



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 13 008

Examensarbete 30 hp
April 2013

Modellering av koldioxidavtrycket för Käppalaverket med en framtida processlösning utformad för skärpta reningskrav

Modeling the carbon footprint at Käppala
WWTP due to more stringent discharge limits

Stefan Erikstam

REFERAT

Modellering av koldioxidavtrycket för Käppalaverket med en framtida processlösning utformad för skärpta reningskrav *Stefan Erikstam*

I och med Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan (BSAP) och de miljökvalitetsnormer (MKN) som beskrivs i ramdirektivet för vatten kommer Käppalaverket sannolikt ställas inför strängare kväve- och fosforreningskrav. Käppala kan då bli tvungna att införa en ny processlösning t.ex. efterdenitrifikation och förfällning. Hur detta kommer att påverka det totala koldioxidavtrycket utreds i denna rapport. Tidigare har stora energiutredningar utförts på verket men aldrig har ett samlat koldioxidavtryck dokumenterats.

En kartläggning över Käppalaverkets totala koldioxidavtryck 2011 gjordes för att skapa en referens för framtida modellering. Utvärderingen visade att Käppalaverkets totala koldioxidavtryck var 16 kg CO_{2,ek}/pe, år. Ryaverket, som gjort en liknande utredning, hade ett totalt koldioxidavtryck runt noll. Det höga koldioxidavtrycket för Käppalaverket, jämfört med Ryaverket, beror framförallt på den höga lustgasemissionen från aktivslambassängen.

Under hösten 2012 utfördes mätningar av lustgas för att få fram ett nyckeltal på bildad lustgas per reducerad kväve. Mätningarna visade på en relativt hög lustgasbildning 1,7 % bildad lustgas per reducerad kväve.

För att ge svar på vad den nya processlösningen med strängare reningskrav skulle innebära för koldioxidavtrycket, kalibrerades och utvidgades den befintliga reningsverksmodellen Benchmark Simulation Model no.2 (BSM2). I utvidgningen av BSM2 inkluderades beskrivningar över hur Käppalas processer bidrar till koldioxidavtrycket. För att uppnå de nya reningskraven kan dagens fördenitrifikation kompletteras med en efterdenitrifikation och dagens simultanfällning ersättas med förfällning.

Modellens biologi kalibrerades med två perioder, ett sommarflöde och ett höstflöde. Sedan simulerades 2011 för att ha ett referensvärde att jämföra framtida simuleringar med. Förfällning visade sig ge en ökad biogasproduktion som bidrog starkt till ett minskat avtryck. Däremot bidrog den ökade energiförbrukningen och lustgasemissionen i den biologiska reningen till ett ökat avtryck.

Simuleringen med dagens rening gav ett koldioxidavtryck på cirka 14 kg CO₂/pe, år och framtidens processlösning för ökad kväve- och fosforrening gav ett nästan dubbelt så stort avtryck, 26 kg CO₂/pe, år. Kostnaden för den totala reningen uttryckt i koldioxidekvivalenter blir i framtiden 4,2 kg CO₂/N_{RED} mot dagens 2,5 kg CO₂/N_{RED}.

En simulering av strängare reningskrav samt ökad flödesbelastning från dagens 440 000 pe till 700 000 pe visade på svårigheter att uppnå de nya reningskraven. Reningskraven kunde inte hållas under de högflödesperioder som uppkom under året på grund av slamflykt från eftersedimenteringarna.

Utformningen av reningskraven är betydelsefull för branschen som helhet. Samtliga simuleringar visar svårigheter att hålla kvävekravet vid vårfloden. Det är därför av stor betydelse om kraven formuleras på årsbasis eller om de formuleras månadsvis för att reningsverken ska klara de nya kraven.

Nyckelord: Lustgas, Carbon footprint, koldioxidavtryck, reningsverk, BSM2, växthusgas, metangas

Institutionen för informationsteknologi, Avdelningen för systemteknik, Uppsala universitet, Lägerhyddsvägen 2, 75237 UPPSALA. ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Modeling the carbon footprint at Käppala WWTP with future process treatment due to more stringent discharge limits *Stefan Erikstam*

In accordance with the Baltic Sea Action Plan (BSAP) and the EU water framework directive the Käppala waste water treatment plant (WWTP) could face more stringent discharge limits for phosphorous and nitrogen. To meet these limits Käppala has to change the treatment process, for example implement pre-precipitation and post-denitrification. The effect of more stringent discharge limits on the carbon footprint has not been studied at Käppala WWTP and will be studied in this report.

In 2011 a static summary of the carbon footprint was made and serves as a reference for modeling. The evaluation showed that the total carbon footprint of Käppala was approximately 16 kg CO₂/pe, yr. At the Rya WWTP in Gothenburg a similar study indicated a carbon footprint of 0 kg CO₂/pe, yr. The difference between Käppala WWTP and Rya WWTP is explained by the large nitrous oxide emission from the activated sludge process at Käppala WWTP.

During autumn 2012 the nitrous oxide emission was measured in one treatment line at Käppala, in order to get a standard value to use in the model. The measurements showed that 1.7 % of the removed nitrogen was emitted as nitrous oxide gas.

An existing model, Benchmark Simulation Model no.2 (BSM2), was extended to model the effect on the carbon footprint with a future process configuration due to more stringent discharge limits. Every process that affects the carbon footprint was described by equations to simulate the emissions from the different treatment processes regarding energy consumption, chemical consumption and transport.

In order to meet the new demands, current biological and chemical water treatment with pre-denitrification and simultaneous precipitation was substituted with combined pre and post denitrification and pre precipitation.

The calibration of the model was made for two periods in 2011. When the suggested process configuration, with post-denitrification and pre-precipitation, was implemented it showed that the pre-precipitation increased the production of biogas and therefore decreased the carbon footprint. However, the increased nitrous oxide emission and the increased energy consumption due to the more stringent limits resulted in an increased footprint.

A simulation of existing and future process configuration showed that the total footprint would increase from approximately 14 kg CO₂/pe, year to 26 kg CO₂/pe, year. The cost for the extra nitrogen removal would increase from 2.5 kg CO₂/N_{RED} to 4.2 kg CO₂/N_{RED}.

The simulations showed that more stringent limits and increased load from 440 000 pe to 700 000 pe could be met at “normal” flow. At wet weather flow however, the process became unstable with high concentrations of effluent organic nitrogen as a result.

A big question for the industry is the design of these new limits for phosphorous and nitrogen. It is of great importance whether the new limits are based on a yearly or monthly average.

Keyword: Nitrous oxide, Carbon footprint, WWTP, BSM2, greenhouse gas, methane gas

Department of Information Technology, Division of Systems and Control, Uppsala University, Lägerhyddsvägen 2, 75237 UPPSALA. ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete är mitt avslutande arbete för Civilingenjörsutbildningen Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet har utförts i samarbete med Käppalaförbundet och IVL Svenska miljöinstitutet med Andreas Thunberg (Käppalaverket) och Linda Åmand (IVL) som handledare. Bengt Carlsson på Institutionen för Informationsteknologi, Uppsala universitet, har varit ämnesgranskare för ämnet.

Jag vill tacka båda min handledare, Linda och Andreas, för den hjälp ni gett mig samt det stora engagemang ni visat för mitt examensarbete. Ni har verkligen visat vägen då svårigheter har uppstått. Jag skulle också vilja tacka Bengt Carlsson som har gett mig kloka råd genom hela arbetet. Jag vill tacka Ulf Jeppson för att jag fått använda modellen BSM2.

Sist men inte minst vill jag även tacka all personal på Käppalaverket som fått mig att trivas och känt mig väl till mods under hela projektets framgång.

Tack!

Uppsala, 2013

Stefan Erikstam

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMAFATTNING

Modellering av koldioxidavtrycket för Käppalaverket med en framtida processlösning utformad för skärpta reningskrav *Stefan Erikstam*

Allt skarpare fokus riktas mot klimatfrågorna idag. En ökad medeltemperatur anses vara orsaken till många naturkatastrofer och förutses bli det största hotet mot mänsklig existens. Forskarna har fått en allt bredare kunskap om varför jorden blir varmare och varför den blir det just nu. Anledningen till att medeltemperaturen på jorden ligger kring 15 grader är tack vare växthusgaserna. De ökande växthusgaserna i atmosfären beskrivs vara anledningen till den rådande temperaturökningen.

Inom ramen för Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan (BSAP) och EU:s vattendirektiv måste utsläppen av kväve och fosfor till Östersjön reduceras. Käppalaförbundet kan i och med detta stå inför en skärpning av nuvarande tillstånd. Det betyder att Käppalaverket måste omstruktureras med avseende på processer och reningsstrategi. Käppalaverket renar idag 2013 avloppsvatten motsvarande 440 000 personekvivalenter¹ och verket avger ett 16,2 kg CO₂/pe,år stort koldioxidavtryck till atmosfären.

De strängare kväve- och fosforreningskraven kommer för Käppalaverket innebära ändring av reningsstrategi. Koldioxidavtrycket från dagens biologiska rening kommer att påverkas då mer kolsubstrat kommer krävas för kvävereningen. Den kemiska reningen av fosfor kommer också att ändras. Denna förändring kommer dock att bidra till att mer biogas kan produceras och därmed sänka koldioxidavtrycket. De framtida simuleringarna visar ändå på att biogasvinsten är för liten för att väga upp den ökade lustgasavgången. De tuffare kraven kommer istället innebära ett avtryck i storleken 26,3 kg CO₂/pe, år. Kostnaden för den totala kvävereduktionen kommer att stiga från dagens 2,53 kg CO₂/N_{RED} till framtidens 4,18 kg CO₂/N_{RED}.

Käppalaverket är dimensionerat för en belastning motsvarande 700 000 personekvivalenter men med skärpta reningskrav kommer nuvarande processutformning inte räcka till. Käppala har begränsade möjligheter att bygga ut verket då det är anlagt i berg. Den nya belastningen måste därför behandlas i dagens befintliga bassängsvolym. Simuleringarna visar att det är möjligt att klara den ökade belastningen och de strängare kraven men bara under normalflöden. Vid högflöden uppstod problem för kvävereningen vilket ledde till att årsmedelvärdena inte gick att upprätthålla. Detta visar betydelsen av kravens utformning – om kraven formuleras på års- eller till exempel månadsbasis.

För att beräkna Käppalas koldioxidavtryck inkluderades energi-, kemikalieprocesser och transport samt eventuella lustgas- och metanemissioner. Alla delar översattes till koldioxidekvivalenter och presenterades. Detta gav som resultat att lustgasemissionen från reningen och lagringen av slam gav de största avtrycken. Käppalaverket producerar också biogas som används som fordonsbränsle i lokaltrafiken. Detta bidrar starkt till ett minskat avtryck.

För att ge svar på vad framtidens tuffare reningskrav skulle innebära för koldioxidavtrycket utvidgades en befintlig modell för reningsverk, BSM2. De flesta processer beskrevs med hjälp av korrelationer från verklig data. För att få fram nyckeltal över lustgasemissionen utfördes mätningar under hösten 2012. Mätningarna visade relativt höga emissioner, 1,7 % bildad N₂O/N_{red}.

Studien av koldioxidavtrycket visade att miljönyttan i de nya kraven måste värderas mot den negativa aspekten med ett ökat koldioxidavtryck.

¹ Dessa personekvivalenter är baserat på 70 g BOD₇/pe, dygn.

Innehållsförteckning

REFERAT.....	i
ABSTRACT.....	ii
FÖRORD	iii
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMAFATTNING	iv
1 INLEDNING.....	1
2 MÅL OCH SYTEMAVGRÄNSNING	2
2.1 SYFTE	2
2.2 AVGRÄNSNINGAR	2
3 KÄPPALAVERKET.....	3
3.1 DAGENS RENINGSPROCESS	3
3.1.1 Fördenitrifikation.....	4
3.1.2 Simultanfällning	4
3.2 FRAMTIDA RENINGSPROCESS	5
3.2.1 Efterdenitrifikation	6
3.2.2 Förfällning	6
4 TEORI.....	7
4.1 SYSTEMANALYS	7
4.1.1 Inloppspump och tunnelsystemet.....	7
4.1.2 Mekanisk rening	7
4.1.3 Biologisk rening	7
4.1.4 Rötning och metangasproduktion	10
4.1.5 Slamlagring	11
4.2 SIMULERINGSMODELL.....	11
4.2.1 Benchmark simulation model no.2 (BSM2)	11
4.2.2 Reaktionskinetik	12
4.2.3 Sedimenteringsmodell	13
4.2.4 Luftflödesmodell Biowin.....	14
5 METOD FÖR BERÄKNING AV KOLDIOXIDAVTRYCKET	15
5.1 DATAINSAMLING OCH BERÄKNINGSMETODER	15
5.1.1 Energiförbrukning	15
5.1.3 Kemikalieförbrukning	18
5.1.4 N ₂ O-emissioner	18
5.1.5 CH ₄ -emissioner.....	19
5.1.6 Transportberäkningar.....	19
5.1.7 Gas ersätter fossilt bränsle	19

5.2 SIMULERINGSMODELL.....	20
5.2.1 Indata.....	20
5.2.2 Dagens uppställning A1.....	22
5.2.3 Kalibrering	24
5.2.4 Kalibreringsresultat	25
5.2.5 Framtida processkonfiguration B2.....	28
5.2.6 Modellvalidering	30
6 RESULTAT AV BERÄKNAT SAMT FRAMTIDA MODELLERAD KOLDIOXIDAVTRYCK..	33
6.1 SAMMANSTÄLLNING 2011 KÄPPALA.....	33
6.1.1 Känslighetsanalys	34
6.2 MODELLERING AV KOLDIOXIDAVTRYCKET.....	35
6.2.1 B2:1 Simulering med efterdenitrifikation med hydrolys.....	35
6.2.2 B2:2 Simulering med efterdenitrifikation utan hydrolys.....	36
6.2.3 B2:3 Simulering med förfällning	37
6.2.4 B2:4 Simulering med efterdenitrifikation och förfällning.....	38
6.2.5 B2:5 Simulering med efterdenitrifikation, förfällning och ökad belastning	39
7 DISKUSSION	40
7.1 MODELLERINGEN	40
7.1.1 Indata.....	40
7.1.2 Osäkerheter och felkällor.....	40
7.1.3 Hydrolys eller inte	40
7.1.4 Känslighetsanalys	41
7.2 KOLDIOXIDAVTRYCK	41
7.2.1 Utformning av de strängare kraven.....	41
7.2.2 Simuleringsresultat	42
7.2.3 Fosforreningen.....	44
7.3 JÄMFÖRELSE MED RYAVERKET	44
7.4 AVSLUTANDE DISKUSSION.....	45
7.5 SAMMANFATTANDE SLUTSATSER.....	46
9 REFERENSER.....	47
10 BILAGOR.....	51
Bilaga A <i>Fullständigt resultat</i>	51
Bilaga B <i>Lustgasmätning</i>	52
Bilaga C <i>Luftardysor</i>	55
Bilaga D <i>Korrelationer</i>	56
Bilaga E <i>Fjärrvärmeproduktion</i>	58

Bilaga F <i>BSM2 reaktioner</i>	59
Bilaga G <i>Beräkningar av extra kväve</i>	61

1 INLEDNING

Världens klimat står inför en fortsatt stor förändring enligt de senaste klimatrapporterna (Schellnuber, 2012). Vi har redan fått erfara stora konsekvenser av extrema torr- och regnperioder. Växthusgaserna i atmosfären rapporteras vara en grundfaktor för klimatförändringen. Intresset för klimatfrågorna har ökat lavinartat det senaste decenniet och kunskapen kring effekten av växthusgasernas påverkan har stigit.

Käppalaverket på Lidingö, Stockholm, ligger i framkanten i sitt miljöarbete och jobbar aktivt mot en bättre miljö. I större projekt utförs livscykelanalyser (LCA) med målet att kartlägga alla processer som förväntas ge lustgasutsläpp, en gas som inte är stor i kvantitet i atmosfären men har en växthuseffekt som är 310 gånger större växthuseffekt än koldioxid. (Solomon, 2007)

Inom ramen för Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan (BSAP) och EU:s vattendirektiv måste utsläppen av övergödande ämnen, så som kväve och fosfor, till Östersjön reduceras (Norra Vattenmyndigheten, 2009 & Naturvårdsverket, 2008). Svenska myndigheter har i och med detta ett uppdrag att se över utsläppen från kommunala reningsverk och vidta nödvändiga åtgärder för minskade utsläpp. Utformningen av åtgärderna kommer inte enbart påverka övergödningen av Östersjön utan också koldioxidutsläppen från reningsverken. Det finns en risk att en ökad reningsgrad av kväve och bidrar till ett ökat koldioxidavtryck.

Käppalaverket renar idag avloppsvatten från ca 440 000 personekvivalenter, pe, och har en konventionell reningsprocess med mekanisk, kemisk och biologisk rening. I processerna förbrukas både energi och kemikalier som ger upphov till ett koldioxidavtryck. Dessutom avgår lustgas från processerna vilket bidrar till ett ökat koldioxidavtryck. Det är idag 2013 inte utrett hur stort klimatavtryck som ett reningsverk som Käppalaverket har på miljön. Käppalaförbundet har sedan länge fokuserat på energibesparande åtgärder för att minska belastningen på miljön och således även sänka driftkostnaderna. De föreslagna skärpta reningskraven betyder för Käppalaverket en förändrad reningsstrategi. Förutom de skärpta reningskraven ökar belastningen i och med en ökad befolkning i nuvarande kommuner och eventuellt nya medlemmar i Käppalaförbundet. Eftersom Käppalaverket är beläget under jord finns begränsade möjligheter att öka volymerna och nya processlösningar är då nödvändiga.

2 MÅL OCH SYSTEMAVGRÄNSNING

2.1 SYFTE

Målet med detta examensarbete är att sammanställa Käppalaverkets totala koldioxidekvivalentutsläpp (CO_2e) samt att modellera hur framtida processlösning påverkar koldioxidavtrycket vid strängare reningskrav. Modellen byggs upp i syfte att just ge svar på vad strängare reningskrav skulle ha för inverkan på koldioxidavtrycket. Här tillämpas nya processlösningar för att erhålla tillräcklig rening. Detta kommer att innebära implementering av en efterdenitrifikation och ersättning av dagens simultanfällning med förfällning. Syftet är att undersöka hur energiförbrukningen, gasproduktionen, kemikalieförbrukningen samt lust- och metangasemissionen kommer att förändras. Ur detta kommer en marginalkostnad att räknas ut på hur mycket CO_2 det kostar att rena en viss mängd kväve.

2.2 AVGRÄNSNINGAR

Koldioxidavtrycket beräknas och utvärderas med följande restriktioner och avgränsningar

- All rening som sker från och med tunnelsystemet till och med utloppet ingår med avseende på energi- och kemikalieanvändning samt lustgas- och metanemissioner
- Slammets påverkan behandlas till och med slamlagringen. Vidare spridning av slammet på åkermark behandlas ej
- Slam- och kemikalietransport behandlas, övrig intern transport ingår ej
- Fosforeringen förenklas i modellen då den i dagsläget inte är beskriven i BSM2

3 KÄPPALAVERKET

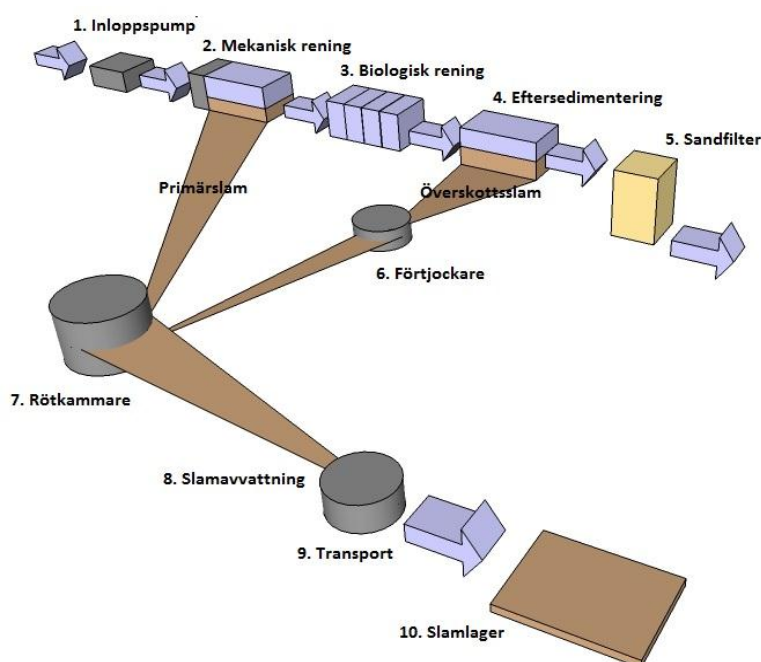
3.1 DAGENS RENINGSPROCESS

Käppalaverket har idag krav på att utgående vatten inte får överskrida riktvärdena för totalkväve, totalfosfor och BOD enligt Tabell 1. Kraven uppfylls med marginal för att ha utrymme för eventuella höglöden och processtörningar.

Tabell 1. 2011 års rening jämfört med dagens riktvärden för total-kväve, total-fosfor och BOD₇.

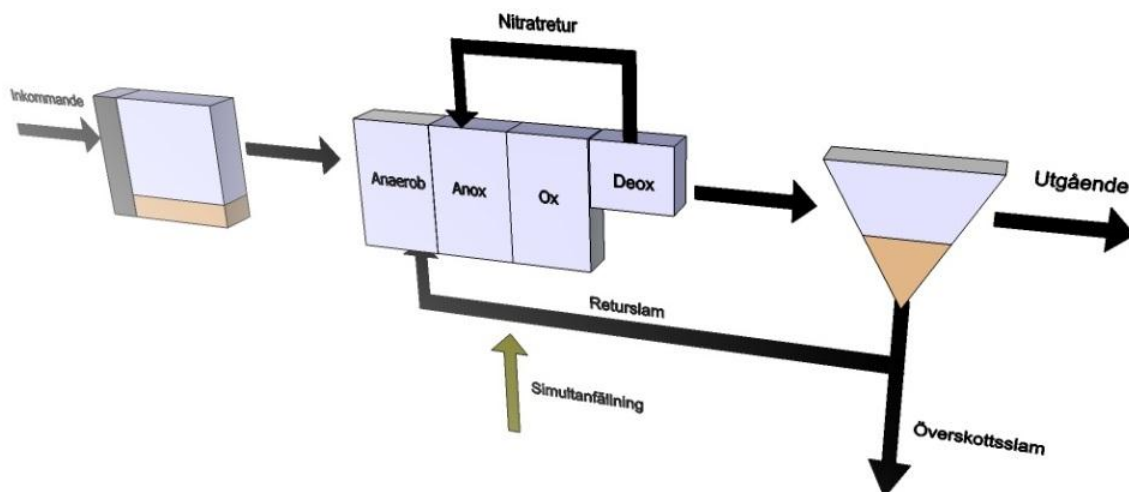
Förorening	Rening 2011 [mg/l]	Gällande krav [mg/l]	Kommentar
Tot-kväve	8,8	10	Riktvärde årsmedel
Tot-fosfor	0,2	0,3	Riktvärde kvartalsmedel och gränsvärde år
BOD ₇	3	8	Riktvärde kvartalsmedel och gränsvärde kvartalsmedelvärde

Käppalaverket har en konventionell reningsprocess med mekanisk, kemisk och biologisk rening, se Figur 1. Det renade vattnet släpps till recipienten Halvkakssundet i Stockholms skärgård. Det slam som bildas i reningsprocessen rötas mesofilt. Rötgasen uppgraderas till fordonsgas och säljs som fordonsbränsle till Stockholms länstrafik. De utrötade slammet avvattnas med hjälp av Kemicond (Thunberg, 2010) och transporteras till slamlager för hygienisering innan spridning till åkermark. Verket har byggts ut under åren 1998-2001 och idag är verket uppdelat i två delar som kallas gamla och nya verket. Hela verket är placerat under jord och all ventilationsluft leds ut genom skorstenen vilket gör att mätningar av bland annat lustgas- och metangasemissioner lämpar sig väldigt bra på Käppalaverket.



Figur 1 Översiktsbild över reningsprocessen på Käppalaverket. En konventionell reningsprocess med fördenitrifikation för kväverening.

Större partiklar och skräp avskiljs först mekaniskt via rengaller följt av försedimentering innan det renas biologiskt med hjälp av fördenitrifikation, se Figur 2. Då recirkuleras nitratriket vatten, som bildats genom nitrifikation i de aeroba zonerna, tillbaka till de anoxiska zonerna för vidare denitrifikation, se kapitel 4.1.3 för denitrifikation och nitrifikation. Käppalaverket renar fosfor dels genom biologisk fosforering, i gamla verket, dels genom kemisk fällning, i nya verket. I den biologiska fosforeringen nyttjas Bio-P bakterier för ett nettoupptag av fosfor genom att utsätta bioslammet för omväxlande oxiska och anaeroba förhållanden (Gillberg, 2003).



Figur 2. Schematisk skiss över aktivslamprocessen och dess flöden. Processen med anoxisk zon i början kallas fördenitrifikation. Fällningskemikalien för fosfor tillsätts simultant i reningen. sist i aktivslambassängen finns en avluftningszon, deox, innan vidare eftersedimentering.

För att avskilja fosfor kemiskt tillsätts järnsulfat simultant i returslammet. Järnsulfaten bidrar till att större flockar bildas som sedan avskiljs i eftersedimenteringen. Som sista rening passerar vattnet från eftersedimenteringen sandfilter innan utsläpp i recipienten.

Överflödigt slam tas ut ur systemet som överskottsslam och förtjockas för att uppnå en högre torrsustanshalt, TS-halt, innan slammet rötas i rötkastrarna. Det rötade slammet avvattnas sedan innan borttransport till slamlagret.

3.1.1 Fördenitrifikation

Dagens fördenitrifikation innebär att bildad nitrat i nitrifikationen måste returneras till de anoxiska zonerna i början av bassängen för att reduceras till kvävgas. Idag recirkuleras i genomsnitt 400 % av inflödet och då erhålls en maximal kväverening på 80 % (Gillberg, 2003). Detta är en teoretiskt maximal siffra om allt som nitrifieras till nitrat i den oxiska zonen denitrifieras till kvävgas i den anoxiska zonen. En ökning av detta nitratreturflöde skulle teoretiskt leda till högre avskiljningsgrad men också kraftigt förhöjda pumpkostnader via ett exponentiellt förhållande mellan avskiljningsgraden och returflödet. En sådan strategi är därför inte särskilt kostnadseffektiv.

3.1.2 Simultanfällning

I Käppalaverket tillsätts tvåvärt järnsulfat i returslamskanalen simultant i biosteget. Detta ökar slamproduktionen vilket följaktligen sänker slamåldern och försämrar möjligheterna till nitrifikation (Gillberg, 2003). Fördelen med simultanfällning är att fosforföreningen blir en stabilare restprodukt då järnsulfat används istället för raffinerade produkter som till exempel

$AlCl_3$. Detta överskottsslam är ett dött slam som inte nämnvärt höjer gasproduktionen. Det lättillgängliga substratet har redan brutits ned.

3.2 FRAMTIDA RENINGSPROCESS

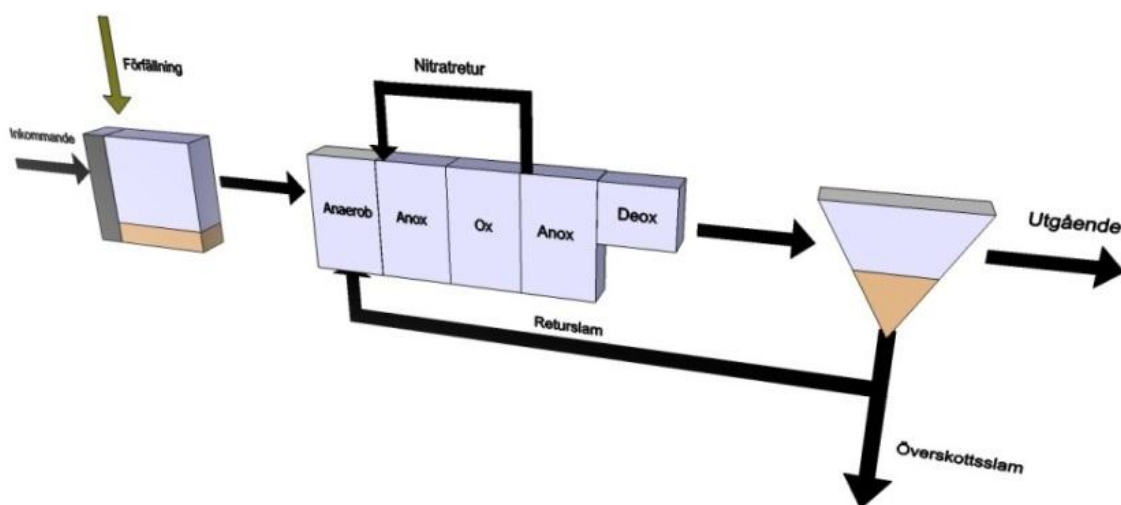
Inom ramen för Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan (BSAP) och EUs vattendirektiv måste utsläppen av kväve och fosfor till Östersjön reduceras. Käppalaförbundet kommer i och med detta, sannolikt stå inför en skärpning av nuvarande tillstånd. Än så länge finns inga tydliga direktiv från någon av de berörda myndigheterna men rimliga nivåer baserade på de beting som beskrivs i vattendirektivet och BSAP presenteras i Tabell 2. Värdena har uppskattats av sydvästra stockholmsregionen vatten- och avloppsverksaktiebolag (SYVAB).

Tabell 2 Dagens riktvärden jämfört med uppskattade framtida krav 2017 tolkade av Syvab.

Förorening	Nuvarande tillstånd [mg/l]	Framtida tillstånd [mg/l]
Tot-kväve	10	6
Tot-fosfor	0,3	0,2
BOD7	8	5

Förutom de skärpta reningskraven planerar Käppalaverket en strategi för att klara en ökad belastning från dagens 440 000 pe till 700 000 pe. Det finns endast begränsade möjligheter att faktiskt bygga ut verket. Dock kan belastningen ökas med hjälp av Vakuumenteknik (Thunberg, 2012 muntligt). Det är en teknik som i slutet av biologiska behandlingen avluftar vattnet mycket effektivt vilket gör att slammet sedimenterar bättre i eftersedimenteringen. Högre slamhalter kan då hållas i biobassängen för att klara den högre belastningen.

Käppala har lagt fram en reningsstrategi för framtida skärpta reningskrav. Genom att dels ändra fällningsstrategin för fosforeringen och dels implementera en efterdenitrifikation i den redan befintliga kvävereningsprocessen kan de nya kraven hållas, se Figur 3.



Figur 3 Processlösning vid strängare reningskrav. I befintlig volym har en efterdenitrifikation implementerats. Förfällning ger bättre avskiljning av fosfor än simultanfällning.

3.2.1 Efterdenitrifikation

Vid efterdenitrifikation passerar avloppsvattnet först den luftade bassängen och nitratrikt och BOD-fattigt vatten kommer till den anoxiska zonen. Här måste extern kolkälla, i form av lättillgängliga organiska substanser, som t.ex. metanol och acetat, tillsättas för att reningen skall fungera. Den processlösning som diskuterats på Käppala är att behålla fördenitrifikationen men att i samma bassängsvolym implementera en efterdenitrifikation, se Figur 3. Den tillsatta kolkällan kan leda till högre utgående BOD-halter. Den sista zonen i aktivslambassängen bör därför vara en luftad zon för att oxidera BOD-resterna.

3.2.2 Förfällning

För att möta de strängare fosforkraven ersätts dagens simultanfällning med förfällning. Då blandas fällningskemikalierna med avloppsvattnet innan försedimenteringen. Det blir både god fosforavskiljning och BOD-avskiljning. Detta slam tas ut ur systemet och pumpas till röt-kammaren. Belastningen på biosteget blir nu mindre och det gör att den hydrauliska uppehållstiden kan minska kraftigt (Gillberg, 2003). I den konventionella reningsmetoden utan förfällning avskiljs ca: 30 % av inkomande organiska föreningar i försedimenteringen. Vid rening med förfällning stiger den siffran till 40 % (Johansson, 2000). Detta medför att belastningen och slamproduktionen i biosteget minskar avsevärt. Däremot ökar den totala slammängden och framförallt mängden primärslam. I Tabell 3 redovisas en teoretisk slamproduktion vid simultanfällning respektive förfällning (Gillberg, 2003).

Tabell 3 Slamproduktion med dagens simultanfällning och framtidens förfällning.

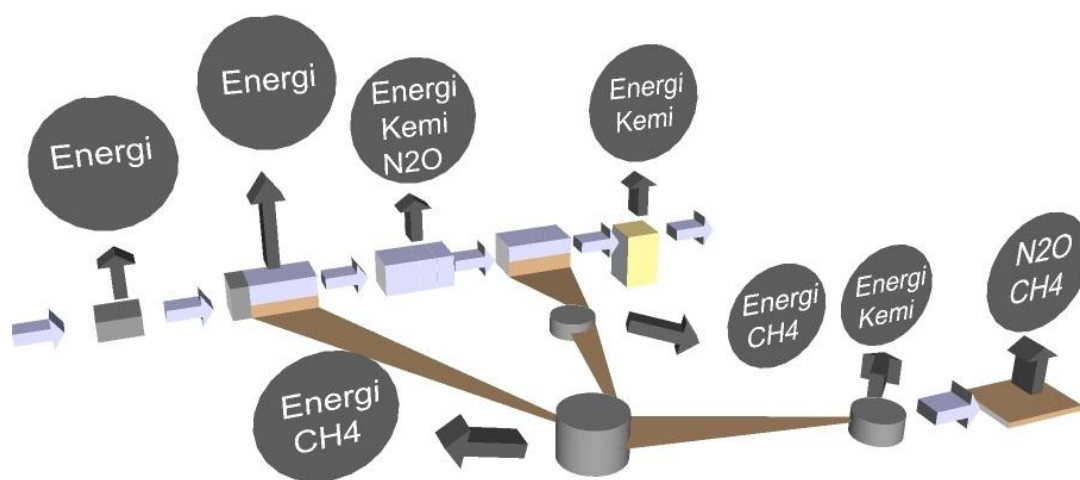
	Simultanfällning	Förfällning	enhet
<i>Primärslam</i>	50	110	g/p, d
<i>Sekundärslam</i>	30	10	g/p, d
<i>Tertiärslam</i>	25	-	g/p, d
<i>Blandslam</i>	105	120	g/p, d

En stor fördel med förfällning är att det partikulära organiska kolet förblir intakt i slammet och inte har omvandlats till koldioxid som vid simultanfällning. Ett mer lättillgängligt kol erhålls från förfällningen som ökar rötgasproduktionen och således även metangasproduktionen (Hansen, 1997). Förfällning har även flera andra fördelar som att den kan ge skydd mot toxiska föreningar för fortkommande processer och den jämnar även ut belastningen (Gillberg, 2003).

4 TEORI

4.1 SYSTEMANALYS

För att beräkna det totala koldioxidavtrycket översätts alla bidragande delar till koldioxidekvivalenter. Energi översätts till koldioxidekvivalenter genom att granska hur elen producerats. Ett kolkraftverk ger ett betydligt större avtryck än ett vattenkraftverk. Vid rening av avloppsvatten används också kemikalier vid exempelvis utfällning av fosfor. Kemikaliernas framställningsprocess är det som avgör hur stort avtryck de ger. Restprodukter ger till exempel inget avtryck. Från den biologiska reningen och slamhanteringen sker de största metan- och lustgasemissionerna, som är starka växthusgaser. I Figur 4 redovisas alla processer i reningsverket som påverkar koldioxidavtrycket, se också Figur 1 för indelning av processerna.



Figur 4 Översiktsbild över energiförbrukningar, kemikalieanvändning och lustgasemission.

4.1.1 Inloppspump och tunnelsystemet

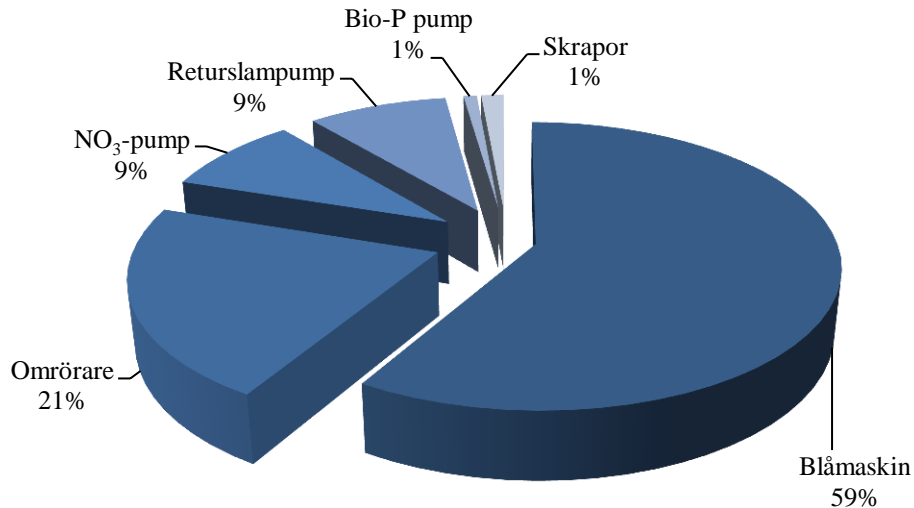
Inloppspumparna och tunnelsystemet är två rent mekaniska system där pumpar transporterar avloppsvattnet från upptagningsområdet till Käppalaverket. Här är energi den enda faktorn som påverkar koldioxidavtrycket.

4.1.2 Mekanisk rening

Den mekaniska reningen inkluderar energiförbrukning från silhallen och försedimenteringen. I framtiden kommer förfällning att implementeras och då kommer även ett kemikalieavtryck ske här.

4.1.3 Biologisk rening

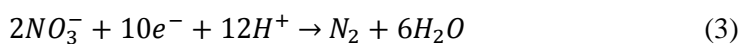
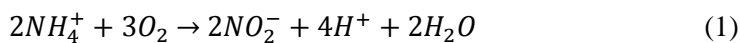
Den biologiska reningen står för mer än 25 % av den totala energiförbrukningen på Käppalaverket. Blåsmaskiner, omrörare och pumpar är de största energiförbrukarna, se Figur 5. Förutom energiförbrukningen tillsätts också järnsulfat för utfällning av fosfor. Nitrifikationen och denitrifikationen är två processer som kan ge stor lustgasemission.



Figur 5 Fördelning av energiförbrukningen i det biologiska reningssteget.

Biologisk kväverening

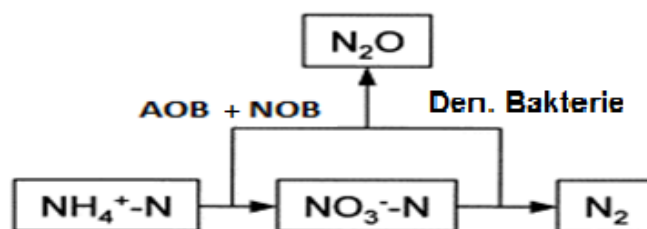
Den biologiska kvävereningen utförs av ammoniumoxiderande bakterier, AOB, och nitritoxiderande bakterier, NOB samt denitrifierande bakterier. Nitrifikationen, (1) och (2), sker aerobt av autotrofa bakterier och oxiderar ammonium genom nitritation, (1), och nitratation, (2). Denitrifikationen, (3), utförs till största delen av heterotrofa organismer under anoxiska förhållanden (Gillberg, 2003).



Nitrifikationen sker i två steg och en delprodukt blir nitrit, en giftig förening för många organismer. I denitrifikationen reduceras nitratet till kvävgas, (3).

N₂O-emission vid nitrifikation och denitrifikation

Lustgas kan bildas både vid nitrifikationen och vid denitrifikationen. Störningar i dessa processer kan ge lustgasemissioner. Figur 6 illustrerar kvävetts väg i den biologiska kvävereningen. Vid ofullständig denitrifikation kan lustgas komma att bildas. Processen sker stegvis där nitrat reduceras till slutprodukter som NO, N₂O och N₂. Lustgasproduktionen från den biologiska reningen är idag ett mycket aktuellt ämne och en svårbeskriven process med många inverkanfaktorer.



Figur 6 Lustgasbildningen vid nitrifikation av ammoniumoxiderande bakterier, AOB och av nitratoxiderande bakterier, NOB samt denitrifierande bakterier (Water Research, 2001).

Vid stressade förhållanden, som begränsad syretillgång i nitrifikation eller inte helt anoxiska förhållanden vid **denitrifikationen**, kan lustgas bildas (Schmidt m.fl., 1998). Speciellt kritisk är övergången mellan den aeroba och den anoxiska zonen. Vid plötsliga förändringar i syrehalter kan AOB också producera lustgas. För denitrifierarna kan begränsade kolförhållanden och lågt pH vara faktorer som stör denitrifikationen och bildar lustgas (Hanaki m.fl. 1999). Faktorer som har visat sig korrelera med lustgasemissionen är inkommande nitrit och ammonium. Försök visade på att höga halter ammonium också innebar höga lustgasutsläpp, (Yu m.fl., 2010). Den största avgången av lustgas sker i de oxiska zonerna, men detta kan bero på så kallad stripping, då vattnet avgasas. Detta har gjort det svårt att uppskatta hur stor del som avgår från nitrifikationen respektive denitrifikationen.

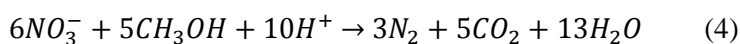
Lustgas är en 310 gånger starkare växthusgas än koldioxid (Solomon, 2007). Varje molekyl lustgas är med andra ord värd 310 koldioxidmolekyler sett till ett 100 års perspektiv. Lustgasemissionen skiljer sig väldigt åt beroende på vilken reningsprocess som används och har i studier varierat mellan 0 – 2,4 % av avlägsnat kväve (Westling, 2011). I Tabell 4 presenteras olika nyckeltal för procent bildad N₂O per inkommande kväve för att visa på hur stor spridning det kan vara.

Tabell 4 Nyckeltal för bildad lustgas i det biologiska steget. TKN betyder total-kjeldahlkväve, TN är totalkväve och Nred är reducerad kväve.

Process	Storlek	Enhet	Källa
Fördenitrifikation	0,07+-0,04	% bildad N ₂ O/TN _{in}	Chandran (2010)
Four-stage bardenpho	1,6+-0,83	% bildad N ₂ O/TKN _{in}	Chandran (2010)
Finland, EDN	1,6	% bildad N ₂ O/N _{RED}	Fred m.fl. (2009)
Käppala 2012	1,7	% bildad N ₂ O/N _{RED}	Mätningar (2012)

Extern kolkälla vid efterdenitrifikation

Vid efterdenitrifikation tillsätts ofta en extern kolkälla som t.ex. metanol. Både kemikalien i sig och förbränningen av metanolen ger ett positivt koldioxidavtryck och förklaras genom reaktionsformeln



En mol metanol ger en mol koldioxid. Genom ekvation (5) beräknas storleken på koldioxidavtrycket som metanol har vid denitrifikationen.

$$Me_{emis} = \frac{CO_{2,mv}}{MeOH_{mv}} = \frac{44}{32} = 1,375 \text{ kg } CO_{2e}/\text{kg } MeOH \quad (5)$$

Där $CO_{2,mv}$ och $MeOH_{mv}$ är molvikten [g/mol] för koldioxid respektive metanol och Me_{emis} är emissionsfaktorn för metanol.

Dosering av extern kolkälla

Dagens fördenitrifikation har en maximal teoretisk kväverening på 80 %, vilket vid beräkningar skulle ge ett utgående vatten med kvävekoncentration kring 9,8 mg/l. De nya kraven skulle innebära en ytterligare rening på 4,8 mg/l för att inte utgående kvävekoncentration ska överskrida 5,0 mg/l. För att uppnå det installeras en anoxisk zon i slutet av den befintliga bassängen vari externt kol tillsätts för att rena det sista nitraten.

Teoretiskt går det åt 2,86 g COD/g NO_3-N_{red} men dessutom förbrukas även COD vid slamupbyggnad och reduktion av löst syre. För att kompensera för detta kan en förbrukning på 5,5 g COD/g NO_3-N_{red} användas (Grundestam, 2012). Olika kolkällor har olika COD-innehåll. Nedan listas metanol och etanol som kolkällor och doseringen för dessa.

- För att rena 4,8 mg N/l åtgår det 26,4 mg COD/l. Vid det flöde som använts till modellberäkningarna, 12 414 m³/d och linje, erhålles ett COD-behov på 327 kg COD/d och linje. Etanol innehåller 2,09 g COD/g etanol (Nikolic, 2006), vilket ger en etanoldosering på 156,8 kg etanol/d och linje. Med en densitet på 789 g/l erhålls en dosering av 0,19 m³ etanol/d.
- Med samma resonemang för metanol erhålles en dosering på 0,27 m³/d och linje. Nedan visas de parametrar som använts vid beräkningarna.
 - densitet, 791 g/l
 - COD-innehåll, 1,5 g COD/g metanol (Nikolic, 2006)

4.1.4 Rötning och metangasproduktion

Rötningen har förutom energiförbrukningen också en betydande metangasproduktion som inverkar på koldioxidavtrycket. Röttningsprocessen är väldigt komplex och beror av flera faktorer. Grundprincipen är att organiskt material hydrolyseras anaerobt till föreningar som tas upp av fermenterande mikroorganismer som ytterligare bryter ner föreningarna. Restprodukterna från fermentationen är mestadels olika organiska syror, alkoholer, ammoniak, koldioxid och vätgas. Dessa ämnen fortsätter att brytas ned genom anaerob oxidation vilket är det kritiska steget för biogasproduktionen. Två processer måste samspela för att metangas ska bildas. Den ena processen producerar vätgas medan den andra konsumerar vätgas (Jarvis & Schnurer, 2009).

Metangasen är en växthusgas som är 21 gånger starkare växthusgas än koldioxid (Solomon m.fl., 2007).

Fordonsgas, uppgraderad biogas

Om metangasen tas om hand och ersätter fossilt bränsle bidrar metangasen till ett negativt klimatavtryck. Den totala producerade metangasen uppskattas till 200 kg CH₄/ton TS (Hobson, 1999) Svenskt gastekniskt center anger att man kan förvänta sig en total biogasproduktion på

300 m³ gas/ton TS. Den totala biogasproduktionen förväntas innehålla ca 65 % metangas vilket ger ett teoretiskt utbyte på 195 m³ CH₄/ton TS (Petersson, 2011).

Vid biogasanläggningar förväntas det ske ett metanslip. Detta läckage uppskattas vara mellan 0,5 - 1,0 % av den totala metangasproduktionen för en biogasanläggning och i Käppalas fall som har en gasuppgraderingsanläggning förväntas läckaget ligga mellan 1,0 - 4,0 % (Gunnarsson m.fl., 2005). All restgas förbränns i Vocsidizern vid 1000 °C och därför har inte Käppalaverket något läckage. I medelvärde uppskattas läckaget till 3,1 % av den totala metangasproduktionen (Avfall Sverige, 2009).

Mellanlagring silos

Överskotts- och primärslammet mellanlagras i slamsilos efter rötammarna innan slamavvattningen. Röttningsprocessen sker även här då organiskt material bryts ned och bildar metangas. Dessa silos är inga slutna behållare och släpper därmed ut en betydande mängd metangas direkt till atmosfären.

Käppala har utfört mätningar på detta läckage och dessa stämmer väl överens med vad som erhålls från teoretiska beräkningar. Avfall Sverige (2009) har sammanställt hur de går till väga vid beräkningar av metanläckage från rötresttankarna. Där beräknas metanutsläppet genom (6).

$$E_{CH_4} = 0,0004e^{0,159*T} \quad (6)$$

Där E_{CH_4} är produktionstakten [Nm³ CH₄/Ton VS, h] och T är temperaturen [°C] på rötresten, VS (Volatile solids) är det organiska innehållet. För att teoretiskt beräkna metanutsläppet från rötrestlagret behövs medeltemperaturen på slammet och medelvärdet för den organiska fraktionen av torrsubstansmängden ut från rötammaren.

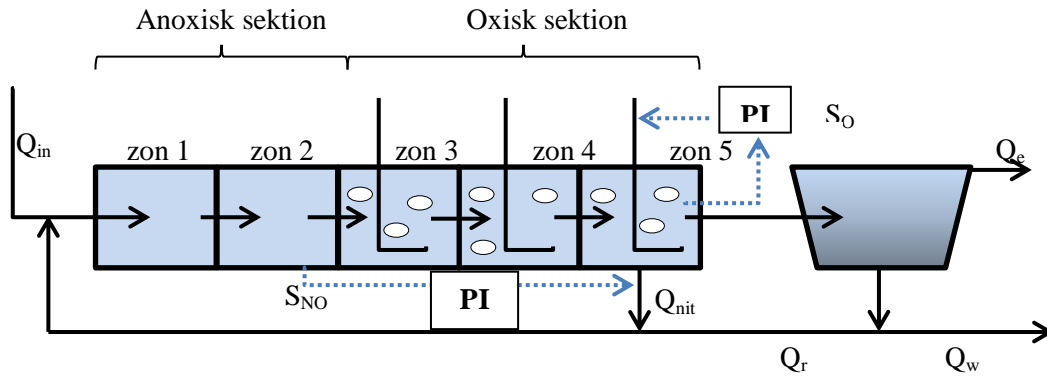
4.1.5 Slamlagring

De biologiska processerna med nitrifikation, denitrifikation och rötning kan även fortgå efter rötningen i slamlagren. Substratet är inte fullt nedbrutet och beroende på slammets egenskaper och kolinnehåll finns olika stor potential för metan- och lustgasbildning. Det genomsnittliga metanutsläppet för röt slam som lagrats i ett år har antagits till 2,01 kg CH₄/ton TS slam, år och 3,33 kg N₂O/ ton TS, år (Flodman, 2002).

4.2 SIMULERINGSMODELL

4.2.1 Benchmark simulation model no.2 (BSM2)

Vid modellering och simulering av Käppalaverket har den befintliga simuleringsmodellen BSM2 utvidgats och omstruktureras. BSM2 är ett verktyg som används för att simulera de biologiska processerna i en aktivslambassäng samt röttningsprocessen och är uppbyggd i Matlab/Simulink. Plattformen är uppbyggd i syfte att kunna förändras för att anpassas till det specifika reningsverket. Bland annat matas det specifika verkets indata för inkommande vatten, syrestyrning och bassängsvolymer in i modellen. I sitt grundutförande är aktivslambassängen uppbyggd med hjälp av fem zoner där de två första är anoxiska och de resterande tre zonerna är oxiska, se Figur 7 (Alex, 2008).



Figur 7 Grunduppställningen av aktivslamprocessen i BSM2. Två anoxiska zoner följs av 3 oxiska zoner där syrestyrningen sker med hjälp av en PI-reglering (Alex, 2008).

4.2.2 Reaktionskinetik

Den biologiska kvävereningen beskrivs i BSM2 med hjälp av 14 kinetiska och 5 stökiometriska parametrar som alla skapar åtta grundläggande reaktionshastigheter (Jeppsson, 1996). Bilaga 6 visar en matris över dessa hastigheter och fortsatta beskrivningar i avsnitt 4.2.2 beskrivs med hjälp av dessa. Nitratförändringen beskrivs till exempel genom att ta faktorn på rad 2, kolumn 9 multiplicerat med processhastigheten på rad 2, detta förkortas nedan med (2,9,2). För att få reningen, biologin, i modellen att överensstämja med verkligheten har följande parametrar och processhastigheter trimmats:

- Utbytet (Yielden), Stökiometrisk parameter Y_A och Y_H
- Substratförändringen (1,2,1)+(2,2,2)+(7,2,7)
- Tillväxthastigheten för heterotrofer, rad 1 och 2 samt autotrofer rad 3
- Nitrifikationshastigheten (1,10,1)+(2,10,2)+(3,10,3)+(6,10,6)
- Denitrifikationshastigheten (2,9,2)+(3,9,3)
- Hydrolysen av svårtillgängligt kol, rad 7

Utbytet (Yielden)

Yielden beskriver hur mycket biomassa som bildas per oxiderad COD. Det finns två olika typer av yield, den autotrofa och den heterotrofa yielden. Den heterotrofa yielden antas i modellen vara samma för den anoxiska som för den oxiska biomassan. Den autotrofa yielden gäller enbart vid oxiska förhållanden.

Yielden bestämmer hur mycket substrat som används vid uppbyggnaden av biomassa (Alex, 2008). Den är således en viktig parameter för att beskriva strängare reningskrav och metanoltillsats som lösning.

En för låg yield, Y , skulle ge en allt för låg metanoltillsats. Denna parameter går att uppskatta med hjälp av (7) under förutsättning att steady state gäller (Carlsson, 2010). Där X är steady state värdet på slamhalten [mg/l], D är utspädningskoefficienten [d^{-1}] och θ_s är slamåldern [d].

$$Y = \frac{\bar{X}}{(\bar{S}_{in} - \bar{S}) \cdot D \cdot \theta_s} \quad (7)$$

Autotrof och heterotrof tillväxt

Tillväxthastigheten av heterotrofer beskrivs av rad 1, under oxiska förhållanden, och rad 2, under anoxiska förhållanden. Sista kolumnen, ”process rate” beskriver hastigheterna. Den totala tillväxten begränsas av halvmätnads konstanterna K_S , för substratet, K_{OH} , för syret och K_{NO} för nitraten. Dessa konstanter anger vid vilken koncentration som hastigheten är halva maximala specifika tillväxthastigheten, $\mu_{H,max}$. Den anoxiska tillväxten är inte lika stor som den oxiska och korrigeras också med en korrektionsfaktor, η_g .

Den autotrofa tillväxten beskrivs enligt rad 3 men istället för nitrat och kol använder sig de autotrofa bakterierna sig av ammonium och syre för tillväxt. För de autotrofa bakteriernas specifika tillväxthastighet gäller $\mu_{A,max}$.

Nitrifikationshastighet

Ammonium förändras enligt kolumn 10 med respektive processhastigheter. Ammonium minskar vid framförallt oxiska förhållanden, rad 3. Det enda ammoniumtillskottet kommer från ammonifiering av löst organiskt kol, rad 6.

Denitrifikationshastighet

Nitrat förändras enligt kolumn 9 med respektive processhastighet. I princip styrs den endast av rad 2. Det innebär att det är antingen substrat, S_S , syre, S_O eller nitrat, S_{NO} som begränsar denitrifikationen. Vid efterdenitrifikation är substratet i det närmaste noll vid de anoxiska zonerna, vidare denitrifikation kan då endast ske om hydrolys av biomassa sker eller om extern kolkälla tillsätts.

Hydrolys av svårnedbrutet kol

Substrat bryts ned vid heterotrof tillväxt enligt kolumn 2. Substrat kan dock frigöras vid hydrolys samtidigt som långsamt nedbrytbart substrat, X_S , bryts ned enligt rad 7. Hydrolysen sker i både oxiska och anoxiska förhållanden men korrigeras med en korrektionsfaktor, η_b , vid anoxiska förhållanden. Teoretiskt sett är allt kol förbrukat efter den oxiska zonen vid fördenitrifikation och inget tillgängligt substrat borde finnas kvar för vidare denitrifikation. Den enda källan till löst substrat, S_S är då via hydrolysen.

Substratförändring

Substratet förändras enligt kolumn 2 och är ett resultat av aerob och anoxisk tillväxt av bakterier samt hydrolys av svårnedbrytbart kol.

Syreförbrukningen

Löst syre i vattnet förändras enligt kolumn 8 och förbrukas bara av den aeroba tillväxten. Denna förbrukning avspeglas sedan i hur mycket luft som måste blåsas in för att hålla syrebövärdet. En högre syreförbrukning resulterar i ett högre luftflöde. För att trimma syreförbrukningen trimmas den autotrofa och den heterotrofa yelden.

4.2.3 Sedimenteringsmodell

Eftersedimenteringen modeleras med en 10-lagermodell och följer en dubbelexponentiell sedimentationshastighetsfunktion (Takács m.fl. 1991). Hastigheten beror på hur den hindrade sedimentationszonen och flockningszonen beter sig. Hastigheterna beror också av storleken på returslam-, överskottslam- och utgående flöde.

4.2.4 Luftflödesmodell Biowin

För att bättre modellera luftningen tillämpas en modell från Biowin i BSM2-modellen. Biowin är en mjukvara från Envirosim och liknar BSM2 men är uppbyggd på en annan plattform (Envirosim, 2012). Denna mjukvara använder sig av en luftflödesmodell som ger en beskrivning över hur syreöverföringskoefficienten påverkas av luftardysornas täthet. Dold & Fairlamb (2001) beskriver sambandet mellan syreöverföringshastigheten, K_La , luftardysornas täthet, C , och det specifika luftflödet, U_{SG} .

$$K_La = C \cdot U_{SG}^Y \quad (8)$$

Y är en parameter som kan trimmas och är i sitt grundutförande 0,87. U_{SG} är alltså det specifika luftflödet och beräknas med (9).

$$U_{SG} = \frac{Q_{air}}{A_{lb}} \quad (9)$$

Där Q_{air} , [m^3/h] är inkommande luftflöde och A_{lb} [m^2] är bassängens luftningsarea. C är luftardysornas täthet och beräknas genom (10),

$$C = k_1 \cdot D_D^{0,25} + k_2 \quad (10)$$

där k_1 och k_2 [dag^{-1}] är trimningsbara konstanter som sätts till defaultvärdena 2,5656 respektive 0,0432. D_D [%] är tätheten hos luftardysornas placering, alltså arean hos luftardysorna dividerat med biobassängens area, se Bilaga C för dysornas distribuering.

5 METOD FÖR BERÄKNING AV KOLDIOXIDAVTRYCKET

5.1 DATAINSAMLING OCH BERÄKNINGSMETODER

Modellen byggdes upp i Simulink med hjälp av BSM2. Denna grundmodell förändrades för att likna Käppalaverket så väl som möjligt. Varje process enligt Figur 4 behandlas med avseende på energi, kemikalier samt lust- och metangasemissioner.

Käppalaverket har en omfattande dokumentation över energi- och kemikalieförbrukning. För insamling av data användes Käppalas interna databassystem, Power Generation Information Manager (PGIM). För gasemissioner användes tidigare utförda mätningar samt egna mätningar.

5.1.1 Energiförbrukning

Varje steg i Figur 4 har beaktats och i största möjliga mån korrelerats mot någon inkommande parameter som till exempel TS eller flöde. På så sätt kommer modellen att vara dynamisk och visa hur föreslagen processlösning vid skärpta reningskrav kommer att påverka Käppalaverket. Tabell 5 sammanfattar de samband som används i modellen för att beräkna energiförbrukningen på Käppalaverket.

Tabell 5 Sammanfattning över alla processers energiförbrukning presenterade i systemanalysen. Alla ekvationer som används i modellen redovisas och hur de är korrelerade. Q_{IN} är inkommande flöde till verket, V_Q är den inkommande flödesvolymen, Q_{PR} är primärslamflödet, Q_{NIT} är nitratreturflödet, Q_{RET} är returslamflödet, Q_{WAS} är överskottslamflödet, Q_S är det totala slamflödet och Q_{FG} är fordonsgasflödet.

Process	Ekvation	Kommentar
<i>Tunnelsystem</i>	$P_{tunnel} = 7,039 \cdot Q_{in}^{-0,532}$	Flödeskorrelerad mot Q_{IN}
<i>Inloppspump</i>	$P_{in} = V_Q \cdot 0,08$	Flödeskorrelerad mot V_Q , 0,08 kWh/m ³
<i>Mekanisk rening</i>	112820 kWh/mån	Månadsmedelvärde
<i>Primärslampump</i>	0,082 kWh/m ³	Flödeskorrelerad mot Q_{PR}
<i>Blåsmaskin</i>	0,025 kWh/m ³ luft	Flödesstyrt mot referensvärde
<i>Omrörning</i>	47,5 kW	Konstant
<i>Nitrat-pump</i>	0,0077 kWh/m ³	Flödeskorrelerade mot Q_{NIT}
<i>Returslam-pump</i>	0,055 kWh/m ³	Flödeskorrelerad mot Q_{RET}
<i>Öslam-pump</i>	0,134 kWh/m ³	Flödeskorrelerad mot Q_{WAS}
<i>Filterhall</i>	$\log(P_{FH}) = -0,086 \cdot \log(Q_{in}) + 0,6$	Flödeskorrelerad mot Q_{IN}
<i>Utlopp</i>	$P_{ut} = Q_{in} \cdot 0,0083$	Flödeskorrelerad mot Q_{IN}
<i>Slamförtjockning</i>	$P_{SF} = 0,006 \cdot Q_S^2 - 0,013 \cdot Q_S + 1,29$	Flödeskorrelerad mot Q_{WAS}
<i>Rötning</i>	$P_{el} = Q_S \cdot \rho_{slam} \cdot C_p \cdot \Delta T / COP$	Flödeskorrelerad mot Q_S och temp
<i>Slamavvattning</i>	$\log(P_{SA}) = -0,52 \cdot \log(Q_{avs}) + 1,59$	Flödeskorrelerad mot Q_S
<i>Gasuppträdning</i>	$P_{gas} = -0,0044 \cdot V_{FG} + 0,764$	Flödeskorrelerad mot Q_{FG}

För att beräkna hur stort koldioxidavtryck elenergi har på miljön kan man använda sig av olika elmixer. El som produceras i Sverige har nästintill inget klimatavtryck men Sverige köper och säljer el på den internationella elmarknaden varpå den ”svenska” elen inte längre kan klassas som grön. För Nordisk elmix släpps det ut 75-100 g CO₂/kWh och för den Svenska elmixen 15-25 g CO₂/kWh (Energimyndigheten, 2012). Marginalelen som används i Europa har så stort avtryck som 1000 g CO₂/kWh. I denna rapport har Nordisk elmix använts.

Tunnelsystemet

Bidraget från tunnelsystemet är flödeskorrelerad och följer en exponentiell funktion enligt (11). Den specifika energiförbrukningen P_{tunnel} [kWh/m³] är en funktion av inkommande flöde, m³/h.

$$P_{tunnel} = 7,039 \cdot Q_{in}^{-0,532} \quad (11)$$

Inloppspumpar

Inloppspumparnas energiförbrukning P_{in} [kWh] under 2011 korrelerades mot inkommande flöde. Energiförbrukning per kubikmeter vatten inom dess arbetsområde visade sig vara i det närmaste linjär och medelförbrukningen för inloppspumparna är 0,08 kWh/m³. Energiförbrukningen för inloppspumparna beräknas utifrån (12).

$$P_{in} = V_Q \cdot E \quad (12)$$

Där V_Q [m³] är den totala inkommande volymen och E [kWh/m³] är den specifika energiförbrukningen.

Mekanisk rening

En energiuppskattning av det mekaniska reningssteget utfördes av Magnusson (2005) och innefattade blåsmaskinernas, skruvtransportörernas, dispergatorns och kompressorernas energiförbrukning. Den uppskattades då till 112820 kWh/månad. Då denna process korrelerade dåligt mot inkommande parametrar används detta som schablonvärde för den mekaniska energiförbrukningen.

I den mekaniska reningen ingår också primärslampumparna som har en specifik energiförbrukning på 0,082 kWh/m³. Denna siffra är beräknad från gamla verket då data från nya verket saknades.

Biologisk rening

De största energiförbrukarna i den biologiska reningen är blåsmaskinerna, omrörarna, samt nitrat- och returslampumparna. Varje linje i nya verket har fem omrörare med en total effekt på 47,5 kW. Omrörarna går i princip oavbrutet med samma effekt.

Luftningen av de oxiska zonerna styr mot att hålla en syrehalt på 2 mg/l i alla zoner utom i den sista som styr mot 1 mg/l. Luftförbrukningen beräknas med hjälp av Biowins modell, se kapitel 4.2.4, som ger luftflödet. Med den specifika energiförbrukningen för blåsmaskinerna, 0,025 kWh/m³_{luft} beräknas energiförbrukningen.

Pumparnas energiförbrukning är linjär mot flödet. Den specifika energiförbrukningen för nitratpumparna är 0,0077 kWh/m³. Returslampumparnas specifika energiförbrukning är 0,055 kWh/m³. Det finns ingen effektmätning på returslampumparna och denna energiuppskattning kan vara överskattad. Överskottslampumpningen är uppskattad från gamla verket, då data saknades från nya verket. Den specifika energiförbrukningen för överskottslampumparna är 0,134 kWh/m³.

Filterhall

Filterhallen har ingen annan energiförbrukning än backspolning och sorteringen av filtrena. Filterhallens förbrukning beror på hur många backspolningar som måste utföras. Generellt innebär ett ökat flöde också en ökad frekvens av backspolningar. En log-log linjär korrelation mellan förbrukad kWh och inkommande flöde gav följande ekvation (13).

$$\log(P_{filter}) = -0,8594 \cdot \log(Q_{in}) + 0,5952 \quad (13)$$

Där P_{filter} är filterhallens energiförbrukning, [kWh], och Q_{in} är inflödet, [m^3/d].

Utloppspumpar

I modellen beräknades utloppspumparnas energiförbrukning genom (12). Inkommande flöde är lika stort som utgående flöde. Det som skiljer är dock energikostnaden E som för utloppspumparna är $0,0083 \text{ kWh}/m^3$.

Slamförtjockning

En studie har tidigare genomförts av Thunberg (2012) för att se hur överskottslamförtjockarnas (centrifugernas) energiförbrukning, P_{sf} [kWh/m^3], beror av inkommande slamflöde, Q_s [l/s]. I förbrukningen har hänsyn tagits till alla energikrävande delar i slamförtjockningen, det inkluderar bland annat slampumpar och centrifuger. En kurvanpassning av punkterna gav ekvation (14).

$$P_{sf} = 0,0063 \cdot Q_s^2 - 0,1299 \cdot Q_s + 1,2895 \quad (14)$$

Rötning

De största energiförbrukarna i rötningen är framförallt uppvärmningen av slammet och omrörningen. Omrörningen påverkas inte nämnvärt av mängden inkommande slam. Uppvärmningen av slammet, $E_{röt}$ [J/d], är beroende av slammets temperatur, T [K], slamflöde Q_{slam} [m^3/d], och beräknas med (15). Slammets densitet, ρ_{slam} [kg/m^3], uppskattas till vattnets densitet. C_p är den specifika värmekapaciteten [$J/kg K$].

$$E_{röt} = Q_{slam} \cdot \rho_{slam} \cdot C_p \cdot \Delta T \quad (15)$$

Energien för att värma upp slammet, P_{el} [J/d], används el och verkningsgraden bestäms av värmepumpens coefficient of performance, COP . Enligt tillverkarens uppgifter är denna faktor 3,9 (Magnusson, 2005). För att få den verkliga tillförda elenergin används (16).

$$P_{el} = \frac{E}{COP} \quad (16)$$

Övriga drifter som t.ex. omrörning och pumpning antas konstanta, P_{konst} , och kommer ej att förändras med förändrad belastning. Magnusson (2005), beräknade denna förbrukning till $30000 \text{ kWh}/\text{mån}$. Den totala energiförbrukningen för rötammaren $P_{röt}$ [kWh] beskrivs enligt (17).

$$P_{röt} = P_{el} + P_{konst} \quad (17)$$

Slamavvattning

Energi åtgår för pressarna, elmotorer och slampumpar till pressarna, slampump till reaktorerna, rejektvattenpump, omrörare och transportskruvar. Hela slamavvattningens energiförbrukning beror av inkommande slamflöde enligt (18).

$$\log(P_{SA}) = -0,5189 \cdot \log(Q_{avs}) + 1,594 \quad (18)$$

Där P_{SA} är slamavvattningens specifika energiförbrukning, [kWh/m³], och Q_{avs} är inkommande slamflöde.

Gasuppgradering

Gasuppgraderingens energiförbrukning P_{gas} [kWh/m³_{gas}] beror linjärt av levererad gas enligt (19).

$$P_{gas} = -0,0044 \cdot V_{FG} + 0,764 \quad (19)$$

Där V_{FG} är levererad fordonsgas, [m³].

Konstanta energiprocesser

Förbrukningar som inte beror av en förändrad reningsstrategi har antagits konstanta. Sådana energiprocesser som antas i denna kategori är ventilation, värme ventilation och sanitet (VVS) och belysning. Dessa erhåller ett årsmedelvärde, och simuleras inte dynamiskt i modellen.

5.1.3 Kemikalieförbrukning

I Tabell 6 redovisas hur mycket kemikalier som doseras i verket och dess klimatavtryck vid produktion av kemikalien. De streckade doseringarna i Tabell 6 betyder att modellen inte tar hänsyn till dessa. Dessa kemikalier tillsätts i små mängder eller med manuell styrning varför en dynamisk beskrivning av dessa blir svår. De tre första kemikalierna doseras i slamavvattningen och den fjärde FeSO₄ doseras som simultanfällning.

Tabell 6 Förteckning över de kemikalier som används på Käppalaverket, dess dosering och koldioxidavtryck. H₂O₂ och H₂SO₄ är framtagna enligt Biogas och hållbarhetskriterier (HBK).

Kemikalie	Klimatavtryck [kgCO_{2ek}/ton]	Dosering	Källa
<i>H₂O₂, 50 % i H₂O</i>	1060	25 kg/ton TS	Swedish HBK
<i>H₂SO₄, svenskt ursprung</i>	30	230 kg/ton TS	Data från Kemira enl. HBK
<i>Polymer C498HMW</i>	805,2	7,5 kg/ton TS	Kemira
<i>FeSO₄</i>	0	10 g/s	Kronos Titan (2012)
<i>Skumdämpare</i>	287,4	---	Oktanol antas
<i>PAX-XL36</i>	350	---	Kemira
<i>Polymer slamförtjockning</i>	805	---	SNF Nordic

5.1.4 N₂O-emissioner

Lustgasemissioner från biosteget har mätts flera gånger på Käppalaverket. Under hösten 2012 utfördes långtidsmätningar, se Bilaga B för mätsammanställning. Detta användes för att få ett nyckeltal på producerad lustgas per reducerad kväve. I modellen används resultatet 1,7 % producerad lustgas per reducerad kväve.

I slamlagringen används Flodmans (2002) schablonvärden för producerad lustgas per ton TS.

5.1.5 CH₄-emissioner

Vid behandling av avloppsvatten med hjälp av biologisk rening kommer 0,0085 kg CH₄/kg COD_{in} bildas enligt Daelman m.fl. (2012). På Käppalaverket förväntas dock utsläppet från biosteget vara nära noll då inga sådana observationer har observerats.

Det har utförts mätningar på läckaget från slamsilorna och dessa uppgår till 21 ppm. I modellen implementeras också den teoretiska ekvationen i kapitel 4.1.3.1. Tidigare mätningar visar att näst intill inget metanläckage sker från gasuppgraderingen (Thunberg, 2012) varför denna uppskattas till noll. Metanemissionen från slamlagret uppskattas med hjälp av Flodmans (2002) schablonvärden.

5.1.6 Transportberäkningar

Till Käppalaverket levereras varje år stora mängder kemikalier. Slammet transporteras bort från Käppala till ett slamlager, sträckor och möjlig lastkapacitet redovisas i Tabell 7.

För kemikalie- och slamtransporter görs följande antaganden

- Diesel MK1
- Bränsleförbrukning ca 0,3 l/km (Energihandbok, 2012)
- Värmevärde 35,28 GJ/m³ bränsle (Energihandbok, 2012)
- Emissionsfaktor 72 kg/GJ bränsle (Energihandbok, 2012)
- Kemikalien transporteras enkel sträcka, från producent till Käppala

Det ger ett utsläpp på 2,5 kg CO₂/liter bränsle.

Tabell 7 Beskrivning över hur långt kemikalierna och slammet transporteras enkel väg och lastbilens kapacitet.

Ämne	Sträcka [km]	Lastkapacitet [ton]
H ₂ O ₂ , 50 % i H ₂ O	200	35
H ₂ SO ₄ , svenskt ursprung	200	35
Polymer C498HMW	300	35
FeSO ₄	300	45
Skumdämpare	200	45
PAX-XL36	200	35
Polymer förtjockning	300	35
Slam	100	37

5.1.7 Gas ersätter fossilt bränsle

Biogasen uppgraderas från dryga 65 % till 97 % metanhalt. Fordonsgasen antas ersätta dieseldrivna fordon. Fordonsgasen räknas som klimatneutral då den är förnyelsebar. Energiinnehållet i 1 Nm³ fordonsgas (97 % metanhalt) är 9,67 kWh (www.balticbiogas.eu). Emissionsfaktorn för diesel är 277,2 kgCO₂/MWh (Gode, 2011). Det innebär att varje producerad MWh fordonsgas ger ett negativt klimatavtryck med 277,2 kg CO₂.

5.2 SIMULERINGSMODELL

5.2.1 Indata

BSM2 kräver en indatafil med 17 variabler, se Tabell 8. Variablerna är samplade med 15-minutersintervall. Således måste all inkommande data interpoleras för att erhålla tillräcklig upplösning om sådan inte finns tillgänglig. Käppalaverket utför många kontinuerliga mätningar men inte på alla dessa parametrar. Därför har det varit nödvändigt att uppskatta dessa fraktioner och det är gjort utifrån samma principer som BSM2 använder sig av. Inkommande veckoprover tas innan och efter försedimenteringen på bland annat total-COD, NH_4 , total-N och org-N.

Två kalibreringsperioder har valts, ett sommarflöde och ett höstflöde under 2011, för att trimma in biologin i modellen att så bra som möjligt. Målet var att modellen skulle överensstämja med verkligheten med avseende på rening, slamproduktion, gasproduktion, flöden, slamålder och utbyte. Utifrån dessa perioder har modellens biologiska parametrar ställts in för att sedan kunna göra samma simulering men med strängare reningskrav.

Tabell 8 Förteckning över indatafilen till BSM2. Alla parametrar måste representeras därför måste vissa uppskattas med schablonvärden.

Variabel	Beskrivning och enhet
1 Tid	dagar
2 S_I	Inert löst material, g COD m^{-3}
3 S_S	Lättnedbrytbart substrat, g COD m^{-3}
4 X_I	Inert partikulärt material, g COD m^{-3}
5 X_S	Svårnedbrytbart substrat, g COD m^{-3}
6 X_{BH}	Hetrotof biomassa, g COD m^{-3}
7 X_{BA}	Autotrof biomassa, g COD m^{-3}
8 X_P	Inert partikulärt material från död biomassa, COD m^{-3}
9 S_O	Löst syre, g COD m^{-3}
10 S_{NO}	Nitrat och nitrit, g N m^{-3}
11 S_{NH}	Ammoniak och ammonium, g N m^{-3}
12 S_{ND}	Löst organiskt kväve kopplat till S_S , g N m^{-3}
13 X_{ND}	Partikulärt organiskt kväve kopplat till X_S , g N m^{-3}
14 S_{ALK}	Alkalinitet
15 TSS	Totalt löst material, g $S_S \text{ m}^{-3}$
16 $Flöde$	$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$
17 $Temperatur$	$^{\circ}\text{C}$

Kinetiska och stökiometriska parametrar

De kinetiska och stökiometriska parametrarna bestämmer, tillsammans med inkommande belastning, processhastigheterna i Bilaga F. Dessa laddas in och kan specificeras individuellt för varje zon. I grunduppställningen hålls samma kinetiska och stökiometriska parametrar genom hela reningen och trimmas in efter verklig rening.

Flöde

Då alla linjer är i drift fördelar sig en tredjedel av flödet till gamla verket och två tredjedelar i nya verket. En linje i nya verket modellerades, därför skulle flödesandelen till denna linje vara 2/15 av det totala flödet. Antal linjer som var i drift under respektive kalibreringsperiod

kontrollerades och därefter justerades flödet. Inkommande flöde mäts on-line, detta används okorrigerat i indatafilen.

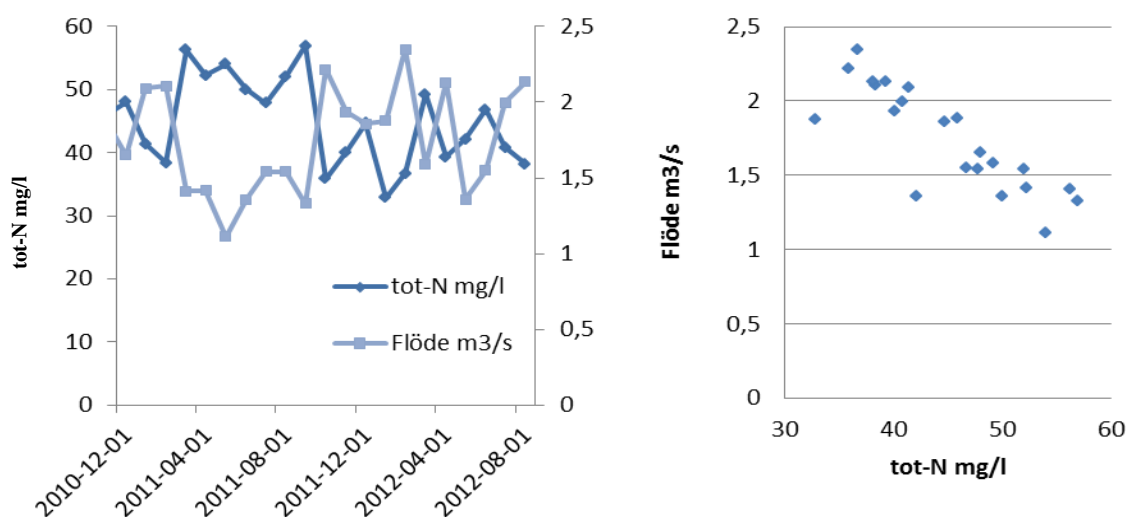
Temperatur

Temperaturen på inkommande vatten mäts on-line. Temperaturen har stor påverkan på reningsprocessen då många av de kinetiska reaktionerna är temperaturberoende. Temperaturen har också stor påverkan på energiförbrukningen för rötningsprocessen. Det inkommande slammets temperatur till röt-kammaren antas vara samma som det inkommande vattnets temperatur.

Inkommande belastning

Inkommande belastning till biosteget mäts veckovis från försedimenteringarna. Noterbart är att till försedimenteringarna leds också rejekt- och filterspolvattnet. Inkommande belastning varierar med flöde och under högflöden kan en viss grad av utspädning urskiljas, se Figur 8. Inkommande ammoniumbelastning beror av flödet, Figur 8. Höga flöden resulterar i låga koncentrationer och vice versa. Här antas att alla övriga inkommande parametrar har samma utspädningsgrad som ammoniumkoncentrationen.

Detta görs för att få en flödesvarierad belastning som efterliknar verkligheten så bra som möjligt med låga koncentrationer vid högflöden och höga koncentrationer vid lågflöden.



Figur 8 Inkommande N-tot och flöde under perioden dec 2010-aug 2012 (vänster graf). Inkommande N-tot belastning beroende av inkommande flöde (höger graf).

Inkommande provtagning av COD sker veckovis och tas i försedimenteringen. Här finns alltså inga kontinuerliga data. Dessutom tas endast prover på den totala COD-halten. För att erhålla X_s , X_{BH} , X_{BA} och X_P , har en fraktionering enligt Tabell 9 använts (Gernay, 2010).

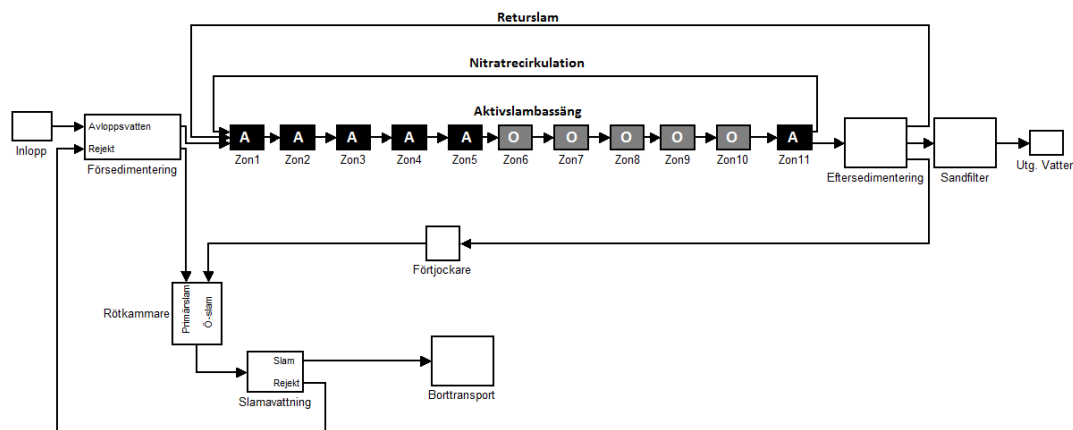
COD-prover tas även innan försedimentering och då kan en grov bild ges av hur mycket COD som avskiljs i försedimenteringen. Veckovis provtagning görs även i försedimenteringen på total-kväve, Kjeldahl-kväve, nitrat och ammonium. Ur detta kan sedan organiskt kväve beräknas. För att erhålla X_{ND} och S_{ND} används samma fraktioner som används av Gernay (2010). Nitratkoncentrationen i inkommande vatten antas vara noll.

Tabell 9 Fraktionering av totalt-COD och totalt-kväve som används vid uppskattning av de olika storlekarna av Gernaey (2010). Vid modellering används Käppalås verkliga inkommande COD-tot och fraktioneras upp enligt nedanstående fraktioner.

Parameter	Storlek/Fraktion	Kommentar
S_I	20	mg COD/l
S_S	70	mg COD/l
X_I	18,2	% av COD-tot
X_S	71,8	% av COD-tot
X_{BH}	10	% av COD-tot
X_{BA}	0	% av COD-tot
X_P	0	% av COD-tot
S_{NO}	0	% av N-tot
S_{ND}	24,7	% av N-tot
X_{ND}	75,3	% av N-tot

5.2.2 Dagens uppställning A1

En linje i Käppalaverkets nya del avbildas i BSM2 med avseende på bassängsvolymer, rötningsvolymer och flödesuttag. Figur 9 är ett utdrag från Simulink och visar hur Käppalaverket är uppställt för att simulera koldioxidavtrycket. Observera att Figur 9 är en schematisk skiss.



Figur 9 Dagens uppställning med fördenitrifikation. Anoxiska zoner är markerat med A och oxiska zoner är markerat med O.

Inkommande avloppsvatten och rejeqvatten från slamavvattningen blandas i försedimenteringen. Försedimenteringens avskiljningsgrad är korrigerad för att överensstämma med Käppalaverket. I modellen simuleras inte filterspolvattnet och dess inverkan.

Efter försedimenteringen leds vattnet in i aktivslambassängen. Här är den totala volymen uppdelad i elva olika stora zoner för att efterlikna ett pluggflöde som ger ett mer realistiskt resultat än om bassängen skulle delas in i färre större zoner. Käppalaverket använder sig av fördenitrifikation och zon 1-5 är anoxisk i sitt grundutförande. Zon 6-10 är oxiska där 6-9 försöker hålla ett syrebövärde på 1,8 mg/l och zon 10 ett syrebövärde på 1,0 mg/l. Zon 11 är en deoxzon, där avluftning sker innan vidare eftersedimentering. Zon 5 har möjlighet att vara oxisk eller anoxisk men är för det mesta anoxisk på Käppala.

I verkligheten passerar vattnet genom 30 sandfilter innan det når recipienten. Filtret tar bort partiklarna som innehåller kväve men detta blir svårt att modellera och antas endast inverka lite på reningen.

Dimensioner

Dimensionerna är satta efter Käppalaverkets driftsinstruktion för en linje i nya verket, Tabell 10. I modellen har dock inblandningszoner försumrats. Dessa är förhållandevis små och påverkar inte reningen nämnvärt.

Tabell 10. Dimensioner för försedimentering, aktivslambassäng och eftersedimenteringen på Käppalaverket, Där zonerna i aktivslambassängen specificeras.

Försedimenteringsbassäng	Volym [m³]	
<i>Volym</i>	860	
Aktiv slambassäng	Volym [m³]	Kommentar
<i>Zon 1</i>	1046	anox
<i>Zon 2</i>	1445	anox
<i>Zon 3</i>	1445	anox
<i>Zon 4</i>	1445	anox
<i>Zon 5</i>	1445	ox/anox
<i>Zon 6</i>	2200	ox
<i>Zon 7</i>	2200	ox
<i>Zon 8</i>	2200	ox
<i>Zon 9</i>	2200	ox
<i>Zon 10</i>	2200	ox
<i>Zon 11</i>	660	deox
<i>Total volym</i>	18486	
Eftersedimenteringsbassäng	enhet	
<i>Total area</i>	1440 m ²	
<i>Medeldjup</i>	10 m	

Flöden

Nitratrecirkulationen är satt till 400 % av inflödet, vilket representerar en teoretisk kväverening på 80 %. Returslamflödet och överskottsslamflödet är konstanta och är satta till värden som var verkliga under respektive kalibreringsperiod. Primärslamflödet är satt till det verkliga medelvärde på Käppala. Överskottsslamuttaget har en enkel styrning som styr mot önskad slamålder. Returslamflödet är satt till ett konstant värde som motsvarar Käppalas verklighet. Rejektvattenflödet blir ett resultat av belastningen på överskottsslamförtjockarna och slamavvattningen.

TS-halter

I modellen förtjockas överskottsslammet till Käppalas TS-halter, 7 %, innan det leds vidare in till röt-kammarna dit också primärslammet leds. I verkligheten är rötningen uppdelad i två röt-kammare där primärslam rötas i den första röt-kammaren och blandas sedan med överskottsslammet i den andra röt-kammaren. Rötningen modeleras som en röt-kammare där

primärslam och överskottsslam blandas i samma röt-kammare. Slammet avvattnas sedan till en TS-halt på 37 % tack vare Kemicondprocessen.

5.2.3 Kalibrering

Målet med modellkalibreringen var att

- Efterlikna simuleringsperiodens reningsgrad
- Efterlikna simuleringsperiodens gas- och slamproduktion
- Efterlikna simuleringsperiodens energiförbrukning

Modellen kalibreras mot verklig data för två olika situationer, ett sommarflöde K1 och ett höstflöde K2. För att kunna nå dessa mål måste indata och de kinetiska samt stökiometriska parametrarna justeras. I vissa fall finns verklig mätdata på de kinetiska parametrarna att kontrollera mot. Dessa är dock stickprov gjorda enstaka gånger och ger inte ett absolut värde men de ger en idé om i vilken storleksordning vissa reaktioner sker.

Kalibreringsdata

För att kontrollera att de biologiska processerna i aktivslambassängen motsvarar den verkliga biologiska reningen ställs modellresultat mot verklig data. Variabler som kontrolleras är slamhalt i biobassängerna, slamålder, kväve- och COD-rening samt energiförbrukning.

Energiförbrukningen delas in i olika grupper och kontrolleras mot verklig data. Vissa energiprocesser är gemensamma för både gamla och nya verket. Detta kan medföra att energiförbrukningen inte stämmer exakt mot verklig förbrukning då gamla och nya verket skiljer sig lite åt i processerna.

Justering av modellparametrar

BSM2 är uppbyggd av stökiometriska och kinetiska parametrar som påverkar varandra. Det skulle ge många kombinationer av parameteruppsättningar för att rena avloppsvattnet. Istället har vikten lagts på att justera de grundläggande faktorerna för att uppnå målen med kalibreringen däribland Yielden, halvmättnadskonstanterna, maximal specifik tillväxthastighet samt hydrolysen av kol.

Utbyte

En yield beräknades för de två kalibreringsperioderna och ur dessa uppskattades ett medelvärde till 0,45 g VSS/g COD ox. Ett COD-innehåll på 1,33 g COD/g VSS har antagits (Lindblom, 2011), vilket ger en heterotrof yield på 0,60 g COD/g COD ox. Denna yield är den totala yilden i systemet. I BSM2 är yilden uppdelad i en heterotrofa yield samt en autotrof yield. I modellen har den autotrofa yilden lämnats inställd per default.

Försedimentering

Försedimenteringarnas avskiljningsgrad uppskattas genom att det finns data på inkommande COD-tot till försedimenteringen samt utgående COD-tot. Avskiljningsgraden i försedimenteringen justeras så att utgående COD-halt överensstämmer med verkligheten. Detta samtidigt som primärslamuttaget och försedimenteringens effektivitet kontrolleras mot verklig gasproduktion.

Slamhalt/Slamålder

För att åstadkomma en realistisk och önskad slamhalt och slamålder har returslam- och överskottsslamflödena justerats något mot verkliga data. Yielden kan också förändras för att justera slamhalten.

Nitrifikation

Nitrifikationshastigheten går att påverka genom att förändra den autotrofa tillväxten av biomassa och genom att förändra dess maximala specifika tillväxthastighet. Nitrifikationen visar upp tillfredställande rening och här ändrades ingen parameter.

Denitrifikation

Denitrifikationshastigheten, R_{nit} , beror inte bara av en parameter. Flera olika uppsättningar av parametrar kan ge samma denitrifikation. I modellen har fokus lagts på att förändra tillväxten av den heterotrofa biomassan, Yield Y_H , samt korrigeringen av denitrifikationshastigheten.

$$R_{nit} = \frac{Y_H - 1}{2.86 Y_H} \hat{\mu} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \eta_g X_H \quad (20)$$

K_S justerar vid vilken koncentration kol blir den begränsande faktorn för denitrifikationen.

Eftersedimentering

Ingen justering krävdes av sedimenteringsmodellen då utgående halter ej visade på slamflykt.

Förtjockare

Förtjockaren är en box som förtjockar slammet innan det leds vidare till röt-kammaren. Önskad TS-halt är indata.

Rötkammare

Rötkammarens önskade temperatur ställs in. För att kontrollera att rötningsprocessen ger gas i paritet med den verkliga produktionen granskas primärslamuttaget och överskottslamuttaget. Ju mer primärslam som tas ut ur systemet desto mer rötgas bildas.

Slamavvattning

Slamavvattningen är en box som förtjockar slammet innan slammet transporteras bort till slamlagret. Önskad TS-halt är indata.

Metanslip och lustgasproduktion

Metanslipen på verket modelleras i modellen efter en mätning som gjorts på Käppala och är satt som ett konstant läckage på 45 kg metan/dag för hela verket. Metanslipen kan även modelleras mot en teoretisk uträkning se kapitel 4.1.3.1. Metanslipen från slam-lagringen modelleras efter empiriska samband se (6).

Lustgasproduktionen för bioblocket modelleras med en empirisk lustgasgenereringshastighet. Lustgasproduktionen från slam-lagringen går inte att jämföra mot verklig data, denna är endast teoretiskt uträknad.

5.2.4 Kalibreringsresultat

Kontroll av rening, luftförbrukning, energiförbrukning, gasproduktion, slamproduktion och metan- och lustgasproduktion gjordes mot verklig data i den mån det fanns att tillgå.

Flöden

Verkliga flöden kontrollerades mot modellflöden. Då de verkliga värdena är medelvärden för simuleringsperioden kan dessa värden avvika något från modellflöden. Tabell 11 redovisar modellflödena mot de verkliga flödena.

Tabell 11 Kontroll av modellerade flöden mot verkliga flöden. Verkliga flöden gäller för en linje. K1 är kalibreringsperioden i juli och K2 är kalibreringsperioden i oktober.

	Verklig K1 [m ³ /d, linje]	Modell K1 [m ³ /d, linje]	Verklig K2 [m ³ /d, linje]	Modell K2 [m ³ /d, linje]
<i>Inkommande flöde</i>	13 386	13 388	28102	23120
<i>Returslamflöde</i>	5 551	5 551	5113	5113
<i>Nitratretur</i>	57 397	57 824	71965	72590
<i>Primärslamuttag</i>	47	48	69	70
<i>Överskottsslamuttag</i>	394	390	321	321
<i>Slamavvattning utgående</i>	4,8	5,6	7,9	6,9
<i>Rejektvattenflöde</i>	73	66	57	85

Slamhalter

Slamhalterna kontrollerades genom att trimma överskottsslamuttaget och returslampumpningen. Dessutom trimmades yelden för att skapa mer biomassa med samma inkommande belastning. Slamhalterna trimmades så att slamhalterna i modellen vid steady state höll verkliga slamhalter. Tabell 12 visar hur de modellerade slamhalterna och slamåldern motsvarar de verkliga värdena

Tabell 12 Den totala slamåldern och slamhalter i biobassängen jämförs och kontrolleras för simuleringsperioden i juli och oktober, K1 respektive K2. Slamhalterna är vss.

	Verklig K1	Modell K1	Verklig K2	Modell K2	Enhet
<i>Slamhalt</i>	1466	1550	1270	1650	mg/l
<i>Slamålder</i>	14,6	14,3	12	10,4	dagar

Rening

Kontroll av den biologiska reningen i modellen jämfört med den verkliga reningen under samma period presenteras i Tabell 13.

Tabell 13 Utgående koncentrationer på COD, N-tot, NH₄, NO₃ och BOD. Verklig data är medelvärden under simuleringsperioden. K1 är perioden i juli och K2 är perioden i oktober. Detektions gränsen för BOD verkliga värden är < 3 mg/l.

	Verklig K1 [mg/l]	Modell K1 [mg/l]	Verklig K2 [mg/l]	Modell K2 [mg/l]
<i>COD</i>	36,6	29	28,7	35,2
<i>NH₄</i>	0,15	0,07	0,15	0,1
<i>NO₃</i>	8,1	8,5	8,4	8,66
<i>N-tot</i>	9,4	9,4	9,66	9,94
<i>BOD</i>	>1	0,8	>1	1,43

Luftförbrukning

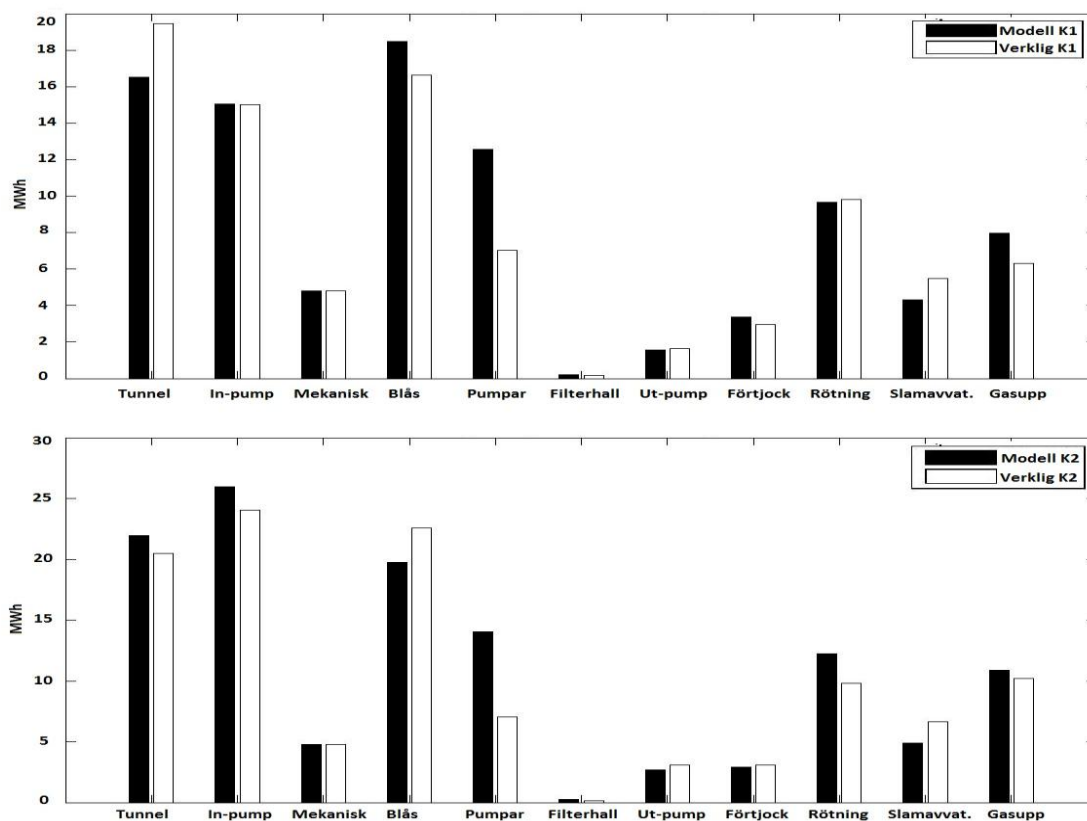
I luftningsmodellen kan parametrarna k_1 , k_2 samt Y i (8) och (10) trimmas för att matcha verklig syreöverföring. Trimningen av parametrarna gjordes utifrån de två kalibreringsperioderna. Båda simuleringsperioder visade på för liten luftförbrukning därför trimmades Y i (8) för att överensstämna med de båda simuleringsperioderna. Tabell 14 redovisar hur luftförbrukningen matchar varandra, verklighet jämfört med modell.

Tabell 14 Luftflöde i den luftade zonen för en linje. Verklighet jämfört med modell. K1 är perioden i juli och K2 är perioden i oktober.

	Verklig K1	Modell K1	Verklig K2	Modell K2	Enhet
Luftflöde	2170	2198	2514	2351	m ³ /h

Energiförbrukning

Energiförbrukningen för respektive reningsprocess togs fram för Käppalaverket. I vissa fall fanns den specifika förbrukningen för en linje i nya verket men i andra fall fanns det inte. Då specificerades förbrukningen genom att den totala energiförbrukningen skalades ned till en linje för den processen. För den mekaniska reningen kunde inte energiförbrukningen korreleras mot någon inkommande parameter varför detta värde är ett medelvärde per dag. Energiförbrukningen för de båda kalibreringsperioderna K1 och K2 illustreras i Figur 10.



Figur 10 Energiförbrukning för respektive reningsprocess under två veckors simulering. Modellresultat jämförs med verklig data för båda simuleringsperioderna, övre bild K1, nedre bild K2.

Gasproduktion

Gasproduktionen styrdes genom att ställa in effektiviteten i försedimenteringen. Mer primärslam gav också mer gasproduktion. Avskiljningen av primärslam var en avvägning av avskild COD och COD till den biologiska reningen. Då COD har en väsentlig roll för denitrifikationen justerades avskiljningen av COD för att både efterlikna reningen och gasproduktionen.

Tabell 15 Verklig fordonsgasproduktion och modellerad metangas från gasuppraderingen.

	Verklig K1	Modell K1	Verklig K2	Modell K2	Enhet
Gasflöde	54,8	40,4	85,4	72,8	m ³ /h

Slamproduktion

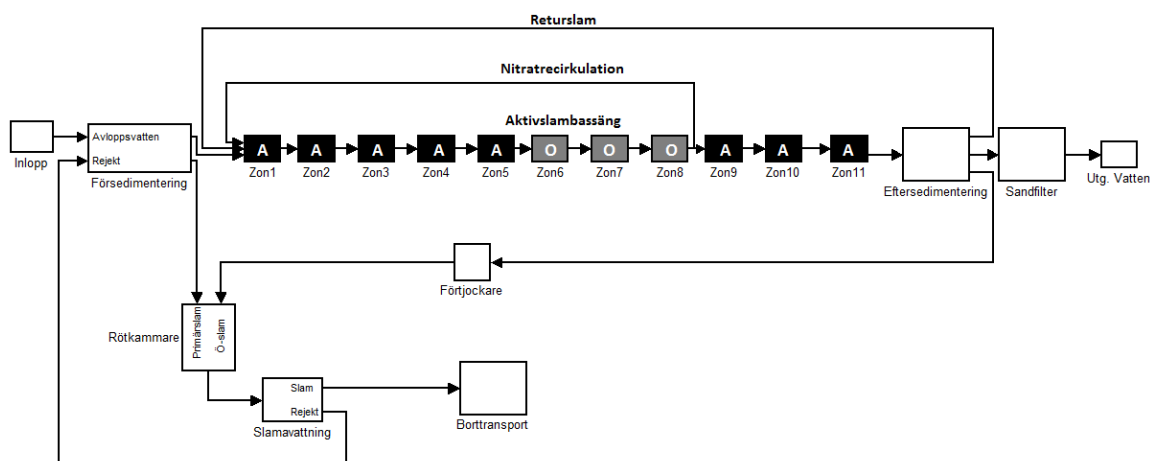
Slamproduktionen var inget som styrdes aktivt utan en parameter som blev ett resultat av aktuella flöden och avvattnings effektivitet. Modellens utgång jämförs med verkligheten i Tabell 16. För att justera slamproduktionen kan yelden justeras.

Tabell 16 Mängden avvattnat slam som transporteras bort för slamlagring, verklighet jämfört med modell.

	Verklig K1	Modell K1	Verklig K2	Modell K2	Enhet
Slamproduktion	4801	5637	10182	6878	kg/d, linje

5.2.5 Framtida processkonfiguration B2

För alla simuleringar utom ”skärpta fosforkrav B2:2” är uppställningen enligt Figur 11. Dagens fördenitrifikation bibehålls. En efterdenitrifikation implementeras på bekostnad av de oxiska zonernas volym. Ett års data, 2011, simuleras med de kalibrerade stökiometriska och kinetiska parametrarna från dagens rening. Flödena för primärslamuttaget, överskottsslamuttaget, returslammet och nitratreturen sattes till verkliga medelvärden över året. Inkommande kväve- och COD-belastning sattes till årsmedelvärdet. Dessa varierades enligt samma utspädningsantagande som innan, kapitel 5.2.1.4. Målsättningen är att klara ett framtida kvävekrav på 5 mg/l och fosforkrav på 0,2 mg/l.



Figur 11 Framtida uppställning för kväverening där en efterdenitrifikation har implementerats på bekostnad av den totala oxiska volymen. Anoxiska zoner är markerat med A och oxiska zoner är markerat med O.

Slamhalter

För att både klara de kommande strängare kraven och den minskade oxiska volymen kommer slamhalterna att behöva hållas högre i aktivslambassängen. Grundestam (2011) föreslår att en slamhalt på 5000 mg/l borde vara tillräcklig för att möta de kommande kraven.

Dimensioner

Vid alla simuleringar utom ”skärpta fosforkrav B2:2” är dimensioneringen enligt Tabell 17. Efterdenitrifikationen, zon 9 och 10, är tvungen att implementeras i befintlig bassängsvolym. Storleken på efterdenitrifikationen är satt till 5000 m³ för att uppnå tillräcklig nitratrening (Grundestam, 2011). Det innebär att den oxiska zonen kommer att krympa.

Eftersedimenteringen kommer i modellen att dimensioneras till att ha en fem gånger större ytbelastning än dagens dimensioner. Detta för att partiklarna ska hinna sedimentera innan det släpps ut i recipienten. På så sätt kommer utgående organiskt material inte att påverka kvävreningen. I verkligheten kommer inte eftersedimenteringen att utökas, istället kommer belastningen att kunna ökas på grund av vakuumentornet, kapitel 3.2.

Tabell 17 Framtida dimensionering med efterdenitrifikation för ökad kväverening.

Aktivslambassäng	Volym [m³]	Kommentar
Zon 1	1046	anox
Zon 2	1445	anox
Zon 3	1445	anox
Zon 4	1445	anox
Zon 5	1445	ox/anox
Zon 6	2200	ox
Zon 7	2200	ox
Zon 8	1600	ox
Zon 9	2500	anox
Zon 10	2500	anox
Zon 11	660	deox
Total volym	18486	

Eftersedimenteringsbassäng	
Total area	7200 m ²
Medeldjup	10 m

Flöden

Framtida interna flöden är satta efter normalvärden på Käppalaverket. Nitratreturen är satt till 400 % av inflödet. Primärslamuttaget är satt till det verkliga flödet 2011. Överskottslamuttaget styrs för att hålla en slamhalt kring 5000 mg/l. Returslamflödet sätts till konstanta värden från 2011.

Simuleringar

För att simulera hur de strängare kraven påverkar koldioxidavtrycket gjordes fem simuleringar med olika attribut. Tabell 18 sammanfattar simuleringarnas uppställning. X betyder att denna process tillämpas. De delar som utvärderas är efterdenitrifikationens (EDN), förfällningens, hydrolysens och flödesbelastningens betydelse.

Då testkörningar uppvisade en hydrolys vid implementering av efterdenitrifikation, på grund av det frigjorda substratet till denitrifikationen, simulerades två fall. En simulering med hydrolys och en utan hydrolys i zon 9-11.

Tabell 18 Sammanställning över hur uppställningen för de olika simuleringarna ställdes upp. Markering X betyder att denna process tillämpas. EDN = efterdenitrifikation.

Simulering	EDN	Förfällning	Hydrolys zon 9-11	Ökad belastning	Uppställning
B2:1	X		X		Tabell 17 & Figur 11
B2:2	X				Tabell 17 & Figur 11
B2:3		X			Tabell 10 & Figur 9
B2:4	X	X			Tabell 17 & Figur 11
B2:5	X	X		X	Tabell 17 & Figur 11

Skärpta kvävekrav med hydrolys B2:1

Simulering B2:1 simuleras endast med skärpta kvävekrav och med hydrolys i zon 9-11. Uppställningen är enligt Figur 11 och dimensioneringen är enligt Tabell 17.

Skärpta kvävekrav utan hydrolys B2:2

Simulering B2:2 simuleras endast med skärpta kvävekrav och utan hydrolys i zon 9-11. Det innebär att död biomassa inte står till förfogande som substrat och extern kolkälla troligen måste tillsättas. Uppställningen är enligt Figur 11 och dimensioneringen är enligt Tabell 17. Dessutom tillsätts externt kol i zon 9 och 10.

Skärpta fosforkrav B2:3

Körning B2:3 simuleras endast med skärpta fosforkrav. Vilket innebär i modellen att avskiljningen i försedimenteringen ökas med 10 % från dagens avskiljning. Detta simulerar den effekt som förfällning skulle ha för slammet. Fosforavskiljningen antas vara tillräcklig med förfällning. Uppställningen är enligt Figur 9 och dimensioneringen är enligt Tabell 10.

Skärpta fosfor- och kvävekrav B2:4

Simulering B2:4 simuleras med både skärpta fosfor- och kvävekrav. Ökad avskiljning i försedimenteringen och efterdenitrifikation är implementerad. Dessutom antas ingen hydrolys i zon 9-11 och därför tillsätts externt kol för att uppnå tillräcklig rening. Uppställningen är enligt Figur 11 och dimensioneringen är enligt Tabell 17.

Ökad belastning + Skärpta fosfor- och kvävekrav B2:5

Simulering B2:5 simuleras med både skärpta fosfor- och kvävekrav samt en ökad belastning till 700 000 pe. Ökad avskiljning i försedimenteringen och efterdenitrifikation implementerad. Dessutom skalas flödet upp med 1,6 gånger för att simulera den nya belastningen och ingen hydrolys antas i zon 9-11. Därför tillsätts också externt kol för att uppnå tillräcklig rening. Uppställningen är enligt Figur 11 och dimensioneringen är enligt Tabell 17.

5.2.6 Modellvalidering

Hela 2011 års flödesdata och energianvändning användes som modellvalidering. Den inkommande belastningen, kväve och COD, sattes till ett årsmedelvärde som varierade med flödet enligt utspädningsantagandet. Målet är att reningen och energiförbrukningen inte skiljer sig för mycket mot verklig situation.

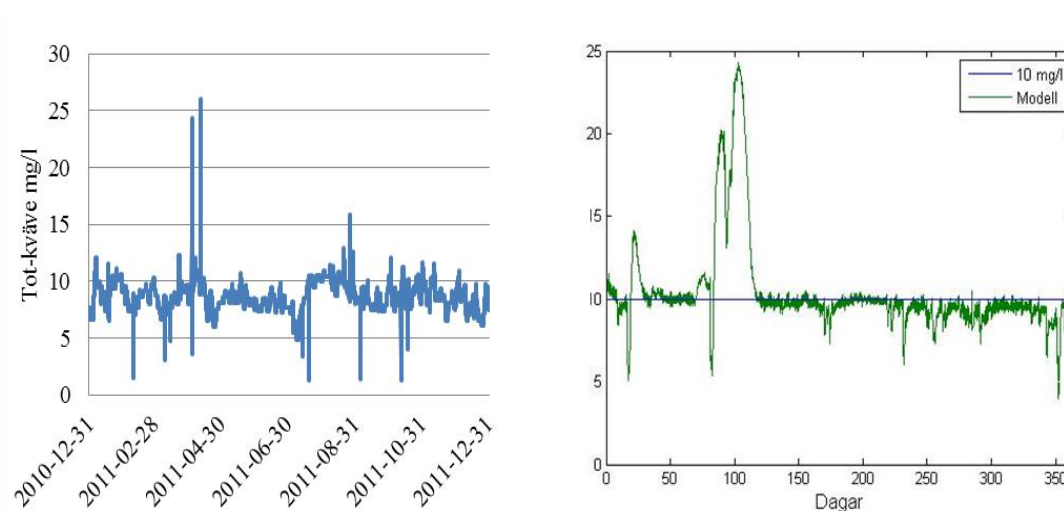
A1 Simulering med dagens reningsprocess och krav

Resultatet från simuleringen A1 kommer att användas som referens då jämförelse görs. Tabell 19 visar utgående halter till recipienten. Utgående värden är ett årsmedelvärde och inkluderar då även de flödestoppar som kan medföra att organiskt material försvinner ut från eftersedimenteringen.

Tabell 19 Utgående halter för simulering A1 samt ett samlat koldioxidavtryck för en linje. Koldioxidavtrycket för el är modellerad för en linje. N-tot är utgående total-kväve, tot-FP är det totala koldioxidavtrycket.

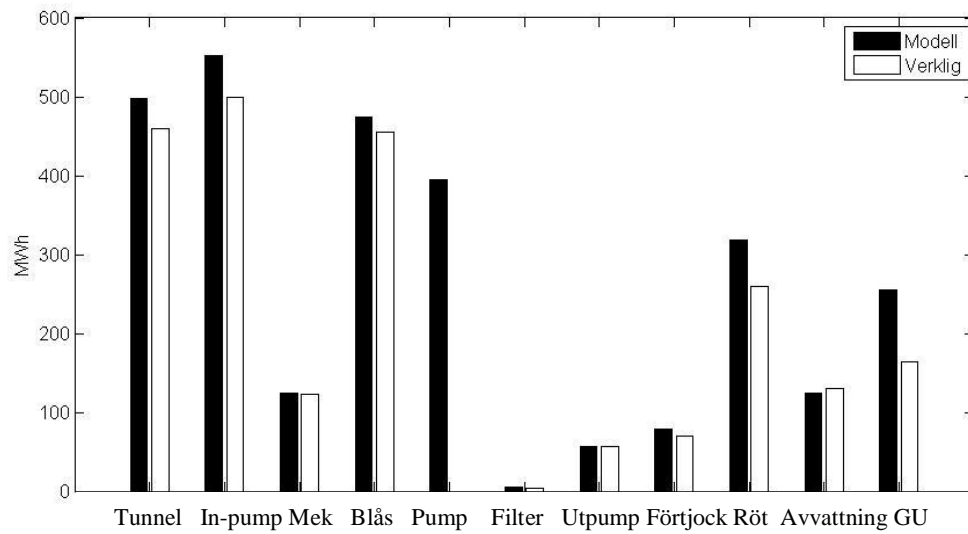
	A1	Verklig	Enhet
<i>N-tot</i>	10,5	8,8	mg/l
<i>NH₄</i>	1,6	1,4	mg/l
<i>NO₃</i>	6,8	6,7	mg/l
<i>Tot-FP</i>	14,4	16,2	kg CO ₂ /pe, år
<i>FP el</i>	300,7	280,7	ton CO ₂

Den verkliga reningen illustreras i den vänstra grafen i Figur 12 och den modellerade reningen för 2011 illustreras i den högra grafen. Utgående total-kvävehalter i den modellerade reningen ligger något över den verkliga utgående total-kvävehalten. Reningen i modellen anses god nog för att undersöka det huvudsakliga syftet, koldioxidavtrycket.



Figur 12 Observerade utgående kvävehalter (vänstra grafen) och modellerade utgående kvävehalter (högra grafen), för år 2011.

Figur 13 visar elförbrukningen 2011 för modellen, svart stapel, jämfört med verklig data för 2011, vit stapel. Den modellerade elförbrukningen anses stämma väl överens den verkliga elförbrukningen 2011. Pumpförbrukningen har endast en modellerad förbrukning då inte energidata för alla pumpar fanns. Troligtvis är denna förbrukning överskattad, då pumparnas energiförbrukning inte står i paritet med luftförbrukningen, se kapitel 4.1.3.



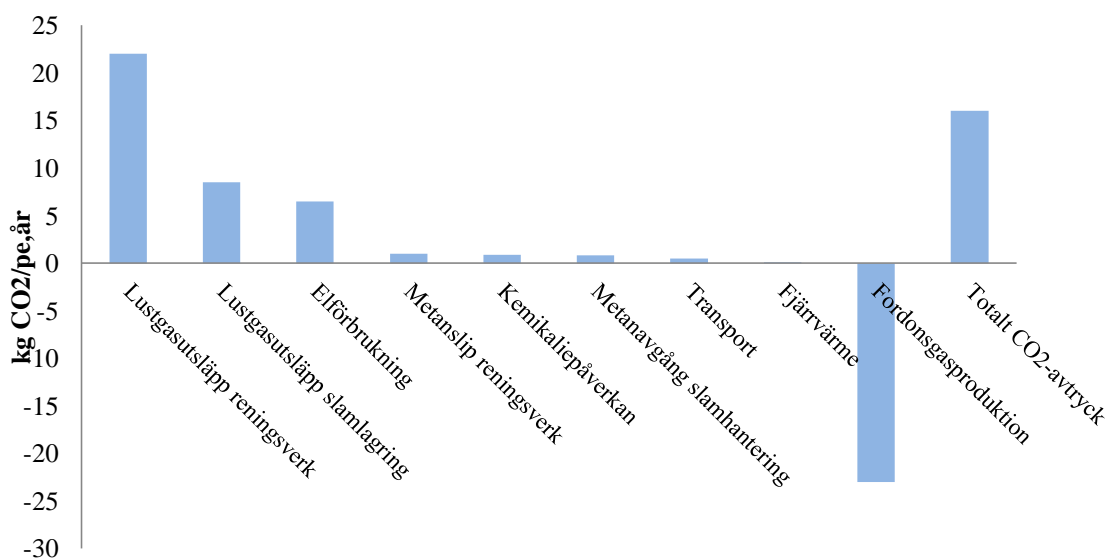
Figur 13 Jämförelse av elförbrukning mellan modell och verklig data för alla processer i systemanalysen för år 2011.

6 RESULTAT AV BERÄKNAT SAMT FRAMTIDA MODELLERAD KOLDIOXIDAVTRYCK

Modelleringens fullständiga resultatdata presenteras i Bilaga A. Nedan presenteras det huvudsakliga resultatet, koldioxidavtrycket på Käppalaverket med dagens processlösning och med framtidens processlösning för framtida reningskrav.

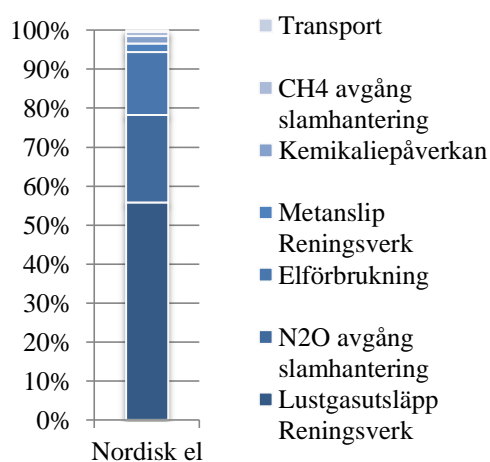
6.1 SAMMANSTÄLLNING 2011 KÄPPALA

Käppalas reningsprocesser är mycket väldokumenterad och det innebär att data för energiförbrukning, kemikalieförbrukning, slamproduktion och gasproduktion lätt kan hämtas och utvärderas. Figur 14 illustrerar Käppalas samlade koldioxidavtryck 2011 sorterade i storleksordning. Fjärrvärme ger ett negativt koldioxidavtryck som uppstår då Fortum använder varmt vatten från Käppala till fjärrvärmeproduktion, se Bilaga E.



Figur 14 Verklig sammanställning över alla processer som leder till ett klimatavtryck. Här är klimatavtrycket från respektive process sorterad i storleksordning, från störst till minst samt med en avslutande sammanställning.

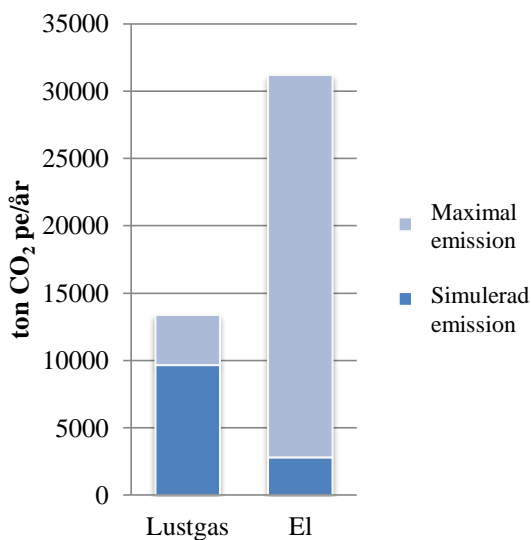
Energiavtrycket är i både figur 14 och 15 beräknade med nordisk elmix. Endast det positiva avtrycket har tagits med i Figur 15. De tre största faktorerna till det positiva koldioxidavtrycket är lustgasemissionen dels från slamlagringen och dels från reningen i aktiv slambassängen. Dessa står för närmare 80 % av det totala avtrycket. Det tredje största utsläppet är energiförbrukningen som står för närmare 15 %. Resterande del definieras av transport, kemikalier och metanemissioner från slamlagringen och reningen.



Figur 15 Det relativa positiva koldioxidavtrycket för Käppalaverket 2011.

6.1.1 Känslighetsanalys

Figur 16 visar känsligheten hos de två största källorna till ett positivt koldioxidavtryck. Lustgasproduktionen i aktivslambassängen har observerats variera mellan 0-2,4 % per reducerad kväve. Detta ger en stor osäkerhet i lustgasens betydelse. Beräkningarna av koldioxidavtrycket har också hög känslighet beroende på vilken elmix som används. Miljöelmixen visar på nästintill obefintligt koldioxidavtryck medan marginalemix, som används i Europa, ger ett nästan två gånger så stort avtryck som lustgasemissionen. Den simulerade emissionen är beräknad med nordisk elmix.



Figur 16 De två största bidragen till ett positivt koldioxidavtryck presenteras med dess extremer beroende på vilken beräkningsmetod som väljs. Storleken på koldioxidavtrycket från energiförbrukningen beror på vilken typ av elmix som används, marginalemix (ljusblå) eller nordisk elmix (mörkblå). Storleken på koldioxidavtrycket från lustgasemissionen beror på vilken lustgas emissionsfaktor som används, 2,4 % (ljusblå) 1,7 % (mörkblå).

Lustgasmätningarna under hösten 2012 visade att lustgasbildningen var 1,7 % av reducerat kväve. Den maximala lustgasproduktionen, som visats i rapporter, visar på värden vid 2,4 %. Figur 16 visar hur avtrycket skulle förändras genom att ändra lustgasgenereringsfaktorn.

6.2 MODELLERING AV KOLDIOXIDAVTRYCKET

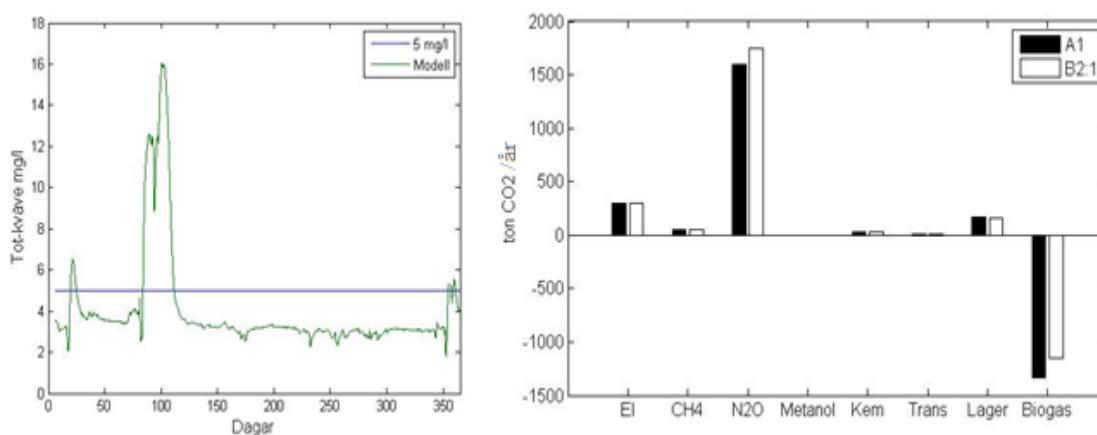
6.2.1 B2:1 Simulering med efterdenitrifikation med hydrolyys

Det visade sig att den implementerade efterdenitrifikationen med hydrolyys av svårnedbrytbart kol och de förhöjda slamhalterna var tillräckliga åtgärder för att klara de hårdare reningskraven. Beroende på hur kraven formuleras klarar efterdenitrifikationen de nya strängare kraven utan tillsats av extern kolkälla, se Tabell 20 och Figur 17. Reningen är utgående årsmedelhalter. I princip renas all nitrat men istället ges en högre ammoniumhalt som ett resultat av hydrolysen.

Tabell 20 Utgående halter för simulering B2:1 med implementerad efterdenitrifikation med hydrolyys samt ett samlat koldioxidavtryck för alla 11 linjer i verket, toala koldioxidavtrycket (Tot-FP).

	A1	B2:1	Enhet
<i>N-tot</i>	10,5	4,3	mg/l
<i>NH₄</i>	1,6	2,8	mg/l
<i>NO₃</i>	6,8	0,0	mg/l
<i>Tot-FP</i>	14,4	19,5	kg CO ₂ /pe, år
<i>FP el</i>	300,7	295,7	ton CO ₂

Figur 17 illustrerar hur utgående total-kväve varierar under året. Kvävetopparna uppstår av högflöden som drar med sig en större andel organiskt material från eftersedimenteringen. Den högra bilden i Figur 17 visar hur koldioxidavtrycket förändras från dagens rening.



Figur 17 Simulerad utgående tot-N (vänster bild). Jämförelse mellan simulering A1 och B2:1 hur koldioxidavtrycket förändras för olika processer (höger bild).

Det totala koldioxidavtrycket kommer att bli större med en implementerad efterdenitrifikation. Detta på grund av den ökade lustgasavgången i den biologiska reningen och den minskade biogasproduktionen. Övriga bidrag till koldioxidavtrycket är i det närmaste oförändrade.

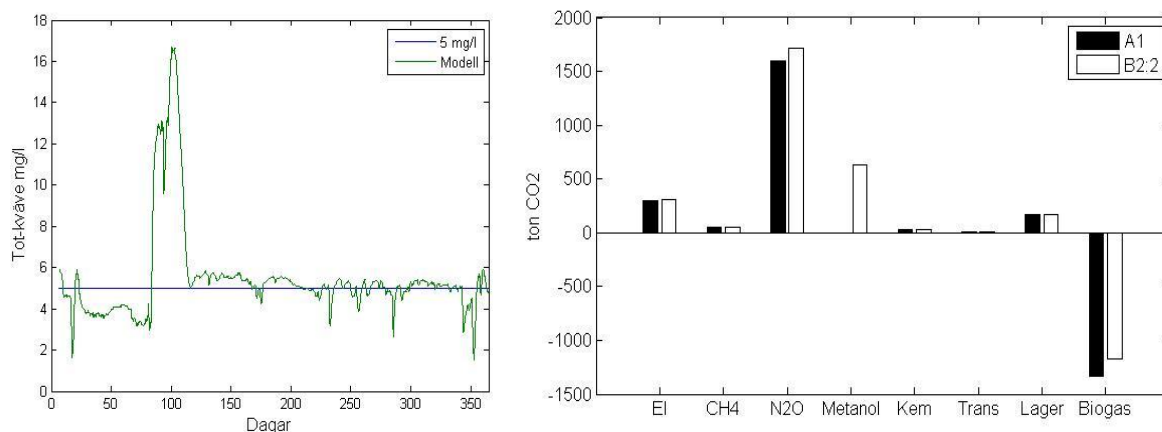
6.2.2 B2:2 Simulering med efterdenitrifikation utan hydrolyys

Simuleringen med implementerad efterdenitrifikation men utan hydrolyys i zon 9-11 jämförs med simulering A1. Utgående total-kväve når ej upp till framtidens kvävekrav, Tabell 21. Utgående nitrat skulle kunna minska genom att tillsätta mer extern kolkälla. Figur 18 visar att flödestopparna fortfarande kommer att skapa problem för reningen och detta höjer den totala utgående kvävehalten.

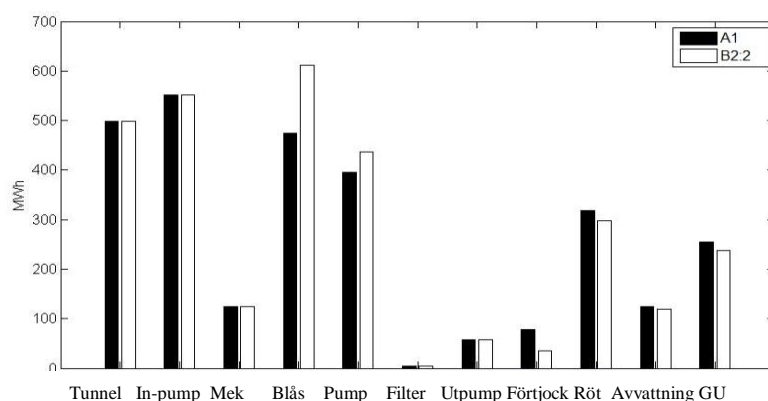
Tabell 21 Utgående halter för simulering B2:2 med implementerad efterdenitrifikation utan hydrolyys samt ett samlat koldioxidavtryck för alla 11 linjer i verket, Tot-FP.

	A1	B2:2	Enhet
<i>N-tot</i>	10,5	5,6	mg/l
<i>NH₄</i>	1,6	0,3	mg/l
<i>NO₃</i>	6,8	3,6	mg/l
<i>Tot-FP</i>	14,4	29,9	kg CO ₂ /pe, år
<i>FP el</i>	300,7	309,0	ton CO ₂

Koldioxidavtrycket kommer att öka till ett nästan dubbelt så stort avtryck som A1. Här är det framförallt doseringen av externt kol som kommer att bidra till det större avtrycket. Även som innan med simulering B2:1 kommer lustgasproduktionen i biosteget att öka och biogasproduktionen att minska.



Figur 18 Simulerad utgående tot-N (vänster bild). Jämförelse mellan simulering A1 och B2:2 hur koldioxidavtrycket förändras för olika processer (höger bild).



Figur 19 Energiförbrukningen för de olika processerna där svart är simulering A1 och vit är simulering B2:2.

Avtrycket från elanvändningen kommer att öka. Det är framförallt blåsmaskinerna i den biologiska reningen som står för ökningen, se Figur 19.

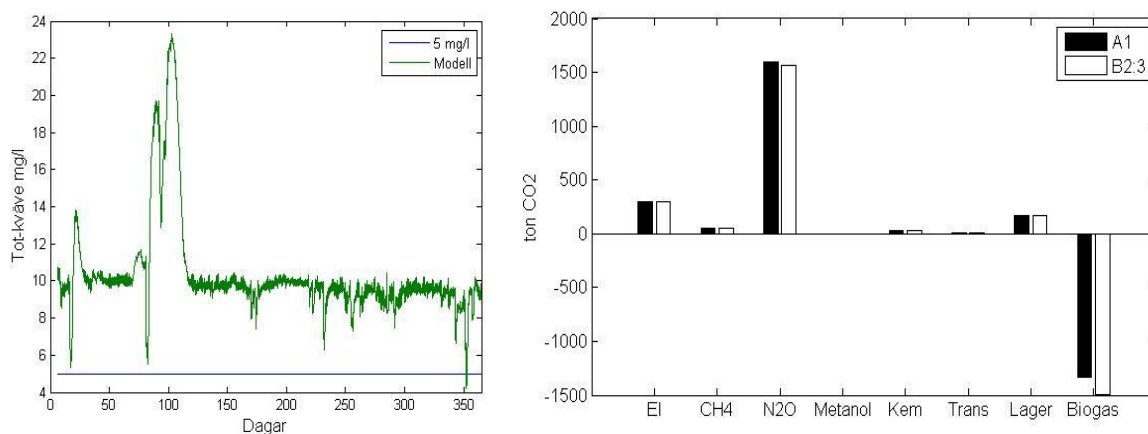
6.2.3 B2:3 Simulering med förfällning

Simuleringen med endast fosforkrav och därmed förfällning visade ingen förändring i kvävereningen, Tabell 22. I stort sett är allt oförändrat förutom en positiv aspekt. Med förfällning erhöles en större biogasproduktion som bidrog till ett mindre koldioxidavtryck.

Tabell 22 Utgående halter för simulering B2:3 samt ett samlat koldioxidavtryck för alla 11 linjer i verket, Tot-FP.

	A1	B2:3	Enhet
<i>N-tot</i>	10,5	10,5	mg/l
<i>NH₄</i>	1,6	1,5	mg/l
<i>NO₃</i>	6,8	6,9	mg/l
<i>Tot-FP</i>	14,4	10,8	kg CO ₂ /pe, år
<i>FP el</i>	300,7	299,0	ton CO ₂

Syftet med att införa förfällning var ej att erhålla bättre kväverening varför utgående kvävehalter ligger kring 10 mg/l. Det totala fotavtrycket minskar med knappt 33 % med förfällning som processlösning. Övriga bidrag till avtrycket ligger i det närmaste oförändrade, se Figur 20.



Figur 20 Simulerad utgående tot-N (vänster bild). Jämförelse mellan simulering A1 och B2:1 hur koldioxidavtrycket förändras för olika processer (höger bild).

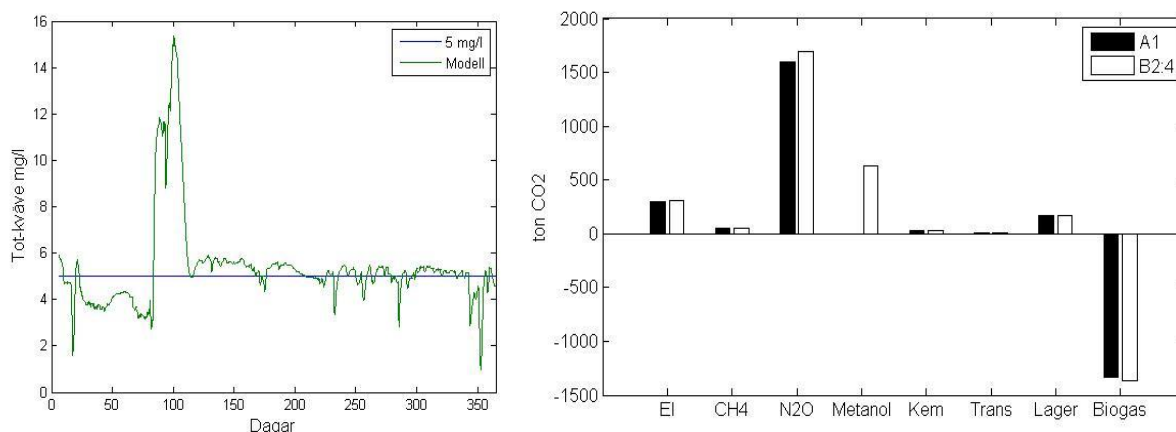
6.2.4 B2:4 Simulering med efterdenitrifikation och förfällning

Kombination av både förfällning och efterdenitrifikation visade en tillfredställande rening, Tabell 23. Det totala avtrycket kommer att öka till närmare det dubbla.

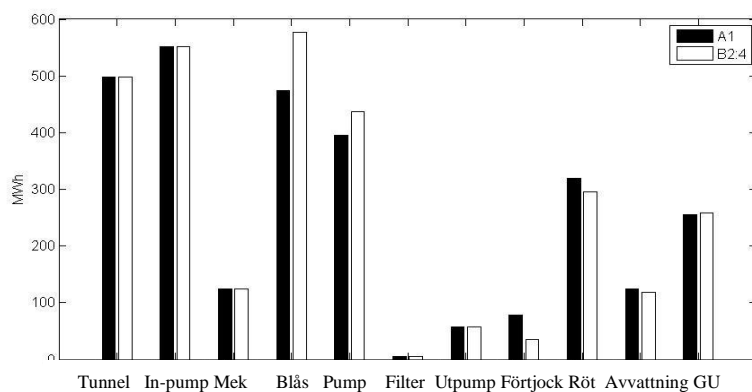
Tabell 23 Utgående halter för simulering B2:4 med strängare reningskrav samt ett samlat koldioxidavtryck för alla 11 linjer i verket, Tot-FP.

	A1	B2:4	Enhet
<i>N-tot</i>	10,5	5,4	mg/l
<i>NH₄</i>	1,6	0,1	mg/l
<i>NO₃</i>	6,8	3,8	mg/l
<i>Tot-FP</i>	14,4	26,3	kg CO ₂ /pe, år
<i>FP el</i>	300,7	307,4	ton CO ₂

Orsaken till det ökade koldioxidavtrycket hittas framförallt i den ökade lustgasemissionen och den tillsatta externa kolkällan, Figur 21.



Figur 21 Simulerad utgående tot-N (vänster bild). Jämförelse mellan simulering A1 och B2:4 hur koldioxidavtrycket förändras för olika processer (höger bild).



Figur 22 Energiförbrukningen för de olika energidelarna där svart är simulering A1 och vit är simulering B2:4.

De elprocesser som kommer att förändras är framförallt inom det biologiska steget med blåsmaskinerna och pumparna, se Figur 22.

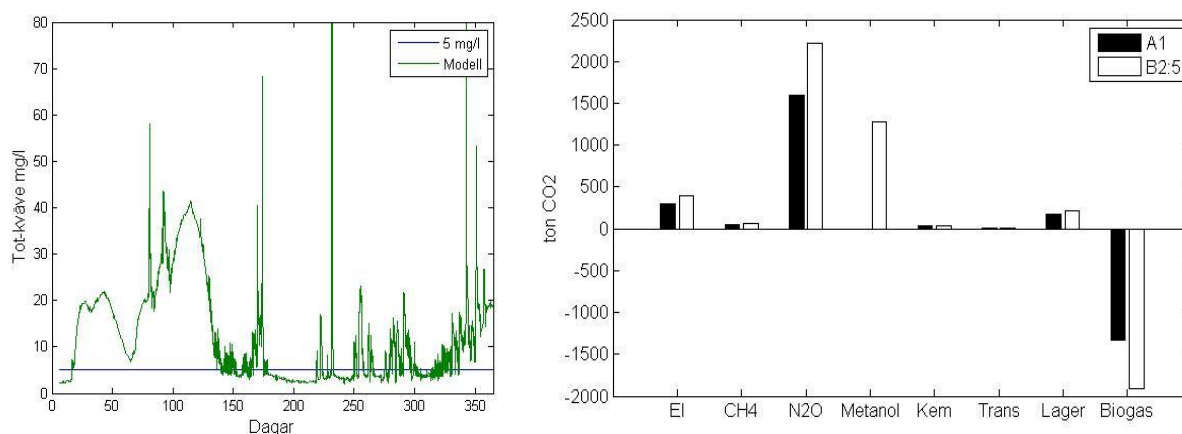
6.2.5 B2:5 Simulering med efterdenitrifikation, förfällning och ökad belastning

Framtidens processlösning klarar inte av en ökad belastning med avseende på reningskrav, Tabell 24. Vid höglöden upphör kvävereningen men kan under stabila flödesförhållanden visa på rening ner till 5 mg/l för N-tot, se Figur 23.

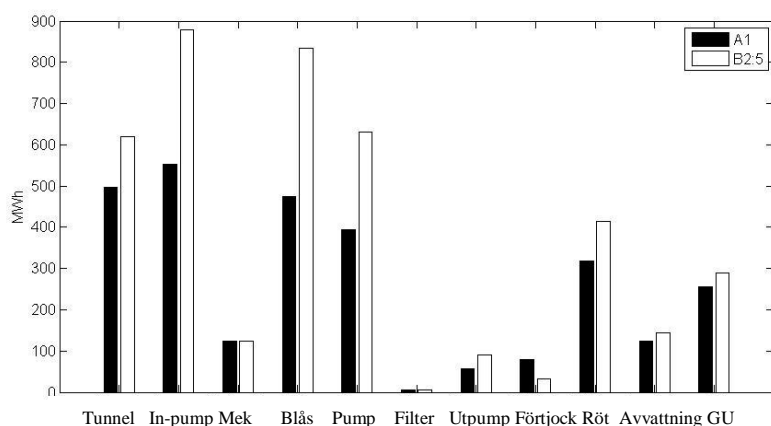
Tabell 24 Utgående halter för simulering B2:5 med strängare reningskrav och ökad belastning samt ett samlat koldioxidavtryck för alla 11 linjer i verket, Tot-FP.

	A1	B2:5	Enhet
<i>N-tot</i>	10,5	14,4	mg/l
<i>NH₄</i>	1,6	5,9	mg/l
<i>NO₃</i>	6,8	1,5	mg/l
<i>Tot-FP</i>	14,4	39,3	kg CO ₂ /pe, år
<i>FP el</i>	300,7	396,0	ton CO ₂

Ett tre gånger så stort koldioxidavtryck kan förväntas med en ökad belastning, tabell 24. Alla processer som bidrar till ett klimatavtryck kommer att påverkas och framförallt är det den externa kolkällan som ger ett stort avtryck, se Figur 23. Alla elprocesser kommer att påverkas och då framförallt de flödeskorrelerade processerna, se Figur 24.



Figur 23 Simulerad utgående tot-N (vänster bild). Jämförelse mellan simulering A1 och B2:5 hur koldioxidavtrycket förändras för olika processer (höger bild).



Figur 24 Energiförbrukningen för de olika energidelarna där svart är simulering A1 och vit är simulering B2:4.

7 DISKUSSION

7.1 MODELLERINGEN

Modelleringen och simuleringen av Käppalaverkets koldioxidavtryck innefattar flera avgränsningar och förenklingar som alla bidrar till osäkerheter i modellen.

7.1.1 Indata

Indatafilen kräver 17 variabelvärden samplade var 15:e minut. All data som behövdes fanns inte att tillgå och därför uppskattades dessa med samma fraktionering som används i BSM2. I brist på underlag bedöms detta vara en rimlig ansats. Det är viktigt att indatafilen beskriver Käppalas belastning och förutsättningar för vidare kalibrering. Till exempel beror mängden substrat som finns tillgängligt för denitrifikationen på hur mycket inert och biotillgängligt material som total-COD innehåller. Detta påverkar denitrifikationshastigheten och hur stor luftförbrukningen blir.

7.1.2 Osäkerheter och felkällor

Kalibreringen av modellen görs på en lågupplöst och uppskattad indatafil. Reaktionskinetiken i modellen trimmas efter dessa indata och ligger till grund för hela resultatsimuleringen. Simulering A1, som är en simulering för 2011, visar dock upp tillfredställande resultat och det kan anses att modellen relativt väl överens med verkligheten. Vid simuleringar av framtiden finns ingen referensdata för att validera simuleringarna. Koldioxidavtrycket bygger på alla beräkningsantaganden. Vad som egentligen händer med de biologiska processerna vid lustgasbildning säger inte modellen. Den tar heller inte hänsyn till vad förfällningen betyder för rötningen jämfört med simultanfällning eller vad hjälpare och hämmande ämnen gör för röttningsprocessen.

Elförbrukningen och dess korrelation mot inkommande parametrar är relativt välbeskriven och säker. En mätare som dock inte är helt tillförlitlig på Käppala är gasflödesmätaren vilket gör den energiekvationen till en osäkerhetsfaktor. En annan svårbeskriven process är lustgasbildningen. Därför gjordes nya mätningar under hösten 2012 som används till nyckeltal för lustgasbildning. Dessa mätningar visar på en lustgasbildning på en högre nivå än vad tidigare mätningar visat, 1,7 % per reducerad kväve. Westlings (2011) sammanställning av lustgasemissionen från aktivslambassängen visar att lustgasbildningen är komplex och kan variera mellan 0 och 2,4 % per reducerad kväve.

I detta examensarbete används endast ett schablonvärde för producerad lustgas. I ett större forskningsprojekt SANITAS implementerar Arnell (2011) en allmän beskrivning av lustgasproduktion korrelerat till ammonium och nitrit, (Mampeay m.fl., 2011).

7.1.3 Hydrolys eller inte

Modellen visade upp en överdriven hydrolys av biomassa. Det innebar att substrat blev tillgängligt för vidare denitrifikation i den implementerade efterdenitrifikationen. Nitratreningen var så pass stor att ingen extern kolkälla skulle behövas för att rena nitratet. Denna rening ansågs orimlig då så stora mängder substrat erfarenhetsmässigt inte borde vara tillgängligt (Thunberg, 2012). Idag renas näst intill inget kväve i eftersedimenteringen som skulle kunna liknas med en efterdenitrifikation. Detta gav tillräcklig anledning att utföra en simulering, B2:1, med hydrolys och en, B2:2, utan hydrolys i zon 9-11. Sanningen borde ligga någonstans mellan dessa extremer.

Hydrolys av biomassa till lättillgängligt substrat utnyttjas dock i vissa processkonfigurationer (Harvey, 1968). Idag finns det verk som använder sig av en processlösning, Bardenpho, vid

kväve- och fosforrening. Kortfattat är det en process som har den klassiska fördenitrifikationen följt av en oxisk och en anoxisk zon. Dessa verk doserar ingen extern kolkälla och kan visa reningsresultat ner till 3 mg/l N-tot (US EPA, 2007). Att utesluta hydrolysen av biomassa i efterdenitrifikationen grundar sig i att ingen kväverening sker i eftersedimenteringen, som kan liknas vid en anoxisk volym och efterdenitrifikationszon.

7.1.4 Känslighetsanalys

Elförbrukningen och lustgasemissionen är de faktorer som ger det största koldioxidavtrycket. Figur 15 visar inom vilket spann dessa kan variera beroende på hur dessa beräknas. Lustgasemissionen från en linje på Käppalaverket är 1,7 % av mängden reducerad kväve. Litteraturvärden anger en lustgasbildning på 0 - 2,4 % (Westling, 2011) och detta har stor betydelse för det totala klimatavtrycket, se Figur 16. Lustgasbildning har ingen entydig faktor som driver på bildningen utan påverkas av flera faktorer som stör kvävreningsprocessen.

Svenskproducerad el är i det närmaste helt klimatneutral. Sverige importerar dock el från övriga Europa och det medför att svensk el ändå ger ett koldioxidavtryck. Figur 16 visar när marginalet används vid beräkningarna. Marginalet är den el som Europa använder vid beräkningar. I simuleringarna gav inte elen någon nämnvärd förändring av strängare reningskrav. Skulle dock en annan elmix, som marginalet, användas skulle det ge en större påverkan, Figur 16.

7.2 KOLDIOXIDAVTRYCK

Den framtida processlösningen för de nya skärpta reningskraven kommer att bidra till ett ökat koldioxidavtryck. Bidraget kommer från en ökad lustgasbildning och en ökad metanoltillsats. Förutom det ökade koldioxidavtrycket kommer kvävereningen bli känsligare vid högflöden eftersom högre slamhalter kommer att hållas i aktivslambassängerna och belasta eftersedimenteringarna hårdare.

7.2.1 Utformning av de strängare kraven

Hur de strängare reningskraven formuleras kommer att ha stor betydelse för koldioxidavtrycket och känsligheten för processtörningar. Alla simuleringar har svårt att uppnå tillfredställande rening vid högflöden. Troligtvis upphör kvävereningen på grund av den korta uppehållstiden samtidigt som partikulärt material försvinner ut i utgående vatten dessutom kan den låga temperaturen hämma nitrifikationen. Detta får som följd att vårfloden kommer att vara ett problem för kvävereningen. Sett som ett årsmedelvärde är det troligtvis inga problem att klara kvävehalter ner mot 5 mg/l. Om kraven däremot utformas som kvartals- eller månadsmedel blir det helt andra förutsättningar. Då krävs det troligtvis, från reningsverkens sida, att en större marginal hålls till de framtida kraven för högflöden.

2012 var ett år med stora mängder nederbörd. För många reningsverk i Stockholmsregionen innebar det svårigheter att klara reningskraven. Vid strängare krav krävs det att större säkerhetsmarginal uppställs för att kunna möta eventuella högflöden. De nya kraven bör utvärderas noggrant med avvägningar mellan reningseffekt, växthusgaser, ekonomi och möjlighet att upprätthålla reningskraven. Detta examensarbete pekar på att koldioxidavtrycket kommer att öka med den nya processlösningen. Arnell (2011) deltar i ett större forskningsprojekt som handlar om just avvägning mellan reningskrav, växthusgaser och ekonomi. Arnell (2011) pekar också på att en ökad rening kommer att innebära ett ökat koldioxidavtryck som inte är ekonomiskt försvarbar.

7.2.2 Simuleringsresultat

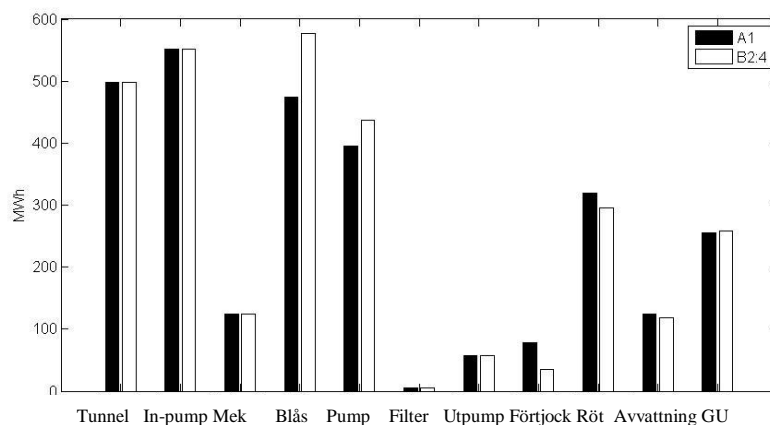
Simuleringen A1 användes som referensvärde till alla simuleringar för att se hur de strängare kraven kommer att förändra koldioxidavtrycket. Denna simulering visar tillfredställande kväverening men ligger ändå något högre mot verkliga värden. I verkligheten filtreras utgående vatten och kan därmed avlägsna partikulärt kväve i filtrena. Simuleringen B2:1 och B2:2 visade inom vilket span som fotavtrycket från efterdenitrifikationen kommer att ligga mellan. Från diskussion 7.1.3 tillämpades simuleringen utan hydrolys i zon 9-11. Detta därför att dagens eftersedimentering inte påvisar någon fortsatt rening av kväve. Simulering B2:2 anses mer realistisk för Käppalaverket, men hydrolys kan givetvis ske och det finns verk som använder hydrolysen i Bardenpho (Harvey, 1968).

Gemensamt för både B2:1 och B2:2 är att koldioxidavtrycket ökade. Framförallt beror detta på den ökade lustgasemissionen från biosteget och den minskade gasproduktionen. Den ökade lustgasemissionen beror på en ökad kvävereduktion i biosteget, se kapitel 5.1.4. Den minskade gasproduktionen tycks bero på ett minskat överskottslamuttag. Flödet är mindre för att hålla de högre slamhalterna i modellen. Detta borde dock endast vara en tillfällig förändring som sedan borde återgå till samma slamuttag som i A1. BSM2 hanterar inte detta och gör möjligtvis en för liten uppskattning av slamuttaget vilket leder till en minskad gasproduktion. Rent logiskt borde en ökad kväverening leda till en större slamproduktion på grund av yelden eller tillväxten. Med en ökad slamproduktion borde slammängden som avlägsnas också vara större än i A1. Detta har varit en olöst fråga som uppstod i slutet av arbetet. Den ökade biogasproduktionen i B2:3, på grund av förfällningen, och den minskade biogasproduktionen i B2:2, på grund av minskat slamuttag, ger att den totala biogasproduktionen med både förfällning och efterdenitrifikation förblir i det närmaste oförändrad.

Simuleringen B2:3 visar hur klimatavtrycket skulle påverkas av en ökad avskiljningsgrad i försedimenteringen. Det ökade primärslamflödet bidrar till en större gasproduktion än i A1. Övriga avtrycksprocesser förblir i det närmaste oförändrade. Även kvävereningen förblir oförändrad från simulering A1. Detta kan tyckas märkligt men förklaras med att inkomande substrat ändå är tillräcklig för denitrifikationen.

Förlusten från den minskade biogasproduktionen och den ökande lustgasemissionen i B2:2 tar ut vinsten från den ökande biogasproduktionen i B2:3 vid kombination av både förfällning och efterdenitrifikation. I simulering B2:4 syns en tydlig ökning i koldioxidavtrycket.

Detta beror, förutom ovanstående orsaker, på den tillsatta externa kolkällan. Förutom avtrycket som själva produktionen av kemikalien har kommit att bidra till en ökad luftförbrukning och därmed en ökad total elförbrukning, se Figur 25.



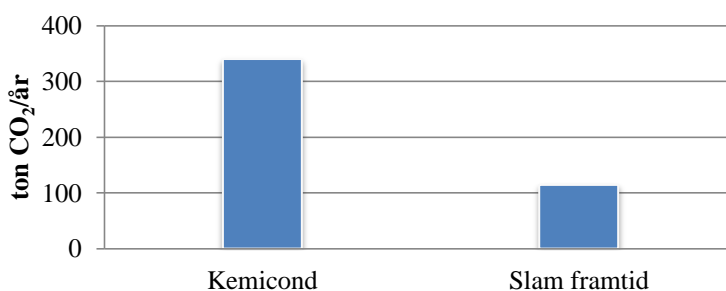
Figur 25 Översikt över de elprocesser som förändras vid strängare reningskrav, B2:4.

Simuleringen med ökad belastning och strängare reningskrav, B2:5, är ytterst känslig för högflöden. Vid normalflöden fungerar reningen bra och den kan då rena ned till uppsatta krav men reningen är inte robust för högflöden. En ökad belastning kommer påverka de flesta elprocesser då de flesta är flödeskorrelerade. En ökad kväverening, med avseende på mängden kväve, kommer också att öka lustgasemissionen. Eftersom reningen inte går att tillfredsställa är det svårt att säga hur det totala avtrycket skulle förändras mot dagens rening. En trolig ökning av koldioxidavtrycket är nog att förvänta.

För alla simuleringar är det lustgasemissionen och biogasproduktionen som har haft störst betydelse för koldioxidavtrycket. Elförbrukningen kan ha en större eller mindre påverkan beroende på vilken elmix som används i elavtrycket, se kapitel 5.1.2. Elförbrukningen är intressant inte bara ur miljösynpunkt utan även ur en ekonomisk aspekt. Den framtida processlösningen för de skärpta reningskraven antyder på en ökad energiförbrukning.

Däremot har transport och kemikalier inte alls så stor påverkan på det totala koldioxidavtrycket. Ur miljöaspekt är detta intressant för Käppalaverket som kommer att avveckla den kemikalietunga Kemicondprocessen och ersätta den med centrifuger. Det avvattnade slammet kommer med centrifugerna att ha en TS-halt kring 25 % mot dagens 40 %.

Kemikalierna i Kemicondbehandlingen kommer att avvecklas men det kommer att fördubbla antalet slamtransporter på grund av lägre TS-halt. Under antagandet att energiförbrukningen förblir densamma med centrifugerna som med Kemicond kommer avvecklingen av Kemicond leda till ett mindre koldioxidavtryck, se Figur 26. Siffrorna är baserade på den verkliga slamtransporten och kemikalieförbrukningen 2011.



Figur 26 Jämförelse mellan slamavvattnings kemikalieavtryck och en ökad slamtransport som följd under 2011 års avtrycksdata. Avvecklingen av Kemicond kommer minska det totala koldioxidavtrycket. Slamtransporternas koldioxidavtryck i framtiden kommer inte att bli så stora som minskningen som erhålls på grund av borttagandet av kemikalier.

7.2.3 Fosforreningen

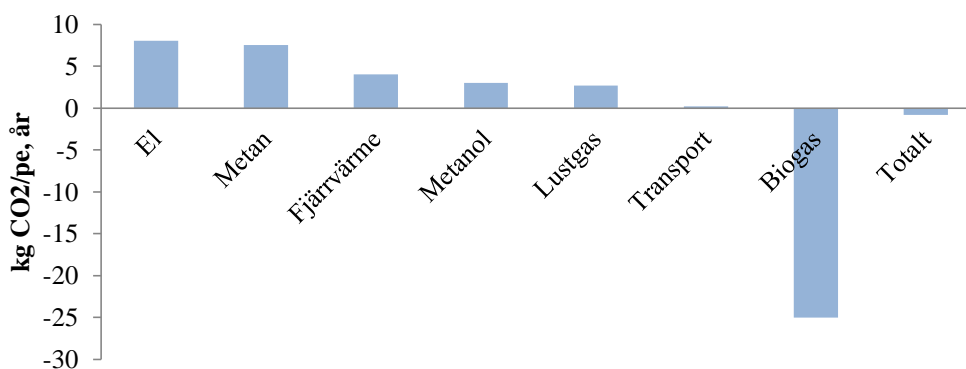
I dagens BSM2 finns det ingen möjlighet att simulera fosforreningen. Detta är något som håller på att tas fram (Jeppsson, 2012). Vad gäller fosforreningen har det antagits i detta arbete att förfällning är tillräcklig för att uppnå skärpta krav. Förfällningen kommer i sig att leda till en ökad biogasproduktion, se Tabell 21. Järnsulfatet har inget koldioxidavtryck då den är en restprodukt enligt leverantören. Under antagande att pumpkostnaderna är jämförbara med dagens simultanfällning kommer förfällning leda till ett minskat koldioxidavtryck. Detta förutsatt att all gas ersätter fossilt bränsle.

Fosforreningen ligger redan idag under de framtida strängare kraven. Idag renas totalfosfor ned till 0,18 mg/l, årsmedel. Förändrade reningskrav innebär dock att Käppala måste hålla en större marginal till kraven.

Käppalaverket har idag en 99 % avskiljningsgrad av fosfor. Att ytterligare skärpa kraven här kan vara ett slöseri med resurser. Fosforutsläppet till Östersjön är betydligt högre från jordbruksmark (Vattenmyndigheten, 2012) och en åtgärd på denna instans skulle troligtvis ge större effekt på Östersjön.

7.3 JÄMFÖRELSE MED RYAVERKET

Ett fåtal kartläggningar över reningsverkens totala koldioxidavtryck har genomförts av olika svenska verk. Gryaab gjorde 2011 en utredning för Ryaverket som visade ett negativt koldioxidavtryck, se Figur 27. Det bör nämnas att rapporten inte inkluderade kemikalieavtrycket och att Ryaverket använder sig av efterdenitrifikation, därav metanolavtrycket. Den stora biogasproduktionen som Ryaverket beror på att de tar in externt material för rötning.



Figur 27 Ryaverkets koldioxidavtryck.

Käppalaverkets lustgasemission är tre gånger så stort som Ryaverkets. Lustgasemissionen från biosteget är något som skiljer verken åt och är skillnaden mellan ett positivt och ett negativt koldioxidavtryck. Tabell 25 är hämtad från Gryaabs rapport (Tumlin, 2011), där data är hämtad från respektive verks miljörapport 2010. Väldigt stor spridning på lustgasemissionen förekommer mellan verken beroende på reningsprocess och belastning och visar just på att lustgasemissionen är en stor osäkerhetsfaktor.

Tabell 25 Från Gryyabs rapport där en jämförelse görs för lustgasemissionen mellan olika stockolmsverk. Siffrorna är tagna ur respektive verks miljörapport.

Reningsverk	kg CO₂/pe, år
<i>Ryaverket</i>	2,5
<i>Himmerfjärdsverket</i>	3,5
<i>Sjölunda</i>	24
<i>Käppala</i>	15
<i>Henriksdal</i>	3,8
<i>Bromma</i>	24

7.4 AVSLUTANDE DISKUSSION

För att möta de nya strängare kraven bör kravens utformning utvärderas. Ur miljösynpunkt är det diskuterbart huruvida miljönyttan existerar. Två olika intressen möts, klimatfrågan och Östersjöfrågan. Investeringen i en ökad reningsgrad måste vara ekonomiskt försvarbar. Ska den ekonomiska investeringen på en renare Östersjö ske på reningsverk med redan befintlig kväve- och fosforrening eller är det mer försvarbart att utvärdera miljönyttan från andra reningsverk utan kväverening? Jordbrukens kvävetillförsel till Östersjön är av samma omfattning som för reningsverken men fosfortillförseln är betydligt större för jordbruken än för reningsverken (Vattenmyndigheten, 2012). Ska de skärpta reningskraven också beröra andra instanser som till exempel jordbruket? Var gör den ekonomiska satsningen på att minska övergödningen störst miljönytta?

Förutom att se till var den ekonomiska satsningen skall göras kvarstår fortfarande avvägningen mellan en ökad klimatpåverkan eller ökad reningseffekt. Simuleringarna från detta examensarbete visar att processlösningen för framtida reningskrav kommer att nästan fördubbla klimatavtrycket per person och år. Dessutom skulle den marginella kostnaden att rena kväve från 10 mg/l till 5 mg/l vara kostsam. Miljönyttan, att öka kväveavskiljningsgraden från dagens 80 % till 90 % samt öka fosforavskiljningen från dagens 99 %, bör avvägas mot det ökade koldioxidavtrycket innan definitiva beslut tas.

Tidigare har stort fokus riktats på ekonomi och reningseffekt men nu har även klimatpåverkan blivit en faktor som måste vägas in vid framtida beslut. Flores-Alsina m.fl. (2011) väger in denna aspekt i sin studie. Ett pågående projekt utvecklar idag metoder och modeller för att utvärdera just vattenkvalitet, växthusgasutsläpp, energieffektivitet och driftskostnader (Arnell m.fl., 2012). Simuleringar från detta projekt, som är en del i ett större forskningsprojekt SANITAS, visar också på ett ökat klimatavtryck vid ökad reningsgrad.

En annan fråga som måste belysas, utifrån simuleringsresultaten, är utformningen av de nya kraven. Vid höglöden försvåras reningen med högre utgående fosfor- och kvävehalter. Reningsverkets syfte är framförallt att skydda miljön. Om kraven utformas för till exempel dygnshalter har reningsverken ingen marginal till eventuella störningar i processen. Verket måste då dimensioneras för större hydraulisk belastning än vad verket belastas med större delen av året. Om kraven däremot formuleras på års- eller kvartalsmedel har reningsverken en större marginal till eventuella höglöden. Vårfloden kommer alltid vara ett problem för kvävereningen. Stor flöden av kallt vatten gynnar inte kvävereningen och under våren kommer det med dagens nitrifikationsprocess vara svårt att upprätthålla kvävereningen.

Reningsverken har som mål att upprätthålla god miljö. Det är därför också av stor vikt att klimatpåverkan också betraktas som ett stort miljöhot och också vägs in vid beslut om skärpta reningskrav.

7.5 SAMMANFATTANDE SLUTSATSER

Den föreslagna processlösningen till de framtida reningskraven kommer troligtvis att bidra till ett ökat koldioxidavtryck. I Tabell 26 redovisas de nyckeltal som förändrade krav kommer att medföra enligt den modell som används i detta arbete. Den extra kvävereningen blir kostsam ur ett koldioxidperspektiv och kommer nästan att fördubbla utsläppen per reducerad mängd kväve. Den extra reningen från ca 10 mg/l till 5 mg/l kommer att medföra en utsläppsmängd av 16 kg CO₂/kg N_{red}.

Tabell 26 Nyckeltal för hur mycket mer kostsamt det blir, ur klimatsynpunkt, att klara de strängare reningskraven.

Nyckeltal	A1	B2:4	B2:5	Enhet	Kommentar
<i>Kväve, tot</i>	2,5	4,2	4,7	kg CO ₂ /kg N _{RED}	Totala utsläppsmängd
<i>Kväve, extra</i>	-	16	21	kg CO ₂ /kg N _{RED}	Marginell utsläppsmängd för att öka reningen från 10 till 5 mg/l

Om tillit läggs till den senaste klimatforskningen kommer Sverige att drabbas av större nederbörds mängder som ökar flödesbelastningen på dagens reningsverk. Sett till detta, de nya kravens utformning och det ökade klimatavtrycket som de strängare reningskraven ger, måste frågan ställas: Främjas verkligen miljön av strängare reningskrav?

9 REFERENSER

Ahn JH, Chandran K, Kim S, Park H, Rahm B, Pagilla K, 2010, *N₂O Emissions from Activated Sludge Processes, 2008-2009: Results of a National Monitoring Survey in the United States*, Depart. Of Earth and Environmental Engineering, Columbia University.

Alex J, Benedetti L, Copp J, Gernaey K.V, Jeppsson U, Nopens I, Pons M.N, Steyer J.P, Vanrolleghem P, 2008. *Benchmark Simulation Model no. 1 (BSM1)*.
<http://www.iea.lth.se/publications/Reports/LTH-IEA-7229.pdf>

Alex J, Benedetti L, Copp J, Gernaey K.V, Jeppsson U, Nopens I, Pons M.N, Steyer J.P, Vanrolleghem P, 2008. *Benchmark Simulation Model no. 2 (BSM2)*.

Arnell M, Jeppsson U, 2012. Avvägning mellan vattenkvalitet, växthusgasutsläpp och driftskostnad- Utveckling av dynamiska modeller för integrerad benchmarking av avloppsreningsverk. *Vatten*, 68:295-301, Lund.

Avfall Sverige Utveckling, 2009. *Frivilligt åtagande – Kartläggning av metanförluster från biogasanläggningar 2007-2008*. Avfall Sverige Utveckling, Malmö.
<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/2009U.pdf>. Hämtad: 2012-12-12

Baltic Biogas Bus, 2012. <http://www.balticbiogasbus.eu/web/about-biogas.aspx>. 2012-08-02

Carlsson B, 2010. *An introduction to modeling of bioreactors*. Kurskompendium 31 augusti 2010, Institutionen för informationsteknologi, Uppsala Universitet.

Daelman MR, van Voorthuizen EM, van Dongen UG, Volcke EI, van Loosdrecht MC, 2012. Methane emission during municipal wastewater treatment, *Water Research*, 46 (2012) 3657-3670

Dold P, Fairlamb M, 2001. *Estimation of oxygen transfer $K_L a$, sote and air flow requirements in fine bubble diffused air systems*. EnviroSim Associates Ltd.

Energihandbok, 2012. <http://energihandbok.se/x/a/i/10214/Berakning-av-koldioxidutslapp-for-olika-energislager.html>. Hämtad: 2012-08-12

Energimyndigheten, 2012. www.energimyndigheten.se. 2012-08-02

Envirosim, 2012. www.envirosim.se. 2012-08-10

Flodman M, 2002. *Emissioner av metan, lustgas och ammoniak vid lagring av avvattnat rötslam*. Institutionen för lantbruksteknik, SLU, 2002:04

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

Foley J, Lant P, 2009. *Direct Methane and Nitrous Oxide emissions from full-scale wastewater treatment systems*. Water Services Association, University of Queensland.

Fred T, Heinonen M, Sundell L, Toivikko S, 2009. Air emissions at large municipal wastewater treatment plants in Finland for national E-PRTR reporting register. *Water Practice and Technol* 4:2.

Gernay K V, Flores-Alsina X, Jeppsson U, 2010. *Matlab/Simulink Phenomenological modelling approach for generation of dynamic WWTP influent disturbance scenarios*. Beskrivningsfil

Gillberg L, Hansen B, Karlsson I, Nordström E A, Pålsson A, 2003. *Konsten att rena vatten*. Kemira kemwater, Helsingborg.

Gode J, Martinsson F, Hagberg L, Öрман A, Höglund J, Palm D, 2011. *Miljöfaktaboken 2011 Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter*. Värmeforsk, Anläggnings- och förbränningsteknik, 1183

Grundestam J, Morling S, 2011. *Principförslag för införandet av avgasning vid BB11 Käppalaverket*. Sweco Environment AB Process och utredning.

Gunnarsson I, von Hoffman V, Holmgren M, Kristensson I, Liljemark S, Pettersson A, 2005. *Metoder att mäta och reducera emissioner från system med rötning och uppgradering av biogas. RVF Utveckling, 2005:07*
<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/U2005-07.pdf>. Hämtad: 2012-12-12

Hansen B, 1997. Grundkurs i kemisk fällning 3. *Vattenspegeln* nr. 3/1997.

Hanaki K, Itokowa H, Matsuo T, 1999. *Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ratio condition*. University of Tokyo
<http://144.206.159.178/FT/1092/30086/520091.pdf>. Hämtad: 2012-12-12

Harvey P, 1968. *Biological nitrification and denitrification in a modified activated sludge process*. University of Melbourne.
https://circle.ubc.ca/bitstream/handle/2429/21764/UBC_1979_A7%20D49.pdf?sequence=1. Hämtad: 2012-12-12

Hobson J, 1999. *CH₄ and N₂O emissions from waste water handling*, United Nations Framework Convention on Climate Change
http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/bgp/5_2_CH4_N2O_Waste_Water.pdf. Hämtad: 2012-12-12

Holmgren M A, 2011. Handbok metanmätningar. *Avfall Sverige* rapport B2011:01
<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Biologisk/B2011-01.pdf>. Hämtad: 2012-12-12

Itokawa H, Kanaki K, Matsuo T, 2001. Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low cod/n ratio condition. *Water research*, 35.

Jarvis Å, Schnurer A, 2009. *Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar*, SGC Rapport 207
<http://www.sgc.se/ckfinder/userfiles/files/SGC207.pdf?PHPSESSID=5250a410d7deb74e82a415f934772b1f>. Hämtad: 2012-12-12

Jeppsson U, 1996. *Modeling aspects of wastewater treatment processes*. Department of industrial electrical engineering and automation, Lunds tekniska högskola. ISBN 91-88934-00-4

Johansson R, 2000. *Käppalaverkets driftinstruktion läsanvisning – juli 2000*. Käppalaförbundet.

Käppala, 2012. www.kappala.se. 2012-08-02

- Linblom E, 2011. *Uppställande och kalibrering av simuleringsmodell för test av driftstrategier på Bromma reningsverk*. SWECO.
- Lundgren M, 2011. *Utveckling av en energieffektiv luftningsstrategi vid Käppalaverket, Lidingö*. Institutionen för informationsteknologi, Uppsala Universitet, ISSN 1401-5765
- Magnusson A, 2006. *Energieffektivisering vid Käppalaverket*. KTH.
- Mampey K E, Beruckels B, Kampschruer M J, Kleerebezem R, van Loosdrecht M C M, Volcke E I P, 2011. Modelling nitrous and nitric oxide emissions by autotrophic ammonium oxidizing bacteria. *Nutrient Recovery and Management 2011*, sid 997-1009.
- Naturvårdsverket, 2008. *Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan, delrapport*. Naturvårdsverket rapport 5830 maj 2008
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5830-2.pdf>. Hämtad: 2012-12-01
- Nikolic A, Sundin AM, 2006. Teknik för förbättrad kväverening i Sverige – Resultat av landsomfattande enkätundersökning. *Vatten* 62:313-322. Lund.
- Petersson A, 2011. *Biogas-Basdata om biogas*. Svenskt gastekniskt center (SGC)
- Rieger L, Bott C, Balzer W, Jones R, 2012. *Model-based aeration systems design – Case study Nasmond WWTP*. Envirosim
- Schellnhuber H, 2012. *Turn down the heat – why a 4 C warmer world must be avoided*. The world bank
http://climatechange.worldbank.org/sites/default/files/Turn_Down_the_heat_Why_a_4_degree_centrigrade_warmer_world_must_be_avoided.pdf. Hämtad: 2012-12-01
- Schmidt I, Bock E, 1997. Anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by *Nitrosomonas eutropha*. *Archives of microbiology*, 1997, 167:106-111
- Snip L, 2009. *Quantifying the greenhouse gas emissions of wastewater treatment plants*. Wageningen University. 85-05-17-781-100
- Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt K B, Tignor M, Miller H L, 2007. *Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, 2007*. Cambridge University, Cambridge.
- Thunberg A, 2010. Slamavvattning med KEMICOND och hydrauliska kolvpresrar på Käppalaverket. *Vatten* 66:165-171 Lund.
- Tumlin Susanne, 2011. *Carbon footprint för Ryaverket 2010*. Gryaab 2011:9
- United States Environmental Protection Agency, 2007. *Biological nutrient removal processes and costs* Washington, EPA-823-R-07-002
- Vattenmyndigheten Norra Östersjön, 2009. *Åtgärdsprogram norra östersjöns vattendistrikt 2009-2015*. Länsstyrelsen Västerbottens län Diariernr. 537-10296-09
- Vattenmyndigheten Norra Östersjön, 2009. *Miljövalitetsnormer Norra Östersjöns vattendistrikt*. Länsstyrelsen Västerbottens län, Diariernr. 537-10295-09
- Vattenmyndigheten, 2012.
<http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/bottenhavet/forvaltningsplan/miljoproblem/Pages/overgordning.aspx>. Hämtad: 2012-12-12

Westling K, 2011. *Lustgasemissioner från avloppsreningsverk*. IVL, Rapport B1977

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

Muntligt

Andreas Thunberg 2012-08-02

10 BILAGOR

Bilaga A Fullständigt resultat

Alla resultat ställs mot varandra med alla utvärderade parametrar.

Tabell A. Fullständig resultatrapportering från samtliga simuleringar.

	A1	B2:1	B2:2	B2:3	B2:4	B2:5	Enhet
<i>Total SS-prod</i>	2380	2210	2415	2382	2395	3083	kg SS/d
<i>FS effekt</i>	0,55	0,55	0,55	0,65	0,65	0,65	%
<i>Slamålder</i>	14,90	59,48	59,15	14,79	59,22	37,71	dagar
<i>TKN</i>	3,69	4,25	1,95	3,52	1,67	12,95	mg/l
<i>TCOD</i>	34,61	35,12	36,78	34,17	35,66	113,25	mg/l
<i>TBOD</i>	1,90	1,35	1,73	1,86	1,56	12,38	mg/l
<i>NO</i>	6,83	0,04	3,63	6,94	3,77	1,48	mg/l
<i>N-tot</i>	10,52	4,29	5,59	10,46	5,44	14,43	mg/l
<i>NH</i>	1,56	2,83	0,28	1,45	0,10	5,87	mg/l
<i>Rågas</i>	2243	1942	1983	2524	2296	3216	m3/d
<i>Slamtransport</i>	5463	4585	4631	5480	4955	5721	kg SS/d
<i>Slamhalt</i>	1893	4964	5223	1678	5010	4566	mg/l
<i>Nyckel kväve</i>	2,53	3,05	4,78	1,90	4,19	4,73	kg CO2/Nred
<i>Nyckel peq</i>	14,38	19,53	29,92	10,83	26,29	39,34	kg CO2/peq år
<i>Elförbrukning</i>	2882	2826	2974	2863	2957	4062	MWh
<i>Footprint (FP) el</i>	300,70	295,66	308,99	299,00	307,44	396,03	ton CO2
<i>Footprint (FP) metan</i>	55,93	55,09	55,16	55,71	55,11	59,47	ton CO2
<i>Footprint (FP) n2o</i>	1601	1749	1715	1562	1689	2212	ton CO2
<i>Footprint (FP) metanol</i>	0,00	0,00	635	0,00	635	1271	ton CO2
<i>Footprint (FP) kemi</i>	34,51	28,96	29,25	34,62	31,30	36,14	ton CO2
<i>Footprint (FP) transport</i>	7,14	6,12	7,96	7,14	8,47	11,32	ton CO2
<i>Footprint (FP) lager</i>	171,09	158,86	173,58	171,19	172,13	221,59	ton CO2
<i>Footprint (FP) gas</i>	-1330	-1151	-1175	-1496	-1361	-1907	ton CO2
<i>Tunnel</i>	497	497	497	497	497	618	MWh
<i>Inlopp</i>	552	552	552	552	552	878	MWh
<i>Mekanisk</i>	124	124	124	124	124	124	MWh
<i>Luftning</i>	474	468	611	447	576	834	MWh
<i>Mix+pump</i>	395	437	437	395	437	630	MWh
<i>Filterhall</i>	4,73	4,73	4,73	4,73	4,73	5,05	MWh
<i>Utpump</i>	57	57	57	57	57	90	MWh
<i>Förtjockare</i>	78	34	34	78	34	32	MWh
<i>Rötning</i>	318	295	296	312	295	415	MWh
<i>Slamavvattning</i>	124	118	119	123	119	144	MWh
<i>Gasuppradering</i>	255	235	238	269	258	288	MWh

Bilaga B Lustgasmätning

Från och med den 11 oktober 2012 till och med den 8 januari 2013 har lustgasmätningar utförts i bioblock 11 i den nya delen av verket.

Linje 11 är ett slutet rum och har en ventilationskanal vari mätningarna utfördes.

Mätutrustningen är en Teledyne som installerades av IVL och mäter lustgashalten i ppm. Flödet i ventilationen är under kvällar och helger 18 000 m³/h och under dagtid 30 500 m³/h därefter kunde ett massflöde av N₂O räknas ut.

För att erhålla ett nyckeltal på bildad lustgas per reducerad kväve användes veckoprovtagningar på inkommande kväve till nya verket och utgående kväve. Då inte inkommande provtagning gjordes på linje 11 gjordes ett antagande att alla fem linjer släppte ut lika mycket och därifrån räknades nyckeltalet ut.

De första veckorna kalibrerades mätutrustningen varje vecka. De sista veckorna, från och med 20 december kalibrerades maskinen endast en gång för att se om det gjorde någon skillnad, vilket det inte gjorde.

Tabell 27 visar hur dygnsmedelvärdena för lustgasflödet varierar under mätperioden, 21 – 27 november visar på höga lustgashalter, dessa bedömdes vara orimliga och togs därför inte med i beräkningarna av nyckeltalet.

Ett medelvärde för N₂O/N_{red} beräknades till 1,7 % eller 470 g N₂O/h.

Tabell B Sammanställning över lustgasmätningen på Käppalaverket hösten 2012.

Datum	Dygnsmedel [g/h]	Red N [kg]	5 linjer [kg/d]	N [%]
11-okt	227,1	3254,6	27,3	0,84
12-okt	259,0	3188,3	31,1	0,97
13-okt	133,0	3079,9	16,0	0,52
14-okt	163,2	3157,1	19,6	0,62
15-okt	245,3	2354,0	29,4	1,25
16-okt	198,0	4279,0	23,8	0,56
17-okt		3228,3		0,00
18-okt	133,5	2806,1	16,0	0,57
19-okt	292,5	2796,6	35,1	1,25
20-okt	259,0	3306,7	31,1	0,94
21-okt	124,9	4690,3	15,0	0,32
22-okt	149,9	4844,0	18,0	0,37
23-okt	211,7	3776,9	25,4	0,67
24-okt	239,7	3217,3	28,8	0,89
25-okt	266,8	2810,3	32,0	1,14
26-okt	236,0	2773,3	28,3	1,02
27-okt	259,5	2693,8	31,1	1,16
28-okt	305,3	2550,6	36,6	1,44
29-okt	390,1	2518,9	46,8	1,86
30-okt	636,4	3570,4	76,4	2,14
31-okt	449,7	3421,0	54,0	1,58

01-nov	499,7	3107,5	60,0	1,93
02-nov	602,5	3348,6	72,3	2,16
03-nov	613,3	3082,7	73,6	2,39
04-nov	822,8	2913,2	98,7	3,39
05-nov	557,0	3488,4	66,8	1,92
06-nov	415,5	3324,8	49,9	1,50
07-nov	513,2	3356,0	61,6	1,84
08-nov	467,5	3175,1	56,1	1,77
09-nov	464,7	3042,1	55,8	1,83
10-nov	469,5	2869,0	56,3	1,96
11-nov	598,7	3228,7	71,8	2,23
12-nov	633,4	3528,3	76,0	2,15
13-nov	589,4	3350,5	70,7	2,11
14-nov	776,6	3171,4	93,2	2,94
15-nov	878,7	3230,9	105,4	3,26
16-nov	843,0	3082,2	101,2	3,28
17-nov	852,1	3000,1	102,3	3,41
18-nov	757,6	2908,2	90,9	3,13
19-nov	946,2	3225,2	113,5	3,52
20-nov	1246,4	3155,5	149,6	4,74
21-nov	1412,3	3105,3	169,5	5,46
22-nov	1438,7	3092,8	172,6	5,58
23-nov	1919,5	3094,9	230,3	7,44
24-nov	1990,4	3101,6	238,8	7,70
25-nov	2332,3	2986,7	279,9	9,37
26-nov	2769,1	1662,9	332,3	19,98
27-nov	1108,8	2385,3	133,1	5,58
28-nov	548,0	4979,8	65,8	1,32
29-nov	369,1	6104,7	44,3	0,73
30-nov		4823,7		0,00
01-dec		3195,7		0,00
02-dec		2529,2		0,00
03-dec	469,5	4092,3	56,3	1,38
04-dec	368,5	2920,6	44,2	1,51
05-dec	516,5	3799,1	62,0	1,63
06-dec	680,6	3312,8	81,7	2,47
07-dec	717,3	3200,7	86,1	2,69
08-dec	464,7	3033,4	55,8	1,84
09-dec	451,1	3001,2	54,1	1,80
10-dec	643,5	3458,9	77,2	2,23
11-dec	702,5	3352,1	84,3	2,51
12-dec	905,9	3359,0	108,7	3,24
13-dec	748,8	3329,6	89,9	2,70
14-dec	693,8	3292,1	83,3	2,53
15-dec	534,5	3253,9	64,1	1,97
16-dec	592,8	3326,6	71,1	2,14

<i>17-dec</i>	803,1	3353,2	96,4	2,87
<i>18-dec</i>	630,0	3294,1	75,6	2,30
<i>19-dec</i>	732,8	3398,6	87,9	2,59
<i>20-dec</i>	809,3	3289,4	97,1	2,95
<i>21-dec</i>	722,1	3292,7	86,6	2,63
<i>22-dec</i>	546,9	3227,1	65,6	2,03
<i>23-dec</i>	486,4	3160,8	58,4	1,85
<i>24-dec</i>	457,7	2519,4	54,9	2,18
<i>25-dec</i>	280,6	2299,9	33,7	1,46
<i>26-dec</i>	295,7	2397,4	35,5	1,48
<i>27-dec</i>	724,7	3356,6	87,0	2,59
<i>28-dec</i>	489,6	3404,3	58,7	1,73
<i>29-dec</i>	327,6	3169,0	39,3	1,24
<i>30-dec</i>	301,0	5125,9	36,1	0,70
<i>31-dec</i>	148,8		17,9	
<i>01-jan</i>	107,0		12,8	
<i>02-jan</i>	172,7		20,7	
<i>03-jan</i>	295,4		35,4	
<i>04-jan</i>	276,9		33,2	
<i>05-jan</i>	176,8		21,2	
<i>06-jan</i>	213,2		25,6	
<i>07-jan</i>	362,2		43,5	
<i>08-jan</i>	383,5		46,0	
<i>09-jan</i>				

Bilaga C Luftardysor

För användningen av BioWin-modellen behövdes luftardysornas area, antal och täthet. Kenneth Hyllensved på Käppalaverket gav denna information.

Area_Diffusor = 0,1542 m² där diametern är 9”.

Tätheten av dysorna minskar med zonerna. Antal i de oxiska zonerna fördelar sig enligt Tabell 28. Ad/At är den procentuella täckningen av diffusorer på den totala zonarean. Denna siffra används i BioWins ekvationer. Vid implementering av efterdenitrifikation tas zon 4 och zon 5 bort samtidigt som zon 3 minskas.

Tabell C Sammanställning över dysornas distribution i de luftade zonerna.

	Zon 1	Zon 2	Zon 3	Zon 4	Zon 5
<i>Antal (st)</i>	341	286	253	198	165
<i>Area(m²)</i>	220	220	220	220	220
<i>Ad/At (%)</i>	6,4	5,3	4,7	3,7	3,1

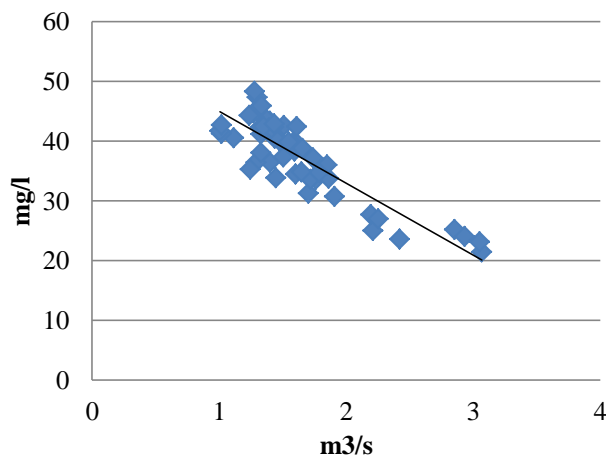
Bilaga D Korrelationer

För att göra energiberäkningarna har förbrukningen korrelerats mot någon inkommande parameter. I de flesta fall är det en typ av flöde som energin korrelerats mot. Luftflöde, inkommande flöde, slamflöde är exempel på inkommande parametrar. De flesta korrelationer är linjära och i de fall det inte förekommit något samband som i fallet med den mekaniska reningen har ett årsmedelvärde på den förbrukningen antagits. Nedan följer Figur som utgjort grund i beräkningarna och antagandena i examensarbetet, Tabell 29 sammanställer alla ekvationer och R^2 -värden.

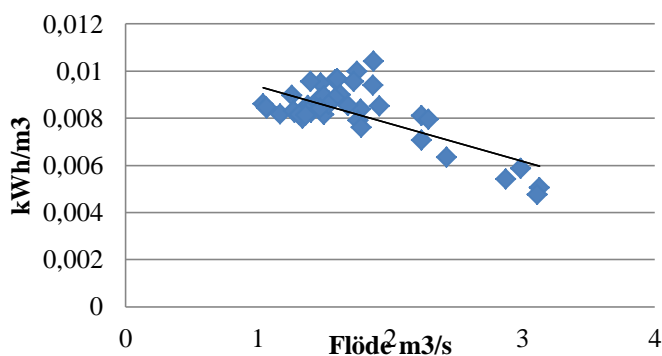
Tabell C Sammanfattning av korrelationernas ekvationer och R^2 -värde.

Beskrivning	Ekvation	R^2 -värde
Flöde mot NH_{in}	$Y = -12,041x + 57,04$	0,77
Utloppspump	$Y = -0,0016x + 0,011$	0,49
Inlopp	$Y = 176,09x + 140,3$	0,87
Filterhall	$Y = -0,8594x + 0,5952$	0,77
Gasproduktion	$Y = -0,0044x + 0,764$	0,57
Slamavvattning	$Y = -0,5189x + 1,594$	0,79

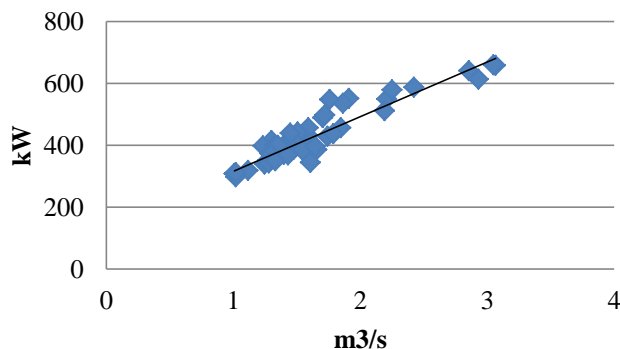
Flöde mot NH_4 in

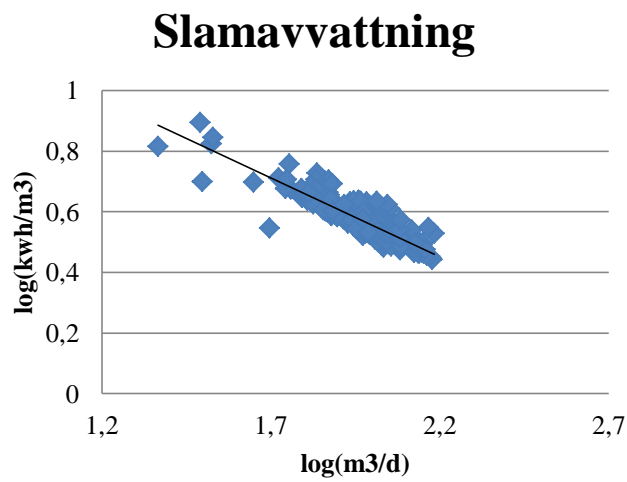
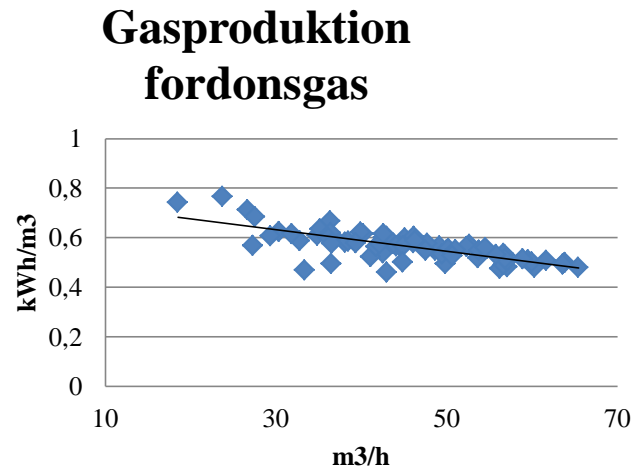
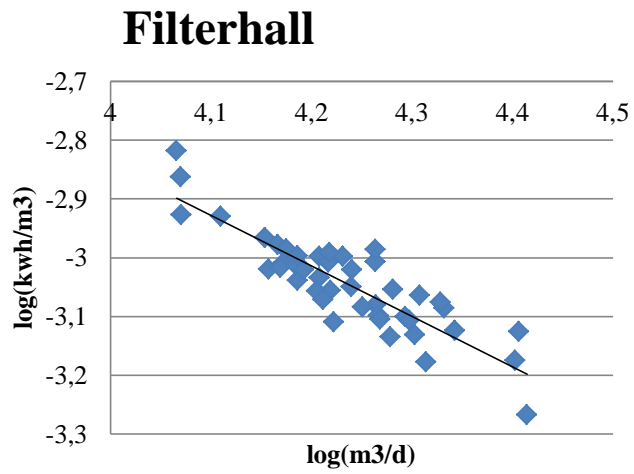


Utloppspump



Inlopp Flöde mot kW





Figur 27. Figurer som visar korrelation mellan energiförbrukning och flöde.

Bilaga E Fjärrvärmeproduktion

Renat avloppsvatten används av för produktion av fjärrvärme via Fortums fjärrvärmenät.

Under 177 dagar utbytte Fortum vatten med Käppala och då i genomsnitt ett flöde på 231/s. I snitt tog Fortum 2,6 grader från RAV. Genom ekvation från rötning kan uppvärmning av vatten beräknas och COP på 4 ger det en minskning av energiavtrycket med 568 MWh/år.

Tabellen visar inga exakta datum. Detta värmeutbyte simuleras inte i modellen utan används endast vid sammanställning av det totala koldioxidavtrycket 2011.

Tabell E Sammanställning för fortums vattenutbyte med Käppalaverkets rav-vatten.

Månad	Utgående [°C]	Fortum [°C]	diff [°C]
<i>april</i>	9,3	4,7	4,6
	10,5	8	2,5
	11,3	7,8	3,5
	11,5	6,5	5
	12,2	8,9	3,3
	12,9	9,6	3,3
	12,6	7,4	5,2
	12,7	9,4	3,3
<i>11-apr</i>	8,5	5,9	2,6
	8,7	7	1,7
	9,6	7,9	1,7
	9,8	7,4	2,4
	10,5	8,4	2,1
<i>maj</i>	11	9	2
	12,6	11,7	0,9
	13	11,7	1,3
	13	11,7	1,3
<i>jan</i>	12,2	9,8	2,4
	11,2	9,2	2
	11,4	9,2	2,2
<i>feb</i>	12,3	10,3	2
	12,3	10,5	1,8
	14	8	6
	12,3	10	2,3
	12,3	11,3	1
<i>mar</i>	11,7	10,2	1,5
	10,9	8,6	2,3
	10,7	8,3	2,4

Bilaga F BSM2 reaktioner

Processhastigheterna och reaktionerna i BSM2.

Component →		<i>i</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>j</i>	Process ↓		S_I	S_S	X_I	X_S	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	X_P	S_O	S_{NO}
1	Aerobic growth of heterotrophs			$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$	
2	Anoxic growth of heterotrophs			$-\frac{1}{Y_H}$			1				$\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}$
3	Aerobic growth of autotrophs							1		$-\frac{4.57}{Y_A} + 1$	$\frac{1}{Y_A}$
4	'Decay' of heterotrophs					$1-f_p$	-1		f_p		
5	'Decay' of autotrophs					$1-f_p$		-1	f_p		
6	Ammonification of soluble organic nitrogen										
7	'Hydrolysis' of entrapped organics		1			-1					
8	'Hydrolysis' of entrapped organic nitrogen										
Observed Conversion Rates [ML ⁻³ T ⁻¹]			$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$								
Stoichiometric Parameters: Heterotrophic yield: Y_H Autotrophic yield: Y_A Fraction of biomass yielding particulate products: f_p Mass N/Mass COD in biomass: i_{XB} Mass N/Mass COD in products from biomass: i_{XP}			Soluble inert organic matter [M(COD)L ⁻³]	Readily biodegradable substrate [M(COD)L ⁻³]	Particulate inert organic matter [M(COD)L ⁻³]	Slowly biodegradable substrate [M(COD)L ⁻³]	Active heterotrophic biomass [M(COD)L ⁻³]	Active autotrophic biomass [M(COD)L ⁻³]	Particulate products arising from biomass decay [M(COD)L ⁻³]	Oxygen (negative COD) [M(-COD)L ⁻³]	Nitrate and nitrite nitrogen [M(N)L ⁻³]

10	11	12	13	Process Rate, ρ_j [ML ⁻³ T ⁻¹]
S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}	
$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H}$
$-i_{XB}$			$\frac{1 - Y_H}{14 \cdot 2.86 Y_H}$ $-\frac{i_{XB}}{14}$	$\hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right)$ $\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_\varepsilon X_{B,H}$
$-i_{XB} - \frac{1}{Y_A}$			$-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7Y_A}$	$\hat{\mu}_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A}$
		$i_{XB} - f_i i_{XP}$		$b_H X_{B,H}$
		$i_{XB} - f_i i_{XP}$		$b_A X_{B,A}$
1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_a S_{ND} X_{B,H}$
				$k_h \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) \right]$ $+ \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{B,H}$
	1	-1		$\rho \gamma (X_{ND} / X_S)$
$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$				
$NH_4 + NH_3$ nitrogen [M(N)L ⁻³]	Soluble biodegradable organic nitrogen [M(N)L ⁻³]	Particulate biodegradable organic nitrogen [M(N)L ⁻³]	Alkalinity – Molar units	<p>Kinetic Parameters:</p> <p>Heterotrophic growth and decay: $\hat{\mu}_H, K_S, K_{O,H}, K_{NO}, b_H$</p> <p>Autotrophic growth and decay: $\hat{\mu}_A, K_{NH}, K_{O,A}, b_A$</p> <p>Correction factor for anoxic growth of heterotrophs: η_ε</p> <p>Ammonification: k_a</p> <p>Hydrolysis: k_h, K_X</p> <p>Correction factor for anoxic hydrolysis: η_h</p>

Bilaga G Beräkningar av extra kväve

För att beräkna vad den extra reningen från 10,5 g/m³, $N_{ut,A1}$, till 5,44 g/m³, $N_{ut,B:4}$, antogs att reningen ned till 10,5 g/m³ kostade 2,53 kg CO₂/N_{red}, FP_{A1} . Det totala koldioxidavtrycket för att rena till 5,44 g/m³ med simulering B:4 var 4,19 kg CO₂/N_{red}. Differensen mellan FP_{A1} och $FP_{B:4,tot}$ antogs vara den kostnad att rena de sista 5 g/m³. $FP_{B:4,extra}$ är här koldioxidavtrycket, i koldioxidekvivalenter, för att rena från 10,5 g/m³ till 5,44 g/m³.

$$FP_{B:4,tot} = \frac{FP_{A1}(N_{in}-N_{ut,A1})*Q_m + FP_{B:4,extra}(N_{ut,A1}-N_{ut,B:4})*Q_m}{(N_{in}-N_{ut,B:4})*Q_m} \quad (30)$$

FP_{A1} = nyckeltal A1, [kg CO₂/N_{red}]

FP_{A1} = nyckeltal A1, [kg CO₂/N_{red}]

FP_{A1} = nyckeltal A1, [kg CO₂/N_{red}]

N_{in} = inkomande kväve, [g/m³]

$N_{ut,A1}$ = utgående kväve A1, [g/m³]

$N_{ut,B:4}$ = utgående kväve B:4 [g/m³]

Q_m = inkomande medelflöde, [m³/d]