

# Modellering av avloppsreningsverk för multikriteriabedömning av prestanda och miljöpåverkan



---

**Magnus Arnell, Ulf Jeppsson, Magnus Rahmberg,  
Felippe Oliveira, Bengt Carlsson**

Division of Industrial Electrical Engineering and Automation  
Faculty of Engineering, Lund University

<b>Rapportens titel:</b>	Modellering av avloppsreningsverk för multikriteriebedömning av prestanda och miljöpåverkan
<b>Title of the report:</b>	Use of plant-wide modelling and life-cycle analysis of WWTPs for multi-criteria assessment of performance and environmental impact
<b>Författare:</b>	Magnus Arnell, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut/Lunds universitet, Ulf Jeppsson, Lunds universitet, Magnus Rahmberg, IVL Svenska Miljöinstitutet, Felipe Oliveira, IVL Svenska Miljöinstitutet, Bengt Carlsson, Uppsala universitet
<b>Rapportnummer:</b>	LUTEDX/(TEIE-7264)/1-63/(2017)
<b>Antal sidor:</b>	63
<b>Sammandrag:</b>	Genom att använda detaljerade dynamiska modeller och kombinera resultat från årslånga simuleringar av ARV (såväl vatten- som slamlinjer) med livscykelanalys kan olika driftstrategier utvecklas och utvärderas utifrån en bred uppsättning hållbarhetskriterier för att maximera resursutvinning och energieffektivitet samtidigt som vattenkvaliteten bibehålls och driftskostnaderna kontrolleras. Metodiken har tillämpats vid en omfattande fallstudie av Käppalaverket.
<b>Abstract:</b>	By using detailed dynamic plant-wide models and combining results from one-year simulations of 'within-the-fence' WWTPs (both water- and sludge lines) with life-cycle analysis, different operational strategies can be developed and evaluated based on the total environmental impact (including external activities) while maximizing resource recovery and energy efficiency, maintaining good effluent quality and keeping track of the operational costs. The methodology has been applied and tested in an extensive case study of Käppala WWTP.
<b>Sökord:</b>	Avloppsvattenrening, benchmarking, BSM, energieffektivitet, fallstudie Käppala, livscykelanalys, LCA, modellering, multikriteriebedömning, total miljöpåverkan, växthusgasutsläpp
<b>Keywords:</b>	Benchmarking, BSM, case study Käppala, energy efficiency, total environmental impact, greenhouse gas emissions, life-cycle analysis, LCA, multi-criteria evaluation, plant-wide modelling, wastewater treatment
<b>Målgrupper:</b>	Personer på avloppsreningsverk, forskare, konsulter och beslutsfattare med intresse för kombinationen energi- och miljöaspekter samt av hur denna kan modelleras, simuleras och utvärderas
<b>Omslagsbild:</b>	Käppalaverket. Foto: Björn Leijon
<b>Information:</b>	Rapporten finns också tillgänglig som rapport inom Svenskt Vattens rapportserie och kan laddas ner från <a href="http://www.svensktvatten.se/FoU/SVU/Rapporter">www.svensktvatten.se/FoU/SVU/Rapporter</a>
<b>Utgivningsår:</b>	2017
<b>Projektets namn:</b>	Utveckling av operationella strategier och dynamiskt analysverktyg med fokus på energieffektivisering av avloppsreningsverk (DANENA), Svenskt Vatten Utveckling projekt nr 10-106
<b>Projektets finansiering:</b>	Svenskt Vatten Utveckling, Formas, Lunds universitet, Uppsala universitet, Urban Water Management Sverige AB, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, IVL Svenska Miljöinstitutet, Käppalaförbundet, Stockholm Vatten, Tekniska Verken i Linköping

# Förord

Denna rapport beskriver hur resultat från detaljerade årslånga dynamiska modellsimuleringar av kompletta avloppsreningsverk (såväl vatten- som slamlinjer) kan kombineras med livscykelanalys för att utveckla och utvärdera olika driftstrategier utifrån en bred uppsättning hållbarhetskriterier med målet att maximera resursutvinning och energieffektivitet samtidigt som vattenkvaliteten bibehålls och driftskostnaderna kontrolleras. I rapporten visas med en omfattande fallstudie av Käppalaverket hur metodiken kan användas i praktiken.

Författarna vill samtidigt tacka:

- Christian Junestedt, Dr Linda Åmand och Jonas Röttorp vid IVL Svenska Miljöinstitutet för deras insatser och assistans avseende modellsimuleringar och livscykelanalys,
- Robert Sehlén, Tekniska Verken i Linköping AB, och Emma Lundin, vid denna tid examensarbetare vid Tekniska Verken/Uppsala universitet och numera vid SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, för allt deras arbete och mätningar med ViCAs-systemet för karakterisering av primärslammets sedimenteringsegenskaper samt underlag för luftningsmodellering,
- Andreas Thunberg och Catharina Grundestam vid Käppalaverket för alla insatser avseende lustgasmätningar och andra specialmätkampanjer på verket samt allt övrigt understöd i samband med fallstudie Käppala,
- Dr Erik Lindblom vid Stockholm Vatten och Lunds universitet för samarbete avseende modellering av lustgasemissioner,
- Professor Peter Vanrolleghem vid Laval universitetet, Québec, Kanada, för utrustning och expertkompetens avseende ViCAs-systemet för karakterisering av primärslammets sedimenteringsegenskaper samt övrig rådgivning och Dr Xavier Flores-Alsina, Danmarks Tekniska Universitet, för många goda råd och hjälp med modelleringsaspekter,
- Medlemmarna i referensgruppen Prof emeritus Gustaf Olsson, Lunds universitet, Dr Christian Rosén, Veolia Water Technologies AB - Anox-Kaldnes, Tekn lic Doug Lumley, Gryaab AB och Dr Peter Balmér.
- VA-kluster Mälardalen för att utgöra en god organisatorisk bas för svensk VA-forskning och för visst finansiellt stöd.

Vi vill också tacka Svenskt Vatten Utveckling (projektnummer 10-106), Formas (projektnummer 211-2010-141), Käppalaförbundet, Stockholm Vatten, Tekniska Verken i Linköping AB och de direkta parterna i projektet (Lunds universitet, Uppsala universitet, Urban Water Management Sverige AB, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, IVL Svenska Miljöinstitutet) för finansiering.

Denna rapport utgör en sammanfattning av resultat från projektet *Utveckling av operationella strategier och dynamiskt analysverktyg med fokus på energieffektivisering av avloppsreningsverk* skrivet specifikt för VA-branschen. Emellertid har projektet dessutom genererat en avsevärd mängd internationella publikationer i tidskrifter och konferenser och för den intresserade läsare finns en komplett publikationslista i Bilaga A.



# Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning .....	6
Summary.....	8
Nomenklatur .....	10
<b>1 Inledning.....</b>	<b>11</b>
1.1 Mål och syfte .....	11
1.2 Rapportstruktur .....	12
<b>2 Bakgrund .....</b>	<b>13</b>
2.1 Modellering och simulering av avloppsreningsverk.....	13
2.2 Energianvändning och växthusgasutsläpp vid avloppsreningsverk.....	14
2.3 Livscykelanalys .....	19
<b>3 Metoder .....</b>	<b>20</b>
3.1 Modellering och simulering av avloppsreningsverk.....	20
3.2 Modelleringsplattformen Benchmark Simulation Model .....	20
3.3 Modellering av luftningssystem.....	25
3.4 Bürger-Diehls sedimenteringsmodell.....	26
3.5 Modellering av försedimentering .....	28
3.6 Modellering av samrötning .....	29
3.7 Reningsverksövergripande utvärdering med LCA.....	29
<b>4 Fallstudie Käppalaverket.....</b>	<b>32</b>
4.1 Processbeskrivning .....	32
4.2 Dataunderlag för modellen.....	34
4.3 Modellbeskrivning.....	35
4.4 Kalibrering och validering .....	38
4.5 LCA-modell över Käppalaverket.....	42
<b>5 Modelltillämpning .....</b>	<b>45</b>
5.1 Alternativ driftsstrategi för försedimentering vid Käppalaverket.....	45
5.2 Resultat.....	46
<b>6 Slutsatser.....</b>	<b>50</b>
<b>7 Referenser.....</b>	<b>51</b>
<b>Bilaga A. Vetenskapliga publikationer .....</b>	<b>56</b>
<b>Bilaga B. Data för inventering och normering i Livscykelanalysen .....</b>	<b>59</b>

# Sammanfattning

Vattenförsörjning är grundläggande för människan och samhället men vattenanvändning ger också upphov till avloppsvatten. Trots stora framsteg fortsätter avloppsreningen alltsedan införandet att utvecklas vartefter kunskap, medvetenhet och reningskrav ökar. Kunskapen om den mänskliga påverkan på klimatet genom utsläpp av växthusgaser har vidgat utmaningarna för avloppsreningsverken utöver enbart vattenkvalitet och kostnader. Energieffektivitet och växthusgasutsläpp behöver utvärderas integrerat med vattenkvalitet och driftskostnader för en vidare bedömning av hållbarhet.

Detta forskningsprojekt har med hjälp av matematiska modeller visat på betydelsen av att både inkludera de kraftigt dynamiska effekterna i reningsprocesserna och påverkan från upp- och nedströms processer – såsom produktion av energi och kemikalier och utsläpp av renat vatten – som driften av reningsverk ger upphov till. Simuleringar av bland annat förbättrad primär rening med tillsats av fällningskemikalier eller avancerade reningsprocesser för kraftigt minskade utsläpp har gjorts. Resultaten visar att minskad övergödning kan uppnås samtidigt som utsläppen av växthusgaser minskar. Men den ökade förbrukningen av framförallt kemikalier leder till en flerfald ökad förbrukning av naturresurser, både fossila och materialresurser.

Matematisk modellering av avloppsreningsverk har en lång historik och är praxis inom industrin i flera delar av världen. I det här projektet har den reningsverksövergripande modelleringsplattformen Benchmark Simulation Model nr. 2 använts och vidareutvecklats för multikriterieanalys av avloppsreningsverk. För att kunna simulera energieffektivitet och växthusgasutsläpp tillsammans med utgående vattenkvalitet och driftskostnader har modellplattformen utvecklats inom nedanstående fyra områden.

## Växthusgasutsläpp

Flera mätkampanjer av växthusgasutsläpp på avloppsreningsverk har tidigare visat på en stor variation av mängderna för olika utsläpp. Den nuvarande förståelsen av detta är att den kraftiga växthusgasen lustgas ( $N_2O$ ) ofta är den största källan och utsläppen av den dessutom varierar kraftigt beroende på processförhållandena. Driftstrategin och andra yttre förhållanden har därför en stor påverkan på växthusgasutsläppen. Modellbiblioteket i plattformen har därför uppdaterats med en ny bioprocessmodell som inkluderar produktion av lustgas. Dessutom har diffusa utsläpp av koldioxid, metan och lustgas från övriga delar av reningsverket lagts till. Flera studier visar på den kraftiga variationen i lustgasproduktion och därmed på vikten av att använda dynamiska processmodeller om växthusgasproduktion ska kunna uppskattas. Men kalibreringen av modellerna till mätdata visar också att de modeller som fanns tillgängliga för detta inte fångar alla möjliga produktionsvägar för lustgas och fortsatt forskning behövs inom området.

## **Energi för luftning**

Då luftning för att syresätta de biologiska reningsprocesserna är den mest energikrävande processen på ett avloppsreningsverk har en detaljerad modell för att utvärdera funktion och energiförbrukning av luftningssystemet implementerats. Luftningsmodellen har testats i fallstudier på svenska reningsverk där den visade sig passa bra för syftet samtidigt som den var robust och enkel att anpassa till verkliga förhållanden.

## **Sedimentering**

En väl fungerande beskrivning av sedimenteringsprocessen är central vid modellering av reningsverk. En nyutvecklad modell (Bürger-Diehl modellen) ger betydligt bättre resultat än andra traditionella endimensionella lagermodeller (t.ex. Takács-modellen) och har därför implementerats och använts i detta arbete.

## **Samrötning**

Att utvinna energi från organiskt material i avloppsvattnet genom anaerob rötning av avloppsslam är vanligt vid större reningsverk. Vid rötning bryts det organiska materialet ner, vilket inte bara leder till produktion av energirik biogas utan också till mindre slammängder. Många kommunala reningsverk har en överkapacitet i sina rötammare som innebär att externt organiskt material kan pumpas in (s.k. samrötning) och på så sätt öka biogasproduktionen. Röttningsmodellen har utvecklats för att kunna göra dynamiska simuleringar av samrötning.

Alla dessa modifieringar har inkluderats i modellplattformen Benchmark Simulation model nr. 2 och flertalet även testats i en fullskalig fallstudie vid reningsverket Käppala i Lidingö. Processmodellen kopplades till en livscykelanalysmodell för att inkludera processer utanför reningsverket som beror på reningsverkets drift. På så sätt kunde de viktiga och dynamiska processerna på reningsverket beskrivas samt miljöpåverkan från resursanvändning och utsläpp av vatten utvärderas integrerat. Modellverktyget som tagits fram i projektet kan synliggöra motsättningar och avvägningar mellan olika miljöpåverkanskategorier och resultaten användas som beslutsunderlag för möjliga förändringar av avloppsreningsverk.

## Summary

Water supply is one of society's most important commodities but water use gives rise to wastewater. The knowledge about the influence of human activities on climate change has widened the scope for treatment plants beyond only effluent water quality and cost. Today greenhouse gas emissions, energy efficiency and resource recovery also need to be considered when evaluating operational strategies.

In the present research, the use of mathematical models has shown the importance of considering the highly dynamic effects of wastewater treatment processes, and at the same time including the up- and down-stream impacts – from resource use and discharge of residues and wastes – that the treatment plant operations give rise to. Simulation of, for example, enhanced primary treatment with chemical precipitants or advanced measures for meeting stricter effluent constraints, show that reduced eutrophication can be achieved along with reduced emissions of greenhouse gases. However, the increased resource consumption, primarily of chemicals, leads to a manyfold increase in depletion of both elemental and fossil resources.

Mathematical modelling and simulation of wastewater treatment processes has a long history and is common practice in the industry in many parts of the world. For this project, a plant-wide modelling platform, The Benchmark Simulation Model no. 2, was adopted and further developed for multi-objective performance assessment. To be able to capture the additional criteria, energy efficiency and greenhouse gases, the model was developed and extended in the following four areas:

### **Greenhouse gas emissions**

Repeated measurements on greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants have shown a large span of total emissions. The current state of knowledge explains that production and emission of the potent greenhouse gas nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ) in biological treatment processes is highly dynamic and varies greatly with the operational conditions. Therefore, the operational strategy and ambient conditions have a great impact on the total emissions. The model library of the Benchmark model was extended with a biological model that covers the most important production pathways for nitrous oxide. Furthermore, fugitive emissions of carbon dioxide, methane and nitrous oxide from other treatment processes, primarily the sludge treatment, were included. Multiple case studies calibrating the model to experimental data showed the highly dynamic behaviour of the emissions, demonstrating that dynamic models are critical to evaluate greenhouse gas emissions at wastewater treatment plants. However, calibration efforts also indicate that the available models are not yet capturing all the existing processes in the biological reactors and further research is likely required.



## **Energy for aeration**

As oxygen supply to the biological unit processes is the most energy intense process of any advanced treatment plant, a detailed dynamic aeration model was implemented in the Benchmark model. The aeration model was tested in case studies and shown to be adequate for its purpose, robust and easy to adapt to real plants.

## **Settling**

For any reliable description of WWTPs a well-functioning settler model is required. A newly presented model (the Bürger-Diehl model) provides significantly better simulation results than other traditional one-dimensional layer models (e.g. the Takács-model) and has therefore been implemented and applied in this project.

## **Anaerobic co-digestion**

Energy recovery from the influent organic material via anaerobic digestion is common practise. In anaerobic digestion, organic material in sewage sludge or other materials are degraded, leading to less sludge, and converted to energy-rich biomethane. At many plants redundant digester volumes allow this energy production to be increased by adding external organic substrates (so called co-digestion). The digester model was modified to allow for dynamic simulation of co-digestion.

All these modifications were included in the Benchmark Simulation Model no. 2 and tested in a full-scale case study of a real plant in Sweden (Käppala in Lidingö). The model outputs were then connected to a life cycle analysis model to capture the off-site up- and down-stream effects of the operations. The use of external goods, such as electrical power and chemicals, leads to resource depletion. Furthermore, discharges of residues (effluent water and sludge) have an impact on the environment down-stream. By evaluating the entire wastewater treatment plant considering all these objectives – water quality, energy efficiency, greenhouse gas emission and operational cost – for both on-site effects and off-site environmental impact, the trade-offs between the objectives and different impact categories can be revealed. The presented modelling tool is capable of capturing these trade-offs and the results are essential for decision support when deciding on modifications of operational strategies at wastewater treatment plants.

# Nomenklatur

ADM1	Anaerobic Digestion Model No. 1
ALK	Alkalinitet [ $\text{g HCO}_3^- \cdot \text{m}^{-3}$ ]
ANOX	Oluftad reaktor
AOB	Ammoniumoxiderande bakterier
ARV	Avloppsreningsverk
ASM1	Activated Sludge Model No. 1
ASM1G	Activated Sludge Model No. 1, inkl. växthusgasutsläpp
ASM2d	Activated Sludge Model No. 2d
ASM3	Activated Sludge Model No. 3
BOD	Biologiskt syreförbrukande material, från engelskans Biological Oxygen Demand
BSM2	Benchmark Simulation model No. 2
BSM2G	Benchmark Simulation model No. 2, inkl. växthusgasutsläpp
CFC	Klorfluorkarboner
$\text{CO}_2\text{e}$	Koldioxidekvivalenter
COD	Kemiskt syreförbrukande ämnen, från engelskans Chemical Oxygen Demand
DEOX	Oluftad reaktor för avluftning
EF	Emissionsfaktor
EQI	Kvalitetsindex för utgående vatten, från engelskans Effluent Quality Index
FLEX	Flexibel reaktor, oluftad eller luftad
HET	Heterotrofa bakterier
$K_{1a}$	Syfteöverföringshastighet i vätskefas [ $\text{d}^{-1}$ ]
LCA	Livscykelanalys
NOB	Nitritoxiderande bakterier
OCI	Driftskostnadsindex, från engelskans Operational Cost Index
ODE	Ordinär differentialekvation
OX	Luftad reaktor
PDE	Partiell differentialekvation
pe	Personekvivalent
RK	Rötkammare
$S_I$	Löst inert organiskt material [ $\text{g COD} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$S_S$	Löst biologiskt nedbrytbart organiskt material [ $\text{g COD} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$S_O$	Löst syre [ $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$S_{\text{NO}}$	Löst nitratkväve [ $\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$S_{\text{NH}}$	Löst ammoniumkväve [ $\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$S_{\text{ND}}$	Löst organiskt kväve [ $\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$S_{\text{N}_2\text{O}}$	Löst lustgas [ $\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$S_{\text{NO}}$	Löst kvävemoxid [ $\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$S_{\text{NO}_2}$	Löst nitritkväve [ $\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
SOTE	Syreöverföringseffektiviteten vid standardförhållanden
STP	Standardtemperatur och -tryck
TOC	Totalt organiskt kol, från engelskans Total Organic Carbon [ $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
TSS	Suspenderade ämnen [ $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$X_I$	Partikulärt inert organiskt material [ $\text{g COD} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$X_S$	Partikulärt biologiskt nedbrytbart organiskt material [ $\text{g COD} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$X_{\text{BH}}$	Heterotrofa mikroorganismer [ $\text{g COD} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$X_{\text{BA}}$	Autotrofa mikroorganismer [ $\text{g COD} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$X_P$	Partikulärt inert organiskt material [ $\text{g COD} \cdot \text{m}^{-3}$ ]
$X_{\text{ND}}$	Partikulärt organiskt kväve [ $\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ]

# 1 Inledning

Att optimera driften av avloppsreningsverk är en utmanande uppgift. Många delprocesser samverkar för att rena vattnet från olika ämnen till tillståndsgiven utsläppsnivå. Utvärderingen av prestanda kompliceras av ett varierande och okontrollerbart inflöde samt returströmmar som ger återkopplingseffekter. Under de senaste åren har dessutom trycket ökat på reningsverken att klara sin uppgift – att rena avloppsvatten till lägsta möjliga kostnad – och samtidigt maximera energieffektiviteten och minimera växthusgasutsläppen. De kompletterande målsättningarna för driften – vattenkvalitet, energieffektivitet, växthusgasutsläpp och driftskostnader – samvarierar och kan ofta vara motstridiga. En ökad energieffektivitet kan motsägelsefullt nog leda till ökade växthusgasutsläpp eller ökade driftskostnader. När ökade krav på till exempel reningsprestanda ska utvärderas är det dessutom ofta omöjligt att intuitivt se vilken effekt det får på miljön ur ett globalt perspektiv; en ökad resursanvändning kan ju leda till en totalt sett försämrad miljö i ett vidare perspektiv.

Under dessa betingelser är matematiska modeller lämpliga för att utvärdera prestanda och driftskostnader på avloppsreningsverk. Modellerna beskriver processerna och deras kopplingar i detalj och fångar på så vis de reningsverksövergripande effekterna så att helheten kan överblickas. Genom simuleringar kan även alternativa driftsstrategier eller ny-, om- och tillbyggnadsalternativ testas i datormiljö. Modellering och simulering ger viktig information till underlag för beslut vid driften av avloppsreningsverk.

## 1.1 Mål och syfte

Syftet med projektet har varit att ge driftspersonal och ledning på avloppsreningsverk möjlighet att utvärdera driftsstrategier utifrån en bred uppsättning hållbarhetskriterier med målet att maximera resursutvinning och energieffektivitet samtidigt som vattenkvaliteten bibehålls och driftskostnaderna kontrolleras.

För att uppnå detta har målet med projektet varit att utveckla ett detaljerat modellverktyg för att utvärdera driftsstrategier på avloppsreningsverk. Verktöget baseras på processmodeller kopplat till LCA för att beskriva de dominerande och detaljerade dynamiska förloppen och samtidigt beakta den övergripande miljöpåverkan globalt. Det ska observeras att avseende energianalysen har exergi (d.v.s. kvaliteten av olika energiformer) inte beaktats. Verktöget har testats i delar i fallstudier. I rapporten presenteras en omfattande fallstudie av hela verktöget på Käppalaverket där ett exempel på avvägningarna för användning av intern kolkälla presenteras.

## 1.2 Rapportstruktur

Denna rapport beskriver på principiell nivå de modellverktyg som använts och utvecklats i projektet. För detaljerade modellbeskrivningar hänvisas till de vetenskapliga publikationer som refereras i texten i anslutning till respektive del samt anges i bilaga A.

I kapitel 2 beskrivs den övergripande modellplattformen och i efterföljande avsnitt de olika delmodeller som projektet fokuserat på att vidareutveckla.

I kapitel 3 beskrivs arbetet med den omfattande fallstudien på Käppalaverket på Lidingö.

Kapitel 4 redogör för de simuleringsstudier som gjordes med modellen i fallstudien samt dess resultat.

Slutsatser och framtida forskningsbehov beskrivs i det avslutande kapitel 5.

Rapporten har en omfattande referenslista vilket är naturligt och nödvändigt då arbetet bygget vidare på över 40 års forskning inom detta område men det har också varit författarnas avsikt att inspirera och ge vägledning till fördjupning för den intresserade läsaren. Vetenskapliga publikationer som är ett resultat av projektet citeras i vissa fall i texten men en komplett lista över akademiska publikationer från projektet återfinns i bilaga A. Huvuddelen av metod och resultat har också presenterats som en doktorsavhandling vid Lunds universitet i december 2016 (Arnell, 2016).

## 2 Bakgrund

### 2.1 Modellering och simulering av avloppsreningsverk

Avloppsvattenrening har historiskt handlat om att rena avloppsvatten från föroreningar och minimera smittspridning så långt som varit tekniskt möjligt och ekonomiskt försvarbart. Under de senaste decennierna har trycket ökat på reningsverken att samtidigt effektivisera energianvändningen, öka biogasproduktionen och minimera resursanvändning och växthusgasutsläpp. Dessa disparata målsättningar är ofta motstridiga, till exempel kan minskad energianvändning leda till ökade växthusgasutsläpp (Arnell och Jeppsson, 2012). De stora variationerna i reningsverkens belastning kombinerat med reningsprocessernas sammankopplade system (recirkulationsströmmar och feed-back system) gör processerna dynamiska och svåra att utvärdera. Specifika åtgärder kan ofta få icke-intuitiva följdverkningar och på helt andra ställen i reningsverket och effekter på andra målområden än de man avsåg att påverka. Att använda processmodellering och simulering för utvärdering av reningsverk är därför ett kraftfullt och attraktivt verktyg. Med modellerna kan man simulera varje delprocess i detalj och knyta ihop dem till en komplett modell som fångar reningsverksövergripande effekter. Med en dynamisk modell som simulerar inflödets variationer över tid på sekund, dygn och årsskala, kan till exempel säsongsvariationer utvärderas likväl som snabba styr- och reglerstrategier. En modell möjliggör också virtuell testning av scenarier eller om- och tillbyggnationer på ett sätt som inte annars är möjligt.

Utvecklingen av mekanistiska processmodeller för avloppsreningsprocesser tog fart under 1950-talet efter att man under seklets början i huvudsak använt enkla empiriska modeller. Biokinetiska modeller av de biologiska processerna möjliggjordes av den fundamentala beskrivningen av mikrobiell tillväxt av Monod (1949) som kombinerad med endogen metabolism är basen för våra modeller än idag (Makinia, 2010). Under 1980- och 1990-talen syntetiserades utvecklingen i tre ”state of the art” modeller för aktivslamsystem, Activated Sludge Model No. 1, No. 2d och No. 3 (ASM1, ASM2d och ASM3; Henze m.fl., 2000). Under senare delen av 1990-talet påbörjades också utvecklingen av modeller för anaerob rötning och 2002 publicerades Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1; Batstone m.fl., 2002). Med de huvudsakliga bioprocessmodellerna på plats tog utvecklingen av reningsverksövergripande modeller fart och alla kommersiella simuleringsplattformar för avloppsreningsverk kan idag simulera ett helt reningsverk med samtliga delprocesser av betydelse sammankopplade. Det finns flera kommersiella programvaror på marknaden för att specifikt modellera och simulera avloppsreningsverk: GPS-X från Hydromantis (Kanada), West från DHI (Danmark), Biowin från EnviroSim (Kanada), Simba från iFAK (Tyskland), m.fl. De matematiska modellerna går också att bygga in i mer generella beräkningsprogramvaror som till exempel Matlab/Simulink från Mathworks Inc. (USA).

## 2.2 *Energianvändning och växthusgasutsläpp vid avloppsreningsverk*

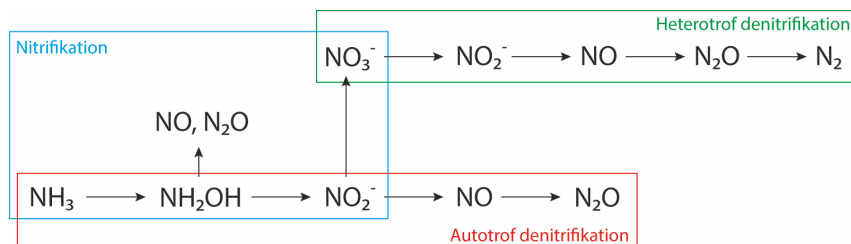
I skenet av den alltmer omfattande kunskapen om växthuseffekten och dess klimatpåverkan har medvetenheten om reningsverkens växthusgasutsläpp ökat. Under det senaste decenniet har omfattande forskning bedrivits med mätningar, experimentella försök och modellering för att uppskatta omfattningen av reningsverkens utsläpp och hitta strategier och åtgärder för att minimera desamma.

Det är i huvudsak tre växthusgaser som släpps ut till följd av avloppsvattenrensning: koldioxid ( $\text{CO}_2$ ), metan ( $\text{CH}_4$ ) och lustgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Koldioxidutsläppen härrör dels från produktion av den energi och insatsvaror (el, värme och kemikalier) som används vid reningen. Med undantag för viss el- och värmeproduktion från biogas är dessa utsläpp externa (utanför reningsverket) och omfattningen påverkas i stor grad av vilken produkt som handlas upp. Arnell (2013) redovisar en kunskapssammanställning över utsläpp av metan och lustgas fram till 2012. Slutsatsen är att för lustgasemissionerna varierar utsläppen kraftigt mellan olika avloppsreningsverk och över tid vid samma verk. Generella emissionsfaktorer (EF) är därför olämpliga för att uppskatta lustgasutsläppen från en specifik anläggning. Den utsläppta lustgasmängden i undersökta studier sträcker sig från 0,01 till 11,2 % av inkommande kvävebelastning. Den mikrobiella förståelsen av lustgasproduktion i biologisk vattenrensning var 2012 inte komplett men några generella driftsbetingelser hade identifierats vilka påverkar risken för lustgasproduktion: väl fungerande reningsverk med små fluktuationer och låga halter av utgående kväve har liten risk för lustgasproduktion medan det omvända gäller för verk med kraftiga variationer, bristande reglering och ofullständig kväverening. Senare forskning om lustgasproduktion sammanställd av Lindblom m.fl. (2015) visar att det i praktiken är tre produktionsvägar som bidrar under olika betingelser, se Figur 2-1.

Heterotrof denitrifikation utförs av ett stort antal heterotrofa bakterier (HET) som reducerar nitrat till kvävgas under samtidig oxidation av organiskt material. Reaktionen går i fyra sekventiella steg katalyserade av fyra olika enzym. Studier visar att under normala förhållanden är reaktionshastigheten för reduktion av kväveoxid och lustgas tre till fyra gånger högre än den för reduktion av nitrat och nitrit (von Schulthess m.fl., 1994). Det betyder att kväveoxid och lustgas normalt förbrukas och reaktionen till kvävgas ( $\text{N}_2$ ) är fullständig. Under störda driftsförhållanden, till exempel ackumulering av nitrit eller närvaro av syre, visar det sig emellertid att enzymet  $\text{N}_2\text{O}$ -reduktas lätt inhiberas vilket leder till ackumulering av lustgas. Detta behöver inte leda till en mätbar ökning av lustgasutsläpp vid anläggningen eftersom lustgas har relativt hög löslighet i vatten och följer med vattenfasen. Om denitrifikationssteget däremot efterföljs av ett luftningssteg kommer dock lustgasen effektivt att drivas av och släppas ut där (Kampschreur m.fl., 2009).

Under syrerika förhållanden oxiderar ammoniumoxiderande bakterier (AOB) ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) till nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ). AOB kan emellertid också uttrycka de enzym som krävs för att reducera nitrit till kväveoxid ( $\text{NO}$ ) och vidare till lustgas. Den processen är känd som autotrof denitrifikation.

Många studier indikerar att autotrof denitrifikation är den dominerande källan till lustgasutsläpp, speciellt vid ogynnsam syrehalt (låg men över noll) eller vid förhöjd nitritkoncentration (Wunderlin m.fl., 2012; Foley m.fl., 2011). Det är känt att  $N_2O$ , förutom genom autotrof och heterotrof denitrifikation, också kan produceras som en biprodukt vid ofullständig oxidation av hydroxylamin ( $NH_2OH$ ) (Wunderlin m.fl., 2012). I denna process kan kväveoxid och lustgas produceras genom biokemiska reaktioner av hydroxylamin eller nitrosyl, vilka är två normalt kortlivade men reaktiva intermediärer i nitrifikation. Bildad kväveoxid kan sedan reduceras vidare till lustgas (Law m.fl., 2012). Dessa processer gynnas av en obalanserad aktivitet hos AOB, till exempel på grund av hög koncentration av ammonium eller att fluktuerande driftsförhållanden temporärt driver upp reaktionshastigheten för ammoniumoxidation. Peng m.fl. (2015) har visat att denna produktionsväg kan vara betydande men knappast dominerande under aeroba förhållanden. Autotrof denitrifikation står sannolikt för 70–95 % av  $N_2O$ -produktionen inom ett brett spann av syrekoncentrationer. Men för en fullständig beskrivning av autotrof lustgasproduktion måste alla produktionsvägar beaktas (Mannina m.fl., 2016).



Figur 2-1 Huvudsakliga produktionsvägar för lustgas vid biologisk kväveverning. Bild från Arnell (2013).

Metan produceras och släpps ut till atmosfären. Som tidigare beskrivits i Arnell (2013) visar mätningar att metanproduktionen i ledningsnät kan vara betydande. Resultaten är dock för knappa för att fastställa storleken eller avgöra vilka faktorer som påverkar produktionen mest. Då det är biologisk aktivitet i biofilmen i ledningarna som ger upphov till metanproduktionen är det känt att avloppsvattentemperaturen spelar stor roll. För utsläppen vid avloppsreningsverk visar resultaten att de två processteg som står för de största utsläppen är: i) inloppsdelarna, metan produceras då sannolikt i ledningsnätet men emitteras vid verket och ii) slamhanteringen på verk med rötning, dvs. metanslip men också efterrötning i öppna lagringstankar.

Energianvändningen i reningsprocesserna är i många fall den dominerande källan till utsläpp av  $CO_2$ . Energiinsatsen görs i form av: i) el för motorer och processutrustning samt i undantagsfall för uppvärmning, ii) värme för uppvärmning av rötammare och lokaler, iii) kemikalier som annars kunde använts som energibärare, det vill säga kolkälla för denitrifikation, samt iv) energiförbrukning vid framställning av insatsvaror, huvudsakligen kemikalier, som används i processen. Energianvändningen vid svenska VA-verksamheter undersöktes utförligt i energieffektiviseringsprojekt: "VA-verkens bidrag till Sveriges energieffektivisering" som drevs av Svenskt Vat-

ten med finansiering av Energimyndigheten mellan 2005 – 2013 (Lingsten, 2014). Där gjordes tre enkätstudier (2005, 2008 och 2011) för att undersöka avloppsreningsverkens energianvändning med omfattande bearbetning och benchmarking av resultaten.

Elanvändningen vid avloppsreningsverk uppgår nationellt till 574 GWh. år<sup>-1</sup> (Lingsten, 2013) vilket motsvarar knappt 0,4 % av den nationella elförbrukningen (SCB, 2016). I överensstämmelse med många andra studier visar energiundersökningen 2011 att svenska reningsverk använder huvuddelen av elen till själva reningsprocesserna och att biosteget dominerar med 48 % av elförbrukningen. Den enskilt största elförbrukande utrustningen vid avloppsreningsverk är i allmänhet blåsmaskinerna vid biosteget vilka normalt står för 40–60 % av verkets totala elanvändning (Olsson, 2012). Energianvändningen för olika enhetsprocesser listas i Metcalf & Eddy (2014) och ett urval återges i Tabell 2-1.

Tabell 2-1 *Energiförbrukning per kubikmeter avloppsvatten för centrala enhetsprocesser vid avloppsreningsverk. Källa Metcalf & Eddy (2014).*

Process	Energiförbrukning [kWh.m <sup>-3</sup> ]
Rensgaller	0,0003-0,0005
Sandfång	0,003-0,013
Biosteg nitrifikation/denitrifikation	0,23
Returslampumpning	0,008-0,013
Biosedimentering	0,003-0,004
Rötning av blandslam <sup>a</sup>	0,093-0,16
Slutavvattning med centrifug	0,005-0,013

<sup>a</sup> inkluderar el och värme, värmeåtervinning har inte beaktats

Totalt 412 GWh användes 2011 för uppvärmning vid svenska reningsverk (Lingsten, 2013). Många olika energikällor används men i undersökningen kan en tydlig trend ses att inköpt primärenergi, såsom el, olja och gas, minskar till förmån för fjärrvärme. Den egenproducerade gasen är den vanligaste energikällan för uppvärmning, 43 %, men även den minskar kraftigt eftersom en allt större del av den producerade gasen numera uppgraderas till fordonsgas och säljs. Totalt minskade också värmeanvändningen från 2005 till 2011 tack vare ett omfattande effektiviseringsarbete.

Heterotrof denitrifikation använder organiskt kol som energikälla (elektrondonator). Om det inte finns i tillräcklig mängd i inkommande vatten till det aktuella processteget måste det tillsättas i form av någon extern kolkälla. Exempel på vanliga kolkällor är metanol och etanol eller olika blandade och/eller sekundära produkter som Mosstanol eller Sekundol. I takt med att kraven på kväverening ökar så ökar också användningen av extern kolkälla och 2011 motsvarade den ca. 60 GWh i ekvivalent energiinnehåll. Det finns också en målkonflikt mellan att använda det organiska materialet i inkommande vatten för denitrifikation eller energiutvinning genom till exempel biogasproduktion.

Avloppsvattnets föroreningar kan också ses som resurser om än sammanblandade och utspädda. Avloppsreningsverken kan med denna terminologi designas för resursåtervinning med möjlighet att bidra till en cirkulär eko-



nomi. Inkommande avloppsvatten innehåller bl.a. organiskt material, vilket kan mätas som kemisk syreförbrukning (COD, efter engelskans Chemical Oxygen Demand) och kan utvinnas som till exempel biogas, näringsämnen som kan återföras som gödningsmedel och andra föreningar som kan recirkuleras för materialåtervinning. Det fortsatta resonemanget är avgränsat till energirelaterade frågeställningar men betydelsen av annan resursåtervinning är stor och exempel finns på tillämpningar av modeller för att utvärdera dessa från andra forskningsprojekt.

För att kunna göra en energibalans över ett reningsverk behöver samtliga energiflöden till och från anläggningen kartläggas. På ett avloppsreningsverk är det fem grundläggande energiformer som förekommer (Wett m.fl., 2016; Metcalf & Eddy, 2014). Proportionerna mellan dessa återges i Tabell 2-2 och Figur 2-2.

### Värmeenergi

Sett till hela den urbana vattencykeln går den, utan konkurens, största energiåtgången åt till att värma tappvarmvatten hos konsumenterna (bad, disk och tvätt i hushållen och olika industriapplikationer). Upp till 90 % av den totala energianvändningen kan åtgå här (Olsson, 2012) vilket resulterar i ett avloppsvatten med förhöjd temperatur i förhållande till dricksvattnet och med ett betydande energiinnehåll. Typiskt innehåller avloppsvatten ca. 800 kWh.pe<sup>-1</sup>.år<sup>-1</sup> värme (Larsen, 2015). Värme av högre temperatur krävs också för drift av avloppsreningsverk till exempel för uppvärmning av röt-kammare och byggnader vilket kan förses internt genom förbränning av biogas eller genom köpt fjärrvärme eller värmeråvara (olja, flis eller dylikt). Värme kan också återvinnas vid reningsverken, till exempel med värmepumpar på utgående vatten. I denna rapport ingår bara processberoende värmebehov, det vill säga inte behov för uppvärmning av byggnader, etc.

### Kemiskt bunden energi

De kemiska ämnen som finns i avloppsvatten innehåller kemiskt bunden energi vilken kan mätas och i vissa fall utvinnas. Det kalorimetriska värmevärdet kan bestämmas med en bombkalorimeter och ger ett totalt mått på energin vid komplett oxidation av samtliga kemiska föreningar i provet. Det är dock av mindre intresse i praktiken. Istället intresserar vi oss explicit för vissa ämnen där energin kan utvinnas eller användas i processerna. För organiskt material är COD ett mått på den totala redoxpotentialen. Energiinnehållet varierar dock mellan olika föreningar och för blandningar av komplexa organiska föreningar kan inte ett exakt värde för energin i COD fastställas. Ett gram COD i avloppsvatten har rapporterats innehålla mellan 14,7 och 17,8 kJ.g COD<sup>-1</sup> (Shizas och Bagley, 2004; Heidrich m.fl., 2011). COD bevaras dock i transformationerna och kan användas som bas för energibalanser. Under vissa antaganden innehåller avloppsvatten ca. 150 kWh.pe<sup>-1</sup>.år<sup>-1</sup> som organiskt material (Larsen, 2015). Vidare bär även oorganiska föreningar som ammonium och fosfat kemisk energi, ca 50 kWh.pe<sup>-1</sup>.år<sup>-1</sup> i inkommande avlopp (Larsen, 2015), som används av mikroorganismerna i reningsprocessen men denna utvinns normalt inte. Näringsämnena har istället större värde om de recirkuleras som gödning på produktiv mark. Nedan kommer det kemiska energiinnehållet i avloppsvatten att sättas till

det organiska materialet mätt som COD, se Figur 2-2. För den kompletta energibalansen över ett reningsverk måste också in- och utflöden av kemisk energi, såsom insatskemikalier och extern kolkälla samt utflöde av slam och biogas räknas med. Dessa kan vara betydande.

### Lägesenergi

Avloppssystem från brukare till recipient designas normalt för att fungera huvudsakligen med självfall, för att minimera energiåtgången för transport av vatten. Vidare bidrar reningsverkens naturliga läge invid recipientens strand till att fallhöjden till utsläppspunkten normalt sett är liten. I förekommande fall med en betydande fallhöjd på utloppet är det möjligt att installera till exempel en turbin för elproduktion. Det har inte vidare behandlats i detta projekt.

### Kinetisk energi

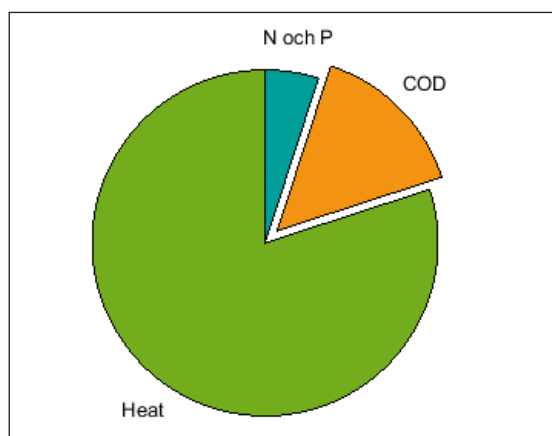
Strömmande vatten har rörelseenergi, kallad kinetisk energi. Denna är normalt sett liten och av mindre betydelse. Om man utvinner lägesenergi till exempel med en turbin kommer den kinetiska energin till en mindre del att bidra till energiproduktionen där. Det har inte vidare behandlats i detta projekt.

### Elektrisk energi

Elektrisk energi används i processerna för drift av allehanda processutrustning. El är högst i värdekedjan av energislagen eftersom den kan omvandlas till alla andra former. När elen omvandlas till till exempel arbete i motorer uppstår värmeförluster som i vissa fall (till exempel luftning) delvis överförs till vattnet men oftast ventileras värmen bort till luft. Elförbrukning är normalt en av reningsverkets största driftskostnader och kan vara en stor källa till externa växthusgasutsläpp (Olsson, 2012).

Tabell 2-2 Typiskt energiinnehåll i avloppsvatten. Värden från Larsen (2015).

	kWh.pe <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>
Värme	800
COD	150
N och P	50



Figur 2-2 Genomsnittligt energiinnehåll i avloppsvatten i Sverige.

## 2.3 Livscykelanalys

Livscykelanalys (LCA) är en sammanställning och utvärdering av relevanta inflöden och utflöden från ett produktsystem eller process samt utvärdering av de potentiella miljöeffekterna hos produktsystemet eller processen över hela dess livscykel (ISO 14040:2006 och 14044:2006; ISO 2006a,b). Med inflöden och utflöden avses användning av naturresurser respektive generering av emissioner och restprodukter som är knutna till systemet.

Livscykeln utgör ett tekniskt system bestående av processer och transporter i alla stadier från uttag av naturresurser till och med slutligt omhändertagande av produkten samt kvittblivning av restprodukter (avfallshantering och återvinning).

Ramverket för en LCA består av fyra olika faser:

- Definition av mål och omfattning
- Inventeringsanalys
- Miljöpåverkansbedömning
- Tolkning

I arbetet identifieras och beskrivs använd energi, material och utsläpp till omgivningen. LCA är ett systemanalytiskt verktyg för jämförande undersökningar, antingen av olika produkter/processer med liknande funktion eller mellan olika faser i en produkts livscykel. Direkta tillämpningar av en LCA kan t.ex. vara produktutveckling och förbättring, strategisk planering, jämföra olika processutformningar.

Exempel på miljöpåverkans kategorier som behandlas i en LCA är:

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

Miljöpåverkanskategorierna relateras till en funktionell enhet för det studerade systemet. En funktionell enhet är ett sätt att mäta ett systems funktionella nytta, produkt eller service. Det huvudsakliga syftet med en funktionell enhet är att skapa en referens till vilken in- och utflödena i systemet kan relateras. Miljöpåverkan från två olika system är endast jämförbara om systemen levererar samma nytta. Exempel på funktionella enheter för reningsverk är 1 m<sup>3</sup> behandlat vatten, 1 m<sup>3</sup> behandlat vatten per personequivallent eller 1 kg avskilt kväve.

## 3 Metoder

### 3.1 *Modellering och simulering av avloppsreningsverk*

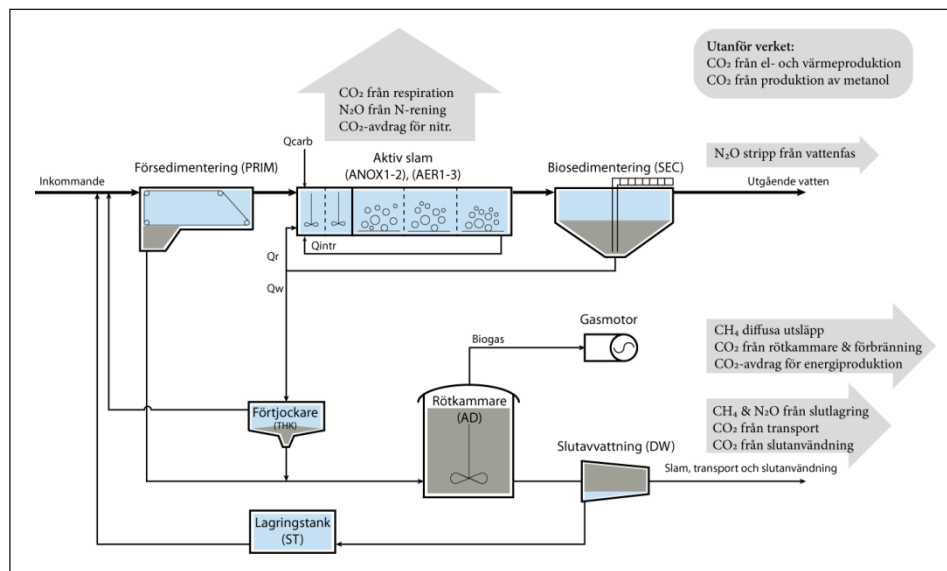
En avloppsreningsverksmodell består av flera komponenter eller delmodeller som var och en med matematiska uttryck (differentialekvationer och algebraiska uttryck) beskriver respektive delsystem: i) en hydraulisk modell beskriver flödet genom verket, hur olika enhetsprocesser hänger samman och hur till exempel väl omblandade olika reaktorer är, ii) olika fysikaliska modeller används för att beskriva framförallt separationsprocesser som sedimentering och filtrering, iii) kemiska modeller kan inkluderas för fällningsförlopp och iv) biologiska processmodeller används för att modellera de biologiska förloppen i till exempel aktivslamsteg och rötkammare, jfr. ASM1-3 och ADM1 (avsnitt 1.2). För att skapa en komplett modell krävs dessutom flera andra delmodeller samt indata till de modellerade enhetsprocesserna. Dessa är till exempel inflödesmodell, luftningsmodell, etc. I modellerna finns ett antal tillståndsvariabler, vilka är de ämnen för vilka modellen är avsedd att beskriva variationen av över tid, till exempel olika fraktioner av organiska material eller kväve. Vidare innehåller alla modellerna, framförallt de biokinetiska, en mängd parametrar vilka är karakteristiska egenskaper som typiskt inte varierar över tid men påverkar hur tillståndsvariablerna förändras genom processen. Exempel på parametrar är olika tillväxthastigheter, halvmättnadskonstanter och sedimenteringshastigheter.

I praktiken måste modellerna implementeras i någon simuleringsplattform i en datormiljö för att bli användbara. Det innebär att de matematiska modellerna implementeras på ett generiskt sätt så att de kan kombineras till en hel process. Vid en simulering används en numerisk lösare som beräknar hur modellekvationerna påverkar tillståndsvariablerna från indata till utdata. I varje specifik fallstudie måste delmodellerna kopplas samman så att både hydraulik och processflöde beskriver den verkliga processen. Vidare måste ett realistiskt inkommande avloppsvatten specificeras och karakteriseras i de tillståndsvariabler modellen innehåller samt relevanta parametrar kalibreras. För karakterisering och kalibrering krävs en mängd data från processen.

### 3.2 *Modelleringsplattformen Benchmark Simulation Model*

Benchmark Simulation Model (BSM) är en generell modellplattform för avloppsreningsverk som utvecklats med det specifika syftet att utvärdera och jämföra drifts- och styrstrategier på avloppsreningsverk (Gernaey m.fl., 2014). Benchmark Simulation Model No. 2 (BSM2) är ett omfattande protokoll för att implementera, analysera och utvärdera existerande och nya styrstrategier för avloppsreningsverk. BSM2 består av en komplett uppsättning dynamiska matematiska modeller för ett generellt reningsverk (Figur

3-1), ett standardiserat simuleringsförfarande och en uppsättning utvärderingskriterier. Detta möjliggör rättvisa och objektiva jämförelser av styr- och reglerstrategier. Nedan följer en beskrivning av en utveckling av BSM2 där modeller och utvärderingsmetoder för växthusgasutsläpp inkluderats, BSM2G, där G noterar Greenhouse Gas (Flores-Alsina m.fl., 2014).



Figur 3-1 Processflödesschema för reningsverket i benchmarkmodellen BSM2. Text i grå fält och pilar indikerar de växthusgasutsläpp som är inkluderade i processmodellen.

Reningsverket i systemet (BSM2G) har samma utformning som reningsverket i BSM2, beskrivet av Gernaey m.fl. (2014) med primär mekanisk rening och sekundär biologisk rening i aktivt slam, Figur 3-1. Aktivt slam-läggningen är en traditionell fördenitrifikationsanläggning med fem tankar i serie. Tank 1 och 2 är anoxiska med en volym på  $2 \times 1\,500\text{ m}^3$ , tank 3, 4 och 5 är luftade med en total volym på  $9\,000\text{ m}^3$ . Slutet på den luftade delen och början på den oluftade är sammankopplade med en nitratretur-pumpning. I vattenlinjen ingår också en försedimentering och en cirkulär sedimentering av bioslam på  $6\,000\text{ m}^3$  med en area på  $1\,500\text{ m}^2$ . I slamlinjen förtjockas bioslammet i en förtjockare och rötas sedan tillsammans med primärslammet i en rötkammare, rötresten avvattnas i en avvattningsenhet och rejektet återförs till vattenlinjen med möjlighet till mellanlagring i en rejektvattentank. Biogasen förbränns i en gasmotor med kombinerad el- och värmeproduktion.

I BSM-plattformen byggs en komplett modell upp genom ihopkoppling av specifika delmodeller för de olika enhetsprocesserna. I BSM2 används ett antal olika modeller. Försedimenteringen beskrivs med en modell föreslagen av Otterpohl och Freund (1992) som med antagen avskiljningsgrad och primärslamflöde separerar primärslam och vatten baserat på massbalanser. Den modifierade bioprocessmodellen i BSM2G beskrivs nedan, medan biosedimenteringen modelleras med en endimensionell 10-lagersmodell av Takács m.fl. (1991). Förtjockaren och slutavvattningen modelleras som en ideal separation utifrån antaganden om TS-halt i slamfasen och avskiljningseffektivitet.

Den bioprocessmodell som används i aktivslamsteget är en utvecklad version av den etablerade ASM1 kallad ASM1G. Den traditionella ASM1 är en relativt enkel och väl beprövad modell som beskriver reduktion av organiskt material i form av COD och kväve. I ASM1G har detta byggts på med modeller för att beskriva biologisk lustgasproduktionen i enlighet med Guo och Vanrolleghem (2014). Där ingår lustgasproduktion från både autotrof och heterotrof denitrifikation. För det utnyttjas Hiatt och Gradys (2008) modell med tvåstegsnitrifikation (ammoniumoxidation och nitritoxidation, som modelleras med två mikrobiologiska populationer) och fyrstegs sekventiell denitrifikation, från nitrat till kvävgas med kväveoxid och lustgas som intermediärer; kompletterad med modellen av Mampaey m.fl. (2013) som beskriver NO och N<sub>2</sub>O produktion vid autotrof denitrifikation med NH<sub>3</sub> som substrat.

ASM1G beskriver hur 21 tillståndsvariabler (Tabell 3-1) omsätts i 15 biologiska processer (jfr. Figur 2-1):

1. Tillväxt av heterotrofa bakterier (HET) under aeroba förhållanden (oxidation av organiskt material).
2. Tillväxt av HET under anoxiska förhållanden med nitrat som substrat (heterotrof denitrifikation).
3. Tillväxt av HET under anoxiska förhållanden med nitrit som substrat (heterotrof denitrifikation).
4. Tillväxt av HET under anoxiska förhållanden med kvävemoxid som substrat (heterotrof denitrifikation).
5. Tillväxt av HET under anoxiska förhållanden med lustgas som substrat (heterotrof denitrifikation).
6. Tillväxt av AOB under aeroba förhållanden (nitritation) med ammonium som substrat.
7. Tillväxt av nitritoxiderande mikroorganismer (NOB) organismer under aeroba förhållanden (nitrifikation) med nitrit som substrat.
8. Tillväxt av AOB under syrebegränsade förhållanden (autotrof denitrifikation) med fri salpetersyrighet som substrat.
9. Tillväxt av AOB under syrebegränsade förhållanden (autotrof denitrifikation) med kvävemoxid som substrat.
10. Avdödning av heterotrofa organismer.

Tabell 3-1 Tillståndsvariabler som beskrivs dynamiskt i bioprocessmodellen ASM1G.

Bet.	Förklaring	Bet.	Förklaring
S <sub>i</sub>	Löst inert organiskt material [g COD.m <sup>-3</sup> ]	S <sub>NO3</sub>	Löst nitratkväve [g N.m <sup>-3</sup> ]
S <sub>s</sub>	Löst nedbrytbart organiskt material [g COD.m <sup>-3</sup> ]	S <sub>NH</sub>	Löst ammoniumkväve [g N.m <sup>-3</sup> ]
X <sub>i</sub>	Partikulärt inert organiskt material [g COD.m <sup>-3</sup> ]	S <sub>ND</sub>	Löst organiskt kväve [g N.m <sup>-3</sup> ]
X <sub>s</sub>	Partikulärt nedbrytbart organiskt material [g COD.m <sup>-3</sup> ]	X <sub>ND</sub>	Partikulärt organiskt kväve [g N.m <sup>-3</sup> ]
X <sub>BH</sub>	HET [g COD.m <sup>-3</sup> ]	ALK	Alkalinitet [g HCO <sub>3</sub> .m <sup>-3</sup> ]
X <sub>BA1</sub>	AOB [g COD.m <sup>-3</sup> ]	TSS	Suspenderade ämnen [g.m <sup>-3</sup> ]
X <sub>BA2</sub>	NOB [g COD.m <sup>-3</sup> ]	Q	Flöde [m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> ]
X <sub>p</sub>	Partikulärt inert organiskt material [g COD.m <sup>-3</sup> ]	S <sub>NO</sub>	Löst kvävemoxid [g N.m <sup>-3</sup> ]
S <sub>O</sub>	Löst syre [g.m <sup>-3</sup> ]	S <sub>N2O</sub>	Löst lustgas [g N.m <sup>-3</sup> ]
S <sub>NO2</sub>	Löst nitritkväve [g N.m <sup>-3</sup> ]	S <sub>N2</sub>	Löst kvävgas [g N.m <sup>-3</sup> ]

11. Avdödning av AOB.
12. Avdödning av NOB.
13. Omvandling av organiskt bundet kväve till ammoniumkväve.
14. Hydrolys av partikulärt organiskt material.
15. Hydrolys av partikulärt organiskt kväve.

De växthusgasutsläpp som inkluderats i BSM2G visas i Figur 3-1.

#### Direkta utsläpp från aktivslamdelen

Från det biologiska steget beräknar bioprocessmodellen utsläppen av CO<sub>2</sub> från mikrobiell respiration samt lustgasproduktionen och lustgasavgången. Om det förra kan sägas att det huvudsakligen är biogen koldioxid som normalt inte anses bidra till växthuseffekten, men studier visar att ca. 4 till 14 % av inkommande totalt organiskt kol (TOC) har fossilt ursprung (Law m.fl., 2013). Av den producerade lustgasen kommer huvuddelen att strippas till luft men en mindre del kvarstår i löst form ut från biosteget och följer (beroende på ev. nedströms processer) med utgående vatten. Autotrof nitrifikation binder in koldioxid för biomassstillväxt och modellen krediterar denna i förhållande till slamproduktionen med en faktor på 0,31 kg CO<sub>2</sub>·kg N<sub>nitrifierat</sub><sup>-1</sup> (Flores-Alsina m.fl., 2014).

#### Direkta utsläpp från rötammaren

I slambehandlingen på avloppsreningsverk uppstår direkta men diffusa utsläpp av metan, lustgas och koldioxid. Från rötammare och gassystem är läckage av rågas antaget vara 1 % (Avfall Sverige Utveckling, 2009). Denna gasmängd avräknas också rågasproduktionen. Den metan som är löst i slammet efter rötammaren antas strippas i slutavvattningen och avgår till luften.

#### Direkta utsläpp från slamlager

Vidare i slambehandlingen antas att avvattnat slam lagras i genomsnitt i 12 månader på reningsverket innan det transporteras vidare för avsättning. I slamlagret sker viss efterrötning och utsläppen av metan och lustgas har antagits till 8,7 kg CH<sub>4</sub>·ton VS<sup>-1</sup> och 0,36 % av totalkväve (TN) som N<sub>2</sub>O-N (Jönsson m.fl., 2015). Motsvarande mängd kol och kväve räknas av från utgående slammängd från reningsverket i form av COD (S<sub>s</sub> samt X<sub>s</sub>) respektive ammonium (S<sub>NH</sub>).

#### Direkta utsläpp från gasanvändning

I BSM2G används rågasen för generering av el och värme i en gasmotor. Det ger upphov till CO<sub>2</sub> från förbränningen men också ett utsläpp av oförbränd gas som har antagits med en emissionsfaktor på 1,7 % av gasen in till motorn (Liebetrau m.fl., 2010). Vid annan gasanvändning än gasmotor måste eventuella förluster för denna uppskattas och inkluderas istället (se vidare i avsnitt 4.3).

Indirekta utsläpp från recipient – Det totalkväve som återstår i utgående vatten har visat sig ge upphov till produktion och utsläpp av lustgas i recipienten. Variationen i utsläpp är mycket stor mellan olika regioner och olika typer av recipienter (insjö, hav, etc.). Utsläpp motsvarande sjö- och vattendragrecipient har inkluderats med en emissionsfaktor på 0,0003 kg N<sub>2</sub>O-N·kg TN<sub>utgående</sub><sup>-1</sup>, (IPCC, 2013).

### Indirekta utsläpp från slamavsättning

Efter 12 månaders lagring av slammet transporteras detta iväg för avsättning. Avstånd, avsättning och specifika utsläpp kan variera kraftigt mellan olika reningsverk. För den generella BSM2-plattformen har tre olika avsättningsalternativ inkluderats med specifika transportavstånd och emissionsfaktorer för  $N_2O$  och  $CH_4$ , i alla fallen antas COD:n mineraliseras och avgå som  $CO_2$  (Flores-Alsina m.fl., 2011).

- i) Jordbruksmark, 38 % av slammet, transport 150 km  
EF  $N_2O$  = 0,01 kg  $N_2O$ -N.kg TN<sup>-1</sup>
- ii) Kompostering, 45 % av slammet, transport 20 km  
EF  $N_2O$  = 0,01 kg  $N_2O$ -N.kg TN<sup>-1</sup>  
EF  $CH_4$  = 0,0075 kg  $CH_4$ .kg TOC<sup>-1</sup>
- iii) Skogsgödning, 17 % av slammet, transport 144 km  
EF  $N_2O$  = 0,01 kg  $N_2O$ -N.kg TN<sup>-1</sup>

### Indirekta utsläpp från produktion av insatsvaror

Växthusgasutsläpp från produktion av el och kolkälla ingår i BSM2G. För elproduktion har en elmix för EU valts med en emissionsfaktor på 359 g  $CO_2e$  .kWh<sup>-1</sup> (IEA, 2011). Metanol är den vanligaste kolkällan vid ARV (Lingsten, 2013) och har ansatts i modellen med ett koldioxidutsläpp på 1,54 kg  $CO_2$ .kg metanol<sup>-1</sup> (Flores-Alsina m.fl., 2011). Övriga kemikalier ingår ej i den generella BSM2G.

Metan och lustgas har större växthusgaspotential än koldioxid. I BSM2G har faktorerna för 100 års tidshorisont från IPCC (2013) använts. För metan är den faktorn 34 ggr  $CO_2$  och för lustgas 298 ggr  $CO_2$ . Alla växthusgasutsläpp räknas om till koldioxidekvivalenter ( $CO_2e$ ) för att underlätta jämförelsen.

För fallstudien i detta projekt har de indirekta utsläppen från recipient, slamavsättning och produktion av insatsvaror räknats i LCA-modellen, se vidare avsnitt 3.7.

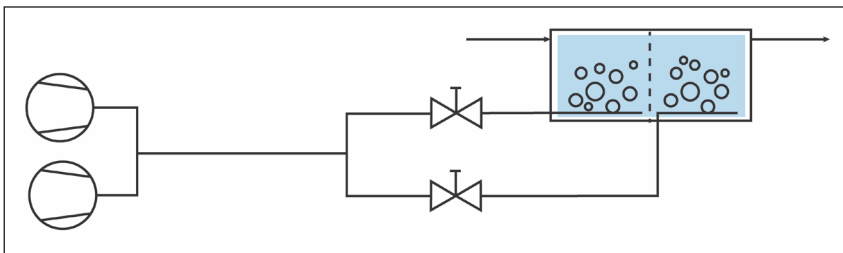
De reningsverksövergripande modellerna i BSM2-familjen simuleras i enlighet med Gernaey m.fl. (2014). En dynamisk inflödesprofil med 15-minuters upplösning finns definierad vilken beskriver flöde, temperatur och alla övriga tillståndsvariabler enligt Tabell 3-1. Alla modellparametrar initieras varefter modellen körs i 609 dagar; de sista 364 dagarna används för utvärdering. Den långa simuleringen är nödvändig för att initialt stabilisera processerna utifrån den definierade driftsstrategin och sedan simulera ett helt år för utvärdering. Då fångas varierande förutsättningar såsom temperatur, flöde och säsongsvariationer. Simuleringsresultaten kan utvärderas individuellt avseende respektive tillståndsvariabel i olika delprocesser utifrån frågeställningen men för att underlätta rättvisa jämförelser har två aggregerade index på reningsverkets prestanda definierats:

- i) Utgående kvalitetsindex (EQI, från engelskans Effluent Quality Index) är ett viktat index för föroreningsgraden på utgående vatten som inkluderar TSS, COD, Kjeldahl-N,  $NO_3$ -N och BOD,
- ii) Driftskostnadsindex (OCI, efter engelskans Operational Cost Index) som inkluderar kostnader för kolkälla, slamavsättning, elenergi för luftning, omrörning och pumpning samt en kreditering för ev. överskott av el och värme från gasmotorn.



### 3.3 Modellering av luftningssystem

Att modellera luftningssystemet är viktigt både för att syresättningen är avgörande för reningsresultaten samt för att med hög precision modellera energiförbrukningen för luftning, vilken ofta är dominerande. Luftningen modelleras med en separat delmodell som beskriver delar eller hela luftningssystemet enligt Figur 3-2. Beroende på syfte med modellen kan olika delar av systemet inkluderas. Som minimum bör syreöverföringshastigheten i vätskefasen ( $K_L a$ ) räknas om till luftflöde vilket inkluderar diffusorernas karakteristik; om energin ska modelleras bör även blåsmaskinerna inkluderas och om regleringen ska modelleras i detalj behöver hela luftningssystemet med rörgalleri, ventiler etc. tas med. För detta projekt har fokus varit på energiförbrukning och därmed har diffusorer och blåsmaskiner modellerats.



Figur 3-2 Schematisk bild av ett luftningssystem med blåsmaskiner, rörgalleri, separata luftningsgrindar i sekventiella luftningsbassänger med individuella reglerventiler och diffusornät.

Det vanligaste sättet att modellera luftning är att låta bioprocessmodellen avgöra syrebehovet i reaktorerna samt ansätta ett önskat syreöverskott. Standardimplementationen av bioprocessmodellerna innehåller en ekvation för att beskriva syreöverföringen från bubbla till bulkvätskan och syrebehovet uttrycks då som  $K_L a$ . Från  $K_L a$  kan sedan det nödvändiga luftflödet beräknas med en mekanistisk modellekvation; för detta projekt har en ekvation publicerad av Beltrán m.fl. (2013) implementerats, (1).

$$K_L a = \alpha F(1,024^{T-20}) \frac{OTE_{STP} x_{O_2} M_{O_2} \rho_{g,STP}}{V_L M_g \delta S_{O,sat STP}} Q_{luft}$$

Där

$K_L a$  är den volymetriska syreöverföringshastigheten i vätskefasen [ $d^{-1}$ ],

$\alpha$  är en korrektionsfaktor för förorenat vatten [-],

$F$  är en korrektionsfaktor för igensättning av diffusorerna [-],

$OTE_{STP}$  är syreöverförings effektiviteten för diffusorerna som funktion av  $Q_{luft}$  [%]

$x_{O_2}$  är andelen syre i torr luft [-]

$M_{O_2}$  är molmassan för syre [ $g \cdot mol^{-1}$ ]

$\rho_{g,STP}$  är densiteten för luft vid standardtryck och standardtemperatur (STP) [ $kg \cdot m^{-3}$ ]

$V_L$  är volymen på den luftade reaktorn [ $m^3$ ]

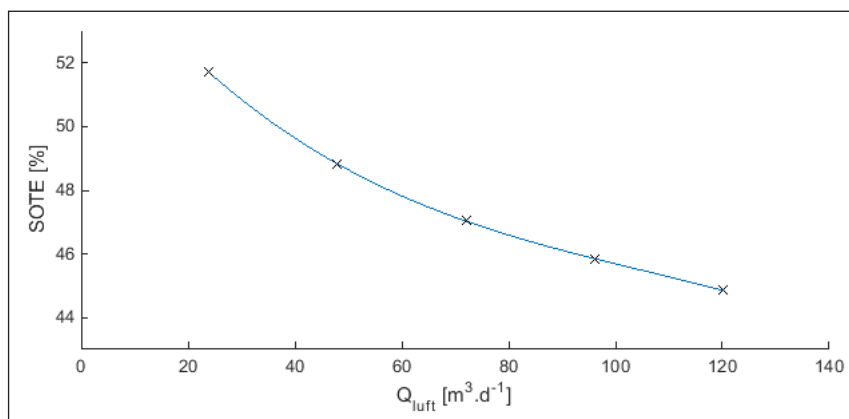
$M_g$  är molmassan för luft [ $g \cdot mol^{-1}$ ]

$\delta$  är en korrektionsfaktor för vätsketrycket [-]

$S_{O, \text{sat STP}}$  är mättnadskoncentrationen för syre vid STP (1 atm, 20° C) [ $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]

$Q_{\text{luft}}$  är luftflödet [ $\text{m}^3$ ]

Syreöverföringseffektiviteten är specifik för varje typ av luftare och membran. Den kan beskrivas som en funktion av luftflödet och neddopningsdjupet. En kurva över syreöverföringseffektiviteten vid standardförhållanden (SOTE) som funktion av  $Q_{\text{luft}}$  bestäms experimentellt och kan fås från leverantören. För att implementera den i en dynamisk modell måste kurvan beskrivas matematiskt med till exempel ett polynom. För detta projekt har ett tredjegradspolynom använts, se Figur 3-3.



Figur 3-3 SOTE-kurva för en luftare (kryss) och anpassat tredjegradspolynom (linje).

Med målet att modellera energiförbrukningen dynamiskt måste blåsmaskinerna modelleras för att få med effektbehovets (det vill säga verkningsgradens) beroende av luftflödet. Det finns många typer av blåsmaskiner och deras olika karakteristik gör att en generisk modell giltig för alla typer med endast förändrade parametrar inte går att skapa. Istället måste åtminstone turboblåsmaskiner och positiva displacementsblåsmaskiner modelleras på olika sätt; uttryck för effektbehovet i relation till luftflödet för båda typerna finns publicerade (Metcalf & Eddy, 2014; Beltrán m.fl., 2013; Alex m.fl., 2002). I projektet har modellekvationer för båda typerna av blåsmaskiner testats i BSM-miljön med framgång. I praktiska fall måste dock varje blåsmaskin beaktas individuellt och med hjälp av de data som finns tillgänglig (se vidare under fallstudien i avsnitt 4.3). Arbetet med att modellera luftningssystemet i BSM har presenterats av Arnell och Jeppsson (2015).

### 3.4 Bürger-Diehls sedimenteringsmodell

Eftersom avloppsvattenrening i huvudsak är ett separationsproblem där de traditionella reningsprinciperna bygger på att samla föroreningarna som ett slam och sedan avskilja det är sedimentering en av de viktigaste processerna inom avloppsvattenrening och också en av de som i praktiken vållar stora problem när den inte fungerar optimalt. Detta påverkar ofta reningsprestandan väsentligt och leder till följdproblem via recirkulationsflöden etc. Följdaktligen har sedimentering varit ett viktigt forskningsområde inom

reningsverksmodellering och många olika modeller har föreslagits (Makina, 2010). Den vanligaste modellen under de senaste decennierna är den 10-lagers endimensionella modell som föreslogs av Takács m.fl. (1991). Modellen bygger på antagandet om en jämn sedimentering över hela ytan vilket förenklar modellen till en dimension i höjddled; i vilken den delas (diskretiseras) in i 10 jämntjocka lager. Flödet av partiklar mellan lagren styrs dels av bulkflödet dels av partiklarnas sedimentationshastighet, vilken beskrivs som en funktion av SS-halten.

Förenklingen till en dimension är motiverad och tillämplig för de flesta modelltillämpningar men härledningen av Takács modell där diskretiseringen i rumsled görs varefter ekvationerna härleds direkt från massbalanser utan att beakta numerisk diffusion som uppstår vid tidsdiskretiseringen leder till instabilitet och felaktiga lösningar när man inte har en monotont växande koncentrationsprofil från toppen till botten i sedimenteringen. Bürger m.fl. (2013) har utvecklat en modell med utgångspunkt i ett konsistent matematiskt förfarande (nedan refereras till denna modell som Bürger-Diehl modellen eller kort BD-modellen). Bürger-Diehl-modellen inkluderar förutom bulkflöde och sedimentationshastighet likt ovan också diffusion vid inloppet och kompression av slammet i botten. Härledningen tar den generella partiella differentialekvationen (PDE, (2)) i tids- och rumsled (en dimension) som utgångspunkt:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial z} F(C, z, t) = \frac{\partial}{\partial z} ([\gamma(z) d_{\text{comp}}(C) + d_{\text{disp}}(z, Q_f(t))] \frac{\partial}{\partial z}) + \frac{Q_f(t) C_f(t)}{A} \delta(z) \quad (2)$$

Där

- C är den lokala SS-halten [g.m<sup>-3</sup>]
- t är tid [d]
- z är djupen från inloppsnivån i modellen [m]
- F är funktionen för bulkflödet [g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>]
- $\gamma$  är en karakteristisk funktion som antar värdet 1 inuti sedimenteringen och 0 utanför [-]
- $d_{\text{comp}}$  är funktionen för kompression [m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup>]
- $d_{\text{disp}}$  är funktionen för diffusion [m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup>]
- $Q_f$  är inflödet [m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>]
- $C_f$  är kcentrationen i inflödet [g.m<sup>-3</sup>]
- A är arean för sedimenteringen [m<sup>2</sup>]
- $\delta$  är Diracs deladistribution [m<sup>-1</sup>]

Denna diskretiseras sedan i rumsled till en uppsättning ordinära differentialekvationer (ODE). Metoden kallas "Method of Lines" och innebär att sedimenteringen kan lösas integrerat med ODE:erna för de övriga delmodellerna i BSM. En viktig begränsning med Method of Lines är dock att det sätter en övre gräns för hur stort tidssteg som den numeriska lösaren kan ta enligt ett så kallat CFL-villkor som beror av hur fin indelning som görs i rumsled. En indelning av sedimenteringen i många lager, vilket leder till noggrannare resultat, kommer ge mindre tidssteg och göra modellen avsevärt långsammare att simulera.

Den resulterande BD-modellen är mycket lik Takács modell vid indelning i 10 lager. Eftersom den är numeriskt korrekt och stabil har BD-modellen

dock några avgörande styrkor: i) det finns ingen risk för felaktiga resultat vid speciella belastningsfall, ii) man kan (och bör) göra en mycket finare rumslig diskretisering, 30 till 100 lager rekommenderas vilket då också ger en bra modellering av slamnivån i sedimenteringen, något som inte med lätthet kan fås ur Takács modell, iii) tack vare att diffusion och kompression ingår ger BD-modellen mer rättvisande resultat för SS-halten i utgående vatten från sedimenteringen.

Bürger-Diehl modellen har implementerats och testats i BSM (Arnell, 2015). Den har också med framgång använts i fallstudier (se vidare i kapitel 3 nedan).

### **3.5 Modellering av försedimentering**

I takt med att fokus ökat avseende resursåtervinning från reningsverk har också intresset ökat för processerna i den mekaniska reningen, galler, sandfång, förluftning och försedimentering. Anledningen till det ökade intresset är att man tidigt i processen har chans att styra och påverka driften av processerna nedströms. Inte minst handlar det om att styra hur inkommande organiskt material bäst behandlas och om att maximera resursåtervinningen, ofta som biogas. Det kan till exempel handla om att hålla kvar det organiska materialet på verket med tvätt och press för rens och sand, att modifiera förluftningen för att inte oxidera bort alltför mycket lättillgängligt kol eller att implementera förfällning för att öka biogasproduktionen. Det sista exemplet är det som har störst påverkan på energibalansen på reningsverket. I projektet har därför försök gjorts för att förfina modelleringen av just förfällning. Detta delmoment utfördes som ett examensarbete vid Linköpings avloppsreningsverk av Emma Lundin från civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet (Lundin, 2014).

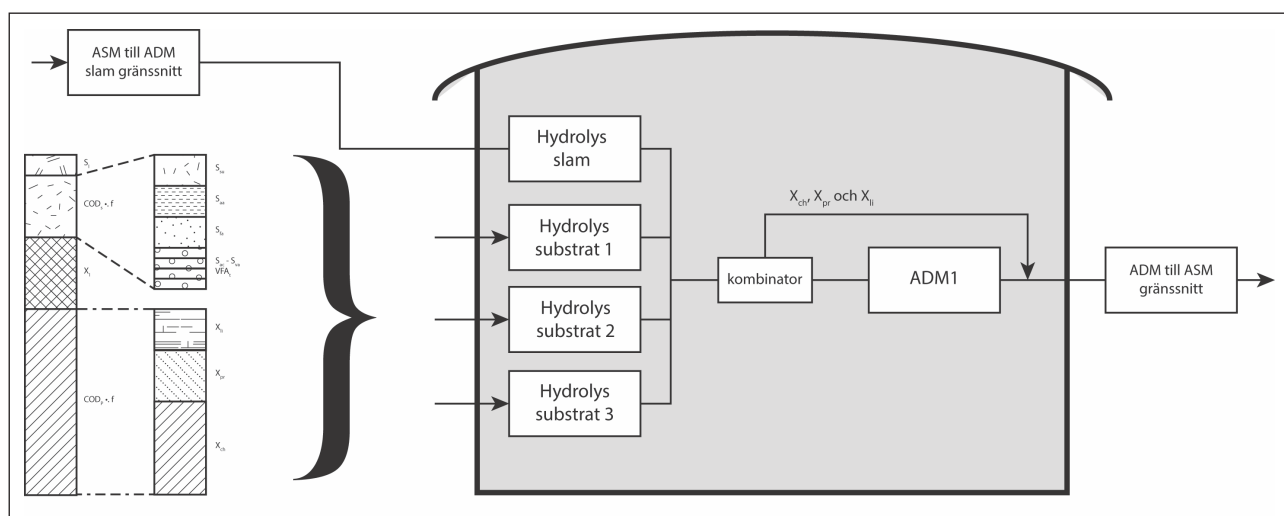
Målet var att kunna modellera förfällning med kemikalier och hur avskilningsgraden i försedimenteringen påverkas av mängden tillsatta kemikalier. För det behöver ett samband inkluderas som beskriver avskilningsgraden av partikulärt material i relation till kemikaldosen. Utmaningen är att sammansättningen av partiklar i inkommande vatten är inhomogen och olika partiklar kommer påverkas olika; stora partiklar faller snabbt oavsett fällning medan små partiklar koagulerar och påverkas i stor utsträckning. Utgångspunkten för arbetet blev en modell från Bachis m.fl. (2014) som delar in partiklarna i fem stycken klasser utifrån sedimentationshastighet. Fördelningen av klasserna och den specifika sedimentationshastigheten för respektive klass bestäms experimentellt med en metod som kallas ViCAs. En försöksserie med upprepade mätningar designades utifrån principerna för statistisk försöksplanering; olika dosering av fällningskemikalier testades för att bestämma hur sedimentationshastigheterna och klassindelningen förändrades med förfällning. Denna information implementerades sedan i en 10-lagers Takács-modell där TSS delats in i fem variabla klasser med dynamiskt uppdaterade parametrar för sedimentationshastigheten. Modellen testades på Linköpings ARV och visade på ganska god överensstämmelse med de verkliga variationerna. Resultaten påvisar samtidigt utmaningarna och ytterligare modellutveckling krävs för att göra modellen generellt tillämpbar.

### 3.6 Modellering av samrötning

Den största potentialen för att öka gasproduktionen består i att utnyttja redundant kapacitet i slambehandlingen och ta in externt organiskt material (externa substrat) för rötning. I praktiken kan detta ge en kraftigt ökad energiproduktion. Med anledning av samrötningens stora potential har detta nu inkluderats i BSM2. Det finns ett flertal publicerade studier avseende hur samrötning kan modelleras i ADM1. För att implementera detta i en reningsverksövergripande modell och göra det praktiskt tillämpbart finns två utmaningar:

- Implementationen måste tillåta dynamiska simuleringar med en varierande sammansättning av substratmixen. Samtidigt måste de olika substratens egenskaper, såsom gaspotential och hydrolyshastighet bevaras.
- Substraten måste kunna karakteriseras i de COD-fraktioner som ADM1 använder (Batstone m.fl., 2002) och detta måste kunna göras med analyser som är genomförbara på de vanligaste substraten till en rimlig insats/kostnad.

I projektet har en omfattande studie gjorts som adresserar dessa frågeställningar och analyserar effekten av modellantaganden. Principen bygger på en karakterisering av COD, kväve, biogaspotential samt hydrolyshastighet genom biometanpotentialtest och åtta fysikalisk-kemiska analyser samt en modellstruktur där hydrolysen virtuellt separeras från övriga processer i ADM1 (Figur 3-4). Arbetet finns presenterat i Arnell m.fl. (2016a).



Figur 3-4 Schematisk bild över principen för att modellera samrötning i BSM2. Bild från Arnell m.fl. (2016a).

### 3.7 Reningsverksövergripande utvärdering med LCA

Vid utvärderingen av operationella strategier på avloppsreningsverk är det essentiellt att använda dynamiska processmodeller som med de mekanistiska sambandens precision kan beskriva i detalj vad som sker i processerna. Dynamiken är avgörande för att få en rättvisande bild av till exempel

sedimenteringsprocessernas prestanda och lustgasproduktionen (Guo och Vanrolleghem, 2014). Samtidigt är dessa modeller avgränsade till det aktuella tekniska system som utreds, i detta fall själva reningsverket. Driften av anläggningen kräver ju insatsvaror som el och kemikalier samt ger upphov till utsläpp till omgivande miljö. Miljöpåverkan från dessa aktiviteter ingår inte i processmodellerna men är avgörande för att kunna bedöma den totala miljöpåverkan från driften och kunna jämföra driftsstrategier. Om till exempel åtgärder för att möta striktare utsläppskrav ska utvärderas kan flera alternativ visa sig klara kraven för utsläpp till vatten. Men om de kräver olika stor insats av externa resurser kan den totala miljöpåverkan från denna produktion vara systemskiljande.

För att klara av att inkludera den globala skalan har i detta projekt processmodellerna kopplats till en LCA-modell över systemet (Arnell m.fl., 2016b,c). I metoden används utdata från processmodellerna som indata för LCA-modellen. Modellering och simulering gjordes i två steg:

- i. Den reningsverksövergripande modellplattformen BSM2G har använts. Dynamiska simuleringar görs och utvärderas för en period av ett år. I modellen beräknas: utsläpp till vatten, utsläpp av växthusgaserna CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O och CH<sub>4</sub> uppdelat per delprocess, energianvändning uppdelat på energislag och delprocess, kemikalieanvändning dvs. fällningskemikalier, polymer och kolkälla, biogasproduktion för extern leverans samt slamproduktion.
- ii. En LCA-modell implementerades för systemet med samma delprocesser som i BSM2G utvidgad med externa processer för produktion av insatsvaror och effekter av reningsverkets utsläpp. En mer detaljerad beskrivning av LCA-modellen återfinns i avsnitt 4.5.

Med den beskrivna metoden utvärderas resultaten från LCA-modellen med hjälp av miljöpåverkanskategorierna beskrivna i Tabell 3-2. Det finns ett antal olika metoder för att ta fram miljöpåverkanskategorier. I denna studie valdes en metod utvecklad av Centrum voor Milieukunde på Universitetet i Leiden (CML, Guinée m.fl., 2002).

Tabell 3-2 Lista och kort beskrivning av de studerade miljöpåverkanskategorierna.

Miljöpåverkanskategori	Kortnamn	Enhet	Beskrivning
Materialresurser	Materialresurser	[kg Sbe.d-1] <sup>1</sup>	Icke energiinnehållande naturresurser såsom metaller och fosfor, extraherade ur geosfären. Även uran räknas hit.
Fossila resurser	Fossila resurser	[MJ.d-1]	Energiinnehållande fossila resurser såsom kol, olja och naturgas, extraherade ur geosfären. Uran är inte inräknat.
Försurningspotential	Försurning	[kg SO <sub>2</sub> e.d-1]	Orsakas av utsläpp av oxider, såsom t.ex. SO <sub>x</sub> och NO <sub>x</sub> .
Övergödningpotential	Övergödning	[kg PO <sub>4</sub> e.d-1]	Fosforföreningar, kväveföreningar (både till luft och vatten), BOD, COD, organiskt kol m.m. bidrar till övergödningen i mark och vatten.
Klimatpåverkanspotential	Klimat	[kg CO <sub>2</sub> e.d-1]	Ett mått på det totala utsläppet av växthusgaser. Gaserna koldioxid, metan och lustgas är de vanligaste, men även andra gaser kan bidra.
Ozonnedbrytningspotential	Ozon	[kg R11e.d-1] <sup>1</sup>	Kloratomer i klorfluorkarboner (CFC) och bromatomer i haloner, eller andra kemikalier som innehåller dessa, bryter ned det stratosfäriska ozonskiktet.

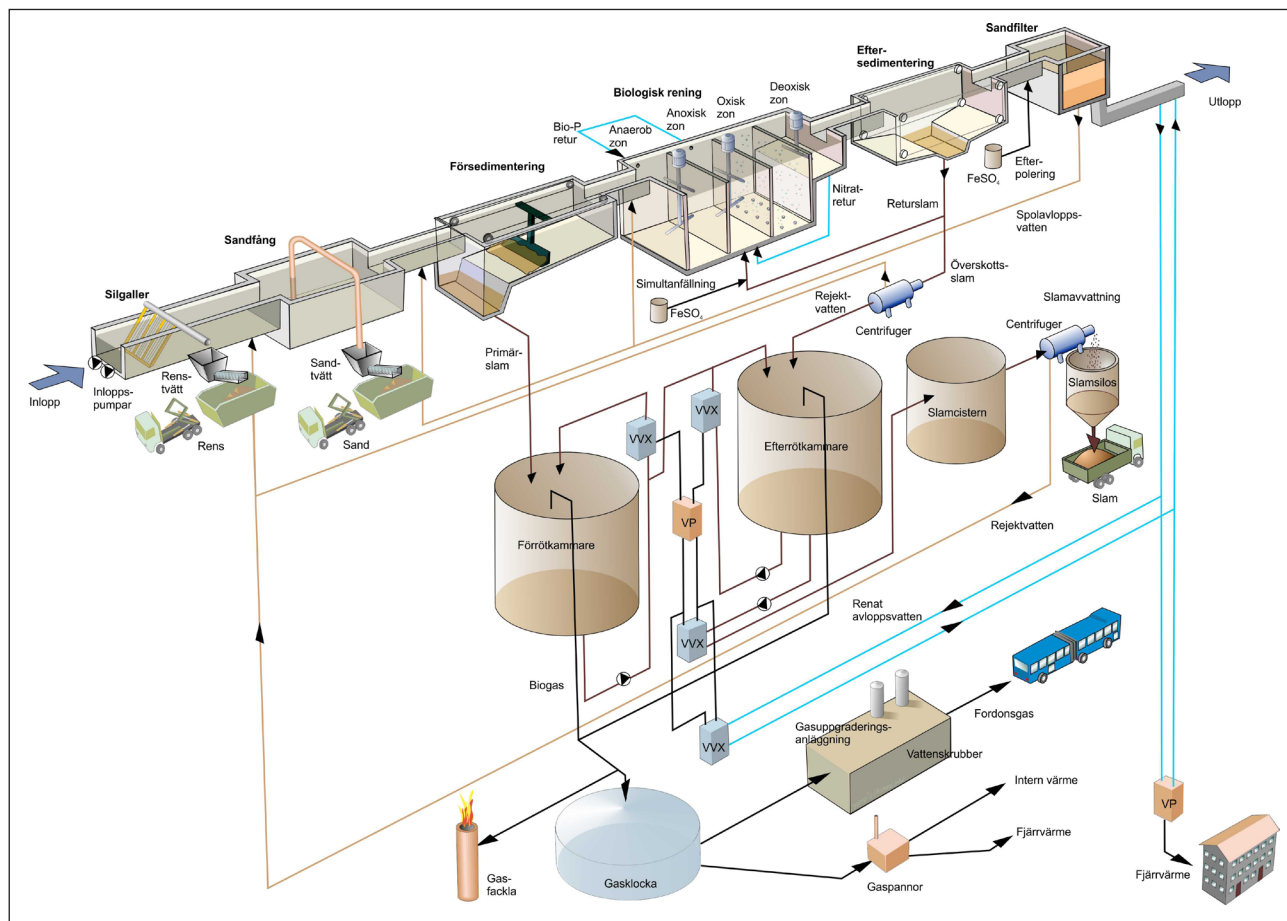
<sup>1</sup> Enheten för materialresurser är kg antimonekvivalenter per dygn och för ozonnedbrytningspotential kg av triklorfluormetanekvivalenter per dygn.

De utsläpp eller förbrukning av kemikalier och energi från det studerade systemet som påverkar någon av dessa miljöpåverkanskategorier kommer att kategoriseras till dem med hjälp av karakteriseringsfaktorer. Till exempel är lustgas normaliserat till koldioxidekvivalenter genom att mängden lustgasutsläpp multiplicerats med faktorn 298, då lustgas har en 298 gånger kraftigare påverkan på global uppvärmning jämfört med koldioxid, per kg utsläpp av respektive gas (i ett 100-årigt perspektiv).

## 4 Fallstudie Käppalaverket

### 4.1 Processbeskrivning

Käppalaverket på Lidingö utanför Stockholm tar emot avloppsvatten från 11 kommuner norr och öster om Stockholm. Käppalaförbundet äger och driver det 6 mil långa tunnelsystem som leder det samlade avloppsvattnet till reningsverkets inlopp men huvuddelen av ledningsnätet (uppströms tunnelsystemet) tillhör respektive kommun. Reningsverket är till största delen en underjordisk anläggning insprängd i berget under Gåshaga längst ut på Lidingö. Innan det reade vattnet släpps ut i Halvkakssundet genomgår det en avancerad reningsprocess, se Figur 4-1. Utsläppskraven i Käppalaverkets gällande tillstånd stipulerar, 10 mg N.l<sup>-1</sup> totalkväve och 0,3 mg P.l<sup>-1</sup> totalfosfor som årsmedelväden.



Figur 4-1 Processflödesschema för Käppala avloppsreningsverk 2012.

Processen kan delas in i fyra huvuddelar: primär mekanisk rening, sekundär biologisk rening, tertiär slutfiltrering och slambehandling.



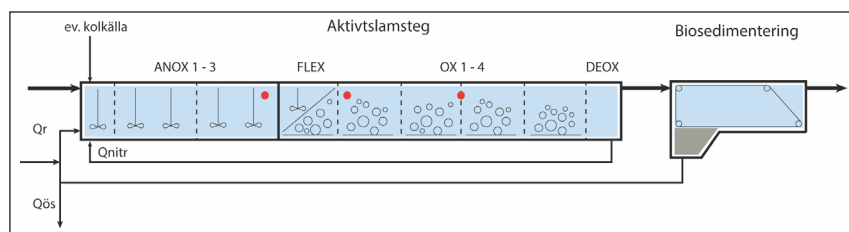
#### 4.1.1 Mekanisk rening

Från inloppspumpstationen leds vattnet genom en mekanisk rening i fyra steg, rengaller på 3 mm, förluftning för att oxidera svavelföreningar och minska lukt, luftat sandfång samt försedimentering utan kemikaliedosering. Avskiljningsgraden över den mekaniska reningen är ungefär 50 % COD. Primärslammet pumpas till slambehandlingen.

#### 4.1.2 Biologisk rening

Den mekaniska reningen följs av ett aktivslamsteg. Käppalaverket har byggts i två omgångar och den gamla delen behandlar en tredjedel av inkommande vatten och drivs med biologisk fosforrening och fördenitrifikation. Den nya delen behandlar resterande vatten och är en traditionell fördenitrifikationsprocess (modifierad Ludzack-Ettinger) med simultanfällning av fosfat. I detta projekt har endast den nya delen av reningsverket modellerats och allt i den nedanstående beskrivningen, fallstudien samt modelltillämpningen avser Käppalaverkets nya del och den andel avloppsvatten som belastar detta.

Reaktorerna i aktivslamstegets fem parallella linjer är indelade i fem stycken huvudsakliga zoner (se Figur 4-2), två anoxzoner följs av en tredje som kan luftas vid behov. Den efterföljande luftade zonen har fem separata luftningsgrindar med möjlighet till individuell syrestyrning, den sista zonen är en mindre avluftningszon före nitratreturpumpningen. I aktivslamsteget (till returslamkanalen) doseras järn(II)sulfat för fällning av fosfat. Bioreaktorerna följs av fem sedimenteringsbassänger (biosedimentering) med en gemensam returslamkanal. Överskottsslammet pumpas till förtjockare och vidare behandling i slamlinjen.



Figur 4-2 Layout av biobassängerna i biosteget. Röda punkter markerar positionen för luftgasmätningar i vattenfas.

#### 4.1.3 Slutfiltrering

Det sista steget i vattenlinjen är en slutpolering av fosfat och suspenderat material i tvåmediafilter. Det är nedströms sekventiellt backspolade filter med sand och krossad Leca-sten som media. Järnsulfat doseras för att fälla fosfat som avskiljs på filtren. Spolvattnet leds tillbaka till inkommande kanal efter rengaller.

#### 4.1.4 Slambehandling

Primär- och överskottsslam behandlas i slamlinjen. Primärslammet leds direkt till rötning medan bioslammet förtjockas i dekantercentrifuger före rötning och förtjockarrejektet leds till inkommande kanal. Rötning sker i

två seriekopplade röt-kammare (RK) där primärslammet matas till RK 1 och sekundärslammet till RK 2 tillsammans med slammet från RK 1. Slutavvattning sker i centrifuger med polymertillsats. Rejektvattnet från slutavvattningen leds till aktivslamstegets samlade returslamkanal och vidare in i bioreaktorerna.

Den producerade biogasen uppgraderas till fordonskvalitet på reningsverket och säljs till kollektivtrafik.

## **4.2 Dataunderlag för modellen**

Ett omfattande dataunderlag har legat till grund för modelleringen. Huvudsakligen har befintliga data från Käppalaverkets dataanalyssystem – aCurve (version 0.5.0, Gemit Solutions, Stockholm, Sverige) använts men kompletterande provtagnings- och mätkampanjer har också genomförts. För kalibrering och validering har två separata dataset använts från år 2012 respektive år 2014.

### **4.2.1 Anläggnings- och processdata**

Data om anläggningens fysiska och processmässiga utformning och drift tillhandahålls av Käppalaförbundet. Processflödesschema tillsammans med data på anläggningens dimensioner (volymer, areor, etc.) och processutrustning (pumpar, ventiler, etc.) låg till grund för uppsättning av modellen och den hydrauliska beskrivningen. Information om driftsätt och styrning av anläggningen var också avgörande för att kunna modellera driften korrekt.

### **4.2.2 Data för kalibrering och validering**

Käppalaverket har betydande flödestoppar vid nederbörd. Detta beror på kombinerade ledningssystem i vissa medlemskommuner och inläckage framförallt i tunnelsystemet. Med tanke på reningsverkets höga, och förväntat ökande, reningskrav har år 2012 med höga flödestoppar valts för kalibrering (Carlsson, 2012).

Dataset för validering – För validering av kalibreringen valdes år 2014. Centrala processdata såsom flöden, inkommande belastning, COD- och kvävehalter efter varje reningssteg, slamhalter, slam- och gasproduktion m.m. samlades in för hela 2014.

### **4.2.3 Lustgasmätningar**

Då simulering av lustgasavgången från aktivslamsteget skulle göras med en relativt oprövad modell var det av vikt att ha tillgång till mätdata för kalibrering. En omfattande mätkampanj genomfördes under våren-sommaren 2014. Mätningarna genomfördes, av Käppalaförbundets personal med inhyrd utrustning från IVL Svenska Miljöinstitutet, i den sista av de parallella bioreaktorerna. Mätningar av lustgasavgången till luft gjordes i den samlade frånluften – det vill säga i ventilationskanalen – från den aktuella bioreaktorn. Under samma period mättes också lustgaskoncentrationen i vattenfas i reaktorn i olika positioner, se Figur 4-2. För koncentrationsmätningarna i luft- och vattenfasen användes Teledynes GFC-7002E respektive

Unisense N<sub>2</sub>O Wastewater Sensor. Haltmätningarna i ventilationsluften kompletterades med flödesmätningar och massflödet av lustgas beräknades enligt,

$$m_{N_{20N}} = C_{N_{20}} Q_{\text{luft}} \rho_{N_{20}} \gamma$$

Där

$m_{N_{20N}}$  är massflödet av N<sub>2</sub>O-N [kg N·m<sup>-3</sup>]

$C_{N_{20}}$  är koncentrationen av N<sub>2</sub>O i luft [ppm]

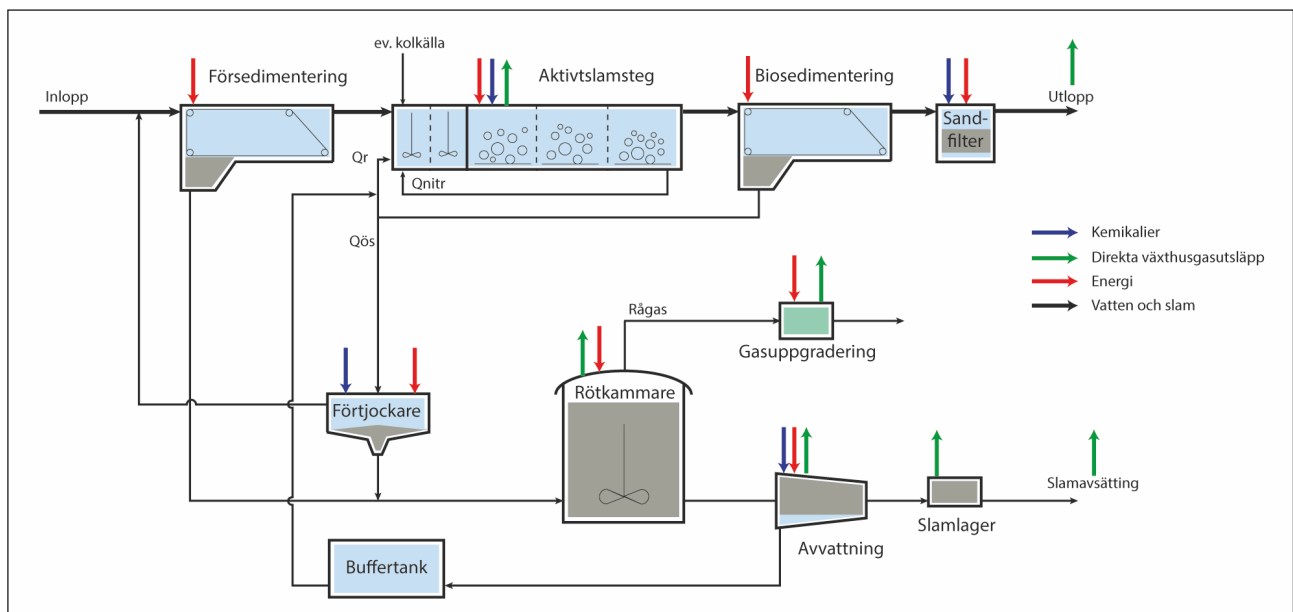
$Q_{\text{luft}}$  är ventilationsflödet [m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>]

$\rho_{N_{20}}$  är densiteten för N<sub>2</sub>O vid aktuell temperatur [kg N<sub>2</sub>O·m<sup>-3</sup>]

$\gamma$  är en stökiometrisk konverteringsfaktor från mol N<sub>2</sub>O till mol N<sub>2</sub>O-N [-]

### 4.3 Modellbeskrivning

Käppalaverket har modellerats i Matlab/Simulink (MATLAB 8.4, The MathWorks Inc., Natick, MA, USA 2014) med BSM2G som bas. Alla betydande delprocesser på reningsverket har modellerats med separata delmodeller, se Figur 4-3. För alla i BSM2G existerande processer har dessa delmodeller använts. För sandfilter och gasuppgradering har nya modeller utvecklats för denna fallstudie.



Figur 4-3 Flödesschema över modellen för Käppalaverket med alla modellerade delprocesser.

#### Mekanisk rening

Den mekaniska reningen har reducerats till att modellera försedimenteringen. För grundmodellen sker detta utan förfällning. De fem parallella försedimenteringsbassängerna har modellerats som en volym. Detta motiveras av att de i praktiken går relativt jämt och att den enkla försedimenteringsmodellen inte motiverar att separera dem. Parametern  $f_{\text{corr}}$  som styr avskiljningsgraden sattes till 0,65 och  $f_{\text{PS}}$  som styr TS-halten på primärslammet till 0,0032 vilket ger en TS-halt i primärslammet på ca. 6 %.

### **Biologisk rening**

De fem parallella biobassängerna har i modellen slagits samman och modellerats som en. Modellen beskriver inte förändring i rumsliga dimensioner, så för att fånga den viktiga pluggflödeskaraktären i biobassängerna har de modellerats som flera reaktorer i serie. Hydrauliken i bassängerna har analyserats enligt Fujie m.fl. (1983) för att bestämma det antal reaktorer i serie som modellerar hydrauliken korrekt i respektive zon. Biostegets fem zoner har delats upp på nio reaktorer i modellen (Figur 4-2), där reaktor 1 är den lilla kontakttanken som används som anoxzon med en total volym på 5 230 m<sup>3</sup> (ANOX 1), reaktor 2 till 3 är stora anoxiska volymer på 14 450 m<sup>3</sup> vardera (ANOX 2 och 3), reaktor 4 är en flexibel zon på 11 000 m<sup>3</sup> som kan vara både luftad och oluftad (FLEX), reaktorerna 5 till 8 är luftade volymer på 11 000 m<sup>3</sup> styck (OX 1 till 4) och reaktor 9 är avluftningszonen på 3 300 m<sup>3</sup> (DEOX).

ANOX-zonerna är omrörda. Omrörningen modelleras inte i detalj utan reaktorerna antas vara fullt omblandade. Energiförbrukningen för omrörningen beräknas med en specifik förbrukning enligt Tabell 4-1 Antaganden för beräkning av resursförbrukning för Käppalaverkets fallstudie. För poster markerade med (\*) har belastnings eller tidsberoende uttryck från Erikstam (2013) använts. Luftningssystemet har modellerats med modellen ifrån avsnitt 3.3. För denna har specifika data från det verkliga systemet systemet på Käppala, såsom SOTE-kurvor på membran, diffusoritet, etc., använts. Antaganden har gjorts för alfavärde ( $\alpha$ ) och igensättning (F). Syrehalten har styrts både mot syre- och ammoniummätare. Varje luftad zon OX 1 till 4 har individuell syremätning med PI-reglering mot ett börvärde på syreöverskottet. Börvärdet styrs av en PI-reglering mot ett börvärde på ammonium på utgående vatten från biosedimenteringen (Åmand, 2013).

Då fosfor inte modellerats har simultanfällningen inte modellerats per se. Kemsammet bidrar dock till slamproduktionen och för att få korrekta värden avseende slambalans och slamhalter har ett inflöde av inert oorganiskt material (ISS) till ANOX 1 inkluderats i modellen motsvarande mängden kemsam från simultanfällningen. Mängden fällningskemikalie i grundfallet har sedan hämtats från data till LCA:n.

### **Biosedimentering**

Data från Käppalaverket visar att betydande toppar i SS-halt i utgående vatten från sedimenteringen förekommer vid höga flöden. För att bättre beskriva detta har Bürger-Diehls sedimenteringsmodell använts med den dubbelexponentiella funktion för sedimentationshastighet som föreslogs av Takács m.fl. (1991). Övriga funktioner är enligt Bürger m.fl. (2013) samt implementation enligt Arnell (2015). Antalet lager varierades mellan 10 och 100 men för de slutgiltiga simuleringarna bedömdes 10 lager vara tillfyllest. Parametrarna ansattes till samma värden som Bürger m.fl. (2013) och Germaey m.fl. (2014) förutom fns som sattes till 0,0014 för att matcha den låga SS-halten i utgående vatten vid torrvädersflöde.

### **Sandfilter**

Den tertiära reningen med sandfilter fungerar mycket bra och stabilt på Käppalaverket. Utgående koncentration av suspenderad substans (TSS) ligger stabilt på ca. 2 mg.l<sup>-1</sup>. Processen har modellerats med en enkel "cut-off"

funktion, det vill säga en funktion som tar bort all TSS överskjutande 5 mg.l<sup>-1</sup> och för den till slamfasen (recirkuleras till inkommande). Alla partikulära tillståndsvariabler reduceras med samma faktor.

### Slambehandling

För röt-kammardriften har röt-kammarmodellen i modellen anpassats till den konfiguration Käppalaverket använder med två röt-kammare i serie, där primärslammet behandlas i RK 1 vilket sedan blandas med förtjockat överskottsslam och behandlas i RK 2. Röt-kammarmodellen har reducerats proportionellt till den minskade mängden behandlat vatten då bara nya delen av verket modellerats. Förtjockaren och slutavvattningen modelleras som en ideal separation utifrån antaganden om TS-halt i slamfasen och avskiljningseffektivitet. För växthusgasutsläpp från RK och slamlagret användes emissionsfaktorer enligt Tabell 4-2.

### Gasrening

Gasreningen har inkluderats för att beskriva växthusgasutsläpp och energiförbrukning. Kontinuerliga gasmätningar vid Käppalaverket visar att inget diffust läckage av metan sker vid gasreningen varför det har satts till noll i modellen. Energiförbrukningen har modellerats med en specifik förbrukning per renad gasvolym enligt Tabell 4-1 nedan.

### Resursförbrukning

För förbrukning av energi och kemikalier har specifika förbrukningstal använts kopplat till olika strömmar och delprocesser, se Tabell 4-1. Dessa har i möjligaste mån hämtats från Käppalaförbundet och i något fall har standardvärden ifrån BSM2 använts. Dessa förbrukningstal är statistiska faktorer men har till största delen kopplats till dynamiskt modellerade flöden och volymer. För några förbrukningar: el för mekanisk rening, förtjockning, uppvärmning, slamavvattning och gasrening, har statistiska förbrukningstal per dygn använts. Dessa har i förekommande fall skalats till belastningen på den nya delen av verket.

Tabell 4-1 Antaganden för beräkning av resursförbrukning för Käppalaverkets fallstudie. För poster markerade med (\*) har belastnings eller tidsberoende uttryck från Erikstam (2013) använts.

Resurs	Värde	Enhet	Kommentar/Referens
<b>Elförbrukning</b>			
Mekanisk rening total inkl. primärslampumpning	1 691*	kWh.d <sup>-1</sup>	Erikstam (2013)
Omrörning - biosteg och högflödesrening	0,004	kWh.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	Erikstam (2013)
Luftning - biosteg	0,025	kWh.m <sup>-3</sup> luft	Erikstam (2013)
Returslampumpning	0,013	kWh.m <sup>-3</sup>	Käppala (2015). Pers. kom.
Pumpning nitratretur	0,0077	kWh.m <sup>-3</sup>	Erikstam (2013)
Överskottsslampumpning	0,134	kWh.m <sup>-3</sup>	Erikstam (2013)
Förtjockning	1 169*	kWh.d <sup>-1</sup>	Erikstam (2013)
Omrörning - röt-kammare	0,005	kWh.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	Gernaey m.fl. (2014)
Uppvärmning - röt-kammare (värmepump)	3 316*	kWh.d <sup>-1</sup>	Käppala (2015). Pers. kom.
Slamavvattning	1 680*	kWh.d <sup>-1</sup>	Erikstam (2013)
Gasrening	3 680*	kWh.d <sup>-1</sup>	Erikstam (2013)
Anammox	0,5	kWh.kg N-red <sup>-1</sup>	Gannholm (2013)

Kemikalier				
Fällningskem. - simultanfällning	9,5	g.m <sup>-3</sup>		Käppalaförbundet (2012)
Fällningskem. - förfällning	10	g Fe.m <sup>-3</sup>		Thunberg (2014)
Fällningskem. - sandfilter	3	g Fe.m <sup>-3</sup>		Thunberg (2014)
Polymer - förtjockning	10	g polymer.kg TS <sup>-1</sup>		Käppalaförbundet (2012)
Polymer - avvattning	12	g polymer.kg TS <sup>-1</sup>		Käppalaförbundet (2012)

\* belastnings eller tidsberoende uttryck från Erikstam (2013).

### Växthusgasutsläpp

Växthusgasutsläpp har modellerats i enlighet med principerna som beskrivits i avsnitt 3.2. Det betyder att direkta lustgas- och koldioxidutsläpp från biologin modellerats med en mekanistisk processmodell medan huvuddelen av övriga direkta (metan, lustgas och koldioxid) utsläpp modellerats med specifika statistiska förbruknings- och emissionsfaktorer, Tabell 4-1 och Tabell 4-2. Indirekta utsläpp från insatsvaror (el och kemikalier) samt recipient och slamavsättning beräknas i LCA-modellen.

Tabell 4-2 Emissionsfaktorer för växthusgasutsläpp för fallstudien vid Käppalaverket.

Utsläpp	Värde	Enhet	Kommentar/Referens
Direkta utsläpp RK	1	% av rågasflödet	Käppala (2015). Pers. kom.
Direkta utsläpp slamlager	8,6789	kg CH <sub>4</sub> .ton VS <sup>-1</sup>	Jönsson m.fl. (2015)
	0,362	% av TN	
Direkta utsläpp gasrening	0	CH <sub>4</sub>	Käppala (2015). Pers. kom.
	0	N <sub>2</sub> O	

## 4.4 Kalibrering och validering

Kalibreringen av modellen har gjorts i enlighet med god modelleringssed (Rieger m.fl., 2014). Metodiken föreskriver att kalibreringen ska göras i 4 steg: i) först och viktigast är att skapa en realistisk inflödesprofil där belastningen av COD och kväve fraktionerats med den aktuella modellens tillståndsvariabler (jfr. Tabell 3-1), ii) därefter kalibreras slambalansen med målet att få slamaldern i biostegen att stämma överens med verkligheten, iii) sedan kontrolleras nitrifikation och denitrifikation och tillämpliga parametrar justeras om nödvändigt, och iv) slutligen kalibreras övriga delmodeller.

### 4.4.1 Inflödeskaraktisering

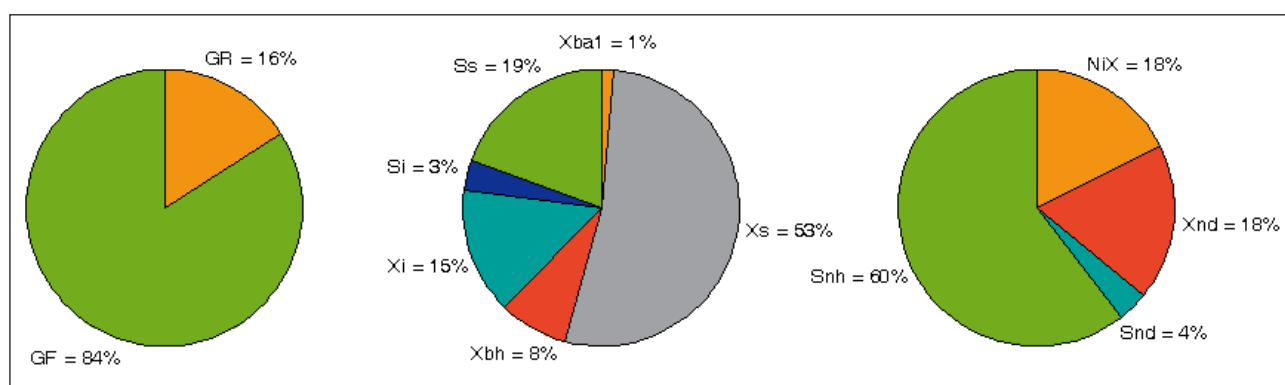
För simuleringarna har en inflödesprofil tagits fram baserat på verkligt inflöde och belastning till Käppalaverket 2012. Metoden som användes för att generera en varierande koncentrationsprofil in till verket har beskrivits av Lindblom (2011) och utförs i 5 steg:

1. En högupplöst flödesprofil över ett helt år delades in i 365 dygnsprofiler och alla dygn med ett representativt torrvädersflöde valdes ut. Högflödesdygn och dygn med dåliga eller orimliga värden rensades bort.
2. För varje tidpunkt på dygnet (modellens upplösning är 15 minuter, vilket innebär 96 punkter per dygn) har ett medelflöde beräknats vilket ger en medelflödeskurva.

3. Medelflödeskurvan normerades till 1 och denna profil antogs gälla som normal dygnsvariation även för belastningen av föroreningar in till verket.
4. Normalvariationskurvan multiplicerades med redovisad dygnsmedelsbelastning av COD, ammonium, nitrat och suspenderade ämnen. Detta gav en dynamisk profil över belastningsvariationen över dygnet i  $\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$ . Dygnsmedelbelastningen vid torrväder användes för att få en rättvisande bild av totalbelastningen utan utspädning vid högföde.
5. Slutligen dividerades belastningsprofilen med totalflödet till verket för den totala perioden om 609 d varvid en komplett koncentrationsprofil med utspädning vid höga flöden skapades. Denna användes som indata till modellen.

Verkliga flödes- och temperaturprofiler har använts för en 609 dagar lång period från början av maj 2011 till sista december 2012. Vid utvärdering av simuleringsresultaten har de 364 sista dagarna, dvs. helåret 2012, använts. Medelbelastningar för år 2012 har tagits från dataanalyssystemet aCurve. Inkommande COD koncentration mäts inte vid Käppalaverket sedan flera år men specifika omräkningsfaktorer från TOC (total organic carbon) till COD används för inkommande, försedimenterat och utgående vatten.

Käppalaverket har tidigare modellerats med modellen ASM1 som har samma fraktionering av COD som den utökade modellen (ASM1G) vilken använts i denna studie (se Tabell 3-1), bortsett från att autotrof biomassa delats upp i  $X_{\text{BA1}}$  (AOB) och  $X_{\text{BA2}}$  (NOB) i den senare. För fraktioneringen av COD anpassades den för att skapa en belastning till biosteget motsvarande tidigare modell över biosteget (Åmand, 2013). Käppalaverket har en minskad belastning under sommarmånaderna, därför har också inkommande belastning sänkts under den perioden med 10 %. För kalibreringen av produktion och emission av lustgas från biosteget höjdes därefter inkommande SS med 30  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Resulterande fraktionering visas i Figur 4-4.



Figur 4-4 Fraktionering av inkommande TSS (vänster), COD (mitten) och kväve (höger). Tillståndsvariabler som inte visas är noll i inflödet. GF = Glödförlust, GR = Glödrest. NiX motsvarar kväve i biomassa och inert COD.

#### 4.4.2 Kalibrering av reningsprestanda

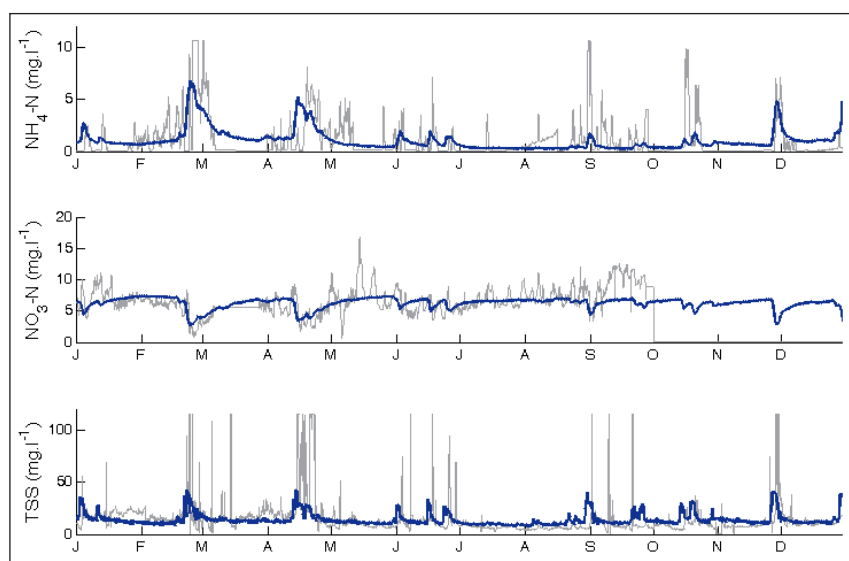
Övergripande resultat från kalibreringen presenteras i Tabell 4-3. Kalibreringsresultaten har också redovisats i Åmand m.fl. (2016).

Tabell 4-3 Jämförelse mellan modellresultat och mätdata för Käppala 2012 (Scenario 1).

	Modell	Data 2012	Enhet
<b>Belastning till verket</b>			
COD	470 / 49 100	478 / 50 000	mg.l <sup>-1</sup> / kg.d <sup>-1</sup>
Totalkväve	44 / 4 630	41 / 4 280	mg.l <sup>-1</sup> / kg.d <sup>-1</sup>
NH <sub>4</sub> -N	26,8 / 2 800	27,3 / 2 850	mg.l <sup>-1</sup> / kg.d <sup>-1</sup>
<b>Belastning till biosteget</b>			
COD	233 / 24 300	249 / 26 100	mg.l <sup>-1</sup> / kg.d <sup>-1</sup>
Totalkväve	43,5 / 4 550	41,8 / 4 370	mg.l <sup>-1</sup> / kg.d <sup>-1</sup>
NH <sub>4</sub> -N	31,1 / 3 250	30,3 / 3 170	mg.l <sup>-1</sup> / kg.d <sup>-1</sup>
<b>Utgående halter</b>			
Totalkväve	8,5	8,6	g.m <sup>-3</sup>
NO <sub>3</sub> -N	5,9	7,1	g.m <sup>-3</sup>
NH <sub>4</sub> -N	1,3	1,2	g.m <sup>-3</sup>
<b>Slam och biogas</b>			
<b>Slamhalt biosteget</b>	<b>1 700</b>	<b>2 100</b>	<b>g.m<sup>-3</sup></b>
% VS biosteget	75	69	%
Överskottslamproduktion	11 000	13 900	kg TS.d <sup>-1</sup>
Slam från avvattning	14 700	14 200	kg TS.d <sup>-1</sup>
Producerad mängd rågas	12 500	12 000	Nm <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>
<b>Övriga parametrar av betydelse</b>			
Slamålder	13,0	13,4	d
Luftflöde biosteget	269 000	278 000	m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>

En avgörande variabel för att kalibrera kvävereningen är slamåldern i biosteget. Såsom siffrorna i Tabell 4-3 visar har fokus i detta steg lagts på att få rätt slamålder. För att åstadkomma det sattes börvärdet på slamhalten något lägre än verklig halt och slamproduktionen nådde därmed inte heller helt upp till de siffror som beräknats från data. Den totala produktionen av avvattnat slam skiljer mycket lite mot vad som rapporteras i miljörapporten för 2012 omräknat för belastningen till enbart nya verket (Käppalaförbundet, 2012).

Parametrarna i bioprocessmodellen har lämnats orörda. Resultaterande rening i biosteget visas mot data i Figur 4-5. Passningen är generellt sett god.



Figur 4-5

Dynamisk profil efter biosedimenteringen över NH<sub>4</sub>-N (topp), NO<sub>3</sub>-N (mitten) och TSS (botten), grå linje.

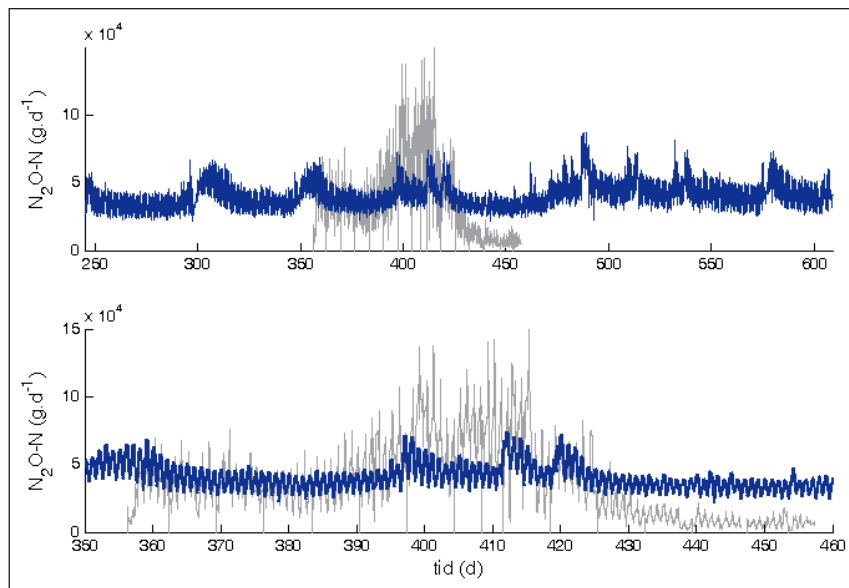
Data från on-linemätare efter biosedimentering nr. 11 Käppala 2012, gul linje; nitratmätaren var ur funktion från oktober och resterande del av året.



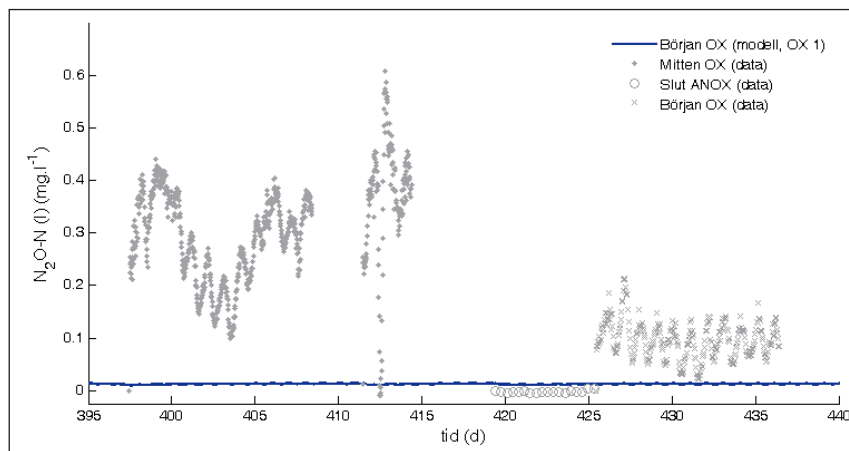
Denitrifikationen går under andra halvåret bättre än vad mätdata uppvisar, vilket syns på utgående nitratkoncentration (Tabell 4-3). Det kan härledas till att försedimenteringen på Käppalaverket inte har en konstant avskiljningsgrad över hela året utan går bättre under andra halvåret 2012 (data visas inte), vilket ger mindre kolkälla för denitrifikation under den perioden. I modellen är försedimenteringen ideal och tar inte hänsyn till dessa variationer.

#### 4.4.3 Kalibrering av lustgasavgång

För fallstudien på Käppalaverket utfördes kompletterande mätningar av  $N_2O$  vid en av linjerna i biosteget. Den samlade lustgasemissionen från det sista av de fem parallella bioblocken mättes i ventilationskanalen (Figur 4-6) och  $N_2O$  i vattenfasen mättes i olika positioner längs reaktorn under mätkampanjen (Figur 4-7). Därtill togs kompletterande prover för analys av  $NO_2-N$  vid flera tillfällen.



Figur 4-6  
 $N_2O-N$  emission till luft, helt år (övre), del av år med mätningar (nedre). Data - grå, modell - blå.  
Tidsaxeln anges i simuleringsdygn, där 245 motsvarar 1 jan och 609 motsvarar 31/12.



Figur 4-7  
 $N_2O-N$  koncentration i vattenfas. Data - grå, modell - blå.  
Tidsaxeln anges i simuleringsdygn, där 395 motsvarar 31 maj och 440 motsvarar 15 juni.

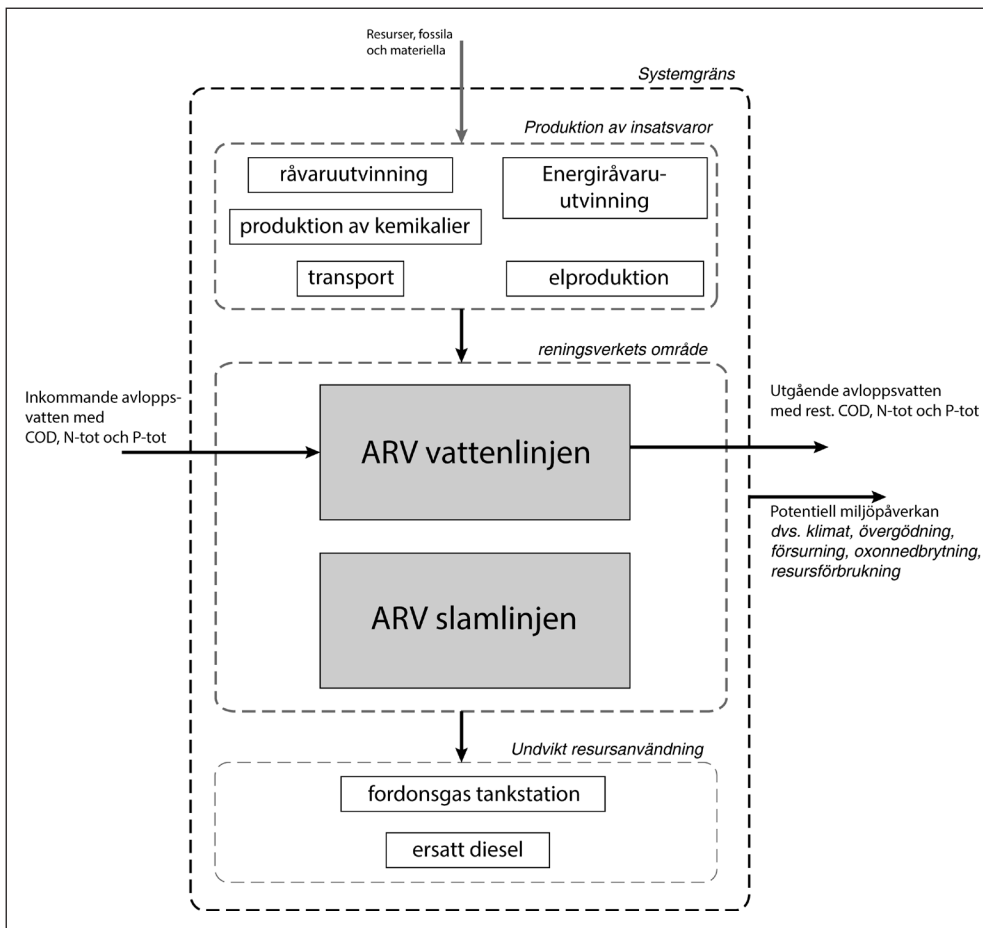
Från mätdata i vattenfasen var det tydligt att ingen ackumulation av lustgas sker i de anoxiska zonerna under mätningen, detta trots att bildad lustgas där inte drivs av. Därför drogs slutsatsen att ingen produktion av lustgas sker i de anoxiska zonerna. Istället var koncentrationen av  $N_2O$  i vattenfas högre i de luftade delarna med en ökande koncentration längre in i den luftade zonen, trots att avdrivning där sker genom strippning till luft. Det visar att den huvudsakliga produktionen av lustgas under mät-kampanjen skedde i de luftade zonerna. Detta tros bero på de relativt höga  $NO_2-N$  koncentrationer som uppmättes, i genomsnitt  $0,33 \text{ mg N.l}^{-1}$ . Dessa nivåer av  $NO_2-N$  har i tidigare studier haft en positiv korrelation med lustgasproduktion (Foley m.fl., 2011). För att kalibrera modellen mot dessa data har de två halvmättnadskonstanter som styr  $NO_2-N$  koncentrationen justerats (Åmand m.fl., 2016). Detta ger en emission av  $N_2O-N$  i samma storleksordning som för mätdata men dynamiken i data har inte helt kunnat kalibreras. Koncentrationen av  $N_2O-N$  i vattenfasen blir med denna kalibrering lägre än mätdata. Detta beror på att strippningen i modellen är mycket effektiv och skulle ge mycket högre  $N_2O-N$  emissioner om koncentrationen i vattenfas höjdes. Sannolikt är modellens beskrivning av strippning av  $N_2O$  alltför förenklad och effektiv (Lindblom m.fl., 2015). För att bättre kunna beskriva dynamiken i lustgasproduktionen kan det förväntas att nyligen presenterade modeller som inkluderar både autotrof denitrifikation och oxidation av hydroxylamin skulle producera ett bättre resultat (Ni och Yuan, 2015). Dessa modeller fanns dock inte tillgängliga när detta projekt utfördes.

#### 4.5 LCA-modell över Käppalaverket

Livscykelanalysen i denna studie utfördes enligt standarden ISO 14044 och omfattar aktiviteter som är direkt kopplade till, eller ett resultat av, reningen av avloppsvatten. Figur 4-8 visar en schematisk bild över vilka aktiviteter som ingick i LCA:n och markerar samtidigt de uppsatta systemgränser som valdes. Utöver direkta utsläpp från reningsprocessen till luft, mark och vatten så ingår produktion och transport av kemikalier samt produktion av energi, likväl som producerad fordonsgas. LCA-modellerna har utförts som bokförings-LCA:er för att vara fristående och kompletta, men kan jämföras med varandra för att studera skillnader mellan fallen.

För att utföra datainventering (LCI) och karakterisering (LCIA) har programmet GaBi med databaser för generell data använts (Gabi software 6.3 and Ecoinvent, Thinkstep, Leinfelden-Echterdingen, Tyskland, 2013). En modell sattes upp för alla aktiviteter till vilken in- och utflöden kopplades. Resursanvändning och emissioner med bäring på de utvalda miljöpåverkanskategorierna beräknades för de två fallen med processmodellen för de direkta utsläppen och i LCI:n i GaBi för de externa processerna. I karakteriseringssteget kopplades utsläpp och resursanvändning till miljöpåverkanskategorierna. Resultaten tolkades och analyserades i flera omgångar och vissa justeringar gjordes av bakgrundsdata och ingående data.

Den valda funktionella enheten för denna studie är  $1 \text{ m}^3$  behandlat avloppsvatten.



Figur 4-8. Schematisk bild över systemgränser och aktiviteter för LCA.

#### 4.5.1 Antaganden

Inventeringsdata för LCA:n återges i Bilaga B. Några centrala antaganden är:

- Ingen specifik information om logistiken var tillgänglig för de kemikalier som använts i modellen över Käppalaverket. För transport antogs därför 300 km transport med klass 4 lastbil som antas ha 22 ton lastkapacitet. Lastbilarna antogs drivas med diesel innehållande 10 ppm svavel.
- För elanvändning antogs svensk elmix som antas levereras som mellan-spänning (1 kV – 60 kV) av det svenska elnätet.
- Fordonsgas antogs bestå av 97 % metan, samt att 1 MJ fordonsgas ersatte 0,765 MJ diesel (Ahlvik och Brandberg, 2000).
- Metanolen som antagits för kolkälledosering i simuleringstudien har antagits ha fossilt ursprung.
- Modelleringen av kapitalvaror är utesluten i denna studie eftersom det i tidigare studier visat sig ha liten påverkan för avancerade reningsverk med normala reningskrav (Corominas m.fl., 2013).
- Då information om slam användning var bristfällig och lämplig data för kreditering av ersatt konstgödsel inte finns har detta inte tagits med som en del av LCA:n.

#### **4.5.2 Resultattolkning av LCA**

Resultaten i LCA:n har normerats mot de sammanlagda inflödena och utflödena för 28 europeiska länder (EU28) under år 2000. Enligt ISO 14044 är normaliseringen ett frivilligt moment i LCIA:n och definieras som beräkningen av omfattningen för kategoriindikatorresultat i förhållande till referensvärden.

Normeringen har gjorts för att kunna jämföra utsläppen i de olika påverkanskategorierna sinsemellan. De använda normaliseringsfaktorerna härrör från CML 2001 (Guinée m.fl., 2002) och redovisas i Bilaga B.

#### **4.5.3 Systemmodell**

LCA-modellen i GaBi, som tillämpats för båda scenarierna, innehåller de bedömda in- och utflöden i det analyserade systemet (se Figur B-1 i Bilaga B för detaljer). Genom parametrering av variabler i programvaran var det möjligt att enkelt ansluta/koppla bort olika delar av systemet beroende på vilket scenario som analyserades. Alla blocken innehåller särskilda livscykelinventeringsdata som tolkas som miljöpåverkan av programvaran, under beräkning av resultaten.

## 5 Modelltillämpning

### 5.1 *Alternativ driftsstrategi för försedimentering vid Käppalaverket*

I Sverige har det under senare år varit en stark trend för större reningsverk att uppgradera sin biogas till fordonskvalité för försäljning. Denna trend har inneburit fokus på hur biogasproduktionen från internt (COD i avlopp) och externt (organiskt avfall) organiskt material kan ökas. Även om den riktigt stora potentialen till gasproduktionsökning ligger i att ta in externa substrat så är det i sammanhanget även viktigt att maximera produktionen från den inkommande belastningen då detta organiska material är gratis och dessutom minimerar slammängderna och på så vis minskar utgifterna för slamhantering.

En effektiv driftsstrategi för att öka biogasproduktionen är att separera maximalt med organiskt material i den mekaniska reningen i början av reningsverket till ett primärslam som efter eventuell förtjockning rötas direkt. Detta åstadkoms enklast på traditionella reningsverk genom förfällning med metallsalt och eventuellt även polymer i försedimenteringen. Denna strategi har flera fördelar: i) mängden organiskt material till rötning ökar vilket ökar biogasproduktionen, ii) samtidigt minskar COD-belastningen på biosteget vilket minskar slamproduktionen och elförbrukningen för luftning, och iii) primärslammet är dessutom tjockare och mer lättnedbrytbart är bioslam vilket ytterligare förbättrar gaspotentialen. Samtidigt finns risker med strategin – det organiska materialet i inkommande vatten används vid flertalet reningsverk som kolkälla i en fördenitrifikationsprocess varför en kraftig förfällning riskerar att leda till en bristsituation i kvävereningen. Det finns alltså en intern konkurrens om hur COD:n bäst utnyttjas, för kväverening eller till biogasproduktion. För denitrifikation kan extern kolkälla tillsättas och på så sätt ersätta den interna COD:n men detta medför en kostnad och miljöpåverkan från produktion och transport av kolkällan.

En simuleringsstudie har designats för att med hjälp av de utvecklade modellverktygen i projektet utvärdera den totala miljöpåverkan av ovanstående strategi. För ökad realism och validering har modellen över Käppalaverket använts i simuleringsstudien. Basfallet är Käppalaverkets nuvarande driftstrategi och simuleringsresultaten för år 2012 har använts för jämförelsen. Den alternativa driftsstrategin med maximerad förfällning har simulerats med följande två modellmässigt enkla förändringar: i) avskilningsgraden i försedimenteringen har ökat till ca. 62 % av TSS genom att öka faktorn  $f_{corr}$  i försedimenteringsmodellen till 0,80 och ii) att flytta den simulerade kemslamproduktionen från biosteget till förfällningen. En så drastisk ökning av avskilningsgraden är möjlig med en väl fungerande försedimentering (vilket Käppalaverket har) och en bra styrning av kemikaliedoseringen. Det senare förutsätts men kan inte modelleras i detalj med de modeller som använts här. Målet med denna simuleringsstudie har varit att jämföra total miljöpåverkan av en förändrad driftstrategi, med bibehållna

utsläppsvillkor. Därför har driften anpassats för att i möjligaste mån matcha samma utsläppsnivå för alla variabler i utgående vatten. För att klara det var det nödvändigt att kompensera bortfallet av kolkälla till fördenitrifikationen med dosering av metanol (i LCA:n har metanolproduktion med fossil naturgas som råvara antagits). Detta modellerades som en styrd dosering av metanol till ANOX 1 och 2 (50/50) mot ett börvärde på nitrat i utgående vatten från DEOX på 6,7 mg N.l<sup>-1</sup>.

## 5.2 Resultat

De övergripande resultaten från simuleringarna presenteras i Tabell 5-1. Avsikten att utgående vattenkvalitet skulle överensstämja mellan fallen har uppnåtts och både den generella EQI:n som de specifika kväveparametrarna är mycket snarlika för basfallet såväl som för den testade driftsstrategin.

Ett av de avgörande målen med att förfälla hårt är att öka gasproduktionen på reningsverket. I denna simulering uppnås det och gasproduktionen ökar från 4 930 kg CH<sub>4</sub>.d<sup>-1</sup> till 5 610 kg CH<sub>4</sub>.d<sup>-1</sup> – en ökning med nästan 14 %. Elanvändningen för luftning minskar också som avsett men skillnaden är liten, troligen på grund av att doseringen av kolkälla ändå delvis bibehåller COD-belastningen på biosteget om än med större andel lättnedbrytbar COD. Användningen av kemikalier för fällning ökar kraftigt vilket är förväntat liksom den tillkommande metanolförbrukningen. Totalt sett ökar driftskostnaderna något räknat med BSM2:s traditionella OCI. Detta inkluderar dock inte fällningskemikalierna och utgår från att gasen används för el och värmeproduktion och inte som i detta fall säljs som fordonsgas. I projektet har inga siffror på värdet av gasen varit tillgängliga så den verkliga nettokostnaden kunde inte beräknas eller jämföras.

Tabell 5-1. Övergripande simuleringsresultat från processmodellen.

	Enhet	Basfall	Förfällning
<b>Reningsresultat</b>			
EQI	-	17 470	17 040
NH <sub>4</sub> -N	mg N.l <sup>-1</sup>	1,34	1,13
NO <sub>x</sub> -N	mg N.l <sup>-1</sup>	6,22	6,59
TN	mg N.l <sup>-1</sup>	8,50	8,61
Slamproduktion	kg TS.d <sup>-1</sup>	14694	14530
<b>Resursprestanda</b>			
Gasproduktion	kg CH <sub>4</sub> .d <sup>-1</sup> / kWh.d <sup>-1</sup>	4 930 / 68 400	5 610 / 77 900
Elanvändning för luftning	kWh.d <sup>-1</sup>	6 590	6 480
Förbrukning fällningskemikalier	kg Fe.d <sup>-1</sup>	178	1 260
Metanolförbrukning	kg COD.d <sup>-1</sup>	0	2 060
OCI	-	35 400	36 500
<b>Direkta växthusgasutsläpp</b>			
N <sub>2</sub> O biosteg	kg CO <sub>2</sub> e.d <sup>-1</sup>	19 040	14 400
CH <sub>4</sub> och N <sub>2</sub> O slambehandling	kg CO <sub>2</sub> e.d <sup>-1</sup>	6 520	6 700

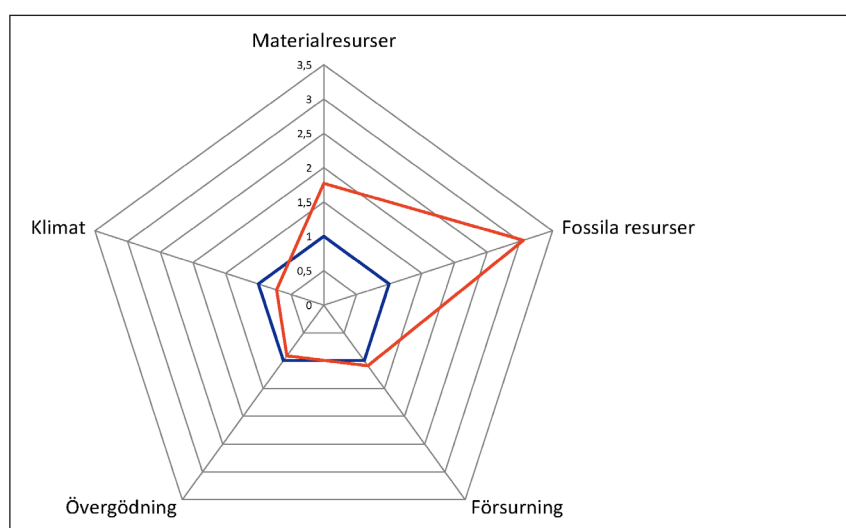
De direkta växthusgasutsläppen från reningsverket påverkas av driftsstrategin. Metanavgången från röt-kammardriften ökar något med förfällning eftersom den beräknas som procent av producerad biogas; med ökad gas-

produktion ökar då också slippet. En motsatt och betydligt större effekt kan ses genom minskad lustgasavgång från biosteget. Förfällning ger en betydligt minskad kvävebelastning på biosteget, trots att en del av det utfällda kvävet mineraliserar i rökammaren och kommer tillbaka som ammonium med rejektet. Tack vare doseringen av kolkälla i biosteget förbättras därmed kol-kvävekvoten till biosteget vilket sammantaget leder till minskad lustgasproduktion.

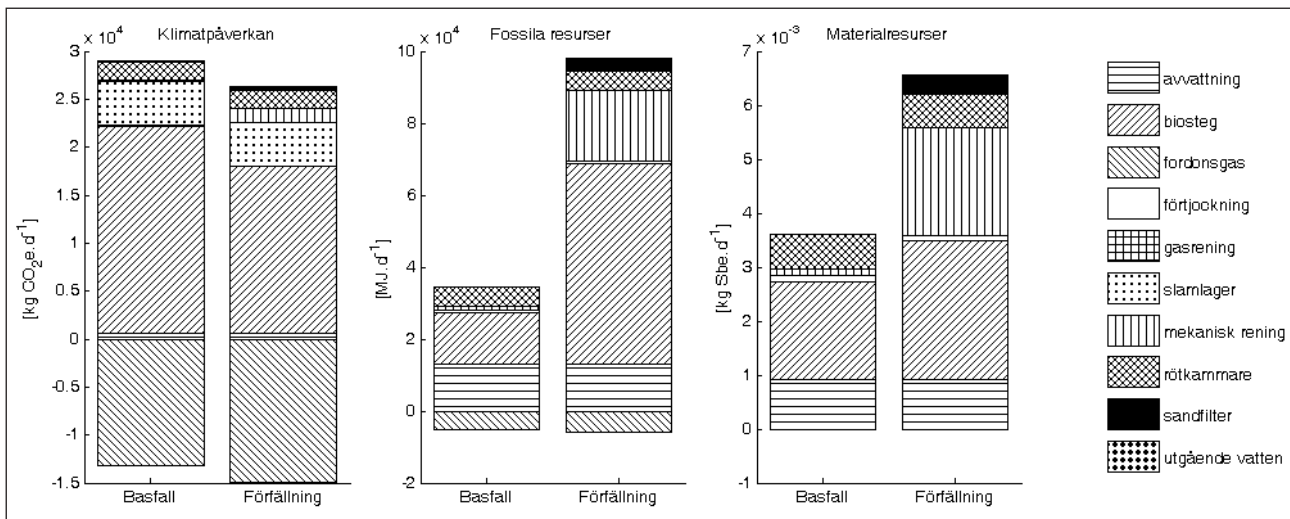
De övergripande LCA-resultaten redovisas i Tabell 5-2, Figur 5-1 och Figur 5-2. Även här syns strävan att reningsresultaten ska vara likvärdiga; kategorin övergödning är närmast oförändrad i resultaten. Ett av styrstrategins övergripande mål – att minska klimatpåverkan – har också fallit ut positivt; påverkanskategorin klimat har minskat med 28 %, se Tabell 5-2. I denna minskning samverkar många effekter. Processmodellens resultat visar att de direkta emissionerna av växthusgaser minskar och att biogasproduktionen ökar. Det senare ger upphov till en minskad klimatpåverkan genom kreditering när gasen används som fordonsbränsle, se Figur 5-2. Trots att växthusgasemissionerna från produktion av kolkälla och fällningskemikalier ökar kraftigt med förfällning så minskar alltså den totala klimatpåverkan med nära en tredjedel.

Tabell 5-2 LCA-resultat för basfallet och den testade driftsstrategin för sex olika påverkanskategorier. Enheterna gäller bara absolutvärdena och "e" markerar ekvivalenter. Normerade värden är dimensionslösa. Enheten för Materialresurser är ekvivalenter av Antimon och för Ozonedbrytning ekvivalenter av trichlorofluormetan (R11).

Påverkanskategori	Enhet	Absolutvärden		Normerat EU28 [-]	
		Basfall	Förfällning	Basfall	Förfällning
Materialresurser	[kg Sbe.m <sup>-3</sup> ]	3,7·10 <sup>-8</sup>	6,5·10 <sup>-8</sup>	2,3·10 <sup>-7</sup>	4,1·10 <sup>-7</sup>
Fossila resurser	[MJ.m <sup>-3</sup> ]	0,29	0,90	3,2·10 <sup>-7</sup>	9,8·10 <sup>-7</sup>
Försurning	[kg SO <sub>2</sub> e.m <sup>-3</sup> ]	4,4·10 <sup>-4</sup>	4,9·10 <sup>-4</sup>	1,0·10 <sup>-6</sup>	1,1·10 <sup>-6</sup>
Övergödning	[kg PO <sub>4</sub> e.m <sup>-3</sup> ]	2,4·10 <sup>-3</sup>	2,2·10 <sup>-3</sup>	4,9·10 <sup>-6</sup>	4,5·10 <sup>-6</sup>
Klimat	[kg CO <sub>2</sub> e.m <sup>-3</sup> ]	0,15	0,11	1,1·10 <sup>-6</sup>	8,1·10 <sup>-7</sup>
Ozonedbrytning	[kg R11e.m <sup>-3</sup> ]	2,0·10 <sup>-10</sup>	9,2·10 <sup>-10</sup>	7,6·10 <sup>-10</sup>	3,5·10 <sup>-9</sup>



Figur 5-1 Jämförelse av LCA-resultat för basfallet och den testade driftsstrategin. Resultaten är normerade mot värdet för basfallet för respektive kategori (blå - basfall, röd - förfällning).



Figur 5-2 Diagram över de olika delprocessernas bidrag till miljöpåverkanskategorierna klimatpåverkan [ $\text{kg CO}_2\text{e}\cdot\text{d}^{-1}$ ], fossila resurser [ $\text{MJ}\cdot\text{d}^{-1}$ ] och materialresurser [ $\text{kg Sbe}\cdot\text{d}^{-1}$ ].

Den stora vinsten avseende reducerade växthusgasutsläpp kommer med en kostnad i form av ökad resursanvändning. Såväl materialresurser som fossila resurser ökar med 77 % respektive 305 %, Tabell 5-2. Denna ökning beror helt och hållet på den tillkommande förbrukningen av fällningskemikalier och kolkälla i mekanisk rening respektive biosteget, Figur 5-2. Kolkällan har här antagits komma från en produktion med fossil naturgas som råvara vilket starkt bidrar till den stora ökningen i använda fossila resurser. I det parallella forskningsprojektet SIMFRAM har en känslighetsanalys gjorts för ursprunget av kolkälla. Den visar att detta val har mycket stor inverkan på resultatet och om återvunnen glykol används istället för fossilbaserad metanol är ökningen avsevärt mindre (Åmand m.fl., 2016).

Den miljöpåverkanskategori som påverkas mest enligt Tabell 5-2 är ozonnedbrytningspotential. Den ökar med hela 450 %. Samtidigt kan man se i tabellen att när de absoluta utsläppen normeras mot EU:s totala utsläpp för år 2000 så har den kategorin relativt sett minst utsläpp. Utsläppen av ozonnedbrytande ämnen är 2 till 4 tiopotenser lägre än de övriga kategorierna. Så även om ökningen är procentuellt stor så är det från en initialt mycket låg nivå.

Förfällningens påverkan på försurning är negativ men mycket liten. Försurningspåverkan härrör i modellen i princip helt från produktion och transport av kemikalier, framförallt kolkälla, vilket straffar förfällningen i denna utvärdering.

Dessa resultat visar på de mångfacetterade och ofta motstridiga effekter som uppkommer vid olika val eller driftsstrategier på avloppsreningsverk. När verksamheten utvärderas inte bara på reningseffekt utan samtidigt ska minimera energianvändning och växthusgasutsläpp, maximera utvinning av energi och andra resurser samt minimera driftskostnaderna generellt blir de totala effekterna komplexa. Resultaten visar att detaljerade processmodeller är viktiga för att beskriva till exempel hur lustgasproduktionen i biologin förändras vid olika driftsstrategier och hur returströmmar påverkar processen. Detta har också visats tidigare i både detta och andra projekt både



i experiment- och simuleringsstudier (Arnell och Jeppsson, 2012; Flores-Alsina m.fl., 2014; Guo och Vanrolleghem, 2014; Foley m.fl., 2011). Effekterna går ofta inte att förutse eller uppskatta med statiska beräkningar. Samtidigt leder den förändrade förbrukningen och återvinningen av resurser till en potentiellt omfattande miljöpåverkan som sträcker sig långt utanför reningsverket. Den typen av effekt beskrivs inte fullt ut i processmodellen, därför är LCA instrumentellt för att beskriva den totala miljöpåverkan. Att med kombinationen av dynamisk processmodellering och LCA beräkna den totala miljöpåverkan och beskriva de inbördes processerna ger ett komplett underlag för att jämföra olika driftsstrategier och bör användas som beslutsunderlag vid reningsverk.

De olika LCA-kategorierna mäter olika saker i olika enheter och är inte jämförbara med varandra per se. Standarden för LCA-studier, ISO 14044, föreskriver att betygssättning och viktning mellan kategorierna för att ställa dem mot varandra är ett frivilligt efterföljande steg. Detta är god praxis eftersom den subjektiva processen att vikta betydelsen av olika typer av miljöpåverkan inte ska blandas ihop och likställas med den objektiva LCA-analysen. I detta projekt har standardens rekommendationer följts, varför ingen viktad jämförelse presenteras. Likväl, för att resultaten ska vara användbara för reningsverken som ett beslutstöd kommer dock i något led en avvägning behöva göras, till exempel om vinsten i eutrofiering, eller som i detta fall i klimatpåverkan, är värd en eventuell försämring i någon annan kategori. Detta beslut kan ligga hos myndigheten som ställer krav på verksamheten eller hos ledningen på reningsverket men vid något tillfälle måste en värdering av effekternas storlek och inbördes betydelse göras. LCA-metodiken har tyvärr ingen detaljerad metod avseende det förfarandet. Erfarenhet och exempel finns dock från andra metoder där multikriterieanalys har använts för att utvärdera och jämföra systemalternativ inom disparata kategorier. Med multikriterieanalys bedöms alternativen slutgiltigt med betygssättning mot en målbild samt viktning mellan kategorier. Framförallt viktningen är en i högsta grad subjektiv process och därför är det avgörande att alla väsentliga behovsägare är delaktiga i processen för att förankra och ge legitimitet åt resultaten. Om metoden för modellering och simulering av reningsverk för utvärdering av multikriterieprestanda som utvecklats i detta projekt ska användas som beslutsunderlag rekommenderas att en multikriterieanalys tillämpas för att synliggöra, motivera och dokumentera de avvägningar som görs i beslutsprocessen (Malmqvist m.fl., 2006).

## 6 Slutsatser

Sammanfattningsvis har modelleringsplattformen BSM2 vidareutvecklats för att – utöver reningseffekt och driftskostnader – integrerat utvärdera tillkommande prestandakriterier, såsom växthusgasutsläpp, energieffektivitet och total miljöpåverkan.

- Bioprocessmodellen har utökats för att inkludera direkta växthusgasutsläpp i form av koldioxid och lustgas från både heterotrof och autotrof denitrifikation. Diffusa direkta växthusgasutsläpp från slambehandling har också inkluderats i modellen.
- En luftningsmodell som inkluderar syreöverföring från luftflöde till vattenfasen samt blåsmaskinernas effektivitet har utvecklats och inkluderats i BSM2.
- Sedimenteringsmodellen i aktivslamsteget har bytts ut mot en nyutvecklad modell som bättre klarar av att beskriva slamflykt vid höga flöden.

Den dynamiska processmodellen har kopplats ihop med en LCA-modell för samma process för att kunna modellera den totala miljöpåverkan; inklusive påverkan från processer utanför reningsverket, till exempel produktion av el och kemikalier.

En fallstudie har genomförts där den nya delen av Käppalaverket på Lidingö har modellerats och kalibrerats. Den kalibrerade grundmodellen har vidare använts i en simuleringsstudie där basfallet – fördenitrifikation med intern kolkälla samt simultanfällning av fosfor – jämfördes med omfattande förfällning och tillsats av extern kolkälla till fördenitrifikation.

Från detta arbete dras följande slutsatser:

- Modellkalibreringen visar att modellerna i de flesta fall är väl lämpade för denna typ av traditionella kommunala avloppsreningsprocesser. För att kalibrera lustgasproduktionen krävs mätdata både från gasfas och olika representativa positioner i biostegets luftade och oluftade delar (vattenfas). I Käppalas fall var inte en modell med heterotrof och autotrof denitrifikation tillräcklig för att på ett fullständigt sätt beskriva dynamiken i processen. En modell som även inkluderar oxidation av hydroxylamin till lustgas hade sannolikt gett bättre resultat.
- Jämförelsen mellan basfallet och ett scenario med intensiv förfällning visar att flera av de uttalade målen med förfällning uppnås, utgående vattenkvalitet kan bibehållas samtidigt som gasproduktionen ökar och klimatpåverkan minskar. LCA-studien visar dock att det sker till priset av en ökad användning av fossila och materiella resurser samt en ökad ozonnedbrytning, även om den senare är från en mycket låg initial nivå.
- Den beskrivna metodiken är användbar, tillförlitlig och rekommenderas för svenska reningsverk. Den kopplade modelleringen med både en dynamisk processmodell och en LCA-studie avslöjar reningsverksövergripande och globala effekter som hade varit svåra/omöjliga att påvisa med förenklade beräkningar. Resultatet utgör ett grundligt beslutsunderlag för att välja driftsstrategi för ett reningsverk. Det är viktigt att beslutsfattare har den kompetens och de verktyg som krävs för att göra en avvägning mellan de resulterande miljöpåverkanskategorierna.

## 7 Referenser

Alex, J., To, T.B., Hartwig, P. (2002). Improved design and optimization of aeration control for WWTPs by dynamic simulation. *Water Science and Technology*, vol 45(4-5), ss. 365-372.

Ahlvik, P., Brandberg, A.R.L. (2000). Relative impact on environment and health from the introduction of low emission city buses in Sweden. USA: Society of Automotive Engineers. (SAE teknisk rapport nr. 2000-01-1882).

Arnell, M. (2013). Utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem – en granskning av kunskapsläget. Stockholm, Sverige: Svenskt Vatten. (SVU rapport 2013-11).

Arnell, M. (2015). Implementation of the Bürger-Diehl settler model on the Benchmark Simulation Platform. Lunds universitet, Sverige: Avdelningen för Industriell Elektroteknik och Automation. (Teknisk rapport LUTEDX/(TEIE-7250)/1-48/(2015)).

Arnell, M. (2016). *Performance assessment of wastewater treatment plants - Multi-objective analysis using plant-wide models*. Lunds universitet, Sverige: Avdelningen för Industriell Elektroteknik och Automation, doktorsavhandling, ISBN: 978-91-88934-72-7.

Arnell, M., Jeppsson, U. (2012). Avvägning mellan vattenkvalitet, växthusgasutsläpp och driftskostnad – utveckling av dynamiska modeller för integrerad benchmarking av avloppsreningsverk. *VATTEN*, vol 68, ss. 295-302.

Arnell, M., Jeppsson, U. (2015). Aeration system modelling - case studies from three full-scale wastewater treatment plants. *9<sup>th</sup> IWA Symposium on Systems Analysis and Integrated Assessment (Watermatex 2015)*, Gold Coast, Queensland, Australien, 14-17 juni, 2015.

Arnell, M., Astals, S., Åmand, L., Batstone, D.J., Jensen, P.D., Jeppsson, U. (2016a). Modelling anaerobic co-digestion in Benchmark Simulation Model No. 2: Parameter estimation, substrate characterisation and plant-wide integration. *Water Research*, vol 98, ss. 138-146.

Arnell, M., Rahmberg, M., Oliveira, F., Jeppsson, U. (2016b). Multi-objective performance assessment of wastewater treatment plants combining plant-wide process models and life cycle assessment. Submitted.

Arnell, M., Rahmberg, M., Oliveira, F., Jeppsson, U. (2016c). Evaluating environmental performance of operational strategies at WWTPs. *IWA 10<sup>th</sup> World Water Congress and Exhibition (WWC2016)*, Brisbane, Australien, 9-13 Oktober, 2016.

Avfall Sverige Utveckling (2009). Frivilligt åtagande – kartläggning av metanförluster från biogasanläggningar 2007-2008 (Voluntary commitment – survey of methane losses from biogas plants 2007-2008). Stockholm, Sverige: Avfall Sverige AB, ISSN 1103-4092.

- Bachis, G., Maruéjols, T., Tik, S., Amerlinck, Y., Melcer, H., Nopens, I., Lessard, P., Vanrolleghem, P.A. (2015). Modelling and characterization of primary settlers in view of whole plant and resource recovery modelling. *Water Science and Technology*, vol 72(12), ss. 2251-2261.
- Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, R.I., Kalyuzhnyi, S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H., Vavilin, V.A. (2002). *Anaerobic Digestion Model No. 1*. London, England: IWA Publishing. (IWA Scientific and Technical Report No. 13).
- Beltrán, S., de la Sota, A., Villanueva, J.M. (2013). Model based optimization of aeration systems in WWTPs. *11<sup>th</sup> IWA Conference on Instrumentation, Control and Automation (ICA2013)*, 18-20 september, Narbonne, Frankrike.
- Bürger, R., Diehl, S., Farås, S., Nopens, I., Torfs, E. (2013). A consistent modelling methodology for secondary settling tanks: a reliable numerical method. *Water Science and Technology*, vol 68(1), ss. 192–208.
- Carlsson, H. (2012). Flödesdesign vid avloppsreningsverk. *VATTEN*, vol 68, ss. 69-74.
- Corominas, Ll., Foley, J., Guest, J.S., Hospido, A., Larsen, H.F., Morera, S., Shaw, A. (2013). Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. *Water Research*, vol 47(15), ss. 5480-5492.
- Erikstam, S. (2013). Modellering av koldioxidavtrycket för Käppalaverket med framtida processlösning utformad för skärpta reningskrav. Uppsala universitet, Sverige. (Examensarbete UPTEC W 13 008).
- Flores-Alsina, X., Corominas, L., Snip, L., Vanrolleghem, P.A. (2011). Including greenhouse gas emissions during benchmarking of wastewater treatment plant control strategies. *Water Research*, vol 45(16), ss. 4700-4710.
- Flores-Alsina, X., Arnell, M., Amerlinck, Y., Corominas, L., Gernaey, K.V., Guo, L., Lindblom, E., Nopens, I., Porro, J., Shaw, A., Snip, L. (2014). Balancing effluent quality, economic cost and greenhouse gas emissions during the evaluation of (plant-wide) control/operational strategies in WWTPs. *Science of the Total Environment*, vol 466, ss. 616-624.
- Foley, J., Yuan, Z., Keller, J., Senante, E., Chandran, K., Willis, J., van Loosdrecht, M.C.M., van Voorthuizen, E. (2011). *N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emission from wastewater collection and treatment systems*. London, England: Global Water Research Coalition.
- Fujie, K., Sekizawa, T., Kubota, H. (1983). Liquid mixing in activated sludge aeration tank. *Journal of Fermentation Technology*, vol 61, ss. 295-304.
- Gernaey, K.V., Jeppsson, U., Vanrolleghem, P.A., Copp, J.B. (2014). *Benchmarking of control strategies for wastewater treatment plants*. London, England: IWA Publishing. (IWA Scientific and Technical Report No. 21).
- Gannholm, C. (2013). Rejektvattenbehandling – inventering av tillgängliga tekniker. Lidingö, Sverige: Käppalaförbundet. (Internrapport).

- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J. (2002). *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. Ila: Guide. Iib: Operational annex. III: Scientific background.* Dordrecht, Nederländerna: Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9.
- Guo, L., Vanrolleghem, P.A. (2014). Calibration and validation of an activated sludge model for greenhouse gases no. 1 (ASMG1): prediction of temperature-dependent N<sub>2</sub>O emission dynamics. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, vol 37(2), ss. 151-163.
- Heidrich, E.S., Curtis, T.P., Dolfing, J. (2011). Determination of the internal chemical energy of wastewater. *Environmental Science and Technology*, vol 45(2), ss. 827-832.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., van Loosdrecht, M.C.M. (2000). *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3.* London, England, IWA Publishing. (IWA Scientific and Technical Report No. 9).
- Hiatt, W.C., Grady, C.P. (2008). An updated process model for carbon oxidation, nitrification, and denitrification. *Water Environment Research*, vol 80(11), ss. 2145-2156.
- IEA (2011). *CO<sub>2</sub> emissions from fuel combustion.* Highlights. Paris, Frankrike: International Energy Agency.
- IPCC (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex och P.M. Midgley (eds.)). Cambridge, England och New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- ISO (2006a). SS-EN ISO 14040:2006, Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.
- ISO (2006b). SS-EN ISO 14044:2006, Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.
- Jönsson, H., Junestedt, C., Willén, A., Yang, J., Tjus, K., Baresel, C., Rodhe, L., Trela, J., Pell, M., Andersson, S. (2015). Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam. Stockholm, Sverige: Svenskt Vatten. (SVU rapport 2015-02).
- Kampschreur, M.J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M. (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, vol 43(17), ss. 4093-4103.
- Käppalaförbundet (2012). Miljörapport 2012. Lidingö, Sverige: Käppalaförbundet.
- Larsen, T. (2015). CO<sub>2</sub>-neutral wastewater treatment plants or robust, climate-friendly wastewater management? A systems perspective. *Water Research*, vol 87, ss. 513-521.

- Law, Y., Ye, L., Pan, Y., Yuan, Z. (2012). Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, vol 367, ss. 1265-1277.
- Law, Y., Jacobsen, G.E., Smith, A.M., Yuan, Z., Lant, P. (2013). Fossil organic carbon in wastewater and its fate in treatment plants. *Water Research*, vol 47(14), ss. 5270-5281.
- Liebetrau, J., Clemens, J., Cuhls, C., Hafermann, C., Friehe, J., Weiland, P., Daniel-Gromke, J. (2010). Methane emissions from biogas-producing facilities within the agricultural sector. *Engineering in Life Sciences*, vol 10(6), ss. 595-599.
- Lindblom, E. (2011). Uppställande och kalibrering av simuleringsmodell för test av driftstrategier på Bromma reningsverk. Stockholm, Sverige: Sweco Environment AB.
- Lindblom, E., Arnell, M., Jeppsson, U. (2015). Modelleringsmodellering av lustgasemissioner från SBR- och anammoxprocesser för rejektivattenbehandling. Stockholm, Sverige: Svenskt Vatten. (SVU rapport 2015-17).
- Lingsten, A., Lundkvist, K., Hellström, D. (2013). VA-verkens energianvändning 2011. Stockholm, Sverige: Svenskt Vatten. (SVU rapport 2013-17).
- Lingsten, A. (2014). Sammanfattande rapport över ”VA-verkens bidrag till Sveriges energieffektivisering”. Stockholm, Sverige: Svenskt Vatten. (SVU-rapport 2014-05).
- Lundin, E. (2014). Modelling Chemically Enhanced Primary Settler Treating Wastewater, using Particle Settling Velocity Distribution. Uppsala universitet, Sverige: Institutionen för Informationsteknologi. (Examensarbete).
- Malmqvist, P.A., Heinicke, G., Kärrman, E., Stenström, T.A., Svensson, G. (2006). *Strategic planning of sustainable urban water management*. London, England: IWA Publishing.
- Mampaey, K.E., Beuckels, B., Kampschreur, M.J., Kleerebezem, R., Van Loosdrecht, M.C.M., Volcke, E.I.P. (2013). Modelling nitrous and nitric oxide emissions by autotrophic ammonia-oxidizing bacteria. *Environmental Technology*, vol 34(12), ss. 1555-1566.
- Mannina, G., Ekama, G., Caniani, D., Cosenza, A., Esposito, G., Gori, R., Garrido-Baserba, M., Rosso, D., Olsson, G. (2016). Greenhouse gases from wastewater treatment – A review of modelling tools. *Science of the Total Environment*, vol 551, ss. 254-270.
- Metcalf & Eddy (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5<sup>th</sup> international ed). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Makinia, J. (2010). *Mathematical modelling and computer simulation of activated sludge systems*. London, England: IWA Publishing.
- Monod, J. (1949). The growth of bacterial cultures. *Annual Reviews in Microbiology*, vol 3(1), ss. 371-394.

- Ni, B.J., Yuan, Z. (2015). Recent advances in mathematical modeling of nitrous oxides emissions from wastewater treatment processes. *Water Research*, vol 87, ss. 336-346.
- Olsson, G. (2012). *Water and energy: Threats and opportunities*. London, England: IWA Publishing.
- Otterpohl, R., Freund, M. (1992). Dynamic models for clarifiers of activated sludge plants with dry and wet weather flows. *Water Science and Technology*, vol 26(5-6), ss. 1391-1400.
- Peng, L., Ni, B.J., Ye, L., Yuan, Z. (2015). The combined effect of dissolved oxygen and nitrite on N<sub>2</sub>O production by ammonia oxidizing bacteria in an enriched nitrifying sludge. *Water Research*, vol 73, ss. 29-36.
- Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Tak, I., Winkler, S. (2012). *Guidelines for using activated sludge models*. London, England: IWA Publishing. (IWA Scientific and Technical Report No. 22).
- SCB (2016). Tillförsel och användning av el 2001–2014 (GWh). [ONLINE] Tillgänglig från: [http://www.scb.se/sv\\_/Hitta-statistik/Statistik-efter-amne/Energi/Tillforsel-och-anvandning-av-energi/Arlig-energistatistik-el-gas-och-fjarrvarme/6314/6321/24270/](http://www.scb.se/sv_/Hitta-statistik/Statistik-efter-amne/Energi/Tillforsel-och-anvandning-av-energi/Arlig-energistatistik-el-gas-och-fjarrvarme/6314/6321/24270/). (hämtad 22 april 2016).
- von Schulthess, R., Wild, D., Gujer, W. (1994). Nitric and nitrous oxides from denitrifying activated-sludge at low-oxygen concentration. *Water Science and Technology*, vol 30(6), ss. 123-132.
- Shizas, I., Bagley, D.M. (2004). Experimental determination of energy content of unknown organics in municipal wastewater streams. *Journal of Energy Engineering-Asce*, vol 130(2), ss. 45-53.
- Takács, I., Patry, G.G., Nolasco, D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Research*, vol 25(10), ss. 1263-1271.
- Thunberg, A. (2014). Processdimensionering för nya utsläppsvillkor beräkningsunderlag, 2014-08-06. Lidingö, Sverige: Käppalaförbundet. (Internrapport).
- Wett, B., Aichinger, P., Al-Omari, A., Jimenez, J., Wadhawan, T., Takacs, I., Murthy, S. (2016). Combining energy- with mass-flow based process models within the fence of a wastewater treatment plant: energyfractionation for process characterization. *5<sup>th</sup> IWA/WEF WWTmod seminar*, 4-6 april 2016, Annecy, Frankrike.
- Wunderlin, P., Mohn, J., Joss, A., Emmenegger, L., Siegrist, H. (2012). Mechanisms of N<sub>2</sub>O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions. *Water Research*, vol 46(4), ss. 1027-1037.
- Åmand, L. (2013). Modellering av Käppalaverkets aktivslamprocess. Stockholm, Sverige: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Åmand, L., Andersson, S., Arnell, M., Oliveira, F., Rahmberg, M., Junestedt, C. (2016). Nya utsläppskrav för svenska reningsverk – effekter på reningsverkens totala miljöpåverkan. Stockholm, Sverige: IVL Svenska Miljöinstitutet. (Manuskript).

## Bilaga A. Vetenskapliga publikationer

Projektet ”Utveckling av operationella strategier och dynamiskt analysverktyg med fokus på energieffektivisering av avloppsreningsverk (DANENA)” finansierat av FORMAS och Svenskt Vatten Utveckling har genererat en mängd nationella och internationella vetenskapliga publikationer. Nedan återfinns en komplett lista över dessa.

### Tidskriftsartiklar

Arnell, M., Jeppsson, U. (2012). Avvägning mellan vattenkvalitet, växthusgasutsläpp och driftskostnad – utveckling av dynamiska modeller för integrerad benchmarking av avloppsreningsverk. *VATTEN*, vol 68, ss. 295-302.

Flores-Alsina, X., Arnell, M., Amerlinck, Y., Corominas, L., Gernaey, K.V., Guo, L., Lindblom, E., Nopens, I., Porro, J., Shaw, A., Snip, L., Vanrolleghem, P.A., Jeppsson, U. (2014). Balancing effluent quality, economic cost and greenhouse gas emissions during the evaluation of (plant-wide) control/operational strategies in WWTPs. *Science of the Total Environment*, vol 466-467, ss. 616-624.

Arnell, M., Astals, S., Åmand, L., Batstone, D.J., Jensen, P.D., Jeppsson, U. (2016). Modelling anaerobic co-digestion in Benchmark Simulation Model No. 2: Parameter estimation, substrate characterisation and plant-wide integration. *Water Research*, vol 98, ss. 138-146.

Lindblom, E., Arnell, M., Flores-Alsina, X., Stenström, F., Gustavsson, D.J.I., Yang, J., Jeppsson, U. (2016). Dynamic modelling of nitrous oxide emissions from three Swedish sludge liquor treatment systems. *Water Science and Technology*, vol 73(4), ss. 798-806.

Arnell, M., Rahmberg, M., Oliveira, F., Jeppsson, U. (2016). Multi-objective performance assessment of wastewater treatment plants combining plant-wide process models and life cycle assessment. (Submitted).

### Konferenspresentationer

Flores-Alsina, X., Arnell, M., Amerlinck, Y., Corominas, L., Gernaey, K.V., Guo, L., Lindblom, E., Nopens, I., Porro, J., Shaw, A., Vanrolleghem, P.A., Jeppsson, U. (2012). A dynamic modelling approach to evaluate GHG emissions from wastewater treatment plants. *IWA World Congress on Water, Climate and Energy (WCE2012)*, Dublin, Irland, 13-18 maj, 2012.

Flores-Alsina, X., Arnell, M., Amerlinck, Y., Corominas, L., Gernaey, K.V., Guo, L., Lindblom, E., Nopens, I., Porro, J., Shaw, A., Snip, L., Vanrolleghem, P.A., Jeppsson, U. (2012). Balancing effluent quality, economical cost and greenhouse gas emissions during the evaluation of plant-wide wastewater treatment control strategies. *IWA Conference on*



*Nutrient Removal and Recovery 2012: Trends in NRR*, Harbin, Kina, 23-25 september, 2012.

Lindblom, E., Arnell, M., Stenström, F., Tjus, K., Flores-Alsina, X., Jeppsson, U. (2013). Dynamic modelling and validation of nitrous oxide emissions from a full-scale nitrifying/denitrifying sequencing batch reactor treating anaerobic digester supernatant. *11<sup>th</sup> IWA Conference on Instrumentation, Control and Automation (ICA2013)*, Narbonne, Frankrike, 18-20 september, 2013.

Arnell, M., Sehlén, R., Jeppsson, U. (2013). Practical use of wastewater treatment modelling and simulation as a decision support tool for plant operators - case study on aeration control at Linköping wastewater treatment plant. *13<sup>th</sup> Nordic Wastewater Treatment Conference (NORDIWA2013)*, Malmö, Sverige, 8-10 oktober, 2013.

Lindblom, E., Arnell, M., Flores-Alsina, X., Stenström, F., Gustavsson, D.J.I., Jeppsson, U. (2014). Dynamic modelling of nitrous oxide emissions from three Swedish full-scale sludge liquor treatment systems. *IWA 9<sup>th</sup> World Water Congress and Exhibition (IWA2014)*, Lissabon, Portugal, 21-26 september, 2014.

Arnell, M., Åmand, L. (2014). Parameter estimation for modelling of anaerobic co-digestion. *IWA 9th World Water Congress and Exhibition (IWA2014)*, Lissabon, Portugal, 21-26 september, 2014.

Arnell, M., Jeppsson, U. (2015). Aeration system modelling - case studies from three full-scale wastewater treatment plants. *9<sup>th</sup> IWA Symposium on Systems Analysis and Integrated Assessment (Watermatex 2015)*, Gold Coast, Queensland, Australien, 14-17 juni, 2015.

Lundin, E., Arnell, M., Tik, S., Vanrolleghem, P.A., Carlsson, B. (2015). Modelling chemically enhanced primary settlers for resource recovery purposes. *14<sup>th</sup> Nordic Wastewater Treatment Conference (NORDIWA2015)*, Bergen, Norge, 4-6 november, 2015.

Åmand, L., Andersson, S., Arnell, M., Junestedt, C., Rahmberg, M., Lindblom, E., Thunberg, A., Nilsson, A. (2015). Simulating the environmental impact of stricter discharge criteria on nitrogen and phosphorus. *14<sup>th</sup> Nordic Wastewater Treatment Conference (NORDIWA2015)*, Bergen, Norge, 4-6 november, 2015.

Arnell, M., Astals, S., Åmand, L., Batstone, D.J., Jensen, P.D., Jeppsson, U. (2016). Substrate fractionation for modelling of anaerobic co-digestion with a plant-wide perspective. *5<sup>th</sup> IWA/WEF Wastewater Treatment Modelling Seminar (WWTmod2016)*, Annecy, Frankrike, 2-6 april, 2016.

Arnell, M., Rahmberg, M., Oliveira, F., Jeppsson, U. (2016). Evaluating environmental performance of operational strategies at WWTPs. *IWA 10<sup>th</sup> World Water Congress and Exhibition (WWC2016)*, Brisbane, Australien, 9-13 oktober, 2016.

## Doktorsavhandling

Arnell, M. (2016). *Performance assessment of wastewater treatment plants - Multi-objective analysis using plant-wide models*. Lunds universitet, Lund, Sverige: Avdelningen för Industriell Elektroteknik och Automation, ISBN: 978-91-88934-72-7. (Doktorsavhandling).

## Tekniska rapporter

Arnell, M., Åmand, L. (2014). Anaerobic co-digestion in plant-wide wastewater treatment models. Lunds universitet, Lund, Sverige: Avdelningen för Industriell Elektroteknik och Automation. (Teknisk rapport LUTEDX/(TEIE-7246)/1-26/(2014)).

Arnell, M. (2015). Implementation of the Bürger-Diehl settler model on the Benchmark Simulation Platform. Lunds universitet, Lund, Sverige: Avdelningen för Industriell Elektroteknik och Automation. (Teknisk rapport LUTEDX/(TEIE-7250)/1-48/(2015)).

Lindblom, E., Arnell, M., Jeppsson, U. (2015). Modelling of N<sub>2</sub>O emissions from treatment of anaerobic digester supernatant by SBR and anammox processes. Lunds universitet, Lund, Sverige: Avdelningen för Industriell Elektroteknik och Automation. (Teknisk rapport LUTEDX/(TEIE-7252)/1-46/(2015)).

## Övrigt

Arnell, M. (2013). Utsläpp av lustgas och metan. *Svenskt Vatten*, vol 6, s. 18.

## Bilaga B. Data för inventering och normering i Livscykelanalysen

Tabell B-1 redovisar de antaganden och värden som använts i livscykelinventeringen.

Enligt ISO 14044 är normalisering ett valfritt moment i en LCIA (miljöpåverkansbedömning) och innebär att de resulterande kategoriindikatorresultaten divideras med referensvärden. I detta fall har de sammanlagda inflödena och utflödena för 28 europeiska länder för år 2000 använts som jämförelsetal i normering. Dessa redovisas i Tabell B-2. Normaliseringsfaktorerna har hämtats från Guinée m.fl. (2002).

Tabell B-1 Data för livscykelinventering (transportavstånd från respektive tillverkare).

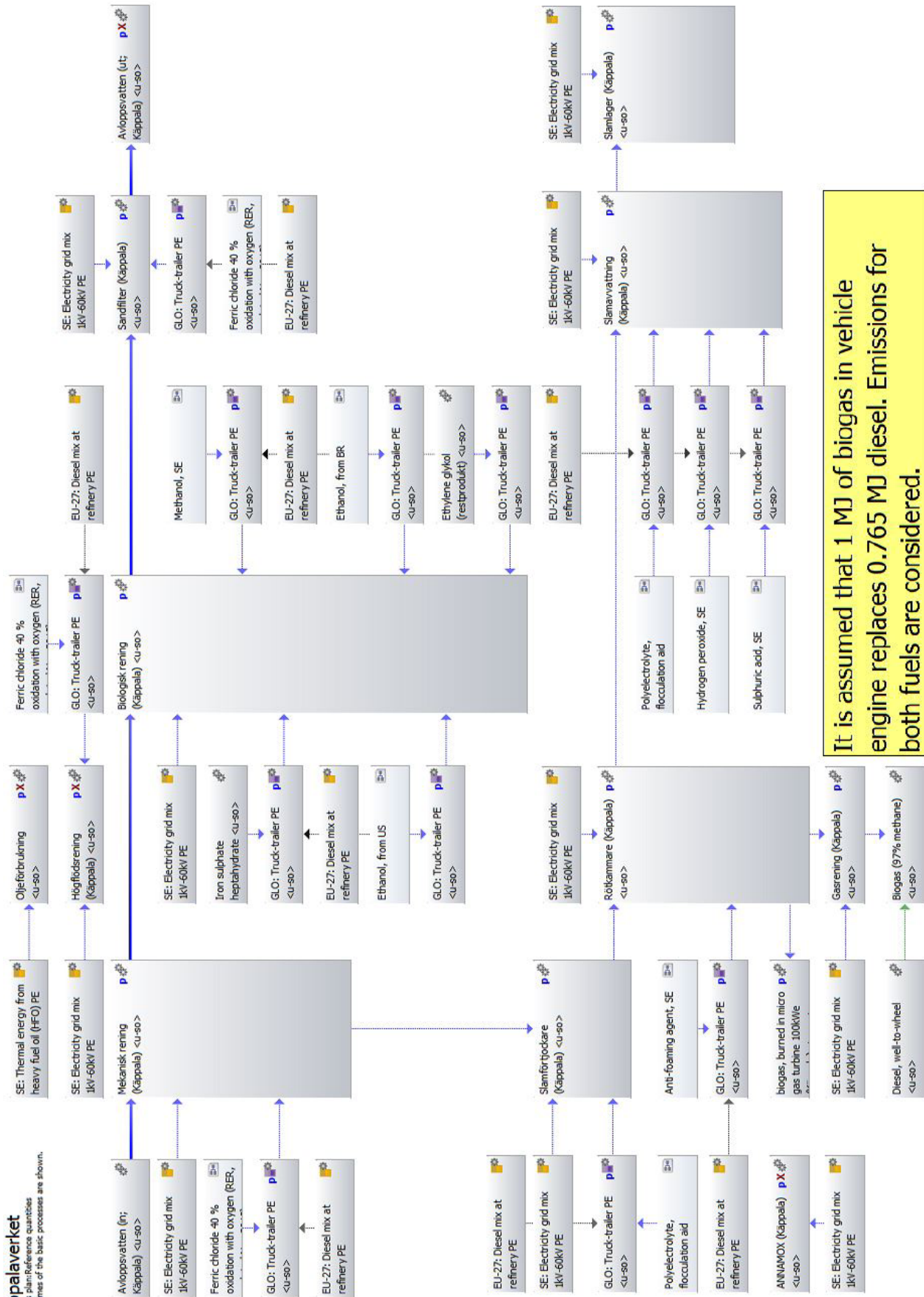
Input	Värde	Transportavstånd	Dataset	Kommentar
El	0,36 kWh.m <sup>-3</sup> (basfall) 0,35 kWh.m <sup>-3</sup> (förfällning)	-	Sverige: elnät mix 1 - 60 kV <sup>1</sup>	Elmix svenska elnät (2011).
Fällningskemikalie (basfallet)		550 km, från KRONOS i Fredrikstad, Norge.	-	Antas vara restprodukten FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O från TiO <sub>2</sub> tillverkning.
Fällningskemikalie (förfällning)	0,087 kg.m <sup>-3</sup>	570 km, från KEMIRA i Helsingborg, Sverige.	IVL - järnklorid (FeCl <sub>3</sub> ) 40% oxidation med syre <sup>2</sup>	Framställning av PIX 111 från magnetit och saltsyra.
Polymer	0,0017 kg.m <sup>-3</sup>	570 km, från KEMIRA i Helsingborg, Sverige.	IVL - Poly- elektrolyt <sup>2</sup>	Blandning av lika delar w/w av akrylsyra och akrylonitril, användas som en allmän modell för polyelektrolyter.
Kolkälla - metanol	0,013 kg.m <sup>-3</sup>	870 km, från Danmark.	GLO: metanol på ARV <sup>3</sup>	-
Transport	-	-	GLO: lastbil med släp <sup>1</sup>	22 tons kapacitet, klass Euro 4
Diesel	-	-	EU-27: diesel på raffinaderi <sup>1</sup>	EU-27 dieselmix. 10 ppm S.
Utsläpp från fordons- gasförbränning	1 MJ biogas ersätter 0,765 MJ diesel	-	IVL - fordonsgas (97% metan) <sup>2</sup>	Ahlvik and Brandberg (2000)
Ersatt diesel (produktion och förbränning)	1 MJ biogas ersätter 0,765 MJ diesel	-	IVL - diesel, källa till förbrukning <sup>2</sup>	Dieseltillverkning och förbränning: Gode m.fl. (2011) Dieselförbränning: Ahlvik och Brandberg (2000)

<sup>1</sup> Gabi software 6.3, Thinkstep, Leinfelden-Echterdingen, Tyskland, 2013

<sup>2</sup> Intern databas på IVL Svenska Miljöinstitutet

<sup>3</sup> Ecoinvent databas (Weidema m.fl., 2013)

**Käppalaverket**  
Process plan: Reference quantities  
The names of the basic processes are shown.



Figur B-1 LCA systemmodell i GaBi.

Tabell B-2 Normaliseringsfaktorer för 28 europeiska länder år 2000 (regionala ekvivalenter från april 2013 EU25+3 i Guinée m.fl. (2002)). Enheten för materialresurser är ekvivalenter av Antimon och för ozonnedbrytning ekvivalenter av freonen trichlorofluormetan (R11).

	Värde	Enhet
Materialresurser	$6,04 \cdot 10^6$	kg Sbe
Fossila resurser	$3,51 \cdot 10^{13}$	MJ
Försurning	$1,68 \cdot 10^{10}$	kg SO <sub>2</sub> e
Övergödning	$1,85 \cdot 10^{10}$	kg PO <sub>4</sub> e
Klimat (GWP 100 years), exkl. Biogent kol	$5,21 \cdot 10^{12}$	kg CO <sub>2</sub> e
Ozonnedbrytning	$1,02 \cdot 10^7$	kg R11e

## Referenser

- Ahlvik, P., Brandberg, A.R.L. (2000). Relative impact on environment and health from the introduction of low emission city buses in Sweden. USA: Society of Automotive Engineers. (SAE teknisk rapport nr. 2000-01-1882).
- Erikstam, S. (2013). Modellering av koldioxidavtrycket för Käppalaverket med framtida processlösning utformad för skärpta reningskrav. Uppsala universitet, Sverige. (Examensarbete, UPTEC W 13 008).
- Gernaey, K.V., Jeppsson, U., Vanrolleghem, P.A., Copp, J.B. (2014). *Benchmarking of control strategies for wastewater treatment plants*. London, England: IWA Publishing. (IWA Scientific and Technical Report No. 21).
- Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J., Palm, D. (2011). Miljöfaktaboken 2011, Estimated emission factors for fuels, electricity, heat and transport in Sweden. Stockholm, Sverige: Värmeforsk Service AB.
- Guinée, J.B., Gorrae, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J. (2002). *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. Ila: Guide. Iib: Operational annex. III: Scientific background*. Dordrecht, Nederländerna: Kluwer Academic Publishers.
- Käppalaförbundet (2012). Miljörapport 2012. Lidingö, Sverige: Käppalaförbundet.
- Thunberg, A. (2014). Processdimensionering för nya utsläppsvillkor beräkningsunderlag, 2014-08-06. Lidingö, Sverige: Käppalaförbundet.
- Weidema, B.P., Bauer, C., Hischer, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, C.O., Wernet, G. (2013). The ecoinvent database: Overview and methodology, Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. [www.ecoinvent.com](http://www.ecoinvent.com).







Box 14057 • 167 14 Bromma  
Tfn 08 506 002 00  
Fax 08 506 002 10  
svenskvatten@svenskvatten.se  
[www.svenskvatten.se](http://www.svenskvatten.se)