



CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



Produktion av plast, elektricitet och drivmedel från avloppsvatten

Kandidatrapport

Madeleine Ahlmén
Daniel Boothe
Anna Liljenroth
Victor Olsson

KANDIDATARBETE 2018

Produktion av plast, elektricitet och drivmedel från avloppsvatten

Kandidatrapport

Madeleine Ahlmén, Daniel Boothe, Anna Liljenroth, Victor Olsson



Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik

Vatten Miljö Teknik

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA

Göteborg, Sverige 2018

Detta kandidatarbete utvärderar hur väl tre nya tekniker för produktion av högvärdiga produkter från avloppsvatten fungerar i teorin och hur effektiva de är, med avseende på teknisk mognad, vid storskalig drift i avloppsreningsverk.

© Madeleine Ahlmén, Daniel Boothe, Anna Liljenroth, Victor Olsson, 2018.

Handledare: Frank Persson, Docent, Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik,
Vatten Miljö Teknik

Examinator: Oskar Modin, Docent, Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik,
Vatten Miljö Teknik

Kandidatrapport 2018: ACEX10-18-73

Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik

Avdelningen för Vatten Miljö Teknik

Chalmers Tekniska Högskola

412 96 Göteborg

Omslag: Ryaverket i Göteborg, foto: Emelie Asplund. Bildarkiv, Gryaab. Återges med tillstånd.

Göteborg, Sverige 2018

Sammanfattning

Rening av avloppsvatten från hushåll står för tre procent av den globala elkonsumtionen[1]. Samtidigt innehåller avloppsvatten mycket oanvänd kemisk energi som, genom användning av nya tekniker, har potential att ge upphov till högvärdiga produkter. Om energin i avloppsvattnet kan utnyttjas på ett bättre sätt än vad den gör idag skulle avloppsreningsverkens energibelastning på samhället kunna minska markant. Syftet med studien var att utvärdera hur väl tre nya tekniker, som kan producera högvärdiga produkter från avloppsvatten, fungerar i teorin samt hur tillämpningsbara de är med avseende på teknisk mognad vid storskalig drift i avloppsreningsverk. Produkterna som kan framställas från de tre olika teknikerna är elektricitet från mikrobiella bränsleceller, bioplast från polymeren polyhydroxyalkanoat (PHA) och biodiesel genom lipidutvinning från alger och slam. Studien konkretiserades i form av ett samarbete med Göteborgs vattenreningsbolag Gryaab. De tre olika teknikerna integrerades teoretiskt i den befintliga vattenhanteringen på Gryaabs avloppsreningsverk, Ryaverket, varpå ett möjligt utbyte av produkterna kunde beräknas. Då kunde en beräknad maximal produktion av *420 GWh* elektricitet, *4000 ton* PHA och *2100 ton* biodiesel erhållas per år. Detta kan jämföras med Gryaabs årliga elanvändning på 40,7 GWh, en global årlig produktion av PHA-plast på 49 200 ton och en årlig produktion av biodiesel i Sverige på 72 000 ton.

Slutsatsen som kan dras av denna analys är att framgångsrik integrering av de tre teknikerna, för framställning av högvärdiga produkter i reningsverk, ligger långt fram i tiden. Den enda process som har testats i stor skala är PHA-produktion där en relativt hög utvinning har uppnåtts. De resterande teknikerna behöver fortsatt utveckling och optimering innan de kan komma att utnyttjas kommersiellt. Emellertid har denna studie visat att högvärdiga produkter skulle kunna produceras från avloppsvatten och därmed minska avloppsreningsverkens energibelastning på samhället.

Nyckelord: Avloppsvattenrening, MFC, PHA, biodiesel.

Production of plastic, electricity and fuel from wastewater
Bachelor's Thesis Project Report 2018: ACEX10-18-73
Madeleine Ahlmén, Daniel Boothe, Anna Liljenroth, Victor Olsson
Department of Architecture and Civil Engineering
Division of Water Environment Technology
Chalmers University of Technology
SE-412 96 Gothenburg

Abstract

Domestic wastewater treatment accounts for three percent of global electricity consumption [1]. At the same time most of the chemical energy in wastewater is not used. If the energy in wastewater can be better utilized the energy impact of the wastewater treatment plant could be significantly reduced. By utilizing new technologies, wastewater has the potential to give rise to numerous high-quality products. The purpose of the study was to evaluate how well three new technologies work in theory and how effective they are, in terms of technical maturation, in large-scale operations in wastewater treatment plants. The products from these three different technologies are electricity from microbial fuel cells, bioplastics from the polymer polyhydroxyalkanoate (PHA) and biodiesel via lipid extraction from algae and sludge. The study was made tangible by a collaboration with Gothenburg's water treatment company Gryaab. The three different technologies were theoretically integrated into the existing water management at Gryaab's wastewater treatment plant Ryaverket, whereupon a possible yield could be calculated. A calculated maximum annual output of *420 GWh* electricity, *4 000 tonnes* PHA and *2 100 tonnes* of biodiesel could be obtained. This can be compared to the annual electricity consumption at Gryaab of 40.7 GWh, a global annual PHA-plastics production of 49 200 tonnes, and the annual biodiesel production of 72 000 tonnes in Sweden.

The conclusion that can be drawn from this analysis is that successful integration of the three technologies in a wastewater treatment plant will not happen today or in the near future. Currently, the only process that has been tested on a large scale is PHA production where a relatively high extraction has been achieved. The remaining technologies need further development and optimization before they can be used commercially. However, this study has shown that high-quality products could be produced from wastewater and thus reduce the energy impact of wastewater treatment plants.

Keywords: Wastewater Treatment, MFC, PHA, Biodiesel.

Förord

Under arbetet med denna studie har vi fått möjligheten att fördjupa oss inom ämnet avloppsvattenrening och hur avloppsreningsverken kan användas som producenter av högvärdiga produkter. Vi vill ta tillfället i akt att tacka de personer som har hjälpt oss med detta kandidatarbete. Utan er hade detta inte varit möjligt.

Ann Mattsson, utvecklingschef Gryaab

David I'Ons, utvecklingsingenjör Gryaab

Nikolaos Xafenias, forskare på avdelningen för industriell bioteknik på Chalmers Tekniska Högskola

Jesper Olsson, doktorand på avdelningen för energi, bygg och miljö på Mälardalens Högskola.

Simon Bengtsson, Promiko AB

Vi vill rikta ett extra stort tack till vår handledare Frank Persson, docent på avdelningen för Vatten Miljö Teknik vid Chalmers Tekniska Högskola, för all outhärlig vägledning. Du har ställt upp i alla lägen och väglett oss genom hela arbetet. Vi vill också tacka Gryaab för ett givande studiebesök på Ryaverket och att vi fick tillgång till deras data.

Göteborg, maj 2018

Madeleine Ahlmén, Daniel Boothe, Anna Liljenroth och Victor Olsson

Förkortningar

ADF	Aerobic Dynamic Feeding
AFAF	Anoxic Feast Aerobic Famine
BOD	Biological Oxygen Demand
CE	Coulombsk Effektivitet
COD	Chemical Oxygen Demand
EBPR	Enhanced Biological Phosphorus Removal
EC	Enkamrig Mikrobiell Bränslecell
ED	Efterdenitrifikation
FAME	Fettsyrametylestrar
FN	Förnitrifikation
GAO	Glykogenackumulerande organismer
HVO	Hydrogenererade Vegetabiliska Oljor
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor
MEC	Microbial Electrolysis Cell
MFC	Microbial Fuel Cell
MMC	Mixed Microbial Culture
N	Nitrifikation
PAP	PHA-Ackumulerande-Potential
PAO	Fosforackumulerande Organismer
PEM	Proton Exchange Membrane
PHA	Polyhydroxyalkanoat
SS	Sedimenteringssteg
TC	Tvåkamrig Mikrobiell Bränslecell
TN	Totalt Kväve
TP	Totalt Fosfor
TSS	Total Suspended Solids
TS	Total Solids
VFA	Volatile Fatty Acids
VSS	Volatile Suspended Solids

Innehåll

1	Inledning	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte	3
1.3	Problembeskrivning	4
1.4	Avgränsningar	5
1.5	Metod	6
1.6	Etik	7
2	Teori	8
2.1	Avloppsvattenrening idag	8
2.1.1	Grundläggande avloppsvattenrening	9
2.1.2	Vattenhantering på Ryaverket	10
2.1.3	Slamhantering på Ryaverket	11
2.2	Elproduktion från mikrobiella bränsleceller	12
2.2.1	Enkammarcell	13
2.2.2	Tvåkammarcell	13
2.2.3	Anodens roll	13
2.2.4	Katodens roll	13
2.2.5	Reaktioner vid elektroderna	14
2.2.6	Flödestyp	15
2.2.7	Applicerings av mikrobiella bränsleceller	15
2.3	Produktion av bioplast	16
2.3.1	PHA-plast	16
2.3.2	Produktion av PHA från avloppsvatten	17
2.4	Produktion av biodiesel	19
2.4.1	Biodieselproduktion från primärslam	19
2.4.2	Biodieselproduktion från alger	20
3	Analys	22
3.1	Data från Gryaab	22
3.1.1	Energi	22
3.1.2	Flöde	22
3.1.3	Temperatur	23
3.1.4	Uppehållstid	23
3.1.5	Slam	23
3.1.6	Separerat system	24

3.2	Introduktion till beräkningar	25
3.2.1	Elektricitet från mikrobiella bränsleceller	25
3.2.1.1	Analys av tidigare studier	25
3.2.1.2	Motivering av relevanta parametervärden	29
3.2.2	Bioplast från PHA	32
3.2.2.1	Analys av tidigare studier	33
3.2.2.2	Motivering av relevanta parametervärden	36
3.2.3	Biodiesel från lipider i slam och alger	37
3.2.3.1	Utvinning från primärslam	37
3.2.3.2	Utvinning från alger	39
4	Resultat och Diskussion	41
4.1	Integrering av tekniker	41
4.1.1	Satsvis MFC i en sidoström	44
4.1.2	Separerat avloppssystem	44
4.1.3	Bioplast vs biodiesel	45
4.2	Teknikernas påverkan på vattenreningen	47
4.3	Osäkerheter	48
4.3.1	MFC	48
4.3.2	Produktion av PHA	49
4.3.3	Biodieselproduktion	49
4.4	Framtidsutsikter	50
4.4.1	MFC	50
4.4.2	PHA-plast	51
4.4.3	Biodiesel	52
5	Slutsats	53
	Litteraturförteckning	53
	Bilaga 1 - Gryaabs process-schema	61
	Bilaga 2 - Rådata från Gryaab	63
	Bilaga 3 - Faktablad Gryaab	73
	Bilaga 4 - Kod för imitation av separerat avloppssystem	78
	Bilaga 5 - Beräkningar	80

1

Inledning

1.1 Bakgrund

2017 kom 81% av världens totala energitillförsel från fossila bränslen[2]. Samhället strävar efter att minska användandet av fossila råvaror eftersom reserverna av dessa är begränsade men framförallt för att utsläppen och föroreningarna som de orsakar skapar stora globala problem. Flertalet förnyelsebara resurskällor har under de senaste åren undersökts men än så länge dominerar de fossila resurskällorna. Istället för att hitta *ett* substitut behöver fokus ligga på att hitta *flera* olika förnyelsebara källor eftersom det i dagsläget inte existerar en enskild energikälla som kan utnyttjas tillräckligt effektivt för att tillgodose världens energibehov. En förnyelsebar resurskälla som skulle kunna fungera som substitut till fossila råvaror är avloppsvatten som innehåller stora mängder näringsämnen som ännu inte utnyttjas.

Det konventionella syftet med avloppsvattenhantering är att avlägsna överflödiga näringsämnen, så som kväve och fosfor, från vattnet så att vattnet ska kunna återföras till dess ursprungskälla utan att miljöproblem uppstår. I grundläggande vattenrening omvandlas kvävet i vattnet till kvävgas genom denitrifikation, fosforavskiljning leder till att fosfor hamnar i slammet och det organiska materialet i vattnet omsätts till koldioxid med hjälp av mikroorganismer. Emellertid har samhället börjat se avloppsvatten som en resurs där högvärdiga produkter, så som metangas, kan erhållas. De senaste 20 åren har produktionen av metangas blivit standard i de svenska avloppsreningsverken. Gasen bildas i en fermentativ process där slammet bryts ned av mikroorganismer under anaeroba förhållanden[3]. Likväl går en stor del av den potentiella råvaran, som kan bilda högvärdiga produkter, fortfarande till spillo och nya tekniker behövs för att utnyttja avloppsvattnets fulla potential. Exempel på möjliga högvärdiga produkter som går att framställa med nya tekniker är bioplast som produceras av mikroorganismer, drivmedel från slammet och elektricitet med hjälp av mikrobiella bränsleceller[4].

Traditionellt sett ses avloppsreningsverk som en stor energikonsument i samhället. Enbart rening av avloppsvatten från hushåll står för tre procent av den globala elkonsumtionen och fem procent av de icke-koldioxid-associerade växthusgasutsläppen[1]. Detta är ett stort samhällsproblem vilket kommer växa i takt med den globala befolkningsökningen. Problemet har en potentiell lösning i att på ett bättre sätt utnyttja råvarorna som finns i avloppsvattnet och skapa fler högvärdiga produkter. I framtiden kan detta leda till att avloppsreningsverken ses som producenter istället

för konsumenter. Avloppsvattnet kommer alltid att behöva renas och behovet av bättre reningsmetoder kommer att kvarstå. Att då istället se reningsprocessen som en resurs och inte en belastning kan komma att göra stor skillnad i samhället.

1.2 Syfte

Syftet med studien är att utvärdera hur väl tre nya tekniker, som kan producera högvärdiga produkter från avloppsvatten, fungerar i teorin samt hur tillämpningsbara de är med avseende på teknisk mognad vid storskalig drift i avloppsreningsverk. Teknikerna i fråga är elektricitetsproduktion från mikrobiella bränsleceller, produktion av bioplast från polymeren polyhydroxyalkanoat (PHA) som lagras i mikroorganismer samt produktion av biodiesel från lipider i alger och slam. Studien konkretiseras i form av ett samarbete med Göteborgs vattenreningsbolag, Gryaab, där möjliga utbyten av produkterna beräknas vid teoretisk integrering i Gryaabs avloppsreningsverk, Ryaverket.

1.3 Problembeskrivning

I denna studie ska tre nya tekniker, som kan producera elektricitet, bioplast och biodiesel från avloppsvatten, analyseras, utvärderas och diskuteras. Teknikerna ska integreras i den befintliga vattenhanteringen på Ryaverket. Därefter kommer en bedömning att göras för att se om inkorporeringen av teknikerna kan minska ett avloppsreningsverks energibelastning på samhället. Det är viktigt att integreringen av teknikerna sker utan att försämra vattenkvalitén och därför ska befintliga vattenreningssteg behållas vid behov.

1.4 Avgränsningar

Det är endast de tre tekniker som nämns i syftet som har undersökts i denna studie. Några krav på full teknisk mognad i dagsläget har inte ställts men teknikerna skulle ändå ses som möjliga alternativ för avloppsreningsverk i framtiden. Hänsyn har ej tagits till Ryaverkets platsbegränsningar, möjlig installation av teknikerna eller ekonomiska faktorer. En annan avgränsning som har gjorts berör vilken sorts avloppsvatten som analyseras. Gryaab hanterar kommunalt avloppsvatten och därför har fokus legat på detta även i analysen. Avgränsningar gällande varje teknik har definierats under rapportens gång.

Motiveringar till studiens avgränsningar grundade sig främst i att minska arbetets omfattning för att anpassas till kandidatarbetets tidsram, exempelvis platsåtgång, möjlig installation och ekonomiska faktorer. De tre teknikerna valdes med anledning av den höga tillgängligheten på forskningsstudier som finns och deras höga relevans i dagsläget. Data från Gryaab valdes p.g.a. deras samarbete med avdelningen för Vatten Miljö Teknik på Chalmers Tekniska Högskola samt deras lokala placering.

1.5 Metod

Till grund för denna litteraturstudie ligger produktionen av elektricitet från mikrobiella bränsleceller, produktion av PHA-plast från mikroorganismer samt produktion av biodiesel från slam och alger. Majoriteten av informationen i studien erhöles från artiklar som hittats genom sökningar i sökmotorer som Google Scholar och Summon-tjänsten på Chalmers Bibliotek.

Arbetet med mikrobiella bränsleceller utgick från review-artikeln "Wastewater treatment in microbial fuel cells - An overview" av Gude et. al. (2016) i Journal of Cleaner Production. Reviewartikeln refererade till flertalet andra källor som har använts i projektet. Exempel på söksträngar som användes i tidigare nämnda sökmotorer är *"Microbial fuel cell", mfc AND algae AND continuous OR batch*.

Arbetet med biodiesel utgick från review-artikeln "Microalgae for biodiesel production and other applications" av Mata et. al.(2010) Exempel på söksträngar som användes är *biodiesel AND Sewage Sludge AND algae*.

Arbetet med bioplast har till stor del baserats på studien "PHARIO - A stepping stone to a sustainable value chain for PHA bioplastic using municipal activated sludge" av Bengtsson et. al.(2017) Exempel på söksträngar som användes är *"polyhydroxyalkanoate production" AND "wastewater sludge" AND adf AND feast-famine AND "mixed culture"*.

Kontakt har också initierats med ett antal experter inom området som stöd i delar av arbetet. Simon Bengtsson, Promiko AB, som har forskat om PHA-plast från avloppsvatten, gav råd om ämnet och tipsade om artiklar för PHA-avsnittet. Ett möte genomfördes med Gryaab's utvecklingschef, Ann Mattsson, där Ryaverkets framtidsplaner och möjlig integrering av teknikerna diskuterades. Ett möte genomfördes även med Nikolaos Xafenis, forskare på avdelningen för industriell bioteknik på Chalmers Tekniska Högskola, där den mikrobiella bränslecellens funktion och framtida möjligheter diskuterades. Mejlkontakt har hållits med Jesper Olsson, doktorand på avdelningen för energi, bygg och miljö på Mälardalens Högskola, angående odlingen av alger.

Data angående Ryaverkets förhållanden, så som koncentrationer, flöden och uppehållstider, erhöles från Gryaab. Utifrån Ryaverkets förhållande valdes de bäst lämpade studierna ut för vidare analys och beräkningar för en teoretisk integrering på Ryaverket. Ett studiebesök på Ryaverket gjordes för att få en bättre förståelse för avloppsvattenrening och de specifika processerna på Ryaverket.

1.6 Etik

Eftersom detta projekt är en litteraturstudie väcker utförandet i sig inga etiska dilemman. Möjliga etiska aspekter var om någon av teknikerna skulle leda till sämre vattenrening eller om farliga biprodukter bildas vid användning. I denna litteraturstudie har inga sådana effekter upptäckts och därmed anses inte studien ha några etiska dilemman som är värda att nämna.

2

Teori

I detta avsnitt presenteras grundläggande teori om avloppsvattenrening samt en beskrivning av vatten- och slamhanteringen på Ryaverket. Vidare beskrivs de tre valda teknikernas funktion och processer.

2.1 Avloppsvattenrening idag

Avloppsvatten från tätorter innehåller stora mängder fosfor, kväve och organiska föreningar. Utöver detta kan avloppsvatten även innehålla läkemedelsrester och metaller. Avloppsvatten behöver därför renas innan det släpps ut i naturen för att förhindra en rubbning av de naturliga kretsloppen[5]. Några av problemen som kan uppstå vid utsläpp av orenat avloppsvatten är exempelvis övergödning och syrebrist vilket påverkar livet i vattendragen[6].

Mängden organiskt material i avloppsvatten brukar anges i chemical oxygen demand (COD) (mg/l) och är den mängd syre som går åt vid fullständig oxidation av det organiska materialet. Naturvårdsverket har riktvärden på att COD-halten ska ha en minsta procentuell reduktion med 75% per mättillfälle *eller* att det renade vattnet ska ha en maximal COD-halt på 70 mg/l som årsmedelvärde.[7]

Den mängd organiskt material i avloppsvattnet som kan brytas ner och utnyttjas av mikroorganismer betecknas BOD (biological oxygen demand) (mg/l) och är den mängd syre mikroorganismer behöver för att bryta ner det organiska materialet. Gränsvärdena för BOD i renat avloppsvatten ligger på ett årsmedelvärde av 15 mg/l , dock vid enskilda mättillfällen krävs minst 70% rening *eller* maximalt 30 mg/l . [7]

Det finns också begränsningar vad gäller halter av kväve (N) och fosfor (P) i vattnet. För Gryaab specifikt får årsmedelvärdet för totalt fosfor (TP) inte överstiga 0.4 mg/l . Årsmedelvärdet för totalt kväve (TN) får inte överstiga 10 mg/l , se Bilaga 3.

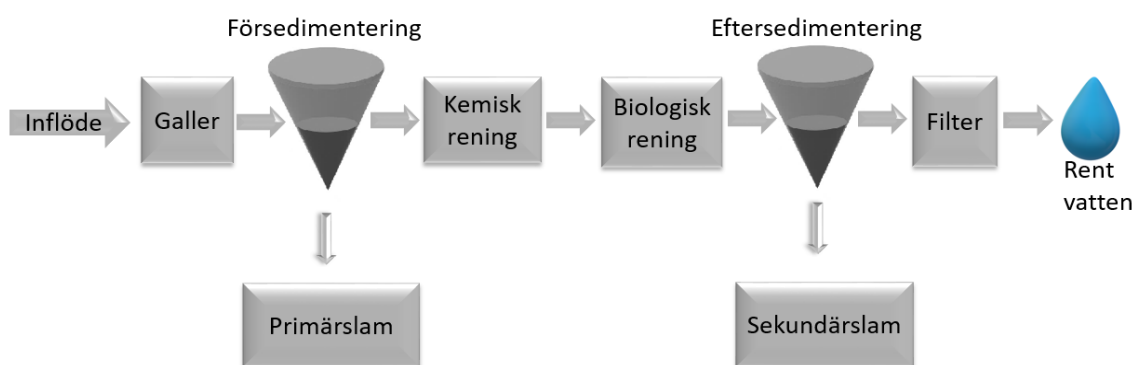
Ett sätt att mäta det organiska materialet i slammet är genom att ange total suspended solids (TSS) (g/l) och volatile suspended solids (VSS) (g/l). För att förstå detta koncept behöver först begreppet total solids (TS) (g/l) definieras. TS är det som finns kvar då ett avloppsvattenprov avdunstras samt torkas vid 103-105°C. För att bestämma TSS förs TS över till ett filter, vanligt förekommande porstorlek är 1,58 μm , för vidare torkning vid 105°C. VSS klassas som de fasta substanser som

kan avgå i gasform då TSS antänds vid $500 \pm 50^\circ\text{C}$. [8]

För att skapa en uppfattning om hur avloppsreningsverk fungerar i dagsläget presenteras nedan en sammanställning av konventionella metoder för avloppsvattenrening. Därefter beskrivs mer specifikt vilka metoder Ryaverket använder.

2.1.1 Grundläggande avloppsvattenrening

Avloppsvattenrening kan generellt delas upp i tre steg: *mekanisk rening*, *biologisk rening* och *kemisk rening*. I figur 2.1 visas en schematisk bild över de steg som ofta ingår i avloppsreningsverk.



Figur 2.1: Schematisk bild över generell vattenrening. Författarens egen bild.

Ofta inleds avloppsvattenreningsprocessen med mekanisk rening som framförallt rensar bort större partiklar och skräp som hamnat i avloppet. Anledningen till detta reningssteg är att förhindra slitage på utrustningen i efterföljande processer. Processer som ingår i den mekaniska reningen är filtrering, ofta med hjälp av galler, och sedimentering. Exempel på galler som används för filtrering är grovgaller och fingaller. Grovgaller filtrerar bort så kallat rens, exempelvis pappershanddukar, medan fingallret rensar bort mindre skräp så som bomullspinnar och portionssnus. Sedimentation sker ofta efter filtrering, detta kan vara i form av ett sandfång som vid lägre flödeshastigheter fångar upp tyngre sandpartiklar. Nästa sedimenteringssteg är försedimenteringen där slam och de flesta fasta partiklar avskiljs från huvudströmmen. Det slam som separeras bort i detta steg kallas för *primärslam*. [9]

Syftet med både den biologiska och kemiska reningen är att skapa större partiklar som sedan kan sedimenteras i ett eftersedimenteringssteg. Slammet från eftersedimenteringen kallas *sekundärslam*. Processerna i den biologiska- och kemiska reningen har ingen definitiv ordning utan kan kombineras utefter varje enskilt reningsverks önskemål. I biologisk rening används olika mikroorganismer, t.ex. bakterier och alger, som kan försörja sig på näringsämnen i avloppsvattnet och därmed minska halten av löst näring i vattnet. Dessa processer designas ofta för att skapa optimala förhållanden för mikroorganismerna, exempelvis genom att tillsätta extra näringsämnen om ett underskott uppstår. För att kunna använda mikroorganismer till kväverening krävs det specifika förhållanden och ofta används kombinationer av aeroba

(luftade) respektive anaeroba (oluftade) bassänger, vilket beskrivs mer ingående i nästa avsnitt. Den biologiska reningen kan även vara fokuserad på fosforrening genom att optimera förhållandet för fosforackumulerande organismer.[9]

Den kemiska reningen handlar främst om att tillsätta kemikalier för att fälla ut fosfor. Ofta används kemikalier med järn eller aluminium för att få fosfor att bilda ett salt som fälls ut. För att komplettera den mekaniska, biologiska och kemiska reningen används ofta efter dessa steg någon form av finare filter, så som skivfilter.[9]

Vilken temperatur och vilken koncentration av näringsämnen avloppsvattnet har när det kommer till avloppsreningsverket är avgörande för den mikrobiella aktiviteten i de biologiska reningsstegen och för vilken bräddning reningsverket ska vara dimensionerat för. Bräddning sker vid höga vattenflöden till följd av nederbörd då den del av vattnet som överstiger reningsverkets maximala kapacitet enbart går genom *ett* reningssteg innan det släpps ut i naturen. I dagsläget har Göteborg stad ett kombinerat vattensystem där avloppsvatten och dagvatten inte separeras. Det leder i sin tur till att Ryaverket tar emot vatten som är både kallare och har en lägre koncentration av näringsämnen jämfört med om ett separerat vattensystem hade använts. Detta leder till en lägre mikrobiell aktivitet och en betydligt större fluktuation i inflödet till reningsverket.

2.1.2 Vattenhantering på Ryaverket

Vattenhanteringen på Ryaverket beskrivs ingående i en animation på Gryaabs hemsida [6]. Med grund i denna animation och Ryaverkets process-schema, som visas i Bilaga 1, beskrivs Ryaverkets vattenhantering nedan. Avloppsvattnet som anländer till Ryaverket genomgår till en början mekanisk rening vilken innefattar ett grovgaller, sandfång, fingaller och försedimentering. Efter den mekaniska reningen sker en kemisk rening där fosfor fälls ut med järnsulfat. Om vattenmängderna är stora till följd av stor nederbörd kan direktfällning användas genom att tillsätta aluminiumklorid. De resterande biologiska reningsprocesserna på reningsverket sker i en relativt komplex flödesordning där flödet delas upp och recirkuleras i ett antal olika steg.

De processer som ingår i den biologiska reningen på Ryaverket är aktivt slamprocessen, den nitrifierande biobädden och efternitrifikation samt efterdenitrifikation med hjälp av Moving Bed Biofilm-reaktorer (MBBR). Aktivt slamprocessen består av bassänger med aeroba och anaeroba regioner. Avloppsvattnet som innehåller stora mängder kväve i form av nitrat (NO_3^-) blandas med delar av sekundärslammet som är rikt på bakterier. I de oluftade zonerna använder bakterierna nitrat, istället för syrgas (O_2), för att bryta ner organiskt material. Detta resulterar i kvävgas (N_2) som släpps ut i luften och processen kallas denitrifikation. I de efterföljande luftade (syrerika) zonerna är kvävehalten lägre vilket gör att bakterierna arbetar effektivare och kan bryta ner det organiska materialet.

I de nitrifierande biobäddarna sker nitrifikation genom att nitrifikationsbakterier växer i biofilmer och vattenspridare fördelar samtidigt vattnet i bädden för att optimera omvandlingen av ammonium (NH_4^+) till nitrat. I MBB-reaktorer sker efternitrifikation och efterdenitrifikation. Efternitrifikationen är en process då nitrifikationsbakterier växer på rörliga bärare för att öka den effektiva ytan. Detta steg är nödvändigt för att öka nitrifikationskapaciteten och minska kvävehalten ytterligare. I efterdenitrifikationen omvandlas sedan nitrat till kvävgas.

En eftersedimenteringsbassäng används för att sedimentera det som fällts ut och flockulerats under de tidigare processernas gång. Det sista steget som vattnet ska ta sig igenom är skivfiltret vilket består av filterdukar med 15 mikrometer små hål som framförallt filtrerar bort partikelbundet fosfor. Till sist släpps det renade vattnet ut i Göta älvs mynning. Värmen i vattnet utnyttjas genom att vattnet går genom Göteborgs Energis värmepumpsanläggning så att värmen kan ledas ut på fjärrvärmennätet.

2.1.3 Slamhantering på Ryaverket

Slamhanteringen på Ryaverket beskrivs ingående i en animation på Gryaabs hemsida [10]. Med grund i denna animation beskrivs Ryaverkets slamhantering nedan. Primärslammet och sekundärslammet, som är biprodukter från avloppsvattenreningen, kan användas för att få fram högvärdiga produkter. Den teknik som används i dagsläget är fermentering av slam för produktion av metangas.

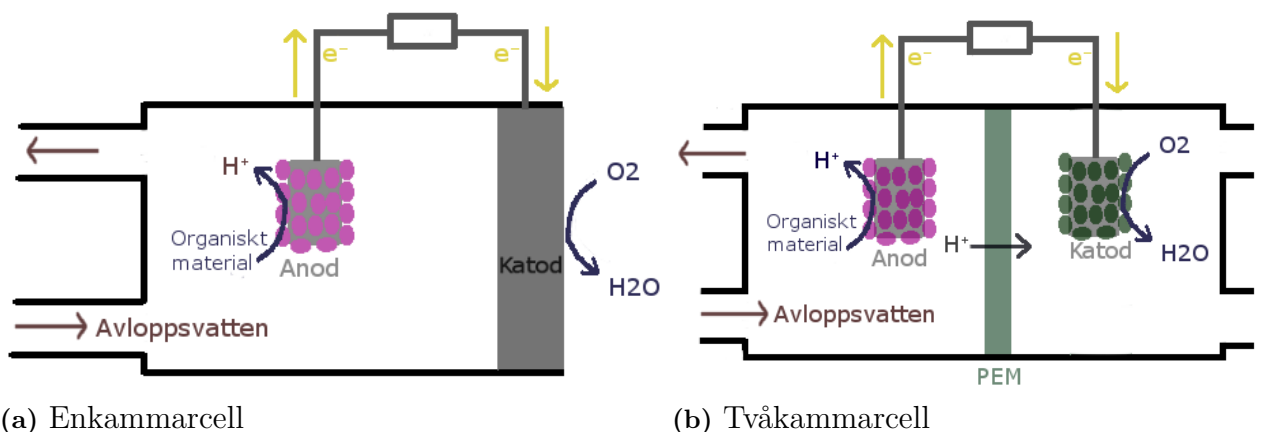
Processen startar med att vattenhalten på primär- och sekundärslammet (blandslammet) minskar från den ingående vattenhalten på 98 % till 94 %. Detta åstadkoms med hjälp av en bandgravitationsförtjockare där slammet färdas på en silduk som filtrerar bort vattnet. Samtidigt tillsätts polymerer för ytterligare förtjockning.

När vattenmängden har minskat röts slammet i en anaerob miljö i 37 grader under cirka 20 dagars tid. Här sker biologisk nedbrytning av organiskt material och metangas bildas. Efter denna rötning går slammet genom skruvpressar för att ytterligare minska vattenhalten, som nu är cirka 70 %. Under de ovan nämnda processerna har koncentrationen av det organiska materialet halverats. Det rötade slammet innehåller många nyttiga näringsämnen, framförallt fosfor, och kan därför användas som anläggningsjord och gödsel.

2.2 Elproduktion från mikrobiella bränsleceller

Rening av avloppsvatten från hushåll står för tre procent av den globala elkonsumtionen [1]. Samtidigt har det organiska materialet i avloppsvatten ett kemiskt energiinnehåll på $1,93 \text{ kWh/m}^3$ [11] vilket kan jämföras med de $0,5 \text{ kWh/m}^3$ som krävs för att rena avloppsvatten enligt traditionella principer [12]. Dessa värden kan dock variera beroende på sammansättning och koncentration på avloppsvattnet samt vilken reningsprocess som används. Detta innebär att om drygt en fjärdedel av den kemiska energin kan utvinas till elektrisk energi skulle avloppsreningsverken rent teoretiskt vara självförsörjande ur energisynpunkt. Detta kan mätas med Coulombsk effektivitet (CE) som är ett mått på hur stor del av den kemiska energin som omvandlas till elektrisk energi.

En metod som kan användas för att utvinna den kemiska energin i avloppsvatten är mikrobiella bränsleceller (MFC). I en MFC oxideras organiskt material av mikroorganismer vid en anod så att den kemiska energin lagrad i bindningarna omvandlas till elektrisk energi. När mikroorganismerna oxiderar det organiska materialet i en anaerob miljö sker en reaktion där koldioxid bildas och elektroner frisläpps som kan doneras till anoden. Från anoden rör sig elektronerna via en resistorkrets mot en katod i aerob miljö. Vid katoden sker en redoxreaktion med syre som slutlig elektronacceptor och en ström har alstrats. Elektroderna är separerade med ett så kallat protonutbytesmembran (PEM) vilket gör det möjligt för en protongradient att byggas upp då protoner frisläpps från mikroorganismen i oxidationsreaktionen. Protonerna vandrar över membranet för att bilda vatten genom att reagera med elektroner och syrgas i en redoxreaktion som visas i ekvation 2.6. Några viktiga parametrar som påverkar effekttätheten (mW/m^3) är temperaturen på avloppsvattnet, flödestypen (kontinuerlig eller satsvis), COD och uppehållstiden (HRT) vilket är den tid som substratet spenderar i bränslecellen. Det finns framförallt två vanliga konfigurationer av en MFC som används för att alstra ström; enkammar- och tvåkammarceller som visas i figur 2.2. [13]



Figur 2.2: Schematisk bild på en en- och tvåkammarcell. Författarens egen bild.

2.2.1 Enkammarcell

Den enklaste MFC-konfigurationen är enkammarcellen (EC) där katoden har direkt kontakt med omgivande luft. På så sätt elimineras behovet av extern syretillförsel till systemet vilket sparar energi. Katoden, som tar emot elektronerna från anoden, består vanligtvis av platina vilket är dyrt och icke-hållbart på lång sikt.[13]

2.2.2 Tvåkammarcell

I tvåkammarcellen (TC) är katoden i direkt kontakt med vattnet. Detta leder till att elektroderna måste separeras med ett 'protonutbytesmembran' (PEM) då anoden kräver anaerob miljö i motsats till katoden. Katodkammaren måste därför syresättas vilket kräver energi. Syrgas kan läcka in i anodkammaren vilket leder till en minskad redoxpotential. Emellertid är detta oftast inget problem eftersom mikroorganismerna i anodkammaren snabbt kan förbruka syrgasen och på det viset bibehålla potentialen. En fördel med TC är att biokatoder kan användas istället för tungmetallkatoder vilka är både billigare och bättre ur miljösynpunkt.[13]

2.2.3 Anodens roll

Mikroorganismerna i anodkammaren oxiderar det organiska materialet och elektroder frisläpps vilket innebär en minskning av COD. För ökad effektivitet av den mikrobiella bränslecellen är det fördelaktigt att bakterierna existerar i en så kallad biofilm[14]. Detta eftersom bakterierna fixeras vid en yta vilket är essentiellt vid elektronöverföringen från bakterierna till anoden. Elektronerna behöver transporteras från biofilmen till anoden vilket kan göras på tre sätt. Elektrontransporten kan ske via en *mediator*, exempelvis en metabolit från bakterierna, som transporterar elektronen från biofilmen till anoden. Alternativt kan biofilmen fästa direkt på anoden vilket innebär att *direkt elektronöverföring* kan ske om bakterierna har membranbundna elektrontransportproteiner. De bakterier i biofilmen som inte har direktkontakt med anoden kan använda sig av elektriskt ledande *nanotrådar*, så kallade pili, för att överföra elektronerna.[15] Vanliga material för anoden är olika typer av kol, exempelvis grafit[16].

2.2.4 Katodens roll

Katoden tar emot elektroner som har vandrat från anoden via resistorkretsen. Elektronerna reagerar i den aeroba lösningen med syrgas och protoner och bildar vatten. Katoden kan vara av samma material som anoden men det vanligaste är att använda en platinakatod för att öka potentialen. Platinakatoden är dock dyr och förstörs lätt av sulfider som är vanligt förekommande i avloppsvatten.[16]

Ett alternativ till platinakatoder är så kallade biokatoder som är ett miljövänligare och billigare alternativ. Biokatoderna är oftast direkta producenter av syrgas, genom fotosyntes, som agerar slutlig elektronacceptor. Vanliga biokatalysatorer är alger som växer i katodkammaren i en tvåkamrig MFC eller bakterier som fäster direkt på katoden med hjälp av en biofilm i en enkamrig eller tvåkamrig MFC. En

nackdel med biokatoder är att de kräver optimala förhållanden, så som ett temperaturintervall och en minsta näringskoncentration, för att växa och därmed bibehålla bränslecellens funktion.[17]

Avloppsvatten har en genomsnittlig komposition av C:N:P med förhållandet 20:8:1 där C är kol, N är kväve och P är fosfor. Detta kan dock variera beroende på de specifika reningsverkens förhållanden. Alger har en komposition av C:N:P med förhållandet 50:8:1. Dessa liknande förhållanden kan innebära att avloppsvatten är en möjlig näringskälla för alger vid tillsats av exempelvis koldioxid som behövs i algernas fotosyntes för att bilda syrgas. Samtidigt kan alger ta upp kväve och fosfor och tillsammans med energin från det organiska materialet bilda biomassa. Detta innebär att alger i katodkammaren bidrar till rening av avloppsvattnet genom att minska halten av framförallt fosfor och kväve. Samtidigt kan den producerade biomassan, det vill säga den alg tillväxt som erhålls till följd av upptag av organiskt material, användas till senare produktion av högvärdiga produkter så som biodiesel.[17]

2.2.5 Reaktioner vid elektroderna

För att kunna beräkna hur mycket elektricitet som produceras i en MFC krävs kunskap om spänningsskillnaden mellan anod och katod. Den maximala spänningen som kan erhållas av en MFC kan beräknas enligt ekvation 2.1,

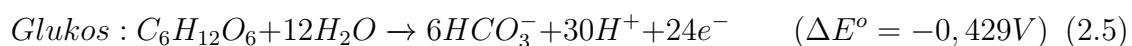
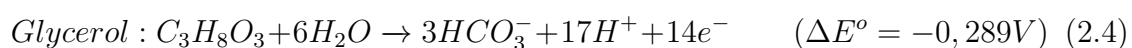
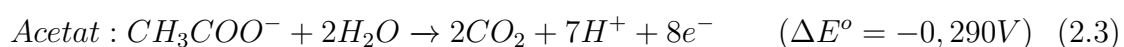
$$\Delta E_{cell}^o = \Delta E_{katod}^o - \Delta E_{anod}^o \quad (2.1)$$

där E^o är standardelektrodpotentialen för halvreaktionen. Ekvation 2.1 gäller endast vid standardförhållanden; temperaturen 25°C, trycket 1 bar och koncentrationen 1 M av reaktanterna. I verkligheten gäller dessa förhållanden nästan aldrig och då kan istället ekvation 2.2 (Nernst's ekvation) användas för att beräkna ΔE_{cell} ,

$$E = E^o - \frac{RT}{nF} \ln Q \quad (2.2)$$

där R är den allmänna gaskonstanten, T är temperaturen, n är antalet elektroner som förflyttas i reaktionen, F är Faraday's konstant och Q är kvoten mellan produkt- och reaktantkoncentrationerna.

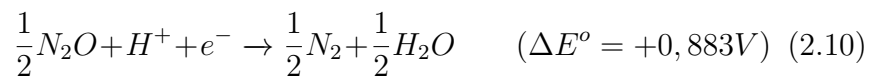
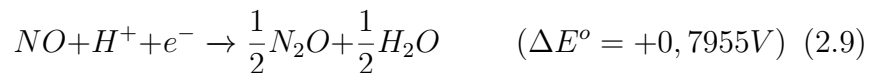
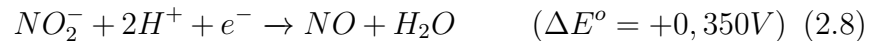
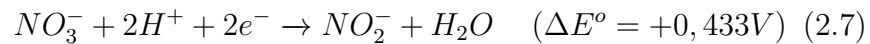
Kolföreningar oxideras anaerobt vid anoden och det har visats att den mikrobiella bränslecellen är mer effektiv vid oxidation av en blandning av kolföreningar[18]. Några av de potentiella oxidationsreaktioner som kan ske vid anoden visas i ekvationer 2.3 - 2.5[18][19].



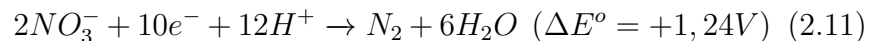
I den aeroba miljön vid katoden sker främst redoxreaktioner då näringsämnen i avloppsvattnet och syre reagerar med elektronerna från katoden. Exempelvis reduceras syre vid katoden och bildar vatten enligt redoxreaktionen i ekvation 2.6[18].



Nitrat kan omvandlas till kvävgas (denitrifikation) enligt ekvation 2.7 - 2.10[18].



Då kan hela processen beskrivas enligt denitrifikationsreaktionen där NO_3^- reduceras till N_2 enligt ekvation 2.11.



Ur dessa ekvationer kan cellens maxpotential beräknas och den teoretiska maximala elutvinningen har beräknats till $3,86 \text{ kWh/kgCOD}_{in}$ [20].

2.2.6 Flödestyp

Oavsett hur många kammare en mikrobiell bränslecell har så kan driften ske på tre olika sätt; kontinuerligt, satsvis (batch) eller fedbatch. Kontinuerlig drift innebär att flödet med avloppsvatten genom den mikrobiella bränslecellen har en konstant flödes hastighet $Q(m^3/s)$. Satsvis drift innebär att tanken fylls på och töms i sats, det vill säga inget in- eller utflöde sker mellan påfyllning/tömning. Fedbatch innebär att tanken regelbundet fylls på med en viss mängd, en sats. Det vill säga den matas med avloppsvatten med jämna mellanrum vilket i sin tur leder till att volymen ökar fram till dess att tanken töms. I fallet med en tvåkammarcell behöver inte de två elektrodskammarna ha samma flödestyp, exempelvis kan anodskammaren vara kontinuerlig och katodskammaren batch.

2.2.7 Appliceringar av mikrobiella bränsleceller

De senaste 10 åren har mikrobiella bränsleceller blivit mer populära i vetenskapliga kretsar för teknikens möjlighet att omvandla kemisk energi till elektrisk. Detta har blivit speciellt populärt inom avloppsvattenrening där en stor mängd kemisk energi går till spillo i den konventionella reningen. Mikrobiella bränsleceller har då blivit ett attraktivt teoretiskt tillägg/substitut till den konventionella biologiska reningen eftersom det blir möjligt att öka den Coloumbiska effektiviteten dramatiskt och samtidigt öka reningsgraden[18].

2.3 Produktion av bioplast

Varje år produceras cirka 300 miljoner ton plast i världen[21]. De konventionella fossilbaserade plasterna bidrar till ökad användning av världens petroleumreserver samtidigt som deras höga kemiska stabilitet har en negativ påverkan på miljön[22]. Den stora efterfrågan av plast i kombination med dess höga persistens har ökat behovet av mer hållbara alternativ med samma funktion. Bioplast klassas som en möjlig ersättare till konventionell plast och framförallt för förbrukningsartiklar med kortare livslängd[21]. Bioplast skulle minska den stora användningen av naturresurser och de stora avfallsproblem som är aktuella i dagens samhälle[23]. Ett alternativ kan vara bioplast baserad på polymeren polyhydroxyalkanoat (PHA) som är både bionedbrytbar och biokompatibel (kan integreras i biologisk vävnad) vilka är viktiga egenskaper om plasten ska vara miljövänlig[24].

2.3.1 PHA-plast

PHA är relativt välkaraktäriserat vad gäller egenskaper och marknadsapplikationer men det som hindrar utvecklingen är det faktum att priset är fyra till nio gånger högre än för syntetplaster[24]. Därför behövs mer kostnadseffektiva tillverkningsprocesser för att produktionen ska vara gynnsam. Bioplast tillverkad av PHA har termoplastiska egenskaper, vilket innebär att plasten håller formen vid uppvärmning, och är vattentät, vilket är önskvärt hos en plast[25]. En fördel med bioplast från PHA är att det finns stora möjligheter att kemiskt modifiera polymeren vilket i sin tur kan generera stor variation i materialegenskaper men också många framtida användningsområden[26].

PHA syntetiseras med hjälp av en naturlig mikrobiell mekanism som möjliggör för bakteriecellerna att intracellulärt lagra kol och energi. När kol finns i överskott och tillväxten är begränsad av något annat näringsämne, exempelvis kväve, kan kolet lagras och sättas samman till en biopolymer. Beroende på vilken kolkälla som används erhålls olika egenskaper hos polymeren[21]. Lagringen av kol och energi sker i form av olösliga partiklar i cytoplasman som en form av reserv som kan användas då den begränsade resursen åter finns tillgänglig[4]. Metabolismen för PHA-syntes kodas av genen *phaC*, vilket gör organismer som kan uttrycka denna gen önskvärda vid PHA-produktion. Uttryck av genen *phaC* klassas därmed som karaktäristiskt för PHA-lagrande organismer[4].

I produktionen av PHA kan antingen en ren bakteriekultur eller en blandad bakteriekultur (MMC) användas. I en renkultur kan alla organismer lagra PHA. I en blandkultur bestäms antalet organismer som besitter en lagringsförmåga av PHA av styrkan i det selektionstryck som skapas i processen. Om sekundärslam, eller aktivt slam, från ett avloppsreningsverk används klassas det som en blandkultur. Enligt Simon Bengtsson, Promiko AB, som har forskat inom ämnet, krävs sterilisering vid användning av renkulturer. Samtidigt erhålls bäst effektivitet med ett raffinerat substrat, så som en högkoncentrerad sockerlösning, vilket avloppsvatten inte är ett exempel på. Blandkulturer kan däremot anrikas i ett öppet system vilket eliminerar

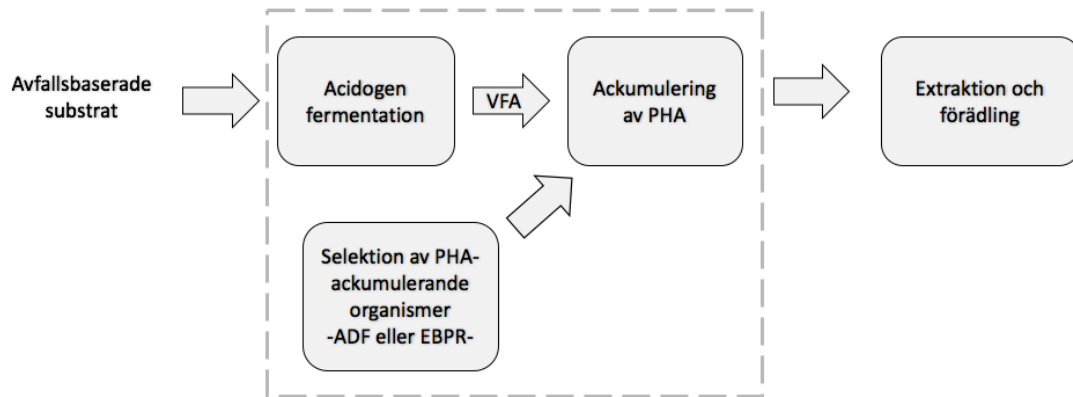
kravet på sterilisering. Blandkulturer är också bättre på att kontinuerligt adaptera sig till olika miljöer. Eftersom avloppsvatten är ett öppet system och ständigt har en varierande ämnessammansättning och temperatur är blandkulturer fördelaktiga i avloppsreningsverk. Blandkulturer genererar dock lägre innehåll av PHA och ger upphov till lägre volumetriska produktiviteter än renkulturer[24]. Beroende på sammansättningen av substratet kommer olika typer av polymerer att produceras[27]. I jämförelse med syntetiska substrat, som används i industriell produktion, kommer variationen i avloppsvattnet att vara betydlig och därmed kan det förväntas en lägre kvalitet på plasten från avloppsreningsverken jämfört med plast producerad industriellt från renkulturer. Sammansättningen av primärslammet, som används som substrat, är dock relativt konstant vad gäller förhållandet mellan kolhydrater, lipider och proteiner[27], vilket innebär att polymeren som produceras kommer att vara av jämn men troligtvis något lägre kvalitet än den industriellt producerade.

I dagsläget är det framförallt majs och andra stärkelserika växter som används som råmaterial vid industriell produktion av PHA. Detta leder till diskussioner angående den stora användningen av landområden och att resurser som egentligen är avsedda för mat används i ett annat syfte. Detta problem kan eventuellt förbigås genom att istället använda avloppsvatten som råmaterial för produktionen. Då skulle dessutom produktionskostnaden minska eftersom råvarorna i dagsläget står för mer än 36% av kostnaden.[23] Nackdelar med den konventionella metoden att framställa PHA-plast är som tidigare nämnt den höga kostnaden för råmaterial men också det höga kravet som ställs på sterilitet. En möjlighet att sänka kostnader för råmaterial och sterilisering är alltså att använda det aktiva slammet, en blandad kultur, från avloppsvattenrening som källa för PHA-producerande mikroorganismer och eventuellt avloppsvatten *eller* slam som kolkälla.[21] Om ytterligare kolkälla behövs för produktionen, kan externt substrat behöva tillsättas.

2.3.2 Produktion av PHA från avloppsvatten

Genom att använda avloppsvatten som näringskälla för PHA-producerande mikroorganismer kan avloppsvattnet renas samtidigt som en värdefull biprodukt erhålls. I fallet med avfallsbaserade substrat är en trestegsprocess aktuell vilken innefattar *acidogen fermentation*, *selektion av PHA-ackumulerande organismer* och *ackumulering av PHA*. Den acidogena fermentationen görs med syftet att producera lättflyktiga fettsyror (VFA) från avfallet eller slammet. VFA används därefter som näring åt de PHA-ackumulerande organismerna i ackumuleringssteget. Samtidigt görs en *selektion av PHA-ackumulerande organismer*, antingen med hjälp av aerobisk dynamisk feeding (ADF) eller enhanced biological phosphorus removal (EBPR), och därefter tillsätts organismerna till ackumuleringssteget där lagringen av PHA i organismerna ska maximeras. Den PHA som har producerats av de mikrobiella organismerna i ackumuleringssteget behöver därefter extraheras. För att kunna extrahera PHA från biomassan måste biomassan inledningsvis acidifieras för att bibehålla PHA-halten. Därefter avvattnas och torkas biomassan till ett torrviktsinnehåll på 90%. Polymeren extraheras med hjälp av organiska lösningsmedel så som butanol[27]. Den extraherade polymeren renas sedan för att få en råvara som kan användas till att

producera plast[24]. Den överblivna biomassan efter denna extraktion kan rötas på samma sätt som slammet görs i dagsläget och på det viset generera metangas[27]. Den generella trestegsprocessen beskrivs i Figur 2.3.



Figur 2.3: Trestegsprocessen för PHA-produktion med efterföljande extraktion och förädling. Författarens egen bild.

För att bakterierna ska kunna lagra PHA behöver kolhydraterna i avloppsvattnet omvandlas till VFA via acidogen fermentation. För att kunna selektera en biomassa med PHA-ackumulerande potential (PAP) finns det två olika metoder. Den ena är ADF som sker helt aerobt och bygger på principen om *feast and famine* det vill säga att bakterierna utsätts för tillgänglighet respektive otillgänglighet av en kolkälla. En variant av denna är anoxic feast aerobic famine (AFAF) som är en liknande process men då utsätts bakterierna också för anoxiska (inget fritt syre finns tillgängligt) respektive aeroba förhållanden. Den andra metoden kallas EBPR och då utsätts bakterierna för alternerande anaeroba/aeroba miljöer. Båda dessa metoder gynnar PHA-ackumulerande biomassa; ADF till följd av en intracellulär tillväxtbegränsning och EBPR till följd av en extracellulär tillväxtbegränsning.[24] Alltså kan dessa selektionsmetoder användas i kombination med olika reningsmetoder, exempelvis kväverening eller fosforering, för att skapa rätt förhållanden för organismerna.

Alternativet att syntetisera PHA med blandade kulturer uppmärksammades för första gången i reningsverk som egentligen var designade för biologisk fosforering[28]. Dessa reningsverk var uppbyggda av alternerande aeroba och anaeroba miljöer, i likhet med aktivt slamprocessen. Det finns två olika grupper av bakterier som har PHA-ackumulerande förmågor; fosforackumulerande organismer (PAO) och glykogenackumulerande organismer (GAO). Hos båda dessa bakterier är syntes av PHA en viktig del i metabolismen. Under syrefria förhållanden omsätts kolkällan och PHA syntetiseras vid förbrukning av glykogen. När syre finns tillgängligt används den lagrade polymeren för tillväxt, livsuppehållande åtgärder och för att fylla på glykogenlagret. Genom att växla mellan aeroba och anaeroba förhållanden gynnas dessa bakterier eftersom de lätt kan ackumulera kolföreningar. PAO släpper ifrån sig fosfat vid syrefria förhållanden för att samla energi för PHA-ackumulering. När

syre åter blir tillgängligt tas fosfat upp i överskott för att fylla på fosforlagret och PHA bryts istället ned för att alstra energi. För GAO erhålls däremot energin under anaeroba förhållanden från glykolysen och ingen fosfat släpps ut eller ackumuleras. Att växla mellan aeroba och anaeroba förhållanden fungerar därför som en selektion av PHA-ackumulerande organismer tack vare att detta system ger de en fördel gentemot övriga bakterier. En bra selektion är viktig för att kunna producera så mycket PHA som möjligt i efterföljande steg.[28]

2.4 Produktion av biodiesel

Att producera drivmedel från förnyelsebara källor är en av vår tids största utmaningar. Biodiesel är ett möjligt alternativ men produceras ofta på bekostnad av någon annan råvara, exempelvis mat. Det är därför av intresse att hitta förnyelsebara källor som inte konkurrerar med andra nödvändigheter. Diesel är ett drivmedel som består av fetter med relativt långa kolkedjor. För att producera biodiesel försöker man efterlikna dessa kolkedjor med hjälp av lipiderna som förekommer i många organiska material. Lipiderna som utvinns genomgår ett antal olika reaktioner för att antingen bilda fettsyrametylestrar (FAME) eller hydrogenerade vegetabiliska oljor (HVO)[29]. Dessa bränslen går båda under den generella beteckningen *biodiesel* men ordet används dock främst då man talar om FAME.

Det finns främst två sätt att utvinna fetter från avloppsvatten. Den ena metoden bygger på att producera biomassa; då produceras alger med hög lipidhalt i avloppsvattnet och en algkaka kan filtreras ut. Lipiderna extraheras därefter med hjälp av ett lösningsmedel. Den andra metoden är direkt utvinning av lipider från slammet. Lipidkoncentrationen hos primärslammet skiljer sig mycket mellan olika sorters slam men kan vara upp till 30%[30].

2.4.1 Biodieselproduktion från primärslam

Slammet är de strömmar på ett reningsverk som har högst koncentration av organiskt material. Flöden av slam avskiljs både i försedimenteringen och eftersedimenteringen. Primärslammet uppkommer efter försedimenteringen och innehåller både det fett som skrapas av ytan samt solida partiklar. Sekundärslammet består till största del av de mikroorganismer som har ackumulerats i vattenreningen[31]. Därför är det betydligt högre lipidhalt i primärslammet än i sekundärslammet.

Den mest studerade metoden för att producera biodiesel från slam är en tvåstegsprocess där lipiderna först extraheras och sedan transesterifieras. För att utvinna dessa lipider från slammet finns ett antal testade extraktionsmedel. Vissa extraktionsmedel kräver torrt slam medan andra fungerar då slammet fortfarande har en hög vätskehalt. Extraktionsmedel är ofta lättflyktiga organiska lösningsmedel och vid utvinning av lipider är metanol det vanligaste[32]. Att extraktionsmedlen är lättflyktiga kan dock vara skadligt för omgivande människor och miljö därför behöver mindre hälsoskadliga alternativ hittas. Ett mindre hälsoskadligt alternativ är olika joniska föreningar som har jämförelsebara extraktionsegenskaper och som

även har fördelen att kunna extrahera lipider ur slam med hög vattenhalt[33]. Transesterifieringen är en process där triglyceriderna i lipiderna omvandlas till FAME [29]. Detta görs oftast genom att tillsätta metanol och en syra som katalysator[34]. Denna tvåstegsmetod är den mest undersökta men det är även möjligt att utföra i ett steg, då transesterifieringen sker i slammet *samtidigt* som extraktionen sker[35].

Trots att de olika stegen som används vid biodieselproduktion inte är särskilt komplexa förekommer det en hel del utmaningar. De största utmaningarna är ”*att ha en bra förbehandling av slammet, själva extraktionsmedlet, biodieselproduktionen, kvaliteten på biodiesel och kostnaden och säkerheten för dessa processer*”[32] (direktöversatt).

2.4.2 Biodieselproduktion från alger

Som tidigare nämnts i rapporten är avloppsvatten en möjlig näringskälla för alger. Alger är samtidigt en resurs som kan utnyttjas för produktion av biodiesel. Algerna tar näring från avloppsvattnet och med tillsats av koldioxid och vid närvaro av solljus kan algerna växa. Deras korta generationstid och förmåga att leva i kritiska förhållanden gör alger till en möjlig råvara för biodieselproduktion. Beroende på algsort kan alger innehålla uppemot 70% lipider av sin totala torrsvikt och det finns ett stort antal algsorter som potentiellt kan användas för denna typ av produktion[36]. Vissa algsorter har högre lipidhalt medan andra har fördelen av en kortare reproduktionstid.

Att producera biodiesel från alger kräver fler steg än den då lipider utvinns direkt ur slammet eftersom biomassan, i detta fall algerna, först måste produceras. Algbassänger ligger fördelaktigt i början av vattenreningen, direkt efter försedimenteringen, för att algerna ska föröka sig i så näringsrikt vatten som möjligt. Under tiden som algerna förökar sig renar de även en del av det kväve och fosfor som finns i vattnet. Extraktionen och transesterifieringen av lipider från alger går till på ungefär samma sätt som vid lipidutvinning ur slam. Extraktion kan antingen ske med hjälp av konventionella lösningsmedel eller med mer miljövänliga joniska lösningsmedel[37]. Det är även här möjligt för extraktionen och transesterifieringen att ske samtidigt i *en* kemisk process. En annan metod som kan användas för lipidutvinning från alger är att mekaniskt pressa ut fett från algmassan. Emellertid är detta inte särskilt effektivt på grund av algcellernas ringa storlek.

De största svårigheterna kring att odla alger är att algproduktion kräver solljus vilket inte alltid finns tillgängligt. En annan utmaning är kvalitén på avloppsvattnet. Trots att alger kan överleva i kritiska förhållanden är det inte självklart att de klarar av vissa bakterier eller tungmetaller som kan förekomma i avloppsvattnet. Studier har visat att alger interagerar med olika bakterier och det har också undersökts hur mycket detta kan påverka produktionen[38]. De bakterier som i nuläget har undersökts har inte haft någon inhiberande effekt på algerna. Den största utmaningen ligger dock i kostnaden för produktion av biodiesel från alger som i nuläget är högre än för oljebaserat diesel[36]. Dock gäller detta vid all produktion av bio-

diesel men i Sverige kan förmåner erhållas från staten för att öka produktionen av förnyelsebara drivmedel.

3

Analys

I följande avsnitt motiveras de olika teknikernas potentiella produktutvinning utifrån tidigare studier. Först presenteras dock en överblick av datan som har erhållits från Gryaab. Resterande analys bygger därefter på att utifrån Gryaabs data samt den teoretiska bakgrunden motivera och redovisa hur den potentiella resursutvinningen kommer att beräknas. Alla relevanta beräkningar redovisas i Bilaga 5.

3.1 Data från Gryaab

För att kunna utföra önskade beräkningar har data från Gryaab använts. All data som presenteras här redovisas i Bilaga 2 och Bilaga 3. Datat avser år 2017 och ger därför en tydlig bild över hur reningsverket opererar i dagsläget. Beräkningar kommer till största del att utföras på genomsnittliga värden som presenteras i tabell 3.1. Alla värden på näringsmängd är uppmätta *efter* försedimenteringen.

Tabell 3.1: Genomsnittliga koncentrationer med standardavvikelse baserat på dygnsmedel för COD, fosfor och kväve samt inflödet till Ryaverket 2017.

COD _{in} (mg/l)	Fosfor _{in} (mg/l)	Kväve _{in} (mg/l)	Flöde _{in} (m ³ /s)
204±45,7	3,0±0,84	20,6±6,2	4,4±1,76

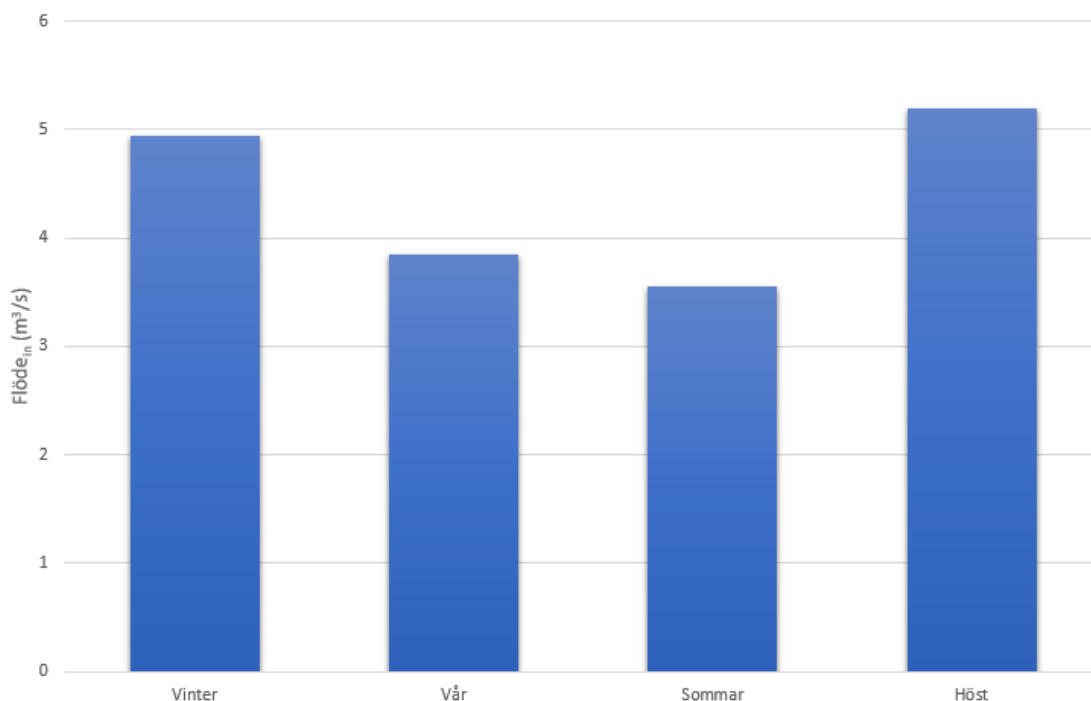
3.1.1 Energi

Gryaabs totala energiförbrukning under 2017 var 53,44 GWh varav 40,7 GWh var el och 12,7 GWh var värme. Total biogasproduktion under 2017 var 73,4 GWh och värmeåtervinningen som Göteborgs energi gjorde från avloppsvattnet var 486 GWh. Detta innebär att Gryaab redan idag är självförsörjande ur energisynpunkt. Den teoretiskt maximala energimängden som kan utvinnas från avloppsvattnet på Ryaverket beräknades till knappt 110 000 GWh/år. Detta beräknades utifrån den teoretiskt maximala energiutvinning per massa organiskt material som är 3,86 kWh/kg COD_{in}[20] som är möjlig om all den kemiska energin i det organiska materialet omvandlas till elektrisk energi, det vill säga den Coulombska effektiviteten är 100%.

3.1.2 Flöde

Trots att de flesta beräkningar kommer att utföras på genomsnittliga värden är det bra att ha i åtanke att variationen på inflödet till Ryaverket är stor. Enligt tabell 3.1

är det genomsnittliga inflödet till reningsverket $4,4 \text{ m}^3/\text{s}$ vilket kan jämföras med det maximala inflödet år 2017 som var $12 \text{ m}^3/\text{s}$. Figur 3.1 visar tydligt att inflödet varierar kraftigt med årstiderna.



Figur 3.1: Genomsnittliga inflöden av avloppsvatten till Ryaverket under olika årstider år 2017. Författarens egen bild.

3.1.3 Temperatur

Medeltemperaturen på avloppsvattnet i inflödet till Ryaverket år 2017 var $14,4 \pm 2,9^\circ\text{C}$. På vinterhalvåret (höstdagjämning till vårdagjämning) var genomsnittstemperaturen $12,3 \pm 2,4^\circ\text{C}$ och på sommarhalvåret (vårdagjämning till höstdagjämning) $16,2 \pm 2,5^\circ\text{C}$ (Bilaga 2).

3.1.4 Uppehållstid

Totala genomsnittliga uppehållstiden för avloppsvattnet i Ryaverket är 8 h. Denna tid är uppdelad mellan ett flertal olika bassänger och kanaler. Den genomsnittliga uppehållstiden i de aktiva slambassängerna är runt 3,5 h men är svår att precisera på grund av recirkulationsflöden. Uppehållstiden i försedimenteringen är 1h 40 min.

3.1.5 Slam

Ryaverkets slamflöde är mer konstant än vad avloppsvattnets inflöde till Ryaverket är. Den genomsnittliga mängden slam år 2017 var $47 \text{ m}^3/\text{h}$ varav $17,4 \text{ m}^3/\text{h}$ var primärslam och $29,6 \text{ m}^3/\text{h}$ sekundärslam. I en studie som gjordes på Ryaverket har även VS och TS i slammet undersökts. I slammet är VS och TS detsamma som VSS

och TSS eftersom nästan allt fast material i slammet är av större partikelstorlek. Mängden fett, kolhydrater, protein samt inert material i slammet undersöktes också i denna studie och redovisas i Bilaga 2.

3.1.6 Separerat system

Ann Mattsson, utvecklingschef på Gryaab, menar att det största problemet som Ryaverket har idag är att Göteborg stad har ett kombinerat avloppssystem där dagvatten blandas med avloppsvatten. Sammanlänkningen av de båda vattenledningsnäten gör att inflödet till Ryaverket fluktuerar till följd av nederbörd och variationen är noterbar från dag till dag. En separering av systemen skulle ge en högre koncentration av näringsämnen, ett mer stabilt och lägre flöde och en högre medeltemperatur. Ett separerat avloppssystem är i Göteborg essentiellt för att implementering av de nya teknikerna ska bli aktuellt för Gryaab.

I ett separerat system skulle inflödet till Ryaverket kunna antas vara mellan 3-4 m^3/s enligt figur 3.1 där inflödet är 3,5 m^3/s under sommaren när nederbörden är som lägst. Medeltemperaturen skulle i ett separerat system, där inflödet aldrig antas vara större än 4 m^3/s , vara cirka $15,3 \pm 2,9^\circ C$ det vill säga nästan $1^\circ C$ högre än vad medeltemperaturen är i dagsläget med ett kombinerat system. Denna medeltemperatur beräknades genom ett antagande att inflödet in till Ryaverket aldrig skulle överstiga 4 m^3/s om ett separerat avloppssystem existerade och medeltemperaturen beräknades därefter för datan som uppfyllde detta krav. Om medeltemperaturen beräknas på samma sätt, men med 3 m^3/s som krav, så ger det en medeltemperatur på $16,5 \pm 2,9^\circ C$. Programmet som har skapats och använts för dessa beräkningar presenteras i Bilaga 4. En estimering av medelvärde av koncentrationen av organiskt material (COD) vid existens av ett separerat system beräknas till cirka 300 mg/l . På liknande sätt har fosfor- och kvävekoncentrationerna i inflödet beräknats till 4,5 mg/l respektive 30,2 mg/l .

3.2 Introduktion till beräkningar

I följande avsnitt presenteras underlaget för de beräkningar som har gjorts i denna rapport tillsammans med de avgränsningar som har gjorts för respektive teknik. De bäst motiverade produktionsalternativen för de olika teknikerna har valts utifrån artiklar som berör ämnet samt genom konsultation med experter inom de specifika områdena. Data för samtliga tekniker har samlats in och en uppskattning av potentiell produktutvinning motiveras.

3.2.1 Elektricitet från mikrobiella bränsleceller

I följande avsnitt görs först en analys av tidigare studier som har undersökt mikrobiella bränsleceller och därefter motiveras värden för relevanta parametrar vid teoretisk integration på Ryaverket.

3.2.1.1 Analys av tidigare studier

Väldigt få pilotstudier har gjorts på mikrobiella bränsleceller. Endast 2% av alla studier som hade gjorts på MFC fram till 2013 använde en reaktor större än 1 l, färre än 30% kördes kontinuerligt och de flesta studier gjordes med syntetiskt avloppsvatten[39].

De olika sorters mikrobiella bränsleceller som studeras i denna studie är kontinuerliga enkammar- och tvåkammarceller samt satsvisa enkammar- och tvåkammarceller. I tabell 3.2 och 3.3 redovisas kvantitativa data från ett stort antal tidigare studier där försök har gjorts med mikrobiella bränsleceller. TC är tvåkamriga celler och EC är enkamriga celler. Tabell 3.2 och 3.3 användes för att beräkna genomsnittliga värden av borttagningshalten av COD (COD_{rem}), fosfor (P_{rem}), kväve (N_{rem}), effektiviteten och den Coloumbiska effektiviteten (CE) som redovisas i tabell 3.4.

Studier som använder riktigt avloppsvatten i sina försök markeras med * i tabellerna. Värt att notera är dock att även om det är avloppsvatten som studeras i dessa studier så är koncentrationen av organiskt material i inflödet i vissa studier upp till tio gånger större än vad det är hos Ryaverket. Det finns endast tre studier där alger har integrerats i katodkammaren och markeras i tabellerna med '.

3. Analys

Tabell 3.2: Kvantitativa resultat från tidigare studier där *kontinuerliga* mikrobiella bränsleceller har undersökts. TC är tvåkamriga celler och EC är enkamriga celler. * betecknar de studier där riktigt avloppsvatten har använts och ' betecknar de studier där alger har integrerats i katodkammaren. COD_{rem}, P_{rem} och N_{rem} är borttagning av organiskt material, fosfor respektive kväve. HRT är uppehållstiden.

Typ	COD in (mg/l)	COD _{rem} (%)	P _{rem} (%)	N _{rem} (%)	Effekttäthet (mW/m ³)	CE (%)	HRT (h)	Volym (dm ³)	Bio- katod	Studie
TC	1296	40,5	18	73(NH ₃)	4,72	0,063	38,3	0,797	Nej	[40]
TC'	1296	36,5			3,19	0,05	38,3	0,797	Ja	[40]
TC*	1900	86			1717	21	250	1,5	Nej	[41]
TC*	508	93			11000	2	7,2	0,56	Nej	[42]
TC*	815	84,7			778	19,1	72	90	Nej	[43]
TC*	3321	87,6			674	8	144	90	Nej	[43]
TC*	324	88,2		54,3	24,96	-	49,8	9,2	Nej	[44]
TC*	350	84			156,5	24,4	383	2,3	Nej	[45]
TC*	350	90			358,7	49,6	383	2,3	Nej	[45]
EC*	220	40			348,5	12	3	0,39	Nej	[46]
EC*	226	80			300	5	20	16	Nej	[47]
EC	2125	52			24	12	8	0,13	Nej	[48]
EC	2125	81			18	80	16	0,13	Nej	[48]
EC	770	96		96,8(NH ₃)	219,1	25	15	0,028	Ja	[49]
EC	770	96		90,7(NH ₃)	208,7	26	15	0,028	Ja	[49]
EC	770	96		61(NH ₃)	173,9	45	15	0,028	Ja	[49]
EC*	333	79		71	470	5	144	250	Nej	[50]

Tabell 3.3: Kvantitativa resultat från tidigare studier där *satsvisa* mikrobiella bränsleceller har undersökts. TC är tvåkamriga celler och EC är enkamriga celler. * betecknar de studier där riktigt avloppsvatten har använts och ' betecknar de studier där alger har integrerats i katodkammaren. COD_{rem}, P_{rem} och N_{rem} är borttagning av organiskt material, fosfor respektive kväve. HRT är uppehållstiden.

Typ	COD in (mg/l)	COD _{rem} (%)	P _{rem} (%)	N _{rem} (%)	Effekttäthet (mW/m ³)	CE (%)	HRT (h)	Volym (dm ³)	Bio- katod	Studie
TC'	149,3	99,6	69,8	87,6	122,4	-	100	0,5	Ja	[51]
TC*	595	95			729	40,5	495	0,25	Nej	[52]
TC	330	84			5300	23,4	192	0,32	Nej	[53]
TC	138,5	39,6			15,1	39,8	100	0,5	Ja	[54]
TC'	1000	94			5600	85	200	0,22	Ja	[55]
EC	840	64,9	94,6(PO ₄ ³⁻)28,6(NH ₃)		2600	39,9	80	0,125	Nej	[56]
EC	840	53,9			900	41,2	80	0,11	Nej	[56]
EC*	3200	90			133,5	-	120	1	Nej	[57]
EC	130	24		28	875	24,8	22	45	Nej	[20]
EC	300	55			700	28	100	0,028	Nej	[58]
EC	300	75			3700	20	100	0,028	Nej	[58]

Det är mycket som skiljer sig åt i de olika studierna mer än vilken typ av reaktor och vilket sorts drift som har använts. Några studier har använt så kallade tubulära MFC, som har visats vara effektiva[46], vilka i denna studie sorteras som kontinuerlig enkammarcell. Några få studier använder fedbatch men sorteras i denna studie som kontinuerligt flöde eftersom förhållandena är mer lika ett kontinuerligt flöde, än satsvis drift, då koncentrationerna aldrig minskar drastiskt.

Några parametrar som ej tas hänsyn till i denna studie är vilka typer av elektroder som har använts, om en ren eller blandad bakteriekultur har använts, vilket sorts protonmembran som används samt vilken resistans som har använts i kretsen. Vissa studier har endast angett maximal effekttäthet medan andra enbart angivit medelvärden. Medelvärden har använts i första hand men maxvärden har använts om medelvärden saknas.

Koncentrationen av organiskt material i inflödet har stor varians i de olika studierna (130-3321 mg/l). I många studier har syntetiskt avloppsvatten använts vilket kan påverka resultaten i studien. Riktigt avloppsvatten varierar mycket i sammansättning och koncentrationer och innehåller många okända ämnen så som tungmetaller. Syntetiskt avloppsvatten är en blandning av olika näringsämnen som försöker efterlikna den sammansättning som finns i riktigt avloppsvatten. Fördelen med detta är att flera försök kan upprepas under samma förhållanden för att minska effekten av okända variabler under försöken. Nackdelen är att försöken inte bedrivs under verkliga förhållanden, exempelvis innehåller riktigt avloppsvatten olöst material som mikroorganismerna inte kan tillgodogöra sig. Syntetiskt avloppsvatten innehåller också färre inhiberande ämnen, så som ammoniak (NH₃), vilket innebär att effekti-

viteten oftast är högre än för verkligt avloppsvatten.[59]

Väldigt få studier tar upp fosfor- och kvävereningsgraden vilket gör att rimliga värden är svåra att få fram och är i vissa fall omöjligt till följd av brist på värden. I några studier anges inte totala P_{rem} och N_{rem} utan endast hur mycket ammoniak och fosfat (PO_4^{3-}) som har tagits bort vilket har angetts i tabellerna. I de studier som ändå har undersökt borttagning av fosfor och kväve varierar fosforborttagningen mellan 18-94,6% och kväveborttagningen mellan 28-96,8%. I studie [51] som redovisar P_{rem} och N_{rem} och använder alger som biokatod är värdena väldigt höga (69,8% respektive 87,6%). Detta går i linje med teorin som menar att algerna kan ta upp både kväve och fosfor för ökad biomassatillväxt och på det viset öka vattenreningsgraden. Dock har denna studie en uppehållstid på 100 h vilket bidrar till en högre reningsgrad som inte kommer vara uppnåbar på Ryaverket.

Nästan alla effekttätheter från tidigare studier har konverterats från effekt per anodyta till effekt per reaktorvolym. Effekttätheten varierar då mellan 3,19-11 000 mW/m^3 vilket visar att variansen är otroligt stor vilket även blir tydligt i tabell 3.4 där genomsnittliga värden redovisas. Den Coloumbiska effektiviteten varierar mellan 0,05-85% men de allra flesta värden ligger runt 20-40%.

Den effektiva volym som har använts i studierna varierar mellan 0,028 l och 250 l. Endast fem av alla studier i tabell 3.2 och 3.3 är studier där den effektiva volymen var större än 10 l. Resterande studier är laboratoriestudier där den effektiva volymen i de allra flesta fall var 1 l eller mindre. Den totala anodvolymen på den mikrobiella bränslecell som beräkningar ska göras på antas ha samma volym som den aktiva slambassängen som finns på Ryaverket idag, vilken är 51 000 m^3 (se Bilaga 3). En uppskalning behöver göras från de studier som analyseras till en teoretisk integration på Ryaverket. Ett linjärt samband antas gälla mellan volym på anodbassängen och effekttätheten.

Temperaturen som har använts i de olika studierna är oftast rumstemperatur ($25 \pm 5^\circ C$) men varierar mellan 20-40°C, vilket är en betydligt högre temperatur än vad inflödet till Ryaverket vanligtvis har. För att beräkna en reningsgrad och effekttäthet som gäller vid Ryaverkets temperatur behöver en justering göras med avseende på respektive studies angivna temperatur. En tiograders nedgång i temperatur kan sägas minska den mikrobiella aktiviteten med runt 40 - 50%[60][61]. Detta antas beröra alla parametrar eftersom den mikrobiella aktiviteten anses vara proportionell mot parametrarna.

COD_{rem} för alla studier har ett genomsnittligt värde på 74,3% med en standardavvikelse på 20,7% vilket visas i tabell 3.4. Detta verkar tyda på att den mikrobiella bränslecellen inte endast kan ses som en producent i reningsverket utan även som en viktig del av reningsmekanismen för att få bort det organiska materialet. Dock är det viktigt att komma ihåg att COD_{rem} i Ryaverkets förhållande kommer att minska med omkring 40-50% till följd av en lägre temperatur än vad som har använts i de analyserade studierna.

Tabell 3.4: Genomsnittliga värden med standardavvikelse på MFC-data från tabell 3.2 och 3.3.

	Typ	$COD_{in}(g/l)$	$COD_{rem}(\%)$	$P_{rem}(\%)$	$N_{rem}(\%)$	$Effekttäthet(W/m^3)$	$CE(\%)$
Kont.	TC	$1,13 \pm 0,93$	$75,8 \pm 20,3$	18	$63,7 \pm 9,4$	$1,64 \pm 3,35$	$15,6 \pm 16,0$
	EC	$0,92 \pm 0,73$	$78,6 \pm 20,0$	-	$79,9 \pm 14,5$	$0,22 \pm 0,14$	$26,6 \pm 23,5$
Sats	TC	$0,44 \pm 0,32$	$82,4 \pm 22,0$	69,8	$66,1 \pm 8,4$	$2,35 \pm 2,54$	$47,2 \pm 22,9$
	EC	$0,94 \pm 1,05$	$60,5 \pm 20,4$	94,6	$28,3 \pm 0,3$	$1,48 \pm 1,25$	$30,8 \pm 8,4$

3.2.1.2 Motivering av relevanta parametervärden

Ryaverket har en ingående koncentration av organiskt material (COD_{in}) som varierar mellan 100-300 mg/l . Med en antagen volym på 51 000 m^3 och ett genomsnittligt flöde på 4,4 m^3/s erhålls en uppehållstid på drygt 3h med Ryaverkets förhållanden. I ett avloppsreningsverk är det optimala alternativet att använda en kontinuerlig MFC och placera den i huvudströmmen dels som produktutvinningsteknik men framförallt som substitut till delar av den konventionella reningen om den kan bidra med tillräckligt hög reningsgrad. Ett alternativ skulle vara att ha en sidoström där en viss mängd avloppsvatten behandlas satsvis av en MFC i produktutvinningssyfte för att sedan recirkulera avloppsvattnet till den konventionella reningen. Satsvis drift är att föredra i en sidoström eftersom processen då går att följa och styra på ett sätt som inte är möjligt vid kontinuerlig drift.

Rimliga värden på COD_{rem} , P_{rem} , N_{rem} och effekttäthet vid Ryaverkets förhållande motiveras i följande stycken. Värden beräknas för placering av en MFC i huvudströmmen vid kontinuerlig drift och i en sidoström vid satsvis drift med Ryaverkets förhållanden idag. Därefter beräknas värden vid samma placeringar och flödestyper vid existens av ett separerat system, där temperatur och näringsämneskoncentrationen är högre, för att undersöka betydelsen av detta. Alla beräknade värden presenteras i tabell 3.5. Studier där riktigt avloppsvatten har använts prioriteras framför studier med syntetiskt avloppsvatten.

Rimliga värden uppskattas för en reaktor som integrerar alger i katodbassängen och ska implementeras i huvudströmmen vid kontinuerlig drift. Förhållandena i studie [51] anses vara mest lika Ryaverkets trots att syntetiskt avloppsvatten har använts. Den höga uppehållstiden ger förmodligen en högre rening av vattnet än vad man kan förvänta sig på Ryaverket. Emellertid redovisas i studie [51] flera diagram där borttagningen av det syntetiska avloppsvattnets organiska material (acetat), kväve och fosfor visas över tid. Efter cirka 5 h verkar endast 15% av det organiska materialet ha tagits bort. Om samma sak görs för kväve och fosfor erhålles endast runt 4% borttagning av kväve och 5% borttagning av fosfor. Andra möjliga studier som anses passa sämre är bland annat studie [40] som har ett för högt inflöde av organiskt material och sticker samtidigt ut med ett förvånansvärt dåligt resultat.

I studie [51] har en satsvis reaktor använts men i huvudströmmen på Ryaverket ska en kontinuerlig reaktor användas. Vad gäller en kontinuerlig MFC med alger

som biokatod anses alla parametrar vara snarlika. Temperaturen som användes i studie [51] var $22 \pm 3^\circ\text{C}$ och en genomsnittlig minskning av den mikrobiella aktiviteten med ca 35% anses då vara rimlig vid Ryaverkets förhållanden. Med en justering med avseende på temperaturen erhålls värdena 9,8% COD_{rem} , 2,6% P_{rem} , 3,3% N_{rem} och en effekttäthet på 80 mW/m^3 .

Det är viktigt att komma ihåg att en MFC endast tillverkar elektricitet då syrgas finns tillgängligt vid katoden. I en MFC med alger som biokatod finns det endast syrgas vid katoden då solen lyser på algerna. När solen inte lyser verkar elektricitetsproduktionen inte riktigt gå ner till noll [51] men för enklare beräkning antas det i denna rapport att produktionen antingen är av eller på. Antalet soltimmar per år är i Göteborg runt 1800 h [62]. Dock kan det tänkas att den mikrobiella bränslecellen fortfarande är aktiv då ljusintensiteten är lägre men då med en lägre effektivitet. Detta har inte tagits till hänsyn i beräkningarna där elproduktionen antas vara noll i sådana fall. Reningen verkar enligt studie [51] inte påverkas av solljuset utan är mer eller mindre konstant över dygnet.

Om istället en kontinuerlig MFC *utan* alger integreras i huvudströmmen verkar studie [46] passa bra in där riktigt avloppsvatten har använts med en uppehållstid på 3 h och ett COD_{in} på 220 mg/l . Däremot finns inga värden på P_{rem} och N_{rem} men ett antal studier finns som har angett N_{rem} för en kontinuerlig enkammarcell och medelvärde är enligt tabell 3.4 79%. Inget antagande görs kring P_{rem} eftersom inga värden finns för kontinuerliga enkammarceller. Temperaturen som användes i studien var 30°C och därför antas den mikrobiella aktiviteten minska med runt 60%. Då erhålls följande värden: 16% COD_{rem} , 32% N_{rem} och en effekttäthet på 140 mW/m^3 .

Enligt Ann Mattsson är den maximalt möjliga storleken på en sidoström som inte skulle påverka de andra processerna i huvudflödet på Ryaverket $1 \text{ m}^3/\text{s}$. Med en volym på $51\,000 \text{ m}^3$ och ett flöde på $1 \text{ m}^3/\text{s}$ så erhålls en uppehållstid på drygt 14 h vid kontinuerlig drift. Samma uppehållstid används i detta fall för den valda satsvisa reaktorn. Det finns få satsvisa reaktorer som har undersökts med riktigt avloppsvatten och de två som har använt det har alldeles för höga uppehållstider [52][57]. Därför kommer en studie med syntetiskt avloppsvatten istället att väljas med förhållanden som liknar Ryaverkets så mycket som möjligt. Studie [20] har förhållanden som liknar Ryaverkets mest med COD_{in} på 130 mg/l och en uppehållstid på 22h (för hög men den lägsta HRT för alla satsvisa studier). Inget värde anges för P_{rem} men ett medelvärde för satsvisa enkammarceller används och är 94,6% enligt tabell 3.4 men är antagligen för högt till följd av de höga uppehållstider som de undersökta enkammarcellerna har. N_{rem} anges till 28% i studien och effekttätheten är 875 mW/m^3 . Temperaturen i studien var i genomsnitt ca 22°C och en minskning av den mikrobiella aktiviteten uppskattas till ca 35%. Värden som anses rimliga för en satsvis MFC i en sidoström med en justering med avseende på temperaturen är då: COD_{rem} 16%, P_{rem} 61%, N_{rem} 18% och en effekttäthet på 570 mW/m^3 .

De ovan valda studier som anses vara mest relevanta ska även implementeras på

samma sätt fast i scenarion där ett separerat vattensystem existerar. Enligt beräkningar som har gjorts på Gryaabs data, som presenteras tidigare i analysavsnittet, skulle detta innebära en temperaturökning på runt 2°C och en ökning av näringsämneskoncentrationerna i inflödet med cirka 50%. Denna ökning av temperatur antas öka den mikrobiella aktiviteten med runt 10% jämfört med ett kombinerat avloppssystem. Effekttätheten ökar proportionellt mot näringsämneskoncentrationen enligt studie [46]. Det vill säga att en 50% ökning av näringskoncentrationen bör öka effekttätheten med 50%. Troligtvis ökar reningsgraden vid ökade näringskoncentrationer men till vilken grad är svår att säga och därför görs inga antaganden kring detta i beräkningarna.

Med hjälp av ovan nämnda studier och antaganden kan rimliga värden erhållas för en mikrobiell bränslecell med alger som ska placeras i huvudströmmen med kontinuerligt flöde vid existens av ett *separerat* avloppssystem. Då antas följande reningsgrad och effekttäthet gälla efter en justering med avseende på temperatur och näringskoncentration: 11% COD_{rem}, 2,9% P_{rem}, 3,6% N_{rem} och en effekttäthet på 132 mW/m³.

En MFC *utan* alger som placeras i huvudströmmen med kontinuerligt flöde vid existens av separerat avloppssystem antas ha följande följande reningsgrad och effekttäthet efter en justering med avseende på temperatur och näringskoncentration: 20% COD_{rem}, 35% N_{rem} och en effekttäthet på 261 mW/m³.

En mikrobiell bränslecell som ska placeras i en sidoström med satsvis drift vid existens av ett separerat avloppssystem antas ha följande reningsgrad och effekttäthet efter en justering med avseende på temperatur och näringskoncentration: 18% COD_{rem}, 67% P_{rem}, 20% N_{rem} och en effekttäthet på 941 mW/m³. Alla värden som har motiveras i ovanstående stycken redovisas i tabell 3.5

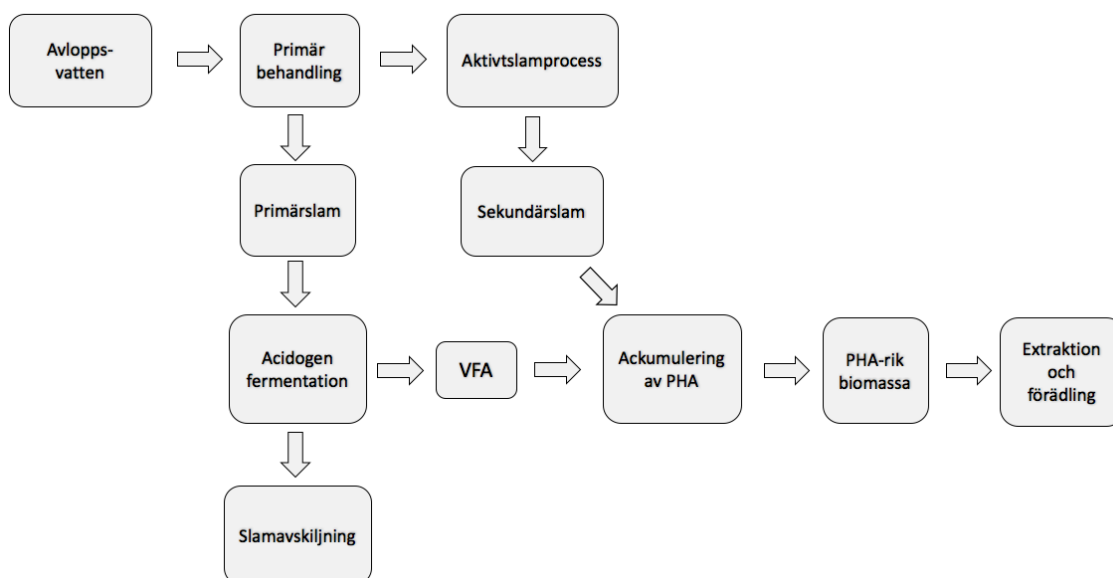
Tabell 3.5: Beräknade värden för olika mikrobiella bränsleceller med olika konfigurationer och placeringar vid Ryaverkets förhållanden. Vid placering i huvudström är driften kontinuerlig och vid placering i sidoström är driften satsvis. Om inget anges har inga alger integrerats i den mikrobiella bränslecellen.

Avloppssystem	Placering	COD _{rem} (%)	P _{rem} (%)	N _{rem} (%)	Effekttäthet (mW/m ³)
Kombinerat	Huvudström (alger)	9,8	2,6	3,3	80
	Huvudström	16	-	32	140
	Sidoström	16	61	18	570
Separerat	Huvudström (alger)	11	2,9	3,6	132
	Huvudström	20	-	35	261
	Sidoström	18	67	20	941

3.2.2 Bioplast från PHA

Vad gäller produktion av PHA från avloppsvatten har många studier gjorts inom ämnet men de flesta är laboratoriestudier. Ett antal olika metoder har visats fungera i laboratorieskala men osäkerhet råder kring hur processerna påverkas vid uppskalning. Emellertid har en stor studie undersökt storskalig produktion av PHA på avloppsreningsverk[27]. Resultat från studier som har gjorts på avloppsreningsverk är mer relevanta än resultat som erhållits i laboratoriet. Likväl kan laboratorieresultat fortfarande vara relevanta för att se hur mycket resultaten skiljer sig åt från de erhållna i stor skala och för att ge en ungefärlig bild över vilket produktutbyte som är rimligt att förvänta sig. För att förenkla analysen av PHA-produktionen och för att optimalt planera produktionen på Ryaverket måste ett flertal val motiveras. De val som görs motiveras utifrån resultat i vetenskapliga artiklar men också på konsultation med en expert inom ämnet, Simon Bengtsson, för att få en så representativ bild som möjligt.

För att förtydliga hur PHA-produktionen på Ryaverket skulle gå till presenteras ett process-schema i figur 3.2. Avloppsvattnet genomgår först en primär behandling vilket ger upphov till primärslam. Primärslammet behandlas sedan med acidogen fermentation så att VFA bildas och samtidigt avskiljs VFA från det övriga slammet. Ur aktivt slamprocessen utvinns sekundärslammet som innehåller bakterier med förmågan att ackumulera PHA. Bakterierna anrikas tillsammans med substratet (VFA) en PHA-rik biomassa. Ur biomassan kan därefter polymeren extraheras och förädlas. Extraktionen och förädlingen av polymeren står inte i fokus i denna studie. Värdena som erhålls är mängden polymer och är därmed inte ekvivalent med mängden bioplast som kan bildas. Mängden plast kommer att vara större då polymeren enbart används som råvara i produktionen.



Figur 3.2: Process-schema för produktion av PHA på Ryaverket. Författarens egen bild.

Blandkulturer är bättre lämpade än renkulturer vid de skiftande förhållanden som uppstår på avloppsreningsverk. Blandkulturer kan också användas i kombination med öppna system vilket är essentiellt vid integrering på avloppsreningsverk. Då möjliggörs användningen av avfallsbaserade substrat och dagens avloppsreningsverk är öppna system vilket möjliggör användandet av befintliga anläggningar. Inga större kostnader kommer heller behöva läggas på sterilisering om blandkulturer används[24]. På grund av detta föll valet på blandkulturer, och mer specifikt aktivt slam, som idag redan används med framgång inom avloppsvattenrening.

Ett viktigt steg i processen är selektion av biomassa som har potential att ackumulera PHA. Då finns det två olika alternativ som tas upp i teoridelen; EBPR och ADF. Enligt Simon Bengtsson kan båda processerna i princip fungera men erfarenhetsmässigt är ADF, som antingen är helt aerob eller med fördenitrifikation, den metod som har lett till den högsta PHA-halten i slammet med kommunalt avloppsvatten. EBPR har dock en fördel i att fosforrening samtidigt erhålls. Emellertid har Ryaverket i dagsläget redan en fungerande fosforrening med fällning och skivfilter, vilket gör det mer relevant att satsa på ADF som genererar en större mängd PHA.

3.2.2.1 Analys av tidigare studier

I studien PHARIO[27] undersöktes PHA-produktionen i aktivt slam från kommunala avloppsreningsverk. Reningsverken användes som 'fabriker' för produktion av aktivt slam som kunde skördas och senare användas för ackumulation av PHA och därför behövdes inga större förändringar göras på avloppsreningsverken. Studien undersökte både ackumuleringen med hjälp av syntetiska substrat, utan behov av acidogen fermentation, men också med fermenterat primärslam och fermenterat externt avfall. Studien kom fram till att en PHA-ackumulationspotential högre än 0,40 gPHA/gVSS klassas som ett tröskelvärde för att erhålla en lönsam rörelse[27]. Detta har varit en bra måttstock för att analysera hur pass bra produktutbytena från de olika studierna är.

I idealfallet kan PHA produceras enbart genom användningen av avfall som substrat. Då skulle fermentering av primärslam, och eventuellt externt avfall, bilda tillräckligt med VFA för att kunna producera PHA utan tillsats av externt substrat[27]. Enligt PHARIO-studien ska detta idealfall vara möjligt för kommunalt avloppsvatten.

"Avloppsvatten som domineras av bidrag från hushåll har tillräckliga nivåer av lätt biologiskt nedbrytbart COD för att främja PAP-anrikning givet att processkonfigurationen på något sätt har anpassats för att vara gynnsam för anrikning"([27], direktöversatt, sid 16).

Detta innebär att om förhållandena i aktivtslamprocessen och ackumulationstanken görs fördelaktiga för PHA-ackumulerande bakterier ska det tillgängliga organiska materialet i avloppsvattnet vara tillräckligt för att kunna producera PHA. Inget externt substrat ska alltså rent teoretiskt behöva tillsättas för produktion av PHA från avloppsvatten på Ryaverket.

Analysen kring hur stor produktionen på Ryaverket kan tänkas vara kommer utgå från utbytet av PHA-ackumulerande biomassa som har erhållits i tidigare studier. Detta utbyte anges ofta i $gPHA/gVSS$. Den begränsande faktorn vid PHA-produktion är mängden organiskt material i slammet (VSS).

I tabell 3.6 redovisas kvantitativa resultat från laboratoriestudier där PHA-produktion från blandkulturer har undersökts. Substraten som har använts är acetat, fermenterat avfall från växthusodling, fermenterat slam och kommunalt avloppsvatten. Acetat och propionat är båda exempel på så kallade VFAs. Fermenterat avfall från växthusodling, fermenterat slam och kommunalt avloppsvatten genomgår acidogen fermentation och ger också upphov till VFA som används som substrat. Förnitrifikation (FN), nitrifikation (N), efterdenitrifikation (ED) och sedimenteringssteg (SS) är de förkortningar som används och är alla exempel på kväverening förutom SS som är ett sedimenteringssteg som användes i just denna studie.

Tabell 3.6: Kvantitativa resultat från studier där ackumulation av PHA med blandkulturer undersökts. ADF=aerobic dynamic feeding, AFAF=anoxic feast aerobic famine

Selektion	Substrat	Ack-tid(h)	Utbyte(gPHA/gVSS)	Studie
ADF	Acetat	30	0,21	[63]
ADF	Acetat	20	0,30	[63]
AFAF (FN,N)	Acetat	24	0,22-0,36	[64]
AFAF (FN,N,ED)	Acetat	24	0,19-0,25	[64]
AFAF (FN,N,ED,SS)	Acetat	24	0,20-0,33	[64]
AFAF (FN,N)	Fermenterat avfall från växthusodling	24	0,34-0,42	[64]
ADF	Acetat	20	0,39	[65]
ADF	Acetat/propionat	6	0,17	[65]
ADF	Acetat	28	0,33	[65]
ADF	Fermenterat slam	10	0,37	[65]
ADF	Fermenterat slam	15	0,27-0,38	[65]
ADF	Fermenterat slam	8	0,27-0,35	[65]
	Kommunalt avloppsvatten		0,40-0,47	[66]

I studie [63] genomfördes ackumulationen enbart med rent substrat (acetat) men med olika lång ackumulationstid (20-30 h) och utbytet varierade då mellan 0,21-0,30 $gPHA/gVSS$. Studie [64] gjorde däremot ett antal olika försök som genomfördes med olika förutsättningar. Exempelvis användes olika substrat och kväveringssteg i respektive försök. Utbytena för denna studie varierade mellan 0,19-0,42 $gPHA/gVSS$. Utbytet genererat med avfall från växthusodling ligger i den övre delen av detta intervall vilket indikerar att avfall kan vara lika effektivt som rena substrat vid PHA-produktion. Studie [65] testade ackumulationspotentialen både med rena substrat och fermenterat slam. Utbytena som erhållits med fermenterat slam låg på liknande nivåer som de erhållna med ett rent substrat av acetat/propionat. Detta tyder på att externt substrat inte ska behöva tillsättas för PHA-produktion i och med att primärslammet innehåller tillräckligt med VFA. Utbytena varierade mellan 0,17-0,39 $gPHA/gVSS$. Studie [66] är ett exempel från ett avloppsreningsverk och dessa utbyten stämmer bra överens med de övriga studiernas resultat som redovisas. Utbytena varierar alltså för alla studier mellan 0,17-0,47 $gPHA/gVSS$ där försöken med kommunalt avloppsvatten ligger bland de högst erhållna värdena.

I Tabell 3.7 redovisas kvantitativa resultat från PHARIO-studien. Beverwijk, Bath, Dordrecht, Nijmegen, Kootstertille och Land van Cuijk är de avloppsreningsverk som analyserades i studien. PN-N står för fördenitrifikation-nitrifikation och AAA står för anaerobisk-anoxisk-aerobisk vilka är två olika exempel på processkonfigurationer på avloppsreningsverken. Vilken konfiguration som reningsverket har kan påverka ackumulationspotentialen hos det aktiva slammet som plockas ut eftersom förhållandena i slammet då varierar. Generellt har biomassa från reningsverk med PN-N visats ha högre PHA-ackumulerande potential än biomassa från reningsverk med AAA.[27]

Tabell 3.7: Kvantitativa resultat från PHARIO-projektet där produktionspotentialen av PHA hos ett antal reningsverk har undersökts. Aktivt slam har plockats ut från anläggningarna och produktionen av PHA i biomassan har undersökts.

Anläggning	Processkonfiguration	Substrat	Ack-tid (h)	Utbyte($gPHA/gVSS$)
Beverwijk	PN-N	Ättiksyra	46	0,52
Bath	PN-N	Ättiksyra	46	0,39
Dordrecht	AAA	Ättiksyra	46	0,42
Nijmegen	AAA	Ättiksyra	46	0,30
Kootstertille	AAA	Ättiksyra	46	0,24
LandvanCuijk	AAA	Ättiksyra	46	0,24
Pilotstudie-Bath	PN-N	Fermenterat pri- märslam		0,28-0,49

Det är anläggningen Beverwijk som har erhållit den högsta ackumulationsförmågan av PHA per VSS, 0,52 $gPHA/gVSS$. Emellertid kan av tabellen konstateras att samtliga anläggningar har möjlighet att utvinna PHA. Ett sätt att kategorise-

ra värdena och avgöra vilka som är relativt höga är att jämföra med det tidigare nämnda tröskelvärdet på $0,40 \text{ gPHA/gVSS}$. Det är endast Beverwijk, Dordrecht och Bath som ligger över eller strax under detta gränsvärde. Två av dessa använder sig av PN-N (Beverwijk och Bath) medan Dordrecht använder sig av metoden AAA. Detta visar på att båda processkonfigurationer kan erhålla höga värden av PHA i biomassan. Det sista presenterade värdet i tabellen är från en pilotstudie på anläggningen Bath då substratet som användes var fermenterat primärslam. Då varierar utbytet mellan $0,28\text{--}0,49 \text{ gPHA/gVSS}$, vilket visar på potentialen hos fermenterat primärslam som substrat.

3.2.2.2 Motivering av relevanta parametervärden

För att erhålla ett värde på hur mycket PHA-plast som potentiellt går att utvinna med hjälp av ett avloppsreningsverk kommer värdena i tabell 3.7 att användas. Dessa värden är mer relevanta för Ryaverket än de värden som presenteras i tabell 3.6 då det är verkliga anläggningar som har analyserats. Värden från laboratoriestudier kommer att bortses från i beräkningar på grund av lägre relevans. Eftersom utbytena för den ackumulerade biomassan är redovisade i gPHA/gVSS kommer beräkningar av den totala mängden VSS i slammet på Ryaverket att mynna ut i en potentiell produktionsmängd PHA. PHARIO studien har dock använt syntetisk VFA i form av ättiksyra (dvs acidogen fermentation uteblev) förutom i pilotstudien som gjordes i Bath.

Många parametrar har bortsetts från i denna jämförelse så som temperaturen vid selektion och ackumulering, reningsgrad i det aktiva slammet och exakt näringsammansättning i sekundärslammet. Dessa antaganden och förenklingar har varit nödvändiga för att hitta relevant data men kan självklart bidra med osäkerhet i det slutliga produktionsspannet. Det är svårt att komma fram till en exakt siffra på hur mycket PHA som skulle kunna produceras på Ryaverket och därför kommer beräkningarna istället att leda fram till ett möjligt spann inom vilken produktionen beräknas hamna. Värden från tidigare studier som har erhållits med fermenterat primärslam som substrat är de mest relevanta eftersom detta processupplägg används för beräkningar. Enligt tabell 3.7 varierar resultaten från pilotstudien med fermenterat primärslam inom samma intervall som de erhållna med ättiksyra (syntetisk VFA). Beräkningsutbyten som därför anses vara rimliga att använda som beräkningsgrund för integrering av PHA-produktion på Ryaverket är det spann av utbyten som har erhållits i PHARIO-studien; $0,24$ till $0,52 \text{ gPHA/gVSS}$.

3.2.3 Biodiesel från lipider i slam och alger

I dagsläget finns det ännu inga avloppsreningsverk som använder metoder för att framställa biodiesel från avloppsvatten. Metoderna som har undersökts i denna studie har inte heller implementerats på stor skala och det finns ingen garanti för att en uppskalning av dessa metoder ger samma resultat. Det är därför viktigt att analysera studierna och försöka förstå konsekvenserna av uppskalning av produktionen. Då denna studie har ett tydligt miljöperspektiv är det viktigt att metoderna ska ge så stor utvinningspotential som möjligt *utan* att vara skadliga för miljön.

3.2.3.1 Utvinning från primärslam

Produktion direkt från slammet sker ofta i en satsvis process då slammängderna är förhållandevis små och vid satsvis behandling ges bättre möjlighet att återvinna lösningsmedlet. Som nämnts i teoriavsnittet finns det främst två olika metoder för biodieselproduktion; en enstegs- och en tvästegsprocess[35]. Tvästegsprocessen är mycket vanligare och förekommer i betydligt fler studier. För att göra en jämförelse av dessa två metoder har data från olika undersökningar samlats in. Denna data ger en bild av hur mycket biodiesel som kan produceras från respektive process. Studierna som jämförs är dock inte identiska och då det använts slam från olika reningsverk och processer vid olika temperaturer är det viktigt att resultaten endast används som en indikator. I tabell 3.8 presenteras resultat från tidigare studier utförda på primärslam. Det är olika sorters lösningsmedel som använts i studierna där Soxhlet och Smedes refererar till utvinningsmetoder som använder en blandning av olika lättflyktiga lösningsmedel. Utbytet som presenteras är baserat på den torra ursprungsvikten av slammet.

Tabell 3.8: Jämförelse av tidigare studier för biodieselproduktion från *primärslam*. Ratio syftar till mängden lösningsmedel till slam på formen lösningsmedel:slam alternativt lösningsmedel:lösningsmedel:slam.

	Lösningsmedel	Max Temp (°C)	Biodiesel Utbyte (%)	Ratio	Studie
2-steg	Soxhlet (torr)	100	19,4±0,2	10:1	[33]
	Ionic Liquid (blöt)	100	18,4 ± 0,3	10:1	[33]
	Ionic Liquid (blöt)	100	19,8 ± 0,1	10:1	[33]
	Hexan (torr)	20	19 ± 1		[30]
	Soxhlet (torr)	50	13,9 ± 0,7		[31]
	Smedes	20	25,8±1	1:1,6:2	[67]
1-steg	n-Hexan (torrt)	55	8,04 ± 0,5	10:1	[68]
	n-Hexan (blött)	55	3,28 ± 0,4	2:1	[68]
	Xylene (blött)	55	8,12± 0,1	2:1	[68]

Tabell 3.8 visar att utbytet skiljer sig en del beroende på vilken process och vilket lösningsmedel som har använts. Det lägsta utbytet ligger på 3,28% medan det högs-

ta ligger på 25,8 %. Jämfört med resterande resultat är dessa värden extrema och det är mer relevant att undersöka de mellanliggande värdena. Det är också tydligt att två-stegsprocessen fungerar bättre än den med endast ett steg.

För att kunna skala upp biodieselproduktionen behövs det mycket lösningsmedel och energi. Att höja temperaturen på allt slam till 100 grader är sannolikt inte lönsamt varken ekonomiskt eller miljömässigt. Därför antas även de högre utbytena representera större produktion än vad som anses vara möjligt på Ryaverket.

Enligt Bilaga 2 innehåller slammet på Ryaverket en relativt låg andel lipider vilket innebär att utbytet därför kommer vara något lägre än det som undersökts i studierna presenterade i tabell 3.8. Det blandade slammet syftar på det slam där både primärslammet och sekundärslammet blandats. Detta innebär att ingen data gällande slamsorterna för sig finns. Lipidhalten är ofta betydligt mycket lägre i sekundärslammet än i primärslammet och det är därför viktigt att särskilja dessa. Den mängd biodiesel som potentiellt kan utvinnas beräknas därför utifrån studierna som presenterats i tabell 3.8. För den potentiella biodieselutvinningen från primärslammet kommer ett utbyte i intervallet 10-15% att användas. Detta baseras på att det är något lägre fettandel i slammet från Ryaverket och att höga temperaturer ofta inte är hållbart i en sådan process vid stor skala.

Sekundärslammet innehåller sannolikt en betydligt lägre andel lipider och därför kan en mindre mängd biodiesel produceras från det. Av denna anledning har färre studier gjorts som undersöker lipidutvinningen från sekundärslammet. Ryaverkets blandade slam innehåller ungefär 63% sekundärslam vilket gör det intressant att få en bild av hur mycket biodiesel sekundärslammet potentiellt kan producera. Några av de studier som undersökt detta finns presenterade i tabell 3.9.

Tabell 3.9: Jämförelse av tidigare studier för biodieselproduktion från *sekundärslam*. Ratio syftar på förhållandet mellan mängden lösningsmedel till slam på formen lösningsmedel:slam.

Lösningsmedel	Max Temp (°C)	Biodieselutbyte (%)	Ratio	Studie
Soxhlet (torr)	50	2,9±0,5	10:1	[31]
Hexan (torr)	20	3±1		[30]
Metanol (torr)	45	3		[34]
Metanol (torr)	50	2,2	12:1	[69]

Värdena som presenterats i tabell 3.9 är relativt lika varandra. Det antas därför att den potentiella biodieselutvinningen är inom det intervall som har presenterats. För sekundärslammet har därför en potentiell biodieselutvinning på 2-3% av den ursprungliga torra vikten antagits. De ungefärliga utbytena som används för beräkningarna presenteras i tabell 3.10.

Tabell 3.10: Beräknade produktutbyten av biodiesel från primärslam respektive sekundärslam vid Ryaverkets förhållanden.

	Biodieselutbyte (%)	
	Minimalt	Maximalt
Primärslammet	10	15
Sekundärslammet	2	3

3.2.3.2 Utvinning från alger

Att beräkna en konkret mängd biodiesel som kan produceras från algmassa är betydligt svårare än att beräkna den mängd som erhålls via slammet. Algproduktionen är beroende av många faktorer så som antal soltimmar, mängd näring i vattnet, vilken algsort som använts och utvinningseffektivitet. De förhållanden som råder på ett avloppreningsverk är långt ifrån optimala för att producera alger och därför måste många aspekter tas i beaktning. För att få en uppfattning om hur mycket alger som potentiellt kan produceras från avloppsvattnet analyseras studier som utnyttjar artificiell belysning och därför har ett konstant antal soltimmar per dag. Dessa studier ger en inblick i ungefärlig mängd biomassa som kan produceras med en viss mängd näringsämnen. I tabell 3.11 redovisas data från studier som har undersökt biomassaproduktion från alger, som har matats med avloppsvatten, för att ge en uppfattning om potentiell biomassautvinning vid integrering på Ryaverket. TN och TP står för totalt kväve respektive totalt fosfor.

Tabell 3.11: Jämförelse av tidigare studier för biomassaproduktion från alger som har matats med avloppsvatten.

Algsort	TN (mg/L)	TP (mg/L)	Biomassa (mg/L dag)	Studie
Chlorella sp.	132	215	31	[70]
Chlorella sp.	36	3	56	[70]
Chlorella sp.	471	55	194	[70]
Chlorella sp.	116	212	200	[71]
Scenedesmus sp.	20	3	300	[72]
Calothrix sp.	42	3	46	[73]

Enligt många studier är Chlorella-arterna de vanligaste för kultivering i avloppsvatten till följd av att de har störst reningsförmåga och en relativt hög fettandel[36]. Enligt tabell 3.11 är det rimligt att anta att produktionen är beroende av betydligt fler faktorer än de som faktiskt presenteras i tabellen. Det anses i denna rapport vara för omfattande att ta hänsyn till alla relevanta parametrar. Därför kommer främst mängden näringsämnen i vattnet och vilken algart som används ligga till grund för denna analys. Som presenterat i tabell 3.1 är de genomsnittliga kväve- och fosforhalterna efter försedimenteringen på Ryaverket 20,6 mg/l respektive 3 mg/l.

De studier som undersökts i tabell 3.11 har i snitt högre kväve- och fosforkoncentrationer än på Ryaverket. Av de studier som undersöker chlorella sorterna är det den studie med lägst kväve respektive fosforhalt som är mest intressant att jämföra med. En liten nedskalning av detta värde, för att bättre stämma överens med Ryaverkets förhållanden, ger en antagen produktionskapacitet av biomassa på $50 \text{ mg}/(l \cdot \text{dag})$.

För att få en uppfattning om hur mycket biodiesel som faktiskt kan produceras från lipider som utvunnits från alger är det än fler aspekter som spelar in. Fetthalten kan exempelvis variera kraftigt beroende på om algerna levat kvävesnålt och/eller fosforsnålt och hur mycket sol algerna fått. Chlorella-arterna kan variera i lipidhalt mellan 2% till 63% [36]. Att det skiljer sig så pass mycket gör det väldigt svårt att beräkna exakt hur mycket biodiesel som kan produceras av dessa alger. Många studier använder ett sannolikt genomsnittsvärde för att uppskatta mängden biodiesel som kan produceras. Genomsnittet av dessa värden är ungefär 14,3% av den totala biomassan [38][74][37].

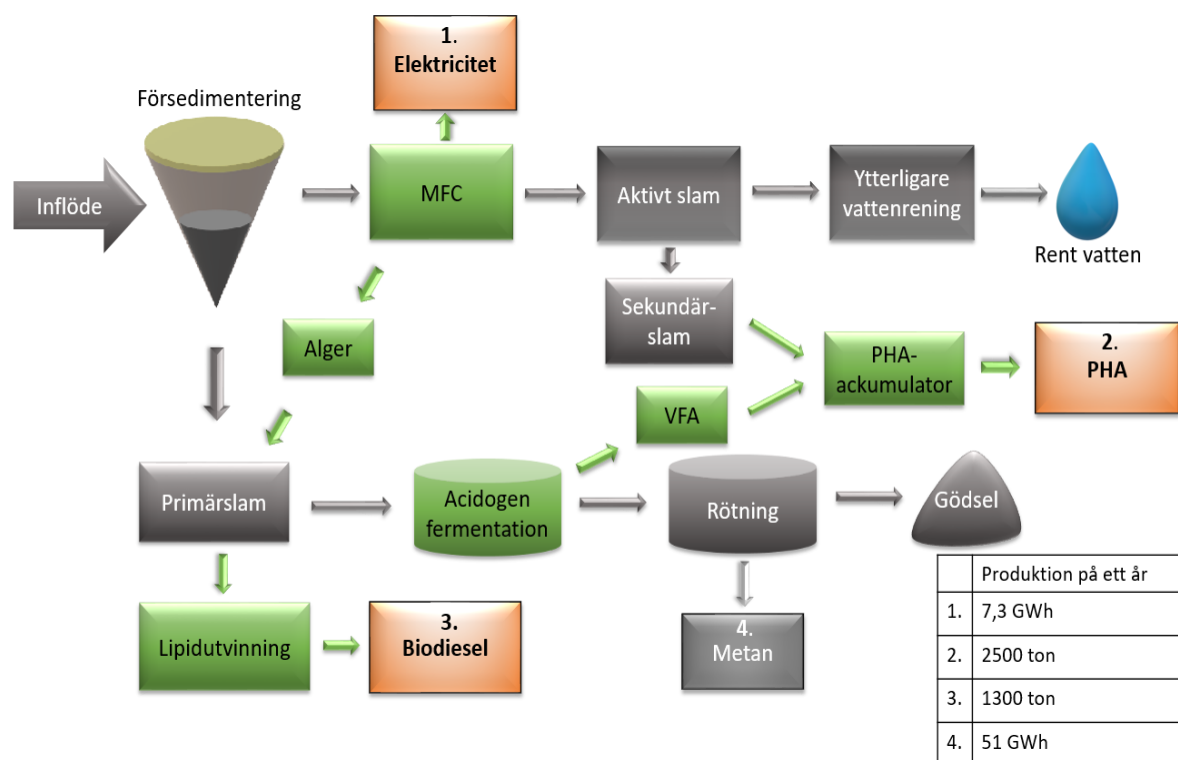
4

Resultat och Diskussion

I tidigare avsnitt har de olika teknikerna beskrivits i detalj. Data från Gryaab och tidigare studier har analyserats och relevanta värden har presenterats. Resultatet har sin grund i att de tre tekniker som denna studie fördjupar sig i teoretiskt integreras *tillsammans* på Ryaverket i ett hypotetiskt process-schema. För- och nackdelar med detta processupplägg kommer att diskuteras för att sedan leda vidare till andra möjliga upplägg. I dessa alternativ har bland annat hänsyn tagits till hur Gryaab ser på situationen och vilka förhållanden som genererar det högsta utbytet. Alla relevanta beräkningar för avsnittet redovisas i Bilaga 5.

4.1 Integrering av tekniker

Figur 4.1 visar ett hypotetiskt process-schema där samtliga metoder har integrerats i Ryaverkets flödesschema. Figuren presenterar också det årliga potentiella produktionsutbytet för de olika teknikerna. Detta upplägg är inte optimalt med avseende på produktutbytet men ger emellertid en överblick över hur teknikerna i teorin skulle kunna kombineras. Att implementera alla tekniker i en och samma process lägger större vikt vid *antalet* högvärdiga produkter än vid *kvantiteten* av varje enskild produkt.



Figur 4.1: Implementering av de tre teknikerna och dess möjliga produktutbyten. Befintliga processer presenteras med grå bakgrund, de nya teknikerna med grön bakgrund och produkterna presenteras med orange bakgrund. Ytterligare vattenrening inkluderar nitrifikation, efternitrifikation, efterdenitrifikation, fosforfällning och skivfilter. Författarens egen bild.

Den presenterade datan gällande metangasproduktion har justerats från Gryaabbs årsvärde med avseende på hur mycket slam som används i övriga processer, alltså hur mycket mindre slamproduktionen blir i kombination med PHA-produktion. Även lipidutvinning skulle kunna påverka, men exakta siffror saknas för denna justering och därför har inget antagande gjorts gällande lipidutvinningens påverkan. Den mikrobiella bränslecellen har placerats direkt efter försedimenteringen eftersom maximala koncentrationer av näringsämnen ger ett maximalt utbyte av elektricitet. En tvåkammarecell med alger i katodbassängen används för att uppnå maximal rening och för möjligheten att senare utvinna lipider från biomassan. Lipidutvinning sker som ett första steg i slambehandlingen av den orsaken att nästkommande tekniker reducerar mängden lipider kraftigt. Att lipiderna utvinns innan acidogen fermentation genomförs kommer generera en lägre produktion av PHA till följd av lägre VFA-halter i slammet.

I detta processupplägg avskiljs primärslammet i försedimenteringen och lipidutvinning sker innan acidogen fermentation genomförs. I fermentationen omvandlas kolhydraterna till lättflyktiga fettsyror, VFA, som bakterierna kan tillgodogöra sig. I det aktiva slammet anrikas de PHA-ackumulerande organismerna. Sekundärslammet och fettsyrorerna samlas i en ackumulationstank där PHA får anrikas. Därefter extraheras och formas polymeren. Ett genomsnittligt utbyte av PHA på Ryaverket

är då 2500 *ton/år* enligt detta process-schema. Detta kan jämföras med den globala produktionskapaciteten av PHA-plast år 2017 som var 49 200 *ton*[75].

För att producera biodiesel med hjälp av processupplägget föreslaget i figur 4.1 är det endast primärslammet och algerna som används som råvara. Primärslammet är slammet med högst lipidinnehåll och är därför en bra källa till biodiesel. Ett genomsnittligt utbyte på 1300 *ton/år* kan enligt detta process-schema erhållas. För att uppnå så högt utbyte som möjligt är det dock intressant att kunna producera biodiesel även på sekundärslammet. I detta processupplägg används dock sekundärslammet för PHA-produktion.

Algerna står för endast 27 *ton* av biodieselproduktionen i denna process. Detta är ungefär 2% av produktionen som erhållits enligt ovanstående process-schema. En algbassäng på cirka 10 000 *m*³ uppskattas användas i figur 4.1. Det skulle krävas väldigt stora volymer för att uppnå en avgörande mängd biomassa och därmed högre lipidutvinning från algerna. För att detta ska vara möjligt måste algerna även kunna användas som substitut till den konventionella reningen. I Sverige är temperaturen dock relativt låg och soltimmarna relativt få vilket gör det svårt att uppnå reningskraven som ställs på avloppsvattnet genom att använda alger i reningsprocessen.

I process-schemat som visas i figur 4.1 har en MFC, med alger i katodbassängen, placerats i huvudströmmen med kontinuerligt flöde. En fördel med att ha en mikrobiell bränslecell i huvudflödet är att den då fungerar både som elproducent och ett reningsverktyg. En MFC med alger i katodbassängen har potential att utvinna upp till 7,3 *GWh/år* och samtidigt ta bort runt 10% av det organiska materialet och runt 3% av kvävet och fosfor. Att alger används som biokatod i den mikrobiella bränslecellen har tre stora teoretiska fördelar. Den direkta fördelen är att reningsgraden borde förbättras till följd av att algerna använder näringsämnen som föda. En annan fördel är att algerna kan, vid extraktion av biomassan, användas till produktionen av biodiesel, bioplast, metan och gödsel. Till sist så minskar behovet av luftning i katodkammaren vid närvaro av alger då de bildar syrgas i fotosyntesen. Eftersom luftningen är en av de mest energikrävande processerna i ett avloppsreningsverk kan detta leda till signifikanta energibesparingar. En nackdel med att använda alger som biokatod är däremot att elutvinningen verkar bli lägre eftersom solljus krävs för att bilda syrgas och därmed bildas nära på ingen elektricitet under natten. Reningsgraden av näringsämnen som verkar vara möjlig i en MFC med alger är väldigt låg och det beror förmodligen framförallt på den låga uppehållstiden som används i Ryaverket. Algerna kräver antagligen en betydligt längre uppehållstid för att nå sin maximala upptagningspotential av näringsämnen från avloppsvattnet vilket inte är möjligt vid kontinuerlig drift på Ryaverket. Denna MFC skulle alltså inte fungera som ett substitut till den konventionella biologiska reningen som finns på Ryaverket idag. En MFC med alger som biokatod hade varit det optimala substitutet till aktivt slamprocessen men tyvärr är varken reningsgraden eller elproduktionen tillräckligt hög för att det ska vara lönsamt. Samtidigt bidrar knappt algerna till biodiesel- och PHA-produktionen och anses då vara ett dåligt alternativ vid integrering på Ryaverket.

Studie [46] som använde en enkammarcell med kontinuerlig drift använde förhållanden som liknar Ryaverkets. Vid teoretisk integrering i huvudströmmen på Ryaverket erhålles en potentiell elproduktion på upp till 63 GWh/år med 16% COD_{rem} och 32% N_{rem} . Detta är ett mycket bättre resultat men reningsgraden är fortfarande för låg för att bränslecellen ska fungera som substitut till aktivt slamprocessen. För att öka reningsgraden hos en MFC skulle en längre uppehållstid krävas. Detta är svårt att uppnå då det kräver större volym alternativt ett lägre flöde. Eftersom en MFC inte verkar tillräckligt effektiv ur reningssynpunkt är det därför intressant att se den ur ett elproduktionsperspektiv och ett bra alternativ är då att placera den mikrobiella bränslecellen i en sidoström vid satsvis drift.

4.1.1 Satsvis MFC i en sidoström

I en sidoström blir inte bränslecellens viktigaste egenskap att rena vattnet utan istället att producera elektricitet eftersom avloppsvattnet ändå kan recirkuleras till den konventionella reningen. Genom att använda satsvis drift kan processen kontrolleras på ett mer effektivt sätt eftersom processen hela tiden går att följa. Om en satsvis enkamrig MFC används (med en uppehållstid på runt 14 h) har den potential att utvinna upp till 255 GWh/år istället för de 63 GWh/år som utvanns i huvudströmmen med en kontinuerlig enkamrig MFC. Reningsgraden av organiskt material blir i detta fall något lägre (14% COD_{rem} jämfört med 16%) men har som sagt betydligt mindre påverkan i detta scenario eftersom avloppsvattnet kan recirkuleras. En betydligt större elutvinning erhålls alltså med denna placering av bränslecellen. Emellertid är det framförallt möjligheten att kunna implementera den i huvudströmmen just för att fungera som ett substitut till det aktiva slammet och *samtidigt* utvinna elektricitet som ger en MFC dess stora framtidspotential. De framtida möjligheterna för ett sådant processupplägg är större om det kombinerade avloppssystem som idag används i Göteborg separeras så att avloppsvattnet inte blandas med dagvattnet.

4.1.2 Separerat avloppssystem

Ett separerat avloppssystem är önskvärt eftersom den mikrobiella bränslecellen skulle ge en högre elproduktion och reningsgrad till följd av en högre temperatur och koncentration av näringsämnen på avloppsvattnet samt en längre uppehållstid. Om ett separerat avloppssystem implementerades i Göteborg skulle en elproduktion på 117 GWh/år kunna uppnås vid integration av en enkamrig MFC i huvudströmmen på Ryaverket. Samtidigt erhålles en rening på runt 20% av det organiska materialet och 40% av kvävet. Trots bättre resultat är det fortfarande inte möjligt att i dagsläget se en MFC som ett substitut till de konventionella biologiska reningsstegen.

Om reningen som åstadkoms av en mikrobiell bränslecell inte är tillräcklig för att fungera som ett substitut till de konventionella reningsstegen, kan det återigen vara eftersträvänsvärt att placera bränslecellen i en sidoström för att istället fokusera på elektricitetutvinning. Med implementering av ett separerat vattenledningssystem och placering av en MFC i en sidoström vid satsvis drift finns potential till att

utvinna upp till 420 $GWh/år$. Tabell 4.1 visar elproduktionen från en mikrobiell bränslecell vid ett separerat respektive kombinerat avloppssystem när en MFC placeras i huvudströmmen vid kontinuerlig drift respektive en sidoström vid satsvis drift. Anledningen till att elproduktionen blir så mycket högre i en sidoström jämfört med huvudflödet är för att den mikrobiella bränslecellen körs satsvis och då kan en betydligt högre uppehållstid användas.

Tabell 4.1: Årlig elproduktion på Ryaverket vid placering av en MFC i en huvudström och sidoström för ett separerat respektive kombinerat avloppssystem. Vid placering i huvudström är driften kontinuerlig och vid placering i sidoström är driften satsvis. Om inget anges har inga alger integrerats i den mikrobiella bränslecellen.

Avloppssystem	Placering	Årlig elproduktion ($GWh/år$)
Kombinerat	Huvudström (alger)	7,3
	Huvudström	63
	Sidoström	255
Separerat	Huvudström	117
	Sidoström	420

Ett separerat avloppssystem kan möjligtvis även ha påverkan på slammet och därmed även produktionen av biodiesel och bioplast. Eftersom dagvattnet troligtvis innehåller en mycket liten mängd organiskt material kan detta påverka hur mycket slam som finns i inflödet till Ryaverket, men då detta är så litet jämfört med det organiska materialet från avlopp kommer minskningen vara närmast obefintlig. Andelen metaller i avloppsvattnet kommer dock minska eftersom större delen av dessa föroreningar kommer från dagvattnet. Borttagning av dagvattnet skulle därför kunna ge renare slam och därav renare produkter. Trots att mängden organiskt material av denna anledning skulle minska något finns det samtidigt möjligheter till en ökad slammängd.

Ett separerat system leder till ett stabilare och lägre flöde, vilket möjliggör en längre uppehållstid på försedimenteringen. Om uppehållstiden skulle öka från 2 till 4 timmar skulle slamm mängden samtidigt öka ca 10 procentenheter [8]. Hur minskningen av organiskt material och möjligheten till en längre uppehållstid påverkar varandra är svårt att säga, men eftersom den längre uppehållstiden genererar en ökning och separering av dagvatten genererar en minskning, antas att ett separerat system inte påverkar produktutbytet vid produktion av biodiesel och bioplast.

4.1.3 Bioplast vs biodiesel

Både produktionen av biodiesel och bioplast är relativt kostsamma processer. Att installera och driva båda dessa processer på en gång kan bli väldigt kostsamt då utbytet är begränsat. Det är därför intressant att undersöka vilken av dessa processer som ensam kan vara mest gynnsam att integrera. I följande stycke presenteras därför en kort sammanställning av olika för- respektive nackdelar hos produkterna. Tabell 4.2 presenterar inom vilka rimliga marginaler som utbytena beräknas hamna i olika kombinationer av processerna.

Tabell 4.2: Möjlig produktion av biodiesel respektive PHA på Ryaverket vid olika typer av produktionsscenarion.

Typ av produktion	PHA (ton/år)		Biodiesel (ton/år)	
	Min	Max	Min	Max
Kombinerat i en anläggning	1566	3394	1063	1581
Enskilda anläggningar	1865	4040	1389	2084

Enligt produktionsmängderna som redovisas i tabell 4.2 är det möjligt att producera större mängder PHA än biodiesel. Mängden bioplast kommer dessutom vara väsentligt högre då det i tabell 4.2 är mängden polymer, råvaran vid produktion av bioplast, som redovisas. Om Ryaverket skulle producera det maximalt möjliga utbytet kan detta potentiellt stå för 8% av den globala produktionskapaciteten av PHA-plast. För biodiesel kan Ryaverkets produktion stå för nästan 3% av Sveriges FAME-produktion. Andra faktorer som är avgörande för möjlig installation är att ekonomisk lönsamhet, produkternas kvalitet och processerna miljöpåverkan.

Bioplast och biodiesel är båda substituenten till vanliga fossila produkter och deras produktion kräver organiska lösningsmedel i relativt höga kvantiteter vid extraktion. Produkternas miljöpåverkan är däremot inte helt jämförbara då produkternas livscyklar skiljer sig åt. För att få en fullständig bild av produkternas miljöpåverkan skulle en full LCA-studie krävas på vardera produkt. Detta har inte varit inom ramen för denna undersökning. Istället har några viktiga faktorer uppmärksamats i stycket nedan.

En del städer har i dagsläget valt att förbjuda dieseldrivna fordon till följd av de stora mängder kväveföroreningar som dieslbilar släpper ut. Ur ett miljöperspektiv blir därför biodiesel ett mindre attraktivt val än bioplast. Det ställs dock väldigt höga krav på renheten hos den biodiesel som får säljas i Sverige. Hur hög renhet som kan uppnås på biodiesel som producerats från avloppsvatten är i dagsläget oklart. PHA-plast har ingen större påverkan på miljön då den är bionedbrytbar och biokompatibel. PHA-plast producerad från avloppsvatten har dessutom 70% lägre miljöpåverkan än dagens PHA-plastproduktion[27].

Kvalitén på PHA påverkas av att produktionen använder blandade kulturer och avfallsbaserade substrat. Avfallsbaserade substrat är av sämre kvalitet än rena substrat som används vid industriell PHA-produktion. Emellertid är förhållandet mellan kolhydrater, lipider och protein i primärslammet relativt konstant[27]. PHA-plasten kan därför vara av något sämre kvalitet än den PHA-plast som tillverkas industriellt men den borde vara av jämn kvalitet. Detta gör att plasten inte kan användas till lika många ändamål som plast som har producerats med rena kulturer eller andra sorters bioplast utan kan framförallt användas till förbrukningsprodukter med kortare livslängd. Vad gäller biodiesel är processutvecklingen fortfarande i ett tidigt stadium vilket innebär att kvalitén hittills inte kan garanteras. Vid analys av fettsyra-kompositionen av den biodiesel som producerats från avloppsvatten är dock fettsyrorna väldigt lika de som förekommer i FAME baserat på andra råvaror[31]. Båda

tekniker har därför egenskaper som talar både för och emot vilket gör det svårt att ge en konkret bedömning utan att utföra omfattande LCA-studier på respektive produkt.

Rent ekonomiskt är det främst relevant att jämföra hur mycket vinst vardera produkt kan ge. PHA-plastprodukter är som tidigare nämnt fyra till nio gånger dyrare än syntetiska plastprodukter. I PHARIO-studien konstateras det att PHA kan produceras för en kostnad av 3,4 €/kg och säljas till ett pris av 4,5 €/kg, vilket genererar en vinst av 1,1 €/kg [27]. Produktion av PHA på Ryaverket skulle alltså vid maximal produktion generera en vinst av 4,4 miljoner €/år. Att uppskatta hur stor ekonomisk vinning som är möjlig för biodieselproduktion är däremot lite svårare. Dieselpriiser ändras hela tiden i takt med att oljeresurser förbrukas och regeringen implementerar ständigt nya skattereduktioner på fossilfria bränslen. Enligt en rapport är kostnaden för produktion av slambaserat biodiesel 0,8 €/kg[32] samtidigt som diesel säljs för ungefär 1,45 €/kg enligt dagens växelkurs. Detta skulle generera en vinst på 0,65 €/kg. Detta skulle vid maximal produktion av biodiesel på Ryaverket ge en vinst på 1,4 miljoner €/år. Olika skatter och andra avgifter kan dock tillkomma. Av denna jämförelse kan det konstateras att PHA-produktion är mer lönsam än biodieselproduktion på Ryaverket.

Om endast en av de två processerna ska implementeras är det alltså mycket som talar för PHA-produktionen. Vilken produkt som blir mest värdefull beror också på marknaden och vilka behov som finns. Det är många aspekter som är väldigt svåra att väga in i denna bedömning och som gör det svårt att definitivt säga vilken produktion som är mest relevant. Då skulle en marknadsundersökning och som tidigare sagt fullständiga LCA-studier vara nödvändiga.

4.2 Teknikernas påverkan på vattenreningen

Det huvudsakliga syftet med ett avloppsreningsverk är att rena näringsrikt avloppsvatten för att undvika bland annat övergödning vid utsläpp i naturen. Avloppsvatten kan vara en viktig framtida förnyelsebar resurskälla som många högvärdiga produkter kan tillverkas från. Det är dock viktigt att de processer som krävs för att tillverka högvärdiga produkter från avloppsvattnet inte försämrar renheten på vattnet som släpps ut från avloppsreningsverket.

Den process som kan påverka vattnets renhet mest är den mikrobiella bränslecellen eftersom den kan integreras i de redan existerande reningsstegen. För att utvinna så mycket elektricitet som möjligt har denna placerats direkt efter försedimenteringen. Detta innebär att den kemiska reningen i form av fosforfällning inte kommer att ske i detta stadie utan måste ske då vattnet innehåller lägre koncentrationer av fosfor vilket eventuellt skulle kunna försämrare fosforeringen.

Eftersom den mikrobiella bränslecellen inte kan garantera en lika bra rening som krävs i ett avloppsreningsverk är det med största sannolikhet nödvändigt att ha kvar alla efterföljande reningssteg. Eftersom dessa steg kvarstår kommer renheten

på det utsläppta vattnet att uppfylla lagkraven som tas upp i inledningen. För att det aktiva slammet ska bibehålla sin mikrobiella aktivitet krävs recirkulation av en del av sekundärslammet. Därför är det viktigt att se till att flödet av sekundärslam delas upp på ett bra sätt mellan recirkulation tillbaka till det aktiva slammet och de PHA-ackumulerande bassängerna. Om detta optimeras skulle det sannolikt inte påverka reningsprocessen i någon större omfattning.

4.3 Osäkerheter

För att uppskatta produktionspotentialen för processerna har ett flertal antaganden och avgränsningar gjorts för respektive process. För att kunna erhålla ett resultat i denna studie har dessa antaganden varit nödvändiga att göra. Emellertid innebär det att rapportens beräknade produktutbyten är relativt osäkra.

4.3.1 MFC

De studier som har analyserats har antagits vara identiska bortsett från de parametrar som har undersökts. Detta antagande stämmer förmodligen inte och det är mycket troligt att andra faktorer som inte tagits upp i denna studie påverkar de olika studiernas resultat. Av de parametrar som inte tagits i beaktning antas den mikrobiella cellens uppbyggnad vara det som påverkar mest. De flesta av studierna använder egentillverkade mikrobiella bränsleceller och därmed finns det stora skillnader mellan exempelvis elektrodmaterial, typ av PEM-filter, om en blandad eller ren bakteriekultur har använts och vilken resistans som används mellan elektroderna.

Ytterligare ett problem är att det inte finns data för hur uppskattning av mikrobiella bränslecellers volym påverkar dess effekt. Istället har ett linjärt förhållande mellan bränslecellers volym och effekttäthet antagits vilket troligen inte alltid är korrekt. Eftersom de olika artiklarna använder olika volymer kan detta ge en missvisande effekttäthet på grund av att denna uppskalning inte är känd. Detta försvårar jämförelsen av de olika mikrobiella bränslecellerna i studierna då det innebär att mindre mikrobiella bränsleceller har högre effekttätheter än mikrobiella bränsleceller med större volym. Samma problem sker när bränslecellen ska skalas upp till Ryaverkets förhållanden eftersom de antagna volymerna vid dessa förhållanden är mycket större än i artiklarna. Detta problem hade kunnat undvikas om jämförelsen istället hade baserats på effekttäthet per anodyta då det finns data på hur en uppskalning av anodens yta påverkar den mikrobiella bränslecellers effekt[76]. Emellertid hade en rimlig anodyta, och därmed vilken typ av MFC som integreras på Ryaverket, behövt väljas vilket hade gjort analysdelen än mer invecklad. Det är därför viktigt att notera att den elektricitetsproduktion och reningsgrad som har beräknats i denna studie, för en MFC som integreras på Ryaverket, bygger på en teoretisk grund och kan skilja sig mycket beroende på utrustning samt övriga parametrar som hänsyn ej har tagits till.

4.3.2 Produktion av PHA

För att utföra beräkningar på den potentiella produktionen av PHA hos Ryaverket har en del avgränsningar och antaganden gjorts. Exempelvis har enbart ADF använts som selektionsteknik och en osäkerhet kan vara om högre produktionsutbyten kunde erhållits med en annan selektionsteknik, så som EBPR eller liknande. Men denna selektionsteknik ansågs efter stort övervägande vara den mest relevanta för Ryaverkets förhållanden. Många studier har också sorterats bort då deras resultat erhållits på laboratorieskala eller åstadkommits med rena substrat. De valda produktionsutbytena skulle därför kunna variera i ett större spann än beräknat.

Vad gäller beräkningar har det antagits att lipidhalten i primärslammet är något högre än i det förtjockade blandslammet, en blandning av primärslam och sekundärslam. Detta antagande gjordes med grund i att primärslam har en högre lipidhalt än sekundärslammet, men hur stor denna ökning bör vara i Gryaabs fall är svårt att veta.

För att kunna utföra beräkningar av PHA-produktion har data angående karakterisering av slammet använts (se Bilaga 2). I Bilaga 2 presenteras två skilda resultattabeller; en för förtjockat blandslam och en för Gryaabs blandslam. Dessa två tabeller har data som kompletterar varandra och har därför använts i kombination. Eftersom datan kommer från två olika undersökningar är antagandet om att de går att använda i kombination med varandra osäkert. För att komma fram till en årlig produktion har det också antagits att produktionen är lika hög hela under året. Beräkningarna har gjorts på genomsnittvärden för år 2017 men produktionen kan fortfarande antas variera på grund av fluktuationer i flöde och temperatur etc.

4.3.3 Biodieselproduktion

Att utvinningen av lipider är lika effektiv på liten som på stor skala är inte en berättigad förenkling. Det är sannolikt att en uppskalning skulle ha en betydande effekt på den möjliga utvinningen. Därför är detta antagande den största källan till osäkerhet vid beräkning av biodieselproduktion. Ingen data har erhållits på den exakta mängden fettsyror i primärslammet respektive sekundärslammet på Ryaverket. Detta gör det omöjligt att analysera exakt hur Ryaverkets slam skiljer sig från det slam som använts i andra studier.

Eftersom det är så pass många parametrar som påverkar odlingen av alger är det även här i princip omöjligt att hitta ett definitivt samband mellan dessa. Den uppskattade mängden alger som kan odlas på en dag baseras därför på en väldigt enkel modell som sannolikt inte är helt verklighetstrogen. Det är viktigt att notera att de värden för mängden biodiesel som beräknats i denna studie är uppbyggda på en teoretisk grund och kan skilja sig mycket beroende på utrustning samt övriga avgörande parametrar.

4.4 Framtidsutsikter

Då denna rapport syftar till att se om implementering av dessa nya tekniker kan ske i framtiden är det relevant att diskutera teknikernas, men även produkternas, framtidsutsikter. Det är även relevant att analysera i vilket stadie processerna befinner sig i idag.

4.4.1 MFC

Efter att ha diskuterat integrering av en MFC i avloppsreningsverk med Nikolaos Xafenias, forskare på avdelningen för industriell bioteknik på Chalmers Tekniska Högskola, och Ann Mattsson, har det blivit tydligt att kommersiell elproduktion med hjälp av mikrobiella bränsleceller från avloppsvatten inte är uppnåbart i dagsläget. Ann Mattsson menar att tekniken i dagsläget saknar teknisk mognad. Samtidigt är den låga temperaturen och låga koncentrationen av näringsämnen, som uppkommer till följd av det kombinerade avloppssystem som finns i Göteborg idag, ett annat stort problem. Detta leder till att både den rening och elproduktion som fås från en mikrobiell bränslecell är långt ifrån optimal. Som tekniken ser ut idag fungerar en MFC inte tillräckligt bra för att agera substitut till den konventionella rening som finns i dagsläget.

Ett annat stort problem är att elektricitet är svårt att effektivt lagra i dagsläget. För att undvika lagringsproblemet behöver elektriciteten som produceras av bränslecellen användas direkt, vilket i många fall inte är möjligt till följd av den höga tillgången på elektricitet i Sverige. Mycket av denna är elektricitet kommer redan från förnyelsebara källor. På grund av detta är en framtida integrering av mikrobiella bränsleceller inte en självklarhet i svenska avloppsreningsverk. I länder där förnyelsebar elektricitet inte är en självklarhet kan dock mikrobiella bränsleceller i framtiden ses som ett relevant substitut till den konventionella reningen då tekniken har mognat. Detta är framförallt relevant i varmare länder där avloppsvattnet har en högre temperatur vilket leder till en ökad reningsgrad och elektricitetsproduktion till följd av en ökad mikrobiell aktivitet. Samtidigt kan länder med mer solljus än Sverige ha möjlighet att använda alger som biokatod och på det viset minska elektricitetsanvändningen i den konventionella luftningsprocessen, förbättra reningen och få biomassa som kan användas till produktion av andra högvärdiga produkter.

Ett alternativ till MFC är en så kallad MEC (Microbial Electrolysis Cell) där samma tekniska apparatur används men en spänning appliceras istället över systemet för att få elektroner att vandra från katod till anod. Detta ger möjlighet att bilda högvärdiga produkter som är enklare att lagra än elektricitet så som vät- och metangas. Enligt Nikolaos Xafenias har mikrobiella elektrolysceller blivit mer populära de senaste åren då just den dyra lagringen av elektricitet anses vara ett stort problem. Det verkar även finnas en större efterfrågan på vät- och metangas än på elektricitet vilket gör en MEC till ett mer populärt alternativ.

4.4.2 PHA-plast

Framtiden för bioplastproduktion från avloppsvatten ser ljus ut. PHA-produktion har testats med framgång på stor skala i avloppsreningsverk och det har visat sig att redan befintliga anläggningar har potential att ackumulera PHA. Om avloppsreningsverken anpassas för PHA-produktion kan processen optimeras och generera ännu högre produktutbyten. Ytterligare optimering av processen är alltså nödvändig för att ha en lönsam produktion men redan i dagsläget finns det möjlighet att tillämpa denna metod i avloppsreningsverk.

I denna studie har framförallt anrikningen av PHA-rik biomassa undersökts. Ett steg som är relevant att undersöka mer ingående är hur polymeren ska extraheras och formas till en plast. De flesta studier hänvisar till *"downstream processing"* och fördjupar sig inte i hur denna går till. För att kunna implementera produktion av PHA på avloppsreningsverk och sedan lyckas med storskalig produktion av bioplast behöver tydliga riktlinjer för hur extraktion och tillverkning av plasten ska gå till bestämmas. I PHARIO-studien undersöktes detta till viss del men ytterligare studier behöver göras för att styrka metoden. Framtida studier behöver fokusera på både utvinning och förädling av polymeren.

Framtiden för PHA-baserade plastprodukter är oviss. Bioplast har fördelar i att den minskar den stora användningen av naturresurser och minskar de avfallsproblem som är aktuella i dagens samhälle, samtidigt som den har likheter med petroleum-baserad plast. En del bioplaster tillverkas dock från livsmedel så som majs, vilket undviks vid produktion på avloppsreningsverk. Bioplast tillverkad av specifikt PHA är dessutom bionedbrytbar, biokompatibel och har ett stort antal användningsområden. Hur positiv inställningen än är till dessa förnyelsebara alternativ är det trots allt försäljningspriset som avgör vilket alternativ kunden väljer i slutändan, utvecklingen har kommit en bit på vägen i och med att avfall används som substrat men priserna är fortfarande höga. Investeringskostnaden för fullskalig produktion, som inte har beaktats i denna studie, är också omfattande och för att kompensera för denna kostnad måste utbytet vara högt.

Avloppsreningsverken har i dagsläget möjlighet att tillverka biomassa med lagringskapacitet, men komplettering behövs med anläggningar för ackumulering, extraktion och förädling etc. Plasten som kan produceras från råvaror från avloppsreningsverk baseras på blandade bakteriekulturer. Den industriellt producerade PHA-plasten använder rena substrat och kommer därmed att ha jämnare kvalitet från batch till batch än den från blandade kulturer. Höga försäljningspriser för en plast av sämre kvalitet kan vara svåra att motivera. Produktionen från blandade kulturer kräver dock inga dyra substrat eller höga sterilitetskrav vilka är faktorer som är viktiga att ha i åtanke. Sammanfattningsvis kan det konstateras att framtiden ser lovande ut men ytterligare studier på stor skala behövs för att fortsätta optimera och effektivisera samtliga steg i processen.

4.4.3 Biodiesel

Att utvinna och producera biodiesel är en relativt enkel process och teorin är beprövad för liknande produktioner som utvinning ur raps. Därför finns det rent teoretiskt inte särskilt stora hinder för en framtida framställning av biodiesel från avloppsvatten. Vid storskalig produktion är det dock svårare att recirkulera lösningmedel, torka slammet och rena biodieseln vilka är essentiella steg för att produktionen ska vara gynnsam. Om en hög recirkulation av katalysator och lösningsmedel kan uppnås är det sannolikt möjligt att göra processen gynnsam. Dock är detta beroende av hur stort energibehovet är.

Vad gäller biodieseln framtid finns det flera faktorer som är relevanta att diskutera. Att dieslbilar mottagit mycket kritik den senaste tiden gör självklart även bränslets framtid osäker. En del städer har redan valt att förbjuda vissa dieslbilar till följd av den mängd föroreningar som dessa släpper ut. Biodiesel är tyvärr ingen lösning på detta problem och dess framtid blir därför helt beroende av dieselbilens framtid. FAME kan inte användas i ren form i vanliga dieslbilar, men en liten del biodiesel kan dock blandas in i fossilt diesel utan att påverka motorfunktionen och samtidigt få en minskad miljöpåverkan. Det är enligt svensk lag endast tillåtet att blanda in ca 7% FAME i fossilt diesel för användande i vanliga dieslbilar[77]. Lagstiftningen i Sverige satsar främst på skattereduktioner på biodiesel av sorten HVO då denna nästan kan användas utan utblandning med fossilt diesel i vanliga dieslbilar. Att istället producera HVO från slammet är sannolikt möjligt men det finns ännu inga rapporter om hur bra slammets fettsyror är för produktion av HVO. Att producera HVO från slammet är, i alla fall i Sverige, ett intressant forskningsområde och bör undersökas vidare.

I Sverige produceras nästan all FAME som finns på marknaden av rapsolja. Den årliga produktionen uppgår till cirka åttio miljoner liter [78]. Detta innebär att biodieselproduktion från Ryaverket kan stå för nästan 3% av den totala FAME produktionen i landet. Att kunna använda en råvara som, till skillnad från raps, inte kräver stora landområden och inte har några framställningskostnader är definitivt ett relevant alternativ.

5

Slutsats

I denna studie har tre nya tekniker för att producera elektricitet, bioplast och biodiesel från avloppsvatten utvärderats. Studien konkretiserades i form av ett samarbete med Gryaab då produktutbyten beräknades vid teoretisk integrering av de olika teknikerna på Ryaverket.

Det är önskvärt att erhålla en tillräckligt hög reningsgrad från en MFC för att ersätta delar av den konventionella reningen samtidigt som elektricitet utvinns. Denna rapport visar att reningsgraden vid integrering av en MFC på Ryaverket är för låg för att ersätta den konventionella reningen. Ett separerat avloppssystem förbättrar verkningsgraden men fortsatta studier om mikrobiella bränslecellers ekonomiska lönsamhet, effektivitet och funktion i stor skala är nödvändig innan en kommersiell integrering på avloppsreningsverk anses vara möjlig.

Utvinning av PHA från avloppsvatten har redan undersökts på storskalig nivå och har visats vara möjlig i redan befintliga anläggningar. Den höga produktionskostnaden och varierande kvalitén på bioplasten innebär dock att konventionell plast fortfarande är ett bättre alternativ. Vidare forskning kring produktion av PHA från avloppsvatten bör baseras på hur polymeren förädlas och hur plasttillverkningen ska effektiviseras.

Relativt små mängder biodiesel kan produceras från lipider som utvinns från avloppsvatten. Samtidigt är framtiden osäker för biodiesel som drivmedel vilket gör en framtida integrering i avloppsreningsverk till en riskabel investering. Å andra sidan är diesel idag fortfarande ett attraktivt drivmedel och produktionen av biodiesel från avloppsvatten möjliggör ett ökat utnyttjande av avfall samtidigt som det kan bidra till ett mer miljövänligt diesel. Fortsatta studier behöver göras på ekonomisk lönsamhet och processens effektivitet vid storskalig produktion från avloppsvatten.

Baserat på resultatet i denna rapport, som endast är en litteraturstudie, skulle avloppsreningsverkens energibelastning på samhället sannolikt minska vid integrering av de tre teknikerna. Emellertid behöver teknikernas effektivitet vid storskalig integrering i ett avloppsreningsverk undersökas. Även produktions- och investeringskostnader behöver undersökas för att se om en integrering av teknikerna är lönsam. Till sist bör även livscykelanalys göras för att få en helhetsbild av hur stor den totala miljöpåverkan är under en produkts livscykel från råvaruutvinning till avfallshantering.

Litteraturförteckning

- [1] Li W-W, Yu H-Q, and Rittmann B.E. Chemistry: Reuse water pollutants. *Nature*, 528(7580):29–31, 12 2015. doi: 10.1038/528029a.
- [2] International Energy Agency. Key world energy statistics [internet]. 2017 [citerad 28/3 - 18]. URL <https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/KeyWorld2017.pdf>.
- [3] Svenskt Vatten. *Vattenvisionen: Forsknings- och innovationsagenda för vatten-sektorn*. Svenskt Vatten, tekn. rapport, 2013 (s. 9).
- [4] Daniel Puyol, Damien J. Batstone, Tim Hülsen, Sergi Astals, Miriam Peces, and Jens O. Krömer. Resource recovery from wastewater by biological technologies: Opportunities, challenges, and prospects. *Frontiers in Microbiology*, 7(JAN): 1–23, 2017. ISSN 1664302X. doi: 10.3389/fmicb.2016.02106.
- [5] Statens Naturvårdsverk. *Vad innehåller avlopp från hushåll? Om näring och metaller i urin och fekalier samt i disk-, tvätt-, bad- duschvatten*. ISBN 91-720-4425-7. Stockholm; 1995.
- [6] Gryaab. Vattenbehandling [internet], [citerad 22/2 - 18], 2018. URL <http://www.gryaab.se/vad-vi-gor/avloppsvattenrening/vattenbehandling/>.
- [7] Statens Naturvårdsverk. *NFS 2016:6 - Grundföreskrift Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse*. Norstedts Juridik, 2016. ISSN 1403-8234.
- [8] Tchobanoglous G, L.Burton F, and Stensel H.D. *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse*. Metcalf and Eddy, 4th edition, 2004. ISBN 007-124140-X. s. 42-45, 405.
- [9] Naturvårdsverket. *Rening av avloppsvatten i Sverige*. ISBN 978-91-620-8703-6.
- [10] Gryaab. Slamhantering [internet], [citerad 22/2 - 18], 2018. URL <http://www.gryaab.se/vad-vi-gor/slam/slamhantering/>.
- [11] McCarty P.L, Bae J, and Kim J. Domestic wastewater treatment as a net energy producer-can this be achieved? *Environmental Science and Technology*, 45(17):7100–7106, 2011. doi: 10.1021/es2014264.
- [12] O’Flaherty V, Collins G, and Mahony T. Anaerobic Digestion of Agricultural Residues. *Environmental Microbiology*, 2010. doi: 10.1002/9780470495117.ch11.

- [13] Logan B.E. Simultaneous wastewater treatment and biological electricity generation. *Water Science and Technology*, 52(1-2):31–37, 2005. ISBN 0273-1223.
- [14] E. Baranitharan, Maksudur R. Khan, D. M. R. Prasad, Wee Fei Aaron Teo, Geok Yuan Annie Tan, and Rajan Jose. Effect of biofilm formation on the performance of microbial fuel cell for the treatment of palm oil mill effluent. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2015. doi: 10.1007/s00449-014-1239-9.
- [15] Schröder U. Anodic electron transfer mechanisms in microbial fuel cells and their energy efficiency. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 9(21):2619–2629, 2007. doi: 10.1039/B703627M.
- [16] Logan B.E, Call D, Cheng S, Hamelers H.V.M, Sleutels T.H.J.A, and Jeremiasse A.W et.al. Microbial Electrolysis Cells for High Yield Hydrogen Gas Production from Organic Matter. *Environmental Science & Technology*, 42(23):8630–8640, 2008.
- [17] Bahareh K and Gude V.G. Beneficial Bioelectrochemical Systems for Energy, Water, and Biomass Production. *Journal of Microbial & Biochemical Technology*, 2013. doi: 10.4172/1948-5948.S6-005.
- [18] Gude V.G. Wastewater treatment in microbial fuel cells - An overview. *Journal of Cleaner Production*, 122:287–307, 2016. doi: 10.1016/j.jclepro.2016.02.022.
- [19] Clauwaert P, Rabaey K, Aelterman P, De Schamphelaire L, Pham T.H, Boeckx P, Boon N, and Verstraete W. Biological denitrification in microbial fuel cells. *Environmental Science and Technology*, 41(9):3354–3360, 2007. doi: 10.1021/es062580r.
- [20] Hiegemann H, Herzer D, Nettmann E, Lübken M, Schulte P, and Schmelz K.G et.al. An integrated 45 L pilot microbial fuel cell system at a full-scale wastewater treatment plant. *Bioresource Technology*, 218:115–122, 2016. doi: 10.1016/j.biortech.2016.06.052.
- [21] Bluemink E.D, Van Nieuwenhuijzen A.F, Wypkema E, and Uijterlinde C.A. Bio-plastic (poly-hydroxy-alkanoate) production from municipal sewage sludge in the Netherlands: A technology push or a demand driven process? *Water Science and Technology*, 74(2):353–358, 2016. doi: 10.2166/wst.2016.191.
- [22] Kumar M, Ghosh P, Khosla K, and Thakur I.S. Recovery of polyhydroxyalkanoates from municipal secondary wastewater sludge. *Bioresource Technology*, 255:111–115, 2018. doi: 10.1016/j.biortech.2018.01.031.
- [23] Timo Pittmann and Heidrun Steinmetz. Development of a process to produce bioplastic at municipal wastewater treatment plants. URL https://www.researchgate.net/profile/Timo_Pittmann/publication/264386767_Development_of_a_process_to_produce_bioplastic_at_municipal_wastewater_treatment_plants/links/53db3c070cf2e38c63398527.pdf. Konferensartikel, juni 2013.
- [24] Serafim L.S, Lemos P.C, Albuquerque M.G.E, and Reis M.A.M. Strategies for PHA production by mixed cultures and renewable waste materials.

- Applied Microbiology and Biotechnology*, 81(4):615–628, 2008. doi: 10.1007/s00253-008-1757-y.
- [25] Chua H and Yu P.H.F. Production of biodegradable plastics from chemical wastewater - A novel method to reduce excess activated sludge generated from industrial wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 39(10-11): 273–280, 1999. doi: 10.1016/S0273-1223(99)00305-4.
 - [26] Pittmann T and Steinmetz H. Polyhydroxyalkanoate production as a side stream process on a municipal waste water treatment plant. *Bioresource Technology*, 167:297–302, 2014. doi: 10.1016/j.biortech.2014.06.037.
 - [27] Simon Bengtsson, A. Werker, C Visser, and L. Korving. PHARIO - Stepping Stone To A Sustainable Value Chain For PHA Bioplastics Using Municipal Activated Sludge. (April):93, 2017. ISBN: 978.90.5773.752.7.
 - [28] Valentino F, Villano M, Bertin L, Beccari M, and Majone M. *Renewable Polymers*, chapter 4. Olive Oil Wastewater as a Renewable Polyhydroxyalkanoates, s. 175-219. 2011. doi: 10.1002/9781118217689.ch4.
 - [29] Meher L.C, Vidya Sagar D, and Naik S.N. Technical aspects of biodiesel production by transesterification - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 10(3):248–268, 2006. doi: 10.1016/j.rser.2004.09.002.
 - [30] Olkiewicz M, Fortuny A, Stüber F, Fabregat A, Font J, and Bengoa Ch. Effects of pre-treatments on the lipid extraction and biodiesel production from municipal WWTP sludge. *Fuel*, 141:250–257, 2015. doi: 10.1016/j.fuel.2014.10.066.
 - [31] Olkiewicz M, Fortuny A, Stüber F, Fabregat A, Font J, and Bengoa Ch. Evaluation of different sludges from WWTP as a potential source for biodiesel production. 42:634–643, 2012. doi: 10.1016/j.proeng.2012.07.456.
 - [32] Siddiquee M.N and Rohani S. Lipid extraction and biodiesel production from municipal sewage sludges: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(2):1067–1072, 2011. doi: 10.1016/j.rser.2010.11.029.
 - [33] Magdalena Olkiewicz, Natalia V. Plechkova, Azael Fabregat, Frank Stüber, Agustí Fortuny, Josep Font, and Christophe Bengoa. Efficient extraction of lipids from primary sewage sludge using ionic liquids for biodiesel production. *Separation and Purification Technology*, 2015. ISSN 18733794. doi: 10.1016/j.seppur.2015.08.038.
 - [34] Siddiquee M.N and Rohani S. Experimental analysis of lipid extraction and biodiesel production from wastewater sludge. *Fuel Processing Technology*, 2011. doi: 10.1016/j.fuproc.2011.07.018.
 - [35] Melero J.A, Sánchez-Vázquez R, Vasiliadou I.A, Martínez Castillejo F, Bautista L.F, and Iglesias J et.al. Municipal sewage sludge to biodiesel by simultaneous extraction and conversion of lipids. *Energy Conversion and Management*, 103: 111–118, 2015. doi: 10.1016/j.enconman.2015.06.045.
 - [36] Mata T.M, Martins A.A, and Caetano N.S. Microalgae for biodiesel production

- and other applications: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(1):217–232, 2010. doi: 10.1016/j.rser.2009.07.020.
- [37] Kim Y.H, Choi Y.K, Park J, Lee S, Yang Y.H, and Kim H.J et.al. Ionic liquid-mediated extraction of lipids from algal biomass. *Bioresource Technology*, 109: 312–315, 2012. doi: 10.1016/j.biortech.2011.04.064.
- [38] Ryu B.G, Kim E.J, Kim H.S, Kim J, Choi Y.E, and Yang J.W. Simultaneous treatment of municipal wastewater and biodiesel production by cultivation of *Chlorella vulgaris* with indigenous wastewater bacteria. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 19(2):201–210, 2014. doi: 10.1007/s12257-013-0250-3.
- [39] Zhang F, Ge Z, Grimaud J, Hurst J, and He Z. Long-term performance of liter-scale microbial fuel cells treating primary effluent installed in a municipal wastewater treatment facility. *Environmental Science and Technology*, 47(9): 4941–4948, 2013. doi: 10.1021/es400631r.
- [40] Juang D. F, Yang P. C, and Kuo T. H. Effects of flow rate and chemical oxygen demand removal characteristics on power generation performance of microbial fuel cells. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 9 (2), 2012. doi: 10.1007/s13762-012-0032-z.
- [41] Mansoorian H.J, Mahvi A.H, Jafari A.J, Amin M.M, Rajabizadeh A, and Khanjani N. Bioelectricity generation using two chamber microbial fuel cell treating wastewater from food processing. *Enzyme and Microbial Technology*, 52(6-7): 352–357, 2013. doi: 10.1016/j.enzmictec.2013.03.004.
- [42] Lefebvre O, Tan Z, Shen Y, and Ng H.Y. Optimization of a microbial fuel cell for wastewater treatment using recycled scrap metals as a cost-effective cathode material. *Bioresource Technology*, 127:158–164, 2013. doi: 10.1016/j.biortech.2012.10.005.
- [43] Dong Y, Qu Y, He W, Du Y, Liu J, and Han X et.al. A 90-liter stackable baffled microbial fuel cell for brewery wastewater treatment based on energy self-sufficient mode. *Bioresource Technology*, 195:66–72, 2015. doi: 10.1016/j.biortech.2015.06.026.
- [44] Ghangrekar M.M and Shinde V.B. Performance of membrane-less microbial fuel cell treating wastewater and effect of electrode distance and area on electricity production. *Bioresource Technology*, 98(15):2879–85, 2007. doi: 10.1016/j.biortech.2006.09.050.
- [45] Ismail Z.Z and Jaeel A.J. Sustainable power generation in continuous flow microbial fuel cell treating actual wastewater: Influence of biocatalyst type on electricity production. *The Scientific World Journal*, 2013(17):713515, 2013. doi: 10.1155/2013/713515.
- [46] Liu H, Ramnarayanan R, and Logan B.E. Production of Electricity during Wastewater Treatment Using a Single Chamber Microbial Fuel Cell. *Environmental Science and Technology*, 38(7):2281–2285, 2004. doi: 10.1021/es034923g.

- [47] Li, B, and Scheible, K and Curtis, M. Electricity Generation from Anaerobic Wastewater Treatment in Microbial Fuel Cells [Internet]. 2011 [cited 25/3-18]. URL <https://www.werf.org/a/ka/Search/ResearchProfile.aspx?ReportId=OWS08C0>.
- [48] Ahn Y and Logan B.E. A multi-electrode continuous flow microbial fuel cell with separator electrode assembly design. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 93(5):2241–2248, 2012. doi: 10.1007/s00253-012-3916-4.
- [49] Yan H, Saito T, and Regan J.M. Nitrogen removal in a single-chamber microbial fuel cell with nitrifying biofilm enriched at the air cathode. *Water Research*, 46(7):2215–2224, 2012. doi: 10.1016/j.watres.2012.01.050.
- [50] Feng Y, He W, Liu J, Wang X, Qu Y, and Ren N. A horizontal plug flow and stackable pilot microbial fuel cell for municipal wastewater treatment. *Biore-source Technology*, 156:132–138, 2014. doi: 10.1016/j.biortech.2013.12.104.
- [51] Zhang Y, Noori J.S, and Angelidaki I. Simultaneous organic carbon, nutrients removal and energy production in a photomicrobial fuel cell (PFC). *Energy & Environmental Science*, 4(10):4340, 2011. doi: 10.1039/c1ee02089g.
- [52] Oh S.E and Logan B.E. Hydrogen and electricity production from a food processing wastewater using fermentation and microbial fuel cell technologies. *Water Research*, 39(19):4673–82, 2005. doi: 10.1016/j.watres.2005.09.019.
- [53] Kong X, Yang G, and Sun Y. Performance Investigation of Batch Mode Microbial Fuel Cells Fed With High Concentration of Glucose. *Biomedical Journal of Scientific & Technical Research*, 3(2):2–7, 2018. doi: 10.26717/BJSTR.2018.03.000864.
- [54] Zhang G, Zhao Q, Jiao Y, Wang K, Lee D.J, and Ren N. Biocathode microbial fuel cell for efficient electricity recovery from dairy manure. *Biosensors and Bioelectronics*, 31(1):537–543, 2012. doi: 10.1016/j.bios.2011.11.036.
- [55] Wang X, Feng Y, Liu J, Lee H, Li C, Li N, and Ren N. Sequestration of CO₂ discharged from anode by algal cathode in microbial carbon capture cells (MCCs). *Biosensors and Bioelectronics*, 25(12):2639–2643, 2010. doi: 10.1016/j.bios.2010.04.036.
- [56] Zang G.L, Sheng G.P, Li W.W, Tong Z.H, Zeng R.J, Shi C, and Yu H.Q. Nutrient removal and energy production in a urine treatment process using magnesium ammonium phosphate precipitation and a microbial fuel cell technique. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 14(6):1978, 2012. doi: 10.1039/c2cp23402e.
- [57] Wang X, Yue X, and Guo Q. Production of electricity during wastewater treatment using fluidized-bed microbial fuel cells. *Chemical Engineering and Technology*, 37(4):703–708, 2014. doi: 10.1002/ceat.201300241.
- [58] Liu H and Logan B.E. Electricity generation using an air-cathode single chamber microbial fuel cell in the presence and absence of a proton exchange mem-

- pbrane.
- Environmental Science and Technology*
- , 38(14):4040–4046, 2004. doi: 10.1021/es0499344.
- [59] Pant D, Diels G, Van Bogaertand L, and Vanbroekhoven K. A review of the substrates used in microbial fuel cells (MFCs) for sustainable energy production. *Bioresource Technology*, 101(6):1533–43, 2010. doi: 10.1016/j.biortech.2009.10.017.
- [60] Collins C.E, Incropera F.P, and Grady C.P.L. The effect of temperature control on biological wastewater treatment processes. *Water Research*, 12:547–554. doi: 10.1016/0043-1354(78)90131-8.
- [61] Leju J, Ladu C, and Lü X-W. Effects of hydraulic retention time, temperature, and effluent recycling on efficiency of anaerobic filter in treating rural domestic wastewater. *Water Science and Engineering*, 7(2):168–182, 2014. doi: 10.3882/j.issn.1674-2370.2014.02.005.
- [62] SMHI. Normal solskensstid för ett år[internet]. URL <https://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/stralning/normal-solskensstid-for-ett-ar-1.3052>. [citerad 2018-04-25].
- [63] Morgan-Sagastume F, Valentino F, Hjort M, Cirne D, Karabegovic L, and Gerardin F et.al. Polyhydroxyalkanoate (PHA) production from sludge and municipal wastewater treatment. *Water Science & Technology*, 69(1):177, 1 2014. doi: 10.2166/wst.2013.643.
- [64] Bengtsson S, Karlsson A, Alexandersson T, Quadri L, Hjort M, and Johansson P et. al. A process for polyhydroxyalkanoate (PHA) production from municipal wastewater treatment with biological carbon and nitrogen removal demonstrated at pilot-scale. *New Biotechnology*, 35:42–53, 2017. doi: 10.1016/j.nbt.2016.11.005.
- [65] Morgan-Sagastume F, Hjort M, Cirne D, Gerardin F, Lacroix S, and Gaval G et.al. Integrated production of polyhydroxyalkanoates (PHAs) with municipal wastewater and sludge treatment at pilot scale. *Bioresource Technology*, 181(September):78–89, 2015. doi: 10.1016/j.biortech.2015.01.046.
- [66] Morgan-Sagastume F, Heimersson S, G. Laera, Werker A, and Svanström M. Techno-environmental assessment of integrating polyhydroxyalkanoate (PHA) production with services of municipal wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 137:1368–1381, 2016. doi: 10.1016/j.jclepro.2016.08.008.
- [67] Kech C, Galloy A, Fripiat C, Piel A, and Garot D. Optimization of direct liquid-liquid extraction of lipids from wet urban sewage sludge for biodiesel production. *Fuel*, 2018. doi: 10.1016/j.fuel.2017.10.010.
- [68] Choi O.K, Song J.S, Cha D.K, and Lee J.W. Biodiesel production from wet municipal sludge: Evaluation of in situ transesterification using xylene as a cosolvent. *Bioresource Technology*, 2014. doi: 10.1016/j.biortech.2014.05.001.
- [69] Mondala A, Liang K, Toghiani H, Hernandez R, and French T. Biodiesel pro-

- duction by in situ transesterification of municipal primary and secondary sludges. *Bioresource Technology*, 2009.
- [70] Chiu S.Y, Kao C.Y, Chen T.Y, Chang Y.B, Kuo C.M, and Lin C.S. Cultivation of microalgal *Chlorella* for biomass and lipid production using wastewater as nutrient resource. *Bioresource Technology*, 2015. doi: 10.1016/j.biortech.2014.11.080.
- [71] Li Y, Chen YF, Chen P, Min M, Zhou W, and Martinez B et.al. Characterization of a microalga *Chlorella* sp. well adapted to highly concentrated municipal wastewater for nutrient removal and biodiesel production. *Bioresource Technology*, 102(8):5138–5144, 2011. doi: 10.1016/j.biortech.2011.01.091.
- [72] Dickinson K.E, Whitney C.G, and McGinn P.J. Nutrient remediation rates in municipal wastewater and their effect on biochemical composition of the microalga *Scenedesmus* sp. AMDD. *Algal Research*, 2013. doi: 10.1016/j.algal.2013.01.009.
- [73] Renuka N, Sood A, Ratha S. K., Prasanna R, and Ahluwalia A. S. Nutrient sequestration, biomass production by microalgae and phytoremediation of sewage water. *International Journal of Phytoremediation*, 2013. doi: 10.1080/15226514.2012.736436.
- [74] Caporgno M P, Taleb A, Olkiewicz M, Font J, Pruvost J, and Legrand J et.al. Microalgae cultivation in urban wastewater: Nutrient removal and biomass production for biodiesel and methane. *Algal Research*, 2015. doi: 10.1016/j.algal.2015.05.011.
- [75] Bioplastics market data[internet]. Berlin; European Bioplastics; [citerad datum 8/5-18]. Tillgänglig från: <https://www.european-bioplastics.org/market/>.
- [76] Alim Dewan, Haluk Beyenal, and Zbigniew Lewandowski. Scaling up microbial fuel cells. *Environmental Science and Technology*, 2008. doi: 10.1021/es800775d.
- [77] Energimyndigheten. Marknaderna för biodrivmedel 2016. page 19, 2016. [citerad datum 8/5-18]. Tillgänglig från: <http://energimyndigheten.se/w2m.se/FolderContents.mvc/Download?ResourceId=5616>.
- [78] Ekbohm T. Säljrekord för hvo100 biodiesel. *Bioenergitidningen*, 2017;11. URL <https://bioenergitidningen.se/biodrivmedel-transport/%E2%80%8Bsaljrekord-hvo100-biodiesel>. [Citerad 2018-04-17].

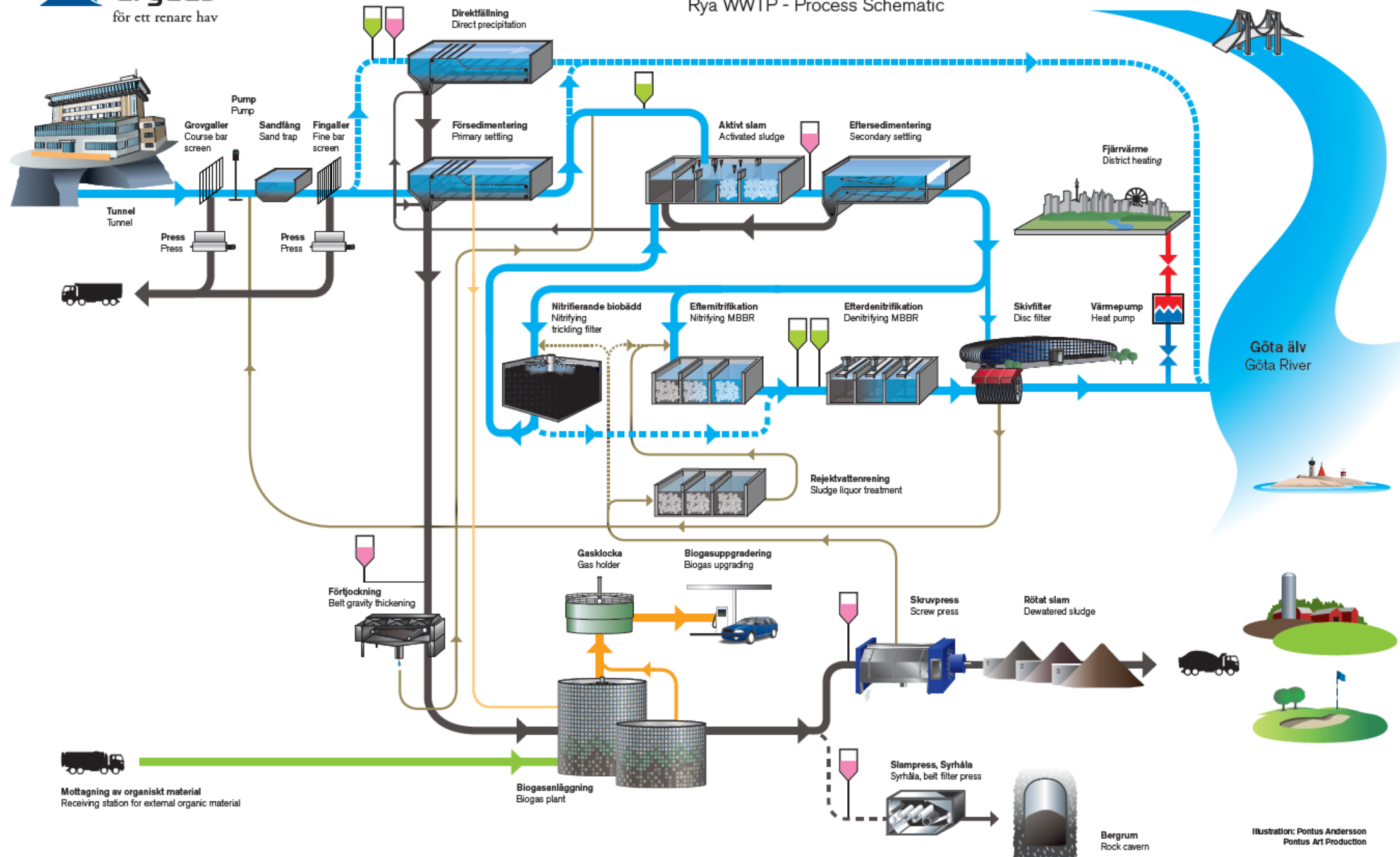
Bilaga 1

Bilaga 1 - Gryaabs process-schema

I Bilaga 1 presenteras det process-schema som används på Ryaverket i dagsläget. Process-schemat återges med tillstånd.

Ryaverket - Processchema

Rya WWTP - Process Schematic



Bilaga 2

Bilaga 2 - Rådata från Gryaab

I Bilaga 2 presenteras den data som har erhållits från Gryaab och som har använts i denna studie.

Vatten

	Q IN	Q FS	COD FS	TOC FS	BOD IN	SS FS	Temp UT	Ptot FS	Ntot FS
	(m3/s)	(m3/s)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	oC	(mg/l)	(mg/l)
	dygnsmedel	dygnsmedel	dygns/helg	dygns/helg	vecko	dygnsmedel	dygnsmedel	dygnsmedel	dygnsmedel
2017-01-01 06:59	3,93	3,97	190	68	170	80	11,7	2,7	17,6
2017-01-02 06:59	3,47	3,51	220	76	180	90	11,7	3,1	21,2
2017-01-03 06:59	3,74	3,80	230	75	180	96	11,8	3,0	22,0
2017-01-04 06:59	3,32	3,36	220	79	180	88	11,4	3,5	22,7
2017-01-05 06:59	3,28	3,31	210	66	180	86	11,4	3,7	24,6
2017-01-06 06:59	2,83	2,85	210	66	180	82	11,7	3,9	25,2
2017-01-07 06:59	3,65	3,69	210	66	180	78	10,9	2,9	19,5
2017-01-08 06:59	3,90	3,93	210	66	180	76	11,7	3,2	21,8
2017-01-09 06:59	5,60	5,68	190	62	120	84	10,8	2,7	16,7
2017-01-10 06:59	6,24	6,30	190	62	120	92	9,7	2,4	15,9
2017-01-11 06:59	10,38	7,77	180	52	120	105	8,8	1,8	9,7
2017-01-12 06:59	8,55	8,06	140	44	120	71	9,2	1,7	10,8
2017-01-13 06:59	5,65	5,70	210	63	120	75	10,5	2,4	13,7
2017-01-14 06:59	4,62	4,71	210	63	120	82	10,6	2,7	15,8
2017-01-15 06:59	4,02	4,10	210	63	120	86	10,8	2,9	19,3
2017-01-16 06:59	3,89	3,97	250	75	180	103	11,1	3,4	22,0
2017-01-17 06:59	4,48	4,56	250	75	180	120	10,9	3,4	22,1
2017-01-18 06:59	4,01	4,08	250	78	180	122	11,3	3,5	21,0
2017-01-19 06:59	3,99	4,08	250	76	180	120	11,4	3,3	21,6
2017-01-20 06:59	3,73	3,75	230	74	180	113	11,5	3,5	23,1
2017-01-21 06:59	3,58	3,62	230	74	180	98	11,6	3,3	22,0
2017-01-22 06:59	3,53	3,58	230	74	180	90	11,7	3,3	22,1
2017-01-23 06:59	3,70	3,74	180	55	200	68	11,6	1,8	23,4
2017-01-24 06:59	3,54	3,58	150	60	200	75	11,7	1,8	25,5
2017-01-25 06:59	3,43	3,45	170	54	200	60	11,7	1,6	26,1
2017-01-26 06:59	3,29	3,30	170	57	200	67	11,7	1,6	25,3
2017-01-27 06:59	3,20	3,22	170	57	200	65	11,6	1,6	25,4
2017-01-28 06:59	3,19	3,21	170	57	200	62	11,7	1,5	25,4
2017-01-29 06:59	3,13	3,14	170	57	200	60	11,9	1,9	25,6
2017-01-30 06:59	3,37	3,38	180	58	210	72	11,7	1,7	25,8
2017-01-31 06:59	3,21	3,23	160	55	210	65	11,8	1,4	27,0
2017-02-01 06:59	3,09	3,10	190	63	210	68	11,8	1,8	27,5
2017-02-02 06:59	3,03	3,04	290	95	210	110	11,8	4,1	28,3
2017-02-03 06:59	3,00	3,03	260	83	210	107	11,8	4,2	29,4
2017-02-04 06:59	3,07	3,11	260	83	210	101	11,8	4,0	27,5
2017-02-05 06:59	3,34	3,40	260	83	210	98	11,7	3,8	26,4
2017-02-06 06:59	3,03	3,06	280	90	240	110	11,6	4,1	28,3
2017-02-07 06:59	2,81	2,86	260	84	240	118	11,5	3,9	28,7
2017-02-08 06:59	3,05	3,09	290	90	240	116	11,4	4,1	28,9
2017-02-09 06:59	2,71	2,76	300	94	240	114	11,5	4,6	30,2
2017-02-10 06:59	2,87	2,88	260	83	240	112	11,5	4,6	31,2
2017-02-11 06:59	2,73	2,74	260	83	240	108	11,6	4,1	30,0
2017-02-12 06:59	2,94	2,98	260	83	240	106	11,5	4,1	29,2
2017-02-13 06:59	2,94	2,99	300	96	230	118	11,5	4,4	28,6
2017-02-14 06:59	2,75	2,79	280	91	230	108	11,5	3,8	28,1
2017-02-15 06:59	2,81	2,85	280	90	230	106	11,5	4,1	27,3
2017-02-16 06:59	2,74	2,78	280	89	230	114	11,7	4,3	28,5
2017-02-17 06:59	2,89	2,91	230	70	230	110	11,5	3,9	26,8

2017-02-18 06:59	3,20	3,25	230	70	230	101	11,6	3,8	27,1
2017-02-19 06:59	4,01	4,07	230	70	230	96	11,0	3,2	20,5
2017-02-20 06:59	5,70	5,74	220	66	140	112	9,9	2,9	16,3
2017-02-21 06:59	5,15	5,20	200	64	140	92	10,0	2,7	17,1
2017-02-22 06:59	7,77	7,82	170	57	140	84	8,6	2,2	11,3
2017-02-23 06:59	5,92	5,98	180	51	140	66	9,7	2,3	15,2
2017-02-24 06:59	4,35	4,39	150	47	140	66	10,1	2,9	19,6
2017-02-25 06:59	5,19	5,25	150	47	140	66	8,4	2,9	17,7
2017-02-26 06:59	6,54	6,61	150	47	140	66	9,8	2,2	13,6
2017-02-27 06:59	8,19	7,29	160	45	82	78	8,8	2,0	11,1
2017-02-28 06:59	8,12	7,72	150	44	82	78	9,0	1,9	10,9
2017-03-01 06:59	8,85	8,05	150	49	82	68	9,2	2,1	11,4
2017-03-02 06:59	5,58	5,63	160	49	82	64	9,9	2,3	14,7
2017-03-03 06:59	5,35	5,41	160	51	82	67	10,2	2,7	15,3
2017-03-04 06:59	5,05	5,12	160	51	82	73	10,1	2,7	16,3
2017-03-05 06:59	5,81	5,89	160	51	82	76	10,0	2,5	14,9
2017-03-06 06:59	4,83	4,92	180	54	130	78	9,8	2,5	16,5
2017-03-07 06:59	4,34	4,42	190	58	130	80	10,3	3,1	19,7
2017-03-08 06:59	4,59	4,67	200	61	130	88	10,3	3,0	20,3
2017-03-09 06:59	6,26	6,34	160	49	130	72	9,6	2,3	14,8
2017-03-10 06:59	4,77	4,85	200	59	130	74	9,9	2,3	14,6
2017-03-11 06:59	4,66	4,71	200	59	130	79	10,5	2,8	17,8
2017-03-12 06:59	4,35	4,42	200	59	130	82	10,9	3,1	19,8
2017-03-13 06:59	3,66	3,72	240	68	210	98	11,1	3,7	22,2
2017-03-14 06:59	3,81	3,85	250	72	210	106	10,9	3,5	22,9
2017-03-15 06:59	3,64	3,69	230	64	210	96	10,9	3,3	21,9
2017-03-16 06:59	3,77	3,79	240	68	210	96	11,3	3,8	24,1
2017-03-17 06:59	4,08	4,13	180	53	210	93	11,0	2,8	17,5
2017-03-18 06:59	3,62	3,64	180	53	210	88	11,3	2,8	17,5
2017-03-19 06:59	3,17	3,20	180	53	210	82	11,6	2,8	17,5
2017-03-20 06:59	4,40	4,43	180	53	150	76	10,9	2,8	17,5
2017-03-21 06:59	5,93	5,98	180	53	150	71	10,2	2,8	17,5
2017-03-22 06:59	4,71	4,73	180	53	150	68	10,9	2,8	17,5
2017-03-23 06:59	4,09	4,11	210	61	150	82	11,3	3,2	20,4
2017-03-24 06:59	3,90	3,91	230	68	150	83	11,5	3,6	22,7
2017-03-25 06:59	3,38	3,39	230	68	150	85	11,8	3,6	23,0
2017-03-26 06:59	3,39	3,42	230	68	150	86	11,9	3,7	23,7
2017-03-27 06:59	3,74	3,77	260	81	220	116	12,2	4,1	25,8
2017-03-28 06:59	2,28	2,32	330	100	220	158	12,3	4,7	25,3
2017-03-29 06:59	3,84	3,88	250	80	220	114	12,2	4,1	26,1
2017-03-30 06:59	5,29	5,36	240	69	220	114	11,3	3,6	19,6
2017-03-31 06:59	6,71	6,79	210	60	220	108	10,9	2,5	12,1
2017-04-01 06:59	5,26	5,31	210	60	220	95	11,5	2,3	15,3
2017-04-02 06:59	4,15	4,21	210	60	220	88	12,1	3,0	18,9
2017-04-03 06:59	3,98	4,02	230	72	200	102	12,2	3,6	21,5
2017-04-04 06:59	3,43	3,46	240	69	200	98	12,3	3,4	23,4
2017-04-05 06:59	3,93	3,95	250	72	200	102	12,3	3,7	24,2
2017-04-06 06:59	3,29	3,35	280	79	200	118	12,7	4,1	24,5
2017-04-07 06:59	3,50	3,52	230	67	200	108	12,9	3,7	24,0
2017-04-08 06:59	3,09	3,13	230	67	200	88	13,0	3,8	23,9
2017-04-09 06:59	2,97	2,98	230	67	200	78	13,1	3,6	24,1
2017-04-10 06:59	3,70	3,77	180	52	230	77	12,8	3,9	24,6

2017-04-11 06:59	3,66	3,72	180	52	230	74	12,3	3,2	25,5
2017-04-12 06:59	4,85	4,92	180	52	230	71	12,3	2,4	15,6
2017-04-13 06:59	4,02	4,08	200	59	230	68	12,6	3,2	20,6
2017-04-14 06:59	3,15	3,23	200	59	230	65	12,6	2,9	20,1
2017-04-15 06:59	3,05	3,07	200	59	230	62	12,6	3,0	21,2
2017-04-16 06:59	3,05	3,07	200	59	230	59	12,4	2,9	21,4
2017-04-17 06:59	3,53	3,58	200	59	190	58	12,5	3,0	21,1
2017-04-18 06:59	3,21	3,26	250	76	190	94	12,8	3,5	24,8
2017-04-19 06:59	3,18	3,19	260	79	190	90	13,2	4,1	28,3
2017-04-20 06:59	2,90	2,91	260	79	190	86	13,3	4,2	29,3
2017-04-21 06:59	3,22	3,28	270	81	190	89	13,1	3,9	29,0
2017-04-22 06:59	3,19	3,22	270	81	190	95	13,4	4,0	28,7
2017-04-23 06:59	2,98	3,02	270	81	190	98	13,4	4,3	28,5
2017-04-24 06:59	4,64	4,70	220	60	160	92	11,8	3,0	18,6
2017-04-25 06:59	4,28	4,30	220	67	160	94	12,6	3,2	22,3
2017-04-26 06:59	3,30	3,32	260	78	160	98	13,1	3,9	26,5
2017-04-27 06:59	3,29	3,32	240	75	160	82	13,3	3,4	27,7
2017-04-28 06:59	6,12	6,17	200	64	160	79	11,6	2,7	16,0
2017-04-29 06:59	4,75	4,78	200	64	160	74	12,5	2,3	17,4
2017-04-30 06:59	3,78	3,80	200	64	160	69	12,9	2,9	20,4
2017-05-01 06:59	3,57	3,60	200	64	200	66	13,3	3,0	22,4
2017-05-02 06:59	3,51	3,53	240	73	200	82	13,7	3,4	25,5
2017-05-03 06:59	3,18	3,22	260	78	200	92	14,0	4,0	27,1
2017-05-04 06:59	2,99	2,98	270	84	200	84	14,1	4,3	28,5
2017-05-05 06:59	3,06	3,09	240	73	200	83	14,3	3,9	28,5
2017-05-06 06:59	3,01	3,02	240	73	200	81	14,4	3,9	27,6
2017-05-07 06:59	2,95	2,99	240	73	200	80	14,3	3,8	28,1
2017-05-08 06:59	2,77	2,78	250	79	240	72	14,2	3,8	28,8
2017-05-09 06:59	3,67	3,70	270	83	240	84	14,5	3,8	28,4
2017-05-10 06:59	3,23	3,28	310	98	240	98	14,3	4,6	28,7
2017-05-11 06:59	3,00	3,02	260	84	240	100	14,4	4,1	29,3
2017-05-12 06:59	2,94	2,96	240	74	240	97	14,6	4,4	31,5
2017-05-13 06:59	2,82	2,83	240	74	240	90	14,8	3,9	29,5
2017-05-14 06:59	3,46	3,48	240	74	240	86	14,8	3,7	24,7
2017-05-15 06:59	3,18	3,22	280	86	210	98	15,3	4,2	27,8
2017-05-16 06:59	3,39	3,41	260	81	210	102	14,4	3,1	27,0
2017-05-17 06:59	4,71	4,76	190	59	210	76	15,0	2,9	18,1
2017-05-18 06:59	3,33	3,38	220	76	210	84	15,5	3,6	25,7
2017-05-19 06:59	3,05	3,06	230	78	210	91	15,8	3,9	26,6
2017-05-20 06:59	2,86	2,88	230	78	210	104	15,8	4,0	29,0
2017-05-21 06:59	3,00	3,02	230	78	210	117	15,8	4,0	28,0
2017-05-22 06:59	2,58	2,61	280	89	240	124	15,5	4,4	29,3
2017-05-23 06:59	2,41	2,43	290	87	240	122	15,7	4,1	28,9
2017-05-24 06:59	4,48	4,53	260	85	240	113	15,6	3,8	24,6
2017-05-25 06:59	3,02	3,07	260	85	240	104	16,2	3,9	27,2
2017-05-26 06:59	2,69	2,72	270	79	240	104	16,5	3,8	28,0
2017-05-27 06:59	2,61	2,64	270	79	240	104	16,6	3,6	27,3
2017-05-28 06:59	3,18	3,22	270	79	240	104	16,5	3,8	25,3
2017-05-29 06:59	3,24	3,29	270	86	200	110	16,5	4,3	29,0
2017-05-30 06:59	3,04	3,09	280	88	200	118	16,1	4,3	25,3
2017-05-31 06:59	6,02	6,08	200	62	200	108	15,2	3,1	12,9
2017-06-01 06:59	4,94	4,99	220	68	200	82	15,9	3,6	20,9

2017-06-02 06:59	3,16	3,18	200	63	200	83	16,5	4,6	26,2
2017-06-03 06:59	3,02	3,05	200	63	200	86	16,6	4,3	26,0
2017-06-04 06:59	4,47	4,53	200	63	200	88	15,9	3,2	17,9
2017-06-05 06:59	3,83	3,89	230	71	120	82	16,4	3,6	20,3
2017-06-06 06:59	3,35	3,40	230	71	120	76	15,5	3,3	22,2
2017-06-07 06:59	10,98	8,16	150	57	120	89	14,5	1,8	8,5
2017-06-08 06:59	8,81	7,75	120	38	120	64	14,7	1,5	9,3
2017-06-09 06:59	6,92	6,98	160	52	120	62	15,3	2,1	11,7
2017-06-10 06:59	4,89	4,93	160	52	120	58	15,6	2,1	14,7
2017-06-11 06:59	5,27	5,33	160	52	120	56	15,9	2,4	15,2
2017-06-12 06:59	5,33	5,39	150	53	160	54	15,6	2,3	14,7
2017-06-13 06:59	4,35	4,41	200	66	160	81	16,2	2,8	18,3
2017-06-14 06:59	3,76	3,76	230	73	160	88	16,6	3,1	20,8
2017-06-15 06:59	3,41	3,37	220	71	160	76	17,0	2,8	24,1
2017-06-16 06:59	5,28	5,29	180	58	160	74	17,1	2,7	15,9
2017-06-17 06:59	4,61	4,61	180	58	160	71	16,7	2,4	15,6
2017-06-18 06:59	3,30	3,33	180	58	160	69	17,1	2,7	19,2
2017-06-19 06:59	3,57	3,58	230	71	180	79	17,3	3,5	21,8
2017-06-20 06:59	3,20	3,22	280	89	180	99	17,4	3,8	25,1
2017-06-21 06:59	3,16	3,16	260	82	180	76	17,6	3,7	24,8
2017-06-22 06:59	2,86	2,90	170	51	180	76	17,6	3,8	26,5
2017-06-23 06:59	3,77	3,80	170	51	180	76	17,4	2,9	19,2
2017-06-24 06:59	3,00	3,00	170	51	180	75	17,1	2,3	17,8
2017-06-25 06:59	5,27	5,30	170	51	180	75	16,5	2,4	14,3
2017-06-26 06:59	4,35	4,36	190	58	210	83	16,8	2,6	18,3
2017-06-27 06:59	3,11	3,12	210	65	210	88	17,4	3,1	22,1
2017-06-28 06:59	3,11	3,08	250	79	210	80	17,6	3,5	26,1
2017-06-29 06:59	2,99	2,97	250	80	210	84	17,7	3,5	26,9
2017-06-30 06:59	2,87	2,88	230	71	210	84	17,9	4,0	28,0
2017-07-01 06:59	2,62	2,63	230	71	210	85	18,2	3,7	26,3
2017-07-02 06:59	2,79	2,80	230	71	210	86	17,9	3,5	25,8
2017-07-03 06:59	3,15	3,17	250	80	190	94	17,7	4,0	25,5
2017-07-04 06:59	3,63	3,63	230	74	190	98	17,8	3,3	23,2
2017-07-05 06:59	2,61	2,64	270	86	190	106	18,3	4,0	27,5
2017-07-06 06:59	2,83	2,83	260	82	190	76	18,4	3,9	28,7
2017-07-07 06:59	2,78	2,76	220	69	190	76	18,5	4,0	28,6
2017-07-08 06:59	2,88	2,87	220	69	190	76	18,2	3,5	25,2
2017-07-09 06:59	2,75	2,73	220	69	190	76	18,3	3,3	25,3
2017-07-10 06:59	2,67	2,64	270	82	230	94	18,5	4,1	27,3
2017-07-11 06:59	2,69	2,65	250	79	230	76	18,5	3,4	27,4
2017-07-12 06:59	2,75	2,73	260	81	230	90	18,5	3,8	27,2
2017-07-13 06:59	2,69	2,68	260	82	230	94	18,5	3,9	26,3
2017-07-14 06:59	2,41	2,38	210	65	230	95	18,6	3,9	27,1
2017-07-15 06:59	2,38	2,37	210	65	230	97	18,8	3,8	25,8
2017-07-16 06:59	4,47	4,48	210	65	230	98	17,7	3,1	15,9
2017-07-17 06:59	2,78	2,78	220	67	200	94	18,1	3,3	22,1
2017-07-18 06:59	2,53	2,51	240	72	200	85	18,4	3,7	24,9
2017-07-19 06:59	2,51	2,49	240	76	200	86	18,7	4,1	26,0
2017-07-20 06:59	2,40	2,41	230	72	200	78	18,8	3,4	27,1
2017-07-21 06:59	2,51	2,50	210	67	200	79	18,6	3,8	26,5
2017-07-22 06:59	2,40	2,38	210	67	200	82	18,8	3,7	26,5
2017-07-23 06:59	2,21	2,18	210	67	200	84	18,8	3,4	26,4

2017-07-24 06:59	2,49	2,48	250	78	170	84	18,8	3,9	25,9
2017-07-25 06:59	2,07	2,03	220	72	170	70	18,9	3,2	27,7
2017-07-26 06:59	3,00	2,99	260	84	170	72	18,9	3,8	28,1
2017-07-27 06:59	2,99	2,99	260	77	170	96	18,8	3,8	24,2
2017-07-28 06:59	2,88	2,88	150	48	170	87	18,8	2,8	21,8
2017-07-29 06:59	4,94	4,99	150	48	170	68	18,2	1,6	12,2
2017-07-30 06:59	4,19	4,21	150	48	170	58	18,3	2,5	16,4
2017-07-31 06:59	2,89	2,90	200	61	140	62	18,7	3,1	21,4
2017-08-01 06:59	2,82	2,80	190	60	140	74	18,9	3,1	25,4
2017-08-02 06:59	3,59	3,57	190	59	140	80	18,7	3,0	20,3
2017-08-03 06:59	4,49	4,53	190	55	140	80	18,0	2,8	16,0
2017-08-04 06:59	4,98	5,00	170	53	140	74	18,1	2,3	13,9
2017-08-05 06:59	3,98	3,97	170	53	140	61	18,2	2,3	15,4
2017-08-06 06:59	3,11	3,09	170	53	140	54	18,4	2,8	19,9
2017-08-07 06:59	2,72	2,72	230	70	190	80	18,8	3,8	24,2
2017-08-08 06:59	2,79	2,80	230	71	190	72	19,0	3,5	26,5
2017-08-09 06:59	3,44	3,45	200	63	190	76	18,5	3,2	19,4
2017-08-10 06:59	3,47	3,45	230	71	190	74	18,9	3,6	24,5
2017-08-11 06:59	2,71	2,72	200	62	190	70	19,2	4,1	28,1
2017-08-12 06:59	3,59	3,59	200	62	190	62	18,8	3,0	20,7
2017-08-13 06:59	2,96	2,98	200	62	190	58	18,6	3,3	24,5
2017-08-14 06:59	2,77	2,75	220	70	190	70	18,9	3,8	26,9
2017-08-15 06:59	3,69	3,67	260	76	190	86	18,8	4,1	28,2
2017-08-16 06:59	3,67	3,73	200	65	190	72	18,8	3,3	20,9
2017-08-17 06:59	3,37	3,37	250	76	190	96	19,1	4,1	27,5
2017-08-18 06:59	3,83	3,87	210	60	190	90	19,1	3,6	21,0
2017-08-19 06:59	4,00	4,02	210	60	190	78	18,7	3,2	19,2
2017-08-20 06:59	3,15	3,14	210	60	190	72	18,8	3,4	22,1
2017-08-21 06:59	3,56	3,57	240	73	210	88	19,0	3,9	24,0
2017-08-22 06:59	2,58	2,60	240	70	210	88	18,8	4,1	26,2
2017-08-23 06:59	2,89	2,86	310	94	210	132	18,8	5,9	28,9
2017-08-24 06:59	3,57	3,60	300	86	210	92	19,1	4,9	30,9
2017-08-25 06:59	3,92	3,92	180	53	210	88	18,9	3,7	23,3
2017-08-26 06:59	3,57	3,60	180	53	210	79	18,9	3,9	24,7
2017-08-27 06:59	4,18	4,21	180	53	210	75	18,6	3,0	18,6
2017-08-28 06:59	3,41	3,43	250	76	210	92	19,2	3,8	26,3
2017-08-29 06:59	2,48	2,53	240	73	210	90	18,9	3,8	27,1
2017-08-30 06:59	3,37	3,38	310	84	210	104	18,7	4,4	27,1
2017-08-31 06:59	4,62	4,61	220	63	210	72	18,5	3,4	21,8
2017-09-01 06:59	3,22	3,23	240	72	210	73	18,8	3,7	24,1
2017-09-02 06:59	2,88	2,90	240	72	210	75	18,9	3,9	25,9
2017-09-03 06:59	2,87	2,88	240	72	210	76	19,0	3,6	26,9
2017-09-04 06:59	2,91	2,92	270	82	160	104	19,1	4,4	28,5
2017-09-05 06:59	2,88	2,86	260	83	160	88	19,2	4,1	30,8
2017-09-06 06:59	7,70	6,64	260	78	160	144	16,8	3,7	14,2
2017-09-07 06:59	6,41	5,87	150	44	160	66	17,6	2,0	12,3
2017-09-08 06:59	5,61	5,65	140	46	160	63	17,5	2,6	14,7
2017-09-09 06:59	5,45	5,44	140	46	160	56	17,5	2,1	12,4
2017-09-10 06:59	4,74	4,76	140	46	160	52	17,8	2,3	15,3
2017-09-11 06:59	5,60	5,62	160	56	130	68	17,3	2,6	15,0
2017-09-12 06:59	5,79	5,81	150	48	130	54	17,4	2,3	14,2
2017-09-13 06:59	4,70	4,72	180	60	130	64	17,5	2,9	17,1

2017-09-14 06:59	5,00	4,98	180	56	130	76	17,0	2,5	17,0
2017-09-15 06:59	7,71	6,76	130	41	130	69	15,4	2,1	11,2
2017-09-16 06:59	7,33	7,18	130	41	130	55	16,6	1,6	10,0
2017-09-17 06:59	5,66	5,65	130	41	130	48	16,7	2,0	13,3
2017-09-18 06:59	5,66	5,64	150	45	150	48	17,1	2,5	14,8
2017-09-19 06:59	6,36	6,39	150	46	150	48	16,8	2,2	13,3
2017-09-20 06:59	4,65	4,70	160	50	150	48	17,2	2,3	15,6
2017-09-21 06:59	4,16	4,18	180	58	150	52	17,3	2,9	19,1
2017-09-22 06:59	4,40	4,40	190	62	150	56	17,5	3,2	21,2
2017-09-23 06:59	3,97	3,98	190	62	150	64	17,7	2,8	20,3
2017-09-24 06:59	3,63	3,67	190	62	150	72	17,9	3,1	22,0
2017-09-25 06:59	3,46	3,49	220	74	230	76	17,8	3,3	24,9
2017-09-26 06:59	3,31	3,32	220	70	230	80	17,9	3,1	24,3
2017-09-27 06:59	3,22	3,22	230	73	230	70	18,0	3,8	26,8
2017-09-28 06:59	3,23	3,22	260	82	230	40	18,0	4,1	27,2
2017-09-29 06:59	3,04	3,03	220	66	230	53	17,7	3,8	26,5
2017-09-30 06:59	3,09	3,07	220	66	230	80	17,6	2,9	12,3
2017-10-01 06:59	3,20	3,18	220	66	230	107	17,4	2,9	12,3
2017-10-02 06:59	7,62	6,27	220	66	150	120	16,0	2,9	12,3
2017-10-03 06:59	6,60	6,60	140	45	150	60	16,1	1,8	12,0
2017-10-04 06:59	8,77	6,95	140	47	150	63	15,4	1,8	10,5
2017-10-05 06:59	5,19	4,99	140	43	150	46	15,9	2,0	12,0
2017-10-06 06:59	4,38	4,38	220	69	150	54	16,3	2,5	16,9
2017-10-07 06:59	4,77	4,80	220	69	150	71	16,4	2,9	17,9
2017-10-08 06:59	4,04	4,07	220	69	150	80	16,6	3,3	20,7
2017-10-09 06:59	3,54	3,58	230	71	150	90	16,5	3,6	22,5
2017-10-10 06:59	3,70	3,73	230	71	150	82	16,4	3,2	23,5
2017-10-11 06:59	5,16	5,19	210	62	150	92	15,7	3,1	18,4
2017-10-12 06:59	9,23	6,53	140	42	150	70	15,1	1,8	9,7
2017-10-13 06:59	5,34	5,25	160	49	150	67	15,9	2,2	14,4
2017-10-14 06:59	5,42	5,43	160	49	150	60	16,0	2,1	13,4
2017-10-15 06:59	4,70	4,73	160	49	150	56	16,4	2,5	16,8
2017-10-16 06:59	4,01	4,04	200	61	250	70	16,6	3,1	20,3
2017-10-17 06:59	4,08	4,09	200	62	250	77	16,6	3,2	21,1
2017-10-18 06:59	3,99	3,97	210	65	250	74	16,2	3,4	21,2
2017-10-19 06:59	3,51	3,55	220	67	250	86	16,3	3,7	23,8
2017-10-20 06:59	3,44	3,46	180	57	250	86	16,5	3,3	24,5
2017-10-21 06:59	3,76	3,78	180	57	250	86	16,4	3,2	22,4
2017-10-22 06:59	6,72	6,46	180	57	250	86	14,6	2,7	14,3
2017-10-23 06:59	5,49	5,51	160	45	99	84	15,2	2,0	14,0
2017-10-24 06:59	7,18	5,97	160	45	99	82	13,3	2,0	14,0
2017-10-25 06:59	13,39	7,09	140	40	99	78	13,5	1,6	9,5
2017-10-26 06:59	9,08	6,99	140	40	99	69	14,3	1,6	9,5
2017-10-27 06:59	6,65	6,30	91	38	99	61	14,5	1,6	10,8
2017-10-28 06:59	6,68	6,61	91	38	99	52	14,0	1,8	11,9
2017-10-29 06:59	6,92	6,43	91	38	99	48	14,1	1,6	10,9
2017-10-30 06:59	5,17	5,19	160	52	220	64	14,6	2,5	15,0
2017-10-31 06:59	4,53	4,53	190	58	220	81	15,1	2,8	18,4
2017-11-01 06:59	4,44	4,47	190	58	220	77	15,2	3,0	18,9
2017-11-02 06:59	3,99	4,00	180	56	220	70	15,0	2,8	18,7
2017-11-03 06:59	3,86	3,88	170	54	220	71	15,2	3,3	20,9
2017-11-04 06:59	3,76	3,77	170	54	220	72	15,4	3,1	20,4

2017-11-05 06:59	4,41	4,43	170	54	220	73	14,9	2,8	17,3
2017-11-06 06:59	3,80	3,83	210	65	210	80	15,0	3,6	20,8
2017-11-07 06:59	3,58	3,59	200	66	210	81	15,0	2,9	22,6
2017-11-08 06:59	3,69	3,71	180	60	210	78	15,1	3,6	24,1
2017-11-09 06:59	4,34	4,38	180	60	210	74	14,3	3,6	24,1
2017-11-10 06:59	5,82	5,86	170	54	210	72	12,9	2,5	15,6
2017-11-11 06:59	5,86	5,90	170	54	210	67	13,5	2,0	12,4
2017-11-12 06:59	4,71	4,70	170	54	210	64	14,1	2,6	17,7
2017-11-13 06:59	3,80	3,82	190	55	210	71	14,2	3,0	18,0
2017-11-14 06:59	4,93	4,99	190	55	210	78	13,6	3,0	18,0
2017-11-15 06:59	4,17	4,15	200	57	210	68	14,1	3,2	19,8
2017-11-16 06:59	4,65	4,69	210	64	210	83	13,4	3,2	19,2
2017-11-17 06:59	5,27	5,31	150	45	210	76	13,0	2,7	16,8
2017-11-18 06:59	6,15	6,19	150	45	210	61	12,9	2,1	13,0
2017-11-19 06:59	5,48	5,50	150	45	210	54	12,9	2,1	14,6
2017-11-20 06:59	4,46	4,49	180	55	180	60	13,1	3,1	18,1
2017-11-21 06:59	3,96	3,96	180	55	180	72	13,2	3,2	20,4
2017-11-22 06:59	6,65	5,65	180	55	180	78	10,7	2,6	14,5
2017-11-23 06:59	8,56	7,26	150	44	180	72	11,6	1,8	10,5
2017-11-24 06:59	6,79	6,78	160	52	180	73	12,2	2,0	12,2
2017-11-25 06:59	4,82	4,84	160	52	180	75	12,6	2,4	16,1
2017-11-26 06:59	6,72	6,25	160	52	180	76	11,3	2,5	13,7
2017-11-27 06:59	7,78	7,23	130	41	140	59	10,6	1,9	11,7
2017-11-28 06:59	9,23	7,86	120	43	140	56	10,9	1,5	9,0
2017-11-29 06:59	7,17	7,17	120	38	140	39	11,7	1,8	11,4
2017-11-30 06:59	5,50	5,51	160	47	140	52	12,2	2,3	14,8
2017-12-01 06:59	4,83	4,83	180	59	140	56	12,4	2,6	17,6
2017-12-02 06:59	4,53	4,53	180	59	140	65	12,3	3,0	18,5
2017-12-03 06:59	5,06	5,09	180	59	140	70	12,3	2,7	17,3
2017-12-04 06:59	4,11	4,12	220	68	140	90	12,7	2,6	20,0
2017-12-05 06:59	4,37	4,39	200	66	140	90	12,5	2,4	20,4
2017-12-06 06:59	6,72	6,74	160	51	140	98	12,1	1,5	13,5
2017-12-07 06:59	8,15	7,53	140	43	140	70	10,9	1,3	10,7
2017-12-08 06:59	7,59	7,48	150	50	140	67	11,0	1,2	10,2
2017-12-09 06:59	5,97	5,98	150	50	140	60	11,5	1,4	12,4
2017-12-10 06:59	5,04	5,05	150	50	140	57	11,9	1,6	15,3
2017-12-11 06:59	4,77	4,76	210	69	130	64	11,9	2,3	18,8
2017-12-12 06:59	4,08	4,06	200	66	130	71	12,0	2,4	19,9
2017-12-13 06:59	10,88	7,22	170	53	130	101	8,8	1,3	9,9
2017-12-14 06:59	11,07	7,96	130	40	130	63	9,7	1,6	8,7
2017-12-15 06:59	7,53	7,57	140	47	130	59	10,7	1,6	10,4
2017-12-16 06:59	5,50	5,51	140	47	130	52	11,1	2,0	13,5
2017-12-17 06:59	5,09	5,07	140	47	130	48	11,4	2,2	14,7
2017-12-18 06:59	5,24	5,23	190	59	150	60	11,5	2,5	15,9
2017-12-19 06:59	4,49	4,52	220	68	150	84	11,7	3,0	18,5
2017-12-20 06:59	5,30	5,35	190	58	150	68	11,5	2,4	16,3
2017-12-21 06:59	4,80	4,83	190	55	150	78	11,5	2,4	16,3
2017-12-22 06:59	4,87	4,91	110	29	150	75	11,3	2,7	17,0
2017-12-23 06:59	5,87	5,91	110	29	150	69	11,0	2,1	11,8
2017-12-24 06:59	6,80	6,85	110	29	150	63	10,2	1,8	12,1
2017-12-25 06:59	7,71	7,73	110	29	80	57	10,0	1,3	9,0
2017-12-26 06:59	9,22	7,93	110	29	80	54	9,9	1,3	8,0

2017-12-27 06:59	7,75	7,81	120	37	80	51	10,2	1,6	10,0
2017-12-28 06:59	8,74	8,17	110	35	80	54	10,1	1,2	8,8
2017-12-29 06:59	7,18	7,24	110	39	80	55	10,3	1,6	9,5
2017-12-30 06:59	6,79	6,51	110	39	80	56	8,9	1,6	9,5
2017-12-31 06:59	10,10	8,53	110	39	80	58	9,0	1,6	9,5

Slam

Förtjockat blandslam - slammet som matas in i rötkammare

Flöde	47	m3/h
TS	6,36	%
VS av TS	75	%
andel bioslam	63	%
andel primärslam	37	%

I tabellen nedan finns Gryaabs blandslam (inkommande) och standardavvikelse i parentes

Tabell 1. Resultat från karakterisering av blandslam. Presenterade värden är medelvärden med standardavvikelse inom parentes

	Fett	Andel av VS	Protein	Andel av VS	Kol- hydrat	Andel av VS	Inert	Andel av TS	VS av TS	TS
	(g/l)	(%)	(g/l)	(%)	(g/l)	(%)	(g/l)	(%)	(%)	(g/l)
VA SYD										
Inkommande blandslam	5,7 (0,5)	15	14 (3,4)	37	18 (1,8)	48	11 (1,5)	23	76	50 (5,3)
Rötat slam	1,8		9,4		10		11			32
NSVA										
Inkommande blandslam	5,9 (0,5)	16	13 (1,2)	35	18 (0,0)	49	13 (0,2)	26	74	50 (0,4)
Rötat slam	1,3		8,9		9,9		12		36	32
Gryaab										
Inkommande blandslam	5,2 (0,1)	11	15 (1,3)	32	27 (5,9)	57	20 (1,2)	30	70	68 (5,7)
Rötat slam	1,8 (0,2)		9,9 (0,0)		12 (0,8)		18 (0,5)		35	41
UMEVA										
Inkommande blandslam	6,8 (0,8)	27	9,4 (1,1)	37	9,3 (0,7)	37	9,7 (0,1)	28	72	35 (0,9)

Bilaga 3

Bilaga 3 - Faktablad Gryaab

I Bilaga 3 presenteras ett faktablad som ger en sammanfattning av Gryaabs verksamhet under 2017.



Gryaab AB
Box 8984
S-402 74 Göteborg
Sweden

Telephone: Int +46 31 64 74 00
Telefax: Int +46 31 64 74 99
E-mail: info@gryaab.se
Website: www.gryaab.se

For more information contact:

General inquiries: Karin van der Salm, Managing Director Tel. +46 31 64 74 89
 Ellinor Günther, Information Tel. +46 31 64 73 33
 Operations: Douglas Lumley Tel. +46 31 64 74 07
 Project: Malin Olsson Tel. +46 31 64 74 14
 Technical services: Sven-Ove Pettersson Tel. +46 31 64 74 30
 R&D, Quality: Ann Mattsson Tel. +46 31 64 74 22

Effluent Permit

The following treated effluent concentrations were permitted (as yearly averages):

	Yearly limit not exceeding	Target* not exceeding
BOD ₇	10 g O ₂ /m ³	
Total phosphorus [#]	0.4 g P/m ³	0.3 g P/m ³
Total phosphorus		0.3 g P/m ³ Mar-May, Jun-Aug
Total nitrogen		10 g N/m ³

* Target value that, if exceeded, results in an obligation to take measures so that the value is not exceeded.

General Statistics

Population connected 2017 763 064
 Population equivalents incl. industry (based on BOD) 914 283
 Population equivalents incl. industry (based on water consumption) 1 009 993

Dimensioned flow, Q_{dim} 4 m³/s
 Average flow during 1980's, 1990's and 2000's varied between 3.2 - 4.7 m³/s

Normally flows up to 10 m³/s receive full biological/chemical treatment. Flows exceeding the biological/chemical treatment capacity receive only direct precipitation and/or primary treatment.

Seveso III classing:

(EU Directive on the control of major-accident hazards involving dangerous substances)
 Syrhåla facility Upper tier

Gryaab AB: General Statistics 2017

Wastewater pumped to plant (ave 4.38 m³/s) 138.0 Mm³
 (includes internal recirculation)
 - domestic wastewater 39.9 Mm³
 - industrial wastewater 12.9 Mm³
 - recirculated water 0.30 Mm³
 - stormwater and infiltration 80.9 Mm³
 Bypass after primary sedimentation 0.38 Mm³
 Bypass after direct precipitation 3.59 Mm³
 Peak daily wet weather flow, October 25 12.7 m³/s
 Minimum daily dry weather flow, July 25 2.2 m³/s
 Precipitation 977 mm
 External organic wastes 650 tons DS

Electrical energy consumption (total) 40.7 GWh
 Heat energy consumption (total) 12.74 GWh
 Drinking water consumption, Rya plant 258 120 m³
 Drinking water consumption, Syrhåla plant 19 m³
 Iron sulphate consumption 3 239 t
 Polyaluminium chloride (PAC) consumption 647 t
 Sodium hypochlorite consumption 60.1 t
 Polymer consumption in water treatment 51.5 t
 Polymer consumption in sludge treatment 220 t
 External carbon source (primarily methanol) 2 448 t

Sludge production after digestion (DS) 15 002 t
 Dewatered sludge, Rya plant (25.0 % DS) 59 600 t
 Dewatered sludge, Syrhåla (- % DS) 0 t
 Total sludge delivery 59 600 t
 to disposal in Syrhåla cavern 0 t
 REVAQ-sludge production 38 939 t
 to agriculture (REVAQ-sludge) 20 726 t
 to long term storage (REVAQ-sludge) 17 721 t
 to composting 14 757 t
 to research/experiment 0 t
 Bar screenings 936 t
 Sand and floatables 0 t
 Sediment from tunnels 0 t

Biogas production 73.4 GWh
 Heat production (Göteborg Energy heat pump plant) 486 GWh
 net production 345 GWh

Gryaab: Economy 2017 (prelim)

	MSEK	
Turnover	359.0	
Interest	-25.8	
Depreciation (ordinary)	-101.7	
Total operation costs	-230.7	
Result	0.4	
Distribution of Operation Costs by Post	MSEK	%
Administration, investigations, common costs	36.6	16.8
Properties, buildings, grounds	45.0	20.6
Operation and maintenance, plants	99.1	45.4
Operation and maintenance, tunnels	6.4	2.9
Sludge disposal incl. transport	31.2	14.3
Investment in treatment plants and tunnels	2 445	
Book value	1 561	
Estimated replacement value	8 000	
Total treatment costs:		
SEK/m³ wastewater	2.60	
SEK/m³ drinking water consumed	6.79	
SEK/person equivalent	392	

Gryaab: Effluent Water Quality 1998 – 2017

Treatment results: Total effluent conc. and percent removals (incl. internal recirc.)

Year	Bypassed#	BOD ₇		Total phosphorus		Total nitrogen	
	%	g/m³	%	g/m³	%	g/m³	%
1998	5.6	7	95	0.48	91	12.7	53
1999	9.1	6	92	0.45	87	11.4	41
2000	8.4	9	93	0.49	87	9.9	51
2001	1.7	7.4	95	0.41	90	10.6	54
2002	8.2	7.7	93	0.49	89	11.9	54
2003	3.3	8	94	0.4	90	10	61
2004	2.7	8	93	0.4	91	10	60
2005	2.3	7	93	0.4	91	11	64
2006	14.1	10	91	0.4/0.5^	87	10	58
2007	9.6	10	92	0.4	89	12	53
2008	6.8	10	92	0.4	90	12	49
2009	3.9	10	93	0.3	92	13	54
2010	6.3	9	94	0.3	92	10	64
2011	7.3	8	93	0.23	92	9	63
2012	3.5	7.5	94	0.19	94	8.2	68
2013	2.7	8.7	94	0.20	95	8.8	70
2014	5.0	8.3	94	0.20	93	8.1	65
2015	3.7	7.7	94	0.19	94	7.9	66
2016	2.0	8.5	96	0.22	94	8.5	71
2017	2.9	7.6	96	0.22	94	7.2	74

* reduced capacity due to construction during plant upgrade

majority of bypassed wastewater receives direct precipitation (since 2005)

^ result dependant on calculation method

Gryaab: Sludge Quality 2017

Product certificate for REVAQ-sludge since 2009-09-02

			Dewatered Sludge	SNV criteria (from 1999)
Lead	Pb	mg/kg DS	23.2	100
Cadmium	Cd	mg/kg DS	0.8	2
Copper	Cu	mg/kg DS	419	600
Chrome	Cr	mg/kg DS	22.4	100
Mercury	Hg	mg/kg DS	0.3	2.5
Nickel	Ni	mg/kg DS	16.6	50
Zinc	Zn	mg/kg DS	753	800
Phosphorus	P	g/kg DS	32.0	-
Nitrogen	N	g/kg DS	46.2	-

Gryaab: Unit Processes

1 General Treatment Description

Tunnel System:	Total length approx. 132 km, cross sectional area 6-24 m², slope 0.07-0.1%, 27 access tunnels for inspection and maintenance, transport time at dry weather flow 16-20 h, time of concentration at dry weather flow 0-30 h.
Water:	Coarse screening, pumping, sand trap, fine screening, primary sedimentation, pumping, activated sludge with pre-denitrification and simultaneous precipitation, secondary sedimentation, post-nitrification in trickling filter and MBBR, post-denitrification in MBBR, disc filters. Total retention time approx. 8 h at average flow of 3.8 m³/s.
Sludge:	Belt gravity thickening, anaerobic digestion, dewatering with sludge screw presses (Rya) or filter belt presses (Syrhåla). Sludge not reused is disposed of in a rock cavern at the Syrhåla dewatering facility.

2 Wastewater Treatment

Physical Treatment

4 mechanically cleaned coarse bar screens. Bar openings 20 mm, width 2.5 m.
4 coarse screenings presses.
3 variable capacity wastewater lift pumps, vertical propeller type with variable pitch blades, capacity 1.2-6.0 m³/s each, 1 800 kW each, lift height 19 m.
1 variable capacity wastewater lift pump, vertical propeller type with variable pitch blades, capacity 1.2-4.7 m³/s, 1 300 kW, lift height 19 m.
Influent canal with aerators, length 280 m, width 3.0 m, volume 2 800 m³, retention time 12 min @ Q_{dim}.
Sand trap (1300 m³), sand wash (cap 25 l/s).
11 fine bar screens (step type). Bar openings 2 mm, width 1.7 m.
2 fine screenings presses.
12 rectangular primary settlers (59.9 m x 8.0 m x 4.0 m ave. depth) with chain and flight sludge scrapers (21 flights / basin), total volume 22 800 m³, total area 5 800 m², retention time 1 h 40 min @ Q_{dim}, surface loading 2.4 m³/m²/h @ Q_{dim}. Direct precipitation possible in 4 or 6 of settlers using polyaluminium chloride (PAC) and polymer.
6 variable speed primary sludge pumps, each serving 2 basins, combined capacity 345 m³/h.
Canal after primary sedimentation, length 230 m, width 3.0 m, total volume 3 200 m³, retention time 14 min @ Q_{dim}.
Intermediate pumping station, 5 variable speed pumps with max 2.1 m³/s capacity each, lift height 5.5 m.

Facilities for Iron Sulphate Addition

Holding tank for 375 tons of iron sulphate i.e. 2.5 to 3 weeks consumption at a dosage rate of 2-10 gFe/m³ (equivalent to circa 1.1 mol Fe / mol P). Iron sulphate is 17.5% Fe.

Activated Sludge

Canal leading to aeration basins, length 175 m, width 3.0 m, volume 1 500 m³, retention time 7 min @ Q_{dim}.
2018-03-21

3 activated sludge basins, total volume 51 000 m³, retention time 3 h 33 min @ Q_{dim}, synthetic rubber tube membrane aerators, variable 40-60% aerated volume, denitrification in anoxic zones with mixers.
3 turbo compressors with variable capacity deliver air according to oxygen demand in the aerators, capacity 14 000 Nm³/h each, average total air flow approx 13 500 Nm³/h.
Canal after aeration basins, total length 225 m, width 3.0 - 6.24 m, volume 3 330 m³, retention time 11 min @ Q_{dim}.
Polymer addition after aeration, 1 continuous mixing tank volume 12 m³. Variable speed dosing pump. Concentrated solution diluted with treated effluent before dosing.

Secondary Settlers

24 two-tray rectangular secondary settlers (59.5 m x 7.8 m x 3.25 m ave. depth each tray) with cable drawn sludge scrapers (5 blades/basin) in upper and lower trays, total volume 72 200 m³, total area 21 100 m², retention time 5 h 1 min @ Q_{dim}, surface loading 1.7 m³/m²/h @ Q_{dim} (including 6.0 m³/s recycle to trickling filters).
24 variable speed recycle sludge pumps, total capacity 3.5 m³/s, normal flow 1.6-3.2 m³/s.
Canals after settlers, length 2 x 165 m + 400 m, width 3.0 m, total volume 6 380 m³, retention time 19 min @ Q_{dim}.

Nitrifying Trickling filters

2 rectangular nitrifying trickling filters (59.5 m x 19.5 m) with a total of 6 circular distribution arms complemented with fixed corner nozzles, Munters crossflow plastic media 240 m²/m³, total volume 16 500 m³, filter depth 7.2 m, total area 2 360 m², surface loading 9 m³/m²/h @ Q_{dim}, trickling time 5-10 min.
6 variable speed inlet pumps, total capacity 7 m³/s, lift height 6 m.
8 variable speed outlet pumps, total capacity 8 m³/s, lift height 7 m.

Post Nitrification in MBBR

18 rectangular nitrifying reactors (approx. (9.9, 9,9, 7,8) m x 7.5 m x 10 m deep), Kaldnes K5 Heavy plastic media 800 m²/m³, total volume approx. 10 800 m³.
18 variable speed mixers, 15 kW each. 5 turbo compressors, 500 kW each.

Post Denitrification in MBBR

18 rectangular denitrifying reactors (approx. 8.5 m x 7.5 m x 10 m deep), Kaldnes K1 Heavy plastic media 500 m²/m³, total volume approx. 11 000 m³.
18 variable speed mixers, 15 kW each. External carbon source storage 200 m³.

Disc Filters

32 disc filters, filter pore size 15 µm, 20 discs per filter, filter area per filter 112 m², 560 elements per filter. Surface loading 4-12 m/h @ Q_{dim}.
3 variable speed wash pumps, total capacity 1620 m³/h, lift height 85 m.
3 variable speed filter sludge pumps, total capacity 1400 m³/h, lift height 10 m.

Transport to Heat Pumps

Treated effluent is pumped 400 m to the Rya Heat Pump Works (operated by Göteborg Energi AB) where waste heat is recovered to supply about 3% of the heat to the City of Göteborg's district heating system, net annual production up to 480 GWh.

3 transfer pumps and filters, capacity 3 x 1.7 m³/s @ 54 m head.

The diverted water is returned to the Rya WWTP outfall tunnel for discharge.

Outfall

Treated wastewater transported through a rock tunnel and a double pipeline to an outfall point at Rya Nabbe at a depth of 4 m, approx. 900 m west of the Älvsborg Bridge. Tunnel length 825 m and volume 8 200 m³, pipeline length 2 x 195 m and ϕ 2.0 m.

3 Sludge Treatment

Pre-treatment of mixed primary/waste sludge and thickening

4 belt gravity thickeners, belt width 2.6 m, capacity approx. 100 m³/h of 2 % DS sludge each.

Thickened sludge 5-8 %DS.

Polymer addition, 1 continuous mixing tanks, volume 12 m³, max capacity 12 m³/h, variable speed dosing pumps, polymer solution 0.23%, dosage approx. 3-4 kg/t DS.

1 thickened sludge silo, ϕ 18.0 m, total volume 550 m³.

Organic food waste (FOG) receiving station

2 centrifugal pumps with cutting knives, capacity 60 m³/h (unloading).

2 storage tanks, 30 m³ each. Hot water rinse system.

2 shredders, capacity 60 m³/h each.

2 sludge pumps (progressive cavity), capacity 60 m³/h (direct to digesters).

Anaerobic digestion

2 anaerobic digesters (mesophilic), height 29.4 m, ϕ 23.5 m, volume 11 375 m³ each, retention time approx. 20 d. Typically 2.9-3.7 % DS.

Mechanical stirring, 10 rpm, 1 W/m³, axle length 23.5 m, propeller diameter 6 m.

2 water-sludge heat exchangers, surface area 85 m² each.

2 sludge-sludge heat exchangers, surface area 128 m² each. (not in use).

1 digester with variable sludge volume, height 19.9 m, ϕ 16.0 m, total volume 4 000 m³, approx. 3 d storage. Mechanical stirring, 15 rpm, axle length 22.65 m, propeller diameter 5 m.

Biogas

Biogas is sold to Göteborg Energi AB where it is upgraded to vehicle fuel quality.

Dewatering at Rya plant

4 sludge screw presses, capacity approx. 1500 kg DS/h of 3.5% DS sludge, dewatered sludge 27-32% DS. Rejekt water filters.

Polymer addition, 2 continuous mixing tanks, volume 12 m³, max capacity 12 m³/h, variable speed dosing pumps, polymer solution 0.23%, dosage approx. 8-15 kg/t DS.

Outdoor storage area for dewatered sludge approx. 2 000 m², max. storable volume approx.

4 000 m³, equivalent to approx. 4 weeks production.

2018-03-21

Dewatering and deposition at Syrhåla plant

3 variable speed excenter screw pumps, capacity 50 m³/h each @ 1 MPa. Ductile iron sludge pipeline, length 6 866 m, ϕ 250 mm.

1 sludge buffer silo, volume 183 m³.

2 pre-dewaterers, belt width 1 700 mm, hydraulically operated, capacity approx.

60 m³/h each with 3.5 % DS sludge, pre-dewatered sludge approx. 10-12 % DS.

2 belt filter presses, belt width 2 200 mm. Dewatered sludge approx 26% DS.

2 polymer mixing tanks, 3 m³ each, 1 polymer holding tank, 15 m³.

2 piston pumps for dewatered sludge, hydraulically operated, capacity 0-33 m³/h.

Pipeline to cavern, length 247 m, ϕ 200 mm, max. operating pressure 10 MPa.

Cavern, total volume 600 000 m³ comprised of 2 tunnels, total length 1 000 m, 20 m wide, 30 m high. Maximum pressure 8 kPa. Nominal capacity 10 years sludge production (approx. 88 600 tons disposed after 20 years of operation).

Outdoor storage area for dewatered sludge, approx. 1 500 m³.

Final sludge use

Dewatered sludge produced in accordance with the REVAQ certification system is spread on agricultural land. The remaining sludge is treated (composting) and used as a soil enhancer. Contractor: Kuskatorpet Entreprenad och Lantbruk AB.

4 Heating

District heating supplied by Göteborg Energi AB, total heat exchanger capacity 9.35 MW.

5 Backsiphon protected internal water system

2 tanks 7.8 m³ each. Air gap 300 mm. Cirka 10 000 m inplant piping.

2 booster pumps, 14.4 m³/h @ 70 m head capacity each.

3 booster pumps, 72 m³/h @ 70 m head capacity each.

5 Reserve Energy Production

Reserve power: 1 diesel generator, power 630 kVA, current 867 A, voltage 400 V.

UPS - Rya plant: 25 kVA + 15 kVA + 8 kVA + 2 kVA. Syrhåla plant: 5 kVA.

Emergency power: 2 diesel generators, 2 MW each. Diesel storage: 48 m³.

6 IT systems

Process automation: Emerson Process Management DeltaV PlantWeb DCS. 11 central servers. 40 redundant fibre optic LAN connected controllers. 1 150 analogue I/O, 7 400 digital I/O and 2950 bus I/O. 10 dedicated and 15 virtual operator terminals.

Bus communication with Profibus, Modbus, Comli and ASI.

LIMS software: Software Point Wilab.

Asset management: Siemens COMOS, MaintMaster.

Electrical design: cadett ELSA.

Data analysis software: eWASTE.

Process simulator: Hydromantis GPS-X.

Catchment simulators: Internally developed on-line simulator as well as RAOM model based on Mike URBAN.

Bilaga 4

Bilaga 4 - Kod för imitation av separerat avloppssystem

```
import pandas

import pandas
import numpy as np
import sys
file = input('Please write the name of your excel file:')
file1 = input('Please write your sheet name:')
df = pandas.read_excel(file, sheet_name=file1)
a = df['Flode']
b = df['Temp']
orig_array = np.array(df)

z = input('Do you want to see your original list? Yes/No:')
if z=='Yes':
    print('Your original list is: ')
    print(orig_array)
    print('Original mean temperature and standard deviation are:
' + format(b.mean(),'.2f') + ' +- ' + format(b.std(), '.2f') +' degrees celsius')
else:
    print('Original mean temperature and standard deviation are:
' + format(b.mean(),'.2f') + ' +- ' + format(b.std(), '.2f')+ ' degrees celsius')

limit= input('What do you want your maximum flow to be? ')
X = orig_array[:,0]
Y = orig_array[:,1]
mask = X<= float(limit)
X[mask]
Y[mask]

z = input('Do you want to see your modified list? Yes/No ')
```

```
if z=='Yes':
print('Your modified list is: ')
print(Y[mask])
print('The mean temperature and standard deviation for your modified list are:
'+ str(Y[mask].mean()) + ' +- ' + str(Y[mask].std())+' degrees celsius')
print('The flow is below your chosen maximum flow '
+ str(len(Y[mask])) + ' days each year')
else:
print('The mean temperature and standard deviation for your modified list are:
'+ str(Y[mask].mean()) + ' +- ' + str(Y[mask].std())+' degrees celsius')
print('The flow is below your chosen maximum flow '
+ str(len(Y[mask])) + ' days each year')
```

Bilaga 5

Bilaga 5 - Beräkningar

1. Mikrobiella bränsleceller

Data från Gryaab

$$\text{COD}_{\text{in}} = 204 \text{ mg/l}$$

$$\text{N}_{\text{in}} = 21 \text{ mg/l}$$

$$\text{P}_{\text{in}} = 3 \text{ mg/l}$$

Koncentrationsberäkningar

$$\text{Flöde}_{\text{in, kombinerat}} = 4,4 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\text{Flöde}_{\text{in, separerat}} = 3 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\text{COD}_{\text{in, kombinerat}} = 204 \text{ mg/l}$$

$$\text{COD}_{\text{in, separerat}} = 204 * 4,4 / 3 = 300 \text{ g/m}^3$$

Beräkning av teoretiskt maximal energiutvinning per år

$$\text{Max energiutvinning} = 3,86 \text{ kWh/kg COD}_{\text{in}}$$

$$\text{COD}_{\text{in}} = 204 \text{ mg/l} = 0,204 \text{ kg/m}^3$$

$$\text{Flöde}_{\text{in}} = 4,4 \text{ m}^3/\text{s} = 4,4 * 3600 * 24 * 365 = 138758400 \text{ m}^3/\text{år}$$

$$\text{COD}_{\text{in}}/\text{år} = 138758400 \text{ m}^3/\text{år} * 0,204 \text{ kg/m}^3 = 28306714 \text{ kg/år}$$

$$\text{Max energiutvinning på Ryaverket per år} = 3,86 \text{ kWh/kg} * 28306714 \text{ kg/år} = 109264 \text{ GWh/år}$$

1.1 Kombinerat vattenledningssystem

Vid integrering av en MFC i huvudström används data från en tvåkamrig mikrobiell MFC med alger i katodbassängen ($V_{\text{Anodbassäng}} = 10000 \text{ m}^3$) som användes i studie [51] vars parametervärden motiverades i analysdelen. Beräkningar görs även på den enkammarcell som användes i studie [46] vars parametervärden motiverades i analysdelen. Vid integrering av en MFC i en biström används data från studie [20] vars parametervärden motiverades i analysdelen.

1.1.1 Integrering av MFC i huvudström

$$\text{Flöde}_{\text{in}} \text{ av avloppsvatten} = 4,4 \text{ m}^3/\text{s} = 15840 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$\text{Volym}_{\text{Anodbassäng}} = 51000 \text{ m}^3$$

Data från analysdel

För MFC *med* alger:

Effekttäthet = 80 mW/m^3

$\text{COD}_{\text{rem}} = 9,8\%$

$\text{N}_{\text{rem}} = 3,3\%$

$\text{P}_{\text{rem}} = 2,6\%$

För MFC *utan* alger:

Effekttäthet = 140 mW/m^3

$\text{COD}_{\text{rem}} = 16\%$

$\text{N}_{\text{rem}} = 32\%$

$\text{P}_{\text{rem}} = -$

Beräkningar

För MFC *med* alger:

$\text{COD}_{\text{ut}} = 204 \text{ mg/l} * (1-0,098) = 184 \text{ mg/l}$

$\text{N}_{\text{ut}} = 21 * (1-0,033) = 20,3 \text{ mg/l}$

$\text{P}_{\text{ut}} = 3 * (1-0,026) = 2,9 \text{ mg/l}$

Elproduktion = $8,0 * 10^{-5} \text{ kW/m}^3 * 51000 \text{ m}^3 * 1800 \text{ h} = 7344 \text{ kWh} = \mathbf{7,3 \text{ GWh/år}}$

För MFC *utan* alger:

$\text{COD}_{\text{ut}} = 204 \text{ mg/l} * (1-0,16) = 171 \text{ mg/l}$

$\text{N}_{\text{ut}} = 21 * (1-0,32) = 14,3 \text{ mg/l}$

$\text{P}_{\text{ut}} = 3 * (1-0) = 3 \text{ mg/l}$

Elproduktion = $1,410^{-4} \text{ kW/m}^3 * 51000 \text{ m}^3 * 365 \text{ dagar} * 24 \text{ h} = 62993 \text{ kWh} = \mathbf{63 \text{ GWh/år}}$

1.1.2 Integrering av MFC i en sidoström

Flöde_{in} av avloppsvatten = $1 \text{ m}^3/\text{s} = 3600 \text{ m}^3/\text{h}$

Volym_{Anodbassäng} = 51000 m^3

$\text{HRT} = 51000 \text{ m}^3 / 3600 \text{ m}^3/\text{h} = 14,2 \text{ h}$ är betydligt högre än de dryga 3 h som fås om bränslecellen implementeras i huvudströmmen. I studie [20] användes en HRT på 22 h vilket innebär att implementering av bränslecellen i en sidoström passar studiens parametrar betydligt bättre.

Data från analysdel

Effekttäthet = 570 mW/m^3

$\text{COD}_{\text{rem}} = 16\%$

$\text{N}_{\text{rem}} = 18\%$

$\text{P}_{\text{rem}} = 61\%$

Beräkningar

$\text{COD}_{\text{ut}} = 204 \text{ mg/l} * (1-0,16) = 171 \text{ mg/l}$

$\text{N}_{\text{ut}} = 21 * (1-0,18) = 17 \text{ mg/l}$

$\text{P}_{\text{ut}} = 3 * (1-0,61) = 1,2 \text{ mg/l}$

Elproduktion = $5,7 \cdot 10^{-4} \text{ kW/m}^3 \cdot 51000 \text{ m}^3 \cdot 365 \text{ dagar} \cdot 24 \text{ h} = 254653 \text{ kWh} =$
255 GWh

1.2 Separerat vattenledningssystem

1.2.1 Integrering av MFC i huvudström

Flöde_{in} av avloppsvatten = $3 \text{ m}^3/\text{s} = 10800 \text{ m}^3/\text{h}$

Volym_{Anodbassäng} = 51000 m^3

HRT = $51000 \text{ m}^3 / 10800 \text{ m}^3/\text{h} = 4,7 \text{ h}$

Data från analysdel

För MFC *med* alger:

Effekttäthet = 132 mW/m³

COD_{rem} = 11%

N_{rem} = 2,9%

P_{rem} = 3,6%

För MFC *utan* alger:

Effekttäthet = 261 mW/m³

COD_{rem} = 20%

N_{rem} = 40%

P_{rem} = -

Beräkningar

För MFC *med* alger:

COD_{ut} = 300 mg/l * (1-0,11) = 267 mg/l

N_{ut} = 30 * (1-0,029) = 29 mg/l

P_{ut} = 4,5 * (1-0,036) = 4,3 mg/l

Elproduktion = 1,32*10⁻⁴ kW/m³ * 51000 m³ * 1800 h = 12118 kWh = **12 GWh/år**

För MFC *utan* alger:

COD_{ut} = 300 mg/l * (1-0,2) = 240 mg/l

N_{ut} = 30 * (1-0,4) = 18 mg/l

P_{ut} = 4,5 * (1-0) = 4,5 mg/l

Elproduktion = 2,61*10⁻⁴ kW/m³ * 51000 m³ * 365 dagar * 24 h = 116604 kWh
= **117 GWh/år**

1.2.2 Integrering av MFC i en sidoström

Flöde_{in} av avloppsvatten = 1 m³/s = 3600 m³/h

Volym_{Anodbassäng} = 51000 m³

HRT = 51000 m³/3600 m³/h = 14,2 h

Data från analysdel

Effekttäthet = 941 mW/m³

COD_{rem} = 18%

N_{rem} = 20%

P_{rem} = 67%

Beräkningar

COD_{ut} = 300 mg/l * (1-0,18) = 246 mg/l

N_{ut} = 30 * (1-0,19) = 24,3 mg/l

P_{ut} = 4,5 * (1-0,67) = 1,5 mg/l

Elproduktion = 9,41*10⁻⁴ kW/m³ * 51000 m³ * 365 dagar * 24 h = 420401 kWh
= **420 GWh**

2. Produktion av PHA

2.1 Kombinerat med biodieselproduktion

I detta scenario tas andelen lipider/fett i slammet bort innan fermentering, vilket innebär att produktionen kommer att minska. Andelen fett i slammet är enligt Gryaabs mätningar 11 % men med anledning av den högre lipidhalten i primärslammet jämfört med det förtjockade blandslammet har värdet höjts till 16 %, baserat på publicerade värden på lipidhalt i primärslammet. Värden på slammet som används i beräkningar finnes i Bilaga 2.

Flöde av förtjockat blandslam = $47 \text{ m}^3/h = 47\,000 \text{ l/h}$

Inkommande blandslam har en TSS-halt av 68 (g/l):

- 75 % VSS

- 16% av VSS lipider

$$68 \text{ g/l} * 47\,000 \text{ l/h} * 0,75 * 0,84 = 2\,013\,480 \text{ g/h}$$

Halten VSS hos primärslammet blir:

- 37 % primärslam

$$2\,013\,480 \text{ g/h} * 0,37 = 744\,987,6 \text{ g/h}$$

Den årliga produktionen av VSS blir då: $744\,987,6 \text{ g/h} * 365 \text{ dagar} * 24 \text{ h} = 6\,526\,091\,376 \text{ g}$

Lägsta möjliga produktion:

$$6\,526\,091\,376 \text{ g} * 0,24 \text{ gPHA/gVSS} = 1\,566\,261\,930 \text{ g} = \mathbf{1566 \text{ tonPHA}}$$

Högsta möjliga produktion:

$$6\,526\,091\,376 \text{ g} * 0,52 \text{ gPHA/gVSS} = 3\,393\,567\,516 \text{ g} = \mathbf{3394 \text{ tonPHA}}$$

2.2 Enskild anläggning

I detta scenario maximeras produktionen av PHA. Detta har åstadkommits genom att exkludera lipidutvinning före den acidogena fermentationen och alltså anta att allt primärslam genomgår acidogen fermentation. Värden på slammet som används i beräkningar finnes i Bilaga 2.

Flöde av förtjockat blandslam = $47 \text{ m}^3/h = 47\,000 \text{ l/h}$

Inkommande blandslam har en TSS-halt av 68 (g/l):
 $68 \text{ g/l} * 47\,000 \text{ l/h} = 3\,196\,000 \text{ g/h}$

Halten VSS hos primärslammet blir:

- 37 % primärslam
- 75 % VSS av TSS

$3\,196\,000 \text{ g/h} * 0,75 * 0,37 = 886\,890 \text{ g/h}$

Den årliga produktionen av VSS blir då:

$886\,890 \text{ g/h} * 365 \text{ dagar} * 24 \text{ h} = 7\,769\,156\,400 \text{ g}$

Lägsta möjliga produktion:

$7\,769\,156\,400 \text{ g} * 0,24 \text{ gPHA/gVSS} = 1\,864\,597\,536 \text{ g} = \mathbf{1865 \text{ tonPHA}}$

Högsta möjliga produktion:

$7\,769\,156\,400 \text{ g} * 0,52 \text{ gPHA/gVSS} = 4\,039\,961\,328 \text{ g} = \mathbf{4040 \text{ tonPHA}}$

3. Produktion av biodiesel

3.1 Kombinerat med PHA-produktion

Produktionen av biodiesel i detta scenario grundar sig både i hur mycket slam som finns samt hur stora mängder alger som kan produceras.

Algproduktion

- Algbassäng: $10\,000 \text{ m}^3$ var 3e dag
- Biomassautbyte 50 mg/(L * dag) enligt tabell 3.11.

Biomassaproduktion per år:

$10\,000\,000 \text{ L} * 0,05 \text{ g/L/dag} * 365 \text{ dagar} = 182\,500\,000 \text{ g/år}$

Årlig produktion av biodiesel från biomassan

$182,5 \text{ ton/år} * 0,145 = 26,5 \text{ ton/år}$

Slammets produktion

Flöde av förtjockat blandslam = $47 \text{ m}^3/\text{h} = 47\,000 \text{ l/h}$

Inkommande blandslam har en TSS-halt av 68 (g/l):

$68 \text{ g/l} * 47\,000 \text{ l/h} = 3\,196\,000 \text{ g/h}$

andel primärslam: -37%

$3\,196\,000 \text{ g/h} * 0,37 = 1\,182\,520 \text{ g/h}$

Maximal andel torrt primärslam som kan omvandlas till biodiesel är 15%:

$1\,182\,520 \text{ g/h} * 0,15 * 24 \text{ h} * 365 \text{ dagar} = 1554 \text{ ton/år}$

Minimala andel torrt primärslam som kan omvandlas till biodiesel är 10%:

$1\,182\,520 \text{ g/h} * 0,1 * 24 \text{ h} * 365 \text{ dagar} = 1036 \text{ ton/år}$

Lägg sedan ihop algernas produktion med slammets:

Högsta möjliga produktion: $1554 + 26,5 = 1580,5 \text{ ton/år}$

Lägsta möjliga produktion: $1036 + 26,5 = 1062,5 \text{ ton/år}$

3.2 Enskild anläggning

Flöde av förtjockat blandslam = $47 \text{ m}^3/\text{h} = 47\,000 \text{ l/h}$

Inkommande blandslam har en TSS-halt av 68 (g/l):

$68 \text{ g/l} * 47\,000 \text{ l/h} = 3\,196\,000 \text{ g/h}$

andel primärslam: 37%

$3\,196\,000 \text{ g/h} * 0,37 = 1\,182\,520 \text{ g/h}$

Maximal andel torrt primärslam som kan omvandlas till biodiesel är 15%:

$1\,182\,520 \text{ g/h} * 0,15 * 24 \text{ h} * 365 \text{ dagar} = 1554 \text{ ton/år}$

Minimala andel torrt primärslam som kan omvandlas till biodiesel är 10%:

$1\,182\,520 \text{ g/h} * 0,1 * 24 \text{ h} * 365 \text{ dagar} = 1036 \text{ ton/år}$

Andel sekundärslam: 63%

$3\,196\,000 \text{ g/h} * 0,63 = 2\,013\,480 \text{ g/h}$

Maximal andel torrt sekundärslam som kan omvandlas till biodiesel är 3%:

$2\,013\,480 \text{ g/h} * 0,03 * 24 \text{ h} * 365 \text{ dagar} = 529 \text{ ton/år}$

Minimal andel torrt sekundärslam som kan omvandlas till biodiesel är 2%:

$2\,013\,480 \text{ g/h} * 0,02 * 24 \text{ h} * 365 \text{ dagar} = 353 \text{ ton/år}$

Lägg sedan ihop primär och sekundärslammets produktion:

Högsta möjliga produktion: $1554 + 529 = 2083 \text{ ton/år}$

Lägsta möjliga produktion: $1036 + 353 = 1389 \text{ ton/år}$

4. Produktion av metangas

Produktionen av metangas kommer att påverkas av dessa metoder. Vad gäller PHA-produktionens påverkan på denna process, estimeras den minska ca 25-30 % tack vare att lättflyktiga fettsyror tillverkas av primärslammet och sekundärslammet används som källa för mikroorganismer[21]. Baserat på denna siffra har Gryaabs befintliga metangasproduktion justerats, enligt vad som redovisas i Figur 4.1.