



# Modellering av omställningen från kemisk till biologisk fosforavskiljning vid Stengårdens avloppsreningsverk

VATTENFÖRSÖRJNINGS- OCH AVLOPPSTEKNIK  
INSTITUTIONEN FÖR PROCESSTEKNIK OCH TILLÄMPAD BIOVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET  
ÅSA WAHLQUIST | EXAMENSARBETE 2024





# Modellering av omställningen från kemisk till biologisk fosforavskiljning vid Stengårdens avloppsreningsverk

av

Åsa Wahlquist

Examensarbete nr: 2024-07

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik  
Institutionen för Processteknik och tillämpad biovetenskap  
Lunds tekniska högskola

Maj 2024

Handledare: **Universitetslektor Karin Jönsson**  
Biträdande handledare: **Industridoktorand Christoffer Wärf**  
Examinator: **Universitetslektor Michael Cimbritz**

Bild på framsidan: Stengårdens avloppsreningsverk. Foto: Åsa Wahlquist

---

**Postadress**

Box 124  
221 00 Lund, Sverige

**Hemsida**

[www.ple.lth.se](http://www.ple.lth.se)

**Besöksadress**

Naturvetarvägen 14  
223 62 Lund

**Telefon**

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



## Förord

Detta examensarbete utfördes under våren 2024 vid Lunds Tekniska Högskola vid Institutionen för Processteknik och tillämpad biovetenskap. De laborativa momenten har utförts på Stengårdens avloppsreningsverk utanför Simrishamn.

Först av allt vill jag tacka min biträdande handledare *Christoffer Würff* som varit en otrolig hjälp i att förstå hur modellering inom avloppsrening fungerar. Tack för all den tid du lagt ner på att svara på mejl, förklara COD-karakterisering och tillståndsvariabler.

Jag vill även rikta ett stort tack till min handledare *Karin Jönsson* som lät mig utforma detta examensarbete efter mina intressen och hjälpte mig ta kontakt med reningsverket i Simrishamn.

Vidare vill jag även tacka *Moa Jinbäck* på Österlen VA som tagit sig tiden att sammanställa all nödvändig data för detta examensarbete och svarat på mängder av frågor om reningsverket samt hållit mig sällskap under de långa analystiderna. Tack även till personalen på Stengårdens reningsverk som varit hjälpsamma med att inhämta prover och svara på frågor.

Jag vill även tacka personalen på avdelningen för VA-teknik som ställt upp och svarat på frågor och då särskilt *Per Falås* som tillhandahållit nödvändig laboratorieutrustning och bidragit med kunskap om analysmetoder.

Tack även till min syster *Ylva Wahlquist* och till *Tobias Björk* som hjälpt mig utforma denna rapport.

Slutligen vill jag tacka min familj som bidragit med alltifrån tekniska detaljer om pumpar till renskrivning och värdefulla råd om rapportskrivning. Tack!



## Populärvetenskaplig sammanfattning

Övergödning, algblooming och syrefattiga bottenar är några av de problem som människan orsakat genom höga utsläpp av näringsämnen till sjöar och hav. Orsakerna till läckage av näringsämnen är flera men utsläpp från avloppsreningsverk har en betydande roll för våra sjöar och havs välmående. Nya utsläppskrav för organiskt material, fosfor och kväve gör att avloppsreningsverken i Sverige måste ställa om och förbättra sina reningsprocesser. Utöver att skärpa utsläppskraven vill många reningsverk även minska sin energiförbrukning och användning av kemikalier.

Ett sätt att minska sin kemikalieförbrukning är att ställa om till vad som kallas "biologisk fosforavskiljning". Istället för att tillsätta en kemikalie som minskar mängden fosfor i avloppsvattnet utnyttjar man istället mikroorganismers förmåga att ta upp fosfor. Alla levande organismer behöver fosfor för att överleva men en viss typ av organismer kan ta upp mer fosfor än vad de behöver för överlevnad. Dessa organismer kallas för fosfatackumulerande organismer (PAO) och kan nyttjas vid ett avloppsreningsverk. Organismerna finns naturligt i avloppsvattnet men behöver rätt förutsättningar för att kunna ta upp mycket fosfor. Födan består av korta flyktiga fettsyror som bildas när organiskt material bryts ner. Sedan behöver organismerna även en syrefattig miljö. Med rätt förutsättningar kan PAO minska utsläppen av fosfor till godkända nivåer, men ibland kan kemikalier fortfarande behövas användas för att säkerställa att man når kraven.

Utan att behöva testa i stor skala om det går att använda biologisk fosforavskiljning i verkligheten kan man istället använda sig av matematiska modeller som beskriver reningsverket. Dessa modeller kan hjälpa till att bestämma hur reningsverket ska byggas om och hur reningsverket fungerar över tid. Modeller av avloppsverk ger bra förståelse för reningsprocesserna samtidigt som man kan spara både tid och pengar.

En sådan modell skapades för Stengårdens avloppsreningsverk med syftet att se om det går att bygga om reningsverket till att ha en fungerande biologisk fosforavskiljning, även kallat bio-P-process. Först behövde en modell byggas för det nuvarande reningsverket. Stora mängder data samlades in från både det inkommande och utgående avloppsvattnet. Tillgängliga data från reningsverket var inte tillräckligt för modellen och ytterligare prover samlades in för att skapa en så trovärdig modell som möjligt. Efter att den ursprungliga modellen byggts upp kunde den sedan justeras för att modellera framtidens bio-P-process.

Den ursprungliga modellen gav dock inte så rimliga värden för utgående halt fosfor och när det jämfördes med insamlade data upptäcktes det att reningsverkets utsläppsvärden för suspenderade ämnen var väldigt ovanliga i jämförelse med andra reningsverk. Vidare utredning av problemet hade krävts för att motivera några större justeringar av den nuvarande modellen. Den framtida modellen byggdes upp, trots osäkerheten i den ursprungliga modellen, och från den gick det att utläsa att genom en enkel ombyggnation av en existerande bassäng kunde man reducera halten fosfor i utgående avloppsvatten utan att använda sig av kemikalier. Detta tyder på att det finns bio-P-aktivitet på reningsverket. Huruvida detta är fallet i verkligheten går inte att avgöra i och med den stora avvikelserna i den ursprungliga modellen. Det gick därför inte att avgöra om reningsverket kunde klara utsläppskraven på fosfor utan extra tillsats av fällningskemikalier. Arbetet med modellen belyste dock frågetecknen hos det aktuella reningsverket och har bidragit till en ökad förståelse hos samtliga inblandade parter. Att fortsätta arbeta med modellering för avloppsreningsverk ses som en viktig del i att minska användningen av kemikalier och optimera energianvändningen på reningsverk i framtiden.



## Sammanfattning

Utsläpp från avloppsreningsverk påverkar våra sjöar och hav negativt och allt högre krav ställs på reningsprocesserna på avloppsreningsverken. Nya utsläppskrav kommer att presenteras i Avloppsdirektivet från EU under 2024 och kommer att vara vägledande för de utsläppskrav som finns på de svenska avloppsreningsverken. Strängare utsläppskrav för kväve och fosfor tvingar reningsverken att optimera sina reningsprocesser samtidigt som man önskar att hålla kostnaderna nere. En stor kostnad för reningsverken är användandet av fällningskemikalier för rening av fosfor. Ett sätt att minska sin användning är att införa biologisk fosforavskiljning (bio-P). I detta examensarbete har matematisk modellering tillämpats för att undersöka hur Stengårdens avloppsreningsverk skulle kunna bygga om sin reningsprocess till biologisk fosforavskiljning. Vidare skulle examensarbetet även undersöka om Stengårdens reningsverk kunde klara utsläppskraven utan komplementär tillsats av fällningskemikalier.

Examensarbetet inleddes med laborativ insamling av data för inkommande samt utgående avloppsvatten. I ett första steg byggdes en modell upp för det nuvarande reningsverket. Modellen kalibrerades efter mätdata men modellen misslyckades med att prediktera korrekta värden för utgående halt av fosfor och suspenderade ämnen. Ytterligare analyser genomfördes på avloppsvattnet men bekräftade tidigare data, vilket tyder på att reningsverket avviker från normala driftförhållande. Vidare utredning av problemet samt ytterligare provtagning hade krävts för att motivera några större justeringar av den nuvarande modellen. Osäkerheten i den ursprungliga modellen försvårar arbetet med att översätta modellen till en framtida modell och ska därför användas med försiktighet.

Modelleringsarbetet fortsatte dock med syftet att undersöka en lämplig driftskonfiguration för biologisk fosforavskiljning. En anaerob zon installerades i returströmmen från den aktiva slamprocessen och i modellen sågs populationen av PAO öka avsevärt. Förhöjd koncentration av fosfat i den anaeroba zonen indikerade också att P-släpp skedde i den anaeroba zonen vilket skulle leda till slutsatsen att ett visst fosforupptag skedde av PAO. Modellen gav halter runt 0,5 mg/l i utgående vatten från den första sedimenteringsbassängen vilket tyder på att processen behöver ytterligare reningssteg för att klara utsläppskraven på totalfosfor om 0,3 mg/l. Vidare undersökning av sammansättning av suspenderade ämne vid avloppsreningsverket krävs för att kunna dra slutsatser med större trovärdighet och svara på vilken som är den optimala driftskonfigurationen för biologisk fosforavskiljning för Stengårdens avloppsreningsverk.





## Summary

Emissions from wastewater treatment plants affect our lakes and seas negatively. Higher demands are therefore placed on the purification processes at the wastewater treatment plants. New emission requirements will be presented in the Wastewater Directive from the EU in 2024 and will be a guide for the emission requirements that exist for the Swedish wastewater treatment plants. Stricter emission requirements for nitrogen and phosphorus force treatment plants to optimize their treatment processes. A major cost for the treatment plants is the usage of precipitation chemicals for the purification of phosphorus. One way to reduce its use is to introduce an Enhanced Biological Phosphorus Removal (EBPR) process. In this thesis, mathematical modeling has been applied to investigate how Stengården's wastewater treatment plant could rebuild its treatment process to an EBPR-process. Furthermore should the thesis also investigate how Stengården's wastewater treatment plant could meet the emission requirements without the complementary addition of precipitation chemicals while using EBPR.

The degree project began with the laboratory collection of data for the influent and the effluent wastewater. In a first step, a model was built for the current treatment plant. The model was calibrated to measured data, but the model failed to predict correct values for output levels of phosphorus and suspended solids. Additional sampling was conducted on the wastewater but confirmed the previous data. Further investigation and more analyzes of the wastewater would have been necessary to investigate the composition of the effluent wastewater and how the model could have been adjusted accordingly. The model for the current operating configuration has therefore low credibility and few conclusions should be drawn from future models based on the original one.

However, the modeling work continued with the aim of investigating a suitable operating configuration for enhanced biological phosphorus removal. An anaerobic zone were installed in the returning activated sludge stream from the activated sludge process and the population of PAOs was seen to increase significantly in the model. Elevated concentration of phosphate in the anaerobic zone also indicated that P-release occurred in the anaerobic zone, which would lead to the conclusion that some phosphorus uptake occurred by PAO. The model predicted levels around 0,5 mg/l in the effluent water from the sedimentation basin after the activated sludge process, which indicates that additional purification steps are needed to meet the emission requirements for total phosphorus of 0,3 mg/l.

Further investigation of the composition of the suspended solids is required to be able to draw conclusions with greater confidence regarding the effluent levels. It is therefore difficult to determine with greater certainty the optimal operating configuration for the enhanced biological phosphorus removal for Stengården's wastewater treatment plant.



# Innehåll

<b>1</b>	<b>Bakgrund</b>	<b>1</b>
1.1	Introduktion . . . . .	1
1.2	Syfte . . . . .	1
<b>2</b>	<b>Teori</b>	<b>3</b>
2.1	Allmänt om avloppsrening . . . . .	3
2.2	Biologisk fosforavskiljning . . . . .	3
2.2.1	Konkurrens från GAO . . . . .	4
2.3	Driftsparametrar . . . . .	5
2.3.1	pH . . . . .	5
2.3.2	Slamålder . . . . .	5
2.3.3	Löst syre, DO . . . . .	5
2.3.4	Temperatur . . . . .	5
2.3.5	Motjoner . . . . .	6
2.3.6	VFA . . . . .	6
2.4	Slamhydrolys . . . . .	6
2.5	Utvärdering av biologisk fosforavskiljning . . . . .	7
2.6	Modellering av avloppsrening . . . . .	8
2.7	Karakterisering av COD i avloppsvatten . . . . .	8
2.7.1	Bestämning av biologiskt nedbrytbart COD . . . . .	11
<b>3</b>	<b>Stengårdens avloppsreningsverk</b>	<b>13</b>
3.1	Aktuell reningsprocess . . . . .	14
3.2	Förutsättningar för det nya reningsverket . . . . .	16
<b>4</b>	<b>Material och metod - Modellering</b>	<b>17</b>
4.1	Projektdefinition . . . . .	17
4.2	Insamling av data . . . . .	18
4.2.1	Laborativ bestämning av komponenter i inkommande samt utgående flöde . . . . .	19
4.2.2	Dataanalys . . . . .	20
4.3	Uppbyggnad av modellen . . . . .	21
4.4	Kalibrering och validering . . . . .	22
4.4.1	Kalibrering av slamproduktion . . . . .	22
4.4.2	Kalibrering av totalkväve och totalfosfor . . . . .	23
4.4.3	Validering . . . . .	23
4.5	Simulering och analys av resultat . . . . .	23
4.6	Uppbyggnad av modell för biologisk fosforavskiljning . . . . .	24
<b>5</b>	<b>Resultat</b>	<b>27</b>
5.1	Bestämning av inkommande samt utgående koncentrationer . . . . .	27
5.2	Bestämning av biologiskt nedbrytbart COD . . . . .	29
5.3	Kalibrering . . . . .	30
5.4	Validering . . . . .	32
5.5	Framtidens avloppsreningsverk . . . . .	33
<b>6</b>	<b>Diskussion</b>	<b>35</b>

<b>7</b>	<b>Slutsats</b>	<b>37</b>
<b>8</b>	<b>Framtida studier</b>	<b>39</b>
8.1	Förbättringsarbete . . . . .	39
8.2	Utvecklingsarbete . . . . .	39
<b>9</b>	<b>Bilagor</b>	<b>45</b>
9.1	GMP Unified Protocol . . . . .	45
9.2	Tillståndsvariabler i Sumo . . . . .	47
9.3	Beräkning av driftsparametrar . . . . .	49
9.4	Övrig data . . . . .	50
9.4.1	Beräkning av SRT för kalibreringsperioden . . . . .	50
9.4.2	Indata för kalibreringsperioden för Sumo . . . . .	51
9.4.3	Beräkning av $X_U$ . . . . .	53
9.4.4	State variable modell utan internbelastning . . . . .	55
9.5	Nederbördsdata . . . . .	56





# 1 Bakgrund

## 1.1 Introduktion

Rening av avloppsvatten är en viktig samhällsstruktur och en grundläggande del av människans hälsa och välbefinnande. I Sverige renas det ca 1,5 miljoner kubikmeter avloppsvatten varje år (Svenskt Vatten, u. å-a) och allt större krav ställs på utsläppen till hav och miljö.

Under 1960-talet blev problematiken med övergödning av svenska vatten en viktig samhällsfråga då svenska vattnen länge varit hårt ansatt av orenat avloppsvatten från samhällena. Utsläppen hade under många år orsakat fiskdöd, syrefattiga bottnar och en stor tillväxt av alger i sjöar och hav. Under 1970-talet lades därför stora investeringar på ny- och utbyggnationer av svenska avloppsreningsverk med fokus på rening av fosfor och organiskt material, vilket ledde till drastiska minskningar av utsläppen. Rening av kväve infördes först under 80-talet och den procentuella reningen av organiskt material och fosfor ligger idag runt 97% medan kväve ligger något lägre på 74% för de större reningsverken (Naturvårdsverket, 2022).

Trots den goda reningsgraden av näringsämnen fortsätter arbetet med att minska utsläppen. Avloppsreningsverken är en av de mer lättkontrollerade källorna till utsläpp av fosfor och kväve och lyder därför under stränga utsläppskrav som varje avloppsreningsverk måste uppfylla. I Sverige regleras varje större enskilt avloppsreningsverks utsläppskrav av tillstånd som utfärdas av Länsstyrelsen, dessa utgår i sin tur från Naturvårdsverkets begränsningsvärden som är Sveriges genomförandeplan av kraven i Avloppsdirektivet från EU (Naturvårdsverket, 2022).

Avloppsdirektivet som reglerar EU:s utsläpp från avloppsreningsverk är under revidering och ett nytt Avloppsdirektiv kommer att publiceras under 2024. Det nya utsläppskravet tros hamna på 0,5 mg/l för totalfosfor eller den minsta procentuella reduktionen av 90% i förhållande till inflödets belastning. Utsläppskraven för kväve tros hamna på 85% reduktion eller 6 mg/l senast 31 december 2040 Europeiska Kommissionen (2024).

I Sverige är kemisk fällning den vanligaste processen för rening av fosfor. Kemisk fällning används i någon utsträckning på alla svenska reningsverk men ökade kostnader och framtida risker för brist på fällningskemikalier skapar nya utmaningar för reningsverken (Svenskt Vatten, u. å-b). Ett sätt att minska "kemikalieberoendet" är att införa alternativa reningsmetoder för fosfor. Biologisk fosforavskiljning är en metod som utnyttjar mikroorganismer med högt fosforupptag för att minska mängden fosfor i avloppsvattnet. Biologisk fosforavskiljning är sällan tillräckligt effektiv för att ensam rena bort fosfor till de svenska utsläppskraven, då behövs ofta komplementär tillsats av fällningskemikalie la Cour Jansen m. fl. (2009).

## 1.2 Syfte

Syftet med examensarbetet är att genom modellering utreda huruvida en omställning från kemisk till biologisk fosforavskiljning skulle kunna genomföras på Stengårdens avloppsreningsverk i Simrishamn. Vidare ska examensarbete även utreda hur denna omställning skulle kunna göras för att fortsätta nå utsläppskraven på totalfosfor eller om komplementär tillsats av kemikalier krävs.



## 2 Teori

### 2.1 Allmänt om avloppsrening

Avloppsrening i Sverige består i regel av tre reningssteg: mekanisk, kemisk och biologisk rening. Målet med reningen är att minska halterna av kväve, fosfor, biologiskt material och eventuellt mikroföroreningar i utgående avloppsvatten. Ofta inleds avloppsreningen med ett mekaniskt reningssteg där större fasta partiklar avskiljs, så som sand, papper och hår. Det mekaniska reningssteget kan vara: galler som avskiljer större föremål som textilier, sandfång som fångar sand och grus som sjunker till botten eller en försedimentering som avskiljer mindre partiklar som de två första reningsstegen inte lyckats ta bort (Naturvårdsverket, 2022).

Biologisk rening innebär att mikroorganismer tar upp kväve, fosfor eller organiskt material som sedan växer till och avskiljs med det producerade slammet. En vanlig biologisk rening består ofta av en aktivslamprocess där syre pumpas in för att främja tillväxten av mikroorganismer som i sin tur bryter ner det organiska materialet (Naturvårdsverket, 2022). Vid nedbrytning av biologiskt material förbrukas syre och det organiska materialet brukar då benämnas som BOD (biochemical oxygen demand) vilket är ett mått på hur mycket syre det krävs för att bryta ner det biologiskt nedbrytbara materialet. Ofta nämns också COD (chemical oxygen demand) vilket är ett liknande mått där inte bara det biologiskt nedbrytbara materialet brutits ner, utan där en fullständig oxidation av det organiska materialet skett.

Kväverening kombineras ofta med den biologiska reningen men kräver till skillnad från den biologiska reningen både en syrefattig och en syrerik miljö. Konventionell kvävereningen sker i två steg: nitrifikation och denitrifikation. Nitrifikation innebär att bakterier bryter ner ammonium till nitrat i närvaro av syre. Denitrifikation innebär att bakterier omvandlar nitrat till kvävgas, i en syrefri miljö.

Kemisk rening används för att avskilja fosfor ur avloppsvattnet. En fällningskemikalie tillsätts till avloppsvattnet vilket medför att löst fosfat fälls ut i större flockar och sjunker till botten (Naturvårdsverket, 2022). Fosfaten avlägnas sedan med slammet. Vanliga fällningskemikalier är järn- eller aluminiumsalter.

Utöver rening av näringsämnen kan även mikroföroreningar renas bort. I det kommande Avloppsdirektivet kommer större avloppsreningsverk i Sverige,  $\geq 150\,000$  PE, att få krav på rening av mikroföroreningar (Europeiska Kommissionen, 2024). Mikroföroreningarna kan bestå av läkemedel, industrikemikalier eller mikroplaster och existerar ofta i låga koncentrationer, vilket försvårar reningen (Naturvårdsverket, 2022). Vanligt förekommande reningstekniker är adsorption med aktivt kol eller nedbryning genom ozonering (Sweden Water Research, u. å).

Ett reningsverks belastning uppskattas vanligtvis i personekvivalenter (PE). En PE motsvarar det organiska material som en person ger upphov till under ett dygn. I Sverige är en PE definierad som den mängd organiskt material som kräver en syreförbrukning om 70 gram löst syre per dygn. (Naturvårdsverket, 2022)

### 2.2 Biologisk fosforavskiljning

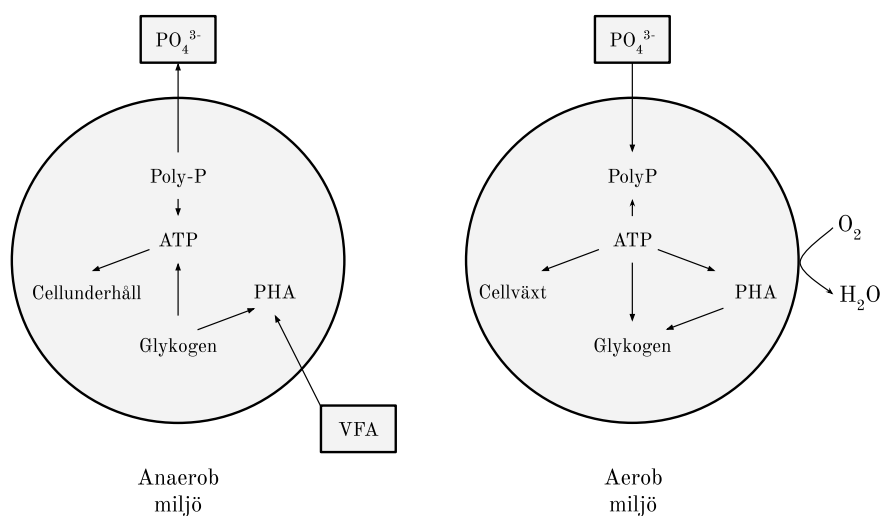
Kemisk fällning är i Sverige den vanligaste metoden för fosforavskiljning men ett 30-tal reningsverk använder sig av biologisk fosforavskiljning (Salmonsson m. fl., 2017). Biologisk fosforavskiljning innebär att fosfor tas upp av mikroorganismer som senare skiljs bort från reningsprocessen vilket leder till en minskning av fosfor i avloppsvattnet. Biologisk fosforavskiljning anses vara ett mer kostnadseffektivt och miljövänligare alternativ än kemisk fällning, men kräver rätt förutsättningar och är känsligare för variationer i inkommande koncentrationen av näringsämnen (Bunce m. fl., 2018).

I avloppsvattnet förekommer fosfor i två former: organisk och oorganisk. Organisk fosfor kan i sin tur delas in i löslig och olöslig fosfor. Oorganisk fosfor består istället av ortofosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) och polyfosfat (poly-P). Vid reningsverket bryts ofta den organiska fosforn ner till ortofosfat. Alla varianter av fosfor kallas tillsammans för totalfosfor (TP) (Salmonsson m. fl., 2017).

Naturlig avskiljning av fosfor sker i flera processsteg vid ett avloppsreningsverk. Olöslig fosfor (partikulär organisk fosfor) kan avskiljas med slammet från försedimenteringen samt vid det biologiska reningssteget. Vid all mikrobiell aktivitet lagras fosfor in i cellen, vilket leder till ett visst fosforupptag (Salmonsson m. fl., 2017). Mikroorganismerna kan sedan avskiljas från avloppsvattnet i exempelvis en eftersedimentering.

Biologisk fosforavskiljning handlar istället om att främja de mikroorganismer som kan ta upp mer fosfor än vad som är nödvändigt för cellsyntes, kallat lyxupptag av fosfor (Salmonsson m. fl., 2017). Dessa mikroorganismer kallas för polyfosfatackumulerande organismer (PAO) och kan under en anaerob miljö ta upp lättillgängliga kolkällor, främst flyktiga fettsyror (VFA), i form av acetat och propionat, och lagra dem som polyhydroxyalkanoater (PHA). Detta sker genom nedbrytning av intracellulärt polyfosfat och glykogen, vilket leder till att ortofosfat frigörs ut i avloppsvattnet, så kallat P-släpp, vilket genererar energi.

Vid en aerob miljö bryter PAO istället ner PHA för att främja cellväxt och tar då upp mer ortofosfat än vad som tidigare frisläppts. De polyfosfatackumulerande organismerna kan sedan avskiljas genom uttag av överskottslam vilket leder till en minskning av den totala fosforkoncentrationen i avloppsvattnet (Diaz m. fl., 2022; Salmonsson m. fl., 2017).



Figur 1: Illustration av PAOs metabolism. P-släpp under anaerob miljö (t.v). Lyxupptag av fosfor under aerob miljö (t.h). Modifierad från Tykesson (2005).

### 2.2.1 Konkurrens från GAO

Polyfosfatackumulerande organismer är generellt motståndskraftiga mot konkurrens från andra mikroorganismer främst då polyfosfatreserverna är en källa till energi vid tuffa yttre förutsättningar i miljön (Bunce m. fl., 2018). Undantaget är de glykogenackumulerande

organismerna (GAO), vilka kan konsumera tillgängligt VFA utan lyxupptag av fosfor (Salmonsson m. fl., 2017). Vid en biologisk fosforavskiljning bör processen drivas så att PAO främjas för att undvika konkurrens från GAO.

## 2.3 Driftsparametrar

Ett flertalet parametrar påverkar hur effektiv en bio-P-process är. pH, slamålder, tillgängligt syre, temperatur, motjoner och VFA är några av de parametrar som kommer att diskuteras.

### 2.3.1 pH

Ett flertal rapporter diskuterar effekten av pH på bio-P och olika optimum diskuteras. Ett värde runt pH 7 verkar vara det vanligaste för att främja tillväxten av PAO över GAO (Diaz m. fl., 2022; Metcalf och Eddy, 2014a). Konkurrensmotståndet för PAO avtar fort vid pH-värden under 7 (Metcalf och Eddy, 2014a).

### 2.3.2 Slamålder

Slamåldern (eng. "Sludge Retention Time", SRT) är en vanlig driftsparameter som ofta beräknas för att kontrollera den genomsnittliga tiden som de fasta partiklarna befinner sig i systemet. Slamåldern bestäms genom att totala massan suspenderade partiklar i bioreaktorn (eng. "Mixed liquor suspended solids", MLSS) divideras med den totala massflödet av partiklar i utgående flöden, se bilaga 9.4. Utfödet av partiklar sker främst i uttaget av överskottsslam samt i utgående renat vatten (Metcalf och Eddy, 2014a).

Den optimala slamåldern för en biologisk fosforavskiljning varierar med temperaturen. Generellt är en kort slamålder fördelaktigt, vid 20 °C  $SRT \geq 2,5$  dagar och för 10 °C  $SRT \geq 4$  dagar (Metcalf och Eddy, 2014b). En kort slamålder ökar slamproduktionen vilket i sin tur kan motivera ett större överskottslamuttag med resultatet att allt mer fosfor skiljs av (Salmonsson m. fl., 2017). I system där kväverening sker simultant med den biologiska reningen krävs en lång SRT då de nitrifierande och denitrifierade organismerna är långsamt växande och kräver en  $SRT \geq 10$  dagar. Den optimala slamåldern för bio-P är den som är tillräckligt lång för nitrifikationen och tillräckligt kort för de polyfosfatackumulerande organismerna (Metcalf och Eddy, 2014b).

### 2.3.3 Löst syre, DO

Tillgängligt löst syre (Dissolved oxygen (DO)) i den aeroba zonen är en viktig parameter för en effektiv bio-P process. En låg DO-halt främjar de fosfatackumulerande organismer över de glykogenackumulerande organismerna. Vid en DO-halt på 0,8 mg/L kunde en fosforreduktion om minst 90% uppnås (Izadi m. fl., 2021). Luftning av den aeroba zonen är ofta det mest energikrävande processteget vid ett avloppsreningsverk och bör därför optimeras (Carvalho m. fl., 2014). Om den aeroba zonen överluftas kan det internt lagrade PHA oxideras, vilket påverkar PAO negativt då det leder till en intern brist av lagrad kolkälla. Brist på en intern kolkälla leder till att fosforupptaget i den aeroba zonen minskar. Överluftning kan uppstå i systemet om den inkommande organiska belastningen är låg eller om systemet mottar stora volymer av dagvatten (Salmonsson m. fl., 2017).

### 2.3.4 Temperatur

Den optimala temperaturen för en bio-P-process är starkt beroende av ett flertal faktorer. Temperaturen påverkar exempelvis tillväxten av PAO men även övriga mikroorganismer (Salmonsson

m. fl., 2017). Polyfosfatackumulerande organismer kan kategoriseras som lågtempererade mesofiler och trivs i ett temperaturspann omkring 20°C eller lägre. Vid temperaturer mellan 10 °C till 20 °C främjas PAO över GAO medan temperaturer mellan 25 - 30 °C främjas GAO. Studier har även visat att bio-P-processen fungerar väl vid så låga temperaturer som 5 °C, då konkurrensen från övriga mikroorganismer minskar. (Salmonsson m. fl., 2017)

### 2.3.5 Motjoner

För att driva en stabil bio-P-process är det viktigt att kontrollera mängden magnesium- och kaliumjoner i inkommande avloppsvatten. Ofta behöver inga större åtgärder göras då majoriteten av inkommande avloppsvatten har en tillräcklig mängd motjoner (Metcalf och Eddy, 2014a).

### 2.3.6 VFA

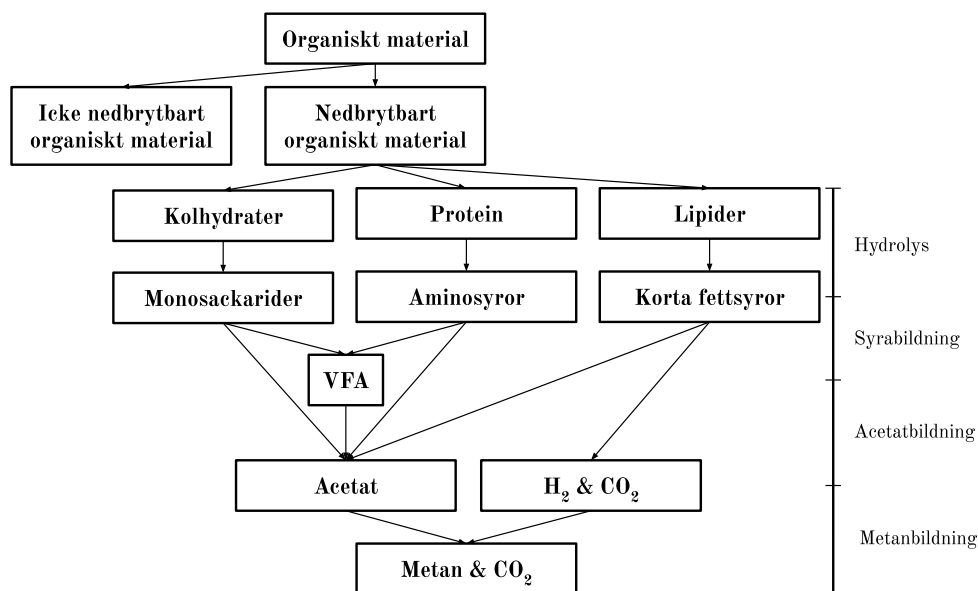
Effektiviteten på den biologiska fosforavskiljningen är helt beroende av tillgången på VFA. Förekomsten av VFA varierar i inflödet av avloppsvattnet och räcker oftast inte för en god biologisk fosforavskiljning (Davidsson m. fl., 2008; Metcalf och Eddy, 2014b). En metod för att öka mängden tillgängligt VFA är att hydrolysera det organiska materialet (Davidsson m. fl., 2008). För att uppnå en utsläppskoncentration av fosfor på under 0,5 mg/l rekommenderas en kvot av VFA:P på minst 8 g/g (Metcalf och Eddy, 2014b). Detta är en av de parametrar som kan mätas för att uppskatta mängden fosfor som kan tas bort genom rening.

## 2.4 Slamhydrolys

Slamhydrolys är den process där inkommande slam bryts ner för att bilda tillgängliga kolkällor (VFA). Ett flertal metoder förekommer för att hydrolysera slam men den anaeroba slamhydrolysen har visat sig vara ett kostnadseffektivt sätt att hydrolysera slam för produktion av VFA för bio-P (Salmonsson m. fl., 2017).

Anaerobisk slamhydrolys kan delas in i fyra delar: hydrolys, acidogenes, acetogenes och metanogenes, se figur 2. Det första steget av en anaerob slamhydrolys är hydrolys av det nedbytbara organiska materialet (ofta benämnt som COD,) där COD bestående av kolhydrater, proteiner och lipider bryts ner till monosackarider, aminosyror och korta fettsyror. I nästa steg, fermenteringen (acidogenes), bryts delar av monosackariderna ner till propionat, butyrat och valerat vilka tillsammans kan grupperas ihop som VFA. I denna process bildas även ättiksyra och väte. Acetogenes är den tredje delen av slamhydrolysen där de bildade VFA bryts ner till ättiksyra. Det sista steget av slamhydrolysen är metanogenes där ättiksyra tillsammans med väte bildar metan. I en slamhydrolys vid ett avloppsreningsverk är metanbildningen oönskad och åtgärder bör tas för att avbryta processen tidigare, så att halten VFA är den högsta möjliga (Metcalf och Eddy, 2014a). De metanbildande organismerna har en långsam tillväxthastighet så produktionen av metan kan begränsas eller förhindras genom att styra uppehållstiden i den anaeroba zonen. Produktion av VFA via slamhydrolys kan användas på antingen primär- eller bioslam från reningprocessen (Salmonsson m. fl., 2017).





Figur 2: Nedbrytningsprodukter från den anaeroba slamhydrolysen av organiskt material. Omarbetad från Davidsson m. fl. (2008).

## 2.5 Utvärdering av biologisk fosforavskiljning

För att undersöka om biologisk fosforavskiljning är en lämplig reningsmetod för ett avloppsreningsverk finns det ett antal inflödeskvoter som kan undersökas i en existerande driftskonfiguration. En sammanställning av undersökningarna presenteras i sin helhet i Salmonsson m. fl. (2017). Endast ett fåtal kommer att presenteras nedan då de i större grad berör Stengårdens avloppsreningsverk.

För inkommande vatten kontrolleras kvoten COD:TP. I reningsverk utan försedimentering med kvoter över 133 är omställningen till biologisk fosforavskiljning onödig då en tillräcklig fosforassimilationen redan sker i slammet (Salmonsson m. fl., 2017). En lägre kvot om 40–60 är gynnsamma förhållanden för biologisk fosforavskiljning.

Även Metcalf och Eddy (2014b) listar upp ett antal inflödeskvoter som är viktiga för en effektiv bio-P-process, se tabell 1. Readily biodegradable COD antas bestå av mängden flyktiga fettsyror ( $S_{VFA}$ ) samt mängden lösliga, lättillgängligt nedbrytbart COD ( $S_B$ ).

Tabell 1: Minsta inflödeskvoter för att uppnå en utsläppskoncentration av fosfor på under 0,5 mg/L.

Minsta inflödesratio	Värde	Referens
VFA:P	8	Wentzel m. fl. (1991)
rbCOD:P	18	Barnard (2006)
BOD:P	30	Sedlak (2018)
COD:P	60	Moore (2010)

För att utvärdera den biologiska fosforavskiljningen i en process kan mängden totalfosfor i de suspenderade ämnen mätas. Normalt sett utgör totalfosfor 1,5 % av den totala mängden suspenderade ämnen (Salmonsson m. fl., 2017). Om halten överstiger 1,5 % indikerar det att bio-P-aktivitet finns.

## 2.6 Modellering av avloppsrening

Matematisk modellering av avloppsreningsverk fick sitt stora avstamp i början av 80-talet i samband med datorns intåg i samhället. Många forskare hade under åren utvecklat egna mindre modeller men under tidigt 80-tal gick man samman och utvecklade den första enhetliga matematiska modellen ASM1 “Activated Sludge Model No 1” som fick stor spridning inom branschen (Rieger m. fl., 2013). Under de följande åren utvecklades flera modeller att inkludera fler processsteg och med en högre komplexitet men ASM1 kan fortfarande ses som grunden inom matematisk modellering av avloppsrening.

Genom användandet av matematiska ekvationer beskriver processmodelleringen både fysiska, kemiska samt hydrauliska förhållanden på reningsverket (Wärff m. fl., 2020). Modellen byggs sedan upp med specifik data från reningsverket för att i så stor utsträckning som möjligt fånga verkligheten. Dynamisk modellering möjliggör att komplexare system med stora variationer kan fångas och att olika scenarier kan testas innan de tillämpas i stor skala. Detta kan spara både tid och pengar för avloppsreningsverken. Dessutom kan energieffektiviseringar göras vid optimering av driftsparametrar.

De matematiska ekvationerna implementeras i en programvara och bildar ett processsimuleringsprogram. I detta examensarbete har simuleringsprogrammet SUMO använts med ett flertal utarbetade modeller för att täcka samtliga processer på ett avloppsreningsverk. Sumo presenterar ett flertal modeller och för detta examensarbete har Sumo1 använts vilket är en komplett anläggningsmodell baserad på ASM1. Sumo1 omfattar: avlägsnande av COD, 1-stegs nitrifikation, 1-steg denitrifikation, hydrolys, fermentation, anoxiska metylofer, bio-P, temperaturberoende, fällningsmodell samt kinetisk modell av kemisk fosforavskiljning (Dynamita, u. å). ASM1 baserades på 13 st tillståndsvariabler för att beskriva samtliga processer, Sumo1 är baserat på 72 st.

## 2.7 Karakterisering av COD i avloppsvatten

För att modelleringen av reningsprocessen ska ge rimliga prediktioner av systemet krävs det att komponenterna i det inkommande flödet analyseras. Karakteriseringen av avloppsvattnet ger värdefull information i huruvida komponenterna av det inkommande flödet beter sig i en aktivslamprocess (Melcer m. fl., 2003). Notationen för komponenterna har varit många genom åren och beror i stor utsträckning på vilken modell som använts. Tillståndsvariablerna i Sumo följer om mångt den standardiserade notationen presenterad av framstående forskare inom

avloppsmodellering vilken i sig är baserad på de två tidigare standarderna från IWA och UCT (Corominas m. fl., 2010). Den standardiserade notationen ska underlätta översättningar mellan de olika modellerna. För att underlätta förståelse och undvika misstag i översättning från den nya notationen till Sumos notation kommer endast Sumos notation att användas.

Karakteriseringen kommer främst att fokusera på COD då det är den enskilt största fraktionen i avloppsvatten samt att COD är starkt förknippad med funktionen hos en aktivslamprocess, slamproduktionen och syrebehovet i reningsprocessen (Melcer m. fl., 2003).

Fraktionens notation bestäms först av partikelns storlek: partikulär, kolloidal samt löslig och får motsvarande benämning i versal: X, C och S, se tabell 2 (Corominas m. fl., 2010). Indexet indikerar huruvidare komponenten är nedbrytbar/icke-nedbrytbar eller ger en annan indikation över komponentens egenskaper.

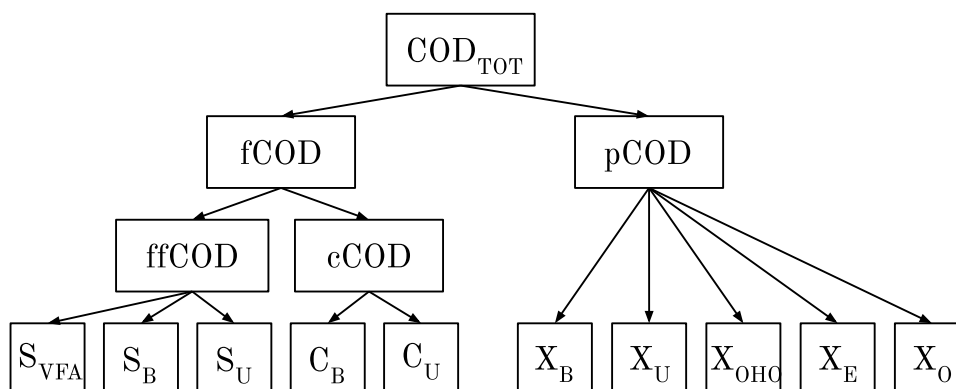
Tabell 2: Notation för karakterisering av COD

Bas	Eng	Sve
X	particulate	partikulärt
C	collodial	kollodiant
S	soluble	lösligt

Inkommande total COD ( $COD_{TOT}$ ) delas först in i två grenar beroende på om det är partikulärt COD (pCOD) eller lösligt/kollodiant COD, så kallat filtrerat COD (fCOD). Vidare så delas den filtrerade COD-fraktionen in i lösligt COD (ffCOD) eller kollodiant COD (cCOD). Lösligt COD kan sedan delas in i tre komponenter:  $S_{VFA}$  - lösliga flyktiga fettsyror,  $S_B$  - lösligt lättillgängligt nedbrytbart COD,  $S_U$  - lösligt biologiskt inert COD. Kollodiant COD delas in i två komponenter:  $C_B$  - kollodiant biologiskt nedbrytbart COD,  $C_U$  - kollodiant icke-nedbrytbart COD. Partikulärt COD delas in i ett flertal komponenter:  $X_B$  - partikulärt långsamt biologiskt nedbrytbart COD,  $X_U$  - partikulärt icke-nedbrytbart COD,  $X_{OHO}$  - heterotrof biomassa,  $X_E$  - partikulära endogena sönderfallsprodukter samt den konstruerade komponenten  $X_O$  - övriga partikulära komponenter.

$X_O$  är en konstruerad komponent som består av ett antal mindre komponenter, främst av olika organismer som förekommer i avloppsvattnet, se ekvation 7. Noggrannare beskrivning av komponenterna hittas i bilaga 9.2.

En fullständig fraktionering av COD kan ses i figur 3 samt en lista över samtliga namn för COD-fraktionerna kan ses i tabell 3.



Figur 3: Fraktioner av COD

Tabell 3: Nomenklatur för fraktionerna av COD

Komponent	Beskrivning
$COD_{Tot}$	totalt COD
pCOD	partikulärt COD
fCOD	filtrerat COD
eCOD	kollodiant COD
ffCOD	filtrerat och flockulerat COD
$X_B$	partikulärt långsamt biologiskt nedbrytbart COD
$X_U$	partikulärt icke-nedbrytbart COD
$X_{OHO}$	heterotrof biomassa
$X_E$	partikulära endogena sönderfallsprodukter
$X_O$	övriga partikulära komponenter
$C_B$	kollodiant biologiskt nedbrytbart COD
$C_U$	kollodiant biologiskt inert COD
$S_{VFA}$	lösliga flyktiga fettsyror
$S_B$	lösligt lättillgängligt nedbrytbart COD
$S_U$	lösligt icke-nedbrytbart COD

Fraktionerna för COD kan beskrivas matematiskt med ekvation 1 - 7.

$$COD_{TOT} = pCOD + fCOD \quad (1)$$

$$pCOD = X_B + X_U + X_{OHO} + X_E + X_O \quad (2)$$

$$fCOD = cCOD + ffCOD \quad (3)$$

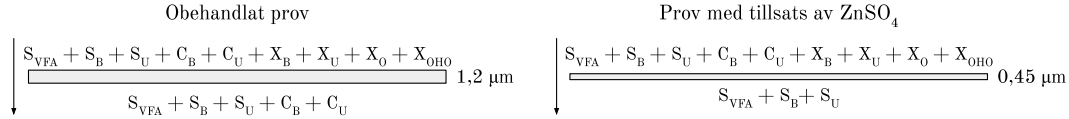
$$cCOD = C_B + C_U \quad (4)$$

$$ffCOD = S_{VFA} + S_B + S_U \quad (5)$$

$$COD_{TOT} = X_B + X_U + X_{OHO} + X_E + X_O + C_B + C_U + S_{VFA} + S_B + S_U \quad (6)$$

$$X_O = X_{PHA} + X_{GLY} + X_{E,ana} + X_{CASTO} + X_{MEOLO} + X_{NITO} + X_{AMETO} + X_{HMETO} \quad (7)$$

Vid bestämning av fCOD låter man det obehandlade provet passerar genom ett glasfiberfilter med porstorleken 1,2  $\mu\text{m}$  under vakuum. Endast fCOD passerar genom filtret och permeatet kan sedan analyseras spektrofotometriskt. Det partikulära COD:t avskiljs med retentatet. För ffCOD låter man först provet reagera med  $\text{ZnO}_4$  för att sedan filtreras genom ett 0,45  $\mu\text{m}$  membranfilter, se figur 4.  $\text{ZnO}_4$  gör att de kollodiala komponenterna destabiliseras och aggregerar till flockar vilket gör att de inte passerar membranfiltret utan avskiljs med retentatet (Nyström m. fl., 2023). Det lösliga COD:t passerar igenom och kan sedan analyseras spektrofotometriskt.



Figur 4: Separation av COD-komponenter genom 1,2  $\mu\text{m}$  glasfiberfilter samt filtrering genom ett 0,45  $\mu\text{m}$  membranfilter efter flockulering med  $\text{ZnO}_4$ .

Komponenten  $X_U$  antas vara opåverkad av den aktiva slamprocessen och kan därför ackumuleras i slammet i reningsprocessen. Det är därför av vikt att bestämma andelen  $X_U$  i systemet för att skapa en jämvikt av inkommande  $X_U$  med utflödet från överskottsslammet då det kan utgöra en stor del av koncentrationen MLSS i systemet. (Melcer m. fl., 2003)

### 2.7.1 Bestämning av biologiskt nedbrytbart COD

För att kunna beräkna komponenten  $X_U$  behöver mängden biologiskt nedbrytbart COD (BCOD) bestämmas. Detta görs enligt metoden i Roeleveld och van Loosdrecht (2002) där BOD bestäms över en längre tidsperiod för att i sin tur kunna bestämma mängden BCOD.

Utifrån mätdata kan sedan konstanten  $k_{BOD}$ , vilket är en första ordningens reaktionskonstant, tillsammans med  $BOD_{TOT}$  optimeras med linjär regression med hjälp av minsta kvadratmetoden enligt ekvation 8.

$$BOD_T = \frac{1}{1 - e^{-k_{BOD} \times t}} \times BOD_{TOT} \quad (8)$$

Vid analys av BOD över ett antal dagar fortgår reaktioner i provet vilket gör att biologiskt nedbrytbart material omvandlas till inert material. Detta innebär att det beräknade  $BOD_{TOT}$  är lägre än det initiala BCOD och en korrektionsfaktor ( $f_{BOD}$ ) är därför nödvändig. Värdet på  $f_{BOD}$  varierar beroende på inkommande avloppsvatten men antas ligga i intervallet 0,1-0,2. Vanligtvis används värdet 0,15. (Roeleveld & van Loosdrecht, 2002) BCOD kan sedan beräknas med ekvation 9.

$$BCOD = \frac{1}{1 - f_{BOD}} \times BOD_{TOT} \quad (9)$$

Komponenterna i BCOD sammanfattas i ekvation 10

$$BCOD = X_B + X_E + X_O + X_{OHO} + C_B + S_{VFA} + S_B \quad (10)$$



### 3 Stengårdens avloppsreningsverk

Stengårdens avloppsreningsverk ligger strax söder om Simrishamn och renar avloppsvatten från ca 10 000 PE där majoriteten av inkommande vatten kommer från omkringliggande bebyggelse. Ledningsnätet är till största del trycksatt och drivs av ett flertal pumpstationer. Idag använder sig verket av ett flertal reningsteg för att rena bort organiskt material, kväve och fosfor.

Det ursprungliga avloppsreningsverket byggdes år 1974 och var då dimensionerat för 87 000 PE för att hantera belastningen från fiskeindustrin i området. Reningstegen för biologisk kväverening byggdes år 1995 och vassbäddarna för slambehandling år 1998. År 2018 tog man två av bioreaktorsbassängerna ur drift och år 2019 byggde reningsverket till ett steg för rening av mikroföroreningar. Satellitbild på Stengårdens avloppsreningsverk kan ses i figur 5.



Figur 5: Stengårdens avloppsreningsverk visat från ovan. (Google Earth Pro, 2024)

Stengårdens avloppsreningsverk drivs av Österlen VA och står nu inför att söka ett nytt tillstånd från Länsstyrelsen och kommer då troligtvis att få strängare utsläppskrav i framtiden. Exakta värden är inte fastställda men det estimeras att bli ett krav på 6 mg/l för totalkväve, från dagens 12 mg/l, och bibehållen nivå för totalfosfor om 0,3 mg/l. Nuvarande utsläppskrav kan ses i tabell 4.

Tabell 4: Nuvarande begränsningsvärden för Stengårdens Avloppsreningsverk

Komponent	Riktvärde	Begränsningsvärde
BOD <sub>7</sub>	10 mg/l (månadsmedelvärde)	10 mg/l (kvartalsmedelvärde)
Totalkväve	12 mg/l (årsmedelvärde)	
Totalfosfor	0,3 mg/l (kvartalsmedelvärde)	0,3 mg/l (årsmedelvärde)

För att möta de framtida utsläppskraven kommer Stengårdens avloppsreningsverk att behöva bygga om sin reningsprocess. I samband med ombyggnationerna hoppas man även kunna optimera sin energi- samt kemikalieförbrukning. Österlen VA ansvarar för driften av Stengårdens avloppsreningsverk och har varit i kontakt med konsultbolag för att projektera hur avloppsreningsverket skulle kunna byggas om. Österlen VA vill då ha en andra åsikt på hur omställningen från kemisk till biologisk fosforavskiljning skulle kunna genomföras, vilket detta examensarbete syftar till att undersöka.

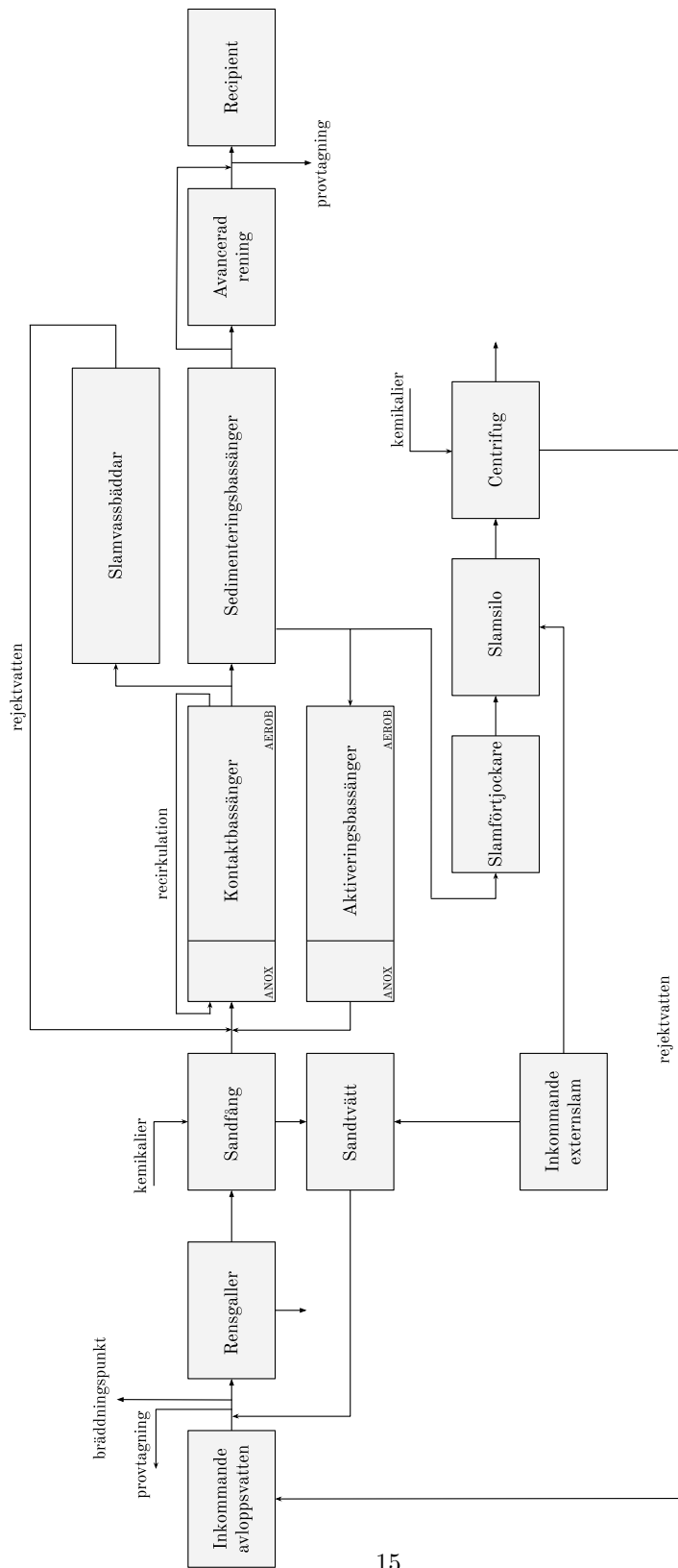
### 3.1 Aktuell reningsprocess

Det inkommande avloppsvattnet passerar genom två maskinrensande fingaller för avskiljning av större föremål innan sand och tyngre partiklar faller ut i det efterföljande sandfånget. I sandfånget sker en förluftning samt att fällningskemikalier (PAX15) tillsätts för kemisk fällning av fosfor.

Efter den mekaniska reningen fördelas avloppsvattnet ut i en aktivslamprocess. Stengårdens avloppsreningsverk har en ovanlig driftskonfiguration på den aktiva slamprocessen med tre större bassänger, så kallade kontaktbassänger, som är uppdelade i en anox (omrörd men oluftad) och en efterföljande aerob zon (luftad). Nitratrikt vatten recirkuleras från den aeroba zonen tillbaka till den anoxa zonen. Efter kontaktbassängen rinner avloppsvattnet in i sex sedimenteringsbassänger. Slammet från sedimenteringen pumpas antingen ut som överskottslam eller tillbaka in i tre "aktiveringsbassänger" bestående av en aerob zon följt av en anox zon. Aktiveringsbassängen har till skillnad från kontaktbassängen ingen avskiljningsvägg mellan de två zonerna och avgränsningen mellan zonerna är därför inte lika tydlig. Avloppsvattnet från aktiveringsbassängen rinner sedan tillbaka in i kontaktbassängen.

Efter att avloppsvattnet passerat sedimenteringen skickas det vidare till den avancerade reningen där mikroföroreningar renas bort innan vattnet släpps ut i Östersjön.

Beroende på säsong behandlas slammet olika. Under vår, sommar och höst används slamvassbäddar där avloppsvatten från kontaktbassängerna pumpas ut. Slammet får sedan biologiskt brytas ner i vassbäddarna och rejektvattnet från slamvassbäddarna leds tillbaka in i processen. Under vintern används inte vassbäddarna och uttaget överskottsslam förtjockas istället upp och förvaras i en slamsilo innan det skickas till avvattning i slamcentrifugen. I centrifugen tillsätts även en polymer för stabilisering av slammet. Avvattnat slam skickas sedan till Sysav i Malmö för förbränning. Stengårdens avloppsreningsverk tar även mot externslam från mindre reningsverk inom organisationen samt från enskilda avloppsreningsverk i kommunen. Externslammet kan antingen skickas till sandfånget för vidare biologisk behandling eller direkt till slamsilon för förvarning inför centrifugering. Rejektvatten från centrifugen leds tillbaka in i reningsprocessen. Fullständigt processschema kan ses i figur 6.



Figur 6: Flödesschema över Stengårdens reningsverk

### 3.2 Förutsättningar för det nya reningsverket

Stengårdens avloppsreningsverk dimensionerades för 87 000 PE, vilket är en mycket större belastning än vad som används i dagsläget. Detta skapar utrymme för ombyggnationer av befintligt oanvända volymer, vilket skulle möjliggöra en framtida biologisk fosforavskiljning. Att nå dagens utsläppskrav på 0,3 mg/l för totalfosfor endast genom biologisk fosforavskiljning kan vara svårt beroende på driftskonfiguration och inkommande belastning (la Cour Jansen m. fl., 2009). En åtgärd skulle kunna vara att installera ett skivfilter i slutfasen av reningsprocessen för att säkerställa att man når utsläppskraven. Österlen VA motsätter sig dock denna möjlighet då de siktar på att hålla nere energikonstnaderna och att de sedan tidigare haft mycket underhållsarbete på just skivfilter. Anläggningen ska därför sträva mot att vara gravitationsflödande för att minimera behovet av pumpning. Stengårdens avloppsreningsverk har idag goda möjligheter för expansion, då tillgänglig yta finns i anslutning till nuvarande avloppsrening.

## 4 Material och metod - Modellering

Modellering av avloppsreningsverket följde de fem stegen i GMP Unified Protocol från Rieger m. fl. (2013).

- Steg 1: Projektdefinition
- Steg 2: Insamling av data
- Steg 3: Uppbyggnad av modellen
- Steg 4: Kalibrering och validering
- Steg 5: Simulering och analys av resultat

Närmare beskrivning av de fem stegen hittas i bilaga 9.

### 4.1 Projektdefinition

Modellen utvecklades för att simulera hur ett existerande avloppsreningsverk med kväve- och fosforrening skulle kunna bygga om existerande volymer och installera eventuella nybyggnationer för omställning till biologisk fosforavskiljning. Fortsatt rening av organiskt material och kväve skulle förekomma på reningsverket men till framtida utsläppsnivåer på ett årsmedelvärde under 6 mg/l för totalkväve samt ett årsmedelvärde och kvartalsmedelvärde om 10 mg/l för BOD<sub>7</sub>. Utsläppskraven för totalfosfor bibehölls som tidigare på ett årsmedelvärde 0,3 mg/l. Modellen innefattade biologisk rening, sedimentering, slamavskiljning samt tillhörande vassbäddar. Det mekaniska och det avancerade reningssteget innefattades inte i modellen. Målet var att modellen i så stor utsträckning som möjligt skulle kunna spegla det existerande reningsverket samt därefter utreda vilken driftskonfiguration som var den mest optimala för bio-P med avseende på existerande volymer, eventuell minskning av tillsatt fällningskemikalie och möjliga utsläppsnivåer. En dynamisk simulering gav upphov till större noggrannhet vid varierande flöden och koncentrationer och användes för att klara av eventuella extremvärden. Modellen kalibrerades enligt följande parametrar i turordningen: slamhalt i reaktorerna, uttag av överskottsslam, slamålder, utgående suspenderade partiklar, utgående COD och BOD samt utgående kväve- och fosforfraktioner. Kalibreringens turordning samt stoppkriterier med acceptabla felmarginaler kan ses i tabell 5. Osäkerhet och maximal felmarginal bestämdes i samråd med handledare. Österlen VA stod för kostnaden för externa analyser. Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik bistod med laborativ utrustning och laborationer kunde antingen utföras på högskolan eller på plats på reningsverket. Slutdatum för examensarbetet var den 29 maj och modelleringen beräknades vara färdig runt vecka 19. Nödvändig data för modelleringen bedömdes vara inkommande data (flöden och koncentrationer), fysisk data (existerande volymer och utrustning, flödesschema), driftsdata (recirkulationer av strömmar, regulatorer, pumpar). För modelleringen ansågs två års data som nödvändig och data för åren 2022-2023 användes i modelleringsarbetet.

Tabell 5: Stoppkriterier för kalibrering med satta felmarginaler

Stoppkriterier	Felmarginal
MLSS	$\pm 10\%$
Uttag av överskottsslam	$\pm 5\%$
SRT	$\pm 1$ dygn
TSS <sub>UT</sub>	$\pm 5$ mg/l
COD <sub>UT</sub>	$\pm 5-10\%$
BOD <sub>7UT</sub>	$\pm 5-10\%$
TN <sub>UT</sub>	$\pm 1,5$ mg/l
NH <sub>4</sub> -N <sub>UT</sub>	$\pm 1,5$ mg/l
NO <sub>3</sub> -N <sub>UT</sub>	$\pm 1,5$ mg/l
TP <sub>UT</sub>	$\pm 0,1$ mg/l
PO <sub>4</sub> -P <sub>UT</sub>	$\pm 0,1$ mg/l

## 4.2 Insamling av data

Första delen av datainsamlingen började med förståelse för reningsprocessen på avloppsreningsverket. Besök på avloppsreningsverket genomfördes i ett första skede den 9 februari där en första kontakt togs med Österlen VA och målsättningen med examensarbetet sattes upp. Mötet avslutades med en rundtur av den befintliga avloppsreningsprocessen. Flödesschemat som tillhandahölls från Österlen VA uppdaterades eftersom ett flertal processteg inte längre var i drift, exempelvis kloreringsbassängerna. Detta resulterade i ett nytt flödesschema, vilket kan ses i figur 6. Därefter utreddes befintliga provtagningspunkter i reningsprocessen.

Flödesmätare samt provtagare på inkommande avloppsvatten var placerad efter rengallret i reningsprocessen. Flödesmätare och provtagare för utgående vatten var placerad efter anläggningen för rening av mikroföroreningar. Provtagningen sker i två varianter, dygnsprov samt veckoprov. Dygnsprovet samlas in under 24 h där en viss volym tas ut beroende på aktuellt flöde. Veckoprovet består istället av sju flödesproportionella dygnsprov som blandats ihop för att vara representativt för hela veckan.

Stengårdens avloppsreningsverk följer ett provtagningsprogram baserat på tillståndet från Länsstyrelsen vilket reglerar vilka prover som ska tas och med vilken frekvens. I inkommande avloppsvatten kontrolleras COD, BOD<sub>7</sub>, TP, TN. I utgående avloppsvatten analyseras COD, BOD<sub>7</sub>, TP, TN, NH<sub>4</sub>-N samt ett antal tungmetaller. Utöver de lagstadgade kontrollparametrarna analyseras även inkommande suspenderade ämnen (TSS), NO<sub>3</sub>-N och NH<sub>4</sub>-N efter luftningsbassängerna samt utgående koncentrationer av NO<sub>3</sub>-N och NH<sub>4</sub>-N.

Övrig relevant insamlad data för modellen är: inkommande samt utgående flödesdata, slamflöde till vassbäddar samt rejektvattenflöde från vassbäddar, TS-halt på slam till vassbäddar, uttag av överskottsslam, tillsats av kemikalier, volym mottaget externslam.

Reningsverkets driftskonfigurationer behövde säkerställas för att kunna modellera hur reningsverket drivs idag för att i ett senare skede kunna modellera hur framtidens reningsverk med en biologisk fosforavskiljning skulle kunna prestera.

Ett flertal interna flöden var inte kända så som recirkulationsflödet av nitratrikt vatten inom kontaktbassängen, totala slamflödet från sedimentationsbassängerna, returslamflödet in i aktiveringsbassängen, luftflöde in i kontakt/aktiveringsbassängerna samt luftflöde i sandfånget.

De tre recirkulationspumparna till kontaktbassängerna avlästes från reingsverkets automationsprogram och antog vara satta till ett konstant flöde om 421 m<sup>3</sup>/h, 446 m<sup>3</sup>/h, 419 m<sup>3</sup>/h från

vilket ett medelvärde bestämdes till  $429 \text{ m}^3/\text{h}$ .

Totala slamflödet från sedimentationsbassängerna beräknades på två alternativa sätt. Först genom en avläsning av automationsprogrammet där pumparnas drift/paustid var satta. Detta tillsammans med en inställd högkörningsgräns om  $700 \text{ m}^3/\text{h}$  gjorde att en beräkning om pumparnas sammanlagda kapacitet kunde räknas ut, fullständig beräkning kan ses i bilaga 9.3. Den andra beräkningen av slamflödet gjordes med en massbalans över sedimentationsbassängerna där mängden suspenderade partiklar in i sedimentationsbassängen divideras med mängden utgående suspenderade partiklar, fullständig beräkning kan ses i bilaga 9.3. Från dessa två beräkningar kunde ett intervall för det totala slamflödet bestämmas till  $200 - 233 \text{ m}^3/\text{h}$ .

Luftflödet avlästes från den aktiva luftpumpen till  $33,3 \text{ m}^3/\text{min}$  vilket antogs var samma i både sandfång som i de sex aeroba zonerna. Vid behov kunde ytterligare en luftpump kopplas in.

I slutet på den tredje kontaktbassängen fanns en ortofosfat-mätare som reglerar doseringen av  $\text{AlCl}_3$ . Doseringen av  $\text{AlCl}_3$  justerades så att kontaktbassängen håller ett börvärde om  $0,15 \text{ mg/l}$  ortofosfat. Om mätaren slutar fungera doseras  $81/\text{min}$  av fällningskemikalien.

#### 4.2.1 Laborativ bestämning av komponenter i inkommande samt utgående flöde

Vid tre provtillfällen analyserades inkommande samt utgående avloppsvatten. De tre provtillfällena valdes utefter Österlen VA:s provtagningsschema vilken har en roterande frekvens för att mäta variationerna i inkommande vatten över tid. De tre provtillfällena inträffade dagen efter insamlandet av dygnsprovet och de tre provtagningdagarna var: 3-4 april, 11 april samt den 22 april. De följande koncentrationerna bestämdes i inkommande flöde:  $\text{COD}_{TOT}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , fCOD, ffCOD samt VFA. I utgående flöde bestämdes ffCOD.

Österlen VA har en automatisk provtagare som samlar in vatten utefter dygnets inflöde av avloppsvatten. Detta ger ett flödesviktat prov som är representativt för dygnet. Vid det första provtillfället fanns det inte tillräckligt med vatten i dygnsprovet och ytterligare vatten fick insamlas från det nästföljande påbörjade dygnsprovet. Dessa dygnprov blandades och kan liknas vid ett "36 timmars prov".

Samtliga prover togs i triplikat förutom proverna för VFA som tog i duplikat.

Totala inkommande COD,  $\text{NH}_4\text{-N}$  och  $\text{PO}_4\text{-P}$  bestämdes med spektrofotometrisk analys i Hach-kyvetter.  $\text{COD}_{TOT}$  analyserades i kyvettnummer LCK114,  $\text{NH}_4\text{-N}$  i LCK305 samt  $\text{PO}_4\text{-P}$  i LCK349. Optimalt så hade mängden BOD bestämt över en längre tidsperiod i enlighet med metoden beskriven i Roeleveld och van Loosdrecht (2002) med BOD-tester för dag 1-8. Dessvärre så kunde det externa laboratoriet inte erbjuda mer än testning för  $\text{BOD}_5$  och  $\text{BOD}_7$ . Tidiga studier från biträdande handledare Christoffer Wärff visar på att dessa två tester kan vara representativt för den totala tidsperioden (Wärff, 2024). Från de två analyserna på  $\text{BOD}_5$  och  $\text{BOD}_7$  bestämdes  $\text{BOD}_{TOT}$  med ekvation 9 där  $k_{BOD}$  bestämdes från den linjära regressionen med minstakvadratmetoden på datapunkterna för  $\text{BOD}_5$  och  $\text{BOD}_7$ . Fraktionen fCOD, ffCOD samt mängden VFA i avloppsvattnet bestämdes enligt metoderna i manualen från RISE "Beskrivning av metoder för karaktärisering av kommunalt avloppsvatten" Wärff (2023). Proverna för fCOD samt ffCOD i inkommande avloppsvatten spädades innan analys och analyserades sedan spektrofotometriskt med Hach-kyvetten LCK1414. Samtliga kyvetter som användes för analys på prover för ffCOD samt fCOD hade passerat sista användningsdatum med över ett år. Provet för ffCOD i utgående vatten var lågt nog för att falla inom intervallet för LCK1414 -kyvetten och spädades därför inte. Mängden flyktiga fettsyror (VFA) analyserades med fempunktstitrering enligt manualen från RISE där mängden tillsatt syra, pH, konduktivitet sedan bearbetades i ett Matlab-script tillhandahållit av biträdande handledare Christoffer Wärff för att beräkna tillgängligt VFA i inkommande vatten. Fullständig beräkning av mängden partikulärt

inert COD ( $X_U$ ) finns i 9.4

För beräkning av slamåldern krävdes analyser av halten suspenderade ämnen i överskottsslammet. Dessa utfördes med ett stickprov på utgående slam från sedimenteringsbassängerna. Mängden suspenderade ämnen analyserades enligt den svenska standarden SS-EN 872:2005 (Svenska Institutet för Standarder, 2011). Fullständig beräkning av slamåldern finns i bilaga 9.4.

Extra prover togs på suspenderade ämnen samt totalfosfor i utgående vatten och analyserades enligt samma metod som tidigare prover.

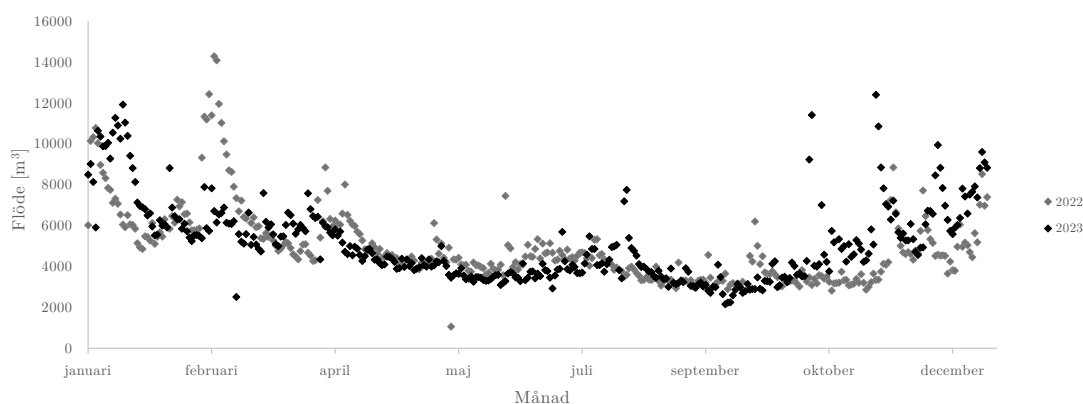
#### 4.2.2 Dataanalys

Innan erhållen data användes i modellen behövde datakvaliteten utvärderas. Ett flertalet metoder för verifiering användes, varav grafisk visualisering av data var den mest frekvent använda metoden då det är en effektiv metod att visualisera stora mängder data.

Rapporteringen av erhållen data uppvisade stora mängder fel och var i några fall utan datummärkning, innehöll negativa värden samt innehöll dubbla värden för samma dagar. Erhållen data försökte bibehållas orörd i sin helhet men data utan datummärkning användes aldrig.

Temperaturmätaren i inkommande vatten hade enligt reningsverket inte kalibrerats under många år och reningsverkets egna uppfattning var att den visade cirka 2 grader för lågt. Erhållen temperaturdata är därför justerad enligt därefter.

Inkommande flödesdata för 2022 samt 2023 kan ses i figur 7. Flödet uppvisar stora variationer vilket beror till stor del på nederbörd i området. Från Stengårdens avloppsreningsverks miljörapport 2023 har reningsverket rapporterat uppemot 48% tillskottsvatten (Österlen VA, 2023).

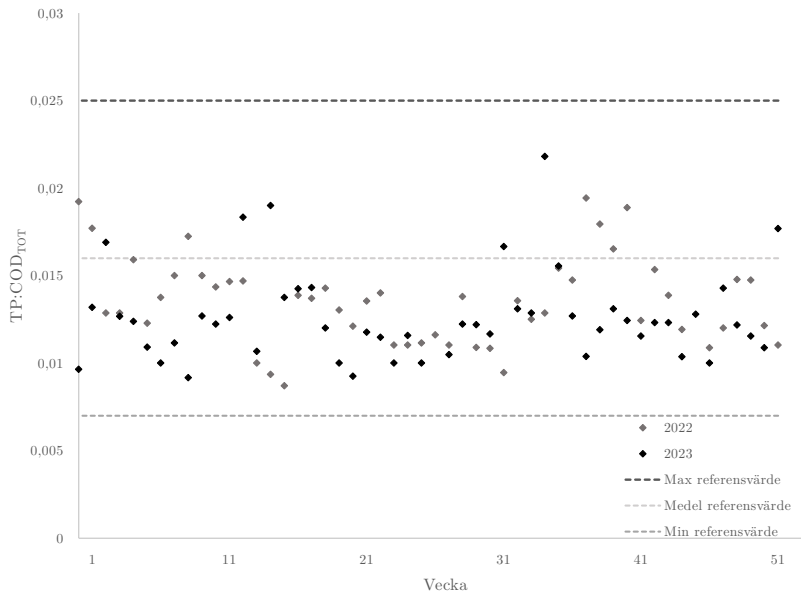


Figur 7: Inkommande avloppsvatten för 2022 och 2023

Enligt Rieger m. fl. (2013) så kan beräknade kvoter av olika komponenter jämföras med generella värden för att utreda reningsverkets funktionalitet.

Från tillgänglig data kunde kvoten TP:COD<sub>TOT</sub> för inkommande vatten beräknas och jämföras med medelvärden. Enligt Rieger m. fl. (2013) är ett normal spann mellan 0,007 och 0,025 g P/g COD. Samtliga beräknade kvoter från 2022 samt 2023 föll inom intervallet och ger en indikation att de erhållna värdena för totalfosfor och COD<sub>TOT</sub> är normala i förhållande till de undersökta reningsverken i Rieger m. fl. (2013).





Figur 8: Kvoten av inkommande totalfosfor och  $\text{COD}_{\text{TOT}}$ .

### 4.3 Uppbyggnad av modellen

Uppbyggnaden av modellen baseras på de avgränsningar som definierats i projektdefinitionen. Nivån av detaljer och val av processutrustning bestäms i detta skede som kan uppfylla tillräcklig noggrannhet men samtidigt håller modellen enkel.

Förenklingar av modellen:

Kontakt- och aktiveringsbassängerna drivs i tre parallella linjer men förenklas till att modelleras endast som en linje med den totala volymen. Redan idag drivs de parallella linjerna ojämnt då rännan som fördelar ut avloppsvattnet inte fördelar ut avloppsvattnet jämnt. Detta har noterats då mängden suspenderade partiklar är olika i de tre bassängerna. Modellen kommer då genom förenklingen inte att kunna visualisera dessa skillnader.

Samma fenomen uppstår kring de sex sedimenteringsbassängerna. Även här fördelar en gravitationsstyrd ränna ut avloppsvattnet till sedimenteringsbassängerna vilket leder till ojämn belastning av bassängerna. Modellen kommer att beskriva systemet med en sedimenteringsbassäng. Modellen kommer då genom förenklingen inte att kunna visualisera dessa skillnader mellan sedimenteringsbassängerna. Vid val av modell för sedimenteringen behöver komplexiteten i modellen bedömmas. Den enklaste processenheten valdes, en "Volumeless point separator" utan någon reaktiv volym. Detta innebär att inga reaktioner antas ske i sedimenteringsbassängen. I den valda processenheten sätts utflödet av suspenderade partiklar till en konstant nivå. Ett starkt skäl till att välja "Volumeless point separator" är att undvika ytterligare kalibrering och i nuläget fanns ingen tillgänglig data för att införa en komplexare sedimenteringsmodell.

Omblandningen i den aktiva slamprocessen är viktig för att bestämma effektiviteten i reningsprocessen. Effektiviteten påverkar i sin tur hur verklighetstroga resultat modellen kan predicera (Rieger m. fl., 2013). Vanligtvis bestäms omblandningen med ett spårämnesförsök.

Tyvärr fanns inget sådant försök tillgängligt på Stengårdens avloppsreningsverk och omblandningen fick istället uppskattas med en empirisk modell. Den empiriska modellen uppskattar hur många tankar i följd som den verkliga bassängens omrörning motsvarar. Den empiriska modellen tillhandahölls av GMP IWA WaterWikis hemsida baserat på artiklarna från Chambers och Jones (1988) och Fujie m. fl. (1983). Resultatet från modellen visade att omblandningen i kontaktbassängerna kunde representeras med en CSTR (Completely Stirred Tank Reactors). Idag är kontaktbassängen avgränsad med en skiljevägg mellan den anoxa och den aeroba bassängen, vilket kunde ställas upp i modellen. Däremot är aktiveringsbassängen inte avgränsad med en skiljevägg och omblandningen i aktiveringsbassängen är därför okänd. Det var därför inte möjligt att ställa upp en korrekt konfiguration för aktiveringsbassängen och aktiveringsbassängen är idag representerad av två totalomblandade bassängar i likhet med kontaktbassängen.

Under examensprojektets gång stod det klart att det inte skulle vara möjligt att bygga en fullständig modell som täckte både sommar- och vinterförhållandena för reningsverket. Slamvassbäddarna används främst under sommarmånaderna medan slambehandlingen av uttaget överskottsslam sker under resterande del av året. Sumo har idag inget processteg som skulle kunna visualisera slamvassbäddarna och modellen anpassades då för att passa endast vinterförhållanden. Detta skulle då innebära att modellen passades mot en mer varierande period då det inkommande flödet varierade i större utsträckning under vinterhalvåret.

## 4.4 Kalibrering och validering

Efter att en ursprunglig modell satts upp, behövde modellen kalibreras för att klara de satta stoppkriterierna i projektdefinitionen. En treveckors period valdes ut (2023-02-05 - 2023-02-25) som uppvisade ett någorlunda jämnt inflöde. Perioden visade ingen större påverkan av nederbörd och all nödvändig indata samt utdata fanns tillgänglig. Nederbördsdata samlades in från SMHI (u. å) där närmaste mätstation var Skillingaryd A i Gislövshammar, ca 7 km bort. Se bilaga 9.5 för aktuell nederbörd under perioden.

Inkommande flöde fanns tillgängligt på dygnsbasis, men inkommande  $COD_{TOT}$ , samt inkommande totalkväve fanns endast tillgängligt som flödesviktat dygnsprov. Inkommande totalfosfor fanns tillgängligt som flödesviktat veckoprov. Mellan datapunkterna beräknades en koncentrationerna ut, genom viktade massflöden, se bilaga 9.4 för förklaring. Tillgänglig data från treveckorsperioden togs fram och modellen matades sedan med laborativt bestämd data samt indata från kalibreringsperioden vilken omarbetades enligt karakteriseringen.

### 4.4.1 Kalibrering av slamproduktion

Ett flertalet parametrar justerades för att påverka mängden MLSS i kontaktbassängerna. MLSS-halten var initialt låg i modellen och först ändrades mängden uttaget överskottsslam. Mängden uttaget överskottsslam justerades ner från periodens medelvärde om  $250\text{ m}^3/\text{dag}$  till  $80\text{ m}^3/\text{dag}$ . Enligt Rieger m. fl. (2013) är mängden överskottsslam ofta dåligt uppmätt och stor osäkerhet finns därför i den rapporterade siffran, vilket också befaras vara fallet på Stengårdens avloppsreningsverk då uppmätt data visade stor variation samt en del orealistiska värden. Utöver att ändra mängden överskottsslam justerades även kvoten VSS/TSS ner från standardvärdet 85% till 70% för att öka mängden suspenderade partiklar i den aeroba zonen i kontaktbassängen. Den uppmätta halten  $X_U$  om 10,3% var även något låg för och justerades upp till 15%, vilket gjorde att modellens MLSS-halt ökade. En  $X_U$ -halt om 15% ligger mer i linje med de värden som förekommit på en del svenska reningsverk (Wärff, 2024).

När utgående TSS-halt skulle justeras uppdagades det att periodens utgående TSS-halt var mycket hög och att med så höga halter och ett normalt fosforinnehåll skulle utgående totalfosfor

aldrig kunna möta utsläppskraven. Samma mönster uppvisades under hela året och personalen på Stengårdens reningsverk var medvetna om situationen, men kunde inte förklara var de höga TSS-halterna uppstod ifrån och hur utsläppskraven på totalfosfor fortfarande kunde mötas. För Stengårdens reningsverk var siffran närmare 0,42 % TP:SS, beräknat från medelvärden på utgående suspenderade ämnen och totalfosfor under åren 2022 och 2023. De höga TSS-halterna var också skönjbara i utgående avloppsvatten som hade ett grunligt utseende. Upptäckten av den mycket höga TSS-halten i utgående avloppsvatten ledde till att extra prover togs på utgående vatten, men uppvisade samma mönster som rapporterad data från reningsverket.

För modellen innebar upptäckten av den höga halten av suspenderade ämnen och den låga halten totalfosfor i utgående vatten att modellen inte längre skulle kunna kalibreras för dessa ämnen innan orsaken till de avvikande halterna uppdagats. Alternativet hade varit att gå in i modellen och ändra modellparametrar till mycket ovanliga förhållanden. Utökad provtagning hade krävts för att motivera en så stor förändring i programmet. Ingen kalibrering kunde därför ske mot utgående TSS-halt utan utgående TSS-halt sattes till standardvärdet på 10 g/m<sup>3</sup>.

Även det totala slamflödet från sedimentationsbassängerna justerades för att passa den uppmätta MLSS-halten. Enligt tidigare beräkningar, se bilaga 9.3, uppskattades slamflödet till ett flöde runt 200–233 m<sup>3</sup>/h. I modellen användes ett slamflöde om 200 m<sup>3</sup>/h (4800 m<sup>3</sup>/dag).

Ingen beräknad slamålder fanns att tillgå från reningsverket och den tidigare beräknade medelvärdet av slamåldern för 2022-2023 gav en väldigt låg slamålder, runt 4 dagar, se bilaga 9.4. Slamåldern är en vanlig parameter att kalibrera mot, men den stora osäkerheten i systemet med ett utfört stickprov på slamhalten i överskottsslammet gjorde att modellen inte kunde kalibreras mot slamåldern. Modellen gav en beräknad slamålder om 15 dagar.

Vidare kalibreringspunkter var COD<sub>UT</sub> samt BOD<sub>7UT</sub>. De utgående koncentrationerna av COD<sub>UT</sub> samt BOD<sub>7UT</sub> föll båda under rapporteringsvärdet <30 mg/l respektive <3 mg/l och ingen kalibrering kunde därför utföras på dessa parametrar.

#### 4.4.2 Kalibrering av totalkväve och totalfosfor

I den andra delen av kalibreringen justerades parametrarna för kväve och fosfor och deras respektive fraktioner. Initialt visade modellen en låg halt av samtliga kvävefraktioner. När mängden överskottsslam justerades ner ökade den totala slamåldern vilket är till fördel för nitrifikationen samt denitrifikationen. Ett flertalet parametrar justerades för att öka mängden nitrat/nitrit i systemet men gav inget större utfall och modellen behölls ojusterad. Eftersom utgående TSS och utgående totalfosfor är hårt sammanknutna kunde mängden totalfosfor inte kalibreras.

#### 4.4.3 Validering

För valideringen valdes en ny treveckorsperiod (2022-03-14 - 2022-04-03), som skulle kunna verifiera kvaliteten hos den kalibrerade modellen. Valideringsperioden uppvisade ingen synlig påverkan av nederbörd, se bilaga 9.5 för nederbördsdata. Valideringsperioden valdes också ut på grunderna att en övergripande del av in- samt utdata fanns tillgängligt under den valda perioden. Ingen data fanns tillgänglig på aktuellt uttag av överskottsslam under valideringsperioden och valideringen kunde därför inte justeras utifrån det.

### 4.5 Simulering och analys av resultat

Den slutgiltiga simuleringen samt jämförelse mot validering kommer att presenteras i Resultat, kapitel 5.

## 4.6 Uppbyggnad av modell för biologisk fosforavskiljning

Innan en ny modell sattes upp kontrollerades förutsättningarna för en lyckad biologisk fosforavskiljning. Medelvärdet av kvoten COD:TP bestämdes under åren 2022-2023 till 79. Kvoten VFA:P bestämdes till 15, rbCOD:P till 15, BOD:P till 33 och COD:P till 79 vilket visar att det finns goda förutsättningar för biologisk fosforavskiljning för Stengårdens avloppsreningsverk.

Från den kalibrerade modellen sattes en ny modell upp för biologisk fosforavskiljning. Modellen justerades sedan till att initialt omfatta en centrifug för produktion av slam. Detta då den ursprungliga modellens provtagningpunkt inkluderar inkommande rejektvatten från centrifugen samt rejektvatten från sandtvätten. Ett utgående rejektvattenflöde från centrifugen var därför nödvändigt att ta fram för att räkna bort den interna belastningen från den inkommande belastningen eftersom den inkommande belastningen väntas förändras vid en omställning till biologisk fosforavskiljning.

Vid införandet av en slamcentrifug till modellen behövde centrifugens inställningar justeras mot data från reningsverket. Uttaget slam från centrifugen var 2023 rapporterad till 1035 ton och en slamhalten om 20,8%. (Österlen VA, 2023) Antalet dagar som centrifugen användes beräknades till 112 dagar utifrån rapporterad data och från detta beräknades ett ungefärligt slamuttag om 9,2 ton per dag.

För kalibreringsperioden var medelvärdet för slamhalten 20,6% i utgående slam. När centrifugens inställningar var på plats kunde endast 3,3 m<sup>3</sup>/dygn slam produceras. Detta tros delvis bero på den nedjusterade uttaget av överskottsslam eller på förändrad sammansättning av komponenter i modellen i jämförelse med verkligheten.

Efter att centrifugen tillförts till modellen sparades modellens tillståndsvariabler för inkommande flödets samt utgående rejektvatten ner. Detta för att skapa en ny modell där inkommande flöde endast består av den inkommande belastningen och inte belastningen från returströmmar. Hur den nya modellen baserat på samtliga tillståndsvariabler togs fram kan ses i bilaga 9.4.

I samråd med handledare sattes en ny alternativ driftskonfiguration upp av reningsverket. Stengårdens avloppsreningsverk har idag en speciell konfiguration och från modellen kunde den anoxa zonen i aktiveringsbassängen nästan liknas vid en anaerob zon vilket är nödvändigt för en bio-P process. Viktigt att påpeka att aktiveringsbassängen i modellen är uppskattad som två totalomblandade zoner vilket inte är fallet i verkligheten.

Ett initialt försök att skapa en anaerob zon gjordes genom att minska den aeroba zonen i aktiveringsbassängen till 150 m<sup>3</sup> och samtidigt öka den anoxa zonen till 357 m<sup>3</sup>. Detta i syfte att minska mängden nitrat och löst syre i den anoxa zonen så att en anaerob zon skulle kunna uppstå. Vidare tillsattes även en efterfällning av AlCl<sub>3</sub> med tillhörande flockuleringsbassäng samt en efterföljande eftersedimentering för att säkerställa att reningsverket klarar satta utsläppskrav. Valet av en eftersedimentering var inte givet utan ett flertalet processteg hade kunnat ge likvärdigt resultat, exempelvis sandfilter eller skivfilter. En PI-regulator sattes på doseringen av fällningskemikalien för att dosera vid behov. Gränsvärdet sattes till 0,1 mg/l ortofosfat i utgående vatten från eftersedimenteringen. Volymen på flockuleringsbassängen bestämdes efter dimensioneringsregler från Øregaard (2021). Vid en indelning med två zoner skulle den totala uppehållstid överstiga 25 min. Stengårdens reningsverk har idag ett flertalet lediga volymer som skulle kunna rymma en flockuleringsbassäng och den övergivna kloreringsbassängen skulle kunna vara ett alternativ. En volym om 150 m<sup>3</sup> visade sig ge en total uppehållstid för de två zonerna om 32 min. Detta möjliggör att fällningskemikalien kan binda in till fosfatet och bilda större flockar som sjunker till botten i en efterföljande sedimenteringsbassäng. Vilken sedimenteringsgrad som kan anses lämplig i ett efterföljande eftersedimentering har varit svårare att undersöka samt att

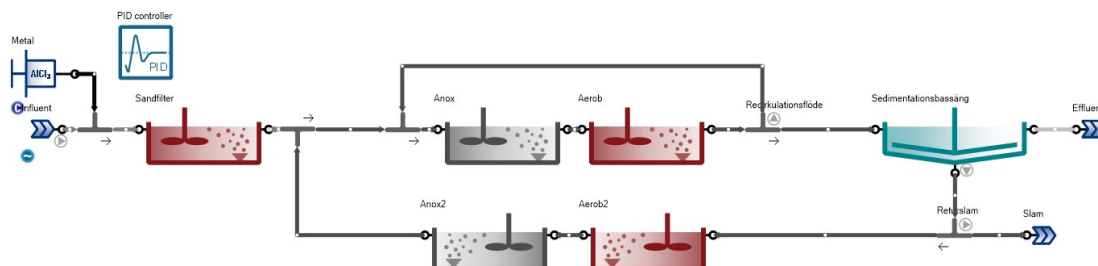
undersöka ett lämpligt slamuttag. I modellen har sedimentationsgraden satts till en låg nivå om 60 % och slamflödet till 0,7 % av inkommande flöde. Slamflödet från eftersedimenteringen har i modellen inte letts tillbaka in i processen för att undvika recirkulation av kemsam som i sin tur skulle kunna påverka bio-P-processen negativt.

Temperaturen samt flödet för kalibreringsmodellen användes som indata i den nya modellen för bio-P.



## 5 Resultat

Uppbyggd modell i Sumo för Stengårdens avloppsreningsverks nuvarande driftskonfiguration, se figur 9



Figur 9: Uppbyggd modell av avloppsreningsverket i Sumo

### 5.1 Bestämning av inkommande samt utgående koncentrationer

Vid de tre tillfällena mättes inkommande samt utgående koncentrationer av ett antal komponenter från insamlade dygnsprov. Medelvärden samt standardavvikelser är presenterade i tabell 6. På grund av tidsbrist togs inga prover på ammonium och ortofosfat vid det första provtillfället. Proverna för fCOD samt ffCOD från det första provtillfället fick strykas då de föll utanför mätintervallet.

Tabell 6: Medelvärden från uppmätta koncentrationer vid de tre provtillfällena.

		2023-04-03/04	2024-04-11	2024-04-22
	Ämne	Koncentration [mg/l]		
IN	COD <sub>TOT</sub>	270 ±8,1	480 ±35	290 ±28
	fCOD	-	96 ±0,80	55 ±2,2
	ffCOD	-	94 ±6,4	60 ±0,94
	COD <sub>VFA</sub>	67 ±1,5	44 ±19	52 ±20
	NH <sub>4</sub> -N	-	11 ±0,10	18 ±0,26
	PO <sub>4</sub> -P	-	1,6 ±0,43	2,5 ±0,09
UT	ffCOD	19 ±0,45	22 ±1,0	18 ±0,40

Från de beräknade koncentrationerna i tabell 6 räknades koncentrationerna om till flödesviktade koncentrationer för att vara representativa oberoende av inkommande flöde, se tabell 7. Utöver laborativ data användes även rapporterad data från de dagar som reningverket skickat prover på extern analys. Externt analyserad data är värdena för totalkväve, totalfosfor samt TSS.

Tabell 7: Flödesviktade koncentrationer för indata till modellen.

	<b>Ämne</b>	<b>Koncentration [mg/l]</b>
In	COD <sub>TOT</sub>	465
	fCOD	76,8
	ffCOD	77,7
	COD <sub>VFA</sub>	56,4
	TN	25,4
	NH <sub>4</sub> -N	11,8
	TP	3,70
	PO <sub>4</sub> -P	1,67
	TSS	194
	Ut	ffCOD

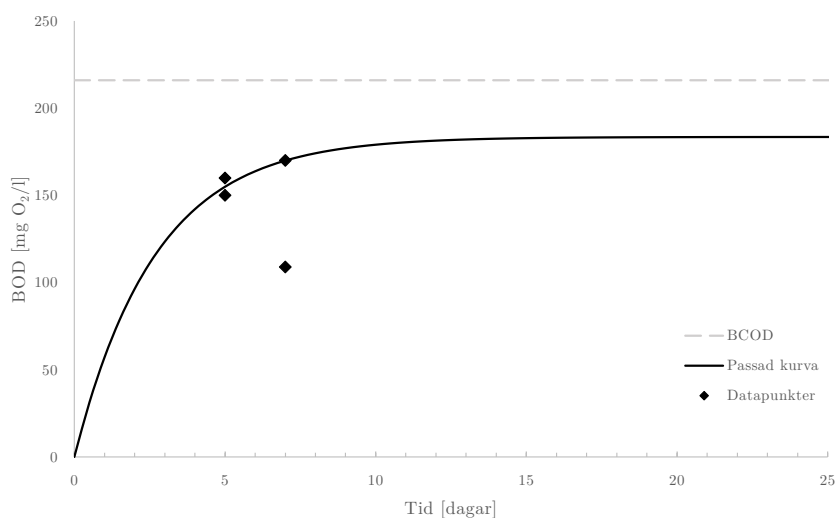


## 5.2 Bestämning av biologiskt nedbrytbart COD

BOD<sub>5</sub> och BOD<sub>7</sub> analyserades vid de tre provtillfällena. Proverna från den 11 april gav lägre värden för BOD<sub>7</sub> än för BOD<sub>5</sub> vilket inte är möjligt och provresultatet ströks. Proverna från den 22 april var endast två på grund av vattenbrist och uppvisade inte den typiska kurvatur som är förväntad enligt Roeleveld och van Loosdrecht (2002) och användes därför aldrig. Proverna från den 3-4 april ansågs tillförlitliga med undantag för det ena BOD<sub>7</sub>-provet som var lägre än BOD<sub>5</sub>-proverna. Detta antogs vara en outlier och ströks. Från de tre externt bestämda BOD<sub>5</sub> och BOD<sub>7</sub>-proverna kunde BOD<sub>TOT</sub> samt BCOD bestämmas till 180 mgO<sub>2</sub>/l respektive 220 mgO<sub>2</sub>/l. Samtliga externa analyser för BOD<sub>5</sub> och BOD<sub>7</sub> kan ses i tabell 8 och den passade BOD-kurvan kan ses i figur 10.

Tabell 8: Externt analyserade prover för BOD<sub>5</sub> och BOD<sub>7</sub>

	2024-04-03/04	2024-04-11	2024-04-22
<b>BOD</b>	<b>Koncentration</b>	<b>BOD [mg O<sub>2</sub>/l]</b>	
5	160	140	86
5	150	140	-
7	170	110	110
7	110	130	-

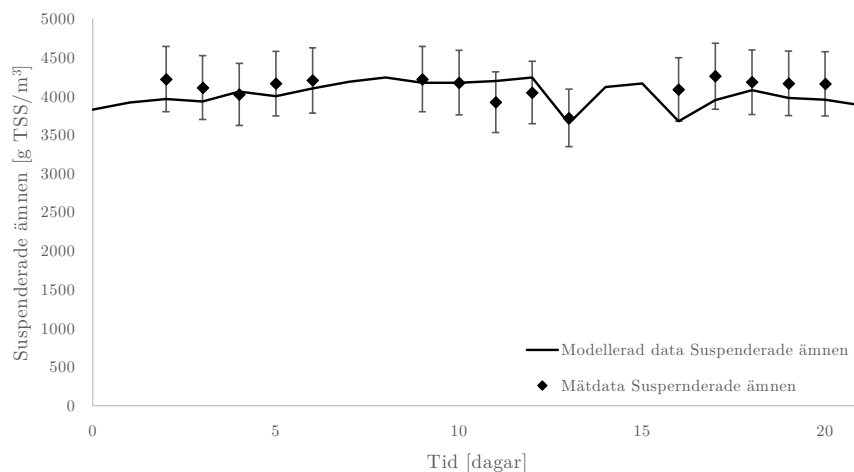


Figur 10: Passad BOD-kurva för bestämning av  $k_{BOD}$ , BOD<sub>TOT</sub> och BCOD.

### 5.3 Kalibrering

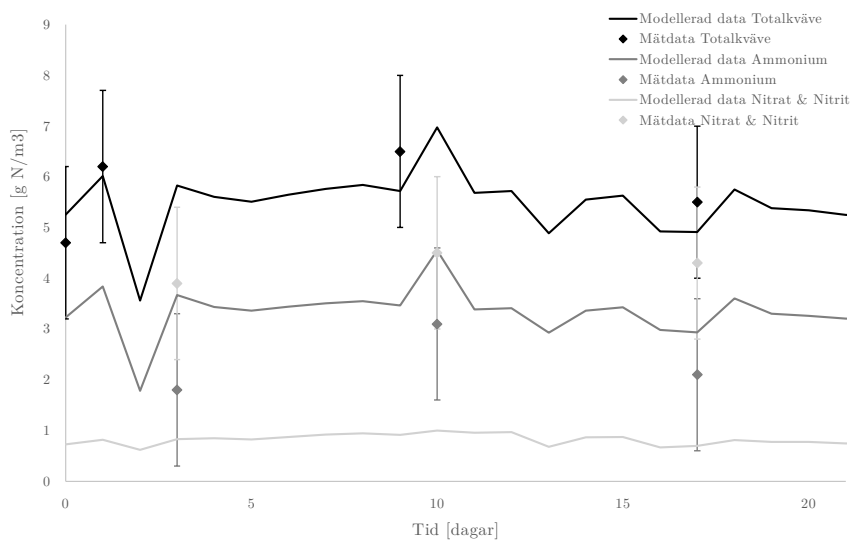
Enligt tidigare bestämda stoppkriterer kalibrerades modellen utifrån den ordning som är definierad i tabell 5. Felstaplar lades till på mätdata för att visa intervallet som de modellerade värdena borde befinna sig inom enligt stoppkriterierna.

Den kalibrerade modellen för MLSS-halten i kontaktbassängen kan ses i figur 11.



Figur 11: Mätdata samt modellerad data av koncentrationen av MLSS i den aeroba zonen i kontaktbassängen. Felstaplarna visar den bestämda felmarginalen för modellerad data  $\pm 10\%$ .

Mätdata samt modellerad data för utgående koncentrationer av totalkväve, ammonium samt nitrat kan ses i figur 12.



Figur 12: Mätdata samt modellerad data för utgående koncentrationer av totalkväve, ammonium samt nitrat. Felstaplarna visar den bestämda felmarginalen för modellerad data  $\pm 1,5$  mg/l.

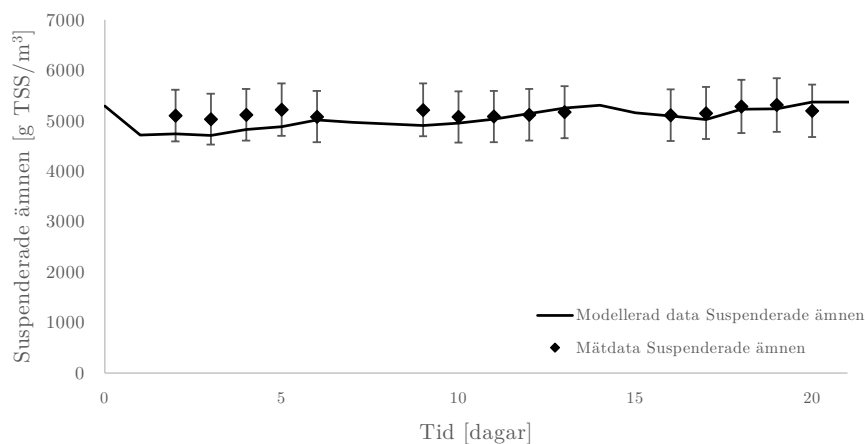
En sammanfattning av kalibreringen kan ses i tabell 9

Tabell 9: Sammanfattning av resultatet för kalibreringen mot nådda stoppkriterier.

<b>Stoppkriterier</b>	<b>Felmarginal</b>	<b>Modellerad data inom felmarginal?</b>
MLSS	$\pm 10\%$	Ja
Överskottsslam	$\pm 5\%$	Nej
SRT	$\pm 1$ dygn	Nej
TSS <sub>UT</sub>	$\pm 5$ mg/l	-
COD <sub>UT</sub>	$\pm 5-10\%$	-
BOD <sub>7UT</sub>	$\pm 5-10\%$	-
TN <sub>UT</sub>	$\pm 1,5$ mg/l	Ja
NH <sub>4</sub> -N <sub>UT</sub>	$\pm 1,5$ mg/l	Ja
NO <sub>3</sub> -N <sub>UT</sub>	$\pm 1,5$ mg/l	Nej
TP <sub>UT</sub>	$\pm 0,1$ mg/l	-
PO <sub>4</sub> -P <sub>UT</sub>	$\pm 0,1$ mg/l	-

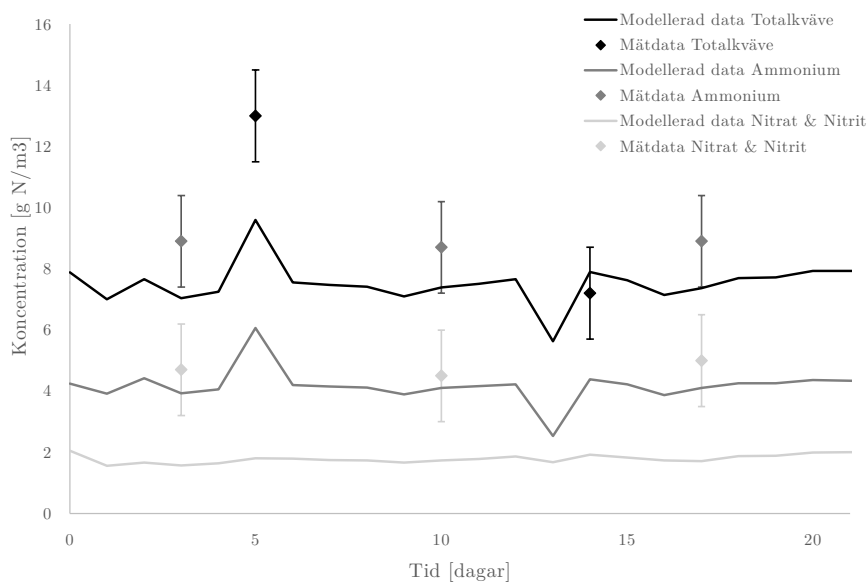
## 5.4 Validering

Modellens riktighet testades mot en valideringsperiod om tre veckor. Modellen lyckades uppskatta mängden MLSS i kontaktbassängen inom den satta felmarginalen om 10%, se figur 13.



Figur 13: Mätdata samt modellerad data av koncentrationen av MLSS i den aeroba zonen i kontaktbassängen. Felstaplarna visar den bestämda felmarginalen för modellerad data  $\pm 10\%$ .

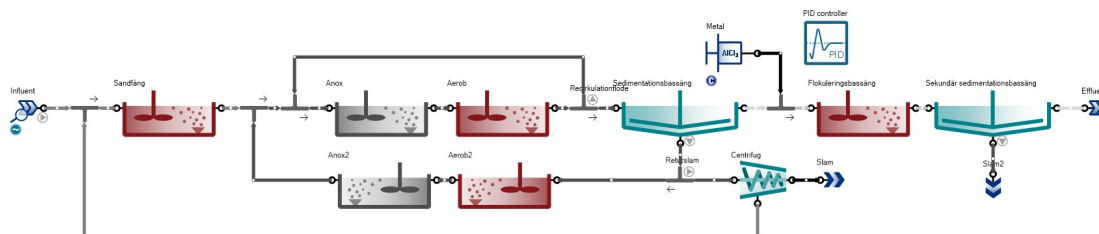
Modellen validerades även mot utgående koncentrationer av kvävefraktioner, se figur 14. Modellen lyckades inte modellera kvävefraktionerna inom den satta felmarginalen om  $\pm 1,5$  mg/l



Figur 14: Mätdata samt modellerad data för utgående koncentrationer av totalkväve, ammonium samt nitrat. Felstaplarna visar den bestämda felmarginalen för modellerad data  $\pm 1,5$  mg/l.

## 5.5 Framtidens avloppsreningsverk

Den nya föreslagna driftskonfigurationen för biologisk fosforavskiljning kan ses i figur 15.



Figur 15: Föreslagen driftskonfiguration för biologisk fosforavskiljning

En enklare jämförelse mellan den ursprungliga modellen “konventionell” och den framtida bio-P modellen för den anoxa/anaeroba zonen i aktiveringsbassängen finns presenterad i tabell 10.

Tabell 10: Data hämtad från den anoxa/anaeroba delen av aktiveringsbassängen.

	Konventionell	Bio-P
Koncentration PAO [g COD/m <sup>3</sup> ]	500	1350
Fosfat i anox/anaerob zon [g P/m <sup>3</sup> ]	0,6	13,8

Utgående halter av totalkväve och totalfosfor från mellansedimenteringen finns presenterad i tabell 11.

Tabell 11: Utgående halter av totalkväve och totalfosfor från mellansedimenteringen.

Ämne	Koncentration [mg/l]
TN <sub>UT</sub>	6,3
TP <sub>UT</sub>	0,48



## 6 Diskussion

Vid modellering är modellen aldrig bättre än den data den är baserad på. Detta examensarbete bygger på en rad antaganden om både fysisk data som driftinställningar. Osäkerheten i rapporterad data anses vara stor då den uppvisade stora mängder avvikelser, dubbla värden för samma dagar, negativa värden osv. Ett flertalet antaganden om utrustning har gjorts gällande konstanta flöden för pumpar, stickprover för att kontrollera slamflöde och antagande om konstanta luftflöden till samtliga bassänger har gjorts.

De laborativa analyserna genomfördes vid tre olika tillfällen på tre olika dygnsprov. Analyserna från det första provtillfället är en blandning av ett dygnsprov och ett halvt dygnsprov från dagen efter och ska därför anses som något mindre trovärdigt. Ett antal punkter vid analyserna kan även ha påverkat trovärdigheten i de laborativt bestämda proverna. De insamlade vattenproverna fick stå i kylskåp över natten innan analys skedde vilket kan ha påverkat de mer känsliga analyserna som mängden flyktiga fettsyror. Den höga halten VFA i inkommande vatten kan ha bildats under den långa tiden mellan provtagning och analys. En annan rimlig förklaring till den höga halten VFA i inkommande vatten skulle kunna vara att slam delvis hydrolyserats i det tryckta ledningsnätet in till reningsverket, något som diskuteras i la Cour Jansen m. fl. (2009).

De externt analyserade proverna skickades vid nästföljande tisdag och tiden mellan insamling av prov och leverans förvarades BOD-proverna i frys, vilket kan ha påverkat proverna. Analysen av fCOD visade vid de två provtillfällen misstänkt låga halter i jämförelse med proverna för ffCOD. Filtrena för fCOD och ffCOD tvättades noga innan analys för att undvika läckage av COD från filtrena. Proverna för ffCOD antogs ligga inom normalspannet vilket gjorde att analysen för fCOD antogs vara låga. Samtliga kyvetter som användes för analys av fCOD och ffCOD hade passerat utgångsdatum, vilket kan förklara osäkerheten i resultatet. Spädning tillämpades också på de inkommande proverna för fCOD och ffCOD vilket kan ha påverkat resultatet. Varför just fCOD visade låga värden i jämförelse med ffCOD kan inte förklaras utan vidare utredning.

Inga prover togs på inkommande VSS och justeringen av kvoten VSS/TSS från 85 % till 70 % gjorde att modellen passade kalibreringsperioden bättre. Dock så anses halter om 70 % något låga i jämförelse med standardvärdet och analyser på inkommande VSS hade behövt genomföras för att rättfärdiga justeringen. Även fraktionen av  $X_U$  justerades upp till 15 % vilket ligger mer i linje med de försök som Christoffer Wärff utfört på ett antal reningsverk i Sverige. BOD-analyser är känsliga och fler analyser hade behövt genomföras på BCOD för att med större sannolikhet bestämma korrekt halt  $X_U$ .

Resultatet från den ursprungliga modellen visar att halten MLSS i den aeroba zonen i kontaktbassängen är den del av modellen med störst säkerhet. Modellerad data för halten MLSS är i samtliga punkter inom det satta intervallet om 10 % från mätdata. Detta verifieras även med valideringen där återigen modellerad data låg innanför det bestämda intervallet. Den ursprungliga modellen lyckades även delvis prediktera halterna av utgående totalkväve samt ammonium för kalibreringsmetoden. Dock visades sig modellen endast vara passad till kalibreringsperioden då valideringen visade att modellen inte klarade av att prediktera utgående kvävehalter på ett korrekt sätt. Modellering av utgående halter av kväve brukar sällan vara ett större problem vid andra modelleringsprojekt då parametrarna anses vara robusta. Den uppbyggda modellen svarade inte heller på de justeringar som genomfördes vilket indikerar på att det finns problem i den data som använts i modellen.

Osäkerheten i den kalibrerade modellen skapar svårigheter i att prediktera hur en framtida bio-P-konfiguration för Stengårdens reningsverk skulle fungera i verkligheten. De resultat som presenterats från den framtida modellen ska därför användas med försiktighet. Även jämförelsen mellan modellen för nuvarande förhållande och den framtida modellen kan anses som osäker

då modellen för den existerande reningsprocessen avgränsar aktiveringsbassängen på ett sätt som inte sker i verkligheten. Detta uppenbarar sig i form av de låga nitrat och syre-nivåer som modellen ger i den anoxa delen av aktiveringsbassängen. Rent teoretiskt skulle det därför vara möjligt att modellen redan har en aktiv bio-P-process. Fosfathalten är dock fortfarande låg vilket tyder på att vi inte har något P-släpp i den "anoxa" zonen och från det kan anta att en eventuell bio-P aktivitet sker i låg grad. Modellen för bio-P har idag en hög halt PAO i den anaeroba zonen och visar även på höga halter av fosfat vilket tyder på att P-släpp sker i den anaeroba zonen. Jämförelsen mellan den ursprungliga modellen och modellen för bio-P ger en ungefärlig uppskattning om vilken påverkan den utökade anaeroba zonen har på både P-släpp och population av PAO.

Den framtida driftskonfigurationen för bio-P har dock förutsättningar att fungera i verkligheten. En enkel åtgärd är att införa en avgränsning mellan den anoxa och den luftade zonen i aktiveringsbassängen, i likhet med den förenkling som redan sker i modellen. Om man vidare antar att den utgående TSS-halten ligger runt 10 mg/l från den första sedimentationsbassängen ger modellen en utgående halt av totalfosfor om 0,48 mg/l. Detta ger en uppfattning om att ytterligare åtgärder är nödvändiga för att reningsverket ska klara sina utsläppskrav. I den framtida modellen för bio-P har en efterfällning med flockuleringsbassäng samt eftersedimentering införts. Detta är bara ett förslag på lämplig efterbehandling som skulle säkerställa att Stengårdens avloppsreningsverk klarar inte bara dagens utsläppskrav utan även de kommande utsläppskraven från det nya Avloppsdirektivet. Modellen visade också tendenser på att dosen av fällningskemikalie kunde minska avsevärt vid en omställning till bio-P med efterfällning.



## 7 Slutsats

### Generella slutsatser om modellering

För att en modellering av ett reningsverk ska vara lyckad krävs stora mängder insamlad data. Denna data står idag inte helt i paritet med den data som samlas in på många reningsverk vilket gör att ytterligare analyser är nödvändiga. Detta kräver en dedikerad arbetsinsats och gott samarbete med det berörda reningsverket.

Modellering av avloppsreningsverk är idag ännu inte helt anpassad för de olika förutsättningar som finns på reningsverk. I modelleringsprogrammet Sumo finns det exempelvis idag ingen enhetsoperation som möjliggör användandet av slamvassbäddar. Användaren får då själv gå in programvaran och bygga enhetsoperationen vilket kräver stor förståelse för programmet. Startsträckan för användandet av modelleringsprogram är fortsatt lång eftersom det kräver stor förståelse för många fysiska, kemiska samt biologiska processer.

### Slutsatser rörande syftet för examensarbetet

Otydlig data, stor osäkerhet i laborativa analyser och begränsad tidsram för examensarbetet har alla varit bidragande faktorer som påverkat resultatet av modelleringen av Stengårdens avloppsreningsverk. En modell för den nuvarande driftskonfigurationen visar måttlig trovärdighet med tanke på den stora avvikelsen för utgående totalfosfor och suspenderade ämnen. Vidare utredning anses nödvändigt för att kunna modellera det nuvarande reningsverket samt den framtida driftskonfigurationen med trovärdighet. Osäkerheten i modellen ger inga tydliga slutsatser gällande en eventuell minskning av användandet av fällningskemikalie vid omställning till biologisk fosforavskiljning. Modellen visar dock tendenser på att användning av fällningskemikalier kan minska eftersom det enbart skulle användas i ett efterföljande efterfällningssteg. Trots utmaningarna med modelleringsprojektet anses Stengårdens avloppsreningsverk ha goda förutsättningar för biologisk fosforavskiljning med hänvisning till de höga halter av inkommande VFA och en nuvarande driftskonfiguration som genom mindre ombyggnationer skulle kunna lämpa sig väl för en bio-P-process.



## 8 Framtida studier

### 8.1 Förbättringsarbete

Den uppenbara fortsättningen av examensarbetet är att utöka provtagningen på ett flertal punkter: inkommande VSS, prover för beräkning av slamålder, slamhalt i överskottsslam, DO-halt i luftade bassänger m.m. Många av de analyser som togs hade också behövt tas under en längre tidsperiod, i fler replikat och under olika säsonger. Troligtvis hade en utökad provtagning lett till en mer trovärdig modell. Vidare hade även fler driftsförhållanden behövt utredas såsom pumpade flöden, slamuttag, mängd centrifugerat slam, recirkulationsflöden etc. Särskilt fokus hade behövt ägnats åt att utreda hur den höga utgående halten av suspenderade ämnen kan generera så låga halter av fosfor i utgående avloppsvatten.

### 8.2 Utvecklingsarbete

Idag omfattar modellen endast vinterförhållanden och inte sommarförhållandena när slamvassbäddarna används. Eftersom Sumo inte har en färdig processenhet för slamvassbäddarna hade man behövt bygga en egen enhetsoperation för processen för att kunna använda modellen under ett helt verksamhetsår. Modellen förenklades även till att slambehandlingen endast omfattades av slamcentrifugen. I verkligheten finns både avvvattning, en slamsilo och sedan efterföljande slamcentrifug.

Vid modellering av avloppsreningsverk har man ibland ett mått på inkommande dygnsvariation av inkommande koncentrationer och flöden. Detta möjliggör en mer precis modell som fångar variationerna under dagen. Dygnsmätningar av flöde och inkommande koncentrationer hade kunna vara en del av utvecklingsarbetet för en mer noggrann modellering.

Idag är Sumo främst ett modelleringsprogram och inte ett dimensioneringsprogram. Vilka volymer som är nödvändiga för en eventuell eftersedimentation, uppehållstider, exakta mått på en flockuleringbassäng samt hur kemslammet från en eftersedimentation ska hanteras har inte behandlats i detta examensarbete. Därför bör framtida arbete lägga mer fokus på hur man nyttjar de existerande volymerna på ett effektivt sätt och hur man kan undvika pumpning i processen. Den föreslagna modellen för biologisk fosforavskiljning innehåller idag en eftersedimenteringsbassäng. Detta är bara ett alternativ för att säkerställa att man når utsläppskraven. Det finns ett flertal andra driftskonfigurationer som skulle kunna vara lämpliga istället för en eftersedimentering så som sandfilter eller skivfilter. Den framtida modellen använder sig också av efterfällning för att säkerställa att man klarar utsläppskraven. Vilken som är den optimala driftskonfigurationen för just Stengårdens avloppsreningsverk behöver vidare utvärderas.



## Referenser

- Barnard, J. (2006). Biological Nutrient Removal: where have we been, where are we going? *Proceedings of the Water Environment Federation (Water Environment Federation)*, 13, pp. 1–25. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136518>
- Bunce, J. T., Ndam, E., Ofiteru, I. D., Moore, A., & Graham, D. W. (2018). A Review of Phosphorus Removal Technologies and Their Applicability to Small-Scale Domestic Wastewater Treatment Systems. *Frontiers in Environmental Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00008>
- Carvalho, M., Oehmen, A., Carvalho, G., Eusébio, M., & Reis, M. A. (2014). The impact of aeration on the competition between polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms. *Water Research*, 66, 296–307. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.033>
- Chambers, B., & Jones, G. (1988). Optimisation and uprating of activated sludge plants by efficient process design. *Water Science Technology*, 20(4-5), 121–132.
- Corominas, L., Rieger, L., Takács, I., Ekama, G., Hauduc, H., Vanrolleghem, P. A., Oehmen, A., Gernaey, K. V., van Loosdrecht, M. C. M., & Comeau, Y. (2010). New framework for standardized notation in wastewater treatment modelling. *Water Science and Technology*, 61(4), 841–857. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.912>
- Davidsson, Å., Jönsson, K., la Cour Jansen, J., & Särner, E. (2008). *Metoder för slamhydrolys* (tekn. rapport). Svenskt Vatten AB. Stockholm, Sverige.
- Diaz, R., Mackey, B., Chadalavada, S., kainthola, J., Heck, P., & Goel, R. (2022). Enhanced Bio-P removal: Past, present, and future – A comprehensive review. *Chemosphere*, 309, 136518. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136518>
- Dynamita. (u. å). Sumo User Manual [, (Hämtad 2024-05-17)]. <https://wiki.dynamita.com/en/user-manual>
- Europeiska Kommissionen. (2024). *Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL concerning urban wastewater treatment (recast), no 7108/24*. <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-7108-2024-INIT/en/pdf>
- Fujie, K., Sekizawa, T., & Kubota, H. (1983). Liquid mixing in activated sludge aeration tank. *J. Ferment. Technol.*, 61(3), 295–304.
- Izadi, P., Izadi, P., & Eldyasti, A. (2021). Understanding microbial shift of Enhanced Biological Phosphorus Removal process (EBPR) under different Dissolved Oxygen (DO) concentrations and Hydraulic Retention Time (HRTs). *Biochemical Engineering Journal*, 166, 107833. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bej.2020.107833>
- la Cour Jansen, J., Särner, E., Tykesson, E., Jönsson, K., & Jönsson, L.-E. (2009). *Biologisk fosfor- avskiljning i Sverige – Uppstart och drift* (tekn. rapport). Svenskt Vatten AB. Stockholm, Sverige.
- Melcer, H., L.Dold, P., M.Jones, R., M.Bye, C., Takacs, I., Stensel, H., Wilson, A., Sun, P., & Bury, S. (2003). *Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling* (tekn. rapport). Water Environmental Research Foundation.
- Metcalf och Eddy. (2014a). Fundamentals of Biological Treatment. I *Wastewater Engineering* (5th). McGraw-Hill Education.
- Metcalf och Eddy. (2014b). Fundamentals of Biological Treatment. I *Wastewater Engineering* (5th). McGraw-Hill Education.
- Moore, G. T. (2010). Nutrient control design manual. *US Environmental Protection Agency, Washington, DC*.

- Naturvårdsverket. (2022). *Rening av avloppsvatten i Sverige 2020* (tekn. rapport). Stockholm, Sverige.
- Nyström, F., Hedström, A., Herrmann, I., & Viklander, M. (2023). *Kemisk fällning – en möjlig reningsprocess för dagvatten* (tekn. rapport). Svenskt Vatten. Stockholm, Sverige.
- Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takács, I., & Winkler, S. (2013). *Guidelines for Using Activated Sludge Models*. IWA Publishing.
- Roeleveld, P., & van Loosdrecht, M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Science and Technology*.
- Salmonsson, T., Jönsson, K., Andersson, S., Bergslilja, E., & Erikstam, S. (2017). *Sidoströmshydrolys och biologisk fosforavskiljning på svenska avloppsreningsverk* (tekn. rapport). Svenskt Vatten AB. Stockholm, Sverige.
- Sedlak, R. (2018). *Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice*. Routledge.
- SMHI. (u. å). Ladda ner meteorologiska observationer [Hämtad 2024-05-20]. <https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=precipitation24HourSum,stations=core,stationid=54290>
- Sweden Water Research. (u. å). Rening från organiska mikroföroreningar i avlopp [(Hämtad 2024-05-17)]. <https://www.swedenwaterresearch.se/focus/rening-fran-organiska-mikrofororeningar-i-avlopp/>
- Svenska Institutet för Standarder. (2011). *Svensk standard SS-EN 872:2005* (tekn. rapport).
- Svenskt Vatten. (u. å-a). Avloppsfakta [Hämtad 2024-05-26]. <https://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/avloppsfakta/>
- Svenskt Vatten. (u. å-b). Vägledning för prioritering av fällningskemikalier [Hämtad 2024-05-27]. [https://www.svensktvatten.se/medlemsservice/prioritering\\_fallningskemikalier/](https://www.svensktvatten.se/medlemsservice/prioritering_fallningskemikalier/)
- Tykesson, E. (2005). *Enhanced Biological Phosphorus Removal -Processes, Competing Substances and Tools for Operation of Wastewater Treatment Plants* [doktorsavhandling, Lund Institute of Technology].
- Wentzel, M., Clayton, J., Lilley, I., Ekama, G., Loewenthal, R., & Marais, G. (1991). FINAL REPORT to the Water Research Commission on the Contract.
- Wärff, C. (2023). *Beskrivning av metoder för karaktärisering av kommunalt avloppsvatten* (tekn. rapport). RISE.
- Wärff, C. (2024). Personlig kommunikation med Christoffer Wärff, Intervju 2024-03-21.
- Wärff, C., Ahlström, M., & Arnell, M. (2020). *Processmodellering av avloppsreningsverk – Kunskapsspridning om ett kraftfullt verktyg för drift och design* (tekn. rapport). Svenskt Vatten. Stockholm, Sverige.
- Øregaard, H. (2021). *Vann- og avløpsteknik*. Hamar Media as.
- Österlen VA. (2023). *MILJÖRAPPORT, SIMRISHAMNS AVLOPPSRENINGSVERK, SIMRISHAMNS KOMMUN 2023* (tekn. rapport). Österlen VA.

## Bildreferenser

- Google Earth Pro. (2024). Österlen VA, Stengården [Airbus. Hämtad 2024-04-29].

## Nomenklatur

*BCOD* Biodegradable COD - nedbrytbar fraktion av COD

*Bio – P* Biologisk fosforavskiljning

*BOD* Biological Oxygen Demand

*COD* Chemical Oxygen Demand

*DO* Dissolved oxygen - Tillgängligt syre

*EBPR* Enhanced Biological Phosphorus Removal (sv. bio-P)

*GAO* Glykogenackumulerande organismer

*MLSS* Mixed Liquor Suspended Solids - suspenderade ämnen i den luftade bassängen av en aktivslamprocess

*PAO* Fosfatackumulerande organismer

*PE* Personekvivalenter

*PHA* Polyhydroxyalkanoat

*PO<sub>4</sub> – P* Fosfat

*Poly – P* Polyfosfat

*SRT* Sludge Retention Time - Slamålder

*TN* Total Nitrogen - totalkväve

*TP* Total Phosphorus - Totalfosfor

*TSS* Total Suspended Solids - suspenderade ämnen

*VFA* Volatile Fatty Acid - flyktiga fettsyror

*VSS* Volatile Suspended Solids - flyktiga suspenderade ämnen





## 9 Bilagor

### 9.1 GMP Unified Protocol

- **Projektdefinition**

I denna delen av modelleringen bestäms syfte och mål. En lämplig tidsram bestäms samt avgränsningar för vad projektet ska innehålla. Avgränsningar är viktigt eftersom modelleringsprojekt tenderar att utökas under arbetets gång då möjligheterna är många.

1. Problemformulering

- Tydligt syfte och målsättningar

2. Mål

- Avgränsningar -*Fullskalemodellering eller en del av reningsprocessen?*
- Nivå av komplexitet -*Steady-state eller dynamisk modell? Flera linjer?*
- Variabler för kalibrering & validering -*Vilken noggrannhet förväntas av modellen?*
- Stoppkriterier -*Vad förväntas av modellen och när kan den anses vara tillräckligt bra?*
- Identifiering av begränsningar -*Tid, pengar, modellens kapacitet och modellerarnas kompetens.*

3. Förutsättningar

- Nödvändig data -*Vilken data är nödvändig för modelleringen?*
- Tidsplan -*Hur mycket tid får modelleringen ta av den totala tiden för projektet?*
- Fysiskt resultat -*Vilket material ska modellen leverera?*
- Budget -*Vem ska bära kostnaden för projektet?*

- **Datainsamling**

Insamling av data anses vara en av de mer krävande delarna av modellering. För att förstå vilken data som kommer att vara användbar för modellen behöver reningsverkets layout vara känd samt interna flöden definierade.

1. Förståelse för avloppsreningsverket

- Besök på avloppsreningsverk
- Uppdatering av flödesschema
- Identifiering av testpunkter och läsare

2. Insamling av data

- Insamling av tillgänglig data
- Datatyper -*Experimentell, beräknad data, laborativ data*
- Standarddata -*Data nödvändig i majoriteten av alla simuleringsprojekt*

3. Dataanalys och avstämning

- Inledande dataanalys -*Statistiska metoder för att utvärdera data*
- Identifiering av saknad data och åtgärder för ersättning
- Jämförelse av prestanda -*Normalvärden mot extremvärden?*

4. Ytterligare datainsamling -*Behövs ytterligare insamling av data?*

- **Uppbyggnad av modell**

1. Anläggningens layout
  - Avgränsningar
  - Val av processutrustning
  - Detaljnivå
2. Sub-modellstrukturer
  - Modellerad layout -*Reaktorhydraulik, reaktormodell*
  - Val av modell -*Biokinetisk modell, fasset separationsmodell mm*
  - Modelluppsättning -*Fysisk data, driftparametrar*
  - Koppling mellan sub-modeller -*Vatten och slammodeller*
3. Connections to databases
  - Indata -*Inflöde, sidoströmmar*
  - Performance data -*Effluent, reaktorkoncentrationer, energianvändning*
4. Grafer och tabeller
5. Kontroll av modell
  - Felmeddelanden och varningar

- **Kalibrering och validering**

Modellering är en uppskattning av verkligheten och behöver då utvärderas efter vilka förenklingar och antaganden som gjorts i modellen.

1. Justering av stoppkriterier och valideringstester
  - Förfining -*När bör man avbryta försöken med att förfina parametrarna?*
2. Initial modellkörning
3. Kalibrering
  - Justering av valda parametrar
  - Jämförelse av simuleringsresultat och experimentell data
4. Validering

- **Simulering och resultatanalys**

Sista delen av GMP Unified Protocol behandlar hur modellen kan användas. I resultatanalysen ska målen i projektdefinition utvärderas om de uppnåtts.

1. Definition av scenario
  - Steady-state eller dynamiskt scenario
2. Justering av anläggningsmodellen
  - Nödvändig data för scenariot
  - Modifikation av modellen
3. Simulering
  - Steady-state eller dynamiska simuleringar
4. Presentation och tolkning av resultat
  - Statistiska analyser, prediktionintervall, säkerhetsfaktorer

## 9.2 Tillståndsvariabler i Sumo

Tabell 12: Samtliga tillståndsvariabler som används i Sumo1

Symbol	Komponent	Enhet
$S_{VFA}$	Flyktiga fettsyror (VFA)	g COD/m <sup>3</sup>
$S_B$	Tillgängligt nedbrytbara subtrat (icke-VFA)	g COD/m <sup>3</sup>
$S_{MEOL}$	Metanol (MEOL)	g COD/m <sup>3</sup>
$C_B$	Kollodiant nedbrytbart substrat	g COD/m <sup>3</sup>
$X_B$	Långsamt nedbrytbart substrat	g COD/m <sup>3</sup>
$S_U$	Lösligt icke-nedbrytbart organiskt material	g COD/m <sup>3</sup>
$C_U$	Kollodiant icke-nedbrytbart organiskt material	g COD/m <sup>3</sup>
$X_U$	Partikulärt icke-nedbrytbart organiskt material	g COD/m <sup>3</sup>
$X_{PHA}$	Lagrat polyhydroxyalkanoater (PHA)	g COD/m <sup>3</sup>
$X_{GLY}$	Lagrat glykogen	g COD/m <sup>3</sup>
$X_E$	Endogena nedbrytsprodukter	g COD/m <sup>3</sup>
$X_{E,ana}$	Anaeroba endogena nedbrytsprodukter	g COD/m <sup>3</sup>
$X_{OHO}$	Ordinära heterotrofiska organismer	g COD/m <sup>3</sup>
$X_{CASTRO}$	Kol-lagrandes organismer (CASTRO)	g COD/m <sup>3</sup>
$X_{MEOLO}$	Anoxiska metanolutnyttjare	g COD/m <sup>3</sup>
$X_{NITO}$	Aerobisk nitrifierande organismer (NITO)	g COD/m <sup>3</sup>
$X_{AMETO}$	Acidoklastisk metanogener (AMETO)	g COD/m <sup>3</sup>
$X_{HMETO}$	Hydrogenotrofiska metanogener (HMETO)	g COD/m <sup>3</sup>
$X_{ALGAE}$	Fotosyntetiska organismer (ALGAE)	g COD/m <sup>3</sup>
$S_{NH_x}$	Total ammoniak (NH <sub>x</sub> )	g N.m-3
$S_{NO_x}$	Nitrat och nitrit (NO <sub>x</sub> )	g N.m-3
$S_{N_2}$	Löst kväve (N <sub>2</sub> )	g N.m-3
$S_{N,B}$	Lösligt nedbrytbart organiskt N (från S <sub>B</sub> )	g N.m-3
$X_{N,B}$	Partikulärt nedbrytbart organiskt N (från X <sub>B</sub> )	g N.m-3
$X_{N,U}$	Partikulärt icke-nedbrytbart organiskt N	g N.m-3
$S_{PO_4}$	Ortofosfat (PO <sub>4</sub> )	g P.m-3
$X_{PP}$	Lagrat polyfosfat (PP)	g P.m-3
$S_{P,B}$	Lösligt nedbrytbart organiskt P (från S <sub>B</sub> )	g P.m-3
$X_{P,B}$	Partikulärt nedbrytbart organiskt P (från X <sub>B</sub> )	g P.m-3
$X_{P,U}$	Partikulärt icke-nedbrytbart organiskt P	g P.m-3
$S_{O_2}$	Lösligt syre (O <sub>2</sub> )	g O <sub>2</sub> .m-3
$S_{CH_4}$	Lösligt metan (CH <sub>4</sub> )	g COD.m-3
$S_{H_2}$	Lösligt väte (H <sub>2</sub> )	g COD.m-3
$S_{CO_2}$	Totalt icke-organiskt kol (CO <sub>2</sub> )	g TIC.m-3
$X_{INORG}$	Ickeorganiskt i inflödet och biomassa	g TSS.m-3
$S_{CAT}$	Övriga starka katjoner (ex Na <sup>+</sup> )	g Na.m-3
$S_{AN}$	Övriga starka anjoner (ex Cl <sup>-</sup> )	g Cl.m-3
$S_{Ca}$	Kalcium	g Ca.m-3
$S_{Mg}$	Magnesium	g Mg.m-3
$S_K$	Kalium	g K.m-3
$S_{Fe_2}$	Järnjon (Fe <sub>2</sub> ) Ferrous ion	g Fe.m-3
$X_{HFO,H}$	Active hydrous ferric oxide, high surface (HFO,H)	g Fe.m-3
$X_{HFO,L}$	Active hydrous ferric oxide, low surface (HFO,L)	g Fe.m-3

Symbol	Komponent	Enhet
X <sub>HFO,old</sub>	Aged unused hydrous ferric oxide (HFO,old)	g Fe.m-3
X <sub>HFO,H,P</sub>	P-bound hydrous ferric oxide, high surface (HFO,H,P)	g Fe.m-3
X <sub>HFO,L,P</sub>	P-bound hydrous ferric oxide, low surface (HFO,L,P)	g Fe.m-3
X <sub>HFO,H,P,old</sub>	Aged P-bound hydrous ferric oxide, high surface (HFO,H,P,old)	g Fe.m-3
X <sub>HFO,L,P,old</sub>	Aged P-bound hydrous ferric oxide, low surface (HFO,L,P,old)	g Fe.m-3
X <sub>HAO,H</sub>	Active hydrous aluminium oxide, high surface (HAO,H)	g Al.m-3
X <sub>HAO,L</sub>	Active hydrous aluminium oxide, low surface (HAO,L)	g Al.m-3
X <sub>HAO,old</sub>	Aged unused hydrous aluminium oxide (HAO,old)	g Al.m-3
X <sub>HAO,H,P</sub>	P-bound hydrous aluminium oxide, high surface (HAO,H,P)	g Al.m-3
X <sub>HAO,L,P</sub>	P-bound hydrous aluminium oxide, low surface (HAO,L,P)	g Al.m-3
X <sub>HAO,H,P,old</sub>	Aged P-bound hydrous aluminium oxide, high surface (HAO,H,P,old)	g Al.m-3
X <sub>HAO,L,P,old</sub>	Aged P-bound hydrous aluminium oxide, low surface (HAO,L,P,old)	g Al.m-3
X <sub>CaCO3</sub>	Kalciumkarbonat (CaCO <sub>3</sub> )	g TSS.m-3
X <sub>ACP</sub>	Amorft kalciumfosfat	g TSS.m-3
X <sub>BSH</sub>	Brushit (BSH)	g TSS.m-3
X <sub>STR</sub>	Struvit (STR)	g TSS.m-3
X <sub>Vivi</sub>	Vivanit (Vivi)	g TSS.m-3
H	Entalpi	MJ.m-3
S <sub>ALPHA</sub>	Alfaindikator	unitless
S <sub>ORPswitch</sub>	ORP driver for CASTO activity switches	unitless
G <sub>CO2</sub>	Koldioxid (CO <sub>2</sub> )	g TIC.m-3
G <sub>CH4</sub>	Metangas (CH <sub>4</sub> )	g COD.m-3
G <sub>H2</sub>	Vätgas (H <sub>2</sub> )	g COD.m-3
G <sub>O2</sub>	Syrgas (O <sub>2</sub> )	g O2.m-3
G <sub>NH3</sub>	Ammoniak (NH <sub>3</sub> )	g N.m-3
G <sub>N2</sub>	Kvävgas (N <sub>2</sub> )	g N.m-3
G <sub>CO2,atm</sub>	Koldioxid (CO <sub>2</sub> )	%v/v
G <sub>CH4,atm</sub>	Metangas (CH <sub>4</sub> )	%v/v
G <sub>H2,atm</sub>	Vätgas (H <sub>2</sub> )	%v/v
G <sub>O2,atm</sub>	Syrgas (O <sub>2</sub> )	%v/v
G <sub>NH3,atm</sub>	Ammoniakgas (NH <sub>3</sub> )	%v/v
G <sub>N2,atm</sub>	Kvävgas (N <sub>2</sub> )	%v/v

### 9.3 Beräkning av driftsparametrar

Alternativ 1:

Baseras på data från Stengårdens avloppsreningsverks automationsprogram.

Känd data:

$$\begin{aligned}t_{drift} &= 4 \text{ min} \quad (\text{Drifttid}) \\t_{paus} &= 10 \text{ min} \quad (\text{Paustid}) \\Q_{Max} &= 700 \text{ m}^3/\text{h} \quad (\text{Höglörningsgräns på flöde}) \\n &= 6 \text{ st} \quad (\text{Antal pumpar})\end{aligned}$$

Ekvationer för beräkning av returslamsflöde.

$$\begin{aligned}f_{aktiv} &= \frac{t_{drift}}{(t_{drift} + t_{paus})} \quad (\text{Andel aktiv tid}) \\Q_{Max,pump} &= \frac{Q_{MAX}}{n} \quad (\text{Maximalt flöde per pump}) \\Q_{pump} &= f_{aktiv} \times Q_{Max,per\ pump} \quad (\text{Faktiskt flöde av pump från aktiv tid}) \\Q_R &= Q_{pump} \times n \quad (\text{Returslamflöde})\end{aligned}$$

Returslamflödet kunde sedan bestämmas till:

$$Q_R = 4800 \text{ m}^3/\text{dag} = 200 \text{ m}^3/\text{h}$$

Alternativ 2:

Massbalans över sedimentationsbassängen, uttaget överskottslam är försummat då det endast är ett mindre flöde.

$$\begin{aligned}In &= MLSS \times (Q_{in} + R \times Q_{in}) \\Ut &= Q_{in} \times SS_{ut} + R \times Q_{in} \times SS_{slam} \\In &= Ut\end{aligned}$$

Kända värden:

$$\begin{aligned}MLSS &= 4366 \text{ g/m}^3 \quad (\text{medelvärde för 2022/2023}) \\Q_{in} &= 5074 \text{ m}^3/\text{dag} \quad (\text{inkommande flöde den 22 april}) \\SS_{ut} &= 53 \text{ g/m}^3 \quad (\text{medelvärde för 2022/2023}) \\SS_{slam} &= 8280 \text{ g/m}^3 \quad (\text{uppmätt värde den 22 april})\end{aligned}$$

Insättning i ekvation ?? ger:

$$\begin{aligned}R &= 1,10 \quad (\text{Recirkulationsgrad}) \\Q_R &= R \times Q_{in} \\Q_R &= 5592 \text{ m}^3/\text{dag} = 233 \text{ m}^3/\text{h} \quad (\text{Returslamsflöde})\end{aligned}$$

## 9.4 Övrig data

### 9.4.1 Beräkning av SRT för kalibreringsperioden

$$SRT = \frac{\text{Suspenderade ämnen i systemet}}{\text{Suspenderade ämnen som lämnar systemet}}$$

Känd data:

$$V_1 = 1029 \text{ m}^3 \quad (\text{Total aerob volym i kontaktbassängerna})$$

$$V_2 = 778 \text{ m}^3 \quad (\text{Total aerob volym i aktiveringsbassängerna})$$

$$MLSS_1 = 4112 \text{ g/m}^3 \quad (\text{Medelvärde av MLSS i kontaktbassäng 3})$$

$$MLSS_2 = 8280 \text{ g/m}^3 \quad (\text{Uppmätt värde av MLSS i aktiveringsbassängerna})$$

$$Q_{in} = 6160 \text{ m}^3 \quad (\text{Medelvärde Inflöde})$$

$$Q_{\ddot{o}} = 249 \text{ m}^3 \quad (\text{Medelvärde av uttaget överskottsslam})$$

$$SS_{ut} = 51,3 \text{ g/m}^3 \quad (\text{Medelvärde av utgående TSS})$$

$$SS_{\ddot{o}} = MLSS_2 \quad (\text{MLSS-halten i överskottsslammet antas vara densamma som i aktiveringsbassängen})$$

Den totala slamåldern för kalibreringsperioden beräknades enligt nedan ekvation till:

$$SRT = \frac{V_1 \times MLSS_1 + V_2 \times MLSS_2}{((Q_{in} - Q_{\ddot{o}}) \times SS_{ut}) + (Q_{\ddot{o}} \times SS_{\ddot{o}})} = 4,5 \text{ dagar}$$

### 9.4.2 Indata för kalibreringsperioden för Sumo

Modifierade indata för kalibreringsperioden visas i tabell 13. Indata för kalibreringen användes i samtliga följande modeller: med slamcentrifug samt för framtidens bio-p modell.

Tabell 13: Indata för kalibreringsperioden för Sumo. Fetmarkerad data visar mätdata för koncentrationerna av COD, TP samt TN. Övriga koncentrationer är flödesviktade.

Tid [h]	Flöde [m <sup>3</sup> /d]	COD [g/m <sup>3</sup> ]	TP [g/m <sup>3</sup> ]	TN [g/m <sup>3</sup> ]	Temperatur [°C]
0	6461	241,2	2,4	<b>17,0</b>	6,8
24	6307	247,1	2,4	<b>12,0</b>	6,8
48	6301	<b>220,0</b>	<b>2,4</b>	16,1	6,8
72	5833	267,1	2,7	17,4	6,8
96	6089	255,9	2,6	16,7	6,8
120	5706	273,1	2,8	17,8	6,9
144	5407	288,2	2,9	18,8	6,9
168	5231	297,9	3,0	19,4	6,8
192	5512	282,7	2,9	18,4	6,7
216	5526	<b>280,0</b>	<b>2,8</b>	<b>21,0</b>	6,8
240	5487	284,0	3,4	18,5	6,9
264	5378	289,7	3,4	18,9	6,8
288	7876	197,8	2,3	12,9	6,6
312	5861	265,9	3,2	17,3	6,4
336	5726	272,1	3,2	17,7	6,2
360	7808	199,6	2,4	13,0	6,4
384	6697	<b>260,0</b>	2,8	15,2	6,3
408	6149	253,4	<b>2,9</b>	<b>17,0</b>	6,2
432	6528	238,7	2,2	15,6	6,4
456	6610	235,7	2,2	15,4	6,6
480	6876	226,6	2,1	14,8	6,6

Det viktade massflödet, se tabell 14-15, divideras sedan med det aktuella flödet för specifik dag och ger en viktad koncentration för den specifika dagen.

Tabell 14: Beräkningsdata för flödesviktade data i tabell 13 för COD (t.v) samt TN (t.h). Fetmarkerad data visar de rapporterade koncentrationerna för dygnsproverna.

COD (dygnsprov)			TN (dygnsprov)		
Flöde [m <sup>3</sup> /d]	Koncentration [g/m <sup>3</sup> ]	Massflöde [g/d]	Flöde [m <sup>3</sup> /d]	Koncentration [g/m <sup>3</sup> ]	Massflöde [g/d]
6301	<b>220</b>	1386220	6461	<b>17</b>	109837
5526	<b>280</b>	1547280	6307	<b>12</b>	75684
6997	<b>260</b>	1741220	5526	<b>21</b>	116046
			6149	<b>17</b>	104533
		<b>Viktat massflöde [g/d]</b>			<b>Viktat massflöde [g/d]</b>
		1558240			101525

Tabell 15: Beräkningsdata för flödesviktade data i tabell 13. Fetmarkerad data visar de rapporterade koncentrationerna för veckoproverna.

TP (veckoprov)			
Summa veckoflöde [m <sup>3</sup> /d]	Koncentration [g/m <sup>3</sup> ]	Total belastning [g]	Belastning per dag [g/d]
19069	<b>2,4</b>	45765,6	15255,2
39304	<b>2,8</b>	110051,2	15721,6
50982	<b>2,9</b>	147847,8	18480,975
26163	<b>2,2</b>	57558,6	14389,65



### 9.4.3 Beräkning av $X_U$

Massviktade koncentrationer för COD samt ffCOD från den 12 april samt 22 april. Det massviktade provet för fCOD ströks då det var lägre än ffCOD vilket inte är möjligt.

$$\begin{aligned}COD_{TOT} &= 464 \text{ mg/l} \\ ffCOD &= 77,7 \text{ mg/l}\end{aligned}$$

Beräknad koncentration för BCOD från den 3 april samt uppmätt koncentration av  $COD_{TOT}$  från den 3 och 4 april.

$$\begin{aligned}BCOD &= 216 \text{ mg/l} \\ COD_{TOT \text{ 03/04}} &= 269 \text{ mg/l}\end{aligned}$$

Då fCOD var lägre än ffCOD och onormalt lågt användes standardvärdet om 40% av COD. Fraktionerna för ffCOD samt för  $S_U$  beräknades enligt:

$$\begin{aligned}f_{fCOD} &= 0,4 \\ f_{ffCOD} &= \frac{ffCOD}{COD_{TOT}} \\ f_{S_U} &= \frac{ffCOD_{UT}}{COD_{TOT}}\end{aligned}$$

Vilket gav värdena:

$$\begin{aligned}f_{fCOD} &= 0,4 \\ f_{ffCOD} &= 0,167 \\ f_{S_U} &= 0,047\end{aligned}$$

Koncentrationerna för den 3/4 april beräknades enligt nedan ekvationer.

$$\begin{aligned}fCOD &= f_{fCOD} \times COD_{TOT \text{ 03/04}} \\ ffCOD &= f_{ffCOD} \times COD_{TOT \text{ 03/04}} \\ S_U &= f_{S_U} \times COD_{TOT \text{ 03/04}}\end{aligned}$$

Koncentrationen  $C_U$  beräknades från subtraktionen mellan ekvation 3 och ekvation 5. Mängden  $C_U$  av totala mängden cCOD uppskattades till standardvärdet om 20%.

$$C_U = (fCOD - ffCOD) \times 0,2$$

Koncentrationen  $X_U$  beräknas genom att subtrahera ekvation 10 och ovan beräknade värden för  $C_U$  och  $S_U$  från ekvation 1.

$$X_U = COD_{TOT \text{ 03/04}} - BCOD - C_U - S_U$$

Beräknade koncentrationer för ett antal fraktioner.

$$\begin{aligned}fCOD &= 107 \text{ mg/l} \\ffCOD &= 44,9 \text{ mg/l} \\S_U &= 12,5 \text{ mg/l} \\C_U &= 12,5 \text{ mg/l} \\X_U &= 27,7 \text{ mg/l}\end{aligned}$$

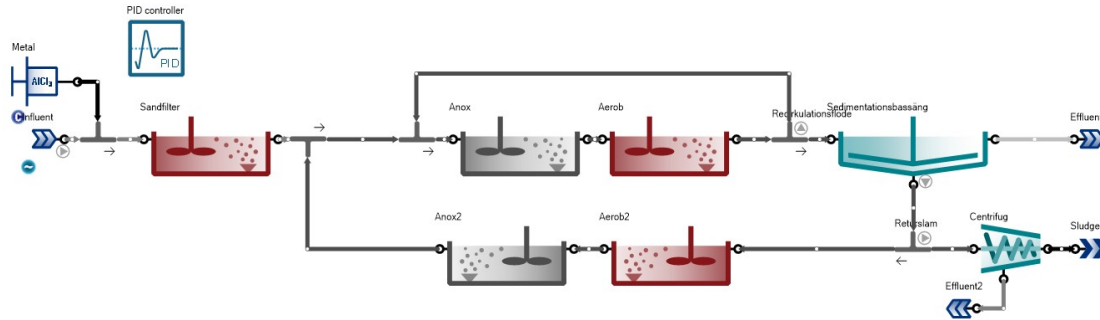
Fraktionen för  $X_U$  beräknades enligt:

$$f_{X_U} = \frac{X_U}{COD_{TOT\ 03/04}} = 0,103$$

#### 9.4.4 State variable modell utan internbelastning

Från den kalibrerade modellen byggdes modellen på med en slamcentrifug utan återkopplat rejecktatten.

Den förberedande modellen baserad på tillståndsvariabler från den ursprungliga modellen kan ses i figur 16



Figur 16: Förberedande modell baserat på tillståndsvariablerna i Sumo

Från modellen togs sedan data för det inkommande flödets tillståndsvariabler ut. Samma process gjordes även för tillståndsvariablerna för det utgående rejecktattenflödet från slamcentrifugen.

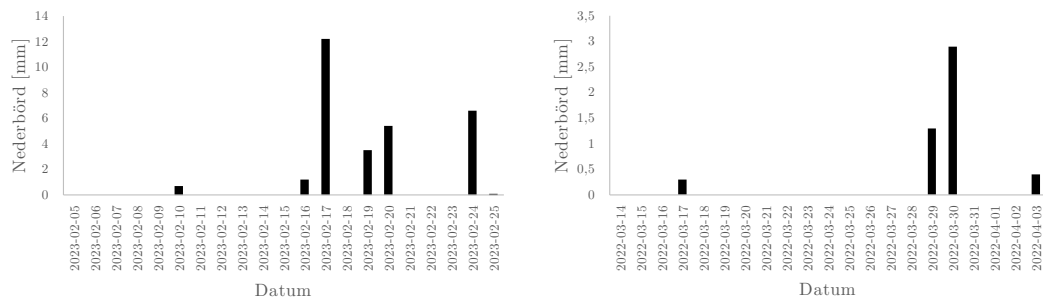
Varje tillståndsvariabel räknades sedan om till ett massflöde. Differensen mellan massflödena för inkommande belastning och internbelastningen delades med differensen för inkommande belastning och internbelastningen. Detta genererade en indata utan den interna belastningen.

Följande beräkningssteg gjordes för samtliga tillståndsvariabler i inkommande belastning samt för internbelastningen.

$$\begin{aligned}
 M_{IN} &= c_{IN} \times Q_{IN} \\
 M_{Intern} &= c_{Intern} \times Q_{Intern} \\
 M_{Ny} &= M_{IN} - M_{Intern} \\
 Q_{Ny} &= Q_{IN} - Q_{Intern} \\
 c_{Ny} &= \frac{M_{Ny}}{Q_{Ny}}
 \end{aligned}$$

## 9.5 Nederbördsdata

Sammanställd nederbördsdata för Skillingaryd A, Gislövshammar för kalibreringsperioden samt valideringsperioden, se figur 17.



Figur 17: Nederbördsdata för kalibreringsperioden (t.v) samt valideringsperioden (t.h) för Skillingaryd A