



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 15034

Examensarbete 30 hp
Augusti 2015

Modellering av klimatpåverkan från Enköpings avloppsreningsverk

Processvalets betydelse när
utsläppsvillkoren skärps

Hanna Särnefält

Referat

Modellering av klimatpåverkan från Enköpings avloppsreningsverk – Processvalets betydelse när utsläppsvillkoren skärps

Hanna Särnefält

Trots att avloppsreningsverkens primära syfte är att minska människans påverkan på miljön genom att bland annat reducera halten näringsämnen i vattnet bidrar de samtidigt till den ökande växthuseffekten. FN:s klimatpanel pekar ut avloppsreningsverk som en signifikant källa till direkt emission av lustgas och metan (IPCC, 2006) och det sker även indirekta emissioner uppströms och nedströms reningsverket. Samtidigt som diskussionen om klimatpåverkan från avloppsreningsverk växer är många recipienter hårt belastade och nu väntas en skärpning av utsläppsvillkoren för att minska tillförseln av näringsämnen till de naturliga vattensystemen. Studier har visat att skärpta utsläppsvillkor ökar klimatpåverkan från avloppsreningsverk (Foley et al., 2010; Rodriguez-Garcia et al., 2011). Två miljöproblem, övergödning och klimatförändringar, står mot varandra och måste värderas för att framtidens avloppsrening ska kunna planeras.

Syftet var att undersöka hur klimatpåverkan från avloppsreningsverk påverkas av teknikval och utsläppsvillkor. Simuleringsverktyget BioWin användes för att beräkna koldioxidavtryck från Enköpings framtida avloppsreningsverk. Tre olika processtekniker (aktivslamprocessen, membranbioreaktor och aktivslamprocessen med biologisk fosforreduktion) och sju olika utsläppsvillkor studerades. I beräkningarna togs hänsyn till både direkta och indirekta emissioner genom bland annat lustgasproduktion, kemikalieförbrukning och användning av el.

Den konventionella aktivslamprocessen orsakade minst koldioxidavtryck medan avtrycket från den moderna membranbioreaktorn var överlägset störst. En skärpning av utsläppsvillkoren för kväve och fosfor gav en ökning av koldioxidavtrycket med upp till 55 % och det var speciellt kvävekravet som styrde ökningen. Då utsläppsvillkoren skärptes ökade avtrycket mest från membranbioreaktorn vilket indikerar att den ur klimatsynpunkt lämpar sig sämre vid skärpta utsläppsvillkor. Lustgasemission stod för den största delen av koldioxidavtrycket. Lustgasemissionen ökade vid skärpta utsläppsvillkor samt då kvävereningen stördes, exempelvis vid låga vattentemperaturer. Fler komponenter bör tas i åtanke vid utvärdering av miljöpåverkan från ett avloppsreningsverk, exempelvis övergödning. Detta skulle göra det möjligt att bedöma den totala miljövinsten, eller förlusten, med att skärpa villkoren.

Nyckelord: Avloppsreningsverk, koldioxidavtryck, modellering, BioWin, växthusgaser, lustgas, utsläppsvillkor.

Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet

Box 337, SE-751 05 Uppsala

ISSN 1401-5765

Abstract

Modeling of the carbon footprint from Enköping wastewater treatment plant – The significance of the process technique when discharge limits are tightened

Hanna Särnefält

Although the primary aim for wastewater treatment plants (WWTP) is to minimize the environmental impact by reducing the content of nutrients in the wastewater, they also contribute to the increasing greenhouse effect. The International Panel on Climate Change refer to WWTP:s as a significant source of direct emission of nitrous oxide and methane (IPCC, 2006) and indirect emission also occurs upstream and downstream the WWTP. As the discussion about climate impact from WWTP is growing, many recipients are congested and a tightening of the discharge limits is expected in order to reduce the load of nutrients on the natural water systems. Studies have shown that more stringent discharge limits increases the climate impact from WWTP (Foley et al., 2010; Rodriguez-Garcia et al., 2011). Two environmental problems, eutrophication and climate change, are facing each other and they must be valued in order for future WWTP to be planned.

The aim was to investigate how the climate impact of wastewater treatment plants is affected by choice of technology and discharge limits. The simulation tool BioWin was used to calculate the carbon footprint (CF) from the future WWTP in the town of Enköping. Three different process technologies (activated sludge process, membrane bioreactor and activated sludge process with biological phosphorus removal) and seven different discharge limits were examined. The calculations took into account both direct and indirect emissions from e.g. production of nitrous oxide and use of electricity.

The conventional activated sludge process caused the smallest CF, while the modern membrane bioreactor by far caused the largest CF. Tightening of the discharge limits gave an increase of the CF with up to 55 %, and especially the demands on nitrogen governed the increase. More stringent limits increased the CF from the membrane bioreactor the most, which indicates that from an environmental point of view, this technique is less suitable when limits are tightened. Emission of nitrous oxide accounted for the largest part of the CF and this emission increased as the discharge limits were tightened and when the nitrogen treatment was disturbed by, for instance, low water temperatures. More components should be accounted for when environmental impact from WWTP is investigated, e.g. eutrophication. This would make it possible to assess the overall environmental gain, or loss, from tightening of the discharge limits.

Keywords: Wastewater treatment plant, carbon footprint, modeling, BioWin, nitrous oxide, discharge limits.

*Department of Information Technology, Uppsala University
Box 337, SE-751 05 Uppsala
ISSN 1401-5765*

Förord

Examensarbetet har utförts som ett avslutande projekt inom Civilingenjörsprogrammet i Miljö- och Vattenteknik vid Uppsala universitet och omfattar 30 hp. Dan Fujii på avdelningen VA-Process på Ramböll i Stockholm har varit handledare och Bengt Carlsson på Institutionen för informationsteknologi vid Uppsala universitet har varit ämnesgranskare. Beställare har varit Anna Marmbrandt och Carolin Ljungcrantz på Enköpings kommun. Projektet har även haft en referensgrupp bestående av Linda Åmand på IVL, Anderas Thunberg på Käppalaverket och Erik Lindblom på Stockholm Vatten.

Först och främst, ett stort tack till min handledare Dan Fujii som gjorde examensarbetet möjligt. Dan har med stort engagemang bidragit med kunskap och stöttning och lagt ned mycket tid och energi på projektet. Dan är en förebild för en VA-ingenjör i startgroparna av sin karriär. Tack till Bengt Carlsson som haft möjlighet att vara ämnesgranskare och bidragit i både planeringen, genomförandet och rapportskrivningen. Tack till Anna Marmbrandt och Carolin Ljungcrantz som visat engagemang och tilltro till projektet. Tack även till Linda, Andreas och Erik i referensgruppen som snabbt och pedagogiskt svarat på många frågor. Tack till Peter Ek, Chris Bye, Susanne Tumlin, Håkan Forsberg, Dan Jedenfeldt och Sven-Erik Adolphson som bidragit med kunskap och data. Slutligen tack till alla anställda på VA-Process på Ramböll i Stockholm som på ett fantastiskt sätt välkomnat mig till gruppen och orsakat många skratt som underlättat arbetet.

Hanna Särnefält

Stockholm, juni 2015

Populärvetenskaplig sammanfattning

Avloppsvatten från hushåll och industrier renas på avloppsreningsverk innan det återförs till naturliga vattensystem, recipienter. Reningen ska minska belastningen av exempelvis näringsämnena kväve och fosfor som kan orsaka övergödning. Trots att det primära syftet alltså är att minska miljöpåverkan från mänskliga aktiviteter bidrar vattenreningen samtidigt till den ökande växthuseffekten. Den potenta och långlivade växthusgasen lustgas produceras och emitteras från flera processteg. Emission av 1 kg lustgas motsvarar emission av nära 300 kg koldioxid. Förbrukning av kemikalier och el orsakar emissioner av växthusgaser uppströms reningsverket samtidigt som processer nedströms, exempelvis emissioner från recipienten, också ger upphov till växthusgasutsläpp. I IPCC:s senaste klimatrapport (IPCC, 2014) visas tydligare än i tidigare rapporter att mänsklig påverkan är den dominerande orsaken till den globala uppvärmning som observerats sedan mitten av 1900-talet. Samtidigt pekas avloppsreningsverk ut som en signifikant källa till direkt emission av växthusgaserna lustgas och metan (IPCC, 2006).

Medan diskussionen om klimatpåverkan från avloppsreningsverk växer är många recipienter, exempelvis Östersjön, hårt belastade av näringsämnen. Halten av flera ämnen i det renade vattnet från verken regleras av utsläppsvillkor som inte får överstigas. För att minska tillförseln av näringsämnen kan utsläppsvillkoren nu skärpas och avloppsreningsverken måste därmed förbättra reningsprocessen. Studier visar samtidigt att skärpta utsläppsvillkor resulterar i ökad klimatpåverkan (Foley et al., 2010; Rodriguez-Garcia et al., 2011). Två miljöproblem, övergödning och klimatförändringar, står mot varandra och måste värderas när framtidens avloppsrening ska planeras.

Syftet var att undersöka hur klimatpåverkan från avloppsreningsverk påverkas av teknikval och utsläppsvillkor. Simuleringsverktyget BioWin användes för att beräkna klimatpåverkan från Enköpings framtida avloppsreningsverk vid olika utsläppsvillkor och med tre olika reningstekniker; aktivslamprocessen, membranbioreaktor och aktivslamprocessen med biologisk fosforreduktion. Klimatpåverkan räknades i koldioxidekvivalenter, det vill säga mängden koldioxid som aktiviteten motsvarar, från bland annat emission av växthusgaser och förbrukning av el och kemikalier.

Resultaten visar att aktivslamprocessen orsakar minst klimatpåverkan medan den moderna membranbioreaktorn ger överlägset störst klimatavtryck. Klimatavtrycket från membranbioreaktorn ökar mer än från de andra teknikerna då utsläppsvillkoren skärps. En skärpning av utsläppsvillkoren kan ge en ökning av klimatpåverkan med upp till 55 % och det är speciellt kvävekravet som styr ökningen. Utsläpp av lustgas står för den största delen av klimatpåverkan och detta utsläpp ökar då kvävereningen på något vis är störd. Fler komponenter bör tas hänsyn till vid utvärdering av miljöpåverkan från ett avloppsreningsverk, exempelvis övergödning. Detta skulle göra det möjligt att bedöma den totala miljövinsten, eller förlusten, med att skärpa villkoren.

Förkortningar

AOB	Ammoniumoxiderande bakterier
ARV	Avloppsreningsverk
ASP	Aktivslamprocess
Bio-P	Biologisk fosforreduktion
BOD	Biokemisk syreförbrukning (eng. Biochemical Oxygen Demand)
CH ₄	Metan
COD	Kemisk syreförbrukning (eng. Chemical Oxygen Demand)
COD _{Cr}	Uppmätt COD med kaliumdikromat som oxidationsmedel
GWP	Global uppvärmningspotential (eng. Global Warming Potential)
MBR	Membranbioreaktor
N ₂ O	Lustgas
NOB	Nitritoxiderande bakterier
OHO	Ordinära heterotrofa organismer
pe	Personekvivalenter
SOR	Syrebehov (eng. Standard Oxygen Requirement)
TKN	Total Kjeldahl kväve (summan av organiskt kväve, ammoniak och ammonium)
TN	Totalkväve
TP	Totalfosfor

Innehållsförteckning

Referat.....	i
Abstract.....	ii
Förord	iii
Populärvetenskaplig sammanfattning	iv
Förkortningar	v
1. Inledning.....	1
1.1 Mål, syfte och avgränsning.....	2
2. Bakgrund	3
2.1 Rening av avloppsvatten.....	3
2.1.1 Aktivslamprocessen	4
2.1.2 Membranbioreaktor.....	5
2.1.3 Biologisk fosforrening	5
2.1.4 Slamhantering	5
2.1.5 Andra processtekniker.....	6
2.2 Enköpings avloppsreningsverk	6
2.3 Lagstiftning och reglering.....	7
2.3.1 Utsläppsvillkor för avloppsreningsverk	7
2.3.2 Klimatförändringar.....	8
2.4 Klimatpåverkan från avloppsreningsverk	9
2.4.1 Direkta emissioner	9
2.4.2 Indirekta emissioner	13
3. Metod.....	14
3.1 Systemavgränsning	14
3.2 BioWin.....	15
3.2.1 Biologiska reaktioner	15
3.2.2 Kemisk fällning.....	16
3.2.3 Luftning.....	17
3.2.4 Rötning.....	18
3.2.5 Lustgasproduktion.....	18
3.3 Processuppställning	19
3.4 Karakterisering av avloppsvatten	21

3.4.1	Flöden.....	21
3.4.2	Temperatur	23
3.4.3	Inkommande belastning	23
3.5	Modellbygge och simulering	23
3.5.1	Dimensionering.....	24
3.5.2	Luftning.....	24
3.5.3	Kemikalier.....	24
3.5.4	Bräddning.....	25
3.5.5	Simulering.....	26
3.5.6	Metod för att nå skärpta utsläppsvillkor	26
3.6	Beräkning av koldioxidavtryck.....	26
3.6.1	Elanvändning	27
3.6.2	Växthusgasemission.....	29
3.6.3	Kemikalieförbrukning	29
3.6.4	Biogasanvändning.....	30
3.6.5	Val av elmix och biogasanvändning	31
3.7	Statistisk undersökning av lustgasemissioner.....	31
4.	Resultat	32
4.1	Inkommande belastning.....	32
4.2	Koldioxidavtryck	33
4.2.1	Dynamiska simuleringar	33
4.2.2	Steady state-simuleringar	37
4.2.3	Lustgasemission.....	40
4.2.4	Biogasanvändning och val av elmix	41
4.3	Tidsperiod för utsläppsvillkor.....	42
4.4	Lustgasemission i BioWin	43
5.	Diskussion	46
5.1	Dynamisk simulering.....	46
5.2	Steady state-simulering.....	48
5.3	Lustgasemission.....	48
5.4	Felkällor	48
5.5	Framtida studier	52

6. Slutsatser.....	54
Referenser	55
Appendix A: Processuppställning för biosteget	61
Appendix B: Indata	64
B.1 Resultat av provtagning på Enköpings reningsverk 2015-02-17 – 2015-03-23	64
B.2 Säsongsvariation	65
B.3 COD-fraktionering	66
B.4 Temperatur i Enköping och Västerås	66
Appendix C: Parametrar för dimensionering och beräkning	67
C.1 Normalvärden på relevanta parametrar	67
C.2 Koldioxidberäkningar	70
C.3 Luftning, SOTE VS qair-diagram, Xylem	72
C.4 Herschel-Bulkleyparametrar	74

1. Inledning

På avloppsreningsverk (ARV) renas vatten från hushåll och industrier innan det återförs till naturliga vattensystem, recipienter. För att minska belastningen på recipienten regleras halten av flera ämnen i det renade avloppsvattnet med utsläppsvillkor genom Baltic Sea Action Plan (HELCOM, 2007) och EU:s ramdirektiv för vatten (Europaparlamentet & Europeiska unionens råd, 2008). I Sverige hamnar en stor del av det renade vattnet i Östersjön, ett hårt belastat innanhav som drabbats av både övergödning och syrefria bottenar. Ett av de svenska miljömål som beskrivs i förordningen om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (*SFS 2004:660*, 2004) säger att det ska vara minst god ekologisk status i våra sjöar och vattendrag, ett mål som inte uppfylls idag. Med bakgrund i Baltic Sea Action Plan, EU:s vattendirektiv och Sveriges miljömål förväntas nu en skärpning av utsläppsvillkoren för att minska avloppsvattnets miljöbelastning och problemen med övergödning och syrefria bottenar. En sådan skärpning skulle innebära att verkens reningsmarginaler minskar och att kapaciteten måste ökas.

Trots att avloppsreningsverkens primära syfte är att minska den antropogena påverkan på naturen genom att rena vatten bidrar de samtidigt till den ökande växthuseffekten. Det sker direkta emissioner av växthusgaser från reningsprocessen samtidigt som processer uppströms och nedströms verket orsakar indirekta emissioner. I IPCC:s senaste klimatrapport (IPCC, 2014) visas tydligare än i tidigare rapporter att mänsklig påverkan är den dominerande orsaken till den globala uppvärmning som observerats sedan mitten av 1900-talet. Samtidigt pekas avloppsreningsverk ut som en signifikant källa till direkt emission av växthusgaserna lustgas och metan (IPCC, 2006). Diskussionen om avloppsreningsverkens klimatpåverkan har vuxit i takt med att utsläppsvillkoren skärpts och emissionen av växthusgaser riskerar att öka. Studier visar att ökad reduktion av näringsämnen på avloppsreningsverk resulterar i ökad klimatpåverkan (Foley et al., 2010; Rodriguez-Garcia et al., 2011). Två stora miljöproblem, klimatförändringar och övergödning, står mot varandra och måste värderas för att framtidens avloppsreningsverk ska kunna planeras.

Klimatpåverkan från en verksamhet kan räknas i koldioxidavtryck (eng. carbon footprint); mängden koldioxid som verksamhetens klimatpåverkan motsvarar. Lustgasemission, elanvändning och kemikalieförbrukning kan utifrån olika emissionsfaktorer räknas om till koldioxidekvivalenter och tillsammans ge verksamhetens hela koldioxidavtryck. Med hjälp av koldioxidavtryck kan klimatpåverkan från olika verksamheter jämföras. I detta projekt beräknas och jämförs koldioxidavtrycket från Enköpings framtida reningsverk vid olika utsläppsvillkor och med olika processtekniska lösningar. På så vis ses vilken teknik som är mest klimatvänlig.

1.1 Mål, syfte och avgränsning

Syftet är att undersöka hur klimatpåverkan från Enköpings framtida avloppsreningsverk påverkas av teknikval och utsläppsvillkor. Målet är att beräkna koldioxidavtrycket från reningsverket med tre olika processtekniska lösningar och vid sju olika utsläppsvillkor. De processtekniker som undersöks är aktivslamprocessen, membranbioteknik och aktivslamprocessen med biologisk fosforreduktion.

Utifrån följande punkter beräknas koldioxidavtrycket:

- Direkt emission av växthusgaserna lustgas, metan och koldioxid från reningsprocessen
- Elanvändning
- Tillverkning och transport av kemikalier
- Användning av biogas

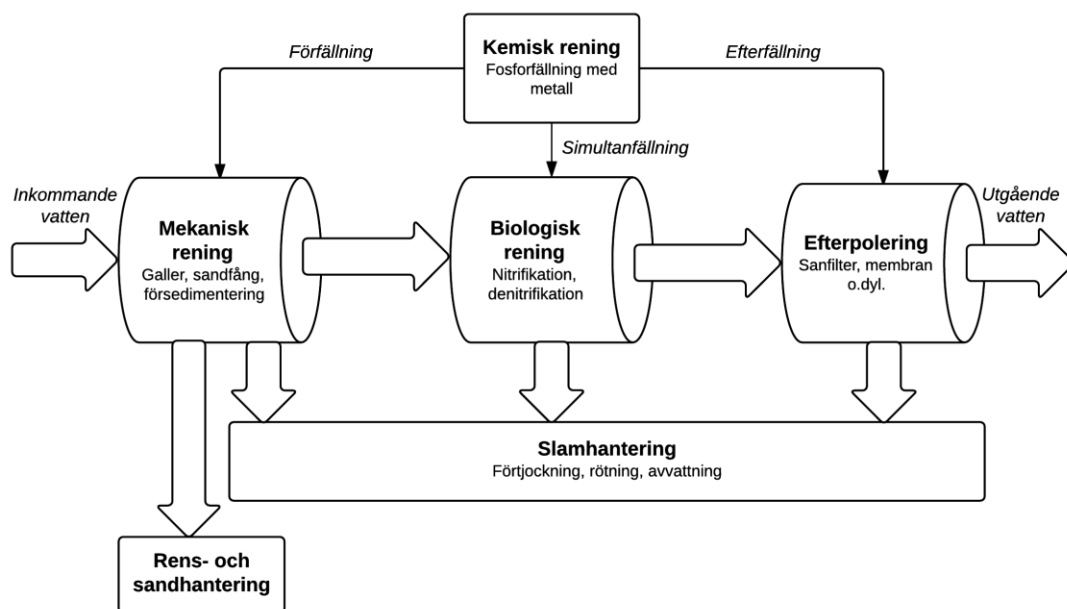
Koldioxidavtrycket från ledningsnät, rens-, sand- och slamhantering, byggnation och rivning av reningsverket samt från recipienten inkluderades inte i projektet.

2. Bakgrund

2.1 Rening av avloppsvatten

År 1934 togs Stockholms första avloppsreningsverk i bruk i Åkeshov. Därefter har reningstekniken utvecklats för att klara de nya utsläppsvillkor för fosfor och kväve som kom på 1970- respektive 1990-talet. Idag inkluderar reningen mekaniska, kemiska och biologiska steg där partiklar och näringsämnen avlägsnas. På många verk avslutas reningen med efterpolering med exempelvis sandfilter.

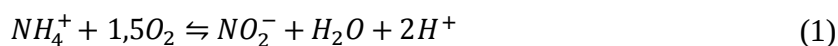
I den mekaniska reningen avlägsnas större partiklar och fasta föreningar med galler, sandfång och försedimentering (Figur 1). I den kemiska reningen avlägsnas främst fosfor, men även till exempel organiskt material, med fällningskemikalier. I det biologiska steget utnyttjas mikroorganismer som finns naturligt i avloppsvatten och som genom sin tillväxt avskiljer kväve, organiskt material och i viss mån även fosfor från avloppsvattnet. Det finns ett antal olika processtekniska lösningar för den biologiska reningen och i detta projekt undersöktes de tre teknikerna aktivslamprocessen (ASP), membranbioreaktor (MBR) och aktivslamprocessen med biologisk fosforreduktion (Bio-P). Gemensamt för dessa biologiska reningstekniker är att avloppsslammet, där de renade bakterierna finns, har en längre uppehållstid i bassängen än vattnet för att de biologiska processerna ska upprätthållas. Den långa uppehållstiden skapas genom att slammet efter sedimentation recirkuleras till början av det biologiska steget.



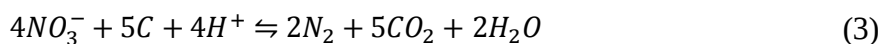
Figur 1: Konceptuell utformning av ett avloppsreningsverk. Processen består av mekanisk, kemisk och biologisk rening samt eventuell efterpolering. Den kemiska reningen kan ske som förfällning, simultanfällning och efterfällning. Slam som produceras i de olika reningsstegen förtjockas, rötas och avvattnas medan rens och sand från de första reningsstegen behandlas separat.

2.1.1 Aktivslamprocessen

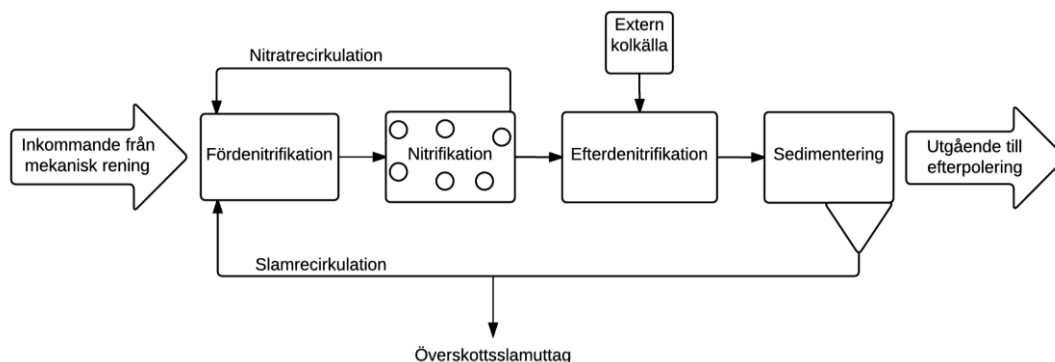
Många reningsverk använder aktivslamprocessen för att biologiskt avskilja kväve från avloppsvattnet. Kväve löst i vattnet omvandlas i de två processerna nitrifikation och denitrifikation till kvävgas som avgår till luften och därmed lämnar systemet. Nitrifikationen är en långsam process som kräver hög slamålder och närvaro av syre. Den sker i två steg där det första (1) utförs av ammoniumoxiderande bakterier (AOB) som omvandlar ammoniumjoner (NH_4^+) till nitritjoner (NO_2^-) varefter nitritoxiderande bakterier (NOB) omvandlar nitrit till nitrat (NO_3^-) (2).



I denitrifikationen omvandlas nitrat från nitrifikationen till kvävgas (N_2) som kan avgå från vattnet till luften (3). Denitrifikationen sker under anoxiska förhållanden, det vill säga i nitrathaltigt och syrefritt vatten, och utförs av heterotrofa bakterier som behöver lättillgänglig kolkälla (C) för att tillväxa.



ASP kräver el för bland annat luftning av de aeroba zonerna samt pumpning i nitrat- och slamrecirkulationen (Figur 2) och vid efterdenitrifikation behövs även extern kolkälla. Dessutom kan lustgas, en mycket stark växthusgas, produceras och emitteras till luften.



Figur 2: Biosteget i aktivslamprocessen. Fördenitrifikation sker i den första anoxiska zonen där organiskt material i inkommande vatten utnyttjas som kolkälla och nitrat som recirkulerats från nitrifikationen omvandlas till kvävgas. Nitrifikationssteget luftas för att hålla en syrehalt som möjliggör nitrifikation. Vid efterdenitrifikation tillsätts extern kolkälla eftersom det lättillgängliga kolet i inflödet konsumerats i tidigare processsteg. För att upprätthålla en nödvändig slamålder recirkuleras slam från sedimentationen till början av ASP.

2.1.2 Membranbioreaktor

Rening av kommunalt avloppsvatten med membranteknik har under de senaste åren fått allt större uppmärksamhet. Tekniken kan ge låga halter kväve och fosfor i utgående vatten och för att klara framtida belastning och utsläppsvillkor har Stockholm Vatten beslutat bygga en membranbioreaktor på Henriksdals reningsverk (Samuelsson et al., 2014). En MBR består av membran som avlägsnar större partiklar och flockar från vattnet och som i konventionella avloppsreningsverk med aktivslamprocess kan ersätta sedimenteringen (Figur 2). En av de stora fördelarna med en membranbioreaktor är att en hög reningsgrad kan uppnås samtidigt som anläggningen blir mycket kompakt. Däremot är el- och kemikalieförbrukningen hög på grund av det stora behovet av luftning, pumpning och kemisk rengöring av membranet. Under de senaste decennierna har tekniken dock energieffektiviserats (Drews, 2010) och membranteknik är idag en fullvärdig konkurrent till sedimenteringen i aktivslamprocesser.

2.1.3 Biologisk fosforrening

Avloppsvattnet innehåller bakterier som i sin cellbyggnad kan assimilera fosfor, så kallade Bio-P-bakterier. Genom att skapa förhållanden som gynnar detta fosforupptag flyttas fosfor från vattnet till slammet och tas ur systemet med överskottsslammet. Liksom för ASP och MBR är elbehovet för luftning och pumpning stort men biologisk fosforrening innebär samtidigt att behovet av fällningskemikalier minskar eftersom en del fosfor renas biologiskt. Dessutom ökar gödselvärdet i slammet.

UCT-processen (eng. University of Cape Town Process) är en typ av process som används vid biologisk fosforreduktion i aktivslamprocesser och som lämpar sig för reningsverk med kväveavskiljning. I UCT-processen föregås den traditionella aktivslamprocessen (Figur 2) av en anaerob zon dit slam återförs från den anoxiska zonen för att upprätthålla nödvändig slamålder för Bio-P-bakterierna. Bio-P-bakterier kan under dessa anaeroba förhållanden ta upp och lagra lättomsättligt organiskt material. Detta är en energikrävande process och för att få den energi som krävs för lagringen sönderdelas lagrade polyfosfater till fosfat som transporteras ut ur cellen. Fosforhalten ökar alltså i detta steg medan biomassan förblir oförändrad. När bakterierna når aerob miljö kan de omsätta det lagrade organiska materialet och samtidigt assimilera fosfat.

Det lättomsättliga organiska materialet som Bio-P-bakterierna behöver förekommer i avloppsvatten som flyktiga fettsyror, på engelska Volatile Fatty Acids (VFA). Den VFA som finns i avloppsvattnet räcker sällan till för att få biologisk fosforavskiljning. Därför kan VFA tillföras genom exempelvis hydrolys av slam från försedimenteringen.

2.1.4 Slamhantering

Slam från de olika processtegen brukar vanligtvis hanteras genom förtjockning, rötning och avvattning. El förbrukas vid uppvärmning av slammet i rötkammaren och vid

avvattningen. I rötkammaren produceras biogas som kan användas för att skapa el och värme i en gasmotor eller gaspanna alternativt uppgraderas till fordonsgas. Efter att slammet avvattnats kan det användas som exempelvis gödselmedel inom jordbruket, men denna slamanvändning inkluderas inte i studien.

2.1.5 Andra processtekniker

Det finns många processtekniska lösningar som inte undersöks i detta projekt men som ändå är intressanta ur ett klimatperspektiv. Tre av dessa är intermittent luftning, anammox och Nereda. Intermittent luftning är en styrteknik som kan användas på aktivslamanläggningar och som innebär att simultan nitrifikation och denitrifikation uppnås genom att en låg syrehalt upprätthålls i alla bassånger. Denna styrteknik kan minska elanvändningen vid luftning och pumpning men emissionen av lustgas riskerar att öka jämfört med konventionella aktivslamprocesser.

Anammox, eller anaerob ammoniumoxidation, innebär att ammoniak oxideras till kvävgas under anaeroba förhållanden och behovet av luftning är därför mindre. Eftersom anammoxbakterierna saknar förmågan att producera lustgas är dessutom lustgasemissionerna från denna typ av process små, samtidigt som behovet av extern kolkälla är mindre än i aktivslamprocesser (Trela et al., 2015). Anammox har bland annat använts i sidoströmsprocesser för behandling av rejektivatten. Eftersom anammox optimalt sker vid temperaturer mellan 35 °C och 40 °C (Szatkowska and Plaza, 2006; Yang et al., 2006) fungerar processen bra i det varma rejektivattnet. Att få anammox att fungera i huvudströmmen i Sverige kan dock vara svårt på grund av de låga temperaturerna i inkommande vatten. Just nu pågår svensk forskning om anammox i huvudströmmen, så kallad Manammox (Mainstream anammox), och på Sjölanda avloppsreningsverk i Malmö har en pilotstudie startats (Gustavsson et al., 2014).

Nereda, även kallad Aerobic Granular Sludge, är en teknik för att rena avloppsvatten med kompakta granuler bestående av biomassaaggregat som växt under aeroba förhållanden (de Kreuk et al., 2005). Tekniken utvecklades i Nederländerna i slutet av 90-talet och ska enligt tillverkaren ge minskad elanvändning jämfört med konventionella aktivslamprocesser eftersom behovet av luftning är mindre. Inom granulerna sker nämligen anaeroba, anoxiska och aeroba processer simultant. Granulerna ska också ha mycket bra sedimentationsegenskaper och avlägsnas snabbt från det renade vattnet.

2.2 Enköpings avloppsreningsverk

Enköpings avloppsreningsverk byggdes mellan åren 1969-1971 och är dimensionerat för 30 000 personekvivalenter (pe), idag är omkring 22 000 pe anslutna. Anläggningen är nu över 40 år gammal och börjar bli omodern, lite är automatiserat och det finns behov av reparation eller byte av el- och maskinutrustning. Nu planeras byggnation av ett nytt reningsverk dimensionerat för 40 000 pe och vilken processteknik som ska användas i det nya verket undersöks bland annat utifrån ett klimatperspektiv. Tre

tekniker har valts ut som intressanta; aktivslamprocessen, membranbioreaktor och aktivslamprocessen med biologisk fosforreduktion.

2.3 Lagstiftning och reglering

2.3.1 Utsläppsvillkor för avloppsreningsverk

Naturvårdsverkets kungörelse (SNFS 1994:7, 1994) med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse baseras på EU-rådets Avloppsdirektiv (91/271/EEG, 1991). Kungörelsen innehåller gräns- och riktvärden för utsläpp av biokemisk och kemisk syreförbrukning och i vissa fall totalkväve för reningsverk med en belastning över 2 000 pe. I och med Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan (HELCOM, 2007) och EU:s ramdirektiv för vatten (2008/105/EG, 2008) ställs ytterligare krav på avloppsreningsverkens utsläpp till recipient. Samtidigt har Sverige ett miljömål som säger att vi ska ha minst "God ekologisk status" i våra sjöar och hav (SFS 2004:660, 2004). Eftersom detta miljömål inte är uppfyllt, bland annat på grund av övergödning, måste utsläppen av näringsämnen till sjöar och vattendrag minska. Därför väntas nu en skärpning av utsläppsvillkoren gällande bland annat halten av kväve och fosfor i utgående vatten. Dessutom kan villkoren behöva uppfyllas även under kortare tidsperioder vilket minskar reningsverkens marginaler avsevärt.

Utsläppsvillkoren baseras på förutsättningarna på respektive avloppsreningsverk och beror bland annat på recipientens status. Relativt hårda krav ställs på verk med utsläppspunkt i eller i anslutning till Östersjön på grund av den redan hårda belastningen på innanhavet. Det renade vattnet från Enköpings reningsverk släpps en bit in i Mälaren och når till slut Östersjön, men vid det laget har en del av näringsämnena omvandlats genom olika processer vilket eliminerat ämnenas bidrag till övergödningen. Denna omvandling kallas för retention och vid villkorsformulering tas hänsyn till retentionen på respektive verk. Enköping har en relativt hög retention vilket innebär reningskraven är mindre stränga jämfört med avloppsreningsverk närmare Östersjön. Utsläppsvillkoren förväntas dock skärpas även för Enköping. Idag krävs 70 % reduktion av kväve, inklusive den reduktion som sker till följd av retentionen i Mälaren, och 0,3 mg/L totalfosfor som kvartalsmedel. Kvävekravet kan i framtiden hamna på exempelvis 15, 10 eller 8 mg/L och behöva uppfyllas som års- eller kvartalsmedelvärde. Fosforkravet kan skärpas till 0,2 eller 0,1 mg/L och behöva uppfyllas på månadsbasis. Antalet decimaler i fosforkravet är också relevant. Ett krav på 0,1 mg/L överstigs först vid 0,15 mg/L medan ett krav på 0,10 mg/L överstigs redan vid 0,105 mg/L.

För att möta skärpta utsläppsvillkor under kortare tidsperioder krävs att utgående vatten under hela året innehåller låga halter av de reglerade ämnena. Eftersom inkommande belastning varierar starkt över året är det svårt att upprätthålla en reningsprocess med jämn prestationsförmåga. Säsongsvariationer som orsakar snösmältning och kraftiga regn leder till att ovanligt stora och kalla vattenvolymer når avloppsreningsverken med tillskottsvattnet. Detta stör den temperaturkänsliga biologiska reningen och orsakar förhöjda halter kväve i utgående vatten. Under dessa perioder försämras reningen tills

dess att bakterierna återhämtat sig till full kapacitet, något som kan ta flera månader. Under tiden kan halten kväve i utgående vatten överstiga utsläppsvillkoren. Idag kan detta kompenseras med perioder av bättre kväverening och på årsbasis uppnås utsläppsvillkoren. Om villkoren skärps och en lägre utgående kvävehalt ska uppnås under kortare tidsperioder får reningsverken svårt att uppfylla kraven under perioder med ovanliga inflöden, även om kraven uppfylls vid normala flöden. För att möta skärpta kvävekrav på kvartals- eller månadsbasis måste avloppsreningsverken dimensioneras för belastningar som infaller vid ett fåtal tillfällen varje år och därmed ha en kapacitet som överstiger den normala belastningen och som inte utnyttjas under större delen av året.

Även skärpta utsläppsvillkor för fosfor kan vara problematiska för avloppsreningsverken. ARV byggs för ett dimensionerande flöde och ska klara att ta in ett dimensionerande maxflöde, exempelvis 2 gånger det dimensionerande flödet. Vid kraftiga regn och snösmältning händer det dock att inflödet överstiger det dimensionerande maxflödet och då måste överskottet bräddas, ledas bort utan rening. Bräddflödet kan renas i ett enklare reningssteg med kemisk fällning där en del fosfor och organiskt material avskiljs, men reningsgraden blir inte densamma som på reningsverket. Det bräddade vattnet räknas in som en del av avloppsreningsverkets utsläpp och bidrar därmed till en stor del av de totala utsläppen. När det gäller kväve renas 85-90 % för att nå utsläppsvillkoren medan motsvarande siffra för fosfor ligger uppemot 99 %. Marginalen för mängden fosfor som släpps ut är alltså mycket liten och om bräddning sker är risken stor att månadsmedelvärdet för utsläppt fosfor överstiger utsläppsgränsen. Idag sätts gränsen för utsläpp av fosfor som kvartalsmedelvärde vilket gör att bräddning kan rymmas inom marginalen. Skulle denna fosforgräns istället beräknas som månadsmedelvärde, samtidigt som utsläppshalten sänks, är risken stor att kravet inte uppnås under månader med bräddning. För att klara fosforkraven varje månad skulle ARV behöva ha en mycket väl fungerande bräddvattenrening alternativt byggas för ett större dimensionerande flöde för att undvika bräddning. En sådan överdimensionering skulle innebära en onödigt stor kapacitet under normala flöden.

Om förkortade tidsperioder för medelvärdesberäkning av utsläppen kan motiveras är det rimligt att ARV förbättrar reningen för att klara utsläppsvillkoren även under kortare perioder. En sådan motivering kan vara att näringstillförseln till recipienten bör minskas under tillväxtperioder och att utsläppen därmed bör hållas låga dessa månader. Kan en sådan motivering inte ges innebär de korta tidsperioderna endast att avloppsreningsverken måste byggas för onödigt stor kapacitet.

2.3.2 Klimatförändringar

Sverige ingår i FN:s ramkonvention för klimatförändringar (UNFCCC) som är den globala organisation som arbetar med klimatförändringar. Till denna konvention hör ett avtal mellan stater, Kyotoprotokollet, som Sverige ratificerat (United Nations, 1998). I överenskommelsen beslutades att industriländer under perioden 2008-2012 skulle minska sina utsläpp av växthusgaser med minst 5 % jämfört med år 1990, och avtalet

förlängdes under klimatkonferensen i Doha 2012 till år 2020 (UNFCCC, 2012). Sverige är skyldigt att årligen sammanställa en rapport med alla nationella utsläpp och upptag av växthusgaser, exempelvis koldioxid, metan och lustgas (UNFCCC, 2007). Data sammanställs av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2014) i de fyra kategorierna energi, industriella processer, jordbruk och annan landanvändning samt avfall. Avloppsreningsverksamhet rapporteras under avfall. I sammanställningen utgår Naturvårdsverket från IPCC:s riktlinjer (IPCC, 2006).

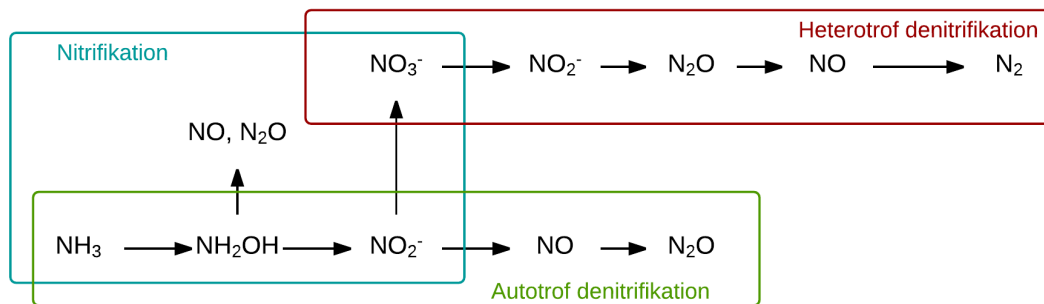
2.4 Klimatpåverkan från avloppsreningsverk

FN:s klimatpanel IPCC pekar ut avloppsreningsverk som en signifikant källa till direkta utsläpp av växthusgaserna lustgas och metan (IPCC, 2006). Samtidigt sker det även indirekta utsläpp från processer kopplade till reningsverket, exempelvis vid tillverkning och transport av kemikalier. Med skärpta utsläppsvillkor och ökad reduktion av näringsämnen i avloppsvattnet riskerar dessa växthusgasutsläpp att öka (Foley et al., 2010; Rodriguez-Garcia et al., 2011). När nya utsläppsvillkor formuleras och framtidens avloppssystem planeras måste betydelsen av reningsverkens påverkan på övergödningen respektive den ökande växthuseffekten värderas.

2.4.1 Direkta emissioner

Lustgas

I den biologiska kvävereningen används mikroorganismer som omvandlar ammoniumkväve (NH_4^+) i vattnet till kvävgas (N_2) som avgår till luften och därmed lämnar systemet. Kvävgas är en ofarlig gas som utgör 78 % av atmosfären och ytterligare emission bidrar inte till den ökande växthuseffekten. I kvävereningsprocessen kan dock en annan gas, lustgas (N_2O), bildas och emitteras till atmosfären. Till skillnad från kvävgas är lustgas en potent och långlivad växthusgas och sett över en 100-årsperiod motsvarar 1 kg lustgas 298 kg koldioxid (IPCC, 2013). I den biologiska kvävereningen kan lustgas produceras genom tre olika processer; autotrof denitrifikation, autotrof nitrifikation samt heterotrof denitrifikation (Figur 3). Autotrof denitrifikation och nitrifikation sker i luftade zoner, medan heterotrof denitrifikation sker i oluftade zoner.



Figur 3: Produktionsvägar för lustgas i biologisk kväverening (baserad på Arnell, 2013). Lustgas kan produceras i den autotrofa denitrifikationen (nitrifierarnas denitrifikation), i den autotrofa nitrifikationen samt i den heterotrofa denitrifikationen. Den största lustgasproduktionen sker enligt många i den autotrofa denitrifikationen.

Den största lustgasproduktionen sker enligt många i den autotrofa denitrifikationen (Colliver and Stephenson, 2000; Kampschreur et al., 2007; Foley et al., 2011; Wunderlin et al., 2012), även kallad nitrifierarnas denitrifikation. Denna lustgasproduktion utförs av ammoniumoxiderande bakterier och drivs främst av låga syrehalter och nitritackumulation som leder till att nitrit omvandlas till lustgas istället för nitrat (Colliver and Stephenson, 2000; Kampschreur et al., 2007; Foley et al., 2011; Houweling et al., 2011; Wunderlin et al., 2012). Att förhållanden med höga nitrithalter leder till att AOB väljer den autotrofa denitrifikationen, där lustgas produceras, istället för den autotrofa nitrifikationen tros bero på viljan att minska koncentrationen av nitrit (Houweling et al., 2011). Nitrit kan nämligen vara toxiskt och ha mutagena effekter (Malling, 2004; Klug et al., 2009).

I den autotrofa nitrifikationen bildas lustgas från en kortlivad intermediär vid oxidationen av ammonium till nitrit. Denna lustgasproduktion sker vid närvaro av nitrit och gynnas av förhållanden med låga syrehalter. I den heterotrofa denitrifikationen, som sker i de oluftade zonerna, bildas lustgas i ett mellansteg och omvandlas under normala driftsförhållanden snabbt till kvävgas. Detta steg kan dock inhiberas vid driftstörningar och då ackumuleras lustgas.

Det finns ett tydligt samband mellan lustgasproduktion och ackumulation av nitrit i biobassängerna. Nitritackumulation kan enligt Houweling et al. (2011) ske då ammonium och syre finns i överskott och produktionen av nitrit från ammonium överstiger omvandlingen av nitrit till nitrat. Även vid underskott av syre kan nitrit ackumuleras eftersom de nitritoxiderande bakterierna inhiberas mer av låga syrehalter än ammoniumoxiderande bakterier. Samtidigt kan låga syrehalter, så kallad intermittent luftning, leda till simultan nitrifikation och denitrifikation som övertäcker nitritackumulationen. Nitritackumulation kan enligt Houweling et al. också inträffa vid nitrifikation i pluggflöden där ammoniumhalten minskar utmed pluggflödet samtidigt som nitrithalten ökar. Vid den punkt i pluggflödet där ammoniumhalten sjunker under 1 mg N/L, och ammonium blir limiterande, kommer den ackumulerade nitriten

omvandlas till nitrat. Houweling et al. beskriver att denna nitritackumulation kan undvikas genom ökad internrecirkulation som motverkar pluggflödet och får det att övergå mer i totalomblandning. Samtidigt är pluggflöde något som ofta eftersträvas på avloppsreningsverk eftersom det effektiviserar reningsprocessen. Målet med processdimensioneringen hamnar då i konflikt med målet om att minska emissionen av lustgas från processen.

Produktionen av lustgas är relativt liten under normala driftsförhållanden men ökar vid förhållanden som stressar bakterierna. Driftstörningar och fluktuationer som orsakar ogynnsamma syrehalter och förhöjda ammonium- och nitrithalter kan ge höga emissioner av lustgas. I en studie av Foley et al. (2011b) mättes lustgasemissioner på flera reningsverk för att undersöka vilka faktorer som påverkar produktionen av lustgas i avloppsreningsverk. Resultaten visar att lustgasproduktionen korrelerar med bland annat inflöde och inkommande kvävebelastning samt minskat nitratreturflöde och förhöjda halter nitrit i biobassängen. För att minska lustgasproduktionen i aktivslamprocesser rekommenderar Foley et al. en stabil och väl fungerande aktivslamanläggning. Detta innebär bland annat väl syresatta bassänger med små belastningsvariationer samt en snabb syrereglering som undviker toppar och dippar i syrehalt. Rodriguez-Caballero et al. (2014) kunde också visa att lustgasemissionen från en bioreaktor med pluggflöde starkt berodde på processtörningar som låga syrehalter eller instabilitet i nitrifikationen.

Hur en långt driven kväverening påverkar lustgasemissioner är ännu inte fastställt. Foley et al. (2011b) visade att höga halter totalkväve (TN) i utgående vatten gav en stor emission av lustgas och att det tycks finnas en brytpunkt vid 10 mg TN/L över vilken lustgasemissionerna ökar. I en annan studie av Foley et al. (2010) undersöktes lustgasemissionen med hjälp av simulering av 10 olika avloppsreningsverk i BioWin och då sågs tvärtom en ökad lustgasemission vid längre driven kväverening. I denna studie påpekades samtidigt att det finns stora osäkerheter i kvantifieringen av lustgasemissioner. I Svenskt Vattens granskning av kunskapsläget för utsläpp av lustgas från avloppssystem (Arnell, 2013) konstaterade man dock att låga halter kväve i utgående vatten generellt sett innebär mindre lustgasproduktion. Detta kan förklaras med att låga kvävehalter i utgående vatten tyder på en väl fungerande, fullständig kväverening med bra reglering och därmed lägre lustgasproduktion.

Vid kvantifiering av lustgasemission från ARV rekommenderar IPCC en generell emissionsfaktor baserad på mängden Total Kjeldahl Kväve (TKN) i inkommande vatten. TKN motsvarar summan av ammonium, ammoniak och organiskt kväve i vattnet. Enligt IPCC:s emissionsfaktor ger 1 kg inkommande TKN upphov till 0,00035 kg N₂O-N (IPCC, 2006). Denna faktor har dock kritiserats av bland annat Monteith et al. (2006) och Foley et al. (2011a) för att underskatta lustgasemissionerna. I en studie av 26 reningsverk i Australien, Frankrike, USA och Nederländerna visade Foley et al. (2011a) att endast 6 av de undersökta reningsverken hade en lustgasemission mindre än eller lika med IPCC:s emissionsfaktor. Foley et al. konstaterade även att variationen

mellan lustgasmätningarna var stora och att en generell emissionsfaktor därmed inte lämpar sig för beräkning av lustgasemission från ett enskilt reningsverk. Vid uppskattning av lustgasemission från ett reningsverk bör istället mätningar göras. Samtidigt kan mätning av lustgasemission från en hel process vara komplicerat. Mätningarna underlättas i berganläggningar där allt flöde av gas går genom samma utloppspunkt och endast en mätpunkt krävs, men denna typ av mätning ger ingen information om var i processen lustgasen emitteras.

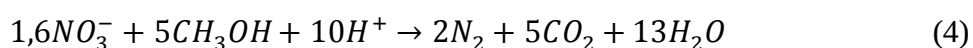
Signifikant högre utsläpp av lustgas har uppmätts från de luftade zonerna än från de oluftade zonerna (Foley et al., 2011a). Den lustgas som emitteras i de luftade zonerna har dock producerats i både luftade och oluftade bassänger. Lustgas har hög löslighet i vatten och kan ackumuleras i de oluftade zonerna och drivas av i de luftade zonerna (Kampschreur et al., 2009). Lustgas emitteras dock inte bara från vattenfasen utan även från slamfasen. I en studie av Willén et al. (2013) mättes lustgasemission från slamlagring i ett år utan täckning. Vid slamlagringen emitterades 0,4 kg N₂O-N per ton TS i slammet och lustgasemissionerna från slamlagringen motsvarade 1,1 % av slammets innehåll av kväve.

Metan

Växthusgasen metan har en uppvärmningspotential som är 34 gånger större än koldioxid ur ett 100-årsperspektiv (IPCC, 2013). Gasen produceras under anaeroba förhållanden i flera delar av avloppssystemet. I ledningsnätet bildas metan som antingen når verket eller släpps i pumpstationer uppströms och på reningsverket produceras metan i anaeroba steg som exempelvis sedimenteringsbassänger och förtjockare. Metan som når biosteget från ledningsnät, tidigare processteg och rejektvatten kan förbrukas som kolkälla, oxideras eller drivas av vid luftning (Arnell, 2013). Betydande mängder metan emitteras även genom diffusa utsläpp, så kallat metanslip, i slamhanteringen vid exempelvis rötning, avvattnings och lagring. Stabilisering genom rötning bidrar samtidigt till att mindre metan emitteras vid senare användning av slammet. Utöver detta kan en andel av den metan som förbränns i exempelvis gaspannor och fordon gå oförbränd och emitteras.

Koldioxid

Koldioxid bildas på avloppsreningsverk från organiskt material som oxideras antingen i aeroba zoner med syre som oxidationsmedel eller i anoxiska zoner med nitrat (NO₃⁻) som oxidationsmedel (4). I detta projekt inkluderas endast koldioxidemissioner från fossilbaserade kolkällor enligt Tumlin et al. (2014), det vill säga från respiration av externa kolkällor.



Vid skärpta kvävekrav kan efterdenitrifikation behövas och därmed måste extern kolkälla tillsättas. Emissionen av koldioxid kan alltså öka då kvävekraven skärps.

2.4.2 Indirekta emissioner

Utöver de direkta utsläppen av växthusgaser från reningsprocessen sker det även indirekta emissioner genom processer kopplade till reningsverket, exempelvis vid tillverkning och transport av kemikalier. Både processer uppströms och nedströms reningsprocessen kan orsaka emissioner.

Uppströmsprocesser

Produktion av el och kemikalier samt transport av kemikalier som används på ARV orsakar emissioner uppströms reningsverket. Storleken på klimatpåverkan från uppströmsprocesserna beror till stor del på vilken elleverantör som väljs. Exempelvis ger 1 GWh Europeisk marginalet ett utsläpp av 750 ton koldioxid medan 1 GWh svensk elmix endast ger 10 ton emitterad koldioxid (Elforsk, 2008). Då utsläppsvillkoren för kväve och fosfor skärps ökar behovet av el och kemikalier och koldioxidavtrycket från uppströmsprocesserna blir större.

Nedströmsprocesser

Vid avloppsvattenreningen bildas slam, rens och sand som måste transporteras, lagras och behandlas, något som orsakar emissioner av växthusgaser. Slammet kan exempelvis användas som gödselmedel och därmed ge ett negativt koldioxidavtryck som motsvarar avtrycket från den mineralgödsel som ersätts. Biogasen som bildas i rötkammaren kan uppgraderas till fordonsgas, alternativt förbrännas i gaspanna eller gasmotor och ge el och värme. Substitution av bensin, el och värme ger negativa koldioxidavtryck. Samtidigt sker emission av lustgas och metan vid förbränningen i gasmotor och gaspanna, i uppgraderingen och vid användning av fordonsgasen. Även i recipienten sker emissioner av växthusgaser som bildas från ämnen som finns kvar i det renade avloppsvattnet.

3. Metod

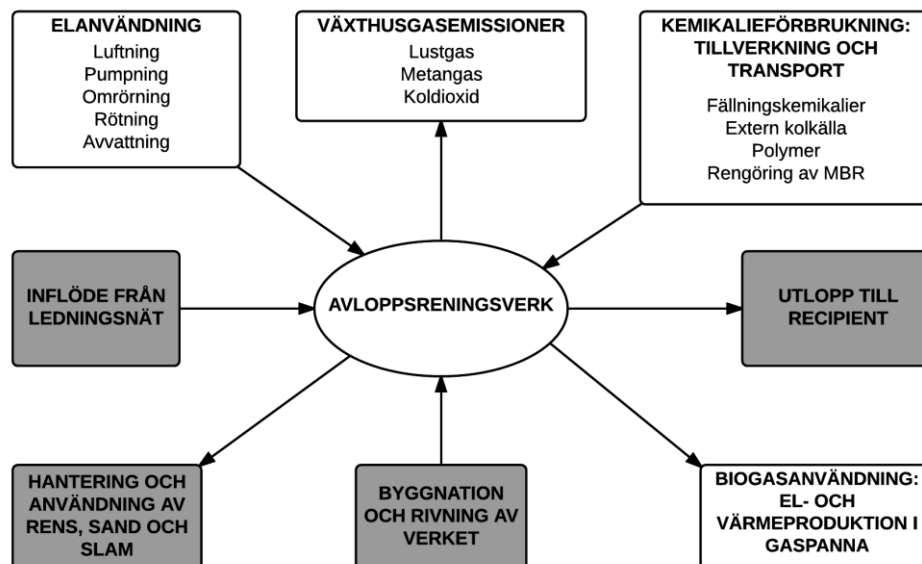
Tre olika processtekniska lösningar för Enköpings framtida avloppsreningsverk med sju olika utsläppsvillkor dimensionerades och simulerades för att beräkna koldioxidavtrycket från respektive scenario.

3.1 Systemavgränsning

Tre processlösningar utvärderades

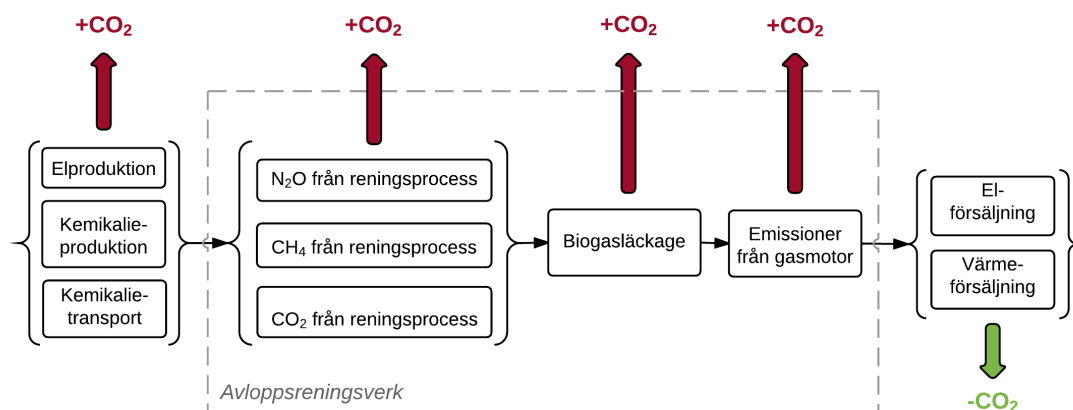
- Konventionell aktivslamprocess
- Membranbioreaktor
- Aktivslamprocess med biologisk fosforreduktion genom UTC-processen

Processlösningarna beskrivs mer utförligt i avsnitt 2.1 och 3.3. Sju olika utsläppsvillkor undersöktes och dessa beskrivs under 3.5. Beräkning av koldioxidavtryck gjordes utifrån de processer som ansågs mest relevanta utifrån frågeställningen, det vill säga de som påverkas mest av processteknik och utsläppsvillkor. De processer som inkluderades var elanvändning, växthusgasemissioner, kemikalieförbrukning och biogasanvändning (Figur 4). Koldioxidavtrycket från ledningsnätet, recipienten, rens-, sand- och slamhanteringen och byggnation av avloppsreningsverket inkluderades inte i denna studie.



Figur 4: Systemavgränsning för beräkning av koldioxidavtryck. Avtrycken beräknades från de vita rutorna, de grå rutorna låg utanför systemgränsen och inkluderades inte i koldioxidberäkningarna.

Utifrån systemavgränsningen kunde koldioxidavtryck beräknas från tio olika bidrag, varav fem sker på reningsverket och fem är indirekta emissioner som sker i anslutning till verket (Figur 5). Två av bidragen, försäljning av el och värme som producerats i gasmotorn, ger negativa koldioxidavtryck.



Figur 5: Flödesschema för beräkning av koldioxidavtryck där varje ruta motsvarar ett av totalt tio bidrag till avtrycket.

Studier har visat att miljöpåverkan från delar som ligger utanför detta projekts gränser kan vara betydande. Både ledningsnätet och utloppet kan ge stort bidrag till den totala miljöpåverkan (Lassaux et al., 2006; Doka, 2009).

3.2 BioWin

BioWin är ett simuleringsverktyg för avloppsreningsverk som kopplar samman modeller för biologiska, kemiska och fysikaliska processer. Nyligen introducerades även en modell som beräknar emission av växthusgaser (EnviroSim, 2013a). BioWin 4.1 användes för att ta fram det data som behövdes för att beräkna koldioxidavtrycket från ARV. Här beskrivs fem delar i BioWin som är relevanta ur projektets perspektiv, nämligen biologiska reaktioner, kemisk fällning, luftning, rötning samt lustgasproduktion. Modellparametrarna lämnades till de fördefinierade värdena, om inget annat nämns i avsnitt 3.5.

Om inget annat anges är informationen i detta avsnitt hämtad från BioWin Help Manual (EnviroSim Associates Ltd, 2014).

3.2.1 Biologiska reaktioner

I BioWin:s modell Activated Sludge/Anaerobic Digestion (ASDM) finns över 50 tillståndsvARIABLER och 70 processuttryck som beskriver de biologiska processerna som sker på ett ARV och som påverkar tillståndsvARIABLER. ASDM beskriver aktivslamprocessen, rötning, kemiska fällningsreaktioner, pH samt alkalinitet.

24 processer beskriver tillväxten och sönderfallet av heterotrofa organismer (OHO) vilka är viktiga för minskning av den biokemiska syreförbrukningen och för denitrifikationen. Aktivslammodellen tillåter de heterotrofa organismerna att växa på acetat, propionat, lättnedbrytbara komplexsubstrat och metanol. En del av de heterotrofa organismerna, denitrifierarna, tillåts växa under anoxiska förhållanden och använda

nitrat eller nitrit som oxidationsmedel som omvandlas till kvävgas och lämnar systemet. Av denitrifierarna är det endast metylotroferna som tillåts omsätta metanol under anoxiska förhållanden.

Tillväxten och sönderfallet av ammoniumoxiderande biomassa (AOB) som oxiderar ammonium till nitrit beskrivs av 4 processer. AOB kan i BioWin producera lustgas som en biprodukt i nitrifikationen. Lustgas kan även produceras i autotrof denitrifikation under närvaro av salpetersyrighet. Produktionen av lustgas styrs av flera parametrar och beskrivs närmare i avsnitt 2.4.1 och 3.2.5. De nitritoxiderande bakterier (NOB) som får sin energi genom att oxidera nitrit till nitrat beskrivs av 2 processer. Även anaeroba ammoniumoxiderare (AAO) kan växa genom att omvandla ammonium till nitrit och kvävgas med energi från fixerat CO₂.

BioWin kan modellera fosforackumulerande organismer (PAO) som utnyttjas vid biologisk fosforreduktion. Dessa organismer beskrivs av 17 processer som inkluderar aerob och anoxisk tillväxt, upptag av flyktiga fettsyror (VFA) och hydrolys av polyfosfater.

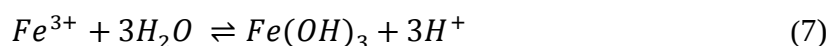
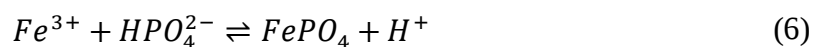
ASDM beskriver även hydrolys, absorption, ammonifiering och assimilativ denitrifikation genom olika organismgrupper. Organismerna som beskrivits i detta avsnitt växer bland annat enligt en vanlig monodfunktion där den specifika tillväxthastigheten (μ) beror av den maximala tillväxthastigheten (μ_{max}), koncentrationen av substrat (S) och halvmätnadskonstanten (K_s) enligt

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S} \quad (5)$$

Tillväxthastigheten i monodfunktionen modifieras med hänsyn till begränsande faktorer som syre- och näringshalter, pH-inhibition, med mera.

3.2.2 Kemisk fällning

BioWin:s kemiska fällningsmodell beskriver formationen av olösliga fosfatkomplex som bildas vid tillsats av järnklorid eller aluminiumsulfat och som kan avlägsnas från vattnet genom exempelvis sedimentation. Vid tillsats av järnklorid bildas en olöslig metallfosfatfällning, FePO₄ (6). Eventuell restmetall kommer främst förekomma bundet i järnhydroxidfällning, Fe(OH)₃ (7). En liten koncentration lösta metalljoner och lösliga fosfater finns alltid kvar i vattnet och utgör tillsammans med det lösliga metallfosfatkomplexet residualen av fosfor som finns i utgående vatten.



Fällningen styrs av löslighetsekvationer och är starkt pH-beroende. Fällning kan även ske spontant, framför allt som struvit, under närvaro av magnesium och kalcium.

3.2.3 Luftning

Tillförsel av syre till vattnet genom luftning står för en stor del av den totala elanvändningen på ARV med biologisk rening. Syrebehovet i en aktivslamanläggning varierar över tid och för att upprätthålla konstant mängd löst syre krävs olika syretillförselhastighet vid olika tidpunkter. Luft distribueras från luftare på bassängens botten och rör sig upp som bubblor genom vattnet samtidigt som syre transporteras från luftbubblorna till vattnet. Syreöverföringseffektiviteten påverkas av variabler som bubblornas storlek och hastighet, vilket i sin tur styrs av bland annat luftartätheten och luftflödet. Även egenskaper hos vattnet, exempelvis temperatur, påverkar syreöverföringen. I BioWin beskrivs massöverföringen mellan vätska och gas för syre, koldioxid, metan, kväve, ammoniak, väte och lustgas av sju processer där hänsyn tas till bland annat massöverföringskoefficienter, k_L .

Syreöverföringshastigheten, eng. Standard Oxygen Transfer Rate (*SOTR*), i g/d definieras som masshastigheten med vilken syre överförs till rent vatten vid 20 °C och 1 atmosfärs standardtryck. *SOTR* beräknas i BioWin från massöverföringskoefficienten för syre ($k_L a_L$) i d⁻¹, effekten av diffusorns nedsänkning på trycket (Ω'), steady-statekoncentration av löst syre vid 20 °C och 1 atmosfär ($C_{\infty,Std}^*$) i g/m³ samt tankens volym (V_L) i m³ enligt

$$SOTR = (k_L a_L)_{oxygen}^{20} \cdot \Omega'_{1 atm}^{20} \cdot C_{\infty,Std}^* \cdot V_L \quad (8)$$

$k_L a_L$ bestäms av

$$(k_L a_L)_{oxygen} = C \cdot (U_{SG})^Y \quad (9)$$

där U_{SG} är den ytliga gashastigheten i m/d och C och Y är korrelationsparametrar. Y bestämdes till 0,813 enligt avsnitt 3.5.2. U_{SG} beräknas ur luftflödet (q_{in}) i m³/d och tankens tvärsnittsarea (AT) i m² som

$$U_{SG} = \frac{q_{in}}{AT} \quad (10)$$

C kan bestämmas från korrelationsparametrarna k_1 och k_2 samt den procentuella diffusordensiteten ($DD\%$) enligt

$$C = k_1 \cdot DD\%^{0,25} + k_2 \quad (11)$$

där k_1 och k_2 sattes till 2,13 respektive 0,05 enligt avsnitt 3.5.2. Genom omskrivning av (8), (9) och (10) kan luftflödet beräknas som

$$q_{in} = \sqrt[3]{\frac{k_L a_L}{C} \cdot AT} = \sqrt[3]{\frac{SOTR}{C \cdot \Omega_{1atm}^{20} \cdot C_{\infty,Std}^* \cdot V_L} \cdot AT} \quad (12)$$

Syreöveföringshastigheten, eng. Standard Oxygen Transfer Efficiency (*SOTE*) i %, definieras som massan överförd syre per massa tillförd syre i rent vatten och ges av

$$SOTE = \frac{SOTR}{q_{in} \cdot 0,231 \cdot 1,204} \cdot 100\% \quad (13)$$

3.2.4 Rötning

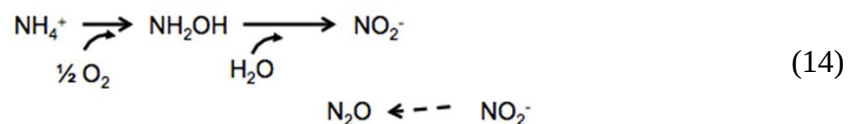
Den anaeroba rötningen simuleras i BioWin genom tre funktionella kategorier. Dessa är heterotrof tillväxt genom fermentering, tillväxt och sönderfall av propionacetogener, samt tillväxt och sönderfall av metanogener. Liksom för andra bakterier styrs tillväxten och sönderfallet av den specifika tillväxthastigheten, biomassan och en monodfunktion. Tillväxthastigheten modifieras med hänsyn till begränsande faktorer som syre- och näringshalter, pH-inhibition, med mera.

3.2.5 Lustgasproduktion

Om inget annat anges är informationen i detta avsnitt hämtad från EnviroSim (2013b).

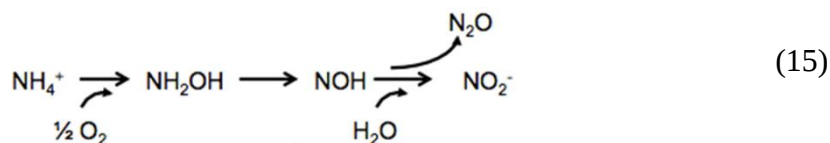
Gaser som produceras i processtegen i BioWin kan förbli lösta i vattenfasen eller emitteras till luften. Massöverföringen mellan luft och vatten beräknas med Henry's lag. Produktionen av lustgas sker genom tre olika processer (Figur 3), autotrof nitrifikation, autotrof denitrifikation och heterotrof denitrifikation:

- 1) **Autotrof denitrifikation:** Lustgas bildas av AOB från nitrit under förhållanden med syrelimitering och närvaro av nitrit. Fri salpetersyrighet används som slutgiltig elektronacceptor och konverteras till lustgas (14).

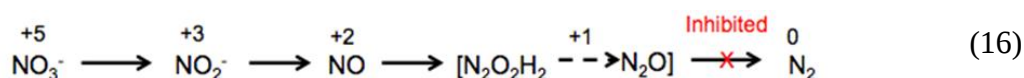


- 2) **Autotrof nitrifikation:** Lustgas bildas av AOB som biprodukt i nitrifikationen genom att en andel av ammoniak bildar lustgas istället för nitrit (15). Detta kan ske under förhållanden där AOB verkar i sin maximala tillväxthastighet, utan

syrelimitering samt vid närvaro av ammoniak och nitrit. Nitritnärvaro är inte ett krav för att autotrof nitrifikation ska ske, utan en konsekvens av att den sker.



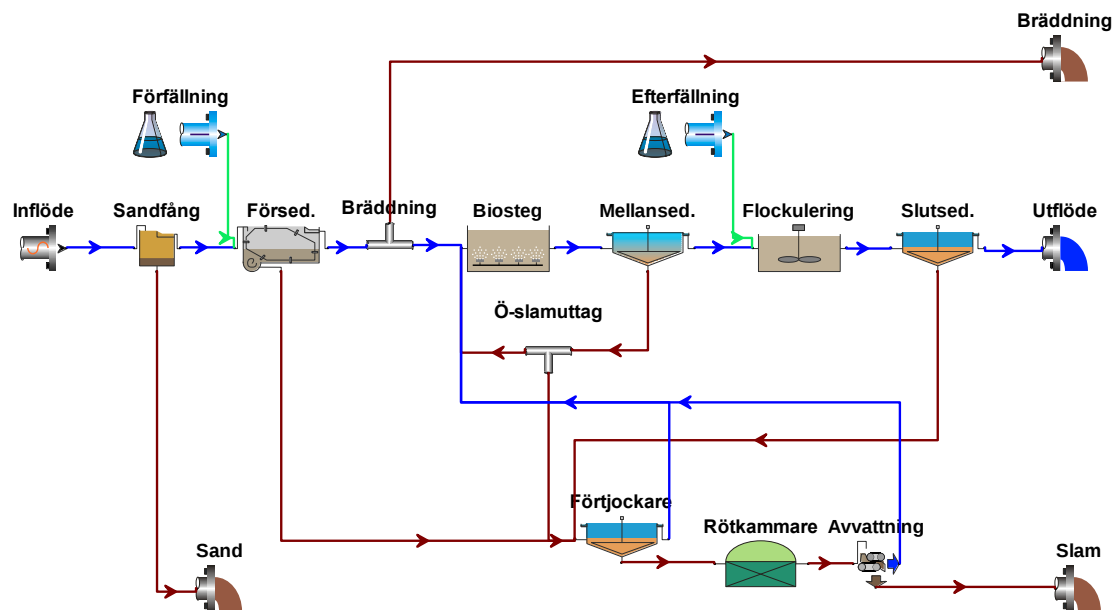
- 3) **Heterotrof denitrifikation:** Lustgas ackumuleras som intermediär i den heterotrofa denitrifikationen (16). Ackumulationen av lustgas beror på att det sista steget i denitrifikationen inhiberas på grund av låga syrehalter, pH-variationer och signifikanta nitrithalter.



I denna typ av modellering tas hänsyn till de viktigaste orsakerna till lustgasemissioner från aktivslamprocesser, nämligen att emissionerna är dynamiska, att det första nitrifikationssteget där ammoniak oxideras till nitrit utgör den primära produktionen av lustgas samt att lustgasemission korrelerar positivt med höga nitritkoncentrationer. Pågående forskning pekar dock på att det kan finnas andra faktorer som är viktiga för lustgasemissionen och som bör tas i åtanke (Yu et al., 2010). Förutsatt att lustgasproduktion korrelerar väl med nitritackumulation blir utmaningen som kvarstår att förutsäga hur länge förhöjda nitrithalter består samt hur stor effekten av nitritackumulation är på lustgasproduktionen.

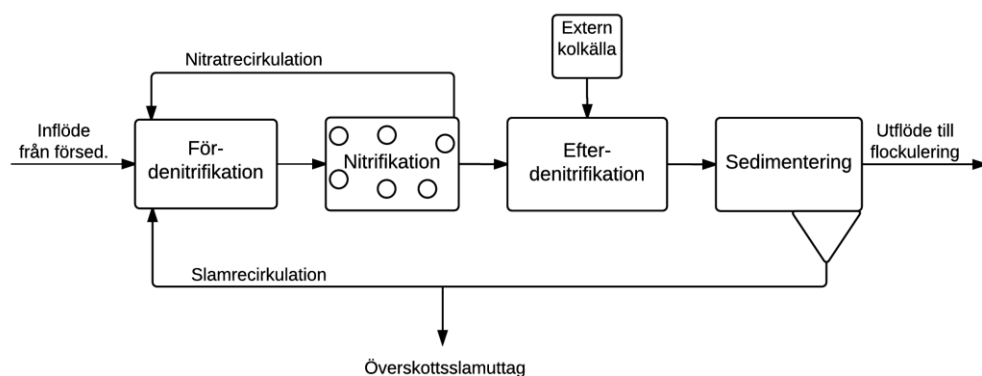
3.3 Processuppställning

Alla tre processlösningar hade samma generella utformning i BioWin (Figur 6). Biosteget såg dock olika ut för respektive teknik (Appendix A). I processen bildas sand från sandfånget och slam från försedimentering, biosteg och eftersedimentering. Slammet förtjockas, rötas mesofilt och avvattnas. I rötkammaren bildas biogas och från förtjockare och avvattnare bildas rejektvatten som leds tillbaka till början av processen. Vid bräddning sker denna efter försedimenteringen. Både för- och efterfällning används.

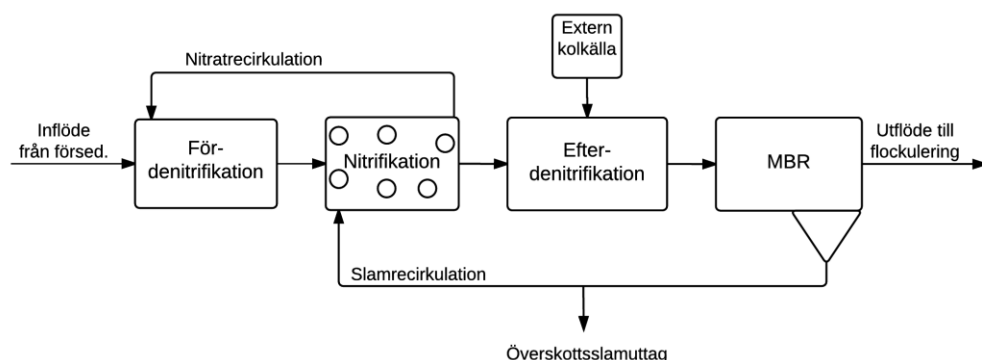


Figur 6: Processuppställning för Enköpings framtida avloppsreningsverk i BioWin. Biosteget ser olika ut för de tre processlösningarna. För- och efterfällning finns tillgänglig men används inte i alla processer. Slam från försedimentering, biosteg och slutsedimentering förtjockas, rötas och avvattnas. Vid avvattningen sker en tillsats av polymer som inte modelleras i Biowin. Rejektvatten från förtjockare och avvattnare går tillbaka till början av biosteget.

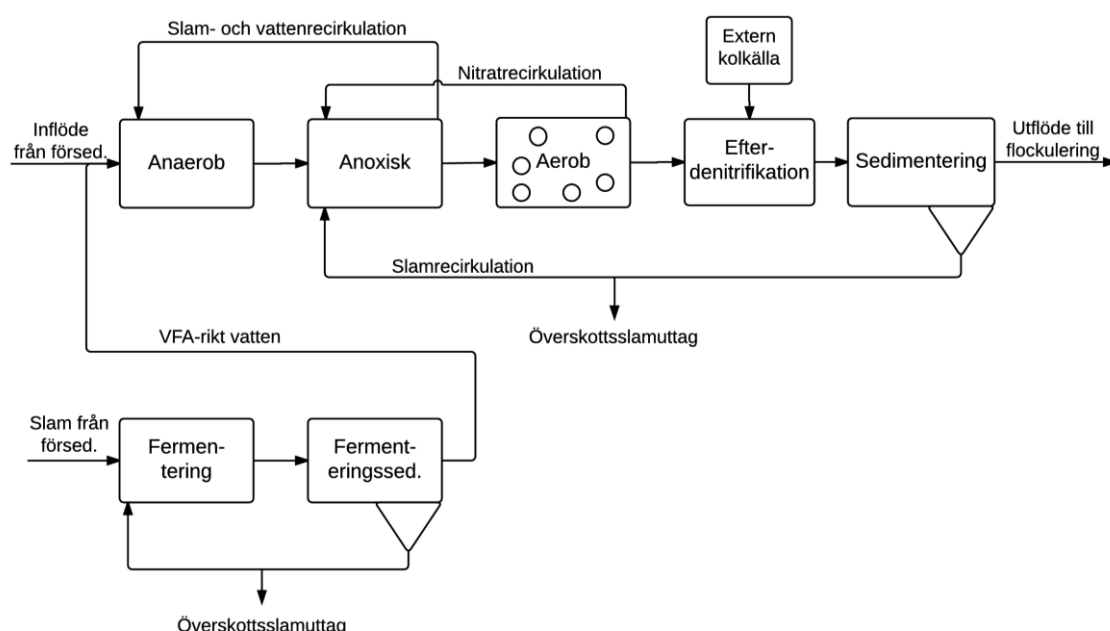
Biosteget hade olika utformning för var av de tre teknikerna och kan beskrivas med enklare flödesscheman (Figur 7-Figur 9).



Figur 7: Biosteget i ASP. Slam recirkuleras från mellansedimenteringen och överskottsslam går till slamhanteringen. Nitratrikt vatten recirkuleras från det luftade nitrifikationssteget. Vid efterdenitrifikation tillsätts extern kolkälla i form av metanol.



Figur 8: Biosteget i membranbioreaktorn. Skillnaden från den konventionella ASP är att sedimenteringen ersatts av membran och att slam recirkuleras till nitrifikationssteget istället för till fördenitrifikationen. Detta beror på att MBR:en luftas vilket gör att slammet blir syresatt och kan förstöra fördenitrifikationen.



Figur 9: Biosteget i aktivslamprocessen med biologisk fosforreduktion. Flyktiga fettsyror, VFA, bildas genom fermentering av försedimenterat slam. Den konventionella ASP föregås av en anaerob zon där Bio-P-bakterierna lagrar lättomsättligt organiskt material samtidigt som fosfat frigörs och fosforhalten i vattnet ökar. När bakterierna når den aeroba zonen tillväxer de genom att omsätta det lagrade organiska materialet och ta upp fosfat och fosforhalten i vattnet minskar.

3.4 Karakterisering av avloppsvatten

3.4.1 Flöden

Flödet i indata till BioWin (Q_{modell}) beräknades utifrån 2014 års flöden till Enköpings reningsverk (Q_{2014}) och skalades upp till framtida belastning. Endast det förbrukade vattnet i hushållen, basflödet, skalades upp medan mängden tillskottsvatten antogs vara detsamma som år 2014. Mängden förbrukat vatten i hushållen i Enköping under 2014

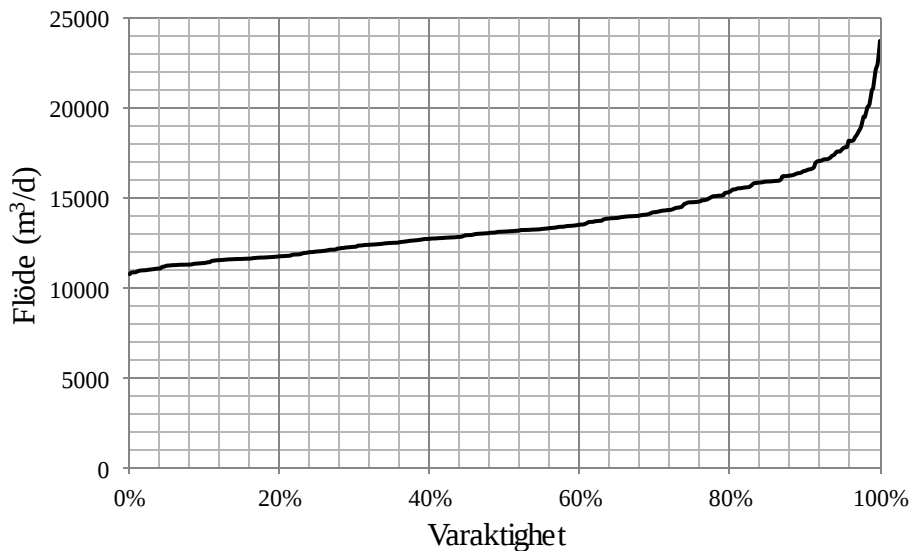
fanns inte tillgängligt eftersom 2014 års miljörapport inte var färdigställd. Därför användes hushållens vattenförbrukning under 2013, från 2013 års miljörapport (Enköpings kommun, 2013), för att beräkna det framtida basflödet. Det framtida basflödet ($Q_{bas,framtid}$) beräknades genom att dividera 2013 års basflöde (Q_{2013}) med 21 498, antal anslutna personekvivalenter 2013 (pe_{2013}), och multiplicera med den framtida belastningen om 40 000 pe ($pe_{framtid}$) enligt

$$Q_{bas,framtid} = \frac{Q_{bas,2013}}{pe_{2013}} \cdot pe_{framtid} \quad (17)$$

Mängden tillskottsvatten i indata antogs vara detsamma som år 2014 trots att nederbörden tros öka i framtiden. Detta antagande gjordes eftersom mängden tillskottsvatten per personekvivalent minskat under de senaste 30 åren på grund av förbättrat ledningsnät (Thunberg, 2014). Q_{modell} beräknades genom att subtrahera basflödet 2013 och sedan addera det framtida basflödet enligt

$$Q_{modell} = Q_{2014} - Q_{bas,2013} + Q_{bas,framtid} \quad (18)$$

Vid dimensionering av processerna användes dimensionerande flöde, Q_{dim} , och dimensionerande maxflöde, $Q_{dim,max}$. Dessa beräknades ur det flöde som skalats upp till 40 000 pe enligt (17)-(18). Som vanligtvis sattes Q_{dim} till 60 percentilen och $Q_{dim,max}$ till 85 percentilen (Figur 10).



Figur 10: Varaktighetsdiagram för inkommande flöde till Enköpings reningsverk år 2014 uppskalat till den framtida belastningen om 40 000 pe enligt (17)-(18). Vid dimensionering av processerna användes 60 percentilen som Q_{dim} och 85 percentilen som $Q_{dim,max}$.

3.4.2 Temperatur

Eftersom en årlig temperaturkurva till en början inte fanns att tillgå från Enköpings reningsverk användes temperaturdata från Västerås reningsverk från år 2014 vid simulering. När temperaturdata från Enköping i efterhand blev tillgänglig kunde 2014 års kurvor för de två verken jämföras. Enköpings temperatur under 2014 var i genomsnitt 1 grad lägre än Västerås (Appendix B.4). Temperaturen som användes var alltså något för hög. Temperaturskillnaden kan bero på att mätningarna i Enköping gjordes kl. 12 på dagen, medan de i Västerås gjordes kl. 24. Samtidigt var, enligt respektive avloppsreningsverks miljörapporter, andelen ovidkommande vatten av det totala inflödet 29 % i Enköping (Enköpings kommun, 2012) och 51 % i Västerås (Västerås kommun, 2012) år 2012. En större andel ovidkommande vatten bör innebära en lägre temperatur och motsäger det faktum att Enköpings temperatur är lägre än Västerås.

3.4.3 Inkommande belastning

Målsättningen var att inkommande belastning till modellen skulle efterliknade den verkliga belastningen till Enköping i så stor utsträckning som möjligt. Därför togs hänsyn till belastningsvariationer mellan olika veckodagar och mellan säsonger. Variationen mellan veckodagarna bestämdes genom två veckors dygnsprovtagning på inkommande vatten till Enköpings reningsverk från 2015-02-17 till 2015-03-23 (Appendix B.1). Prover togs med en flödesproportionell provtagare och ett helgprov togs från fredag till måndag. En veckas provtagning gav alltså 5 prover. Totalt samlades 10 prover in från två veckors flöde. Säsongsvariationen, alltså variationen mellan månaderna, bestämdes från 2009-2013 års miljörapporter från Enköpings reningsverk (Enköpings kommun, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013). Belastningen av kemisk syreförbrukning, totalfosfor och totalkväve beräknades för respektive månad i gram per personekvivalent och dygn (g/pe,d) utifrån inkommande flöden, koncentrationer och antal anslutna personekvivalenter. Avvikande datapunkter, så kallade outliers, raderades innan beräkningarna gjordes. Belastningen under respektive månad skalades upp till den framtida belastningen om 40 000 pe (Appendix B.2).

Indata för ett år genererades genom att replikera veckovariationen från provtagningen under 52 veckor och därefter anpassa medelvärdet av belastningen respektive månad för att motsvara säsongsvariationen i miljörapporterna. Slutligen gjordes en COD-fraktionering med hjälp av ett beräkningsverktyg som EnviroSim, utvecklarna av BioWin, tagit fram (Appendix B.3).

3.5 Modellbygge och simulering

För respektive av de tre processtekniska lösningarna ASP, MBR och Bio-P byggdes och dimensionerades en modell i BioWin. Modellerna anpassades enligt avsnitt 3.5.6 för att klara sju olika utsläppsvillkor (Figur 11). Kväve- och fosforvillkoren skärptes först var

för sig för att se konsekvenserna av respektive sänkning. Därefter studerades resultatet av en samtidig skärpning av kväve- och fosforvillkoren.



Figur 11: Utsläppsvillkor för kväve/fosfor (N/P) i mg/L vid simulering. Kväve- och fosforvillkoren skärptes först var för sig (grön och röd) och därefter skärptes båda villkoren samtidigt (blå). Kvävevillkoren sätts som haltmedelvärde på årsbasis och fosforvillkoren på månadsbasis.

Modellparametrar i BioWin lämnades generellt till förvalda standardvärden, men en del av luftningsparametrarna ändrades enligt 3.5.2 och Appendix C.3.

3.5.1 Dimensionering

Dimensionering av de olika processtegen gjordes först statistiskt utifrån den framtida belastningen som beräknades enligt avsnitt 3.4. I denna dimensionering användes en intern Excelmall från Ramböll (D Fujii 2015, pers. komm., 19 januari). Modellerna byggdes i BioWin och trimmades in för att matcha generella standardvärden, börvärden (Appendix C.1). Eftersom verket som studerades var fiktivt, och inga verkliga data fanns att tillgå, kunde ingen ytterligare kalibrering och validering göras. Bassängvolymerna för respektive processteknik hölls konstanta och det fanns inte tid att anpassa volymerna för varje utsläppsvillkor (Appendix A). Däremot varierades parametrar som luftning, recirkulation och dosering av kemikalier.

3.5.2 Luftning

Luftningsparametrarna k_1 , k_2 och Y beräknades genom att luftningskurvorna (9) och (11) anpassades till data från Xylem (Appendix C.3) och matades in i BioWin (Appendix C.3). Vid grovblåsigt luftning av MBR användes luftningsparametrar som BioWin rekommenderar (C Bye 2015, pers. komm., 4 mars) (Appendix C.3).

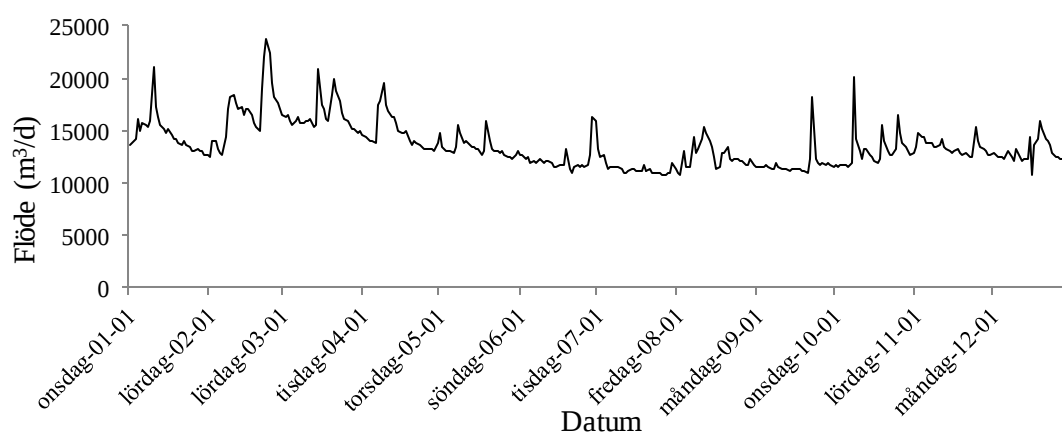
3.5.3 Kemikalier

Doseringen av fällningskemikalien, FeCl_3 , var svår att styra för att få önskvärda halter fosfor i utgående vatten. Doseringen kunde göras flödes- eller massproportionell mot inflödet men denna typ av styrning gav stora variationer i halten fosfor i utflödet.

Mängden erforderlig fällningskemikalie verkade inte vara linjärt proportionell mot belastningen av fosfor. För att komma runt detta problem sattes doseringen till ett konstant flöde under respektive månad för att få relativt jämna utflöden av fosfor. Doseringen under respektive månad bestämdes genom anpassning från upprepade simuleringar. För att validera att doseringen var rimlig kontrollerades att dosen motsvarade litteraturens rekommendation för dosering vid förfällning på 10-15 g Fe/m³ (Svenskt Vatten, 2010). Koncentrationen i fällningslösningen sattes till 194 540 mg Fe/L för att matcha koncentrationen i PIX-111 (Kemira, 2014). En 100 % metanollösning med koncentrationen 1 188 000 mg COD/L användes vid efterdenitrifikation och denna dosering gjordes med ett konstant flöde under året.

3.5.4 Bräddning

Vanligtvis sker bräddning vid det maximala dimensionerande flödet för biosteget, det vill säga 85 percentilen eller $2Q_{dim}$. I detta fall är Q_{dim} 13 495 m³/d, 85 percentilen 15 885 m³/d och $2Q_{dim}$ 26 990 m³/d. Det skiljer relativt lite mellan Q_{dim} och 85 percentilen och att brädda vid 85 percentilen skulle innebära onödigt mycket bräddning. Alternativet skulle då vara att brädda vid $2Q_{dim}$ men detta skulle istället innebära att bräddning aldrig förekom eftersom flödet som används i modellen är relativt jämnt över året (Figur 12), något som beror på att Enköping har en liten andel ovidkommande vatten samt att basflödet skalats upp till 40 000 pe medan tillskottsvattnet hållits konstant enligt avsnitt 3.4.1. Ett reningsverk med denna typ av jämna flödeskurva skulle antagligen kunna dimensioneras för att ta in det mesta av vattnet som når verket och endast brädda vid ett fåtal tillfällen. I och med detta valdes 20 000 m³/d som bräddningsgräns, alltså ett värde mellan 85e percentilen och $2Q_{dim}$. Denna bräddningsgräns innebär att bräddning sker 6 gånger per år, lika många gånger som Enköpings reningsverk bräddade under år 2014.



Figur 12: 2014 års dygnsflöde till Enköpings reningsverk uppskalat till 40 000 personequivaler.

3.5.5 Simulering

Simulering av en modell kan antingen göras i steady state eller dynamiskt. I steady state beräknas ett jämviktstillstånd med konstanta indata, ingen hänsyn tas till förändringar över tid. Detta är användbart för att få snabba resultat då dynamiken inte är väsentlig. Ofta är det dock viktigt att ta hänsyn till förändringar över tid. Avloppsreningsverk har utsläppsvillkor som ska uppfyllas under vissa tidsperioder och processens möjlighet att rena vattnet beror exempelvis på hur de biologiska reningsstegen presterar. Både belastning och prestation kan variera starkt över tid och för många utredningar av avloppsreningsverk lämpar sig därför dynamisk simulering.

ASP och MBR simulerades dynamiskt under ett år. Simuleringarna startades från värden från en steady state-simulering med den första punkten i belastning och temperatur som indata. Eftersom dynamisk simulering av Bio-P tog betydligt längre tid än ASP och MBR, samt på grund av att processen var svår att styra dynamiskt för att få önskvärda resultat, simulerades Bio-P med steady state. Även ASP och MBR simulerades med steady state för att kunna jämföra resultaten från de olika processerna. Steady state-simuleringar gjordes med årsmedelvärdet av belastning och temperatur.

3.5.6 Metod för att nå skärpta utsläppsvillkor

Det finns ingen entydig metod för hur ett reningsverk ska nå skärpta utsläppsvillkor. Flera åtgärder kan vidtas för att minska halten av kväve och fosfor i utgående vatten. I denna studie nåddes skärpta fosforvillkor genom extra dosering fällningskemikalier efter biosteget, så kallad efterfällning. Skärpta kvävevillkor nåddes i första hand genom att öka den luftade volymen och nitratrecirkulationen. När detta inte var tillräckligt doserades extern kolkälla i efterdenitrifikationen.

3.6 Beräkning av koldioxidavtryck

Koldioxid kan antingen ha sitt ursprung i levande organismer, så kallad biogen koldioxid, eller härstamma från fossila källor. När man talar om klimatpåverkan syftar man vanligtvis till den fossila delen av koldioxidavtrycket eftersom emission av biogen koldioxid är en del av det naturliga kretsloppet. I denna studie inkluderar de beräknade koldioxidavtrycken endast fossil koldioxid.

Koldioxidavtrycket från emission av lustgas och metan från vätskefasen beräknas direkt i BioWin. Övriga delar av koldioxidavtrycket beräknades med hjälp av en mall från Svenskt Vatten Utveckling (SVU, 2015). I denna mall matas variabler som kemikalieanvändning, biogasproduktion och elanvändning in och det totala koldioxidavtrycket beräknas. Beräkningsverktyget använder emissionsfaktorer för att beräkna koldioxidavtrycket från olika aktiviteter (Appendix C.2).

3.6.1 Elanvändning

Elanvändningen vid pumpning, luftning, omrörning, rötning och avvattning inkluderades i beräkningarna eftersom dessa ansågs vara viktigast ur ett jämförande perspektiv. El som används i tunnelsystem, inloppspumpar och mekanisk rening inkluderades inte eftersom denna förbrukning är densamma för alla scenarier. El som köps och säljs antogs vara Nordisk Elmix och ge 58 ton CO₂/GWh (Elforsk, 2008).

Pumpning

För pumpning av vatten och slam med en TS-halt lägre än 4 % beräknades rörförluster från friktionsförluster och punktförluster enligt Häggström (1999). Darcys friktionsfaktor f beräknades med Haalands ekvation som skrivs

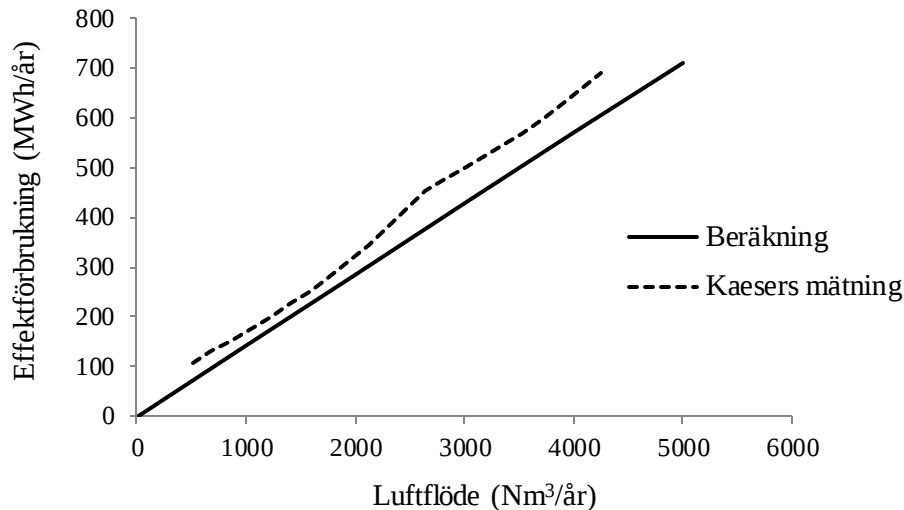
$$\frac{1}{\sqrt{f}} = -1,8 \log_{10} \left[\left(\frac{\varepsilon/D}{3,7} \right)^{1,11} + \frac{6,9}{Re} \right] \quad (19)$$

där ε är ytans råhet, D är rörets diameter och Re är Reynolds tal. ε sattes till 0,50 mm enligt Häggström (1999). Vid TS-halter högre än 4 % beräknades rörförluster enligt Flygts handbok för slampumpning (Flygt, 2011) med lämpliga Herschel-Bulkleyparametrar (Appendix C.4).

Efter att rörförlusterna beräknats användes Xylems pumpvalsprogram Xylect (Xylect, 2015) för att få den specifika effektförbrukningen i kWh/m³ flöde för respektive pump. Den specifika effektförbrukningen för respektive pump användes sedan tillsammans med det simulerade flödet för att beräkna den totala effektförbrukningen.

Luftning

Effektförbrukningen för luftning beräknades med interna ekvationer hos Ramböll (D Fujii 2015, pers. komm., 24 april). Effektförbrukningen var en linjär funktion av det simulerade luftflödet (Figur 13) och ekvationerna baserades på bland annat blåsmaskinernas effektivitet och syrebehovet, eng. Standard Oxygen Requirement (SOR). Blåsmaskinernas verkningsgrad antogs vara oberoende av luftflöde, något som verifierades med verklig mätdata från Kaeser (L Rosén 2012, pers. komm, 12 december).



Figur 13: Effektförbrukning för luftning som funktion av luftflödet från beräkningar och mätningar.

Omrörning

Effektförbrukningen för omrörning beräknades ur data som levererades från Xylem (D Jedenfeldt 2015, pers. komm., 13 april) (Tabell 1).

Tabell 1: Effektförbrukning för utvalda omrörare (D Jedenfeldt 2015, pers. komm., 13 april)

Volym bassäng (m³)	Omrörare	Antal omrörare	Effektförbrukning (kW/omrörare)	% av maximal effektbelastning
3000	Flygt 4530	4	1,79	62%
1500	Flygt 4530	2	1,79	62%
1000	Flygt 4530	1	3,17	60%
150	Flygt 4630	1	1,54	77%

Rötkammare

Vid uppvärmning av slammet för mesofil rötning användes en värmepump som utnyttjar värme i renat avloppsvatten. Vid värmeväxlingen förbrukas el (P_{el}) proportionellt mot värmebehovet för uppvärmningen ($E_{röt}$) enligt

$$P_{el} = \frac{E_{röt}}{COP} \quad (20)$$

där värmepumpens coefficient of performance, COP , sattes till till 3,9 enligt Erikstam (2013). Värmebehovet $E_{röt}$ (J/d) för en viss temperaturhöjning ΔT (°C) i rötkammaren beror av slamflödet Q_{slam} (m³/d), slammets densitet ρ_{slam} (kg/m³) och den specifika värmekapaciteten C_p (J/kg.K) som

$$E_{röt} = Q_{slam} \cdot \rho_{slam} \cdot C_p \cdot \Delta T \quad (21)$$

Eftersom slammet till cirka 95 % består av vatten används samma densitet och specifik värmekapacitet som för vatten (Kjellén et al., 2002), det vill säga $\rho_{slam} = 1000 \text{ kg/m}^3$ och $C_p = 4181 \text{ J/kg}\cdot\text{K}$.

Avvattning

För beräkning av effektförbrukningen vid avvattning antogs att en dekantercentrifug från Alfa Laval, modell G3, användas. Den totala effektförbrukningen beräknades utifrån en specifik effektförbrukning beroende av flöde. Den specifika effektförbrukning som användes var $1,14 \text{ kWh/m}^3$ och gäller för en centrifug dimensionerad för en TS-halt på 2,5 % och ett flöde om $11,8 \text{ m}^3/\text{h}$ under 8 h per dag (M Eklund 2015, pers. komm., 19 februari).

3.6.2 Växthusgasemission

Vid simulering beräknades mängden emitterad lustgas och metan från vätskefasen i BioWin. Emission av lustgas, metan och koldioxid från övriga aktiviteter beräknades med emissionsfaktorer (Appendix C.2). Liksom Tumlin et al. (2014) antogs koldioxid enbart emittera vid respiration av externa kolkällor eftersom endast fossil koldioxid inkluderades i beräkningarna. All den kolkälla som tillsattes antogs avgå som koldioxid. 1 kg metanol omvandlas i respirationen till $1,375 \text{ kg CO}_2$ enligt massbalans (4).

Endast emitterad gas inkluderades, halter i vätskefasen, slam och utflöde togs alltså inte med i beräkningarna. Ekvivalensfaktorer för den globala uppvärmningspotentialen, global warming potential (GWP), valdes för en GWP-horisont på 100 år (Tabell 2). Eftersom lustgas är en potent och långlivad växthusgas är dess GWP relativt hög, speciellt vid längre tidshorisont.

Tabell 2: Uppehållstid i atmosfären och global uppvärmningspotential (GWP) för koldioxid, metan och lustgas ur ett tjugo- och hundraårsperspektiv (IPCC, 2013).

Växthusgas	Uppehållstid (år)	GWP 20 år (kg CO ₂ /kg)	GWP 100 år (kg CO ₂ /kg)
Koldioxid	100	1	1
Metan	12	86	34
Lustgas	144	268	298

3.6.3 Kemikalieförbrukning

Kemikalieförbrukningen antogs orsaka ett koldioxidavtryck vid tillverkning och transport. Avtrycket beräknades från förbrukad mängd kemikalie och transportsträcka med emissionsfaktorer (Appendix C.2). Antal transporter per år avrundades upp till närmsta heltal.

Mängden förbrukad järnklorid och extern kolkälla (metanol) fås ur simuleringar med BioWin. 6 kg polymer används för varje ton TS till avvattnaren (M Eklund 2015, pers. komm., 19 februari). För att rengöra membranbioreaktorn används 35 ton 12 % natriumhypoklorit som späs till 10,3 % på plats samt 11 ton/år citronsyra som levereras i fast form och späs till 40 % (P Ek 2015, pers. komm., 11 mars; S.E. Adolfsson 2015, pers. komm., 18 mars).

På grund av en felaktig dimensionering av efterdenitrifikationsbassängen ökade behovet av extern kolkälla i membranbioreaktorn drastiskt när kvävekravet skärptes. I MBR:ens koldioxidavtryck har därför användningen av kolkälla (tillverkning, transport och respiration) satts till samma värden som i ASP.

3.6.4 Biogasanvändning

Enligt mätningar vid funktionstester på det tätade biogassystemet på Ryaverket, där biogas endast läckte från analysinstrumenten och säkerhetsventilerna, sipprade 0,088 % av den producerade biogasen ut från systemet (S Tumlin 2015, pers. komm., 7 april). Denna siffra användes för att beräkna biogasläckaget. Biogasen kan därefter användas på olika sätt, i detta projekt förbränns den i gasmotor eller gaspanna alternativt uppgraderas till fordonsbränsle. Vid förbränning i gasmotor eller gaspanna emitteras en del av den förbrända gasen som lustgas och metan. Vid uppgradering och komprimering till fordonsgas beräknades ett positivt avtryck för elanvändning och metanförluster och vid användning i fordon antogs en del av gasen gå oförbränd ur motorn och emitteras till luften. Dessa emissioner beräknades med emissionsfaktorer (Appendix C.2). Negativa koldioxidavtryck beräknades för den el, värme och fordonsbränsle som biogasen ersätter. Producerad el antogs ersätta Nordisk Elmix och producerad värme antogs ersätta ett genomsnitt av fjärrvärmeproduktionen i Sverige enligt Gode et al. (2011). Fordonsgas antogs ersätta 100 % fossila bränslen.

Effektproduktionen $P_{gasmotor,el}$ och $P_{gasmotor,värme}$ (kWh) från gasmotorn beräknades från den producerade biogasvolymen V (Nm³) och andelen metangas X_{CH_4} (%). Gasmotorn antogs ha en verkningsgrad på 86 % varav 36 procentenheter blev el, enligt

$$P_{gasmotor,el} = 10 \cdot V \cdot X_{CH_4} \cdot 0,36 \quad (22)$$

och 50 procentenheter blev värme, enligt

$$P_{gasmotor,värme} = 10 \cdot V \cdot X_{CH_4} \cdot 0,50 \quad (23)$$

Gaspannan antogs ha en verkningsgrad på 85 % och producerar endast värme. Effektproduktionen $P_{gaspanna,värme}$ (kWh) från gaspannan beräknades som

$$P_{gaspanna,värme} = 10 \cdot V \cdot X_{CH_4} \cdot 0,85 \quad (24)$$

3.6.5 Val av elmix och biogasanvändning

Storleken på ett avloppsreningsverks koldioxidavtryck kan påverkas även efter det att verket har byggts. Betydelsen av två val, elleverantör och biogasanvändning, för det totala koldioxidavtrycket i ASP, MBR och Bio-P undersöktes. Utgångsläget var att el som köptes och såldes var Nordisk Elmix och att biogasen användes för el- och värmeproduktion i en gasmotor. Utöver detta undersöktes effekten på koldioxidavtrycket då el köptes som EU Medel-Elmix eller Svensk Elmix (Tabell 3), samt då biogasen användes i gaspanna eller uppgraderades till fordonsgas. Endast elleverantören för inköpt el förändrades, producerad el såldes fortsatt som Nordisk Elmix.

Tabell 3: Emissionsfaktorer för EU-Medel, Nordisk och Svensk Elmix hämtade från Elforsk (2008).

Elmix	Emissionsfaktor (ton CO _{2e} /GWh)
EU Medel-Elmix	415
Nordisk Elmix	58
Svensk Elmix	10

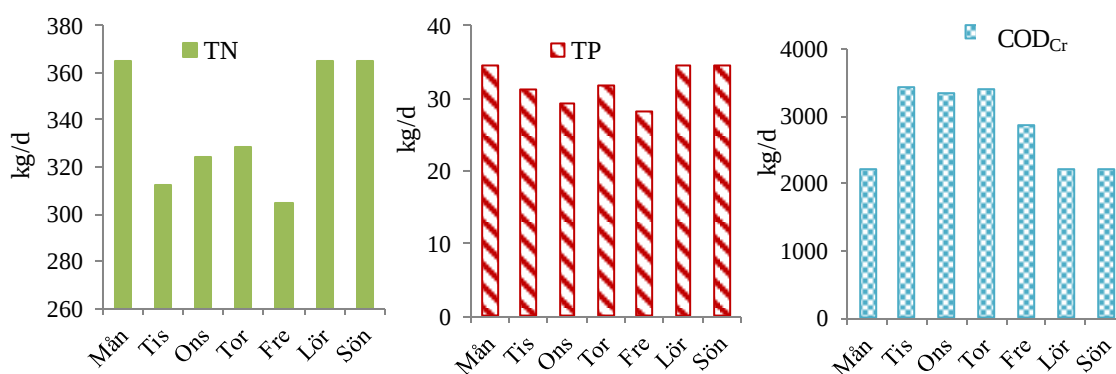
3.7 Statistisk undersökning av lustgasemissioner

För att studera vad som driver lustgasemissionen i BioWin:s modell gjordes statistiska undersökningar på simulerad data i mjukvaran R. Korrelationen mellan lustgasemission och ett antal andra variabler undersöktes med Spearman's rangkorrelationstest. Spearman's rangkorrelation är ett icke-parametriskt test för att undersöka beroendet mellan två variabler. Testet rangordnar de två dataseten och räknar hur många gånger en ökning i den ena variabeln innebär en ökning eller minskning i den andra. I en perfekt positiv korrelation innebär en ökning i den ena variabeln alltid en ökning i den andra, och vice versa för en perfekt negativ korrelation. Ur testet fås en korrelationskoefficient, Spearman's rho (ρ), som vid en perfekt korrelation är +1 eller -1. Signifikansen i korrelationerna kontrollerades med hjälp av p-värdet. Signifikansnivån valdes till 5 % vilket betyder att ett p-värde lägre än 0,05 innebär att nollhypotesen, att det inte finns någon korrelation i data, kan förkastas. Sannolikheten för ett utfall i det kritiska området, den så kallade felrisken, är 5 %.

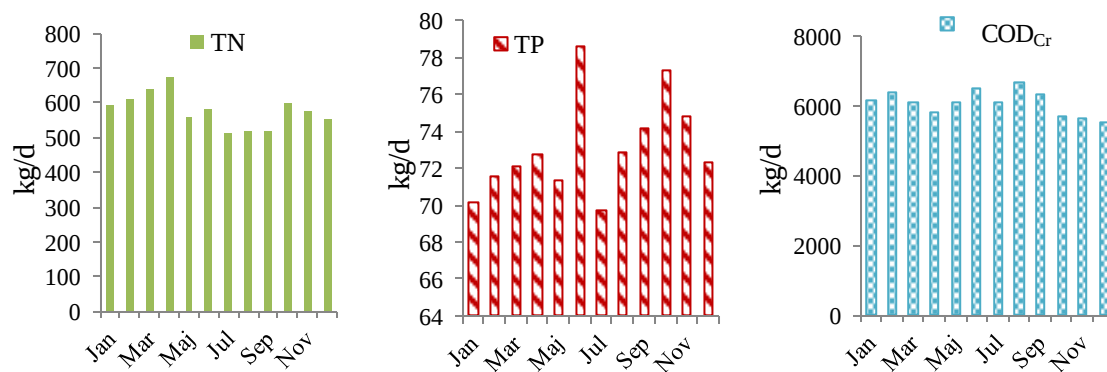
4. Resultat

4.1 Inkommande belastning

Resultatet av provtagningen visade en tydlig veckovariation där belastningen av totalkväve (TN) och totalfosfor (TP) var högre under helgen och belastningen av kemisk syreförbrukning mätt med kaliumdikromat som oxidationsmedel (COD_{Cr}) var lägre under helgen (Figur 14 & Appendix B.1). 2009-2013 års miljörapporter visade säsongsvariationen för TN, TP och COD_{Cr} (Figur 15 & Appendix B.2). Notera att belastningen i provtagningen (Figur 14) motsvarar Enköpings belastning idag medan säsongsb belastningen (Figur 15) är uppskalad till den framtida belastningen om 40 000 pe.



Figur 14: Resultat av provtagning på inkommande vatten till Enköpings reningsverk med belastningen av totalkväve, TN (t.v), totalfosfor, TP (mitten), och kemisk syreförbrukning, COD_{Cr} (t.h).



Figur 15: Belastningen av totalkväve, TN (t.v), totalfosfor, TP (mitten), och kemisk syreförbrukning, COD_{Cr} (t.h) beräknat som medelvärde ur 2009-2013 års miljörapporter från Enköpings reningsverk och uppskalat till den framtida belastningen om 40 000 pe.

4.2 Koldioxidavtryck

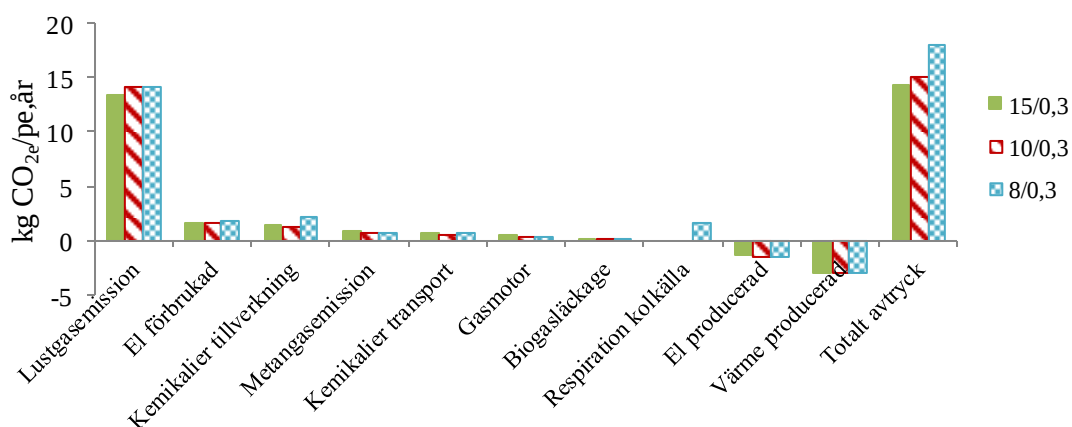
Koldioxidavtrycken beräknades från tio olika bidrag enligt avsnitt 3.1. Lustgasemissioner stod för det överlägset största bidraget till avtrycken och motsvarar i genomsnitt 84 % av de totala koldioxidavtrycken i ASP, 76 % i MBR och 76 % i Bio-P. Utöver lustgasemissioner stod elförbrukning, metangasemissioner och kemikalieförbrukning för de största positiva bidragen till koldioxidavtrycken, medan försäljning av el och värme bidrog till de största negativa bidragen.

4.2.1 Dynamiska simuleringar

Vid skärpning av utsläppsvillkoren för kväve och fosfor, med åtgärder enligt 3.5.6, sågs en tydlig ökning av koldioxidavtrycket för både ASP och MBR. Avtrycken från MBR var betydligt större än från ASP.

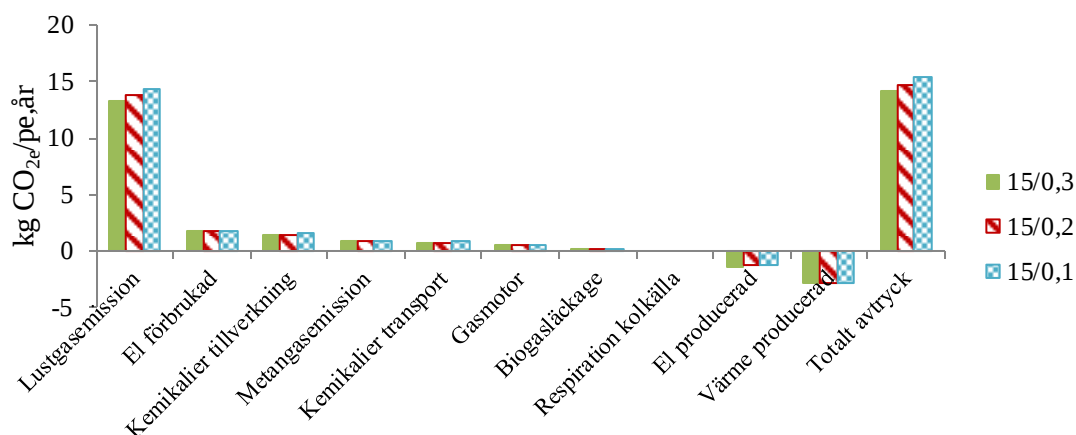
Aktivslamprocessen

Då utsläppsvillkoret för kväve skärptes från 15 till 10 och 8 mg/L ökade koldioxidavtrycket i ASP på grund av ökad emission av lustgas och behov av el och extern kolkälla (Figur 16). Då kvävekravet sänktes från 15 mg/L till 8 mg/L ökade det totala avtrycket med 27 %.



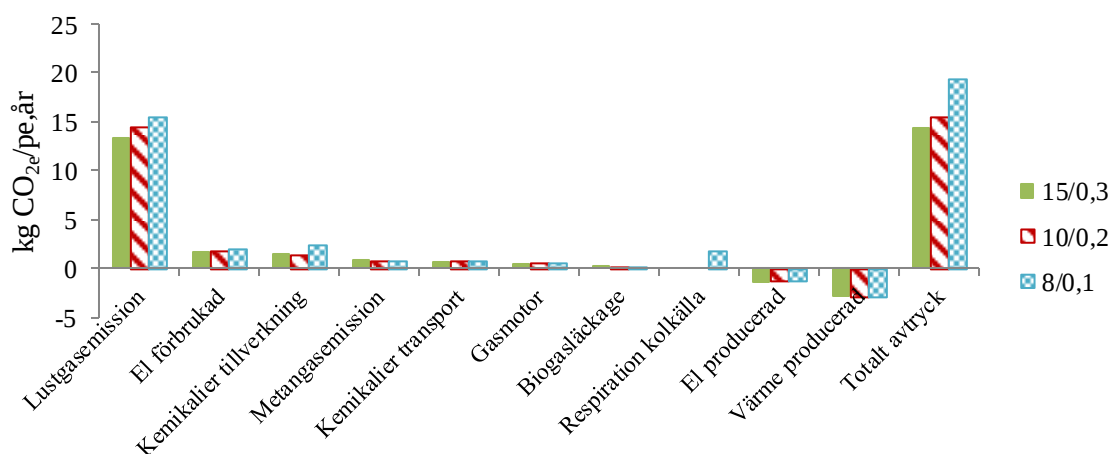
Figur 16: Koldioxidavtrycket för ASP då utsläppsvillkoret för kväve sänktes från 15 till 10 och 8 mg/L medan fosforkravet låg på 0,3 mg/L.

Då utsläppsvillkoret för fosfor sänktes från 0,3 till 0,2 och 0,1 mg/L ökade det totala koldioxidavtrycket i ASP på grund av ökad emission av lustgas samt ökat behov av fällningskemikalie (Figur 17). Då fosforkravet sänktes från 0,3 mg/L till 0,1 mg/L ökade avtrycket med 7 %.



Figur 17: Koldioxidavtrycket för ASP då utsläppsvillkoret för fosfor sänktes från 0,3 till 0,2 och 0,1 mg/L medan kvävekravet låg på 15 mg/L.

Då utsläppsvillkoret för kväve och fosfor sänktes samtidigt, ökade koldioxidavtrycket i ASP på grund av ökad emission av lustgas och behov av el och extern kolkälla (Figur 18). Då utsläppsvillkoret för kväve och fosfor, N/P (mg/L), skärptes från 15/0,3 till 8/0,1 ökade avtrycket med 36 %.

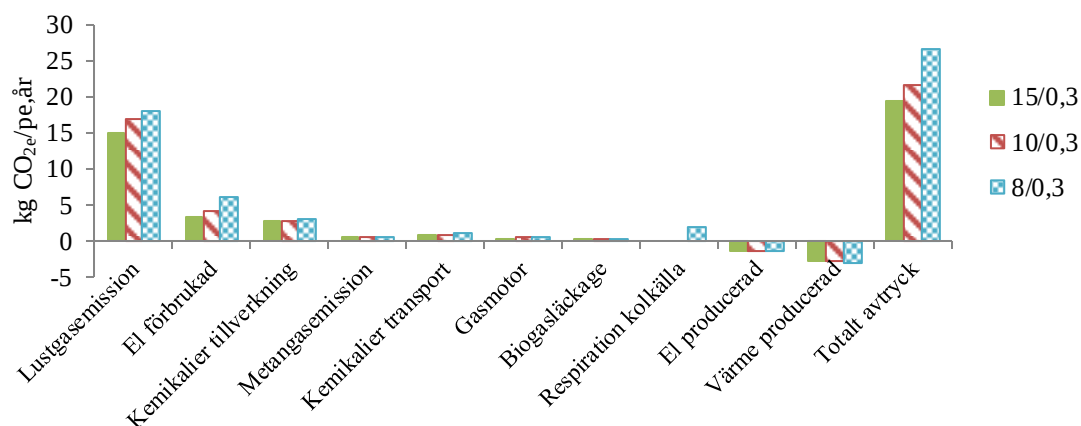


Figur 18: Koldioxidavtrycket för ASP då utsläppsvillkoret för kväve sänktes från 15 till 10 och 8 mg/L och fosforkravet från 0,3 till 0,2 och 0,1 mg/L.

Det minsta koldioxidavtrycket från ASP sågs vid utsläppsvillkoret 15/0,3. Allteftersom villkoren skärptes ökade avtrycket och var störst vid utsläppsvillkoret 8/0,1.

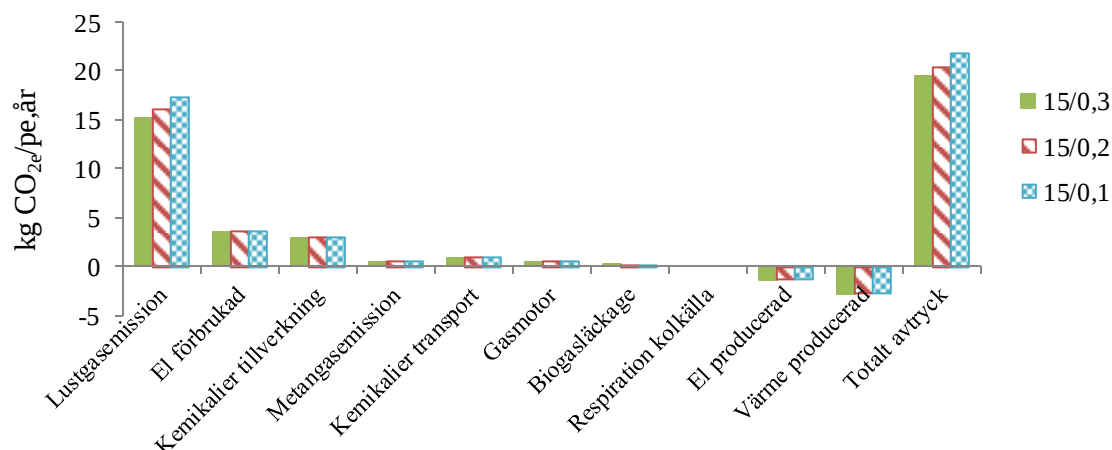
Membranbioreaktor

Då utsläppsvillkoret för kväve sänktes från 15 till 10 och 8 mg/L ökade koldioxidavtrycket på grund av ökade lustgasemissioner och behov av el och extern kolkälla (Figur 19). Då kvävekravet sänktes från 15 mg/L till 8 mg/L ökade det totala avtrycket med 37 %.



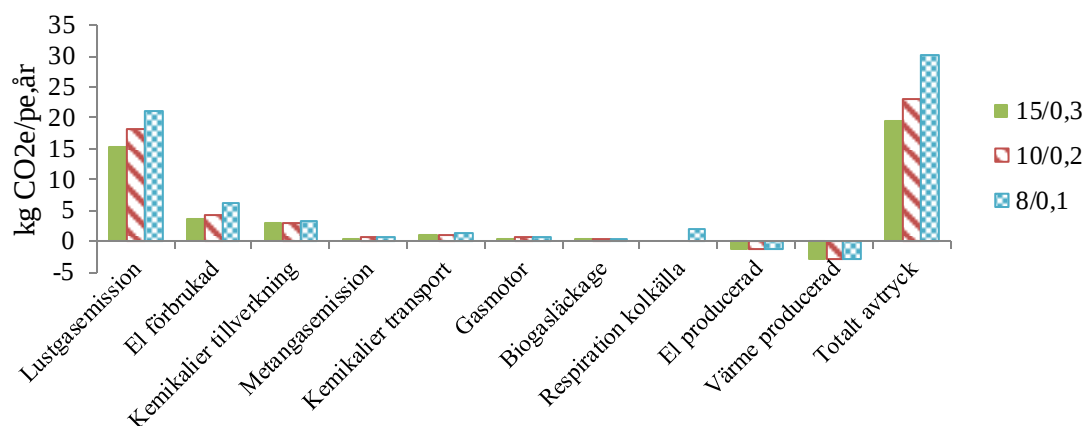
Figur 19: Koldioxidavtrycket för MBR då utsläppsvillkoret för kväve sänktes från 15 till 10 och 8 mg/L medan fosforkravet låg på 0,3 mg/L.

Då utsläppsvillkoret för fosfor sänktes från 0,3 mg/L till 0,2 och 0,1 mg/L ökade koldioxidavtrycket för MBR på grund av ökad emission av lustgas och behov av fällningskemikalie (Figur 20). Då fosforkravet sänktes från 0,3 mg/L till 0,1 mg/L ökade det totala avtrycket med 12 %.



Figur 20: Koldioxidavtrycket för MBR då utsläppsvillkoret för fosfor sänktes från 0,3 till 0,2 och 0,1 mg/L medan kvävekravet låg på 15 mg/L.

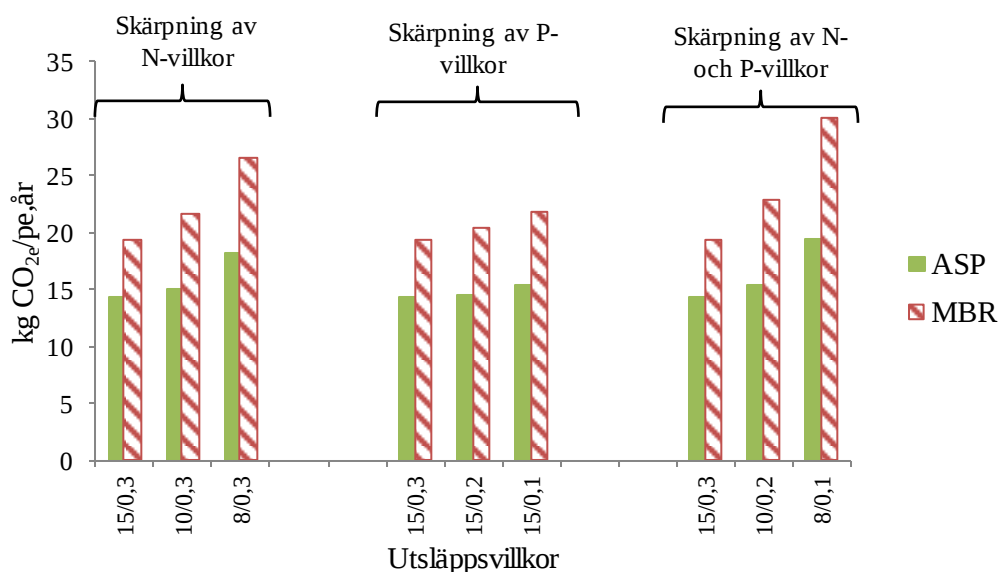
Då utsläppsvillkoret för kväve och fosfor sänktes samtidigt ökade koldioxidavtrycket i MBR på grund av ökad emission av lustgas och behov av el och kemikalier (Figur 21). Då utsläppsvillkoret för kväve och fosfor, N/P (mg/L), skärptes från 15/0,3 till 8/0,1 ökade det totala avtrycket med 55 %.



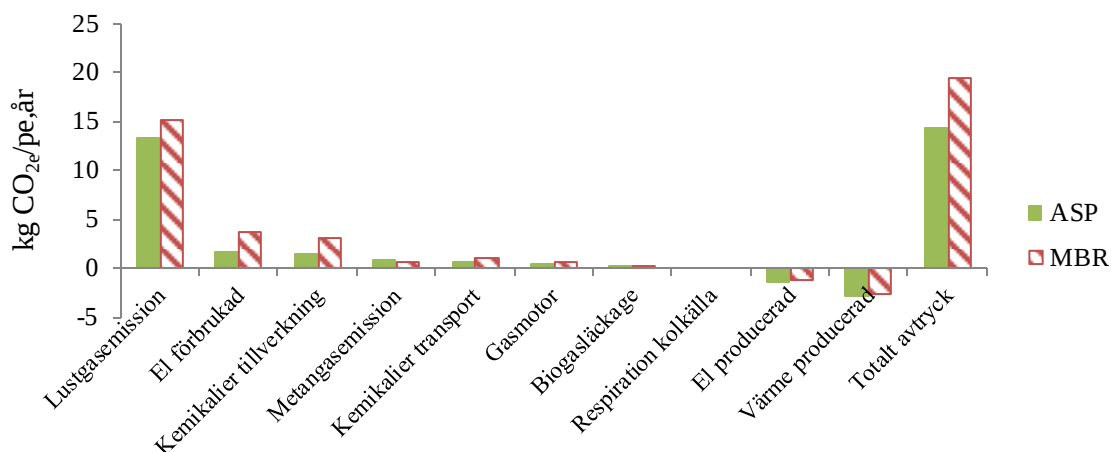
Figur 21: Koldioxidavtrycket för MBR då utsläppsvillkoret för kväve sänktes från 15 till 10 och 8 mg/L och fosforkravet från 0,3 till 0,2 och 0,1 mg/L.

Jämförelse mellan ASP och MBR

Koldioxidavtrycket från membranbioreaktorn var i genomsnitt 44 % större än det från aktivslamprocessen (Figur 22). Skillnaden berodde främst på att MBR emitterade större mängder lustgas samt krävde mycket el och kemikalier (Figur 23).



Figur 22: De totala koldioxidavtrycken för ASP och MBR vid dynamisk simulering med olika utsläppsvillkor för kväve/fosfor i mg/L.

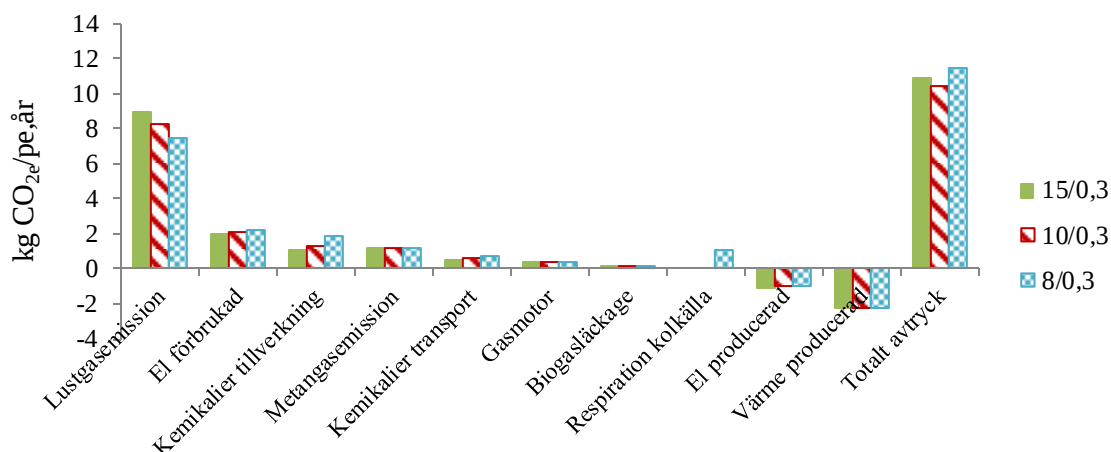


Figur 23: Jämförelse av de olika delarna av koldioxidavtrycket för ASP och MBR vid utsläppsvillkoret 15 mg/L och 0,3 mg/L för kväve respektive fosfor.

4.2.2 Steady state-simuleringar

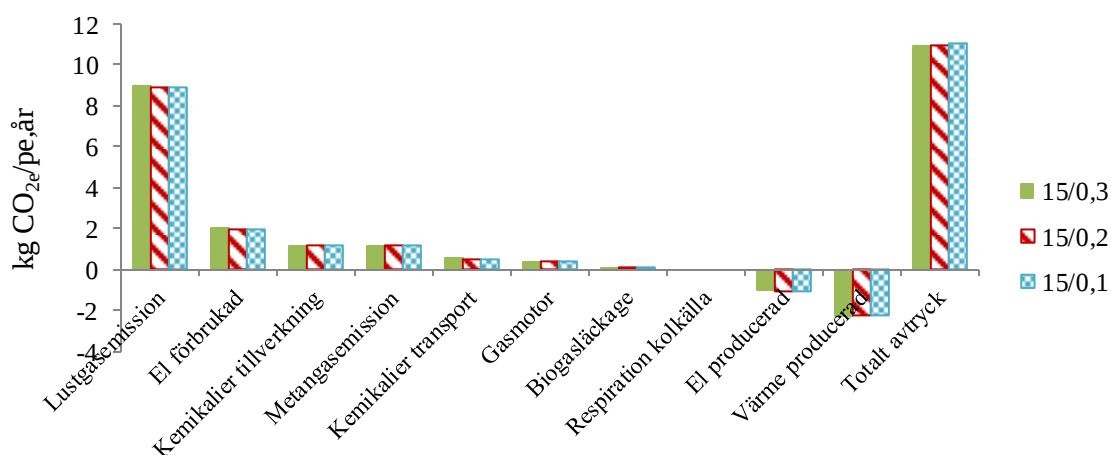
På grund av långsamma dynamiska simuleringar i den biologiska fosforeringen gjordes steady state-simuleringar för att jämföra Bio-P med ASP och MBR. Inkommande belastning motsvarande då årsmedelvärdet av den belastning som användes i de dynamiska simuleringarna.

Då kvävevillkoret skärptes sjönk lustgasemissionen från Bio-P-processen samtidigt som behovet av el, transport och tillverkning av kemikalier, samt respiration av externa kolkällor ökade. Vid 10 mg TN/L var det totala koldioxidavtrycket minst eftersom lustgasemissionerna var lägre än vid 15 mg TN/L samtidigt som behovet av kemikalier var lägre än vid 8 mg TN/L (Figur 24). Vid 8 mg TN/L var koldioxidavtrycket störst. Då kvävekravet sänktes från 15 mg/L till 8 mg/L ökade avtrycket med 4 %.



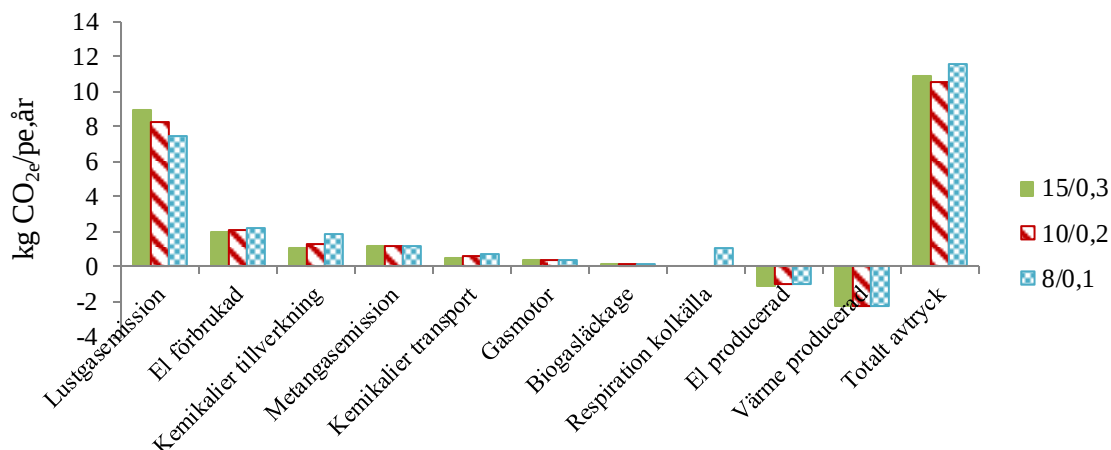
Figur 24: Koldioxidavtrycket för Bio-P-processen då utsläppsvillkoret för kväve sänktes från 15 till 10 och 8 mg/L.

Då utsläppsvillkoret för fosfor sänktes från 0,3 mg/L till 0,2 och 0,1 mg/L ökade koldioxidavtrycket något på grund av det ökade behovet av transport och tillverkning av fällningskemikalie (Figur 25). Då fosforkravet sänktes från 0,3 mg/L till 0,1 mg/L ökade avtrycket med 1 %.



Figur 25: Koldioxidavtrycket för Bio-P-processen då utsläppsvillkoret för fosfor sänktes från 0,3 till 0,2 och 0,1 mg/L.

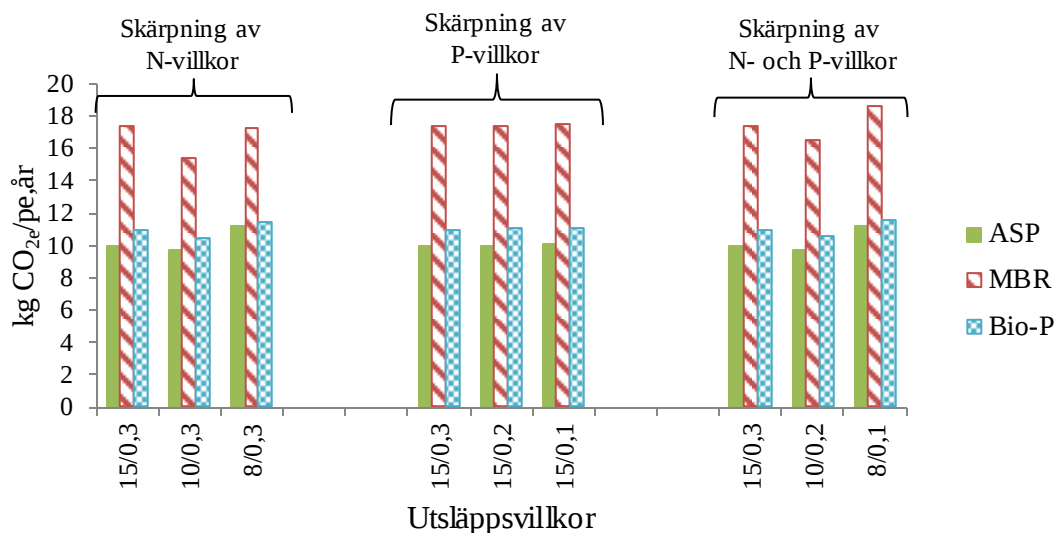
Då utsläppsvillkoret för kväve och fosfor sänktes samtidigt, minskade först koldioxidavtrycket från Bio-P på grund av minskade lustgasemissioner vid skärpta kvävekrav (Figur 26). Vid ytterligare skärpning av villkoren ökade avtrycket på grund av ökad el- och kemikalieförbrukning. Då utsläppsvillkoret för kväve och fosfor, N/P (mg/L), skärptes från 15/0,3 till 8/0,1 ökade koldioxidavtrycket med 5 %.



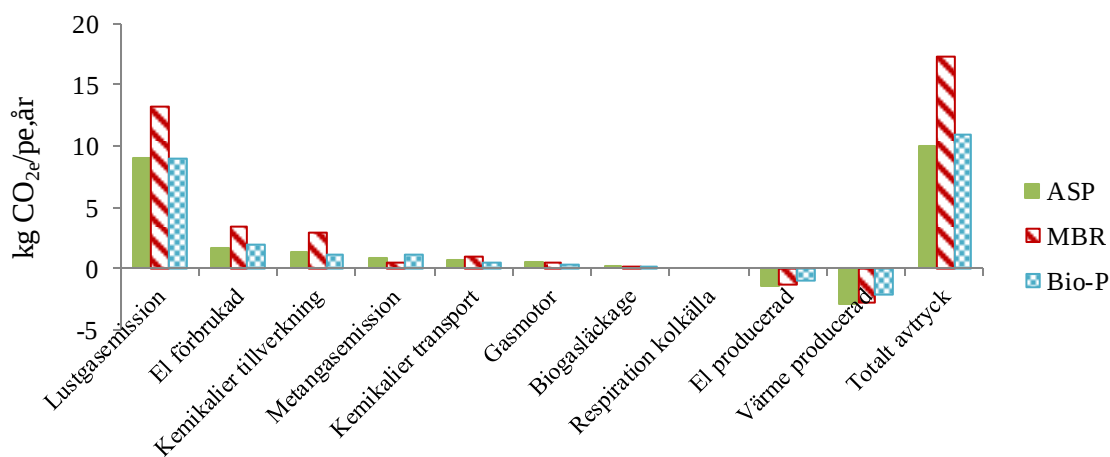
Figur 26: Koldioxidavtrycket för Bio-P-processen då utsläppsvillkoren för kväve sänktes från 15 till 10 och 8 mg/L och för fosfor från 0,3 till 0,2 och 0,1 mg/L.

Det minsta koldioxidavtrycket från Bio-P-processen gavs då utsläppsvillkoret för kväve var 10 mg/L och för fosfor 0,3 mg/L. Vid detta utsläppsvillkor emitterades relativt lite lustgas samtidigt som behovet av el för pumpning och luftning samt kemikalier var relativt lågt. Det största avtrycket för Bio-P-processen gavs vid det hårdaste utsläppsvillkoret, 8 mg/L för kväve och 0,1 mg/L för fosfor. Trots att lustgasemissionerna vid detta utsläppsvillkor var låga orsakade det stora behovet av el och kemikalier ett stort koldioxidavtryck.

Vid en jämförelse av koldioxidavtrycken för ASP, MBR och Bio-P sågs att MBR gav det överlägset största avtrycket vid samtliga utsläppsvillkor (Figur 27) på grund av stor lustgasemission samt stort behov av luftning och kemikalier för rengöring av membranen (Figur 28). Bio-P gav ett 7 % större avtryck än ASP på grund av ett större behov av el för pumpning samt minskad biogasproduktion från slamrötningen.



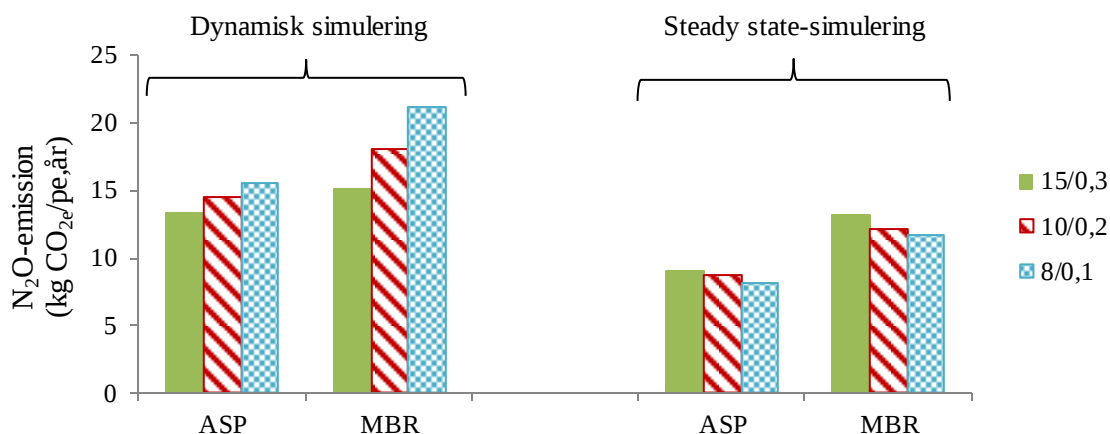
Figur 27: Koldioxidavtryck för ASP, MBR och Bio-P vid steady state-simulering med olika utsläppsvillkor för kväve/fosfor i mg/L.



Figur 28: Jämförelse av de olika delarna av koldioxidavtrycket för ASP, MBR och Bio-P vid utsläppsvillkoren 15 mg/L för kväve och 0,3 mg/L för fosfor.

4.2.3 Lustgasemission

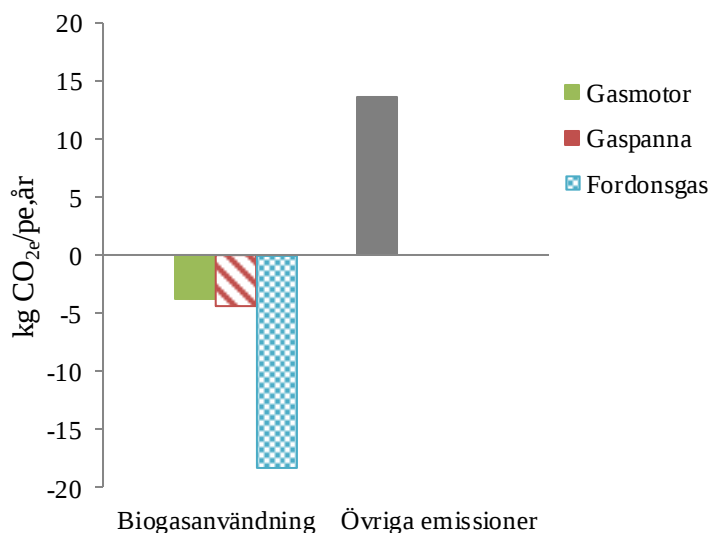
Vid dynamisk simulering av aktivslamprocessen och membranbioreaktorn erhöles en ökning av lustgasemissionerna då utsläppsvillkoren för kväve och fosfor skärptes (Figur 29). Vid motsvarande simulering i steady state sågs istället en minskning av lustgasemissionerna allteftersom utsläppsvillkoren skärptes.



Figur 29: Lustgasemission vid dynamisk simulering respektive steady state-simulering för ASP och MBR vid olika utsläppsvillkor för kväve/fosfor i mg/L.

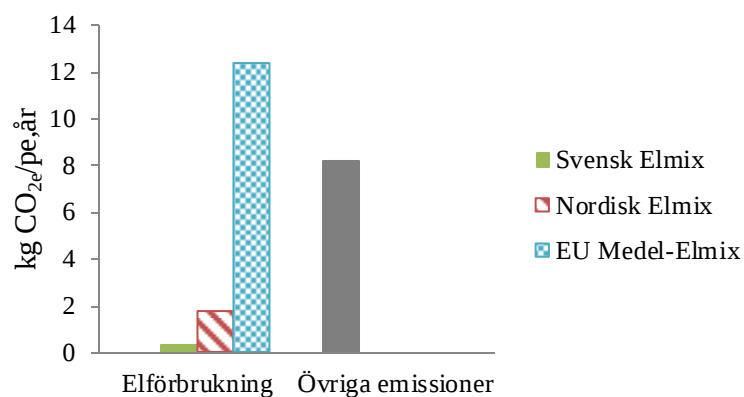
4.2.4 Biogasanvändning och val av elmix

Biogasanvändning och val av elmix visade sig ha stor inverkan på koldioxidavtrycket. I koldioxidavtrycket för biogasanvändning ingår exempelvis biogasläckage och substitution av el, värme och bensin. Då biogasen användes i gaspanna istället för gasmotor bidrog den till ett i genomsnitt 18 % större negativt avtryck än tidigare. Uppgraderades gasen istället till fordonsgas ökade det negativa avtrycket från biogasen med hela 396 % jämfört med användning i gasmotor (Figur 30).



Figur 30: Koldioxidavtrycket för ASP med olika användning av biogasen vid steady state-simulering med utsläppsvillkoret 15 mg/L totalkväve och 0,3 mg/L totalfosfor. I biogasanvändningen ingår biogasläckage, emissioner från uppgradering och komprimering samt negativa emissioner för den el, värme och fordonsgas som produceras.

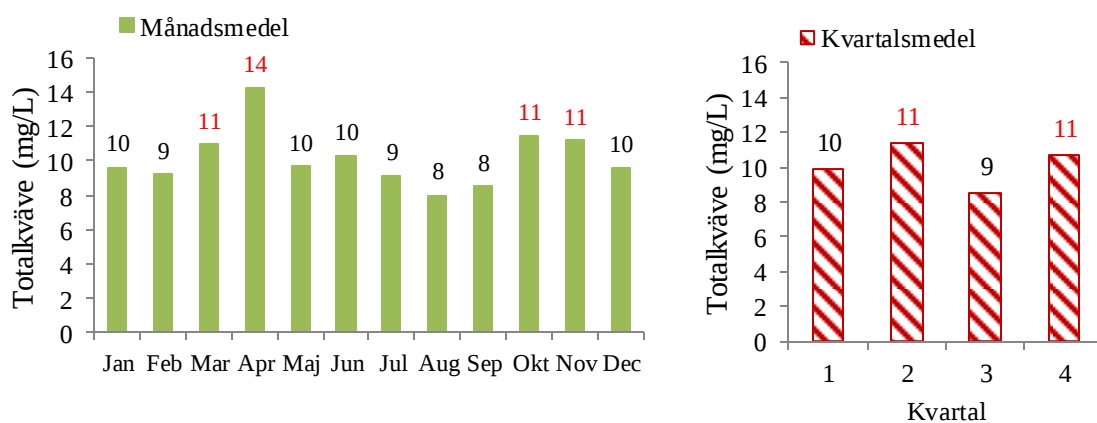
Då elmixen byttes från Nordisk till Svensk minskade det positiva koldioxidavtrycket från elförbrukningen med 83 %, medan ett byte från Nordisk till EU Medel-Elmix ökade avtrycket från elförbrukningen med 616 % (Figur 31).



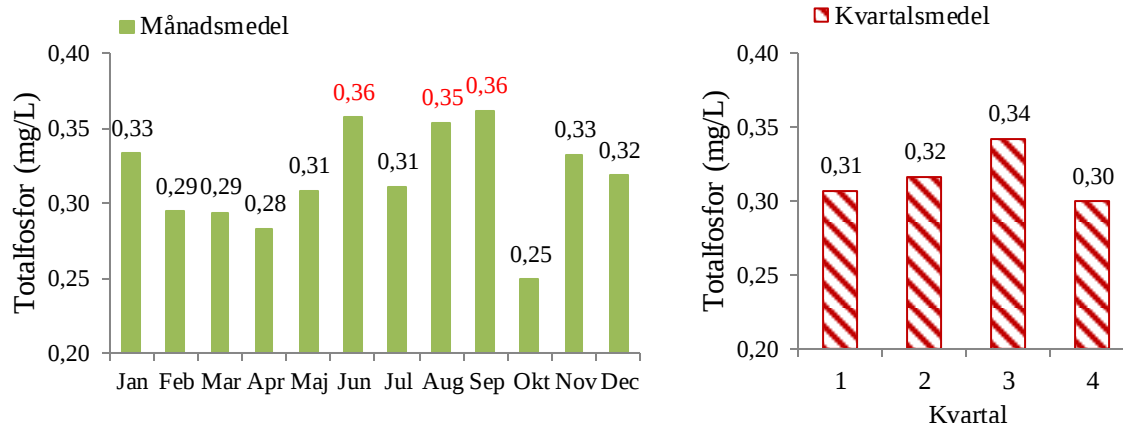
Figur 31: Koldioxidavtrycket för ASP med olika elmix vid steady state-simulering med utsläppsvillkoret 15 mg/L totalkväve och 0,3 mg/L totalfosfor.

4.3 Tidsperiod för utsläppsvillkor

Dimensionering gjordes för att klara kvävekrav på årsbasis och fosforkrav på kvartalsbasis. I de flesta fall uppfylldes inte dessa krav under kortare tidsperioder (Figur 32- Figur 33).



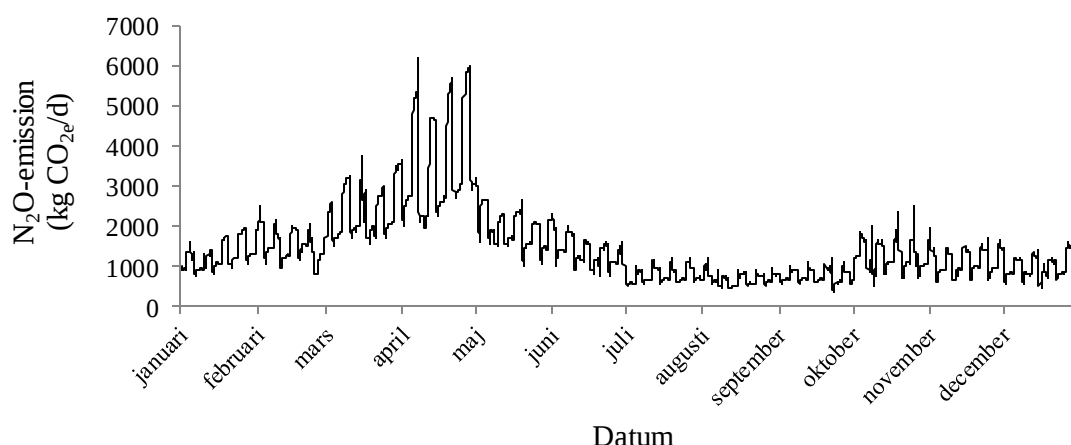
Figur 32: Månadsmedelvärde (t.v) och kvartalsmedelvärde (t.h) av halten totalkväve i utgående vatten vid en simulering av MBR med kvävekravet 10 mg/L på årsbasis. Kravet uppfylldes 8 av 12 månader och 2 av 4 kvartal. På årsbasis uppfylls kvävekravet.



Figur 33: Månadsmedelvärde (t.v) och kvartalsmedelvärde (t.h) av halten totalfosfor i utgående vatten vid en simulering av ASP med fosforkravet 0,3 mg/L på kvartalsbasis. Ett fosforkrav på 0,3 mg/L uppfylls så länge fosforhalten ligger under 0,35 mg/L.

4.4 Lustgasemission i BioWin

Lustgasemissionerna varierade starkt och var beroende av veckodag och säsong (Figur 34).



Figur 34: Årlig kurva för den simulerade lustgasemissionen från aktivslamprocessen med utsläppsvillkoret 15/0,3.

Lustgasemissionerna från dynamiska simuleringar av ASP och MBR korrelerade positivt med bland annat halten totalkväve i utgående vatten samt nitrithalten i biobassängerna (Tabell 4-Tabell 5). Stora mängder lustgas emitterades alltså då kvävehalten i utgående vatten och nitrithalten i biobassängerna var höga.

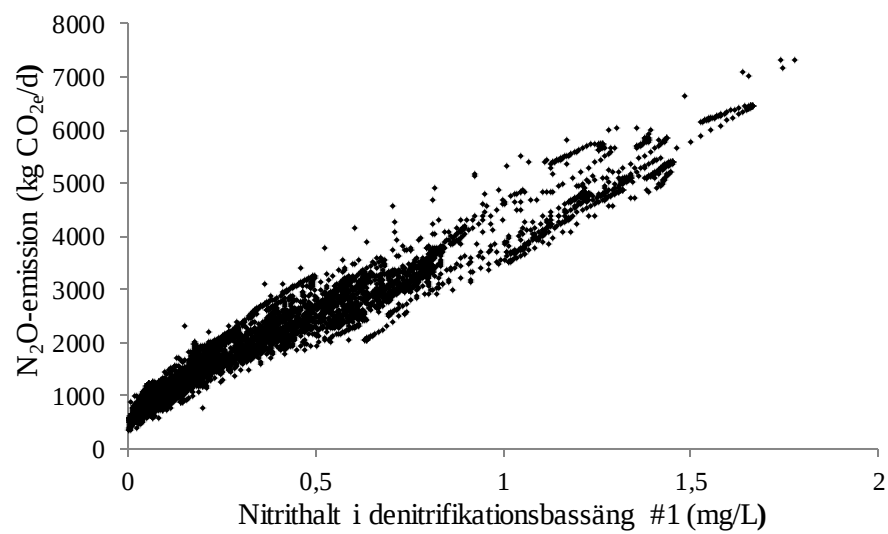
Tabell 4: Korrelationskoefficienter (Spearman's rho, ρ) i korrelationer mellan lustgasemission och ett antal variabler i ASP. D: Denitrifikationsbassäng, N: Nitrikationsbassäng, ED: Efterdenitrifikationsbassäng. Ju närmare ρ ligger +1 eller -1 desto starkare är korrelationen. Korrelationerna är gjorda för tre olika kvävevillkor (15, 10 och 8 mg/L) med fosforvillkoret 0,3 mg/L. Alla korrelationer i tabellen har ett p-värde lägre än $2,2e-16$, det vill säga en mycket hög signifikans.

Korrelerad variabel		Spearman's rho (ρ)		
		N: 15 mg/L	N: 10 mg/L	N: 8 mg/L
	Temperatur (°C)	-0,68	-0,71	-0,73
Halt i utgående (mg/L)	Totalkväve	0,51	0,58	0,83
	Ammoniak	0,70	0,72	0,83
	Nitrit	0,92	0,91	0,90
	Nitrat	-0,41	-0,38	-0,22
Nitrit i biobassänger (mg/L)	D #1	0,79	0,90	0,94
	D #2	0,60	0,69	0,72
	N #1	0,65	0,64	0,64
	N #2	0,95	0,93	0,93
	N #3	0,90	0,89	0,90
	ED	0,91	0,91	0,90

Tabell 5: Korrelationskoefficienter (Spearman's rho, ρ) i korrelationer mellan lustgasemission och ett antal variabler i MBR. D: Denitrifikationsbassäng, N: Nitrikationsbassäng, ED: Efterdenitrifikationsbassäng. Ju närmare ρ ligger +1 eller -1 desto starkare är korrelationen. Korrelationerna är gjorda för tre olika kvävevillkor (15, 10 och 8 mg/L) med fosforvillkoret 0,3 mg/L. Alla korrelationer i tabellen har ett p-värde lägre än $2,2e-16$, det vill säga en mycket hög signifikans.

Korrelerad variabel		Spearman's rho (ρ)		
		N: 15 mg/L	N: 10 mg/L	N: 8 mg/L
	Temperatur (°C)	-0,67	-0,67	-0,65
Halt i utgående (mg/L)	Totalkväve	0,72	0,81	0,84
	Ammoniak	0,68	0,72	0,73
	Nitrit	0,79	0,81	0,85
	Nitrat	0,72	0,81	0,85
Nitrit i biobassänger (mg/L)	D #1	0,97	0,98	0,97
	D #2	0,89	0,90	0,87
	N #1	0,47	0,59	0,56
	N #2	0,91	0,92	0,94
	N #3	0,88	0,89	0,89
	ED	0,90	0,89	0,90

Korrelationen mellan lustgasemission från MBR och nitritihalt i denitrifikationsbassäng #1 gav högst värde på Spearman's rho, 0,98, och visade alltså upp det starkaste sambandet (Figur 35).



Figur 35: Samband mellan lustgasemission från MBR-processen och nitrithalten i denitrifikationsbassäng #1 vid utsläppsvillkoren 10/0,3.

5. Diskussion

Målet var att beräkna koldioxidavtryck från Enköpings framtida ARV med tre olika processtekniska lösningar vid sju olika utsläppsvillkor. Resultaten visar tydligt att skärpta utsläppsvillkor för både kväve och fosfor innebär ett större koldioxidavtryck för alla tre processtekniker, något som konstaterats även i tidigare studier (Foley et al., 2010; Rodriguez-Garcia et al., 2011). Vid samtliga utsläppsvillkor gav den konventionella aktivslamprocessen minst koldioxidavtryck och den moderna membranbioreaktorn gav störst avtryck.

5.1 Dynamisk simulering

Vid dynamisk simulering av aktivslamprocessen och membranbioreaktorn sågs en tydlig ökning av koldioxidavtrycket då kvävekravet skärptes (Figur 22) till följd av ökad emission av lustgas och ökat behov av el och extern kolkälla. Även vid skärpta fosforkrav sågs en liten ökning av avtrycket på grund av förhöjd lustgasemission och ökat behov av fällningskemikalie. Då kväve- och fosforkraven skärptes samtidigt skedde en ökning av koldioxidavtrycket som var större än den totala ökningen då kväve- och fosforkraven skärptes var för sig. En synergieffekt av simultan skärpning av kraven kunde alltså observeras. I aktivslamprocessen gav exempelvis skärpta kvävekrav och konstanta fosforkrav, från 15/0,3 till 8/0,3, en ökning av koldioxidavtrycket med 27 %. Skärpta fosforkrav från 15/0,3 till 15/0,1 gav 7 % ökning av koldioxidavtrycket. När villkoren istället skärptes samtidigt och kraven gick från 15/0,3 till 8/0,1 ökade koldioxidavtrycket med 36 %. Avtrycket steg alltså 2 procentenheter mer vid simultan skärpning, ett plus ett blev tre.

MBR gav i genomsnitt ett 44 % större koldioxidavtryck än ASP (Figur 22), motsvarande 280 ton CO₂/år eller 7 kg CO_{2e}/pe,år. 7 kg CO₂ motsvarar koldioxidavtrycket från konsumtion av 150 gram nötkött eller 3 kg kyckling (Dagens Nyheter, 2014). Detta kan verka lite, men hänsyn bör tas till att denna minskning gäller för 40 000 pe och att den totala miljövinsten blir relativt stor.

Ju mer utsläppsvillkoren skärptes desto större blev skillnaden i avtryck mellan ASP och MBR. Aktivslamprocessen verkar alltså lämpa sig bättre än membranbioreaktorn för att klara skärpta utsläppsvillkor med minsta möjliga koldioxidavtryck. Samtidigt är en av de stora fördelarna med MBR att en hög reningsgrad kan uppnås, vilket ökar möjligheten att faktiskt nå de skärpta villkoren.

Orsaken till att membranbioreaktorn gav ett stort koldioxidavtryck var delvis att emissionen av lustgas och behovet av extern kolkälla var stort (Figur 23). MBR är en mycket kompakt teknik och biobassängerna kan ha mindre volym än i en konventionell aktivslamanläggning eftersom en högre slamhalt kan hållas. I detta fall var bassängvolymerna i biosteget i MBR hälften så stora som i ASP. För många avloppsreningsverk är yta en bristvara och kompakta tekniker är då lämpligt. Det visade sig dock att de höga lustgasemissionerna och behovet av kolkälla troligtvis orsakades av

de små basängvolymerna. Då volymerna fördubblades igen minskade nämligen lustgasemissionerna med 30-50 % och behovet av extern kolkälla med 60-70 % och hamnade därmed på liknande nivåer som ASP. Förhöjda halter nitrit kunde påvisas i denitrifikationsbassängerna i MBR och nitritackumulation är något som anses korrelera positivt med lustgasemission. Vad denna ackumulation beror på är svårt att förklara med traditionell processteknik, men troligt är att kvävereningen blivit mer störd i dessa små bassänger än i de större. För att minska lustgasemissionerna krävdes en ökning av alla bassängvolymerna i biosteget vilket motsvarade 1000 m² ökat ytbehov. För att minska behovet av extern kolkälla behövde däremot endast volymen i efterdenitrifikation ökas, något som motsvarade ett 80 m² större arealbehov.

Metylotrofer är organismer som kan tillväxa genom att reducera enkolsföreningar, exempelvis metanol. I BioWin är det endast metylotroferna som kan använda extern kolkälla för att denitrifiera nitrit eller nitrat i anoxiska zoner. Utifrån defaultparametrar för metylotrofernas tillväxt och nedbrytning ses att den minsta anoxiska slamålder som krävs för att upprätthålla en stabil population är 1,1 dagar (C Bye 2015, pers. komm., 11 maj). Kortare slamålder än 1,1 dagar ger så kallad washout av metylotrofer. När volymen för efterdenitrifikationen sänktes från 1000 m³ till 500 m³ minskade den anoxiska slamåldern från 3,72 dagar till 1,86 dagar och hamnade därmed nära den minsta slamåldern. En del metanol konsumerades fortfarande men mycket följde med utgående vatten. Då metanoldosen höjdes ökade koncentrationen av metylotrofer något, men fortfarande strömmade mycket kol med i utgående vatten. Det gjordes alltså en felaktig dimensionering av volymen för efterdenitrifikation, en bassängvolym mellan 500 och 1000 m³ hade antagligen varit optimalt.

En ökning av bassängvolymerna i MBR för att minska emissionen av lustgas och behovet av kolkälla gör att koldioxidavtrycket minskar. Dock har en MBR stort behov av luftning och kemikalier för rengöring av membranet. Om användningen av extern kolkälla antogs vara densamma i MBR som ASP gav MBR ett 44 % större avtryck än ASP, och om även lustgasemissionen antogs vara densamma gav MBR ett 24 % större avtryck.

Utsläppsvillkoren sattes på årsbasis för kväve och kvartalsbasis för fosfor och dimensioneringen gjordes utifrån denna villkorsformulering. I kommande utsläppsvillkor kan dock kraven behöva uppfyllas under kortare tidsperioder, exempelvis varje månad. I flera simuleringar sågs att utsläppsvillkoren inte skulle ha uppfyllts under kortare tidsperioder (Figur 32-Figur 33). Sådana krav skulle innebära att dimensioneringen måste göras annorlunda, något som med största sannolikhet skulle påverka koldioxidavtrycket.

Det finns faktorer utöver utsläppsvillkor och val av processteknik som har betydelse för koldioxidavtrycket från ett reningsverk och som bör tas i åtanke vid undersökning av klimatpåverkan. Exempelvis kan elanvändningen stå för allt mellan 4 % och 60 % av det totala avtrycket beroende på vilken elmix man väljer (Figur 31).

5.2 Steady state-simulering

Jämförelse av simuleringar i steady state visade att Bio-P gav ett något större koldioxidavtryck än ASP, cirka 7 %, men att MBR fortfarande gav det överlägset största avtrycket (Figur 27). Anledningen till att Bio-P gav ett större koldioxidavtryck än ASP var att den biologiska fosforreduktionen krävde mer el för pumpning och att slamrötningen gav mindre biogas (Figur 28). Dock är gödselvärdet i slammet från Bio-P högre än det från ASP, något som inte inkluderades i koldioxidberäkningarna.

5.3 Lustgasemission

Dynamiska simuleringar visade att lustgasemissionen under ett år ökade vid en skärpning av utsläppsvillkoren. Då kravet på kväve/fosfor (N/P) skärptes från 15/0,3 till 8/0,1 mg/L ökade lustgasemissionerna från aktivslamprocessen med 16 % och från membranbiotekniken med 39 %. Vid simulering med steady state sågs tvärtom en minskning av lustgasemissionerna då villkoren skärptes (Figur 29). Detta visar på hur viktig dynamiken är vid simulering av lustgasemission. De största emissionerna av lustgas sker då processen av någon anledning störs och det exempelvis sker en ackumulation av nitrit. För att avgöra om en process kommer störas eller inte behövs dynamiska simuleringar som inkluderar olika flöde, belastning och temperatur samt tar hänsyn till plötsliga förändringar.

Statistiska undersökningar visade att emissionen av lustgas i BioWin:s modell till stor del beror av kvaliteten på kvävereningen. Under månader med låga temperaturer fungerar reningen sämre, nitrit ackumuleras i biobassängerna och kvävehalten i utgående vatten ökade. Tidigare studier pekar på att detta samband stämmer med verkligheten och att lustgasemissionen ökar vid ackumulation av nitrit (Colliver and Stephenson, 2000; Kampschreur et al., 2007; Foley et al., 2011; Houweling et al., 2011; Wunderlin et al., 2012) samt vid processtörningar (Foley et al., 2011b; Rodriguez-Caballero et al., 2014).

5.4 Felkällor

Inkommande belastning bestämdes bland annat från en flödesproportionell provtagning vid Enköpings reningsverk. På grund av snösmältning under provtagningsperioden var inkommande flöde ovanligt stort vilket kan ha påverkat innehållet i inkommande vatten. Data från denna provtagning räknades dock om till en belastning (kg/d) där hänsyn togs till flödet under respektive dag för att räkna bort effekten av utspädning. Samtidigt sattes en flödesgräns på 12 000 m³/d över vilken prover inte togs. Denna flödesgräns är relativt högt satt för att något prov över huvud taget skulle kunna tas, gränsen borde i själva verket legat kring det dimensionerande maxflödet på 11 000 m³/d.

Ett prov per dygn togs under provtagningsperioden och inkommande belastning vid simulering var därmed konstant under respektive dygn. Om hänsyn hade tagits till belastningsvariationer under dygnet hade variationerna i inflöde varit större. Detta hade antagligen påverkat resultaten, speciellt lustgasemissionen. Dynamiken visade sig nämligen ha stor betydelse för emissionen av lustgas (Figur 29). Om inflödet hade haft större upplösning, med flera datapunkter per dag, hade förmodligen emissionen av lustgas varit större.

Då inkommande flöde för en belastning om 40 000 pe beräknades antogs mängden ovidkommande vatten vara konstant medan flödet från hushåll och industrier skalades upp till den framtida belastningen. Denna metod innebär att andelen ovidkommande vatten av det totala flödet antas minska jämfört med dagsläget och detta ger en mycket jämn flödeskurva (Figur 12). Huruvida mängden tillskottsvatten kommer öka eller minska i framtiden är svårt att förutse. Nederbörds mängden förväntas öka vilket skulle innebära en ökning av mängden tillskottsvatten jämfört med idag. Samtidigt har mängden tillskottsvatten per personekvivalent minskat under de senaste 30 åren till följd av förbättringar i ledningsnätet och mer sparsam vattenförbrukning (Thunberg, 2014). Den jämna flödeskurvan som genererades har också effekt på antalet bräddningar. I detta fall valdes en bräddningsgräns mellan 85e percentilen och $2Q_{dim}$ för att matcha antalet bräddningar som gjordes vid Enköpings reningsverk under år 2014. Bräddningsgränsen skulle därmed kunna antas vara rimlig. Samtidigt är det möjligt att ett reningsverk med motsvarande jämna flödeskurva skulle dimensioneras för att ta in mer vatten och därmed skulle antalet bräddningar vara mindre.

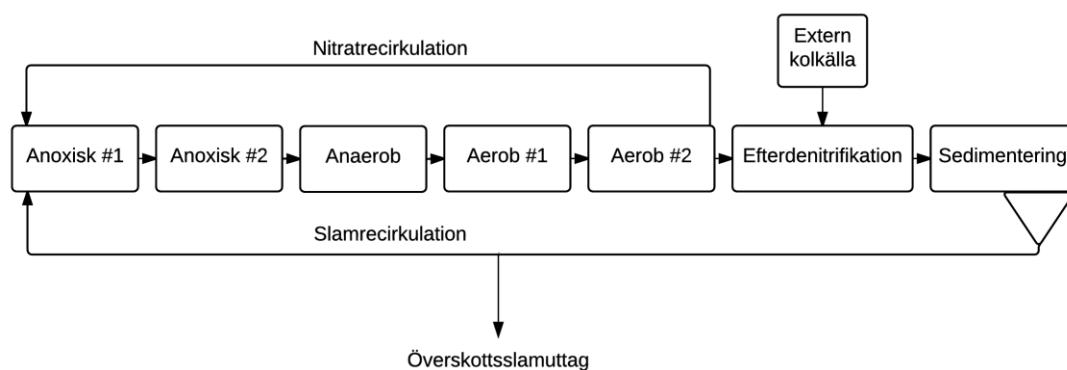
Eftersom en temperaturkurva från Enköpings reningsverk till en början inte fanns att tillgå användes Västerås temperaturkurva. Kurvorna kunde i efterhand jämföras (Appendix B.4) och då sågs att Enköpings temperatur i genomsnitt var 1 grad lägre än Västerås under 2014. Detta innebär att simuleringarna gjordes med något höga temperaturer och att den biologiska reningen förenklades vilket kan betyda att koldioxidavtrycken underskattats något. Samtidigt kan skillnaden i temperatur bero på att temperaturmätningarna i de två kommunerna är gjorda vid olika tider på dygnet, alternativt att det skett ett systematiskt fel i någon av mätningarna. Enköping bör nämligen ha högre temperatur i inkommande vatten eftersom andelen ovidkommande vatten är betydligt lägre än i Västerås, samtidigt som klimatet och förutsättningarna i övrigt är mycket lika i de två kommunerna.

För var och en av de tre processlösningarna gjordes en dimensionering som användes vid samtliga utsläppsvillkor. Bassängvolymerna var alltså konstanta medan faktorer som luftning, pumpning och dosering av kemikalier kunde regleras för att uppfylla villkoren. I och med denna förenkling var bassängvolymerna överdimensionerade för de mindre stränga utsläppsvillkoren. Överdimensionerade bassängvolymerna påverkar förmodligen prestationen i det biologiska reningssteget och därmed även lustgasproduktionen. Utifrån resultaten konstaterades att en ökning av de små bassängvolymerna i MBR minskade emissionen av lustgas och behovet av extern

kolkälla kraftigt. Eftersom bassängvolymerna var överdimensionerade för de mindre stränga utsläppsvillkoren bör de därmed ha orsakat ett mindre koldioxidavtryck än de skulle gjort om volymerna anpassats till utsläppsvillkoret. Denna underskattning av koldioxidavtrycken gäller främst vid högt satta kvävekrav eftersom kvävekravet påverkar dimensioneringen av biobassängerna. Skillnaden mellan avtrycken för de olika kvävekraven kan alltså i själva verket vara mindre än vad som visas i denna studie.

Doseringen av fällningskemikalien FeCl_3 gjordes med ett konstant flöde under respektive månad. I verkligheten skulle doseringen av FeCl_3 antagligen styras med någon typ av återkoppling från fosforhalten i utflödet och utgående vatten skulle få en jämnare halt av fosfor över året. Förmodligen skulle denna typ av styrning minska doseringen av fällningskemikalie och den mängd FeCl_3 som användes i denna studie skulle då vara överskattad.

För att anpassa den biologiska kvävereningen till att nå 15 mg/L totalkväve i utflödet stängdes först luftningen i den första av de tre aeroba bassängerna av. Samtidigt minskades nitratrecirkulationen till den första anoxiska zonen. Dessa förändringar gjorde att den tidigare luftade zonen, den tredje bassängen, blev anaerob (Figur 36). I anaeroba zoner kan Bio-P-bakterier tillväxa, något som också skedde. En biologisk fosforreduktion startade och gjorde det svårt att styra fosforhalten i utgående vatten med fällningskemikalie. För att undvika detta problem luftades den tredje biobassängen, men detta innebar att halten totalkväve i utgående vatten sjönk till omkring 12,5 mg/L som årsmedelvärde. Ett avloppsreningsverk med kvävekravet 15 mg/L skulle antagligen ligga något högre än så, men 12,5 mg/L är inte helt orimligt. Dock kan detta ha gjort att el- och kemikaliekonsumtionen vid kvävekravet 15 mg/L är något överskattad.



Figur 36: En första processuppställning i BioWin då kvävekravet 15 mg/L skulle uppnås.

Tillväxten av Bio-P-bakterier hade eventuellt kunnat undvikas genom stegbeskickning av nitratrecirkulationen. Då skulle nitrathaltigt vatten släppas i alla tre oluftade bassänger och den anaeroba zonen hade blivit anoxisk.

Det finns ingen entydig metod för hur skärpta utsläppsvillkor ska nås på reningsverk. För att nå lägre halter kväve och fosfor testades olika recirkulation, kemikaliedosering, m.m. enligt avsnitt 3.5.6. Detta skulle kunna göras på olika sätt för att få en specifik halt

i utgående vatten och därmed ge olika koldioxidavtryck. Troligt är dock att även andra metoder skulle visa samma ökande trend för koldioxidavtrycket då utläppsvillkoren skärps, eftersom mer luftning och kemikalier behövs.

Medelvärdesberäkning av halten utgående kväve och fosfor i simuleringarna gjordes inte flödesproportionellt, något som egentligen bör göras. Detta upptäcktes i slutet av projektet och kunde inte åtgärdas. Dock har samma fel gjorts i alla medelvärdesberäkningar och eftersom samma flöde använts i alla simuleringar, och eftersom det är en jämförande studie, har felet förmodligen tagit ut sig själv i viss mån.

En stor osäkerhet är BioWin:s beräkningar av lustgasemission, speciellt då lustgas står för den största delen i alla koldioxidavtryck. Modellen för lustgasberäkning i BioWin introducerades först år 2013 och bygger därmed på relativt ny forskning. I BioWin:s modell tas hänsyn till det som enligt många anses vara viktigast i lustgasproduktionen, nämligen att emissionerna är dynamiska, att den största produktionen sker i nitrifikationssteget samt att emissionerna korrelerar positivt med nitritackumulation. Samtidigt pågår nya studier om produktion av lustgas och pågående forskning pekar på att det kan finnas andra faktorer som bör tas i åtanke (Yu et al., 2010). IPCC rekommenderar en generell emissionsfaktor där 1 kg inkommande Total Kjeldahl Kväve (TKN) ger upphov till 0,00035 kg N₂O-N (IPCC, 2006). Resultaten visade på ett högre lustgasutsläpp, mellan 0,005 och 0,01 kg N₂O-N per kg inkommande TKN. Tidigare studier har visat att emissionsfaktorn kan variera mellan 0,0001 och 0,112 kg N₂O-N per kg inkommande TKN (Arnell, 2013) och IPCC:s emissionsfaktor har kritiserats i flera studier för att underskatta lustgasemissionerna (Monteith et al., 2006; Foley et al., 2011a). Metoden att använda generella emissionsfaktorer för ett enskilt verk har ifrågasatts eftersom lustgasemissionen kan variera mycket mellan olika reningsverk (Foley et al., 2011a). Modellering av lustgasemission är fortfarande relativt nytt och beräkningsmodellerna kommer med stor sannolikhet förändras och förbättras under de kommande åren.

Syftet var att undersöka hur klimatpåverkan från avloppsreningsverk påverkas av teknikval och utsläppsvillkor. Detta innebär att studien är jämförande och att det är skillnaderna som är intressanta. Utifrån syftet gjordes en systemavgränsning där koldioxidavtrycket från processer med i princip samma avtryck för alla scenarier uteslöts. Avtrycket från ledningsnät, recipient, slamhantering och byggnation av verket exkluderades. Dock skiljer sig sannolikt avtrycket från de uteslutna processerna något mellan scenarierna, exempelvis ger biologisk fosforreduktion ett ökat gödselvärde i slammet och därmed högre substitution av exempelvis mineralgödsel än de andra teknikerna. Vid utvärdering av resultaten är det viktigt att vara medveten om den systemavgränsning som gjorts och inse att absoluta värden på koldioxidavtrycken endast kan jämföras med avtryck som beräknats med samma metod.

Studier har visat att miljöpåverkan från delar som ligger utanför detta projekts systemgränser kan vara av stor betydelse. Enligt beräkningar i SVU:s beräkningsverktyg (SVU, 2015) skulle emissioner från transport, lagring och torkning

av slam som används som gödselmedel samt transport och deponering av sand ge upphov till ett koldioxidavtryck om cirka 4,2 kg CO_{2e}/pe,år i aktivslamprocessen som studerats här. Detta motsvarar en ökning av det totala avtrycket med 29 %. Även ledningsnätet har visat sig orsaka ett stort bidrag till den totala miljöpåverkan (Lassaux et al., 2006; Doka, 2009). Lassaux et al. (2006) byggde sin studie på en modell av hela den antropogena vattencykeln och använde denna för att få miljöpåverkan i processen från pumpstationer till reningsverk. Även miljöpåverkan från förurning och övergödning inkluderades. Resultatet visar att då reningsgraden är låg ger förurning och övergödning den största miljöpåverkan, men vid hög reningsgrad är denna påverkan minst. Lassaux et al. (2006) konstaterar att reningskapaciteten är viktig och att endast ett fåtal bräddningar kan ge ett mycket stort bidrag till miljöpåverkan. Tre stora bidrag till miljöpåverkan från avloppsreningsverk identifierades; utsläppt vatten, reningsprocessen samt i viss mån även ledningsnätet. Denna studie omfattar endast en av dessa komponenter, reningsprocessen.

Rening av bräddflöde inkluderades inte i modellbyggen, simuleringar och beräkningar. I verkligheten räknas bräddat vatten med som en del av avloppsreningsverkets utsläpp och står därmed för en betydande del av de totala utsläppen. Då utsläppsvillkoren skärps och måste uppfyllas under kortare tidsperioder blir rening av bräddat vatten allt viktigare och en enskild bräddning kan leda till att villkoren inte uppfylls. Genom att inkludera en rening av bräddflödet skulle bilden av avloppsreningsverkets klimatpåverkan och kapacitet att rena vatten förbättras.

Eftersom det framtida reningsverket i Enköping studerades kunde de modeller som byggdes inte valideras med verklig data, från ett verkligt reningsverk. Dimensioneringen har gjorts utifrån börvärden (Appendix C.1) och i möjlig mån har resultaten från simuleringarna jämförts med verkliga data från andra reningsverk. Denna validering är dock begränsad och variabler som exempelvis lustgasemission varierar mycket mellan olika reningsverk (Foley et al. 2011a). De eventuella fel som förekommit i dimensionering och kalibrering är samtidigt desamma för alla simuleringar och vid jämförelse av resultaten minskar deras betydelse.

5.5 Framtida studier

Utsläppsvillkor formuleras på många olika sätt vad gäller både halter och tidsperioder och detta har inverkan på marginalerna på reningsverket. Exempelvis kan noggrannheten i ett villkor ha stor betydelse. Ett fosforkrav på 0,1 mg/L överstigs först vid 0,15 mg/L medan ett krav på 0,10 mg/L överstigs redan vid 0,105 mg/L. Även tidsperioderna under vilka kraven ska uppfyllas kan variera. Ett krav kan behöva uppfyllas som års- kvartals- eller månadsmedel och vissa krav sätts under specifika perioder, exempelvis sommarens tillväxtperiod. Effekten av olika villkorsformuleringar på klimatpåverkan har inte undersökts, men frågeställningen är högst aktuell i samband med att nya villkor ska utformas.

För att få en riktig bild av lustgasemissionerna från ett avloppsreningsverk måste dynamiska simuleringar genomföras under ett år. Lustgasemissionerna stod för den största delen av koldioxidavtrycken och produktionen varierar mycket beroende på dynamiken i processens prestation, belastningen, m.m. Det visade sig att simulering i steady state gav en felaktig bild av lustgasemissionen då utsläppsvillkoren skärptes. Eftersom det inte fanns tid att simulera Bio-P-processen dynamiskt undersöktes denna genom steady state, men för att få en rättvis jämförelse av processerna bör även Bio-P simuleras dynamiskt. Det vore även intressant att studera känsligheten i BioWins lustgasberäkningar genom någon form av känslighetsanalys. Modellen är ny och det finns stora osäkerheter i beräkningarna.

Rening av bräddvatten inkluderades inte i simuleringarna och bräddflödet kan ha en stor betydelse för ett reningsverks utsläpp. Denna rening är speciellt viktig vid utsläppsvillkor som ska uppfyllas under korta tidsperioder. Genom att inkludera rening och utsläpp av bräddvatten skulle resultaten blir mer korrekta.

Lustgasemission stod för det överlägset största bidraget till koldioxidavtrycken från samtliga processlösningar som studerades. Det finns tekniker där lustgas spjälkas till kvävgas och syre och därmed elimineras växthusgaspotentialen. Stockholms läns landsting var år 2004 först i världen med att utnyttja denna typ av anläggning inom vården, på Karolinska Universitetssjukhuset i Huddinge (Naturvårdsverket, 2011). Enligt Naturvårdsverket kan upp till 97 % av lustgasen spjälkas och idag finns destruktionsanläggningar på alla fem förlossningssjukhus i Stockholms län. Naturvårdsverket anger att det krävs 35 kWh för att spjälka 1 kg lustgas. Detta skulle innebära att klimatkostnaden för den el som krävs för att destruera lustgas motsvarar mindre än 1 % av klimatavtrycket som lustgasen skulle orsaka ospjälkad, förutsatt att Nordisk Elmix används. Enligt denna enkla beräkning skulle alltså spjälkning av lustgas löna sig ur klimatsynpunkt. Huruvida tekniken är användbar på reningsverk eller inte, samt hur stor den faktiska klimatvinsten blir, skulle behöva undersökas närmare.

I en så kallad livscykelanalys (LCA) beräknas miljöpåverkan från en aktivitet under hela dess livscykel. En LCA inkluderar flera olika miljöpåverkanskategorier, exempelvis ökad växthuseffekt, resursanvändning och övergödning. I denna studie undersöktes klimatpåverkan, det vill säga den ökade växthuseffekten, från utvalda aktiviteter på avloppsreningsverk. För att få en uppfattning om klimatpåverkan från ett avloppsreningsverks hela livscykel måste flera aktiviteter inkluderas, från planering och byggnation till rivning. Dessutom bör fler miljöpåverkanskategorier tas med för att få en fullständig bild av miljöpåverkan från ett avloppsreningsverk. När man, som i denna studie, undersöker miljöeffekten av skärpta utsläppsvillkor är till exempel miljöpåverkanskategorin övergödning relevant att ta med i beräkningarna. Detta skulle göra det möjligt att bedöma den totala miljövinsten, eller förlusten, i att skärpa villkoren.

6. Slutsatser

- Aktivslamprocessen gav minst koldioxidavtryck av de tre processteknikerna vid samtliga utsläppsvillkor.
- Aktivslamprocessen med biologisk fosforreduktion gav i genomsnitt ett 7 % större koldioxidavtryck än den vanliga aktivslamprocessen.
- Membranbioreaktorn gav först i genomsnitt ett 103 % större koldioxidavtryck än ASP, detta motsvarar utsläpp om 17 kg CO_{2e}/pe,år mer än i ASP. På grund av en felaktig dimensionering blev användningen av extern kolkälla i MBR onödigt stor. Om användandet av kolkälla räknades bort gav MBR dock fortfarande ett 44 % större koldioxidavtryck än ASP.
- Membranbioreaktorn gav störst koldioxidavtryck vid samtliga utsläppsvillkor. Allteftersom villkoren skärptes ökade koldioxidavtrycket från MBR mer än för de två andra processteknikerna.
- Då utsläppsvillkoren skärptes ökade koldioxidavtrycken för alla processtekniker på grund av ökad lustgasemission, kemikalieanvändning och elanvändning.
- Skärpning av kvävekravet gav den största ökningen av koldioxidavtryck på grund av ökade lustgasemissioner och ökat behov av el och extern kolkälla.
- Då utsläppsvillkoren för kväve och fosfor skärptes samtidigt skedde en synergieffekt och koldioxidavtrycket ökade mer än den sammanlagda ökningen då kraven skärptes var för sig.
- Val av biogasanvändning och elmix har stor betydelse för koldioxidavtrycket.
- Lustgasemission stod för den största delen av koldioxidavtrycket, i genomsnitt 79 %.
- I och med systemavgränsningen inkluderades inte koldioxidavtryck från slamanvändning. Detta kan innebära att avtrycket från Bio-P överskattats i förhållande till de andra teknikerna eftersom gödselvärdet i Bio-P-slam är större.
- Simulering av lustgasemission bör göras dynamiskt eftersom produktionen är starkt beroende av variationer i exempelvis prestation hos kvävereningen.
- De viktigaste osäkerheterna utgörs av
 - BioWin:s lustgasberäkningar
 - Karakterisering av inkommande vatten genom provtagning och uppskalning till framtida belastning
 - Dosering av fällningskemikalie
- Fortsatt utredning av klimatpåverkan och övrig miljöpåverkan från avloppsreningsverk med olika tekniker och utsläppsvillkor bör göras, exempelvis
 - Dynamisk simulering av biologisk fosforreduktion.
 - Inkludera hantering av slam, sand och rens i koldioxidberäkningarna.
 - Undersökning av koldioxidavtryck vid villkorsformulering med kortare tidsperioder för medelvärdesberäkning, exempelvis månader.
 - Simulering av rening och utsläpp av bräddvatten.
 - En fullständig livscykelanalys där flera miljöpåverkanskategorier inkluderas, exempelvis övergödning.

Referenser

Arnell, M., 2013. Utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem. En granskning av kunskapsläget (No. 2013-11). Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm, Sverige.

Avfall Sverige Utveckling, 2009. Frivilligt åtagande - Kartläggning av metanförluster från biogasanläggningar 2007-2008. Avfall Sverige Utveckling.

Benjaminsson, J., Nilsson, R., 2009. Distributionsformer för biogas och naturgas i Sverige. Energigas Sverige.

Brown, S., Beecher, N., Carpenter, A., 2010. Calculator tool for determining greenhouse gas emissions for biosolids processing and end use. Environ. Sci. Technol. 44, 9509–9515.

Colliver, B.B., Stephenson, T., 2000. Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. Biotechnol. Adv. 18, 219–232. doi:10.1016/S0734-9750(00)00035-5

Dagens Nyheter, 2014. 21 tips: Så får du ned dina klimatutsläpp.

De Kreuk, M.K., Heijnen, J.J., van Loosdrecht, M.C.M., 2005. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. Biotechnol. Bioeng. 90, 761–769. doi:10.1002/bit.20470

Doka, G., 2009. Wastewater Treatment. Life Cycle Inventories on Waste Treatment. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Schweiz.

Doorn, M.R.J., Towprayoon, S., Manso Vieira, S.M., Irving, W., Palmer, C., Pipatti, R., Wang, C., 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas inventories, prepared by the National Greenhouse Gas inventories programme, vol.5 – Waste. IPCC, Japan.

Drews, A., 2010. Membrane fouling in membrane bioreactors—Characterisation, contradictions, cause and cures. J. Membr. Sci. - J Membr. SCI 363, 1–28. doi:10.1016/j.memsci.2010.06.046

Ecoinvent, 2015. Database [WWW Document]. URL <http://www.ecoinvent.org/database/> (accessed 3.13.15).

Elforsk, 2008. Miljövärdering av el - med fokus på utsläpp av koldioxid. Elforsk, Stockholm.

Enköpings kommun, 2013. Miljörapport - Mätresultat. Enköpings Avloppsreningsverk 0381-50-015, Enköping, Sverige.

Enköpings kommun, 2012. Miljörapport - Mätresultat. Enköpings Avloppsreningsverk 0381-50-015, Enköping, Sverige.

Enköpings kommun, 2011. Miljörapport - Mätresultat. Enköpings Avloppsreningsverk 0381-50-015, Enköping, Sverige.

Enköpings kommun, 2010. Miljörapport - Mätresultat. Enköpings Avloppsreningsverk 0381-50-015, Enköping, Sverige.

Enköpings kommun, 2009. Miljörapport - Mätresultat. Enköpings Avloppsreningsverk 0381-50-015, Enköping, Sverige.

EnviroSim, 2013a. EnviroSim Releases BioWin 4.0 with Enhanced Greenhouse Gas Modeling Features [WWW Document]. EnviroSim. URL <http://envirosim.com/archives/1853> (accessed 5.8.15).

EnviroSim, 2013b. New Developments in BioWin 4.0.

EnviroSim Associates Ltd, 2014. BioWin Help Manual.

Erikstam, S., 2013. Modellerings av koldioxidavtrycket för Käppalaverket med en framtida processlösning utformad för skärpta reningskrav (Examensarbete). Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet.

Europaparlamentets och Rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, 2008. , Europaparlamentet och Europeiska unionens råd.

Flygt, 2011. Handbook of Sludge Pumping. ITT Water & Wastewater AB, Sundbyberg.

Foley, J., de Haas, D., Hartley, K., Lant, P., 2010. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. Water Res. 44, 1654–1666. doi:10.1016/j.watres.2009.11.031

Foley, J., Yuan, Z., Keller, J., Senante, E., Chandran, K., Willis, J., Shah, A., van Loosdrecht, M., van Voorthuizen, E., 2011b. N₂O and CH₄ emission from wastewater collection and treatment systems: technical report. Global Water Research Coalition, London, UK.

Foley, J., Yuan, Z., Keller, J., Senante, E., Chandran, K., Willis, J., van Loosdrecht, M.C.M., van Voorthuizen, E., 2011. N₂O and CH₄ emission from wastewater collection and treatment systems, state of the science report. Global Water Research Coalition, London, UK.

Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, 2004. , Svensk författningssamling.

Fruergaard, T., Astrup, T., Fruergaard, T., Astrup, T., 2011. Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective. *Waste Manag.* 31, 572–582. doi:10.1016/j.wasman.2010.09.009

Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J., Palm, D., 2011. Miljöfaktaboken 2011 – Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter. Värmeforsk, Stockholm, Sverige.

Gustavsson, D., Persson, F., La Cour Jansen, J., 2014. Manammox - mainstream anammox at Sjölanda WWTP.

Häggström, S., 1999. Hydraulik för V-teknologer, 3rd ed. Institutionen för vattenbyggnad, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

HELCOM, 2007. HELCOM Baltic Sea Action Plan. HELCOM Ministerial Meeting, Krakow, Poland.

Houweling, D., Wunderlin, P., Dold, P., Bye, C., Joss, A., Siegrist, H., 2011. N2O Emissions: Modeling the Effect of Process Configuration and Diurnal Loading Patterns. *Water Environ. Res.* 83. doi:10.2175/106143011X13176499923775

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

IPCC, 2013. Working group 1 contribution to the IPCC fifth assessment report: Climate change 2013: The physical science basis. Draft Underlying Scientific-Technical Assessment.

Kampschreur, M.J., Tan, N.C.G., Kleerebezem, R., Picioreanu, C., Jetten, M.S.M., Loosdrecht, M.C.M. van, 2007. Effect of Dynamic Process Conditions on Nitrogen Oxides Emission from a Nitrifying Culture. *Environ. Sci. Technol.* 42, 429–435. doi:10.1021/es071667p

Kampschreur, M.J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M., 2009. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Res.* 43, 4093–4103. doi:10.1016/j.watres.2009.03.001

Kemira, 2014. Produktdatablad Kemira PIX-111 Järnkloridlösning. Kemira Kemi AB, Helsingborg, Sverige.

Kjellén, B.J., Andersson, A.-C., Svenskt vatten, 2002. Energihandbok för avloppsreningsverk. Svenskt vatten: Svensk byggtjänst [distributör], Stockholm.

Klug, W., Cummings, M., Ward, S., Spencer, C., Palladino, M., 2009. Concept of Genetics, 9th ed. Pearson Benjamin *Cummings, San Francisco, Kalifornien.

Kungörelse med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse, 1994. , Statens Naturvårdsverks Författningssamling.

Lassaux, S., Renzoni, R., Germain, A., 2006. Life Cycle Assessment of Water: From the pumping station to the wastewater treatment plant (9 pp). *Int. J. Life Cycle Assess.* 12, 118–126. doi:10.1065/lca2005.12.243

Malling, H.V., 2004. History of the science of mutagenesis from a personal perspective. *Environ. Mol. Mutagen.* 44, 372–386. doi:10.1002/em.20064

Monteith, H.D., Sahely, H.R., MacLean, H.L., Bagley, D.M., 2006. Comparison of on-site and upstream greenhouse gas emissions from Canadian municipal wastewater treatment facilities. *J. Environ. Eng. Sci.* 5, 405–415. doi:10.1139/s06-009

Naturvårdsverket, 2014. National Inventory Report Sweden 2014. Naturvårdsverket, Stockholm, Sverige.

Naturvårdsverket, 2011. Utsläppen av lustgas minskar med Stockholms läns landstings världsunika anläggning (Faktablad). Naturvårdsverket, Stockholm, Sverige.

Ødegaard, H., Rusten, B., Storhaug, R., Paulsrud, B., 2009. Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg (No. 168/2009). Norsk Vann, Hamar, Norge.

Rådets direktiv 91/271/EEG av den 21 maj 1991 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse, 1991. , Europeiska unionens råd.

Rodriguez-Caballero, A., Aymerich, I., Poch, M., Pijuan, M., 2014. Evaluation of process conditions triggering emissions of green-house gases from a biological wastewater treatment system. *Sci. Total Environ.* 493, 384–391. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.06.015

Rodriguez-Garcia, G., Molinos-Senante, M., Hospido, A., Hernández-Sancho, F., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2011. Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. *Water Res.* 45, 5997–6010. doi:10.1016/j.watres.2011.08.053

Samuelsson, O., Royen, H., Ottosson, E., Baresel, C., Westling, K., Bergström, R., Bengtsson, L., Yang, J.-J., Dahlén, N., Laurell, C., Lindblom, E., Grundestam, J., 2014. Pilotförsök med membranbioreaktor för avloppsvattenrening, Delrapport 1 - Försöksår 1 (No. B 2215). IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, Sverige.

Svenskt Vatten, 2010. Avloppsteknik 2 - Reningsprocessen (Publikation No. U2). Svenskt Vatten AB, Motala, Sverige.

Svenskt Vatten, 2007. Avloppsteknik 3 - Slamhantering (Publikation No. U3).

SVU, 2015. Beräkningsverktyg klimatpåverkan. Svenskt Vatten Utveckling.

Szatkowska, B., Plaza, E., 2006. Temperature as a factor influencing the Anammox process performance. IWA Pub., pp. 51–58.

Thunberg, A., 2014. Processdimensionering för nya utsläppsvillkor - Beräkningsunderlag. Käppalaförbundet.

Trela, J., Yang, J., Plaza, E., Levlin, E., 2015. Nitritation/anammoxprocessen för rejektvattenbehandling (No. 2015-01). Svenskt Vatten Utveckling, Bromma, Sverige.

Tumlin, S., Gustavsson, D., Bernstad Saraiva Schott, A., 2014. Klimatpåverkan från avloppsreningsverk (No. 2014-02). Svenskt Vatten Utveckling, Bromma, Sverige.

UNFCCC, 2012. Status of the Doha Amendment [WWW Document]. U. N. Framew. Conv. Clim. Change. URL http://unfccc.int/kyoto_protocol/doha_amendment/items/7362.php (accessed 5.12.15).

UNFCCC, 2007. Uniting on Climate. United Nations Framework Convention on Climate Change, Bonn, Germany.

United Nations, 1998. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change.

VAI VA-Projekt AB, 1999. Riktlinjer för dimensionering av kommunala avloppsreningsverk (Uppdrag: 97320-01). VAI VA-Projekt AB, Stockholm, Sverige.

Västerås kommun, 2012. Miljörapport Kungsängens reningsverk 2012. Kungsängens reningsverk 1980-50-001, Västerås, Sverige.

WERF, 2011. Fermenters for Biological Phosphorus Removal Carbon Augmentation. Water Environment Research Foundation.

Willén, A., Rodhe, L., Jönsson, H., Pell, M., 2013. Comparison of reduction potential of greenhouse gases from storage of different types of sewage sludge under Swedish conditions. Presented at the IWA Holistic Sludge, Västerås, Sverige.

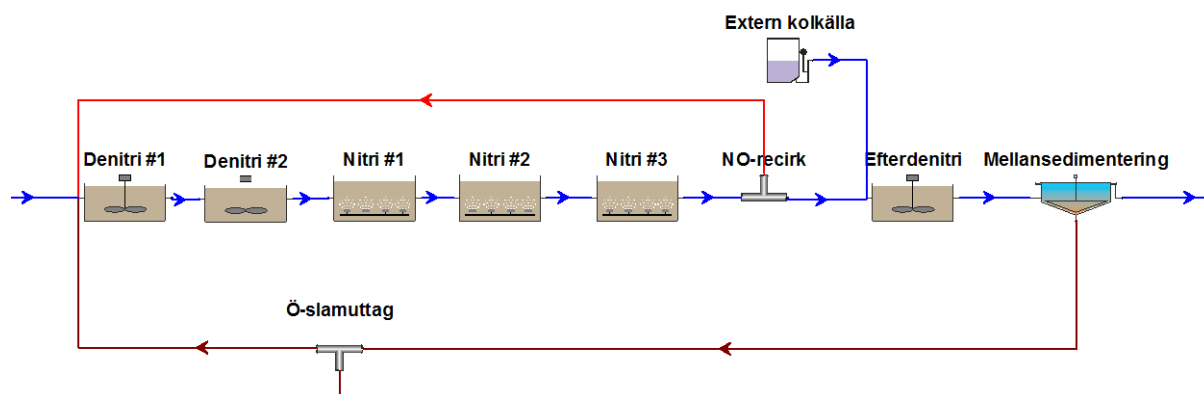
Wunderlin, P., Mohn, J., Joss, A., Emmenegger, L., Siegrist, H., 2012. Mechanisms of N₂O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions. Water Res. 46, 1027–1037. doi:10.1016/j.watres.2011.11.080

Xylect, 2015. Pumpval [WWW Document]. URL http://www.xylect.com/bin/Xylect.dll?IS__NEXTPAGE=startup&IS__NEXTPAGE=B DYSTART&IS__AREA=SWEDEN&IS__COUNTRY=SWEDEN&IS__BROWSER=%23%231.5%231485%23953 (accessed 3.3.15).

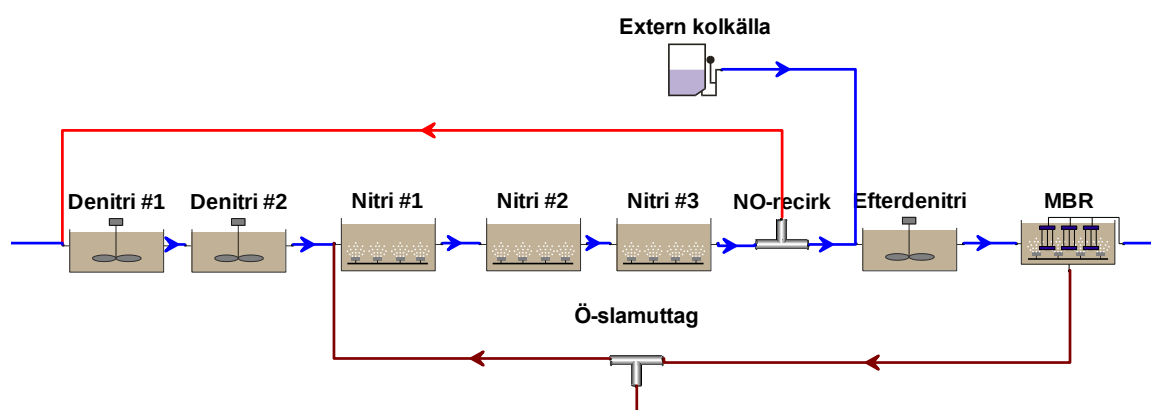
Yang, Y., Zuo, J.E., Shen, P., Gu, X.S., 2006. Influence of temperature, pH value and organic substance on activity of ANAMMOX sludge. Huan Jing Ke Xue 27, 691–695.

Yu, R., Kampschreur, M.J., Loosdrecht, M.C.M. van, Chandran, K., 2010. Mechanisms and Specific Directionality of Autotrophic Nitrous Oxide and Nitric Oxide Generation during Transient Anoxia. *Environ. Sci. Technol.* 44, 1313–1319. doi:10.1021/es902794a

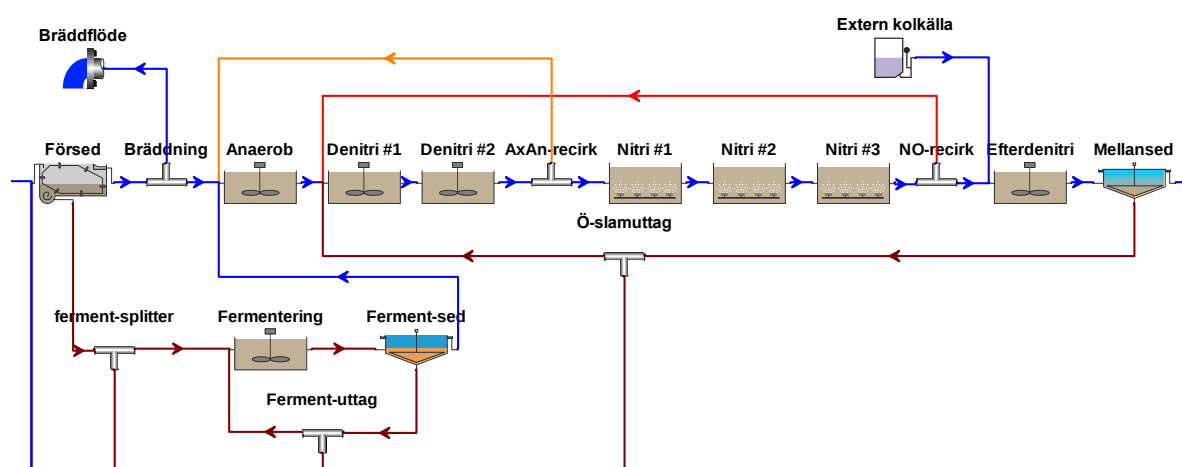
Appendix A: Processuppställning för biosteget



Figur 37: Processuppställning för aktivslamprocessen i BioWin



Figur 38: Processuppställning för membranbioreaktorn i BioWin



Figur 39: Processuppställning för biologisk fosforreduktion i BioWin

Tabell 6: Bassängvolymer i ASP. D: Denitrifikation, N: Nitrifikation, ED: Efterdenitrifikation.

Bassäng	Volym (m ³)	Djup (m)
Sandfång	170	4
Försedimentering	2000	4
D #1	2956	6
D #2	2956	6
N #1	1720	6
N #2	1720	6
N #3	1720	6
ED	1000	6
Mellansedimentering	2000	4
Efterfällning	150	4,5
Slutsedimentering	1800	4
Förtjockare	680	4
Rötkammare	1400	4,5
Avvattnare (centrifug)	Alfa Laval modell G3	

Tabell 7: Bassängvolymer i MBR. D: Denitrifikation, N: Nitrifikation, ED: Efterdenitrifikation.

Bassäng	Volym (m ³)	Djup (m)
Sandfång	170	4
Försedimentering	2000	4
D #1	1478	6
D #2	1478	6
N #1	860	6
N #2	860	6
N #3	860	6
ED	500	6
MBR	400	4
Efterfällning	150	4,5
Slutsedimentering	1800	4
Förtjockare	680	4
Rötkammare	1400	4,5
Avvattnare (centrifug)	Alfa Laval modell G3	

Tabell 8: Bassängvolym i Bio-P. D: Denitrifikation, N: Nitrifikation, ED: Efterdenitrifikation.

Bassäng	Volym (m ³)	Djup (m)
Sandfång	170	4
Försedimentering	2000	4
Fermentering	25	6
Sedimentering fermentering	80	4
Anaerob bassäng	1000	6
D #1	2956	6
D #2	2956	6
N #1	1720	6
N #2	1720	6
N #3	1720	6
ED	1000	6
Mellansedimentering	2000	4
Efterfällning	150	4,5
Slutsedimentering	1800	4
Förtjockare	680	4
Rötkammare	1400	4,5
Avvattnare (centrifug)	Alfa Laval modell G3	

Appendix B: Indata

B.1 Resultat av provtagning på Enköpings reningsverk 2015-02-17 – 2015-03-23

Tabell 9: Resultat av intensivprovtagning på inkommande vatten till Enköpings reningsverk

Datum 2015	17-feb	18-feb	19-feb	05-mar	06-mar
Veckodag	Tisdag	Onsdag	Torsdag	Torsdag	Fredag
Temperatur (°C)	2,8	3,2	3,7	3,3	3,2
Flöde (m3/d)	9180	8970	10380	11940	11270
BOD7 (ATU) (mg/L)	120	140	97	110	82
BOD7 (ATU, filtrerat) (mg/L)	26	38	25	32	25
COD-Cr (mg/L)	370	370	330	280	270
COD-Cr (filtrerat) (mg/L)	210	100	77	84	68
NH4-N (mg/L)	24	25	19	17	16
NO23-N (mg/L)	<0,01	<0,05	<0,05	<0,050	<0,01
NO2-N (mg/L)	0,001	0,002	<0,001	0,008	0,002
NO3-N (mg/L)	<0,01	<0,05	<0,05	<0,04	<0,01
TN (mg/L)	32	39	30	29	28
PO4-P (ofiltrerad) (mg/L)	2,1	1,9	1,5	1,3	1,1
TP (mg/L)	3,3	3,7	3,1	2,6	2,4
Alk, HCO3 (mg/L)	410	420	270	340	310
Ca (mg/L)	86	89	73	87	85
Mg (mg/L)	16	16	14	16	16
Torrsubstans (mg/L)	900	890	740	780	780
Glödningsförlust (mg/L)	350	330	310	290	260
Glödningsrest (mg/L)	550	560	420	490	520
Suspenderade ämnen (mg/L)	150	130	75	140	210

Tabell 10: Resultat av intensivprovtagning på inkommande vatten till Enköpings reningsverk

Datum 2015	10-mar	11-mar	13-mar	16-mar	23-mar
Veckodag	Tisdag	Onsdag	Fredag	Måndag	Måndag
Temperatur (°C)	4,5	4,9	6,2	4,1	3,2
Flöde (m3/d)	11840	11480	10140	34481	8980
BOD7 (ATU) (mg/L)	120	71	120	130	150
BOD7 (ATU, filtrerat) (mg/L)	26	27	30	29	23
COD-Cr (mg/L)	290	130	260	290	360
COD-Cr (filtrerat) (mg/L)	73	66	80	74	84
NH4-N (mg/L)	16	18	20	21	24
NO23-N (mg/L)	1,1	<0,01	<0,05	<0,01	<0,05
NO2-N (mg/L)	0,34	0,002	<0,01	0,002	0,001
NO3-N (mg/L)	0,76	<0,01	<0,05	<0,01	<0,05
TN (mg/L)	28	26	29	33	39
PO4-P (ofiltrerad) (mg/L)	1,1	1,4	1,6	1,7	1,9
TP (mg/L)	2,7	2,2	2,9	3,2	3,6
Alk, HCO3 (mg/L)	340	360	330	400	420
Ca (mg/L)	85	89	90	91	90
Mg (mg/L)	16	17	17	17	16
Torrsubstans (mg/L)	760	770	880	830	910
Glödgningsförlust (mg/L)	280	210	290	260	290
Glödningssrest (mg/L)	480	560	590	560	620
Suspenderade ämnen (mg/L)	100	27	120	130	170

B.2 Säsongsvariation

Tabell 11: Medelvärde av belastningen varje månad från miljörapporter från Enköpings reningsverk år 2009-2013. Belastningen är uppskalad till 40 000 pe.

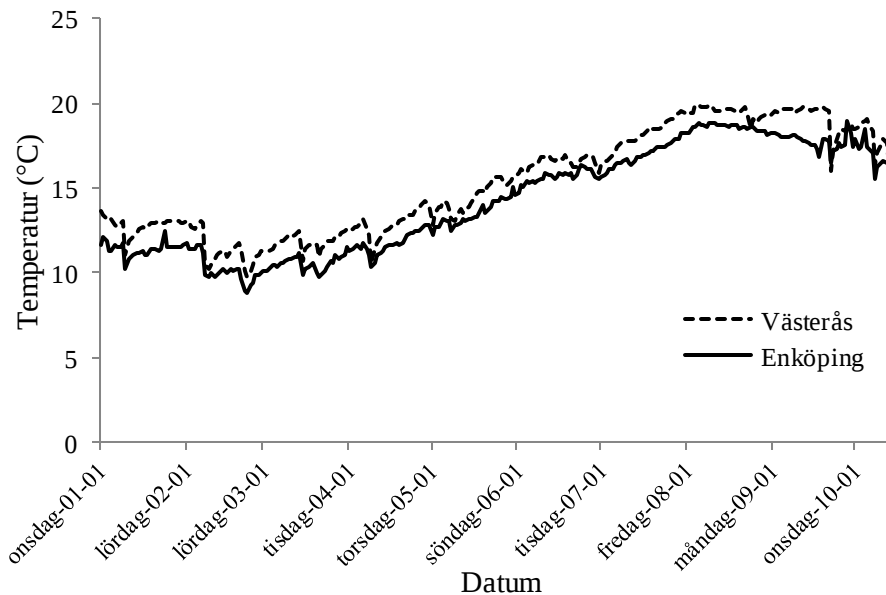
Månad	Belastning vid 40 000 pe (kg/d)				
	COD-CR	BOD-7	P-TOT	N-NH4	N-TOT
Januari	6153	2539	70	414	592
Februari	6347	2584	72	455	613
Mars	7783	3406	92	482	717
April	5775	2428	73	480	672
Maj	6095	2317	71	390	556
Juni	6468	2516	79	423	582
Juli	6070	2456	70	383	514
Augusti	6666	2444	73	374	517
September	6300	2837	74	391	518
Oktober	5688	2774	77	436	599
November	7407	3181	85	485	695
December	5509	2574	72	429	553

B.3 COD-fraktionering

Tabell 12: Default och använda värden i COD-fraktioneringen från BioWin:s fraktioneringsverktyg

Name	Raw defaults	Value
Fbs - Readily biodegradable (including Acetate) [gCOD/g of total COD]	0,16	0,212
Fac - Acetate [gCOD/g of readily biodegradable COD]	0,15	0,165
Fxsp - Non-colloidal slowly biodegradable [gCOD/g of slowly degradable COI]	0,75	0,800
Fus - Unbiodegradable soluble [gCOD/g of total COD]	0,05	0,063
Fup - Unbiodegradable particulate [gCOD/g of total COD]	0,13	0,100
Fna - Ammonia [gNH ₃ -N/gTKN]	0,66	0,645
Fnox - Particulate organic nitrogen [gN/g Organic N]	0,5	0,500
Fnus - Soluble unbiodegradable TKN [gN/gTKN]	0,02	0,020
FupN - N:COD ratio for unbiodegradable part. COD [gN/gCOD]	0,035	0,035
Fpo4 - Phosphate [gPO ₄ -P/gTP]	0,5	0,520
FupP - P:COD ratio for influent unbiodegradable part. COD [gP/gCOD]	0,011	0,011
FZbh - Non-poly-P heterotrophs [gCOD/g of total COD]	0,02	0,0200
FZbm - Anoxic methanol utilizers [gCOD/g of total COD]	1,00E-04	0,0001
FZaob - Ammonia oxidizers [gCOD/g of total COD]	1,00E-04	0,0001
FZnob - Nitrite oxidizers [gCOD/g of total COD]	1,00E-04	0,0001
FZamob - Anaerobic ammonia oxidizers [gCOD/g of total COD]	1,00E-04	0,0001
FZbp - PAOs [gCOD/g of total COD]	1,00E-04	0,0001
FZbpa - Propionic acetogens [gCOD/g of total COD]	1,00E-04	0,0001
FZbam - Acetoclastic methanogens [gCOD/g of total COD]	1,00E-04	0,0001
FZbhm - H ₂ -utilizing methanogens [gCOD/g of total COD]	1,00E-04	0,0001
FZe - Endogenous products COD fraction [gCOD/g of total COD]	0,00	0,0000

B.4 Temperatur i Enköping och Västerås



Figur 40: Jämförelse av temperaturen i inkommande vatten till Västerås och Enköping under år 2014.

Appendix C: Parametrar för dimensionering och beräkning

C.1 Normalvärden på relevanta parametrar

Tabell 13: Normalvärden på parametrar som använts vid dimensionering av processteg.

Processenhet	Parameter	Börvärde	Källa
Sandfång	Ytbelastning Q_{dim}	< 30 m/h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Ytbelastning $Q_{dim,max}$	< 60 m/h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
För-sedimentering	Ytbelastning Q_{dim}	< 1,5 m/h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Ytbelastning $Q_{dim,max}$	< 2,8 m/h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	TSS-avskiljning	50-70%	(Svenskt Vatten, 2007)
	TSS i primärslam	4 %	D Fujii 2015, pers. komm., 1 februari
Förfällning	Metall per P att reducera	2,7 g Fe/g P	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	PO ₄ -P efter förfällning	0,5-1 mg/l	Thunberg, 2014
Biologisk rening	SRT (11,7 °C)	9,5 dygn	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Nitrifikations-hastighet	1,9 g N/kg VSS,h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Denitrifikations-hastighet	1,06 g NO ₃ -N/kg VSS,h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Efterdenitrifikations hastighet	3,9 g NO ₃ -N/kg VSS,h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Slamhalt (bestämmer nitrifikationsbas-sängernas storlek)	0,868 kgSS/kgBOD ₅	Beräkning från slamproduktion i BioWin-simulering
Mellan-sedimentering	Ytbelastning Q_{dim}	< 1,3 m/h	(Ødegaard et al., 2009)
	Ytbelastning $Q_{dim,max}$	< 2,0 m/h	(Ødegaard et al., 2009)
	Slamytbelastning Q_{dim}	< 3,4 kg TS/m ² ,h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Slamytbelastning $Q_{dim,max}$	< 5,2 kg TS/m ² ,h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
Efterfällning	Metall per P att reducera	2,7 g Fe/g P	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	PO ₄ -P efter	0,10-0,15 mg/l	(Thunberg, 2014)

	förfällning		
Flockuler- ingskammare	Uppehållstid	10-20 min	(Svenskt Vatten, 2010)
Slutsedi- mentering	Ytbelastning Q_{dim}	< 1,3 m/h	(Ødegaard et al, 2009)
	Ytbelastning Q_{dimmax}	< 2,0 m/h	(Ødegaard et al, 2009)
	Slamytbelastning Q_{dim}	< 2,6 kg TS/m ² ,h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Slamytbelastning Q_{dimmax}	< 4,4 kg TS/m ² ,h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Reduktion vid efterfällning och filtrering	98%	(Svenskt Vatten, 2010)
Förtjockning	Slamytbelastning	25-35 kg TS/m ² ,d	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Hydraulisk belastning	15-30 m ³ /m ² ,d	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Uppehållstid	> 6 h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	SS i slamvatten	100-500 g/m ³ vanligtvis (vissa har 25-50 g/m ³)	(Svenskt Vatten, 2007)
	TS i slam till rötkammare	3,5-4 % < TS < 8-9 %, 6 % börvärde	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Optimal temp	14-18 °C	(Svenskt Vatten, 2007)
Mesofil rötkammare	Hydraulisk uppehållstid (HRT)	12-15 d	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Organisk belastning	< 4 kg VSS/m ³ ,d	Thunberg, 2014
	Temp	37 °C	(Svenskt Vatten, 2007)
	Biogasproduktion	350 L CH ₄ /kg COD	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Biogasproduktion från 40 000 pe	50 m ³ /h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Andel metangas	65-70 %	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	VSS destruction	Cirka 50 %	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
Avvattning centrifug	TS Slamkaka, centrifug	28%	M Eklund 2015, pers. komm., 19 februari
	SS i rejektvatten	500-1000 g SS/m ³	(Svenskt Vatten, 2007)

Tabell 14: Normalvärden på parametrar som använts vid dimensionering av processtegen i MBR

Parameter	Börvärde	Källa
Membrane surface area/cessette	1650 m ² /cassette exempelvis	E Lindblom 2015, pers. komm., 20 februari
TSS in till MBR	8000 mg/l	E Lindblom 2015, pers. komm., 20 februari
TSS i MBR-volym	10000-12000 mg/l	E Lindblom 2015, pers. komm., 20 februari
Membrane flux	25 l/m ² ,h vid maximalt veckoflöde	E Lindblom 2015, pers. komm., 20 februari
Slamhalt nitrifikation	7-8 g/L	P Ek 2015, pers. komm., 4 mars
Slamhalt i returslam	10 000 mg/L	P Ek 2015, pers. komm., 4 mars

Tabell 15: Normalvärden på parametrar som använts vid dimensionering av processtegen i Bio-P.

Enhet	Parameter	Börvärde	Källa
Anaerob bassäng	HRT	1 h	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Returflöde Anox -> Anaerob	0,5-1Q _{dim}	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	Behov av kolkälla	15-20 g VFA-COD/g PO ₄ -P att avlägsna	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
	BOD:totP	20:01	(VAI VA-Projekt AB, 1999)
Fermentor	SRT	Sommar (>16 °C): 3-5 d Vinter (<15 °C): 4-8 d	(WERF, 2011)
	HRT	12-24 h	(WERF, 2011)
Sedimentering fermenterat slam	TS i slamuttag	5-8 %	(WERF, 2011)
BioP	Fosforavskiljning	20-50%	Svenskt Vatten, 2010

C.2 Koldioxidberäkningar

Tabell 16: Emissionsfaktorer (koldioxidekvivalenter) för el, värme, energi och biogas.

Aktivitet	Emissionsfaktor	Enhet	Referens
Elproduktion			
EU medel-elmix	415	ton/GWh	Elforsk, 2008
Nordisk elmix	58	ton/GWh	Elforsk, 2008
Svensk elmix	10	ton/GWh	Elforsk, 2008
Värmeproduktion			
CO ₂ e generell Sverige	88,6	ton/GWh	Gode et al., 2011
Energi ersatt genom användning av biogas			
Produktion och användning av bensin	287,5	ton /GWh	Gode et al., 2011
Biogasanvändning			
Metanemissioner från förbränning av biogas i gasmotor/gaspanna (medel)	0,003	kg CH ₄ /kg förbränd CH ₄	Brown et al., 2010
Lustgasemissioner från förbränning av biogas i gasmotor/gaspanna (medel)	0,004	g N ₂ O/kg förbränd CH ₄	Brown et al., 2010 S Tumlin 2015, pers. komm., 7 april
Metanslip	0,088	%	
<u>Förbränning av uppgraderad biogas i fordon</u>			
Lustgasemissioner	1,41E-05	g N ₂ O/kg förbränd CH ₄	Fruergaard et al., 2011
Metanemissioner	0,00073	g CH ₄ /kg förbränd CH ₄	Fruergaard et al., 2011
<u>Biogasdistribution</u>			
Kompression av uppgraderad biogas	0,18	kWh/Nm ³	Benjaminsson & Nilsson, 2009
Transport av komprimerad biogas	0,0016	kWh diesel/Nm ³ , km	Benjaminsson & Nilsson, 2009
Propan dosering	0,001	kWh/Nm ³	Benjaminsson & Nilsson, 2009
Propantillsats (för nätdistribution)	130,7	g/Nm ³	Benjaminsson & Nilsson, 2009
Emissioner från propanförbränning	3	g CO ₂ /g C ₃ H ₈	Ecoinvent, 2015

Uppgradering av biogas med
kemisk sorption

Metanavgång	0,2	% kWh/Nm ³	Thunberg, 2014
Energianvändning	0,15	uppgraderad biogas	Avfall Sverige Utveckling, 2009

Tabell 17: Emissionsfaktorer (koldioxidekvivalenter) för produktion av kemikalier.

Kemikalie	Emissionsfaktor	Enhet	Referens
Metanol	744	kg CO _{2e} /ton	Ecoinvent, 2015
PIX-111, Plusjäm S 314	145	kg CO _{2e} /ton	Thunberg, 2014
Polymerer från SNF	805,2	kg CO _{2e} /ton	Thunberg, 2014
Propan	602	kg CO _{2e} /ton	Ecoinvent, 2015
Natriumhypoklorit	730	kg CO _{2e} /ton	L Åmand 2015, pers. komm., 8 april
Citronsyra	890	kg CO _{2e} /ton	Åmand, L., 2015, pers. komm., 8 april

Tabell 18: Avstånd för transport av kemikalier samt mängden kemikalier per last. Olika kemikalier kan lastas olika tungt.

Kemikalie	Lagringsplats	Avstånd från leverantör till Enköpings reningsverk (km)	Last per transport (ton/lastbil)
FeCl ₃	Sölvesborg	564	22
Metanol	Køge (Danmark)	706	22
Polymer (Zetag)	Köpenhamn	670	22
Natriumhypoklorit	Sarpsborg (Norge)	430	30
Citronsyra	Tienen (Belgien)	1550	24

C.3 Luftning, SOTE VS qair-diagram, Xylem

Tabell 19: Luftningsdata från Xylem (D Fujii 2015, pers. komm., 10 februari) som användes för att beräkna k_1 , k_2 och Y till BioWin.

ATAD	Täthet (%)	Luftflöde per luftare	
		(Nm ³ /luftare)	SOTE (%)
5,00	20,0%	1,00	41,7
		2,00	38,0
		3,00	35,9
		4,00	34,3
		5,00	33,1
		6,00	32,1
		7,00	31,3
10,02	10,0%	1,00	41,2
		2,00	37,5
		3,00	35,3
		4,00	33,8
		5,00	32,6
		6,00	31,6
		7,00	30,8
15,00	6,67%	1,11	39,7
		2,23	36,0
		3,34	33,8
		4,46	32,3
		5,57	31,1
		6,69	30,1
		7,80	29,3
19,89	5,0%	1,00	39,5
		2,00	35,8
		3,00	33,6
		4,00	32,1
		5,00	30,9
		6,00	30,0
		7,00	29,2

Tabell 20: Parametrar för diffusorer simulering av grovblåsigt luftning. Parametrarna rekommenderas av BioWin för simulering av grovblåsning (C Bye 2015, pers. komm., 4 mars).

Parameters		
Name	Default	Value
Alpha (surf) OR Alpha F (diff) [-]	0,5000	0,8500
Beta [-]	0,9500	0,9500
Surface pressure [kPa]	101,3250	101,3250
Fractional effective saturation depth (Fed) [-]	0,3250	0,3450
Supply gas CO2 content [vol. %]	0,0350	0,0350
Supply gas O2 [vol. %]	20,9500	20,9500
Off-gas CO2 [vol. %]	2,0000	1,2000
Off-gas O2 [vol. %]	18,8000	19,9000
Off-gas H2 [vol. %]	0	0
Off-gas NH3 [vol. %]	0	0
Off-gas CH4 [vol. %]	0	0
Surface turbulence factor [-]	2,0000	2,0000
Set point controller gain []	1,0000	1,0000

Tabell 21: Parametrar för luftningen vid simulering av grovblåsigt luftning. Parametrarna rekommenderas av BioWin för simulering av grovblåsning (C Bye 2015, pers. komm., 4 mars).

Parameters		
Name	Default	Value
$k_1 \text{ in } C = k_1(PC)^{0.25} + k_2$	2,5656	0,0500
$k_2 \text{ in } C = k_1(PC)^{0.25} + k_2$	0,0432	0,3800
$Y \text{ in } KLa = C U_{sg}^Y - U_{sg} \text{ in } [m^3/(m^2 d)]$	0,8200	1,0500
Area of one diffuser [ft ²]	0,4413	0,5420
% of tank area covered by diffusers [%]	10,0000	1,2500
Diffuser mounting height [ft]	0,8202	0,8202
Min. air flow rate per diffuser ft ³ /min (20C, 1 atm)	0,2943	1,0000
Max. air flow rate per diffuser ft ³ /min (20C, 1 atm)	5,8858	30,0000

C.4 Herschel-Bulkleyparametrar

Tabell 22: Herschel-Bulkleyparametrar (Flygt, 2011).

Gravimetriskt förtjockat slam med 2-3 % SS	k (Pa s ⁿ)	N (-)	σ_0 (Pa)
Sekundärslam	2,5-5,5	0,4-0,6	0-2
Primärslam	0,8-1,1	0,4-0,6	0-2
Blandslam	2,3-3,3	0,4-0,6	0-1
Termofilt rötat slam	0,9-1,4	0,4-0,6	0-0,5

Tabell 23: Herschel-Bulkleyparametrar (Flygt, 2011).

Mekaniskt förtjockat slam med 5-6 % SS	k (Pa s ⁿ)	N (-)	σ_0 (Pa)
Sekundärslam	13-19	0,35-0,6	7-12
Primärslam	3-4	0,35-0,6	5-9
Blandslam	4-5	0,35-0,6	6-10
Termofilt rötat slam	2-3	0,4-0,5	0-1