erhöles vid förbränningen av slammet ersatte samma energimängd i ett fjärrvärmeverk och tillika de emissioner som skulle uppkomma från produktionen av den energimängd som ersattes. Vid slamförbränningen tillsattes släckt kalk vid rökgasreningen. Det förutsattes att kalken transporterades från en av Nordkalks fabriker i Finland.

6.5.1 Geografisk avgränsning

För elförsörjning av anläggningarna har vi använt svensk genomsnittsel. Vi antog också att avloppsreningsverken köpte sina kemikalier från tillverkare i Sverige, där så var möjligt. Sålunda räknar vi med att metanol tillverkades i Stenungsund men fosforfällningskemikalien PIX-111 (järnklorid) i norra Tyskland. Transporterna av dessa kemikalier till avloppsreningsverket togs emellertid inte med i analysen då dessa ofta har en mycket liten påverkan i sammanhanget. För transporterna av slam har vi räknat med en sammanlagt 100 km lång transport från reningsverket till lantbrukaren. Transporten kan gå direkt till lantbrukaren eller vilket är det vanligaste i Mälardalen, via mellanlager. I Mälardalen är den sammanlagda transporten ofta runt 150 km (Wigh, pers.), men i Skåne, där många transporter går direkt till fält, är de kortare, runt 50 km. Vi antog att fosforgödseln tillverkades vid Yaras fabrik i Finland. Även vid samförbränning har vi räknat med en 100 km lång transport.

6.5.2 Tidsmässiga avgränsningar

Reningssteknikscenarierna återspeglar dagens (2013) teknik. Data för miljöpåverkan från framställning av kemikalier och generering av el kommer huvudsakligen från databaser och motsvarade tekniknivån ca år 2000–2005. Sammansättningen av fjärrvärmens var från 2008 och elektriciteten var från 2011.

För miljöpåverkan begränsade vi analysen till den s.k. överblickbara tiden, vilken definierades som 100 år. Detta tidsperspektiv innebar att alla lustgasemissioner bidrog 100 % till klimatpåverkan men inte till eutrofieringen, vilket skulle varit fallet om man hade ett längre tidsperspektiv.

6.5.3 Valda miljöpåverkanskategorier

För att beskriva miljöeffekterna har vi valt följande påverkanskategorier:

- Klimatpåverkanspotential
- Övergödningspotential
- Försurningspotential
- Fotokemisk oxidationspotential (bildning av marknära ozon)
- Resursanvändning (icke förnybara och förnybara material- och energiresurser)

För denna studie har vi valt karaktäriseringsfaktorer enligt CML (2013).

Potentiell human- och ekotoxicitet påverkas starkt av metallinnehållet i slammet och i det behandlade avloppsvattnet. Flödena av metaller i slam och i behandlat avloppsvatten beror i sin tur huvudsakligen på flödena av metaller i inkommande avloppsvatten. Flödena av metall med slam och behandlat avloppsvatten påverkas endast marginellt, om alls, av de behandlingar som studerats i detta projekt och varken human- eller ekotoxicitet har därför tagits med i denna studie.

6.5.4 Inventering

För arbetet med inventeringen hänvisas till bilaga 1.

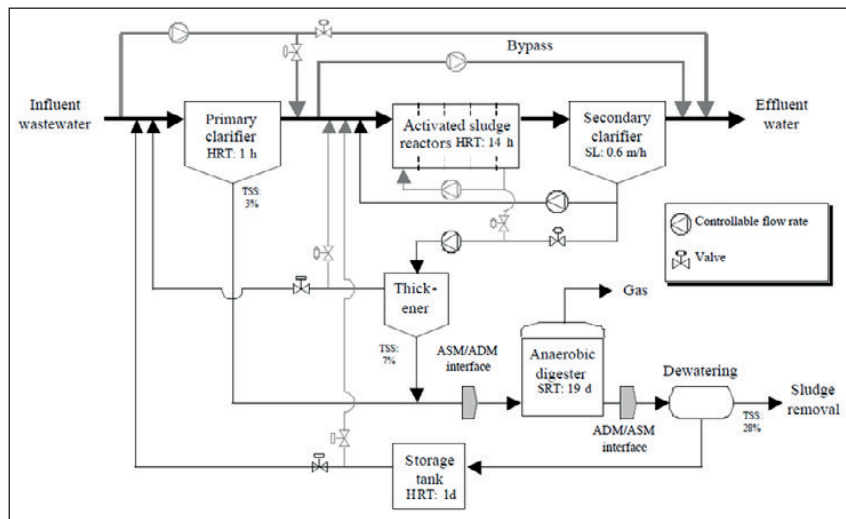
6.5.5 Beräkning av potentiell miljöpåverkan

Scenarierna för behandling av rektvatten i huvudlinjen samt med SBR- respektive Anammoxteknik jämfördes först sinsemellan. Därefter identifierades de största förbättringspotentialerna för respektive scenario genom dominansanalysdiagram som visar de procentuella bidragen till varje miljöpåverkanskategori från användningen av olika resurser.

6.5.6 Data för reningsverkssystemet ARV

För att utgå från generella och generaliserbara data för delsystemet ARV hämtades data för miljösystembedömningen från modellering av ett reningsverk med de olika typerna av rening av rektvatten. För modelleringen användes modellen BSM2-G (Benchmark Simulation Model 2 – Greenhouse gases; Flores-Alsina m.fl. (2011) (figur 6.2), som är en utvidgning av den mycket använda modellen BSM2 (Jeppson m.fl., 2007; Nopens m.fl., 2010) med en detaljerad beskrivning av processernas produktion av

växthusgaser. Beskrivningen av de biologiska processerna i aktivslamsteget utgår från modellen ASM1 (Active Sludge Model No 1) (Henze m.fl., 1987) utökat med en beskrivning av nitrifikationen i två steg och denitrifikationen i fyra steg enligt Hiatt m.fl. (2008) samt autotrof denitrifikation enligt Mampaey m.fl. (2011). Härigenom har flera variabler för olika kväveformer (NO_2 , NO , N_2O och N_2) tillkommit samt den autotrofa biomassan blivit uppdelad mellan AOB (ammoniakoxiderande bakterier) och NOB (nitritoxiderande bakterier). De processer som ingår i modellen listas i tabell 6.1.



HRT = hydraulisk uppehållstid
SL = slambelastning
SRT = slamålder

Figur från Nopens m.fl. (2010).

Figur 6.2 Det reningsverk som simuleras i basscenariot med modellen BSM2 (Nopens m.fl., 2010). Samtliga parametrar som finns i figuren kan ändras i modellen. Reningsverket i modellen är dimensionerat för drygt 100 000 personekvivalenter (Pe) och har ett belastande flöde på drygt 20 500 m³/d.

Tabell 6.1 Processer i modellen ASM1 (Hiatt och Grady, 2008), som i förhållande till modellen ASM1 för aktivt slam har en mera detaljerad beskrivning av kväveomsättningen

Process nr	Beskrivning
Process 1	Aerob tillväxt av heterotrofer
Process 2x1	Anoxisk tillväxt av heterotrofer, som reducerar nitrat till nitrit
Process 2x2	Anoxisk tillväxt av heterotrofer, som reducerar nitrit till kväve(mon)oxid
Process 2x3	Anoxisk tillväxt av heterotrofer, som reducerar kväve(mon)oxid till dikväveoxid
Process 2x4	Anoxisk tillväxt av heterotrofer, som reducerar dikväveoxid till kvävgas (Modifierad i SBR-modellen av Lindblom m.fl., 2014)
Process 3x1	Autotrof tillväxt av AOB (ammoniakoxiderande bakterier)
Process 3x2	Autotrof tillväxt av NOB (nitritoxiderande bakterier)
Process 4	Död och lysering av heterotrofer
Process 5x1	Död och lysering av AOB
Process 5x2	Död och lysering av NOB
Process 6	Ammonifikation, omvandling av löst organiskt kväve till ammonium
Process 7	Hydrolys av partikulärt organiskt material
Process 8	Hydrolys av partikulärt organiskt kväve
Process 9	Nedbrytning av inhiberande förening
Process 10	Nedbrytning av förening av särskilt intresse (i detta fall lustgas)
Process 11	Hydrolys av fosfor (Bydell, 2013)
Process 12	Process för upptag av löst fosfat (Bydell, 2013)

Försedimenteringen i den version av BSM2-G som vi använt har omarbetats för att inkludera förfällning med järnklorid enligt Bydell (2013). I och med detta har fosfor i löst och partikulär form introducerats i modellen. I ekvationerna som beskriver tillväxt och död av bakterier i aktivslamprocessen har en monodfunktion med fosfatfosfor lagts till för att beskriva bakterietillväxtens fosforberoende. Ett monodfunktion beskriver hur mikrobiell tillväxthastighet beror av ett givet substrat, i det här fallet fosfatfosfor. Uttrycket för en monodfunktion visas i ekvation 6.1.

$$\mu(S) = \mu_{\max} \frac{S}{S + K_s} \quad \text{Ekvation 6.1}$$

där

μ = tillväxthastighet

$\mu_{\max}$ = maximal specifik tillväxthastighet

S = koncentration av substratet och

K_s = halvmätnadskonstant för substratet

Halvmätnadskonstanten för fosfatfosfor har i denna valts till 0,01 g P/m³ (Henze m.fl., 1995). Fosfor modellerades i de processer som beskriver slam- och rejektivattenbehandlingen endast som massflöden. I dessa processer modellerades ingen omvandling mellan fosfor i olika former.

Reglerstrukturer och regulatorinställningar i BSM2-G har behållits i ursprunglig form. Reglering av syresättningen i de tre luftade zonerna i aktivslamprocessen (ASP) skedde genom återkoppling från uppmätt syrehalt i den mellersta luftade zonen (zon 4, figur 6.2). Internrecirkulationen styrdes av uppmätt nitrathalt i den sista anoxiska zonen (zon 2). För att klara kravet på utgående kväve doserades kolkälla vid behov i aktivslamprocessen. Dosering av järnklorid styrdes genom återkoppling från utgående koncentration fosfatfosfor från försedimenteringen. Dimensioner för aktivslamprocessen (ASP), SBR, anammoxreaktorn och för- respektive eftersedimentering ges i tabell 6.2.

Tabell 6.2 Dimensioner för bassänger i modellen

Beskrivning	Enhet	Värde
Belastning i modellen	Pe	105 154
Belastande flöde	m ³ /d	20 648
Volym försedimentering	m ³	900
Volym ASP reaktor 1 (anoxisk)	m ³	1 500
Volym ASP reaktor 2 (anoxisk)	m ³	1 500
Volym ASP reaktor 3 (luftad)	m ³	3 000
Volym ASP reaktor 4 (luftad)	m ³	3 000
Volym ASP reaktor 5 (luftad)	m ³	3 000
Volym eftersedimenteringsbassäng	m ³	8 772
Area eftersedimenteringsbassäng	m ²	2 193
Djup eftersedimenteringsbassäng	m	4
Volym SBR	m ³	1 500
Area SBR	m ²	250
Reaktorvolym anammox	m ³	675
Bärrvolym anammox	m ³	270
Total yta biofilm i anammox	m ²	135 027

6.5.7 Processmodellsimuleringar

Koncentrationerna på inflödet till reningsverket i simuleringarna var för COD 703,7 mg/l; för TSS 380,3 mg/l; för N-tot 55,5 mg/l och för P-tot 12,6 mg/l. En fullständig beskrivning av inflödet, som baseras på det konstanta standardinflödet som följer med modellen BSM2, finns i tabell 1 i bilaga 2. Eftersom BSM2-G inte innehåller fosfor har de koncentrationer som användes av Bydell (2013) för fosfatfosfor och partikulärt fosfor antagits i inkommande avloppsvatten. I samtliga fall har processen simulerats med konstant inflöde i 609 dygn. Modellen har fått tillfälle att nå steady state under de första 244 dygnen och dygn 245 till 609 (sista 52 veckorna) har använts för utvärdering.

För att kunna jämföra data från de olika scenarierna har samtliga simuleringar gjorts med inställningar som ger 10 mg N/l och 0,3 mg P/l i utgående behandlat vatten. Tabellerna 2 och 3 (bilaga 2) ger börvärden för de parametrar som användes för regleringen för att basscenariot skulle nå uppsatta krav för kvalitet på utgående vatten. Därefter gjordes simuleringar med påkopplad rektvattenbehandling för scenarierna SBR och anammox med hjälp av nyutvecklade modeller för SBR (Lindblom m.fl., 2013; 2014a) och anammox (Lindblom, 2014a; 2014b). För att nå samma utgående koncentration med avseende på kväve justerades doseringen av kolkälla i aktivt slamprocessen. Styrda parametrar med respektive inställda börvärde återfinns i tabell 3 (bilaga 2). De konstanta inställningar för parametrar som inte reglerades ges i tabell 2 i bilaga 2.

Driftcykeln för den SBR-process som modellerats är den som mättes på i kapitel 3 och som ges i figur 3.3. Även luftningen av anammoxreaktorn var intermittent. Luftning skedde under 45 minuter varje timme och under de 15 sammanhängande minuter då reaktorn inte luftades skedde omrörning. Luftningen styrdes med regulator mot börvärde 0,8 mg O₂/l.

6.5.8 Data för slamhanteringssystemet Slam

För delsystemet Slam har data huvudsakligen hämtats från de mätningar som gjorts inom detta projekt, men även från sådana som gjorts inom andra projekt. Scenarierna för hantering av slammet i systemanalysen har samma beteckningar som försöksleden i lagringsförsöket, eftersom de avser slam som lagrats på samma sätt som i lagringsförsöket. Scenario *M* avser den hantering som 2013 var vanligast för slam som spreds på åkermark. Det var mesofilt rötat slam, som lagrades under ett år i hög utan täckning innan det spreds på hösten. I scenariot *MT* var det också mesofilt rötat slam, men detta lagrades under en plasttäckning under ett år före spridning på hösten. I scenariot *MUT* var det mesofilt rötat slam som efter behandling med 1,5 % urea lagrades under plasttäckning i ett år före spridning på våren.

Avsikten med lagringsförsöket var att mäta utsläppen av växthusgaser från de typer av lagring som används i scenarierna, men tyvärr lyckades vi i lagringsförsöket inte kvantifiera metanutsläppen när de var stora och dessutom visar diskussionen nedan att slammet i lagringsförsöket troligen lagrades under mera anaeroba förhållanden än vad som är vanligt i Sverige. Detta påverkade starkt utsläppen av såväl lustgas som metan, vilket framgår tydligt av tabell 4.9. Det slam som haft sämst tillgång till syre av slammen i

tabell 4.9 är försöksledet MT, som var täckt med en plastpresenning och där det redan tidigt under lagringen svämmade regnvatten över pressningen och la sig på och i slammets ytlager och stannade kvar där under resten av lagringen. Tillsammans begränsade pressningen och det vattenmättade ytskikt starkt tillgången till syre i slammet, vilket bl.a. visas av att koncentrationen av nitratkväve inte ens i skiktet 15 cm under ytan ökade under den ett år långa lagringen (tabell 4.5). Nitrathalten i detta skikt ökade inte heller i ledet M, vilket visar att dess kompakta vattenmättade ytskiktet räckte för att försvåra syreutbytet så mycket att nitrifieringen nästan stoppades. När behållarna med M- och MT-slam tömdes noterades att det översta skiktet var vattenmättat och att slammet föreföll torrare längre ned.

Trots nästan samma vattenhalt hade det termofila slammet (TT) en mera grynig och luftig struktur. Vattnet som vid stora regn rann över presenningens kant spreds och bildade inget tätande skikt på ytan, vilket ledde till att slammet var bättre syresatt. Detta visas av att 15 cm ner i det termofilt rötade slammet hade under lagringen allt ammoniumkväve, initialt 2,6 kg per ton, försvunnit (tabell 4.4 och 4.5). Eftersom slammet var täckt hade det troligen inte avgått som ammoniak, utan nitrifierats, och sedan, eftersom nitratkvävehalten endast var 0,5 kg per ton, till stora delar denitrifierats (tabell 4.5). Den stora nitrifieringen och denitrifieringen ledde till att det termofilt rötade slammet släppte ut mest lustgas, runt 2,5 gånger så mycket som det mesofila slammet utan täckning (tabell 4.6) under den ett år långa lagringen. Den goda syresättningen i det termofila slammet bidrog också till slammets låga utsläpp av metan, eftersom metanogener kräver anaerob miljö.

I vanliga slamlager utan täckning rinner regnvatten av vid riklig nederbörd. Sol och vind torkar upp ytan (figur 4.1). Slammets syretillförsel ökar successivt i takt med tjockleken på det torra övre skiktet. I detta väl syresatta skikt nitrifieras en stor del av ammoniumkvävet (Flodman, 2002). Slammet i behållarna i pilotlagret torkade inte upp på detta sätt, utan även ledet utan täckning (M) hade ett vattenmättat ytlager, eftersom nederbörd inte kunde rinna av och behållarnas väggar både skuggade och bromsade vinden.

Eftersom vanliga otäckta slamlager torkar upp i ytan och är bättre syresatta än försöksledet var i lagringsförsöket har vi använt de utsläpp som mättes upp av Flodman (2002) för lagringen i systemanalysens scenario M. Flodman (2002) mätte på ett stort lager som torkade upp i ytan och fick ett torrt, övre lager med sprickor, som i figur 4.1. Men Flodman mätte bara under 3,5 månader och inte under ett helt år. De av Flodman (2002) uppmätta utsläppen av lustgas under de första 70 dygnen har därför extrapolerats till utsläpp under ett år med hjälp av relationen från pilotlagret mellan det genomsnittliga dygnsutsläppet under ett år jämfört med det genomsnittliga utsläppet under de första 70 dygnen, som var 24 % för leden M, MT och TT. Detta gav ett beräknat utsläpp på 27 g lustgas per kg ingående totalkväve i slammet (tabell 6.3). Detta kan förefalla högt, men utsläppet är endast runt en tredjedel så högt som det Flodman (2002) själv, med en annan metod, extrapolerade från sina mätvärden och det är nära det utsläpp som i försöket mättes upp för det gryniga termofila slammet, 21g lustgas per kg totalkväve (tabell 4.4 och 4.9). Det är också endast en bråkdel så högt som det som Xi (2013) mätt upp från små slamprov, ca 60 gram, som

genom sin litenhet hade mycket god tillgång till syre, eftersom avståndet som syre behövde diffundera för att nå alla delar av slammet var så kort. Mätningen av X_i illustrerar hur stora utsläppen kan bli från ett väl ventilerat rötat slam, t.ex. i ett ytskikt.

Även utsläppet av metan för scenariot M har beräknats utifrån data från Flodman (2002). Extrapolering av hans mätdata ger ett betydligt lägre utsläpp av metan under ett år, 5,6 g metan per kg kol i slammet, än vad som mättes upp som minimiutsläpp i lagringsförsöket, trots att medelutsläppet under de 4 månader som han mätte var dubbelt så högt som utsläppet från pilotstudien under de första 2 månaderna (tabell 4.9). Detta beror på att metanutsläppen i Flodmans (2002) studie efter 53 dygn hade sjunkit till en låg och jämn nivå, ca 0,0085 g metan per kg ingående kol i slammet och dygn, som bibehölls under resten av den 115 dygn långa mätningen. För extrapoleringen till ett år har vi antagit att utsläppet under resten av året fortsatt vid denna låga nivå. Men initialt var utsläppen mycket höga. Vid mätningen dygn 0 var de hela 77 gånger högre och vid mätningen dygn 4 ca 15 gånger högre än den låga nivån från dygn 53 och framåt. Detta innebär att utsläppet de första 4 dygnen beräknats vara hela 28 % av hela årsutsläppet. Utsläppen den första veckan och den första månaden har beräknats vara ca en tredjedel respektive hälften av det totala årsutsläppen. Tyvärr innebar de mättekniska problemen i pilotstudien att dessa stora initiala utsläpp inte kunde kvantifieras.

För scenario MT antogs de förhållanden som rådde i pilotlagret för försöksledet MT vara likartade med dem som skulle råda under ett väl fungerande och tätslutande (d.v.s. fladdrar inte) plasttäckning. Detta innebär att de lustgasemissioner som uppmättes i pilotstudien, 3 g lustgas per kg totalkväve i slammet, har använts i systemanalysen (tabell 6.3). Däremot har tyvärr inte metanemissionerna kunnat kvantifieras väl i pilotstudien, då halterna vid 13 av de 21 mättillfällena var högre än de som kunde kvantifieras. Vid dessa 13 tillfällen är det omöjligt att veta hur mycket högre halterna var, än de halter som kunde kvantifieras. För att kunna genomföra systemanalysen måste dock något värde antas. De kvantifierade minimiutsläppen av metan i ledet MT i pilotstudien (tabell 4.9) motsvarar 18 gram metan per kg kol i slammet. Med tanke på hur stora utsläppen är initialt i förhållande till de låga utsläppen, som kunnat kvantifieras, under senare delar av lagringen, känns antagandet att de totala utsläppen var tre gånger så stort som det kvantifierade minimiutsläppet, alltså att det var 54 gram metan per kg kol, som konservativt. De kan ha varit mycket högre.

Utsläppen från lagringen av slammet i scenario MUT var bättre kända. Pilotstudien visade att lustgasemissionerna i princip var noll. För metan var metanhalten vid 8 av de 21 mättillfällen alltför hög för att kvantifieras. Med tanke på detta kändes det som ett försiktigt antagande att i systemanalysen använda ett dubbelt så stort utsläpp, 10 g metan per kg kol i slammet, jämfört med det kvantifierade minimiutsläppet enligt tabell 4.7, som motsvarar 4,9 g metan per kg kol in.

Mineraliseringen av organiskt kol, omvandlingen av organiskt kol till metan och koldioxid, under den ett år långa lagringen i pilotlagret var relativt stor i de led där den biologiska aktiviteten inte hämmades genom tillsats

av urea. I leden M, MT och TT var den 25, 22 respektive 17 %, medan den i ledet MUT endast var 2 %. I systemanalysen har den satts till 20 % för scenarierna M och MT och 2 % för scenario MUT.

Enligt schablonvärden för ammoniakemission från många olika studier på fastgödsel, som på många sätt liknar slam, är avgången i form av ammoniak ofta runt 12 % av ingående totalkväve (tabell 6.3; Karlsson och Rodhe, 2002). Denna avgång reduceras med runt 90 % när man täcker materialet med t.ex. plast.

Tabell 6.3 De emissioner från slamlagringen som i systemanalysen antagits för de studerade scenarierna

Utsläpp från 1 års lagring	Lustgas, g/kg tot-N _{in}	Metan, g/kg tot-C _{in}	Ammoniak, Vikts-% gas av tot-N _{in}	CO ₂ -C, Vikts-% av C _{in}
Lagrat utan täckning, M ¹	27 ^{2,3}	5,6 ²	12 ⁴	20 ³
Lagrat under täckning, MT	3,0 ³	54 ⁵	1,2 ⁴	20 ³
Ureabehandlat och lagrat under täckning, MUT	0,0 ³	10 ⁵	1,2 ⁴	2 ³

¹ Vatten rinner av och ytan torkar upp – skorpa bildas

² Beräknat från Flodman (2002).

³ Beräknat från pilotstudien.

⁴ Data från Karlsson & Rodhe (2002).

⁵ 54 respektive 10 g metan per kg kol är antaget som konservativ skattning från de minimiemissioner på 18 och 4,9 g/kg C som mätts upp i pilotstudien.

Under och efter spridning av organiska gödselmedel sker utsläpp av ammoniak, lustgas och metan. Från ett fast gödselmedel som slam, som sprids i liten giva och som under spridningen sönderdelas i små aggregat så att spridningen blir jämn över ytan, blir utsläppet av ammoniak stort. Utifrån data i Karlsson & Rodhe (2002) har massan på den utsläppta ammoniaken skattats till 24 % av slammets ammonium/ammoniakkväve (TAN, Total Ammoniacal Nitrogen) på våren även om slammet brukas ned i marken direkt. Vid 4 timmars fördröjd nedbrukning på hösten har det skattats till 42 % (tabell 6.4). Då ureabehandlat slam innehåller mycket TAN och då utsläppet vid 4 timmars fördröjd nedbrukning på våren skulle bli ännu större än på hösten har direkt nedbrukning ansetts rimlig, medan fördröjd nedbrukning har ansetts rimlig på hösten eftersom slammet som inte ureabehandlats ändå inte innehåller så mycket TAN.

Pilotstudien visade, liksom t.ex. Diaz-Rojas m.fl. (2014) att utsläppet av metan efter spridning av slam var litet och ur växthusgassynpunkt försumbart, och detta används i systemanalysen (tabell 6.4). Pilotstudien visade också på starkt varierande utsläpp av lustgas efter spridning av slam, 0,3–1,1 % mätt som gasmassa i procent av totalkvävet i slammet (tabell 5.4). Mätningarna skedde emellertid bara under 67 dygn efter vårspridningen och 45 dygn efter höstspridningen. En väsentlig del av slammets organiska kväve finns kvar även efter denna tid, vilket innebär att utsläppet av lustgas kommer att fortsätta. Av denna anledning har, i enlighet med IPCC (2006), 1 % av det utspridda totalkvävet antagits omvandlas till lustgas vilket innebär 16 g lustgas per kg utspritt totalkväve (tabell 6.4).

Den växtnäring som finns kvar efter ammoniakförlusterna i samband med spridningen kan grödan till stor utsträckning tillgodogöra sig. Den andel av kvävet som ansågs kunna ersätta mineralkväve beräknades, för slam som spreds på våren när grödan behövde kväve, med en ekvation från Delin (2012):

$$\text{N-växtt.} = 87 \% - 5 \% \cdot \text{C-tot/N-tot.}$$

Ekvation 6.1

Mängden mineralkväve som kunde ersättas efter spridning på hösten beräknades på liknande sätt, dock med skillnaden att det ammoniumkväve som fanns i slammet vid spridningen antogs förloras under hösten, vintern och våren. Den mängd mineralkväve som kunde ersättas beräknades alltså:

$$\text{N-växtt.} = 87 \% - 5 \% \cdot \text{C-tot/N-tot} - \text{NH}_4\text{-N}$$

Ekvation 6.2

En stor del av fosfor i slammet är hårt bundet till fällningskemikalier och kan därför inte fullt ut ersätta mineralgödsel. Bengtsson m.fl. (1997) antog, baserat på en litteraturstudie, att i snitt runt 70 % av fosfor i slammet kan ersätta mineralgödsel och detta värde har senare använts i många studier, t.ex. Hospido m.fl. (2005), Peters och Rowley (2009) och Tumlin m.fl. (2014), dock i regel utan att referera till några ytterligare data.

I motsats till mineralgödsel sprids slamfosfor som förrådsgödsel. Man sprider alltså inte årligen den fosfor som grödan behöver, utan sprider en mycket stor giva, 110 kg fosfor per hektar vid ett tillfälle. Detta borde, om det vore fullt växttillgängligt, täcka fosforbehovet hos en bra gröda under 5–7 år. Tyvärr minskar normalt sett växttillgängligheten hos fosfor som ligger länge i marken och därför har man för mineralgödsel gått över från förrådsgödsling till årlig gödsling. När man beräknar hur stor andel av slamfosfor som blir växttillgänglig bör man därför även ta hänsyn till att förrådsgödsling används. Detta gjorde Tidåker m.fl. (2006) och antog därför att endast 50 % av slammets fosfor blir växttillgängligt. I denna studie antog vi att en något högre andel, 60 %, av slammets fosfor blev växttillgängligt och ersatte mineralgödsel. Inbesparad energianvändning och minskade utsläpp på grund av den mineralgödsel som ersattes ges i bilaga 3.

Tabell 6.4 Antagna emissioner efter spridning av slam som använts i de studerade scenarierna

Scenario, behandling	Lustgas, (g/kg tot-N _{in})	Metan (g/kg tot-C _{in})	Ammoniak (Vikts-% gas av TAN)
Ureabehandlat lagrat under täckning, vårspritt, direkt nedbrukning	16 ¹	-0,0 ²	24 ³
Lagrat under täckning, höstspritt, 4 timmar fördröjd nedbrukning	16 ¹	0 ²	42 ³

¹ IPCC (2006) ger att 1 % av tillfört totalkväve släpps ut som lustgas, vilket motsvarar 16 g lustgas per kg ingående tot-N.

² Beräknat från pilotstudien.

³ Beräknat från Karlsson och Rodhe (2002)

Vid samförbränning av slammet med träbränsle antogs det effektiva värmevärdet för det rötade slammet i enlighet med Tumlin m.fl. (2014) vara 2,5 MJ/kg rötat slam med 25 % TS. Liksom Tumlin m.fl. (2014) antog vi att värmeverkningsgraden var 82 %. Den koldioxid som släpptes ut vid förbränningen betraktade vi som biogen och vi antog att förbränningen inte släppte ut någon metan. Baserat på försök i Enköping med samförbränning av slam som rapporterats av Bäfver m.fl. (2013) antog vi att utsläppen från slammet vid samförbränning var 0,9 g NO_x och 0,066 g N₂O per kg 24 % TS rötat slam. Bäfver m.fl. (2013) uppmätte så starkt ökade halter av SO₂ vid samförbränning med slam att instrumentets mätområde överskreds, men vi antog att det skulle vara relativt enkelt att bygga om reningen så

att utsläppen trots slammet inte ökade. Vi antog därför att utsläppet var 0 g SO₂ per kg 24 % TS rötat slam. Släckt kalk antogs behövas för att klara denna förbättrade rening av SO_x.

6.6 Känslighetsanalyser

För att studera inverkan av vissa kritiska och osäkra data har deras inverkan på resultaten undersökts genom att deras värde har ändrats. Inverkan av följande parametrar har undersökts:

- Använd el-mix. I grundsimuleringarna har Svensk el-mix använts. Denna har relativt låga utsläpp av växthusgaser, 0,0134 kg CO₂-ekv. per kWh. I känslighetsanalysen har undersökts dels inverkan av om elen antogs komma från kolkraft, 0,845 kg CO₂-ekv. per kWh, och dels om den antogs komma bara från vattenkraft, 0,005 kg CO₂-ekv. per kWh.
- Användning av kolkälla utan uppströms miljöpåverkan, alltså av en kolkälla som kan betraktas som avfall, t.ex. glykol. Dess utsläpp av CO₂ vid nedbrytningen räknas dock med.
- Användning av bioetanol framställd i Brasilien eller i USA som kolkälla.
- Ersatt fjärrvärme. I grundsimuleringen ersattes genomsnittlig svensk fjärrvärme år 2008 vars klimatpåverkan var 0,085 kg CO₂-ekv. per kWh. I känslighetsanalysen undersöktes hur resultatet för scenariot med förbränning av slammet påverkades dels av om istället fjärrvärme producerad från biobränsle med utsläppet 0,026 kg CO₂-ekv. per kWh ersattes och dels av om en genomsnittlig svensk fjärrvärme från 2012 vars klimatpåverkan var 0,079 kg CO₂-ekv. per kWh ersattes.
- Inverkan av lägre utsläpp från lagringen av avloppsslam. De i grundscenarierna simulerade metanutsläppen från lagringen av slammet var 54 och 10 g/kg tot-C för scenarierna MT respektive MUT, vilket var 3 respektive 2 gånger så högt som de minimutsläpp, 18 och 4,9 g/kg tot-C, som mätts upp i försöket (tabell 6.3). I känslighetsanalysen undersöktes påverkan av om utsläppen var så små som de uppmätta minimutsläpp, alltså 18 respektive 4,9 g metan/kg tot-C. För scenariot M undersöktes hur en förändring av utsläppen från 27 g lustgas/kg ingående tot-N, beräknat utifrån Flodman (2002), till de utsläpp som beräknades av Börjesson & Svensson (1997) utifrån mätningar på deponier täckta med slam, vilket var 12 g lustgas/kg ingående tot-N.
- Inverkan av högre utsläpp från lagringen av avloppsslam. Utsläppen av metan i scenarierna MT och MUT fördubblades jämfört med grundscenarierna till 6 respektive 4 gånger så högt som de minimutsläpp, 18 och 4,9 g/kg tot-C, som mätts upp i försöket (tabell 6.3), alltså till 108 respektive 20 g metan/kg tot-C. För scenariot M undersöktes en fördubbling av utsläppen från 27 g lustgas/kg ingående tot-N till 54 g lustgas/kg ingående tot-N.

6.7 Resultat – avloppsvattenreningen (ARV)

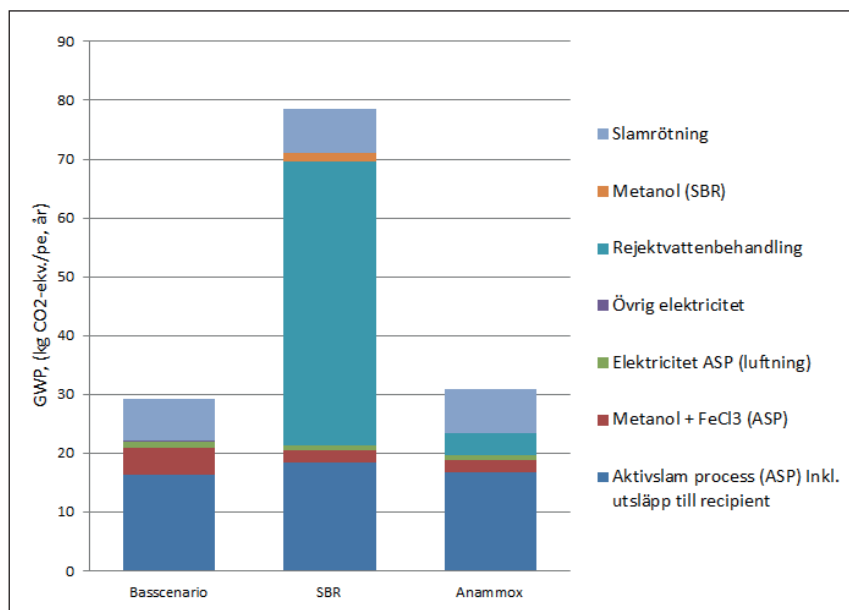
6.7.1 Miljöpåverkan

Resultaten från genomförda simuleringar visade att SBR som rejektivattenbehandling kan ge stora utsläpp av lustgas och därmed stor klimatpåverkan. Vi vill dock betona att SBR-modellen i huvudsak kalibrerats utifrån några få mätningar i Norrköping, gjorda innan man visste hur processen skulle styras för att minimera utsläppen av lustgas, varför simulerade utsläpp av lustgas var osäkra. Tabell 6.5 visar också att separat rejektivattenbehandling, både SBR och anammox, minskade de indirekta växthusgasutsläppen jämfört med basscenariot, främst på grund av minskad total användning av metanol. I dessa scenarier producerade också rötningen mera metan, vilket i tabell 6.5 syns som större direkta utsläpp. Elanvändningen, och därmed klimatpåverkan från el, var störst för basscenariot, men eftersom svensk el har liten klimatpåverkan var trots detta den totala klimatpåverkan lägst för basscenariot.

Tabell 6.5 Direkta och indirekta utsläpp av klimatpåverkande gaser (GWP 100 år) från basscenariot och rejektivattenbehandling med SBR respektive anammox (kg CO₂/pe, år)

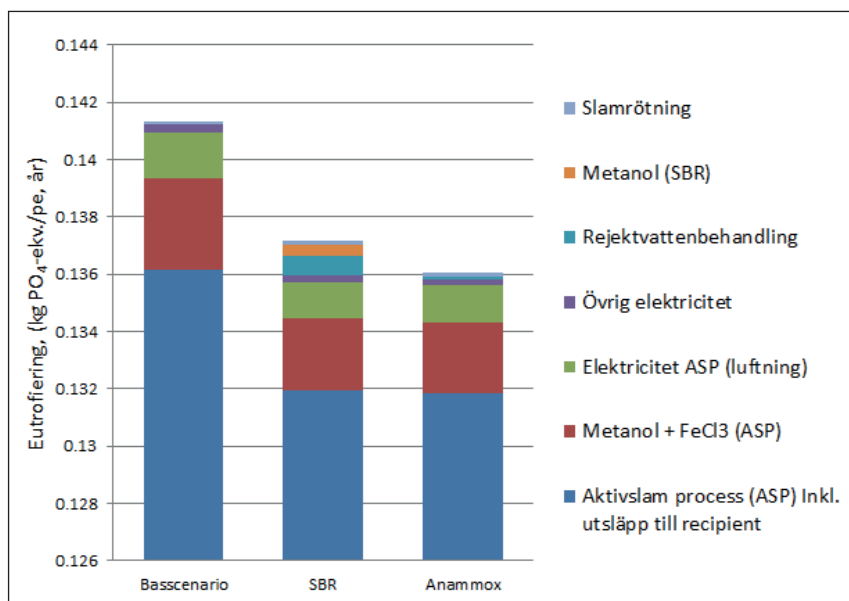
	Basscenario		Rejektivattenbehandling med SBR		Rejektivattenbehandling med Anammox	
	Direkta utsläpp	Indirekta utsläpp	Direkta utsläpp	Indirekta utsläpp	Direkta utsläpp	Indirekta utsläpp
Aktivt slamprocess (ASP)	16,5		18,4		16,5	
-Varav lustgas	12,2		15,1		15,1	
-Varav fossil koldioxid	4,3		3,3		1,4	
Metanol, ASP		3,94		1,54		1,54
FeCl ₃ , ASP		0,64		0,65		0,64
Electricitet (Luftning) ASP		0,91		0,73		0,73
Electricitet (Mixer) ASP		0,06		0,06		0,06
Electricitet (Pumpar) ASP		0,07		0,05		0,05
Electricitet (Slamförtjockare)		3,81E-04		3,37E-04		3,32E-04
Slamrötning (läckande metan)	7,2		7,5		7,5	
Electricitet (Slamavvattning)		1,15E-04		1,21E-04		1,21E-04
Rejektivattenbehandling						
Metanol				1,37		
Electricitet				0,127		0,037
-Lustgas			48,1		3,57	
Summa	23,7	5,63	74,0	4,53	27,6	3,07
Totalt direkta och indirekta		29,3		78,5		30,7

Den potentiella klimatpåverkan i basscenariot kom till viss del från elgenerering och metanolframställning men dominerades av direkta utsläpp av lustgas från aktivslamsteget i första hand, men även av utsläpp från rötningen (figur 6.3), vilket även framgår av tabell 6.5. SBR-behandlingen bidrog totalt sett till mer än dubbelt så stor klimatpåverkan jämfört med de övriga scenarierna. Anledningen till detta var de stora utsläppen av lustgas som enligt simuleringarna genererades och släpptes ut från SBR-behandlingen. Anammoxbehandlingen bidrog något mer till klimatpåverkan jämfört med basscenariot även om skillnaden var ytterst liten. Klimatpåverkan från anammoxbehandlingen kom i första hand ifrån de direkta utsläppen av lustgas som uppstod i aktivslamsteget, men även rötningen och rejektivattenbehandlingen bidrog.



Figur 6.3 Klimatpåverkanspotential (uttryckt som koldioxidekvivalenter) för behandling av det kommunala avloppsvattnet från en person under ett år för de tre undersökta scenarierna.

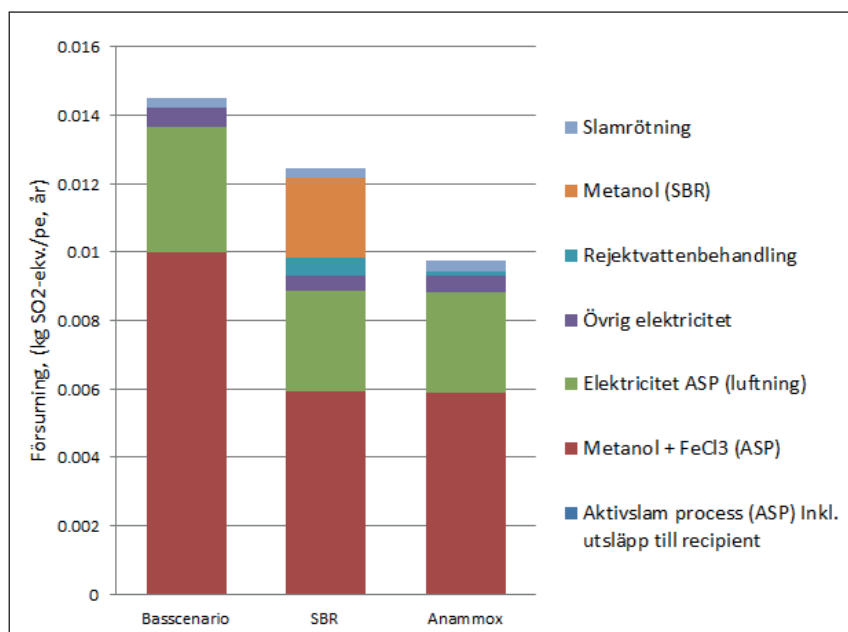
Bidraget till övergödningen kom till allra största delen från utsläppen av det behandlade avloppsvattnet till en recipient där såväl kväve som fosfor bidrog till övergödning (figur 6.4). Samtliga simuleringar för de undersökta fallen har gjorts med inställningar som ger cirka 10 mg N/l och 0,3 mg P/l i utgående behandlat vatten. Skillnaden mellan basscenariot och de övriga två scenarierna för aktivslamprocessen var att basscenariot gav ett något högre fosforutsläpp, 0,00030 kg P/m³ behandlat vatten, jämfört med de två andra scenarierna som båda hade fosforutsläpp på 0,00029 kg P/m³ behandlat vatten. Denna skillnad i utsläpp av fosfor skulle kunnat motverkas med bättre



Figur 6.4 Övergödningspotential (kg PO₄-ekv./pe, år) för behandling av det kommunala avloppsvattnet från en person under ett år för de tre undersökta scenarierna.

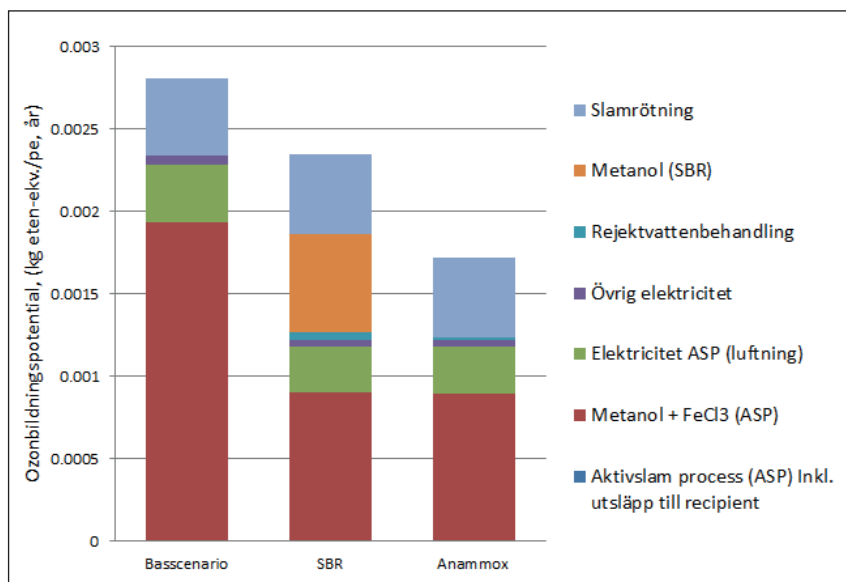
reglering av doseringen av fällningskemikalie och är alltså ingen nödvändig följd av de olika typerna av rejektivattenbehandling. Övriga bidrag till övergödningen hade en marginell påverkan i förhållande till denna lilla skillnad i de direkta utsläppen.

Bidragen till försurningspotentialen dominerades av kemikalieframställning och av elektriciteten som åtgick vid luftningen (figur 6.5). Skillnaden i försurningspotential mellan de olika scenarierna var liten i faktiska måttetal, men procentuellt sett var det ändå en viss skillnad. SBR- och anammox-behandlingen gav upphov till cirka 15 respektive 30 % mindre utsläpp av SO_2 -ekvivalenter jämfört med basscenariot. Detta berodde i första hand på att utsläppen av NO_x och svaveldioxid som minskade i och med att behovet av att tillföra kemikalier och elektricitet genom minskat behov av pumpning och luftning också minskade i fallen med rejektivattenbehandling jämfört med basscenariot. De data som använts för framställningen av metanol baserades på en europeisk mix av elektricitet. Om denna elektricitet istället ersatts av en svensk dito så skulle metanolens bidrag till försurningen reducerats med cirka 20 %.



Figur 6.5 Försurningspotential (kg SO_2 -ekv./pe, år) för behandling av det kommunala avloppsvattnet från en person under ett år för de tre undersökta scenarierna.

Bidragen till den fotokemiska ozonbildningspotentialen dominerades av kemikalieframställning och tillförd elektricitet (figur 6.6). Basscenariot bidrog till drygt 15 % högre fotokemisk ozonbildningspotential jämfört med SBR-scenariot och knappt 40 % högre potentiell påverkan jämfört med anammox-scenariot. Huvudsakligt bidrag kom i detta fall av tillförd metanol samt ifrån metan som bildades och avgick vid rötningssteget. Bidraget från metanolen skulle reduceras med cirka 3 % om den europeiska elektriciteten som ligger till grund för beräkningarna byttes ut mot en svensk elmix.



Figur 6.6 Fotokemisk ozonbildningspotential från en person under ett år (kg eten-ekv./pe, år) för de tre undersökta scenarierna.

6.7.2 Resurser

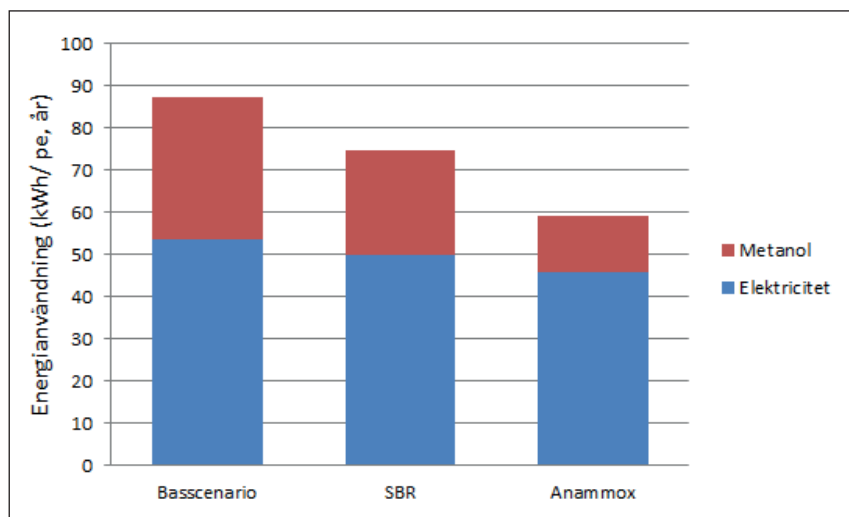
Det gick åt mer än dubbelt så mycket metanol per personekvivalent och år vid rejektivattenbehandling i huvudlinjen jämfört med Anammox-scenariot (tabell 6.6). Förbrukningen av metanol vid behandling i huvudlinjen var också större jämfört med SBR-scenariot, men skillnaden blev i detta fall mindre då metanol även tillsattes i SBR-reaktorn. Elförbrukningen för luftning och pumpning var klart högre vid behandling i huvudlinjen jämfört med de två andra scenarierna. Totalt sett blev skillnaden i elförbrukning mellan basscenariot och SBR-scenariot inte så stor på grund av den elektricitet som åtgick vid själva SBR-behandlingen av rejektivattnet.

Tabell 6:6 Resursförbrukning av el och kemikalier och metan- och slamproduktion från en person under ett år i de tre undersökta scenarierna

Parameter	Enhet	Huvudlinje	SBR	Anammox
Järnklorid, ASP	kg/pe, år	1,56	1,57	1,56
Metanol, ASP	kg/pe, år	5,33	2,09	2,08
Elektricitet, luftning, ASP	kWh/pe, år	17,9	14,3	14,3
Elektricitet, mixning, ASP	kWh/pe, år	1,25	1,25	1,25
Elektricitet, pumpning, ASP	kWh/pe, år	1,46	0,91	0,99
Slammängd	kg/pe, år	8,89	9,24	9,03
Elektricitet, Förtjockare ¹	kWh/pe, år	0,01	0,01	0,01
Elektricitet, Rötning	kWh/pe, år	1,42	1,42	1,42
Elektricitet, Avvattnings ¹	kWh/pe, år	0,002	0,002	0,002
Metanol rejektivattenbehandling	kg/pe, år	-	1,84	-
Elektricitet, rejektivattenbehandling	kWh/pe, år	-	2,45	0,72
Producerad metan (rötningsteget)	kWh/pe, år	61,2	58,8	58,6

¹ Bara el till pumpar, inte till centrifuger eller annan avvattningsutrustning.

Figur 6.7 visar den direkta energianvändningen i form av elektricitet och metanol i reningsverket för de olika scenarierna. Energin för tillverkning



Figur 6.7 Direkt energianvändning i form av på reningsverket använd elektricitet och metanol (kWh/pe, år) för behandling av det kommunala avloppsvattnet från en person under ett år för de tre undersökta scenarierna. Metanolens energiinnehåll baseras på det kalorimetriska värmevärdet (22,7 MJ/kg). Uppströms energianvändning för t.ex. produktion av kemikalier ingår inte.

av metanolen är inte medräknad och inte heller energin för tillverkning av elenergin. Redovisad energianvändning för metanolen baseras på hur stor mängd som tillförs samt dess kalorimetriska värmevärde. Inkluderas även själva framställningen av metanolen så blir energianvändningen för metanolen 2,84 gånger så hög. Motsvarande värde för svensk el-mix är 2,29. Tillsammans innebär detta alltså att primärenergianvändningen är ca 2,5 gånger så hög som i figur 6.7, och att metanolens andel av primärenergianvändningen är något större än av energianvändningen i figur 6.7.

6.8 Diskussion – delsystem ARV

Av resultaten framgår att den potentiella klimatpåverkan var mycket hög för SBR-scenariot (figur 6.3), som är den vanligaste typen av separat rektvattenbehandling i Sverige idag. Den potentiella klimatpåverkan var kopplad till ökade utsläpp av lustgas. Om behandling av rektvatten med SBR verkligen behöver ge upphov till så stora utsläpp som visas i figur 6.3 är emellertid osäkert då simuleringsmodellen kalibrerats med mätdata från endast tre mätkampanjer, var och en 24 timmar lång, i en SBR-anläggning. Då lustgasemissionerna tidigare varken mätts på denna eller andra anläggningar hade driften inte på något sätt justerats för att minimera utsläppen av lustgas. Detta innebär att det bör finnas en betydande potential för att minska utsläppen av lustgas, även om det är osäkert hur stor denna potential är.

Även anammox-scenariot föreföll ge något högre potentiellt klimatstörande utsläpp än basscenariot, huvudsakligen på grund av ökade utsläpp av lustgas från aktivslamprocessen och tillkommande utsläpp av lustgas från nitrifications-anammoxprocessen. Dessa ökade utsläpp komparerades till stor del av minskade direkta och indirekta utsläpp på grund av minskad användning av metanol. Skillnaden i totala klimatpåverkande utsläpp mellan anammox- och basscenariot var liten, osäker och påverkades kraftigt

av vilken el som användes. Figur 6.3 visar den beräknade skillnaden när svensk el-mix användes. Om helt förnybar el användes minskade de indirekta utsläppen framförallt från basscenariot, som använde mera el. Om däremot en europeisk el-mix användes, gynnades anammox-scenariot, som använde mindre el.

Det finns miljö- och resursmässiga fördelar med att införa separat rejeckt-vattenbehandling. Den minskar belastningen på aktivslamprocessen, vilket syns av att mindre elenergi behövdes för luftning (tabell 6.5), och den ökar, vid given bassängvolym, den belastning som reningsverket klarar av. Separat rejeckt-vattenbehandling förbättrar resurshushållningen, då el och metanol sparas och mera metan enligt simuleringarna produceras från rötningen. Tillverkningen av metanol gav de största bidragen till potentiell försurning (figur 6.5) och fotokemisk ozonbildning (figur 6.6). Dessa utsläpp minskade vid separat rejeckt-vattenbehandling.

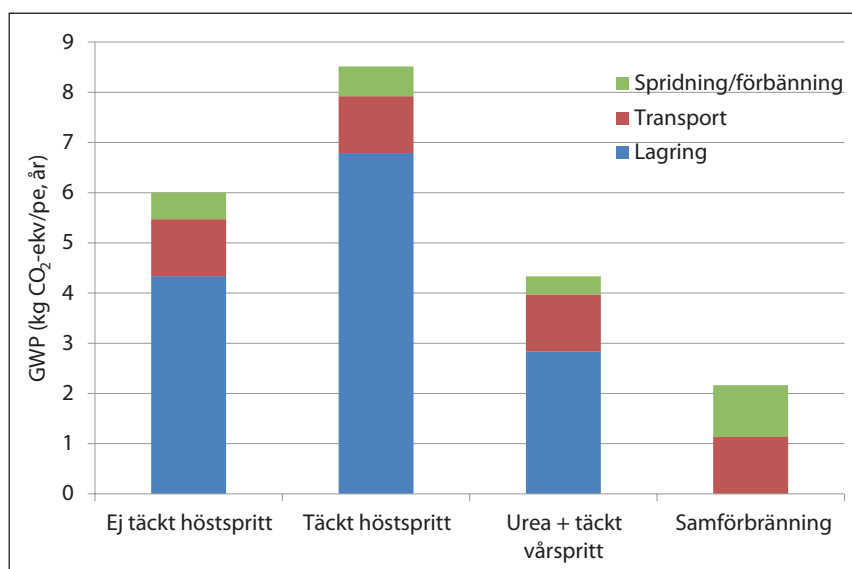
Av figur 6.3 framgår att det tycks vara oerhört väsentligt ur växthusgassynpunkt att utveckla kunskap om hur utsläppen av lustgas kan minimeras vid SBR-behandling av rejeckt-vatten samt att lägga stor omsorg på att driva existerande SBR-processer så bra som möjligt. Vid nyinvesteringar har anammoxprocessen flera fördelar i form av mindre potentiell klimatpåverkan, mindre behov av metanol (extern kolkälla) och därmed mindre påverkan genom potentiell försurning och fotokemisk ozonbildning.

6.9 Resultat – delsystem Slam

6.9.1 Miljöpåverkan

I hanteringskedjan för lagring och spridning av slam är det lagringen som står för den klart största påverkan på klimatet (figur 6.8). För spridningen och för lagringen kom större delen av klimatpåverkan från lustgas, utom för det ureabehandlade våspridda slammet, där de klimatpåverkande utsläppen från lagringen består av metan. Även om täckning av slammet under lagringen, i enlighet med kapitel 4 och tabell 6.3 kraftigt minskar utsläppen av lustgas, så tyder data på att de totala klimatpåverkande utsläppen ökar (figur 6.8) beroende på att utsläppen av metan ökar kraftigt (tabell 6.3). Tabell 6.3 bygger i stor utsträckning på extrapolerade data, vilket innebär att osäkerheten i klimatpåverkan från lagring under täckning och utan täckning är stor. Data tyder dock på att även om täckning eller inte har stor betydelse för utsläppen av lustgas och metan, så har den inte så stor betydelse för den sammanlagda klimatpåverkan, eftersom utsläppen av metan ökar när lustgasen minskar och tvärt om. Däremot är den minskade klimatpåverkan för ureabehandlat slam både säkrare och tydligare, troligen i storleksordningen 30 till 60 % i förhållande till lagring av slam med eller utan täckning under ett år. Samförbränning av slammet ger utsläpp av N_2O och transportererna till förbränningen ger också utsläpp, men eftersom slammet inte behöver lagras ger samförbränning för produktion av fjärrvärme trots detta den minsta klimatpåverkan.

Den potentiellt eutrofierande påverkan från lagringen av slammet beror till största delen på ammoniakemissioner under lagringen och därför är det inte förvånande att lagring utan täckning gav de största emissionerna (figur

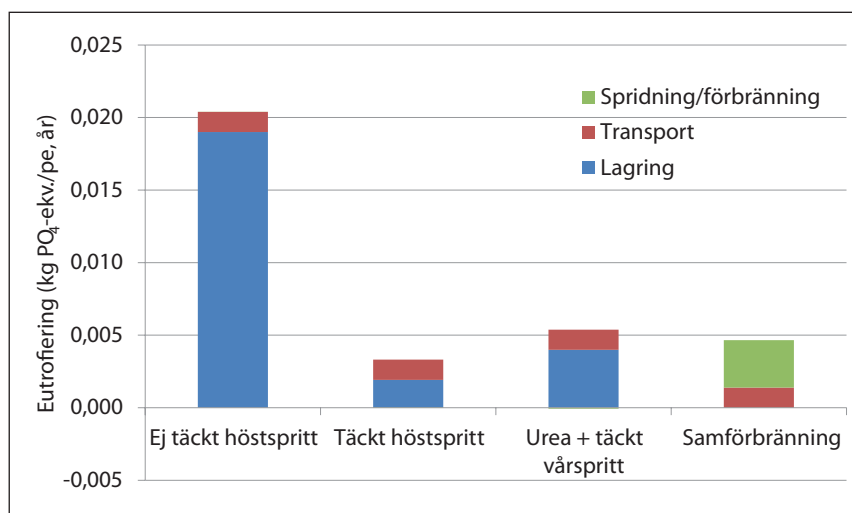


Figur 6.8 Klimatpåverkan, GWP, av mesofilt rötat slam från en person under ett år. Lagringen antogs ske under ett år.

De fyra staplarna representerar slam som lagras under ett år utan täckning och sprids på hösten, slam som lagras under ett år med täckning och sprids på hösten, mesofilt rötat slam som behandlas med 1,5 % urea och lagras under ett år med täckning och därefter sprids på våren, samt slam som samförbränns med biobränsle. Som jämförelse gav behandlingen i reningsverket upphov till ca 30, 80 respektive 30 kg CO₂-ekv./pe, år när rejektivattnet behandlades i huvudströmmen, med SBR eller med anammox.

6.9). Eftersom en god täckning minskar ammoniakavgången med ca 90 % är emissionerna väsentligt lägre för slam som lagras med täckning. Urea-behandling ökar mängden ammoniak i slammet och därmed avgången av ammoniak, eftersom ingen täckning i praktiken blir helt tät.

Ammoniak avgår också i samband med spridningen av slammet, men slammet ersätter också mineralgödsel som ger upphov till eutrofiering vid tillverkningen. Detta negativa bidrag kompenserar så väl utsläppet från traktorn som drar slamspridaren att inget nettobidrag från spridningen av slammet syns i figur 6.9. Samförbränning av slam ger, precis som transporter, utsläpp av NO_x som är eutrofierande.



Figur 6.9 Potentiellt eutrofierande påverkan av mesofilt rötat slam från en person under ett år. Lagringen antogs ske under 1 år.

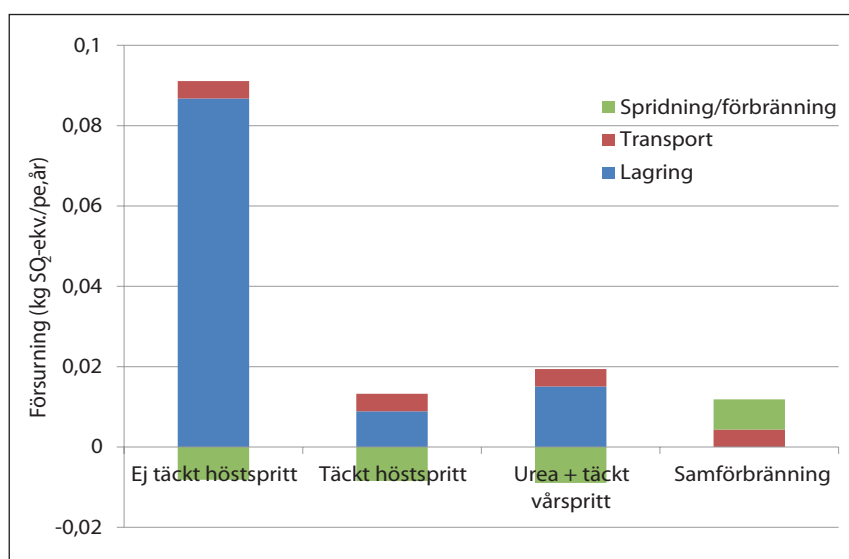
Som jämförelse gav behandlingen i och utsläpp från reningsverket upphov till ca 0,15, 0,19 respektive 0,16 kg PO₄-ekv./pe, år när rejektivattnet behandlades i huvudströmmen, med SBR eller med anammox.

Även den potentiellt försurande påverkan från lagringen av slammet beror till största delen på ammoniakemissioner under lagringen och därför var det inte förvånande att lagring utan täckning gav den klart största påverkan

(figur 6.10). Näst störst potentiell påverkan gav det ureabehandlade slammet lagrat under täckning och minst det mesofilt rötade under täckning.

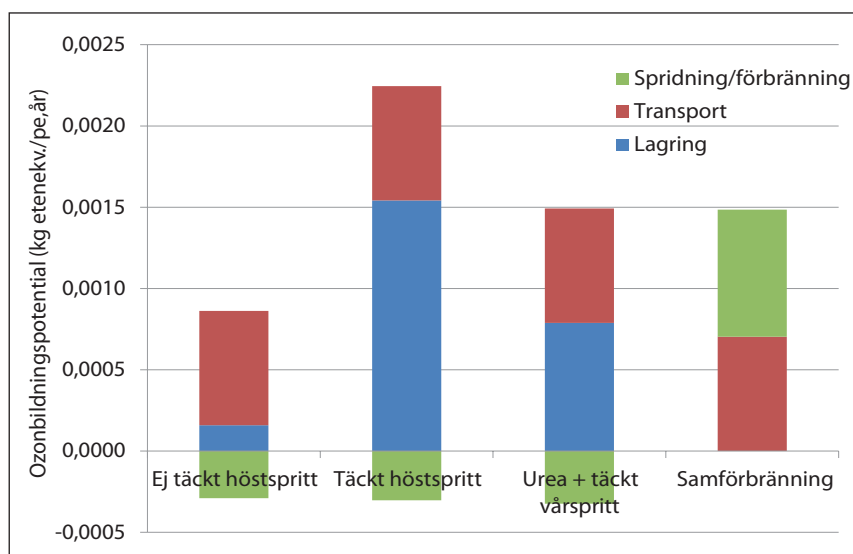
Ammoniak avgår också i samband med spridningen av slammet, men slammet ersätter också mineralgödsel som ger upphov till eutrofiering vid tillverkningen. Detta gör att den potentiella försurande nettopåverkan från det täckta höstspridda slammet blev mycket liten och endast något större för det ureabehandlade vårspridda slammet (figur 6.10). För samförbränningen av slam var det utsläppen av NO_x som gav försurande verkan, då vi förutsatt att den stora mängden bildad svaveldioxid avlägsnades i en utbyggd rökgasrening.

Potentiell fotokemisk påverkan på ozonbildningen orsakas av utsläpp av NO_x och av organiska ämnen. Nettopåverkan var minst för ej täckt slam som spreds på hösten (figur 6.11) och detta berodde på att insatserna av



Som jämförelse gav behandlingen i reningsverket upphov till ca 0,014, 0,012 respektive 0,010 kg SO_2 -ekv./pe, år när rejektivattnet behandlades i huvudströmmen, med SBR eller med anammox.

Figur 6.10 Potentiellt försurande påverkan från mesofilt rötat slam från en person under ett år. Lagringen antogs ske under 1 år.



Som jämförelse gav behandlingen i reningsverket upphov till ca 28, 24 respektive $17 \cdot 10^{-4}$ kg etenkv./pe, år när rejektivattnet behandlades i huvudströmmen, med SBR eller med anammox.

Figur 6.11 Potentiellt fotokemisk ozonbildande påverkan från mesofilt rötat slam från en person under ett år. Lagringen antogs ske under ett år.

infrastruktur och kemikalier var minst för detta slam, vilket gav låga utsläpp av NO_x, samtidigt som utsläppen av metan var relativt låga. För att lagra slam med täckning behöver plast till täckningen tillverkas, vilket i sig ger upphov till utsläpp och påverkan och dessutom ökar utsläppen av metan kraftigt, vilket ökar den fotokemiska ozonbildningen. Det ureabehandlade slammet minskar utsläppen av metan och därmed dess negativa påverkan och dessutom ersätts mera mineralgödsel, vilket innebär att mera utsläpp undviks. Även samförbränningen av slam gav NO_x, och ökade därmed bildningen av fotokemisk ozonbildning.

6.10 Resultat – känslighetsanalyser

I tabell 6.7 ges en sammanställning över de olika känslighetsanalyserna som genomförts. I samtliga fall där inverkan av alternativ till el-mix och kolkälla undersökts har jämförelsen genomförts genom att byta ut el-mix eller kolkälla för alternativet med basscenariot. Detta innebär att andra inflöden som exempelvis tillförsel av järnklorid ingår i samtliga undersökta scenarier. Detta gör att skillnaderna sinsemellan för övriga undersökta miljöpåverkan-skategorier såsom förorening och eutrofiering blir relativt små.

Tabell 6.7 Känslighetsanalyser för olika undersökta scenarier. Grundscenarierna och deras miljöeffekter ges i fet stil, och miljöeffekter som ges efter olika förändringar i scenarierna ges nedanför i normal stil

Grundscenario Förändrade parametrar	Klimat- påverkan (kg CO ₂ -ekv/ pe, år)	Eutrofiering (kg PO ₄ -ekv/ pe, år)	Förorening (kg SO ₂ -ekv/ pe, år)	Fotokemisk ozonbildning (kg eten-ekv/ pe, år)
Basscenario med svensk el-mix och metanol som kolkälla	29,3	0,141	0,014	0,003
Basscenariol med el från kolkraft	46,7	0,142	0,041	0,005
Basscenario med el från vattenkraft	28,5	0,139	0,010	0,002
Basscenario med avfallsglykol som kolkälla	25,4	0,140	0,008	0,001
Basscenario med bioetanol (Brasilien) som kolkälla	22,4	0,139	0,028	0,047
Basscenario med bioetanol (USA) som kolkälla	28,5	0,192	0,054	0,003
Slamförbränning ersätter fjärrvärme 2008	0,54	0,003	0,008	0,001
Slamförbränning ersätter fjärrvärme 2012	0,57	0,003	0,008	0,001
Slamförbränning ersätter fjärrvärme från biobränsle	0,82	0,003	0,007	0,001
Slam: lagring 1 år utan täckning och höstspridning	6,00	0,020	0,083	0,001
Enlig ovan, men lägre N ₂ O-utsläpp	3,94	0,020	0,083	0,001
Enlig ovan, men högre N ₂ O-utsläpp	9,46	0,020	0,083	0,001
Slam: lagring 1 år med täckning och höstspridning	8,53	0,003	0,005	0,002
Enlig ovan, men lägre CH ₄ -utsläpp	4,30	0,003	0,005	0,001
Enlig ovan, men högre CH ₄ -utsläpp	14,8	0,003	0,005	0,003
Slam: lagring 1 år med urea, täckning och vårspridning	4,33	0,005	0,010	0,001
Enlig ovan, men lägre CH ₄ -utsläpp	3,74	0,005	0,010	0,001
Enlig ovan, men högre CH ₄ -utsläpp	5,51	0,005	0,010	0,001

För basscenariot står de direkta utsläppen av lustgas och koldioxid i aktivslamsteget för den stora delen av klimatpåverkan (tabell 6.7). Detta gör att den totala påverkan av att byta ut elektriciteten och/eller kolkällan mot de alternativ som undersökts i känslighetsanalysen inte ger en så stor påverkan på klimatgasutsläppen. Resultaten ifrån känslighetsanalyserna visade att den

svenska elmixen hade relativt låga utsläpp och att resultaten inte skiljde sig väsentligt från elektricitet som kommer helt från vattenkraft. Skulle däremot el baserad på kolkraft användas till 100 %, vilket skulle kunna vara fallet om den använda elen betraktades som marginalet, skulle klimatpåverkan öka kraftigt.

I fallet med metanolen som kolkälla stod tillverkningen av denna för drygt 13 % av de totala utsläppen av CO₂ i basscenariot och tillverkningen av etanolen för drygt 20 %. Ingen uppströms påverkan tilldelades glykolen då denna antogs vara ett avfall. Däremot bidrog glykolen, liksom övriga kolkällor av fossilt ursprung, till utsläpp av CO₂-ekvivalenter då de oxideras i aktivslamsteget. Skulle bioetanol från Brasilien eller rest-glykol använts som kolkälla istället för metanolen (som har fossilt ursprung) skulle utsläppen minskat väsentligt. Skulle däremot amerikansk bioetanol framställt ifrån majs använts så skulle utsläppsminskningen bli lika liten som om man helt gick över till el från vattenkraft.

Den fjärrvärme-mix som ersattes av värmen från samförbränningen av slam var 2008 års fjärrvärmemix. Om istället den genomsnittliga fjärrvärmemixen från 2012 ersatts blir inte skillnaden så stor. Om däremot fjärrvärme från enbart biobränsle ersatts försämrar resultatet för samförbränningen av slam, eftersom den ersatta fjärrvärmen ger mindre utsläpp än samma mängd värme när den produceras genom förbränning av slam.

Klimatutsläppen från känslighetsanalyserna för lagring av slam utan respektive med täckning tyder på att det troligen normalt ger lägre klimatpåverkande utsläpp att lagra slammet utan täckning än att lagra det under täckning. Den stora överlappningen mellan klimatutsläppen från känslighetsanalyserna för dessa båda typer av lagring innebär dock att vi inte säkert vet. För att veta säkert behövs fler studier.

Lagring under täckning och vårspridning av ureabehandlat slam gav de klart lägsta klimatpåverkande utsläppen av de hanteringssystem som utnyttjade slammet som gödselmedel. Om högre utsläpp av metan antogs från lagring och spridning av ureabehandlat slam så fanns det dock ett överlapp mellan klimatutsläppet från lagring av slam såväl med som utan täckning, om dessa antogs ha lägre utsläpp av metan respektive lustgas (tabell 6.7). Då överlappet är relativt litet kan detta tolkas som att det troligen är så att lagring och spridning av ureabehandlat slam ger lägre klimatutsläpp än lagring och spridning av icke ureabehandlat slam oavsett om detta lagras med eller utan täckning. För att kunna vara helt säker behövs dock fler studier även av klimatutsläppen från lagring under täckning av ureabehandlat slam som sprids på våren.

6.11 Diskussion – delsystem Slam

Det bör för klimatpåverkan av slamhantering påpekas (figur 6.8) att det rådde stor osäkerhet om den verkliga storleken på de metanutsläpp som simuleringarna baserades på, vilket framgår av känslighetsanalysen där spannet mellan de minimiutsläpp som uppmättes i pilotförsöket för MT och MUT och det antagna maxiutsläpp för fallet med förhöjda metanutsläpp som var 6 respektive 4 gånger så stora som de uppmätta minimiutsläppen.

Förutom denna osäkerhet fanns också en stor osäkerhet om hur god syresättningen vanligen är i stora slamlager, då denna beror på såväl struktur som vattenhalt. Betydelsen av denna osäkerhet framgår av jämförelsen mellan scenarierna M och MT, där scenariot M representerade fall med god syresättning och scenariot MT fall med dålig syresättning. Tyvärr var osäkerheterna alltför stora för att säkert avgöra vilket som ger lägst klimatpåverkan, lagring med god syresättning eller lagring med dålig syresättning. Det som dock med säkerhet kunde konstateras är att vid god syresättning domineras klimatpåverkan av utsläpp av lustgas och att dessa utsläpp minskar och utsläppen av metan ökar vid dålig syresättning, samt att de klimatpåverkande utsläppen från lagring är klart lägre vid behandling med urea än utan sådan behandling (tabell 4.8, figur 6.8, tabell 6.7).

Dessutom kan konstateras att ju kortare tid slammet behöver lagras, och ju mindre mängd slam som lagras under de varma sommarmånaderna, när den biologiska aktiviteten är hög, desto mindre blir utsläppen. Att spridning av slam på våren minimerar mängden slam som lagras under sommaren är en klar fördel oavsett om slammet behandlas med urea eller inte.

Det är helt klart att täckning väsentligt minskar påverkan av eutrofiering och förurning (figur 6.9, 6.10), men att den ökar den potentiella bildningen av marknära ozon (figur 6.11) huvudsakligen beroende på att produktionen av metan ökar med täckning. Behandling med urea minskar klimatpåverkan och potentiell bildning av marknära ozon, men potentiell övergödning och förurning ökar något jämfört med täckt lagring utan urea.

I denna studie förefaller samförbränning av slam med biobränsle ur övergödnings-, förurningssynpunkt att vara relativt likvärdig med 1 års täckt lagring och spridning av slam med eller utan ureabehandling. Ur klimatsynpunkt visar denna studie att samförbränning av slam för produktion av fjärrvärme skulle ge mindre klimatpåverkan än gödsling med slammet på åker via någon av de studerade hanteringskedjorna. Det bör dock påpekas då större delen av utsläppen kommer från lagringen för de scenarier där slammet används på åkermark, så minskar givetvis utsläppen ju kortare tid som slammet lagras och speciellt gäller detta för lagring under sommaren. Detta innebär också att det för de låga utsläppen från scenariot med samförbränning är centralt att slammet transporteras direkt från reningsverket till förbränningsanläggningen och att det inte mellanlagras någonstans. Dessutom bör inte transportavståndet till förbränningen vara väsentligt större än transportavståndet vid spridning av slam som gödselmedel. Det bör dessutom påpekas att ju mindre utsläppen blir från produktionen av fjärrvärme i Sverige, ju mindre fördel är det ur klimatsynpunkt att förbränna slammet, vilket framgår av känslighetsanalysen (tabell 6.7).

Resultatet från denna studie, att klimatpåverkan var betydligt mindre när slammet förbrändes än när det användes på åkermark skiljer starkt från resultaten i Linderholm m.fl. (2012) som jämförde återföring av fosfor antingen direkt genom gödsling med slam eller genom förbränning av slam och framställning av ett fosforgödselmedel via Ash Dec-processen. Tre viktiga förklaringar till att resultaten blev så olika är dels att ingen fjärrvärme utvanns ur förbränningen i Linderholm m.fl. (2012) utan bara elenergi, dels att stora mängder oljeenergi behövdes både för monoförbränningen och för

gödselproduktionsprocessen i Linderholm m.fl. (2012). Samförbränningen med returträffis och produktionen av fjärrvärme i denna studie förefaller, utifrån tillgängliga data, vara ett väsentligt bättre alternativ än Ash Dec. Dock har vi inte kunnat utvärdera hur utvinning av fosfor ur askan påverkar helheten, då såväl resursförbrukning som utsläpp av miljöstörande ämnen är hemliga (Bäfver m.fl., 2013).

En aspekt av att förbränna slammet är att varken slammets miljöstörande innehåll av metaller eller organiska ämnen sprids vidare från förbränningen. Denna aspekt ligger dock utanför systemanalysen, eftersom vi varken värderat potentialen för humantoxikologiska eller ekotoxikologiska effekter. Vid en väl utförd förbränning med god rökgasrening oxideras de organiska miljöstörande ämnena medan metaller i mycket hög utsträckning hamnar i askan, botten- och flygaskan och eventuella andra produkter från rökgasreningen.

En annan aspekt som ligger utanför de aspekter som värderats i systemanalysen är slammets värde för åkerjordens humusbildning och struktur. I vissa områden med ensidig växtodling är många lantbrukare oroade av sjunkande mullhalt och försämrad struktur. Slammets effekt på dessa markegenskaper har inte värderats i denna studie. Problem med sjunkande mullhalt och försämrad struktur måste dock i huvudsak mötas med andra strategier, eftersom mängden slam är mycket liten i förhållande till åkerarealen i Sverige.

7. Övergripande resultat och diskussion

För klimatpåverkan och eutrofiering dominerar de direkta och indirekta utsläppen från reningsverket stort och utsläppen från slamhanteringskedjan är för klimatpåverkan i de flesta fall troligen i intervallet 5–25 % av de sammanlagda utsläppen från rening och slamhantering (tabeller 6.5, 6.7, figur 6.3, 6.8). För eutrofiering är detta intervall ännu lägre, i de flest fall troligen 1–10 % (figur 6.4, 6.9). Detta är inte förvånande då det är de direkta utsläppen av det renade vattnet som dominerar, men bidraget från utsläpp av ammoniak i slamhanteringskedjan är inte oväsentligt. Bidraget från slamhanteringen till potentiellt försurande utsläpp är större, troligen ofta 10 till 100 % av utsläppen från avloppsvattenreningen (figur 6.5, 6.10), och motsvarande andel för de potentiellt fotokemiskt ozonbildande utsläppen är också stora, 10–100 % (figur 6.6, 6.11).

I detta projekt har endast utsläpp från rejektvattenbehandling med nitrifikation-denitrifikationsprocess i SBR och nitritation-anammoxprocess, samt från 1 års lagring av avloppsslam och efter spridning av avloppsslam mätts. Mätningarna i projektet kan alltså inte ge en fullständig bild av hur stora utsläppen är från alla olika processer i ett reningsverk, och därför inte heller hur stora de relativa bidragen var från de processer som vi mätt på i förhållande till reningsverket, eller avloppssystemet som helhet. För att få denna information, och därmed ett underlag för prioriteringar, har vi genomfört en systemanalys av dels reningen av avloppsvattnet från en person under ett år och dels hanteringen av det avloppsslam som denna rening producerar. Detta förfaringssätt har fördelen att såväl modell som avloppsvattnets flöde och sammansättning är samma i de olika studerade scenarierna. Denna repeterbarhet är en viktig förutsättning för att kunna se små skillnader i utsläpp, som den av växthusgaser mellan basscenariet, 29,3 kg CO₂-ekv./pe, år, och anammoxscenariet, 30,7 kg CO₂-ekv./pe, år (tabell 6.5). Denna lilla skillnad i utsläpp skulle man med stor säkerhet inte kunnat upptäcka om systemanalysen hade baserats på mätningar i olika anläggningar istället för på simuleringar, beroende på bl.a. olika sammansättningen på avloppet, olika dimensioneringen och utformningen av bassänger, flöden och återcirkulationer och reglering med mera i reningsverket.

Det stora antalet parametrar och omständigheter som påverkar reningsverkets utsläpp av växthusgaser är en och svårigheterna att göra representativa mätningar i stora produktionsanläggningar en annan viktig orsak till att det skiljer mer än en faktor 10 mellan de utsläpp som mätts i de få mätningar som gjorts på hela reningsverk i Sverige (0,07 % av inkommande kväve avgår som lustgas enligt DGE (2012) medan Tjus m.fl. (2012) uppmätte 1,2 % av inkommande kväve på Himmerfjärdsverket. Spannet är ännu större mellan olika internationellt publicerade mätningar. Arnell m.fl. (2013) sammanfattar resultaten från 18 artiklar och rapporter som redovisar utsläpp av lustgas som varierar mer än en faktor 1 000, mellan 0,01 och 11,2 % av inkommande kväve. Sammantaget innebär detta att i mätningar

på anläggningar kan små skillnader orsakade av processerna inte urskiljas på grund av de större skillnader som orsakas av att även olika parametrar och förutsättningar skiljer mellan anläggningarna.

Detta visar på en av modelleringens och simuleringens styrkor, repeterbarheten. Vi vet att skillnaderna i resultat mellan olika simuleringar endast beror på de parametrar som vi ändrat mellan simuleringarna. Denna repeterbarhet gör att vi kan konstatera även små skillnader i utsläpp som orsakas av skillnader i processerna, som den att båda typerna av rejektivattenbehandling förefaller öka utsläppen av lustgas från aktivtslamprocessen i huvudströmmen (tabell 6.5). Denna skillnad visar emellertid också på en av simuleringens största svagheter. Denna ökning var inte väntad, eftersom båda typerna av separat rejektivattenbehandling innebär att kvävebelastningen på, och kvävereduktionen i, aktivtslamprocessen, minskar. Det är därför rimligt att anta att bildningen av lustgas i aktivtslamsteget minskar, inte ökar. Simuleringsmodellerna är nyutvecklade och har ännu ej hunnit valideras på ett omfattande sätt. Det är alltså inte alls säkert att simuleringarna ger de korrekta utsläppen. En försiktig, och förhoppningsvis rimlig, tolkning av utsläppet av lustgas från aktivtslamprocessen tills att simuleringsmodellerna blivit bättre verifierade är nog att utsläppet endast påverkas lite av om reningsverket har separat rejektivattenbehandling eller inte. Detta innebär att klimatpåverkan från ett reningsverk med separat rening av rejektivattnet med anammox troligen är ungefär lika stor som klimatpåverkan från ett liknande reningsverk utan separat rejektivattenrening.

De modeller som använts för att simulera avloppsvattenreningen i systemanalysen är dels BSM2-G och dels rejektivattenmodeller utvecklade av (Lindblom m.fl., 2014a). Samtliga dessa modeller är nyutvecklade. Någon oberoende verifiering av att de väl beskriver samtliga för lustgasemissionen viktiga faktorer finns ännu inte. De simulerade lustgasutsläppen från basscenariet var 41 g N₂O/pe, år, eller 12,2 kg CO₂-ekv./pe, år (tabell 6.5). Detta innebär att 0,66 % av inkommande kväve till reningsverket avgick som lustgas. Detta ligger nästan mitt i det intervall, 0,07–1,2 %, som ges av de ovan nämnda utsläpp som mätts upp på Ryaverket och Himmerfjärdsverket (DGE, 2012; Tjus m.fl. 2012), vilket tyder på att de utsläpp av lustgas som modellerna gav var av rätt storleksordning.

Utifrån nuvarande kunskapsläge förefaller separat behandling av rejektivatten med nitritations-anammoxprocessen troligen att endast påverka reningsverkets direkta utsläpp av lustgas marginellt. Denna process kommer att minska utsläppen av koldioxid från omsättningen av kolkällan, vilket har störst betydelse om kolkällan är fossil. Dessutom minskar anammoxprocessen behovet av resurser i form av elenergi och kolkälla. Om separat behandling av rejektivatten med nitritations-anammoxprocess leder till totalt sett ökade eller minskade utsläpp av växthusgaser beror i stor utsträckning på hur stora utsläpp som produktionen av el och kolkälla ger. Om elen och kolkällan produceras med små utsläpp av växthusgaser förefaller behandling av rejektivattnet i huvudströmmen ge de minsta utsläppen av växthusgaser, medan det omvända är sant om produktionen av el och kolkälla ger stora utsläpp av växthusgaser.

Det är intressant att notera att reningsverkets klimatpåverkan kan reduceras med ca 26 % (7,7 kg CO₂-ekv./pe., år) genom att välja en kolkälla med minimala utsläpp av växthusgaser (etanol från Brasilien) och genom att endast använda el från vattenkraft. Det är valet av kolkälla som bidrar mest till detta, 24 %, 6,9 kg CO₂-ekv./pe., år.

Behandling av rejektivattnet i SBR ökar enligt simuleringarna klimatpåverkan med runt 150 % (tabell 6.5) trots att kvävet i rejektivattnet i simuleringarna bara motsvarar 24 % av inkommande kväveflöde, vilket innebär att de relativa utsläppen av lustgas från kvävereningsprocessen i SBR-reaktorn är flera gånger större än motsvarande utsläpp från kväverening i huvudströmmens aktivslamprocess. För att förstå varför utsläppen är så mycket större från rejektivattenrening i SBR behövs kompletterande studier av vilka kombinationer av processparametervärden i simuleringarna som orsakar utsläppen. Dessa bör kompletteras med mätningar på fler SBR-reaktorer för att verifiera modellen, och för ökad förståelse för hur rejektivattenrening i SBR-reaktorer bör drivas. De stora utsläpp av lustgas vid rening av rejektivatten i SBR som denna studie visar på bör tolkas med stor försiktighet, då SBR-modellen kalibrerats mot endast ett fåtal satser behandlade i en SBR-anläggning. Innan man kan fatta generella slutsatser om SBR för rejektivattenrening behövs fler mätningar.

Rening av rejektivatten med nitrifikations-denitrifikationsprocess i SBR-reaktorer innebär stora cykliska variationer hos många processparametrar. Variationer hos bland annat ammoniumhalt och syremättnad har visats leda till ökade utsläpp av lustgas (Westling, 2011), vilket innebär att det är viktigt exakt hur SBR-reaktorer för rejektivattenrening drivas. För att kunna driva dem på ett bra sätt är det önskvärt med kontinuerlig mätning, alltså med on-line instrument. Helst också för utsläppen av lustgas. I avsaknad av sådana behövs mätningar på de individuella reaktorerna för att få bästa möjliga underlag för god drift av processerna. För att så snabbt som möjligt bygga ett bra kunskapsunderlag för drifts- och processoptimering bör Svenskt Vatten överväga om information från mätningar av klimatutsläpp från svenska avloppssystem skall ställas samman i en databas.

Av simuleringsresultaten kan det förefalla som om rötningen av slammet ur klimatsynpunkt är en belastning, då även de måttliga utsläpp av metan som antagits i simuleringen, 2 %, ger ett utsläpp som motsvarar 30 % av den sammanlagda klimatpåverkan som reningsverkets direkta utsläpp ger. Detta visar på hur viktigt det är att minimera utsläppen av metan från anläggningen. En viktig åtgärd för att minska utsläppen är att snabbt kyla ned det rötade slammet. En annan åtgärd som, utifrån resultaten från lagringsförsöket bör vara minst lika effektiv, är att blanda in urea i det rötade slammet. Det är givetvis också viktigt att ingen gas läcker från gassystemet, men det är också viktigt att den metan som släpps ut från avvattning och lager av såväl icke avvattnat som avvattnat slam samlas upp och oxideras. Samt givetvis att förbränningen är fullständig av den gas som facklas eller på annat sätt förbränns. Om detta görs på ett bra sätt och om gasen dessutom ersätter bränsle med stor klimatpåverkan blir rötning av slammet en klimatomfattig fördel, och inte den nackdel som tabell 6.5 ger intryck av. Att undersöka hur gasen på bästa sätt skall användas har dock legat utanför detta projekt.

Utsläppen av metan från avloppsledningssystemet kan vara betydande (Isgren och Mårtensson, 2013), av samma storleksordning som de direkta utsläppen från avloppsreningen enligt denna studie. Att närmare studera dessa utsläpp kan bli svårt, då det finns fler utsläppspunkter från systemet än det finns anslutna fastigheter. Dessa utsläpp har inte studerats i detta projekt.

Klimatutsläppen från lagring, transport och spridning eller kvittblivning av avloppsslam är betydande. Den uppskattade klimatpåverkan, 6 kg CO₂-ekv./pe, från konventionell slamhantering, lagring utan täckning under i medeltal ett år, före nyttiggörande på åker och därefter spridning, motsvarar ca en femtedel av de direkta utsläppen från reningen av avloppsvattnet i basscenariet (figur 6.8, tabell 6.5). Genom ändringar i återföringssystemet för slammet förefaller dock utsläppen kunna minskas. Genom att behandla, hygienisera, slammet genom tillsats av 1,5 vikts-% urea bör klimatpåverkan kunna minskas med 25–40 % jämfört med det idag vanligaste återföringssystemet för slam till åker (figur 6.8). Efter inblandning med urea måste dock slammet lagras med täckning så att ammoniakförlusten från det kväverika slammet minimeras och dessutom bör det spridas på våren när grödan kan tillgodogöra sig den stora mängden kväve i slammet. Om man vill nyttiggöra slammets näring i odling är lagring och spridning av ureabehandlat slam det slamhanteringssystem som enligt denna studie ger lägst klimatpåverkan. För samtliga återföringskedjor är det lagringen av slammet den del av hanteringssystemet som ger störst klimatpåverkan. Åtgärder som minskar lagringstiden, t.ex. spridning både vår och höst, är därför fördelaktiga.

Resultaten av lagringsförsöket (kapitel 4) tyder på att en porös och grynig struktur hos slammet, som hos det studerade termofilt rötade slammet, kan vara en faktor som stimulerar lustgasbildningen under lagring, vilket också konstaterats av Börjesson & Svensson (1997). Samtidigt strävar de flesta reningsverk efter att avvattna slammet till så hög torrsubstanshalt som möjligt och en grynig struktur fungerar bra i de flesta hanteringssystem. Om slammet blir grynigt kan det alltså finnas en målkonflikt mellan små utsläpp av lustgas och ett avvattnat slam som är lätt att hantera. Å andra sidan verkar god syresättning reducera utsläppen av metan så mycket att det ur klimatpåverkassynpunkt är en fördel producera ett slam med god syresättning. Osäkerheten om hur väl minskade metanutsläpp balanserar ökade lustgasutsläpp är dock stor. Fler mätningar av utsläppen av växthusgaser från slam med olika struktur behövs för att undersöka denna balans.

Denna studie visar på att det ur klimatpåverkanssynpunkt är bättre att nyttiggöra slammets innehåll av energi genom samförbränning med biobränsle för produktion av fjärrvärme än att sprida slammet på åkermark som gödselmedel (figur 6.8), trots att själva nyttiggörandet genom förbränning ger betydligt större klimatpåverkan än nyttiggörande via spridning på åkermark. Den stora klimatomräskiga fördelen är att slammet inte behöver lagras, utan kan gå direkt från avvattning till förbränning. Den klimatomräskiga fördelen förutsätter också att slammet inte behöver transporteras längre till förbränningen än till användningen i jordbruket. Andra typer av kontinuerlig användning t.ex. torkning och pelletering, eller användning som bränsle vid produktion av cement bör ha samma fördel under förutsättning

att processerna för nitrifiering, denitrifiering och metanbildning hos slammet samtliga inaktiveras, eller produkten inte lagras innan den används och inte behöver transporteras alltför långt.

Sammanfattningsvis visar projektet att det finns en stor potential för att minska utsläppen av klimatgaser från såväl reningsverk som från lagring och spridning eller kvittblivning av slam. Studien har dock inte kunnat täcka in alla tänkbara lösningar eller kunnat mäta alla delar i studerade reningsverk. Önskvärt är därför att branschen tillsammans med forskare fortsätter att identifiera kunskapsluckor, så att fortsatta studier kan ge en helhetsbild av tänkbara klimatsmarta system.

8. Slutsatser

Slutsatser från denna studie är:

- Separat behandling av rejektivattnet spar resurser i form av elenergi och kolkälla och minskar därigenom den indirekta klimatpåverkan från reningen av avloppsvatten.
- För det i systemanalysen simulerade reningsverket gav behandling av rejektivattnet i huvudströmmens aktivslamprocess ungefär samma utsläpp av växthusgaser som det simulerade reningsverket med separat behandling av rejektivattnet med nitritions-anammoxprocess.
- Utsläppen av lustgas från behandling av rejektivatten med nitritions-anammoxprocess var i denna studie små och stabila. I fullskala släpptes i genomsnitt 0,7 % av inkommande kväve ut som lustgas, med ett spann från 0,35 % till 1,33 %.
- Skillnaden i klimatpåverkan mellan att behandla rejektivattnet i huvudströmmens aktivslamprocess och att behandla det i en separat nitritions-anammoxprocess är betydligt mindre enligt simuleringarna än de skillnader som mätts upp mellan olika reningsverk.
- Simulering av reningsverket och rejektivattenreningen gjorde det möjligt att undersöka de kvantitativa skillnader som rejektivattenrening med nitritions-anammoxprocess bedöms ge jämfört med rejektivattenbehandling i huvudströmmens aktivslamprocess.
- Utsläppen av lustgas från behandling av rejektivatten med nitrifikations-denitrifikationsprocess i SBR-reaktor var i denna studie höga och mycket varierande. I fullskala släpptes i genomsnitt 10 % av inkommande kväve ut som lustgas, med ett spann för enskilda behandlade satser från 2,6 % till över 100 % av inkommande kväve. Mätningarna ger dock ingen komplett bild då de gjorts på bara en reaktor och ett litet antal satser.
- Den stora spännvidden på utsläppen av lustgas från rening av rejektivattnet i SBR innebär att processen ur lustgassynpunkt bör betraktas som en högriskprocess, vilket innebär att det är viktigt att fler mätningar snarast görs på denna process.
- Det stora spannet hos utsläppen av lustgas från rening av rejektivatten i SBR innebär också att potentialen för att minska utsläppen genom förbättringar av driften bör vara stor. God drift bör ges högsta prioritet.
- Många parametrar påverkar utsläppen av lustgas och metan från reningsverk, och för att med dagens kunskapsnivå på bästa sätt kunna förbättra driften och minska klimatpåverkande utsläpp rekommenderas mätningar av utsläppen av växthusgaser på de olika processdelarna i det enskilda reningsverket.
- Genom att använda förnybara resurser i form av el och kolkälla producerade med minimala utsläpp av växthusgaser minskade klimatpåverkan från basscenariot med sammanlagt knappt 26 %. Om utgångspunkten var användning av el från kolkraft och inte svensk elmix skulle minskningen bli 52 %.

- Utsläppen av växthusgaser från lagring av avloppsslam var betydande. Enligt systemanalysen motsvarade de vid lagring utan täckning i ett år i storlek ca en femtedel av de direkta utsläppen från reningsverket. Lagring bör minimeras.
- Utsläppen av växthusgaser efter spridning av slam var små, både jämfört med utsläppen från lagringen av slammet och med de från reningen av vattnet. Nyttiggörandet av slammets näring minskar systemets eutrofierande, försurande och ozonbildande påverkan.
- God syretillgång i slammet, till exempel genom porös och grymig struktur, förefaller kraftigt öka utsläpp av lustgas. Samtidigt minskar utsläppen av metan, vilket kanske påverkar klimat något mera än ökningen av lustgasutsläppen.
- Täckning av slammet under lagring föreföll minska utsläppen av lustgas och öka utsläppen av metan och troligen också klimatpåverkan.
- Termofil rötning av slammet förefaller ge lägre utsläpp av metan från lagringen jämfört med mesofilt slam.
- Hygienisering av slammet genom tillsats av 1,5 vikts-% urea förefaller eliminera utsläppen av lustgas från lagringen och kraftigt minska utsläppen av metan.
- Av de undersökta system som utnyttjar slammets näring på mark, hade systemet där slammet behandlades med urea och spreds på våren lägst klimatpåverkan.
- Det fanns i denna studie en tendens, dock inte statistiskt säkerställd, till att utsläppen av lustgas blev lägre vid fördröjd nedbrukning och till att utsläppen var lägre efter spridning på våren än efter spridning på hösten. Efter spridning av slammet kan alltså nedbrukningen, ur klimatsynpunkt, få dröja runt 4 timmar.
- Att utnyttja slammets energiinnehåll genom samförbränning med biobränsle gav enligt systemanalysen klart lägre klimatpåverkan än utnyttandet av dess näring på mark. Detta beroende på att slammet i detta system inte lagrades alls och transporten inte blev längre.

9. Referenser

- Akerman, A. 2010. Methodology for the assessment of the greenhouse gas impact of wastewater sludge treatment. *Journal of Water and Climate Change* 1(4): 227–233.
- Anthonisen, A., Loehr, R., Praksam, T. och Srinath, E. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal (Water Pollution Control Federation)* 48 (5): 835–852.
- Arnell, M. 2013. Utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem – en granskning av kunskapsläget. SVU rapport 2013-11, Svenskt Vatten Utveckling.
- Bengtsson, M., Lundin, M. och Molander, S. 1997. Life cycle assessment of wastewater systems – case studies of conventional treatment, urine sorting and liquid composting in three Swedish municipalities. Report 1997:9, Technical Environmental Planning. Chalmers University of Technology. Göteborg, Sweden.
- Bäfver L, Renström C, Fahlström J, Enfält P, Skoglund N, Holmén E. 2013. Slambränsleblandningar – Förbränning och fosforutvinning. Projektnummer WR-59, Waste Refinery, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut.
- Börjesson, G. och Svensson, B. 1997. Nitrous oxide emissions from landfill cover soils in Sweden. *Tellus* 49B, 357–363.
- Brentrup, F. och Pallière, C. 2008. GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertiliser production and use. Proceeding 639. The International Fertiliser Society. York.
- Bydell, S. 2013. Extension of the Benchmark Simulation Model no. 2 with a model for chemical precipitation of phosphorus. Examensarbete i Miljö- och vattenteknik UPTEC W 13 023, Uppsala universitet.
- Chandran, K. 2010. Greenhouse Nitrogen Emission from Wastewater Treatment Operations – Interim Report http://www.epa.gov/ttnchie1/efpac/ghg/GHG_Biogenic_Report_draft_Dec1410.pdf
- Chandran, K., Stein, L. Y., Klotz, M. G. och van Loosdrecht, M. C. M. 2011. Nitrous oxide production by lithotrophic ammonia-oxidizing bacteria and implications for engineered nitrogen removal systems. *Biochemical Society Transactions*. 39(6): 1832–1837.
- Clemens, J., Vandr , R., Kaupenjohann, M. och Goldbach, H. 1997. Ammonia and nitrous oxide emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter reduction. II. Short term nitrous oxide emissions. *Zeitschrift f r Pflanzenern hrung und Bodenkunde* 160: 491–496.
- CML 2001, 2007. Life Cycle Assessment, An operational guide to the ISO standards, Volume 1, 2 and 3. Institute of Environmental Sciences, Leiden University, the Netherlands.

CML. 2013. CML-IA Characterisation factors. Institute of Environmental Sciences, Leiden University, the Netherlands.

Davidson, E. A., Rogers, J. E., och Whitman, W. B. 1991. Kapitel 12: Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems.

I: Rogers, J. E. och Whitman, W. B. (red.) Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes. American society for microbiology, Washington, USA. 219–235.

Davis, J. och Haglund, C. 1999. Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production. Fertiliser Products used in Sweden and Western Europe. SIK-report nr 654. The Swedish Institute for Food and Biotechnology. Sweden.

de Graaff, M.S., Zeeman, G., Temmink, H. och van Loosdrecht, M.C.M. 2010. Long term partial nitrification of anaerobically treated black water and the emission of nitrous oxide. *Water Research*. 44: 2171–2178.

de la Torre, J., Walker, C., Ingalls, A., Könneke, M. och Stahl, D. 2008. Cultivation of a thermophilic ammonia oxidizing archaeon synthesizing crenarchaeol. *Environmental Microbiology* 10(1): 810–818.

Delin, S., Stenberg, B., Nyberg, A., och Brohede, L. 2012. Potential methods for estimating nitrogen fertilizer value of organic residues. *Soil Use and Management*, 28(3): 283–291.

Díaz-Rojas, M., Aguilar-Chávez, Á., Cárdenas-Aquino, M. D. R., Ruíz-Valdiviezo, V. M., Hernández-Valdez, E., Luna-Guido, M., Olalde-Portugal, V. och Dendooven, L. 2014. Effects of wastewater sludge, urea and charcoal on greenhouse gas emissions in pots planted with wheat. *Applied Soil Ecology* 73: 19–25.

DGE. 2012. Mätning av luftemissioner från Ryaverket, Gryaab, Göteborg. DGE Mark och Miljö. Göteborg.

Dosch, P. och Gutser, R. 1995. Reducing N losses (NH_3 , N_2O , N_2) and immobilization from slurry through optimized application techniques. *Fertilizer Research* 43: 165–171.

Dubrovskis, V., Plume, I., Kotelenecs, V. och Zabarovskis, E. 2010. Anaerobic digestion of sewage sludge. I: 9th International Scientific Conference Engineering for Rural Development Proceedings, 9: 216–219.

Eriksstam, S. 2013. Modellerings av koldioxidavtrycket för Käppalaverket med en framtida processlösning utformad för skärpta reningskrav. Examensarbete UPTec W, ISSN 1401–5765, Uppsala Universitet.

Flodman, M. 2002. Emissioner av metan, lustgas och ammoniak vid lagring av avvattnat rötslam. Meddelande 2002:4, Institutionen för lantbruksteknik. SLU – Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Flores-Alsina, X., Corominas, L., Snip, L., och Vanrolleghem, P. A. 2011. Including greenhouse gas emissions during benchmarking of wastewater treatment plant control strategies. *Water Research* 45(16): 4700–4710.

Focht, D.D. 1974. The effect of temperature, pH and aeration on the production of nitrous oxide and gaseous nitrogen: A zero-order kinetic model. *Soil Science* 118(8): 173–179.

- Foley, J. och Lant, P. 2009. Direct Methane and Nitrous Oxide emissions from full-scale wastewater treatment systems, WSAA Occasional Paper No.24, October 2009.
- Foley, J., Yuan, Z., Keller, J., Senante, E., Chandran, K., Willis, J., Shah, A., van Loosdrecht, M. och van Voorthuizen, E. 2011. N_2O and CH_4 emission from wastewater collection and treatment systems. Technical report, Global Water Research Coalition. London, United Kingdom.
- GaBi, "Ganzheitliche Bilanzierung", Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde, Universität Stuttgart, och PE International GmbH, Leinfelden-Echterdingen, Tyskland, www.gabi-software.com
- Gaskin G. och Miller J. 1996. Measurement of soil water content using a simplified impedance measuring technique. *Journal of Agricultural Research* 63: 153–160.
- Hakemian, S. och Rosenzweig, A. 2007. The biochemistry of methane oxidation. *The annual review of biochemistry* 76: 223–241.
- Hanaki, K., Hong, Z. och Matsuo, T. 1992. Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater. *Water Science and Technology* 26(5-6): 1027–1036.
- Hansen, M., Henriksen, K. och Sommer, S. 2006. Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: Effects of covering. *Atmospheric Environment* 40: 4172–4181.
- Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C. och Marais GvR. 1995. The activated sludge model no. 2. Scientific and Technical Report No. 3. IWA Publishing. London, United Kingdom.
- Henze, M., Grady, C. P. L. Jr., Gujer, W., Marais, G. v. R. och Matsuo, T. 1987. Final Report: Activated Sludge Model No. 1, IWA Publishing: London, United Kingdom.
- Hiatt, W. C. och Grady, C. P. L. Jr. 2008. An Updated Process Model for Carbon Oxidation, Nitrification, and Denitrification. *Water Environment Research* 80(11): 2145–2156.
- Hooper, A. B. och Terry, K. R. 1979. Hydroxylamine oxidoreductase of *Nitrosomonas*: production of nitric oxide from hydroxylamine. *Biochimica et Biophysica Acta*, 571(1): 12–20.
- Hospido, A., Moreira, T., Martín, M., Rigola, M. och Feijoo, G. 2005. Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: anaerobic digestion versus thermal processes. *International Journal of Life Cycle Assessment* 10(5): 336–345.
- Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, Sverige. Hämtad 13 Mars 2013. <http://celsius.met.uu.se/rapport/?meny=1>
- IPCC, 2006. Författare: De Klein, C., Novoa, R., Ogle, S., Smith, K., Rochette, P., Wirth, T., McConkey, B., Mosier, A. och Rypdal, K. Kapitel 11: N_2O emissions from managed soils, and CO_2 emissions from lime and urea application. IPCC – Intergovernmental Panel of Climate Change. IGES, Japan.

- IPCC. 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. I: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B. m.fl. (red.) Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, USA. Cambridge University Press
- Isgren, M. och Mårtensson, P. 2013. Methane formation in sewer systems. Master thesis, Water and Environmental Engineering, Lund University.
- Jarecki, M., Parkin, T., Chan, A., Kaspar, T., Moorman, T., Singer, J., Kerr, B., Hatfield, J. och Jones, R. 2009. Cover crop effects on nitrous oxide emission from a manure-treated Mollisol. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134: 29–35.
- Jarvis, A., Sundberg, S., Milenkovski, S., Pell, M., Smårs, S., Lindgren, P.-E. och Hallin, S. 2009. Activity and composition of ammonia oxidizing bacterial communities and emission dynamics of NH_3 and N_2O in a compost reactor treating organic household waste. *Journal of Applied Microbiology* 106: 1502–1511.
- Jeppsson, U., Pons, M.-N., Nopens, I., Alex, J., Copp, J., Gernaey, K. V., Rosen, C., Steyer, J.-P. och Vanrolleghem, P. A. 2007. Benchmark simulation model no 2 – general protocol and exploratory case studies. *Water Science and Technology* 56(8): 67–78.
- Jiang, Q. och Bakken, L. 1999. Comparison of *Nitrosospira* strains isolated from terrestrial environments. *FEMS Microbiology Ecology* 30: 171–186.
- Jordbruksverket, 2011. Föreskrifter om ändring i Statens jordbruksverks föreskrifter och allmänna råd (SJVFS 2004:62) om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring. Statens jordbruksverks föfattningssamling: SJVFS 2011:25.
- Kampschreur, M. J., Tan, N. C. G., Kleerebezem, R., Picioreanu, C., Jetten, M. S. M. och van Loosdrecht, M. C. M. 2008. Effect of dynamic process conditions on nitrogen oxides emission from a nitrifying culture. *Environmental Science & Technology*, 42(2): 429–435.
- Karlsson, S. och Rodhe, L. 2002. Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel. Uppdragsrapport, JTI - JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppsala.
- Kasimir-Klemedtsson, Å. 2001. Metodik för skattning av jordbrukets emissioner av lustgas. Underlag för Sveriges nationalrapport till Klimatkonventionen. Rapport 5170, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Knowles, R. 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews*, 46(1), 43–70.
- Kowalchuk, G., Naoumenko, Z., Derikx, P., Felske, A., Stephen, J. och Arkhipchenko, I. 1999. Molecular analysis of ammonia-oxidising bacteria of the β subdivision of the class Proteobacteria in compost and composted materials. *Applied and Environmental Microbiology* 66(2): 396–403.

- Kuenen, J. G. 2008. Anammox bacteria: from discovery to application. *Nature Reviews Microbiology*, 6(4): 320–326.
- Le Mer, J. och Roger, P. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology* 37: 25–50.
- Lindblom, E., Arnell, M. och Jeppsson, U. 2014a. Dynamisk modellering och validering av lustgasproduktion och emissioner från rejektivattenreningsprocesser. Manus till SVU-rapport.
- Lindblom, E., Arnell, A., Flores-Alsina X., Stenström, F., Gustavsson, D. J.I. och Jeppsson, U. 2013. Nitrous oxide emissions from three Swedish anaerobic digester supernatant treatment processes – a comparative study through full-scale data analysis and mathematical modelling. Muntlig presentation på NORDIWA 2013 – 13e Nordiska Avloppskonferensen, Malmö 8–10 oktober 2013.
- Lindblom, E., Arnell, A., Flores-Alsina X., Stenström, F., Gustavsson, D. J.I. och Jeppsson, U. 2014b. Dynamic modelling of nitrous oxide emissions from three Swedish full-scale reject water treatment systems. IWA World Water Congress & Exhibition, 21–26 September 2014, Lisbon, Portugal.
- Linderholm, K., Tillman, A.-M, och Mattsson, J.E. 2012. Life cycle assessment of phosphorus alternatives for Swedish agriculture. *Resources, Conservation and Recycling* 66: 27– 39
- Lipschultz, F., Zafiriou, O. C., Wofsy, S. C., McElroy, M. B., Valois, F. W. och Watson, S. W. 1981. Production of NO and N₂O by soil nitrifying bacteria. *Nature* 294: 641–643.
- Mampaey K.E., Beuckels B., Kampschreur M.J., Kleerebezem R., van Loosdrecht M.C.M. och Volcke E.I.P. 2011. Modelling nitrous and nitric oxide emissions by autotrophic ammonium oxidizing bacteria. In: *Proceedings IWA/WEF Nutrient Recovery and Management Conference*, Miami, FL, USA, January 9–12 2011.
- Naturvårdsverket. 2002. Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp. Rapport 5214, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2010. National inventory report Sweden. Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2013. Hållbar återköring av fosfor. Rapport 6580, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nopens, I., Benedetti, L., Jeppsson, U., Pons, M.-N., Alex, J., Copp, J.B., Gernaey, K.V., Rosen, C., Steyer, J.-P. och Vanrolleghem, P.A. 2010. Benchmark simulation model no 2: finalisation of plant layout and default control strategy. *Water Science and Technology* 62(9): 1967–1974.
- Pan, Y., Ye, L. och Yuan, Z. 2013. Effect of H₂S on N₂O reduction and accumulation during denitrification by methanol utilizing denitrifiers. *Environmental Science & Technology*, 47(15): 8408–8415.

- Park, K.Y., Inamori, Y., Mizuochi, M. och Ahn, K.H. 2000. Emission and control of nitrous oxide from a biological wastewater treatment system with intermittent aeration. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 90: 247–252.
- Parkin, T., Kaspar, T. och Singer, J. 2006. Cover crop effects on the fate of N following soil application of swine manure. *Plant and Soil* 289: 141–152.
- Peters, G. och Rowley, H. R. 2009. Environmental comparison of biosolids management systems using life cycle assessment. *Environmental Science & Technology* 43(8): 2674–2679.
- Ravishankara, A. R., Daniel, J. S., och Portmann, R. W. 2009. Nitrous oxide (N₂O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science* 326(5949): 123–125.
- Regeringen, 2009. Svenska miljömål – för ett effektivare miljöarbete. Proposition 2009/10:155.
- Regina K., Syväsalö E., Hannukkala A. och Esala M., 2004. Fluxes of N₂O from farmed peat soils in Finland. *European Journal of Soil Science* 55: 591–599.
- Rodhe L. och Pell M., 2005. Täckt ytmyllning av flytgödsel i vall – teknikutveckling, ammoniakavgång, växthusgaser och avkastning. JTI-rapport Lantbruk & Industri nr 337. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe, L., Ascue, J. och Nordberg, Å. 2009. Emissions of greenhouse gases (methane and nitrous oxide) from cattle slurry storage in Northern Europe. I: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 8(1) 012019:1-18 . IOP Publishing.
- Schmid, H., Bauer, H., Ellinger, R., Fuerhacker, M., Sree, U. och Puxbaum, H. 2001. Emissions of NO_x, TVOC, CO₂, and aerosols from a pilot-scale wastewater treatment plant with intermittent aeration. *Atmospheric Environment*, 35(9): 1697–1702.
- Schneider, M., Marison, I. och von Stockar, U. 1996. The importance of ammonia in mammalian cell culture. *Journal of Biotechnology* 46, 161–185.
- Schulthess, R.V., Kuhni, M. och Gujer, W. 1995. Release of nitric and nitrous oxides from denitrifying activated sludge. *Water Research* 29(1):215–226.
- Schnürer, A och Jarvis, Å. 2009. Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar. Avfall Sverige rapport U2009:03.
- Scott, A., Ball, B., Crichton, L. och Aitken, M. 2000. Nitrous oxide and carbon dioxide emissions from grassland amended with sewage sludge. *Soil Use and Management* 16: 36–41.

- Smith, K., Dobbie, E., Ball, B., Bakken, L., Sitaula, B., Hansen, S., Brumme, R., Borken, W., Christensen, S., Priemé, A., Fowler, D., Macdonald, J., Skiba, U., Klemendtsson, L., Kasimir-Klemendtsson, A., Degórska, A. och Orlanski, P. 2000. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. *Global Change Biology* 6: 791–803.
- Sommer, S., Sherlock, R. och Khan, R. 1996. Nitrous oxide and methane emissions from pig slurry amended soils. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 1541–1544.
- SS. 2006. Miljöledning – Livscykelanalys – Krav och vägledning (ISO 14044:2006). SS-EN ISO 14044:2006. Svensk standard.
- Staafl, H. och Bergström, J. 2012. Discharges to water and sewage sludge production in 2010 Municipal wastewater treatment plants, pulp and paper industry and other industry. MI 22 SM 1201, SCB – Statistiska centralbyrån, Sverige.
- Stenström, F., Baresel, C., Jansen, J. la C., 2013. Nitrous oxide production under varied C/N-ratio and DO in an SBR treating digester supernatant, I: NordIWA 2013. Presenterad vid the NordIWA 2013, Malmö.
- Stenström, F., Tjus, K., och la cour Jansen, J. 2014. Oxygen-induced dynamics of nitrous oxide in water and off-gas during the treatment of digester supernatant. *Water Science and Technology* 69(1): 84–91.
- Strous, M., Heinen, J. J., Kuenen, J. G. och Jetten, M. S. M. (1998). The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium oxidizing microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50: 589–596.
- Svensson, L. 1994. A new dynamic chamber technique for measuring ammonia emissions from land-spread manure and fertilizers. *Acta Agriculturae Scandinavica B - Plant Soil Sciences* 44: 35–46.
- Tidåker, P., Kärrman, E., Baky, A. och Jönsson, H. 2006. Wastewater management integrated with farming - an environmental systems analysis of a Swedish country town. *Resources, Conservation & Recycling*, 47(4):295–314.
- Tillman, A.-M., Lundström, H. och Svingby, M. 1996. Livscykelanalys av alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Delrapport från ECOGUIDE-projektet. Rapport 1996:1, Teknisk miljöplanering, Chalmers.
- Tjus, K., Baresel, C. och Ek, M. 2012. Växthusgasutsläpp från Syvab 2012. Uppdragsrapport, IVL.
- Tjus, K., Baresel, C. och Ek, M. 2013. Mätning av metanemission från slamlagret vid Slottshagens avloppsreningsverk 2012. Rapport , IVL.
- Tjus, K. och Bergström, R. 2013. Metanutsläpp från biogasproduktion vid Slottshagen. Uppdragsrapport, IVL.
- Tumlin, S., Gustavsson, D. och Bernstad Saraiva Schott, A. 2014. Klimatpåverkan från avloppsreningsverk. Rapport 2014-02, Svenskt Vatten Utveckling.

UKWIR. 2013. Workbook for estimating operational GHG emissions, Version 7. UK Water Industry Research.

Värmevärden AB, 2013. Miljörapport för Källhagsverket, Avesta 2012.

Webb, J., Sommer, S., Kupper, T., Groenestein, K., Hutchings, N., Eurich-Menden, B., Rodhe, L., Misselbrook, T. och Amon, B. 2012. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane during the management of solid manures. *Agroecology and Strategies for Climate Change, Sustainable Agriculture Reviews* 8: 67–107.

Westling, K. 2011. Lustgasemissioner från avloppsreningsverk – en litteraturstudie. IVL Svenska Miljöinstitutet och Svenskt Vatten, Rapport C 2011-IVLB1977.

Wicht, H., and Beier, M. 1995. N₂O-Emissionen aus nitrifizierenden und denitrifizierenden Kläranlagen (N₂O emissions from nitrifying and denitrifying wastewater treatment plants). *Korrespondenz Abwasser* 42: 404–410.

Yang, J., Trela, J., Plaza, E. och Tjus, K. 2012. N₂O emission from partial nitrification/anammox process in moving bed biofilm reactors. *Water Science and Technology*. 68 (1): 144–152.

Yang, X. 2013. Greenhouse gas emission from stored sewage sludge. Examensarbete 2013:08, Institutionen för Energi och teknik, SLU – Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Personliga meddelanden

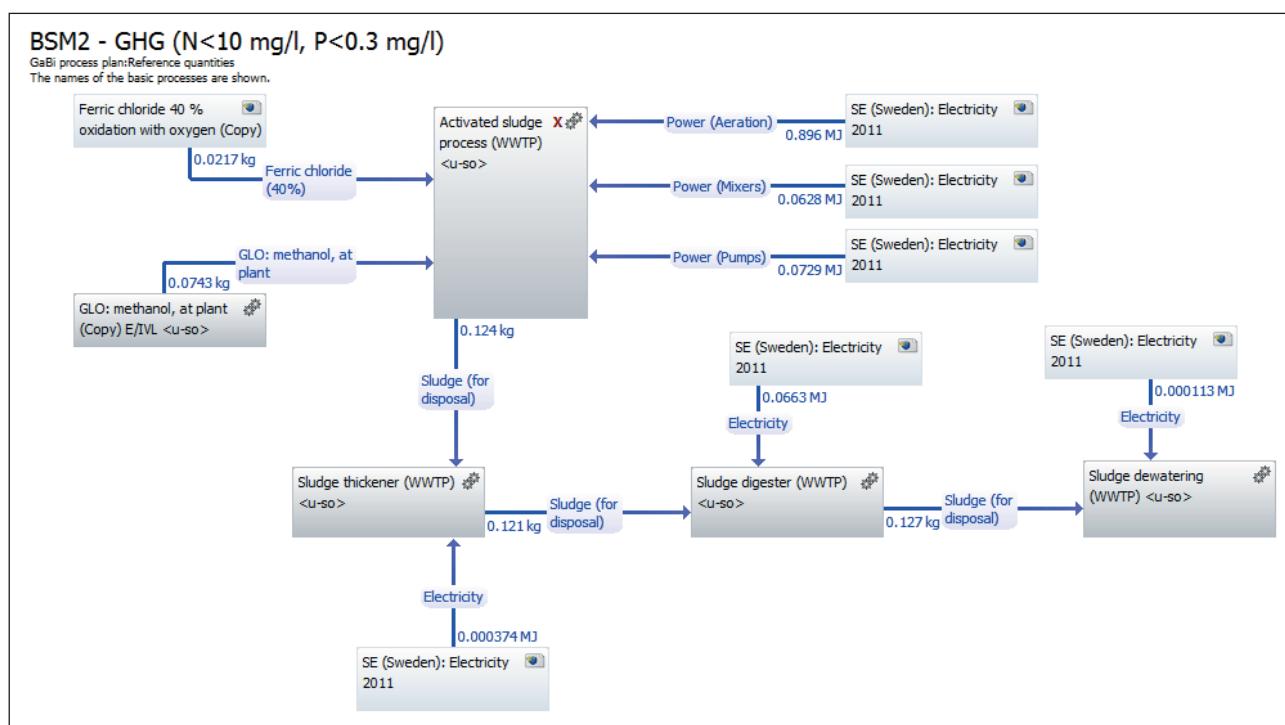
Wigh, Lisa. Affärsansvarig Agro Stockholm/Mälardalen hos Ragnsells. Epost 2013-10-25.

Bilaga 1. Inventering av de olika behandlingsalternativen

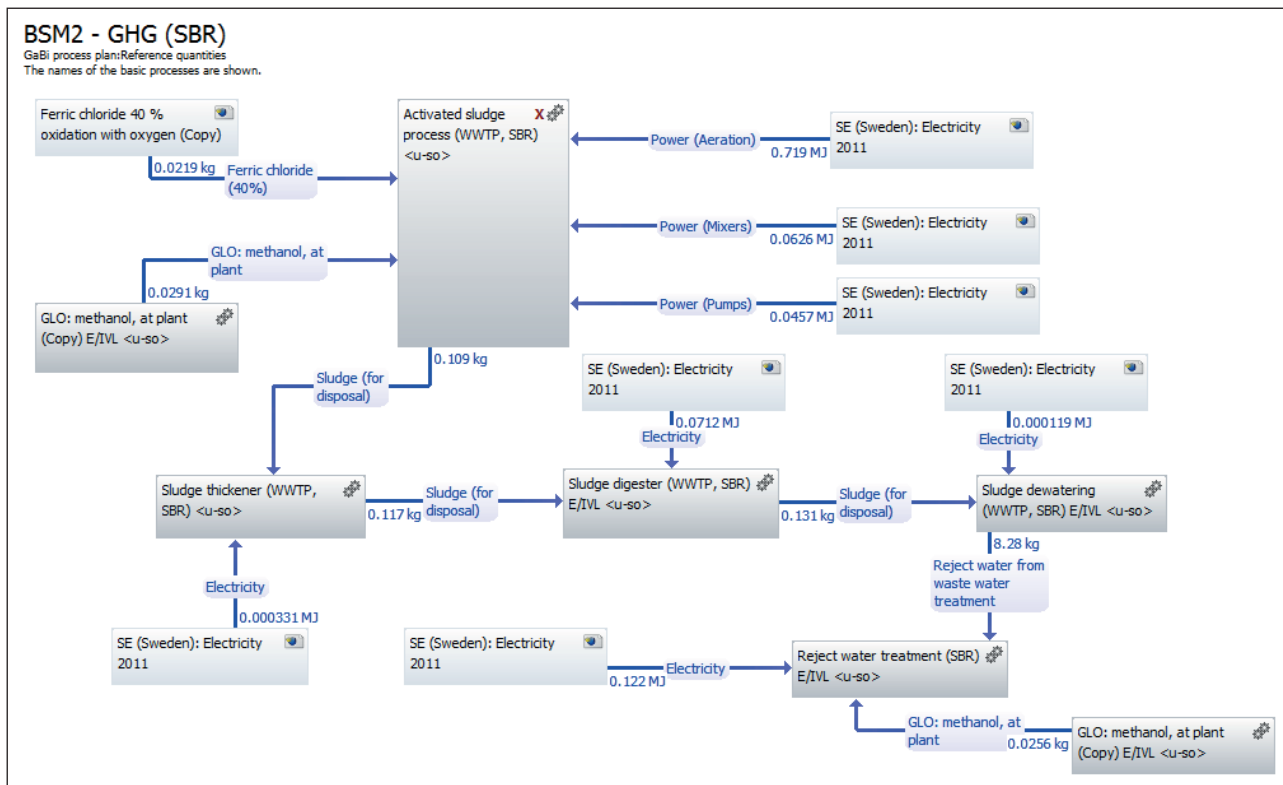
Systembeskrivningarnas data för reningsprocesserna har lagts in som moduler i GaBi 6.3. Varje reningsprocess har sammanfattats i en modul. Ingående kemikalie- och energiflöden har kopplats till moduler som beskriver miljöpåverkan för att tillhandahålla dessa nyttigheter. I det följande ges flödes-scheman och kortfattade beskrivningar av modellerna för reningssystemen.

Delsystem ARV

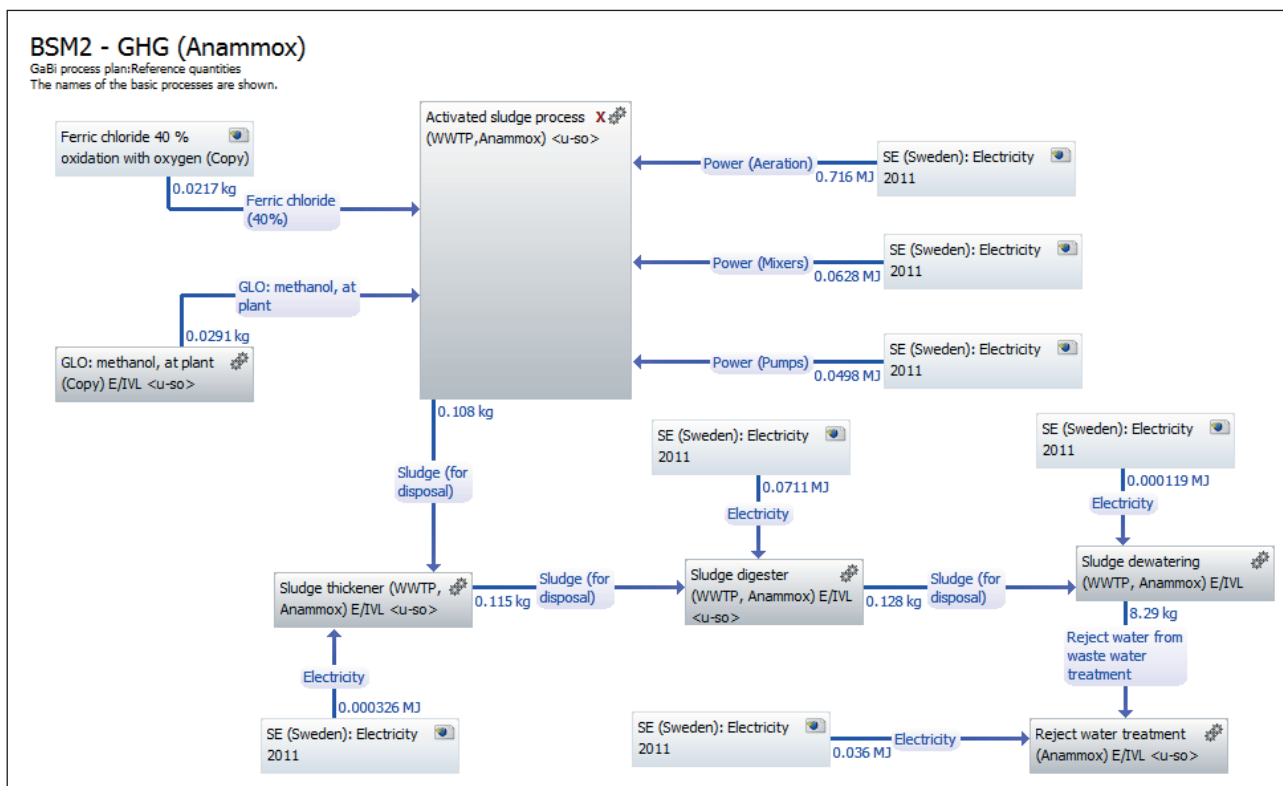
Figur 1–3 visar flödesscheman från GaBi-modellerna med de tillförda mängderna kemikalier och energi för de tre behandlingsvarianterna för delsystem ARV.



Figur 1 Basscenariot som det modellerats i GaBi utifrån BSM2-G. Alla data per 1 m³ behandlat avloppsvatten. Ökningen av slammängden i rötkammaren beror på att man tillför primärslam, som inte finns inlagt som ett flöde modellen.



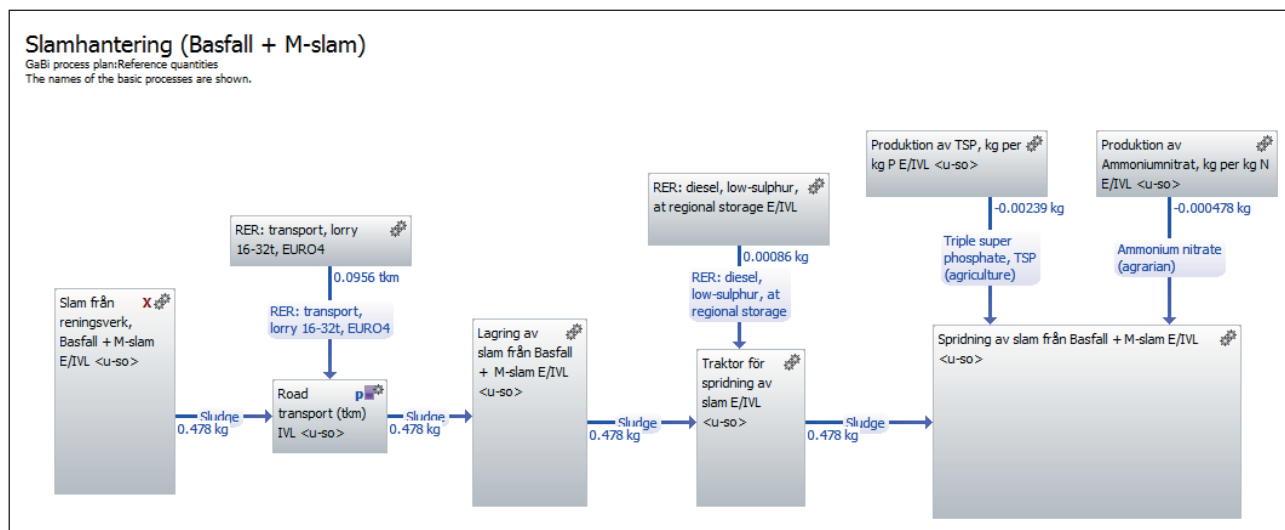
Figur 2 SBR-scenariot som det modellerats i GaBi utifrån BSM2-G. Alla data per 1 m³ behandlat avloppsvatten. Ökningen av slammängden i rötkammaren beror på att man tillför primärslam, som inte finns inlagt som ett flöde modellen.



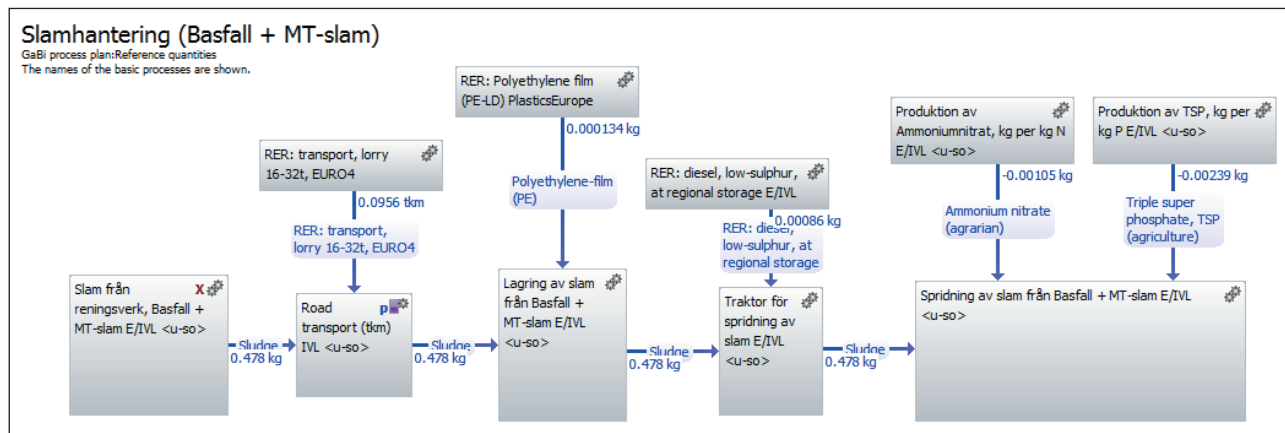
Figur 3 Anammox-scenariot som det modellerats i GaBi utifrån BSM2-G. Alla data per 1 m³ behandlat avloppsvatten. Ökningen av slammängden i rötkammaren beror på att man tillför primärslam, som inte finns inlagt som ett flöde modellen.

Delsystem slamhantering

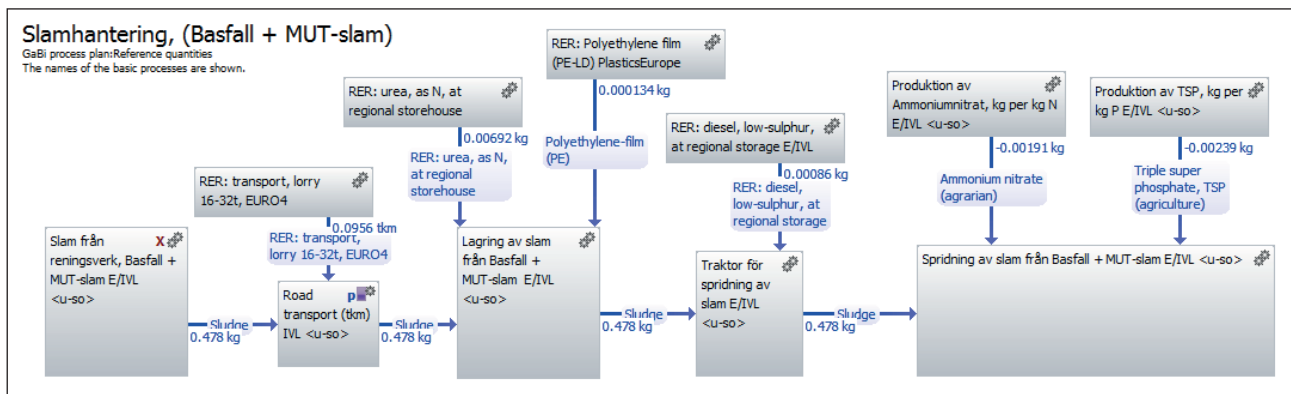
Figur 4–6 visar flödesscheman från GaBi-modellerna med de tillförda mängderna kemikalier och energi för tre varianter av lagring och spridning av slam med en sammansättning från basscenariot i reningsverket. I figurerna ges även den mängd mineralgödsel som sparas för respektive fall i och med spridningen av slammet.



Figur 4 GaBi-modell över lagring och spridning av mesofilt rötat slam som lagrats utan täckning. Alla data relaterade till slammängd från 1 m³ behandlat avloppsvatten.



Figur 5 GaBi-modell över lagring och spridning av mesofilt rötat slam som lagrats under ett täcke av plast. Alla data relaterade till slammängd från 1 m³ behandlat avloppsvatten.



Figur 6 GaBi-modell över lagring och spridning av mesofilt rötat slam som behandlats med Urea och som lagrats under ett täcke av plast. Alla data relaterade till slammängd från 1 m³ behandlat avloppsvatten.

Bilaga 2. Data som använts vid simuleringar med BSM2-G

Tabell 1 Inflöde som använts vid simuleringar

Parameter	Beskrivning	Enhet	Koncentration
Si	Löst inert organiskt material	g COD/m ³	27,23
Ss	(Löst) lättillgängligt biologiskt nedbrytbart substrat	g COD/m ³	58,18
Xi	Partikulärt inert organiskt material	g COD/m ³	92,50
Xs	(Partikulärt) långsamt nedbrytbart substrat	g COD/m ³	363,94
Xbh	Aktiv heterotrof biomassa	g COD/m ³	50,68
Xba1	Aktiv autotrof (AOB) biomassa	g COD/m ³	0
Xp	Partikulär produkt vid nedbrytning av biomassa	g COD/m ³	0
So	Löst syre	g COD/m ³	0
Sno	Nitratkväve (NO ₃)	g NO ₃ ⁻ -N /m ³	0
Snh	Ammoniak och ammoniumkväve (NH ₄ ⁺)	g NH ₄ ⁺ -N/m ³	23,86
Snd	Löst biologisk nedbrytbart organiskt kväve	g N/m ³	5,65
Xnd	Partikulärt biologisk nedbrytbart organiskt kväve	g N/m ³	16,13
Salk	Alkalinitet	mol HCO ₃ ⁻ /m ³	7,0
TSS	TSS	mg SS/l	380,34
Q	Flöde	m ³ /d	20 648,36
T	Temperatur	° C	14,86
NO ₂	Nitrit (NO ₂)	g N/m ³	0
NO	Kväve(mon)oxid (NO)	g N/m ³	0
N ₂ O	Dikväveoxid, lustgas (N ₂ O)	g N/m ³	0
N ₂	Kvävgas (N ₂)	g N/m ³	0
Xba2	Aktiv autotrof (NOB) biomassa	g COD/m ³	0
PO ₄	Fosfatfosfor (PO ₄)	g P/m ³	2,82
D1	Dummy (används ej)		0
D2	Dummy (används ej)		0
D3	Dummy (används ej)		0
Xpp	Partikulär fosfor	g P/m ³	7,85

Styrda och konstanta parametrar

Tabell 2 Styrda parametrar och använda börvärden. För samtliga scenarier har samma börvärden använts.

Styrd parameter	Beskrivning	Börvärde
KLa3,KLa4,KLa5	Syreöverföringshastighet i reaktor 3, 4 och 5. (DO börvärde för zon 4)	DO _{zon4, ref} = 1,5 mg/l
Qintr	Internrecirkulation (NO ₃ börvärde för zon 2)	NO _{3 zon2, ref} = 0,5 mg NO ₃ -N/l
qf	Dosering FeCl ₃ (PO ₄ börvärde ut från försedimentering)	PO _{4 P ref} = 0,05 mg/l

Tabell 3 Valda värden på flöden och dosering av kolkälla för att nå samma utgående kvävehalt i alla fall.

Parameter	Beskrivning	Värde Basfall	Värde med SBR	Värde med Anammox
Qin	Inflöde till reningsverket	20 648 m ³ /d	20 648 m ³ /d	20 648 m ³ /d
Qr	Returslamflöde	= Qin	= Qin	= Qin
Qw	Uttag av överskottsslam	385 m ³ /d	385 m ³ /d	385 m ³ /d
carb1	Dosering av kolkälla (zon 1) ASP Koncentration: 400 000 g COD/m ³	5,75 m ³ /d	2,25 m ³ /d	2,25 m ³ /d
eth	Dosering av kolkälla SBR Koncentration: 1 000 000 g COD/m ³		0,7931 m ³ /d	

Bilaga 3. Tillverkningsemissioner från ersatt mineralgödsel

Yara levererar 60–80 % av mineralgödseln i Sverige enligt Tumlin m.fl. (2014) som citerar Statskontoret (2010). Vi antog, att kvävet som ersattes till 70 % kom från Yara, som använde katalysteknik och därför antogs motsvara BAT 2006-teknik, och 30 % kom från andra tillverkare som antogs tillverka med genomsnittlig europeisk teknik 2006 nivå.

Tabell 1 Klimatpåverkande utsläpp för tillverkning av trippelsuperfosfat (TSP) och ammoniumnitrat (AN) enligt Brentrup och Palliere (2008). Värden som använts i systemanalysen är givna med fet stil.

	Primary energy (MJ)	CO ₂ (kg CO ₂ -ekv)	N ₂ O (kg CO ₂ -ekv)	Other GHG (kg CO ₂ -ekv)	Tot GHG (kg CO ₂ -ekv)
TSP, g per kg P	30,49	1,62	0,00	0,05	1,67
AN BAT 2006, g per kg N	29,80	1,77	0,83	0,11	2,74
AN Europ ave 2006, g per kg N	40,00	2,34	3,69	0,14	6,20
AN, använt (70% BAT, 30% Euro ave)	32,86	1,94	1,69	0,12	3,78

Tabell 2 Övergödande och försurande utsläpp vid tillverkning av trippelsuperfosfat (TSP) och ammoniumnitrat (AN) (Davis och Haglund, 1999). Utsläpp till luft betecknas med (g) och utsläpp till vatten med (aq)

Gödselmedel	SO ₂ (g)	HCl (g)	HF (g)	NO _x (g)	NH ₃ (g)	PO ₄ ⁻³ (aq)	P-tot (aq)	COD (aq)
TSP, g/kg P	38,32	0,085	0,008	18,32	1,46E-03	5,63E-04	3,59E-04	3,51E-02
AN, g/ kg N	4,394	0,209	0,010	4,679	6,29E-05	3,57E-04	3,43E-06	1,72E-03



Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se