



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 23031

Examensarbete 30 hp

Juni 2023

Kritisk Sedimenteringshastighet

Max Mohlander



Abstract

Secondary sedimentation tanks are usually the bottleneck of the flow capacity for wastewater treatment plants. High flows risk sludge escaping the system, which can negatively affect the following treatment steps. If a greater amount of the activated sludge escapes, the treatment efficiency could greatly decrease. Understanding the dynamic of sludge quality and flow capacity is detrimental to designing new secondary settling tanks and determining capacity of existing ones.

The purpose of this study was to evaluate the flow capacity of the secondary settling tank for the biological treatment step C at Kungsängsverket, Uppsala Vatten och Avfall AB's biggest wastewater treatment plant. The purpose was to study how different temperatures affected the flow capacity as well. By performing batch settling tests with sludge from the biological treatment step C, with different concentrations and temperatures, the sludge quality was quantified and could be used for calculations and simulations to evaluate the flow capacity.

A clear distinction in the zone settling velocity could be observed between the different temperatures. Different values for the density and viscosity, correlated to the different temperatures used for the batch tests, were used in Stoke's law to get an expected change of velocity. Between 20° and 5° C the quota was roughly 2 and between 10° and 5° C it was around 1,2. The quota for the batch tests differed randomly for the different concentrations, but the result indicated a similar trend as for Stokes law.

The Bürger-Diehl and Takács sedimentation models were used for this study with the sedimentation function of Takács. The Bürger-Diehl model was used to calibrate the parameters in Takács function. This was done by simulating a batch test and minimizing the sum of squared error compared to the actual sludge level from the batch test. The parameter v_0 decreased in value with increasing temperature, which is a reversed trend seen from the literature. The parameter r_h decreased with increasing temperature, which follows literature trends.

The flow capacity was evaluated for a constant and dynamic flow. Constant flow was used with different models for comparison, which were, State point analysis, the Takács sedimentation model and the Bürger-Diehl sedimentation model with 10 and 30 layers. The result from all models indicated a higher flow capacity the higher the temperature. The flow capacity with Takács and Bürger-Diehl models with 10 layers gave a lower flow capacity than expected, which was because of the low resolution, therefore, the Bürger-Diehl model with 30 layers was used for the dynamic flow. The dynamic flow gave a similar result for 6° and 12° C, however, for 22° C the flow capacity was lower for the dynamic flow.

Even though the batch tests and the estimated parameters showed a difference with temperature, it's not included in any sedimentation model. This could lead to an overestimation of the flow

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala/Visby

Handledare: Johanna Andersson Ämnesgranskare: Sahar Dalahmeh

Examinator: Antonio Segalini



UPPSALA
UNIVERSITET

capacity during wintertime, for example during snowmelt. Further research should be conducted to confirm these results and possibly be interpreted for future modelling of secondary sedimentation tanks.

Keywords: Sedimentation, secondary settling tank, activated sludge, Sludge blanket, Sludge blanket level, Modeling, Takács, Bürger-Diehl

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences, Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36, Uppsala Sweden. ISSN 1401-5765

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala/Visby

Handledare: Johanna Andersson Ämnesgranskare: Sahar Dalahmeh

Examinator: Antonio Segalini

Referat

Kritisk sedimenteringshastighet

Max Mohlander

Mellansedimenteringsbassänger är inte sällan flaskhalsen för flödeskapaciteten vid reningsverk. För höga flöden kan leda till slamflykt, vilket påverkar efterkommande reningssteg negativt. Om en stor mängd slam från systemet försvinner kan detta även påverka det biologiska reningssteget negativt. Att förstå dynamiken av slamkvalitet och flödeskapaciteten är därmed viktigt både för att veta hur nya bassänger ska dimensioneras och för att bestämma belastningen för befintliga bassänger.

Syftet med denna studie var att utvärdera flödeskapaciteten för mellansedimenteringen för det biologiska reningssteg C vid Kungsängsverket, Uppsala Vatten och Avfall AB:s största reningsverk. Syftet var också att studera hur temperaturen påverkade flödeskapaciteten. Genom att utföra sedimenteringstester med slam från Biosteg C vid olika koncentrationer och temperaturer kunde slammets kvalitet kvantifieras och användas för beräkningar och simuleringar för utvärdering av flödeskapaciteten.

Sedimenteringstesterna visade på en tydlig skillnad i sedimenteringshastighet vid de olika temperaturerna. I Stokes lag användes olika värden på densiteten och viskositeten, vilka är parametrarna som förändras med temperaturen, för att undersöka en förväntad förändring i sedimenteringshastighet. Kvoten mellan 20 och 5° C var cirka 2 och kvoten mellan 10 och 5° C var cirka 1,2. Kvoterna mellan sedimenteringstesten varierade, men resultatet visade på en liknande trend som för Stokes lag.

Bürger-Diehls och Takács sedimenteringsmodeller användes i den här rapporten med Takács sedimenteringsfunktion. Bürger-Diehlmodellen användes för att kalibrera parametrarna i Takács sedimenteringsfunktion, vilket gjordes genom att simulera sedimenteringstest och minimera felet mot den verkliga slamnivån vid sedimenteringstesten. Parametern v_0 minskade med ökande temperatur vilket är en omvänd trend jämfört med litteratur. Parametern r_h minskade med temperaturen vilket stämmer överens med litteratur.

Flödeskapaciteten utvärderades vid konstant och dynamiskt flöde. För det konstanta flödet användes olika modeller, State Point-analys, Takács sedimenteringsmodell samt Bürger-Diehls sedimenteringsmodell med 10 och 30 lager. Alla modeller visade på ökande flödeskapacitet med ökande temperatur. Takács och Bürger-Diehl med 10 lager gav mindre noggranna resultat på grund av den låga mängden lager så för det dynamiska flödessimuleringarna användes bara Bürger-Diehlmodellen med 30 lager. Dessa simuleringar visade liknade resultat som för det konstanta flöden vid 6° C och 12° C. Vid 22° C visade däremot det dynamiska resultatet på en lägre kapacitet än för det konstanta flödet.

Trots att sedimenteringstesten och de skattade modellparametrarna visade på en icke försumbar temperaturpåverkan ingår inte temperaturen i de använda sedimenteringsmodellerna. Detta kan leda till överskattning av flödeskapaciteten vintertid, exempelvis vid snösmältning. I framtiden bör därför detta tas hänsyn till vid dimensionering/modellering av mellansedimenteringsbassänger.

Nyckelord: Sedimentering, Mellansedimenteringsbassäng, Aktivt slam, Slamtäcke, Slamnivå, Modellering, Takács, Bürger-Diehl, Temperatur

Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet (UU), Villavägen 16, SE-752 36, Uppsala Sverige. ISSN 1401-5765

Förord

Det här examensarbetet avslutar min studietid på Civilingenjörsprogrammet inom Miljö- och vattenteknik, Uppsala Universitet och Svenska Lantbruksuniversitetet. Arbetet omfattar 30 högskolepoäng och utfördes våren 2023 hos Uppsala Vatten AB. Projektet handledes av Johanna Andersson vid Uppsala Vatten AB, Utredningsingenjör, och Oscar Samuelsson vid IVL Svenska Miljöinstitutet. Ämnesgranskare var Sahar Dalahmeh, forskare vid institutionen för geovetenskaper, Luft, vatten- och landskapslära.

Jag börjar med att tacka Johanna Andersson, utredningsingenjör vid Uppsala Vatten, och Beatrice Marsilius, Processingenjör vid Uppsala Vatten, för bra handledning, feedback på rapportskrivandet och hjälp med allt det praktiska. Tack till Sahar Dalahmeh som bidragit med värdefulla tankar kring arbetet. Ett stort tack till Oscar Samuelsson för det kontinuerliga stödet och vägledningen. Jag vill också rikta ett tack till Oscar Götlind, Instrumenttekniker vid Uppsala Vatten, som alltid var redo att diskutera slam. Slutligen vill jag också tacka Stefan Diehl som bidragit med mycket kunskap och hjälp med provtagningen och modelleringen. Stort tack till all familj och vänner som stöttat mig genom hela utbildningen, det hade inte gått utan er.

Max Mohlander

Populärvetenskaplig sammanfattning

I traditionella reningsverk renas kväve, fosfor och organiskt material från avloppsvattnet. Avskiljning av dessa ämnen minskar risken för övergödning hos mottagande vattendrag. Ett vanligt reningssteg vid reningsverk, som har huvudfokus på kvävereningen, använder sig av aktivt slam. Aktivt slam består bland annat av mikroorganismer som använder kvävet som näringskälla och därmed fungerar som renare av avloppsvattnet. Det aktiva slammet renar vattnet i aktiva slambassänger och förs sedan vidare till en sedimenteringsbassäng där slammet sjunker till botten och pumpas tillbaka till de aktiva slambassängerna. Det renade vattnet förs vidare från den övre delen av sedimenteringsbassängen.

Eftersom slammet renar avloppsvattnet är det viktigt att bevara det i systemet. Försvinner slam från systemet kan höga värden av, särskilt kväve, nå mottagande vattendrag. I en fungerande sedimenteringsbassäng sjunker i princip allt slam till botten för att återcirkuleras. Höga flöden, som kan förekomma vid snösmältning eller regnoväder, orsakar problem för sedimenteringsbassängen. Det höga flödet gör det svårare för slammet att sjunka och höga halter slam kan följa med i det renade vattnet. Om högre halter slam följer med kan det påverka efterkommande steg negativt, och om det höga flödet pågår under en längre period kan stora mängder slam förloras från systemet. Detta gör att reningsförmågan för steget försämras eller helt och hållet går förlorad.

Detta gör det viktigt att förstå dynamiken mellan slammets sjunkegenskaper och flödet när sedimenteringsbassänger ska byggas, eller för en utvärdering av befintliga bassänger. Slammets sjunkegenskaper kan bestämmas med tester, där slammet sedimenterar i ett provrör. Resultatet kan sedan användas för att beräkna maximala flöden som bassängen kan ta emot utan att slam följer med i det renade vattnet i för stora mängder. Något som inte tas hänsyn till för vanligt använda modeller är temperaturen. Temperaturen på vattnet och slammet kan förändra sjunkegenskaperna. Ju lägre temperaturer desto mer kompakt och trögflytande blir vattnet, vilket försämrar sjunkförmågan för slammet.

I denna studie utfördes ett flertal tester på slammet vid tre olika temperaturer, 6°, 12° och 22° C, för att studera skillnaden. Resultaten visade på en skillnad i hur snabbt slammet sjunker där högre temperaturer gav högre hastigheter. Därmed klarade även högre temperaturer av högre flöden innan slam förlorades från systemet. Detta visar på att temperaturen bör tas i åtanke vid dimensionering av sedimenteringsbassänger. Resultaten från testerna vid 12° C, vilket är mest representativt för en lägsta temperatur vid Kungsängsverket, visade på en kapacitet kring 2400 m³/h. Data från Kungsängsverket visar på ökad mängd slam i det renade vattnet vid liknande flöden, men fler tester bör utföras för en bättre skattning av slammets sjunkegenskaper.

För att beräkna det maximala flödet användes olika endimensionella modeller i vertikal riktning. En enklare modell som inte kräver tyngre beräkningar, men även två mer avancerade modeller som baseras på att mellansedimenteringsbassängen delas upp i flera lager. Med differentialekvationer beräknas ett massflöde av slam mellan lagren. En av de mer avancerade modellerna, den så kallade Bürger-Diehlmodellen, med 30 lager visade sig vara mest lämplig att använda för beräkningarna.

Begreppslista

MLSS - Suspenderat partikulärt material i en aktivslambassäng (från eng. Mixed Liquor Suspended solids)

SFA - Solids flux analys (från eng. Solids flux analysis)

SPA - State point analys (från eng. State point analysis)

SSVI – Omrörd Slamvolymindex (från eng. Stirred sludge volume index)

SVI – Slamvolymindex

TSS - Total mängd suspenderat material (från eng. Total suspended solids)

ZSV - Zonsedimenteringshastighet

Innehåll

1. Inledning.....	1
Syfte.....	1
Frågeställningar.....	2
Avgränsningar.....	2
2. Teoretisk bakgrund	3
2.1 Kungsängsverket	3
2.2 Sedimentering	4
2.3 Metoder för att bestämma sedimenteringsegenskaper av slam	7
2.4 1D-modellering av sedimentering.....	9
3. Metod.....	21
3.1 Implementering av processmodeller	21
3.2 Sedimenteringstester	21
3.3 Kalibrering av parametrar i Takács sedimenteringsfunktion	22
3.4 Maximal sedimenteringskapacitet vid konstant inflöde.....	23
3.5 Maximal sedimenteringskapacitet vid dynamiskt flöde	24
4. Resultat.....	25
4.1 Sedimenteringstester	25
4.2 Simulering av sedimenteringstest.....	27
4.3 Maximal sedimenteringskapacitet vid konstant flöde.....	28
4.4 Maximal sedimenteringskapacitet vid dynamiskt flöde	29
5. Diskussion.....	31
5.1 Sedimenteringstester	31
5.2 Skattning av parametrar.....	32
5.3 Jämförelse vid konstant och dynamiskt flöde.....	33
5.4 Framtida forskning	35
6. Slutsats	36
7. Referenser	37
8. Bilagor.....	39

1. Inledning

Uppsala vatten (UVAB) har idag tre olika biologiska reningssteg, s.k. biosteg. Biosteget vid Kungsängsverket består av en aktiv slamprocess och en mellansedimentering, dessa kallas Bio A, B och C. Ett nytt biosteg ska byggas för att ersätta Bio A och Bio B, och det är av intresse för UVAB att veta vad det maximala flödet som kan ledas till biosteg C är utan att sedimenteringsbassängens funktioner går förlorade. Mellansedimenteringen är även oftast det steg med lägst flödeskapacitet, och därmed begränsande för flödet i alla andra steg, vilket gör den till en viktig faktor i bestämmandet av kapaciteten för biosteget. För stora flöden kan leda till slamflykt vilket kan påverka följande reningssteg negativt eller om större mängd slam försvinner ur systemet, försämrar reningen i det biologiska reningssteget.

Det finns flera sätt att undersöka slammets sedimenteringsegenskaper. Slamvolymindex (SVI) är ett av dessa sätt och är ett mått på hur stor volym slammet tar upp efter en viss tid vid sedimentering. Stirred SVI (SSVI) är en variant av mätning av SVI, med tillägget av en omrörare som sakta rör om slammet medan det sedimenterar. Detta används för att motverka väggarnas påverkan i behållaren. SSVI är mer representativ för hur verkliga sedimenteringsbassänger fungerar och ger därmed bättre resultat. Vid dessa experiment är zonsedimenteringshastigheten (ZSV) av intresse, vilket är ett mått på hur snabbt slammet sedimenterar. Detta kan mätas genom att mäta lutningen för den brantaste delen av en figur med slamnivån över tiden. ZSV kan användas för att dimensionera sedimenteringsbassänger, då det visar vid vilken koncentration av slam som hastigheten är som lägst och därmed begränsande (Torfs et al. 2016). ZSV kan användas tillsammans med slamytbelastningen och returslamflödet för att bestämma, med solid-fluxmetoden, det kritiska massflödet av suspenderat material, vilket är ett mått på hur stor massa som kan tillföras per ytareal bassängen och tid, samt maxinflödet som sedimenteringsbassänger kan hantera vid jämvikt. (Ekama et al. 1997)

Något som också är relevant är hur temperaturen påverkar sedimenteringshastigheten. Ju högre temperaturen är desto snabbare blir sedimenteringshastigheten. Detta är för att viskositeten och densiteten för vatten beror på temperaturen. Vid högre temperaturer minskar viskositeten eftersom vattenmolekylerna är mer mobila och densiteten minskar eftersom vattnet expanderar och tar upp mer plats. Eftersom temperaturen på vattnet i reningsverk varierar beroende på säsongen är det viktigt att beakta vid dimensionering (Torfs et al. 2016).

Ett sätt att utvärdera kapaciteten är med en processmodell. Fysikaliska, kemiska och biologiska processer samt hydraulik kan beskrivas med processmodeller vilket görs med matematiska ekvationer som ger en så nära verklighetsbaserad bild av systemen som möjligt. Dessa ekvationer inkluderar information om hur reningsverket fungerar på organism- och molekylnivå. En sådan modell möjliggör bland annat utvärdering av prestanda och kapaciteten för anläggningen.

Syfte

Syftet med examensarbetet är att utvärdera mellansedimenteringens maximala flödeskapacitet vid olika temperaturer, för biosteg C vid Kungsängsverket i Uppsala. Med kunskapen om biosteg C's maximala kapacitet kan fördelningen av framtida flöden mellan biosteg C och det nya biosteget göras.

Frågeställningar

- Hur stort flöde kan mellansedimenteringen för biosteg C vid Kungsängsverket ta emot innan slamnivån blir för hög?
- Hur varierar sedimenteringshastigheten med temperaturen och hur påverkar det flödet som mellansedimenteringen kan ta emot?

Avgränsningar

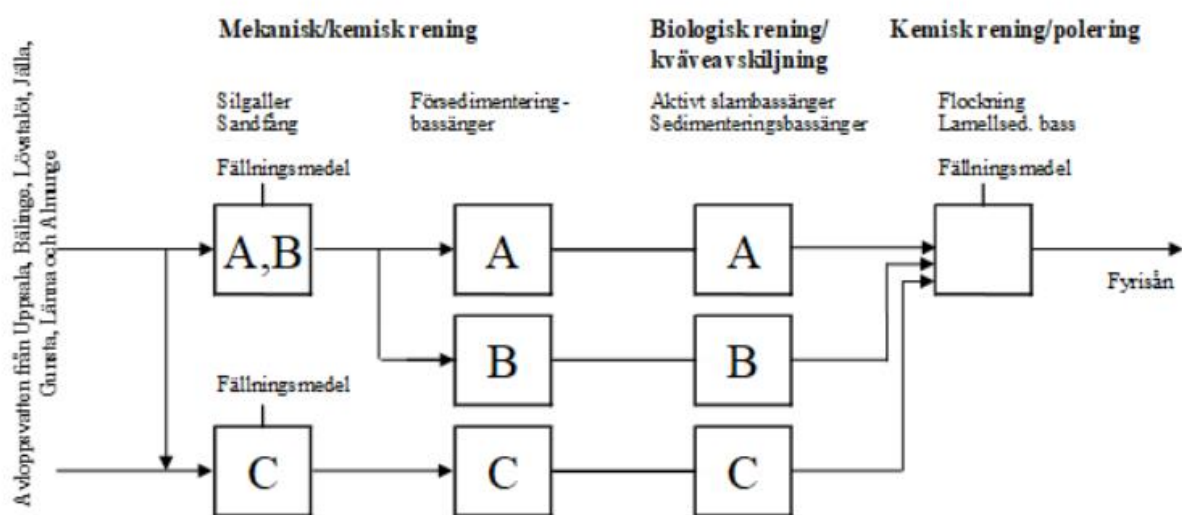
Det här examensarbetet går ut på att utvärdera hur temperaturen av vattnet påverkar kapaciteten av mellansedimenteringen. Andra egenskaper av slammet varierar alltså inte vid provtagningar av slammet, bara temperaturen. Modelleringen som används är av en dimension så parametrar som inlopp av vatten och flödesriktningar i 2D tas inte direkt hänsyn till.

2 Teoretisk bakgrund

I den teoretiska bakgrunden förklaras Kungsängsverkets olika delar och processer genom hela reningsverket, med större fokus på de relevanta processerna för examensarbetet. Teorin bakom sedimentering och hur kvaliteten på slammets sedimentering kan kvantifieras förklaras samt sedimenteringsbassängers funktion. Sedan förklaras de olika typerna av sedimentering rent matematiskt och hur dessa används i olika typer av modeller för att beräkna kapaciteten för mellansedimenteringen.

2.1 Kungsängsverket

Kungsängsverket är det största reningsverket i Uppsala och drivs av UVAB. Reningsverket består av mekanisk, biologisk och kemisk rening. Verket är dimensionerat för att behandla 4800 m³/h och består av tre huvudlinjer A, B och C, se Figur 2.1. Block A och B har gemensam mekanisk rening, men separat försedimentering och biosteg med gemensam kemisk rening för hela verket. C har ett separat flöde från A och B men med gemensam kemisk rening. Biosteg A och B har vardera en kapacitet på 1000 m³/h och biosteg C är dimensionerad för en kapacitet på 2800 m³/h. (Uppsala vatten. 2021)



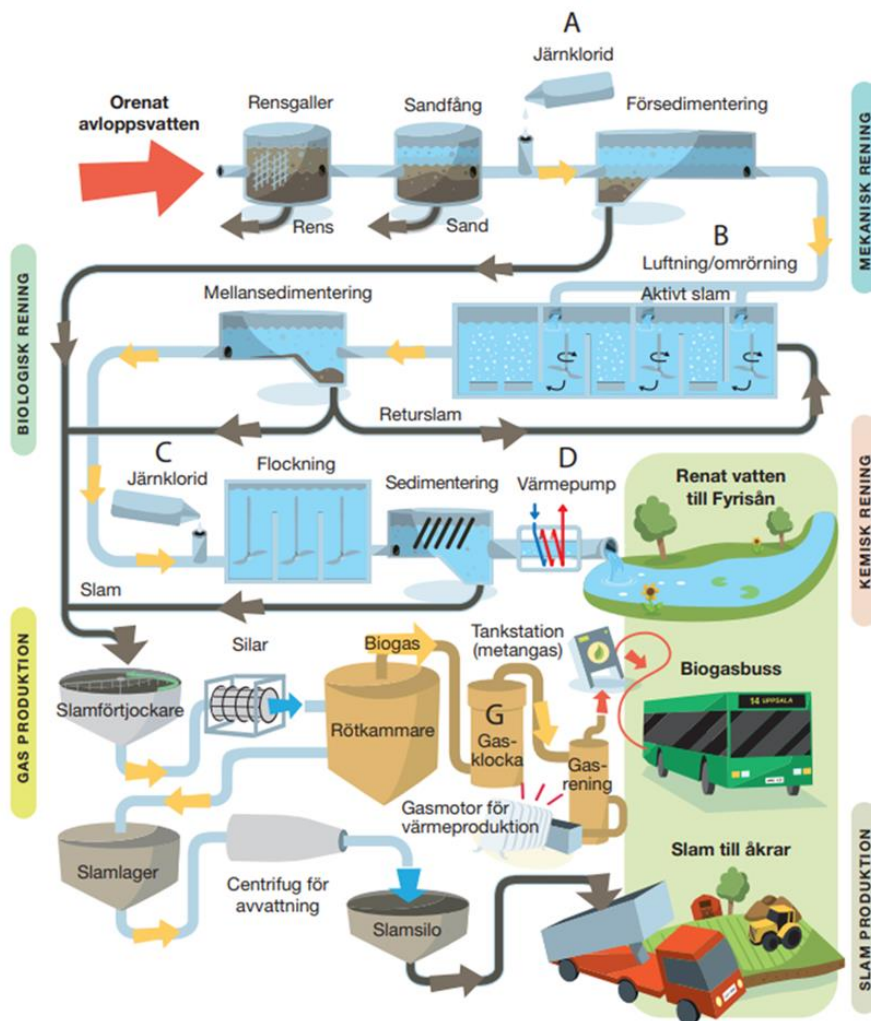
Figur 2.1. Skiss över Kungsängsverkets processdelar. (Uppsala vatten 2021)

Det orenade vattnet kommer först in till den mekaniska reningen, röd pil i Figur 2.2, vilket inleds med ett rensgaller där större material, såsom plast, trasor, tops, kondomer och tamponger tas bort. Därefter leds vattnet vidare till ett sandfång där sand och tyngre partiklar sedimenterar och avskiljs. Efter sandfånget tillsätts järnklorid, en fällningskemikalie, som förbättrar avskiljningen i försedimenteringen. Slammet som sedimenterar i försedimenteringen kallas primärslam och pumpas vidare till sambehandlingen där det rötas för att producera biogas för att sedan stabiliseras. Slammet sprids även på åkermark för att föra tillbaka näringsämnena tillbaka till jorden. (Uppsala vatten. 2021)

Efter det mekaniska steget leds vattnet vidare till den biologiska reningen, vilket inleds med en aktiv slambassäng. Den aktiva slambassängen består av tre zoner. Varje zon består av en anoxisk del följt av en aerob del där syre tillsätts (sektion B i Figur 2.2). Efter den aktiva slambassängen leds vattnet vidare till mellansedimenteringen där slammets sedimenterar och

leds tillbaka till den aktiva slambassängen. En mindre del överskottsslam tas också ut för reglering av slamhalten i systemet (Uppsala vatten. 2021)

Efter det biologiska reningssteget leds vattnet till det kemiska behandlingssteget. Järnklorid tillsätts för att återstående restflockar och fosfor ska kunna fällas ut, vilket görs i en flockningsbassäng med omrörare. Sedan leds vattnet vidare till slutsedimenteringen där flockarna avskiljs och leds vidare till slamförtjockaren. Innan vattnet leds ut till Fyrisån leds vattnet förbi en värmepumpanläggning för energiåtervinning. (Uppsala vatten. 2021)



Figur 2.2 Översikt över avloppsreningen på Kungsängsverket. (Uppsala Vatten 2021)

2.2. Sedimentering

Sedimentering är avskiljningen av suspenderade partiklar tyngre än vatten. Avskiljningen sker på grund av tyngdkraftens påverkan på partiklarna, men även en lyftkraft och friktionskraft påverkar partikeln i motsatt riktning. Detta gör sedimenteringsbassänger lämpliga att använda i kombination med en aktiv slambassäng vid reningsverk eftersom slammet återanvänds, och det används oftast vid flera steg i reningsprocessen som ses i avsnitt 2.1. Sedimenteringsmekanismen är inte alltid densamma utan varierar beroende på koncentrationen av partiklar och deras tendens att flockulera (Ekama et al. 1997). Dessa förklaras i följande avsnitt.

2.2.1 Olika typer av sedimentering

Det finns fyra olika typer av sedimentering:

1. Diskret partikelsedimentering
2. Diskret flockulerande sedimentering
3. Zonsedimentering
4. Kompressionssedimentering

Diskret partikelsedimentering sker då partiklarna är helt spridda på grund av låg koncentration och påverkar därmed inte varandra. Varje enskild partikel sjunker med sin egen hastighet beroende på dess egenskaper såsom storlek, form, porositet och densitet. Partiklarna kan genom kollision och flockulering bilda flockar. Detta kallas diskret flockulerande sedimentering och sker när koncentrationen blir tillräckligt hög för att partiklarna ska interagera. Beroende på slamsammansättningen varierar koncentrationen för när det övergår från diskret partikelsedimentering till diskret flockulerande sedimentering. Partiklarna, eller flockarna, sedimenterar fortfarande oberoende av varandra och endast utifrån dess egenskaper, men de nybildade flockarna sedimenterar vid sin egen, nya, hastighet. (Ekama et al. 1997)

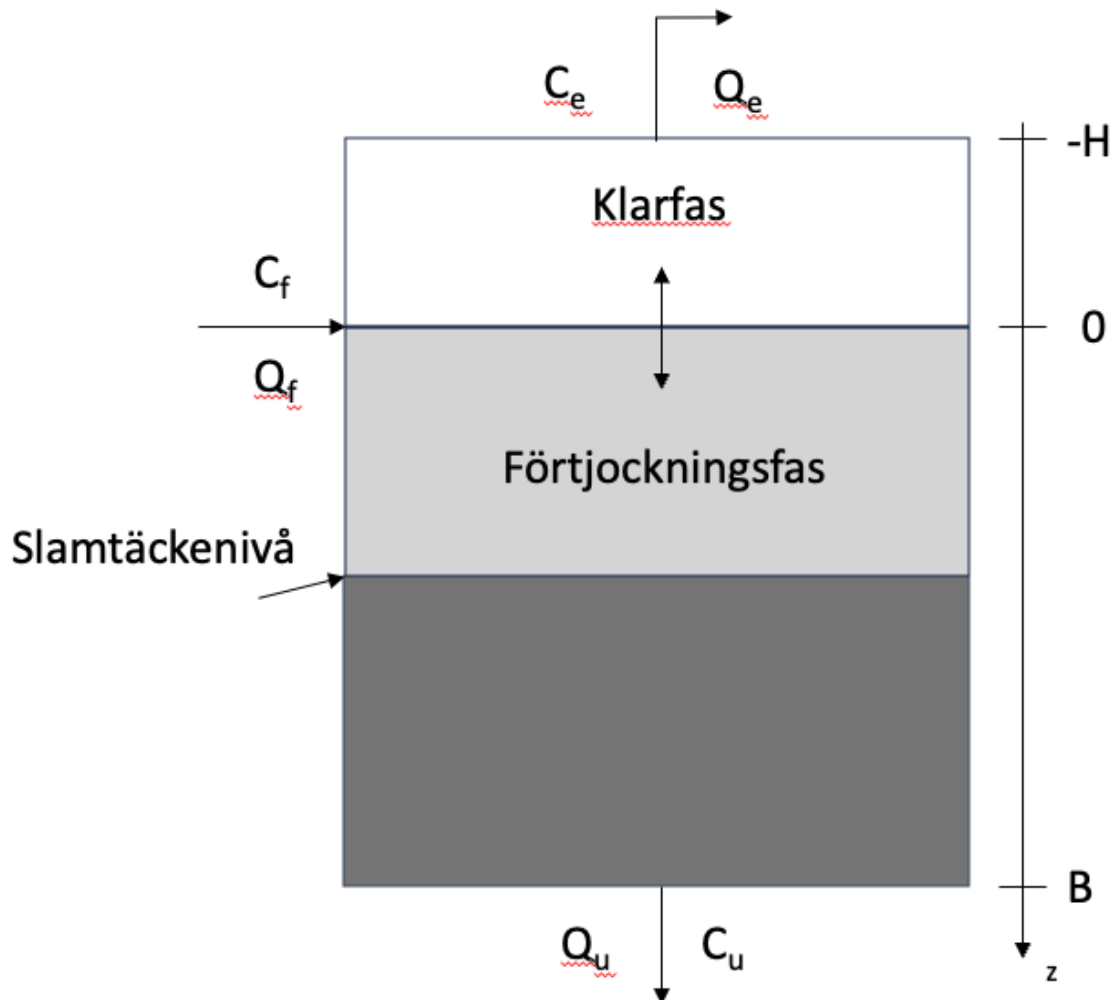
Övergången från diskret flockulerande sedimentering till zonsedimentering sker vid den koncentration då partiklarna och flockarna inte längre sedimenterar oberoende av varandra. Denna koncentration sker vanligtvis kring 600–700 mg totalt suspenderat material (TSS)/L (Van Loosdrecht et al. 2018), men kan även ske redan vid 500 mg TSS/l för dåligt slam och upp till 1000 mg/L för bra slam (Mancell-Egala et al. 2016). När koncentrationen för zonsedimentering uppnås hindrar partiklarna varandra genom interpartikulära krafter som gör att alla partiklar drar med varandra och sedimenterar med samma hastighet, oberoende av deras individuella egenskaper. Partiklarna sedimenterar alltså tillsammans som en zon och kallas därför zonsedimentering. Vid högre koncentrationer, vanligtvis vid 5000–10 000 mg TSS/l, börjar partiklarna fysiskt påverka varandra genom kompression på grund av tyngden av ovanliggande partiklar. Detta kallas kompressionssedimentering och sedimenteringshastigheten minskar då markant (Torfs et al. 2016).

Alla typer av sedimentering sker samtidigt i en sedimenteringsbassäng. I den undre delen av bassängen, det vill säga under inloppet, sker både kompression och zonsedimentering och i den övre delen sker diskret och flockulerande sedimentering, förutsatt att bassängen inte är överbelastad (Ekama et al. 1997). Mancell-Egala et al. (2016) menar dock på att zonsedimentering inte får uppnås vid inflödesnivån om den ska fungera väl för en fungerande sedimentering

2.2.2 Mellansedimenteringsbassängers funktion

Mellansedimenteringsbassänger har flera olika funktioner, slamavskiljning, klargörning och slamlagring, se Figur 2.3. Slamavskiljningen för mellansedimenteringen är viktig för att få tillräckligt med returslam tillbaka till den aktiva slamprocessen. Otillräckligt returflöde av slam kan orsaka en otillfredsställande rening i biobassängen. Funktionen som klargörare innebär att tillräckligt av slammet fångas upp i sedimenteringstanken, då en för hög halt av suspenderat material i utflödet kan påverka resterande rening i reningsverket negativt. Vid höga flöden kan mängden suspenderat material som kommer in i sedimenteringsbassängen bli hög och slamtäckets höjd ökar då slammet inte hinner sedimentera. Att dimensionera

mellansedimenteringsbassängen utifrån slammets sedimenteringsegenskaper är då nödvändigt för att utflödet inte ska ha en för hög koncentration totalt suspenderat material (TSS). (Ekama et al. 1997).



Figur 2.3. Schematisk överblick av en ideal sedimenteringsbassäng. Klarfaszonen (eng. clarification zone) är zonen ovanför inloppet där vattnet rör sig uppåt till utflödet. Förtjockningszonen (eng. thickening zone) är zonen under inloppet där vattnet rör sig nedåt till returflödet och där slammets förtjockas. Slamtäckenivån (eng. sludge blanket level) är vid koncentrationen där zonsedimentering uppstår. B är djupet på förtjockningszonen och H är höjden på klarfaszonen. C och Q är koncentrationen och flödet. (Bürger et al. 2011)

2.2.3 Temperaturens påverkan på sedimentering

Vad gäller slammets egenskaper förklarar Jin et al. (2003) att det finns två huvudtyper av problem för sedimentering: (i) slamsvällning på grund av ökning av filamentbildande bakterier och (ii) dåliga flockbildande egenskaper, exempelvis formning av små och lätta flockar. Stora, kompakta flockar är vanligtvis fördelaktigt för bra sedimentering och kompaktering av slammets. Wang et al. (2014) menar på att temperaturen har en stor påverkan på förekomsten av filamentbildande bakterier. Slamsvällning börjar under 20° C för reningsverket Wang et al. (2014) studerade och extrem slamsvällning skedde vid de lägsta temperaturerna (13–15 °C). Vid de lägsta temperaturerna var SVI större än 350 ml/g.

Slammets sedimenteringshastighet och kompressionsbarhet påverkas av ett flertal faktorer av bland annat slammets egen karaktär (Jin et al. 2014), men också av externa faktorer såsom temperatur och utformningen av mellansedimenteringsbassängen. Temperaturen påverkan kan visas med hjälp av Stokes lag där sedimenteringshastigheten för en enskild sfärisk partikel ges av (2.1).

$$v = \frac{g(\rho_p - \rho_f)d^2}{18\mu} \quad (2.1)$$

Där g är tyngdkraften, ρ_p och ρ_f är densiteten av partikeln respektive vattnet, d är diametern av partikeln och μ viskositeten för vattnet (Carlsson, B. 1998). Kestin et al. (2009) visar att viskositeten minskar med en ökande temperatur.

Wilson (1996, se Giokas et al. 2003) beskriver ett uttryck för initialsedimenteringshastigheten som funktion av temperaturen, se (2.2). Initialsedimenteringshastigheten är en av parametrarna i Takács sedimenteringsfunktion, se (2.12). Uttrycket menas dock vara otillräckligt eftersom det ger ett fast värde vid en given temperatur oberoende av andra faktorer. Giokas et al. (2003) menar då på att ett uttryck som följer vant Hoff-Arrhenius struktur är mer lämpligt, ekvation 2.3, där θ är en temperaturkorrektionsfaktorskoefficient och $V_{0measured}$ är den beräknade hastigheten för förhållandena vid experimentet. Vidare forskning behövs dock.

$$v_0 = 0,68T - 5,05 \quad (2.2)$$

$$v_0 = V_{0measured} \theta^{(T-20)} \quad (2.3)$$

I en rapport skriven av Hayet et al. (2010) har temperaturvariationens påverkan på sedimenteringshastigheten undersökt. Två tester utfördes, det ena i april då vattnet var kring 21 °C och det andra i juni då temperaturen på vattnet var kring 26° C. För provtagningen i april utfördes ett sedimenteringstest vid 9°, 21° och 40° C och för provtagningen i juni vid 15°, 26° och 33° C. Temperaturen varierades genom att ha proven i ett vattenbad med önskad temperatur. För varje temperatur varierades koncentrationen tre och fyra gånger för april respektive juni inom intervallet 1–3,7 g/l. Motiveringen bakom de valda temperaturerna var att testen utfördes i Tunisien där temperaturen kan variera mellan 7° och 40° C över året. Testet i april visar på en tydlig förändring i sedimenteringshastigheten vid de olika temperaturerna. Ett lokalt minimum av initialhastigheten, v_0 , noterades vid vattnets ursprungliga temperatur och sedimenteringshastigheten ökade vid både 7° och 40° C för samtliga koncentrationer. Vid den högsta koncentrationen, 3,68 g/l, var dock ökningen vid 7° C knapp.

2.3 Metoder för att bestämma sedimenteringsegenskaper av slam

Olika metoder finns för att bestämma slammets sedimenteringskvalitet. Detta kan göras med slamvolymindex (SVI) vilket är ett mått på hur stor volym ett gram slam tar upp efter 30 minuters sedimentation. Varianter på SVI används också. Utspädd SVI (DSVI) där slammet späds ut ifall koncentrationen är för hög och omrörd SVI (SSVI) där slammet rörs om under sedimentationen för att motverka väggarnas effekter. Sedimenteringstester kan också utföras. Då mäts slamnivån medan slammet sedimenterar och zonsedimenteringshastigheten för initialkoncentrationen kan skattas. Dessa förklaras ytterligare i kommande stycken. (Torfs et al. 2016)

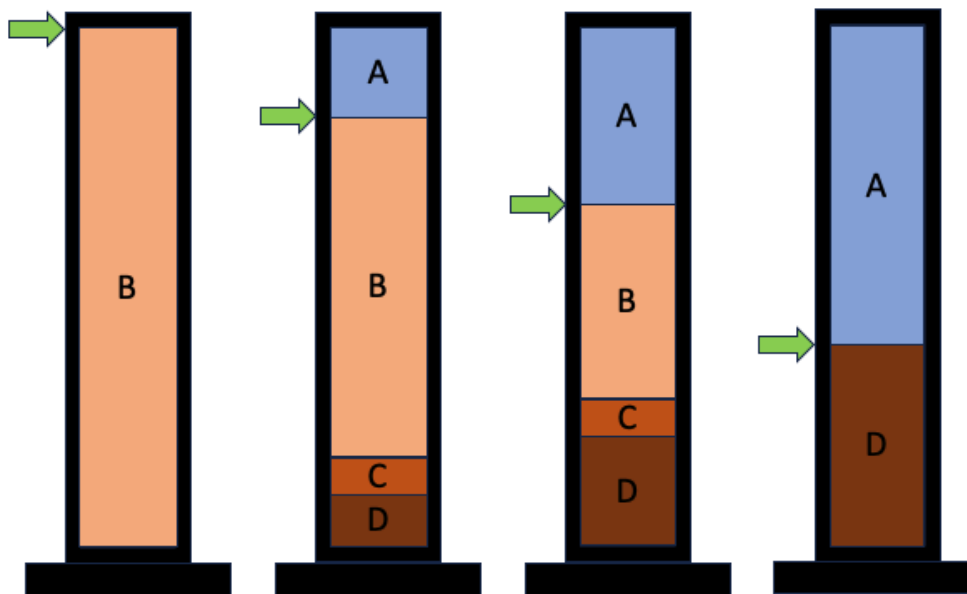
2.3.1 Slamvolymindex

Slamvolymindex (SVI) är ett mått på hur stor volym, i milliliter, ett gram slam tar upp efter 30 minuters sedimentering i en 1 L cylinder. Typiska värden ligger mellan 50–400 ml/g där lägre värden indikerar goda sedimenteringsegenskaper. Uppskattning av sedimenteringsegenskaper med SVI innebär vissa osäkerheter, det största är att sedimenteringen beror på koncentrationen, särskilt vid höga koncentrationer. Ett annat problem är att väggarna i provröret bromsar in partiklarna vid sedimenteringen och hastigheten därmed blir lägre än vad den är i verkligheten. (Torfs et al. 2016).

En modifikation som gjorts till SVI på grund av dessa problem är den så kallade omrörd SVI (från engelskans *Stirred SVI (SSVI)*) som är tillägget av en mycket långsam omrörare (1 varv/min). Omröraren motverkar effekten av väggarnas inverkan och ger mer tillförlitliga resultat än SVI. SSVI utförs med en koncentration av 3,5 g TSS/L för att minska påverkan från koncentrationsvariationer. Dimensionen på röret är också viktigt, djup till diameter-ration bör vara mellan 5:1 och 6:1 med en volym större än 4 liter. (Torfs et al. 2016)

2.3.2 Sedimenteringstest

Ett SVI-test ger endast en momentan bild av slammet efter 30 minuters sedimentering. Hur slammet sedimenterar under de 30 minuterna tas inte hänsyn till. Hur slammet beter sig under de 30 minuterna beror på både zon- och kompressionssedimenteringshastigheten vilka båda beror på slammets egenskaper. För att få en tydligare bild kan ett sedimenteringstest tas fram vilket är en kurva med höjden av slamnivån på y-axeln och tiden på x-axeln. I sedimenteringstest kan fyra olika faser tydliggöras, se bilaga A. Den första är en kort fördröjningsfas där slammet stabiliserar sig efter störning från att ha rörts om. Under den andra fasen, zonsedimenteringsfasen, syns den relevanta zonsedimenteringshastigheten där slamnivån avtar linjärt. Hastigheten tas fram genom att mäta lutningen på de tre brantaste punkterna och tas fram för ett flertal olika initialkoncentrationer, minst sex, mellan koncentrationerna 1–12 g TSS/l. Med flera mätningar vid olika koncentrationer kan då ett samband mellan zonsedimenteringshastigheten och koncentrationen av slammet. Den tredje fasen kallas övergångsfasen och är ett mellanläge av zonsedimentering- och kompaktionsfasen. Denna punkt är där lutningarna av zonsedimenteringen och kompressionssedimenteringen skär varandra. Den fjärde fasen är då slammet undergår kompression och fysiskt påverkar varandra. Här blir sedimenteringshastigheten betydligt lägre än vid zonsedimenteringen (Torfs et al. 2016). Figur 2.5 visar de olika faserna, klarfasen A, zonsedimenteringskoncentrationen B, övergångskoncentrationen C och kompressionskoncentrationen D.



Figur 2.5 Olika stadier i ett sedimenteringstest. Längst till vänster är början på testet med en homogen koncentration. Näst längst till vänster är några minuter in i testet. En klarfas, A, syns högst upp med B som är initialkoncentrationen, men även C, där slammet förtjockas och D där slammet nått en maximal koncentration. Längst till höger har testet sedimenterat klart och endast två faser finns, en klarfas A och en kompressionsfas D. Modifierad från (Ekama et al. 97)

För sambandet mellan zonsedimenteringshastigheten, v_{zs} , och koncentration av suspenderat material, C , har ett uttryck framtaget av Vesilind. (1968) använts, se (2.4). I (2.4) är C koncentrationen av suspenderat material, v_0 representerar maximala initiala maxsedimenteringshastigheten och r_h är en sedimenteringsparameter för zonsedimentering.

$$v_{zs} = v_0 e^{(-r_h C)} \quad (2.4)$$

Parametrarna v_0 och r_h kan tas fram med minsta kvadratanpassning regression av $\log(v_{zs})$ mot C . Generellt sett har slam med god sedimenteringsförmåga högt v_0 , runt 13 m/h, och lågt r_h , kring 0,25 m³/kg. För dåligt slam ligger dessa värden kring 5 m/h respektive 0,5 m³/kg (Torfs et al. 2016).

Om initialkoncentrationen är hög nog för att kompression ska ske direkt kommer sedimenteringstestet inte visa någon tydlig linjär nedgång. Därför bör inte sådan data användas för att skatta parametrarna i Vesilinds ekvation (Torfs et al. 2016, Torfs et al. 2017). Vid lägre initialkoncentrationer, dvs. innan zonsedimentering sker, blir det svårt att tyda en tydlig fasskillnad och när det sker är koncentrationen för låg för att använda för parameterskattningen (Torfs et al. 2016).

2.4 1D-modellering av sedimentering

Endimensionella (1D) modeller av mellansedimentering har tagits fram för att ge en enkel uppskattning av kapaciteten för bassängen och gör det möjligt att simulera ett helt reningsverk eftersom 1D-modeller kräver relativt låg beräkningskraft jämfört med modeller av högre dimensioner. 1D-modeller som används till sedimentering är diskreta, dvs. att koncentrationen av slam inte är kontinuerlig över hela bassängen. Genom att dela upp bassängen i lager beräknas massflödet av slam mellan lagren över tiden. Två antaganden görs för 1D-modeller. Den första

är att partiklarna sprider sig jämnt över hela lagret de kommer in till och den andra är att det bara sker vertikala flöden (Torfs, E. 2015)

2.4.1 Solids flux-teorin

Solids flux-metoden är en endimensionell metod som kan användas för att ge en enkel uppskattning om flödeskapaciteten för mellansedimenteringsbassänger utifrån slammets sedimenteringshastighet, arean av sedimenteringsbassängen, returslamflödet och koncentrationen av aktivt slam (MLSS) i biobassängen. Metoden antar att massan av suspenderat material transporteras nedåt till botten av mellansedimenteringen via sedimenteringsmassflödet ($v_s(C) * C$), vilket för det suspenderade materialet ner genom vattnet, och bulkmassflödet ($v_c(z, t) * C$) som är ett resultat av vattnets rörelse på grund av utflödet och returflödet. Detta resulterar i (2.5) där v_s är sedimenteringshastigheten för partiklarna, v_c är hastigheten för vattnet och C är koncentrationen för ett givet lager. Den sista termen i (2.5) skiljer sig beroende på z , dvs. positionen i sedimenteringsbassängen. I den övre delen av sedimenteringsbassängen, dvs. över inloppet, transporteras partiklarna uppåt på grund av utflödet, Q_E , till vidare reningssteg och bulkflödet blir följande $v_c = \frac{Q_E}{A}$. Under inloppet transporteras partiklarna nedåt på grund av returflödet och överskottsflödet, och bulkflödet blir följande $v_c = \frac{Q_R + Q_W}{A}$. Utöver massflödet i själva bassängen tillkommer också partiklar via inflödet. Massbalansen i mellansedimenteringen kan alltså beskrivas med differentialekvationen i ekvation 2.6, där den första termen är masstransporten i sedimenteringen och den andra termen är inflödet av massa från biobassängen. Q_f är det totala inflödet till mellansedimenteringen, C_f är koncentrationen av partiklar i flödet Q_f , A är arean av mellansedimenteringen och $\delta(z)$ är Dirac deltafunktionen (Torfs, E. 2015)

$$F(C, z, t) = v_s(C) C + v_c(z, t) C \quad (2.5)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial z} F(C, z, t) + \frac{Q_f(t)C_f(t)}{A} \delta(z) \quad (2.6)$$

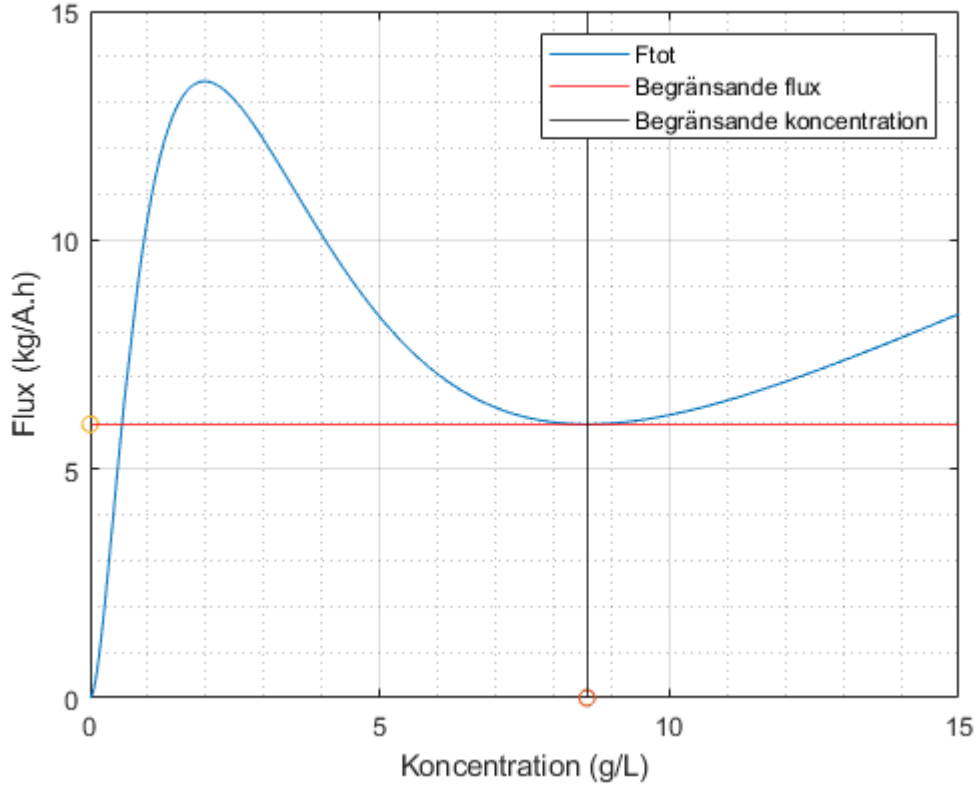
2.4.1.1 State point analys

State point analys (SPA) är en påbyggnad av solids flux-metoden och ger en mer visuell bild för beräkningen av kapaciteten för en mellansedimenteringsbassäng. Flödet ut från mellansedimenteringen, returslamflödet och sedimenteringshastigheten, det vill säga Q_f , Q_R och v_s ger alla upphov till ett massflöde av partiklar. Q_f resulterar i en uppåtriktad hastighet i på vattnet ovanför inflödet till mellansedimenteringen. Q_R resulterar i en nedåtriktad hastighet under inflödet till mellansedimenteringen. v_s är alltid nedåtriktad oavsett position i sedimenteringsbassäng. För en fungerande mellansedimentering, enligt SPA, får inte massflödet in vara större än det ut vilket begränsas av slammets kvalitet, men även storleken på Q_f och Q_R . (Ekama et al. 1997)

I Figur 2.6 visas det totala massflödet J_{tot} (Ftot, blå), det begränsande massflödet J_L (röd) och den begränsande koncentrationen C_L , (svart). Det totala massflödet är detsamma som i (2.5), men för SPA är det enbart Q_R som tas med i v_c -termen eftersom det är v_s och Q_R som avgör hur stort flöde, Q_E , som mellansedimenteringen klarar av. Med andra ord är Q_E en funktion av v_s och Q_R . I (2.7) är det totala massflödet utskrivet där C är koncentrationen slam, v_0 och r_h är parametrar i Vesilinds sedimenteringsfunktion och q_r är returflödesbelastningen, dvs. $\frac{Q_R}{A}$, där A är arean av mellansedimenteringen.

$$J_t = C(v_0 e^{(-r_h C)}) + C q_R \quad (2.7)$$

Det begränsande massflödet sker vid det lokala minimumet av F_{tot} och det är massflödet in i sedimenteringsbassängen som inte bör överskridas för en fungerande sedimentering. (Carlsson. 1997, Ekama et al. 1997).



Figur 2.6. Det totala massflödet, dvs. gravitations- och returmassflödet över koncentrationen slam, det begränsande massflödet (beräknat från de lokala minima av det totala massflödet) och den tillhörande begränsande koncentrationen.

För något returflöde q_r mindre än något $q_{r,crit}$ existerar det ett begränsande massflöde och koncentration J_L och C_L , dvs. ett begränsande massflöde in till mellansedimenteringen och någon begränsande koncentration mindre än returslamkoncentrationen C_R . Det begränsande massflödet, J_L , är den maximala mängden av partiklar som hinner sedimentera för ett givet returflöde och en koncentration i biobassängen (MLSS). Med dessa begränsningar kan en ytbelastning, q_a , dvs. utflödet dividerat med arean av mellansedimenteringen $\frac{Q_E}{A}$, tas fram. R är returflödesgraden vilket beräknas med $\frac{q_A}{q_R}$. Detta kallas för 'solids capacity criterion I', se (2.8). (Ekama et al. 1997)

$$q_A \leq \frac{J_L}{C_f(1+R)} \quad (2.8)$$

För q_r större än $q_{r,crit}$ är 'solids capacity criterion I' inte längre applicerbart utan beror enbart på massflödet av MLSS-koncentrationen. Detta kallas 'solids capacity criterion II', se (2.9).

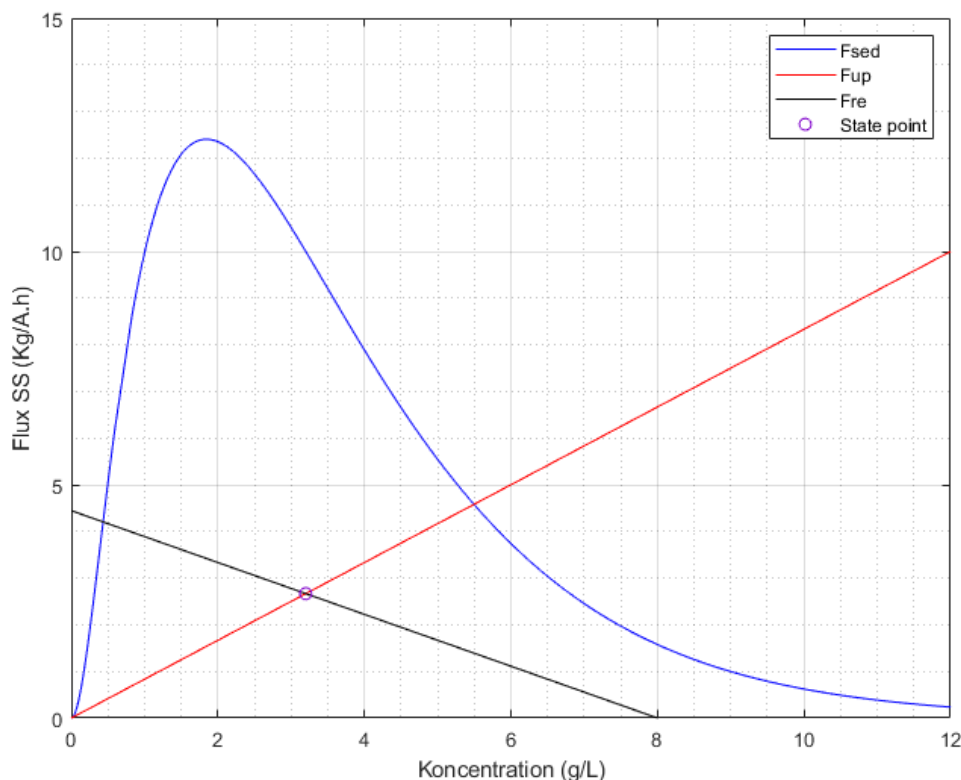
$$J_L = C_f(v_0 e^{(-r_h C)} + q_R) \leq J_{QF} = C_f(q_R + q_A) \quad (2.9)$$

Vilket kan reduceras till (2.10) för beräkningen av det kritiska q_A :

$$q_A \leq v_0 e^{-r_h C_f} \quad (2.10)$$

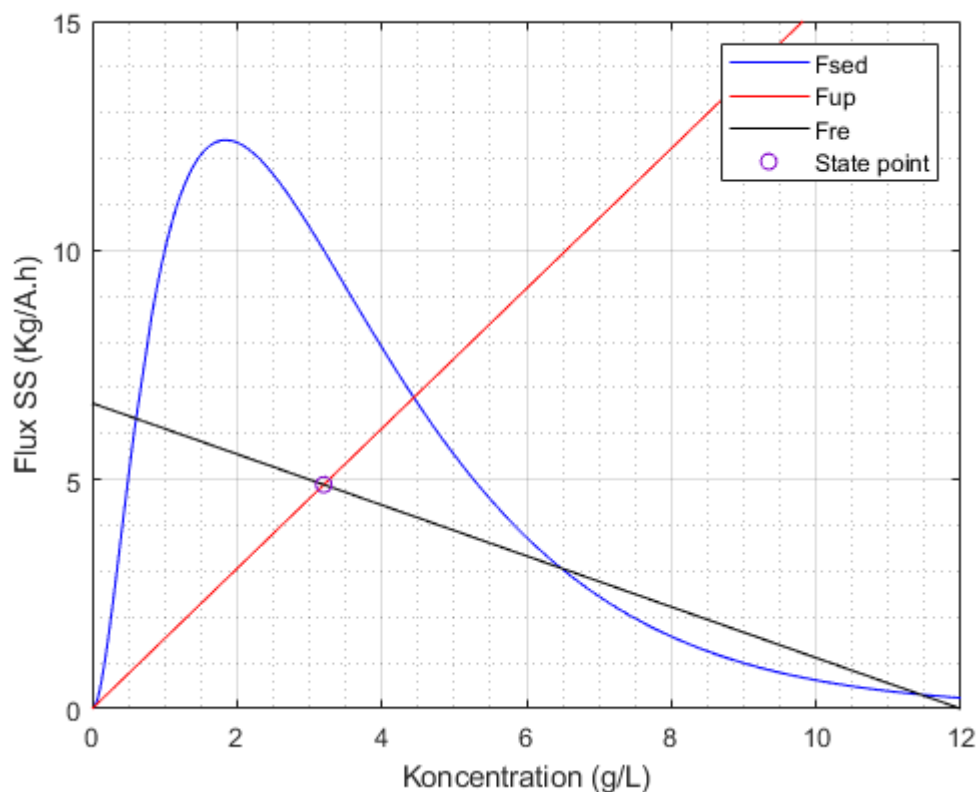
Dvs. att ytbelastningen inte får överskrida sedimenteringshastigheten för koncentrationen av MLSS. (Ekama et al. 1997)

Figur 2.7 visar en typisk SPA-graf med massflödet av slam på y-axeln och koncentrationen av slammet på x-axeln. Den blåa kurvan, F_{sed} , visar massflödet av partiklar utförd av gravitationen. Den räta röda linjen, F_{up} , som skär origo representerar ytbelastningen, där lutningen är storleken på ytbelastningen och den svarta räta linjen med negativ lutning, F_{re} representerar returflödet dividerat med arean. Den svarta linjen med negativ lutning representerar returbelastningen, dvs. returflödet dividerat med arean. Lutningen är storleken på q_R och skär y-axeln vid massflödet av partiklar som kommer in till mellansedimenteringen och x-axeln vid koncentrationen av returslamflödet. Skärningspunkten av returflödets- och ytflödeslinjen visar MLSS-koncentrationen, alltså den koncentration av partiklar som kommer med det totala flödet in i mellansedimenteringen. Denna punkt, även kallad state point (SP), måste befinna sig under gravitationskurvan för att mellansedimenteringen inte ska vara överbelastad i enlighet med (2.10). Är punkten över gravitationskurvan kommer massflödet av partiklar i inkommande flöde ha en nettohastighet uppåt eftersom hastigheten uppåt av ytbelastningen är större än sedimenteringshastigheten och partiklarna hinner då inte sedimentera. (Ekama et al. 1997)



Figur 2.7. State point analysis. F_{sed} (blå) är sedimenteringsmassflödet, F_{up} (röd) är fluxet från ytbelastningen och F_{re} (svart) är returbelastningen. State point (lila) representerar MLSS och det belastande massflödet utfört av ytbelastningen.

Det finns fall då SP kan befinna sig under sedimenteringsmassflödet men mellansedimenteringen ändå är överbelastad. Befinner sig returflödeslinjen över sedimenteringsmassflödet, se Figur 2.8, är massflödet in i mellansedimenteringen större än det begränsande massflödet. Massflödet in i mellansedimenteringen läses av där returflödeslinjen skär y-axeln. Är massflödet in i mellansedimenteringen större än det begränsande massflödet kommer partiklarna inte hinna sedimentera och koncentrationen som hade krävts i returflödet, dvs. där returflödeslinjen skär x-axeln, kan inte uppnås. Detta kan uppstå vid ökade flöden, alltså att ytbelastningen ökar. Ökar ytbelastningen kommer SP hamna längre upp på y-axeln i Figur 2.8, men fortsatt vara vid samma koncentration som tidigare. Detta gör att returflödeslinjen också höjs (Se skillnaden på Figur 2.7 och 2.8 där ytbelastningen är större i Figur 2.8). Eftersom massflödet in är större än det ut ackumuleras slam i mellansedimenteringen vilket gör att slamtäckets nivå ökar och slamhalten i bioreaktorn minskar. Eftersom MLSS minskar kommer massflödet av partiklar in till mellansedimenteringen till slut återgå till ett läge som inte längre är överbelastat. SP kommer röra sig till vänster i Figur 2.8 på grund av den minskade MLSS-koncentrationen. Detta gör att returflödeslinjen också sänks för att skära SP, men med samma lutning förutsatt att returflödet hålls konstant. Om mellansedimenteringen har kapaciteten för den ökade mängden slam, det vill säga, att den är djup nog för att slamtäcknivån inte stiger för högt upp, kan mellansedimenteringen klara av det ökade flödet. Är slamnivån redan hög finns det dock risk att slamtäcket stiger upp till utflödesuttaget och orsakar slamflykt. (Ekama et al. 1997)



Figur 2.8. State point analysis (SPA) då massflödet till mellansedimenteringen är större än SF_{lim} . Fre (svart) befinner sig över Fsed (blå) mellan 6,5 och 11,5 g/l.

Returslamkoncentrationen bestäms av ett flertal faktorer såsom metoden för att återföra slammet, återföringsförhållandet och komprimerbarheten av slammet. Solids flux-metoden tar

däremot bara hänsyn till återföringskvot. Ju lägre återföringskvot, det vill säga lägre returflöde jämfört med ytbelastningen, desto större blir skillnaden av returslamkoncentrationen och inflödeskoncentrationen. Detta eftersom mer slam hinner sedimentera innan det pumpas ut. I solids flux-metoden antas kompaktionen inte begränsas vid någon koncentration vilket kan ge en stor skillnad i den beräknade slamhalten i returflödet jämfört med den faktiska slamhalten. Ifall den faktiska slamhalten är lägre än den beräknade kommer mängden slam som återförs inte vara densamma som kommer in i mellansedimenteringen. Detta gör att massan i mellansedimenteringen ackumuleras vilket höjer slamtäcket, vilket i förlängningen kan leda till slamflykt om slamtäckenivån blir för hög. (Ekama et al. 1997)

2.4.2 Modellering av olika typer av sedimentering

I detta avsnitt beskrivs hur de fyra olika typerna av sedimentering som förklaras i Avsnitt 2.2.1. kan modelleras i en 1D-modell.

2.4.2.1 Zonsedimentering

För zonsedimenteringen har ekvationen av Takács et al. (1991) (2.11) använts i stor omfattning. Den skrevs om av Diehl & Jeppsson. (1998) till (2.12) för att garantera en positiv hastighet. I (2.11-2.12) representerar termen e^{-r_h} zonsedimenteringen. $\tilde{v}$ är den maximala verkliga hastigheten som kan mätas genom att mäta hastigheten på de större flockarna i ett sedimenteringstest som förklaras i Takács. (1991).

$$v_{zs} = v_0(e^{(-r_h C)} - e^{(-r_p C)}) \quad (2.11)$$

$$v_{zs} = \max \{0, \min \{ \tilde{v}, v_0(e^{(-r_h (C - C_{min})}) - v_0 e^{(-r_p (C - C_{min})}) \} \} \} \quad (2.12)$$

Torfs et al. (2017) undersökte ett antal olika sedimenteringsfunktioner som förklarar sedimentering och deras lämplighet att användas i modeller. De jämförde bland annat (2.11) av Takács et al. (1991) och (2.4) av Vesilind. (1968) och även potensfunktionen av Diehl, S. (2015), (2.13).

$$v_{zs}(C) = \frac{v_0}{1 + (\frac{C}{\bar{C}})^q} \quad (2.13)$$

Där v_0 , $\bar{C}$ och q är parametrar som kalibreras. Torfs et al. (2017) kom fram till att Takács sedimenteringsfunktion underskattar förtjockningen av slammet och ger för låga koncentrationer vid sedimenteringstester som pågick i ett par timmar. De menar på att Takács sedimenteringsfunktion delvis inkluderar kompression på detta vis, vilket gör att kompression inte kan modelleras helt som ett eget fenomen.

Potensfunktionen, som avtar långsammare än (2.11), överskattar koncentrationen i slamtäcket på grund av högre hastigheter vid högre koncentrationer eftersom den bara inkluderar zonsedimentering. Detta gör den lämplig att kombinera med kompression som enskilt fenomen och för en mer avancerad modellering. (Torfs et al. 2017)

2.4.2.2 Diskret och flockulerande sedimentering

Vesilinds funktion, (2.4), är endast applicerbar för zonsedimentering och kompressionssedimentering. För diskret och flockulerande sedimentering överskattas hastigheten (Takács, I. 1991). Eftersom lägre koncentrationer, vanligtvis mellan 0–1000 mg TSS/l, är vanligt i mellansedimenteringen är det viktigt att förstå hastigheten vid dessa. Patry & Takács (1991) har tagit fram ett förhållande mellan partikelstorleken och koncentrationen. Med hjälp av detta har de tagit fram ett samband mellan den genomsnittliga

sedimenteringshastigheten och koncentrationen för låga koncentrationer. Den andra termen i (2.10) som innehåller parametern r_p är kopplad till sedimenteringen vid låga koncentrationer. Denna dominerar vid låga koncentrationer, det vill säga mellan 0–1000 mg TSS/l, och minskar sen snabbt för att bli försumbar vid högre koncentrationer (Takács, I. 1991).

Parametern för diskret sedimentering, r_p , har tidigare inte haft något empiriskt samband med något mätvärde och har därmed uppskattats empiriskt (Torfs, E. 2016). Kalibreringsmetoden för bestämmandet av r_p möjliggör inte noggranna resultat för halten slam i utflödet från SST utanför den använda kalibreringsdata (Ngo et al. 2021).

Mancel et al. (2016) visar också på i deras sedimenteringspilot att flockulerande sedimentering är dominerande och att ingen zonsedimentering sker vid normal belastning. De kom även fram till att den maximala koncentrationen i inflödeslagret inte får överskrida ”limit of stokesian settling” (LOSS) för en fungerande rening i mellansedimentering. LOSS definieras som den koncentration när ingen tydlig fas kan ses mellan vattnet och slammet vid ett sedimenteringstest, dvs. när initialkoncentrationen är för låg för att zonsedimentering ska uppstå (Mancell et al. 2016). Detta tyder på vikten att förstå diskret och flockulerande sedimentering (Ngo et al. 2021).

Mancel et al. (2017a) utvecklade ett test för ”threshold of flocculation (TOF)” baserat på grundarbete från (Griborio (2004) se Ngo et al. (2021). TOF beskriver den minimala koncentrationen av partiklar som behövs för att få en tillräcklig flockulering med flockar stora nog för att ha en hastighet på minst 1,5 m/h under 2 minuters sedimentering (Ngo et al. 2021). Ngo et al. (2021) har tagit fram en funktion för parametern r_p med TOF som den enda variabeln, se (2.14).

$$r_p = 2.96(TOF - C_{min})^{-1.154} \quad (2.14)$$

Där C_{min} är den andel av partiklar som är för små för att sedimentera vilket varierar med slamkvaliteten och flödet.

Det ska dock noteras att ingen modell tar hänsyn till diskret sedimentering, det vill säga sedimentering av individuella flockar i stället för som en funktion av koncentrationen. (Torfs. 2015)

2.4.2.3 Kompressionssedimentering

Som tidigare beskrivet i Avsnitt 2.2.1 uppstår kompressionssedimentering på grund av en högre koncentration slam då partiklarna fysiskt börjar påverka varandra. Att inkludera kompression i modelleringen är viktigt både för att få en bättre skattning av slamnivån och returslamskoncentrationen. (Torfs, E. 2016)

Ett antal antagandes görs för en ideal sedimenteringsbassäng vid framtagandet av kompressionen. Dessa är att det inte sker någon biologisk aktivitet i sedimenteringsbassängen, att slammet redan har flockulerat i biobassängen och består av partiklar i samma storlek och form samt att utanför sedimenteringsbassängen, det vill säga i ut- och returflödesrören har vattnet och slammet samma hastighet. (Torfs, E. 2016)

Genom antagandet att sedimenteringshastigheten enbart är en funktion av den lokala koncentrationen (Kynch, 1952) och att vid höga koncentrationer, över någon koncentration C_{crit} , komprimeras slammet. Som förklarat i avsnitt 2.2.1. är partiklarna i kontakt med varandra

och tål en viss stress utifrån det nätverk som uppstår. Denna stress kallas 'effective solids stress' (σ'_e) och antas öka över den kritiska koncentrationen och är noll under, enligt (2.15) (Bürger et al. 2011)

$$\sigma_e(C) \text{ och } \sigma'_e(C) \begin{cases} = 0 & 0 \leq X \leq X_{crit} \\ > 0, & X > X_{crit} \end{cases} \quad (2.15)$$

Baserat på härledningen från Bürger et al. (2000) kan ett uttryck för sedimenteringshastigheten härledas med hänsyn till kompressionen, se (2.16)

$$v_s = \begin{cases} v_{hs}(C), & 0 \leq C \leq C_{crit} \\ v_{hs}(C) \left(1 - \frac{\rho_s \sigma'_e(C)}{Cg\Delta\rho} \frac{\partial C}{\partial Z}\right), & C > C_{crit} \end{cases} \quad (2.16)$$

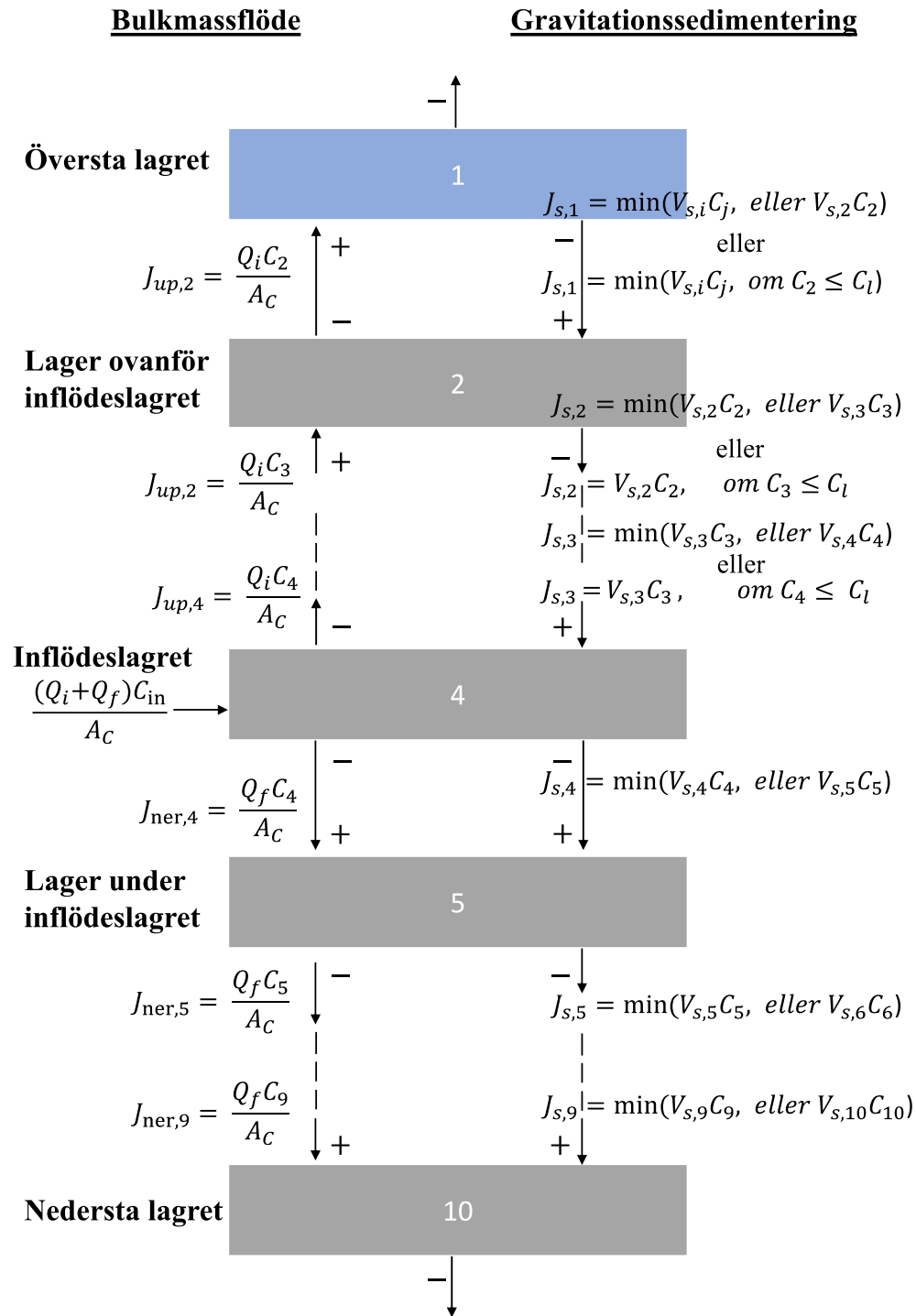
Där ρ_s är densiteten för slammet, g är gravitationskonstanten, $\Delta\rho$ är densitetskillnaden mellan slam och vätska. För koncentrationer över C_{crit} minskar alltså sedimenteringshastigheten med en ökande koncentration över djupet. För σ föreslår De Clercq et al. (2008) den semi-empiriska formeln, se (2.17)

$$\sigma_e = \alpha \ln \left(\frac{C - C_c + \beta}{\beta} \right) \quad (2.17)$$

Där α och β är positiva empiriska parametrar.

2.4.3 Takács och Bürger-Diehl modell

Modellen av Takács (1991) baseras på en uppdelning av sedimenteringen i tio lager. I ett av lagren sker inflödet från biobassängen vilket kommer in till lager 4 i Figur 2.9. Som även visas i Figur 2.9 består massflödet av ett bulkflöde (till vänster) och gravitationsflöde (till höger). Ovanför inflödeslagret, lager 4, är bulkflödet riktat uppåt med hastigheten av ytbelastningen q_E . Under inflödeslagret är bulkflödet riktat nedåt med hastigheten av returslamflödet dividerat med arean q_R . I lager 4 sker det ett bulkflöde både uppåt och nedåt. För lager 2–9 sker det ett in och utflöde av både bulk och sedimentering. Det är däremot annorlunda för lager 1 och 10. Lager 1, det översta lagret, får inget gravitationsflöde då det inte finns ett överliggande lager, men alla andra fenomen sker. Lager 10, det nedersta lagret, tar emot ett bulk- och gravitationsflöde men endast ett bulkflöde går ut.



Figur 2.9. Massflödebalans över lagren i Takács modell med inflöde från biobassängen till lager 4, returflöde till biobassängen i lager 10 och utflöde till vidare reningssteg i lager 1.

Det finns ett antal begränsningar med Takács modell. En av dessa är att enbart bulk- och gravitationssedimentering tas hänsyn till. Fenomen som kompression och dispersion inkluderas inte som separata fenomen. Modellen har dock visat goda resultat under torrväderflöden enligt Torfs et al. (2017). Antal lager som används i Takács modell är 10, detta ger det bästa resultatet visat av Watts et al. (1996). Ett större antal lager ger sämre resultat vilket inte är att föredra då fler antal lager borde ge ett noggrannare resultat.

Bürger-Diehlmodellen (BD-modellen) framtagen av Bürger et al. (2013) tar hänsyn till kompression och dispersion. (2.18) visar den nya ekvationen som har två extra termer för kompressionen och dispersionen.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial z} F(C, z, t) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\left(d_{comp}(C) + d_{disp}(z, Q_f(t)) \right) \frac{\partial C}{\partial z} \right) + \frac{Q_f(t) X_f(t)}{A} \delta(z) \quad (2.18)$$

d_{comp} är kompressionstermen som beror på koncentrationen och d_{disp} är en funktion av avståndet från inflödet och storleken på flödet som beskriver spridningen av slammet vid inflödet. För d_{disp} gäller följande, se (2.19).

$$d_{disp}(z, Q_f(t)) = \begin{cases} = 0 & \text{för } z \leq -H \text{ och } z \geq B \\ > 0 & \text{för } -H < z < B \end{cases} \quad (2.19)$$

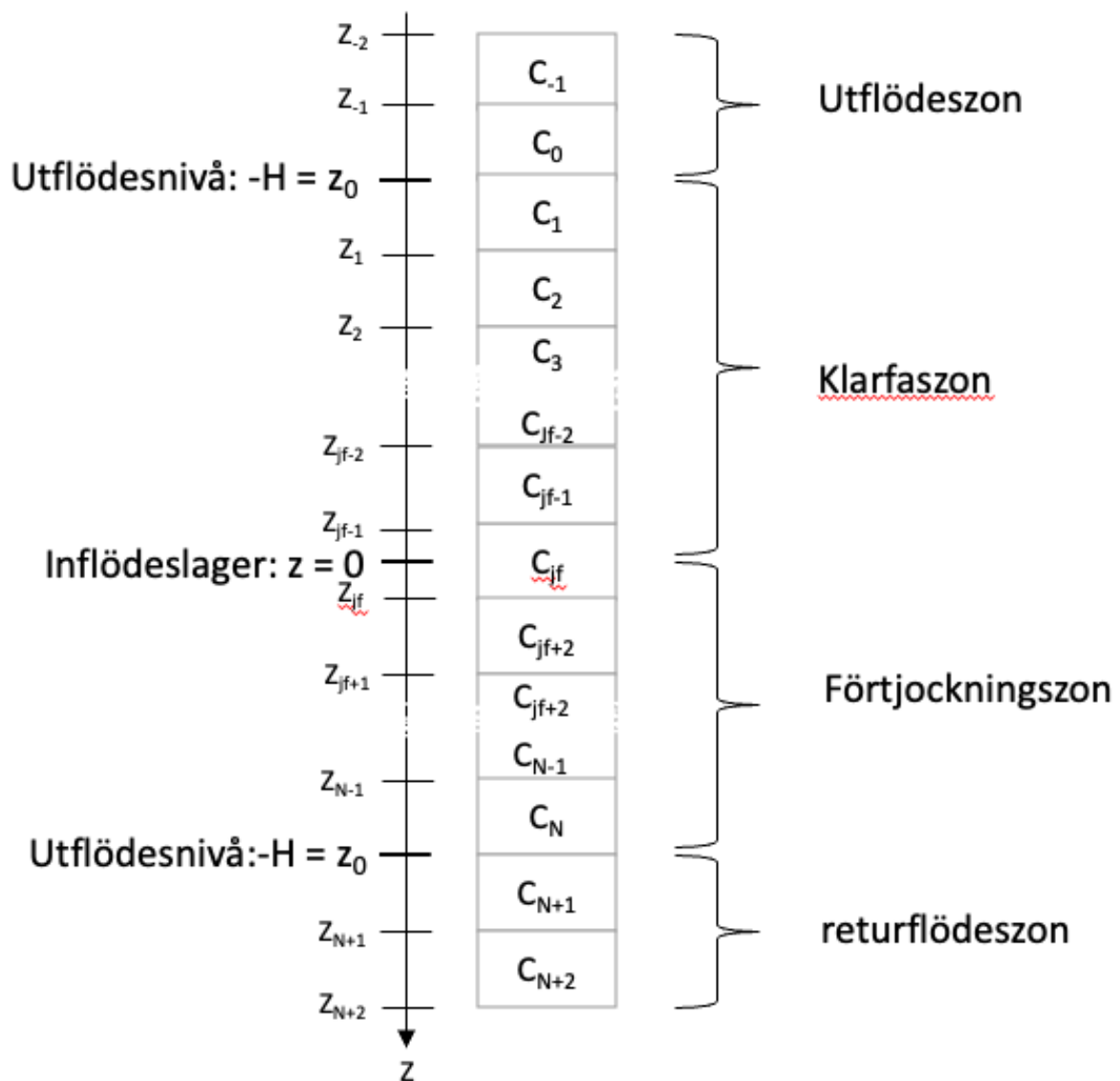
Där H och B är avståndet från inloppet till toppen respektive botten av sedimenteringsbassängen.

För beräkningen av gravitationsmassflödet mellan lagren används Godunov numeriska flux, se (2.20)

$$G_j = G_j(C_j, C_{j+1}) = \begin{cases} \min_{C_j \leq C \leq C_{j+1}} f_{bk}(C) & \text{om } C_j \leq C_{j+1} \\ \max_{C_j \geq C \geq C_{j+1}} f_{bk}(C) & \text{om } C_j > C_{j+1} \end{cases} \quad (2.20)$$

Där $f_{bk,i}$ är massflödet av slam från lager i .

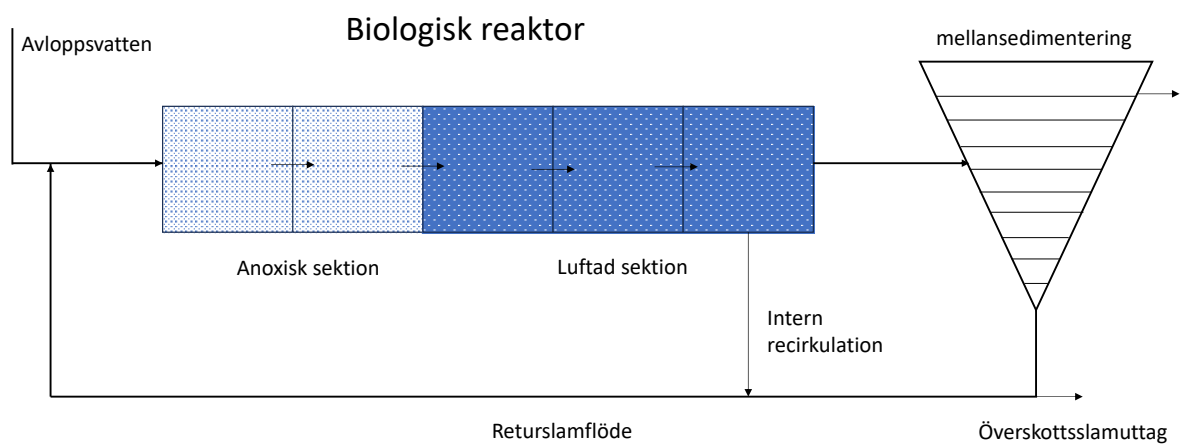
Till skillnad från det fasta antalet lager i Takács modell är antal lager möjliga att justera för noggrannare resultat. I Figur 2.10 är schemat för Bürger-Diehlmodellen uppritad. H och B är höjden på klarfasen respektive förtjockningsfasen och summan av H och B är djupet för hela bassängen. Detta motsvarar z_0 (H) till z_N (B). Utöver lagren i själva bassängen är två lager ovanför och under bassängen tillagda, ”effluent zone & underflow zone” med motiveringen att koncentrationen i retur- och utflödet inte är densamma som i översta och nedersta lagret i bassängen (Bürger et al. 2013), se Figur 2.10.



Figur 2.10. Uppdelningen av de olika zonerna och lagren i Bürger-Diehlmodellen.

2.3.4 Benchmark Simulation model No.1 (BSM1)

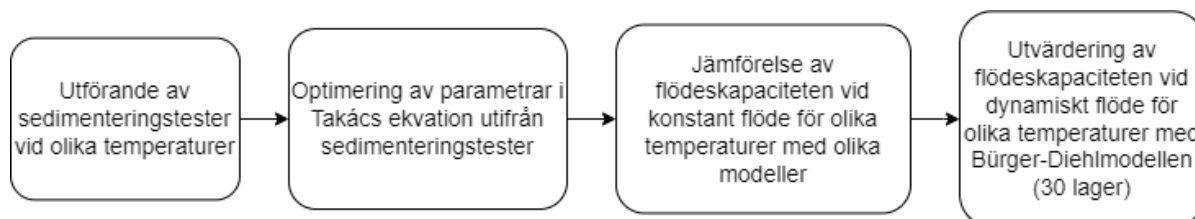
Benchmark Simulation model No.1 (BSM1) är en modell över ett biologiskt reningssteg vid reningsverk. Den innehåller fem bioreaktorer, två anoxiska följt av tre aeroba med en intern recirkulation och en mellansedimentering indelad i tio lager. Figur 2.11 visar de fem bioreaktorerna till vänster och mellansedimenteringen till höger. Från mellansedimenteringen recirkuleras det sedimenterade materialet till biobassängerna och en andel av det flödet kan tas ut som överskottsslam. (Alex et al. 2008)



Figur 2.11. Överblick av flödesschemat i BSM1. Modifierad från (Alex et al. 2008)

3 Metod

Figur 3.1 visar ett flödesschema över metoden som använts för att skatta flödeskapaciteten och hur den varierar med temperaturen. Först beskrivs de sedimenteringsförsök som genomfördes för att mäta sedimenteringshastigheten vid olika temperaturer och slamhalt (Avsnitt 3.1). Dessa resultat användes sedan till att skatta parametrarna i Takács sedimenteringsfunktion (2.12). Med de skattade parametrarna vid de olika temperaturerna användes SPA, Takács sedimenteringsmodell och Bürger-Diehl sedimenteringsmodell för att skatta flödeskapaciteten vid konstant flöde (Avsnitt 3.3). För Bürger-Diehlmodellen användes både 10 och 30 lager. En jämförelse vid de olika temperaturerna för ett dynamiskt flöde gjordes därefter, men endast med Bürger-Diehlmodellen med 30 lager (Avsnitt 3.4).



Figur 3.1. Övergripande flödesschema över metoden.

3.1 Implementering av processmodeller

Benchmark Simulation Model No. 1 (BSM1) användes för att utvärdera olika sedimenteringsmodeller och kapaciteten för mellansedimenteringen på biosteg C. I grundutformningen innehåller BSM1 Takács sedimenteringsmodell. Bürger-Diehlmodellen implementerades utifrån Arnell (2015). Kompressionen användes inte eftersom Takács sedimenteringsfunktion användes. Ingen dispersion användes heller i någon av simuleringarna då ytterligare tester skulle behövas för att avgöra hur stor påverkan, utformningen av inloppet har på flödet.

3.2 Sedimenteringstester

I korthet innebär ett sedimenteringsförsök att väl omblandat slam tillåts sedimentera i en cylinder. Den successivt minskande slamnivån registreras med olika intervall under 45 minuter vilket ger en mätning av slammets sedimenteringshastighet. Tester där initialkoncentrationen är för låg kommer ingen tydlig fas att kunna tydas och tester med initialkoncentration hög nog för att kompression sker blir fördröjningsgasen lång. Därmed försökte koncentrationer utanför zonsedimenteringsintervallet undvikas. Initiala försök indikerade att zonsedimentering sker mellan 1000–2400 mg TSS/l. I försöken valdes dock koncentrationer mellan 1200–2200 mg TSS/l användes för att ha en marginal ifall givaren för koncentrationen på det upphämtade slammet visade fel värden.

För att ge en så rättvis jämförelse mellan sedimenteringstester vid olika temperaturer bör liknande slam användas. På grund av att sedimenteringstesterna är så pass tidskrävande är det svårt att använda exakt samma slam, men de gjordes så tätt på varandra som var möjligt. Sedimenteringstesterna genomfördes vid tre olika tillfällen där det som skiljde sig var temperaturen. Det första tillfället hölls temperaturen kring 6° C, andra 12° C och tredje 22° C. Temperaturen på det aktiva slammet vid insamling var cirka 12° C för alla tillfällen. För att sänka temperaturen till 6° C späddes först alla prover och ställdes sedan utomhus i snö tills önskad temperatur uppnått. Detta tog cirka 20 minuter för varje test. För att värma upp slammet till 22° C ställdes det utspädda slammet i ett vattenbad på cirka 40° C vilket tog några minuter.

Sedimenteringstesterna vid 6 och 12° C gjordes två på varandra efterföljande dagar, men testet vid 22° C gjordes inte förrän någon vecka senare.

För varje temperatur gjordes 6 sedimenteringstester. Slamhalten späddes ut till 1200, 1450, 1700, 1950, 2200 och 3500 mg TSS/l med utgående vatten från reningsverket. Slam hämtades från returslamflödet till linje 1 vid biosteg C. Ett test tog 45 minuter och slamnivån mättes varje minut fram tills 10 minuter för att sedan mätas vid minut 15, 20, 30 och 45. Slamnivån mättes även efter 30 sekunder efter starttiden.

Förväntad skillnad i hastighet med Stokes lag vid de olika temperaturerna beräknades för jämförelse av resultaten mellan de olika sedimenteringstesterna. Litteraturvärden för viskositeten och densiteten togs fram, vilka är de två parametrarna som ändras med temperaturen.

3.3 Kalibrering av parametrar i Takács sedimenteringsfunktion

I det här avsnittet presenteras två olika sätt att skatta parametrarna i Takács sedimenteringsfunktion, anpassning mot zonsedimenteringshastigheterna och slamnivån under ett sedimenteringstest. För båda metoderna användes Nelder-Mead algoritmen för optimeringen av parametrarna.

3.3.1 Anpassning med zonsedimentering

Modellparametrarna i Takács och Bürger Diehl-modellen var v_0 , r_h och r_p . För att kalibrera parametrarna minimerades kvadratsumman av residualen mellan mätning och modellprediktion som beräknades med (3.1)

$$SSE = \sum_{i=1}^n (y_i - y'_i(\theta))^2 \quad (3.1)$$

Där n står för antal datapunkter, y_i är uppmätta datapunkter för sedimenteringstest, y'_i är simulerad data från BSM1 sedimenteringstest med ett givet set parametrar θ . Genom att minimera SSE hittades det parameterset med den bästa passningen.

Nelder-Meads simplexalgoritim användes för optimering med den inbyggda funktionen `fminsearch` i Matlab. Till en början anpassades bara parametrarna v_0 och r_h i Takács sedimenteringsfunktion genom att minimera SSE mot zonsedimenteringshastigheten. Därefter anpassades parametern r_p med fasta värdena framtagna från anpassningen för v_0 och r_h . Eftersom r_p är en parameter för låga koncentrationer, det vill säga koncentrationer under ~1000 mg/l, så är anpassningen för parametern inte lämplig med de utförda sedimenteringstesterna. Eftersom Takács sedimenteringsfunktion användes i 1D-modellen skattades r_p enskilt efter att r_h och v_0 först skattats eftersom den inte har någon effekt på slamnivån. Det viktiga är att skattningen för r_h och v_0 ger en bra passning.

3.3.2 Simulering av sedimenteringstest

För att simulera ett sedimenteringstest användes Bürger-Diehlmodellen med 90 lager vilket gjordes med BSM1-modellen i Simulink. Alla flöden, Q_E , Q_R , Q_W och Q_F sattes till noll så att enbart sedimentering på grund av gravitationen skedde. Samma höjd som för sedimenteringstesterna användes också i modellen. Simulering av ett sedimenteringstest kan användas både för att utvärdera ett parameterset framtaget av anpassning mot zonsedimenteringshastigheten, men kan även användas för att anpassa ett parameterset. Genom att jämföra den verkliga slamnivån mot simulerad slamnivå för sedimenteringstestet kan ett parameterset som minimerar felet hittas. För denna optimering användes Nelder-Meads simplexalgoritim.

I början av sedimenteringstesten sker det alltid en fördröjningsfas som beskrevs i Avsnitt 2.3.2. Denna kommer inte med i modellen eftersom det är tiden det tar för slammet att flockulera och stabilisera sig. Därför exkluderades fördröjningsfasen från den data som användes till simuleringen. Varje sedimenteringstest utvärderades individuellt för att se när slammet hade stabiliserat sig så tiden varierar för varje sedimenteringstest.

Utöver utvärderingen av parametrarna framtagna från Avsnitt 3.3 användes också simuleringen av sedimenteringstest för att hitta ett optimalt parameterset. Återigen användes (3.1) för optimeringen, det vill säga hitta det parameterset som ger det minsta felet. Även här användes Nelder-Mead simplexalgoritmen. Initialparametrarna som användes var bland annat de framtagna från Avsnitt 3.2, men även andra initialparametrar användes för att hitta det med minst fel. SSE beräknades som summan av felet för alla sedimenteringstester vid en temperatur samtidigt. För den verkliga data i (3.2) användes den uppmätta slamnivån för varje tidpunkt och motsvarande data användes för den simulerade data.

3.4 Maximal sedimenteringskapacitet vid konstant inflöde

De tre olika metoderna som tagits upp tidigare, vilka är SPA, Takács sedimenteringsmodell och Bürger-Diehl's sedimenteringsmodell, användes för att beräkna det maximala flödet som mellansedimenteringen klarar av utifrån de kalibrerade parametrarna. Till en början togs data fram för Kungsängsverket relevant för metoderna. Denna var area, höjd, returflöde för mellansedimenteringen och volymen för bioreaktorerna, se Tabell 3.1. För parametrarna i Takács sedimenteringsfunktion användes parametrarna skattade från simuleringen av sedimenteringstest.

Tabell 3.1. Anläggningsdata för Kungsängsverkets biosteg C.

Parameter	Värde
Area mellansedimentering (m ³)	3600
Höjd mellansedimentering (m)	4,8
Djup från vattenytan av inflöde (m)	1,1
Returflöde (m ³ /h)	2000
Volym biobassänger (m ³)	11 500

Vid ökade flöden i BSM1-modellen ökar även mängden material som i sin tur ökar tillväxten av bakterierna som kommer in till biobassängen. Detta gör att tillväxten av bakterierna i slammet ökar. En större mängd slam i systemet sänker sedimenteringskapaciteten. Därför reglerades överskottsslamuttaget för att bevara den totala mängden slam till 72 ton vilket uppskattades vara en ungefärlig mängd från verkliga data vid Kungsängsverket kring perioden då sedimenteringstesten utfördes (slutet av mars/början av april 2023).

Den kritiska slamtäckenivån uppskattades även den från verkliga data kring perioden då sedimenteringstesten utfördes. Data visade att en ökad halt slam i utflödet vid en ungefärlig slamtäckenivå 2,6 meter och valdes därför till den kritiska gränsen. För Bürger-Diehlmodellen sattes parametrarna i kompressionen till noll för att inte ha någon påverkan.

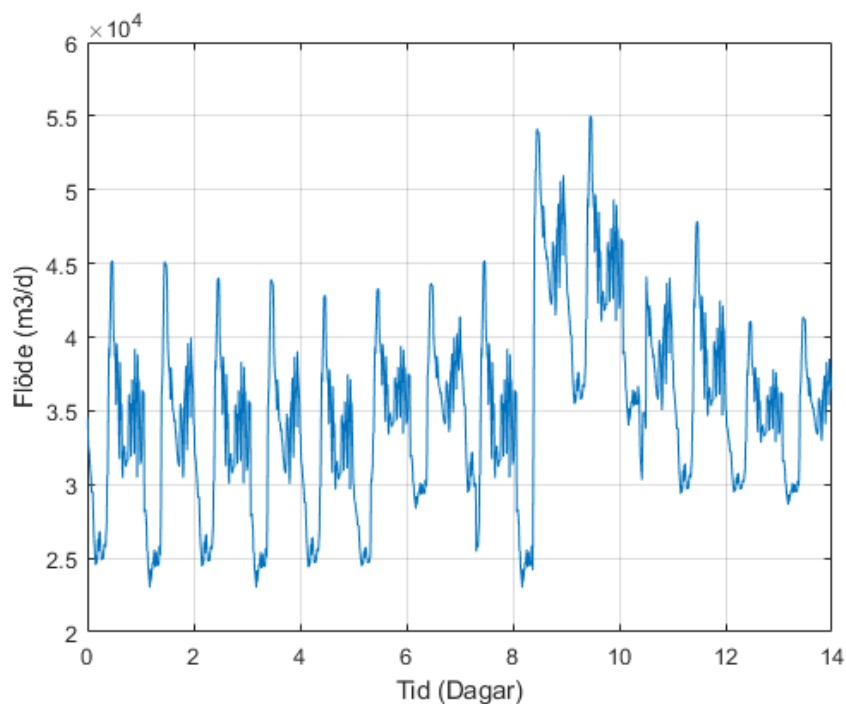
För SPA är det inte möjligt att använda en total slammängd, utan den enda indata är parametrarna i Takács sedimenteringsfunktion, arean av mellansedimenteringen, MLSS, returflödet och inflödet. För att kunna jämföra SPA mot de andra modellerna sattes MLSS-

koncentrationen till 3 och 4 g/l då dessa är koncentrationerna i de aktiva slambassängerna som bör uppnås för tillräcklig rening på sommaren respektive vintern.

3.5 Maximal sedimenteringskapacitet vid dynamiskt flöde

För utvärderingen av det dynamiska flödet användes endast Bürger-Diehlmodellen med 30 lager på grund av dess högre noggrannhet. Med 10 lager varierar höjden med 0.48 m för varje lager och därmed kan inte slamnivån ge noggrannare resultat.

I BSM1-modellen användes regnoväderflöden som efterliknar historiska flödesdata till biosteg C vid Kungsängsverket. För ett normalt flöde, då det inte regnar, användes minimumflödet 600–700 m³/h och det maximala flödet 1800–1900 m³/h, se Figur 3.2. För 6° C och 22 ° C var kapaciteten för flödena annorlunda och justerades för att efterlikna en liknande flödesprofil som den vid 12 ° C men i annan skala. Regnperiodens intensitet ökades gradvis för att se när slamnivån överskrider den kritiska gränsen eller när MLSS-koncentrationen blev för låg, se dag 8 till 10 i Figur 3.1. Överskottsslamuttaget hölls konstant med målet att bibehålla en konstant slammängd på 72 ton i systemet med mindre dygnsvariationer.



Figur 3.2. Flödesdata för torrväderflöde med en två dagars regnperiod över en 14-dagarsperiod.

4 Resultat

I detta avsnitt presenteras först resultatet från sedimenteringstesten. Sedan presenteras parametrarna för Takács sedimenteringsfunktion på de olika sätt de har kalibrerats och felet för dessa skattningar. Därefter presenteras flödeskapaciteten för ett konstant och dynamiskt flöde för de olika temperaturerna.

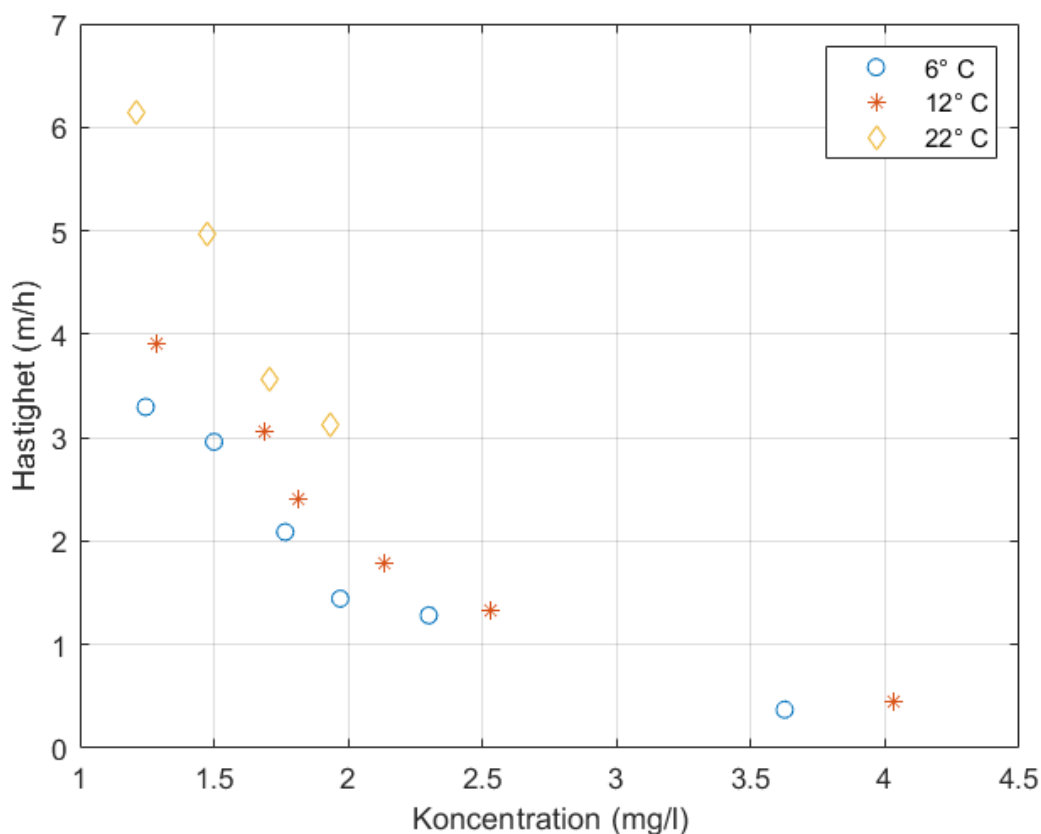
4.1 Sedimenteringstester

I Tabell 4.1 visas resultaten från sedimenteringsförsöken. Sedimenteringshastigheten anges för koncentrationerna vid olika temperaturer. Det vill säga den brantaste lutningen för varje sedimenteringstest. Sedimenteringstesterna vid 6° C visar på lägst hastigheter vid varje koncentration och hastigheten ökar för ökande temperaturer för alla koncentrationer. Sedimenteringstesterna visar också på en tydlig avtagande sedimenteringshastighet ju högre initialkoncentrationen är.

Tabell 4.1. Skattade zonsedimenteringshastigheterna vid de olika koncentrationerna för de tre olika temperaturerna.

6° C		12° C		22° C	
Koncentration (mg/l)	Hastighet (m/h)	Koncentration (mg/l)	Hastighet (m/h)	Koncentration (mg/l)	Hastighet (m/h)
1245	3,297	1285	3,916	1230	6,15
1500	2,976	1685	3,057	1475	4,97
1765	2,088	1815	2,414	1710	3,56
1970	1,444	2135	1,782	1930	3,12
2300	1,283	2530	1,337	-	-
3626	0,371	4032	0,443	-	-

Figur 4.1 visar hastigheterna över koncentrationerna för de olika temperaturerna, samma värden som i Tabell 4.1. Här syns en tydlig skillnad mellan hastigheterna vid de olika temperaturerna. Endast fyra hastigheter erhöles för 22° C eftersom sedimenteringstesten vid de två högre koncentrationerna inte sedimenterade, slammet flöt i stället. Slammet började även flyta strax efter 30 minuter för koncentrationerna 1710 och 1930 mg/l vid 22° C.



Figur 4.1. Hastighet för zonsedimenteringen för olika koncentrationer vid tre olika försök med temperaturerna 6° C, 12° C och 22° C.

Tabell 4.2 visar de skattade parametrarna v_0 och r_h i (2.4) och felet för dessa parametrar när de används för att simulera sedimenteringstest för de olika använda koncentrationerna. För v_0 syns en tydlig trend där den ökar med temperaturen. För r_h minskar den först från 6° C till 12° C för att sedan öka igen. Resultaten visar på relativt höga värden på v_0 för alla temperaturer vilket skulle innebära bra sedimenteringsegenskaper. Parametern r_h visar däremot på väldigt höga värden, vilket tyder på att hastigheten snabbt avtar ju högre koncentrationen är. Höga värden, över 0,7, tyder på dåliga sedimenteringsegenskaper. Om enbart parametrarna utvärderas skulle alltså v_0 visa på goda sedimenteringsegenskaper men r_h dåliga. Parametern r_p visar ingen tydlig trend vilket är rimligt då den anpassades efter att de andra parametrarna anpassats. Parametern r_h är störst vid 22° C vilket skulle tyda på att hastigheten är lägre vid högre koncentrationer jämfört med 6° C och 12° C vid högre koncentrationer. Detta är snarare ett resultat av för få datapunkter än ett säkert resultat.

Tabell 4.2. Värden för parametrarna i Takács sedimenteringsfunktion utifrån minimering av (3.1) med Nelder-Meads simplexalgoritm samt felet vid simulerad slamnivå av sedimenteringstest jämfört mot verkliga slamnivå

Temperatur (° C)	v_0 (m/h)	r_h (m ³ /kg)	r_p (m ³ /kg)	SSE
6	11,656	0,980	4,587	0,06965
12	12,352	0,880	4,644	0,06263
22	22,221	1,040	5,143	0,06062

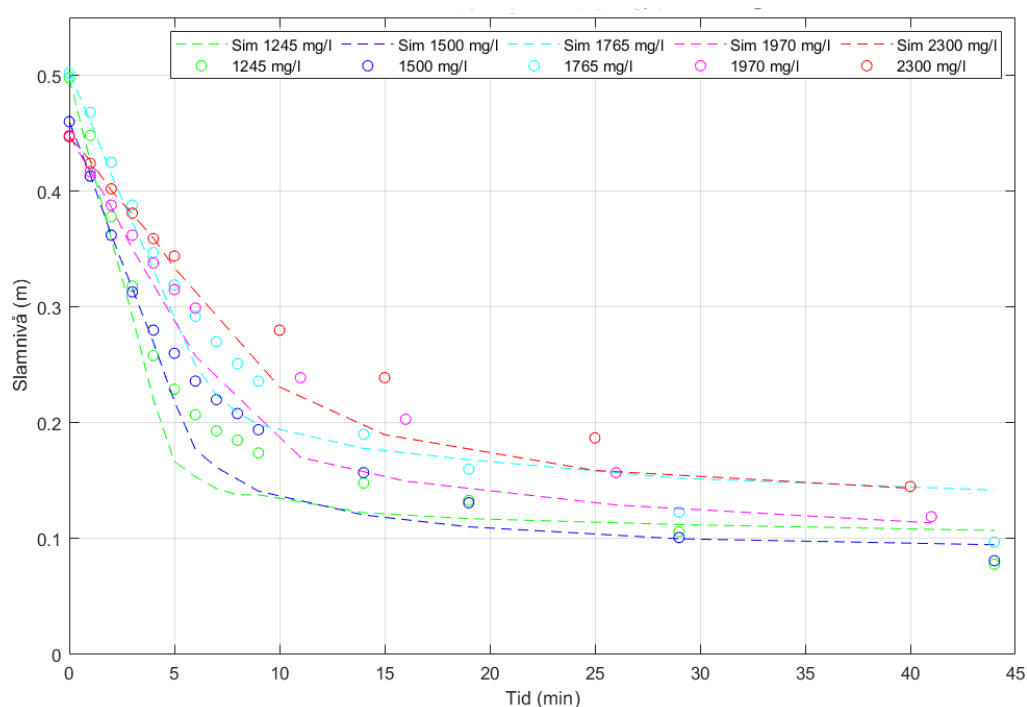
Tabell 4.3 visar på hur temperaturen påverkar sedimenteringshastigheten för en enskild partikel utifrån Stokes lag. Kvoten mellan 4,4–5° C och 20–21° C är nästan 2 medan kvoten för 4,4–5° C och 10° C är 1,21.

Tabell 4.3. Densiteten för vatten, skillnaden mellan densiteten av vatten och slam, dynamisk viskositet samt kvoten av densitetensskillnaden och viskositeten för olika temperaturer, som i Stokes lag.

Temperatur (°C)	Densitet vatten (kg/m ³)	Densitet skillnad (kg/m ³)	Dynamisk viskositet (kg/(ms))	Kvot av densitet och viskositet
4,4–5	999,900	6,100	0,001519	4016
10	999,975	6,025	0,001307	4610
20–21	998,020	7,980	0,001002	7964

4.2 Simulering av sedimenteringstest

Figur 4.2 visar resultatet av simuleringar för sedimenteringstesten vid 12° C med parametrarna från Tabell 4.3, se bilaga B för resterande temperaturer. Felet för parametersetet presenteras i Tabell 4.3. För sedimenteringstesterna vid 6° C följer den simulerade slamnivån den verkliga slamnivån bra i början. Den verkliga slamnivån stannar av tidigare, det vill säga att övergångsfasen börjar tidigare än för den simulerade slamnivån där zonsedimenteringen pågår ett par minuter längre för samtliga koncentrationer. Efter fem minuter underskattas slamnivån alltså för de simulerade sedimenteringstesterna, men då kompression börjar ske avtar hastigheten betydligt snabbare än för de verkliga testerna. Detta gör att slamnivån är relativt lik efter 30 till 45 minuters sedimentering. Samma trend syns också för testet vid 12° C. För 22° C följer den simulerade slamnivån den verkliga slamnivån i början och zonsedimenteringen avtar vid liknande tidpunkter, men den verkliga slamnivån fortsätter sjunka och vid slutet av sedimenteringstestet är slamnivån betydligt lägre för den verkliga data.



Figur 4.2. Simulerad slamnivå i ett sedimenteringstest med parametrar framtagna från Tabell 4.5 jämfört med verkliga data för 12° C.

Tabell 4.4 visar resultaten för kalibreringen av parametrarna skattade med jämförelse av simulerad slamnivå mot verklig slamnivå. Se bilaga D för figur över den simulerade och verkliga slamnivån. Parametern v_0 minskar med ökande temperatur medan r_h minskar med ökande temperatur. Fast än v_0 minskar med ökande temperatur kompenserar r_h för detta och hastigheten för alla koncentrationer är högre ju högre temperaturen är. Jämfört med parametrarna skattade med zonsedimenteringshastigheterna ger dessa parametrar något lägre hastigheter över hela koncentrationsspannet för 6° C och 12° C, men för 22° C är hastigheten lägre vid låga koncentrationer och högre vid höga koncentrationer. Detta eftersom v_0 och r_h är betydligt lägre för parametrarna skattade mot slamnivån vid 22° C.

Vid jämförelse av den simulerade slamnivån mot verkliga data visar alla tester på en liknande trend. Zonsedimenteringen är något lägre för initalkoncentrationen vilket gör att slamnivån sjunker något långsammare. Övergångsfasen passar betydligt bättre än för parametrarna skattade med zonsedimenteringshastigheten, som bäst för de högre koncentrationerna, men precis som för parametrarna skattade med zonsedimenteringshastigheten avtar sedimenteringshastigheten snabbare ungefär då kompression börjar ske.

Tabell 4.4. Värden för parametrarna v_0 , r_h och r_p skattade med jämförelse av simulerad slamnivå mot verklig slamnivå för 6° C, 12° C, och 22° C.

Temperatur (° C)	v_0 (m/h)	r_h (m ³ /kg)	r_p (m ³ /kg)	SSE
6	13,039	1,1859	7,6843	0,015
12	11,148	0,94116	8,88274	0,024
22	10,8	0,71244	11,924	0,026

4.3 Maximal sedimenteringskapacitet vid konstant flöde

Takács och Bürger-Diehl med 10 lager visar liknande flöden för 6° C och 12° C, men Takács visar högre kapacitet vid 22° C, se Tabell 4.5. Jämfört med Bürger-Diehlmodellen med 30 lager visar de båda betydligt lägre flöden. Oavsett modell syns en tydlig ökning av flödet för ökande temperatur. För SPA visar det första värdet flödeskapaciteten för en MLSS-koncentration på 3 g/l och värdet inom parentes är värdet för en MLSS koncentration på 4 g/l. Jämfört med Bürger-Diehl och Takács ger SPA liknande resultat vid 12° C, högre för 6° C och lägre för 22° C. Takács och Bürger-Diehls modell visar båda på en MLSS-koncentration kring 3 g/l när slamnivån överskrider 2,6 meter vid 12° C. För 6° C är MLSS-koncentrationen högre än 3 g/l och vid 22° C är den lägre. Se bilaga E för Tabell över hur MLSS-koncentrationen förändras med flödet och temperaturen.

Tabell 4.5. Flödeskapaciteten för olika metoder vid tre olika temperaturer. Kapaciteten för Solids-Flux beräknades för en MLSS-koncentration på 3 och 4 g/l. Kapaciteten för de tre modellerna i BSM1 sattes antingen som då slamnivån steg över 2,6 meter.

Temperatur (° C)	SPA (m ³ /h)	Takács 10 lager (m ³ /h)	Bürger-Diehl 10 lager (m ³ /h)	Bürger-Diehl 30 lager (m ³ /h)
6	1170 (380)	500–600	500–600	900–1000
12	1850 (900)	1600–1700	1500–1600	2300–2400
22	3050 (1800)	4800–4900	4300–4400	6900–7000

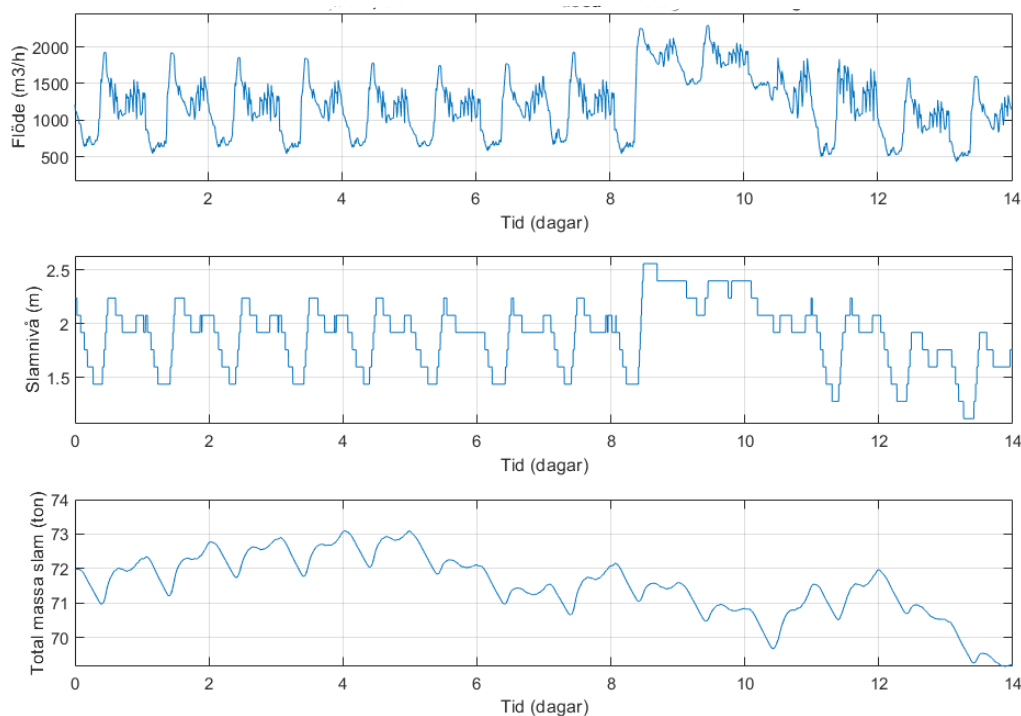
4.4 Maximal sedimenteringskapacitet vid dynamiskt flöde

Tabell 4.6 visar flödeskapaciteten vid ett dynamiskt flöde. Flödet som användes var 8-dagars torrväderflöde följt av 2 dagars regnoväder och sedan 4 dagar till av torrväderflöde. För 6° C 12° C visar resultatet relativt lika flöden som för det konstanta flödet, men för 22° C skiljer sig resultatet med cirka 2800 m³/h.

Tabell 4.6. Maximalt flöde som kan gå genom mellansedimenteringen för de olika temperaturerna vid dynamiskt flöde.

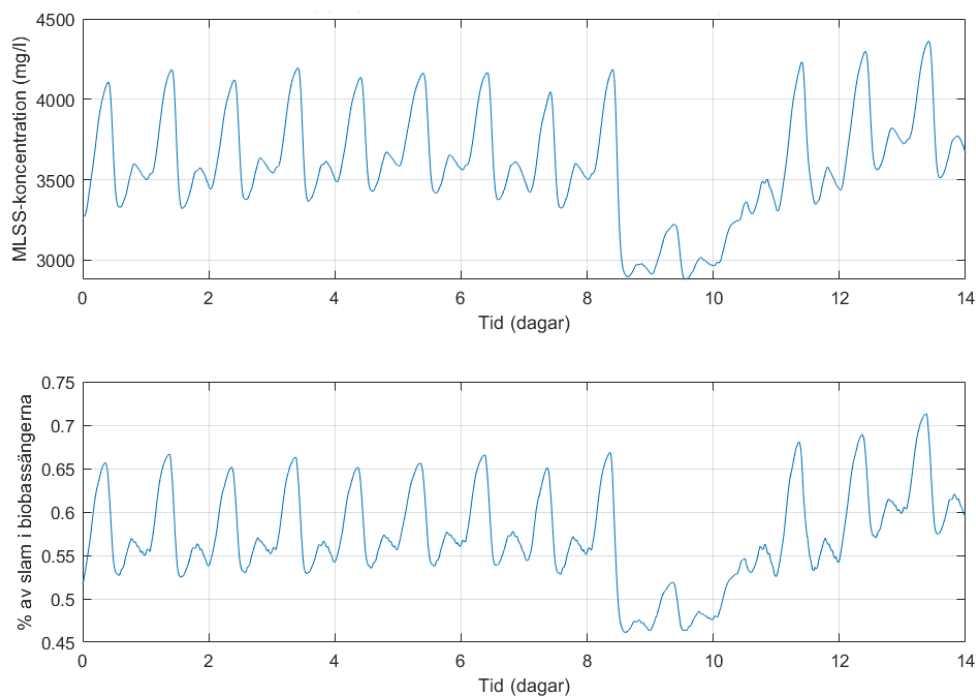
Temperatur (° C)	Flöde (m ³ /h)
6	1100–1200
12	2200–2300
22	4100–4200

Figur 4.3 visar den använda flödesprofilen, slamnivån och den totala massan slam i biosteget under den simulerade 14-dagarsperioden för 12° C. Slamnivån stiger snabbt när högre flöden kommer in till mellansedimenteringen. Slamnivåtoppen uppnås efter dryga 2 timmar i modellen vid regnovädet som startar efter 8 dagar. Slamnivån sjunker efter den första toppen under regnovädet trots att flödet är större vid den andra toppen. Massan i systemet har vid detta tillfälle sjunkit cirka två ton från den första flödestoppen. Se bilaga E för figurerna vid 6° C och 12° C.



Figur 4.3. Den använda flödesprofilen, simulerade slamnivån och den totala massan slam i biosteget under den simulerade 14-dagarsperioden för 12° C.

Figur 4.4 visar MLSS-koncentrationen och % av slam i biobassängerna under den simulerade 14-dagarsperioden. Under torrväderflödet varierar MLSS-koncentrationen mellan 3400–4100 mg TSS/l. Vid regnoväddet sjunker halten ned till 2900 mg TSS/l för att sedan återgå till torrväderskoncentrationerna. Då flödet är som högst är MLSS som lägst. Samma trend syns för andelen slam i biobassängerna jämfört med hela systemet. Som mest är 65 % av slammet i biobassängerna vid de lägsta flödena och som minst 46 % under flödestoppen.



Figur 4.4. MLSS-koncentration och % av slam i biobassängerna under den simulerade 14-dagarsperioden för 12° C.

5 Diskussion

5.1 Sedimenteringstester

Sedimenteringstesterna som användes för kalibreringen av parametrarna i Takács sedimenteringsfunktion har vissa brister. Till en början gjordes ett sedimenteringstest med sex olika koncentrationer vid 6° och 12° C, testet vid 22° C endast hade dock endast fyra koncentrationer. Anledningen till att testet vid 22° C endast har resultat för fyra koncentrationer är för att slammet vid de två högre koncentrationerna, 2440 och 4025 mg TSS/l, började flyta i stället för att sedimentera. För de två mellersta koncentrationerna, 1710 och 1930 mg/l, började slammet också flyta, men först efter 30 minuter. Att slammet flyter kan bero på att denitrifikation sker under provets gång (Bürger et al. 2023), flytslam på grund av filamentbildande bakterier eller större mängd extracellulära polymersubstanser (Kamp. 2016). Flytslam kan bero på ett flertal olika bakterier och undersökning med mikroskop behöver då göras för att säkerställa orsaken. Fler koncentrationer är att föredra och anpassningen mot zonsedimenteringshastigheten visade sig ge orimliga resultat för testet vid 22° C, det vill säga att den gav lägre sedimenteringshastigheter vid högre koncentrationer jämfört med de lägre temperaturerna. Figur 4.1 tyder på att hastigheten inte bör vara mindre för 22° C än för någon av de andra temperaturerna förutsatt att slammets förmåga att komprimera inte har försämrats mellan testerna.

Resultatet från Tabell 4.1 visar, utifrån Stokes lag, hur mycket hastigheten bör variera för olika temperaturer. Detta resultat är enbart för en enskild sfärisk partikel, men eftersom partiklarna i slammet inte interagerar med varandra förrän zonsedimentering bör sedimenteringstesten visa på liknande resultat, i alla fall för de lägre koncentrationerna. Testerna vid de olika temperaturerna visar på relativt liknande kvoter mellan testerna som har liknande koncentrationer vilket tyder på att temperaturen påverkar sedimenteringshastigheten tillräckligt mycket för att inte vara försumbar. Vad gäller kompressionshastigheten behöver ytterligare tester utföras där kompressionen modelleras som ett enskilt fenomen tillsammans med sedimenteringsfunktionen av Diehl (2015). Eftersom Takács sedimenteringsfunktion använts i denna rapport kan ingen slutsats dras om det är zonsedimenteringen eller kompressionen som orsakar skillnaden i sedimenteringshastigheten vid högre koncentrationer över den kritiska gränsen C_{crit} .

Den 13 mars började aluminiumklorid tillsättas i biobassängerna då slammets dåliga sedimenteringsegenskaper orsakade besvär även vid relativt låga flöden. Slammet innehöll troligtvis en stor andel filamentbildande bakterier vilken aluminiumklorid dödar. Under mars månad minskade mängden flyktslam ut från mellansedimenteringen och slamnivån vid lägre flöden och kvoten mellan slamhalten in i mellansedimenteringen och returslamhalten blev större, dvs. slammets sedimenteringsegenskaper blev bättre. De tre testerna vid 6°, 12° och 22° C gjordes 28/3, 29/3 respektive 12/4 och vid dessa hade effekterna av aluminiumkloridet verkat. Testerna vid 6° C och 12° C bör ha liknande slamegenskaper då båda analyserades inom 24 timmar. Testet vid 22° C gjordes betydligt senare vilket inte är idealt och slamkvaliteten kan ha ändrats under denna tid, även om slammet har en hög slamålder och påverkas långsamt av förändringar. Se bilaga F för SVI-tester som gjordes under perioden då sedimenteringstesterna gjordes. Dessa visar på att SVI var lägre vid tillfället vid 22° C, däremot var också den använda koncentrationen för SVI-testerna lägre vid detta tillfälle, 2500 mg TSS/l jämfört med 2922 mg TSS/l vid den 29/3. Som nämnt i Avsnitt 2.2.3 kan högre koncentrationer påverka resultatet av SVI då slammet sedimenterar långsammare vid högre koncentrationer. Effekten av det lägre

SVI för sedimenteringstesten vid 22° C kan alltså ha haft bättre sedimenteringsegenskaper, men det är inte omöjligt att det lägre SVI beror på den lägre använda koncentrationen.

Ett flertal tester utfördes även tidigare under vintern/våren, men dessa tester gjordes med färre antal mätpunkter vid de första tio minuterna och vid högre koncentrationer (flertal koncentrationer över 2200 mg TSS/l). Som nämnt i Avsnitt 2.3.2 bör inte anpassningen av parametrarna i Takács sedimenteringsfunktion göras utanför spannet av zonsedimentering och därför gjordes nya tester inom ett lägre intervall. Utifrån de tidigare testerna gjordes uppskattningen för vilket koncentrationsintervall som zonsedimentering sker. Eftersom de tidigare testerna visade på sämre sedimenteringsegenskaper kan intervallet ha förändrats och kan vara större än vad som användes. Sedimenteringstesterna vid de högre koncentrationerna, >3000 mg TSS/l, är svåra att använda eftersom fördröjningsfasen är så lång och aldrig har en tydlig linjär lutning. Fördröjningsfasen är också tydlig vid koncentrationerna inom zonsedimenteringsintervallet, särskilt de högre. Detta är en felkälla vid simulering av sedimenteringstesten eftersom fördröjningsfasen inte inkluderas i modellen. Även om fördröjningsfasen anpassas och inkluderas i modellen kvarstår problemet att allt slam går igenom denna fördröjningsfas, även i botten.

Intervallet för när zonsedimentering sker antogs vara kring 1000–2200 mg TSS/l. Den övre gränsen, 2200 mg/l, uppskattades från koncentrationen där de tidigare sedimenteringstesterna inte längre visade på en tydlig linjär nedgång. Denna uppskattning verkar också rimlig för sedimenteringstesterna i slutet av mars till början av april. Den undre gränsen antogs bland annat från litteraturvärden där 1000 mg TSS/l vanligtvis sätts som en gräns för när zonsedimentering börjar, men även från tidigare sedimenteringstester där det var svårt att läsa av en tydlig slamnivå vid lägre koncentrationer. Det är inte omöjligt att zonsedimentering sker vid lägre koncentrationer på grund av slammets egenskaper, så ytterligare tester vid lägre koncentrationer hade kunnat ge möjlighet för en bättre anpassning. Intervallet kan också variera med temperaturen, men det var inget som togs hänsyn till vid utspädningen av sedimenteringstesten, utan liknande koncentrationer försökte användas för en tydligare jämförelse mellan de olika temperaturerna.

Tidigare under 2023 var slamegenskaperna betydligt sämre. Som visas i data från Kungsängsverket var returslamhalten lägre än MLSS periodvis även vid lägre flöden, se bilaga A. Att göra sedimenteringstester med slam av den sämre kvaliteten i kombination med lägre temperatur kan vara lämpligt för att få en maxkapacitet när slammet har som sämst sedimenteringsegenskaper.

Behållarna som användes för sedimenteringstesten var 0,5 meter höga. För högre koncentrationer inom zonsedimenteringsintervallet där fördröjningsfasen pågår i några minuter kan detta dölja zonsedimenteringen. Alltså att när slammet stabiliserat sig efter fördröjningsfasen kan det ha sedimenterat tillräckligt för att kompressionen börjar, men att zonsedimentering hade skett i början av testet om slammet inte undergick en fördröjningsfas. Längre provrör skulle vara lämpliga för att undvika detta problem.

5.2 Skattning av parametrar

Fördelen med att kalibrera modellparametrarna mot slamnivån i sedimenteringstesten jämfört med anpassning med zonsedimenteringshastigheterna är att även högre koncentrationer när slammet genomgår kompression inkluderas. Till skillnad från högre initialkoncentrationer där laggfasen är lång och ingen tydlig linjär lutning syns är det svårt att skatta en hastighet. Att i

stället simulera en slamnivå mot verkliga slamnivådata ger därmed noggrannare resultat för högre koncentrationer vilket inte tas med för anpassningen mot zonsedimenteringshastigheten. Vid jämförelse mot zonsedimenteringshastigheterna är dock passningen inte lika bra för parametrarna kalibrerade mot slamnivån, men på samma sätt som att parametrarna anpassade med zonsedimenteringshastigheten ger större fel mot slamnivån för sedimenteringstest så blir det en avvägning. Eftersom målet med dessa försök är att uppskatta slamnivån så ansågs kalibreringen med den simulerade slamnivån vara av större intresse, detta gör också jämförelsen mellan de olika temperaturerna rättvis eftersom anpassningen mot zonsedimenteringshastigheterna gav orimliga värden för 22° C. Optimeringen minimerar dock enbart felet och är ingen garanti för ett rimligt parameterset eftersom optimeringsproblemet kan vara icke-konvext. Optimeringen prövar sig fram och många olika parameterset prövas som kan ge liknande värden av SSE. Felet som hittas är ett lokalt minimum och därför är det bra att pröva ett flertal initialvärden.

Anpassningen mot zonsedimenteringshastigheterna visade även brister för testerna vid 22° C. Parametern v_0 visade en tydligt ökande trend, som enligt Stokes lag, men r_h var stor nog för att ge sämre sedimentering vid högre koncentrationer än för testerna vid 12° C. Som tydligt framgår av Figur 4.1 var hastigheten för 22° C betydligt högre och att den skulle avta snabbare är antagligen snarare beroende på de få datapunkterna än en faktisk verklighet. Parametern r_h , som bör minska med bättre sedimentering, ökade dock för 22° C. För skattningen med simulerad slamnivå syns däremot en tydlig nedgående trend för parametern r_h , där lägre värden då är bättre. En omvänd trend syntes dock för v_0 , men som Figur 4.1 visar på, är hastigheten högre vid alla koncentrationer ju högre temperaturen är vilket tyder på att parametern r_h kompenserar för de låga v_0 .

För simuleringen av sedimenteringstesten togs fördröjningsfasen bort som beskrivet i metoden. Detta innebär att det som är startnivån för det simulerade sedimenteringstestet, är några minuter in för det verkliga testet. Egentligen är slamhalten därmed något högre i bottenlagret än initialkoncentrationen, men eftersom allt slam i hela behållaren genomgår en fördröjningsfas är det svårt att uppskatta vad den koncentrationen skulle vara. Därför behölls slamhalten som den initiala koncentrationen i bottenlagret.

Resultatet för parametrarna visar på dåliga slamegenskaper jämfört med litteraturvärden av Torfs et al (2016). Vanligtvis beror dåliga sedimenteringsegenskaper på slambulkning. Det finns två typer av slambulkning, filamentös och viskös. Filamentös slambulkning beror på ett överskott av filamentbildande bakterier som skapar stora porösa flockar med låg densitet vilka sedimenterar långsamt. Viskös slambulkning beror på ett överskott av extracellulära polysackarider (EPS) vilket produceras av vissa bakterier. EPS fungerar som ett lim för flockarna, men vid ett överskott börjar det binda in vatten vilket skapar flockar med låg densitet som också är skört. Slammet komprimeras då dåligt.

5.3 Jämförelse vid konstant och dynamiskt flöde

Resultatet för konstant flöde visar svårigheten med att använda 10 lager vid simulering. Slamnivån 2,6 meter, vilken användes som den kritiska höjden, ligger emellan två lager, 2,4 och 2,88, då höjden för varje lager är 0,48 meter. Därför användes också Bürger-Diehlmodellen med 30 lager vilket ger en höjd på 0,16 meter för varje. En tydlig skillnad i kapacitet syns mellan Bürger-Diehl med 30 lager jämfört med Bürger-Diehl med 10 lager och Takács. Detta är inte oväntat eftersom lagren är 0,48 meter höga vilket begränsar upplösningen av slamnivån.

Resultatet för det konstanta flödet vid 12° C visar på en flödeskapacitet kring 2350 m³/h baserat på BD-modellen med 30 lager. Verkliga data från Kungsängsverket, se appendix A, visar på liknande resultat, dvs. en likadan slamtäcknivå vid liknande flöden under samma tidsperiod som sedimenteringstesterna utfördes. Variationen av temperaturen visar på en tydlig skillnad i kapaciteten där den för 6° C visar på en flödeskapacitet kring 900–1200 m³/h beroende på dynamiskt eller konstant flöde vilket är cirka hälften så stor kapacitet jämfört med 12° C. Kapaciteten vid 22° C varierar mycket beroende på konstant och dynamiskt flöde. För det konstanta flödet är kapaciteten nästan den dubbla jämfört för det dynamiska flödet fast än massan är relativt lik för bägge simuleringar vid det maximala flödet.

För ett dynamiskt flöde är det möjligt att samma flöde som det maximala flödet är vid konstant flöde, inte ger upphov till samma slamnivå då det inte hinner uppstå någon jämvikt. Vid ett skyfall eller liknande när flödet plötsligt ökar kraftigt kan slamnivån vara relativt låg och klara av högre flöden än för ett jämviktsläge. Systemet är dock väldigt känsligt för den totala mängden slam i systemet vilket vid dynamiska flöden varierar vilket gör det svårt att bedöma kapaciteten vid ett dynamiskt flöde. Samtidigt är slamöverföringen från biobassängen till mellansedimenteringen relativt snabb när höga flöden snabbt kommer in. Detta borde göra att kapaciteten inte skiljer sig så mycket åt från det konstanta flödet, vilket resultaten också visar på.

Den kritiska slamnivån på 2,6 meter är med största sannolikhet en underskattning av vad mellansedimenteringen klarar av, men eftersom det i den verkliga data skedde slamflykt vid denna nivå används den snarare som en säkerhetsgräns. Ekama et al. (1997) skriver att för ett slam med goda sedimenteringsegenskaper kan slamnivån nå upp till cirka 20 centimeter under utflödet. 2,6 meter, vilket är cirka 2 meter från utloppet, är en betydligt större skillnad än 20 centimeter. På grund av slammets oförmåga att komprimera, vilket kan synas på dess höga slamvolymindex, är det dock inte en orimlig nivå. Detta eftersom slammet är väldigt svagt bundet och lätt kan brytas upp av för höga flöden. Det skall också nämnas att slamnivåmätaren vid Kungsängsverket är placerad ett par meter efter inloppet och ett par meter innan det första utloppet. Slamnivån kan skilja sig beroende på vilken plats i bassängen den görs på och kan alltså se annorlunda ut vid själva utloppet.

Eftersom dispersionen var satt till noll kan detta efterliknas ett inloppsflöde där ingen turbulens sker. Detta är bästa möjliga scenario och bör utredas vidare. Eftersom brist på kunskap om huruvida turbulent det var i bassängen användes inte dispersion, men tester i mellansedimenteringen kan göras för att få en uppfattning om effekten av utformningen på inloppet som förklaras av Torfs. (2016). Dessa tester, DSS och ESS, är tester som utförs i olika punkter av mellansedimenteringen för att testa hur väl slammet flockulerar. Dessa resultat kan då visa om det är slammets egenskaper som orsakar upplösta flockar eller om det kan vara turbulent flöde som bryter upp flockarna.

Antagandet att slammet är likadant i alla tio mellansedimenteringsbassänger gjordes och för en mer noggrann analys bör alla modelleras separat. Dock finns det ingen enskild flödesmätning för varje bassäng och slamnivån mäts endast för linje 3. Därför är alla simuleringar och beräkningar gjorda baserat på att slammet är likadant för linje 3, men för ännu bättre noggrannhet bör alla 5 linjer studeras individuellt.

5.4 Framtida forskning

För att vidare utforska huruvida temperaturen påverkar flödeskapaciteten bör fler tester utföras och alla så tätt inpå varandra som möjligt för att minimera skillnaden i slamsammansättningen. I detta examensarbete gjordes 5 tester inom intervallet för zonsedimentering, för en mer noggrann skattning av parametrarna i Takács sedimenteringsfunktion skulle fler koncentrationer vara önskvärt, särskilt eftersom intervallet är så litet. Sedimenteringstesten hade också kunnat göras vid fler temperaturer, även högre än 22° C. Tester över 22° C är inte relevant för UVAB, men för en generell förståelse om hur zon- och kompressionssedimenteringen varierar med temperaturen är det relevant.

I botten av sedimenteringsbassängen där koncentrationen av slam är hög sker en icke försumbar mängd denitrifikation. Denitrifikation skapar bubblor som förstör flockarna i slammet och försämrar sedimenteringen (Bürger et al. 2023). Inkludering av en reaktiv mellansedimentering kan vara fördelaktigt för en noggrannare modell.

Parametern TOF, dvs. övergången från diskret till flockulerande sedimentering har visat ha en korrelation mot mängden flyktslam (Ngo et al. 2021). För dessa tester behövs dock provrör där vatten kan tappas ut 5 cm under vattenytan, men tester för dessa kan ge en möjlighet till noggrannare resultat för kapaciteten då parametern τ_p kan skattas utifrån en faktisk empirisk relation. I stället för att endast utvärdera slamnivån kan också en enklare uppskattning av halten flyktslam göras.

En jämförelse med potensfunktionen av Diehl. (2015) kan också vara lämplig eftersom kompressionen då kan hanteras som ett enskilt fenomen. Detta gör det möjligt att studera kompressionstermen enskilt för de olika temperaturerna och se om den varierar.

6 Slutsats

För de framtagna parametrarna har en kapacitet för mellansedimenteringen för biosteg C vid Kungsängsverket uppskattats. Parameterskattningen vid 12° C visar sig ge en liknande slamnivå som för den verkliga slamnivån för liknande flöden kring tillfället när sedimenteringstestet utfördes. Parameterskattningen är långt ifrån perfekt och fler tester och simuleringar för att skatta parametrarna bör göras för en bättre modell. De framtagna parametrarna är dessutom framtagna för en viss dag och slamkvalitet. Som driftdata visar kan slamkvaliteten variera i hög grad, och testerna utförda vid 12° C visar på bättre slamkvalitet än bara veckor tidigare.

Flödeskapaciteten varierar i hög grad med temperaturen oavsett metod som används, där en högre temperatur resulterar i en större flödeskapacitet. Som nämnt i tidigare stycke har parameterskattningen sina brister och bör utforskas vidare, men för de givna parametrarna visar resultatet på en skillnad i flödeskapacitet som inte är försumbar. Oavsett parameterskattning visar resultatet i Figur 4.1 på en skillnad i zonsedimenteringshastighet för olika temperaturer även vid högre temperaturer. Eftersom kompressionen inte modelleras som ett eget fenomen kan ingen slutsats dras om hur den varierar med temperaturen, men zonsedimenteringen tyder på att den varierar med temperaturen.

Mellansedimenteringen för det biologiska steget C vid Kungsängsverket har potential för att ta betydligt större flöden om slamkvaliteten var bättre. Detta syns på simuleringarna för 22° C, som jämfört med litteraturvärden fortfarande har relativt dåliga sedimenteringsegenskaper. Fler tester skulle dock behövas för en bättre skattning av slammets sedimenteringsegenskaper.

7 Referenser

- Absar, Ahmad Kazmi & Hiroaki, Furumai. 1998. *Nitrate disappearance during batch settling in sequencing batch reactor activated sludge process*. Environmental engineering research (35).
- Arnerll, Magnus. (2015). *Implementation of the Bürger-Diehl settler model on the Benchmark Simulation Platform*. IEA.
- Bürger, Raimund. Diehl, Stefan. Nopens, Ingmar. (2011). *A consistent modelling methodology for secondary settling tanks in wastewater treatment*. Water Research (45).
- Bürger, Raimund. Careaga, Julio. Diehl, Stefan. Pineda, Romel. 2023. *A model of reactive settling of activated sludge: Comparison with experimental data*. Chemical Engineering Science.
- Carlsson, Bengt. (1998). *An introduction to sedimentation theory in wastewater treatment*. Uppsala universitet.
- Diehl, Stefan., Jeppson, Ulf. (1998). *A model of the settler coupled to the biological reactor*. Water Research (32), 331-243.
- Ekama, G.A et al. 1997. *Secondary Settling Tanks. Theory, modelling, design, and operation*. International Association on Water Quality.
- Giokas, Dimosthenis.L. et al. (2003). *Comparison and evaluation of empirical zone settling velocity parameters based on sludge volume index using a unified settling characteristics database*. Water research (37), 3821-3836.
- Hayet, Cherif. Hedi, Shayeb. Abid, Sami. Ghada, Jlassi. Mariem, Mtaallah. (2010). *Temperature effect on settling velocity of activated sludge*. ICBEE 2010.
- Jin, Bo. Wilén, Britt-Marie. Lant, Paul. 2003. *A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge*. Chemical engineering journal (95), 221-234.
- Kamp, Matilde. (2018). *Flytslam I Lövsta avloppsreningsverk*.
- Kelly, Richard. (2008). *A tale of two methods: Comparing state point analysis and computational fluid dynamic modeling for evaluating secondary clarifier performance*. Proceedings of the water environment federation (14), 2954-2967.
- Kestin, Joseph., Sokolov, Mordechai., Wakeham, William A. (2009). *Viscosity of liquid water in the range -8° to 150° C*. Journal of physical and chemical reference data.
- J. Alex, L. Benedetti, J. Copp, K.V. Garnaey, U. Jeppsson, I. Nopens, M.-N. Pons, L. Rieger, C. Rosen, J.P. Steyer, P. Vanrolleghem, S. Winkler. (2008). *Benchmark Simulation Model no. 1 (BSM1)*.
- Mancell-Egala, W., Kinnear, D., Jones, K. De Clippeleir, H., Takacs, I., Murthy, S., (2016). *Limit of stokesian settling concentration characterizes sludge settling velocity*. Water Research (90), 100-110.

Mancell-Egala et al. (2017). Settling regimen transitions quantify solid separation limitations through correlation with floc size and shape. *Water Research* (109), 54-68.

Ngo, Khoa Nam., Winckel, Tim Van., Massoudieh, Arash., Wett Bernhard., Al-Omari, Ahmed., Murthy, Sudhir., Takacs, Imre., De Clippeleir, Haydée. (2021). *Towards more predictive clarification models via experimental determination of flocculent settling coefficient value*. *Water Research* (190).

Takács, Imre. Patry, G.G. Nolasco, D. (1991). *A dynamic model of the clarification-thickening process*. *Water Research* (25), 1263-1271.

Torfs, Elana. Balemans, Sophie. Locatelli, Florent. Diehl, Stefan. Bürger Raimund. Laurent, Julien. François, Pierre. Nopens, Ingmar. (2017). *On constitutive functions for hindered settling velocity in 1-D settler models: Selection of appropriate model structure*. *Water research* (110), 38-47.

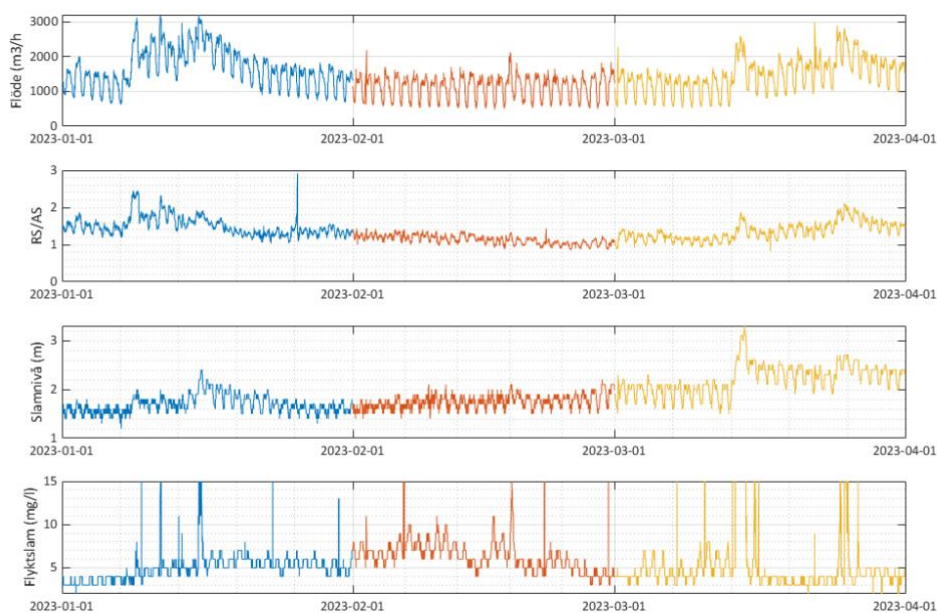
Torfs, Elana. (2016). *Experimental methods in wastewater treatment*. IWA publishing, 235-262.

Torfs, Elana. (2015). Phd..

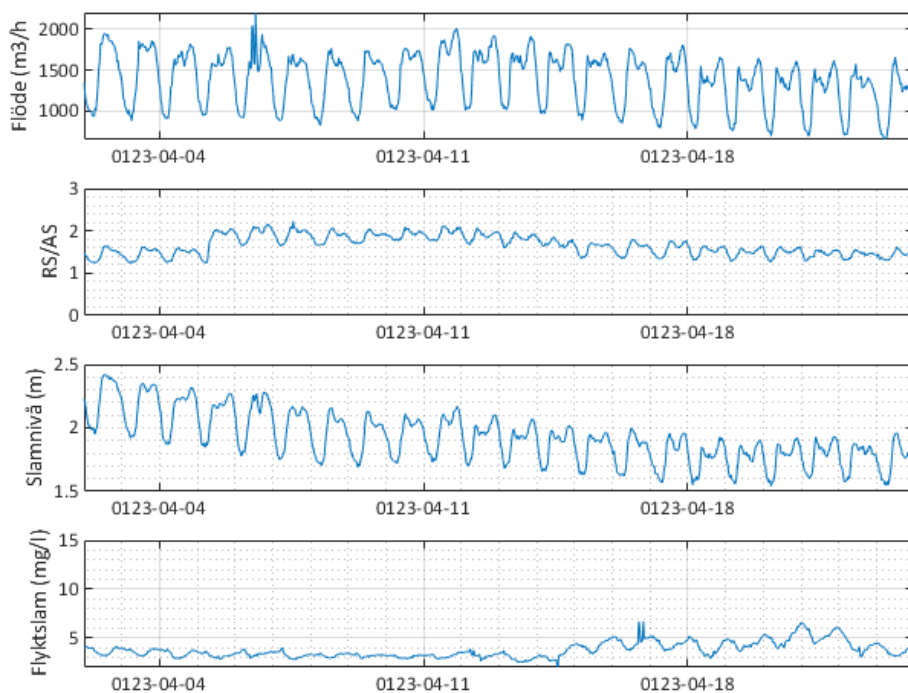
Uppsala Vatten (2021). *Miljörapport 2021 Kungsängsverket*. Uppsala: Uppsala Vatten och Avfall AB.

Wang, Juan. Li, Qian. Qi, Rong. Tandoi, Valter. Yang, Min. (2014). Sludge bulking impact on relevant bacterial populations in a full-scale municipal wastewater treatment plant. *Process Biochemistry* (49), 2258-2265.

Watts, Randall., Svoronos, Spyros A., Koopman, Ben (1996). *One-dimensional modeling of secondary clarifiers using a concentration and feed velocity-dependent dispersion coefficient*. *Water research* (30), 2112-2124.

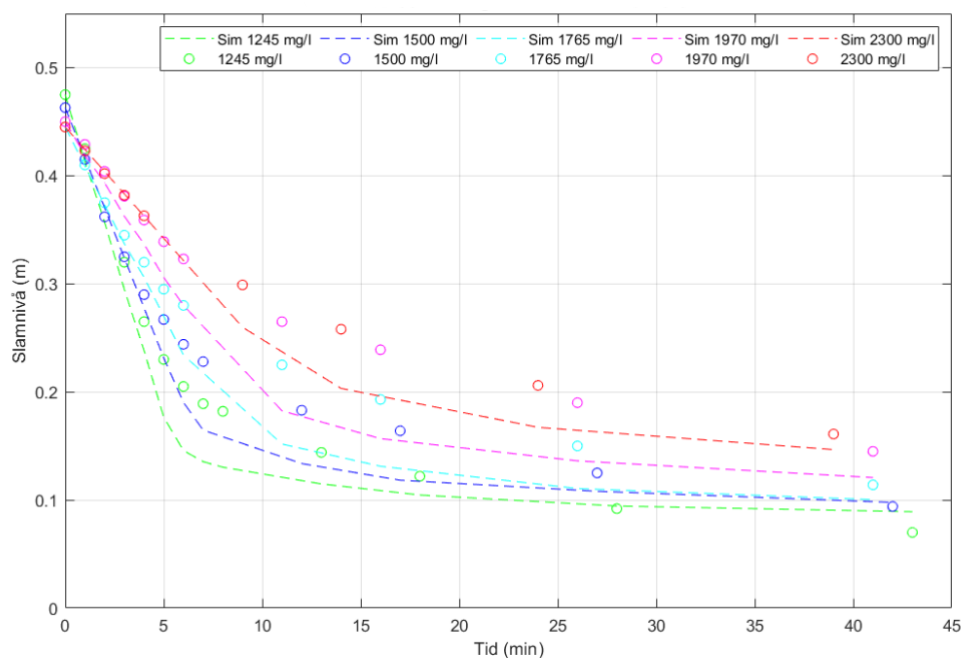


Figur A.1. Flöde, kvot mellan returslamhalt och MLSS (RS/AS), slamnivå och flyktslam för januari, februari och mars vid Kungsängsverkets biosteg C, linje 3.

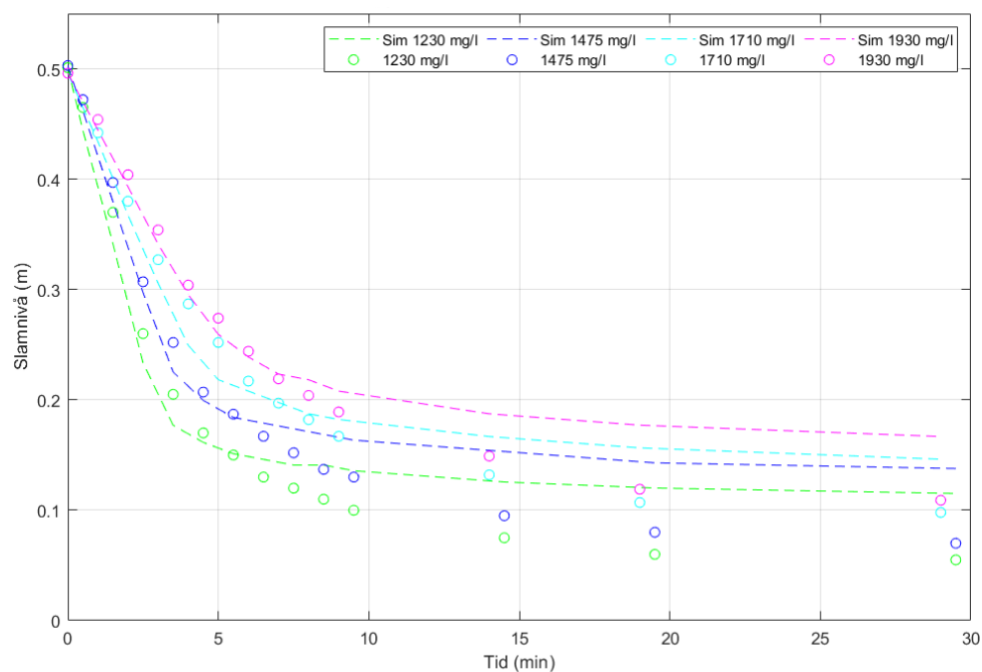


Figur A.2. Flöde, kvot mellan returslamhalt och MLSS, slamnivå och flyktslam för april vid Kungsängsverkets biosteg C, linje 3.

Bilaga B

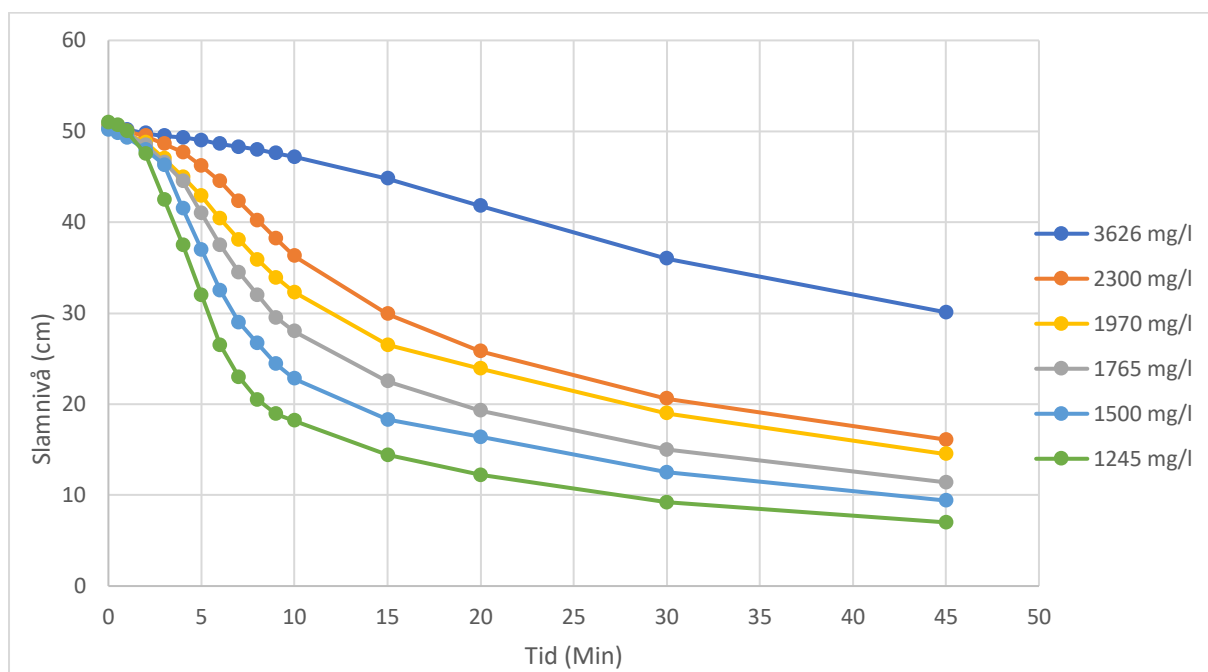


Figur B.1. Simulerad och verklig slamnivå över tiden vid 6 grader med parametrar skattade med zonsedimenteringshastigheten.

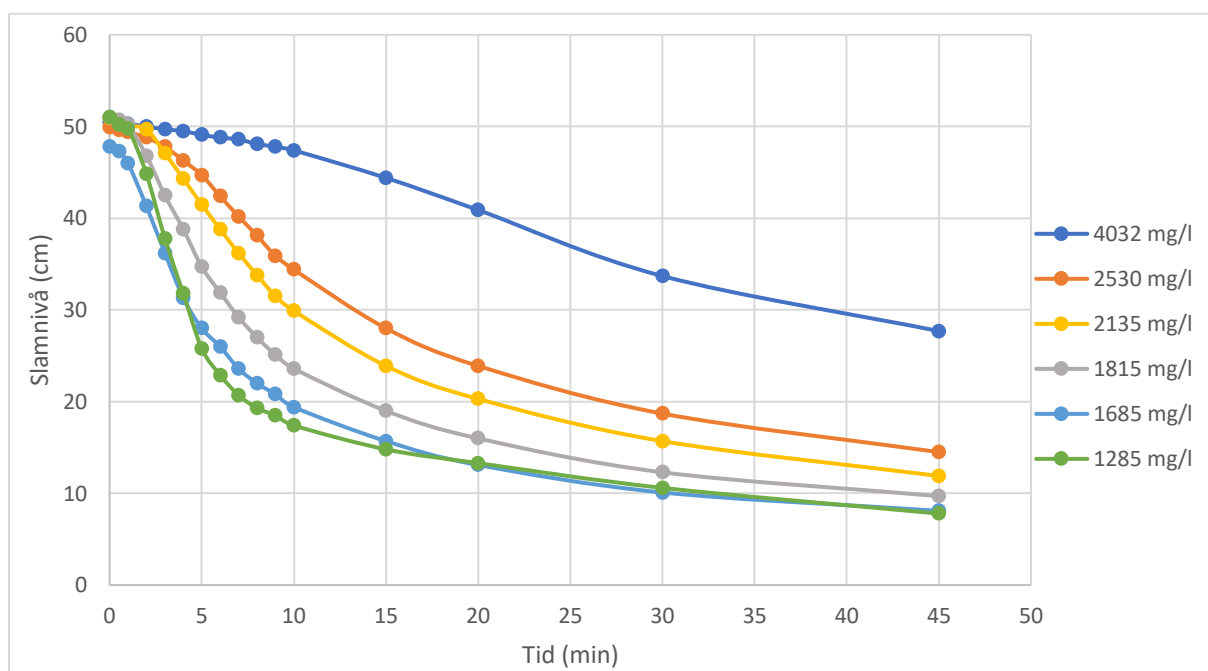


Figur B.2. Simulerad och verklig slamnivå över tiden vid 22 grader med parametrar skattade med zonsedimenteringshastigheten.

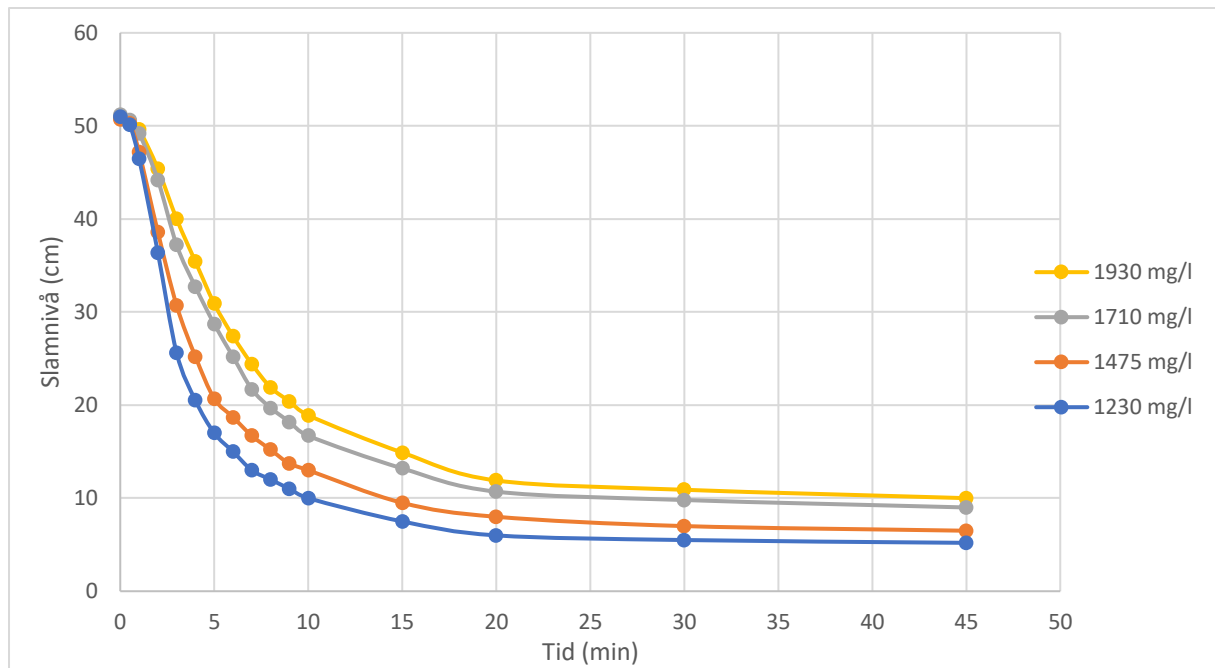
Bilaga C



Figur C.1. Slamnivå över tiden för alla sedimenteringstest gjorda vid 6° C.

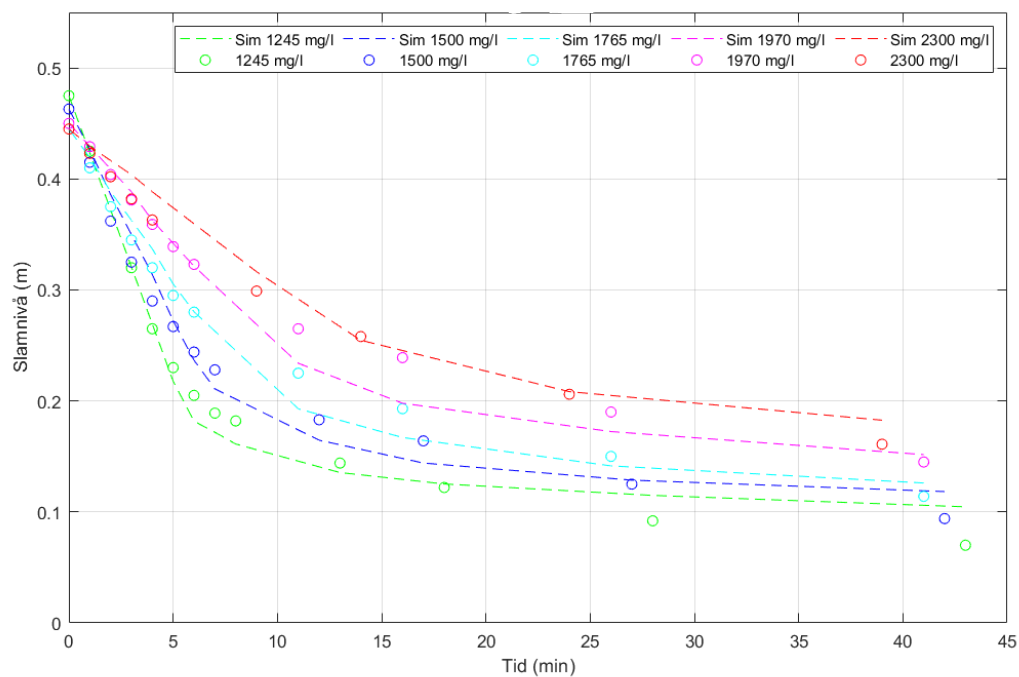


Figur C.2. Slamnivå över tiden för alla sedimenteringstest gjorda vid 12° C.

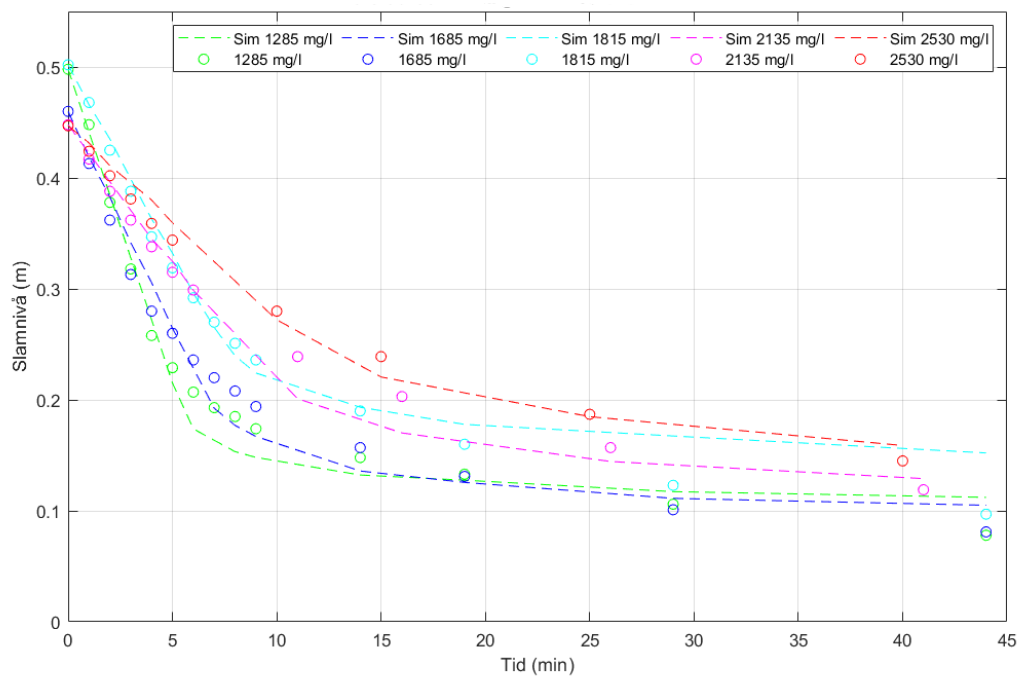


Figur C.3. Slamnivå över tiden för alla sedimenteringstest gjorda vid 22° C.

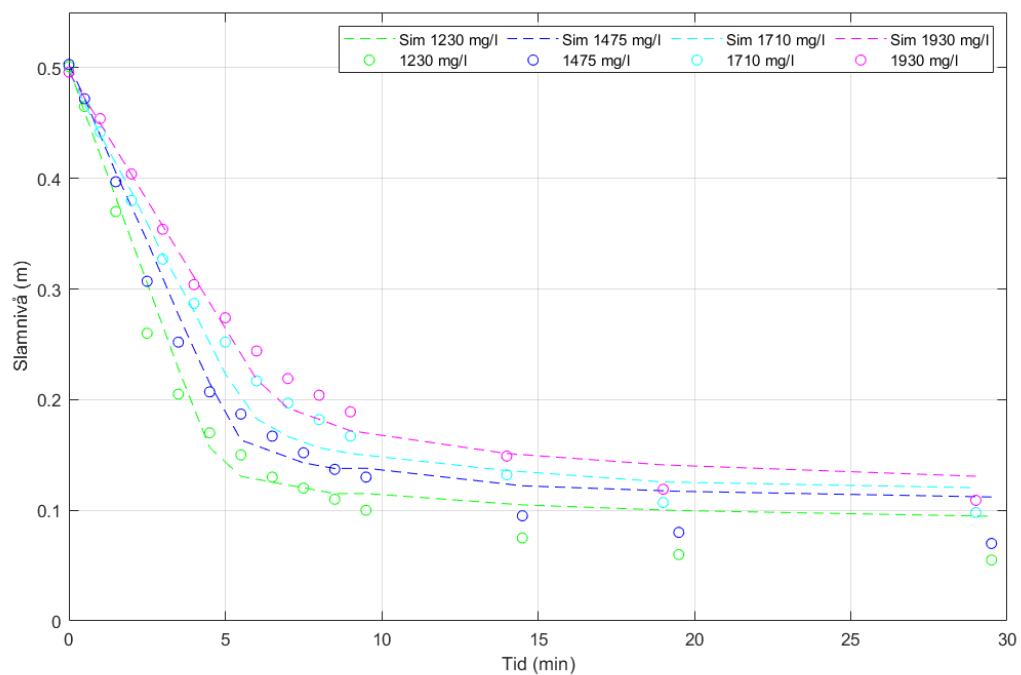
Bilaga D



Figur D.1. Simulerad och verklig slamnivå över tiden vid 6 grader med parametrar skattade med jämförelse av simulerad och verklig slamnivå.

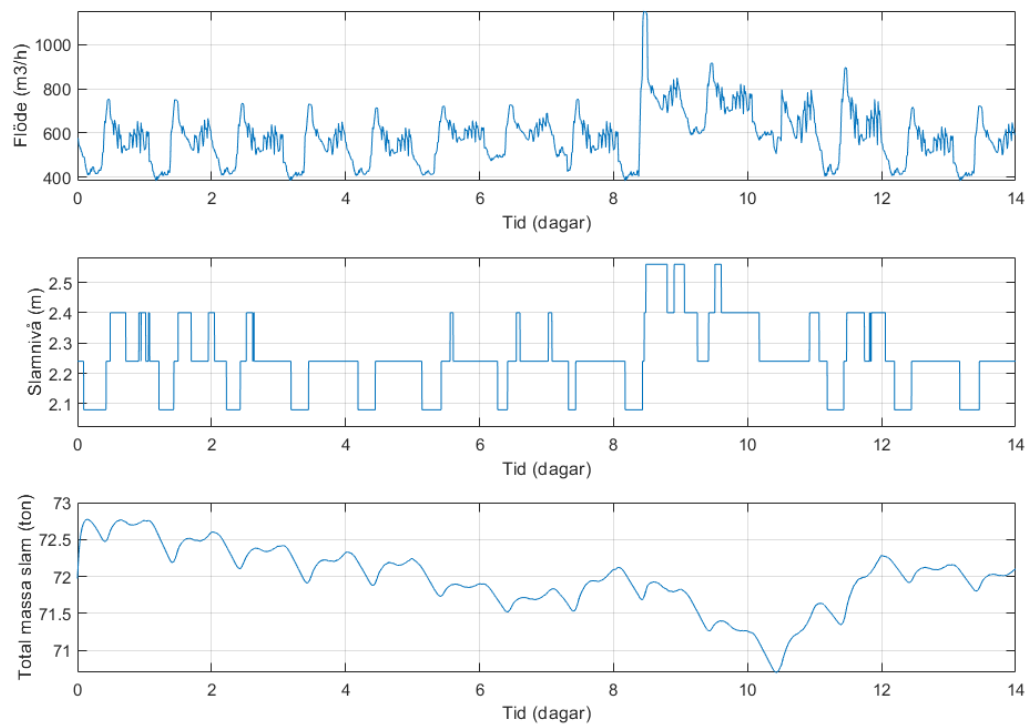


Figur D.2. Simulerad och verklig slamnivå över tiden vid 12 grader med parametrar skattade med jämförelse av simulerad och verklig slamnivå.

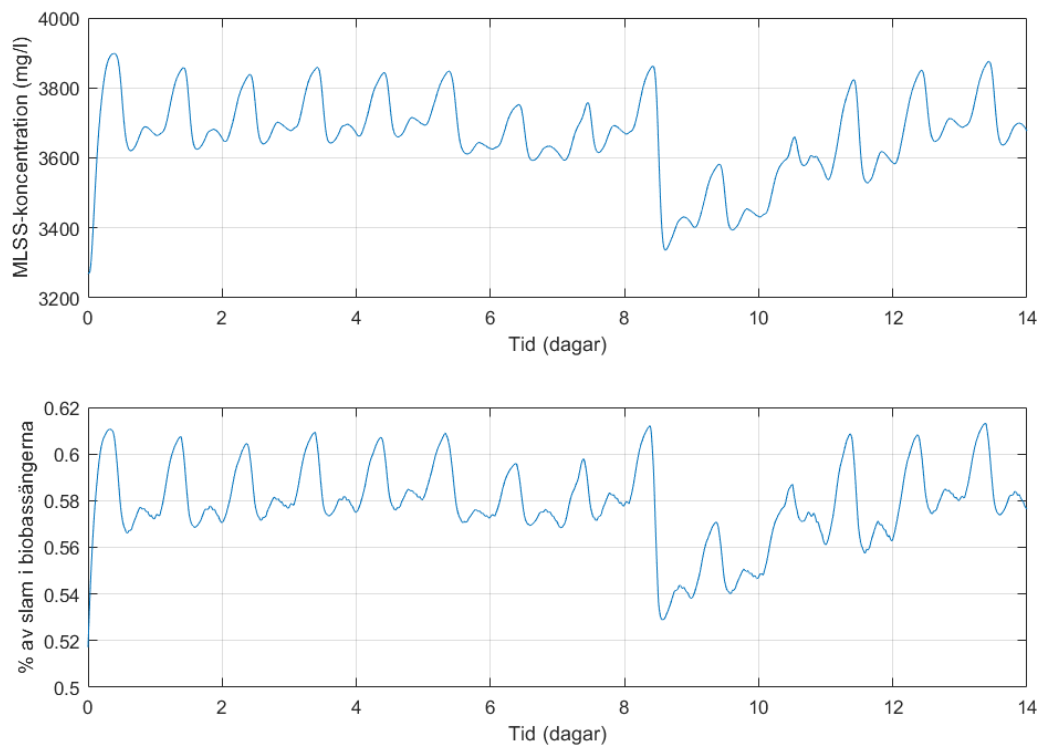


Figur D.3. Simulerad och verklig slamnivå över tiden vid 6 grader med parametrar skattade med jämförelse av simulerad och verklig slamnivå.

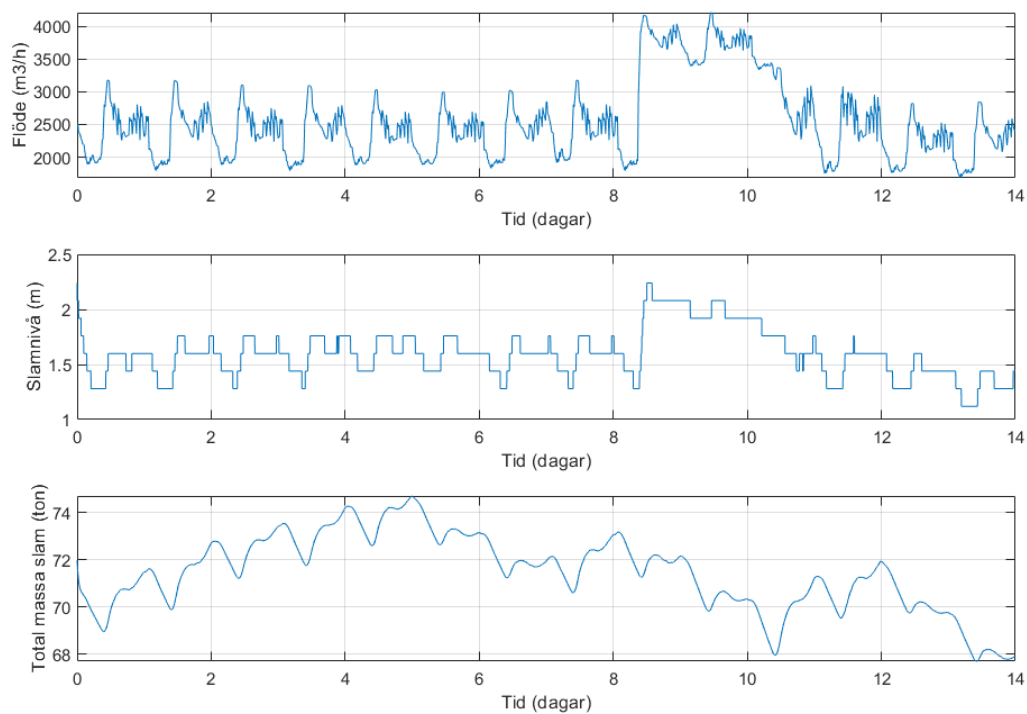
Bilaga E



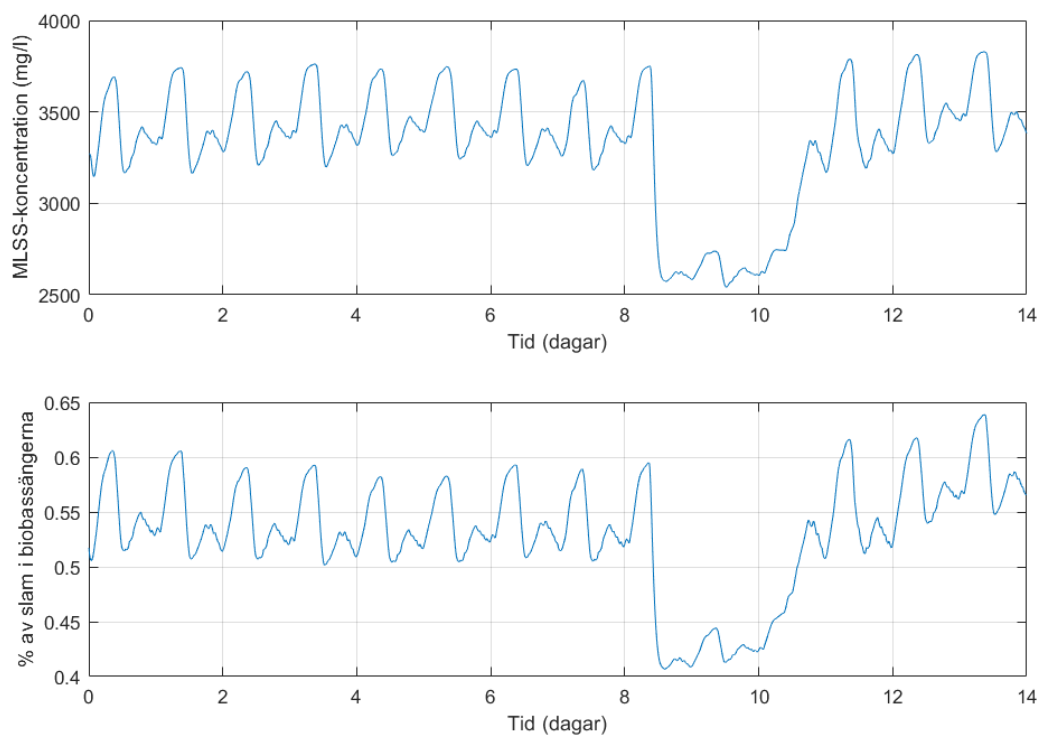
Figur E.1. Den använda flödesprofilen, simulerade slamnivån och den totala massan slam i biosteget under den simulerade 14-dagarsperioden för 6° C.



Figur E.2. MLSS-koncentration och % av slam i biobassängerna under den simulerade 14-dagarsperioden för 6 ° C.



Figur E.3. Den använda flödesprofilen, simulerade slamnivån och den totala massan slam i biosteget under den simulerade 14-dagarsperioden för 22° C.



Figur E.4. MLSS-koncentration och % av slam i biobassängerna under den simulerade 14-dagarsperioden för 22° C.

Bilaga F

Tabell F.1. Slamvolymindex för alla linjer på Bio C under perioden då sedimenteringstesterna utfördes.

Datum	SVI (ml/g) linje 1	SVI (ml/g) linje 2	SVI (ml/g) linje 3	SVI (ml/g) linje 4	SVI (ml/g) linje 5
2023-03-15	195	192	176	168	263
2023-03-22	238	238	227	218	237
2023-03-29	246	246	223	212	256
2023-04-05	265	265	216	217	246
2023-04-12	183	183	158	198	196
2023-04-21	240	240	223	213	261