

Optimering av bio-P-processen vid Västra strandens avloppsreningsverk i Halmstad



Amanda Eriksson

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik
Institutionen för kemiteknik, LTH
Examensarbete 2018

Optimering av bio-P-processen vid Västra strandens avloppsreningsverk i Halmstad

av

Amanda Eriksson

Examensarbete: 2018-04

Vattenförsörjnings- och avloppsteknik
Institutionen för kemiteknik
Lunds universitet

Maj 2018

Huvudhandledare: **Docent Karin Jönsson**

Biträdande handledare: **Miljö- och processingenjör vid LBVA Lars-Gunnar Johansson**

Examinator: **Teknisk doktor Per Falås**

Bild på framsidan: Mikroskopering av slam från biolinje 1. Foto av Anita Bengtsson.

Postadress

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

Webbadress

www.vateknik.lth.se

Besöksadress

Naturvetarvägen 14

Telefon

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

Förord

Detta examensarbete omfattande 30 hp representerar avslutet på min utbildning till civilingenjör inom bioteknik vid Lunds tekniska högskola. Det har skett på uppdrag av Laholmsbuktens VA i Halmstad i samarbete med VA-teknik på Institutionen för kemiteknik vid LTH. Det har varit mycket lärorikt att få arbeta med något så aktuellt som vattenrening och hemskt kul att få genomföra ett projekt så pass aktuellt för reningsverket i fråga.

Jag vill härmed börja med att tacka Lars-Gunnar Johansson som varit min biträdande handledare samt kontakt på LBVA och som alltid har tagit sig tid för att svara på mina otaliga frågor. Tack ska också Henrik Mollgren, drifttekniker på LBVA, ha för all processteknisk hjälp och engagemang. Detsamma för Anita Bengtsson, laboratorie- och processingenjör på LBVA, för hjälp rörande arbete i labbet. Jag vill också tacka alla ni andra på LBVA för er ovärderliga assistans och för att ni alltid fått mig att känna mig välkommen.

Ett stort tack vill jag lämna till Karin Jönsson, min huvudhandledare på LTH, för din värdefulla handledning, ditt tålamod och din uppmuntrande stöttning allt igenom mitt projekt. Tack även till min examinator Per Falås för alla goda råd under projektet. Vidare vill jag tacka min kontorskamrat Kristoffer Eliasson för värdefull assistans och trevliga pratstunder. Dessutom vill jag tacka mina opponenter och alla ni andra på avdelningen för VA-teknik som på olika sätt bidragit.

Slutligen vill jag rikta ett speciellt tack till min familj för all er kärlek och support. Ett särskilt tack också till min Victor som har bistått med korrekturläsning och alljämt uppmuntrat mig under min studietid.

Med hopp om trevlig läsning,

Amanda Eriksson

Lund, maj 2018

Abstract

As eutrophication of lakes and oceans is increasing, regulations regarding phosphorus effluents becomes stricter. Consequently, the majority of Sweden's wastewater treatment plants employs some method for phosphorus removal. Increased efforts for sustainable purification methods has also led to phosphorus removal by chemical means starting to be replaced by biological phosphorus removal. A common biological treatment method for phosphorus removal is Enhanced Phosphorus Removal (EBPR), in which specific process conditions are used to drive microorganisms to accumulate excessive phosphate. Such a method was introduced at Västra stranden's wastewater treatment plant in the years of 2005-2006, which worked satisfactorily for several years. However, in the year of 2015 the efficiency of the process started deteriorating which forced the plant to start adopting chemicals in order to not exceed effluent regulations. The purpose of this degree project is thus to, in accordance with the plant's current design, evaluate the EBPR-process in an attempt of optimizing it. Hence, recommendations with regards to process changes believed to stabilize the process will be included.

Various process parameters known for influencing EBPR were evaluated by examining, for example, the phosphate release rate, COD/TP-ratio and by looking into carbon source availability. The way phosphate and nitrate varied in different zones in different process steps were studied and the project came to also include evaluation of the biological nitrogen separation. Moreover, sludge age, residence time and various design ratios provided additional basis for evaluation.

It was shown how the EBPR-startup resulted in significant expansion of polyphosphate accumulating organisms, indicating the sludge having high potential for EBPR. Once the chemicals used for precipitation of phosphorus had been washed out, the main problem were reoccurring phosphorus peaks which though started declining towards the end of the project. Furthermore, the results indicated that the EBPR-function seemed to be hindered both by insufficient amounts of VFA and by the occurrence of, in certain process steps, impeding nitrate. The low amounts of VFA originates from the inadequately functioning primary sludge hydrolysis. This process step had been deemed necessary as the side stream hydrolysis along with incoming VFA does not provide the process with sufficient amounts of VFA. It is therefore recommended to attempt increasing the sludge level and even out the flow distribution between the basins. Similarly, an attempt to establish a more continuous recirculation could improve the hydrolysis. In addition were undesired oxygenation shown to take place in a few anaerobic process steps, which perhaps were most pronounced for the first zone in the second biological treatment line. Therefore, it is also recommended that the waterfall resulting in this oxygenation is removed by, for example, introducing a ramp.

As a result of incomplete denitrification, nitrate levels primarily originating from the ARP were on several occasions proved high enough to negatively impact the EBPR-process. Since the sludge's denitrification rate appeared to be acceptable, the problem is suspected to originate from a too low C/N-ratio. One solution could be to increase the flow used as carbon source in the ARP but not before performing a more complete sampling to further determine potential daily and weekly variations of $\text{NO}_3\text{-N}$ and COD. Similarly is further monitoring of, for example, incoming VFA/ $\text{PO}_4\text{-P}$ -ratios and more continuous monitoring of outgoing nitrate from ARP advocated. In addition, the use of modeling should be considered as a tool to further assess how change in parameters such as COD, VFA, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ etc. influence the optimal process configuration. Lastly, it should be mentioned that as the water temperature starts to

decrease again, the zone distribution should be reviewed once more. This since ATV-guidelines suggest that the aerated sludge age deemed necessary for nitrification is too low at lower water temperatures.

Keywords: Enhanced phosphorus removal, EBPR, bio-P, wastewater treatment, PAO

Sammanfattning

I takt med den ökade eutrofieringen av hav och sjöar ställs allt högre krav på minskade fosforutsläpp och flertalet av Sveriges avloppsreningsverk har idag följaktligen någon typ av fosforavskiljning. I samband med ökad strävan efter hållbara reningsprocesser växer dessutom viljan att överge kemisk fosforavskiljning för biologiska processer. En metod för sådan biologisk fosforavskiljning benämns bio-P i vilken särskilda processbetingelser nyttjas för att erhålla ett nettoupptag av fosfor. Sådan biologisk fosforavskiljning introducerades vid Västra strandens avloppsreningsverk i Halmstad under år 2005-2006 vilken kom att fungera tillfredsställande under flera år. Under år 2015 försämrades dock fosforavskiljningen kraftigt med konsekvensen att verket till slut fick införa simultanfällning med kemikalier för att klara utsläppskraven. Syftet med detta examensarbete är därmed att för Västra strandens ARVs nuvarande uppbyggnad utvärdera och försöka optimera den biologiska fosforavskiljningen. Således ingår det rekommendationer över tänkbara processändringar nödvändiga för en mer stabilt fungerande process.

Utvärdering av olika parametrars inverkan på bio-P-funktionen skedde genom att bland annat studera fosforutsläpp, motjoner, COD/TP-kvot och tillgång på kolkälla. Fosfat- och nitratprofiler upprättades även över biolinjerna och projektet kom dessutom att innefatta utvärdering av den biologiska kväveavskiljningen. Slamåldrar, uppehållstider och diverse dimensioneringskvoter beräknades dessutom för att utgöra ytterligare underlag för utvärdering av processen.

Det kunde ses att uppstart av bio-P under våren 2018 resulterade i betydande utveckling av PAO-population vilken uppvisar en mycket bra bio-P-potential. Då fällningskemikalierna lämnat systemet låg det stora driftsproblemet i veckovis återkommande fosfortoppar vilka dock kommit att stabiliseras allt under projektets gång. Baserat på erhållna resultat riskeras bio-P-funktionen stundom begränsas av otillräcklig tillgång på kolkälla och av nitrathalter. Den otillräckliga mängden kolkälla har sitt ursprung i en låg hydrolyshastighet i SSH och lågt fungerande primärslamshydrolys, vilken endast på marginalen visats nödvändig för en stabil process. Försök till att nå en högre slamnivå och jämnare recirkulationspumpning samt flödesfördelning mellan försedimenteringsbassängerna rekommenderas därför. Önskad syresättning har även konstaterats på diverse platser och är kanske mest uttalad vid det inkommande flödet till den andra biolinjens anaerobzon. Därför rekommenderas det även att det vattenfall som resulterar i denna byggs bort med exempelvis en ramp.

Vid flera tillfällen har nitrathalter höga nog att verka störande på bio-P-processen påvisats, främst ut från ARP, som konsekvens av ofullständig denitrifikation. Eftersom denitrifikationshastigheten för returslam tycks vara tillfredsställande misstänks problemet snarare ha sitt ursprung i en för låg C/N-kvot. Som en lösning kan flödet som används som kolkälla till anoxzon i ARP ökas. Dock bör en mer fullständig provtagning genomföras först för att fastställa eventuell dygns- samt veckovariation där införande av kontinuerlig mätning av nitrat hade varit att föredra. Liknande förespråkas ytterligare undersökningar av biostegets inkommande VFA/PO₄-P-kvot och övrig belastning, allt för att få en mer fullständig bild av processen. Därtill kan modellering vara ett bra verktyg för att vidare bedöma hur ändring av diverse parametrar påverkar processen och optimal processkonfiguration. Slutligen bör det också påpekas att då vattentemperaturen sjunker mot vintern igen borde zonindelningen ses över på nytt. Detta eftersom ATV-riktlinjer indikerar att den luftade slamåldern nödvändig för nitrifikation är för låg vid lägre vattentemperaturer.

Innehållsförteckning

1	Bakgrund	1
1.1	Syfte och problemställning	1
1.2	Avgränsningar	2
2	Biologisk fosforavskiljning	3
2.1	Betydande parametrar för biologisk fosforavskiljning	4
3	Slamhydrolys	7
3.1	Betydande parametrar för slamhydrolys	7
3.2	Primärslamshydrolys	8
3.3	Returslamshydrolys	8
4	Biologisk kväveavskiljning	11
5	Uppstart av bio-P från kemisk fällning	13
6	Övriga riktlinjer för bio-P-drift med SSH	15
7	Västra strandens ARV	17
7.1	Tillrinningsområde, kapacitet och utsläppskrav	17
7.2	Processkonfiguration	17
8	Material och metod	25
8.1	Syre- och VFA-halter	25
8.2	Metall/fosfor-kvot	25
8.3	COD/TP	26
8.4	Motjoner	26
8.5	P-släppstest	26
8.6	Fosfat-, nitrat- & andra profiler	27
8.7	Lyxupptag, teoretisk och reell fosforhalt i slam	28
8.8	Hydrolyshastighet och utbyte för SSH	28
8.9	Slamåldrar, SRT-kvoter samt SSH-volym	29
8.10	Denitrifikations- och nitrifikationsförsök	30
8.11	Massbalans över ARP för utvärdering av denitrifikationsfunktionen	30
9	Resultat och diskussion	33
9.1	Temperaturer & syrehalter	33
9.2	Bio-P-funktion	34
9.3	Hydrolysfunktion	46
9.4	Dimensionering	49
9.5	Utvärdering av nitrifikations- samt denitrifikationsfunktionen i ARPen	51
9.6	Övrig diskussion	54
10	Slutsatser	57

11	Framtida studier	59
12	Referenser	61
13	Nomenklatur.....	67
14	Bilagor.....	i
14.1	Bilaga 1 – Populärvetenskaplig artikel	i
14.2	Bilaga 2 – Metodbeskrivning VFA.....	iii
14.3	Bilaga 3 – Metodbeskrivning och riskanalys P-släppsförsök.....	iv
14.4	Bilaga 4 – Metodbeskrivning nitrifikationsförsök.....	x
14.5	Bilaga 5 – Metodbeskrivning denitrifikationsförsök	xi
14.6	Bilaga 6 – Syremätningar från 180131	xiii
14.7	Bilaga 7 – VFA-mätningar	xv
14.8	Bilaga 8 – Medelhalter in till biosteg år 2017	xxi
14.9	Bilaga 9 – P-släppstest för bioslam inhämtat den 180131 kl. 16 (före uppstart) samt för bioslam inhämtat den 180320 kl. 13.32	xxii
14.10	Bilaga 10 – Stickprovstagning för den 180301, fosfat- och nitratprofiler för den 180306 samt totalfosforhalt den 180423.....	xxv
14.11	Bilaga 11 – Hydrolyshastighet och COD-utbyte	xxvii
14.12	Bilaga 12 – Slamåldrar	xxviii
14.13	Bilaga 13 – Nitrifikationsförsök för ARP-slam från den 180320 kl. 13.45	xxix
14.14	Bilaga 14 – Denitrifikationsförsök för ARP-slam från den 180320 kl. 13.45.....	xxx

1 Bakgrund

Ökad eutrofiering av ytvatten har lett till strängare krav för fosforutsläpp och följaktligen har samtliga av Sveriges kommunala avloppsreningsverk någon slags fosforavskiljning (Havs- och vattenmyndigheten, 2016). Sådan fosforavskiljning sker idag ofta med kemisk fällning men intresset för biologisk fosforavskiljning ökar i samband med att högre krav ställs på hållbar vattenrening med minskad kemikalieanvändning och energiåtgång (Borglund, 2004a).

Västra strandens avloppsreningsverk (ARV) har sedan en omfattande ombyggnation år 2005-2006 kommit att, utöver biologisk kväverening, även inkludera biologisk fosforrening. Den biologiska fosforreningen har fram till år 2015 fungerat relativt stabilt och följaktligen lett till ca 80 % minskad användning av fällningskemikalie eftersom den endast använts för efterpolering. Emellertid försämrades den biologiska fosforreningen av okända skäl kraftigt under sommaren år 2015, resulterandes i förhöjda fosforhalter utgående från biosteget. Således har den efterföljande flotationsanläggningen fått köras i större utsträckning än önskat och anläggningen har blivit tvungen att både simultanfälla samt efterfälla.

Internbelastningen av fosfor har sedan järnklorid slutade användas vid slutavvattningen som komplement till polymer ökat med cirka 15 %. Detta kan tänkas vara en av anledningarna till försämringen eftersom det tillsatta järnet tidigare bundit fosfaterna närvarande i rejektivattnet. Problemet kan alltså tänkas ligga i att mängden lättflyktiga fettsyror (VFA) i relation till fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) till biosteget är för liten. Tillgången på VFA är nämligen viktig när det kommer till mikroorganismernas kolbehov och är en av förutsättningarna för att den biologiska fosforreningen ska fungera tillfredsställande (Daton & Wallergård, 2003).

Tidigare har anläggningen försökt att hydrolysera bioslam i en avskild volym men då misslyckats med att just producera tillräcklig mängd VFA. Genom en mindre ombyggnation under år 2016 har primärslamshydrolys därför införts i försedimenteringen och resulterat i en bättre VFA-produktion. Reningsverket har sedan försökt starta upp den biologiska fosforreningen igen men då resultatet inte varit stabilt krävs vidare utredning och optimering.

1.1 Syfte och problemställning

Syftet är att för Västra strandens ARVs nuvarande uppbyggnad finna en optimal processkonfiguration gällande dess biologiska fosforrening. Detta görs genom att arbeta med följande problemställningar:

- Hur är reningsverksprocessen vid Västra stranden utformad och hur överensstämmer processbetingelserna med vad som är optimalt för en fungerande hydrolys- och bio-P-process enligt rapport av Salmonsson *et al.* (2017)?
- Hur avskiljs fosfor i de olika processtegen och hur påverkas bio-P-funktionen av fällningskemikalie?
- Är VFA-tillgången den främsta begränsande faktorn för bio-P?
- Begränsas bio-P av nitrathalter i biosteget? Om så är fallet, från vilket processteg har detta nitrat sitt ursprung och hur skulle detta kunna undvikas?

- Används bioreaktorerna i huvudflödet optimalt (med avseende på aerob-, anox- och anaerobzons indelning) beträffande bio-P?
- Är primärslamshydrolys nödvändigt utöver befintlig sidoströmshydrolys? Behövs i så fall primärslamhydrolysen optimeras och då hur?

1.2 Avgränsningar

Projektet innefattar inte fullständig optimering av kväveavskiljningen. Projektet kommer inte heller beröra processändringarnas påverkan på biogasproduktionen eller annan optimering av denna. Tidsbegränsning har medfört att fosforupptagsförsök ej har inkluderats och för utvärdering av slammet anses fosforläppförsök i detta fall tillräckligt. Ingen modellering, utan endast statistiska beräkningar, genomförs.

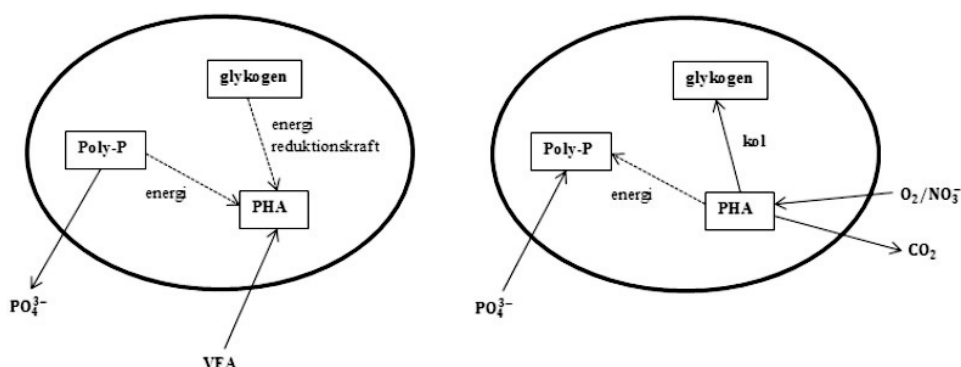
2 Biologisk fosforavskiljning

Avskiljning av fosfor från avloppsvatten kan ske på varierande sätt där olika processer avskiljer olika fosfortyper (Salmonsson *et al.*, 2017). Fosfor i organisk form förekommer som löst eller partikulärt bunden och bryts i reningsverk vanligen ned till ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) vilket tillsammans med polyfosfat (poly-P) utgör de oorganiska typerna av fosfor. Totalfosfor (TP) används därför ofta som ett mått på total mängd organiskt bunden fosfor, $\text{PO}_4\text{-P}$ och poly-P (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). Partikulär organisk fosfor avskiljs i form av slam i försedimentering samt i den biologiska reningen (Särner, 2007). Assimilation av fosfor sker dessutom alltid vid biologisk rening genom mikroorganismers tillväxt där detta producerade slam sedan kan avskiljas i en efterföljande sedimentering.

Kemisk fällning används också som en avskiljningsteknik eftersom förekomst av metalljoner kan fälla ut fosfor som metallfosfater som adsorberar till de samtidigt utfällda metallhydroxiderna (Björleinius & Wahlberg, 2005). Kemiskt slam har dock visat sig ha sämre egenskaper än slam som erhållits via biologisk fosforavskiljning; exempelvis är det mindre effektivt att använda som växtnäring (Särner, 2007). Vidare fås minskad slamproduktion och bättre sjunkegenskaper, vilket bland annat ger effektivare slamavvattning, vid biologisk fosforavskiljning (la Cour Jansen *et al.*, 2009a).

I motsats till de tekniker som nämnts ovan möjliggörs bio-P genom att gynna mikroorganismer som har potential att lagra fosfor i större utsträckning än många andra bakterier. Detta kallas lyxupptag av fosfor och mikroorganismers kapabla till detta går under benämningen polyfosfatackumulerande organismer (PAO). Dessa tar upp lättflyktiga fettsyror (VFA), vilka i cellerna lagras som kolkälla i form av polyhydroxyalkanoater (PHA), vid anaeroba förhållanden. Detta parallellt som organismerna spjälkar av poly-P och därmed avger ortofosfat, resulterandes i ett P-släpp, och organismerna får ut energi (Acevedo *et al.*, 2014).

Under aeroba förhållanden förbrukas istället lagrat PHA under organismernas tillväxt samtidigt som lyxupptag av fosfor sker resulterandes i nettoupptag av fosfor och på så sätt ett fosforrikt överskottsslam (Acevedo *et al.*, 2014). Genom specifika processbetingelser där anaeroba och aeroba förhållanden varieras kan alltså ett nettoupptag av fosfor och därmed fosforavskiljning erhållas. I figur 2.1 ses en förenklad bild av PAO-metabolism under aeroba respektive anaeroba förhållanden.



Figur 2.1. Förenklad bild av metabolismen hos PAO under aeroba (höger) respektive anaeroba (vänster) förhållanden. Bild från Salmonsson *et al.* (2017), modifierad med ursprung i Tykesson (2005).

I bio-P-processer konkurrerar dessa PAO under anaeroba förhållanden med andra mikroorganismer om VFA, där exempel på sådana organismer är glykogenackumulerande organismer (GAO) (Acevedo *et al.*, 2014). Eftersom GAO använder glykogen på liknande sätt som PAO använder fosfor och därför inte tar upp fosfor kan utbredning av GAO alltså ha negativ effekt på fosforavskiljningen.

2.1 Betydande parametrar för biologisk fosforavskiljning

Som redan berörts är VFA-tillgången högst viktig för en fungerande bio-P-process och för att avskilja 1 mg PO₄-P fordras 10-20 mg VFA (Henze, *et al.*, 1997; Jönsson *et al.*, 1996; Metcalf & Eddy, 2014). Ett annat riktvärde för stabil bio-P som brukar användas är att in till biosteget bör VFA/fosfor-kvoten som lägst överstiga 10 (Christensson *et al.*, 1995). Faktum är att även variationer i mängd tillgängligt VFA, alltså när VFA-tillgången är omväxlande hög och låg, har visat sig ha negativ effekt på processen (Temminck *et al.*, 1996).

Eftersom kemisk fällning minskar mängden tillgängligt fosfat kan GAO ges konkurrensfördel över PAO och bio-P-processen kommer då kräva mer och mer tillsats av fällningskemikalie (Tykesson, 2005). Om biologisk fosforavskiljning ska kombineras med kemisk är det därför att föredra att efterfälla, det vill säga att fällningskemikalien tillsätts efter biosteget. Liknande ska slammet som erhålls vid efterfällning separeras från returslammet så att interna rejektivattensflöden eller recirkulationflöden av kemslam ej når biosteget.

Då processen utnyttjar mikroorganismernas skiftande metabolism under anaeroba respektive aeroba/anoxa förhållanden påverkas processen negativt om syre eller nitrat finns tillgängligt i de zoner som avses som anaeroba (Salmonsson *et al.*, 2017). Detta eftersom PAO då kan konkurreras ut av aeroba bakterier eller denitrifierare genom att de förbrukar den oftast begränsade kolkällan VFA. För att inte störa bio-P-processen finns det även riktvärde för nitrathalten in till anaerobzon, som ej bör överstiga 0,5 mg NO₃-N/l (Meijer *et al.*, 2002 refererat i Borglund, 2004b). Liknande hindrar dålig luftning i aeroba zoner PAO från att ta upp fosfor (Acevedo *et al.*, 2014). Det har också rapporterats att överluftning, vilket oxiderar lagrad PHA vilket resulterar i ett mindre fosfornettoppdrag, kan inträffa om luftningsprocessen inte minskas vid minskad organisk belastning (Brdjanovic *et al.*, 1998). Konsekvensen av sådan överluftning riskerar därmed bli högre utgående fosforhalter. Då den organiska belastningen vanligtvis minskar under helger brukar det därför talas om ”måndagsfosfortoppar”.

Förändring i temperatur har olika effekt på olika delar av bio-P-processen. Vid lägre temperaturer ökar slamproduktionen och därmed ökar mikroorganismernas förmåga att lagra poly-P (Janssen, Meinema & van der Roest, 2002). Dessutom minskar nitrifikationen vilket, om kompensation med ökad slamålder inte sker, därmed minskar VFA-konkurrensen. Faktum är också att vid 10°C dominerar PAO över GAO (Lopez-Vazquez *et al.*, 2009). Vid lägre temperaturer minskar dock också reaktionshastigheter resulterandes i ett lägre fosforsläpp respektive upptag (Janssen, Meinema & van der Roest, 2002). Samtidigt minskar också den anaeroba hydrolysen vilket leder till lägre tillgång på VFA. Bio-P-processen är rapporterad att verka ned till temperaturer av 4-5°C (Tykesson, 2005).

Högre anaerobt fosforsläpp och därmed högre aerobt fosforupptag fås vid högre pH där optimalt pH för PAO är pH 7,5 (Metcalf & Eddy, 2014). Lägre fosforsläpp fås vid pH<6,5-7,0. Närvaro av magnesium- och kaliumjoner krävs för transport av de negativt laddade fosfatjonerna genom cellmembranet hos PAO och är följaktligen nödvändiga för en fungerande bio-P-process.

Slamålder (SRT) är den genomsnittliga tiden för luftning av en slampartikel och kan styras genom slamhalt i biosteget och uttag av överskottsslam (Salmonsson *et al.*, 2017; Stockholm vatten & avfall, n.d.). För bio-P-processer är låg slamålder att föredra eftersom ökad organisk belastning (och därmed minskad slamålder) resulterar i högre slamproduktion och därmed uttag av överskottsslam (Janssen, Meinema & van der Roest, 2002). Mer uttaget överskottsslam ger som bekant högre uttag av, i slammet, assimilerat eller lyxupptaget fosfor. Dock kan slamåldern ej vara hur låg som helst då fosforupptag beror av att nedbrytning av PHA hinner ske i PAO. För att detta ska hinna ske uppges fyra dagar vara den lägsta möjliga luftade slamåldern vid 10°C (Metcalf & Eddy, 2014).

För lång anaerob slamålder kan dessutom resultera i ett sekundärt fosforsläpp, där PAO inte har VFA tillgängligt under anaeroba förhållanden (Barnard & Scruggs, 2003). Detta resulterar i ett långsamt fosforsläpp utan upptag av VFA och därmed ingen inlagring av PHA. Reduktionen av PHA resulterar i sin tur i att fosfor inte tas upp sedan i den aeroba zonen. Detta fenomen har rapporterats förekomma i anaerob slambehandling, i anoxisk zon när nitratet är slut och biosedimenteringen vid låg nitrat halt (Tykesson, 2005; Barnard & Scruggs, 2003). Överdimensionering av anaeroba zoner och anoxiska zoner med långa uppehållstider är därför ej att föredra (Borglund, 2004c).

In till biosteget bör fosforhalten vara relativt hög för att gynna PAO-selektionen (Salmonsson *et al.*, 2017). Dessutom krävs motjoner så som magnesium, kalium och kalcium för fosforsläpp samt upptag för att kompensera fosfatjonernas negativa laddning. Katjonsproportionerna som krävs för fungerande bio-P-funktion har visat sig variera mellan motjonerna och kalcium betraktas ofta inte som en nödvändighet för bio-P-processen (Schönborn, Bauer & Röske 2001; Rickard & McClintock, 1992). Detta härleds bland annat till att kalciumbundna polyfosfater tycks vara mindre känsliga när det kommer till förändring i redoxförhållanden. Halterna in till biosteget av magnesium och kalium däremot bör överskrida 0,3 mg Mg/mg TP samt 0,4 mg K/mg TP (Tykesson & la Cour Jansen, 2005). Faktum är att under anaeroba förhållanden släpps 0,29-0,32 mol magnesium och 0,27-0,36 mol kalium för varje mol fosfor (Jönsson *et al.*, 1996).

3 Slamhydrolysis

Vid de flesta reningsverk i Sverige innehåller inte vattnet tillräckligt stor mängd VFA för en effektiv biologisk fosforavskiljning (Särner, 2007). Istället produceras lättnedbrytbara organiska föreningar genom en metod där hydrolysis utnyttjas. Begreppet hydrolysis innefattar här de inledande biologiska nedbrytningsstegen där organiska föreningar så småningom omvandlas till lösliga föreningar. Dessa kan sedan användas för denitrifikation eller biologisk fosforavskiljning i reningsverkets olika volymdelar.

Hydrolysis sker med utsöndrade enzymer utanför bakteriecellerna och kan ske anaerobt, anoxiskt eller aerobt (Davidsson *et al.*, 2008). Aerob hydrolysis sker i reningsverkens luftade zoner och hjälper till att reducera slamproduktionen. De bildade hydrolysisprodukterna oxideras dock snabbt och aerob hydrolysis kan därför inte användas för att producera substrat för exempelvis PAO (Salmonsson *et al.*, 2017). Hydrolysis under anoxa förhållanden är användbart för anläggningar med biologisk kväveavskiljning eftersom hydrolysisprodukterna används som kolkälla vid denitrifikation (Davidsson *et al.*, 2008; Salmonsson *et al.*, 2017).

Nedbrytning under anaeroba förhållanden sker i flera steg men genom att reglera uppehållstid och temperatur kan nedbrytningen begränsas till de två första stegen som är hydrolysis och bildning av syra (Davidsson *et al.*, 2008). Då det organiska materialet till stor del förekommer som partiklar är hydrolysissteget hastighetsbegränsande. De bildade föreningarna kan sedan användas av anaeroba oxiderande organismer eller fermenterande bakterier i ett syrabildningssteg där bland annat lättflyktiga fettsyror bildas. Om nedbrytningen inte begränsas till de två första nedbrytningsstegen bryts fettsyror ned till acetat, koldioxid och vätgas vilka sedan vidare omvandlas till metan och koldioxid.

Det slam som bildas vid reningsverket i hög koncentration och mängd kan alltså utnyttjas vid anaerob hydrolysis för att bilda VFA även fast slammet normalt ej kan klassas som lättnedbrytbart (Särner, 2007). Både returslam (även kallat bioslam) och primärslam kan användas vid hydrolysis för VFA-produktion (Salmonsson *et al.*, 2017). För att beskriva hydrolysis mäts ofta löst organisk substans, så som TOC eller COD, men även slutlig TS-halt (Davidsson *et al.*, 2008).

3.1 Betydande parametrar för slamhydrolysis

Temperatur har stor inverkan på slamhydrolysis (Salmonsson *et al.*, 2017). Vid lägre temperaturer, ca 10°C, har hydrolysisutbytet av löst COD visat sig endast bli 65 % av det vid högre temperaturer, ca 20°C (Jönsson & la Cour Jansen, 2006). Vid så låga temperaturer som 4°C har Yuan, Sparling och Oleszkiewicz (2011) visat att slamhydrolysis, i och med de låga erhållna VFA-halterna, inte kan betraktas som tekniskt lämplig. Vidare visade de även på att produktionshastigheten av VFA blir betydligt lägre utan omrörning. Detta eftersom omrörning håller material jämnt fördelat i hydrolysisreaktorn och håller organiskt material suspenderat.

Låg total slamålder (<20 dagar) i avloppsreningsverket är att föredra eftersom mindre COD hinner brytas ned, vilket ger ett bättre hydrolysisutbyte i form av löst COD (Jönsson & la Cour Jansen, 2006). Då metanbildare växer långsamt ska uppehållstiden i hydrolysisreaktorn hållas relativt kort samtidigt som den måste vara tillräckligt lång för att VFA ska produceras (Davidsson *et al.*, 2008).

3.2 Primärslamshydrolys

Primärslam, där hydrolyserbart material per mängd TS är högre än i returslam, används på många reningsverk för biogasproduktion och kan ske i antingen huvudströmmen eller via en sidoström (Salmonsson *et al.*, 2017). Vid huvudströmshydrolys sker, utöver sedimentering, hydrolys i försedimenteringsbassängen via den anaeroba miljön som råder i sedimenterat slam (Davidsson *et al.*, 2008). Försedimenterat slam pumpas sedan upp till vattenytan så att hydrolyserbara produkter tvättas ur och följer med vidare till biosteget medan slam åter sedimenteras.

Primärslamshydrolys i huvudströmmen anses relativt enkelt men kan leda till att biosteget, särskilt vid höga inflöden, belastas av både fosfor samt suspenderade partiklar (Tykesson, 2005). Dessutom kan inte dosering av kolkälla styras eftersom den effektivt följer med huvudströmmen. Vid denna typ av hydrolys sjunker dessutom pH oftast mer än vid returslamshydrolys (Petersen, 2002). Primärslamshydrolys har dock fördelen att organiskt material är tämligen lättillgängligt jämfört med returslamshydrolys (Ucisik & Henze, 2008). Producerad VFA utgörs dessutom vid denna typ av hydrolys till större delen av propionat, vilket gynnar PAO över GAO.

Optimal uppehållstid för primärslamshydrolys är cirka 2-3 dagar (Janssen *et al.*, 2002).

3.3 Returslamshydrolys

Från rapport av Andreasen, Petersen och Thomsen (1997) kan ses att på danska reningsverk vid temperaturer inom 8-17°C erhöles vid slamhydrolys ett utbyte på ungefär 2,5 % löst COD av totalt COD. Dock belyser Jönsson och la Cour Jansen (2006) svårigheterna med att mäta hydrolysutbyte eftersom mikroorganismer i returslammet tar upp producerad VFA direkt (och därmed fås ett P-släpp alltså redan i hydrolyseraktorn). Returslamshydrolys har fördelarna att det nyttjar en syrefattig ström med hög slamhalt där reaktorn inte riskerar att påverkas negativt av höga flöden (Salmonsson *et al.*, 2017).

Vid returslamshydrolys har uppehållstid på upp till 18 dagar visat sig öka utbytet av VFA men att uppehållstid över detta ger negativ inverkan av metanogener (Xiong *et al.*, 2012). Metanogener gynnas enligt samma studie också av pH-värden inom 6,75-7,10. En annan studie har dock visat på att om uppehållstiden vid 20°C enbart överstiger 7,8 dygn så upprättas population av sådana metanbildare (Metcalf & Eddy, 2014).

Studier visar på att produktionen av VFA påverkas negativt om verket har försedimentering eftersom returslammet då innehåller lägre mängd organiskt lättnedbrytbart material (Jönsson & la Cour Jansen, 2006; Ucisik & Henze, 2008). Högre hydrolysutbyte fås också om verket inte har nitrifikation eftersom nitrifikation kräver högre slamålder i biosteget (Jönsson & la Cour Jansen, 2006).

3.3.1 Sidoströmshydrolys (SSH)

Om endast ett delflöde av returslammet går via en anaerob eller anoxisk hydrolyseraktor fås istället en så kallad sidoströmshydrolys (Davidsson *et al.*, 2008). Faktum är att av de reningsverk i Sverige som har biologisk fosforavskiljning har cirka hälften en process som innebär sidoströmshydrolys (SSH) av returslam (Salmonsson *et al.*, 2017).

I motsats till då hydrolys av returslam sker i huvudflödet kan den negativa effekten på biosteget som riskeras fås vid höga inflöden genom extra belastning av fosfor undvikas (Petersen, 2003a refererat i Salmonsson, 2017). En sådan reaktor kan dessutom ge högre fördenitrifikationspotential och på så sätt resultera i bättre kväveavskiljning (Salmonsson *et al.*, 2017). Dessutom

inträffar fosforsläpp i reaktorn och därför behövs eventuellt inte den anaeroba zonen i biosteget på huvudströmmen (eller så kan den åtminstone ofta minskas). Detta faktum gör också att processen blir mindre beroende av variation i flöde samt koncentration på inflödet.

Hög nitrathalt i slammet som används för hydrolysis försämrar förutsättningarna för bio-P eftersom den i SSHn producerade VFAn används av denitrifierare (Salmonsson *et al.*, 2017). Om nitrathalter detekteras i utflödet från SSHn är risken att producerat COD ej räcker för total denitrifikation och VFA kommer därmed ej finnas tillgängligt för bio-P. Om detta är ett problem kan dock anläggning av en slamnoxzon före SSHn hjälpa till att via hydrolysen i slamnoxen frigöra löst COD och därmed minska nitrathalterna. Högt flöde till hydrolysisreaktorn ger fler PAO som genomgår fosforsläpp men i de fall biologisk kväverening används ger det också hög nitratbelastning. Rekommendationen är därför att vid nitrathalter på 5-15 mg NO₃-N/l i slammet bör flödet begränsas till SSHn.

Optimal fosforavskiljning rapporteras fås när cirka 4-7 % av returslamsströmmen leds till hydrolysisreaktorn där uppehållstiden hålls inom 30-40 timmar (Petersen, 2002 refererat i Salmonsson, 2017). Den optimala hydrauliska uppehållstiden (HRT) vid sidostromshydrolysis i ett annat försök har dock visat sig varit på 24-30 timmar och optimalt flöde mellan 5-10 % av returslamsflödet (Petersen, 2003a refererat i Salmonsson, 2017). För gynnsam anaerob hydrolysis bör anaerob slamålder ej heller vara högre än 7-8 dagar men bör överstiga 2-3 dagar.

Utbytet av löst COD blir lägre vid användande av försedimentering eftersom COD i och med denna avskiljs och ej når biosteget (Jönsson & la Cour Jansen, 2006).

Aktiv returslamsprocess (ARP)

Egentligen är en ARP en avancerad SSH eftersom den vanligtvis har möjlighet till styrning och luftning och därför kan variera mellan anaerob, aerob eller anox (Faxå *et al.*, 2012 refererat i Salmonsson *et al.*, 2017). Funktionerna är flera, där ett alternativ är hydrolysis för ökad fördenitrifikation eller bio-P jämfört med en SSH. Andra alternativ inkluderar växlande denitrifikation samt nitrifikation eller användning för att mer organiskt material ska brytas ned.

ARP-begreppet används dock även för att beskriva en process där nitrifikationen optimeras. Optimeringen sker genom att processen medför högre luftad slamålder, mer effektiv luftning och tillväxt av nitrifierare (Salmonsson *et al.*, 2017). Sammanfattat innefattar processen luftning av returslam ihop med rejektivatten från slamavvattningen, vilket är rikt på ammonium, resulterandes i minskat volymsbehov för tillväxt av just nitrifierarna.

4 Biologisk kväveavskiljning

Kvävehaltiga föreningar har, som tidigare nämnt för fosfor, visats resultera i eutrofiering av sjöar och hav (Gillberg *et al.*, 2003). Därför måste reningsverk idag ofta också bedriva någon form av kväveavskiljning. För långtgående biologisk kväveavskiljning, även kallad dissimilativ avskiljning, nyttjas olika typer av autotrofa bakterier för stegvis omvandling av ammonium, nitrit och nitrat till kvävgas. Denna process kan delas upp i två delar där det första steget i form av nitrifikation omvandlar ammonium, vilket är den dominerande kväveföreningen i avloppsvatten, till nitrat. Omvandlingen, vilken medför hög syreförbrukning, sker i en tvåstegsreaktion med nitrit som förstastegsprodukt vilket vanligtvis inte ackumuleras. Viktigt att nämna är också att högre BOD-halter riskerar resultera i att nitrifierare konkurreras ut till förmån för mer effektiva heterotrofa bakterier. Samma konkurrens riskeras vid lägre syrehalter. Då temperatur också i allra högsta grad påverkar bakteriernas tillväxt har även denna parameter en stor inverkan på nitrifikationens effektivitet (Tykesson, 2005). Lägre temperaturer verkar hindrande på tillväxten vilket följaktligen gör att högre slamåldrar och bassängvolymers krävs för lika hög grad av nitrifikation som vid högre temperaturer.

Det andra steget är denitrifikation vilket bedrivs av fakultativt anaeroba bakterier som vid frånvaro av fritt syre istället nyttjar nitrat som syrekälla (Gillberg *et al.*, 2003). I den mån kolkälla finns tillgängligt omvandlar dessa denitrifierare då nitrat till fri kvävgas. Vid brist på kolkälla eller näringsämnen kan dock ackumulation av kväveoxider och nitrit ske, något som bör undvikas eftersom detta verkar inhiberande på organismerna. Kolkällor som behövs kan vara både av den interna och externa sorten. Externa kolkällor inkluderar exempelvis acetat eller etanol och intern kolkälla utgörs av organiskt material tillgängligt i slam och avloppsvatten. Eftersom kolkällans lättillgänglighet direkt påverkar denitrifikationshastigheten varierar denna hastighet också med olika kolkällor.

När bakterierna använder sig av endogent material fås den lägsta möjliga denitrifikationshastigheten och för slam som inte anpassat sig efter en särskild kolkälla rapporteras acetat oftast ge upphov till de högsta denitrifikationshastigheterna (Hagman, 2003). En reaktor där hydrolys sker under anoxiska förhållanden kallas ofta slamanox vari samtlig VFA som producerats i denna anoxa hydrolys åtgår för denitrifikation.

I denitrifikationsförsök med slam från Klagshamns reningsverk rapporteras en maximal hastighet på straxt över 8 mg NO₂₊₃-N/(g VSS·h) med acetat som kolkälla och temperaturen 20°C (Hagman, 2003). Liknande ger Henze *et al.* (1995) att för en temperatur på 20°C och acetat som kolkälla är den maximala denitrifikationshastigheten cirka 8,5 g NO₂₊₃-N/(kg VSS·h). Enligt Gillberg *et al.* (2003) däremot rapporteras denna denitrifikationshastighet uppgå till 10-15 g NO₂₊₃-N/(kg VSS·h). Denitrifikationshastigheten, som inte är lika temperaturberoende som nitrifikationshastigheten, minskar till 4-5 g NO₂₊₃-N/(kg VSS·h) om temperaturen sjunker till 15°C (Gillberg *et al.*, 2003; Henze *et al.*, 1995). Den endogena denitrifikationshastigheten vid 20°C ligger på cirka 0,4-0,5 g NO₂₊₃-N/(kg VSS·h).

För effektiv denitrifikation krävs också att C/N-kvoten överstiger 4-4,5 kg BOD/kg N som ska denitrifieras (la Cour Jansen, 1991). För omvandling av COD till BOD för avloppsvatten kan approximationen i ekvation (1) göras (Henze *et al.*, 1995):

$$COD = (2 - 2,5) \times BOD \quad (1)$$

Enligt danska designkriterium krävs en aerob slamålder på maximalt 10 dagar för effektiv nitrifikation på ett reningsverk där temperaturen som lägst är 10°C (la Cour Jansen, 1991). Vid högre temperaturer kan den aeroba slamåldern vara lägre, exempelvis cirka 5 dagar vid 15°C. Nitrifikationshastigheten vid 20°C ligger vanligtvis kring 2,0 mg NO₂₊₃-N/(g VSS·h) och sjunker till cirka 1,3 mg NO₂₊₃-N/(g VSS·h) vid 15°C (Gillberg *et al.*, 2003).

5 Uppstart av bio-P från kemisk fällning

Eftersom biologiska processer i jämförelse med kemisk fällning inte återhämtar sig lika snabbt efter processtörningar finns ett antal verk som kombinerar biologisk och kemisk fosforavskiljning (la Cour Janssen *et al.*, 2009b). Då bio-P drivs simultant som kemisk fällning måste dock ett flertal uppkomna konkurrenssituationer tas i beaktande. PAO måste tillåtas ta upp den mängd fosfor som krävs för att använda upp VFAn, vilket annars tas upp av GAO vilka följaktligen gynnas. Först därefter kan man tillåta resterande fosfor avskiljas med kemisk fällning, en balans som är svår att upprätthålla då fosfor- och VFA-halter ofta varierar. Fler svårigheter följer också av att parametrar så som temperatur, näringsämnen och pH inverkar på mikroorganismernas aktivitet.

Om förutsättningarna för bio-P betraktas som goda sker kemikaliedosering med fördel intermittent eftersom närvaron av fällningskemikalie, vilken inverkar negativt på PAOs tillväxt, därmed minimeras (la Cour Janssen *et al.*, 2009b). Faktum är att med intermittent dosering har bio-P rapporterats möjlig att kombineras med förfällning. Vid krav på kontinuerlig dosering föredras dock simultanfällning framför förfällning och dosering sker helst innan biosedimenteringen men efter aktivt-slam-bassängerna. Drift av bio-P kombinerat med fällningskemikaliedosering har alltså visat sig fungera även med kontinuerlig kemikaliedosering, men endast så länge doseringen inte är för hög. Kapaciteten för biologisk fosforavskiljning hos slammet minskar dock som konsekvens. Överlag är emellertid efterfällning helt klart att föredra då det har minst inverkan på biosteget.

I sammanfattning gällande omställning till bio-P från kemisk fällning är det alltså viktigt att tillräcklig mängd VFA finns för PAO-tillväxt (la Cour Janssen *et al.*, 2009b). I en studie där omställning till bio-P från kemisk fällning genomförts på Öresundsverket i Helsingborg visade det sig ta mer än ett halvår innan P-släpp låg på samma nivå som för linje med endast bio-P-drift. Då PAO inte anses långsamt växande betraktas ett halvår som mycket lång tid. I Borglund (2004c) dras slutsatsen att omställning till bio-P inte bör ske innan kemikaliedoseringen till biosteg avslutats. Detta då exempelvis introduktion av anaerob zon innan tillräckligt mycket fosfor finns tillgängligt gynnar GAO eftersom VFA men inte fosfor finns tillgängligt.

6 Övriga riktlinjer för bio-P-drift med SSH

Salmonsson *et al.* (2017) statuerar flertalet tumregler för SSH-dimensionering. Utifrån HRT och Q fås nödvändig volym (V) för SSHn enligt ekvation (2):

$$V = Q \times HRT \quad (2)$$

Petersen (2003b) refererat i Salmonsson *et al.* (2017) beskriver en metod för hur SSH bör dimensioneras genom att utgå från kvoten för COD/TP i inkommande vatten till biologin samt förhållandet anaerob och total slamålder. COD/TP är kvoten för försedimenterat vatten, vid användning av sådan, där produktionen av överskottsslam är direkt proportionell mot mängd COD till biosteget. Petersen (2003b, refererat i Salmonsson *et al.*, 2017) antar att av inkommande COD omvandlas 45 % till överskottsslam. Tillsammans med antagandet av Henze *et al.* (1997) att 1 g COD i slam motsvarar cirka 0,7 g VS och att SS i slam består till cirka 70 % av VS fås att detta är detsamma som att 45 % av inkommande COD (COD_{IN} i g/l) omvandlas till SS. Produktion av överskottsslam (ÖS i g/L) kan därmed generellt beräknas enligt ekvation (3):

$$\text{Överskottsslamsproduktion} = \text{ÖS} = 0,45 \times COD_{IN} \quad (3)$$

Varken bio-P eller kemisk fällning är nödvändig då $COD/TP \geq 148$ g/g eftersom samtlig fosfor avskiljs genom assimilering. Om då dessutom endast fosforavskiljning på 90-95 % krävs, vilket det ofta gör, behövs inte bio-P om $COD/TP \geq 133-140$ g/g. Förutsättningar för bio-P är goda om kvoten ligger inom 40-60 g/g eftersom fosforöverskottet gynnar selektionen av PAO. Om kvoten < 133 g/g kan, för x % avskiljning, fosforhalt som måste nås i slammet (g/l) beräknas via ekvation (4):

$$P_{slam} = P_{halt\ i\ slam} \times \text{ÖS} = \frac{x}{COD_{IN}/P_{IN}} \times COD_{IN} \quad (4)$$

där P_{IN} (g/l) betecknar inkommande fosforhalt.

Skillnaden mellan P_{slam} och fosforhalten i slam vid assimilering motsvarar den mängd fosfor som därmed bör avskiljas via lyxupptag, P_{lyx} . Enligt Petersen (2003b, refererat i Salmonsson *et al.*, 2017) består SS av cirka 1,5 % fosfor. För 100 % avskiljning kan fosforhalten i slam ($P_{halt,lyx}$), se ekvation (5), beräknas vilket sedan kan användas till att beräkna slammets fosformängd enligt ekvation (6).

$$P_{halt,lyx} = P_{slam} - P_{halt\ ass\ i\ slam} = \frac{1}{0,45 \times \frac{COD_{IN}}{P_{IN}}} - 0,015 \quad (5)$$

$$P_{lyx} = P_{halt,lyx} \times \text{ÖS} \quad \rightarrow$$

$$P_{lyx} = \left(\frac{1}{0,45 \times \frac{COD_{IN}}{P_{IN}}} - 0,015 \right) \times 0,45 \times COD_{IN} \quad (6)$$

Den andel av $COD_{hydrolysis}$ som hydrolyseras anaerobt är den kolkälla som blir tillgänglig för PAO och därmed driver P-släpp. Kvoten mellan mängd anaerobt slam och den totala slammängden anges i Salmonsson *et al.* (2017) vara den samma som kvoten mellan anaerob samt total slamålder (SRT_{ana}/SRT_{tot}). Från detta kan producerad mängd VFA i SSHn ($COD_{VFA,1}$ i g/l) beräknas enligt ekvation (7):

$$COD_{VFA,1} = COD_{hydrolysis} \times \frac{SRT_{ana}}{SRT_{tot}} = 0,45 \times COD_{IN} \times \frac{SRT_{ana}}{SRT_{tot}} \quad (7)$$

där SRT_{ana} betecknar anaerob slamålder (dagar) och SRT_{tot} total slamålder (dagar).

Petersen (2003b refererat i Salmonsson *et al.*, 2017) antar att utöver detta kan även kolkälla som bildats i anoxiska samt aeroba volymer, dvs. $1-(SRT_{ana}/SRT_{tot})$, nyttjas. Vidare statueras att då endast cirka två tredjedelar av PAO kan använda nitrat istället för syre läggs även en faktor 0,67 till. Denna bildade kolkälla ($COD_{VFA,2}$) uttrycks enligt Salmonsson *et al.* (2017) därmed enligt ekvation (8):

$$COD_{VFA,2} = 0,67 \times \left(1 - \frac{SRT_{ana}}{SRT_{tot}}\right) \times 0,5 \times COD_{IN} \times \frac{SRT_{ana}}{SRT_{tot}} \quad (8)$$

Enligt Petersen (2003b) refererat i Salmonsson *et al.* (2017) måste 12 g $COD_{VFA}/g P_{lyx}$ produceras för att tillräcklig mängd VFA ska finnas för lyxupptag. Detta medför att ekvation (9) kan ställas upp för att uppskatta lägsta nödvändiga SRT_{ana}/SRT_{tot} -kvot utifrån inkommande COD/TP -kvot:

$$P_{lyx} \times 12 = COD_{VFA,1} + COD_{VFA,2} \quad (9)$$

Om slamhalten sedan antas vara hälften så hög i huvudlinjen som i SSHn, se ekvation (10), kan den SSH-volym som krävs för processen beräknas enligt ekvation (11):

$$\frac{SRT_{ana}}{SRT_{tot}} = \frac{V_{SSH} \times \left(\frac{SS_{SSH}}{\bar{O}S}\right)}{(V_{BIO} \times SS_{BIO} + V_{SSH} \times SS_{SSH}) / \bar{O}S} = \frac{V_{SSH} \times 2}{V_{BIO} + (V_{SSH} \times 2)} \quad (10)$$

$$V_{SSH} = \frac{\frac{SRT_{ana}}{SRT_{tot}} \times V_{BIO}}{2 - 2 \times \frac{SRT_{ana}}{SRT_{tot}}} \quad (11)$$

där V betecknar volym (l) och SS suspenderad substans (g/l) för diverse processteg (biosteg och SSH).

7 Västra strandens ARV

7.1 Tillrinningsområde, kapacitet och utsläppskrav

Västra strandens tillrinningsområde omfattar cirka 4595 ha och inkluderar Halmstads tätort såväl som flertalet närliggande orter, exempelvis Tylösand, Kvibille och Skedala (LBVA, 2017). Verksamheter med större utsläpp av spillvatten som också är anslutna till Västra strandens ARV innefattar flertalet industrier, Hallands sjukhus Halmstad, mekaniska verkstäder och ett stort antal restauranger. Av industrierna utgör främst livsmedelsindustrier som Viking Malt, Krönleins bryggeri och ARLA Foods i Kvibille de största belastningskällorna. Externslam från Halmstads kommuns övriga reningsverk och privata brunnar tas också emot för behandling med reningsverkets eget slam. Allt som allt har reningsverket en kapacitet på 140 000 personekvivalenter (pe) med en nuvarande belastning på 110 000 pe och följande utsläppskrav: $BOD_7 < 10 \text{ mg/l}$, $\text{tot-N} < 10 \text{ mg/l}$, $\text{TP} < 0,3 \text{ mg/l}$ (LBVA, 2017).

7.2 Processkonfiguration

I figur 7.1 ses ett förenklat processchema över Västra strandens avloppsreningsverk. Inkommande vatten leds in till verket via pumpning, varpå fall sedan används för majoriteten av flödena med undantag för slamflödena. Obehandlat avloppsvatten in till reningsverket undergår först en mekanisk grovrensning i och med passage genom ett av tre galler, vilka har en spaltbredd på 2 mm respektive 3 mm (LBVA, 2017). Det resulterande rensat transporteras till en förbränningsanläggning efter att ha passerat en renstvätt och renspress. Sedan följer ett luftat sandfång som avskiljer tyngre partiklar och fett. De tyngre partiklarna, bestående av exempelvis grus och sand, återanvänds som fyllnadsmaterial efter att ha passerat en sandtvätt. Fettet å andra sidan skickas till en förbränningsanläggning. Därefter följer en försedimentering vari primärslam avskiljs och transporteras till största del till en förtjockare. Vid försedimenteringen har dessutom en relativt ny ombyggnation, där en recirkulationsledning av primärslam tillbaka till inkommande försedimentationsflöde introducerats, möjliggjort primärslamshydrolys.

Den största delen av vattnet leds sedan vidare till det biologiska reningssteget, vilket inkluderar både fosfor- samt kväveavskiljning. Biosteget omfattar såväl två slamox/anox-bassänger men också tre separata linjer för aktivt slam (härifrån refererat till som biosteg). Mer detaljerade scheman över de tre aktivt-slamlinjerna med deras skillnader och likheter kan ses i figur 7.2. Volymer och grovt uppskattade uppehållstider samt slamåldrar för olika processteg kan ses i tabell 7.2 respektive 7.3. Volymer för de olika zonerna i biostegen kan ses mer i detalj i tabell 7.4.

Biostegets L1 är den äldsta linjen och den som rapporterats tidigare fungera bäst för bio-P¹. Den är lite större i volym (ca 10 %) än de andra två linjerna och hade förmodligen klarat av att belastas med ett högre flöde om inte mellansedimenteringen varit begränsande. Biostegets L2 är den som tidigare haft störst problem med upptag av fosfor. Faktum är att den till och med haft problem med den biologiska kväveavskiljningen men vilket förbättrades avsevärt efter byte av luftare. Bytet av luftare antas därför förmodligen också ha positiv effekt på bio-P.

Från samtliga mellansedimenteringar leds majoriteten av det avskilda bioslammet tillsammans med rejektvatten från slamavvattningen och en delström av inkommande vatten som kolkälla,

¹ Lars-Gunnar Johansson. Miljö- och processingenjör vid LBVA. Personlig kommunikation 180131.

för att nå en effektiv kvävereduktion, till en slamox/anox 1-bassäng (ARP). I denna är den första zonen luftad (men har rapporterats ha problem med att upprätthålla syrehalterna) vilken följs av en anoxzon. Det är till anoxzonen som kolkälla sätts till med ett flöde på cirka 200 m³/h, vilket anges vara en erfarenhetsbaserad inställning för effektiv nitratreduktion. Möjlighet att variera flödet finns dock, där det maximala flödet är 500 m³/h. Från en av biostegens mellansedimenteringar pumpas slam också till en anaerob slamox/anox 2-bassäng (SSH). Beroende på vilken av tre pumpar som körs för tillfället kan slam till SSHn köras från vardera biolinje där slammet till viss del är blandat med slam från de två andra linjerna. Som kan ses i processschemat finns också möjligheten att köra ARP och SSH i serie. Slammet från ARP och SSH leds tillbaka till biosteget förutom en mindre del som tas ut som överskottsslam och leds till slambehandlingen.

Vattnet som passerat biosteget leds till en flotationsanläggning där dispersionsvatten och fällningskemikalier tillsätts efter behov (LBVA, 2017). Dispersionsvatten är en delström av vatten som mättats med tryckluft och som hjälper till att lyfta upp flockarna som bildas mot ytan med hjälp av tillsatt fällningskemikalie (Halford, 2015). Då flockarna stiger bildas en "slammatta" vid ytan och slamavdrag kan på så sätt göras (LBVA, 2017). Till sist leds vattnet till provtagnings- och mätstation via ett dammsystem, vari vidare rening sker, för att sedan rinna ut i Nissan.

Det från slamförtjockningen erhållna rejektvattnet blandas med det inkomna avloppsvattnet efter sand- och fettfånget. Returslam behandlas i slamox-anox-bassängerna tillsammans med kväverikt rejektvatten från slutavvattningen.

Slammet som leds till rötkastrarna stabiliseras via en anaerob termofil nedbrytningsprocess. Vid denna process bildas så kallad rötgas som till största delen består av koldioxid och metangas. Rötgasen genererar el och värme via en gasmotor men kan också brännas i en värmepanna. Den genererade el- och värmeenergin brukas internt genom att driva reningsanläggningen där blåsmaskinerna står för den största konsumtionen. Fackling av gasen innan utsläpp sker främst om gasmotorn vore avställd för exempelvis service. Som exempel kan ges att av den totala gasproduktionen under år 2016 och 2017 facklades 4,3 % respektive 2,7 %² (LBVA, 2017). Avvattning av det rötade slammet sker i centrifug med tillsättning av polymer och det avvattnade slammet lagras slutet i slamsilor. Slammet transporteras sedan till olika slamlagringsplattor i Skåne för att sen så småningom spridas på åkermark eller användas på annat sätt.

7.2.1 Bräddning, provtagning och styrning

Före sand- och fettfånget finns en bräddlucka som automatiskt styr flödet till en bräddvattenanläggning om det inkommande flödet är större än vad det biologiska reningssteget tål, dvs. 2400 m³/h³. I denna interna bräddvattenanläggning genomgår vattnet i så fall en kemisk behandling för att sedan tillsammans med reningsverkets huvudflöde gå ut via mätstationen. Slammet från bräddvattenanläggningen leds utfördelat över dygnet tillbaka till innan försedimenteringen (LBVA, 2017).

I processschemat i figur 7.1 samt figur 7.2 indikeras diverse provtagningspunkter som använts med kursiva siffror respektive rektanglar. För inkommande flöde mäts flödet per dygn och

² Lars-Gunnar Johansson, miljö- och processingenjör vid LBVA. Mailkommunikation den 180514.

³ Lars-Gunnar Johansson, miljö- och processingenjör, & Henrik Mollgren, drifttekniker, vid LBVA. Diskussion den 180214.

dygnsprover tas för COD_{tot}, tot-N, TP samt SS cirka två gånger i veckan. Ut från FS genomförs också flödesmätning och prov tas, se provpunkt 3, för analys av filtrerat och ofiltrerat COD, filtrerat TP, NH₄-N samt SS. Diverse årsmedelvärden för denna provpunkt finns sammanställda i bilaga 8. I provpunkt 4, inkommande flotation, finns kontinuerlig givare för ortofosfat, ammonium och nitrat utöver dygnsprover inhämtade med flödesstyrda provtagare på desamma. För utgående flotation, provpunkt 5, finns online-mätare för TP samt ortofosfat medan flödesstyrda provtagare används för inhämtning av prov för TP-, TP_f- och SS-analyser. Tabell 7.1 ger en mer överskådlig bild av vad som analyseras som en del av internkontrollprogrammet.

Kontinuerlig mätning av SS-halter finns att tillgå för biostegets respektive linjer, ARPen samt överskottsslam där mätning för den sistnämnda sker vid slampumpstationen. Dygnsprov för ortofosfat ut från L1 mättes kontinuerligt från den 180206. Kortare kampanjprovtagningar på diverse önskade provplatser för analys av variationen i COD och ortofosfat över dygnet kom även att genomföras under projektets period.

Tabell 7.1. Översikt över analyser som genomförs i diverse provpunkter som en del av verkets internkontroll. Analyser kopplade till bräddvattenanläggningen är inte inkluderade, ej heller flödes- och syremätningar. Under perioden för uppstart av bio-P började också ortofosfat ut från L1 analyseras. (LBVA, 2018)

Provpunkt	Benämning i figur 7.1	Analys
Inkommande	-	COD _{tot} , tot-N, TP, SS
Utgående FS	2	COD _{tot} , COD _f , TP _f , NH ₄ -N, SS
Inkommande flotation	4	Givare: ortofosfat, NH ₄ -N, NO ₃ -N Övriga: TP, TP _f , NH ₄ -N, NO ₃ -N, SS
Utgående flotation	5	Givare: TP, ortofosfat Övriga: TP, TP _f , SS
Utgående	-	COD _{tot} , TP, TP _f , tot-N, NH ₄ -N, NO ₃ -N, SS

Även fast ingen flödesmätning finns för respektive FS-bassänger kan det ses på de respektive slamnivåerna att fördelningen mellan de olika FS-bassängerna är högst ojämn med exempelvis 50 % av flödet till en bassäng, 10 % till en annan etc⁴. Slampumparna i försedimenteringsbassängerna stängs inte av vid regn. Slamlod används för att vid behov bestämma slamnivå i bassängerna. Flödesmätning finns på returslam efter mellansedimenteringen för vardera biolinje men ej för slamflödet till SSHn. I dagsläget rapporteras flödet in till SSHn vara cirka 15 % av slamflödet från en linje, dvs. 50-60 m³/h.

Ingen analys av sammansättningen av rejektivattnet från slamförtjockningen har genomförts men flödet går att reglera. Ammonium och nitrat mäts kontinuerligt med online-mätare ut från respektive biolinje.

7.2.2 Fällning och kemikalier

Då verket inte kört bio-P har man för att uppnå fosforavskiljning istället använt sig av simultanfällning genom tillsättning av fällningskemikalie till vardera biosteg. Fällningskemikalien utgörs av polyaluminiumhydroxiklorid som i kontakt med fosfor bildar svårslösliga föreningar som på så sätt kan avskiljas i mellansedimenteringen. Samma kemikalie används också för efterfällning i efterföljande flotationsanläggning som också avskiljer de här

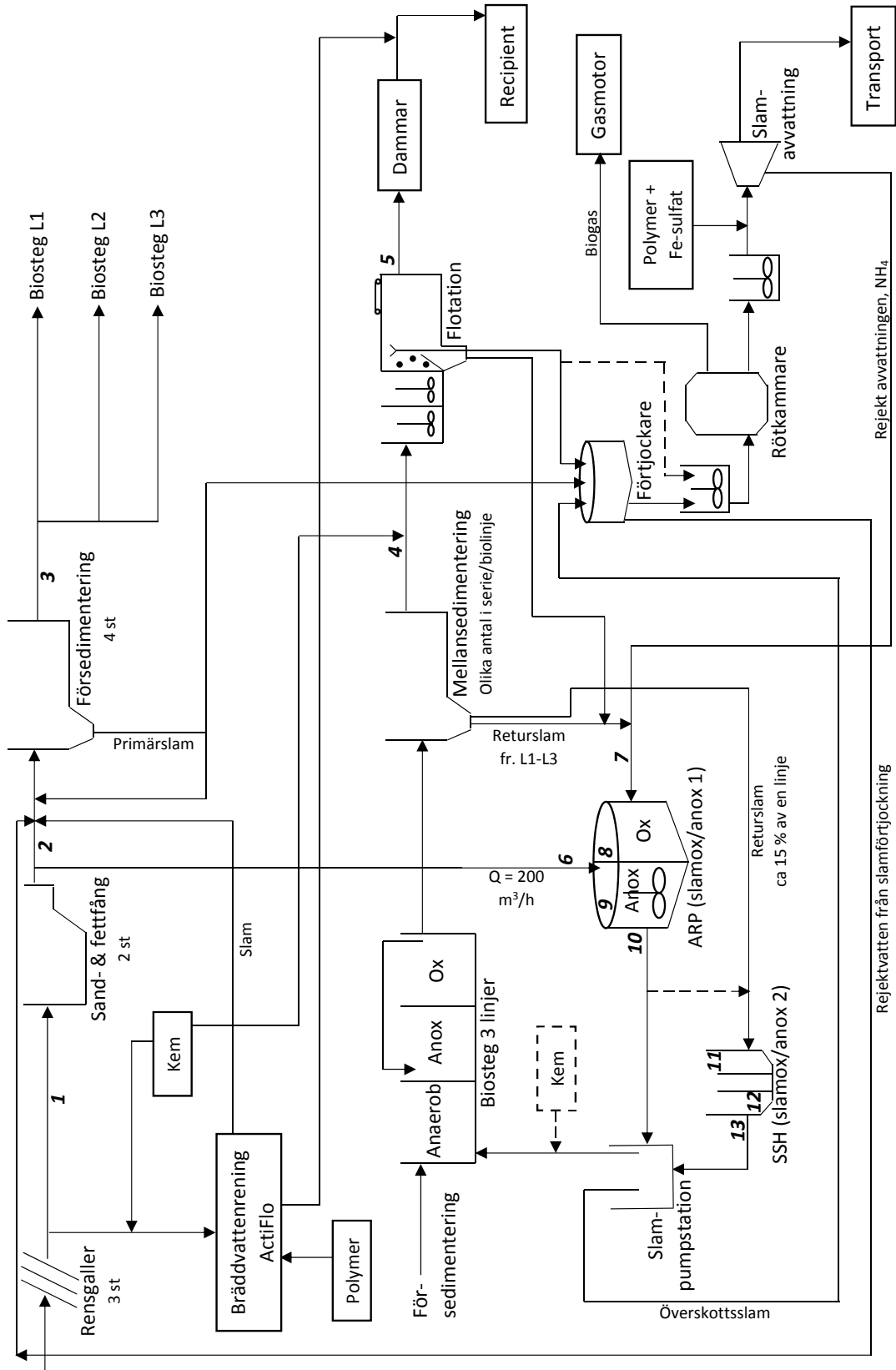
⁴ Henrik Mollgren. Drifttekniker Västra stranden LBVA. Personlig kommunikation från den 180131.

bildade svårösliga föreningar. Dosering beror av det, efter det biologiska steget, erhållna fosforresultatet där provtagning sker i punkt 4 i figur 7.1. I praktiken innebär detta i princip ingen dygnsvariation på kemikaliedoseringen, där ett kemikalieflöde på 1,2-1,8 m³/dygn resulterar i ca 0,2 mg/l TP ut (LBVA, 2017). Enligt uppgift har den årliga förbrukningen år 2016, alltså då simultanfällning till stor del använts, legat på 808 ton. För slambehandling sätts järnsulfat till innan slamavvattningen där den årliga förbrukningen år 2016 uppgick till 95 ton.

7.2.3 Omställning till bio-P från simultanfällning

Eftersom vardera biolinje har en separat kemikaliedoseringspump valde man att stoppa doseringen till L1 den 180205. Nitratcirkulationen flyttades då samtidigt till senare zon så att en anaerobzon i enlighet med figur 7.2 kunde erhållas. Då dosering fortfarande skedde till L2 och L3 fanns fällningskemikalie därmed tillgänglig i returslammet på samtliga linjer. Kemikaliedoseringen stoppades till L2 och L3 den 180219 och primärslamshydrolysen startades upp den 180312. Rundpumpning av primärslam, alltså för att få en urtvättning av VFA, sker via en recirkulationsledning där pumpen som används är densamma som används för att emellanåt pumpa primärslam till förtjockaren. Detta resulterar i att rundpumpningen till primärslamshydrolysen måste ske i intervaller, där pumptiderna regleras manuellt efter slamnivån i primärslamshydrolysen. Varvtal på pumpen kan regleras.

Den 180305 utökades anoxzonen i L3 genom att minska de luftade zonerna och den indelning som åskådliggörs i tabell 7.4. I L3 ändrades från och med den 180308 den anaeroba zonen till anox.



Figur 7.1. Förenklat processchema av Västra strandens ARV utan simultanfällning där kursiva feta siffror markerar provtagningsplatser och recipienten är Nissan. Provtagningsplatser inom biosteget ses i detalj i figur 7.2. Streckad pil mellan ARP och SSH samt kring kemiliedosering motsvarar ledning som vid normal bio-P-drift inte används.

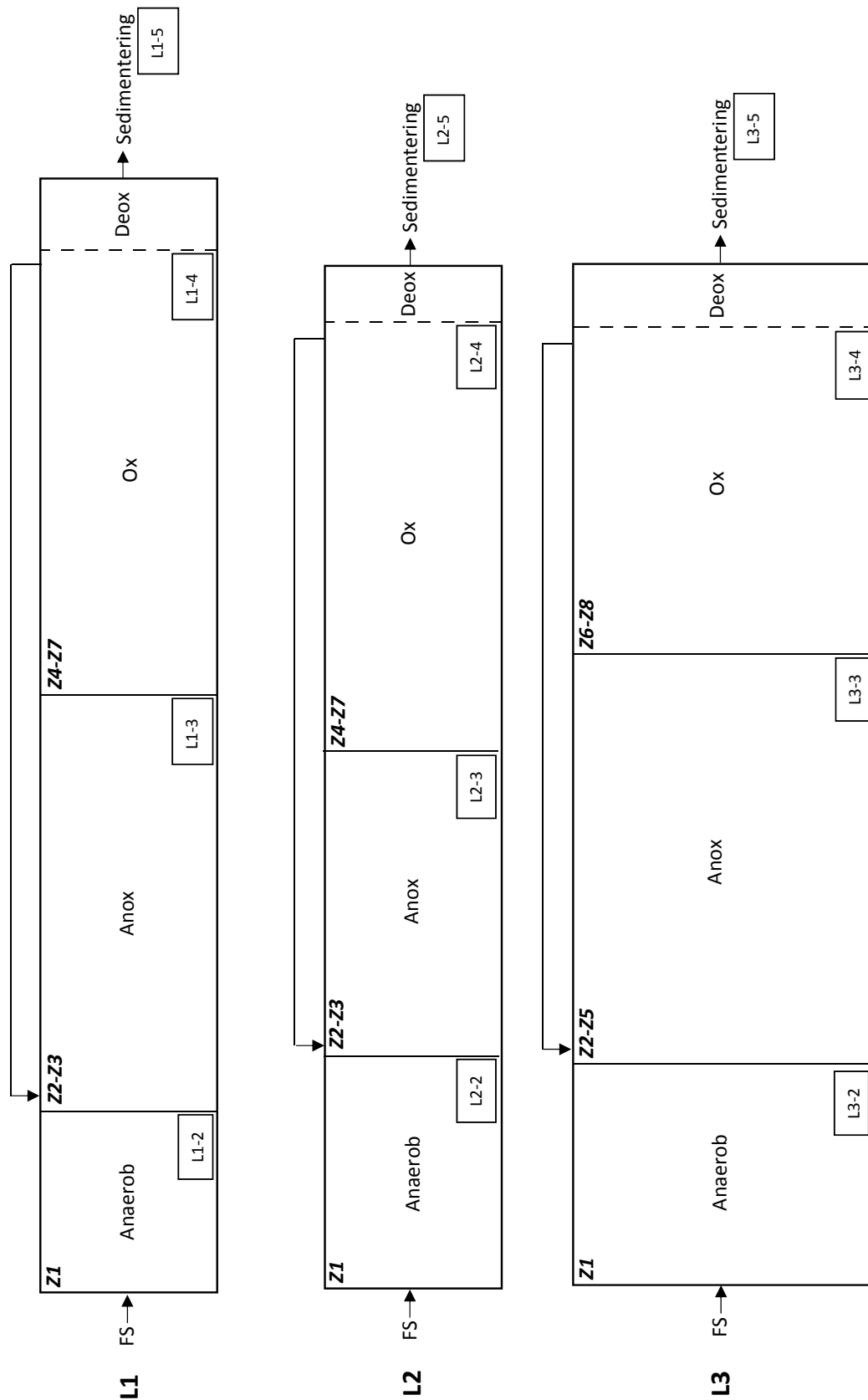
Tabell 7.2. Volymer och areor, där tillämpliga, för de olika processtegen på Västra strandens ARV (Johansson, 2016; LBVA, 2018).

Processteg	Volym (m ³)	Area (m ²)
Sand- och fettfång	550	-
Försedimentering	1 500	800
Biosteg	11 525 totalt för L1-L3	-
Mellansedimentering	7 260	2 160
ARP (slamox/anox 1)	5 500	-
SSH (slamox/anox 2)	1 200	-
Flotation	1 500	500

Tabell 7.3. Grovt uppskattade uppehållstider för diverse processteg på Västra strandens ARV. Uppskattningen har genomförts utifrån volymer sedda i tabell 7.2 och årsmedelflöde genom diverse processteg för år 2017 (LBVA, 2018). Grovt uppskattade slamåldrar ses även.

Processteg	Upphållstid (h)
Sand- och fettfång	<1
Försedimentering	< 1
Biosteg	4-5
Mellansedimentering	4
ARP (slamox/anox 1)	4-5
SSH (slamox/anox 2)	20-24
Flotation	< 1

	Slamålder (dagar)
Total slamålder	10-20
Anaerob slamålder	1,5-5
Slamålder SSH	5-10
Luftad slamålder	1-2



Figur 7.2. Förenklat processschema av de tre parallella aktivt-slamlinjerna på Västra strandens ARV. Zonerna är markerade i kursiv fetstil där motsvarande volym återfinns i tabell 7.4. Provpunkter är markerade med rektangel, där LX-5 är placerad i slutet av respektive linjes biosedimentering.

Tabell 7.4. Volymer för de olika zonerna i figur 7.2 över de parallella aktivt-slamlinjerna på Västra strandens ARV (LBVA, 2013). Följande indelning var den aktuella i perioden 180305-180307 vilket inkluderade utökade anoxzoner för L2 och L3⁵. OBS! från den 180308 ändrades anaerobzonen i L3 till anoxzon.

Zoner	L1 4225 m ³			L2 3550 m ³			L3 3750 m ³		
	Syre- tillgång	Total volym (m ³)	Zonvolym (m ³)	Syre- tillgång	Total volym (m ³)	Zon- volym (m ³)	Syre- tillgång	Total volym (m ³)	Zonvolym (m ³)
Z1	Anaerob	476	476	Anaerob	636	636	Anaerob	762	762
Z2	Anox	1294	687	Anox	764	250	Anox	2041	557
Z3		607	514		557				
Z4	Ox	2455	555	Ox	2151	374	Ox	947	557
Z5			250			489			371
Z6	Ox	2455	700	Ox	2151	400	Ox	947	371
Z7			950			888			371
Z8		N/A			N/A				205

⁵ Henrik Mollgren. Drifttekniker vid Västra stranden LBVA. Personlig kommunikation 180306.

8 Material och metod

Provtagningar genomfördes vid Västra strandens avloppsreningsverk med möjlighet till analys både på LBVAs laboratorium och på VA-teknik vid institutionen för kemiteknik på LTH. Bio-P-funktionen utvärderades bland annat genom att studera fosforsläpp, motjoner, COD/TP-kvot samt tillgång på kolkälla och genom att beräkna kvoten metall/fosfor samt fosforhalten i slam. Fosfat- och nitratprofiler upprättades över de olika biolinjerna och projektet kom även att innefatta mer utförlig utvärdering av ARPen, exempelvis med avseende på nitrifikations- och denitrifikationshastighet. Utvärdering av hydrolysfunktion genomfördes också genom att beräkna hydrolyshastighet, analysera VFA-halter över hydrolysstegen, återkoppla till tidigare hydrolysförsök och upprätta nitrat- samt ammoniumprofiler. Slamåldrar, uppehållstider samt dimensioneringskvoter beräknades dessutom för att utgöra ytterligare underlag för utvärdering av processen.

Om inget annat anges har Hach-Lange-kyvetter använts för bestämning av diverse halter, där kyvett-typ preciseras i motsvarande avsnitt. Mätdata gällande den löpande provtagningen som en del av reningsverkets internkontroll finns mer detaljerat beskrivet i avsnitt 7.2.3 ovan (LBVA, 2018).

8.1 Syre- och VFA-halter

Syrehalter mättes i fält genom användandet av en portabel syremätare av modell WTW Multi 3410 med en optisk elektrod av modell WTW FDO 925. Trender inhämtades även från styrsystemet i de fall online-mätning fanns tillgänglig.

För att se ungefärligt hur mycket kolkälla biostegen får tillgängligt, och vart de olika andelarna produceras, analyserades VFA-halter. Analyserna användes även till att få en indikation på om VFA går förlorat i och med diverse oavsiktliga observerade luftningar, vilka riskerar resultera i att lättflyktigt VFA avdunstar och/eller oxideras. De ligger också till underlag för utvärdering av primärslamhydrolysen. Analyserna genomfördes på LBVA:s laboratorium via främst en fempunktstitreringsmetod som återfinns i bilaga 2 men också genom användande av Hach-Lange kyvetter (LCK 365) och spektrofotometer från Hach-Lange av modell DR 5000. För att undvika förluster av de lättflyktiga fettsyrorerna inhämtades prover i totalt fyllda kärl och titrering genomfördes på inhämtade prover inom maximalt 20 min.

Då centrifug ej fanns att tillgå genomfördes titrering dels på filtrerat (med Munktell filter nr. 1002) och dels på ofiltrerat prov för jämförelse. Eftersom VFA önskas mätas i den lösta fraktionen misstänks suspenderad substans eventuellt kunna påverka analysen för de ofiltrerade proverna. För ofiltrerade prover samplades därför del av den klarfas som uppkom då inhämtat prov tillåtits sedimentera i några minuter. Ofiltrerad klarfas var också vad som användes för Hach-Lange analyser.

8.2 Metall/fosfor-kvot

Bra reduktion av fosfat över biosteget indikerar inte nödvändigtvis bra bio-P-funktion eftersom simultanfällningen bidrar till reduktionen. Genom division av total mängd metall i tillsatt fällningskemikalie med processens totala mängd avskilda fosfor beräknades metall/fosforkvoten (mol/mol). Denna kvot används sedan för att indikera bio-P, som enligt Salmonsson *et al.* (2017) indikeras av ett molförhållande på < 1 . Förbrukad mängd metall

inhämtades från miljörapporten för år 2016 (LBVA, 2017) där processens totala mängd avskilda fosfor under samma år var 71,1 ton. Viktprocenten aluminium i Ekoflock 90 och järn i Kemira PIX 113, vilka var kemikalierna som användes, var 9 respektive cirka 45 % (Hansen, 2009 referat i Papakosta, 2010; Swed Handling Chemicals, 2015).

8.3 COD/TP

COD/TP-kvoten in till biosteg beräknas genom division av COD_f med TP_f från rutinmätdata (LBVA, 2018) för utgående FS för varje mättillfälle som genomförts under år 2017, vilket motsvarar cirka 2 mättillfällen/vecka. Det är emellertid viktigt att poängtera att i undersökningarna av Salmonsson *et al.* (2017) genomfördes förmodligen analyser på ofiltrerade prover. Eftersom filtrerade TP-halter dock inte mäts i provpunkt 3 har filtrerade halter använts med risken för att kvoten för ofiltrerade prover sannolikt är något högre i verkligheten. Analyserna är genomförda med Hach-Lange kyvetter LCK114 respektive LCK348 med samma spektrofotometer benämnd i avsnitt 8.1. Ett medelvärde beräknades sedan över året 2017.

8.4 Motjoner

Då motjoner inte tidigare mätts vid verket men är vitalt för fungerande fosforupptag samt fosforsläpp analyserades dessa med kyvetter från Hach-Lange. Prov inhämtades från utgående FS, provplats 2, den 180131. Då kalcium som tidigare nämnt ej brukas betraktas som nödvändigt att undersöka, och därför saknar riktvärden, analyserades inte kalcium. Analys av motjonerna kalium (LCK 228) och magnesium (LCK 326) genomfördes i filtrerade prover.

8.5 P-släppstest

Utifrån fosforsläppstest kan ett slams bio-P-potential indirekt mätas genom att resulterande P-släppshastighet kan klassificeras enligt tabell 8.1. Utvecklingen av reningsverkets bio-P-potential undersöktes genom att analysera prover från slutet av den aeroba zonen i biolinjerna. Prover inhämtades från före uppstart av bio-P (180131) för vardera av de tre biolinjerna, se provtagningsplats LX-4, samt från då bio-P fått gå några veckor (180320) från L1-4. Samtliga P-släppstest genomfördes inom 48 h för respektive inhämtning och metoden samt utrustning som krävs för testen återfinns i bilaga 3. I samma bilaga finns också den genomförda riskanalysen för metoden samt metoden för analys av SS och VSS.

Då syftet med försöken var att se hur P-släppet förändras över tid genomfördes testen vid 20°C eftersom reningsverkets temperatur varierade under provtagningsperioden, vilken sträckte sig över cirka två månader. Eftersom fällningskemikalie var närvarande vid det första försöket, och därför riskerade att dölja den släppta fosfor, analyserades även motjonskoncentrationerna magnesium och kalium.

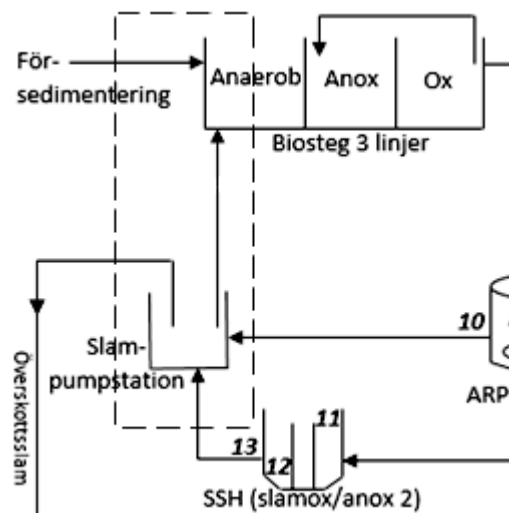
Tabell 8.1. Klassificering av slams bio-P-potential baserat på erhållen fosforsläppshastighet. (Janssen, Meinema & van der Roest, 2002)

Klassificering	mg PO ₄ -P/(g VSS·h)
Mycket bra	>7
Bra	3-7
Medelmåttigt	<3

8.6 Fosfat-, nitrat- & andra profiler

Ett stickprovsprogram upprättades för den 180301 för att få indikationer på hur diverse COD-, nitrat-, ammonium-, SS- och fosfathalter varierar mellan de olika processtegen. För att följa vad som sker inom biostegen sammanställdes även fullskalefosfat- och nitratprofiler över dessa för den 180306 genom att analysera prover från utgående FS och från varje biostegs följande provtagningsplatser: LX-2, LX-3, LX-4, LX-5. I detta fall följdes flödet genom biostegen genom att bestämma uppehållstiderna för respektive zon. Den grova uppskattningen av uppehållstiderna baserades på zonindelningen i avsnitt 7.2 och betraktades från och med försedimenteringen ($t = 0$ h), antagandes samma medelflöde som för februari månad. Prover i slutet av anaerobzonerna inhämtades därmed vid $t = +1$ h, i slutet av anoxzonerna vid $t = +2$ h, i slutet av oxzonerna vid $t = +4$ h och i utgående från MS vid cirka $t = +8$ h.

För att uppskatta den ingående nitrathalten till biostegets anaerobzon ställdes en massbalans upp, där systemgränserna åskådliggörs i figur 8.1.



Figur 8.1. Systemgräns (streckad linje) för massbalans använd för att beräkna inkommande nitrathalt till biosteget.

Massbalans för beräkning av inkommande nitrathalt till biosteget baserades på ekvationerna 12-14:

$$In_{biosteg} = Ut_{FS} + Ut_{ARP} + Ut_{SSH} - \ddot{O}S \quad (12)$$

$$\frac{Q_{in\ bio} \times NO_3N_{in\ bio}}{Q_{\ddot{O}S} \times NO_3N_{\ddot{O}S}} = \frac{NO_3N_{FS} \times Q_{FS} + NO_3N_{Ut\ ARP} \times Q_{Ut\ ARP} + NO_3N_{Ut\ SSH} \times Q_{SSH}}{Q_{\ddot{O}S} \times NO_3N_{\ddot{O}S}} \quad (13)$$

där $Q_{in\ bio}$ är summan av ingående slamflöde till anaerobzonerna samt flödet ut från försedimenteringen. Flödena som använts har varit medelvärden över den dagen som beräkningen genomförts. NO_3 -N för $\ddot{O}S$ beräknades utifrån en egen massbalans enligt ekvation 14:

$$NO_3N_{\ddot{O}S} = \frac{NO_3N_{Ut\ ARP} \times Q_{Ut\ ARP} + NO_3N_{Ut\ SSH} \times Q_{SSH}}{Q_{\ddot{O}S}} \quad (14)$$

8.7 Lyxupptag, teoretisk och reell fosforhalt i slam

För beräkning av processens nödvändiga lyxupptag användes ekvation (6) från avsnitt 6. För att beräkna den fosformängd som måste nås i slammet för att nå samma avskiljning över biosteget som i genomsnitt under år 2017 användes ekvation (4) från samma avsnitt.

Bestämning av den faktiska fosforhalten i slam gjordes genom att analysera den lösta totalfosforhalten samt den totala fosforhalten för slam inhämtat den 180301 och 180323 i provpunkt 9 respektive 8. ARPen valdes eftersom jämfört med SSHn tycks inget fosforsläpp ske över denna och slammet är dessutom en blandning av samtliga biolinjers returslam. Genom att subtrahera den lösta fraktionen från den totala och sedan korrelera till halten bestämd suspenderad substans bestämdes fosforhalten i slammet. För den 180323 användes medel-SS för två av de tre SS-bestämningarna då det tredje provet avvek från de andra två.

8.8 Hydrolyshastighet och utbyte för SSH

Eftersom koncentrationen av mikroorganismer är högre i och med SSH jämfört med primärslamshydrolys ger VFA-mätningar inte en lika fullgod indikation på hydrolysfunktion för denna. Därför sker utvärdering av SSHn med ett annat tillvägagångssätt där hydrolysens funktion kvantifieras på olika sätt. Ett av dessa innefattar att beräkna COD-överskottet (mg/l) genom att mäta löst COD in samt ut ur SSHn. Mängden innefattar då inte vad som konsumerats i SSHn men ett stort överskott är indikation på god hydrolysfunktion (Salmonsson *et al.*, 2017). I detta fall beräknas teoretisk hydrolyshastighet på två sätt; utifrån producerad samt konsumerad COD och utifrån ammonium som frigörs vid nedbrytning av organiskt material. Båda beräknas efter metod enligt Salmonsson *et al.* (2017) och anges i enheten g COD/(kg SS·h) istället för g COD/(kg VSS·h) då onlinemätningar endast finns tillgängligt för SS. Enligt den första metoden beräknas hydrolyshastigheten enligt ekvation (15):

$$\text{Hydrolyshastighet} = \frac{(COD_+ + COD_{PAO} + COD_{denitri}) \times 1000}{V_{SSH} \times SS_{SSH} \times 24} \quad (15)$$

där COD_+ (kg/dag) är överskottsproduktion vid hydrolys och beräknas enligt ekvation (16):

$$COD_+ = (COD_{UT} - COD_{IN}) \times (Q_{SSH}/1000) \quad (16)$$

COD_{PAO} (kg/dag) är mängden som förbrukas vid fosfatsläpp och beräknas enligt ekvation (17):

$$COD_{PAO} = (PO_4P_{UT} - PO_4P_{IN}) \times (Q_{SSH}/1000) \times 2,3 \quad (17)$$

där $PO_4\text{-}P_{IN}$ respektive $PO_4\text{-}P_{UT}$ är fosfathalterna (mg/l) in och ut ur SSHn och faktorn 2,3 är det teoretiska upptaget av COD_{VFA} för P-släpp enligt Tykesson och la Cour Jansen (2005).

$COD_{denitri}$ (kg/dag) är mängden som förbrukas vid denitrifikation och beräknas enligt ekvation (18):

$$COD_{denitri} = (NO_3N_{IN} - NO_3N_{UT}) \times (Q_{SSH}/1000) \times 4 \quad (18)$$

där $NO_3\text{-}N_{IN}$ respektive $NO_3\text{-}N_{UT}$ är nitrathalterna (mg/l) in och ut ur SSHn och faktorn 4 är det teoretiska behovet av COD för denitrifikation enligt Salmonsson *et al.* (2017).

Den andra metoden baseras på faktumet att det vid hydrolys rapporteras existera ett linjärt samband mellan ammoniumproduktion och COD-produktion. Detta medför att hydrolyshastigheten även kan beräknas enligt ekvation (19):

$$\text{Hydrolyshastighet} = \frac{(NH_4N_{UT} - NH_4N_{IN}) \times Q_{SSH} / 24 \times 11,4}{V_{SSH} \times SS_{SSH}} \quad (19)$$

där NH_4-N_{IN} respektive NH_4-N_{UT} är ammoniumhalterna (mg/l) in och ut ur SSHn och faktorn 11,4 är den teoretiska produktionen av COD per mängd ammonium (kg COD/kg $NH_4-N_{\text{frisläppt}}$) som frisläpps i reaktorn (Petersen, 2013 refererat i Salmonsson *et al.*, 2017).

Hydrolyshastigheten för SSHn bestämdes enligt ovan för den 180214 samt 180301 genom analys av filterade prover från provpunkterna 11 och 13, se figur 7.1. Ifall nitraten skulle hinna förbrukas i den anoxa zonen i ARPen, som därmed blir anaerob och vari hydrolys då sker, genomfördes även provtagning för att bestämma hastigheter däröver. Proverna analyserades för löst halt fosfor och nitrat genom att filtrera inhämtade prover (Munktell nr. 1002) och sedan analysera dem med hjälp av kyvetter från Hach-Lange (LCK349 för nitrat och för ortofosfat LCK350 eller LCK348 beroende på koncentration). Halterna för ammonium (LCK305) och COD (LCK114; även ofiltrerade prover) bestämdes även de på liknande sätt med Hach-Lange kyvetter.

Då COD-utbytet också kan användas för att utvärdera hydrolysfunktion beräknas detta baserat på både enbart överskottsproduktion (COD_+) samt det totala utbytet. Det totala utbytet inkluderar alltså även COD som tagits upp av PAO samt COD som konsumerats vid denitrifikation.

Med hypotesen att den stora anoxa zonen i ARPen eventuellt hinner bli anaerob, och därmed kommer fungera som hydrolysvolym, genomfördes även provtagning för att bestämma hydrolyshastigheten över denna anoxzon för den 180301. Provtagning för detta skedde likartat som beskrivet för SSHn men istället i provpunkterna 8, 9 och 10. För att även få en indikation på vad som går in i ARPens oxzon analyserades också nitrat och ortofosfat i provpunkt 6.

8.9 Slamåldrar, SRT-kvoter samt SSH-volym

Slamålder beräknas enligt följande ekvation (20) (Salmonsson *et al.*, 2017):

$$\text{Slamålder} = \frac{V_{bio} \times SS_{bio} + V_{SSH} \times SS_{SSH} + V_{ARP} \times SS_{ARP}}{Q_{\text{ÖS}} \times SS_{\text{ÖS}} + Q_{In} \times SS_{utMS}} \quad (20)$$

där V betecknar volym och SS suspenderad substans för diverse processteg (biosteg, SSH, ARP, i överskottsslam, ut från mellansedimenteringen).

För beräkning av total slamålder har samtliga biologiska volymer tagits med; hela biostegen, SSH och ARP. Den totala slamåldern är vad som också användes för att uppskatta när fällningkemikalierna hade lämnat systemet, där några slamåldrar antogs behöva passera innan processen kunde betraktas som kemikaliefri. För beräkning av anaerob slamålder har följande parametrar tagits med; anaerob zon i biosteget och SSHn. För beräkning av slamålder för SSHn har endast parametrar för SSHn tagits med och för beräkning av luftad slamålder har de luftade zonerna i biosteget samt i ARPen (2750 m³) tagits med. HRT för SSH beräknas genom att dividera SSH-volymer med korresponderande flöde.

För hela januari beräknades slamåldrar baserat på januaris medelflöde och utifrån medel av SS-onlinemätningar. Eftersom onlinemätning saknades för samtliga parametrar gjordes också antagandet att SS-medelhalt i ÖS är ungefär densamma som SS-medelhalt i ARP eftersom ARPen bidrar med det högsta flödet. Egna SS-mätningar genomfördes för bestämning av

slamåldrar för den 180301. För att uppskatta hur processändringen den 180308 inverkar på bio-P genom dess effekt på slamåldrarna antogs, för jämförelsens skull, samma värden som för den 180301. Förutom detta beräknades även hur ytterligare processändringar skulle påverka de olika slamåldrarna.

ATV-dimensioneringsriktlinjer används för att beräkna nödvändig luftad slamålder för nitrifikation enligt ekvation (21):

$$SRT_{ox} = SF \times 3,4 \times 1,103^{(15-T)} \quad (21)$$

där SF är en säkerhetsfaktor som vanligtvis ansätts till 1,8 men för stora reningsverk (> 100 000 pe såsom Västra stranden) kan antas till 1,45. Faktorn 3,4 är tillväxthastigheten (/d) för nitrifikationsbakterier i avloppsvatten. Faktorn $1,103^{15-T}$ är en temperaturkorrigeringsfaktor.

För att beräkna nödvändig SRT_{ana}/SRT_{tot} -kvot användes ekvation (9) från avsnitt 6 och för att uppskatta vilken SSH-volym som skulle krävas om PSH inte körs användes ekvation (11) från samma avsnitt.

8.10 Denitrifikations- och nitrifikationsförsök

Då det kom att visa sig vid flertalet tillfällen att nitrathalter fortfarande kunde påvisas i utgående flöde från ARP, se provpunkt 10, undersöktes även nitrifikations- samt denitrifikationshastighet närmre för inhämtat ARP-slam. Slam inhämtades den 180320 från provpunkt 8. För att minimera eventuell förändring av slammets sammansättning innan genomförande av försök, genomfördes försöket inom 24 h.

Nitrifikationsförsök utfördes i enlighet med metodbeskrivning i bilaga 4 för att bestämma den hastighet med vilket ammonium, vid närvaro av syre, omvandlas till nitrat samt nitrit. Hastigheten kan också bestämmas utifrån med vilken hastighet nitrat och nitrit bildas.

För bestämning av reningsverkets denitrifikationskapacitet bestämdes denitrifikationshastighet, alltså hur snabb reduceringen av nitrat och nitrit till fritt kväve var under anoxiska förhållanden. Eftersom reduktionen beror på hur pass lättnedbrytbar den använda kolkällan är undersöktes denitrifikationshastighet för två olika kolkällor för möjlighet till jämförelse. Ett försök genomfördes användandes den kolkälla som används på verket, alltså inkommande vatten, och ett försök genomfördes med natriumacetat som kolkälla. Just natriumacetat användes då det är en väldigt lättnedbrytbar kolkälla som därmed ger en hög denitrifikationshastighet. För bestämning av den endogena hastigheten för försöket där NaAc användes som kolkälla användes inte samtliga punkter då detta gav en mycket oexakt linjär regression. Det fullständiga försöksupplägget kan ses i detalj i bilaga 5.

8.11 Massbalans över ARP för utvärdering av denitrifikationsfunktionen

Volymen, i m^3 , som krävs för effektiv denitrifikation räknas ut i enlighet med massbalans i la Cour Jansen (1991) omskriven i ekvation (22):

$$V_{denitri} = \frac{NO_3N \times 10^3}{VSS \times \frac{v_{denitri}}{1000} \times 24} \quad (22)$$

där halten nitrat (kg/d) som ska denitrifieras divideras med halten VSS (g/L) och denitrifikationshastigheten (mg NO₃-N/(g VSS·h). För att få en indikation på hur stor anoxzonsvolym som krävs i ARPen användes den maximala denitrifikationshastigheten som erhöles i försök med natriumacetat som kolkälla. Detta då den maximala hastigheten baserad på försök med reningsverkets egen kolkälla blev orimligt hög.

För att beräkna C/N-kvot för anoxzonen multipliceras inkommande uppskattad BOD-halt med flödet för kolkälla vilket sedan divideras med anoxzonens totala inkommande nitrathalt, där denna beräknas enligt samma princip som massbalanserna i avsnitt 8.6.

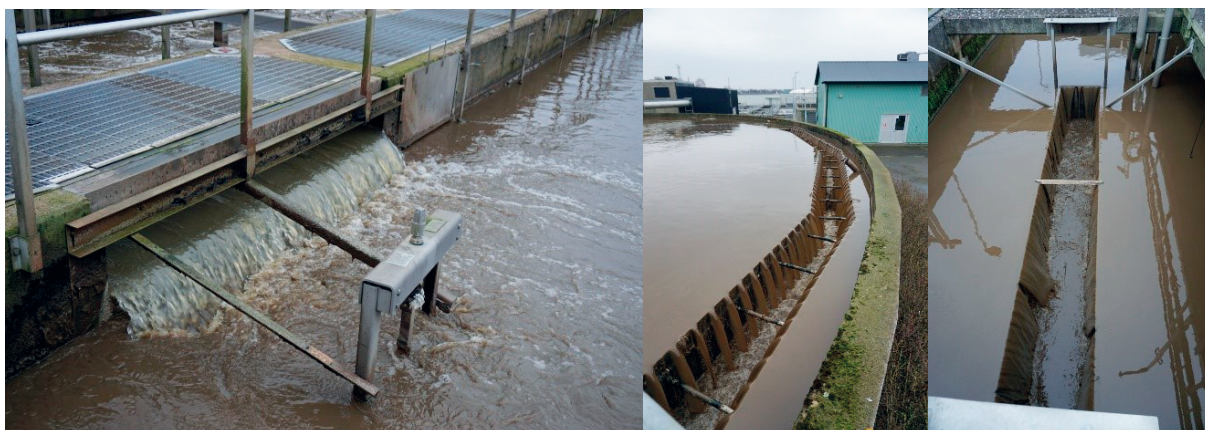
9 Resultat och diskussion

9.1 Temperaturer & syrehalter

Temperatur för verket brukar inte understiga 10°C och ej överstiga 18°C⁶ vilket varken är för högt eller för lågt för bio-P-funktion. De lägre temperaturerna resulterar dock sannolikt i ett lägre hydrolysutbyte men ej så pass att tekniken inte vore lämplig.

Syremätningar genomfördes i enlighet med avsnitt 8.1 och finns sammanställt i bilaga 6. Mätningarna visar att varken SSHn, den anoxa zonen i ARPn, de anaeroba zonerna i L1 och L3 samt samtliga linjers anoxa zoner uppvisar förekomst av för hög halt löst syre. Flödet in till den anaeroba zonen i L2 sker via ett fall som åskådliggörs i figur 9.1. Mätningar härifrån visar att fallet resulterar i syresättning; vid fallet och 3 m från fallet är syrehalten i den zon som är avsatt som anaeroba cirka 3,2 respektive 1,3 mg O₂/L. Fallet bör därför byggas bort genom att exempelvis sätta in en ramp så att fall och resulterande syresättning undviks. Satta syrebörvärden för biolinjernas aeroba zoner varierar mellan 2,0-2,6 mg O₂/L med lägre halter i början respektive slutet av de aeroba zonerna⁷. Trender hämtade från verkets styrsystem visar att samtliga aeroba zoner lever upp till dessa och egna syremätningar visar att trenderna stämmer överens med verkligheten.

Syremätningar för utflödena från ARP och SSH, som kan ses i figur 9.1, visade syrehalter på 3,0 respektive 2,4 mg O₂/L efter fallen. Mätning ut från SSHn var problematisk att genomföra, med ett förmodligen lägre värde i verkligheten, men om faktum är att syresättning sker riskerar detta oxidera den bildade kolkällan. Dessa fall undersöktes därför ytterligare med avseende på VFA i avsnitt 9.2.1. Vidare sågs också inkommande flöde till SSH resultera i mindre syreinblandning. Därför bör det övervägas att förlänga inflödesrören så att fallen från dessa till ytan inte blir lika högt, resulterandes i mindre syreinblandning i början av SSHn.

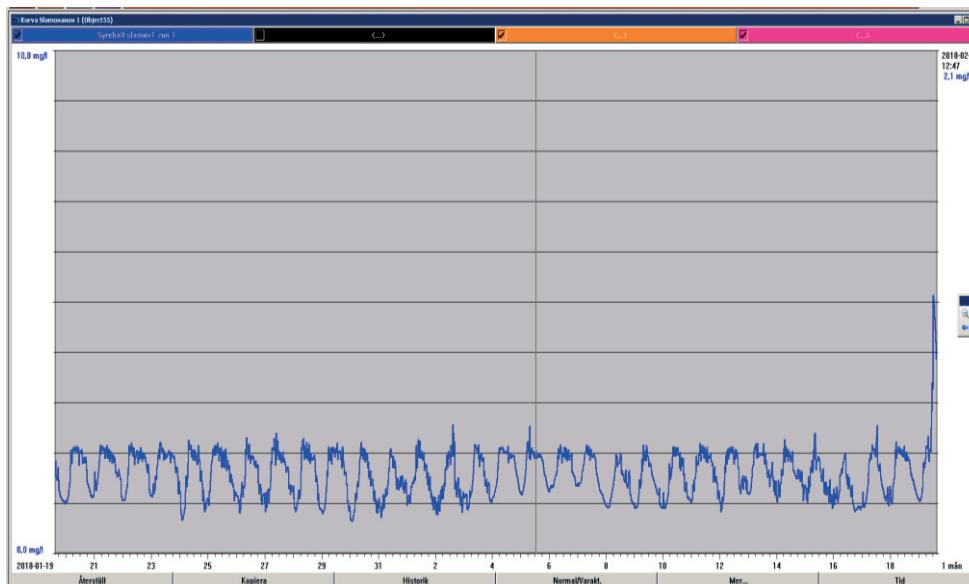


Figur 9.1. Foton av processkonfigurationer misstänkta resultera i oönskad syresättning: inkommande flöde L2 (vä), utgående flöde ARP (mitten) och utgående flöde SSH (hö).

⁶ Lars-Gunnar Johansson, miljö- och processingenjör vid LBVA. Personlig kommunikation den 180131.

⁷ Lars-Gunnar Johansson, miljö- och processingenjör vid LBVA. Personlig kommunikation via mejl den 180202.

Mätning i oxzon i ARPen visade ett relativt lågt syrevärde på 0,8 mg O₂/L. Jämfört med trend för online-syremätare från verkets styrsystem, se figur 9.2, uppvisades aningen högre halter. Halterna visar dock kontinuerligt fluktuerat inom 0,8-2,2 mg/L. Med antagandet att ARPen är totalomblandad, och att denna koncentration därmed är densamma i hela zonen, kan slutsatsen dras att problem med syresättningen finns emellanåt, vilket eventuellt bör undersökas vidare för tänkbar åtgärd. När rejekt från avvattningen, vilket är rikt på ammonium, inte tillsätts i inflödet ses det också att halten snabbt stiger enligt trend upp mot cirka 5 mg/l vilket indikerar lägre nitrifikation. Inget rejekt tillsätts då centrifugen för slamavvattning är avstängd.

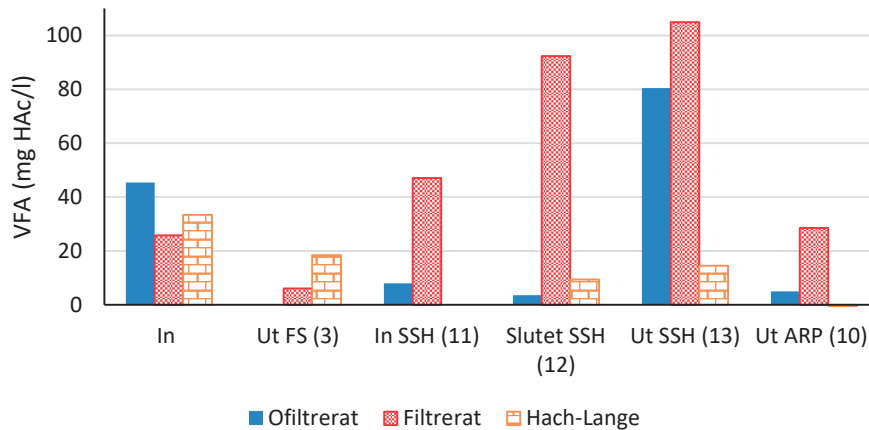


Figur 9.2. Trend hämtad från Västra strandens styrsystem för onlinemätning av syrehalt i luftad zon i ARP. Då rejektvatten från slamavvattningen slutar tillföras fås en kraftig ökning i syrehalt, se topp längst till höger i trend.

9.2 Bio-P-funktion

9.2.1 VFA

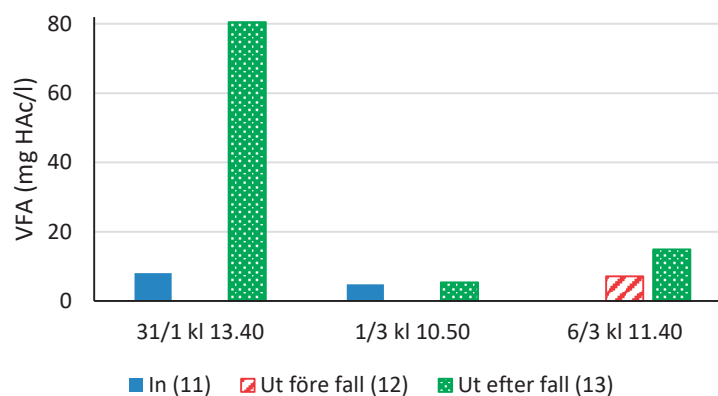
Samtliga resultat från fempunktstitreringarna samt Hach-Lange-analyserna för bestämning av VFA kan ses i bilaga 7. Vid jämförelse av halterna mellan filtrerade och ofiltrerade prover, se figur 9.3, ses att dessa skiljer sig åt väsentligt. Överlag tycks filtrerade slamprover resultera i högre uppmätta mängder och ett mindre systematiskt pH-fel. För prover på inkommande vatten och vatten in till biosteg erhålls dock vid filtrering ett lägre fel och mindre skillnad före och efter försedimenteringen. Trots goda sjunkegenskaper för slammet hos majoriteten av proverna, kan suspenderat material ha inverkat på mätningarna för de ofiltrerade proverna. De filtrerade proverna ger i teorin mätning av den faktiskt lösta VFAn, utan påverkan av SS, och är därmed den metod som använts för samtliga kommande analyser samt vad som bör föredras vid avsaknad av centrifug. I och med filtrering riskeras dock avdunstning av VFA eftersom vattnet till större del luftas än vid exempelvis centrifugering. Dropp från filtreringen hölls till ett minimum och pipettering skedde alltid ned under vätskeytan men filtreringsmetoden bör förmodligen optimeras ytterligare för att fullständigt undvika eventuell luftning.



Figur 9.3. Jämförelse av fempunktstitreringsmetod för bestämning av VFA mellan ofiltrerade och filtrerade prover för den 180131. Hach-Lange analys för bestämning av VFA visas också, vilket har ett mätområde på 50-2500 mg HAC/l. Provpunkter ses inom parentes. OBS! Provet på inkommande vatten är inhämtat den 180125 i motsats till 180131 som för de andra proverna.

När det kommer till användning av Hach-Lange kyvetter som en metod för bestämning av VFA hamnade samtliga halter under mätområdet, vilket var 50-2500 mg HAC/l. Faktum är att jämfört med andra stickprov på försedimenterat vatten överensstämmer resultatet från denna analys bättre. I de fall Hach-Lange-analyser genomfördes på slamprover tycks värdena dock oftast alltid bli låga, även fast titreringsmetoden för både ofiltrerat och filtrerat prov visar på ett värde inom analysens mätområde. Hach-Lange-analysen betraktas alltså inte vara funktionsduglig i dessa fall, något som dock skulle kunna undersökas ytterligare. Exempelvis skulle användandet av filtrerade prover förmodligen ha ett annat resultat, dock så skulle man inte komma ifrån risken med avdunstning. Dessutom är fempunktstitreringsmetoden ett klart billigare förfarande.

Den önskade syresättningen som visades uppkomma vid fallen ut ur ARP och SSH, se figur 9.1, kan som diskuterats resultera i att VFA förloras. Slutsatsen som kan dras från VFA-mätningar, se figur 9.4, är att fallen inte tycks minska VFA-halterna för SSHn. Ökning av VFA ses också för SSHn vilket indikerar hydrolys, dock blir värdena missvisande med avseende på hydrolysfunktion eftersom det inte är känt hur mycket VFA som förbrukats. När det kommer till ARPen kunde inget VFA påvisas varken före eller efter fall vid flertalet tillfällen. När VFA kunnat påvisas så har värdena varit mycket låga men då det kunnat påvisas nitrat i utflödet, vilket ses i avsnitt 9.5 kan slutsatsen dras att samtlig kolkälla förbrukats redan innan fallet.

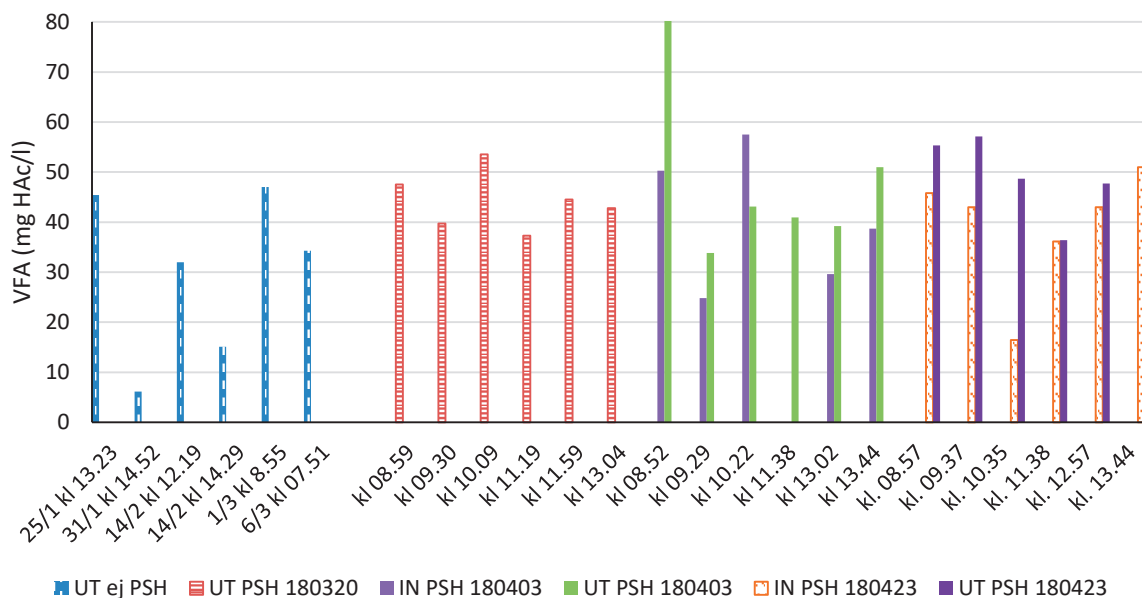


Figur 9.4. Jämförelse av VFA-halter in till SSH samt före och efter fall för utgående flöde. Provpunkterna ses inom parentes.

Daton och Wallergård (2003) och senare stickprov (LBVA, 2018) som genomförts vid Västra stranden har visat på att mängden VFA i inkommande vatten på Västra strandens ARV varierar kraftigt och att mängden inte heller är tillräckligt hög för bio-P. Studierna av Daton och Wallergård (2003) visar också på att de lägsta halterna oftast förekommer på morgnarna, tyvärr saknas dock mätningar tidigare än kl. 8. Då tidigare VFA-undersökningar är relativt förlegade genomfördes dock flertalet egna mätningar och även om detta projekt endast inkluderat stickprov fås åtminstone en indikation på hur halterna varierar.

I figur 9.5 ses en jämförelse i VFA-halter ut från försedimenteringen, provpunkt 3, före och efter uppstart av primärslamhydrolysen vid olika tider och datum. De fåtal stickprov som togs på FS-vatten innan igångsättning av PSH visar på relativt stor variation i VFA. Generellt erhålls endast smått högre värden med PSH, där jämförelsen över dagarna den 180403 och 180423, vilka även inkluderar de inkommande halterna, åskådliggör detta bäst. En högre ingående än utgående VFA-halt fås dock i ett av fallen; kl. 10.22 den 180403. Detta kan eventuellt härledas till det faktum att för underlättad provtagning inhämtades prov för in- respektive utgående vid ungefär samma tidpunkt (endast 4 min skillnad i inhämtning). Optimalt hade varit om utgående prov inhämtats med uppehållstiden genom FS-bassängerna i åtanke, vilket i detta fall dock var problematiskt då fördelningen genom de parallella FS-bassängerna var högst ojämn. Allt som allt tycks inte hydrolysfunktionen i PSH kunna anses som hög.

Värt att nämna är att före provtagningen den 180320 resulterade driftsproblem i att PSH-recirkulationspumpen ej gick under dagarna 180317-180318. Baserat på resultaten tycks dock PSHn ha hunnit stabilisera sig innan provtagning genomfördes. Dygnet innan den 180403 rapporterade också livsmedelsindustrin Kvibille ett större utsläpp av grädde, vilket riskerar resultera i högre COD-halter.



Figur 9.5. VFA-halter före (till vänster) och efter uppstart (till höger) av PSH. OBS! Tiderna för proverna över den 180403 & 180423 är medel för inhämtning av inkommande respektive utgående prov. Inkommande prov har där inhämtats vid den statuerade tidpunkten X-2 min och utgående prov vid tidpunkten X+2 min.

Från trender hämtade ur verkets styrsystem, bilaga 7, kan det ses att under dagarna den 180320, 180403 samt 180423 kördes recirkulationen för primärslamhydrolysen i cirka 50 min med pauser däremellan på ungefär 70 min. Eftersom recirkulationen styr urtvättningen påverkar

detta sannolikt utgående VFA, där ingen urtvättning leder till lägre utgående VFA-halter. Det är svårt att bedöma vilka provtagningar som kan ha påverkats av avstängd recirkulationspump, främst eftersom det ojämna flödet mellan FS-bassängerna gör det svårt att precisera uppehållstiden. Som ses ger exempelvis mätningarna genomförda den 180320 inte så stor variation i VFA-halter. För den 180403 sammanfaller inte samtliga lägsta halter fullständigt med de provtagningar som eventuellt skulle kunna ha påverkats av avstängd recirkulationspump, baserat på en uppehållstid för den dagen på cirka 1 h. För den 180423 skulle dock provtagningen vid kl. 11.38 ha kunnat påverkas då denna utfördes precis vid uppstart av pumpen.

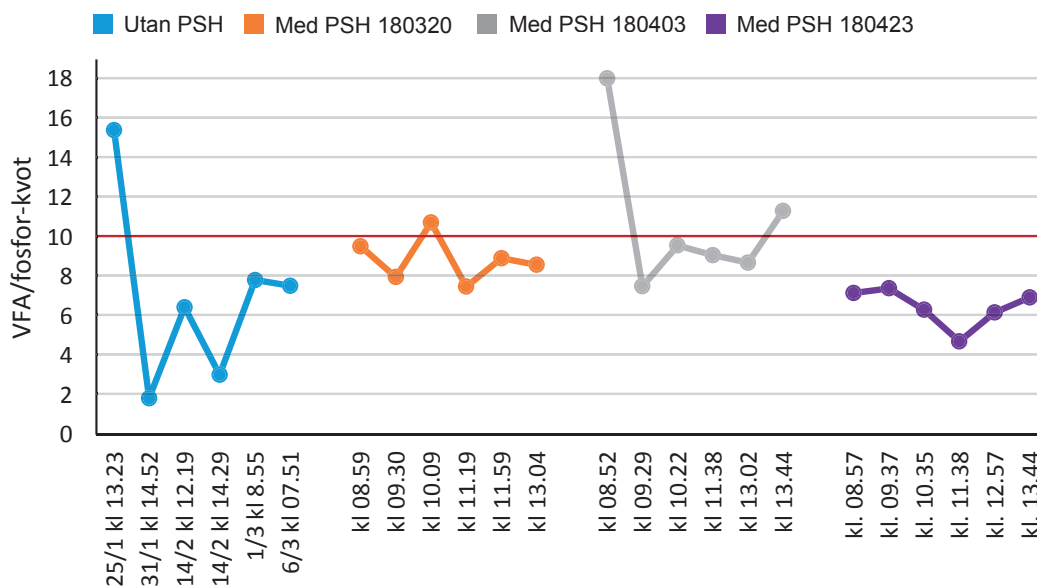
Som nämnt kan varvtalen på pumpen regleras för att få ett kontinuerligt flöde. Dock rapporteras det att man tidigare haft problem med igensättning i ledningen som en följd av sedimentation, som fås just vid lågt flöde. Därför utgör lägre varvtal inte en möjlig lösning gällande en mer kontinuerlig rundpumpning. Dessutom måste samma pump hinna användas till att pumpa slam till förtjockaren. Trots att det uppfattas som osannolikt bör det ses över huruvida det i denna rundpumpning finns risk för luftning av slammet, vilket i så fall sannolikt står bakom de låga VFA-halterna.

Om man studerar ingående flöde till PSH eller utgående FS innan uppstarten av PSH kan ingen slutsats heller dras huruvida VFA-tillförseln varierar under dygnet. Vid storskaliga hydrolysförsök med primärslam på Klagshamns ARV erhöles cirka 40-55 mg HAc/l (Hey, Jönsson & la Cour Jansen, 2012; Hey *et al.*, 2013) vilket kan jämföras med vad som fås ut på Västra stranden. Dock ska det påpekas att vid Klagshamns ARV gick primärslamshydrolysen i cirka 35 dagar innan sådana värden uppnåddes i utgående flöde från PSH (Hey *et al.*, 2013).

Tidigare hydrolysförsök i labbskala med primärslam från Västra stranden gav vid 10 respektive 20°C en maximal VFA-koncentration på 150-200 mg HAc/g VSS vid dygn 18 (Daton & Wallergård, 2003). Jämfört med vad som erhållits för Klagshamns ARV vid 20-25°C endast sett på 8 dygn, vilket var 100-150 mg HAc/g VSS, visade sig hydrolysis vid Västra stranden ge något lägre värden (Jönsson *et al.*, 2009).

Hydrolysförsök av Daton och Wallergård (2003) uppvisade dessutom hög VFA-produktionen för hydrolysis av primärslam jämfört med överskottsslam, som inte tycktes resultera i någon produktion. Liknande jämförelseförsök genomförda av Ucisik och Henze (2008) har också indikerat att primärslam jämfört med överskottsslam uppvisar högre produktion. Mätningar som genomförts nu, se figur 9.5, visar emellertid på tidvis låg VFA-produktion i primärslamshydrolysen. Eftersom inga hydrolysförsök med olika slam genomförts i under våren 2018 kan det dock inte intygas om hydrolysis av verkets nuvarande primärslam bör resultera i bra VFA-produktion, vilket möjligen kunnat indikera huruvida problemet ligger i pumpdriften av hydrolysen. Detta är därför något som eventuellt bör undersökas vidare.

Som nämnts tidigare krävs i snitt 10-20 mg VFA per mg ortofosfat som ska avskiljas, vilket ger att det i snitt för Västra stranden krävs 40-90 mg VFA/l. Med utgångspunkt i att en viss VFA/ortofosfat-kvot krävs för fungerande bio-P har figur 9.6 nedan konstruerats. Då mätningar av ortofosfat dock för det mesta saknas för utgående FS har grafen istället konstruerats med avseende på VFA/TP_f eller VFA/TP. Därmed kan figuren istället anses utgöra ett sämsta scenario. Slutsatsen blir att det med endast primärslamshydrolysis föreligger risk att det med jämna mellanrum uppstår brist på kolkälla.



Figur 9.6. Graf representerande VFA/fosfor-kvoter i utgående vatten från FS. Vid avsaknad av prov för $PO_4\text{-P}$, vilket vanligtvis används för att bedöma om tillräcklig mängd kolkälla finns tillgängligt, används VFA/TP-kvoter som ett värsta-scenario. För mätningarna innan uppstart av PSH används TP_f och för 180403 samt 180423 används ofiltrerad TP. För den 180320 är de faktiska VFA/ $PO_4\text{-P}$ -kvoterna plottade. Dagnsmedelvärden för fosforhalterna har använts och den röda linjen vid kvoten 10 representerar den lägsta VFA/ $PO_4\text{-P}$ som krävs för en stabil bio-P-process.

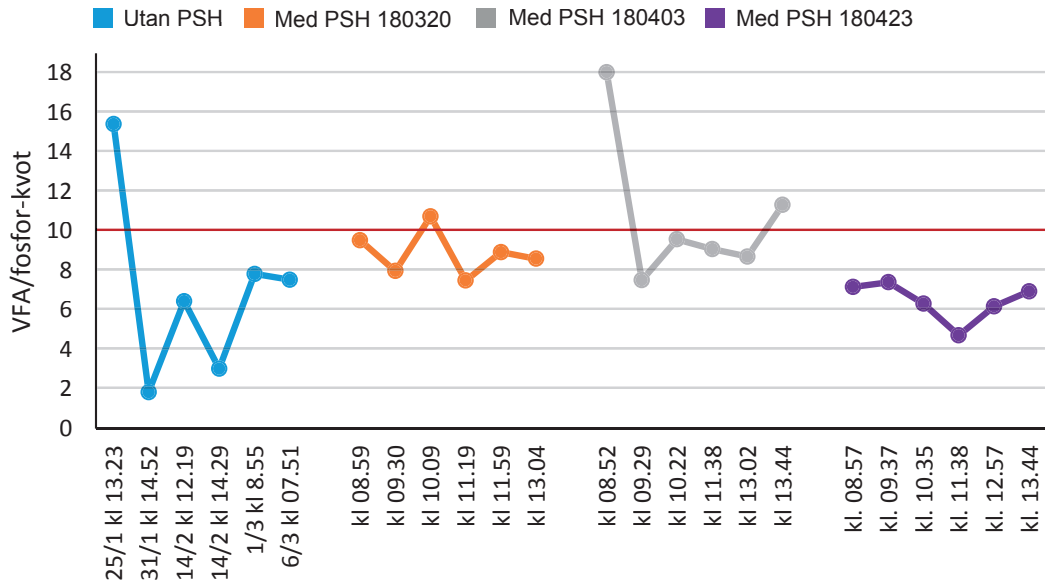
Enligt uppgift är fempunktstiteringsmetoden designad för VFA-halter mellan 100-1000 mg HAC/l och har tidigare kritiserats eftersom noggrannheten kan påverkas av exempelvis höga sulfatkoncentrationer (Lahav, Morgan & Loewenthal, 2002). Ai *et al.* (2011) har också kritiserat metoden för att den bland annat inte tar hänsyn till samtliga bufferdelsystem och istället utvecklat en niopunktstiteringsmetod för att mäta just låga (10-50 mg HAC/l) koncentrationer. Osäkerheten i den använda fempunktstiteringsmetoden är alltså överlag svår att uppskatta då samtliga värden fallit under den kritiska kvoten (VFA/alkalinitet $\leq 0,5$), satt för att resultaten ska anses tillförlitliga (Ai *et al.*, 2011). Hey *et al.* (2013) visade att fempunkts- och åttapunktstiteringsmetoderna tenderade uppvisa smått högre halter än vad som erhöles med gaskromatografi. Trots detta visades fempunktstiteringsmetoden kunna anses tillförlitlig även i mätområden under 100 mg HAC/l och därför anses de VFA-halter som erhållits för Västra stranden som trovärdiga.

9.2.2 Metall/fosfor-kvot

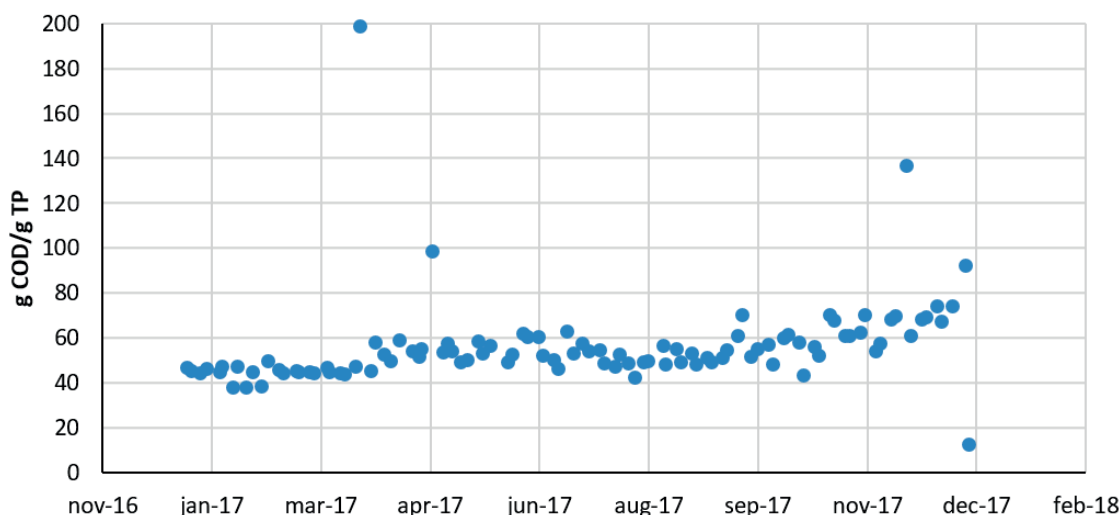
Metall/fosfor-kvoten för år 2016 beräknades till 1,2 mol total metall/mol total avskild TP och överstiger alltså 1 mol/mol, vilket som nämnt är branschens tumregel för att antyda bio-P-aktivitet. Kvoten indikerar alltså inte otvetydigt bio-P. Detta är dock beräknat på ett år då verket inte har kört processen för att gynna bio-P och resultatet är därför ej heller helt förvånande. Undersökning av metall/fosfor-kvoten över första halvåret 2017, alltså i och med uppstarten, skulle exempelvis vara en mer aktuell kvot. Detta har emellertid inte beräknats då sammanställning av förbrukad mängd metall främst sker i samband med sammanställning av den årliga miljörapporten.

9.2.3 COD/TP & reduktionsgrader

I bilaga 8 listas medelvärdena för TP, COD och COD/TP in till biosteget tillsammans med medelfosforreduktionsgrader under 2017 och de är baserade på internkontrolldata (LBVA,

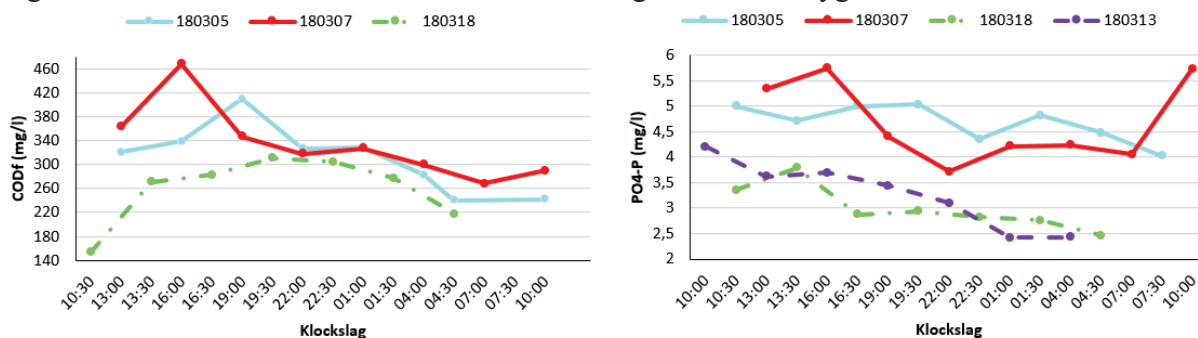


2018). Figur 9.7 visar spridningen av COD/TP under år 2017. COD/TP-kvoten varierade under år 2017 i snitt mellan 38-74 g/g där årsmedelvärdet på 56 g/g indikerar goda förutsättningar för bio-P eftersom PAO främjas av överskott på fosfor. En svagt ökande trend kan ses under året, med några få avvikande värden som ofta kan hänvisas till TP-halten. Som tidigare nämnt är dock denna COD/TP-kvot lägre än vad den faktiska, med ofiltrerade värden, sannolikt är. Vidare undersökningar är därför nödvändiga och det bör övervägas att eventuellt införa som rutin att mäta TP för ofiltrerade prover i utgående FS. Medelvärde för TP för inkommande till biologin under 2017 hamnar på 5,3 mg/l, vilket kan betraktas som medelhögt, där bio-P gynnas av höga halter. Medelfosforreduktionen som krävdes under 2017 för att nå utsläppskraven låg på 93 % där medelfosforreduktionen över biosteget var 90 %.



Figur 9.7. Spridning av COD/TP-kvot ut från FS (provpunkt 3) baserat på dygnsprovtagning för internkontroll under året 2017.

Eftersom ovan bestämda kvoter är baserade på dygnsprov, och därmed inte visar variationer över dygnet, ses även en sammanställning av timvariationerna i COD samt ortofosfat under diverse dygn i figur 9.8. Ingen tydlig trend för hur halterna varierar över dygnet kan ses och de låga halterna kan inte korreleras till eventuellt högflöde under dygnet.



Figur 9.8. Timvariation över olika dygn gällande halter för ortofosfat samt lösligt COD i utgående FS, alltså provpunkt 3.

9.2.4 Motjoner

I tabell 9.1 listas uppmätta halter av motjonerna kalium och magnesium in till biosteget från provplats 2, se figur 7.1, den 180131 kl. 14.52 samt motsvarande kvot med TP (som var 1,96 mg TP/l). Kvoterna är båda med marginal höga nog, alltså $>0,54$ mg Mg^{2+} /mg TP och $>2,15$ mg K^+ /mg TP, för att inte begränsa bio-P-funktionen. Faktum är att även med det under år 2017 högsta uppmätta TP-värdet efter FS på 9,69 mg/l, med antagandet att motjonshalterna förblir oförminskade, begränsas fortfarande inte bio-P av motjonskoncentrationerna. Att kaliumkvoten

är tillräcklig är inte helt förvånande eftersom höga mängder av kalium ingår i urin samt avföring. Magnesium däremot brukar vara mer specifikt för ett visst avloppsvatten men uppvisar som sagt betryggande marginal.

Tabell 9.1. Halter av motjoner samt korresponderande motjon/TP-kvot i stickprov taget i utgående FS den 180131 kl. 14.52.

	Uppmätt halt (mg/l)	Motjon/TP-kvot (mg motjon/mg TP)
Magnesium	5,22	2,66
Kalium	20,8	10,61

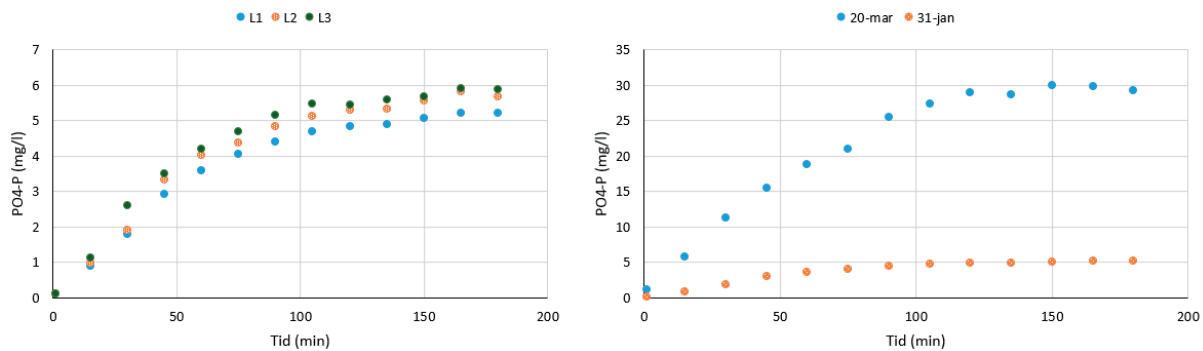
9.2.5 Bio-P-aktivitet på slam

P-släppstest före uppstart av bio-P gav, som kan ses till vänster i figur 9.9, tydliga P-släppskurvor och en P-släppshastighet inom 1,9-2,2 mg PO₄-P / (g VSS·h) vilket indikerar straxt under medelmåttig bio-P-aktivitet. Samtliga tillhörande data och eventuella grafer för alla P-släppstest kan ses i bilaga 9. Som kan ses fås ett ungefärligt lika stort fosforsläpp och ungefär samma släpphastighet för samtliga linjer. Detta har förmodligen sitt ursprung i att returslammet från samtliga linjer blandas och därför har de skillnader som finns mellan vardera linjes drift uppenbarligen inte en så stor betydelse.

Jämfört med ett typiskt fosforsläppsförsök för bio-P-slam, som kan uppvisa ett maximalt släpp upp mot cirka 30-50 mg PO₄-P (Jönsson, 2014), ses att det maximala släppet i det här fallet är relativt lågt för samtliga linjer. Då närvaro av fällningskemikalie kan ge falska låga resultat undersöktes också släppen för kalium och magnesium och deras motsvarighet i fosforsläpp. Släppet av maximalt cirka 3,5 mg K⁺ och 2,5 mg Mg²⁺ motsvarar ett maximalt fosforsläpp på ytterligare cirka 3 mg/l och alltså tycks mer kalium och magnesium ha släppts än det fosfor som uppmäts. Dock är det viktigt att poängtera att magnesium- och kaliumkurvorna inte uppvisar en helt tydlig trend, se bilaga 9, och att det därmed är stor osäkerhet i att använda den maximala skillnaden för att beräkna en fosformotsvarighet. Hur som helst så antyder mätningarna att en del av fosforsläppet döljs, sannolikt på grund av förekomst av fällningskemikalie i slammet.

Fosforsläppsförsök genomfördes även några veckor in i uppstarten, för den 180320, vilket kunde jämföras med försöket från innan uppstart, se figur 9.9. Denna gång togs prov endast på L1 eftersom tidigare försök hade visat att biostegen betedde sig relativt lika. Fosforsläppshastigheten blev denna gång 10,0 mg PO₄-P/(g VSS·h) där det maximala fosforsläppet uppgick till cirka 30 mg PO₄-P/l. Detta indikerar en mycket bra bio-P-aktivitet på slammet och är en klar förbättring sedan uppstarten. Faktum är att denna hastighet är straxt under den hastighet som bestämdes för den 161117 på 10,5 mg PO₄-P/(g VSS·h).

Eftersom några slamåldrar hade passerat sedan kemikaliedoseringen stoppades antogs att kemikalierna hade hunnit lämna systemet och därför genomfördes inga kalium- samt magnesiumanalyser. Resonemanget är baserat på beräknade slamåldrar, se avsnitt 9.3.3. Bio-P hade vid det sista P-släppstestet varit uppstartat i cirka en månad och primärslamhydrolys hade körts i 1-2 veckor. Detta tillsammans med det faktum att det har visat sig ta upp till ett halvår för en bio-P-process att stabilisera sig medför att det är sannolikt att aktiviteten kommer förbättras ytterligare.



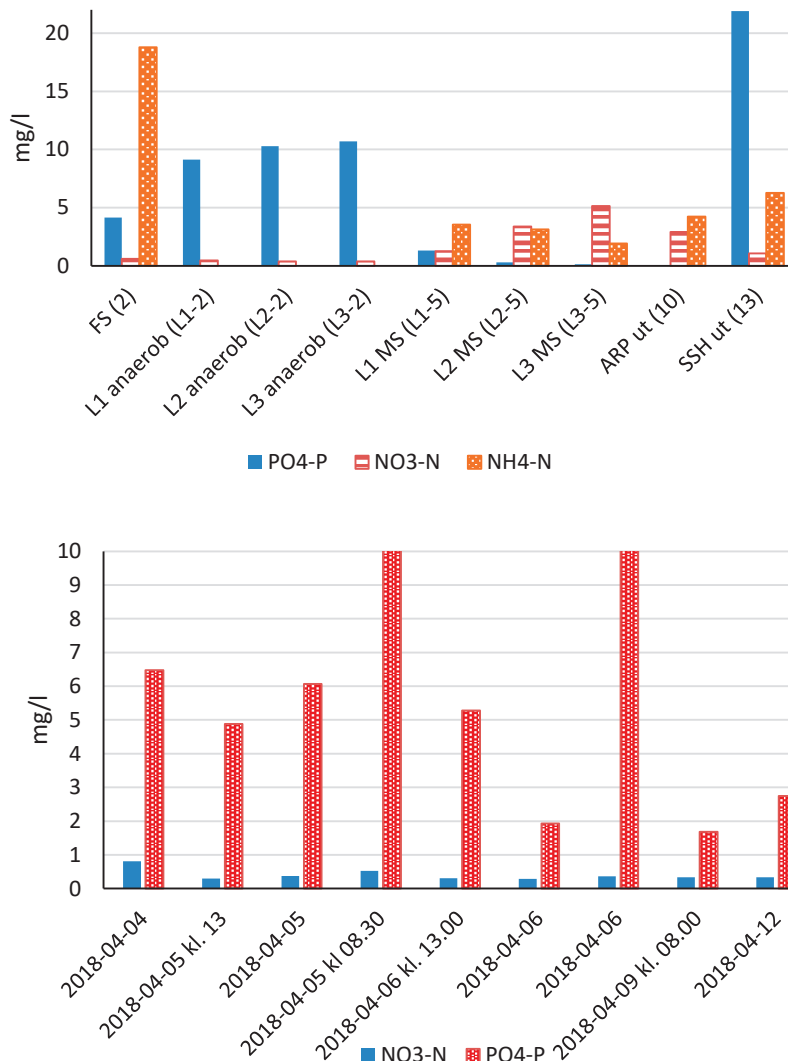
Figur 9.9. P-släppsförsök för slam från den 180131 från samtliga biolinjer (till vänster) och jämförelse av P-släppsförsök för L1 från före (180131) samt efter (180320) uppstart av bio-P (till höger).

9.2.6 Fosfat- och nitratprofiler

Provtagning i diverse punkter för den 180301 åskådliggörs överst i figur 9.10, där samtlig rådata finns tillgängligt i bilaga 10. Eftersom nitrat påvisades ut ur ARP genomfördes nitratmätningar även för prov inhämtat i slutet av anaerobzonerna. Totalt sett fås en inkommande nitrathalt till biosteget för den 180301 på approximativt 1,8 mg/l, ett värde som alltså är en bra bit över den maximalt rekommenderade nitrathalten för att inte störa bio-P-processen (0,5 mg NO₃-N/l). Nitralthalterna i slutet av de anaeroba zonerna för stickprovstagningen den 180301 ligger straxt under 0,4-0,5 mg/l, alltså fortfarande relativt nära det värde som anses störa bio-P-processen.

Som också ses tycks ett relativt litet fosforsläpp fås i de anaeroba zonerna, resulterandes i endast cirka 10 mg PO₄-P/l. P-släppet i SSHn, som visade en ingående nitrathalt på 0,4 mg/l, ger en högre koncentration än i anaerobzonerna i huvudlinjen. Detta släpp i SSHn motsvarar för den 180301 cirka 0,16 kg PO₄-P/kg inkommande TP, där ett liknande släpp fås även för den 180412. Jämfört med totala släppen i anaerobzonerna som är cirka 3,5 respektive 4,7 kg PO₄-P/kg inkommande TP kan det ses att anaerobzonerna i huvudlinjerna ändå är nödvändiga för bio-P. P-släppet i SSH kan i sin tur jämföras med släppen i SSH för de olika verken utvärderade i Salmonsson *et al.* (2017) vilket visar på att Västra strandens P-släpp i SSHn är relativt lågt. Vid ett av tillfällena för utgående från SSHn påvisades dock en nitrathalt på cirka 1 mg/l, i vilket fall producerad VFA sannolikt till stor del förbrukats till denitrifikation istället för P-släpp.

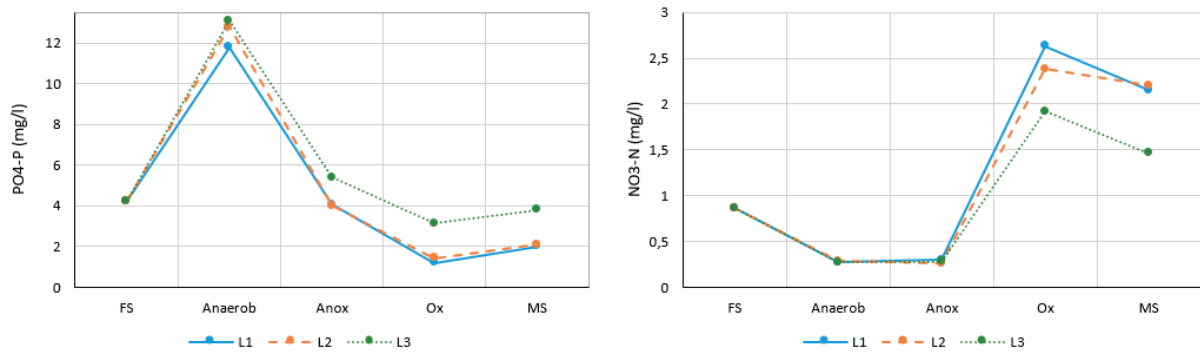
Av LBVA planerad timprovtagning för utgående ARP kunde inte genomföras enligt plan på grund av svårigheter med provtagarna. Därför fanns endast några extra dygns- och timprover för utgående flöde från ARP att tillgå, vilka är visualiserade nederst i figur 9.10. Sett till dessa nitratmätningar överstiger två av dygnsprovtagningarna 0,5 mg/l men de flesta ligger kring 0,3 mg/l. Som kan ses uppvisar dessa mätningar även högre ortofosfathalter jämfört med vad som tidigare uppmäts, eventuellt indikerandes att ett fosforsläpp faktiskt sker i sista delen av ARP. Det hade varit intressant att genomföra en omfattande timprovtagning för att se hur nitrat- samt fosfathalterna ut från ARP och SSH varierar under dygnet under en längre period. Detta hade förmodligen gett en bättre indikation på hur ofta och när under dygnet nitralthalterna in till biosteget tycks överstiga rekommenderade halter. På samma sätt kan det då kanske följas när sista zonen i ARP blir anaerob, resulterandes i P-släpp.



Figur 9.10. Del av stickprovstagning genomförd den 180301 (överst). Dygns- respektive stickprovstagning (tidpunkt markerad) för utgående ARP med avseende på nitrat och ortofosfat (underst).

Eftersom översta diagrammet i ovan figur endast ger en översiktsbild av biosteget och inkommande halter upprättades även mer precisa profiler över respektive biosteg för den 180306, vilka kan ses i figur 9.11. För dessa följdes alltså flödet någorlunda och som kan ses beter sig L1 och L2 relativt lika både med avseende på fosfor samt nitrat. För samtliga linjer tycks ett fosforsläpp fås i anaerobzonen som uppgår till cirka 12 mg PO₄-P/l, alltså ett ganska lågt släpp. Ett nettofosforupptag fås sedan där upptaget är något sämre för L3.

Även på nitratsidan visar L3 en något sämre nitrifikation än L1 och L2. Som framgår detekteras låga halter av nitrat i anaerobzonerna, vilket ändå är under vad som betraktas som störande för bio-P och lägre än vad som uppmättes den 180301. Dock är det oklart hur mycket som eventuellt har denitrifierats inom zonen eller om halterna varit på den nivån genom hela anaerobzonen. Halterna uppmätta i utgående MS är inte helt enligt förväntning (som var att nivån skulle vara relativt oförändrad jämfört med oxzon) men kan sannolikt förklaras av den grova uppskattningen av uppehållstiderna.



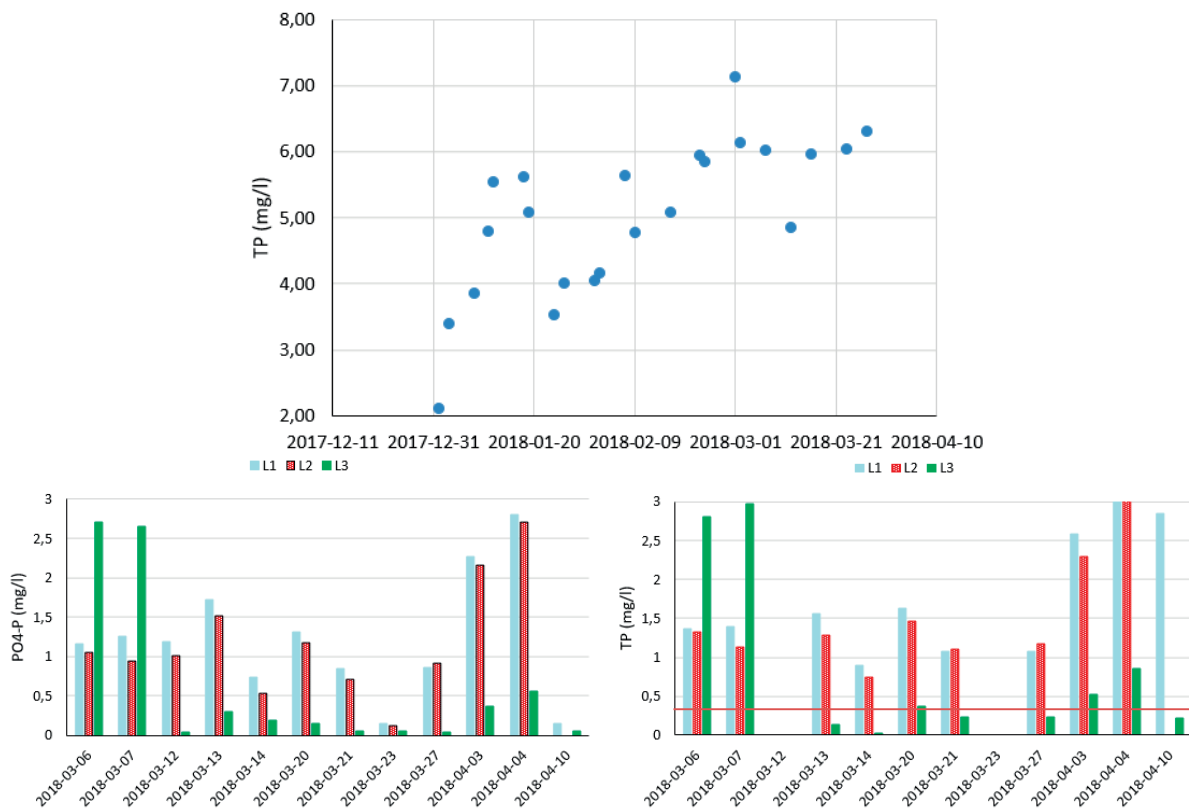
Figur 9.11. Fosfat- och nitratprofiler för ett grovt följt flöde genom biostegen. På x-axeln ses respektive provtagningszon (i ordning vänster till höger motsvarande zonerna: 2, LX-2, LX-3, LX-4 och LX-5) där proverna är inhämtade i slutet av respektive zon.

9.2.7 Lyxupptag

Medelfosforreduktionerna över år 2017 bestämda i avsnitt 9.2.3 för över biosteget samt för att nå utsläppskraven ger att fosforhalten som måste uppnås i slam är 4,3 respektive 4,4 mg TP/l. Fosforhalten i slam i förhållande till SS för både den 180301 och 180423, se bilaga 10 för halter, bestämdes till 0,7 %, alltså lägre än den 1,5 % som antas av Petersen (2003b) refererat i Salmonsson (2017) för endast assimilation. Detta är även långt lägre än det förhållande som beräknats utifrån COD/TP-kvoten utifrån dansk dimensionering till 2,5 %. Denna bestämda fosforslamhalt indikerar alltså inte bio-P men det är viktigt att påpeka att denna analys endast genomförts på två stickprov. Alltså även fast båda analyserna gav samma resultat finns risk för att någon typ av analysfel skett då halten är lägre än assimilation. Det hade därför varit av intresse att genomföra fler provtagningar både på samlat returslam, gärna innan rejektvattentillsättningen så utspädning minimeras fullständigt, och för returslam från vardera biolinje för jämförelse. Lyxupptag kunde av denna anledning, alltså faktumet att totalfosforhalten bestämdes till ett värde under vad som antas för assimilering, inte beräknas för verket.

9.2.8 Variationerna över tid enligt fosfattrender

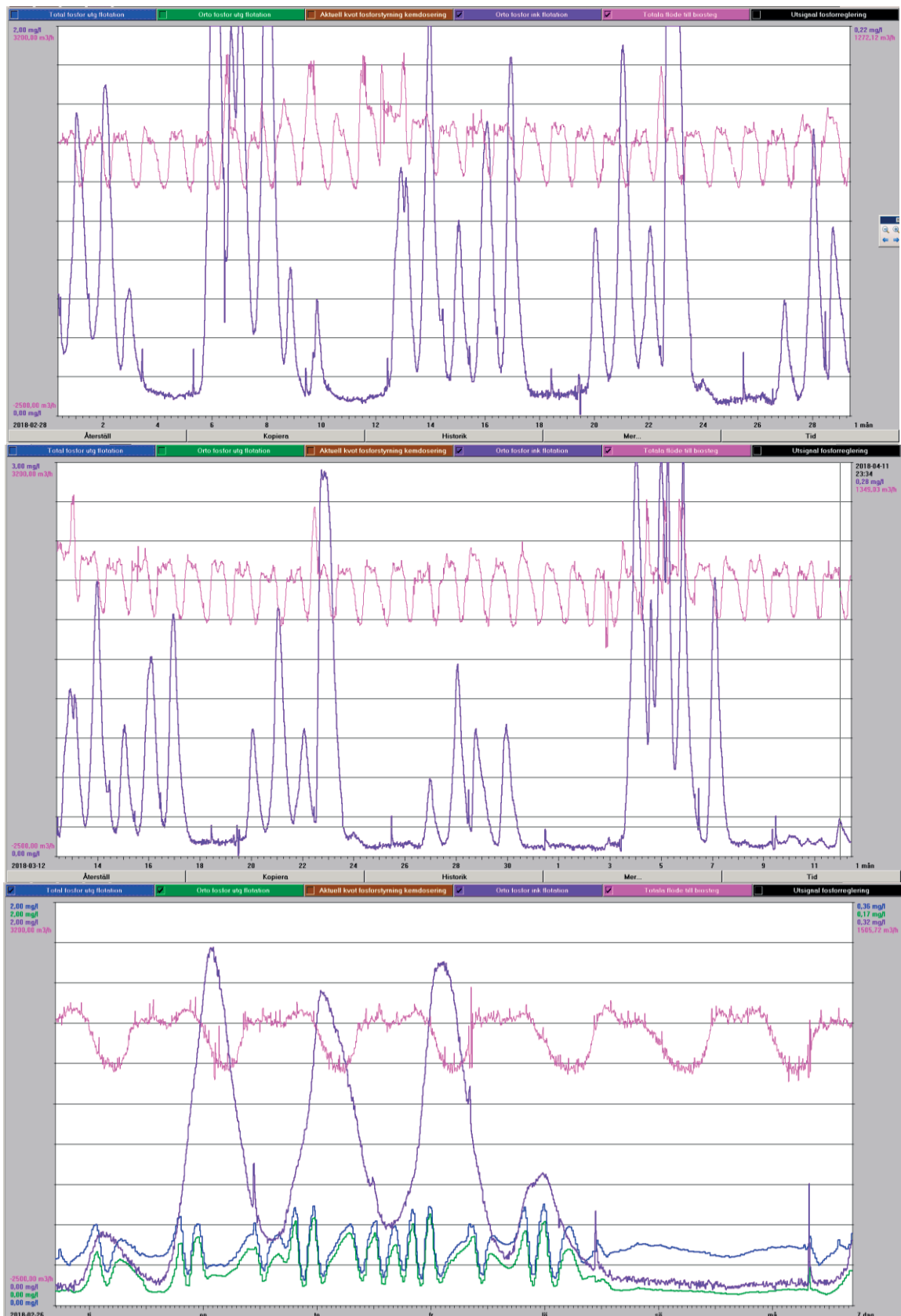
Sammanställning av dygnsprovtagning i provpunkt LX-5 med avseende på ortofosfat samt totalfosfor under en period kan ses i figur 9.12. Samma figur visar även till verket inkommande totalfosforhalter då dessa mätts under samma period, i figur 9.12. Inkommande TP-halt varierar tydligt med en successivt ökande belastning under perioden för uppstart för att under mars ofta ligga straxt över 6 mg/l. Detta är alltså högre än medelvärdet som bestämdes för år 2017 vilket bör gynna bio-P. I början av dygnsprovtagningen för biostegens utgående halter ses att L3 gick klart mycket sämre än L1 samt L2, något som dock ändrades drastiskt då anaerobzonen i L3 togs bort den 180308. L3 visar därefter med marginal bäst resultat medan L1 och L2 ger relativt lika resultat med L2 oftast alltid smått bättre.



Figur 9.12. Sammanställning av dygnsprovtagning för respektive biolinjes utgående fosforhalter (nederst). Överst ses de inkommande TP-halterna under våren, provpunkt 1, vilket har mätts som en del av verkets internkontroll. Den röda linjen vid TP=0,3 mg/l representerar den maximalt tillåtna utsläppshalten.

Reduktionsgrader över de olika linjerna är svåra att bestämma kontinuerligt över perioden eftersom utgående FS dygnsprovtagning med avseende på ortofosfat eller totalfosfor inte ofta sammanfaller med respektive linjes dygnsprovtagning. Men för exempelvis den 180320 varierar reduktionsgraden över biolinje L1 respektive L2 mellan 74-77 %. För L3 däremot ligger den på hela 97 %. Liknande för den 180321 ligger det på 82-84% för L1 och L2 respektive och för L3 på 99 %.

Tydligare dygns- samt veckovariationer för utgående fosforhalter kan ses på nästa sida i figur 9.13. Tydliga veckovariationer tycks alltid fås, där topparna i ortofosfat för det mesta alltid fås under veckans senare vardagar för att sedan stabiliseras över helgen. De största av svängningarna börjar cirka kl. 16-17 där topparna infinner sig kring straxt efter midnatt. Så pass tydliga återkommande svängningar tycks dock inte fås under veckorna för inkommande COD eller TP. Därför hade det varit av intresse att även undersöka VFA-variationen samt nitrathalter ut från ARPen under veckorna. Värt att tillägga är att framemot slutet av april erhöles mindre svängningar under de sämsta dagarna, eventuellt indikerandes att processen stabiliserats något.



Figur 9.13. Ortofosfattrender (lila) för samlat utgående biosteg, provpunkt 4, hämtade från verkets styrsystem (Johansson, 2018). Översta trenden visar variationerna en månad fram i tiden från den 180228, där de sista topparna motsvarar den tredje anhopningen av toppar i den mittersta trenden. Nederst ses en typisk kurva för ortofosfathaltens veckovariation.

9.2.9 Sammanställning av mätbara parametrar för bio-P-aktivitet

Tabell 9.2 ger en mer överskådlig sammanställning av hittills utvärderade parametrar gällande bio-P-aktiviteten som överlag tycks fortsätta uppvisa stora svängningar under veckorna, men där förbättring också ses, och där funktionen därmed kan betraktas som medel.

Tabell 9.2. Sammanställning av parametrar rörande bio-P-funktionen och deras förhållande till riktlinjer. Grönt och rött markerar bra respektive dåligt för bio-P-funktion. Gult markerar mitt emellan bra och dåligt.

	Resultat	Resultatets förhållande till riktlinjer
Fosfatavskiljning i biosteg	Se trender	Ostabil
COD/TP-kvot	56 g/g	Medel
Total metall/TP-kvot	1,2 mol/mol	Hög
TP-halt in till biosteg	5,29 mg/l	Medel-Hög
Mg & K in till biosteg	2,7 mg Mg ²⁺ /mg TP & 10,6 mg K ⁺ /mg TP	Hög
P-släppshastighet	10 mg PO ₄ -P / (g VSS·h)	Hög
Kolkälla in till biosteg från PSH	~40-50 mg HAc/L	På gränsen och varierande

9.3 Hydrolysfunktion

9.3.1 Hydrolyshastighet och utbyte SSH

Parametrar för bestämning av teoretisk hydrolyshastighet återfinns i bilaga 11. Hydrolyshastigheten för SSH den 180214 utifrån producerad och konsumerad COD samt utifrån frigjord ammonium beräknades till 0,041 g COD/(kg SS·h) respektive 0,026 g COD/(kg SS·h). Liknande blev hydrolyshastigheten för 180301 0,036 g COD/(kg SS·h) respektive 0,018 g COD/(kg SS·h). Då COD_{denitri} blev negativt beräknades hydrolyshastigheten enligt den första metoden med COD_{denitri} approximerad till 0. Det negativa värdet stammar sannolikt från faktumet att nitrathalterna både in och ut ur SSHn var nära noll och att tidsbegränsning medförde att flödet inte följdes genom processteget. Halterna är alltså inte fullständigt korrelerade till varandra och det antas att i princip ingen COD förbrukas för denitrifikation.

Utifrån metoden baserad på producerad och konsumerad COD kunde en COD-produktion bestämmas för den 180214 på 5,83 kg COD/dygn och för den 180301 på 5,78 kg COD/dygn. Tabell 9.3 visar fördelningen av denna producerade mängd COD där antagandet med ingen denitrifikation resulterar i en relativt stor överskottsproduktion. Antagandet att ingen denitrifikation sker är förmodligen dock inte helt godtagbar eftersom nitrathalt ut vid ett av tillfällena översteg 0,5 mg NO₃-N/l. Om flödet följdes mer exakt för exempelvis denna högre nitrathalt hade denitrifikation förmodligen kunnat påvisas.

Tabell 9.3. Andel producerad COD som utgörs av överskott (+), vad som förbrukats vid denitrifikation (denitri) samt vad som tagits upp vid P-släpp (PAO) baserat på den totala hydrolyshastigheten 0,041 g COD/(kg SS·h) för den 180214 och 0,036 g COD/(kg SS·h) för den 180301.

	Datum	Fördelning av producerad COD (%)
COD ₊	180214	68
	180301	59
COD _{denitri}	180214	-0,7; approximeras till 0
	180301	-2; approximeras till 0
COD _{PAO}	180214	32
	180301	41

Baserat på enbart överskottsproduktion av COD fås ett COD-utbyte för den 180214 på 3,0 % medan totalt COD-utbyte hamnar på 4,5 %. För den 180301 fås liknande ett COD-utbyte på 2,6 % respektive 4,4 %.

Tidigare studier av Jönsson och la Cour Jansen (2006) samt Salmonsson *et al.* (2017) uppvisade hastigheter i storleksordningen 0,2-2,0 g COD/(kg SS·h) och utbyten mellan 0,2-4,4%. Slutsatsen kan dras att här erhållna utbyten är i samma storleksordning men att SSHn har en låg hydrolyshastighet. Vidare kan också konstateras att hastigheterna erhållna med de olika metoderna stämmer relativt väl överens. Eftersom ammoniumanalysen är både snabb, enkel och mer miljövänlig kan denna därför vara en god metod att använda för eventuell fortsatt övervakning av hydrolysfunktionen hos SSH. Dock bör detta först styrkas genom att bestämma COD/NH₄-N-kvot och undersöka så denna är konstant över tid. Vid fortsatt användning av ammoniumanalysen bör denna kvot också fortsätta kontrolleras kontinuerligt. Även samtliga COD-utbyten hamnar i samma storleksordning som för Salmonsson *et al.* (2017) samt Jönsson och Jansen (2006). Slutsatsen som kan dras här är att utbytet är relativt högt, speciellt med tanke på att både försedimentering och kväverening förekommer på verket.

Som tidigare nämnts bör flödet till SSHn begränsas om nitrathalterna i returslam ligger uppemot 5-15 mg/l NO₃-N och även fast nitrathalterna in till SSHn tycks variera något påvisades inte så pass höga halter. Alltså behövs inte flödet till SSHn begränsas. Trots att samtliga ovan mätningar ger en indikation på hur situationen ser ut krävs även här fler undersökningar under alla årstider och dygnets alla timmar för att få en fullständigt representativ bild.

9.3.2 Slamåldrar

Parametrar som använts för att beräkna slamåldrar återfinns i bilaga 12. Tabell 9.4 ger en överblick över bestämda slamåldrar, deras förhållande till riktvärden samt vilka ändrade parametrar som påverkat de olika slamåldrarna mellan olika tidpunkter. Processen drevs i januari 2018 i medel med en total slamålder på 11,4 dagar och för den 180301 är denna 13,8 dagar, vilket båda är lägre än vad som brukar användas för en process som inkluderar kväverening. Dock är, som tidigare nämnt, en total slamålder på under 20 dagar positivt med avseende på hydrolysutbyte. Detta är alltså sannolikt orsaken till varför COD-utbytet, beräknat i tidigare avsnitt, är så pass högt även med en hydrolyshastighet som kan betraktas som låg.

Antaget att den sista zonen i ARPEn inte blir anaerob så fås en i princip hälften så stor anaerob slamålder jämfört med om den kan antas bli anaerob. Oavsett så främjar den anaeroba slamåldern på cirka 2,2-2,6 dagar inte tillväxt av metanogener eftersom det för samtliga fall är väl inom det övre riktvärdet. Detta är även positivt med tanke på faktumen att metanogener

också resulterar i växthusgasutsläpp samt försämrade arbetsmiljö. Anaerob slamålder låg alltså inte nära det övre riktvärdet innan anaerobzonen i L3 togs bort. Eftersom avskaffandet av denna zon ändå tycktes ha positiv effekt på bio-P kan det anas att detta förmodligen stammar i den då förbättrade denitrifikationen, vilket diskuteras ytterligare i avsnitt 9.5.2-9.5.3.

Huruvida den anaeroba slamåldern är för låg bestäms av hur stort lyxupptag som krävs, vilket inte kunnat bestämmas här eftersom TP i slam vid analys blir orimligt lågt. Denna parameter diskuteras därför främst utifrån senare framtagna optimala kvoter baserade på dimensioneringsriktlinjer. Den anaeroba slamåldern för SSHn på maximalt 1,5 dagar kan betraktas som låg även fast HRTen är precis inom riktvärdet.

Luftad slamålder för januari beräknades till 6,9 dagar, alltså knappt över den lägsta luftade slamåldern (4 dagar) uppgiven för att fosforupptag ska hinna ske vid 10°C. Beräknas den luftade slamåldern för den 180301 överstigs dock denna gräns med lite marginal. I fallet för huruvida den luftade slamålder är tillräcklig för vad som beräknats krävas för nitrifikation ses att den legat bra till för både januari och den 180301. När anaerobzonen i L3 tagits bort till förmån för anoxzon (se värde för 180308) ligger dock den luftade slamåldern på gränsen till vad som beräknats krävas för nitrifikation. Eftersom denna beräkning dock är högst temperaturberoende och en ökning till exempelvis 14°C, vilket förmodligen skedde rätt snart i och med säsongskiftningen, beräknas endast 5,4 dagar krävas.

För att titta på mer optimal konfiguration skulle det vara av intresse att använda sig av modellering istället för statiska beräkningar. Detta gäller både för att se till optimala slamåldrar samt hur olika exempelvis nitrat-, fosfat- eller COD-halter påverkar processen. I kort kan det konstateras att då det är svårt att ändra på de faktiska volymerna bör man eventuellt se till olika SS-halter samt flöden i de fall dessa kan styras för att försöka optimera slamåldrarna samt, som nämns senare, processkvoter.

Tabell 9.4. Olika approximativa slamåldrar under första halvåret 2018. Värdet i SRT_{ana} är antaget att anoxzonen i ARPen inte hinner bli anaerob. För luftad slamålder syns den lägsta luftade slamåldern som krävs för nitrifikation enligt ATV-riktlinjer inom parentes.

	SRT _{tot} (d)	SRT _{ana} (d)	SRT _{luftad} (d)	SRT _{SSH} (d)	Processändring från senast bestämda slamålder
Jan-18	11,4	2,0	6,9 (6,6)	1,1	-
180301	13,8	2,6	8,4 (6,6)	1,5	Ingen
180308	13,8	2,2	6,0 (6,6)	1,5	Anaerobzon i L3 bort
Riktvärde	20-30 för verk med kväverening	< 3,5-6	P-upptag >4	2-3 < SRT < 7-8	-

9.3.3 Sammanställning av mätbara parametrar för hydrolys

Tabell 9.5 ger en mer överskådlig sammanställning av olika parametrars inverkan på hydrolysfunktionen samt i vissa fall bio-P.

Det kan konstateras att det är lite oklart hur nitrathalterna faktiskt varierar in till biosteget. I de fall då detta beräknats fullständigt har det skett utifrån stickprov och tycks ha sammanfallit med förhöjda nitrathalter ut från både SSH och ARP. I de fall reningsverket genomfört extra stick- och dygnsprov uppvisades inte lika höga halter, och vid flera tillfällen inte alls över gränsnivån. I dessa fall mättes dock inte nitratnivå ut ur SSHn vilket gör det problematiskt att beräkna nitratnivån in till biosteget. Dock kan det antas att nivåerna in till biostegen vid dessa tillfällen inte riskerar att långt överstiga gränsvärdet på 0,5 mg/l, därav den gula markeringen i tabell 9.5.

Tabell 9.5. Sammanställning av parametrar rörande hydrolysfunktion och deras förhållande till riktlinjer. Grönt och rött markerar bra respektive dåligt för hydrolysis och för bio-P. Gult markerar mitt emellan bra och dåligt.

	Resultat	Resultatets förhållande till riktlinjer
Total hydrolyshastighet för SSH	~0,03 g COD/(kg SS·h)	Låg
Totalt COD-utbyte för SSH	4,4-4,5 %	Hög
NO ₃ -N in till biosteg	(~0,3-)1,7 mg/l	Medel-Hög
Försedimentering	Ja	Föredras ej
Total slamålder	13,8 dagar	Låg
Anaerob slamålder	2,2 dagar	Se dimensionering

9.4 Dimensionering

9.4.1 Diverse dimensioneringskvoter

Samtliga dimensioneringskvoter för den 180301 sammanställs i tabell 9.6. Med utgång i ovan redovisade slamåldrar kan SRT_{ana}/SRT_{tot} -kvoten beräknas för exempelvis den 180301 till 0,2 d om ARPens sista zon inte antas bli anaerob. Jämfört med den SRT_{ana}/SRT_{tot} -kvot som enligt dimensioneringsriktlinjer är nödvändig för 90 % avskiljning, vilken beräknats till 0,2 d/d, är denna precis på gränsen. Vid borttagandet av anaerobzonen i L3 blir skillnaden mellan dimensionerad data och processdata endast marginellt större. Det finns dock också andra processteg som potentiellt verkar anaerobt, exempelvis förtjockaren där rejektvattensflödet leds tillbaka. Därför bör nog speciellt denna kvot eventuellt undersökas vidare.

SRT_{SSH}/SRT_{tot} -kvoten för den 180301 hamnar på 0,1 d/d vilket kan jämföras med SRT_{ana}/SRT_{tot} -kvoten vilket indikerar att SSHn utgör en relativt stor del av totala anaerobvolymen tillgängliga för P-släpp.

Utifrån den nödvändiga SRT_{ana}/SRT_{tot} -kvoten kan teoretisk SSH-volym förutsatt att ingen anaerobzon finns i huvudströmmen beräknas utifrån dansk dimensionering till cirka 1300 m³. Detta är alltså endast straxt över verkets faktiska SSH-volym, beroende på om erhållen volymdata för SSHn är fullständigt korrekt. SSH kan alltså, om den fås till att fungera optimalt, nästan vara tillräcklig för processen. Volymen bör alltså säkerställas genom att eventuellt mäta för tömd bassäng. Slutsatsen är sålunda att annan anaerob volym är marginellt nödvändig för fungerande bio-P. Det rekommenderas därför inte att eventuellt ytterligare korta ner anaerobzon i huvudlinjen förrän ytterligare undersökningar har genomförts vid verket.

Försök där SSHns uppehållstid har varierats mellan 15-40 h har genomförts varifrån SSH-uppehållstiden på ett dygn har setts fungera för verket⁸. Nuvarande HRT för SSH är 20-24 h, vilket faller precis inom den lägre gränsen för vad som betraktas som optimalt (24-30 h). Detta som resultat av att flödet till SSHn är i det undre spannet för vad som betraktas som optimalt.

Antaget att HRT är 24 h och att flödet genom SSHn därför är cirka 50 m³/h kan Q_{SSH}/Q_{RAS}-kvoten uppskattas för den 180301 till cirka 4,6 % vilket är inom rekommenderade dimensionerade värden men där utrymme finns för ett högre flöde. Då detta dock hade resulterat i att HRT fallit utanför rekommenderat värde är detta inte att föredra så för förbättrad sidosrömshydrolys krävs förmodligen en större SSH-volym.

Tabell 9.6. Framtagna kvoter för den 180301 som påverkar bio-P-funktionen jämfört med nödvändiga kvoter enligt dimensioneringsriktlinjer om tillgängligt. Värdet för SRT_{ana}/SRT_{tot} är antaget att anoxzonen i ARPen inte hinner bli anaerob.

	Kvot utifrån data	Kvot enligt dimensioneringsriktlinjer
SRT _{ana} /SRT _{tot}	0,2 d/d	0,2 d/d
SRT _{SSH} /SRT _{tot}	0,11 d/d	-
Q _{SSH} /Q _{RAS}	4,6 %	4-10 %

9.4.2 Jämförelse av bio-P- och hydrolysfunktion med dimensioneringen

I tabell 9.7 sammanställs diskuterade dimensioneringskvoter samt andra parametrar som influerar på hydrolys- och bio-P-funktionen. Då den ej optimalt fungerande bio-P-funktionen ändå förbättrats avsevärt under perioden markeras denna som gul. SRT_{ana}/SRT_{tot}-kvoten på 0,2 dagar är, med tanke på att extra anaerobzon eventuellt är tillgängligt i ARPen under delar av dygnet, inte för långt ifrån dimensioneringsriktlinjer och sätts därmed till medel. HRT för SSHn bestämdes som tidigare beskrivits till 20-24 h och då denna inte bör inte understiga 24 h har en halvgulgrön markering använts.

Tabell 9.7. Jämförelse av dimensioneringsparametrar med hydrolys- och bio-P-funktion. Grönt och rött markerar bra (inom dimensioneringsvärde) respektive dåligt (utanför dimensioneringsvärde). Gult markerar mitt emellan.

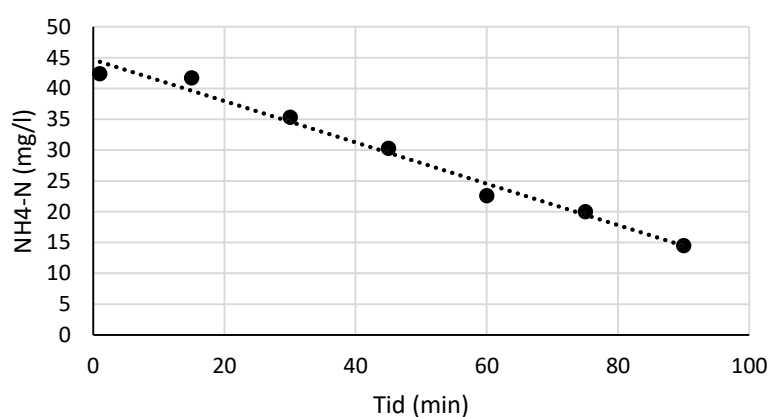
	Resultat	Resultatets förhållande till riktlinjer
Bio-P-funktion	Se respektive avsnitt	Ostabil
Hydrolysfunktion	Se respektive avsnitt	Låg-Medel
SRT _{ANAEROB} /SRT _{TOTAL}	0,2 dagar	Ok
TP i slam	0,7 %	Låg
Q _{SSH} /Q _{RAS}	4,6 %	Ok
HRT (SSH)	20-24 h	24 h = nedersta gräns

⁸ Lars-Gunnar Johansson, miljö- och processingenjör LBVA. Personlig kommunikation den 180301.

9.5 Utvärdering av nitrifikations- samt denitrifikationsfunktionen i ARPen

9.5.1 Nitrifikationsförsök

Samtlig data för nitrifikationsförsöket återfinns i bilaga 13 där figur 9.14 åskådliggör hur ammoniumkoncentrationen varierar under nitrifikationsförsökets gång. Som ses fås en tydlig rät linje med ett R^2 -värde på cirka 0,98, indikerandes ett förhållandevis litet fel i ammoniumkoncentrationerna. Med utgång i den räta linjen erhöles en nitrifikationshastighet på 4,2 mg $\text{NH}_4\text{-N}/(\text{g VSS}\cdot\text{h})$, vilket är klart högre än det typiska 2,0 mg $\text{NO}_{2+3}\text{-N}/(\text{g VSS}\cdot\text{h})$ som brukar anges vid 20°C. Då nitrifikationshastigheten bestämdes användes som sagt ammoniumhastigheten vilket, eftersom ammonium också frigörs vid hydrolys av organiskt material, kan medföra att denna hastighet skiljer sig något från nitrifikationshastighet baserad på nitrit-/nitrat/hastigheten. Eventuella felkällor diskuteras mer i detalj i avsnitt 9.5.2.



Figur 9.14. Ammoniumhaltens variation under nitrifikationsförsöket genomfört med slam från ARPen inhämtat den 180320. Linjär regression med avseende på tid i timmar resulterar i följande ekvation:

$$y = -20,134x + 44,691$$

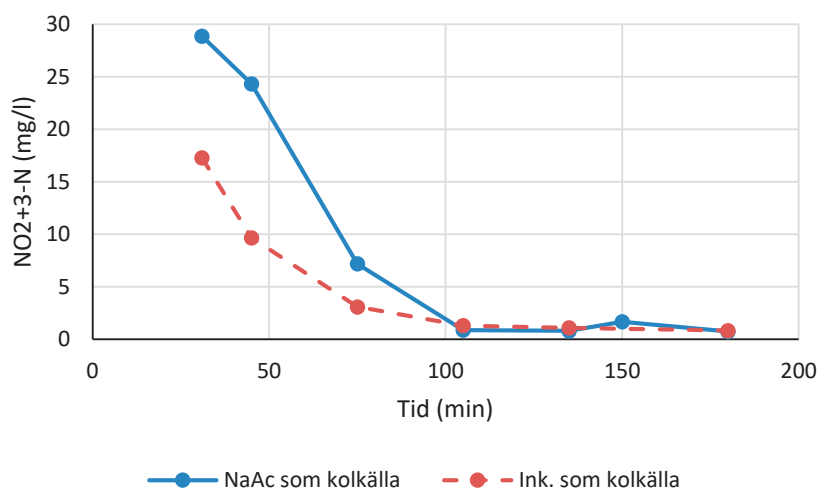
9.5.2 Denitrifikationsförsök

Samtlig data för denitrifikationsförsöken återfinns i bilaga 14 och figur 9.15 nedan åskådliggör hur den summerade nitrat- och nitritkoncentrationerna varierar efter tillsatts av kolkälla under denitrifikationsförsökets gång. Olika denitrifikationshastigheter fås under försökets gång, vilka sammanställs i tabell 9.8, eftersom kolkällans lättnebdrytbarhet förändras. I teorin bör hastigheten för försöket med NaAc som kolkälla vara maximal tills den endogena hastigheten fås. I figuren, och ännu tydligare om nitrat- och nitritkoncentrationerna plottas var för sig, ses dock att två olika hastigheter tycks fås innan övergång sker i den endogena hastigheten. Den maximala hastigheten för NaAc bestäms till 9,42 mg $\text{NO}_{2+3}\text{-N}/(\text{g VSS}\cdot\text{h})$ vilket kan betraktas som högt enligt Henze *et al.* (1995) men inte onormalt högt enligt Gillberg *et al.* (2003).

För försöket med inkommande vatten som kolkälla fås den maximala denitrifikationshastigheten till 18,6 mg $\text{NO}_{2+3}\text{-N}/(\text{g VSS}\cdot\text{h})$, något som kan betraktas som orimligt högt. Om den maximala hastigheten skulle bestämmas utifrån de tre första punkterna, istället för endast de första två, fås en hastighet på cirka 10,5 mg $\text{NO}_{2+3}\text{-N}/(\text{g VSS}\cdot\text{h})$. Denna indelning ger alltså ett värde som fortfarande är att betraktas som högt men mer rimligt. När det kommer till de endogena hastigheterna kan slutsatsen dras att dessa inte heller tycks stämma fullständigt överens mellan försöken. Vid genomförande av eventuella nya denitrifikationsförsök skulle det rekommenderas att även följa COD under försökets gång. Detta för att bekräfta när eventuell

kolkällebrist riskerar begränsa försöket. Detta skulle också tydliggöra huruvida mängden kolkälla som används till försöket bör ökas vid ytterligare försök. Vidare skulle det även kunna undersökas hur olika ursprungshalter av nitrat och nitrit påverkar försöket.

Något som kan ha haft stort inflytande på hastigheterna är eventuella små fel i bestämningarna av SS- och VSS-halter, där hastigheterna påverkas till stor utsträckning av små avvikelser i dessa. Förutom svårigheter att pipettera en exakt volym slam och risken för diverse andra potentiella handhavandefel kan bestämningen även bli missvisande beroende på provets beståndsdelar. Vid torkningen kan exempelvis lättflyktiga organiska substanser avdunsta och vid glödningen kan vissa oorganiska föreningar sönderdelas för att sedan avgå till luft. Faktum är att vid bestämning av SS/VSS i dessa försök genomfördes, i brist på bättre vetande, inte triplikat av varje analys, något som rekommenderas. I försöket med NaAc som kolkälla användes enbart duplikat i enlighet med Västra strandens metod för SS-bestämning. För det andra denitrifikationsförsöket togs på den utspädda lösningen dessutom endast ett prov och VSS-bestämningen kan därmed vara felaktig. Om man emellertid räknar på utspädningen och jämför med SS- samt VSS-resultat för det utspädda slammet, alltså före försöket, framstår resultatet emellertid som rimligt. Speciellt med avseende på att tillsatt kolkälla innehåller diverse partiklar och bör därför inte motsvara en lika stor utspädning som räknat med. Ytterligare felkälla kan ha sitt ursprung i faktumet att spädning krävdes för flertalet nitrit- och nitratprover för att analysresultatet skulle hamna inom mätintervallet.



Figur 9.15. Denitrifikationsförsök med slam från ARPen inhämtat den 180320 med olika kolkällor.

Tabell 9.8. Denitrifikationshastigheterna för denitrifikationsförsöken användandes olika kolkällor. Det ses också vilken indelning som genomförts i enlighet med figur 9.15 för bestämningen.

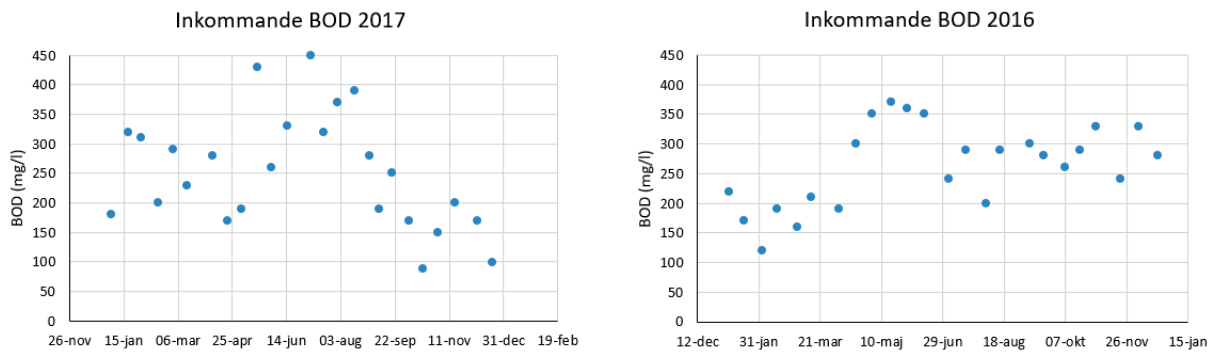
	Denitrifikationshastighet för olika kolkällor (mg NO ₂₊₃ -N/(g VSS·h))			
		NaAc		Inkommande
Mätpunkter mellan vilka hastigheterna är beräknade	Punkt 1-3	9,42	Punkt 1-3	10,5
	Punkt 3-4	3,92	Punkt 4-5	2,03
	Punkt 4+5+7 (endogen)	0,037	Punkt 5-7 (endogen)	0,21

9.5.3 Denitrifikationsvolym & C/N-kvot i ARP

Med utgång i den maximalt erhållna denitrifikationshastigheten vid 20°C för lättnedbrytbar kolkälla och nitrathalter för den 180301 beräknas den nödvändiga anoxvolymen för denitrifikation i ARP:n till 550 m³. Detta motsvarar cirka 20 % av den faktiskt tillgängliga volymen på reningsverket. Denitrifikationshastigheten kommer dock ytterst sällan vara så pass hög som i denna beräkning. Exempelvis resulterar en denitrifikationshastighet på 2 mg NO₂₊₃-N/(g VSS·h) i en nödvändig volym på cirka 2480 m³. Sett till dessa försök, faktumet att samtlig kolkälla inte ofta är så pass lättnedbrytbar, varierande belastning samt att vattentemperaturen kan krypa ner till uppskattningsvis lägst 10°C tycks nuvarande volym på ARP:n anoxzon vara rimlig. Befintlig volym borde alltså i de flesta fall ej vara begränsande för fullständig denitrifikation. Detta baseras dock på antagandet att zonen är totalomrörd och att hela volymen därmed blir nyttjad.

C/N-kvoten är som nämnt också central för effektiv denitrifikation. I figur 9.16 åskådliggörs de externa analyser som genomförts med avseende på BOD under de senaste två åren. BOD-medelvärdet för 2017 och 2016 uppgår till cirka 230-250 respektive 250-260 mg/l. Inkommande COD-halter är något som kontinuerligt mäts internt på verket och genom den generella omvandlingen beskriven i avsnitt 4 motsvarar inkommande COD-medelvärde under 2017 ungefärligt 250-320 mg BOD/l. Alltså tycks användandet av omvandlingsfaktorn på 2,5 i ekvation (1) stämma bra överens för verket. Sett till denna genomsnittligt inkommande BOD-halt och diverse nitrathalter inkommande till anoxzon, bestämda under den 180301, kan C/N-kvoten uppskattas till cirka 3,6 kg BOD/kg N. Detta är alltså lägre än det lägsta värdet, 4 kg BOD/kg N, som statueras krävas för effektiv denitrifikation. Möjligheten att öka flödet av kolkälla till anoxzonen finns och är därmed något som bör övervägas. Sett till dessa överslagsberäkningar krävs inte heller en stor ökning; en ökning till 260 m³/h skulle resultera i en ungefärlig kvot på 4,6 kg BOD/kg N. Vid eventuell effektivare denitrifikation ökar också sannolikheten att zonen oftare skulle kunna bli anaerob och därmed emellanåt fungera som en extra hydrolysvolym. Förutsatt att här producerad VFA inte går förlorad i och med oönskad luftning skulle detta alltså bidra med extra VFA till biosteget.

Allt som allt finns det utrymme för att undersöka ARP:n ytterligare, exempelvis med avseende på timvariation för utgående nitrathalt. En mer utförlig provtagning för utgående ARP skulle även kunna indikera huruvida det kan vara skäligt att investera i eventuell kontinuerlig nitrattmätning i denna punkt. Det rapporteras dock vara svårt med onlinemätningar för nitrathalter i området < 0,5 mg/l (Borglund, 2004b). Därför bör man istället överväga att utöka provtagningsprogrammet för internkontroll så att nitralthaltsvariationen kontrolleras mer frekvent för inkommande anaerobzon samt utgående anoxzon i biostegen.



Figur 9.16. Externa analysresultat av till Västra stranden inkommande BOD för åren 2016-2017.

9.6 Övrig diskussion

Som tidigare nämnt statueras en av nackdelarna med primärslamshydrolys i huvudflödet vara att det finns risk för att överbelasta biosteget vid höga inflöden. Vid Västra stranden sker dock bräddning automatiskt innan FS vid en nivå som biosteget har uppskattats klara av. Flödesgränsen under början av projektet var satt till 2800 m³/h men sänktes alltså under uppstart av bio-P till 2400 m³/h, vilket är vad biosteget har tidigare uppskattats klara. PSHn har därmed mindre nackdelar än vad som normalt brukar anges och är på så sätt ett livskraftigt alternativ utöver endast sidostromshydrolysen, vilken har setts är otillräcklig på egen hand. SSH ger dock en mer jämn VFA-tillförsel, vilket är viktigt för en stabil bio-P-process, och som setts här fungerar som zon för fosforsläpp.

Gällande dimensioneringsriktlinjer för SSH rapporterar flertalet källor att ytterst lite finns dokumenterat, varför en stor del av detta arbete har baserats på rapporten av Salmonsson *et al.* (2017) som fokuserar på just SSH-optimering. När det kommer till vissa statuerade riktlinjer har dock lite skilda uppgifter ibland hittats, exempelvis rörande optimal uppehållstid i SSH. Riktlinjen för uppehållstid på 24-30 h är vad som valdes att användas i detta projekt eftersom dessa värden är baserade på fullskaliga försök vid reningsverk i Danmark. Hur som helst indikerar det även att den optimala uppehållstiden kan variera. Angående flertalet av SSH-beräkningarna, främst avsnitt 6, ger flera av de genomförda antaganden enligt Petersen (2003b refererat i Salmonsson *et al.*, 2017) liknande resultat som vid användande av riktlinjer från ATV-DVWK (2000). De antaganden som gjorts gällande de specifika beräkningarna kan därmed anses goda.

Vid tidigare driven PSH har slamnivå upp till och med 1 m i FS visat sig gynnsam för bio-P, resulterandes i en uppehållstid i FS på cirka 24 h och cirka 70 mg HAc/l ut⁹. Som har setts i detta projekt har sådana höga VFA-halter inte kunnat påvisas och VFA/fosfor-kvoter tycks kontinuerligt ligga på gränsen. Som nämnts erhöles exempelvis en mer stabil bio-P-process framemot slutet av april, vilket tycks sammanfalla med då VFA/fosfor-kvoten ligger precis över vad som anses stabilt. Dock kan den höjda temperaturen som medför snabbare denitrifikation, vilket minimerar risken för störande nitratillförsel, också ha influerat förbättringen. Extern tillsats av kolkälla skulle eventuellt kunna användas för att ytterligare indikera om processen (utan andra ändringar) fungerar som önskat med endast extra tillförsel av kolkälla. Eftersom inköp av exempelvis ättiksyra dock rapporteras vara dyrt är ett sådant experiment emellertid svårt att genomföra. Optimalt vore också om pumpen i PSH styrdes på flöde och att

⁹ Lars-Gunnar Johansson, miljö- och processingenjör, & Henrik Mollgren, drifttekniker, vid LBVA. Diskussion den 180214.

pumpningen skedde kontinuerligt, istället för den nuvarande intermittent-drivna pumpning som riskerar att ge ojämn tillförsel av VFA till biosteget. Dessutom bör man försöka reglera fördelningen över de olika FS-bassängerna så att en konstant uppehållstid fås. För som setts av de låga utgående VFA-halterna bör hydrolysfunktionen för PSH överlag försökas förbättras om sidoströmshydrolysen inte visar sig kontinuerligt kunna tillgodogöra processen.

För att bättre kunna utvärdera och övervaka processen skulle det exempelvis rekommenderas att införa flödesmätning för SSH-flödet. Detta skulle underlätta eventuell framtida modellering eller vidare beräkningar eftersom färre antaganden behöver göras. Vidare rörande SSHn kan det misstänkas att dennas utformning till viss del resulterar i ett pluggflöde, något som skulle kunna utvärderas ytterligare med framtida studier huruvida pluggflöde är att föredra. I slutet av april rapporterades även större förekomst av flytslam, vilket också bör ses över huruvida detta kan ha koppling till nuvarande processkörning.

I teorin var det bra att vänta med uppstarten av PSH eftersom mindre VFA då skulle kunna finnas tillgängligt för att gynna GAO. Gällande denna mikrobiella konkurrens kan det dock nämnas att GAO sällan tycks gynnas under förhållandena som råder i Sverige. Detta projekt har som sagt indikerat en bra PAO-population vilket dock skulle kunna undersökas vidare med exempelvis FISH-karakterisering. Nackdelen med denna teknik är dock att samtliga GAO inte alltid täcks in av analysen som därför riskerar bli missvisande.

Faktumet att luftningen i biostegen reglerar på syrehalt minskar risken för överluftning. Gällande den ansträngda luftningen i oxzon i ARP kanske denna skulle kunna förbättras med införande av omrörare i oxzonen. ARPen antas i detta projekt dessutom vara totalomblandad vilket eventuellt bör undersökas närmre så att inget pluggflöde eller kortslutningsströmmar existerar, vilket dock sett till zonernas volym upplevs som mindre sannolikt.

I detta projekt har sammansättningen för rejektvatten från slamavvattningen inte undersökts och då detta leds tillbaka till ARPen kan det vara användbart att veta mer exakt vilka tillskott som fås av denna ström. Faktumet att denna rejektvattenström går att styra gör att man även bör överväga att under hög kvävebelastning undvika att köra denna ström till ARPen. Eftersom järnsulfat i nuläget tillsätts vid avvattningen undviks eventuell internbelastning av fosfor men nackdelen är att man får riskerar få eventuell kemikalietillsats. Just eftersom rejekt från slamavvattningen så småningom leds tillbaka till biosteget riskeras i vanliga fall rundgång av fosfor. I fallet för Västra stranden medför dock tillsättningen av järnsulfat att sådan rundgång undviks.

I och med den oftast lägre kemikalieförbrukningen vid bio-P-drift, som är en både ekonomisk och miljömässig fördel, undviks eventuell ökning av salinitet som annars riskeras med de negativa jonerna hos fällningskemikalierna, exempelvis sulfat- och kloridjoner. Faktumet att fosforkoncentrationen ofta är högre hos bio-P-slam ökar också slammets brukbarhet när det kommer till användning som gödsel, där fosfor dessutom lättare kan avskiljas från slammet. Som har setts under detta projekt är en stor nackdel dock att reningsprocessen blir mer känslig för förändringar i exempelvis kolkälla samt organisk belastning och fosforbelastning. Det bör också påpekas att slamhydrolys, som ofta krävs i de fall bio-P drivs, riskerar minska utvinningen av metan i slambehandlingen vilket används för produktion av el och värme. Relativt lång tid krävs också ofta för uppstart av bio-P-processen och då den under drift också är känsligare kan den också kräva ökad övervakning vilket är en kostnad i sig. Med biologisk fosforering riskeras också struvitbildning i högre grad eftersom det för detta krävs tillgänglighet av löst fosfor, något som fällningskemikalierna annars binder upp. Faktum är att

framemot slutet av april rapporterades struvitbildning i Västra strandens värmeväxlare, lokaliserat vid slambehandlingen, och är sannolikt en följd av omställningen till bio-P.

Slutligen ska det även poängteras att eftersom slammet från bräddning går in till FS riskeras bio-P-funktionen påverkas negativt vid körning av denna bräddvattensanläggningen eftersom det slammet innehåller fällningskemikalie. Ju mindre bräddvattensanläggningen går ju mindre eventuella störningar i form av fällningskemikalie kan alltså förväntas för bio-P.

10 Slutsatser

Uppstart av bio-P under våren 2018 har visat på en tydlig förbättring i fosfatsläppshastighet för returslam, indikerandes att processens nuvarande utformning har resulterat i utveckling av en livskraftig population av PAO. Biozonernas nuvarande volymindelning tycks alltså vara funktionell med hänsyn till bio-P och PAO har främjats efter borttagning av hämmande fällningskemikalie. Det stora driftsproblemet har visats ligga i veckovis erhållna fosfortoppar, ett fenomen inte helt ovanligt när det kommer till drift av bio-P. Dock brukar det snarare talas om exempelvis måndagsfosfortoppar, som en följd av överluftning i och med minskad organisk belastning vilket är vanligt förekommande för helger. Överluftning tycks emellertid inte vara problemet för Västra stranden utan det som tycks begränsa bio-P-funktionen är snarare andra parametrar. Främst tycks det vara den eventuellt otillräckliga tillgången på kolkälla och den oönskade förekomsten av nitrat, som visats förekomma i vissa processteg, som ger en ostabil bio-P-drift med varierande fosforavskiljning.

Sidoströmshydrolysen på verket är nödvändig för erhållandet av ett tillräckligt fosforsläpp och är endast på marginalen för lågt dimensionerad för att på egen hand producera tillräcklig mängd VFA för processen. Eftersom hydrolyshastigheten för sidoströmshydrolysen dock också visat sig låg synes en fungerande primärslamshydrolys nödvändig för att erhålla en tillräckligt hög VFA-halt med aktuell fosforbelastning. Resultaten erhållna i detta projekt indikerar att verkets primärslamshydrolys uppvisar låg VFA-produktion och att bio-P därmed eventuellt begränsas av inkommande VFA/fosfor-halt. Därför rekommenderas det att primärslamshydrolysen ses över bland annat med avseende på en jämnare recirkulationspumpning av slam för urtvättning av VFA. Dessutom bör det ses över huruvida slamnivån kan ökas och om en jämnare flödesfördelning kan erhållas mellan de olika försedimenteringsbassängerna. Likaså bör ursprunget till den låga hydrolyshastigheten för sidoströmshydrolysen vidare utvärderas, där processtegets eventuella pluggflöde bör ses över. Vid eventuell framtida optimering rekommenderas det därför att biostegets ingående VFA/fosfor-halter fortsätter att övervakas. Införande av flödesmätning på både flödet för sidoströmshydrolysen och för respektive försedimenteringsbassäng skulle även underlätta eventuell fortsatt övervakning och utvärdering av processen. Implementeringen av sådan flödesmätning kan dock vara praktiskt problematisk. Dessutom bör förstås diverse fall som resulterar i oönskad syresättning byggas bort, om inte annat åtminstone det fall för inkommande flöde till L2.

Även med jämförelsevis hög nitrifikations- samt denitrifikationssshastighet för slam på verket har oönskat höga nitrathalter stundom påvisats in till biosteget. Massbalans över ARP indikerar att avsedd anoxvolym bör vara tillräcklig för att erhålla fullständig denitrifikation men däremot indikerar beräkningar att C/N-kvoten kan vara otillräcklig. Eftersom flödet som leds till anoxzon i form av kolkälla kan varieras och beräkningar visar på att endast en jämförelsevis låg ökning av flödet skulle vara tillräcklig är detta något som borde övervägas. Innan detta genomförs bör dock ytterligare provtagning, exempelvis timprovtagning över både vecko- och helgdagar, genomföras över ARP. Om möjligt att genomföra skulle därtill införandet av mer kontinuerlig kontroll av nitrathalter för åtminstone utgående ARP rekommenderas.

Med hänsyn till att reningsverket även innefattar biologisk kväveavskiljning drivs processen med en förhållandevis låg total slamålder. Utan minskade luftade zoner till förmån för utökade anoxzoner beräknas luftad slamålder vara med liten marginal tillräcklig för nitrifikation enligt tysk dimensioneringsguide. Baserat på vattentemperaturen 12°C ledde minskningen av luftade zoner till något mindre marginal men eftersom vattentemperaturen ökat i takt med

årstidsskiftningen anses den luftade slamåldern återigen tillräcklig. Slutligen kan sidoströms-
hydrolysens slamålder konstateras utgöra en stor del av den anaeroba slamåldern. Om den
anoxa volymen i ARP inte antas övergå till anaerob kan den anaeroba slamåldern anses under
det övre värde som riskerar missgynna bio-P. För att se vilken anaerob slamålder som bör
överstigas krävs fastställande av nödvändigt lyxupptag, vilket kräver fastställande av
totalfosforhalt i slam som i detta projekt endast kunde bestämmas till ett orimligt lågt värde.

11 Framtida studier

Det finns indikationer på att bio-P-processen med jämna mellanrum eventuellt begränsas av mängden tillgänglig kolkälla. Mer specifikt bör därför VFA/PO₄-P-kvoten och nitrathalter till biosteget vara föremål för fortsatt bevakning. För att få en mer fullständig bild av hur omfattande denna begränsning är bör variationer i VFA/PO₄-P-kvoten för utgående FS undersökas under hela dygnet och veckan. För att precisera huruvida tillgången på kolkälla är den främsta begränsande faktorn skulle extern kolkälla kunna testas att tillsättas. Detta skulle exempelvis kunna ske under de dagar som normalt uppvisar sämre avskiljning för att se om bättre bio-P-funktion fås. Ifall den till biosteget totala VFA/PO₄-P-kvoten visar sig för låg även i fortsatta mätningar så bör optimering av primärslamshydrolysen eftersträvas.

Undersökning av belastningsvariation under hela veckan och dygnet skulle också kunna vara användbart när det kommer till att spåra de oönskade fosfortopparna. Fosfat- och nitratprofiler baserade på genomsnittliga uppehållstider skulle kunna upprättas som följer dessa fosfortoppar mer exakt genom biostegen. Detta för att ytterligare precisera vilka zoner som begränsar bio-P-processen. Dessutom skulle det vara av värde att fastställa fosforhalten i slam, vilket mätningar i detta projekt misslyckades med att göra. Ytterligare och mer kontinuerlig nitratövervakning, eventuellt till och med mer detaljerad provtagning över hela ARPen, bör också genomföras. Detta skulle även kunna indikera huruvida det är skäligt att eventuellt höja flödet av kolkälla till anoxzonen och om mer kontinuerlig kontroll av nitrathalter faktiskt bör införas.

Eftersom sjunkande temperatur påverkar olika aspekter av bio-P-processen negativt respektive positivt bör man vara inställd på att eventuell optimal konfiguration också ändras. Därför skulle det utöver processparametrar som exempelvis hydrolysfunktion och slamåldrar även rekommenderas att se över hur P-släpp och upptag påverkas.

Effekten olika slamålderskonfigurationer eller inkommande halter skulle ha på både kväve- och fosforavskiljningen skulle kunna undersökas ytterligare genom modellering. För detta skulle det även behöva undersökas hur pass diverse andra processteg, exempelvis förtjockaren, fungerar som hydrolysvolym. Så småningom skulle detta förmodligen även involvera test av specifik processkonfiguration i fullskala. Det skulle även vara intressant att undersöka vilken effekt olika processkonfigurationer har på slammets kvalitet samt hur slamvariationen påverkar biogasproduktionen.

Vidare skulle även sammansättningen av VFA kunna undersökas för att få en bild av hur pass lättnedbrytbar tillgänglig kolkälla är. Detta både för inkommande VFA, i och med att flertalet livsmedelsindustrier är påkopplade på avloppssystemet, och för det som produceras i de respektive hydrolysstegen.

Om man önskar ytterligare kunskap om sitt bio-P-slam skulle man kunna genomföra nya fosforläppsförsök där också VFA-variationen analyseras parallellt. Detta skulle även kunna inkludera fosforupptagsförsök. Dessutom, även fast GAO inte tycks vara ett problem på reningsverket, skulle FISH-karakterisering kunna genomföras för att erhålla ytterligare storleksmått på bio-P-populationen.

Slutligen skulle det även vara av intresse att analysera sammansättningen av rejektvattnet från slamavvattningen eftersom detta leds till ARPen. På så sätt fås en tydligare bild av hur belastningen av exempelvis ammonium ändras då centrifugen körs. Eftersom problem med syresättningen har visats i luftad zon i ARP skulle detta också indikera huruvida styrning av centrifugen är nödvändig under olika delar av dygnet eller veckan.

12 Referenser

- Acevedo, B., Borrás, L., Oehmen, A., Barat, R. (2014). Modelling the metabolic shift of polyphosphate-accumulating organisms. *Water Research*, 65, ss. 235-244.
- Ai, H., Zhang, D., Lu, P., He, Q. (2011). A nine-point pH titration method to determine low-concentration VFA in municipal wastewater. *Water Science and Technology*, vol. 63, nr. 4, ss. 583-589.
- Andreasen, K., Petersen, G., Thomsen, H. & Strube, R. (1997). Reduction of nutrient emission by sludge hydrolysis. *Water Science and Technology*, vol. 35, nr. 10, ss. 79–85.
- ATV-DVWK. (2000). *Dimensioning of single-stage activated sludge plants*. Standard ATV-DVWK-A 131E. Hennef: Publishing Company of ATVDVWK, Water, Wastewater, Waste.
- Barnard, J. L. & Scruggs, C. E. (2003). Biological phosphorus removal. Secondary release and GAOs can be your hidden enemies. *Water Environmental Technology*. vol. 15, nr. 2, ss. 27-33.
- Björlenius, B. & Wahlberg, C. (2005). *Avloppsreningsverket – hur fungerar det?* I Apoteket AB. *Läkemedel och Miljö*. Andra upplagan, ISBN: 91-85574-54-6, ss. 21-40.
- Borglund, A. M. (2004a). *Biologisk fosforrening i Sverige – Erfarenhetsutbyte i nätverk*. [pdf] Processutvecklingsrapport. Käppalaförbundet, Käppalaverket, Lidingö. Tillgänglig via: https://www.kappala.se/globalassets/documents/rapporter/processutvecklingsrapporter/biologisk-fosforrening-i-sverige_2004.pdf [2018-04-26]
- Borglund, A. M. (2004b). *Bio-P-processen: Frågor och svar*. [pdf] Processutvecklingsrapport. Käppalaförbundet, Käppalaverket, Lidingö. Tillgänglig via: https://www.kappala.se/globalassets/documents/rapporter/processutvecklingsrapporter/bio-p-processen_2004.pdf [2018-04-12]
- Borglund, A. M. (2004c). *Kombinerad kemisk och biologisk fosforrening på Käppalaverket, Lidingö – En studie ur ett processtekniskt, mikrobiologiskt och ekonomiskt perspektiv*. VA-Forskrappport, nr. 2004-06.
- Brdjanovic, D., Slamet, A., van Loosdrecht, M. C. M., Hoojimans, C.M., Alaerts G. J., Heijnen J. J. (1998). Impact of excessive aeration on biological phosphorus removal from wastewater. *Water Research*, 32:1, ss. 200–208.
- Christensson, M., Jönsson, K., Lee, N., Lie, E., Johansson, P., Welander, T., Östgaard, K. (1995). *Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg – Processtekniska och mikrobiologiska aspekter*. VA-Forskningsrapport, 1995-04.
- Daton, M. & Wallergård, M. (2003). *Utvärdering av VFA-resurserna för en bio-P-process på Västra Strandens avloppsreningsverk i Halmstad*. Examensarbete, avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik. Lunds tekniska högskola: Lund.
- Davidsson, Å., Jönsson, K., la Cour Jansen, J., Särner, E. (2008). *Metoder för slamhydrolys*. Svenskt Vatten Utveckling, Rapport Nr. 2008-09.

Gillberg, L., Hansen, B., Karlsson, I., Nordström Enkel, A., Pålsson, A. (2003). *Konsten att rena vatten*. Kemira Kemwater. ISBN: 91-631-4353-4.

Hagman, M. (2003). *COD degradation and the impact on population dynamics in activated sludge – applications of OUR measurements*. Licentiatavhandling. Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik vid institutionen för kemiteknik. Lunds tekniska högskola: Lund.

Halfor. (2015). *Flotation – ett lyft för partiklarna*. [online] Tillgänglig via: <http://www.halfor.se/flotation-ett-lyft-for-partiklarna/> [2018-01-10]

Havs- och vattenmyndigheten. (2013). *Ordbok – totalfosfor (tot-P)*. [online] Tillgänglig via: <https://www.havochvatten.se/funktioner/ordbok/ordbok/q---t/ordbok-q-t/2013-03-14-totalfosfor-tot-p.html> [2018-01-12]

Havs- och vattenmyndigheten. (2016). *Tydligare regler för små avloppsanläggningar – författningsförslag för avloppsanläggningar upp tom 200 pe*. [pdf] Tillgänglig via: <https://www.havochvatten.se/download/18.7bb4ad22156f6eab616764d4/1473417691035/forfattningsforslag-for%20avloppsanlaggningar-20160909.pdf> [2018-01-11]

Henze, M., Harremoën, P., la Cour Jansen, J., Arvin, E. (1995). *Wastewater treatment – biological and chemical processes*. Springer-Verlag. ISBN: 3-540-58816-7.

Henze, M., Herremoës, P., Arvin, E., la Cour Jansen, J. (1997). *Wastewater treatment – biological and chemical processes*. Second edition. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Hey, T., Jönsson, K., la Cour Jansen, J. (2011). Full-scale in-line hydrolysis and simulation for potential energy and resource savings in activated sludge – a case study. *Environmental Technology*, vol. 33, nr. 15, ss. 1819-1825.

Hey, T., Sandström, D., Ibrahim, V., Jönsson, K. (2013). Evaluating 5 and 8 pH-point titrations for measuring VFA in full-scale primary sludge hydrolysate. *Water SA*, vol. 39, nr. 1.

Institutionen för kemiteknik. (2015). *Metodbeskrivning Denitrifikationsförsök*. Avdelning för vattenförsörjnings- och avloppsteknik vid institutionen för kemiteknik, Lunds universitet. [2018-04-07]

Institutionen för kemiteknik. (2016a). *MoR VFA*. Avdelning för vattenförsörjnings- och avloppsteknik vid institutionen för kemiteknik, Lunds universitet. [2018-04-07]

Institutionen för kemiteknik. (2016b). *Metodbeskrivning P-släppsförsök*. Avdelning för vattenförsörjnings- och avloppsteknik vid institutionen för kemiteknik, Lunds universitet. [2018-04-07]

Institutionen för kemiteknik. (2016c). *Metodbeskrivning Nitrifikationsförsök samt hämning*. Avdelning för vattenförsörjnings- och avloppsteknik vid institutionen för kemiteknik, Lunds universitet. [2018-04-07]

- Janssen, P. M. J., Meinema, K. & van der Roest, H. F. (2002). *Biological phosphorus removal – Manual for design and operation*. Water and Wastewater Practitioner Series: STOWA Report. London: IWA Publishing.
- Johansson, L-G. (2016). *Introduktion i avloppsvattenrening*. Opublicerad presentation. [PowerPoint] Halmstad: LBVA.
- Johansson, L.-G. (2018). Opublicerade trender hämtade från styrsystemet av Lars-Gunnar Johansson, miljö- och processingenjör vid LBVA. Halmstad: LBVA. [2018]
- Jönsson, K., Johansson, P., Christensson, M., Lee, N., Lie, E., Welander, T. (1996). Operational factors affecting enhanced biological phosphorus removal at the wastewater treatment plant in Helsingborg, Sweden. *Water Science and Technology*, 34:1–2, ss. 67–74.
- Jönsson, K. & la Cour Jansen, J. (2006). Hydrolysis of return sludge for production of easily biodegradable carbon - Effect of pre-treatment, sludge age and temperature. *Water Science and Technology*, vol. 53, nr. 12, ss. 47–54.
- Jönsson, K., Hey, T., Norlander, H., Nyberg, U. (2009). *Impact on gas potential of primary sludge hydrolysis for internal carbon source production*. Proceedings of the 2nd IWA Specialized Conference Nutrient Management In Wastewater Treatment Process, 6-9 September 2009, Krakow, Poland. ISBN: 9781843395775, ss. 459-456.
- Jönsson, K. (2014). *Biologisk eller kemisk rening? – konsekvenser för fosforåtervinning*. Seminariepresentationer VA-teknik, LTH, 140402 [PowerPoint]. Tillgänglig via: <http://www.sbhub.se/file/dokument/seminariepresentationer-1/fosforaterforing/fosforaterforing140402lth.pdf> [2018-04-11]
- la Cour Jansen, J. (1991). Danish design practice for nitrogen removal. In: R. Kayser, ed. *Design for nitrogen removal and guarantees for aeration*. Braunschweig: Institut für Seidlungswasserwirtschaft, Technische Universität Braunschweig, ss. 75-90.
- la Cour Jansen, J., Tykesson, E., Jönsson, K., Jönsson, L-E. (2009a). *Biologisk fosforavskiljning i Sverige – Erfarenhetsutbyte och slamavvattning*. Rapport SVU 2009-09. Stockholm: Svenskt vatten.
- la Cour Jansen, J., Särner, E., Tykesson, E., Jönsson, K., Jönsson, L-E. (2009b). *Biologisk fosforavskiljning i Sverige – Uppstart och drift*. Rapport SVU 2009-08. Stockholm: Svenskt vatten.
- Lahav, O., Morgan, B. E., Loewenthal, R. E. (2002). Rapid, simple and accurate method for measurement of VFA and carbonate alkalinity in anaerobic digestors. *Environmental Science and Technology*, vol. 36, nr. 12, ss. 2736-2741.
- LBVA. (2017). *Västra strandens avloppsreningsverk, Halmstads kommun, Miljörapport 2016*. Bilagor Miljörapport 2016, Verksamhetsbeskrivning. LBVA 2017/00026.

- LBVA. (2018). *Internkontroll Västra stranden 2014-*. Opublicerat exceldokument. Tillhandahållen av Lars-Gunnar Johansson, miljö- och processingenjör LBVA 180419.
- Lopez-Vazquez, C. M., Oehmen, A., Hooijmans, C. M., Brdjanovic, D., Gijzen, H. J., Yuan, Z., van Loosdrecht M. C. M. (2009). Modeling the PAO–GAO competition: Effects of carbon source, pH and temperature. *Water Research*, vol. 43, nr. 2, ss. 450–462.
- Metcalf & Eddy. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. Fifth edition. ISBN-13: 978-0073401188.
- Papakosta, A. (2010). *Optimering av den kemiska reningen på Gässlösa avloppsreningsverk*. Institutionen för växt- och miljövetenskaper, Naturvetenskapliga fakulteten, Göteborgs universitet.
- Rickard, L. F. & McClintock, S. A. (1992). Potassium and magnesium requirements for enhanced biological phosphorus removal from wastewater. *Water Science & Technology*. vol. 26, nr. 9-11, s. 2203-2206.
- Salmonsson, J., Jönsson, K., Andersson, S., Bergslilja, E., Erikstam, S. (2017). *Sidoströmshydrolys och biologisk fosforavskiljning på svenska avloppsreningsverk*. Svenskt Vatten Utveckling, Rapport Nr. 2017-06.
- Schönborn, C., Bauer, H. D. & Röske, I. (2001). Stability of enhanced biological phosphorus removal and composition of polyphosphate granules. *Water Research*. vol. 35, nr. 13, s. 3190-3196.
- Stephens, H. L., Stensel, H. D., (1998). Effect of operating conditions on biological phosphorus removal. *Water Environment Research*, vol. 70, nr.3, s. 362-369.
- Stockholm vatten & avfall. (n.d.). *Fördjupning – avloppsreningsprocess*. [pdf] Tillgänglig via: <http://www.stockholmvattnochavfall.se/globalassets/pdf/avloppsvatten/reningsprocessen/foerdjupning-avloppsreningsprocess> [2018-01-12]
- Swed Handling Chemicals. (2015). *Säkerhetsdatablad – Järnsulfatlösning PIX 113*. [pdf] Tillgänglig via: <http://www.swedhandling.se/wp-content/uploads/pdf/JarnsulfatlosningPIX113.pdf> [2018-02-26]
- Särner, E. (2007). *Biologisk fosforavskiljning med hydrolys av returslammet och utan anaerob volym i huvudströmmen*. SV-utveckling, rapport nr. 2007-07. Svenskt vatten.
- Temmink H., Petersen B., Isaacs S., Henze M. (1996). Recovery of biological phosphorus removal after periods of low organic loading. *Water Science and Technology*, 34:1–2, ss. 1–8.
- Tykesson E. (2005). *Enhanced biological phosphorus removal – processes, competing substances and tools for operation of wastewater treatment plants*. Doktorsavhandling. Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, Lunds universitet.
- Tykesson, E. & la Cour Jansen, J. (2005). Evaluation of laboratory batch tests for enhanced biological phosphorus removal. *Vatten*, vol. 61, nr. 1, ss. 43–50.

Ucisik, A. S. & Henze, M. (2008). Biological hydrolysis and acidification of sludge under anaerobic conditions: The effect of sludge type and origin on the production and composition of volatile fatty acids. *Water Research*, vol. 42, nr. 14, ss. 3729–3738.

Yuan, Q., Sparling, R. & Oleszkiewicz, J. A. (2011). VFA generation from waste activated sludge: Effect of temperature and mixing. *Chemosphere*, vol. 82, nr. 4, ss. 603–607.

Xiong, H., Chen, J., Wang, H. & Shi, H., 2012. Influences of volatile solid concentration, temperature and solid retention time for the hydrolysis of waste activated sludge to recover volatile fatty acids. *Bioresource technology* vol. 119, ss. 285–292.

13 Nomenklatur

Anox	Syre tillgängligt i form av nitrat
ARP	Aktiv Returslamsprocess
ARV	Avloppsreningsverk
Bio-P	Metod för biologisk fosforavskiljning
BOD	Biochemical Oxygen Demand; ett mått på mängd syre som krävs för att förekommande organiskt material ska uppnå fullständig biologisk nedbrytning
COD	Chemical Oxygen Demand; ett mått på mängd syre som krävs för att förekommande organiskt material ska uppnå fullständig kemisk nedbrytning
EBPR	Enhanced Phosphorus Removal
X_f	Nedsänkt "f" åsyftar filtrerad fraktion av substans X
FS	Försedimentering
GAO	Glykogenackumulerande organismer
HAc	Acetat/ättiksyra
Lyxupptag	Fosfat lagras som poly-P i PAO
N_2	Kvävgas
NH_4-N	Ammoniumkväve
NO_2-N	Nitritkväve
NO_3-N	Nitratkväve
O_2	Syrgas
PAO	Polyfosfatackumulerande organismer
pe	Personekvivalenter
PHA	Polyhydroxyalkanoater
poly-P	Polyfosfat
PO_4-P	Fosfatfosfor, ortofosfat
PSH	Primärslamshydrolys
RAS	Returslamsflöde

SRT	Slamålder (Solids Retention Time)
SS	Suspended solids, på svenska; suspenderade partiklar
SSH	Sidoströmshydrolys
TOC	Totalt organiskt kol
Tot-N	Totalkväve
TP	Totalfosfor
TS	Torrsubstans
VFA	Volatile Fatty Acids, på svenska; lättflyktiga fettsyror
VS	Volatile solids, på svenska; förbränningsbar substans (550°C), glödförlust
VSS	Volatile suspended solids, motsvarar den organiska andelen av SS
Q	Flöde

14 Bilagor

14.1 Bilaga 1 – Populärvetenskaplig artikel

Optimering av biologisk fosforrening vid Västra strandens reningsverk

Hur kan vi tackla problemet med övergödning utan att våra reningsverk ska behöva använda massor med kemikalier för att ta bort ämnena skyldiga till detta fenomen?

Övergödning av hav och sjöar, resulterandes i ökad algblooming och syrebrist, sker på grund av utsläpp av för mycket näringsämnen såsom fosfor. Sverige har därav strikta reningskrav för vattnet vi släpper ut och de flesta reningsverk bedriver därmed någon form av fosforrening. Fosforrening kan bedrivas genom att använda så kallade fällningskemikalier vilka klumpar ihop sig med fosfor och annat material där klumparna sedan sjunker till botten som slam. Sådana kemikalier är dock dyra och eftersom de även påverkar miljön negativt har intresset för andra reningsmetoder ökat.

Biologisk fosforavskiljning (bio-P) nyttjar, istället för kemikalier, mikroorganismer som naturligt kan ta upp fosfor från vattnet. Då inget syre finns tillgängligt släpper dessa bakterier fosfor som de har lagrat i sina celler samtidigt som de tar upp lättåtkomligt kol. Om bio-P-bakterier sedan ges tillgång till syre börjar de använda det kol de har lagrat i sina celler för att växa och tar samtidigt upp fosfor från vattnet runt omkring dem. Eftersom bakterierna växer tar de upp mer fosfor när syre finns tillgängligt än de släpper när syre inte finns tillgängligt. Alltså fås ett nettoupptag av fosfor och eftersom bakterierna sedimenterar till botten som slam avskiljs fosfor från vattnet.

Som har nämnts behöver alltså bakterierna tillgång till kol för att kunna ge ett nettoupptag av fosfor men det är inte alltid säkert att det finns tillräckligt mycket lättillgängligt kol i inkommande avloppsvatten. Avloppsvattnet brukar dock alltid innehålla en stor mängd totalt organiskt kol vilket kan omvandlas på reningsverket till sådant lättillgängligt kol genom något som kallas hydrolys. Hydrolys är kort beskrivet en process där mikroorganismer i frånvaro av syre omvandlar svårtillgängligt organiskt material till mer lättillgängliga kolföreningar.

Västra strandens avloppsreningsverk i Halmstad använder sig av sådan beskriven biologisk fosforavskiljning och eftersom det inkommande avloppsvattnet har för lite tillgängligt kol bedriver de även hydrolys. Faktum är att de bedriver hydrolys med både primärslam, vilket är det slam som bildas genom sedimentering av inkommande vatten, och med returslam, som är det slam som bildas vid den kväve- och fosforreningen. Då den biologiska fosforavskiljningen inte fungerat som önskat de senaste åren utvärderades processen genom att titta på olika parametrar som inverkar på processen.

Även fast returslamshydrolysen visade sig vara relativt bra dimensionerad var den inte så effektiv och resultaten tydde på att primärslamshydrolys kan vara nödvändig för att bilda tillräcklig mängd lättillgängligt kol för processen. Primärslamshydrolysen indikeras dock producera mindre lättillgängligt kol än förväntat vilket kan vara anledningen till att processen ibland går dåligt. Dessutom tydde resultaten på att det ibland förekom ämnen som nitrat i processteg där nitrat kan störa bio-P-funktionen. Detta föreföll vara en konsekvens av att delar av den biologiska kvävereningen ibland inte fungerade fullständigt. Beräkningar indikerade att bakterierna ansvarig för kvävereningen också hade tillgång till för lite kol med avseende på hur

mycket kväve de skulle omvandla. Kvävereningen skulle därför eventuellt kunna förbättras genom att öka flödet som innehåller det lättillgängliga kolet.

Allt som allt drogs också slutsatsen att det kan vara mycket användbart att ta hjälp av datoriserade matematiska modeller. Detta för att bättre få en uppfattning om hur ändringar i olika parametrar påverkar olika delar av processen.

14.2 Bilaga 2 – Metodbeskrivning VFA

Analysen avser möjliggöra undersökning av mängden VFA som finns i avloppsvattnen. Utrustning som behövs är titreringsutrustning och datorprogrammet TITRA 5. Metodbeskrivning är enligt Institutionen för kemiteknik (2016a) där också riskanalys återfinns. Utrustning som användes var:

Temperatur och pH-mätare (WTW inoLab Level 1 med elektrod från WTW av modell SenTix 41)

Konduktivitetmätare (inoLab pHCond 720 från WTW med elektrod från WTW av modell TetraCon 325)

Magnetloppa + omrörare (IKA RH basic 2)

Titreringsutrustning (25 ml Bürette Digital III från BRAND)

Arbetet var uppdelat i följande delmoment:

1. Lösningar förbereddes genom att späda en Titrisol HCL 0,1 M till 2000 ml och vid behov (se punkt 9) en Titrisol NaOH 0,1 M till 2000 ml.
2. Konduktiviteten mättes i hämtat prov (mS/m).
3. 50 ml av provet överfördes i en plastbägare med hjälp av pipett.
4. En pH-mätare och en termometer sänktes ner i bägaren och en magnet-loppa lades i.
5. Omrörning startades med pH-mätare och termometer iförda i bägaren och omrörning tillåts pågå i 15 sekunder. Efter 15 sekunders omrörning noterades temperaturen och omrörningen stängdes av.
6. Efter 45 sekunder utan omrörning noterades pH.
7. Provet titrerades därefter med 0,05 M HCl tills pH 6,7 – 5,9 – 5,2 och 4,3 (+/-0,10) var uppnått. Omröraren var då på 30 sekunder efter tillsats och stängdes sedan av och efter ytterligare 30 sekunder noterades pH och åtgången syra.
8. Resultatet av titreringen fördes in i datorprogrammet TITRA5 där programmet räknade ut alkaliniteten, VFA-innehåll och systematiskt pH-fel.
9. Om det ursprungliga pH-värdet var mindre än 6,6 tillsattes 0,05 M NaOH tills pH 6,7 (+/- 0,10) uppnåddes. Det ursprungliga pH-värdet skrevs då in som initialt pH och det uppjusterade som pH1.
10. Om totala åtgången av HCl vid titrering översteg 20 ml vid pH 4,3 gjordes en spädning av provet. 10 ml av ursprungligt prov togs då ut och späddes till 50 ml med destillerat vatten.

14.3 Bilaga 3 – Metodbeskrivning och riskanalys P-släppsförsök

Analysen avser möjliggöra undersökning av fosforsläpp och därmed bestämning av om ett aktivt slam från ett avloppsreningsverk har kapaciteten till bio-P-process. Metodbeskrivningen baserades på beskrivning återfunnen i Institutionen för kemiteknik (2016b), där också riskanalys finns tillgängligt, men skiljer sig åt på flertalet sätt. Utrustning och reagens som användes var:

3-liters glasbägare med lock

Omrörare (IKA Eurostar 20 digital inställda på cirka 100 rpm)

Diffuser

Provtagningspruta

Vattenbad

pH-meter samt termometer (WTW pH 320 med elektrod SenTix 41 från WTW)

Syremätare (Hach HQ40d multimeter med LDO101-standardelektrod)

Provrör + filter (Munktell filter nr. 1002)

Utrustning för SS- och VSS-analyser (se nedan)

Utrustning för PO₄-P-analyser (se nedan)

Tidur

Aktivt slam från slutet av aerobzon

Luft

Kvävgas

20 000 mg COD/L natriumacetat stamlösning (bereds genom att lösa upp 25,625 g NaAc i destillerat vatten till en slutlig volym på 1 L)

Arbetet var uppdelat i följande delmoment:

1. Reaktorn fylldes med 1800 ml slam.
2. Vattenbad användes för att hålla jämn temperatur på 20°C.
3. Vid start av luftning: O₂, pH samt temperatur mättes direkt i reaktorn. Prov för bestämning av PO₄-P, eventuellt motjoner, SS samt VSS togs ut.
4. Vid avslutad luftning: O₂, pH samt temperatur mättes direkt i reaktorn. Prov för bestämning av PO₄-P och eventuellt för motjoner togs ut.
5. Kvävgas lades som en ridå över slammet.
6. 27 ml av natriumacetat-stamlösningen tillsattes, vilket ger 300 mg COD/L i reaktorn. Tidtagningen startades omgående.
7. Efter 1 minut: O₂, pH samt temperatur mättes direkt i reaktorn. Prov för bestämning av PO₄-P, motjoner, SS samt VSS togs ut.
8. Uttagning och filtrering av prov för PO₄-P och eventuellt för kalium samt magnesium genomfördes vardera 15e minut under minst 180 minuter.
9. Vid t = 180 minuter eller vid avslutat försök: O₂, pH samt temperatur mättes direkt i reaktorn. Prov för bestämning av PO₄-P, eventuellt motjoner, SS samt VSS togs ut.

Koncentrationen PO₄-P mättes med Hach-Lange kyvetter LCK349 och LCK350 beroende på intervall. Spektrofotometrarna som användes kom från Hach-Lange, där modell DR 6000 användes för bestämning av magnesiumkoncentration och modellen DR 2800 för övriga analyser.

För SS och VSS-analyser, vilka utfördes i triplikat, filtrerades en specifik volym uttaget prov genom vägda glasfiberfilter från VWR av modell nr. 691. Filtren torkades sedan i BINDER-

ugn vid 105°C. Liknande glödgades sedan filtren i en Thermolyne 48000 ugn vid 550°C och vikt efter noterades. SS och VSS kunde sedan beräknas enligt ekvation (23) och (24):

$$SS = \frac{m_{105} - m_{filter}}{V_{filtrerat}} \quad (23)$$

$$VSS = \frac{m_{105} - m_{550}}{V_{filtrerat}} \quad (24)$$



Riskbedömning¹ vid Laboratoriearbete med kemikalier (AFS 1997:10)²

Institution/avdelning:

Institutionen för kemiteknik

Rumsnr:

Laboratorium: VA-teknik 1 (-IGH39-45) & VA-teknik 2 (-IGH45-51)

Tabell 1. I ARBETSMOMENTET INGÅENDE KEMIKALIER, BLANDNINGAR OCH LÖSNINGAR

Instruktion: Denna lista skall även inkludera produkter som bildas vid blandning av rena kemikalier. CAS-nr och varuinformationsblad anges där så är tillämpligt. Under farlighet anges klassning, exempelvis: Mycket giftigt, Giftigt, Starkt frätande, Frätande, Extremt brandfarligt, Brandfarligt, Explosivt, Oxiderande, Hälsoskadligt, Måttligt hälsoskadligt, Irriterande, Miljöfarligt, Radioaktivt. Ange ev. även: Allergt-framkallande, Carcinogent och reproduktionstoxiskt. Under hygieniskt gränsvärde, ange NEJ om det inte finns hygieniskt gränsvärde för ämnen i blandningen/lösningen, ange JA samt detaljer under motsvarande punkt längre ner i riskbedömningen.

#	Blandning/Lösning	CAS-nr	Varuinformationsblad	Mängd	Farlighet	Hyg. gränsv.
1	Aktivt slam			<1000 ml	Smittorisk	NEJ
2	Natriumacetat	127-09-3		<30 g		NEJ

¹ Andra föreskrifter (ex AFS 2000:4 och AFS 1997:7) innehåller också krav på och har information om riskbedömning.

² Om momentet är riskfyllt eller mycket riskfyllt skall riskbedömningen dokumenteras vilket skall innefatta en beskrivning av arbetet med riskbegränsande åtgärder. Det går också bra att referera till andra dokument. Enligt krav i andra föreskrifter, se ovan, så skall alla riskbedömningar dokumenteras!

Tabell 2. Identifiering av delmoment som kan innebära risk för olycksfall och/eller ohälsa

Delmoment är här angivna med samma numrerung som i metodbeskrivningen. Ev. Delmoment eller omständigheter som inte kan härröras till metodbeskrivningen numreras A, B, C...

#	Delmoment/Aktivitet	Risk/problem	Konsekvens	Sannolikhet	Bedömd risk	Risikbegränsande åtgärd
A	Spädning av natriumacetat-stamlösning.		Irritation	Osannolikt		Använd skyddsutrustning, i synnerhet skyddshandskar och skyddsglasögon. Var noga med att snabbt torka upp eventuellt spill.
1	Provhantering – hantering av aktivt slam.	Risk för smitta	Sjukdom	Osannolikt	Måttligt riskfyllt	Använd skyddsutrustning, i synnerhet skyddshandskar, och var noga att snabbt torka upp eventuellt spill samt tvätta händerna noggrant efter försökets avslut. Använd munskydd vid upphällning.

REFERENSER/BILAGOR

Här anges eventuella referenser och/eller bilagor

- <Exempel: Avsnitt om dragkåpsarbete i Kemacentrums generella säkerhetsföreskrifter>

ENSAMARBETE

Är regler för ensamarbete beaktade?

Ja

Detaljer anges i kemiteknikinstitutionens tillägg nedan och/eller i tabell 2 ovan

STRÖMAVBROTT, VATTENAVBROTT OCH UTRYMNING

Är risker vid ström/vattenavbrott od samt avbrott pga. utrymning beaktade?

Ja

Detaljer anges i kemiteknikinstitutionens tillägg nedan och/eller i tabell 2 ovan

KEMITEKNIKINSTITUTIONENS TILLÄGG TILL LUNDS UNIVERSITETS RISKBEDÖMNINGSMALL

Finns arbetsmoment där ensamarbete inte är tillåtet

Ja

Moment som inte får utföras som ensamarbete: Samtliga moment då examensarbetare inte får genomföra laborationer utan att behörig person finns tillgänglig inom hörhåll.

Hanteras ämnen för vilka hygieniska gränsvärden är fastställda och/eller finns det risk att sådana ämnen bildas?

Nej

Information om gällande hygieniska gränsvärden och beskrivning av åtgärder:

Instruktion: Börja gärna med en tabell över ämnena som har hygieniska gränsvärden.

Risker och rutiner vid strömbrott, vattenavbrott och utrymning:

Instruktion: I den mån detta inte är tydligt beskrivet i tabell 2 ges beskrivning här.

Strömbrott:

Ett strömbrott skulle effektivt stoppa försöket pga. avbruten omrörning etc. men skulle inte påverka säkerheten eftersom inget riskfyllt moment är beroende av strömförsörjning för säkerheten. Vid stoppat försök ska strömmen stängas av.

Vattenavbrott:

En risk med ett vattenavbrott är att ögonsköljen skulle sluta att fungera vilket kan vara farligt om natriumacetatlösning eller aktivt slam fås i ögonen. Vid vattenavbrott bör försöket avbrytas och vattnet stängas av.

Utrymning:

Säkerheten påverkas inte av utrymning eftersom inget moment blir mer riskfyllt av att det inte kan slutföras inom rimlig tid/måste avbrytas innan försöket är färdigt.

Behov av särskild skyltning

Nej

Krävs	Typ av information	Information på skylt/typ av skylt
Nej	Namn på och telefonnummer till ansvarig:	
Nej	Farosymboler	<t ex Gasflaskor>
Nej	Särskilda instruktioner till annan personal, inklusive lokalvårdare	

Kommentarer till Skyltning:

Försöket kommer att kräva permanent närvaro och skyltar är därför inte nödvändigt.

Behov av nödutrustning såsom larm, etc.

Nej

Kommentar till Nödutrustning:

Kontroll av utrustning

Ögondusch kontrolleras innan försöket påbörjas.

Kommentarer till personlig skyddsutrustning

För labbet obligatorisk skyddsutrustning används samt handskar.

Avfall och avfallshantering

Typ av förväntat avfall	Planerad avfallshantering
Aktivt slam	Hälls ut i vask.
Natriumacetat-stamlösning	Kan vid behov sparas i kyl för senare analystillfälle annars spädes och hälls ut i vask.

Beredskap inför olyckor och spill

Vid spill av aktivt slam och natriumacetat stamlösning bedöms papper som tillräckligt för upptorkning.

Eventuella kommentarer och övrig information:

Beskrivna arbetsmoment får utföras av annan person än den som upprättat riskbedömningen

Nej

Instruktion: Nedan anges namn på personer som får utföra arbetet och/eller en beskrivning av såväl vem som ansvarar för att utföraren är väl införstådd med riskbedömningen som hur den ansvarige försäkrar sig om detta.

14.4 Bilaga 4 – Metodbeskrivning nitrifikationsförsök

Försöket avser möjliggöra beräkning av nitrifikationshastigheten för ett visst slam. Metodbeskrivningen baserades på beskrivning återfunnen i Institutionen för kemiteknik (2016c), där också riskanalys återfinns, men skiljer sig åt på flertalet punkter. Utrustning och reagens som användes var:

3-liters glasbägare med lock

Omrörare (IKA Eurostar 20 digital inställda på cirka 100 rpm)

Diffuser

Provtagningspruta

Vattenbad

pH-meter samt termometer (WTW pH 320 med elektrod SenTix 41 från WTW)

Syremätare (Hach HQ40d multimeter med LDO101-standardelektrod)

Provrör + filter (Munktell filter nr. 1002)

Utrustning för SS- och VSS-analyser (se nedan)

Utrustning för $\text{NH}_4\text{-N}$ -analyser (se avsnitt 8.9, dock med spektrofotometer från Hach-Lange av modell DR 2800)

Tidur

Aktivt slam från slutet av oxzon i ARP

Luft

Stamlösning: 5,9 g $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, 16,8 g NaHCO_3 och 1,1 g KH_2PO_4 i 250 ml destillerat vatten. 20 ml stamlösning till 2000 ml aktivt slam ger 50 mg N/l.

Arbetet var uppdelat i följande delmoment:

1. Starta med att förbereda stamlösning. Stamlösningen görs genom att lösa 5,9 g $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, 16,8 g NaHCO_3 och 1,1 g KH_2PO_4 i 250 ml destillerat vatten.
2. 50 ml aktivt slam hålls upp i en liten bägare för analys av SS och VSS, pH och alkanitet.
3. 2000 ml aktivt slam hålls upp i en bägare, med omrörning och syresättning, placerad i vattenbad vid 20°C.
4. Tillsättning av stamlösning till bägaren. 20 ml av stamlösningen tillsätts till 2000 ml slam.
5. Prov tas var 15e minut, med det första provet efter 1 minut. Proven filtreras direkt för att senare analyseras för ammoniumhalt.
6. Vid sista provtagningsstillfället tas även prov för SS och VSS ut.

SS- samt VSS-analyser utfördes i enlighet med beskrivning i bilaga 3.

14.5 Bilaga 5 – Metodbeskrivning denitrifikationsförsök

Försöket avser möjliggöra beräkning av denitrifikationshastigheten för ett visst slam och kolkälla. Metodbeskrivningen baserades på beskrivning återfunnen i Institutionen för kemiteknik (2015), där riskanalys också återfinns, men skiljer sig åt på några punkter. Utrustning och reagens som användes var:

3-liters glasbägare med lock

Omrörare (IKA Eurostar 20 digital inställda på cirka 100 rpm)

Diffuser

Provtagningspruta

Vattenbad

pH-meter samt termometer (WTW pH 320 med elektrod SenTix 41 från WTW)

Syremätare (Hach HQ40d multimeter med LDO101-standardelektrod)

Provrör + filter (Munktell filter nr. 1002)

Utrustning för SS- och VSS-analyser (se nedan)

Utrustning för NO_x-N-analyser (spektrofotometer från Hach-Lange av modell DR 2800, kyvetter från Hach-Lange LCK342 för nitrit och LCK339 för nitrat)

Tidur

Kvävgas

Luft

Aktivt slam från slutet av oxzon i ARP (i försöket med ARVs egen kolkälla används 1000 ml slam och i försöket med NaAc som egen kolkälla används 2000 ml slam)

Kolkälla:

(1) 1000 ml inkommande avloppsvatten, samma som används som kolkälla på verket

(2) 20 000 mg COD/L natriumacetat stamlösning (25,625 g NaAc i destillerat vatten till en slutlig volym på 1000 ml)

Näringslösning: 4,72 g (NH₄)₂SO₄ och 2,83 g KH₂PO₄ löses i destillerat vatten till en slutlig volym på 1000 ml

Nitratlösning: 7,2 g KNO₃ löses i destillerat vatten till en slutlig volym på 100 ml

Arbetet var uppdelat i följande delmoment:

1. Prov för SS och VSS tas ut från slammet som avses testas.
2. Slammet hålls sedan ner i en bägare med lock och omrörare. Bägaren läggs därefter ner i ett vattenbad och slammet antar önskvärd temperatur.
3. Slammet luftas under ca 30 minuter.
4. Under tiden som slammet luftas bereds en näringslösning och en nitratlösning. Näringslösningen görs genom att lösa 4,72 g ammoniumsulfat ((NH₄)₂SO₄) och 2,83 g dikaliumfosfat (K₂HPO₄) till 1000 ml med destillerat vatten. På motsvarande sätt löses 7,2 g kaliumnitrat (KNO₃) till 100 ml med destillerat vatten.
5. När luftningen av slammet är klart tillsätts 10 ml näringslösning och 2,5 ml nitratlösning per liter slam.
6. pH och temperatur mäts och upprepas därefter vid valda tillfällen under försökets gång.
7. Kvävgas tillsätts via locket till bägaren för att säkerställa anaeroba förhållanden. Omröraren startas därefter vilket inleder försöket.
8. Direkt efter uppstarten tas prov ut och filtreras, varpå filtratet testas för nitrat och nitrit (Hach-Lange kyvetter). Eventuell spädning av filtratet kan vara nödvändigt vilket sker med destillerat vatten. Nitrat och nitrit testas därefter efter 15 och 30 min.

9. Omedelbart efter uttaget av 30 min-provet tillsätts kolkällan till bägaren. Kolkällan är i ena fallet 1000 ml inkommande ARV-vatten och i andra fallet 15 ml av NaAc-stamlösningen.
10. Prov tas därefter ut var 15e minut och filtreras och testas för nitrit och nitrat (Hach-Lange).
11. Vid sista provtagningstillfället tas även prov för SS och VSS ut.

SS- samt VSS-analyser utfördes i enlighet med beskrivning i bilaga 3.

14.6 Bilaga 6 – Syremätningar från 180131

Tabell 14.2 visar uppmätta medelsyrehalter under den 180131 samt vad provplatsens önskade syremiljö faktiskt var. Provplatserna i biolinjerna är dessutom markerade med zonnummer där zonindelning kan ses i tabell 7.4. Medelvärde anges så länge mätningarnas spridning inte är större än 0,6 mg O₂/L inom zonen, i vilket fall spridningen anges.

Tabell 14.2. Resultat av syremätningar genomförda med portabel syremätare (se metod för specifikation av modell).

Provplats	Önskad syremiljö	Uppmätt syrehalt (mg O ₂ /L)
L1 inkommande flöde		3,06
L1 anaerob zon (Z1)	Ej löst syre	0
L1 anox zon (Z2-Z5)	Ej löst syre	0
L1 aerob zon (Z6)	Löst syre 2,0-2,6 mg O ₂ /L	2,19
L1 slamflöde från MS		0,87
L2 anaerob zon (Z1)	Ej löst syre	3,22 vid fall 1,40 motsatt sida fr. fall 0,60 2 m fr. fall 1,32 motsatt sida 2 m fr. fall 0 4 m fr. fall
L2 anox zon (Z2-Z6)	Ej löst syre	0
L2 aerob zon (Z7)	Löst syre 2,0-2,6 mg O ₂ /L	4,12
L2 slamflöde från MS		1,31
L3 inkommande flöde		0,60
L3 anaerob zon (Z1)	Ej löst syre	0,12-0
L3 anox zon (Z2-Z4)	Ej löst syre	
L3 aerob zon (Z5-Z6)	Löst syre 2,0-2,6 mg O ₂ /L	2,06-2,39
L3 slamflöde från MS		0,48

ARP oxzon vid inkommande	Löst syre	0,79
ARP anoxzon	Ej löst syre	0
ARP utgående efter fall	Ej löst syre	2,96
SSH efter inflöde	Ej löst syre	0,83
SSH anaerob zon	Ej löst syre	0
SSH efter fall	Ej löst syre	2,37

14.7 Bilaga 7 – VFA-mätningar

Tabell 14.3 visar samtliga VFA-resultat. Numret under provplats indikerar vart provet har inhämtats i referens till figur 7.1. I figur 14.1 ses hur pumpen som används för urtvättning i primärslamashydrolysen har körts under dagarna 180320 samt 18043.

Tabell 14.3. Resultat för VFA-analyser från metod för fempunktstitrering. Systematiskt pH-fel inom parentes. Hach-Lange mättes på ofiltrerad klarfas om inget annat anges varav samtliga hamnade under analysmetodens mätområde.

Provplats	Datum och tid	VFA ofiltrerat prov (mg HAc/l)	VFA filtrerat prov (mg HAc/l)	VFA Hach-Lange (mg HAc/l)	Kommentarer
Före sand-/fettfång	180125 kl. 13.20	25,8 (0,12)	45,4 (0,03)	33,4 ¹ 43,7 ²	Alkalinitet _f = 174,7 mg CaCO ₃ /l
In FS	180320 kl. 10.02	-	47,3 (0,04)	-	Alkalinitet _f = 245,3 mg CaCO ₃ /l
	180403 kl. 08.50	-	50,3 (>0,2)	-	Alkalinitet _f = 203,4 mg CaCO ₃ /l
	180403 kl. 09.27	-	24,8 (0,02)	-	Alkalinitet _f = 219,8 mg CaCO ₃ /l
	180403 kl. 10.20	-	57,5 (-0,08)	-	Alkalinitet _f = 215,2 mg CaCO ₃ /l
	180403 kl. 11.36	-	0 (>0,2)	-	Alkalinitet _f = 249,2 mg CaCO ₃ /l
	180403 kl. 13.00	-	29,6 (0,08)	-	Alkalinitet _f = 210,2 mg CaCO ₃ /l
	180403 kl. 13.40	-	38,7 (0,09)	-	Alkalinitet _f = 196,1 mg CaCO ₃ /l
	180423 kl. 08.54	-	45,8 (0,03)	-	Alkalinitet _f = 206,1 mg CaCO ₃ /l
	180423 kl. 09.35	-	43,0 (0,06)	-	Alkalinitet _f = 231,6 mg CaCO ₃ /l

	180423 kl. 10.33	-	16,4 (0,09)	-	Alkalinitet _f = 200,3 mg CaCO ₃ /l
	180423 kl. 11.36	-	36,1 (0,06)	-	Alkalinitet _f = 190,5 mg CaCO ₃ /l
	180423 kl. 12.55	-	43,0 (0,04)	-	Alkalinitet _f = 209,8 mg CaCO ₃ /l
	180423 kl. 13.40	-	51,0 (0,01)	-	Alkalinitet _f = 206,0 mg CaCO ₃ /l
Ut FS (2)	180125 kl. 13.23	-	45,4 (0,03)	-	Alkalinitet _f = 174,7 mg CaCO ₃ /l
	180131 kl. 14.52	6,1 (0,10)	0 (0,09)	18,4	Alkalinitet _f = 122,0 mg CaCO ₃ /l
	180214 kl. 12.19	19,2 (0,05)	32,0 (0,07)	-	Alkalinitet _f = 223,4 mg CaCO ₃ /l
	180214 kl. 14.29	40,0 (0,04)	15,1 (0,09)	-	Alkalinitet _f = 221,8 mg CaCO ₃ /l
	180301 kl. 08.55	-	47,0 (0,05)	-	Alkalinitet _f = 184,2 mg CaCO ₃ /l
	180306 kl. 07.51	-	34,3 (-0,01)	-	Alkalinitet _f = 190,9 mg CaCO ₃ /l
	180320 kl. 08.59	-	47,5 (0,04)	-	Alkalinitet _f = 190,0 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180320 kl. 09.30	-	39,7 (0,06)	-	Alkalinitet _f = 198,7 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180320 kl. 10.09	-	53,5 (-0,08)	-	Alkalinitet _f = 206,6 mg CaCO ₃ /l PSH-drift

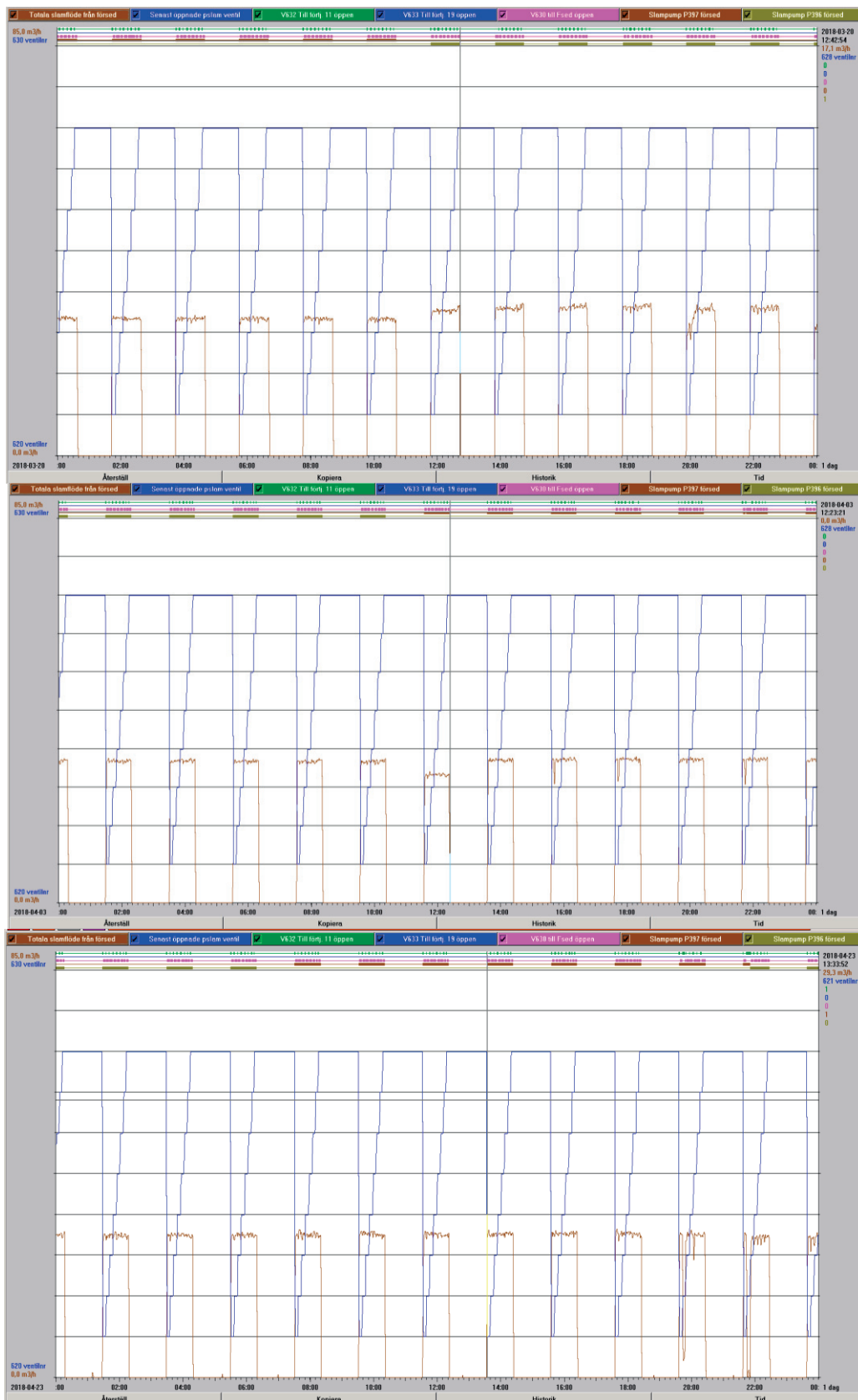
	180320 kl. 11.19	-	37,3 (0,05)	-	Alkalinitet _f = 230,8 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180320 kl. 11.59	-	44,5 (0,04)	-	Alkalinitet _f = 255,1 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180320 kl. 13.04	-	42,8 (0,03)	-	Alkalinitet _f = 229,2 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180403 kl. 08.54	-	81,2 (0,05)	-	Alkalinitet _f = 203,5 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180403 kl. 09.33	-	33,8 (0,10)	-	Alkalinitet _f = 205,2 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180403 kl. 10.24	-	43,1 (0,06)	-	Alkalinitet _f = 210,9 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180403 kl. 11.40	-	40,9 (0,07)	-	Alkalinitet _f = 234,9 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180403 kl. 13.04	-	39,2 (0,06)	-	Alkalinitet _f = 212,5 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180403 kl. 13.46	-	51 (0,08)	-	Alkalinitet _f = 214,5 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180423 kl. 08.59	-	55,3 (-0,01)	-	Alkalinitet _f = 192,4 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180423 kl. 09.39	-	57,1 (0,04)	-	Alkalinitet _f = 196,5 mg

					CaCO ₃ /l PSH-drift
	180423 kl.10.37	-	48,7 (-0,05)	-	Alkalinitet _f = 213,6 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180423 kl.11.40	-	36,4 (0,02)	-	Alkalinitet _f = 189,2 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180423 kl. 12.59	-	47,7 (-0,08)	-	Alkalinitet _f = 212,3 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
	180423 kl. 13.46	-	53,6 (-0,04)	-	Alkalinitet _f = 213,9 mg CaCO ₃ /l PSH-drift
In SSH (11)	180131 kl. 13.05	47,0 (0,06)	8,0 (0,07)	-	Svårsedimenterat slam Alkalinitet _f = 123,5 mg CaCO ₃ /l
	180301 kl. 10.50	-	4,8 (0,04)	-	Alkalinitet _f = 156,9 mg CaCO ₃ /l
Slutet av SSH (12)	180131 kl. 13.35	92,3 (0,04)	3,5 (0,07)	9,35	Alkalinitet _f = 150,3 mg CaCO ₃ /l
	180306 kl. 11.40	-	7,1 (-0,03)	-	Alkalinitet _f = 190,2 mg CaCO ₃ /l
Ut SSH (13)	180131 kl. 13.40	104,9 (-0,06)	80,5 (>0,2)	14,5	Alkalinitet _f = 129,5 mg CaCO ₃ /l
	180301 kl. 10.50	-	5,4 (0,03)	-	Alkalinitet _f = 183,8 mg CaCO ₃ /l
	180306 kl. 11.40	-	14,9 (-0,04)	-	Alkalinitet _f = 187,9 mg CaCO ₃ /l

In ARP (7)	180214 kl. 14.40	96,2 (0,08)	0 (0,03)	-	Alkalinitet _f = 153,0 mg CaCO ₃ /l
Ut ARP (9) före fall	180214 kl. 14.40	88,4 (-0,01)	14,3 (0,04)	-	Alkalinitet _f = 134,9 mg CaCO ₃ /l
	180301 kl. 14.40	-	0 (0,08)	-	Alkalinitet _f = 173,9 mg CaCO ₃ /l
	180306 kl. 10.55	-	0 (0,03)	-	Alkalinitet _f = 171,8 mg CaCO ₃ /l
Ut ARP (10) efter fall	180131 kl. 14.59	28,5 (0,03)	5,0 (-0,04)	Negativ	Alkalinitet _f = 116,4 mg CaCO ₃ /l
	180214 kl. 13.54	83,0 (-0,04)	0 (0,02)	-	Alkalinitet _f = 140,9 mg CaCO ₃ /l
	180301 kl. 10.35	-	0 (0,12)	-	Alkalinitet _f = 155,1 mg CaCO ₃ /l
	180306 kl. 10.55	-	15,2 (-0,13)	-	Alkalinitet _f = 159,9 mg CaCO ₃ /l

¹Filtrerat prov.

²Ofiltrerad klarfas.



Figur 14.1. Trend över pump kopplad till primärslamshydrolysens recirkulation, vilken är densamma som används för pumpning av primärslam till förtjockaren. Den bruna trendlinjen visar hur pumpen växlar mellan av/på-läge. Överst ses körning för den 180320, i mitten för den 180403 och underst för den 180423.

14.8 Bilaga 8 – Medelhalter in till biosteg år 2017

Tabell 14.4. Medelhalter utgående FS (provpunkt 3 i figur 7.1) samt medelreduktionsgraden över processen samt biosteget år 2017. COD/TP-kvoten beräknades som medelvärdet av samtliga kvoter.

	Medelvärde år 2017
NH ₄ -N (mg/l)	23,6
SS (mg/l)	91
TP (mg/l)	5,29
Reduktionsgrad för att nå utsläppskraven (%)	93
Reduktionsgrad över biosteget (%)	90
COD _f (mg/l)	266
COD _f /TP (g/g)	56

14.9 Bilaga 9 – P-släppstest för bioslam inhämtat den 180131 kl. 16 (före uppstart) samt för bioslam inhämtat den 180320 kl. 13.32

Tabell 14.5 visar de koncentrationer av PO₄-P, magnesium och kalium som uppmättes i filtrerat prov i de olika tidpunkterna efter addition av kolkälla vid fosforsläppsförsök för de olika biolinjerna. Försöken genomfördes den 180201. Tabell 14.6 visar rådatan för SS- och VSS analyser som tillsammans med datan ur tabell 14.5 använts till att beräkna fosfatsläppshastigheten för respektive linje. Figur 14.2 visar variationen i kalium och magnesium.

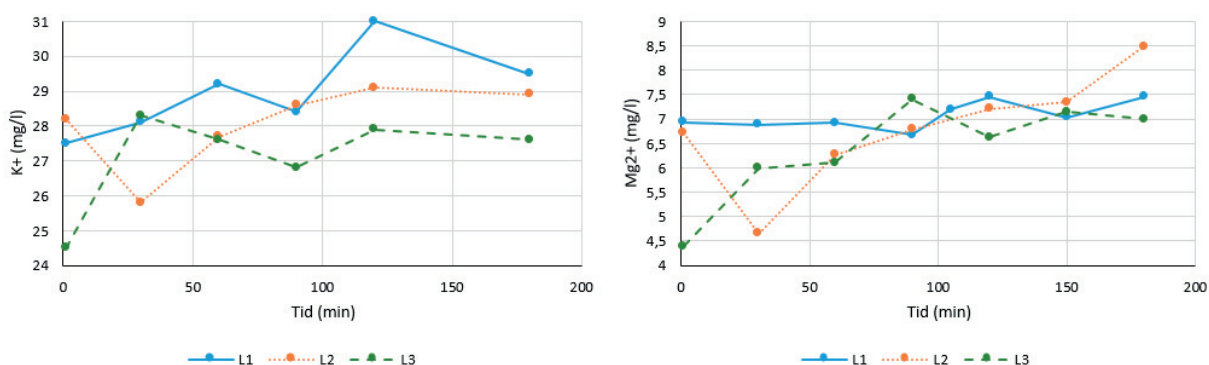
Tabell 14.7 visar de koncentrationer av PO₄-P som uppmättes i filtrerat prov i de olika tidpunkterna efter addition av kolkälla vid fosforsläppsförsök för biolinje L1 från den 180320. Försöket genomfördes den 180322. Tabellen visar också rådatan för SS- och VSS analyser som tillsammans använts för att beräkna fosfatsläppshastigheten.

Tabell 14.5. Rådata P-släppstest för slam inhämtat i slutet av respektive biolinjes aerobzon.

Tid (min)	L1			L2			L3		
	PO ₄ -P (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)
1	0,12	27,5	6,93	0,109	28,2	6,71	0,106	24,5	4,4
15	0,89	-	-	0,975	-	-	1,12	-	-
30	1,8	28,1	6,88	1,91	25,8	4,65	2,59	28,3	5,99
45	2,93	-	-	3,34	-	-	3,5	-	-
60	3,58	29,2	6,92	4,02	27,7	6,27	4,21	27,6	6,11
75	4,04	-	-	4,37	-	-	4,69	-	-
90	4,41	28,4	6,68	4,84	28,6	6,79	5,14	26,8	7,41
105	4,69	-	7,2	5,11	-	-	5,48	-	-
120	4,83	31	7,45	5,31	29,1	7,21	5,45	27,9	6,63
135	4,89	-	-	5,34	-	-	5,58	-	-
150	5,06	-	7,03	5,55	-	7,34	5,66	-	7,15
165	5,22	-	-	5,83	-	-	5,92	-	-
180	5,21	29,5	7,46	5,67	28,9	8,48	5,89	27,6	7

Tabell 14.6. Rådata för SS- och VSS-analyser tillhörande P-släppsförsök från den 180201. De slutgiltiga P-släppshastigheterna, beräknade med data ur både tabell 14.5 och 14.6, ses också för respektive linje.

SS- & VSS-analyser	L1			L2			L3		
	Före luftn.	t=1 min	t=180 min	Före luftn.	t=1 min	t=180 min	Före luftn.	t=1 min	t=180 min
Volym (L)	0,0105	0,011	0,01	0,01	0,009	0,01	0,01	0,01	0,01
m_{filter} (g)	0,2620	0,2581	0,2596	0,1301	0,2598	0,2579	0,1303	0,1301	0,2588
m_{105°C} (g)	0,2823	0,2804	0,2809	0,1519	0,2754	0,2812	0,1544	0,1524	0,2816
m_{550°C} (g)	0,2630	0,2608	0,2622	0,1334	0,2589	0,2610	0,1346	0,1338	0,2617
SS (g SS/L)	1,9333	2,124	2,13	2,18	1,733	2,33	2,41	2,23	2,28
VSS (g VSS/L)	1,8381	1,867	1,87	1,85	1,833	2,02	1,98	1,86	1,99
Medelvärde SS (g SS/L)		2,062			2,081			2,307	
Medelvärde VSS (g VSS/L)		1,858			1,901			1,943	
Fosfatläppshastighet (mg PO₄-P/(g VSS·h)		1,89			2,09			2,15	



Figur 14.2. Variation i kalium och magnesium under P-släppsförsöken för slam från de olika biolinjerna inhämtat den 180131.

Tabell 14.7. Rådata för P-släppsförsök för slam inhämtat från slutet av aeroxon den 180320 kl. 13.32.

L1

Tid (min)	1	15	30	45	60	75	90	105	120	135	150	165	180
PO₄-P (mg/l)	1,08	5,77	11,2	15,5	18,8	21,0	25,4	27,3	29,0	28,7	30,0	29,8	29,3

SS- och VSS-analyser

	Volym (L)	m_{filter} (g)	m_{105°C} (g)	m_{550°C} (g)	SS (g SS/L)	VSS (g VSS/L)	Medel SS (g SS/L)	Medel VSS (g VSS/L)
Före luftn.	0,01	0,1301	0,1507	0,1324	2,06	1,83	2,02	1,80
t=1 min	0,01	0,1302	0,1502	0,1324	2,0	1,78		
t=180 min	0,01	0,1302	0,1502	0,1323	2,0	1,79		
Fosfatläpps-hastighet (mg PO₄-P/(g VSS·h)					10,01			

14.10 Bilaga 10 – Stickprovstagning för den 180301, fosfat- och nitratprofiler för den 180306 samt totalfosforhalt den 180423

Tabell 14.8 visar fosfat- ammonium- samt nitrathalter för stickprovstagning genomförda den 180301. Tabell 14.9 visar fosfat- och nitrathalter för följt flöde genom biosteg den 180306. Tabell 14.10 visar parametrar använda för att bestämma TP i slam för den 180323.

Tabell 14.8. Stickprovstagning för den 180301. Inget flöde har följts genom processen och värdena ger därmed endast en överblicksbild. Provtagningen påbörjades cirka kl. 9 och pågick under några timmar, klockslag har därför ej inkluderats.

Provtagningsplats	Provpunkt	PO ₄ -P (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	SS (g/L)	TP (mg/L)
FS	2	4,15	0,584	18,8	-	-
L1 slutet av anaerobzon	L1-2	9,14	0,45	-	-	-
L2 slutet av anaerobzon	L2-2	10,3	0,389	-	-	-
L3 slutet av anaerobzon	L3-3	10,7	0,383	-	-	-
L1 utgående MS	L1B-5	1,32	1,26	3,53	-	-
L2 utgående MS	L2-5	0,303	3,38	3,12	-	-
L3 utgående MS	L3-5	0,137	5,15	1,92	-	-
Kolkälla till ARP	6	3,05	0,605	-	-	-
ARP in	7	5,58	0,572	-	-	-
ARP slutet av oxzon	8	0,009	13,2	2,1	-	-
ARP slutet	9	-	-	-	4,31	Ofiltrerat: 32,0 Filtrerat: 0,128
ARP ut	10	0,01	2,91	4,23	-	-
SSH in	11	1,33	0,435	1,38	-	-
SSH ut	13	21,9	1,07	6,27	5,48	-

Tabell 14.9. Provtagning för upprättning av fosfat- samt nitratprofiler för den 180306. Baserat på beräknade uppehållstider i respektive zoner följde provtagningen ungefärligt flödet genom biostegen.

Provtagningsplats	Provpunkt	Klockslag	PO ₄ -P (mg/l)			NO ₃ -N (mg/l)		
			L1	L2	L3	L1	L2	L3
FS	2	kl. 07.50	4,23	4,23	4,23	0,862	0,862	0,862
Slutet av anaerobzon	LX-2	kl. 08.50	11,8	12,8	13,1	0,274	0,287	0,27
Slutet av anoxzon	LX-3	kl. 09.55	4,06	4,01	5,39	0,298	0,26	0,278
Slutet av oxzon	LX-4	kl. 12.50	1,18	1,41	3,14	2,63	2,38	1,92
Utgående MS	LX-5	kl. 15.50	2	2,1	3,8	2,15	2,2	1,46

Tabell 14.10. Provtagning för bestämning av fosforhalt i slam för den 180423.

Provtagningsplats	Provpunkt	PO ₄ -P (mg/l)	SS (g/L)	TP (mg/L)
ARP oxzon	8	0,241	5,17	34,1
			5,08	
			5,10	

14.11 Bilaga 11 – Hydrolyshastighet och COD-utbyte

Tabell 14.11 visar parametrar som använts för att utvärdera hydrolysfunktionen hos SSHn där prover inhämtades den 180214 och den 180301. Provpunkter ses inom parentes där korresponderande plats ses i figur 7.1.

Tabell 14.11. Provtagningar för utvärdering av eventuella hydrolyshastigheter. Exakta klockslag saknas för den 180301.

180214	In SSH (11) kl. 9.45	Ut SSH (13) kl. 9.43	Ut ARP (10) kl. 9.49	Ut ARP ox (8)
COD (mg/l)	2558	2665	1655	-
COD_f (mg/l)	29,4	109	28,9	-
PO₄-P (mg/l)	0,184	16,3	0,048	-
TP (mg/l)	0,333	9,67	0,197	-
NO₃-N (mg/l)	0,297	0,508	1,62	-
NH₄-N (mg/l)	7,85	1,29	3,68	-

180301	In SSH (11)	Ut SSH (13)	Ut ARP (10)	Ut ARP ox (8)
COD (mg/l)	-	2184	1362	-
COD_f (mg/l)	41,7	110	37,3	90,5
PO₄-P (mg/l)	1,33	21,9	8,88	-
TP (mg/l)	-	-	-	-
NO₃-N (mg/l)	0,435	1,07	2,91	13,2
NH₄-N (mg/l)	1,38	6,27	4,23	2,10

14.12 Bilaga 12 – Slamåldrar

Parametrar använda för beräkning av diverse slamåldrar ses i tabell 14.12.

Tabell 14.12. Parametrar använda för beräkning av diverse slamåldrar.

Parameterbeteckning	Medelvärde jan år 2018	Kommentarer
Q _{ös}	1035 m ³ /dygn	Summering av flödet genom tre ventiler
SS _{ös}	5 g/l	Online-mätare
Q _{In}	51883 m ³ /dygn	Ut FS
SS _{ut-MS}	4 mg/l	Inkommande flotation
SS _{bio}	2,4 g/l	Medelvärde för samtliga biolinjer
SS _{ARP}	5 g/l	Antas samma som SS _{ös}
Q _{SSH}	1200 m ³ /dygn	
SS _{SSH}	5 g/l	Antas samma som SS _{ös}

Parameterbeteckning	180301	Kommentarer
Q _{ös}	953 m ³ /dygn	Summering av flödet genom tre ventiler
SS _{ös}	4,3 g/l	Online-mätare
Q _{In}	28097 m ³ /dygn	Ut FS
SS _{ut-MS}	7 mg/l	Inkommande flotation
SS _{bio}	2,5 g/l	Medelvärde för samtliga biolinjer
SS _{ARP}	4,3 g/l	Analyserat enligt instruktion i bilaga 3
Q _{SSH}	1200 m ³ /dygn	
SS _{SSH}	5,5 g/l	Analyserat enligt instruktion i bilaga 3

14.13 Bilaga 13 – Nitrifikationsförsök för ARP-slam från den 180320 kl. 13.45

Samtlig data för nitrifikationsförsöket genomfört den 180321 finns sammanställd i tabell 14.13.

Tabell 14.13. Rådata nitrifikationsförsök för slam inhämtat i oxzon på ARP.

Tid (min)	NH ₄ -N (mg/l)
1	42,4
15	41,7
30	35,3
45	30,3
60	22,6
75	20,0
90	14,5

SS- och VSS-analyser

	Volym (L)	m _{filter} (g)	m _{105°C} (g)	m _{550°C} (g)	SS (g SS/L)	VSS (g VSS/L)	Medel SS (g SS/L)	Medel VSS (g VSS/L)
Före	0,01	0,1297	0,1859	0,1385	5,62	4,74	5,80	4,82
Efter	0,01	0,1307	0,1905	0,1416	5,98	4,89		

14.14 Bilaga 14 – Denitrifikationsförsök för ARP-slam från den 180320 kl. 13.45

Samtlig data för denitrifikationsförsöken genomförda den 180321 finns sammanställda i tabell 14.14. I det försök då kolkällan bestod utav inkommande vatten inhämtades denna kl. 13.52 från efter sand- och fettfång den 180320.

Tabell 14.14. Rådata denitrifikationsförsök för slam inhämtat i oxzon på ARP med olika kolkällor; NaAc eller inkommande vatten ARV. Tillsatts av kolkälla skedde omedelbart efter provtagning vid 30 min.

Tid (min)	NaAc som kolkälla			Inkommande vatten som kolkälla		
	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO ₂₊₃ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO ₂₊₃ -N (mg/l)
1	33,7	0,342	34,0	37,3	0,824	38,1
15	32,9	-	-	33,4	-	-
30	29,8	0,620	30,4	33,3	1,40	34,7
31	28,3	0,570	28,9	15,9	1,39	17,3
45	23,1	1,240	24,3	7,32	2,37	9,69
60	15,6	-	-	4,18	-	-
75	6,59	0,615	7,2	2,82	0,275	3,10
90	2,42	-	-	1,43	-	-
105	0,697	0,200	0,897	0,843	0,478	1,32
120	0,769	-	-	0,772	-	-
135	0,650	0,162	0,812	0,846	0,264	1,11
150	1,520	0,168	1,668	0,817	-	-
165	0,706	-	-	0,883	-	-
180	0,672	0,075	0,747	0,719	0,131	0,850

SS- & VSS-analyser

	NaAc som kolkälla		Inkommande vatten som kolkälla	
	Före	Efter	Före	Efter
Volym (L)	0,01	0,01	0,01	0,01
m_{filter} (g)	0,1291	0,1298	0,1298	0,1295
m_{105°C} (g)	0,1665	0,1611	0,1677	0,1492
m_{550°C} (g)	0,1345	0,1340	0,1354	0,1317
SS (g SS/L)	3,74	3,13	3,79	1,97
VSS (g VSS/L)	3,20	2,71	3,23	1,75
VSS använt i beräkningar (g VSS/L)	3,215		1,75	