

Modellering av Klagshamns avloppsreningsverk för optimering av kväveavskiljning efter införande av rejektvattenbehandling



LUNDS
UNIVERSITET

Christoffer Wärrff

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik
Institutionen för kemiteknik, LTH
Examensarbete 2016

Modellering av Klagshamns avloppsreningsverk för optimering av kväveavskiljning efter införande av rejektvattenbehandling

av

Christoffer Wärrff

Examensarbetenummer: 2016-9

Vattenförsörjnings- och avloppsteknik
Institutionen för Kemiteknik
Lunds universitet

Augusti 2016

Handledare: **Docent Ulf Jeppsson**

Bitr. handledare: **Maria Mases, Sweco och Ivelina Dimitrova, VA SYD**

Examinator: **Bitr. universitetslektor Michael Cimbritz**

Bild på framsidan: Klagshamns avloppsreningsverk. Foto: Christoffer Wärrff

Postadress

P.O. Box 124
SE-221 00 Lund, Sverige

Hemsida

www.vateknik.lth.se

Besöksadress

Naturvetarvägen 14
223 62 Lund

Telefon

+46 46-222 82 85
+46 46-222 00 00

Telefax

+46 46-222 45 26

Förord

Med detta examensarbete avslutar jag fem års studier på Ekosystemteknik vid Lunds Tekniska Högskola. Det har varit fem roliga år med många nya vänner och upplevelser, och jag går nu vidare mot nya spännande utmaningar i arbetslivet med vetskapen om att jag har en bred och bra utbildning som bas. Projektet har varit mycket lärorikt, och eftersom det gjordes i samarbete med Industriell elektroteknik och automation (LTH), VA SYD, Sweco och VA-teknik (LTH) har det lett till att jag träffat många trevliga människor och fått bra förslag på förbättringar.

Examensarbetet hade inte varit möjligt att genomföra utan hjälp från min handledare Ulf Jeppsson, vars kunskaper inom området modellering av avloppsvattensprocesser har varit till stor hjälp under arbetets gång. Det har varit utmanande men oerhört givande, och du har alltid räddat mig när jag inte kommit vidare. Ett stort tack till dig! Tack även till mina biträdande handledare: Maria Mases på Sweco för allt stöd och för att du delat med dig av din kunskap inom processteknik; Ivelina Dimitrova på VA SYD för all hjälp angående hur Klagshamns avloppsreningsverk fungerar och för att du kunnat släcka min till synes oändliga törst efter mer data. Tack också till min examinator Michael Cimbritz för bra diskussioner och tips under arbetets gång.

Jag vill tacka alla mina kollegor på Sweco för roliga fikaraster och trevligt sällskap. Särskilt tack till alla på min grupp VA-process och avfall i Malmö: Anders, Anna, Ashwag, Daniel, Esbjörn, Hanna, Helena, Ida, Jakub, Jens, José, Magnus, Maria, Marie, Martijn, Mats, Valle och Åsa.

Tack till alla på VA-teknik: Gertrud, Hamse, Karin, Maja, Michael, Åsa (med flera) som även där bidragit till många roliga lunch och fikaraster.

Tack Caroline Ingvar-Nilsson för en noggrann korrekturläsning och många bra tips för att förbättra språket i rapporten, och min opponent Madeleine Hellborg Lapajne för ytterligare kommentarer. Jag vill även tacka Hamse Kjerstadius på VA-teknik, LTH och Elin Ossiansson på VA SYD för råd angående min rötningsmodell.

Tack också till DHI som låtit mig få tillgång till deras mjukvara WEST (dessutom med så kort varsel).

A special thanks to Dr Jens Alex for providing a spreadsheet for their influent generator. It saved me much effort and time which had otherwise been spent developing the technique myself.

Slutligen, ett stort tack till min familj och min Ida för deras stöd och uppmuntran.

Summary

The demands for treatment efficiency at wastewater treatment plants (WWTP) in Sweden are updated regularly, and at the same time the demands for energy efficiency increases. Klagshamn WWTP in southern Malmö has experienced an increased nitrogen load over several years, and to lower the nitrogen load to the plant a separate reject water treatment with an anammox process is planned. Because of this, VA SYD wants to investigate whether other process changes at Klagshamn WWTP can be implemented to further decrease the nitrogen load to the post-denitrification stage to decrease demand for external carbon source or the energy demand for aeration. Mathematical modelling can be a cost efficient solution to evaluate these types of scenarios.

A mathematical model of the primary clarification, activated sludge and secondary clarification processes at Klagshamn WWTP was implemented in the software WEST with the ASM2d model as a base. In parallel, a model with ASM1 as base was used as it is compatible with the ADM1 model for anaerobic digestion, but due to difficulties during calibration the ASM2d model was given the most attention.

An influent generator was used to create dynamic daily variations (1-hour mean values) in incoming COD and ammonium nitrogen concentrations to the WWTP by using high resolution flow data and flow proportional 24-hour mean values of COD and ammonium nitrogen. The model was initially calibrated under steady state conditions, after which the dynamic data was used for fine tuning of the calibration. Large uncertainties regarding the waste activated sludge flow and the sludge concentration in the reactors were discovered during the calibration phase, which are in need of further attention. Generally, the model showed good results regarding calibration using data generated with the influent generator. This was shown by comparing the model data with data from online sensors (ammonium and nitrate nitrogen) in the effluent from the activated sludge stage.

The calibrated model was used to implement pre-denitrification in the activated sludge process during summer and winter conditions after the introduction of reject water treatment. Pre-denitrification was tested by introducing an internal recirculation stream for nitrate, as well as using only the nitrate recirculated with the return sludge. The results point at good possibilities to use pre-denitrification during the summer (using one or two anoxic zones) and possibly during winter (using one anoxic zone). The process was shown to be COD-limited, but even when using only the incoming carbon source in the water the total nitrogen load to the MBBR-stage could be decreased by 20%-30% compared to a scenario without pre-denitrification. If carbon source was added to the water, the total nitrogen load could be decreased further (up towards 65%), with decreased nitrification as a side effect. During most of the simulations the energy demand for aeration was decreased.

Keywords: Modelling, simulation, ASM2d, influent generator, nitrification, pre-denitrification

Sammanfattning

Utsläppskraven för avloppsreningsverk (ARV) i Sverige uppdateras regelbundet, och samtidigt ökar även kraven på energieffektivitet. Vid Klagshamns avloppsreningsverk i södra Malmö har den inkommande kvävebelastningen ökat under en lång tid, och för att minska denna planeras separat rejektvattenbehandling med en anammoxprocess att implementeras på verket. VA SYD vill därför undersöka om processändringar kan utföras efter att rejektvattenbehandlingen införts för att ytterligare minska kvävebelastningen till efterdenitrifikationssteget för att minska behov av extern kolkälla eller energianvändningen för luftning vid verket. Matematisk modellering kan vara ett kostnadseffektivt verktyg för att utvärdera denna typ av situationer.

En matematisk modell av försedimentation-, aktivslam- och eftersedimentationsstegen på Klagshamns avloppsreningsverk implementerades i mjukvaran WEST med ASM2d-modellen som bas. Parallellt byggdes även en modell med ASM1 som bas eftersom den är kompatibel med ADM1-modellen för rötningsprocessen, men svårigheter med kalibrering ledde till att fokus lades på ASM2d-modellen.

En dynamisk indatagenerator användes för att skapa dygnsvariationer (1-timmesmedelvärde) av inkommande COD- och ammoniumkvävekoncentrationer till verket med hjälp av högupplöst flödesdata och flödesproportionerliga dygnsmedelvärden av COD och ammoniumkväve. Modellen kalibrerades initialt under steady state-förhållanden, innan den dynamiska datan användes för finjustering av kalibreringen. Under kalibreringsfasen upptäcktes stora osäkerheter gällande överskottsslamflödet och slamhalten i reaktorerna, vilka kräver ytterligare utredning. Generellt gav modellen goda resultat efter kalibrering med datan producerad med indatageneratoren, vilket visades via jämförelse mellan modelldatan och data från onlinemätare (ammonium- och nitratkväve) placerade vid utloppet från aktivslamsteget.

Den kalibrerade modellen användes för att implementera fördenitrifikation i aktivslamsteget under sommar- och vinterförhållanden när rejektvattenbehandling införts. Fördenitrifikation testades genom att introducera ett internt recirkulationsflöde för nitrat, samt genom att endast använda nitrat som recirkulerats med returslammet. Resultaten visar på goda förutsättningar för att använda fördenitrifikation under sommaren (med 1 eller 2 anoxiska zoner) och eventuellt även under vintern (med 1 anoxisk zon). Processen visade sig vara COD-begränsad, men även med endast inkommande organiskt material tillgängligt kan den totala mängden kväve in till MBBR-steget minskas med 20-30% jämfört med ett scenario utan fördenitrifikation. Om kolkälla tillsätts kan mängden totalkväve till MBBR-steget minskas ytterligare (upp emot 65%), på bekostnad av försämrad nitrifikation. Vid de flesta scenarier minskar energiförbrukningen för luftning.

Nyckelord: Modell, ASM2d, simulering, indatagenerator, nitrifikation, fördenitrifikation

Förkortningar

AOB	Ammoniumoxiderande bakterier (Ammonia Oxidizing Bacteria)
AnAOB	Anaerobisk ammoniumoxiderande bakterier (Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria)
ARV	Avloppsreningsverk
ASM	Aktivslammodell (Activated Sludge Model), indelat i nummer 1, 2, 2d och 3
ASP	Aktivslamprocess (Activated Sludge Process)
BCOD	Biologiskt tillgänglig COD
BOD	Biokemisk syreförbrukning (Biochemical Oxygen Demand)
BOD ₅	Biokemisk syreförbrukning efter 5 dagar
BOD ₇	Biokemisk syreförbrukning efter 7 dagar
COD	Kemisk syreförbrukning (Chemical Oxygen Demand)
DO	Upplöst syrekonzentration i vatten (Dissolved Oxygen)
DSV	Utspädd slamvolym (Diluted Sludge Volume)
DSVI	Utspädd slamvolymindex (Diluted Sludge Volume Index)
MBBR	Biofilmsprocess med rörliga bärare (Moving Bed Biofilm Reactor)
MLSS	Suspenderat partikulärt material i en aktivslamreaktor (Mixed Liquor Suspended Solids)
NOB	Nitritoxiderande bakterier (Nitrite Oxidizing Bacteria)
N _{tot}	Total koncentration kväve
PAO	Fosfatackumulerande organism (Phosphate Accumulating Organism)
p.e.	Populationsekvivalenter (1 p.e. = 70 gBOD/(person, dag))
P _{tot}	Total koncentration fosfor
SRT	Slamålder (Solids Retention Time)
SS	Suspenderat partikulärt material (Suspended Solids)

SV	Slamvolym
SVI	Slamvolymindex
TKN	Total koncentration Kjeldahlkväve (Total Kjeldahl Nitrogen)
TOC	Total mängd organiskt kol (Total Organic Carbon)
TS	Total mängd partikulärt material (Total Solids)
TSS	Total mängd partikulärt material i suspension (Total Suspended Solids)
VFA	Koncentration flyktiga fettsyror (Volatile Fatty Acids)
VS	Organiskt partikulärt material (Volatile Solids)
VSS	Organiskt partikulärt material i suspension (Volatile Suspended Solids)

Innehåll

1	Inledning	1
1.1	Syfte och mål	2
1.2	Avgränsningar	2
2	Processer för behandling av avloppsvatten	3
2.1	Försedimentation	3
2.2	Aktivslam	3
2.3	Biofilmsprocesser med rörliga bärare (MBBR)	4
2.4	Slambehandling	4
2.5	Konventionell kväveavskiljning	4
2.5.1	Nitrifikation	5
2.5.2	Denitrifikation	5
2.6	Partiell nitrifikation och anammox	5
3	Klagshamns avloppsreningsverk	7
3.1	Processöversikt	8
3.1.1	Förbehandling	8
3.1.2	Aktivslam	8
3.1.3	MBBR och efterbehandling	9
3.1.4	Slamhantering	10
3.2	Planerad tillbyggnad för rejektvattenbehandling	12
4	Modellering av processer inom avloppsvattenrening	13
4.1	WEST®	13
4.2	Aktivslam	13
4.2.1	Activated Sludge Model No. 2d Mod	14
4.3	Sedimentation	17
4.3.1	Otterpohl & Freund-modellen	18
4.3.2	Takács-modellen	19
4.4	Biofilmsprocesser - Van Hulle och Vanrolleghem-modellen	21
4.5	Anaerob rötning	21
4.5.1	Anaerobic Digestion Model No. 1	21
5	Metod - modellering av Klagshamns avloppsreningsverk	23
5.1	Systemavgränsning	23
5.2	Detaljinventering av Klagshamns reningsverk	23
5.2.1	Vatten- och slamflöde	24
5.2.2	Förfällning och sandfång	24
5.2.3	Aktivslam	25
5.2.4	Eftersedimentering	26
5.2.5	Efterdenitrifikation	26
5.2.6	Efterfällning av fosfor	27
5.2.7	Analys av vatteninnehåll	27
5.3	Datainsamling	30
5.3.1	För karaktärisering av avloppsströmmar	30
5.3.2	För kalibrering och validering	30

5.4	Dataanalys	30
5.4.1	Inkommande vatten	30
5.4.2	Flödesfördelning	33
5.4.3	Ifyllnad av saknad data	33
5.5	Val av period för kalibrering och validering	34
5.6	Karaktärisering av inkommande vatten	35
5.6.1	COD-fraktionering	35
5.6.2	Kväve	37
5.6.3	Fosfor	38
5.6.4	Övrigt	38
5.7	Modelluppbyggnad i WEST	38
5.7.1	Styrning av syrehalt i ASP	39
5.8	Generering av dynamisk indata	41
5.9	Indata för kalibrering och validering	42
5.10	Kalibrering och validering	43
5.10.1	Kalibrering	43
5.10.2	Validering	45
5.11	Beskrivning av modellerade scenarier	45
5.11.1	Allmän modell	45
5.11.2	Indata för framtida scenarier	46
5.11.3	Införande av rejektivattenbehandling och fördenitrifikation	46
6	Resultat och diskussion	51
6.1	Kalibrering	51
6.1.1	Sommarförhållanden	51
6.1.2	Vinterförhållanden	54
6.1.3	Parametrar	57
6.2	Validering	58
6.3	Framtida scenario: separat rejektivattenbehandling	61
6.3.1	Sommarförhållanden	61
6.3.2	Vinterförhållanden	63
6.3.3	Energibesparing	65
6.4	Osäkerheter	65
6.4.1	Överskottsslamflöde och slamålder	65
6.4.2	COD-avskiljning vid försedimentation	66
6.4.3	Karaktärisering av inkommande COD	66
6.4.4	Dynamisk indata	66
6.4.5	Kalibrering av mätare	67
7	Slutsatser	69
8	Framtida studier och förslag på åtgärder	71
	Referenser	73
	Bilaga A - Känslighetsanalys sedimentation	77
	Bilaga B - Dygnsmedelvärden från kalibrering	79

Bilaga C - Extra mätningar	85
Bilaga D - Populärvetenskaplig sammanfattning	87
Bilaga E - Resultat från samtliga scenarier	88

1 Inledning

En effektiv avskiljning av organiskt material och näringsämnen i avloppsvatten innan det når recipienten är viktigt för att behålla en god ekologisk status i marina miljöer och sötvatten för att förhindra problem såsom övergödning och bottendöd. Reningsverkens utsläppskrav för näringsämnen revideras över tid (Naturvårdsverket och Svenskt Vatten, 2013), och samtidigt som miljö- och utsläppsmålen blir mer ambitiösa blir kraven på energieffektivitet på avloppsreningsverken allt högre (Olsson, 2008). Detta i kombination med en eventuell befolkningsökning kan skapa behov av processförändringar för att öka kapaciteten eller effektivisera processerna hos reningsverken.

En av de mest energikrävande reningsprocesserna som används på reningsverken idag är biologisk kväveavskiljning, som kan svara för cirka 70-80 % av verkets totala energibehov (Siegrist *et al.*, 2008). Anledningen till detta är att inkommande avloppsvatten från hushåll innehåller till största del kväve i form av ammonium (NH_4^+) (Henze *et al.*, 2008), vilket vanligen renas genom processen *nitrifikation* (följt av *denitrifikation*) där energikrävande luftning av avloppsvatten krävs för att förse vattnet med syre. Denitrifikationsprocessen kräver även i många fall tillsats av extern kolkälla till processen, vilket innebär en kostnad för verket.

Ett alternativ till att använda processerna nitrifikation/denitrifikation är att använda så kallad *partiell nitrifikation* och *anammox* (Tchobanoglous *et al.*, 2014). Denna process är mycket fördelaktig då den kräver upp till 60% mindre syre (Wett *et al.*, 2013) och en kraftig minskning i behov av extern kolkälla. Processen är dock svår att åstadkomma vid de låga temperaturer som vanligen råder vid kommunala avloppsreningsverk i Sverige. Vid processer där högre temperaturer råder, som exempelvis vid behandling av rejektivatten från en rötningsprocess, kan partiell nitrifikation och anammox med fördel användas (Hellinga *et al.*, 1998).

I Malmö finns för närvarande två stora avloppsreningsverk (ARV). Sjölunda ARV ligger i norra Malmö och är dimensionerat för 550 000 populationsekvivalenter (p.e.) (VA SYD, 2015b). Klagshamns ARV ligger i södra Malmö och är dimensionerat för 90 000 p.e. (VA SYD, 2015a). Fram till år 2025 så beräknas befolkningen i Malmö att öka med ca 64 000 personer (Malmö Stad, 2014), vilket sätter press på Malmös reningsverk att utöka kapaciteten och att optimera dess processer.

Idag sker kväverening på Klagshamns ARV med nitrifikation och efterdenitrifikation. Ammoniumrikt rejektivatten från röt-kammare återförs idag till inloppet av verket där det blandas med huvudströmmen. På grund av en ökande belastning till verket så planerar VA SYD att införa separat behandling av den interna rejektivattenströmmen i reningsverket (VA SYD, 2013). För att förutspå hur en sådan processförändring kan komma att påverka verkets funktion, och om ytterligare effektivitetsökande modifikationer av verket kan göras, så kan matematisk modellering av det nya processschemat vara ett kostnadseffektivt alternativ (Henze *et al.*, 2008). Modellering ger även kvantitativa resultat som gör det lätt att utvärdera olika processkonfigurationer och belastningsscenarioer vilket underlättar beslutsfattning.

1.1 Syfte och mål

Syftet med detta projekt var att undersöka hur den planerade processförändringen för kväveavskiljning vid Klagshamns avloppsreningsverk med minskad kvävebelastning kommer att påverka det nuvarande systemet. Den specifika frågeställningen var:

- Vilka möjligheter för frigöring av volym leder systemändringen till?
- Kan delar av aktivslamvolymen användas till fördenitrifikation som komplement till efterdenitrifikation?
- Kan tillsatsen av kemisk fällningskemikalie i försteget minskas? Detta skulle leda till en ökad mängd partikulärt organiskt material som kan hydrolyseras och användas till fördenitrifikation
- Kan delar av aktivslamprocessen låtas vara oluftad för att spara energi?

Målet med projektet var att besvara ovan nämnda frågeställning genom att implementera en dynamisk matematisk modell av Klagshamns avloppsreningsverk i mjukvaran WEST®.

1.2 Avgränsningar

För att begränsa omfattningen av examensarbetet gjordes följande avgränsningar:

- En modell för den planerade anammoxreaktorn valdes att inte skapas. Istället gjordes en studie av litteratur för liknande anläggningar för att undersöka vilket reningsgrad som kan väntas av en sådan process. En approximativ konstant reningsgrad för ammoniumkväve kommer sedan att läggas till rejektvattenströmmen innan den återförs till inloppet av verket
- MBBR-steget modellerades inte på grund av den långa simuleringstid som krävdes
- Röttningsprocessen modellerades inte på grund av problem med att verifiera rötgasproduktionen i modellen till den som uppmätts vid verket.

2 Processer för behandling av avloppsvatten

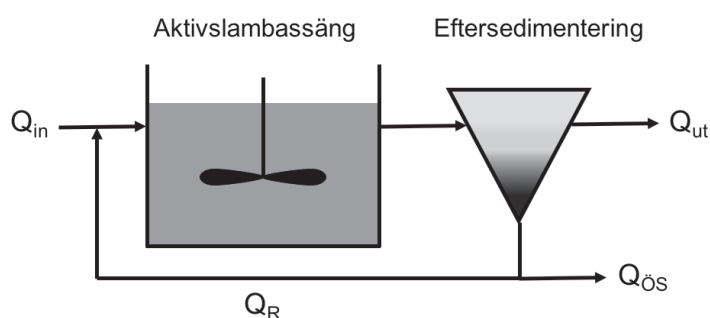
Inkommande avloppsvatten till ett reningsverk kan härstamma både från kommunala och industriella källor. Även dagvatten från avrinning från urbana ytor leds till reningsverken om dagvattennätet är kombinerat med avloppsvattennätet. Kommunala avloppsreningsverk som tar emot avloppsvatten från hushåll är främst designade för avskiljning av organiskt material (kvantifieras vanligen med hjälp av *biochemical oxygen demand* (BOD) eller *chemical oxygen demand* (COD)) och näringsämnen såsom kväve och fosfor. I detta kapitel beskrivs de olika processer som vanligen används inom avloppsreningsverk idag.

2.1 Försedimentation

Efter att grövre partiklar skiljts av från det inkommande vattnet är det vanligt att ha en försedimentationsbassäng för att med hjälp av gravitationen avskilja partikulärt materialet (kallat *primärslam*) i avloppsvattnet. Försedimentation kan även användas för kemisk fällning av fosfor, då tillsats av metallsalter (exempelvis FeCl_3 eller FeSO_4) binder löst fosfat som sedan kan separeras. Detta resulterar även i att mer av det organiska materialet i vattnet avskiljes, vilket minskar BOD-belastningen i efterföljande reningssteg.

2.2 Aktivslam

Aktivslamprocessen (förkortad ASP, *activated sludge process*) uppfanns i början av 1900-talet i England (Arden och Lockett, 1914), och är sedan dess en konventionell process för rening av avloppsvatten. Innan dess användes till stor del biologiska filter direkt i recipienten, men efter uppfinnandet av aktivslamprocessen kunde en bättre reduktionsgrad av organiskt material ske redan innan vattnet når recipienten (Henze *et al.*, 2008). I en ASP är biomassa suspenderad i vattnet i aktivslamreaktorn, vilken kan vara av typen totalomblandad bassäng (se Figur 2.1) eller pluggflödesbassäng. Biomassan växer ihop i flockar, vilka penetreras av näringsämnen i vattnet genom diffusion och blir tillgängliga för konsumtion av mikroorganismerna inuti flocken. Efter reaktorn når vattnet en sedimentationsbassäng där biomassan separeras från det renade vattnet. Den största delen av den koncentrerade biomassan (kallad slam) recirkuleras sedan tillbaka till reaktorn för att behålla en hög koncentration av mikroorganismer i reaktorn, medan en mindre del kan tas ut som överskottsslam (Tchobanoglous *et al.*, 2014).



Figur 2.1: Enkel reaktorkonfiguration för en aktivslamprocess. Processen består av en reaktor (här totalomblandad) och ett steg för separation och recirkulation av biomassa. De olika flödesströmmarna visas för in- (Q_{in}) och utgående (Q_{ut}) vatten samt för recirkulerat slam (Q_R) och överskottsslam ($Q_{ös}$).

Mängden överskottsslam som tas ut ur processen är avgörande för hur väl processen kommer att fungera, eftersom det reglerar den så kallade *slamåldern* (förkortas SRT, *solids retention time*). Detta innebär den genomsnittliga uppehållstiden för partikulärt material i reaktorn, och om slamåldern understiger ett kritiskt värde så tas mikroorganismer ut ur reaktorn snabbare än de hinner växa till. Slamåldern måste alltså vara tillräckligt lång för att de mikroorganismer som önskas i processen får tid att växa till för att få en fungerande process. Eftersom varmare temperaturer gynnar bakterietillväxt är den SRT som krävs även temperaturberoende. Aktivslamprocessen kan användas för både oxidation av organiskt material och biologisk avskiljning av närsalter såsom kväve och fosfor.

2.3 Biofilmsprocesser med rörliga bärare (MBBR)

Ett alternativ till aktivslamprocessen för biologisk avloppsvattenrening är användandet av biofilmsprocesser. Till skillnad från aktivslamprocessen är biomassan inte suspenderad i flockar i vattnet, utan växer istället på en fast yta som är i kontakt med vattnet. Flera fördelar finns med denna teknik, exempelvis skyddas biomassan från utspolning ur reaktorn vilket kan hända vid en för kort slamålder eller vid slamflykt (tillfälligt försämrade sedimentationsegenskaper). Detta gör att en högre belastning kan användas till reaktorn som då kan göras mer kompakt (Ødegaard *et al.*, 1999). Det finns dock också nackdelar med biofilmsprocesser som involverar en fast bädd, såsom tilltäppning av reaktorn. För att lösa dessa problem utvecklades i början av 1990-talet i Norge en biofilmsprocess med rörliga bärare, en så kallad *moving bed biofilm reactor* (MBBR) (Ødegaard *et al.*, 1994). I denna process växer biomassan på ett plastmedium med en densitet nära den av vatten som hålls suspenderat i reaktorn med hjälp av omrörning eller luftning. Med rörliga bärare ökar tillgängligheten av substrat i reaktorn jämfört med en fast bädd.

2.4 Slambehandling

Det slam som produceras vid reningsverk, både från försedimentation (primärslam) och från ASP (överskottsslam), måste tas om hand. Det är vanligt att någon form av förtjockning används initialt för att minska vattenhalten i slammet, vilket minskar energibehovet för uppvärmning i rötningsprocessen och ökar rötnings effektiviteten. Detta kan göras både mekaniskt i exempelvis en gravitationsförtjockare eller en centrifug eller kemiskt genom tillsats av exempelvis polymer (eller en kombination av båda metoderna). För att minska slammängderna kan det förtjockade slammet rötas under anaeroba förhållanden, där rötgas produceras vilken innehåller metan (CH₄). Denna kan användas till energiproduktion och bidra till en minskad nettoenergiförbrukning vid reningsverket. Om fördenitrifikation används för kväveavskiljning krävs en kolkälla som elektrondonator till processen, därmed måste en avvägning göras mellan nyttan av att avskilja mer BOD vid förfällning för att producera biogas och kostnaden för att tillsätta extern kolkälla till denitrifikation. Efter rötning kan slammet förtjockas ytterligare. Vattenfasen från detta steg (kallat rejektvatten) är mycket kväverikt och bidrar ofta med en stor del av den totala kvävebelastningen till ett reningsverk.

2.5 Konventionell kväveavskiljning

Konventionellt avskiljs kväve i avloppsvatten genom de två processerna nitrifikation och denitrifikation, vilka båda kan utformas som en aktivslam-, MBBR- eller andra processer.

2.5.1 Nitrifikation

Nitrifikation är en process där autotrofa bakterier (som använder oorganiskt kol som kolkälla) omvandlar ammonium till nitrat. Den sker i två steg, där ammonium i steg 1 (Ekvation 2.1) oxideras till nitrit (NO_2^-) med syre som elektronacceptor av ammoniumoxiderande bakterier (AOB), varefter nitrit i steg 2 (Ekvation 2.2) oxideras till nitrat (NO_3^-) med syre som elektroacceptor av nitritoxiderande bakterier (NOB).

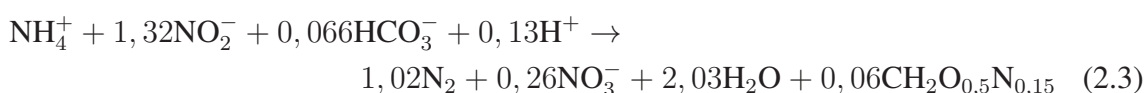


2.5.2 Denitrifikation

Denitrifikation sker under så kallade *anoxiska* förhållanden, då syre saknas men nitrat finns tillgängligt. Heterotrofa bakterier utnyttjar då nitrat som elektronacceptor för att oxidera organiskt material, där nitraten reduceras till kvävgas (N_2). Eftersom kväve i inkommande kommunalt avloppsvatten normalt är i form av NH_4^+ måste nitrifikation ske innan denitrifikation är möjligt. Om syre finns tillgängligt använder de heterotrofa bakterierna istället syre (O_2) som elektronacceptor, vilket förhindrar denitrifikation. Eftersom heterotrofa bakterier har en högre tillväxthastighet än autotrofa bakterier, och således ett konkurrensövertag, bryts organiskt material snabbt ned vid luftning för nitrifikation. Detta leder till att kolkällan som krävs för denitrifikation inte finns tillgänglig i vattnet, vilket kan lösas genom att använda så kallad för- eller efterdenitrifikation. Vid fördenitrifikation sker denitrifikation i början av processen och nitrifikation i slutet, med recirkulation av det nitratrika vattnet till denitrifikationszonen. På detta sätt utnyttjas den tillgängliga kolkällan i avloppsvattnet till denitrifikationen. Vid efterdenitrifikation luftas vattnet initialt för nitrifikation, och sedan tillsätts kolkälla för att denitrifikation ska kunna ske. Efterdenitrifikation kan således bli kostsam om extern kolkälla måste köpas in. En fördel med efterdenitrifikation är dock att lägra halter av ammonium och nitrat kan åstadkommas jämfört med fördenitrifikation.

2.6 Partiell nitrifikation och anammox

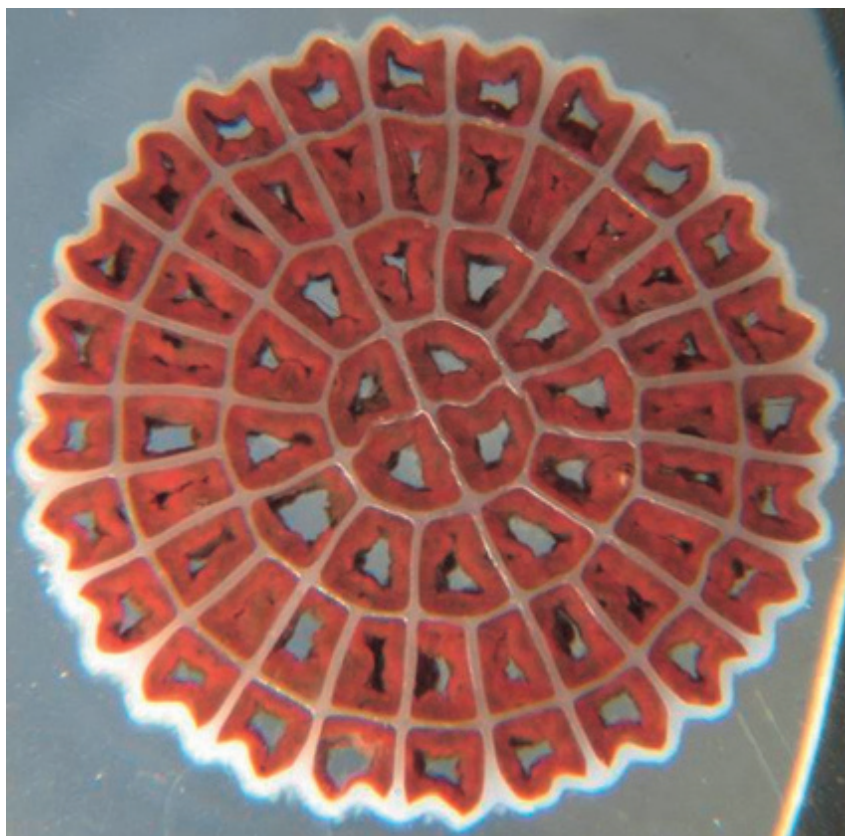
Anammoxbakterier (*anaerobiska ammoniumoxiderare*, AnAOB) upptäcktes först på mitten av 1990-talet av Mulder *et al.* (1995), trots att deras förekomst hade förutspått redan 1977 genom termodynamiska beräkningar (Broda, 1977). Namnet anammox är en förkortning av *anaerobic ammonium oxidation*, alltså oxidation av ammonium under syrefria förhållanden. Som namnet antyder sker processen inte med syre (vilket är nödvändigt för nitrifikation), utan med nitrit (NO_2^-) som elektronacceptor. Den fullständiga stökiometriska reaktionen presenterades av Strous *et al.* (1998), och ges i Ekvation 2.3.



För att kunna utnyttja processen krävs tillgång till nitrit i avloppsvattnet. Då den största delen av kväve är i form av ammonium (NH_4^+) så måste nitrit först produceras. Vid nitrifikation, som sker i två steg (Ekvation 2.1 och 2.2, Tchobanoglous *et al.*, 2014), produceras nitrit i det första steget för att sedan oxideras till nitrat.

Genom att gynna AOB framför NOB kan reaktionen i Ekvation 2.2 förhindras och en ackumulering av nitrit i systemet kan ske. Detta kan åstadkommas exempelvis vid höga temperaturer då tillväxthastigheten för AOB är högre än för NOB (Hellinga *et al.*, 1998), vid låga syrehalter då AOB har konkurrensövertag över NOB på grund av högre affinitet för syre (Blackburne *et al.*, 2008), samt vid hämning av NOB med exempelvis ammoniak (NH_3) eller salpetersyrighet (HNO_2) (Anthonisen *et al.*, 1976).

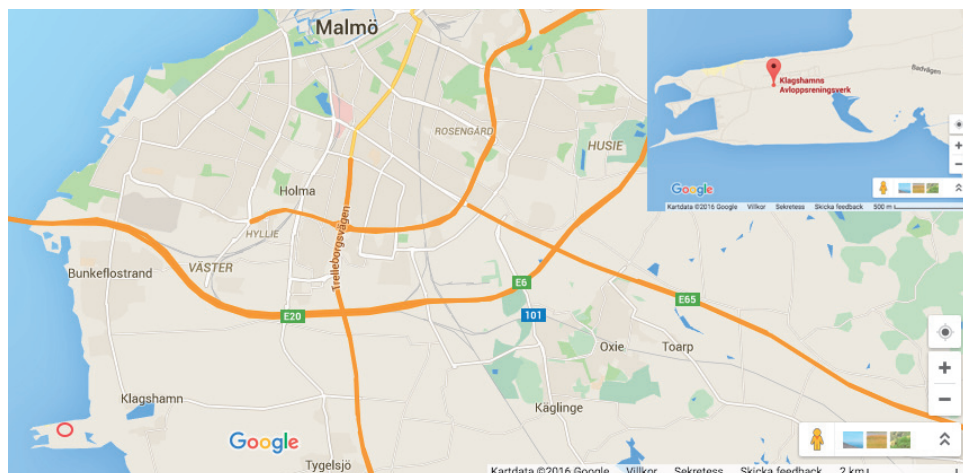
AnAOB är liksom AOB och NOB autotrofa och använder koldioxid som kolkälla (Strous *et al.*, 1999). AnAOB har dock en betydligt långsammare tillväxthastighet med en uppskattad dubleringstid på ungefär 2 veckor (Kuenen, 2008), vilket gör processen känslig för störningar då återhämtning kan ta lång tid. På grund av detta är det fördelaktigt att använda en biofilmsprocess, som exempelvis MBBR, vid design av anammoxsystem för kvävereduktion för att hålla kvar biomassan i systemet. Andra processkonfigurationer så som med suspenderad biomassa eller med granuler kan dock också användas. Ett exempel på en bärare från en MBBR designad för anammox kan ses i Figur 2.2.



Figur 2.2: Veolia Water Technologies AnoxKaldnesTM K5-bärare från en MBBR designad för anammox. Biofilmen med anammoxbakterier syns tydligt med dess distinkta röda färg. Foto: Veolia Water Technologies.

3 Klagshamns avloppsreningsverk

Klagshamns ARV är beläget på Klagshamnsudden strax söder om Malmö (se Figur 3.1) och drivs av VA SYD. Verket tar emot och behandlar avloppsvatten från stadsdelarna i södra Malmö (Limhamn, Bunkeflo, Hyllie och Klagshamn) samt från hela Vellinge kommun. Renat avloppsvatten leds ut i recipienten Öresund (VA SYD, 2015a).



Figur 3.1: Karta över området runt södra Malmö, med en närbild på Klagshamnsudden i övre högra hörnet. Cirkeln i det nedre vänstra hörnet visar Klagshamns avloppsreningsverk. Karta: Google Maps.

Verket är dimensionerat för 90 000 populationsekvivalenter, och tar för närvarande emot avloppsvatten från cirka 70 000 anslutna personer (VA SYD, 2015a). Verket har utsläppskrav för BOD₇, total fosfor och total kväve, och de nuvarande värdena ges i Tabell 3.1. Översiktliga dimensioneringsdata ges i Tabell 3.2.

Tabell 3.1: Utsläppsgränser för Klagshamns ARV (VA SYD, 2015a).

Parameter	Riktvärde	Gränsvärde
BOD ₇	10 mgBOD ₇ /L (månadsmedelvärde)	10 mgBOD ₇ /L (årsmedelvärde)
Total fosfor	0,3 mgP/L (månadsmedelvärde)	0,3 mgP/L (årsmedelvärde)
Total kväve	12 mgN/L (årsmedelvärde)	-

Tabell 3.2: Dimensioneringsvärden för Klagshamns ARV (VA SYD, 2015a).

	Dimensioneringsvärde
Populationsekvivalenter	90 000 p.e.
Q _{max}	3000 m ³ /h
Q _{max} till aktivslamsteg	1800 m ³ /h
Q _{dim} till aktivslamsteg	900 m ³ /h
Q _{max} till MBBR och efterbehandling	2000 m ³ /h

3.1 Processöversikt

Figur 3.5 visar en översikt av processschemat för Klagshamns ARV och de olika processerna relateras mellan text och figur med siffror.

3.1.1 Förbehandling

Inledningsvis lyfts det inkommande vattnet in i verket med hjälp av 3 st frekvensstyrda skruvpumpar (1), vilka är dimensionerade för en maxkapacitet på 6500 m³/h (VA SYD, 2015a). Vattnet passerar sedan två rens-galler (2) med 2 mm spaltvidd där grova partiklar (kallat rens) skiljs bort. Vid behov finns möjlighet för att sätta två extra rens-galler med 3 mm spaltvidd i drift. Därefter delas flödet till två parallella linjer in till ett luftat sandfång (3) där sand och liknande tyngre partiklar skiljs av. I början av detta steg tillsätts järnklorid (FeCl₃) för förfällning, vilket primärt syftar till fosforavskiljning men även för en avskiljning av organiskt material för minskad BOD-belastning till ASP-steget. Fosfor sedimenterar sedan med primärslammet i de efterföljande fyra parallella försedimenteringsbassängerna (4) (Figur 3.2) och leds därefter till en brunn (15). Efter försedimenteringen finns möjlighet att vid höga flöden pumpa vattnet förbi detta steg (7) och leda det direkt till pumpgropen (9) innan MBBR-steget.



Figur 3.2: Försedimentation vid Klagshamns ARV. Foto: Christoffer Wärrff.

3.1.2 Aktivslam

Efter försedimentering följer ett aktivslamsteg (6) (Figur 3.3) för oxidering av organiskt kol samt nitrifikation, vilket är fortsatt separerat i två parallella linjer indelade i 8 separata celler som alla kan köras luftade eller oluftade med ombländning. Zon 8 är dessutom uppdelad i två sektioner, *a* och *b*. För närvarande körs alla zoner luftade. Sedan följer eftersedimentering (8) i 8 parallella bassänger där sedimenterat slam cirkuleras tillbaka till inloppet av aktivslamsteget. Eftersom Klagshamns reningsverk emellanåt har haft problem med tillväxt av trådbildande

bakterier som bildar filament och påverkar slammets sedimentationsegenskaper negativt har en ozonanläggning (5) installerats. Vid behov kan då en del av returslammet behandlas med ozon, vilket förbättrar sedimentationsegenskaperna då det sönderdelar filamenten och skapar ett kompaktare slam (Boehler och Siegrist, 2007; Zhang *et al.*, 2009). Slamöverskottet från eftersedimentationen pumpas sedan november 2015 till inloppet av sandfånget för att sedan sedimenteras med primärslammet i försedimentationen (4). Tidigare pumpades överskottsslammet till en förtjockare (16) enligt Figur 3.5.



Figur 3.3: Aktivslamprocessen vid Klagshamns ARV. Foto: Christoffer Wärf.

3.1.3 MBBR och efterbehandling

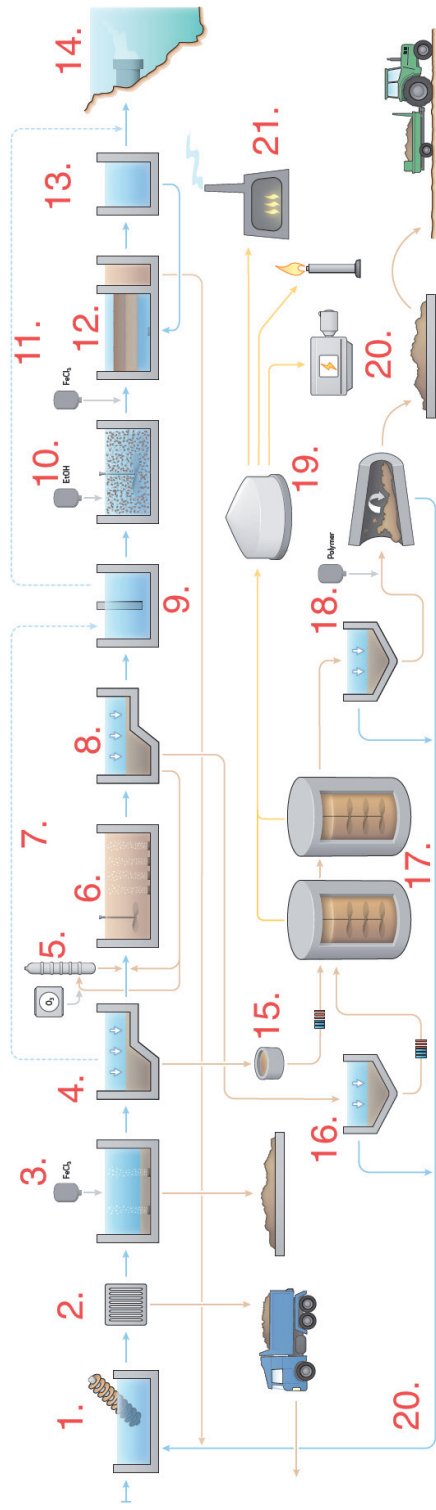
Efter aktivslamsteget når vattnet en pumpgrop (9), dit även eventuellt förbilet vatten från punkten efter försedimentationen leds in. De två strömmarna hålls separerade så att det förbileda vattnet kan prioriteras in till nästa steg, och för resterande vatten finns möjlighet för ytterligare förbiledning till utloppet av verket. Vattnet från pumpgropen pumpas till 2 st MBBR-reaktorer (19) (Figur 3.4) i två parallella linjer för efterdenitrifikation, där AnoxKaldnesTM K1-bärare används som bärrmaterial för biofilmen. Extern kolkälla tillsätts vid inloppet till MBBR-processen i form av etanol. Efter MBBR-steget följer ett tvåmediafilter (sand- och antracit) (12) där suspenderat material skiljs av. Vid otillräcklig separering av fosfor tidigare i processen kan järnklorid tillsättas vid inloppet till filtret för att fälla ytterligare fosfor i filtret. Slutligen förs det reade vattnet till ett spolvattenmagasin (13) där det blandas med förbilet vatten (endast vid höga flöden, vilket sker sällan) från pumpgropen (11) innan det når utloppet till Öresund.



Figur 3.4: MBBR-processen vid Klagshamns ARV. Foto: Christoffer Wärrff.

3.1.4 Slamhantering

Blandningen av primär- och överskottsslam som sedimenterat i försedimentationen leds till en slambrunn innan det förs till två seriekopplade röt-kammare (17) där det rötas mesofilt (cirka 37 °C). Efter rötning avvattnas slammet i en förtjockare (18) innan polymer tillsätts varefter det centrifugeras i två centrifuger för att förtjockas ytterligare. Vattenfasen från detta steg (rejektvatten) är mycket ammoniumrikt och återförs idag till inloppet av verket. Rötgas som bildats vid rötningen samlas i en gasklocka (19) där det sedan kan användas till energiproduktion via en mikroturbin (20) eller en röt-/naturgaspanna (21). Dimensioner på processtegen ses i Tabell 3.3.



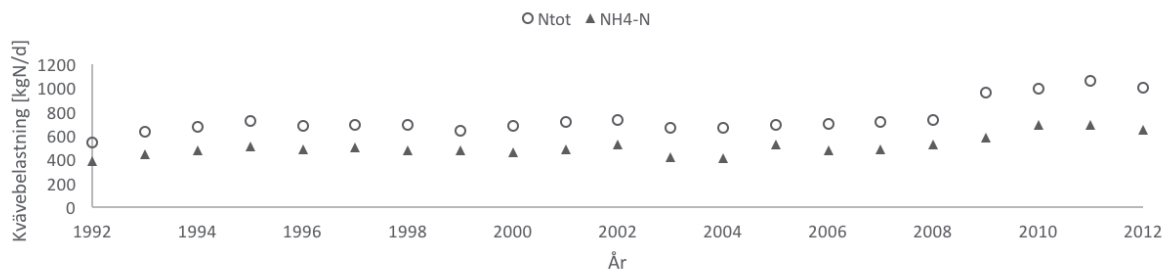
Figur 3.5: Översiktligt flödesschema över processerna vid Klagshammns avloppsreningsverk (VA SYD, 2015a). Siffror relaterar till processbeskrivning i Sektion 3.1. Använd med tillstånd av VA SYD.

Tabell 3.3: Anläggningsdata för Klagshammns reningsverk (VA SYD, 2015a).

Enhet	Antal	Volym [m ³]	Ytarea [m ²]	Fyllnadsgrad [%]	Kapacitet [m ³ /h]
<i>Primärbehandling</i>					
Sandfång	2	2 · 200	-	-	-
Försedimentering	4	4 · 550	4 · 250	-	-
<i>Biologiska steget</i>					
Luftningsbassänger	2	2 · 2200	-	-	-
Eftersedimentering	8	8 · 612	8 · 170	-	-
<i>Efterbehandling</i>					
MBBR	4	4 · 275	-	36	-
Sandfilter	5	-	4 · 44	-	-
<i>Slambehandling</i>					
Förtjockare	2	2 · 133	2 · 493	-	-
Rötkammare	2	2 · 1750	-	-	-
Centrifug	2	-	-	-	2 · 15

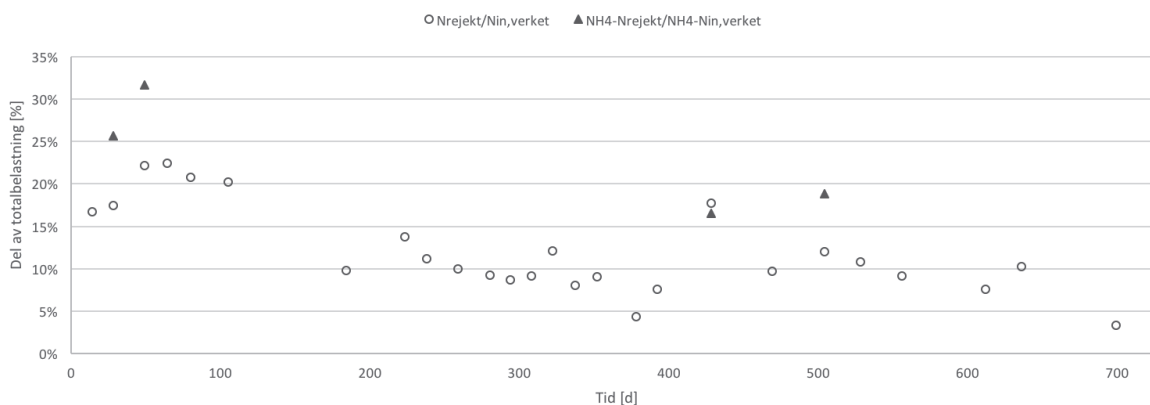
3.2 Planerad tillbyggnad för rejektvattenbehandling

Rejektvattenbehandling med en annamoxprocess planeras vid Klagshamns ARV eftersom inkommande kvävebelastningen ökat till verket (se Figur 3.6). VA SYD planerar att använda en MBBR med AnoxKaldnes K5-bärare (se Figur 2.2) för ändamålet.



Figur 3.6: Inkommande genomsnittlig kvävebelastning vid Klagshamns reningsverk under åren 1992-2012 (VA SYD, 2013).

För att undersöka hur stor del av belastningen till verket som rejektvattnet står för så beräknades kvoten mellan totalbelastningen och rejektvattenbelastningen för både totalkväve och ammoniumkväve under perioden 2014-2015. Resultaten från detta kan ses i Figur 3.7. Den procentuella andelen av ammoniumkvävebelastningen som varierar mellan 32% och 16% (endast 4 datapunkter) medan den procentuella andelen av totalkvävebelastningen varierar mellan 3% till 22%. Medelvärdet av andelen av totalkvävebelastningen som härstammar från rejektvattnet under perioden är 12%, vilket är nära det intervall på 15%-20% som ofta nämns i litteraturen (la Cour Jansen *et al.*, 1993; Siegrist *et al.*, 2008; Gujer, 2010)



Figur 3.7: Andel av kvävebelastningen till Klagshamns ARV under 2014-2015 som utgörs av kväve från rejektvattnet. Figuren visar både kvoten av totalkväve in till verket samt kvoten av ammoniumkvävet.

4 Modellering av processer inom avloppsvattenrening

Många olika sorters modeller har utvecklats för de olika processerna som används inom avloppsvattenrening. De flesta grundmodellerna inriktas enbart på en specifik process, så för att skapa en komplett modell för ett reningsverk behöver flera av dessa olika modeller kombineras. Detta kan göras i många kommersiella programvaror, som exempelvis WEST. Premisserna för de processmodeller som är relevanta för denna rapport beskrivs nedan.

4.1 WEST®

Mjukvaran WEST (DHI, 2016) är ett verktyg för dynamisk modellering och simulering av avloppsvattensreningsverk som utvecklas av DHI (Danske Hydrologiske Institut). Programmet erbjuder ett grafiskt gränssnitt och är förprogrammerat med en mängd olika modeller som beskriver fysiska, kemiska och biologiska reaktioner inom avloppsvattenprocesser. WEST är uppdelat i fyra olika moduler med olika komplexitetsgrad och användningsområden:

- WESTforOPERATORS
- WESTforDESIGN
- WESTforOPTIMIZATION
- WESTforAUTOMATION

WESTforOPTIMIZATION är det kompletta programmet och innehåller möjligheten till simulering under steady state- eller dynamiska förhållanden. Steady state-simulering innebär att alla parameter- och indatavärden hålls konstanta tills alla variabelvärden i modellen når ett jämviktsläge och även de förblir konstanta. Under dynamiska förhållanden varierar värden på parametrar och indata, vilket ger ett mer verklighetstroget beteende. WESTforOPTIMIZATION innehåller även möjligheten att göra känslighetsanalyser, parameteruppskattning och modifieringar av befintliga eller definiering av egna modeller. WESTforOPTIMIZATION är den modul som använts i denna studie.

4.2 Aktivslam

Den viktigaste modellen att välja i denna typ av modelleringsprojekt är modellen för aktivslamprocessen, vilken är en övergripande modell som beskriver kinetik och stökiometri för de biologiska och kemiska reaktionerna i alla reningssteg (med undantag av rötningsprocesser). WEST är i huvudsak uppbyggt kring de mycket populära ASM-modellerna (beskrivs nedan), vilka inkluderar ASM1, ASM2, ASM2d och ASM3 (Henze *et al.*, 2000). De olika modellerna har olika användningsområden beroende på målen med simuleringen. Vissa modellerar nitrifikation och denitrifikation som enstegsprocesser, vilket betyder att nitrit (NO_2^-) inte finns med som en tillståndsvariabel, medan andra är mer detaljerade för att kunna kvantifiera de mellanliggande stegen för exempelvis utsläpp av växthusgaser. Alla inkluderar inte heller fosfor som en tillståndsvariabel. De modeller för aktivslam som finns tillgängliga i WEST är:

- Activated Sludge Model No. 1 (ASM1) (Henze *et al.*, 2000): Modell för COD- och kvävereduktion, där nitrifikation och denitrifikation modelleras som enstegsprocesser
- ASM1 utökad med 2-stegs nitrifikation och denitrifikation

- Activated Sludge Model No. 2d (ASM2d) (Henze *et al.*, 2000): Modell för COD-, fosfor- och kvävereduktion. Nitrifikation och denitrifikation modelleras som enstegsprocesser
- ASM2d modifierad med elektronacceptorberoende avdödning av organismer (se Gernaey och Jørgensen, 2004), här kallad ASM2dMod
- Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) (Henze *et al.*, 2000): Mer avancerad modell för COD- och kvävereduktion som inkluderar bland annat mikroorganismers lagring av organiskt substrat och endogen respiration
- ASM3 utökad med modul för biologisk fosforavskiljning utvecklad av EAWAG (Siegrist *et al.*, 2002a)
- Activated Sludge Model for Greenhouse gases No. 1 (ASMG1) (Guo och Vanrollegheem, 2014): ASM1 med 2-stegs nitrifikation och 4-stegs denitrifikation för beräkning av växthusgasutsläpp
- Activated Sludge Model for Greenhouse gases No. 2d (ASMG2d) (Guo, 2014): ASM2d med 2-stegs nitrifikation och 4-stegs denitrifikation för beräkning av växthusgasutsläpp
- UCT Plant-wide model (Ikumi, 2011): En 3-fasmodell (vatten-gas-solid) utvecklad för modellering av hela ARV

Eftersom fällning av fosfor beslutats att inkluderas i modellen, samt framtida modelleringsscenarier med fördenitrifikation (och därmed anoxiska förhållanden) planeras valdes ASM2dMod som bas för modelleringen i detta projekt. Utöver detta var tanken att samtidigt bygga en identisk modell (utan fosforfällning) i ASM1 för att kunna inkludera en rötningsprocess (fosfor är inte inkluderad som en tillståndsvariabel i rötningsmodellen ADM1, därför kan inte ASM2d kombineras med denna).

4.2.1 Activated Sludge Model No. 2d Mod

ASM2d är liksom de övriga ASM-modellerna uppbyggd kring massbalanser av olika fraktioner av COD och kväve, men innehåller även fosfor. Samtliga tillståndsvariabler i modellen ges och beskrivs i Tabell 4.1.

Organiskt material i det inkommande avloppsvattnet delas först och främst upp i partikulärt (X) och löst (S) material. Dessa fraktioner delas sedan in i det som är biologiskt tillgängligt, alltså som kan användas som substrat för mikroorganismer, och det som är biologiskt inert. Det biologiskt tillgängliga materialet definieras trots nomenklaturen inte distinkt som partikulärt eller löst, utan som biologiskt lättillgängligt (S_A och S_F , summan av dessa ersätts i ASM1 av S_S) och biologiskt långsamt nedbrytbart (X_S). Biologiskt lättillgängligt material består av enklare organiska molekyler som är lätta för mikroorganismerna att konsumera, medan biologiskt långsamt nedbrytbart material består av partikulärt material och komplexa organiska molekyler, vilka inte direkt kan utnyttjas av mikroorganismer. Efter att X_S genomgått hydrolys bryts materialet ned till S_A och S_F och blir således biologiskt lättillgängligt. Partikulärt och löst inert organiskt material (X_I och S_I) kan inte nyttjas av mikroorganismer utan passerar verket oförändrade. Då provtagning av COD vanligen sker som totalt COD (COD_{tot}) samt filtrerat totalt COD (COD_{filt}) måste dessa delas in de olika fraktionerna som används i modellen. Även koncentrationen av mikroorganismer kvantifieras i termer av COD, med heterotrof (X_H), autotrof (X_{AUT}) och fosfatackumulerande (X_{PAO}) biomassa. En omvandling görs sedan för den totala mängden partikulärt

materialet från termer av COD till TSS (X_{TSS}). Näringsämnen inkluderas i form av ammoniumkväve (S_{NH_4}), nitratkväve (S_{NO_3}) och fosfatfosfor (S_{PO_4}).

Tabell 4.1: Tillståndsvariabler i ASM2d (Henze *et al.*, 2000). Löst material betecknas S medan partikulärt material betecknas X .

Variabel	Enhet	Beskrivning
S_A	gCOD/m ³	Beskriver produkter från fermentering, och syftar främst på acetat
S_{ALK}	molHCO ₃ ⁻ /m ³	Vattnets alkalinitet
S_F	gCOD/m ³	Fermenterbart, lätt tillgängligt organiskt material
S_I	gCOD/m ³	Inert löst organiskt material
S_{N_2}	gN/m ³	Kvävgas (N ₂)
S_{NH_4}	gN/m ³	Summan av ammonium- (NH ₄ ⁺ -N) och ammoniakkväve (NH ₃ -N)
S_{NO_3}	gN/m ³	Summan av nitrat- (NO ₃ ⁻) och nitritkväve (NO ₂ ⁻)
S_{O_2}	gO ₂ /m ³	Syrgas (O ₂)
S_{PO_4}	gP/m ³	Oorganisk löst fosfor, främst orto-fosfat
X_{AUT}	gCOD/m ³	Autotrof biomassa
X_H	gCOD/m ³	Heterotrof biomassa
X_I	gCOD/m ³	Inert partikulärt organiskt material
X_{MeOH}	gTSS/m ³	Metalloxider (Fe(III))
X_{MeP}	gTSS/m ³	Metallbundet fosfat
X_{PAO}	gCOD/m ³	Fosfatackumulerande biomassa
X_{PHA}	gCOD/m ³	Intern lagringsprodukt för PAO
X_{PP}	gP/m ³	Polyfosfat
X_S	gCOD/m ³	Svårnedbrytbart organiskt material
X_{TSS}	gTSS/m ³	Total mängd suspenderat partikulärt material

Reaktionerna som sker i de olika processerna beskrivs i matrisform, där de stökiometriska koefficienterna ($v_{j,i}$) för de olika tillståndsvariablerna (i) i varje process (j) ges. Varje process innehåller också en processhastighet (ρ_j), vilken multipliceras med varje stökiometrisk koefficient för att ge reaktionshastigheten ($r_{j,i}$) för varje variabel i varje process. Den totala reaktionshastigheten för varje variabel (r_i) beräknas sedan genom summering av reaktionshastigheten för alla processer som sker, enligt Ekvation 4.1. Se Henze *et al.* (2000) för exempel.

$$r_i = \sum v_{j,i} \cdot \rho_j \quad (4.1)$$

Aktivslamreaktorerna antas vara totalomblandade, och för varje reaktor och varje tillståndsvariabel beräknas en massbalans med transport- och reaktionsprocesser. För en totalomblandad reaktor med konstant in- och utflöde Q [m³/d] och volym V [m³] beräknas massbalansen för ämne i enligt Ekvation 4.2:

$$\frac{dS_i}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot (S_{i,in} - S_i) + r_i \quad (4.2)$$

där:

$S_{i,in}$: Ingående koncentration av ämne i [g/m^3]

S_i : Koncentration av ämne i i reaktorn [g/m^3]

Q : Flöde genom reaktorn [m^3/d]

V : Reaktorvolymen [m^3].

Processhastigheterna för tillväxt av organismer beskrivs med hjälp av Monods ekvation (Monod, 1949), det vill säga att tillväxthastigheten för en typ av organism (μ) på ett begränsande substrat S bestäms enligt Ekvation 4.3. Se Figur 4.1 för ett exempel.

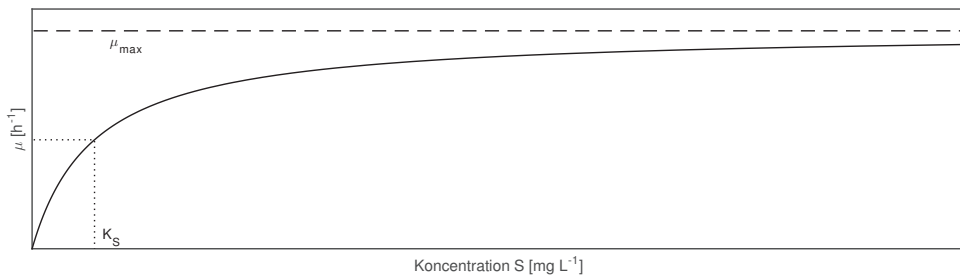
$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \quad (4.3)$$

där:

μ_{\max} : Den maximala tillväxthastigheten [d^{-1}]

S : Koncentrationen av ett begränsande substrat [g/m^3]

K_s : Halvmättnadskonstanten för begränsande substrat [g/m^3], vilken beskriver den koncentration av S där $\mu = 0,5 \cdot \mu_{\max}$.



Figur 4.1: Exempel som visar tillväxthastigheten för mikroorganismer på ett begränsande substrat S enligt Monods ekvation (Monod, 1949).

För att beskriva ett substrat som agerar hämmande i höga koncentrationer kan ytterligare en term introduceras till Ekvation 4.3, enligt Ekvation 4.4:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot \frac{K_I}{K_I + I} \quad (4.4)$$

där:

I : Koncentrationen av ett hämmande substrat [g/m^3]

K_I : Halvmättnadskonstanten för hämmande substrat [g/m^3].

Processhastigheten fås genom att multiplicera tillväxthastigheten med koncentrationen av mikroorganismer, som exempelvis för heterotrofa bakterier kan ge Ekvation 4.5:

$$\rho_j = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot \frac{K_I}{K_I + I} \cdot X_H \quad (4.5)$$

Avdödning (lysering) av biomassa sker i ASM2d enligt Ekvation 4.6 (heterotrof biomassa används som exempel):

$$\rho_{\text{lysering, H}} = b_{\text{H}} \cdot X_{\text{H}} \quad (4.6)$$

där:

b_{H} : Avdödningskonstant för heterotrof biomassa [d^{-1}].

I ASM2d med Ekvation 4.6 tas dock ej någon hänsyn till vilken elektronacceptor som finns tillgänglig, alltså om aeroba, anoxiska eller anaeroba förhållanden gäller. Detta har visat sig påverka hur avdödning av mikroorganismer sker (Siegrist *et al.*, 1999), och på grund av detta har ekvationen för lysering i ASM2dMod modifierats enligt Ekvation 4.7 (Gernaey och Jørgensen, 2004):

$$\rho_{\text{lysering, H}} = b_{\text{H}} \cdot \left[\frac{S_{\text{O}_2}}{K_{\text{O}_2} + S_{\text{O}_2}} + \eta_{\text{H,NO}_3,\text{end}} \cdot \frac{K_{\text{H,O}_2}}{K_{\text{H,O}_2} + S_{\text{O}_2}} \cdot \frac{S_{\text{NO}_3}}{K_{\text{H,NO}_3} + S_{\text{NO}_3}} \right] \cdot X_{\text{H}} \quad (4.7)$$

där:

$K_{\text{H,X}}$: Halvmättnadskonstant för heterotrofer och ämne X [g/m^3]

S_{X} : Koncentration av ämne X [g/m^3]

$\eta_{\text{H,NO}_3,\text{end}}$: Anoxisk reduktionsfaktor för endogen respiration av heterotrof biomassa (X_{H}) [-].

För en komplett lista över processer, processehastighetsekvationer och stökiometriska konstanter, se Henze *et al.* (2000).

4.3 Sedimentation

Ett antal olika modeller för sedimentation finns representerade i WEST. Vissa är specifika för försedimentation (benämnd *primär* nedan) och vissa för eftersedimentation (benämnd *sekundär* nedan), medan vissa går att använda till båda typerna. Följande modeller finns tillgängliga i WEST:

- Lessard och Beck (1988): Primär. Inkluderar hydrolys enligt Sollfrank och Gujer (1991)
- Otterpohl och Freund (1992): Primär/sekundär
- Punktsedimentation: Primär/sekundär. Baseras endast på massbalanser
- Takács-modellen (Takács *et al.*, 1991): Primär/sekundär. 10-lagersmodell som finns i flera varianter med utbyggnader i WEST, såsom med parameteruppskattning från SVI (endast sekundär), fraktionering av komponenter och inkluderande av biologiska reaktioner
- Tay (1982): Primär. Baseras på minskning av TS till utlopp beroende på uppehållstiden
- Marsili-Libelli (1989): Sekundär
- Plósz *et al.* (2007): Sekundär
- Bürger-Diehl-modellen (Bürger *et al.*, 2011; Bürger *et al.*, 2013): Sekundär

Otterpohl och Freund-modellen beslutades att användas till detta projekt till försedimentationsbassängerna. Till eftersedimentation användes Takács-modellen som är utökad med parameteruppskattning från SVI. Endast de modeller som används i detta projekt beskrivs mer ingående nedan, vid vidare intresse hänvisas läsaren till angivna referenser.

4.3.1 Otterpohl & Freund-modellen

Otterpohl & Freund-modellen (Otterpohl och Freund, 1992; Otterpohl, 1995; se också Gernaey *et al.* (2014)) är utvecklad för försedimentation och fungerar som en totalomblandad reaktor där utspädning av inkommande vatten sker initialt, varefter separation av partikulärt material sker i utloppsströmmen (se Figur 4.2). Massbalansekvationerna för partikulärt och löst material i bassängen skrivs enligt Ekvation 4.8:

$$\frac{dC_j}{dt} = (C_{j,\text{in}} - C_j) \cdot \frac{Q}{V} \quad (4.8)$$

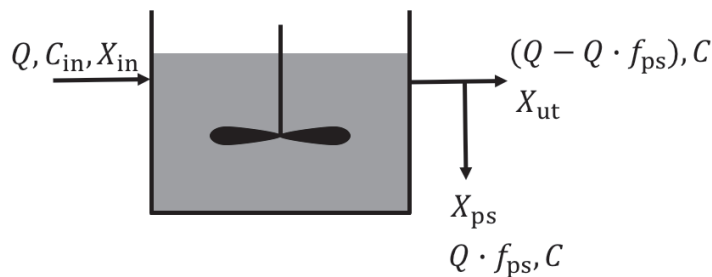
där:

C : Koncentration av partikulärt (X) eller löst (S) material [g/m^3]

Q : Flöde genom bassängen [m^3/d]

V : Den totala bassängvolymen [m^3]

j : Index till varje tillståndsvariabel som existerar i den övergripande ASM-modellen (se Tabell 4.1).



Figur 4.2: Grafisk representation av Otterpohl & Freund-modellen för försedimentation (Otterpohl och Freund, 1992; Otterpohl, 1995). f_{ps} betecknar den fraktion av det inkommande flödet (Q) som blir primärslamflöde, medan S betecknar löst material och X partikulärt material (index in = inkommande, ps = i primärslamflödet, utan index = i reaktorn och i utgående vattenfas).

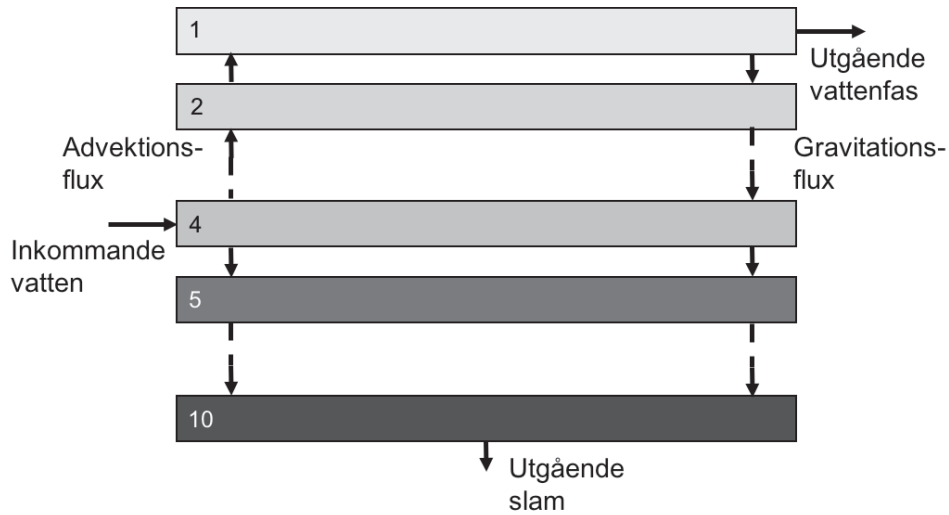
Alla modellparametrar ges i Tabell 4.2.

Tabell 4.2: Modellparametrar för Otterpohl och Freund-modellen (Otterpohl och Freund, 1992).

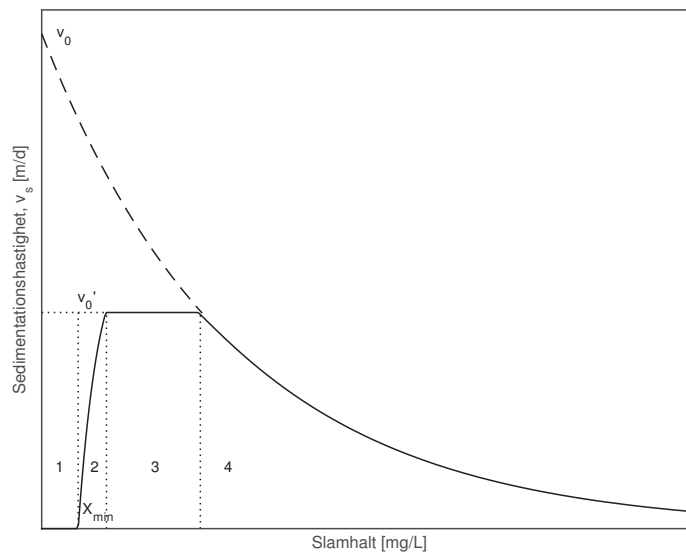
Parameter	Benämning i WEST	Beskrivning	Enhet
f_x	f_X	Kvot mellan partikulärt och totalt COD	[-]
f_{corr}	f_corr	Beskriver borttagningseffektivitet	[-]
T_m	t_m	Utjämningskonstant	[d]
f_{ps}	f_PS	Fraktionen av det totala flödet som blir primärslamflöde	[-]

4.3.2 Takács-modellen

Takács *et al.* (1991) presenterade en dynamisk modell för endimensionell sedimentation bestående av 10 lager (Figur 4.3). Inloppet sker till lager 4, varefter ekvationer för den mängd partikulärt material som transporteras med vattenflödet samt sjunker på grund av gravitationskrafter beskriver massflödet mellan lagren. Sedimentationshastigheten är beroende på slamhalten i det specifika lagret, enligt Figur 4.4.



Figur 4.3: Grafisk representation av massflöde mellan modellager i Takács-modellen (Takács *et al.*, 1991).



Figur 4.4: Grafisk representation av hur sedimentationshastigheten varierar med slamhalten i Takács-modellen (Takács *et al.*, 1991).

Tabell 4.3: Modellparametrar för Takács-modellen (Takács et al., 1991).

Parameter	Benämning i WEST	Beskrivning	Enhet
v_0	v0	Maximal teoretisk sedimentationshastighet	[m/d]
v_0'	v00	Maximal praktiskt sedimentationshastighet	[m/d]
f_{ns}	f_ns	Icke-sedimenterbar fraktion av inkommande partiklar	[-]
r_p	r_P	Sedimentationsparameter för låga koncentrationer	[m ³ /g]
r_h	-	Beskriver hindrad sedimentation. Beräknas i WEST från parametern SVI	[m ³ /g]
X_t	X_T	Gränsvärde för suspenderade partiklar	[g/m ³]
X_{min}	X_Lim	Minimumkoncentrationen i slamfilten för att sedimentation ska ske	[g/m ³]
-	SVI	Slamvolymindex. Används för att beräkna r_h	[mL/g]

Fyra olika områden kan ses i Figur 4.4 där olika sedimentationsbeteenden sker. I område 1 är slamhalten låg och under minimumkoncentrationen för att sedimentation ska ske (X_{min}), vilket gör att $v_s = 0$. När slamhalten sedan ökar (zon 2) ökar flockstorleken och då även sedimentationshastigheten (här påverkar parametern r_p). Efter att en viss koncentration är nådd når sedimentationshastigheten sitt maximum vid den maximala praktiska sedimentationshastigheten, v_0' (zon 3). I zon 4 är slamhalten tillräckligt hög för att hindrad sedimentation ska ske (påverkas av parametern r_h /SVI). Detta innebär att koncentrationen är så hög att partiklarna interagerar och därför rör sig långsammare än när slamhalten är lägre. Modellen inkluderar inte så kallad kompressions sedimentering, vilket sker i botten av sedimentationsbassängen där slammet komprimeras.

I den specifika Takács-modell som valts för detta projekt uppskattas parametern för hindrad sedimentation, r_h , genom det så kallade *slamvolymindexet*, *SVI*. Fördelen med detta är att *SVI* är lätt att mäta rutinmässigt vid ett avloppsreningsverk, medan traditionella metoder för att uppskatta sedimentationsegenskaper är mer tidskrävande. Slamvolymindexet beräknas med hjälp av *slamvolymen*, *SV*, vilket är den volym slam som sedimenterar under en 30-minutersperiod, och slamhalten (*SS*). Vid en slamvolym under 300 mL/L används Ekvation 4.9, medan Ekvation 4.10 används vid en slamvolym mellan 300 - 800 mL/L (Gillberg et al., 2003).

$$SVI = 1000 \cdot \frac{SV}{SS} \quad (4.9)$$

$$DSVI = 1000 \cdot \frac{200 + SV/3}{SS} \quad (4.10)$$

Parametern r_h beräknas i den modifierade Takács-modellen enligt Ekvation 4.11 (Daigger och Roper, 1985):

$$r_h = 0,148 + 0,00210 \cdot SVI \quad (4.11)$$

4.4 Biofilmsprocesser - Van Hulle och Vanrolleghem-modellen

Endast en biofilmsmodell är tillgänglig i WEST, och den är baserad på modellen utvecklad av Van Hulle & Vanrolleghem (se Van Hulle *et al.*, 2003). När en MBBR-enhet används antar modellen en totalomblandad reaktor där transport av ämnen in i biofilmen sker genom diffusion. Själva biofilmen är endimensionell och består av ett antal lager (default 10), där flux mellan lagren även där sker genom diffusion. Detta ger Ekvation 4.12 som beskriver koncentrationsförändringen i varje lager i modellen:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = D_i \cdot \frac{\partial^2 C_i}{\partial z^2} + r_i \quad (4.12)$$

där:

C_i : Koncentration av ämne i [g/m^3]

D_i : Diffusionskoefficient för ämne i [m^2/d]

z : Koordinat ortogonal mot biofilmens substratum [m]

r_i : Total reaktionshastighet för ämne i [g/d].

Alla biologiska reaktioner och tillhörande konstanter i biofilmsmodellen är identiska med vald övergripande ASM-modell.

4.5 Anaerob rötning

Tre olika modeller för anaerob rötning finns tillgängliga i WEST:

- Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1) (Batstone *et al.*, 2002)
- Siegrist-modellen (Siegrist *et al.*, 2002b)
- Modell utvecklad av Desjardins och Lessard (1992).

För detta projekt valdes ADM1.

4.5.1 Anaerobic Digestion Model No. 1

ADM1 är uppbyggd på samma sätt som ASM-modellerna, med ett matrisformat som beskriver stökiometri och biologiska processer. För en detaljerad beskrivning av modellen se Batstone *et al.* (2002).

5 Metod - modellering av Klagshamns avloppsreningsverk

Modelleringsmetodiken följer till stor del de generella riktlinjer för modellering av aktivslamprocesser som tagits fram av *International Water Association (IWA)* till deras *Scientific and Technical Report No. 22 (Rieger et al., 2013)*. Detta innebär att efter att problem- och målformulering utformats indelas arbetet i följande steg:

1. Systemavgränsning, där innehåll och gränser för modellen bestäms
2. Detaljinventering av verket, där en ingående studie av verket görs för att förstå hur processerna är uppbyggda, hur verket styrs och vilken data som finns tillgänglig
3. Insamling av tillgänglig data
4. Datakvalitetsundersökning där den insamlade datan granskas kritiskt för att undersöka om kvaliteten är god nog för att nyttja vid modellering
5. Uppbyggnad av modellen i WEST
6. Kalibrering och validering av modellen med hjälp av den kvalitetsgranskade datan
7. Implementering och simulering av scenarier för att besvara frågeställningen

Genomförande och resultat från dessa steg beskrivs nedan.

5.1 Systemavgränsning

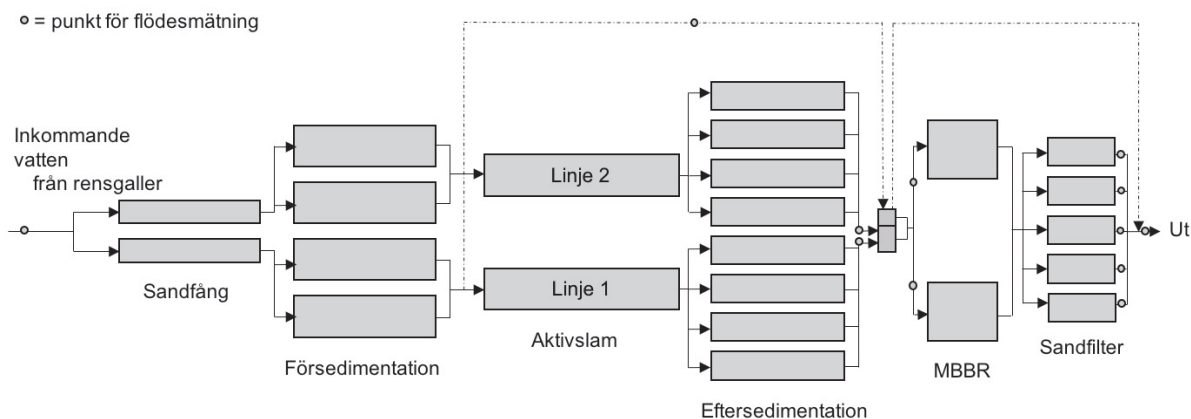
Initialt behöver systemgränserna för modellen definieras. Dessa bör inkludera de processer som är relevanta för att besvara frågeställningen medan överflödiga processer försummas för att maximera tidseffektiviteten. För detta projekt var tanken att inkludera kemisk fällning av fosfor, försedimentation, aktivslamprocessen samt MBBR-processen för avloppsvattensrening. För slamhanteringen skulle förtjockning, rötning och centrifugering inkluderas. Försöken till modellering av MBBR-steget och röttningsprocessen (plus förtjockning och centrifugering) avbröts dock under arbetets gång. För MBBR-steget var anledningen att simuleringstiden blev för lång, då simulering med lagrade biofilmsmodeller är mycket krävande beräkningsmässigt. För röttningsprocessen avbröts modelleringen efter svårigheter att erhålla en rötgasproduktion som var jämförbar med den som uppmätts vid verket. Den i modellen producerade gasmängden är beroende på mängden biologiskt tillgänglig COD som inkommer till röt-kammaren, och således på den mängd som avskiljs i försedimentationen. Då duplikatprov av COD i inkommande vatten visat på stor osäkerhet (20% skillnad, se Sektion 6.4.3) är det möjligt att mätning av COD under den använda perioden är för låg. Beroende på vilket värde som används för karakteriseringen i Sektion 6.4.3 påverkas också den fraktionella COD-indelningen och därmed andelen biologiskt tillgänglig partikulär COD, vilken kan påverka mängden rötgas som produceras.

5.2 Detaljinventering av Klagshamns reningsverk

I denna sektion presenteras den detaljdata om verket som är nödvändig för att kunna beskriva verket i en modell. Detta inkluderar information om flödesdelning, styrning av verket, dimensioner på de olika processenheterna och tillgänglig data.

5.2.1 Vatten- och slamflöde

Det inkommande vattnet fördelas efter rens gallret via luckor till två linjer och rinner sedan med hjälp av självfall mot de två sandfången. Placeringen av rännan som fördelar vattnet mellan linjerna gör att rören som transporterar vattnet till linje 1 respektive 2 har olika längd. Detta betyder att en större andel av det totala flödet kommer att ledas till den linje där flödessträckan är kortast då detta innebär lägre energiförluster. Resultatet blir att vattenflödet in till verket inte fördelas jämt på de två linjerna och att en linje blir högre belastad än den andra. Detta analyseras i detalj i Sektion 5.4.2. Se Figur 5.1 för en översikt av hur vattnet fördelas genom reningsprocessen.



Figur 5.1: Översikt över avloppsvattnets flödesväg inom Klagshamns ARV. De heldragna linjerna visar vattnets flödesväg under normala förhållanden, medan sträckad linje visar de alternativ som finns för förbiledning av vatten vid höga flöden.

De två linjerna hålls separerade genom försedimentationen, där varje linje delas upp på två parallella bassänger. Efter försedimentationen finns det möjlighet att leda vatten förbi aktivslam- och eftersedimentationsstegen vid höga flöden. Det förbileda vattnet förs till pumpgropen efter eftersedimentationen där det hålls separerat från det biologiskt renade vattnet. De två linjerna hålls även separerade genom aktivslam- och eftersedimentationsstegen, och blandas sedan i pumpgropen innan MBBR-steget. Eftersom det biologiskt renade vattnet hålls separerat från det förbileda vattnet i pumpgropen kan det orenade förbileda vattnet prioriteras för inflöde till MBBR-steget, vilket är dimensionerat för 2000 m³/h. Det förbileda vattnet blandas sedan med biologiskt renat vatten upp till maxflödet, medan resterande biologiskt renat vatten leds förbi direkt till utloppet (Dimitrova, 2014). Efter MBBR-steget blandas det utgående vattnet från de två linjerna innan det fördelas på de fem parallella sandfiltren. Efter sandfiltren blandas utgående ström från sandfiltren med förbipumpat vatten från pumpgropen (om detta skett) innan det når recipienten.

5.2.2 Förfällning och sandfång

Förfällning av fosfor sker genom dosering av järnklorid (FeCl₃) vid inloppet till sandfången. Doseringen sker proportionerligt mot fosfatbelastningen och styrs av två fosfatmätare, där en är placerad vid inloppet till sandfången och den andra vid utloppet från försedimenteringen (se Figur 5.2). Mängden FeCl₃ som skall tillsättas beräknas genom Ekvation 5.1, där dosen FeCl₃ per gram fosfor även justeras stegvis beroende på den aktuella fällningseffektiviteten. För att

undvika överdosering av FeCl_3 anges ett maxflöde som används för dosering om detta flöde överskrids. Till sandfånget ges ett konstant luftflöde.

$$Q_{\text{FeCl}_3} = Q_{\text{in}} \cdot ([\text{PO}_4^{3-}]_{\text{in}} + [\text{PO}_4^{3-}]_{\text{ut}} - \text{BV}_{\text{PO}_4^{3-},\text{ut}}) \cdot \frac{\text{Dos}}{[\text{FeCl}_3]} \quad (5.1)$$

där:

Q_{FeCl_3} : Doserad mängd järnklorid [L/h]

Q_{in} : Inkommande flöde för avloppsvattnet [m^3/h]

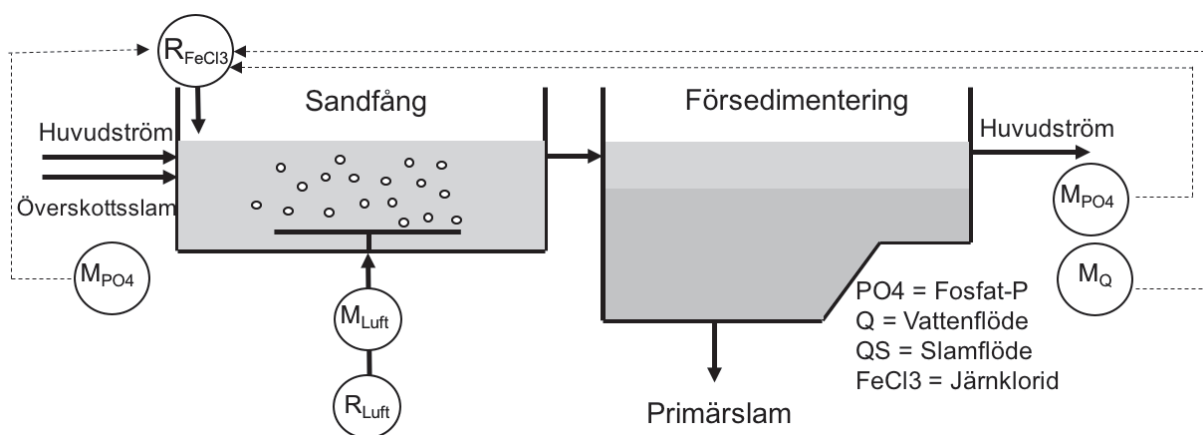
$[\text{PO}_4^{3-}]_{\text{in}}$: Fosfatkoncentration vid inloppet till sandfånget [gP/m^3]

$[\text{PO}_4^{3-}]_{\text{ut}}$: Fosfatkoncentration vid utloppet från försedimentationen [gP/m^3]

$\text{BV}_{\text{PO}_4^{3-},\text{ut}}$: Börvärde för utgående fosfatkoncentration [gP/m^3]

Dos: Den mängd järnklorid som behöver tillsättas relativt fosfathalten [gMe/gP]

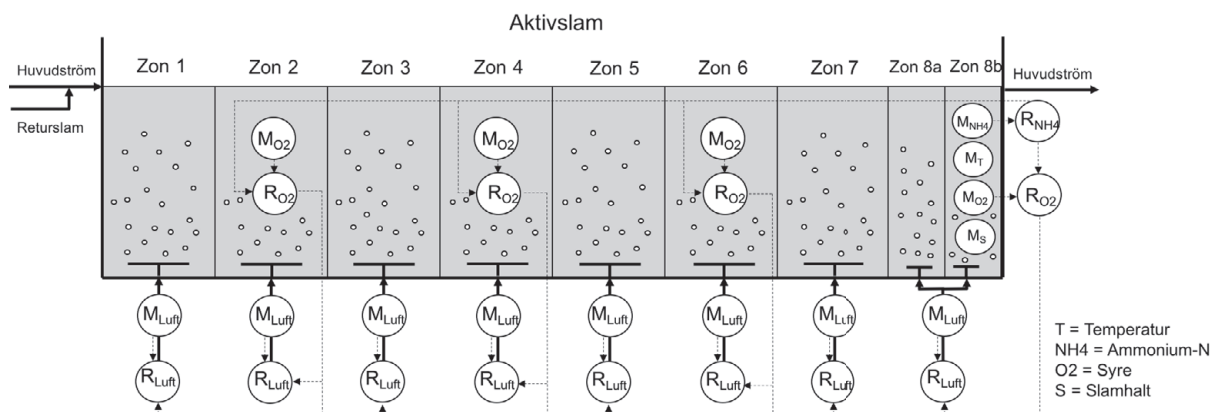
$[\text{FeCl}_3]$: Metallkoncentrationen i lösningen [gMe/L]



Figur 5.2: Översikt över styrning vid förfällning och försedimentation vid Klagshamns reningverk, med mätare (M) och regulatorer (R). Streckade linjer indikerar styrsignal, medan feta linjer indikerar flödesström.

5.2.3 Aktivslam

Aktivslamprocessen styrs med hjälp av luftning för BOD-reduktion och nitrifikation. Ammoniumkväve mäts online i zon 8b i varje linje, och ärvärdet jämförs med inställt börvärde i ammoniumregulatorn. Denna reglerar i sin tur börvärde för löst syre (DO) i zon 2, 4, 6 och 8b (samma börvärde i alla zoner), där även syremätare är installerade. Luftflöde till dessa zoner regleras sedan så att identiskt luftflöde ges till zon med mätare (zon n) och zon $n - 1$. Totalt sker alltså trippelkaskadstyrning, där alla regulatorer är PI-regulatorer. En grafisk sammanfattning kan ses i Figur 5.3.



Figur 5.3: Översikt över styrningsparametrar för aktivslamsteget vid Klagshammns reningsverk. De två linjerna är identiskt utformade med avseende på antal zoner, mätare (M) och regulatorer (R). Streckade linjer indikerar styrsignal, medan feta linjer indikerar flödesström. I figuren visas endast en linje.

5.2.4 Eftersedimentering

Flödet av sedimenterat slam styrs genom manuell inställning av reglerventiler och leds till en slamgrop där slammet från de båda linjerna hålls separerade. Returslam pumpas sedan tillbaka till inloppet av luftningsbassängerna, där pumpflöde regleras genom konstant varvtal. En del av returslammet tas ut som överskottsslam, vilket styrs genom en pumpcykel på 60 min. Denna tid inkluderar pumptid för pump för linje 1 och 2 samt paustid, där maximal pumptid är 29 minuter och ställs in manuellt av operatör.

5.2.5 Efterdenitrifikation

Dosering av extern kolkälla för efterdenitrifikation (etanol) sker proportionellt mot nitratbelastning. In- och utgående nitrathalt till reaktorerna mäts automatiskt och jämförs med inställt börvärde för utgående nitrathalt. Dosering av etanol beräknas sedan enligt Ekvation 5.2. För att undvika överdosering av kolkälla definieras max- och minvärden för NO_3^- -N, och om dessa halter överskrids används gränsvärdet för doseringsberäkning (Dimitrova, 2014). Dessutom kan ett maxvärde för doserad COD (kgCOD/h) anges för att ytterligare undvika överdosering. Dosen gCOD/gN kan justeras stegvis av systemet om den angivna dosen inte ger tillräcklig denitrifikation.

$$Q_{\text{EtOH}} = Q_{\text{in, MBBR}} \cdot ([\text{NO}_3^-]_{\text{in, MBBR}} + [\text{NO}_3^-]_{\text{ut, MBBR}} - \text{BV}_{\text{NO}_3^-, \text{ut}}) \cdot \frac{\text{Dos}}{[\text{COD}]_{\text{EtOH}}} \quad (5.2)$$

där:

Q_{EtOH} : Doserat flöde extern kolkälla i form av etanol [L/h]

$Q_{\text{in, MBBR}}$: Inkommande flöde till respektive linje till MBBR [m^3/h]

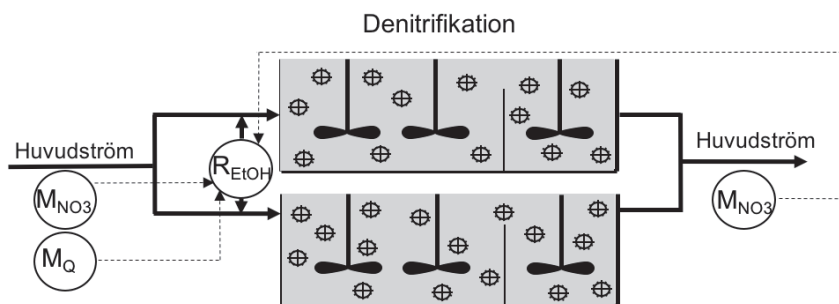
$[\text{NO}_3^-]_{\text{in, MBBR}}$: Ingående nitratkoncentration [gN/m^3]

$[\text{NO}_3^-]_{\text{ut, MBBR}}$: Utgående nitratkoncentration [gN/m^3]

$\text{BV}_{\text{NO}_3^-, \text{ut}}$: Börvärde för utgående nitratkoncentration [gN/m^3]

Dos: Den mängd kolkälla som behöver tillsättas relativt nitrathalten [gCOD/gN]

$[\text{COD}]_{\text{EtOH}}$: COD-halt i etanol [gCOD/L]



Figur 5.4: Översikt över styrning och flöden vid efterdenitrifikationsbassängerna vid Klags- hamns reningsverk, där mätare (M) och regulator (R) de två linjerna visas. Streckade linjer indikerar styrsignal, medan feta linjer indikerar flödesström.

5.2.6 Efterfällning av fosfor

Om fosforavskiljningen tidigare i systemet inte varit tillräcklig kan ytterligare fosfat fällas genom tillsats av FeCl_3 innan filtersteget. Dosering av FeCl_3 styrs med hjälp av onlinemätare av $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ i vatten utgående från verket, och beräknas med Ekvation 5.3.

$$Q_{\text{FeCl}_3} = Q_{\text{ut}} \cdot [\text{PO}_4^{3-}]_{\text{ut}} \cdot \frac{\text{Dos}}{[\text{FeCl}_3]} \quad (5.3)$$

där:

Q_{FeCl_3} : Doserad mängd järnklorid [L/h]

Q_{in} : Utgående flöde av avloppsvattnet [m^3/h]

$[\text{PO}_4^{3-}]_{\text{ut}}$: Fosfatkoncentration på utgående vatten [gP/m^3]

Dos: Den mängd järnklorid som behöver tillsättas relativt fosfathalten [$\text{gMe}/\text{gPO}_4^{3-}\text{-P}$]

$[\text{FeCl}_3]$: Metallkoncentrationen i lösningen [gMe/L]

5.2.7 Analys av vatteninnehåll

Vattnets sammansättning mäts på flera punkter i reningsverket, dels med kontinuerliga onlinemätare och dels genom regelbunden provtagning. Den data som mäts kontinuerligt ses i Tabell 5.1.

Provtagning på verket sker antingen genom dygnsmedelvärdesprov eller genom stickprov. Dygnsmedelvärdesprov innebär att flödesproportionell provvattensamling sker under 24 timmar (från kl 00.00 - 00.00), alltså att en representativ volym vatten tas till uppsamling efter att en förbestämmd volym vatten har passerat provpunkten. Analys sker sedan på vattnet som ackumulerats under 24 timmar. Detta sker med en frekvens som varierar beroende på vilken parameter som analyseras. Tabell 5.3 visar de analyser som görs på avloppsvattnet med dygnsmedelvärde i de olika punkterna vid verket och med vilken frekvens analyserna sker. Stickprov tas genom att en representativ volym vatten tas vid endast en tidpunkt och analyseras. De analyser som görs med stickprov ses i Tabell 5.4

Den första provpunkten, på det inkommande vattnet (C_{in}), tas efter de inledande skruppumparna och rengallren. Detta är efter det att den externa strömmen har blandats med de interna

strömmarna inklusive rejektivattnet från rötningsprocessen. Tabell 5.2 visar de punkter i processen där provtagning av avloppsvattnet sker, och vilka benämningar på provtagningspunkterna som används i rapporten.

Tabell 5.1: Variabler som mäts kontinuerligt via onlinemätare vid Klagshamns reningsverk.

Mätvariabel	Plats och beskrivning
NH_4^+ -N	Utgående vatten från varje ASP-linje
NO_3^- -N	Ingående vatten till MBBR, samt utgående från summan av de båda linjerna
PO_4^{3-} -P	Ingående vatten till sandfång, utgående vatten från försedimentering samt utgående vatten från verket
P_{tot}	Utgående vatten från verket
Temperatur	Försedimentaionsbassängen och zon 8b i de båda ASP-linjerna, samt i de båda rötammrarna
DO	Zon 2, 4, 6, 8b i de båda ASP-linjerna
Slamhalt	Zon 8b i de båda ASP-linjerna samt ÖS-strömmen
Luftflöde	Alla zoner i de båda ASP-linjerna och det totala flödet till varje linje, samt totalflödet till sandfånget

Tabell 5.2: Beskrivning av de punkter i processen där provtagning av avloppsvattnet sker vid Klagshamns reningsverk. Benämningarna följer VA SYDs beteckningar för respektive byggnad på anläggningen.

Benämning av provpunkt	Beskrivning
C_{in}	Inkommande vatten efter rensgaller
F_{ut}	Utgående vatten från försedimentering
$J1_{\text{ut}}/J2_{\text{ut}}$	Utgående vatten från eftersedimentation, linje 1/2
X_{in}	Ingående vatten till MBBR
$X_{\text{filter,in}}$	Ingående vatten till sandfilter
$X_{\text{filter,ut}}$	Utgående vatten från sandfilter
$X_{\text{verket,ut}}$	Utgående vatten från verket
O_{rejekt}	Vattenfas från förtjockning (bräddvatten)
O_{ut}	Förtjockat slam (innan rötning)
$P_{\text{RK}1/2}$	Rötkammare 1/2
$S_{\text{rejekt}1}/S_{\text{rejekt}2}$	Rejektivatten efter centrifug 1/2
$H1_{\text{zon 8b}}/H2_{\text{zon 8b}}$	Zon 8b i aktivslamlinje 1/2
$H1_{\text{ÖS}}/H2_{\text{ÖS}}$	Överskottsslam/returslam från aktivslamlinje 1/2

Tabell 5.3: Sammanställning av de beståndsdelar som analyseras vid provtagning (dygnsmedelvärde) av avloppsvattnet vid Klagshamns reningsverk och den frekvens som analyser sker anggett i analyser per vecka. Fetmarkerad siffra avser analyser per månad. För filtrerade prover används Munktell filterpapper med 1,6 μm pordiameter.

Provpunkt \rightarrow \downarrow Parameter	C_{in}	F_{ut}	$J1/2_{ut}$	X_{in}	$X_{filter,in}$	$X_{filter,ut}$	$X_{verket,ut}$
SS	4	3	3	2	2	2	7
VSS	1	1	1	1	1	1	1
COD_{tot}	2	-	-	-	-	-	2
COD_{filt}	2	-	-	-	-	-	2
TOC	2	-	-	-	-	-	2
TOC_{filt}	2	-	-	-	-	-	2
BOD_7	2	2	1	1	1	1	2
$BOD_{7,filt}$	1	2	1	1	1	1	1
P_{tot}	7	5	3	3	3	3	7
$P_{tot,filt}$	7	5	3	3	3	3	7
N_{tot}	7	-	-	-	-	-	7
NH_4^+-N	2	2	2	2	2	2	2
NO_2^--N	2	1	1	1	1	1	2
NO_X^--N	2	2	2	2	2	2	2
Cl^-	1	-	-	-	-	-	1
pH	1	-	-	-	-	-	1

Tabell 5.4: Sammanställning av de beståndsdelar som analyseras vid provtagning (stickprov) av avloppsvattnet vid Klagshamns reningsverk och den frekvens som analyser sker anggett i analyser per vecka. Fetmarkerad siffra avser analyser per månad.

Provpunkt \rightarrow \downarrow Parameter	O_{rejekt}	O_{ut}	$P_{RK1/2}$	$S_{rejekt1}$	$S_{rejekt2}$	H1/2 _{zon 8b}	H1/2 _{ÖS}
SS/MLSS	1	-	-	2	2	3	3
VSS/MLVSS	-	-	-	-	-	3	3
TS	-	1	1	-	-	-	-
VS	-	1	1	-	-	-	-
SV	-	-	-	-	-	3	-
DSV	-	-	-	-	-	3	-
COD	1	-	-	1	1	-	-
BOD_7	1	-	-	1	-	-	-
VFA	-	-	1	-	-	-	-
P_{tot}	1	-	-	1	-	-	-
$PO_4^{3-}-P$	1	-	-	-	-	-	-
N_{tot}	1	-	-	1	-	-	-
NH_4^+-N	1	-	1	1	-	-	-
NO_X^--N	1	-	-	-	-	-	-
pH	-	1	1	-	-	3	-
Alkalinitet	-	-	1	-	-	-	-
Temperatur	-	1	1	-	-	3	-

5.3 Datainsamling

När den initiala analysen av vilka data som finns tillgängliga är gjord måste den data som behövs för projektet väljas ut. Sammansättningen av det inkommande vattnet till reningsverket måste karaktäriseras, och därefter måste data för kalibrering och validering av modellen väljas ut. För att få en förståelse för vilken data som behöver samlas in till modelleringen och varför just denna data är viktig beskrivs detta nedan.

5.3.1 För karaktärisering av avloppsströmmar

I modelleringsprojekt är det oerhört viktigt att indata till modellen håller god kvalitet, eftersom det annars är oväsentligt hur bra själva modellen är. Därför samlas så mycket data som möjligt in om det inkommande vattnet för att kunna karaktärisera detta. Dels behövs data som kan översättas till modellvariabler såsom organiskt material (COD, BOD) och närsalter ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$), men även data som korrelerar väl mot dessa för att kunna uppskatta dataluckor.

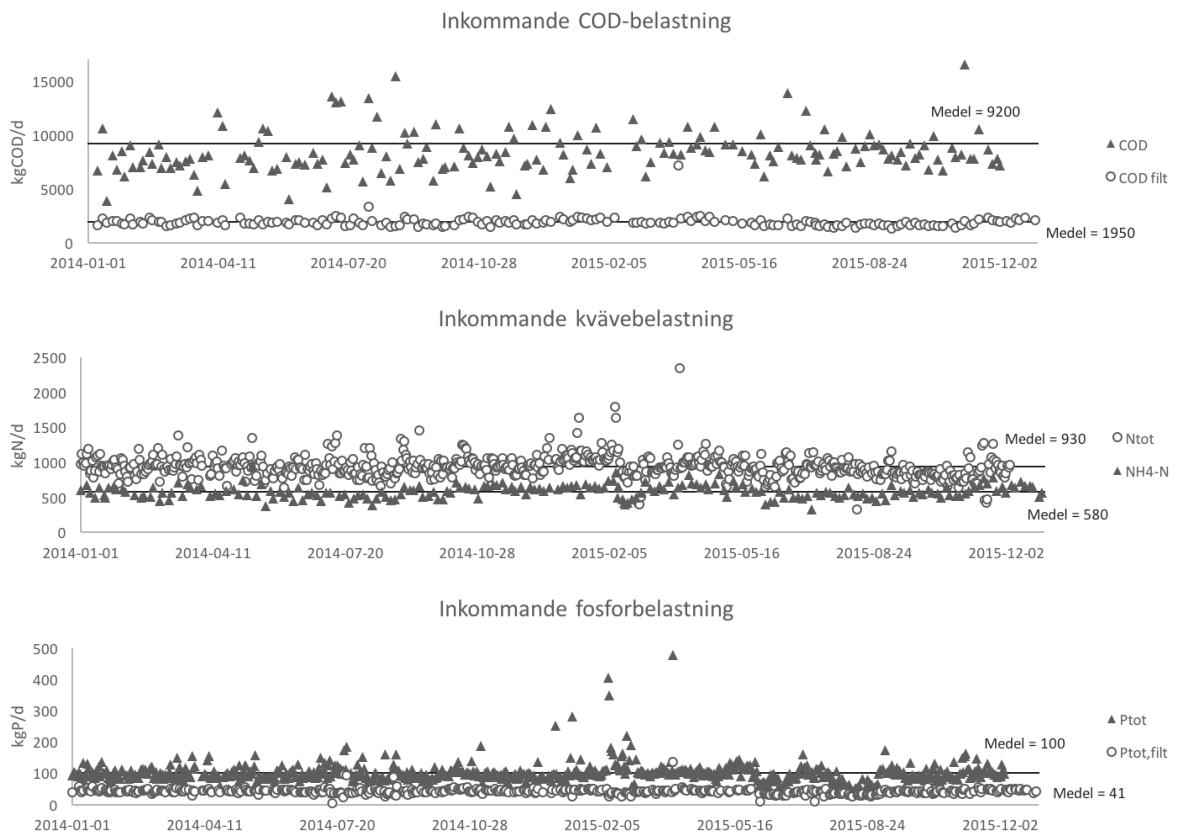
5.3.2 För kalibrering och validering

Slamhalten i aktivslambassänger, överskottsslam- och returslamsströmmar och utgående från sedimentationsbassänger behövs för kalibrering av slamproduktion, och är viktigt för att få rätt slamålder i modellen. Utgående halter av näringsämnen är också viktigt för att kunna kalibrera nitrifikation/denitrifikation och kemisk fällning. För att korrekt kunna modellera syrehalt i ASP-steget så behövs data för DO-halt i varje zon. Temperaturmätningar från ASP-steget behövs också då parametrar i modellen (exempelvis tillväxthastigheter för biomassa) är temperaturberoende. Externa tillsatser används också som indata till modellen, därmed behövs data för inflöden av FeCl_3 vid för- och efterfällning av fosfor samt etanol till MBBR-steget. Då etanolen som används till efterdenitrifikation kommer från en avfallskälla och inte är en stabil fabriksprodukt krävs även kontinuerlig mätdata av COD-halten i etanolen.

5.4 Dataanalys

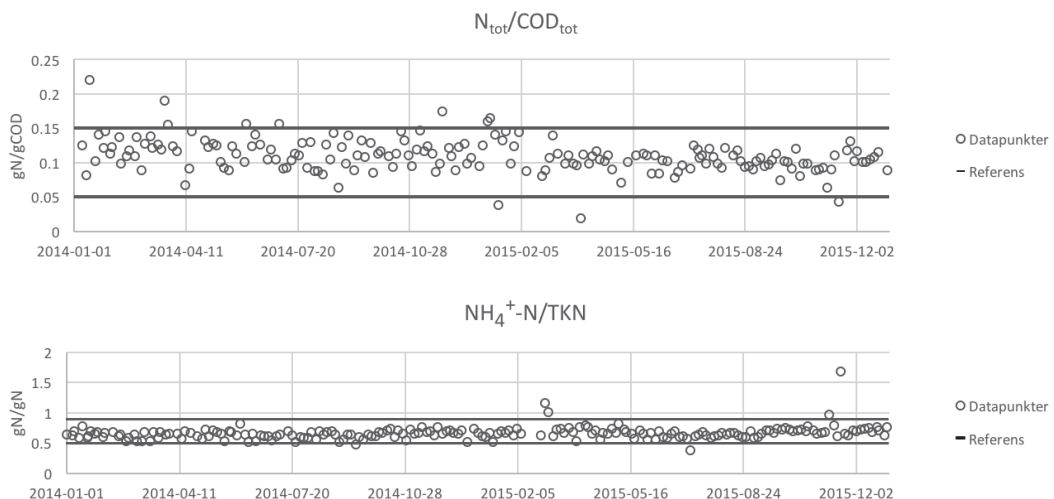
5.4.1 Inkommande vatten

För att få en överblick av hur mängden organiskt material och näringsämnen som inkommer till verket under året varierar så undersöktes den inkommande belastning till verket (Figur 5.5). När inkommande koncentrationer (mg/L) undersöktes kunde en trend på årsbasis noteras, men när belastning (kg/d) istället undersöktes kunde inga sådana trender urskiljas. Mängden filtrerad COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ och fosfor som inkommer till verket är förhållandevis konstant under året, vilket tyder på att koncentrationerna vid mätpunkten vid verket beror på vilken utspädning som skett i ledningsnätet på grund av dagvatten och infiltrerat regnvatten. Detta styrks av Hey (2013), som uppskattar att 49% av det årliga inkommande vattnet till Klagshamns ARV härstammar från infiltration och dagvatten. Även om viss spridning kan ses för totalkväve och stor spridning kan ses för total COD så kan inga trender noteras. Resultatet är rimligt då de områden som ligger i upptagningsområdet är året runt-boenden och inga stora industrier bidrar med processvatten till reningsverket.

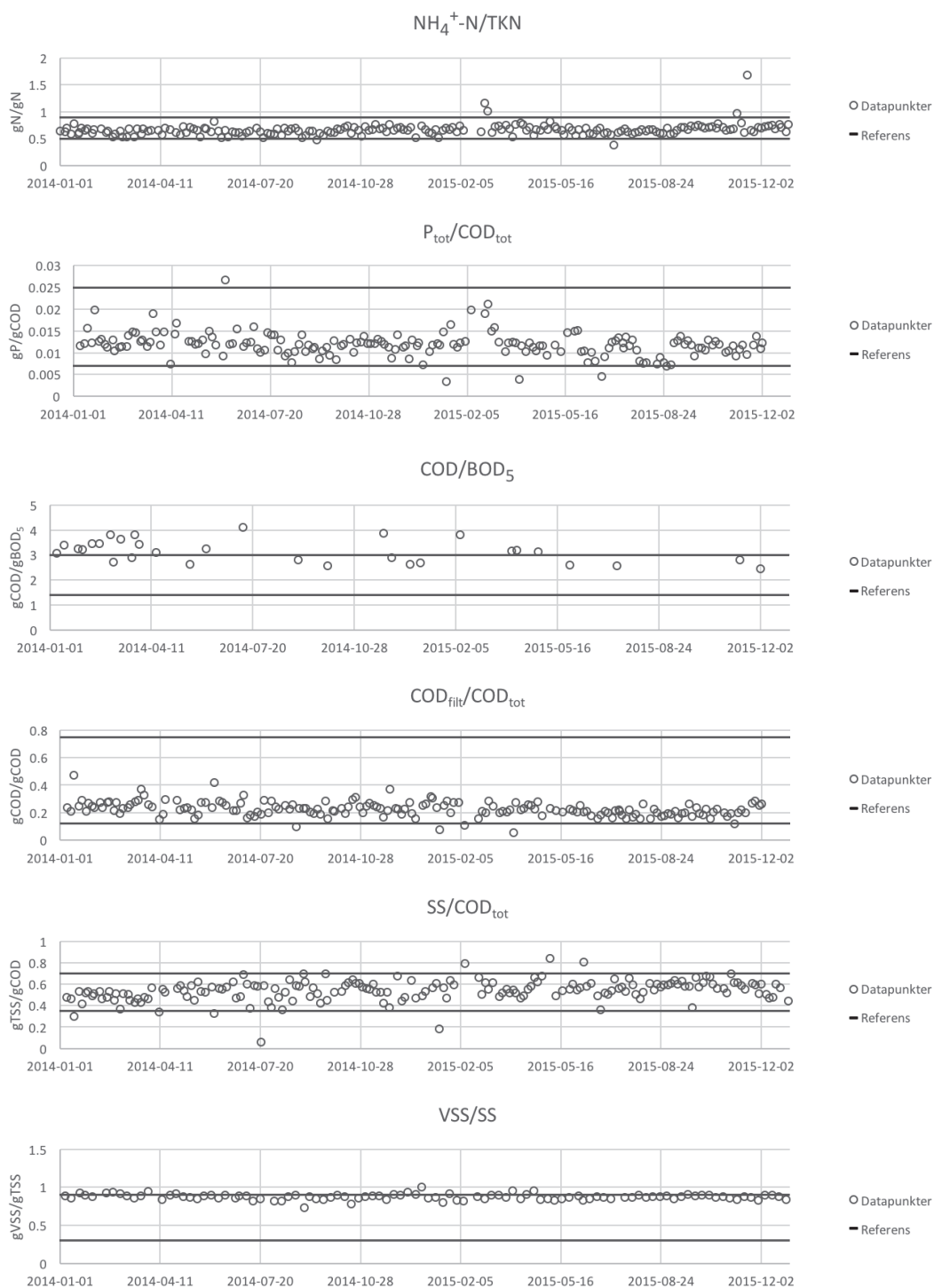


Figur 5.5: Inkommande belastning av COD, kväve och fosfor till Klagshamns ARV under perioden 2014-01-01 - 2015-12-31.

För att verifiera att de uppmätta värdena ligger inom rimliga gränser för kommunalt avloppsvatten jämfördes beräknade kvoter för olika konstituenten i det inkommande vattnet med referens för max- och minvärden från en undersökning av Rieger *et al.* (2013). Dessa ses i Figur 5.6.



Figur 5.6: Beräknade kvoter för det inkommande vattnet vid Klagshamns ARV, jämförda med referensvärden från Rieger *et al.* (2013). Notera: För kvoten COD/BOD_5 har BOD_5 beräknats från BOD_7 enligt $BOD_5 = BOD_7/1,15$.



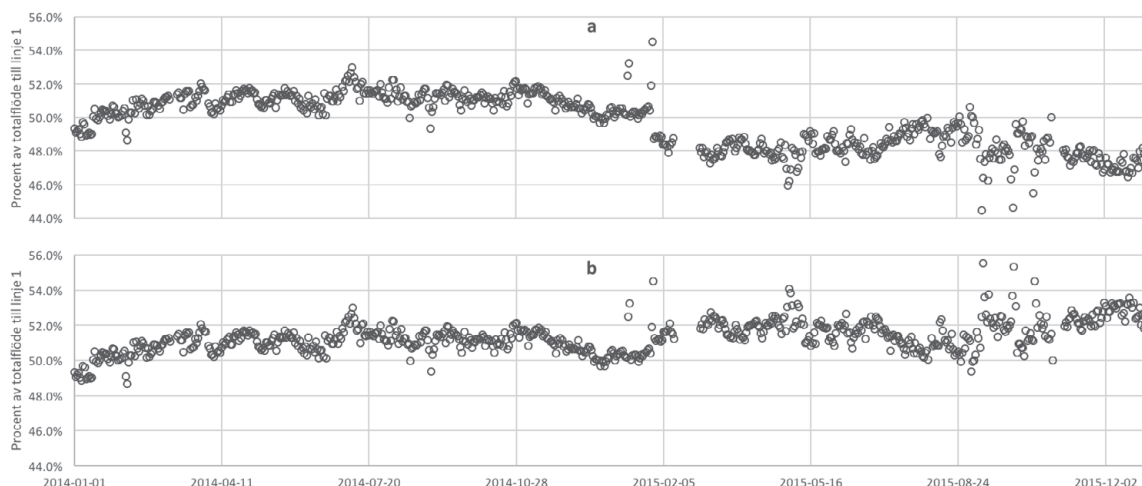
Figur 5.6: Forts. från föregående sida

Det ska noteras att dessa referensvärden kommer från inkommande avloppsvatten till en mängd reningsverk. Provpunkten vid Klagshamns ARV ligger dock efter att det inkommande vattnet har blandats med de interna strömmarna, vilket måste tas hänsyn till vid en sådan analys. Då de interna strömmarna främst står för en extra mängd kväve från rejektvatten borde punkterna för $N_{\text{tot}}/\text{COD}$ vara 5-20% lägre för det inkommande vattnet. COD/BOD_5 -kvoten är hög och överstiger ofta referensintervallet, vilket tyder på att en stor del av inkommande COD är biolo-

giskt svårnedbrytbart. Enligt Hey (2013) har detta varit fallet vid Klagshamns ARV historiskt sett fram till år 2011, och resultaten antyder alltså att detta förhållande inte har förändrats.

5.4.2 Flödesfördelning

En analys av flödesdata ut från försedimentation från linje 1 och 2 gjordes för att uppskatta hur fördelningen av flöde mellan de två linjerna sker. När kvoten mellan linjerna beräknades så upptäcktes ett tydligt skifte från högre till lägre belastning för linje 1 2015-01-30 (Figur 5.7 a). Detta visade sig senare bero på en felkoppling av sensorerna, vilket korrigerades (Figur 5.7 b). I medel under 2015 gick 52% av totalflödet till linje 1.



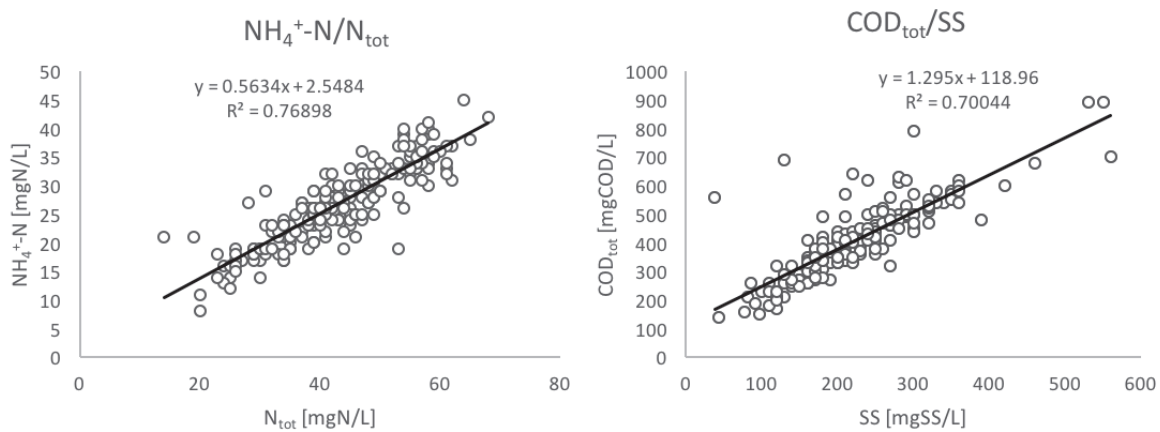
Figur 5.7: Flödesfördelning för linje 1 och 2 för ASP vid Klagshamns ARV, uttryckt som procent av totalflödet till linje 1 före (a) och efter (b) korrigerings för felkopplad sensor.

5.4.3 Ifyllnad av saknad data

Då alla analyser inte tas dagligen krävs en metod för att kunna kompensera för saknad data. Detta kan göras genom att undersöka korrelationer mellan olika parametrar och sedan beräkna värden där dessa saknas. För detta projekt undersöktes endast två sådana korrelationer, nämligen mellan ammoniumkväve och totalkväve samt för COD och SS. Dessa kan ses i Figur 5.8, med Ekvation 5.4 för ammonium-/totalkväve och Ekvation 5.5 för COD/SS.

$$[\text{NH}_4^+-\text{N}] = 0,56 \cdot [\text{N}_{\text{tot}}] + 2,55 \quad (5.4)$$

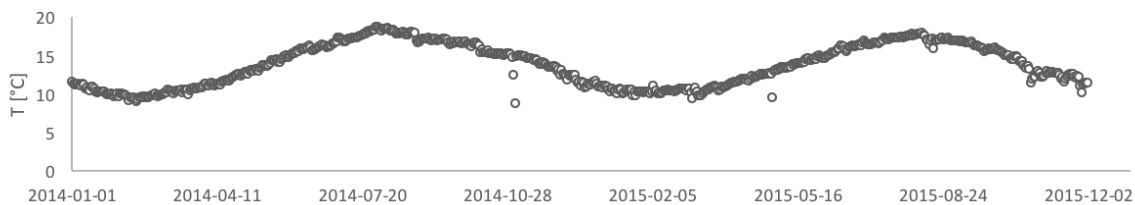
$$[\text{COD}] = 1,295 \cdot [\text{SS}] + 119 \quad (5.5)$$



Figur 5.8: Beräknade korrelationer för dygnsmedelvärde mellan NH_4^+-N/N_{tot} och COD_{tot}/TSS

5.5 Val av period för kalibrering och validering

Ett reningsverks effektivitet är till stor del berorende på temperaturen av avloppsvattnet, då bakterietillväxt är snabbare vid höga temperaturer än vid låga. Vid Klagshamns ARV varierar temperaturen cykliskt med årstiderna (se Figur 5.9), med en högsta temperatur på omkring 19 °C under sommaren och en lägsta temperatur omkring 9 °C under vintern. För att beskriva verkets funktion under både sommar och vinter behöver modellen kalibreras separat för dessa förhållanden.

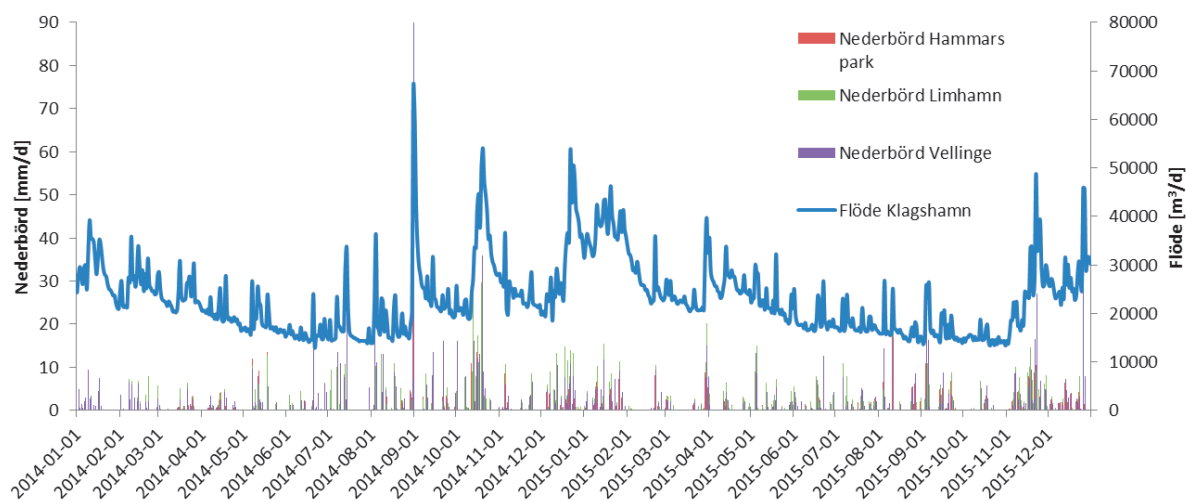


Figur 5.9: Uppmätt temperatur i aktivslamprocessen vid Klagshamns ARV under perioden 2014-01-01 - 2015-12-31.

För att hitta en lämplig period med torrflöde (utan kraftiga regn) analyserades data från regnmätare på olika platser i upptagningsområdet (två platser i Limhamn och en i Vellinge) och jämfördes med flödesdata från Klagshamn (Figur 5.10).

Kriterier för periodval var att perioden skulle inträffa ungefär vid topparna (sommarperiod) och dalarna (vinterperiod) i temperaturkurvan (Figur 5.9), samt att inga kraftiga regn med motsvarande höga flöden noterats under perioden. Ett problem som uppdagades här var att en processändring skett i november 2015, då överskottsslammet började pumpas till sandfånget för att sedimentera med primärslammet istället för att förtjockas separat innan rötning. Eftersom endast data från några få månader med vinterförhållanden fanns tillgängligt med denna systemkonfiguration (denna studie påbörjades i januari 2016) beslutades det att bygga modellen med den föregående systemkonfigurationen, där överskottsslammet inte pumpas tillbaka till

sandfånget. Detta motiveras med att en bättre kalibrering för nitrifikationen kan erhållas på detta sätt, och att en ny kalibrering för försedimenteringen enkelt kan göras om det behövs till ett senare modellprojekt. De perioder som till slut valdes för kalibrering var 2015-07-07 - 2015-07-20 för sommarförhållanden och 2015-03-09 - 2015-03-22 för vinterförhållanden. För validering användes perioden 2015-07-21 - 2015-08-03. Ingen validering för vinterförhållanden gjordes på grund av svårigheter med att hitta en lämplig period utan processtörningar och med torrflöde.



Figur 5.10: Nederbörd på flera platser i upptagningsområdet till Klagshamns avloppsreningsverk under åren 2014-2015 tillsammans med inkommande flödesdata till verket under samma period. Notera: Vid stormen 2014-08-31 uppmättes 167 mm vid stationen i Vellinge, men skalan på grafen gör att detta inte visas.

5.6 Karaktärisering av inkommande vatten

Innan simulering kan ske måste en karaktärisering av det inkommande vattnet göras, där mätdata översätts till ingående modellvariabler. I WEST kan detta göras automatiskt genom fraktionering av mätvärden för COD_{tot} , N_{tot} och P_{tot} där de olika fraktionerna bestäms av genomsnittliga värden. I detta projekt görs karaktäriseringen av COD till stor del enligt de Nederländska STOWA-riktlinjerna (se Roeleveld och Van Loosdrecht, 2002). Detta och resterande karaktärisering beskrivs nedan.

5.6.1 COD-fraktionering

Vid analys av COD tas två typer av analyser: COD_{tot} och COD_{filt} . Dessa måste översättas till modellvariablerna biologiskt lättillgängligt- (S_A och S_F), biologiskt långsamt nedbrytbart- (X_S), inert löst- (S_I) och inert partikulärt COD (X_I), samt de olika biomassfraktionerna. Initalt bestämdes den totala mängden biologiskt nedbrytbart COD genom att mäta BOD från ett provtillfälle över en tid av 9 dagar. Dubbla BOD-prov gjordes och avlästes efter 1, 3, 4, 7 och 9 dagar. Datan anpassades sedan till en kurva enligt Ekvation 5.6 för att beräkna det totala BOD-innehållet genom minsta kvadratmetoden (se Figur 5.11). Eftersom både tillväxt och död av mikroorganismer sker under ett BOD-test omvandlas en del av det biologiskt nedbrytbara materialet till inert material, vilket innebär att den ursprungliga mängden biologiskt nedbrytbart material är högre än det beräknade BOD_{tot} . Detta måste därför korrigeras för att ge den totala

mängden inkommande biologiskt nedbrytbart COD, BCOD. Detta kan göras med en korrigeringsfaktor, f_{BOD} , enligt Ekvation 5.7. f_{BOD} varierar vanligen mellan 0,1-0,2, och här användes medelvärdet 0,15 precis som i Roeleveld och Van Loosdrecht (2002).

$$\text{BOD}_{\text{tot}} = \frac{1}{1 - e^{-k_{\text{BOD}} \cdot t}} \cdot \text{BOD}_t \quad (5.6)$$

$$\text{BCOD} = \frac{1}{1 - f_{\text{BOD}}} \cdot \text{BOD}_{\text{tot}} \quad (5.7)$$

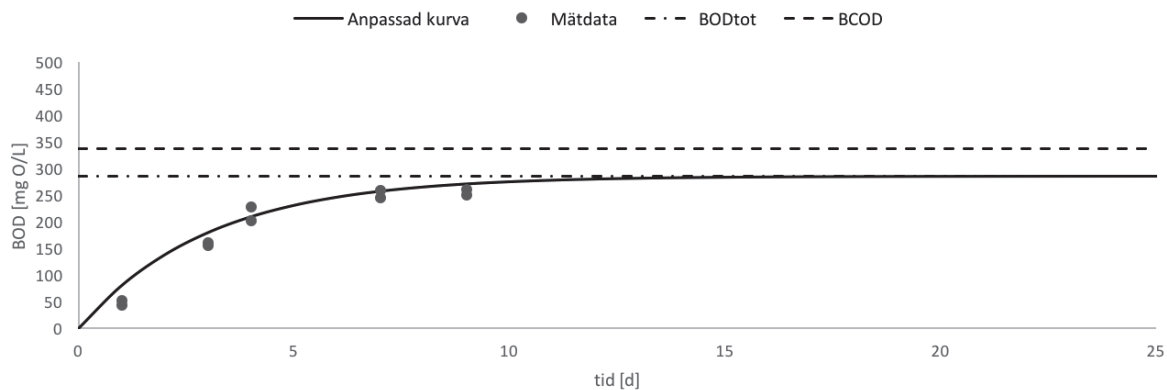
där:

k_{BOD} : Första ordningens hastighetskonstant för BOD över tid [d^{-1}].

t : Tiden som passerat sedan BOD-proven initierades [d].

BOD_t : Uppmätt BOD-halt efter tiden t [mgBOD/L].

BCOD: Total mängd biologiskt tillgänglig COD [mgCOD/L].



Figur 5.11: Uppmätt BOD-halt över tid samt anpassad matematisk funktion efter provtagning på inkommande vatten till Klagshamns ARV i april 2016.

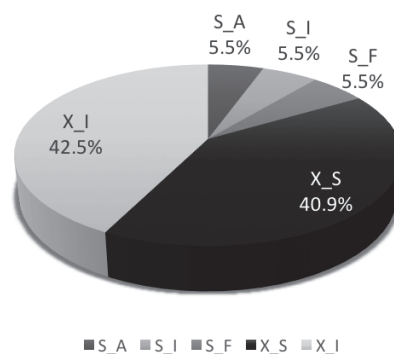
Det beräknade BCOD representerar summan av biologiskt tillgängligt COD i modellen enligt Ekvation 5.8. Vidare antogs att inkommande filtrerad COD motsvarar de i modellen lösta COD-fraktionerna (Ekvation 5.9). Löst inert organiskt material, S_I , passerar verket utan att reagera, vilket betyder att koncentrationen bör vara identisk i ingående såväl som utgående vatten om antagandet görs att det inte sker någon produktion i verket (vilket är rimligt för kommunalt avloppsvatten enligt Henze *et al.* (2000)). Eftersom allt tillgängligt löst organiskt material antas förbrukas i verket kan koncentrationen COD_{filt} i utgående vatten således vara en god uppskattning av S_I i inkommande vatten (Ekvation 5.10).

$$S_{\text{A,in}} + S_{\text{F,in}} + X_{\text{S,in}} = \text{BCOD} \quad (5.8)$$

$$S_{\text{F,in}} + S_{\text{A,in}} + S_{\text{I,in}} = \text{COD}_{\text{filt,in}} \quad (5.9)$$

$$S_{\text{I,in}} = \text{COD}_{\text{filt,ut verket}} \quad (5.10)$$

$S_{A,in}$ motsvarar halten flyktiga fettsyror (VFA = *volatile fatty acids*), så även analys av VFA gjordes för samma vatten som övriga prover. Hach Lange LCK365 reagenskit användes för denna analys, vilket ger VFA-halten i enheten $\text{mgC}_3\text{H}_7\text{COOH/L}$. Detta var sedan tänkt att beräknas om till enheten COD, men då koncentrationen som mättes låg långt under det angivna mätintervallet användes inte provet. Istället antogs $S_{A,in}$ utgöra 50% av löst biologiskt tillgängligt COD. Med $S_{A,in}$ och $S_{I,in}$ kända kan $S_{F,in}$ beräknas med Ekvation 5.9, vilket gör att $X_{S,in}$ kan beräknas med Ekvation 5.8. Inkommande koncentration av X_{AUT} , X_{PAO} , X_{PP} och X_{PHA} kan för kommunalt avloppsvatten antas vara nära noll (Henze *et al.*, 2000). Heterotrof biomassa finns normalt i inkommande avloppsvatten, men kan antas vara medräknat i fraktionerna X_S och X_I med metoden använd av Roeleveld och Van Loosdrecht (2002). Därför användes även $X_H = 0$ i det inkommande vattnet. Den procentuella fraktionsuppdelningen som erhöles efter ovan beskriva analyser ses i Figur 5.12.



Figur 5.12: Den procentuella uppdelningen mellan de olika COD-fraktionerna i ASM2d-modellen för inkommande vatten till Klagshamns ARV efter provtagning i april 2016. De olika fraktionerna är: biologiskt lättillgängligt material ($S_A + S_F$), biologiskt långsamt nedbrytbart material (X_S), inert partikulärt material (X_S) och inert löst material (S_I).

5.6.2 Kväve

Den uppmätta ammoniumkoncentrationen översattes direkt till modellvariabeln enligt Ekvation 5.11. Eftersom den uppmätta nitratkoncentrationen var mycket låg under de valda perioderna (<1) antogs halten vara försumbar enligt Ekvation 5.12.

$$S_{\text{NH}_4,in} = \text{NH}_4^+ - \text{N}_{in} \quad (5.11)$$

$$S_{\text{NO}_3,in} = 0 \quad (5.12)$$

Eftersom totalkvävehalten i modellen stämde väl med mätdata justerades inte kväveinnehållet i organiskt material från ursprungsvärdena.

5.6.3 Fosfor

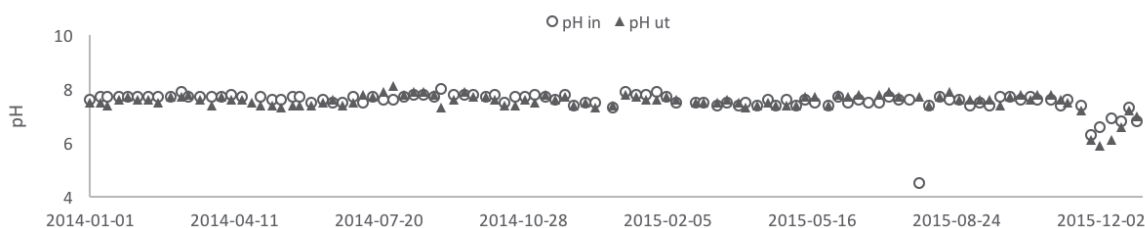
För fosfat antogs onlinemätning av $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ inkommande till sandfånget motsvara inkommande fosfat i modellen (Ekvation 5.13).

$$S_{\text{PO}_4, \text{in}} = \text{PO}_4^{3-}\text{-P}_{\text{in, SF}} \quad (5.13)$$

För att kalibrera ingående totalfosforhalt i modellen justerades även fosforhalten i det organiska materialet i modellen (i_{NXI} och i_{NXS}), båda från ursprungsvärdet 0,01 till värdet 0,057. Detta ligger inom det vanliga spannet uppgett i Roeleveld och Van Loosdrecht (2002) för i_{NXI} men något lägre än spannet för i_{NXS} .

5.6.4 Övrigt

Vattnets alkalinitet analyseras inte på Klagshamns ARV, men då detta är en variabel i modellen som framförallt kontrollerar hur väl nitrifikation kan ske måste den inkluderas. En undersökning av hur pH förändras genom verket gjordes därför (se Figur 5.13). Då pH förändras lite mellan in- och utgående vatten kan alkaliniteten antas vara så pass hög att nitrifikationen ej begränsas. Därför antas $S_{\text{ALK, in}} = 15$ mol/L. Koncentrationen av metalloxid (X_{MeOH}), metallbundet fosfat (X_{MeP}), kvävgas (S_{N_2}) och syrgas (S_{O_2}) antogs vara försumbar i det inkommande vattnet.



Figur 5.13: Uppmätt pH (dygnsmedelvärde) för ingående och utgående avloppsvatten vid Klagshamns ARV under perioden 2014-01-01 - 2015-12-31.

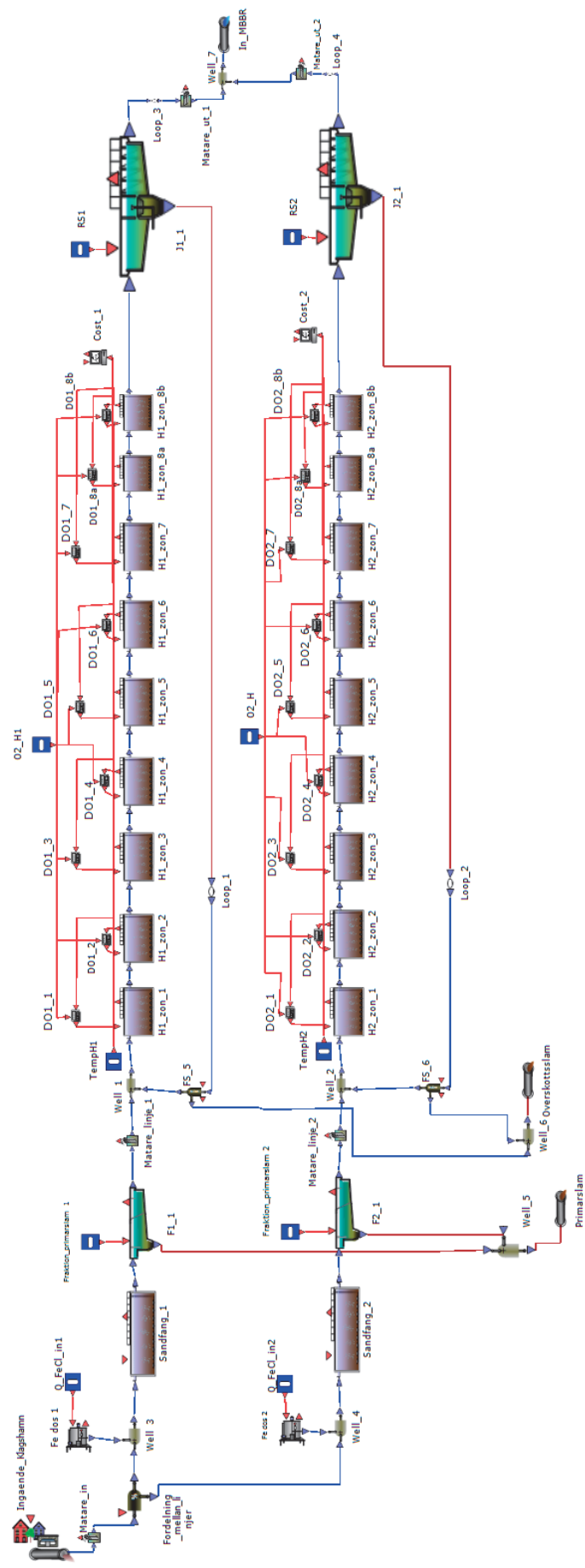
5.7 Modelluppbyggnad i WEST

För det inkommande vattnet används en *Municipal wastewater*-enhet i WEST. Karaktärisering av det inkommande vattnet sker separat, varefter en indatafil konstrueras och laddas i enheten för inkommande vatten i modellen. Det inkommande vattnet delas sedan mellan linje 1 och 2 med hjälp av en procentuell flödesfördelare. Efter att linjerna delats upp introduceras dosering av fällningskemikalie (FeCl_3) separat till varje linje. Sandfånget var från början inte tänkt att vara inkluderat i modellen, då WEST inte har något modell för detta. Uppehållstiden är dessutom så pass kort att det inte är särskilt troligt att någon biologisk aktivitet sker där. Det används dock i alla fall i modellen, i form av en *Activated sludge unit*-enhet till varje linje, eftersom en reaktor med ASM2d-modellens reaktioner måste användas för att modellera fällningsreaktionen. Försedimentationen modelleras med hjälp av en *Primary clarifier*-enhet per linje, vilken har den sammanlagda volymen av de två verkliga bassängerna till varje linje. För att modellera aktivslambassängerna så är det ytterst viktigt att omblandningen i modellen motsvarar de verkliga förhållandena för att ge verklighetstroga resultat i modellen (Rieger *et al.*, 2013). Genom att göra en spårämnesanalys kan data för de verkliga förhållandena samlas in för att sedan matchas med ett antal totalomblandade reaktorer i serie (Gujer, 2008). Enligt Nyberg (1994) är en sådan

analys gjord, där resultatet visade att de olika zonerna är nästintill totalomblandade. På grund av detta modelleras varje zon (inklusive zon 8a/8b) i de båda linjerna separat med hjälp av en *Activated sludge unit*-enhet med de verkliga dimensionerna. Eftersedimentationsbassängerna förenklas även de och beskrivs med en *Secondary clarifier*-enhet per linje, med samma sammanlagda area och volym som de fyra verkliga bassängerna till varje linje.

5.7.1 Styrning av syrehalt i ASP

Syrehalt i reaktor 2, 4, 6 och 8b i ASP linje 1 och 2 styrdes med PI-regulatorer mot de uppmätta DO-värdena i respektive zon. För att efterlikna den verkliga regleringen styrdes DO-halten i zon n och $n - 1$ mot ett börvärde i zon n . Detta gav identiskt k_{La} -värde (syreöverföringstal, se exempelvis Tchobanoglous *et al.* (2014) s. 421) i båda reaktorerna, vilket kan liknas vid identiskt luftflöde.

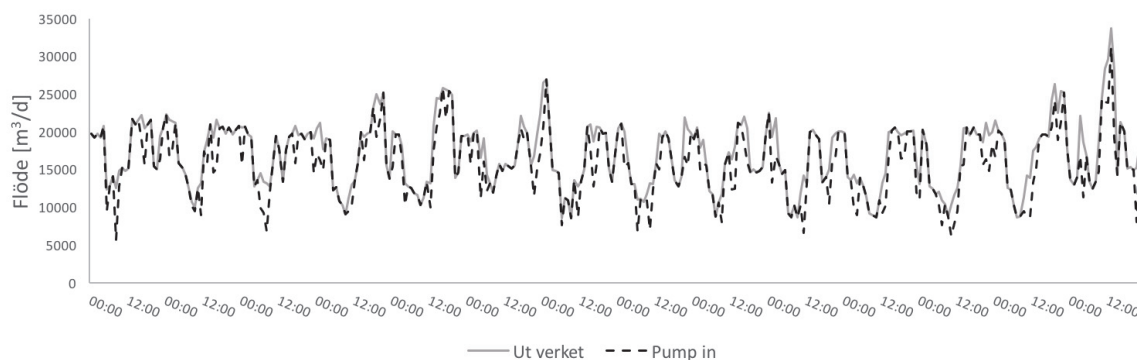


Figur 5.14: Modelluppbyggnad för förfällning med försedimentation, aktivslamprocess och eftersedimentation för Klagshamns reningsverk i WEST.

5.8 Generering av dynamisk indata

Eftersom endast dygnsmedelvärden finns tillgängligt för de flesta variablerna i det inkommande vattnet behövdes en syntetisk dygnsvariation skapas för att undersöka hur verket fungerar under dynamiska förhållanden. För detta ändamål användes en så kallad *dynamisk indatagenerator* skapad av Langergraber *et al.* (2008), vilken uppskattar dygnsvariation (1-timmesmedelvärde) av Q_{tot} , COD_{tot} , TKN och P_{tot} efter att flödesproportionerligt 24-timmarsmedelvärde av dessa angivits. Beräkningen av dygnsvariationen relaterar även till antalet personekvivalenter som är anslutna till verket, något som modellen har visats kunna förutspå relativt väl (Alex *et al.*, 2009). Modellen delar upp totalflödet över dagen i tre fraktioner: infiltrationsvatten, urin och avloppsvatten med lågt kväveinnehåll, och koncentrationsprofilerna kan påverkas genom att ändra parametrar för koncentrationer av COD_{tot} , TKN (*Kjeldahlkväve*, summan av organiskt kväve och ammoniak-/ammoniumkväve) och P_{tot} i de olika vattentyperna samt de procentuella fraktionerna av totalflödet.

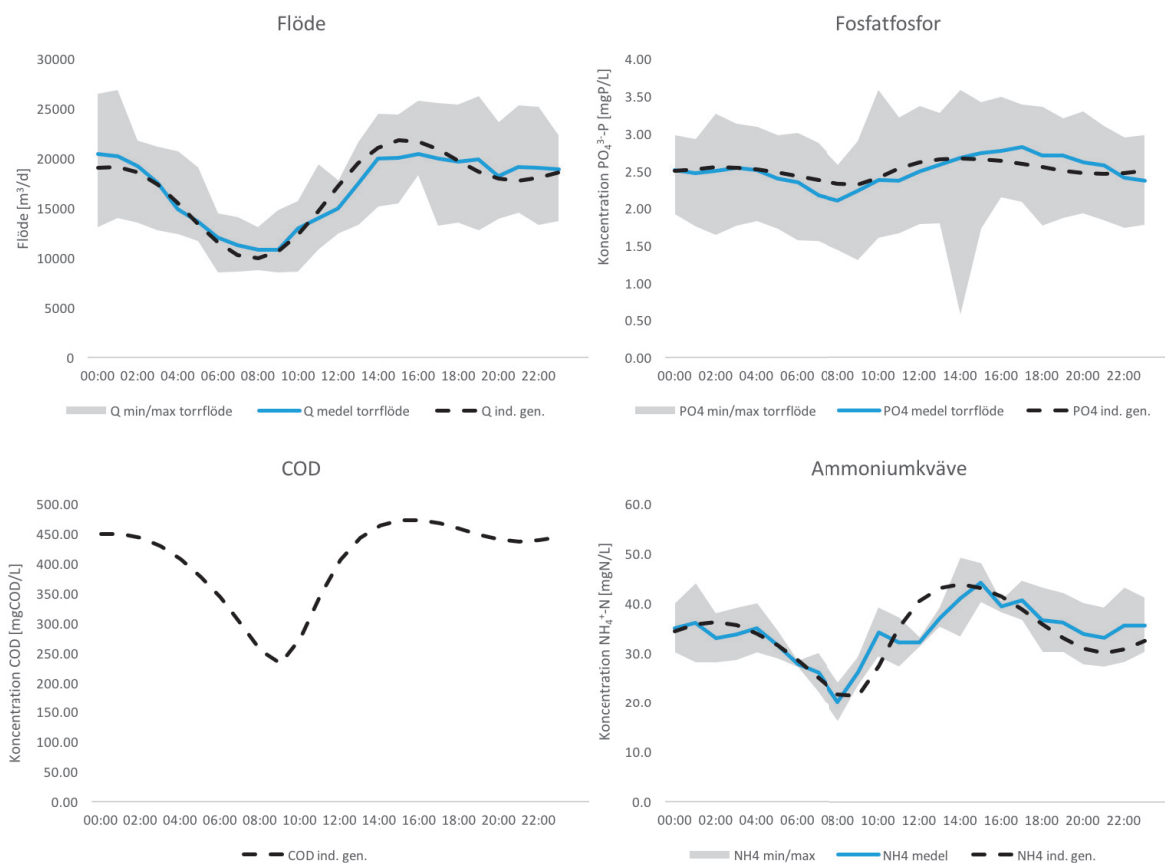
För att anpassa indatageneratoren till Klagshamns reningsverk används den data med hög upplösning som finns tillgänglig. Högupplöst flödesdata finns tillgänglig, men då det inkommande flödet beräknas från varvtal från de tre skruppumparna kan det vara osäkert att använda. Istället användes mätning av det utgående vattenflödet. För att undersöka eventuell fördröjning av flödet jämfördes det från skruppumparna beräknade inflödet med utflödet från verket. Ingen märkbar fördröjning kunde noteras (Figur 5.15), därmed användes det uppmätta utflödet för modelleringen. Ett problem som upptäcktes var dock att det uppmätta flödet ut från verket ibland plötsligt minskade kraftigt (ibland till negativa nivåer). Detta visade sig bero på att backspolning av sandfiltret skett under dessa perioder, så när medelvärdesbildning gjordes från 5-minutersvärden till 1-timmessvärden så ignorerades de datapunkter som var mycket låga.



Figur 5.15: Flöde genom Klagshamns reningsverk uppmätt utgående från verket samt beräknat från varvtal på skruppumpar vid inloppet till verket.

$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ och $\text{NH}_4^+\text{-N}$ antogs korrelera väl till P_{tot} respektive TKN så att dessa koncentrationer kunde användas direkt i indatageneratoren. Uppmätt data (1-timmesmedelvärden) från onlinemätning av $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ingående till sandfånget under den studerade sommarperioden jämfördes med den simulerade dygnsvariationen efter att medelvärdet av $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ angetts i generatoren. Denna kalibrerades så att kurvorna matchade, men användes inte vid modelleringen då onlinemätning av inkommande $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ finns tillgänglig. Istället kunde den skapade dynamiska datan användas till att verifiera övriga koncentrationsprofiler. Dygnsvariationen av $\text{NH}_4^+\text{-N}$ skapades på ett liknande sätt, men eftersom onlinemätning av inkommande ammonium saknas

användes data från en mätkampanj som utförts under två dygn i mars 2013. Här användes sedan uppmätta dygnsmedelvärden av NH_4^+-N i det inkommande vattnet för att skapa respektive dags dygnsvariation. Figur 5.16 visar de kalibrerade dygnsvariationsprofilerna som tagits fram på detta sätt. För att få en bättre matchning mellan uppmätt och genererad dygnsvariation behövde genererat flöde förskjutas fram 4 timmar, medan ammonium och fosfat behövdes skjutas fram 3 timmar. COD antogs följa övriga koncentrationsprofiler på samma sätt och sköts också fram 3 timmar. Detta kan motiveras med att Klagshamns ARV tar emot avloppsvatten från Vellinge kommun, vilket på grund av avståndet ger en lång uppehållstid i ledningsnätet. Detta kan ge en förskjutning i flöde och koncentrationer jämfört med de verk som använts för att skapa indata-generatorn.



Figur 5.16: Dygnsvariation för inkommande flöde samt koncentration av NH_4^+-N , $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ och COD skapad med indatagenerator. Det gråa området visar spannet över vilket de uppmätta värdena varierat, medan linjerna visar medelvärde under perioden och syntetisk variation skapad med datageneratorn.

5.9 Indata för kalibrering och validering

För att skapa den dynamiska indatafilen användes flödesproportionerliga dygnsmedelvärden av NH_4^+-N , COD_{tot} , $\text{P}_{\text{tot, filt}}$ och dygnsmedelflöde för att skapa dygnsvariation av dessa variabler enligt Sektion 5.8. Koncentrationerna räknades sedan om till belastning (kg/d) och dividerades med uppmätt entimmesmedelvärde för inkommande flöde för att ge koncentrationen. På detta sätt så stämmer fortfarande de uppmätta dygnsmedelvärdena av de olika variablerna. För de

dagur då data saknas beräknades dessa enligt Sektion 5.4.3. När de dynamiska värdena erhållits beräknades de olika COD-fraktionerna enligt Sektion 5.6.1, medan de skapade ammoniumkoncentrationerna användes direkt till modellvariabeln S_{NH_4} . Data från onlinemätare för $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ vid inloppet till sandfånget användes direkt till modellvariabeln S_{PO_4} . Inkommande TSS, X_{TSS} , beräknades från total COD enligt Sektion 5.4.3. Denna metodik skapade vissa koncentrationstoppar för ammonium som ansågs orimliga (upp mot 70 mgN/L), så dessa justerades ned manuellt till cirka 50 mgN/L. Detta hade i stort sett ingen påverkan på det flödesproportionerliga dygnsmedelvärdet, med påföljd att det fortfarande ansågs rimligt.

Förutom indatafilen användes dynamisk data för att beskriva flödet av järnklorid för förfällning, fraktionen av totalflödet som blir primärslam, börvärde för syrehalt i reaktor 2, 4, 6 och 8b i ASP linje 1 och 2 samt returslamflödet i de båda linjerna.

5.10 Kalibrering och validering

5.10.1 Kalibrering

I WEST kan man välja mellan att utföra en dynamisk eller en steady state-simulering. Om modellen laddats med dynamisk data beräknar WEST automatiskt medelvärden av alla parametrar om en steady state-simulering används. Dessa värden hålls sedan konstanta och simuleras i 100-150 dagar tills samtliga variabelvärden i alla enheter förblir konstanta. Om en dynamisk simulering utförs direkt efteråt används de uppnådda värdena på alla variabler från steady state-körningen som initialvärden. Då dessa annars måste gissas kan en steady state-simulering enkelt ge realistiska initialvärden. För detta projekt gjordes initialt en grov kalibrering under steady state-förhållanden innan en noggrann kalibrering utfördes under dynamiska förhållanden. Kalibreringsmetodikerna följde till stor del den som rekommenderas i Rieger *et al.* (2013). Den specifika metodiken:

1. Justering av mängden COD som släpps igenom försedimentationen
2. Kalibrering av slamålder, för målvariablerna MLSS (*mixed liquor suspended solids*, suspenderat partikulärt material i en aktivslamreaktor) i zon 8b, SS i överskottsslam och SS i eftersedimenterat vatten för båda linjerna
3. Kalibrering av nitrifikation, för målvariablerna $\text{NH}_4^+\text{-N}$ i zon 8b i båda linjerna och $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ingående till MBBR-steget
4. Kalibrering av kemisk fällning av $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, med målvariabel $S_{\text{PO}_4, \text{F}_{ut}}$ i utgående vatten från försedimentation

Den första kalibreringen för steady state gjordes mot medelvärden av uppmätta dygnsmedelvärdedata under kalibreringsperioden för sommar och vinter separat. Sedan kördes modellen med dynamisk data (1-timmesmedelvärden), där steg 2-4 ovan upprepades och kalibreringen finjusterades mot onlinemätardata. Under kalibreringsfasen styrdes syrehalten i reaktorerna mot uppmätta värden i reaktor 2, 4, 6 och 8b.

Försedimentation

Eftersom COD endast mäts på in- och utgående vatten från verket användes uppmätt SS ut från

försedimentationen som målvariabel, vilket justerades genom parametern f_{corr} i försedimentationsbassängerna som beskriver avskiljningseffektiviteten för partikulärt COD. Detta gav $f_{\text{corr}} = 0,8$, vilket är ett högt värde som kan motiveras på grund av att stor del av det inkommande organiska materialet skiljs av vid förfällningen. Eftersom TSS i modellen beräknas från partikulärt COD (som inte mäts i denna punkt) kan inte detta förhållande beräknas, utan ursprungsvärdet i modellen användes. Detta medför osäkerheter om kalibrering av mängden partikulärt material som går in till ASP-steget.

Slamålder

När de uppmätta slamuttagsflödet användes gav modellen en slamhalt i reaktorerna som var mycket lägre än de uppmätta, vilket var särskilt tydlig under vinterperioden (ca. 1200 mgTSS/L i modellen mot ca. 3000 mgMLSS/L uppmätt). När slamåldern beräknades från mätdata var den också mycket låg, och lägre under vinterperioden än under sommarperioden. Detta skapade misstankar om att det uppmätta överskottsslamflödet inte var korrekt, något som ofta visat sig vara fallet (Rieger *et al.*, 2013), alternativt att modellen ger överskottsslammet en högre koncentration än den uppmätta och att slamuttaget således blir större. Ett sätt att undersöka om mätningen av överskottsslamflödet är korrekt är att beräkna det genom en massbalans av fosfor över ASP-steget, enligt Ekvation 5.14. Tyvärr görs inga regelbundna mätningar på totalfosfor i överskottsslammet vid Klagshamns ARV, så en sådan beräkning var inte möjlig. Istället användes ett konstant slamuttag under varje studerad period, vilket justerades manuellt tills en korrekt slamhalt var uppnådd. Slutligen kalibrerades utgående slamhalt från eftersedimentationen. En känslighetsanalys gjordes först för att undersöka vilken parameter som skulle justeras (se Bilaga A), vilket slutade med att den icke sedimenterbara fraktionen f_{ns} ändrades till 0.100, medan SVI ändrades till medelvärde beräknat från mätdata (100 under sommar och 65 under vinter). Denna metod gjorde att den modellerade slamåldern skiljer sig från den beräknad från mätdata.

$$Q_{\text{ös}} = \frac{P_{\text{tot,in,AS}} \cdot Q_{\text{tot,in,AS}} - P_{\text{tot,ut,ES}} \cdot Q_{\text{tot,ut,ES}}}{P_{\text{tot,ös}}} \quad (5.14)$$

där:

$Q_{\text{ös}}$: Överskottsslamflöde [m^3/d]

$P_{\text{tot,in,AS}}$: Total fosforhalt ingående till ASP [mgP/L]

$Q_{\text{tot,in,AS}}$: Flöde in till ASP [m^3/d]

$P_{\text{tot,ut,ES}}$: Total fosforhalt ut från eftersedimentation [mgP/L]

$Q_{\text{tot,ut,ES}}$: Flöde ut från eftersedimentation [m^3/d]

$P_{\text{tot,ös}}$: Total fosforhalt i överskottsslam [mgP/L].

$S_{\text{NH}_4,8b}$ och $S_{\text{NO}_3,\text{inMBBR}}$ påverkades genom att justera den maximala tillväxthastigheten för autotrof biomassa, $\mu_{\text{max,AUT}}$. Denna parameter är ett referensvärde vid 20°C och ges ett konstant värde, men eftersom tillväxthastigheten är temperaturberoende beräknas den faktiska tillväxthastigheten i WEST beroende på angiven temperatur. Därför justerades $\mu_{\text{max,AUT}}$ separat under vinter och sommarperioden för att nå uppnådda koncentrationer av målvariablerna, varefter de faktiska temperaturberoende värdena noterades. För att beskriva temperaturberoendet används Arrheniusekvationen, vilket ger Ekvation 5.15 för sommarförhållanden och Ekvation 5.16 för vinterförhållanden.

$$\mu_{\max,AUT,s} = \mu_{\max,AUT} \cdot \theta_{\mu,AUT}^{(T_s - T_{20^\circ\text{C}})} \quad (5.15)$$

$$\mu_{\max,AUT,v} = \mu_{\max,AUT} \cdot \theta_{\mu,AUT}^{(T_v - T_{20^\circ\text{C}})} \quad (5.16)$$

där:

$\mu_{\max,AUT,s}$: faktisk maximal tillväxthastighet för autotrofer under sommarförhållanden [d^{-1}]

$\mu_{\max,AUT,v}$: faktisk maximal tillväxthastighet för autotrofer under vinterförhållanden [d^{-1}]

$\mu_{\max,AUT}$: maximal tillväxthastighet för autotrofer vid 20°C (referensvärde) [d^{-1}]

T_s : Temperatur vid sommarförhållanden [$^\circ\text{C}$]

T_v : Temperatur vid vinterförhållanden [$^\circ\text{C}$]

$T_{20^\circ\text{C}}$: Referenstemperatur (20°C) [$^\circ\text{C}$]

$\theta_{\mu,AUT}$: Arrheniuskonstanten för maximal tillväxthastighet för autotrof biomassa.

Eftersom referensvärdet på $\mu_{\max,AUT}$ är identiskt under sommar och vinter kan detta lösas ut ur Ekvation 5.15 och 5.16, varefter de båda ekvationerna är ekvivalenta. Den nya ekvationen kan sedan lösas för Arrheniuskonstanten, vilket ger Ekvation 5.17.

$$\theta_{\mu,AUT} = \frac{\mu_{\max,AUT,v}}{\mu_{\max,AUT,s}} \sqrt{(T_v - T_s)} \quad (5.17)$$

Detta gav $\theta_{\mu,AUT} = 0,100$. När konstanten för temperaturberoende är känd kan referensvärdet $\mu_{\max,AUT}$ beräknas från Ekvation 5.15 eller 5.16, vilket gav $\mu_{\max,AUT} = 0,75 \text{ d}^{-1}$.

Fosfatfällning

I modellen användes den från Klagshamn angivna Fe(III)-koncentrationen i FeCl_3 -lösningen, och det under de olika perioderna angivna flödet av FeCl_3 . Kalibrering skedde genom justering av parametern för fällningseffektiviteten (k_{PRE}), vilken ändrades till $16 \text{ m}^3/(\text{gFe}(\text{OH})_3 \cdot \text{d})$. Ett problem som noterades med denna metod var att koncentrationen av järn (X_{MeOH} i modellen) i ASP-steget var högt (ca 17-20 mgTSS/L), men då ingen fosfatbrist verkar uppkomma vid kalibrering (detta kan påverka tillväxthastigheter) så lades inte mer tid på att justera detta.

5.10.2 Validering

För validering valdes ännu en 14-dagarsperiod, från 2015-07-22 till 2015-08-03. Eftersom osäkerheter om det sanna överskottsslamflödet kvarstod justerades detta på samma sätt som vid kalibreringsperioderna för att ge rätt slamhalt i reaktorerna. I övrigt ändrades inga parametrar för valideringsperioden, utan modellen kördes dynamiskt under 14 dagar.

5.11 Beskrivning av modellerade scenarier

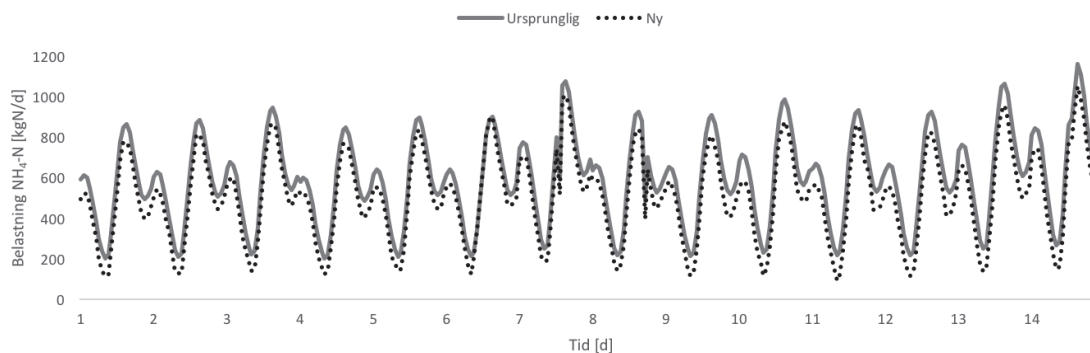
5.11.1 Allmän modell

När modellen väl blivit kalibrerad kan en allmän modell skapas för att simulera framtida scenarier. Det som i kalibreringsmodellen styrts av mätvärden, så som syrehalt i de olika zonerna, dosering av fällningskemikalie och primärslamflöde ersättes med konstanta parametervärden

och regulatorer i den allmänna modellen. Temperatur och returslamflöde behövs dock som inputvärden, temperatur för att de dagliga temperaturförändringarna inkluderas och returslamflödet för att det var svårt att reproducera med styrning i modellen.

5.11.2 Indata för framtida scenarier

Nya indatafiler behövde skapas för scenarier med en minskad kvävebelastning till verket. För att simulera detta behövdes ammoniumbelastningen från rejektivattnet uppskattas, vilket gjordes med hjälp av det uppmätta rejektivattenflödet under perioderna. Koncentrationen NH_4^+ -N i rejektivatten mäts endast en gång per månad, men vid de närmsta mätpunkterna runt de valda kalibreringsperioderna så var koncentrationen relativt konstant, omkring 1000 mgN/L, och koncentrationen antogs därför vara konstant 1000 mgN/L i beräkningarna. Det uppmätta rejektivattenflödet från centrifugerna (1-timmesmedelvärde) användes sedan för att beräkna vilken belastning till verket som härstammar från rejektivattnet. Den totala NH_4^+ -N-belastningen in till verket beräknades sedan med hjälp av den artificiella dygnsfördelningen av NH_4^+ -N och det uppmätta flödet in till verket, varefter 90% av belastningen från rejektivattnet subtraherades från totalen. Detta gjordes för att simulera rejektivattenbehandling med anammox, vilket visats kunna ge över 90% ammoniumreduktion (Christensson *et al.*, 2013) vid fullskaleförsök. En ny NH_4^+ -N-koncentration beräknades sedan genom att dividera den nya NH_4^+ -N-belastningen med totalflödet in. Det antogs här att endast ammonium reduceras i rejektivattenbehandlingen, vilket kan anses vara rimligt då behandlingen består av en anammoxprocess. Visserligen sker assimilation av fosfat av AOB och AnAOB, men denna mängd ansågs försumbar. Resterande variabler i indatafilen justerades således inte från de ursprungliga filerna. Med dessa antaganden står rejektivattnet för 16% av ammoniumbelastningen till verket under sommarperioden och 15% under vinterperioden. Detta är i den lägre delen av intervallet som beräknats i Sektion 3.2, och kan möjligen leda till att den volym som kan frigöras underskattas. Figur 5.17 visar skillnaden i inkommande NH_4^+ -N-belastning för vinterperioden.



Figur 5.17: Inkommande NH_4^+ -N-belastning för vinterperioden före och efter att belastningen från rejektivattnet subtraherats från totalen.

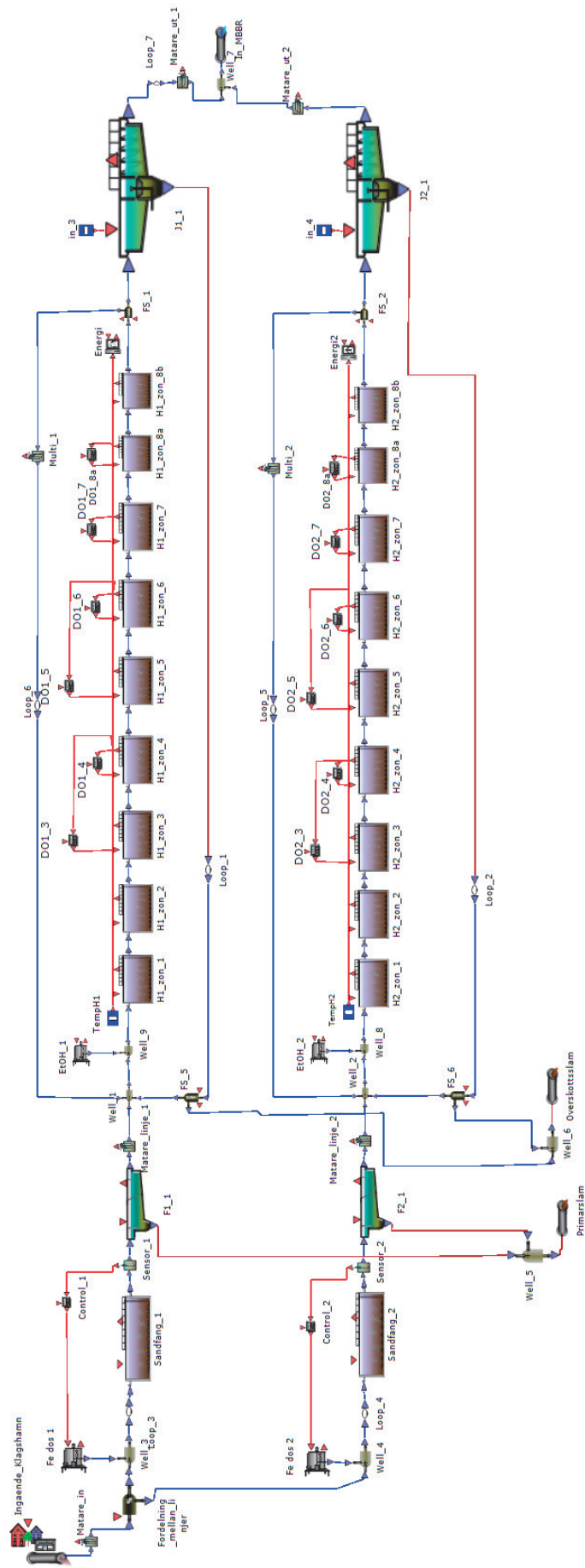
5.11.3 Införande av rejektivattenbehandling och fördenitrifikation

Potentialen för fördenitrifikation undersöktes genom att mäta belastningen in till MBBR-steget samt energiförbrukning från luftningen för ett antal scenarier. Eftersom varken luftflöde eller energiåtgång kalibrerats i modellen ska den i WEST modellerade luftningsenergin inte tolkas i absoluta tal. Istället jämfördes den modellerade energiåtgången mellan de olika scenarierna

och ett referensscenario, och denna kvot antogs jämförbar med verkliga skillnader. Två referensscenarier användes: ett där modellen kördes som vid kalibrering med oförändrad indatafil och utan rejektvattenbehandling, och ett med simulerad rejektvattenbehandling där indatafilen från Sektion 5.11.2 användes. I båda dessa scenarier var alla zoner luftade, och i scenariot med rejektvattenbehandling användes ett syrebövärde på 2 mgO₂/L i zon 2, 4, 6 och 8b under sommarförhållanden och 2,5 mgO₂/L under vinterförhållanden.

För de framtida scenarierna konfigurerades modellen för att kunna använda fördenitrifikation (se Figur 5.18) genom att recirkulera utgående vatten från ASP-steget till inloppet av ASP-steget. Detta internrecirkulationsflöde, Q_{int} , sattes för varje linje till 3 gånger det genomsnittliga inkommande flödet till linjen under perioden (28 500 m³/d under sommar och 33 000 m³/d under vinter). En etanoldoseringspump implementerades även i början av varje linje för att kunna utvärdera tillsats av extern kolkälla utöver den mängd BOD som erhålls från det inkommande vattnet. Sedan varierades antal luftade zoner, slamhalt (alltså även aerob SRT), DO-bövärde samt recirkulationsflödet för att undersöka hur god kväveavskiljning som sker samt vilken energi som krävs för luftning. De olika konfigurationerna som kördes finns sammanfattade i Tabell 5.5. Antingen kördes en eller två zoner anoxiskt för fördenitrifikation (zon 1 och 2 eller endast zon 1), medan resterande zoner upp till zon 7 kördes luftade mot ett bestämt syrebövärde (1,5, 2,0 eller 2,5 mgO₂/L). Zon 8a kördes med ett lägre syrebövärde (0,8 mgO₂/L) och zon 8b kördes oluftad som deox-zon för att undvika att syre följer med recirkulationsflödet tillbaka till början av ASP-steget, eftersom tillgängligt syre hämmar denitrifikationen. Färre scenarier testades under vinterperioden då de första resultaten visade mindre lovande möjligheter för fördenitrifikation under kallare förhållanden.

Ytterligare en konfiguration testades, utan internt recirkulationsflöde. Syftet med detta var att undersöka möjligheten att denitrifiera endast den mängd nitrat som återförs till inloppet av ASP-steget med returslamflödet. Fördelen med denna konfiguration i verkligheten är att ingen ombyggnad av verket behövs, samt att inget behov av deoxzon behövs då syret hinner förbrukas innan slammet återförs till reaktorn. Detta innebär att en större volym blir tillgängligt för nitri-fikation, men också att mindre nitrat blir tillgängligt för denitrifikation. I detta projekt användes dock inte en reaktiv sedimentationsmodell, vilket innebär att inga biologiska reaktioner sker innan returslammet återförs till zon 1 och syrehalten från zon 8b kvarstår i vattnet. Eftersom detta hämmar denitrifikationen introducerades en *activated sludge unit*-enhet (75 m³) med hög temperatur (25°C) och kort uppehållstid (10 min) för att snabbt avverka syret i vattnet utan att påverka slamåldern för mycket.



Figur 5.18: Allmän modell för Klagshamns ARV med internt recirkulationsflöde i WEST.

Tabell 5.5: Sammanfattning av de scenarier som modellerats (kallat "Försök"). Aerob SRT avser linje 1; linje 2. DO avser det börvärde för syrekonzentrationen i de luftade reaktorer. Q_{int} avser storleken på det interna recirkulationsflödet jämfört med medelflödet genom linjen. Tillsats av etanol avser % av mängden tillsatt till MBBR-stegen under kalibreringsperioden.

Sommar											Vinter										
Försök #	Antal luftade zoner	Slamhalt [mg/L]	Aerob SRT [d]	DO [mg/L]	Q_{int}	Tillsats av etanol	Försök #	Antal luftade zoner	Slamhalt [mg/L]	Aerob SRT [d]	DO [mg/L]	Q_{int}	Tillsats av etanol								
ref	8	2700	8,6;9,5	2,0	-	nej	ref	8	3000	8,6;9,8	2,5	-	nej								
1	5,5	2500	5,2;6,0	1,5	3· Q_{medel}	nej	27	6,5	3000	6,0;6,8	2,5	3· Q_{medel}	nej								
2	5,5	3000	6,2;7,2	2,0	3· Q_{medel}	nej	28	6,5	3500	7,2;8,1	2,5	3· Q_{medel}	nej								
3	5,5	3500	7,7;8,8	2,5	3· Q_{medel}	nej	29	6,5	3000	6,0;6,8	2,0	3· Q_{medel}	nej								
4	5,5	2500	5,2;6,0	1,5	3· Q_{medel}	nej	30	6,5	3500	7,2;8,1	2,0	3· Q_{medel}	nej								
5	5,5	3000	6,2;7,2	2,0	3· Q_{medel}	nej	31	6,5	3000	5,4;6,0	2,0	3· Q_{medel}	ja, 10%								
6	5,5	3500	7,6;8,8	2,5	3· Q_{medel}	nej	32	6,5	3500	6,4;7,1	2,0	3· Q_{medel}	ja, 10%								
7	5,5	2500	5,2;6,0	1,5	3· Q_{medel}	nej	33	7	2600	6,6;7,4	2,5	-	nej								
8	5,5	3000	6,2;6,6	2,0	3· Q_{medel}	nej															
9	5,5	3500	7,6;8,8	2,5	3· Q_{medel}	nej															
10	5,5	3000	5,5;6,3	2,0	3· Q_{medel}	ja, 10%															
11	5,5	3000	5,1;5,6	2,0	3· Q_{medel}	ja, 20%															
12	5,5	3000	4,5;4,9	2,0	3· Q_{medel}	ja, 30%															
13	5,5	3000	4,4;4,5	2,0	3· Q_{medel}	ja, 40%															
14	5,5	3000	5,5;6,3	2,5	3· Q_{medel}	ja, 10%															
15	5,5	3000	5,1;5,6	2,5	3· Q_{medel}	ja, 20%															
16	5,5	3000	4,5;4,9	2,5	3· Q_{medel}	ja, 30%															
17	5,5	3000	4,1;4,5	2,5	3· Q_{medel}	ja, 40%															
18	6,5	2500	6,2;7,1	2,0	3· Q_{medel}	nej															
19	6,5	3000	7,7;9,0	2,0	3· Q_{medel}	nej															
20	6,5	3000	7,7;9,0	2,5	3· Q_{medel}	nej															
21	6,5	3000	6,8;7,8	2,5	3· Q_{medel}	ja, 10%															
22	6,5	3000	6,1;6,7	2,5	3· Q_{medel}	ja, 20%															
23	5,5	3000	6,4;7,2	2,5	4· Q_{medel}	nej															
24	5,5	3000	6,4;7,2	2,5	3· Q_{medel}	nej															
25	5,5	3000	6,4;7,3	2,5	2· Q_{medel}	nej															
26	6	2500	5,7;6,5	2	-	nej															
27	7	2500	6,7;7,6	2	-	nej															

6 Resultat och diskussion

I detta kapitel presenteras resultaten från modelleringen av Klagshamns ARV. Kalibrering görs för att modellens beteende i olika situationer ska efterlikna det observerade beteendet vid verket, och i Sektion 6.1 jämförs därför uppmätta koncentrationer vid verket med simulerade värden. Sektion 6.3 visar sedan resultaten från när framtida scenarier simulerats. Data från samtliga resultat finns sammanställda i Bilaga E.

6.1 Kalibrering

Kalibrering av modellen gjordes separat för sommar- och vinterförhållanden, vilka presenteras nedan i Sektion 6.1.1 och 6.1.2.

6.1.1 Sommarförhållanden

Det första som kalibrerats var SS ut från försedimentationen. Eftersom mätvärden för detta endast finns tillgängligt som dygnsmedelvärden beräknades flödesproportionellt dygnsmedelvärde från modelldata och jämfördes med mätvärden. Resultatet från detta ses i Figur 6.1 som visar att modellvärdena stämmer relativt bra överens med mätvärdena, men modellen överskattar mängden TSS något. En stor minskning av modellvärdet sker under dag 9, vilket förmodligen beror på felaktig total mängd inkommande COD (som är mycket låg under dag 9). TSS-värdet i modellen beräknas dessutom utifrån ett förhållande till partikulärt COD, och eftersom inga mätvärden på COD från försedimentationen funnits tillgängliga så användes ursprungsvärdet i modellen (0.75 gTSS/gCOD) för detta förhållande. Detta introducerar viss osäkerhet i om rätt mängd COD går vidare till ASP-steget, vilket i sin tur ger stor påverkan på slamhalten i reaktorerna.

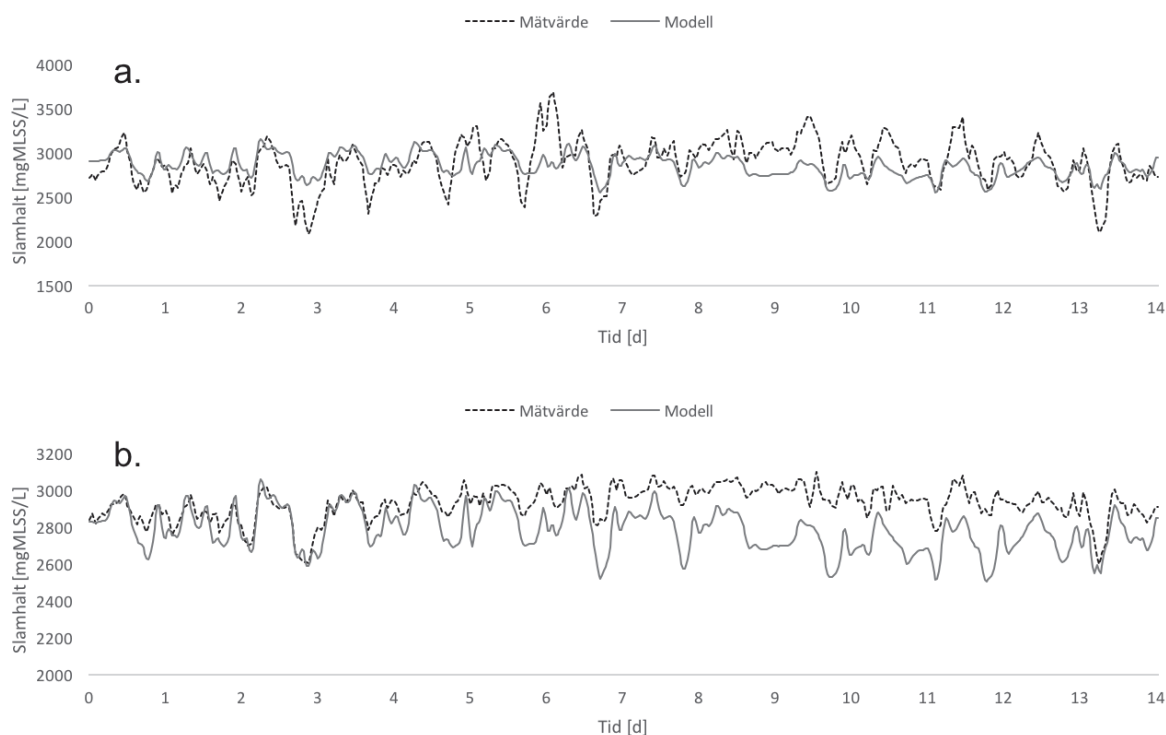


Figur 6.1: Modellerad slamhalt ut från försedimentation jämfört med mätdata under den valda sommarperioden. Alla punkter är flödesproportionerliga dygnsmedelvärden.

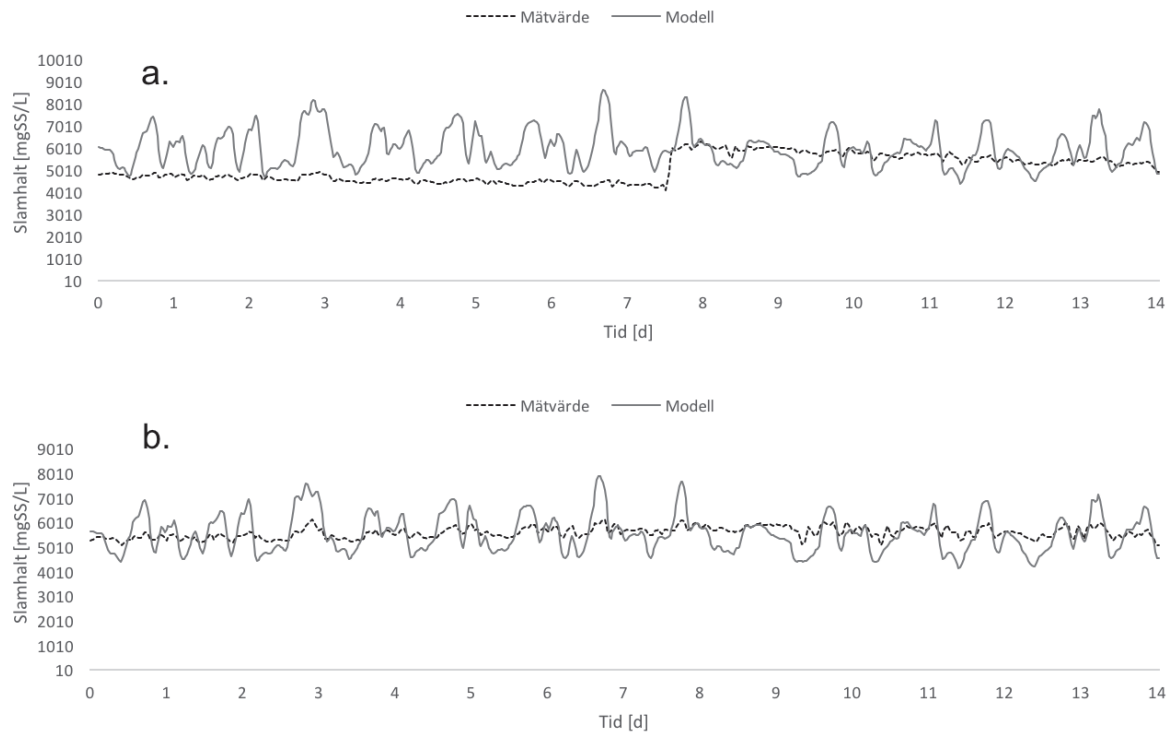
Figur 6.2 visar kalibrerad slamhalt i zon 8b i ASP linje 1 (a) och 2 (b) jämfört med mätvärden under sommarperioden. Modellen ger en god korrelation mellan uppmätt och modellerad slamhalt, och framför allt reproduceras de dynamiska variationerna väl. Detta tyder på att inkommande COD-halter uppskattas väl med indatageneratorn. Mätdata justerades dock manuellt för att bättre stämma överens med stickprovdata under perioden, då en relativt konstant skillnad mellan dessa kunde noteras. Detta gör att slamhalten potentiellt överskattas.

Figur 6.3 visar kalibrerad slamhalt i returslammet från ASP linje 1 (a) och 2 (b) jämfört med mätvärden under sommarperioden. För linje 1 kan ett tydligt skifte noteras efter dag 7, vilket tyder på att mätaren kalibrerats. Modellen visar större dynamisk variation än vad mätvärden visar, vilken kan bero på att modellen inte inkluderar kompressions sedimentation som annars möjligen hade förhindrat snabba variationer.

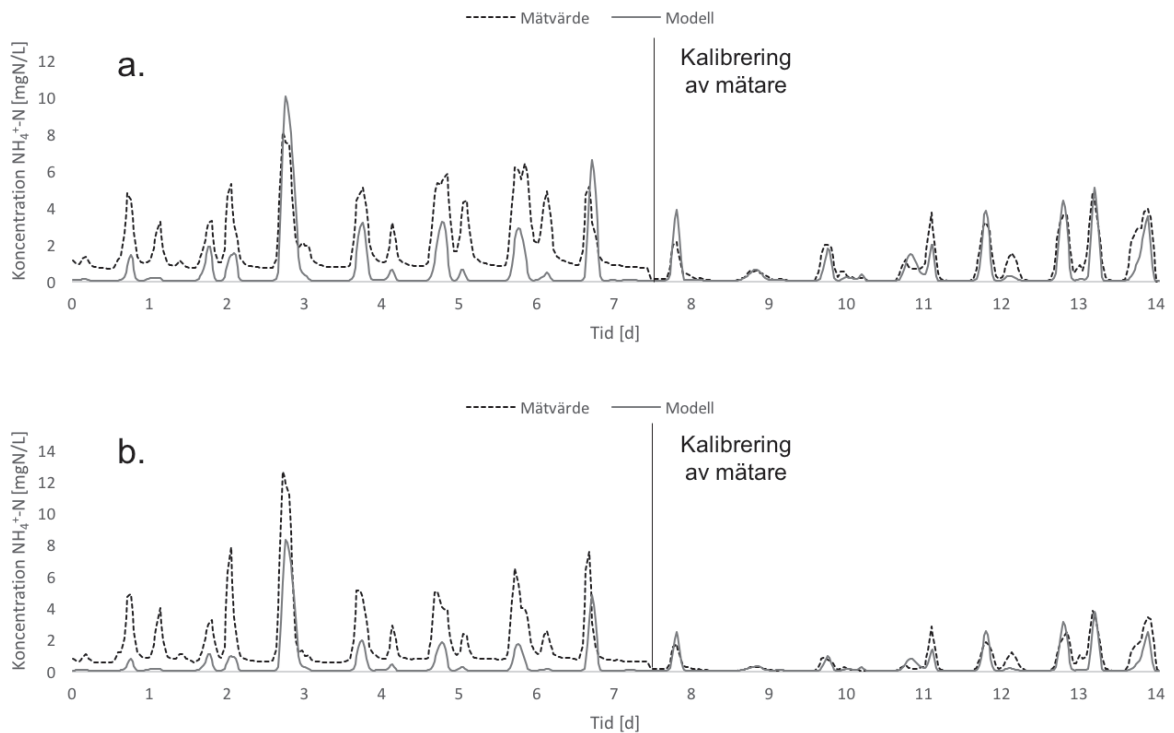
Figur 6.4 och 6.5 visar resultaten från kalibrering av nitrifikation i modellen. Eftersom det uppdragats att NH_4^+ -N-mätarna i de båda aktivslamlinjerna kalibrerats under dag 7 i den valda kalibreringsperioden så kalibrerades modellen främst för att reproducera ammoniumhalten väl efter dag 7. Som det tydligt kan ses i Figure 6.4 stämmer den uppmätta ammoniumhalten väl med modellen i perioden efter att mätaren kalibrerats. Även nitrathalten (Figur 6.5) stämmer relativt väl med mätdata, även om vissa skillnader i dynamiken uppstår. Dessa kan bero på en mängd felkällor. För det första är koncentrationodynamiken i det inkommande vattnet en uppskattning som skapats syntetiskt, och eftersom den förmodligen skapar för höga koncentrationstoppar så är det möjligt att ammoniumbelastningen i verkligheten varit något jämnare fördelad över dagen. För det andra finns inga uppgifter om när nitratmätaren senast kalibrerats, vilket medför att det är osäkert hur väl mätdatan stämmer under perioden. Överlag pekar resultaten på att en indatagenerator kan skapa en förhållandevis god beskrivning av dygnsfördelningen av ammonium in till verket genom att använda dynamisk inflödesdata och dygnsmedelvärden för ammoniumhalten.



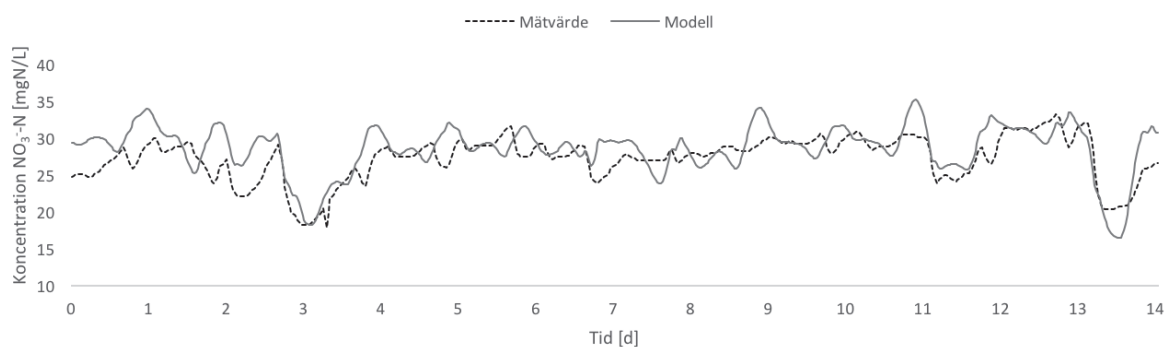
Figur 6.2: Modellerad slamhalt i zon 8b i aktivslamlinje 1 (a.) och 2 (b.) jämfört med mätvärden under den valda sommarperioden. Mätvärden kommer från online-mätare.



Figur 6.3: Modellerad slamhalt i returslammet till aktivslamlinje 1 (a.) och 2 (b.) jämfört med mätvärden under den valda sommarperioden. Mätvärdena kommer från online-mätare.

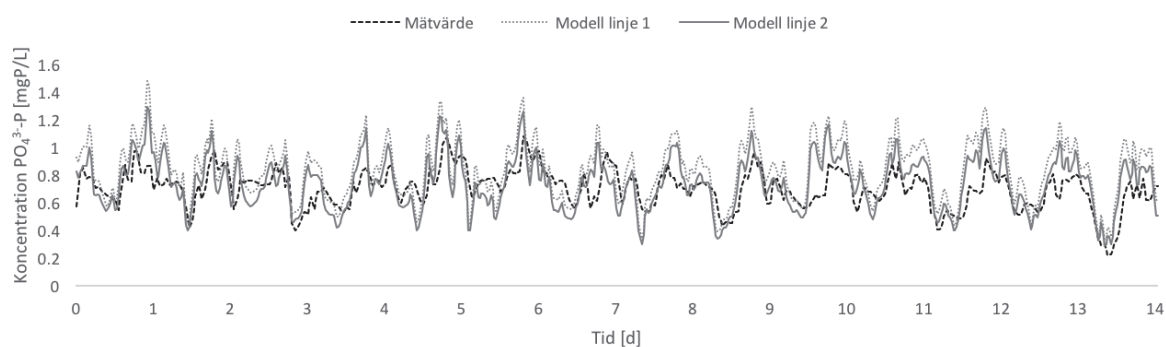


Figur 6.4: Modellerad halt ammoniumkväve i zon 8b i aktivslamlinje 1 (a.) och 2 (b.) jämfört med mätvärden under den valda sommarperioden. Mätvärdena kommer från online-mätare.



Figur 6.5: Modellerad halt nitratkvävehalt ingående till MBBR-steget, jämfört med mätvärden under den valda sommarperioden. Mätvärden kommer från online-mätare.

Modellen reproducerar förfällningen av fosfat mycket väl, vilket kan ses i Figur 6.6 som visar modellvärdet på $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ut från försedimentation för linje 1 och 2 jämfört med uppmätt värde.



Figur 6.6: Modellerad halt fosfatfosfor utgående från försedimentation vid linje 1 och 2, jämfört med mätvärde under den valda sommarperioden. Mätvärden kommer från onlinemätare.

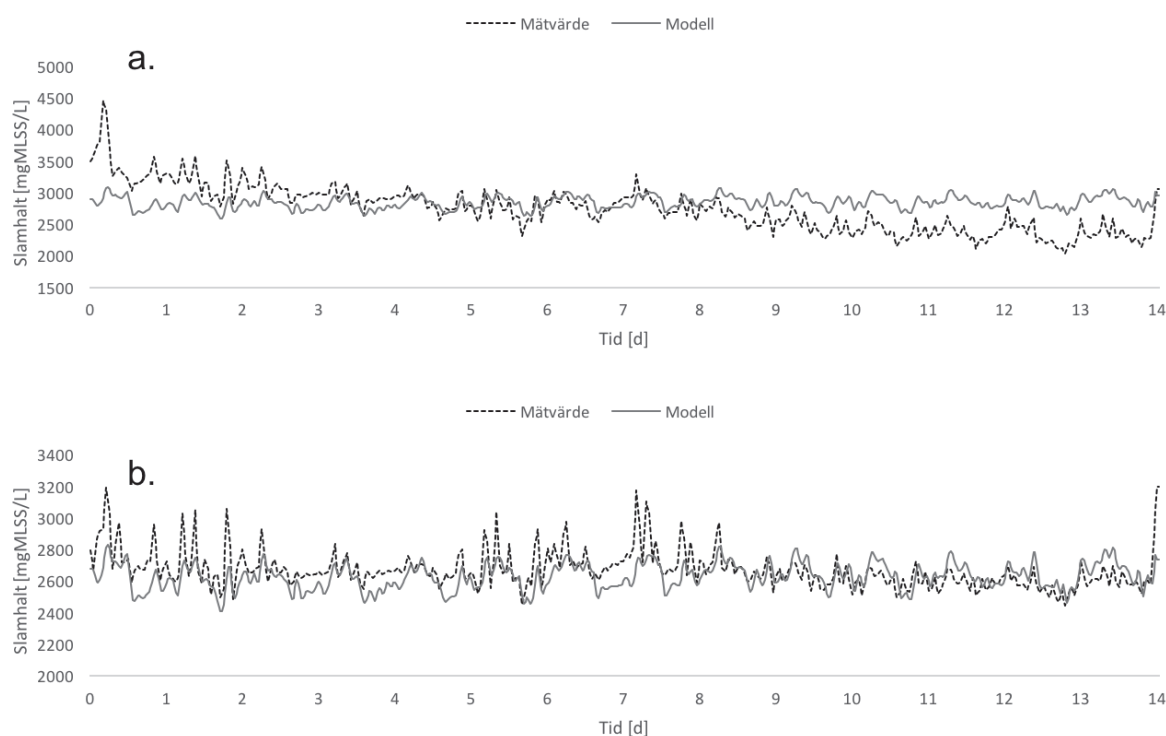
6.1.2 Vinterförhållanden

Under vinterperioden stämde datan från SS-mätare och stickprov bättre överens än under sommarperioden, vilket medförde att mätdatan inte justerades. I övrigt ger modellen resultat som stämmer väl med mätdatan. Framför allt stämmer slamhalten i zon 8b (Figur 6.7 a) och returslam (Figur 6.8 a) för linje 2 väldigt bra med mätdata, medan den för linje 1 (Figur 6.7 b och 6.8 b) visar på en nedåtgående trend så som att en successiv minskning av slammängden pågår. Då det uppmätta överskottsslamflödet från linje 1 varit högre än från linje 2 under perioden kan det observerade beteendet vara en konsekvens av detta. För modellering av verket är det dock svårt att återskapa detta beteende utan att köra en simulering över längre tid med dynamiska data för slamuttag, vilket även är svårt med tanke på osäkerheten i flödesmätningen.

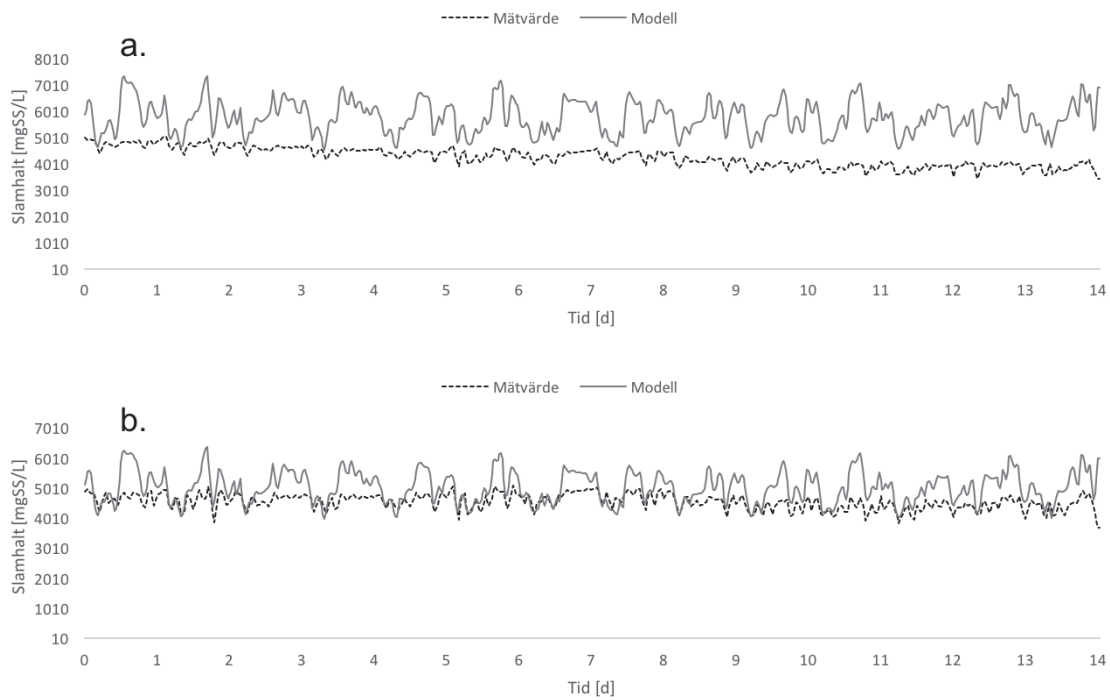
Skillnaden mellan linje 1 och 2 kan även observeras för ammoniumhalten utgående från ASP-steget, vilket kan ses i Figur 6.9. Även här stämmer modelldata bättre överens med mätdata för linje 2. För linje 1 ökar ammoniumhalten successivt under perioden, vilket tyder på att utspolning av autotrofa organismer sker. Nitrathalten (Figur 6.10) visar dock på god korrelation

mellan modell och mätdata.

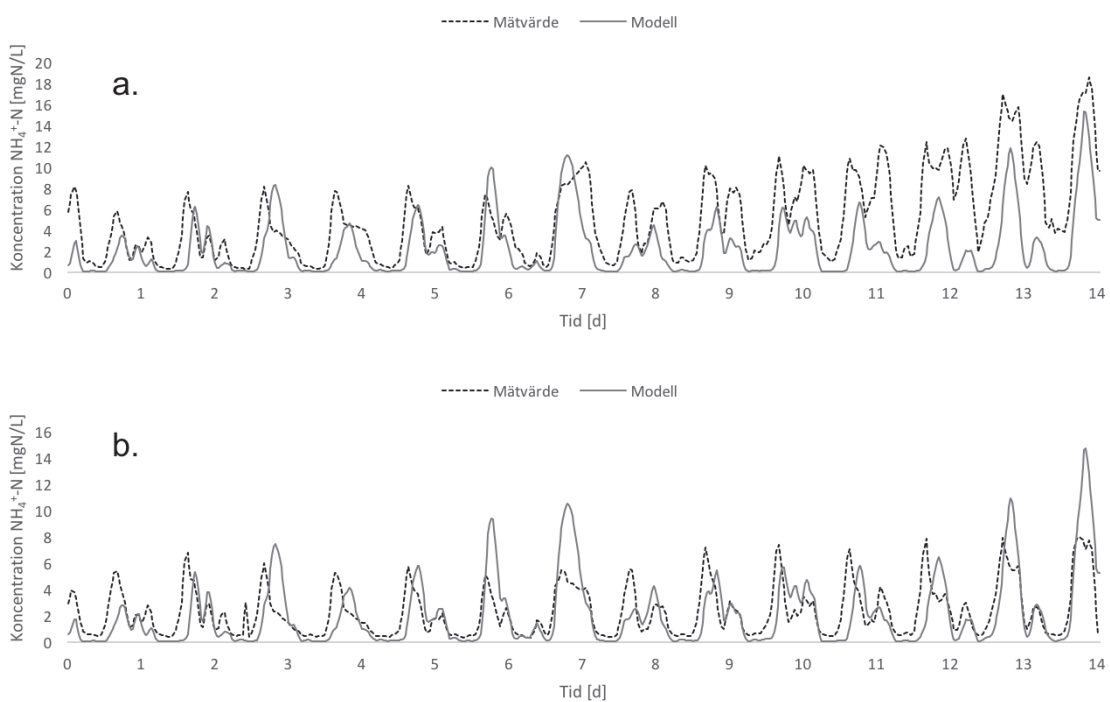
En tydlig skillnad mellan sommar- och vinterperioden kan observeras för förfällning av fosfor. Figur 6.11 visar utgående fosfatkoncentration från försedimentationen, och jämfört med sommarperioden där modellen stämmer bra med mätdata noteras för vinterperioden en förskjutning mellan modell och mätdata på mellan 0,2-0,6 mgP/L. För att undersöka vad detta beror på så jämfördes fosforhalten in till sandfånget och ut från försedimentationen under vinter och sommarförhållanden, samt mängden tillsatt järnklorid under båda perioderna. Den inkommande fosfathalten var generellt lägre under vinterperioden, medan utgående fosfathalt var lika under båda perioderna. Om koncentrationerna beräknas om till belastning är även den något högre under början av sommarperioden, medan den senare är likvärdig under sommar och vinter. Eftersom dosering av järnklorid sker proportionerligt mot flöde och fosfathalt borde mängden tillsatt järnklorid under sommar och vinterperioden vara någorlunda lika. Under sommarperioden var dock doseringen cirka 40% högre än under vinterperioden, vilket förklarar modellens beteende när det gäller fosfatfällning. I verkligheten kan skillnaden bero på att styrsystemet beräknat olika doser som krävs för fällningen under de olika perioderna, vilket är svårt att återskapa i modellen.



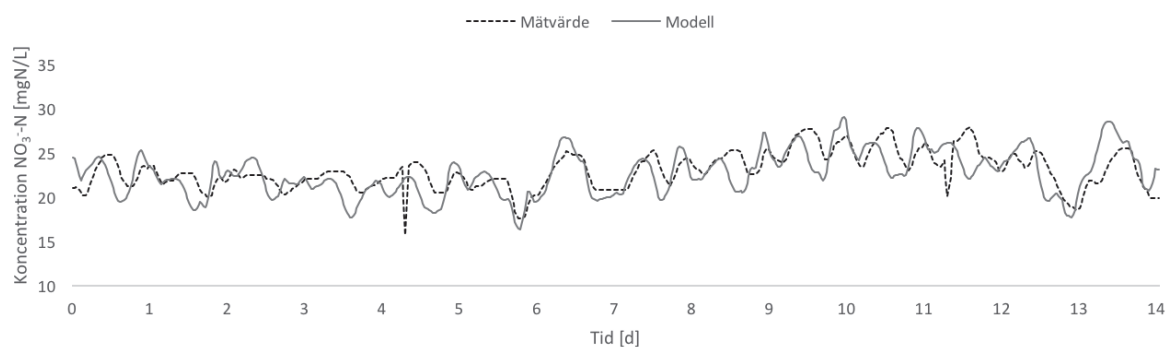
Figur 6.7: Modellerad slamhalt i zon 8b i aktivslamlinje 1 (a.) och 2 (b.) jämfört med mätvärden under den valda vinterperioden. Mätvärden kommer från online-mätare.



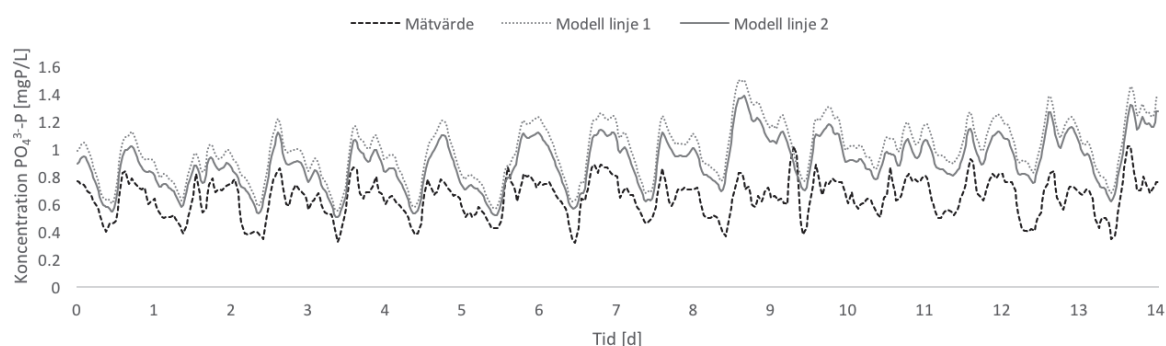
Figur 6.8: Modellerad slamhalt i returslammet till linje 1 (a.) och 2 (b.) jämfört med mätvärden under den valda vinterperioden. Mätvärden kommer från online-mätare.



Figur 6.9: Modellerad halt ammoniumkväve i zon 8b i aktivslamlinje 1 (a.) och 2 (b.) jämfört med mätvärden under den valda vinterperioden. Mätvärden kommer från online-mätare.



Figur 6.10: Modellerad halt nitratkvävehalt ingående till MBBR-steget, jämfört med mätvärden under den valda vinterperioden. Mätvärden kommer från online-mätare.



Figur 6.11: Modellerad halt fosfatfosfor utgående från försedimentation vid linje 1 och 2, jämfört med mätvärde under den valda vinterperioden. Mätvärden kommer från onlinemätare.

6.1.3 Parametrar

Justering av de kinetiska parametrarna i ASM2d behöver ibland göras jämfört med ursprungsvärdena angivna i Henze *et al.* (2000) för att ge en bra beskrivning av det specifika verket som modellerats (Brun *et al.*, 2002). Det rekommenderas dock att detta görs med försiktighet, och endast efter att specifika experiment utförts för att erhålla värdena (Rieger *et al.*, 2013). Eftersom inget sådant experiment utförts i denna studie, där parametrarna istället justerats för att matcha koncentrationen av NH_4^+ -N och NO_3^- -N utgående från ASP-steget, jämfördes de kalibrerade parametervärdena med värden från litteraturen för att uppskatta dess rimlighet. Dessa kan ses i Tabell 6.1. Ursprungsvärden har bara ändrats för den maximala tillväxthastigheten för autotrofer ($\mu_{\text{max,AUT}}$), dess Arrheniuskonstant ($\theta_{\mu,\text{AUT}}$) samt konstanten för fällningseffektivitet (k_{PRE}), medan resterande 49 kinetiska parametervärden lämnades oförändrade.

Det kalibrerade värdet för $\mu_{\text{max,AUT}}$ har en stor spridning i studierna som granskats, från $0,4 \text{ d}^{-1}$ till $1,5 \text{ d}^{-1}$. Generellt ligger dock de flesta värdena runt eller över ursprungsvärdet (1 d^{-1}). Resultatet från denna studie visar ett lägre värde på $0,75 \text{ d}^{-1}$, vilket dock fortfarande ligger inom ett rimligt intervall. Intressant att notera är att när Klagshamns ARV modellerades av Hey *et al.* (2012) beräknades det kalibrerade värdet till $1,25 \text{ d}^{-1}$, vilket är en väsentlig skillnad från värdet i denna studie men som mest troligt beror på skillnad i modellerad slamålder.

Tabell 6.1: Kalibrerade värden på kinetiska parametrar i ASM2d i denna samt från ett flertal andra studier.

Referens	$\mu_{\max,AUT}$ [d ⁻¹]	$\theta_{\mu,AUT}$ [-]	k_{PRE} [m ³ /(gFe(OH) ₃ ·d)]
Default (Henze <i>et al.</i> , 2000)	1	1,111	1
Filali-Meknassi <i>et al.</i> (2005)	0,4	-	-
García-Usach <i>et al.</i> (2006)	1,14	-	-
Makinia <i>et al.</i> (2006a)	1,4	-	-
Makinia <i>et al.</i> (2006b)*	1,2/1,0	-	-
Penya-Roja <i>et al.</i> (2002)	1,34	-	-
Boontian (2012)	1,20	-	-
Insel <i>et al.</i> (2006)	1,5	-	-
Yagci <i>et al.</i> (2006)	0,8	-	-
Hey <i>et al.</i> (2012)**	1,25	-	-
Denna studie	0,75	1,100	16

* Resultat för två olika verk

** Resultat från Klagshamns ARV

Inga tidigare studier har kunnat hittas där fällningseffektiviteten k_{PRE} justeras. I detta fall justerades värdet med 1600% mot ursprungsvärdet, vilket uppenbarligen kan ifrågasättas. Anledningen till att värdet behöver vara så stort är att reaktionsreaktorn (sandfånget i modellen) är liten (200 m³), vilket gör att uppehållstiden blir mycket kort vid flöden på 9500-11000 m³/d (30-45 min). I verkligheten sker fällningsreaktionen mycket snabbt, men i modellen hinner inte tillräckligt mycket av fosfaten reagera med järnet under denna tid om inte reaktionshastigheten justeras. Anledningen till detta är att fällningsreaktionen i ASM2d är gjord för simultanfällning, alltså fällning av fosfat i aktivslamreaktorn, där uppehållstiden kommer att vara tillräckligt lång för reaktionen att ske. Om modellen används för förfällning behöver dock fällningseffektiviteten justeras.

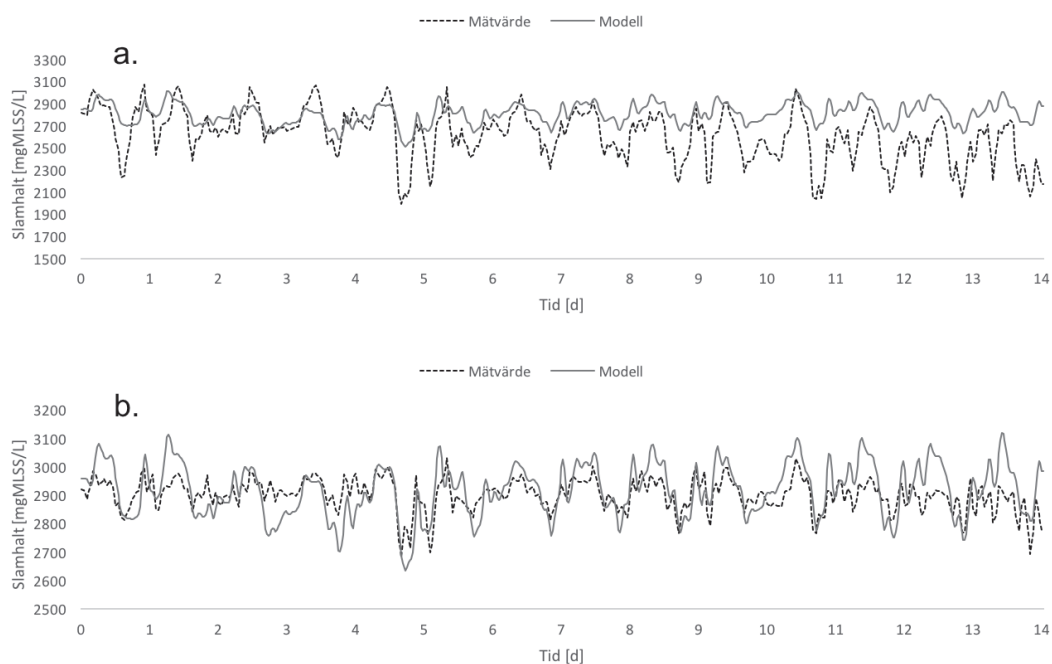
Tidigare studier där $\theta_{\mu,AUT}$ har justerats har inte heller hittats, men eftersom det kalibrerade värdet endast skiljer 1% från ursprungsvärdet så anses värdet fortfarande rimligt.

6.2 Validering

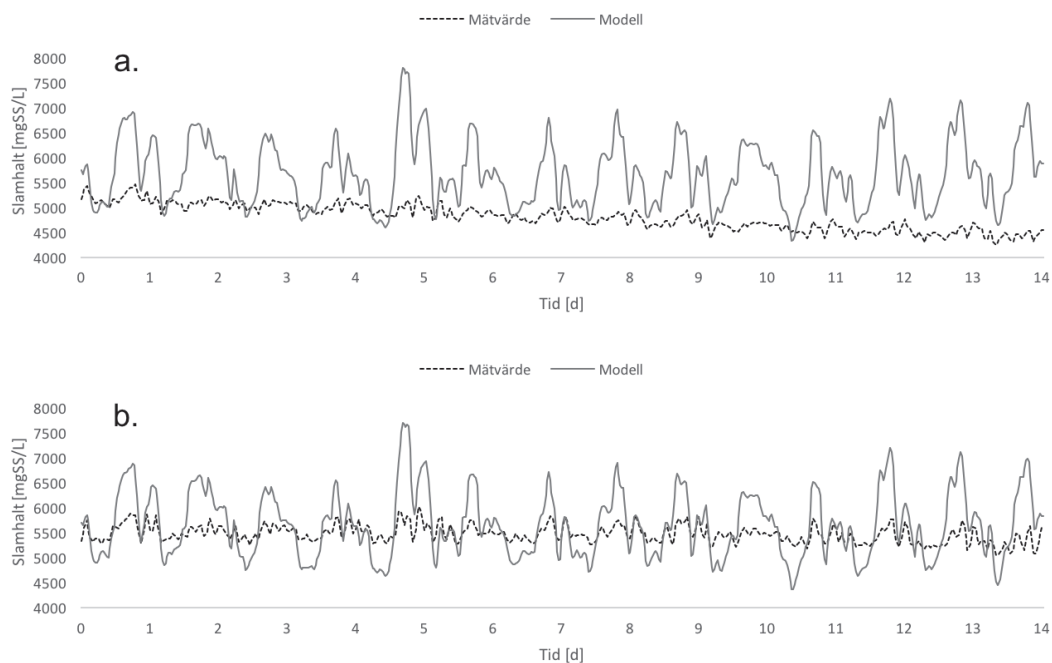
Valideringsperioden (2015-07-21 - 2015-08-03) gav resultat liknande de från de båda kalibreringsperioderna, med god korrelation mellan modell och mätare för slamhalt i ASP zon 8b (Figur 6.12), ammonium- och nitratkväve utgående från ASP-steget (Figur 6.14) samt fosfatkoncentrationen utgående från försedimentationen (Figur 6.15). Slamhalten i returslammet (Figur 6.13) visar också liknande resultat som tidigare, där de dynamiska variationerna i modellen inte kan ses i mätdatan. Slamhalten i linje 1 (zon 8b, Figur 6.12a, och i returslamflödet, Figur 6.13a) visar en avtagande trend, vilket tyder på att en successiv minskning av slamhalten sker. I modellen är detta svårt att efterlikna då förändringar sker snabbare i modellen än i verkliga system.

I Figur 6.14c, efter dag 3 och 10, samt i Figur 6.15 vid dag 13 ses plötsliga kraftiga koncentrationsförändringar. Dessa beror sannolikt på problem med mätsignalen från mätarna och

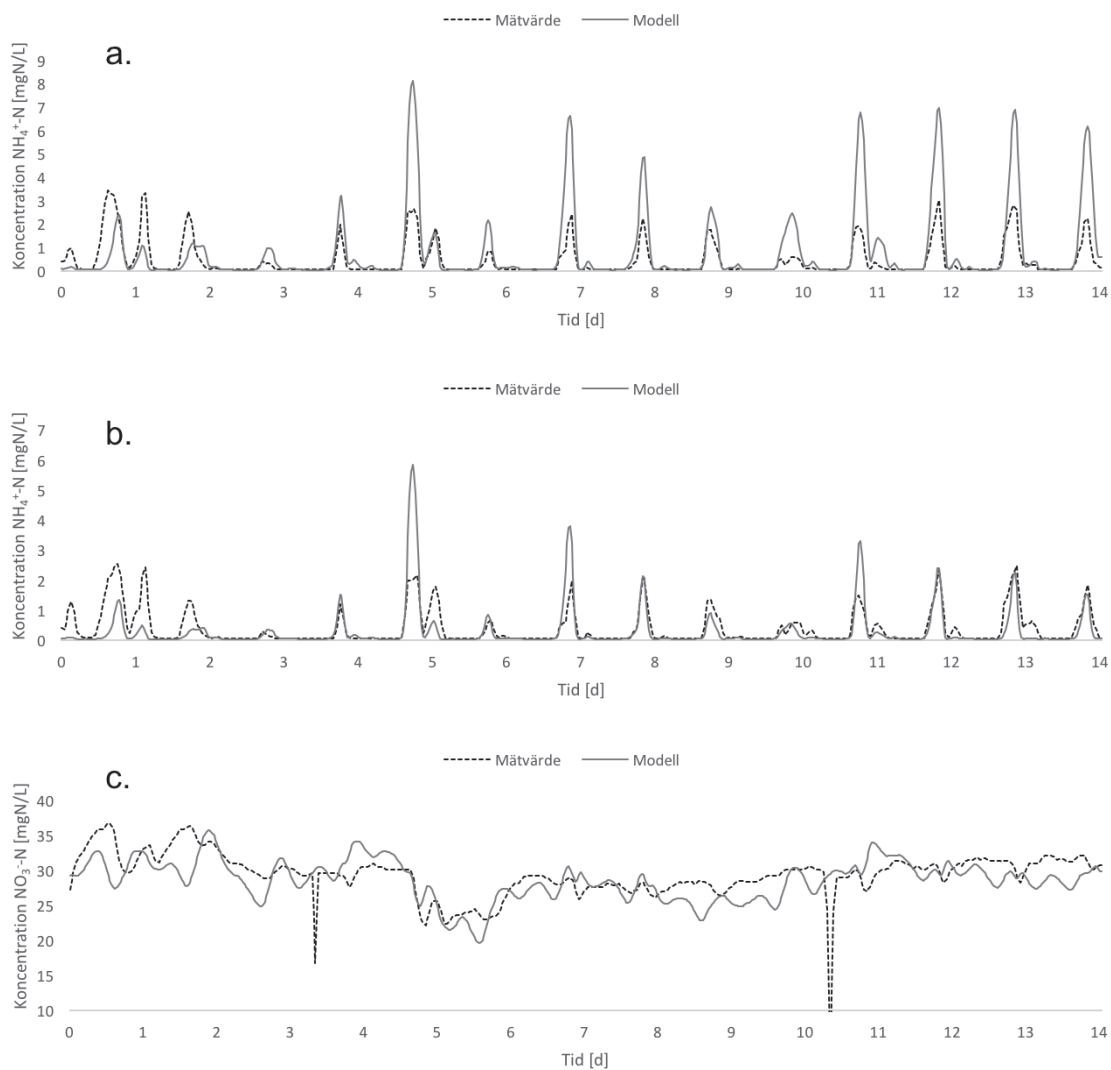
representerar då inte den verkliga koncentrationvärdet, eftersom en sådan kraftig förändring bara kunnat ske om processen kollapsat (vilket inte är fallet).



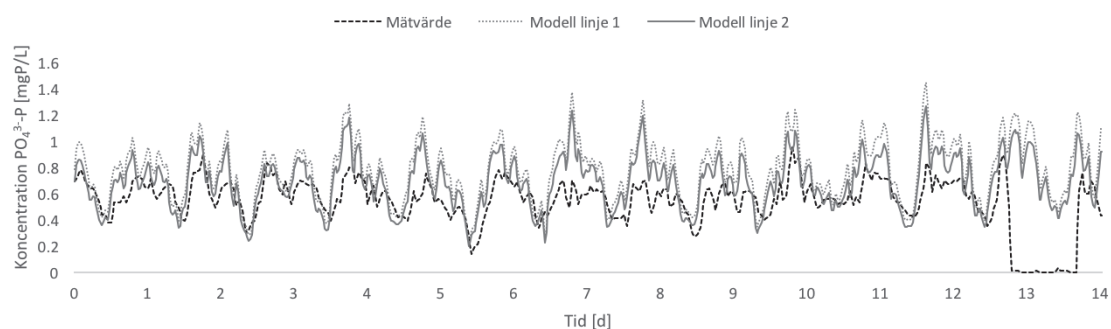
Figur 6.12: Modellerad slamhalt i zon 8b i aktivslamlinje 1 (a.) och 2 (b.) jämfört med mätvärden under den valda valideringsperioden. Mätvärden kommer från online-mätare.



Figur 6.13: Modellerad slamhalt i returslammet till linje 1 (a.) och 2 (b.) jämfört med mätvärden under den valda valideringsperioden. Mätvärden kommer från online-mätare.



Figur 6.14: Modellerad halt ammoniumkväve i zon 8b i aktivslamlinje 1 (a.) och 2 (b.), samt nitratkvävehalt (c.) ingående till MBBR-steget, jämfört med mätvärden under den valda valideringsperioden. Mätvärden kommer från online-mätare.



Figur 6.15: Modellerad halt fosfatfosfor utgående från försedimentation vid linje 1 och 2, jämfört med mätvärde under den valda valideringsperioden. Mätvärden kommer från onlinemätare.

6.3 Framtida scenario: separat rejektivattenbehandling

Här presenteras resultaten från de olika scenarierna från Sektion 5.11.3. Varje försök refereras till med ett nummer, och detaljer om försöken ses i Tabell 5.5.

6.3.1 Sommarförhållanden

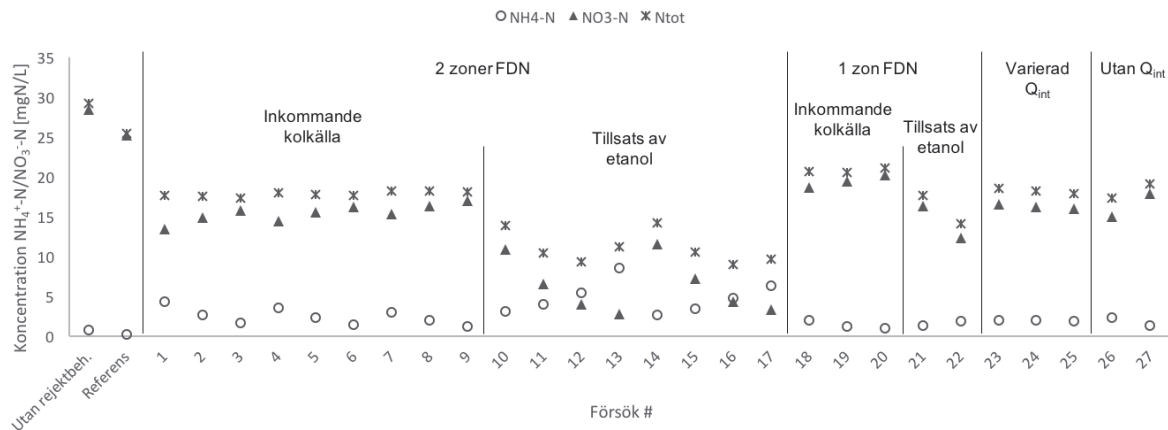
Figur 6.16 visar den totala belastningen in till MBBR-steget som koncentrationsmedelvärde under de olika scenarierna under sommarperioden. Även de två referensscenarierna: utan rejektivattenbehandling och med rejektivattenbehandling utan processändring (kallad "Referens") inkluderas som referens. Resultaten visar att nitratkväve-/totalkvävebelastningen in till MBBR-steget under sommaren minskar med 12-13% när rejektivattenbehandling införs. Om detta räknas om till minskning av kolkälla med värdet $5.1 \text{ kgCOD/kgNO}_3^-$ (medelvärde från Klagshamns ARV under 2005-2009 enligt Mases *et al.* (2010)) sparas 371 kgCOD/dag, vilket under sommarperioden motsvarar 17% av COD-behovet. Skillnaden mellan minskad kvävebelastning och minskat COD-behov kan bero på att fullständig denitrifikation inte sker i MBBR-steget. Även luftningsenergin minskar med minskad kvävebelastning, med cirka 5%. Referensscenariot kördes dock med ett konstant syrebövärde, så med en mer avancerad styrning av luftningen kan energianvändningen möjligen minskas ytterligare.

När fördenitrifikation med endast den i det inkommande vattnet tillgängliga kolkällan testades med två anoxiska zoner (försök #1-9) visar det på goda möjligheter att minska kvävebelastningen till MBBR-steget ytterligare. Även om en mängd olika scenarier med olika slamhalt (och med det olika aeroba slamåldrar) och olika syrebövärden testades ändras inte den totala mängden utgående kväve nämnvärt, utan minskar med 29-31% jämfört med referensscenariot. Det som påverkas är istället kvoten mellan utgående ammonium- och nitratkväve. Vid längre slamålder och vid högre syrebövärde minskar mängden ammoniumkväve medan mängden nitratkväve ökar. Både en högre slamhalt och högre syrehalt i reaktorerna medför dock att energiåtgången för luftning ökar, men i försök #1-9 minskar ändå energiåtgången med minst 7% jämfört med referensscenariot. Medelkoncentrationen av ammoniumkväve (Figur 6.16) ligger i dessa scenarier mellan 1,2-4,2 mgN/L, vilket måste tas hänsyn till eftersom inga möjligheter till nitrifikation finns efter aktivslamsteget. Utsläppskraven för Klagshamns ARV gäller dock bara totalkväve, så en avvägning kan göras om det är värt att släppa ut mer ammonium för att minska belastningen till MBBR-steget och samtidigt spara kolkälla och luftningsenergi. Jämfört med dagens behov ger detta en minskning av behov av extern kolkälla med cirka 51%.

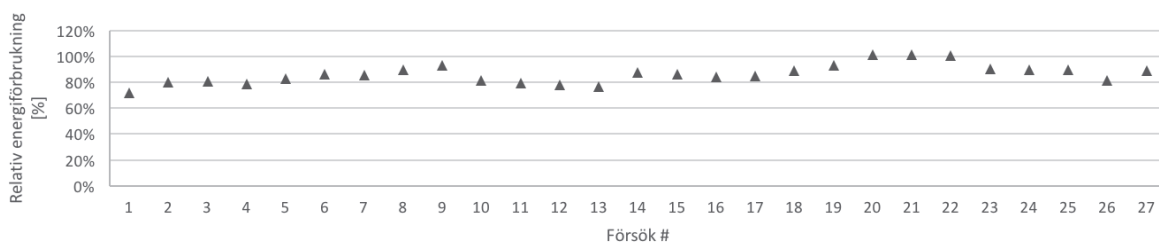
Resultaten från försöken där tillsats av etanol skedde (försök #10-17) tyder på att kapacitet finns för ytterligare denitrifikation utöver det som kan åstadkommas med kolkällan i det inkommande vattnet. I försök 16 ses att den totala kvävebelastningen till MBBR-steget kan minskas med 65% jämfört med referensscenariot, med tillsats av endast 30% av kolkällan som använts till efterdenitrifikation. Med ökad denitrifikation på grund av tillsats av extra lättillgängligt COD sker ytterligare tillväxt av heterotrofa bakterier, vilket ökar slamhalten i reaktorerna. För att hålla nere slamhalten behöver slamuttaget ökas, vilket påverkar nitrifikationen negativt eftersom slamåldern sjunker. Återigen måste alltså en avvägning ske om mer NH_4^+ -N kan släppas ut till förmån för lägre halter av NO_3^- -N in till MBBR-steget.

Även vid endast en anoxisk zon (försök #18-22) finns möjlighet för fördenitrifikation. Mängden nitratkväve- och totalkväve in till MBBR-steget minskar då med cirka 25-30% jämfört med

referensscenariot. Detta innebär att mängden nitrifierad ammoniumkväve ökar, vilket också ses på en utgående NH_4^+ -N-halt på 0,91-1,96 mgN/L. Detta tyder på att kolkällan i det inkommande vattnet är tillräcklig för att kunna motivera användning av två anoxiska zoner sommardag, om det anses vara värt den lägre nitrifikationsgraden. Fördelen när endast en zon används är att den längre aeroba slamåldern ger bättre nitrifikation och lägre utgående ammoniumkvävehalter. Det leder dock till ökad energiåtgång för luftningen, vilken i modellen i vissa fall kräver lika hög energiförbrukning som vid referensscenariot. Intressant att notera är att denitrifikationsgraden ökar när etanol tillsätts även när endast en zon används för föredentrifikation (försök #21-22). Detta belyser ytterligare att processen är kolbegränsad. Med endast inkommande kolkälla ger det en minskning av behovet av extern kolkälla med 38% mot nuvarande förbrukning.



Figur 6.16: Total belastning av NH_4^+ -N, NO_3^- -N och N_{tot} in till MBBR-steget som koncentrationsmedelvärde från kalibreringsperioden, referensscenariot samt de olika konfigurationsscenarierna under sommardag.



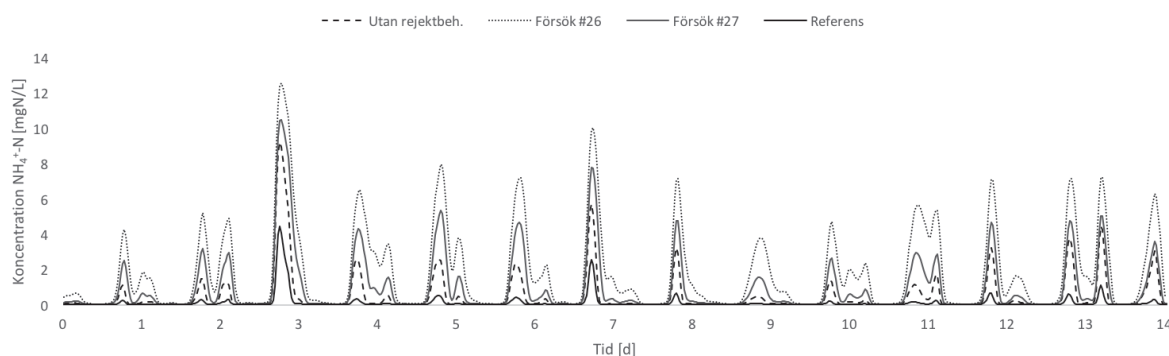
Figur 6.17: Energiförbrukning för de olika försöken under sommardag relativt referensscenariot.

Försöken där det interna recirkulationsflödet varierar (#23-25) visar också att denitrifikationen är COD-begränsad, då ett ökat recirkulationsflöde inte ger högre kväveavskiljning. Detta bekräftades även genom att studera nitrathalten i zon 2 under simuleringen, vilken bara i enstaka fall nådde ned till låga nivåer.

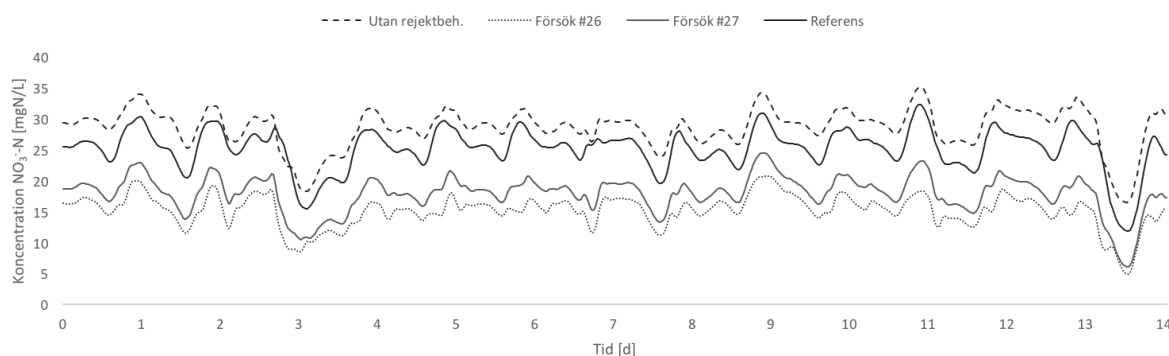
Försök utan internt recirkulationsflöde, där nitrat endast är tillgängligt från returslamflödet, ger liknande resultat som övriga försök. När två anoxiska zoner används (försök #26) går 32% mindre totalkväve in till MBBR-steget jämfört med referensscenariot. När en anoxisk

zon används (försök #27) blir motsvarande minskning 25%. Omberäknat till behov av extern kolkälla relativt dagens förbrukning motsvarar detta en minskning med 45% med en anoxisk zon och 53% med två anoxiska zoner. Eftersom dessa scenarier inte involverat internt recirkulationsflöde har det ej funnits behov av en deox-zon i slutet av ASP-steget, vilket har ökat den aeroba slamåldern då de sista zonerna har kunnat luftas. Detta medförde att bra resultat erhöles även vid en slamhalt på 2500 mgSS/L. Behovet av luftningsenergi under dessa scenarier minskar dessutom med 11% (en anoxisk zon) och 18% (två anoxiska zoner) jämfört med referensscenariot.

Figur 6.18 och 6.19 visar exempel på ingående koncentration av ammoniumkväve och nitratkväve till MBBR-steget under perioden utan rejektvattenbehandling, referensperioden och under två av försöken med fördenitrifikation.



Figur 6.18: Ingående ammoniumkvävekoncentration till MBBR-steget under sommarperioden utan rejektvattenbehandling, under referensscenariot samt under utvalda försök med fördenitrifikation (#5 och 10).

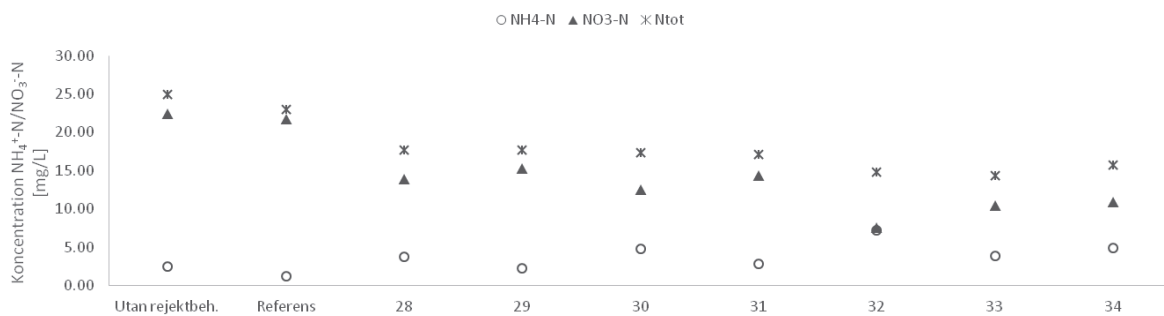


Figur 6.19: Ingående nitratkvävekoncentration till MBBR-steget under sommarperioden utan rejektvattenbehandling, under referensscenariot samt under utvalda försök med fördenitrifikation (#5 och 10).

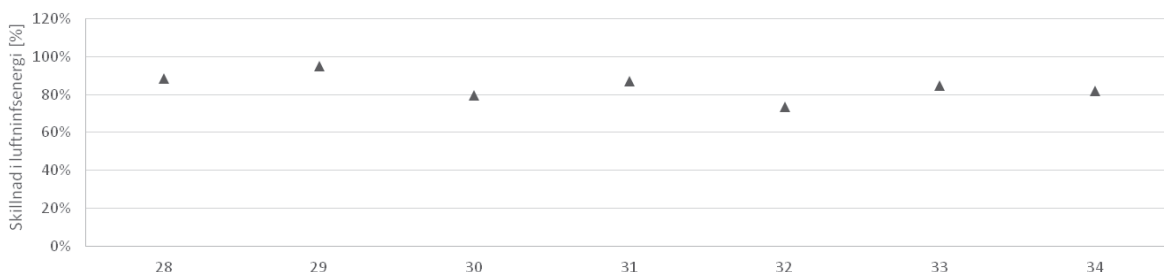
6.3.2 Vinterförhållanden

Analysen under vinterförhållande gav mindre lovande resultat för möjligheten till fördenitrifikation än vad sommarperioden gjorde. Den flödesproportionerliga kvävebelastningen in till

MBBR-steget under vinterperioden ses i Figur 6.20, medan den relativa energiförbrukningen relativt referensscenariot ses i Figur 6.21. Referensscenariot ger endast en liten minskning av nitratbelastningen till MBBR-steget, medan nitrifikationen ökar och ammonium- och totalkvävebelastningen minskar. Med en mer avancerad styrning av luftningen, som finns på Klagshamns ARV, kan detta dock styras mot lägre nitrifikationsgrad om så önskas. När fördenitrifikation med inkommande kolkälla implementeras (försök #28-#31) ger detta en minskning av totalkvävebelastningen med 23%-25% mot referensscenariot. För att nå en nitrifikationsnivå som motsvarar det som åstadkommit innan rejektvattenbehandling införts krävs dock en slamhalt på 3500 mgTSS/L (försök #29/#31), då slamåldern vid en slamhalt på 3000 mgTSS/L (försök #28/30) inte är tillräcklig för att ge tillfredsställande nitrifikation. Även vid tillsats av etanol minskar totalkvävebelastningen vilket pekar på att denitrifikationen även under vintertid är COD-begränsad. Den ökade slamhalten på grund av heterotrof tillväxt gör dock att slamåldern måste minskas för att nå en slamhalt på 3000/3500 mgTSS/L, vilket gör att ammoniumhalten når 7 respektive 4 mgN/L i försök #32/33. Detta görs med endast 10% av det under vinterperioden tillsatta etanolen, så även om ytterligare kolkälla skulle tillsättas skulle nitrifikationen påverkas än mer negativt. Energiförbrukningen minskar i alla scenarier, och minskar med 5-27% mot referensscenariot. När nitrat endast recirkuleras med returslammet (försök #34) sker denitrifikation, men även här blir nitrifikationen lidande med höga halter utgående NH_4^+ -N. Likt de övriga försöken minskar energiåtgången till luftningen med cirka 20%. Överlag pekar resultaten på att det är möjligt att driva verket med fördenitrifikation även under vintertid, om endast en zon används för ändamålet och om en högre slamhalt kan tillåtas.



Figur 6.20: Total belastning av NH_4^+ -N, NO_3^- -N och N_{tot} in till MBBR-steget som koncentrationsmedelvärde från kalibreringsperioden, referensscenariot samt de olika konfigurationsscenarierna under vintertid.



Figur 6.21: Energiförbrukning för de olika försöken under vintertid relativt referensscenariot.

6.3.3 Energibesparing

De flesta scenarier som simulerats pekar på att det är möjligt att stänga ned zoner för att minska på luftningsenergin, och ändå nå en tillfredsställande reduktion av ammonium. Eftersom kolkällan i inkommande vatten verkar vara tillräcklig för att ytterligare minska nitrathalten till MBBR-steget kan det dock vara svårt att motivera att inte samtidigt använda fördenitrifikation, eftersom energi då också skulle kunna sparas.

6.4 Osäkerheter

En stor mängd osäkerheter har uppdagats under detta modelleringsprojekt, vilka har nämnts i texten. Här sammanfattas dessa och dess påverkan på modellresultaten diskuteras.

6.4.1 Överskottsslamflöde och slamålder

Den största osäkerheten i projektet, som också har störst påverkan på resultaten är det värde på överskottsslamflödet som använts. Eftersom detta ofta överskattas (Rieger *et al.*, 2013), något som också nyligen visat sig vara fallet vid ett modelleringsprojekt vid Sjölanda ARV (Klingsedt, 2015), finns möjligheten att så är fallet även för Klagshamn. För att testa denna tes gjordes mätningar av totalfosfor in till ASP-steget, ut från eftersedimentation och i överskottsslammet för linje 1 och 2 för en dag (se resultaten från all extra mätdata i Bilaga C). Q_{OS} beräknades sedan genom en massbalans av fosfor och jämfördes med det uppmätta flödet. Resultatet från en linje tyder på en liten överskattning av Q_{OS} på 15%, medan resultatet från den andra linjen inte gav några tydliga resultat. En mer noggrann undersökning av detta behövs således. Generellt gav även modellen ett högre TSS-värde för överskottsslammet än vad labbanalyser visade, vilket betyder att slamuttaget i modellen behöver justeras ned för att samma mängd slam ska tas ut som i verkligheten. Dessutom är X_{TSS} endast en uppskattning av mängden partikulärt material, där partikulärt COD beräknas om till TSS. Eftersom COD inte mäts i ASP-reaktorerna har det inte varit möjligt att verifiera den faktor som används för att beräkna TSS från COD, vilket introducerar ytterligare en osäkerhet. En förmodad kombination av dessa orsaker gjorde att slamuttaget behövde minskas med 36% under sommartid och 42-50% under vintertid jämfört med det uppmätta slamflödet för att uppnå liknande slamhalt i ASP-reaktorerna. Detta medförde även att slamåldern blev längre i modellen än den som beräknats från mätdata.

Den viktigaste parametern som kalibrerats i detta projekt är den maximala tillväxthastigheten för autotrofer, $\mu_{max,AUT}$, eftersom den avgör hur väl nitrifikationen fungerar. Det slutliga värdet på denna parameter beror helt på vilket slamålder som använts i modellen, så osäkerheter i slamåldern får konsekvensen att värdet på $\mu_{max,AUT}$ blir osäkert. Om slamåldern i modellen är längre än den verkliga underskattas värdet på $\mu_{max,AUT}$, vilket betyder att autotroferna i verkligheten är snabbare än vad modellen förutspår. Eftersom samma förhållanden som vid kalibreringsperioden använts i detta projekt, men med minskad kvävebelastning och med minskad aerob slamålder, borde dock det specifika värdet på $\mu_{max,AUT}$ inte påverka resultatet särskilt mycket. Detta på grund av att den relativa skillnaden i slamålder blir liknande vad den hade blivit om $\mu_{max,AUT}$ varit högre. Ska modellen användas i andra sammanhang bör man dock vara medveten om osäkerheten i det angivna värdet.

Om en längre slamålder använts i modellen skulle det också kunna innebära att denitrifikationskapaciteten överskattas eftersom de heterotrofa organismerna får en längre uppehållstid i

reaktorerna. Resultaten pekar dock på att detta är osannolikt, då en mycket hög denitrifikationsgrad erhöles även vid en låg slamålder på 4,5 dagar.

6.4.2 COD-avskiljning vid försedimentation

Försedimentationsmodellen kalibrerades för utgående halt TSS, vilket resulterade i att cirka 60% av till verket ingående COD_{tot} avskiljs innan ASP-steget, och över 70% av COD_{part} . För att verifiera detta gjordes ett antal extra mätningar (se Bilaga C), där det kunde observeras att mellan 36-77% av det partikulära COD avskiljs. Detta är ett stort spann vilket gör det svårt att dra några slutsatser, och dessutom visade tidigare mätningar med duplikatprov att mätosäkerheten är stor vid COD-prov. Något annat som försvårar slutsatser från dessa mätningar är att processen vid Klagshamns ARV har ändrats i november 2015 så att överskottsslammet returneras till sandfånget och sedimenterar i försedimentationen (detta är ej inkluderat i denna modell). Alltså återförs en stor mängd partikulär COD i form av biomassa och inert organiskt material till försedimentationen, och eftersom detta inte är inkluderat i mätningen av COD i inkommande vatten är det svårt att avgöra hur mycket av inkommande partikulärt COD som avskiljs. På grund av detta bör modellen även kalibreras om för den nuvarande konfigurationen för att bättre beskriva försedimentationen.

6.4.3 Karaktärisering av inkommande COD

Mätningarna för COD-karaktäriseringen gjordes endast på vatten från ett tillfälle, så för att öka säkerheten i den procentuella fördelningen (Figur 5.12) bör mätningarna upprepas. Mätningen av COD_{tot} gjordes dessutom som duplikatprov, vilka visade på stor spridning mellan mätningar av COD för samma vattenprov (634 och 539 mgCOD/L). Beroende på vilket det sanna värdet är kan det ge stora skillnader för resultatet. I metoden som användes, med BOD-test över tid för att bestämma den biologiskt nedbrytbara delen av inkommande COD, nämner författarna att den har en felmarginal på 10-20% för BCOD (Roeleveld och Van Loosdrecht, 2002). I förlängningen påverkar detta kvoten X_I/X_S , vilket har stor påverkan på slamhalten i reaktorerna. Följdfel kan därmed ha introducerats eftersom slamuttaget justerades för att nå en korrekt slamhalt efter att karaktäriseringen av inkommande COD skett. Om överskottsslamuttaget kunnat verifieras med hjälp av massbalans av fosfor hade istället kvoten X_I/X_S kunnat justeras ytterligare för kalibrering av slamhalten. I artikeln rekommenderar författarna även att filter med 0.45 μm porstorlek används (i vissa fall även 0.1 μm), men vid filtrerade analyser vid Klagshamns ARV används filter med 1.6 μm porstorlek. Detta introducerar ytterligare osäkerheter i metoden, eftersom mängden partikulärt COD kan underskattas.

6.4.4 Dynamisk indata

Eftersom den dagliga variationen av mätvariablerna COD och $\text{NH}_4^+\text{-N}$ som använts för modelleringen inte kommer från mätdata utan är genererade syntetiskt introduceras självfallet osäkerheter i hur träffsäker denna uppskattning är. Modellresultaten pekar dock på att datan skapad med indatageneratoren ger en förhållandevis god uppskattning av dygnsfördelningen av dessa koncentrationer.

6.4.5 Kalibrering av mätare

En stor osäkerhet i detta projekt har varit att tillgängliga onlinemätare inte varit tillförlitliga, något som även påpekats av processansvariga på verket. Detta påverkar exempelvis $\mu_{\max, \text{AUT}}$, då mätare använts för kalibrering av värdet.

7 Slutsatser

Följande slutsatser kan dras angående själva modelleringsprocessen:

- Det är möjligt att skapa en matematisk modell för Klagshamns ARV, men eftersom modellen bygger på massbalanser av COD kvarstår många osäkerheter på grund av att mätningar av COD vid verket endast görs på inkommande och utgående vatten
- Stora osäkerheter kvarstår relaterade till överskottsslamuttaget och slamhalten i reaktorerna
- Användandet av en indatagenerator kan ge relativt goda modelleringsresultat om högupplöst flödesdata i kombination med flödesproportionerliga dygnsmedelvärden för koncentrationer finns tillgängligt

Följande slutsatser kan dras med fokus på frågeställningen rörande projektet:

- Modellen indikerar att det finns goda möjligheter för införande av fördenitrifikation under sommartid vid Klagshamns ARV, med en eller två anoxiska zoner, där högst en anoxisk zon krävs för bibehållen nitrifikation
- Kolkällan i det inkommande vattnet verkar vara tillräcklig för att minska totalkvävebelastningen under sommartid till MBBR-steget med 20%-30%, och belastningen av NO_3^- -N med mellan 30-50% beroende på vilken syresättning och slamhalt som processen körs med
- Fördenitrifikation kan vara möjlig även vintertid, men endast med 1 anoxisk zon och högre slamhalt
- Fördenitrifikationen är COD-begränsad, och ytterligare denitrifikation är möjlig med tillsats av extern kolkälla. På grund av en ökad slamhalt från tillväxt av heterotrofa bakterier och minskad slamålder blir dock nitrifikationen lidande om kolkälla tillsätts
- Vid de flesta scenarier minskar energiförbrukningen från luftningen

8 Framtida studier och förslag på åtgärder

Undersökning av modellkvalitet

Ett förslag för att se hur väl modellresultaten stämmer med verkligheten är att fullskaleförsök med fördenitrifikation testas vid Klagshamns ARV. Detta kan exempelvis testas för en linje, medan den andra linjen lämnas oförändrad för att minimera risker med för höga kväveutsläpp.

Förslag för bättre framtida modellresultat

Följande punkter anses nödvändiga för att öka möjligheterna till goda modellresultat om framtida modelleringsprojekt ska genomföras vid Klagshamns ARV:

- En grundlig utredning av den sanna slamåldern. Detta kan göras mycket lättare om analys av totalfosfor i överskottsslam-/returslamflödet inkluderas i analys-schemat så snart som möjligt
- Analys av COD-halt i ASP-steget för att kunna uppskatta förhållandet mellan COD och slamhalt

Förslag på framtida modelleringsprojekt

- En särskild mätkampanj inriktad på att validera de dagliga dynamiska variationerna för inkommande koncentrationer
- Göra en noggrann modell av rötning, förtjockning och avvattnings samt inkludera en anammoxmodell för att simulera rejektvattenbehandlingen
- Bygga vidare modellen med MBBR-steget för att kunna modellera hela verket
- Kalibrera luftning för luftflöde och energianvändning för en mer noggrann undersökning av energiförbrukningen vid verket
- Bygga regulatormodeller för bättre kunna representera den verkliga styrningen av verket
- Undersöka produktion av växthusgaser vid verket

Modellering av slamhydrolys

Eftersom denna del av frågeställningen ej kunnat besvaras under detta projekt kan den befintliga modellen modifieras för att undersöka om extra kolkälla kan utvinnas ur primär- och överskottsslam.

Referenser

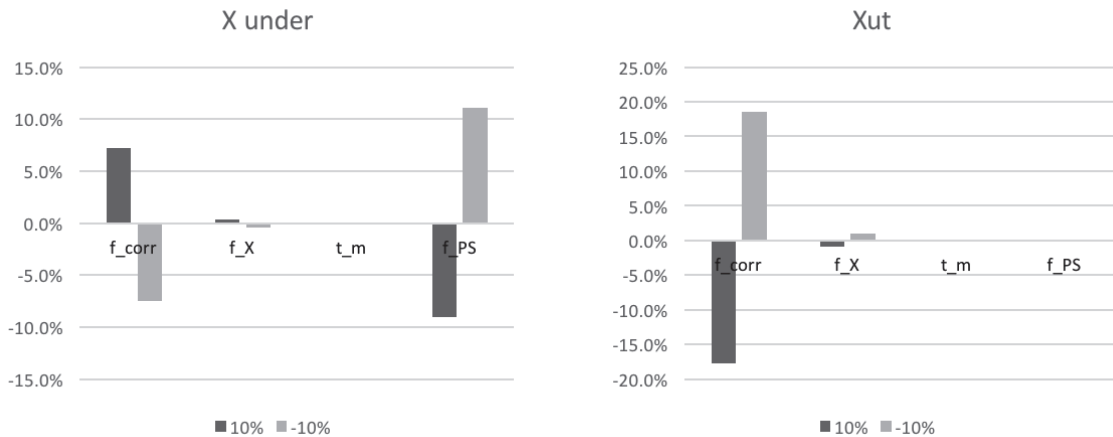
- Alex, J., M. Hetschel och M. Ogurek, 2009. "Simulation study with minimised additional data requirements to analyse control and operation of WWTP Dorsten, Germany". *Water Science and Technology* 60.6, s. 1371–1377.
- Anthonisen, A.C., R.C. Loehr, T.B.S. Prakasam och E.G. Srinath, 1976. "Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid". *Water pollution control federation* 48.5, s. 835–852.
- Ardern, E. och W.T. Lockett, 1914. "Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters". *Journal of the Society of Chemical Industry* 33.10, s. 523–539.
- Batstone, D.J., J. Keller, I. Angelidaki, S.V. Kalyuzhnyi, S.G. Pavlostathis, A. Rozzi, W.T.M. Sanders, H. Siegrist och V.A. Vavilin, 2002. "The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1)". *Water Science and Technology* 45.10, s. 65–73.
- Blackburne, R., Z. Yuan och J. Keller, 2008. "Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor". *Biodegradation* 19.2, s. 303–312.
- Boehler, M. och H. Siegrist, 2007. "Potential of activated sludge ozonation". *Water Science and Technology* 55.12, s. 181–187.
- Boontian, N., 2012. *Using the activated sludge model 2d (ASM2d) to understand and predict the phosphorus accumulating organisms mechanism in enhanced biological phosphorus removal in relation to disintegrated sludge as a carbon source*. Dokt.-avh., Cranfield University, Cranfield, UK.
- Broda, E., 1977. "Two kinds of lithotrophs missing in nature". *Zeitschrift für allgemeine Mikrobiologie* 17.6, s. 491–493.
- Brun, R., M. Kühni, H. Siegrist, W. Gujer och P. Reichert, 2002. "Practical identifiability of ASM2d parameters - Systematic selection and tuning of parameter subsets". *Water Research* 36.16, s. 4113–4127.
- Bürger, R., S. Diehl, S. Farås, I. Nopens och E. Torfs, 2013. "A consistent modelling methodology for secondary settling tanks: A reliable numerical method". *Water Science and Technology* 68.1, s. 192–208.
- Bürger, R., S. Diehl och I. Nopens, 2011. "A consistent modelling methodology for secondary settling tanks". *Water Research* 45.6, s. 2247–2260.
- Christensson, M., S. Ekström, A. Andersson Chan, E. Le Vaillant och R. Lemaire, 2013. "Experience from start-ups of the first ANITA Mox Plants". *Water Science and Technology* 67.12, s. 2677–2684.
- Daigger, G.T. och R.E. Jr. Roper, 1985. "The relationship between SVI and activated sludge settling characteristics". *Water Pollution Control Federation* 57.8, s. 859–866.
- Desjardins, B. och P. Lessard, 1992. "Modélisation du procédé de digestion anaérobie". *Sciences et techniques de l'eau* 25.2, s. 119–136.
- DHI, 2016. *WEST*. [datorprogram] DHI, Hørsholm, Danmark.
- Dimitrova, I., 2014. *Driftsinstruktioner för Klagshamns avloppsreningsverk*. Malmö, Sverige.
- Filali-Meknassi, Y., M. Auriol, R.D. Tyagi, Y. Comeau och R.Y. Surampalli, 2005. "Design Strategy for a Simultaneous Nitrification / Denitrification of a Slaughterhouse Wastewater in a Sequencing Batch Reactor: ASM2D Modeling and Verification". *Environmental Technology* 26.10, s. 1081–1100.
- García-Usach, F., J. Ferrer, A. Bouzas och A. Seco, 2006. "Calibration and simulation of ASM2d at different temperatures in a phosphorus removal pilot plant". *Water Science and Technology* 53.12, s. 199–206.
- Germaey, K.V., J. Alex och J. Copp, 2014. *Primary clarifier model for BSM2 application*. Technical Report No. 4. IWA Task Group on Benchmarking of Control Strategies for Wastewater Treatment Plants. London, UK: IWA Publishing.
- Germaey, K.V. och S.B. Jørgensen, 2004. "Benchmarking combined biological phosphorus and nitrogen removal wastewater treatment processes". *Control Engineering Practice* 12.3, s. 357–373.

- Gillberg, L., B. Hansen, I. Karlsson, A. Nordström Enkel och A. Pålsson, 2003. *Konsten att rena vatten*. Helsingborg, Sverige: Kemira Kemwater.
- Gujer, W., 2008. *Systems Analysis for Water Technology*. Berlin, Tyskland: Springer-Verlag.
- Gujer, W., 2010. "Nitrification and me - A subjective review". *Water Research* 44.1, s. 1–19.
- Guo, L.S., 2014. *Greenhouse gas emissions from and storm impacts on wastewater treatment plants: Process modelling and control*. Dokt.-avh., Université Laval, Québec, Kanada.
- Guo, L.S. och P.A. Vanrolleghem, 2014. "Calibration and validation of an activated sludge model for greenhouse gases no. 1 (ASMG1): Prediction of temperature-dependent N₂O emission dynamics". *Bioprocess and Biosystems Engineering* 37.2, s. 151–163.
- Hellinga, C., A.A.J.C. Schellen, J.W. Mulder, M.C.M. van Loosdrecht och J.J. Heijnen, 1998. "The SHARON Process: An Innovative Method For Nitrogen Removal From Ammonium-Rich Waste Water". *Water Science and Technology* 37.9, s. 135–192.
- Henze, M., W. Gujer, T. Mino och M.C.M. van Loosdrecht, 2000. *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. IWA Scientific and Technical Report No. 9. London, UK: IWA Publishing.
- Henze, M., M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama och D. Brdjanovic, 2008. *Biological wastewater treatment - Principles, modeling and design*. London, UK: IWA Publishing.
- Hey, T., 2013. *Carbon utilisation for extended nitrogen removal and resource savings*. Lic.-avh., Lunds Universitet, Lund, Sverige.
- Hey, T., K. Jönsson och J. la Cour Jansen, 2012. "Calibration of a Dynamic Model of a Full Scale Wastewater Treatment Plant for Prediction of the Potential of Combined In-line Hydrolysis with Predenitrification". *Mathmod 2012 - 7th Vienna Conference on Mathematical Modelling i ARGESIM Report S38*, s. 79–79.
- Ikumi, D.S., 2011. *The Development of a Three Phase Plant-Wide Mathematical Model for Sewage Treatment*. Dokt.-avh., University of Cape Town, Kapstaden, Sydafrika.
- Insel, G., G. Sin, D.S. Lee, I. Nopens och P.A. Vanrolleghem, 2006. "A calibration methodology and model-based systems analysis for SBRs removing nutrients under limited aeration conditions". *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 81.4, s. 679–687.
- Klingstedt, T., 2015. *Modelling the COD Reducing Treatment Processes at Sjölanda WWTP*. Mast.-uppsats., Lunds Universitet, Lund, Sverige.
- Kuenen, J.G., 2008. "Anammox bacteria: from discovery to application." *Nature reviews Microbiology* 6.4, s. 320–326. ISSN: 1740-1526.
- la Cour Jansen, J., U. Nyberg, H. Aspegren och B. Andersson, 1993. "Handling of Anaerobic Digester Supernatant Combined With Full Nitrogen Removal". *Water Science and Technology* 27.5-6, s. 391–403.
- Langergraber, G., J. Alex, N. Weissenbacher, D. Woerner, M. Ahnert, T. Frehmann, N. Halft, I. Hobus, M. Plattes, V. Spering och S. Winkler, 2008. "Generation of diurnal variation for influent data for dynamic simulation". *Water Science and Technology* 57.9, s. 1483–1486.
- Lessard, P. och M.B. Beck, 1988. "Dynamic modeling of primary sedimentation". *Journal of Environmental Engineering* 114.4, s. 753–769.
- Makinia, J., K.-H. Rosenwinkel och V. Spering, 2006a. "Comparison of Two Model Concepts for Simulation of Nitrogen Removal at a Full-Scale Biological Nutrient Removal Pilot Plant". *Journal of Environmental Engineering* 132.4, s. 476–487.
- Makinia, J., K.-H. Rosenwinkel, M. Swinarski och E. Dobiegala, 2006b. "Experimental and model-based evaluation of the role of denitrifying polyphosphate accumulating organisms at two large scale WWTPs in northern Poland". *Water Science and Technology* 54.8, s. 73–81.
- Malmö Stad, 2014. *Befolkningsprognos 2014-2025*. Tekn. rapport. Malmö, Sverige.
- Marsili-Libelli, S., 1989. "Modelling, identification and control of the activated sludge process". *Advances in Biochemical Engineering / Biotechnology* 38, s. 89–148.

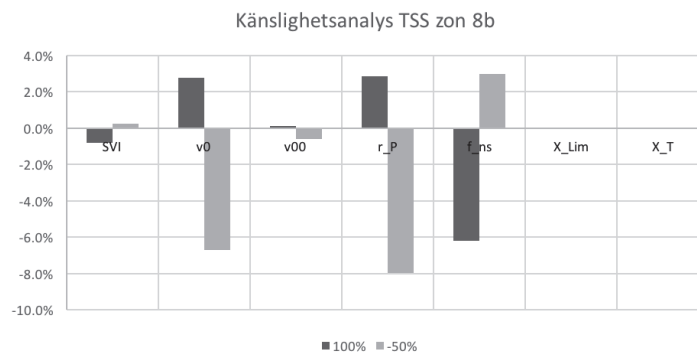
- Mases, M., I. Dimitrova, U. Nyberg, C. Gruvberger och B. Andersson, 2010. "Experiences from MBBR Post-Denitrification Process in Long-term Operation at two WWTPs". *Proceedings from WEF/IWA Biofilm Reactor Technology Conference*. Portland, USA, 2010, s. 729–742.
- Monod, J., 1949. "The Growth of Bacterial Cultures". *Annual Review of Microbiology* 3, s. 371–394.
- Mulder, A., A.A. van de Graaf, L.A. Robertson och J.G. Kuenen, 1995. "Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor". *Fems Microbiology Ecology* 16.3, s. 177–184.
- Naturvårdsverket och Svenskt Vatten, 2013. *Formulering av villkor och krav för utsläpp från avloppsreningsverk - vägledning*. Stockholm, Sverige.
- Nyberg, U., 1994. *System för närsaltsavskiljning vid Klagshamns reningsverk*. Lic.-avh., Lunds Universitet, Lund, Sverige.
- Olsson, G., 2008. *Effektivare reningsverk - Några steg mot bättre energi- och resursutnyttjande*. Rapport Nr 2008-19. Stockholm, Sverige: Svenskt Vatten Utveckling.
- Otterpohl, R., 1995. *Dynamische Simulation zur Unterstützung der Planung und des Betriebes von kommunalen Kläranlagen*. Dokt.-avh., Technische Universität Aachen, Aachen, Tyskland.
- Otterpohl, R. och M. Freund, 1992. "Dynamic models for clarifiers of activated sludge plants with dry and wet weather flows". *Water Science and Technology* 26.5-6, s. 1391–1400.
- Penya-Roja, J.M., A. Seco, J. Ferrer och J. Serralta, 2002. "Calibration and Validation of Activated Sludge Model No. 2d for Spanish Municipal Wastewater". *Environmental Technology* 23.8, s. 849–862.
- Plósz, B.G., M. Weiss, C. Printemps, K. Essemiani och J. Meinhold, 2007. "One-dimensional modelling of the secondary clarifier-factors affecting simulation in the clarification zone and the assessment of the thickening flow dependence". *Water Research* 41.15, s. 3359–3371.
- Rieger, L., S. Gillot, G. Langergraber, T. Ohtsuki, A. Shaw, I. Takács och S. Winkler, 2013. *Guidelines for Using Activated Sludge Models*. IWA Scientific and Technical Report No. 22. London, UK: IWA Publishing.
- Roeleveld, P.J. och M.C.M. Van Loosdrecht, 2002. "Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands". *Water Science and Technology* 45.6, s. 77–87.
- Siegrist, H., I. Brunner, I. Koch, L.C. Phan och V.C. Le, 1999. "Reduction of biomass decay rate under anoxic and anaerobic conditions". *Water Science and Technology* 39.1, s. 129–137.
- Siegrist, H., L. Rieger, G. Koch, M. Kühni och W. Gujer, 2002a. "The EAWAG Bio-P module for activated sludge model No. 3". *Water Science and Technology* 45.6, s. 61–76.
- Siegrist, H., D. Salzgeber, J. Eugster och A. Joss, 2008. "Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal". *Water Science and Technology* 57.3, s. 383–388.
- Siegrist, H., D. Vogt, J.L. Garcia-Heras och W. Gujer, 2002b. "Mathematical model for meso- and thermophilic anaerobic sewage sludge digestion." *Environmental Science and Technology* 36.5, s. 1113–1123.
- Sollfrank, U. och W. Gujer, 1991. "Characterisation of Domestic Wastewater for Mathematical Modelling of the Activated Sludge Process". *Water Science and Technology* 23.4-6, s. 1057–1066.
- Strous, M., J.J. Heijnen, J.G. Kuenen och M.S.M. Jetten, 1998. "The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms". *Applied Microbiology and Biotechnology* 50.5, s. 589–596.
- Strous, M., J.G. Kuenen och M.S.M. Jetten, 1999. "Key Physiology of Anaerobic Ammonium Oxidation". *Applied and Environmental Microbiology* 65.7, s. 3248–3250.
- Takács, I., G.G. Patry och D. Nolasco, 1991. "A dynamic model of the clarification-thickening process". *Water Research* 25.10, s. 1263–1271.
- Tay, J.H., 1982. "Development of a settling model for primary settling tanks". *Water Research* 16.9, s. 1413–1417.
- Tchobanoglous, G., H. D. Stensel, R. Tsuchihashi, F. Burton, M. Abu-Orf, G. Bowden och W. Pfrang, 2014. *Wastewater Engineering - Treatment and Resource Recovery*. 5. utg. New York, USA: McGraw-Hill Education.

- VA SYD, 2013. *Anmälan om åtgärder för förbehandling av rejektvattnet på Klagshamnsverket med syfte att få effektivare och driftsäkrare kvävebehandling*. Malmö, Sverige.
- VA SYD, 2015a. *Miljörapport - Klagshamns Avloppsreningsverk 2014*. Malmö, Sverige: VA SYD.
- VA SYD, 2015b. *Miljörapport - Sjölunda Avloppsreningsverk 2014*. Malmö, Sverige: VA SYD.
- Van Hulle, S.W.H., J. Maertens och P.A. Vanrolleghem, 2003. "Performance of a CANON and an Anammox bio-film system under different hydrodynamic conditions". *Proceedings from IWA Biofilm symposium*. Kapstaden, Sydafrika, 14-18 September, 2003.
- Wett, B., A. Omari, S. M. Podmirseg, M. Han, O. Akintayo, M. Gómez Brandón, S. Murthy, C. Bott, M. Hell, I. Takács, G. Nyhuis och M. O'Shaughnessy, 2013. "Going for mainstream deammonification from bench to full scale for maximized resource efficiency". *Water Science and Technology* 68.2, s. 283–289.
- Yagci, N., G. Insel, R. Tasli, N. Artan, C.W. Randall och D. Orhon, 2006. "A new interpretation of ASM2d for modeling of SBR performance for enhanced biological phosphorus removal under different P/HAc ratios". *Biotechnology and Bioengineering* 93.2, s. 258–270.
- Zhang, G., J. Yang, H. Liu och J. Zhang, 2009. "Sludge ozonation: Disintegration, supernatant changes and mechanisms". *Bioresource Technology* 100.3, s. 1505–1509.
- Ødegaard, H., T. Igarashi, Y. Watanabe, T. Asano och N. Tambo, 1999. "The Moving Bed Biofilm Reactor". *Water Environmental Engineering and Reuse of Water*. Hokkaido Press, s. 250–305.
- Ødegaard, H., B. Rusten och T. Westrum, 1994. "A new moving bed biofilm reactor - applications and results". *Water Science and Technology* 29.10-11, s. 157–165.

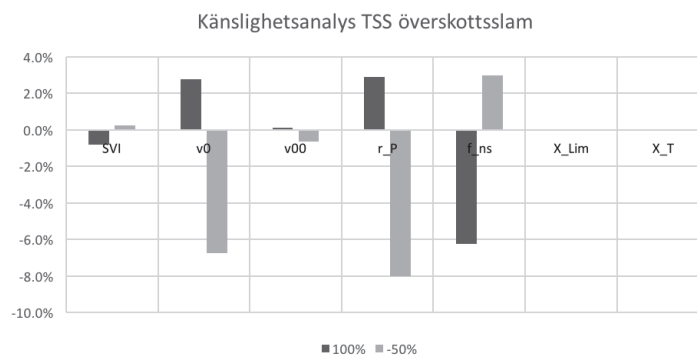
Bilaga A - Känslighetsanalys sedimentation



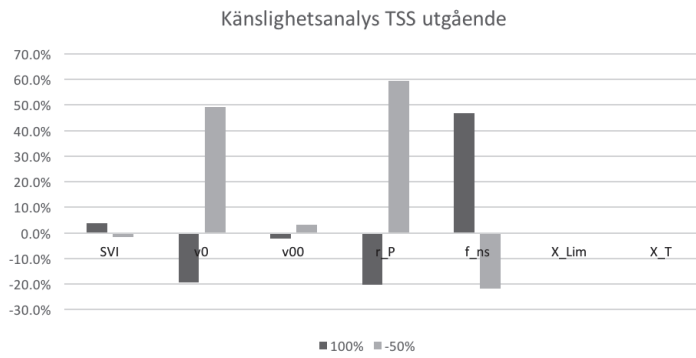
Figur A1: Resultat från känslighetsanalys av påverkan från samma relativa ändring av parametervärden från ursprungsvärdena på slamhalt i primärslamflödet (vänster) och i vattenfasen (höger) från försedimentationen.



Figur A2: Resultat från känslighetsanalys av påverkan från samma relativa ändring av parametervärden vid eftersedimentation från ursprungsvärdena på slamhalt i ASP-reaktorerna.

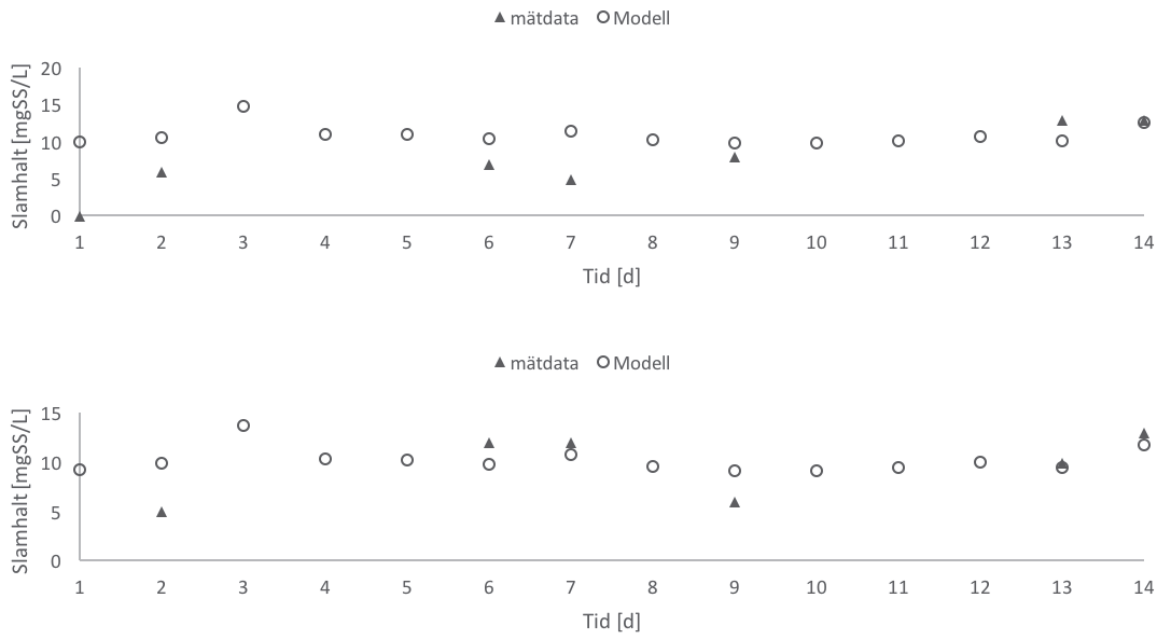


Figur A3: Resultat från känslighetsanalys av påverkan från samma relativa ändring av parametervärden vid eftersedimentation från ursprungsvärdena på slamhalt i överskottsslamflödet.

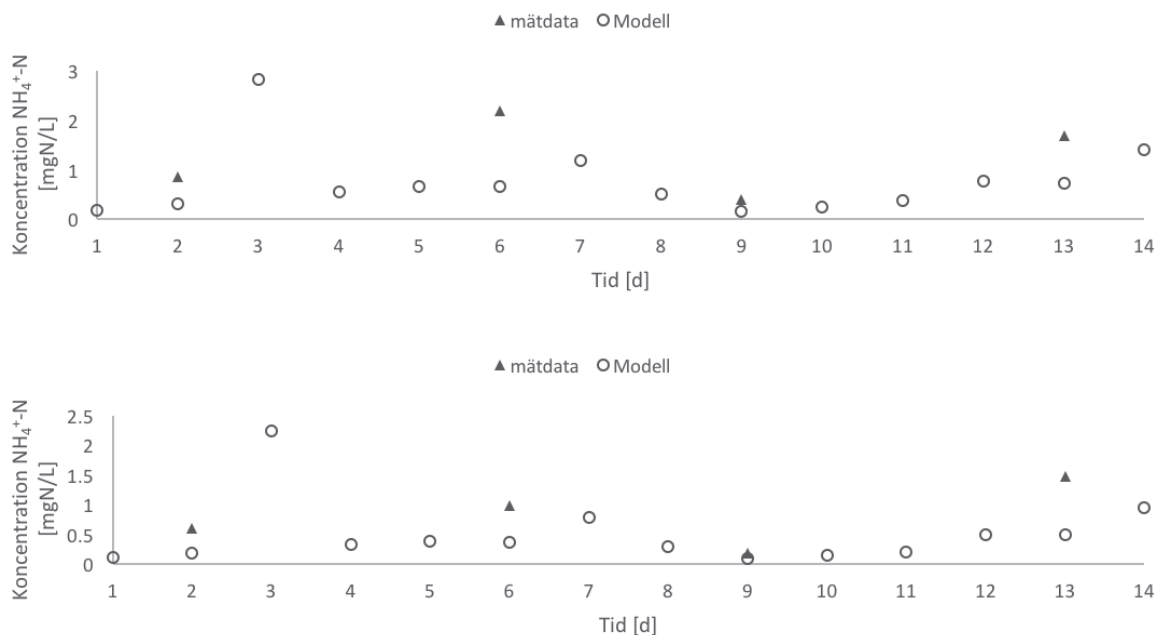


Figur A4: Resultat från känslighetsanalys av påverkan från samma relativa ändring av parametervärden vid eftersedimentation från ursprungsvärdena på slamhalt i utgående vattenfas från eftersedimentation.

Bilaga B - Dygnsmedelvärden från kalibrering



Figur B1: Modellerad och uppmätt slamhalt (flödesproportionerligt dygnsmedelvärde) i utgående vattenfas från eftersedimentation från linje 1 (övre) och 2 (nedre) under sommarperioden.



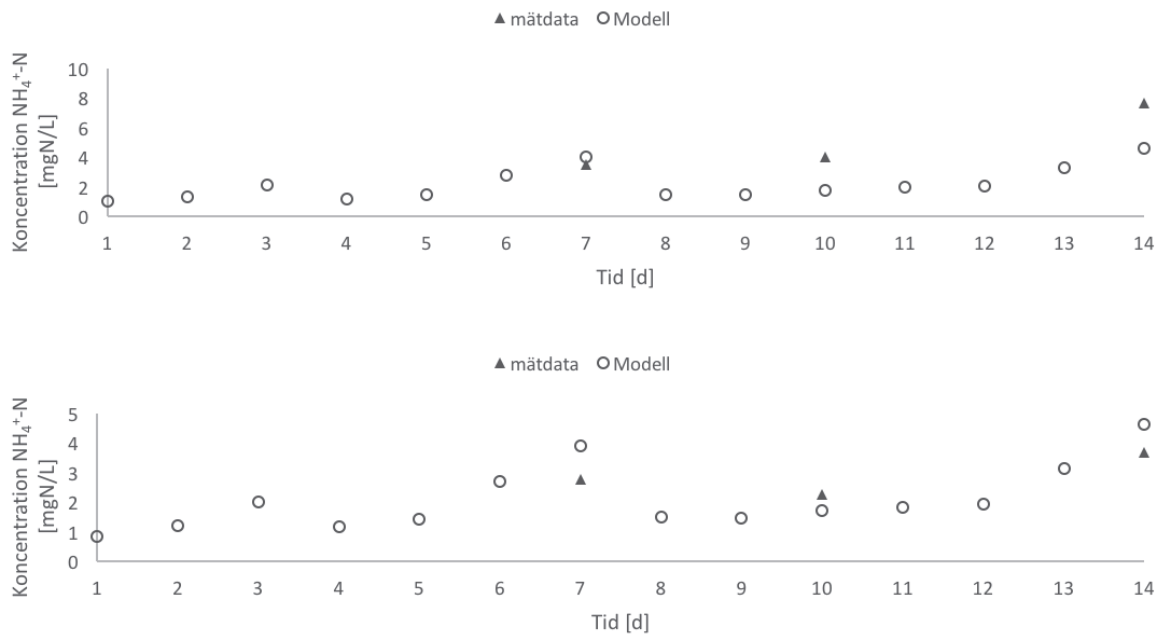
Figur B2: Modellerad och uppmätt ammoniumkvävehalt (flödesproportionerligt dygnsmedelvärde) i utgående vattenfas från eftersedimentation från linje 1 (övre) och 2 (nedre) under sommarperioden.



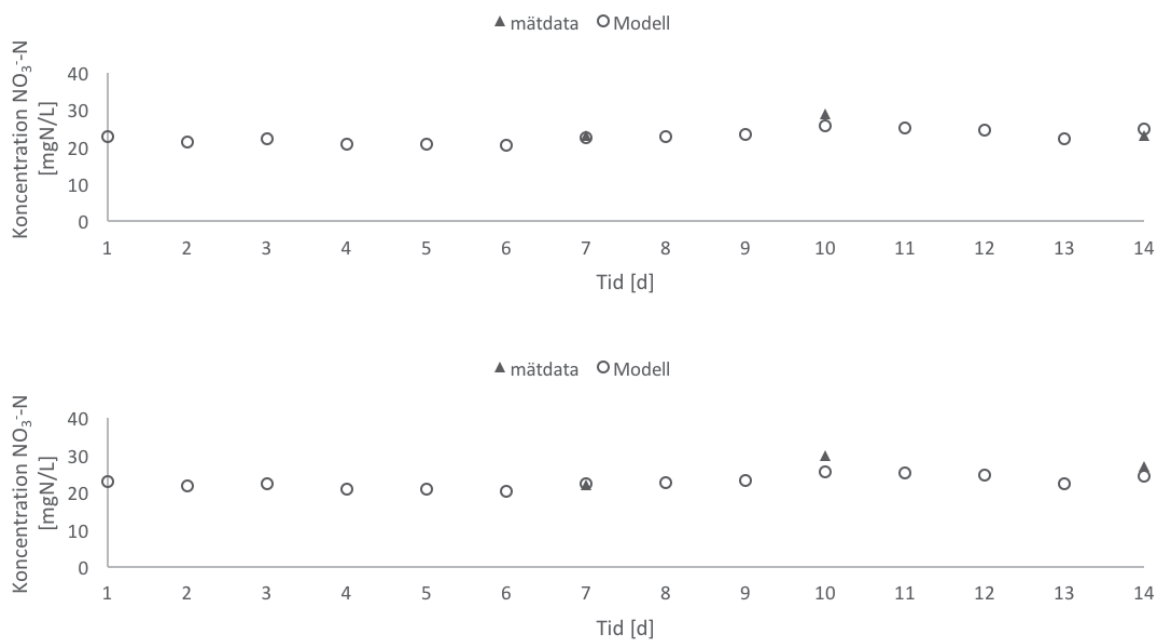
Figur B3: Modellerad och uppmätt nitratkvävehalt (flödesproportionerligt dygnsmedelvärde) i utgående vattenfas från eftersedimentation från linje 1 (övre) och 2 (nedre) under sommarperioden.



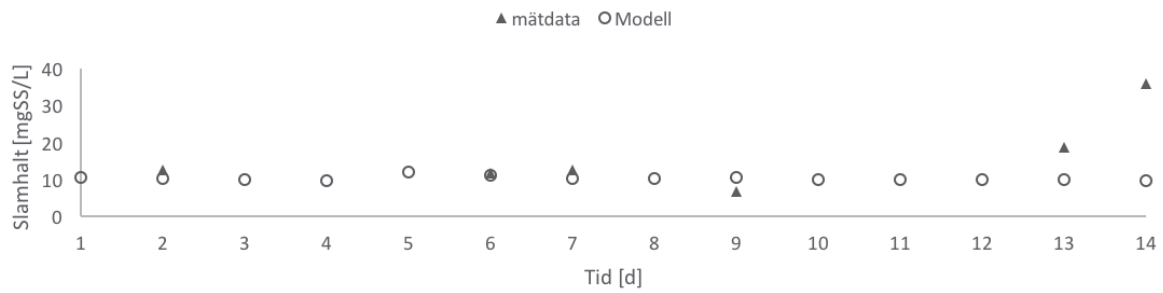
Figur B4: Modellerad och uppmätt slamhalt (flödesproportionerligt dygnsmedelvärde) i utgående vattenfas från eftersedimentation från linje 1 (övre) och 2 (nedre) under vinterperioden.



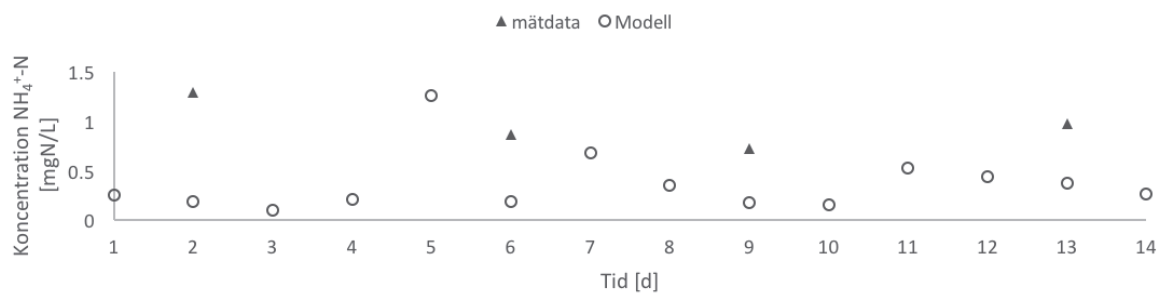
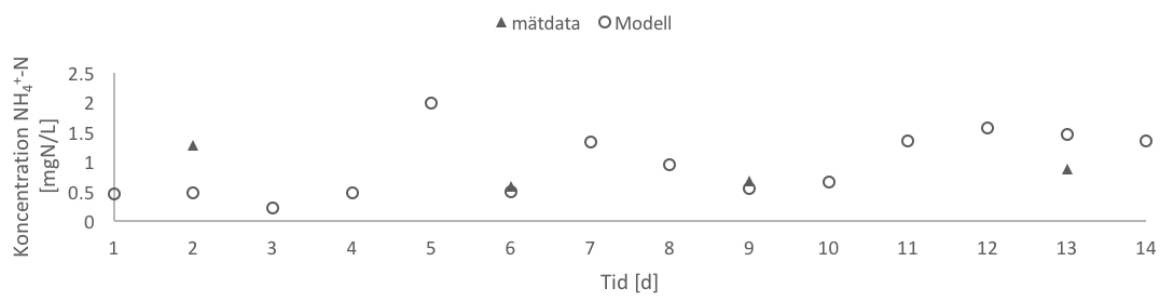
Figur B5: Modellerad och uppmätt ammoniumkvävehalt (flödesproportionerligt dygnsmedelvärde) i utgående vattenfas från eftersedimentation från linje 1 (övre) och 2 (nedre) under vinterperioden.



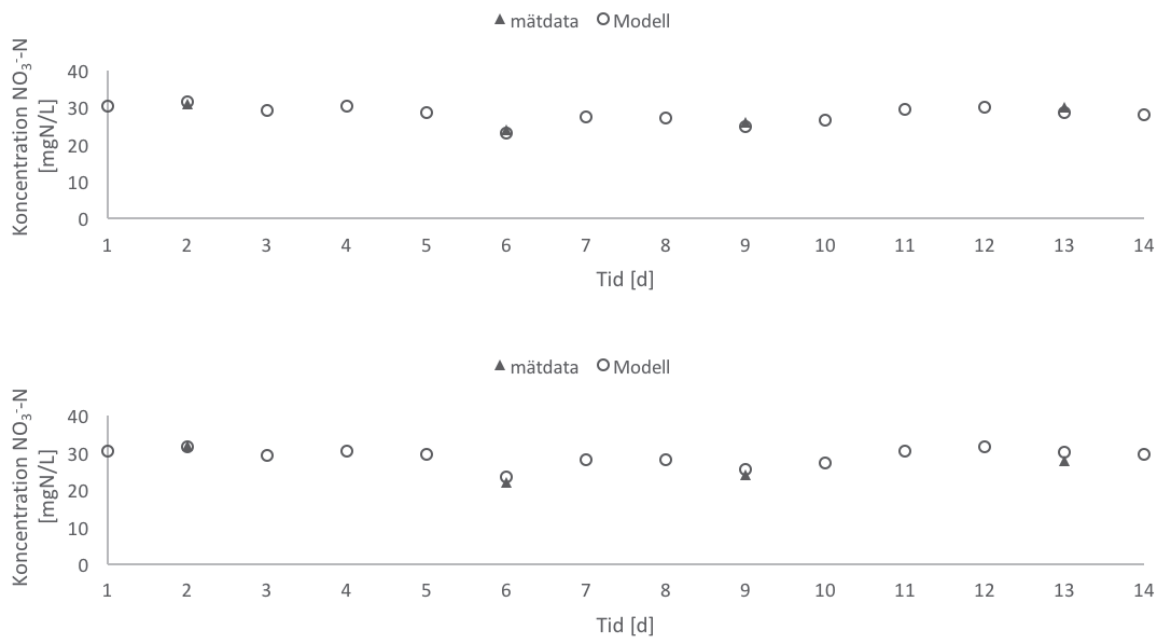
Figur B6: Modellerad och uppmätt nitratkvävehalt (flödesproportionerligt dygnsmedelvärde) i utgående vattenfas från eftersedimentation från linje 1 (övre) och 2 (nedre) under vinterperioden.



Figur B7: Modellerad och uppmätt slamhalt (flödesproportionerligt dygnsmedelvärde) i utgående vattenfas från eftersedimentation från linje 1 (övre) och 2 (nedre) under valideringsperioden.



Figur B8: Modellerad och uppmätt ammoniumkvävehalt (flödesproportionerligt dygnsmedelvärde) i utgående vattenfas från eftersedimentation från linje 1 (övre) och 2 (nedre) under valideringsperioden.



Figur B9: Modellerad och uppmätt nitratkvävehalt (flödesproportionerligt dygnsmedelvärde) i utgående vattenfas från eftersedimentation från linje 1 (övre) och 2 (nedre) under valideringsperioden.

Bilaga C - Extra mätningar

Tabell C1: Värden på extra analyser som utförts under detta examensarbete. Duplikatprov visas som: prov 1/prov 2.

Provtillfälle	Provpunkt	Parameter	Värde
2016-04-24	C _{in}	COD _{tot} [mgCOD/L]	634/539
	C _{in}	COD _{filt} [mgCOD/L]	96,7/97,8
	C _{in}	VFA [mgC ₃ H ₇ COOH/L]	27,5
	C _{in}	SS [mgSS/L]	300
	X _{verket,ut}	COD _{tot} [mgCOD/L]	37,1/38,2
	X _{verket,ut}	COD _{filt} [mgCOD/L]	33,5/31,7
	J1 _{ut}	COD _{filt} [mgCOD/L]	36,8/36,5
	J2 _{ut}	COD _{filt} [mgCOD/L]	29,9/27
	F _{ut}	SS [mgSS/L]	61
	C _{in}	BOD ₁ [mgBOD/L]	51,18/43,15
	C _{in}	BOD ₃ [mgBOD/L]	154,83/160,67
	C _{in}	BOD ₄ [mgBOD/L]	202,51/227,09
	C _{in}	BOD ₇ [mgBOD/L]	259,02/244,66
	C _{in}	BOD ₉ [mgBOD/L]	270,86/250,66
2016-04-25	C _{in}	COD _{tot} [mgCOD/L]	549/580
	C _{in}	COD _{filt} [mgCOD/L]	63,1/60,8
	C _{in}	SS [mgSS/L]	370
	F _{ut}	SS [mgSS/L]	73
2016-04-27	C _{in}	SS [mgTSS/L]	190
	F _{ut}	SS [mgSS/L]	63
2016-04-28	C _{in}	SS [mgSS/L]	94
2016-05-09	C _{in}	COD _{tot} [mgCOD/L]	400
	C _{in}	COD _{filt} [mgCOD/L]	87
	C _{in}	SS [mgSS/L]	310
	F _{ut}	COD _{tot} [mgCOD/L]	270
	F _{ut}	COD _{filt} [mgCOD/L]	70
	F _{ut}	SS [mgSS/L]	50
2016-05-10	F _{ut}	P _{tot} [mgP/L]	1,46
	J1 _{ut}	P _{tot} [mgP/L]	0,539
	J2 _{ut}	P _{tot} [mgP/L]	0,379
	RS ₁	P _{tot} [mgP/L]	38,050
	RS ₂	P _{tot} [mgP/L]	66,904
2016-05-12	C _{in}	COD _{tot} [mgCOD/L]	207
	C _{in}	COD _{filt} [mgCOD/L]	80,9
	C _{in}	SS [mgSS/L]	230
	F _{ut}	COD _{tot} [mgCOD/L]	117
	F _{ut}	COD _{filt} [mgCOD/L]	62,9
	F _{ut}	SS [mgSS/L]	51

Tabell C1: Forts. från föregående sida

Provtillfälle	Provpunkt	Parameter	Värde
2016-05-15	C _{in}	COD _{tot} [mgCOD/L]	275
	C _{in}	COD _{filt} [mgCOD/L]	92
	C _{in}	SS [mgSS/L]	250
	F _{ut}	COD _{tot} [mgCOD/L]	148
	F _{ut}	COD _{filt} [mgCOD/L]	73
	F _{ut}	SS [mgSS/L]	65
2016-05-16	C _{in}	COD _{tot} [mgCOD/L]	249
	C _{in}	COD _{filt} [mgCOD/L]	82,2
	C _{in}	SS [mgSS/L]	230
	F _{ut}	COD _{tot} [mgCOD/L]	ej tillg.
	F _{ut}	COD _{filt} [mgCOD/L]	75
	F _{ut}	SS [mgSS/L]	75
2016-05-19	C _{in}	COD _{tot} [mgCOD/L]	274
	C _{in}	COD _{filt} [mgCOD/L]	76,8
	C _{in}	SS [mgSS/L]	210
	F _{ut}	COD _{tot} [mgCOD/L]	148
	F _{ut}	COD _{filt} [mgCOD/L]	73
	F _{ut}	SS [mgSS/L]	45

Bilaga D - Populärvetenskaplig sammanfattning

Spara pengar genom virtuell avloppsvattensrening

Genom att skapa en virtuell kopia, en simuleringsmodell, av Klagshamns avloppsreningsverk i Malmö i ett datorprogram kan påverkan av framtidens föroreningsmängder till verket undersökas. Då kan man även se om pengar går att spara genom att effektivisera processen!

Avloppsvatten innehåller föroreningar såsom organiskt material, kväve och fosfor och kan orsaka övergödning i vattendrag och i havet om vattnet inte renas innan det släpps ut. Övergödning kan leda till syrebrist i vattnet, vilket dödar fiskar och andra vattenlevande organismer.

Vid Klagshamns avloppsreningsverk renas vattnet från organiskt material och kväve genom att samla vattnet i stora bassänger där bakterier äter upp föroreningarna. Precis som vi människor behöver vissa av dessa bakterier syre för att kunna förbränna maten och få energi, vilket betyder att luft måste pumpas in i bassängerna där de befinner sig för att de ska få tillgång till syre. Tyvärr är detta väldigt energikrävande, och man kan därför spara pengar om man kommer på nya sätt att bli av med föroreningarna.

Att testa nya metoder att rena vattnet på genom att ändra hur verket är uppbyggt kan bli både kostsamt och ta lång tid. Som tur är har vi tillgång till datorer! Med en virtuell kopia, en så kallad matematisk modell, av avloppsreningsverket kan man genom simuleringar testa olika sätt att rena avloppsvattnet utan det tidskrävande och dyra arbetet att göra det i verkligheten. Dessutom kan man testa hur verket påverkas under de förhållanden man förväntar sig kommer att råda i framtiden. En sådan modell skapades för Klagshamns avloppsreningsverk utanför Malmö, där mängden kväve som kommer in till verket under lång tid har ökat till följd av en ökande befolkningensmängd. För att minska belastningen på verket har VA SYD, som driver verket, beslutat att införa ett extra kväverenningssteg innan den nuvarande biologiska reningen. Med den minskning i kvävemängd som kommer in till det biologiska reningssteget som detta medför kan den matematiska modellen av verket sedan användas för att undersöka om delar av den nuvarande biologiska reningen kan användas till ytterligare en annan metod för kväverening, där organisk material i vattnet utnyttjas.

Med den utvecklade modellen visades att det gick att utnyttja organiskt material i det inkommande avloppsvattnet för att rena 20%-30% av kvävet som kommer in till verket. Detta skulle spara både energi som hade krävts för luftning av vattnet och dyra kemikalier som annars hade behövts tillsättas. Med resultaten från modellen kan VA SYD lättare fatta beslut i framtiden när de behöver bygga om verket eftersom de redan testat många scenarier och alternativa lösningar i modellen. Dessutom kan de fortsätta att testa nya processer i modellen, allt utan att behöva spendera mycket tid och pengar på att göra det i verkligheten!

Bilaga E - Resultat från samtliga scenarier

Tabell E1: Flödesproportionerlig medelkoncentration och total mängd av NH_4^+-N , NO_3^-N och N_{tot} in till MBBR-steget under de olika simuleringsscenarierna, samt energiförbrukning för luftning relativt referensscenariot under sommartid.

Sommar												
Försök	Koncentration NH_4^+-N till MBBR [mgN/L]	Koncentration NO_3^-N till MBBR [mgN/L]	Koncentration N_{tot} till MBBR [mgN/L]	Energiförbrukning relativt referens [%]	Mängd NH_4^+-N till MBBR [kgN]	Mängd NO_3^-N till MBBR [kgN]	Mängd N_{tot} till MBBR [kgN]					
Utan rejektbeh.	0,72	28,52	29,24	-	192	7580	7772					
Ref	0,20	25,25	25,45	100	53	6709	6762					
1	4,24	13,45	17,69	72	1125	3570	4695					
2	2,68	14,48	17,52	80	711	3947	4659					
3	1,65	15,71	17,37	81	441	4187	4627					
4	3,49	14,47	17,96	79	926	3840	4766					
5	2,26	15,56	17,82	83	602	4137	4739					
6	1,44	16,25	17,70	86	385	4330	4715					
7	2,99	15,27	18,26	85	793	4051	4844					
8	1,92	16,27	18,19	90	510	4326	4836					
9	1,20	16,95	18,15	93	320	4516	4836					
10	3,06	10,86	13,92	81	814	2883	3697					
11	3,91	6,51	10,42	79	1036	1725	2762					
12	5,45	3,91	9,36	78	1443	1034	2477					
13	8,47	2,76	11,23	77	2239	729	2967					
14	2,66	11,57	14,24	88	707	3073	3780					
15	3,44	7,14	10,57	86	911	1893	2804					
16	4,72	4,25	8,98	84	1250	1126	2376					
17	6,32	3,31	9,63	85	1670	874	2543					
18	1,97	18,65	20,61	89	522	4948	5470					
19	1,13	19,40	20,53	93	301	5160	5461					
20	0,91	20,18	21,09	101	242	5368	5610					
21	1,30	16,32	17,62	101	346	4335	4681					
22	1,86	12,29	14,15	100	494	3257	3751					
23	1,97	16,54	18,51	90	523	4399	4922					
24	1,93	16,25	18,18	90	515	4321	4836					
25	1,89	15,98	17,87	89	502	4250	4752					
26	2,32	14,97	17,28	82	615	3972	4586					
27	1,27	17,85	19,13	89	338	4738	5076					

Tabell E2: Flödesproportionerlig medelkoncentration och total mängd av NH_4^+ -N, NO_3^- -N och N_{tot} in till MBBR-steget under de olika simuleringsscenarioerna, samt energiförbrukning för luftning relativt referensscenariot under vintertid.

Vinter										
Försök #	Koncentration NH_4^+ -N till MBBR [mgN/L]	Koncentration NO_3^- -N till MBBR [mgN/L]	Koncentration N_{tot} till MBBR [mgN/L]	Energiförbrukning relativt referens [%]	Mängd NH_4^+ -N till MBBR [kgN]	Mängd NO_3^- -N till MBBR [kgN]	Mängd N_{tot} till MBBR [kgN]			
Utan rejektbeh.	2,53	22,46	24,99	-	779	6921	7699			
Ref	1,25	21,78	23,03	100	386	6695	7080			
28	3,82	13,97	17,79	89	1173	4295	5469			
29	2,31	15,36	17,67	95	712	4731	5443			
30	4,77	12,60	17,37	80	1467	3873	5341			
31	2,84	14,36	17,21	87	876	4426	5299			
32	7,23	7,59	14,82	74	2219	2331	4550			
33	3,95	10,44	14,38	85	1214	3210	4424			
34	4,89	10,92	15,81	82	1500	3353	4853			