



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 16 006

Examensarbete 30 hp

Februari 2016

Flytslam i Lövsta avloppsreningsverk

Påverkande faktorer och potentiella åtgärder

Matilde Kamp

REFERAT

Flytslam i Lövsta avloppsreningsverk – påverkande faktorer och potentiella åtgärder

Matilde Kamp

Ett avgörande steg i avloppsvattenrening med aktivslammetoden är att slammet kan avskiljas från det renade vattnet. Detta sker oftast i sedimenterings-bassänger. Sedimenteringsproblem är dock vanliga på många avloppsreningsverk, vilket kan leda till att föroreningar följer med utgående vatten. Studier om slamegenskaper är därför viktiga för att öka förståelsen för vilka faktorer som påverkar sedimenteringen och vad som kan göras för att minska problemen. I detta examensarbete har ett mindre avloppsreningsverk i Lövsta utanför Uppsala studerats. Ungefär en tredjedel av flödet till verket kommer från ett närliggande slakteri. Verket har återkommande problem med flytslam i slutsedimenteringsbassängen. Syftet med arbetet var att – genom litteraturstudier, provtagning, fullskaleförsök och analys – identifiera orsaker till flytslamproblemen. Även förslag till åtgärder skulle läggas fram.

En utvärdering av reningsprocessen genomfördes dels utifrån befintliga mätdata, dels genom utförligare provtagningar och mätningar som gjordes under en treveckorsperiod i oktober. Höga nitrathalter observerades i vattnet, särskilt i den utjämningsbassäng där flödesutjämnning och förbehandling av slakterivattnet sker. De höga nitrathalterna, i kombination med en lång slamuppehållstid i slutsedimenteringsbassängen, bedömdes vara orsaken till flytslambildningen eftersom båda dessa faktorer gynnar uppkomsten av kvävgas genom denitrifikation. Det är denna gas som lyfter slammet från botten av bassängen till ytan. Två möjliga åtgärder för att lösa flytslamproblemen bedömdes vara genomförbara. Den ena var att öka bortpumpningen av slam från botten av slutsedimenteringsbassängen, för att förkorta slamuppehållstiden. Den andra var att denitrifiera vattnet innan det når slutsedimenteringen. Av dessa förslag ansågs det senare vara mer tilltalande ur både ekonomisk och miljömässig synvinkel. En strategi för att denitrifiera vattnet bedömdes vara intermittent luftning av utjämningsbassängen. Denna luftningsstrategi tillämpades under en försöksperiod på tio veckor. Nitrathalterna mättes en eller två gånger i veckan under försöksperioden. En sänkning av nitrathalterna observerades: från 182 mg/l till som lägst 60 mg/l i utjämningsbassängen och från 65 mg/l till som lägst 18 mg/l i luftningsbassängen. Sänkningen var dock inte tillräcklig för att förhindra flytslambildning i sedimenteringsbassängerna. Den ofullständiga denitrifikationen berodde troligtvis på för låga BOD-halter i utjämningsbassängen. Vidare undersökningar behövs för att utvärdera och optimera kvävereningen genom intermittent luftning.

Nyckelord: flytslam, slamegenskaper, sedimentering, avloppsvattenrening, nitrifikation, denitrifikation, intermittent luftning

Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet

Box 337, SE-751 05 Uppsala

ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Rising Sludge in Lövsta Wastewater Treatment Plant – Influencing Factors and Potential Solutions

Matilde Kamp

One of the most crucial steps in wastewater treatment with activated sludge is the separation of sludge from the treated effluent. This is most often done by sedimentation in clarifiers. Sedimentation problems are, however, common in many wastewater treatment plants, causing higher concentrations of pollutants in the effluent. Research on sludge characteristics is therefore important to increase the knowledge about which factors affect the sludge settling properties and what can be done to minimize problems. In this master thesis a small wastewater treatment plant in Lövsta outside Uppsala, Sweden, was investigated. About a third of the influent water to the plant comes from a slaughterhouse situated nearby. The plant suffers from recurrent problems with rising sludge in the secondary clarifier. The purpose of this thesis was to – through literature studies, sampling, full scale experiments and analysis – identify causes for the rising sludge problem. Also, suggestions to remedy the problem were to be presented.

An evaluation of the treatment process was conducted from existing measurement data and from sampling and measuring done for three weeks in October. High concentrations of nitrate were found in the water, especially in the equalization tank, where flow equalization and primary treatment of the slaughterhouse wastewater takes place. The high concentrations of nitrate, in combination with a long sludge retention time in the secondary clarifier, were judged to be the reason for the formation of rising sludge. Both of these factors stimulate the development of nitrogen gas through denitrification. This gas lifts the sludge from the bottom of the clarifier to the water surface. Two possible solutions to the rising sludge problem were considered feasible. One was to increase the pumping of sludge from the bottom of the secondary clarifier, to decrease the sludge retention time. The second was to denitrify the water before it reaches the clarifiers. Of these two suggestions, the second was regarded as more appealing from both an economical and an environmental point of view. One method to denitrify the water was deemed to be intermittent aeration in the equalization tank. This aeration strategy was implemented for ten weeks. Nitrate concentrations were measured one or two times a week for this period of time. A decrease in nitrate concentrations was observed: from 182 mg/L to at its lowest 62 mg/L in the equalization tank, and from 65 mg/L to at its lowest 18 mg/L in the aeration tank. The decrease was, however, not enough to prevent formation of rising sludge in the clarifiers. The incomplete denitrification process was thought to be due to low concentrations of BOD in the equalization tank. Further studies need to be carried out to evaluate and optimize the nitrogen removal through intermittent aeration.

Keywords: rising sludge, sludge characteristics, settling, wastewater treatment, nitrification, denitrification, intermittent aeration

Department of Information Technology, Uppsala University

Box 337, SE-751 05 Uppsala

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete markerar slutet av fem års studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Arbetet har utförts på Sweco i Uppsala och på SLUs avloppsreningsverk i Lövsta. Handedare har varit Anders Selmer på Sweco. Ämnesgranskare har varit Bengt Carlsson på institutionen för informationsteknologi vid Uppsala universitet.

Tack till Anders Selmer för att du gjorde arbetet möjligt och för stöttning och engagemang under hela arbetets gång. Tack även till Bengt Carlsson för värdefulla kommentarer och uppmuntran när det behövdes. Tack Richard Öberg för all hjälp i reningsverket. Stig Morling och Hans Holmström – tack för att ni har delat med er av kunskap och erfarenhet. Tack till Fritjof Fagerlund, Carmen Vega Riquelme och My Ekelund för nödhjälp med labutrustning och Pontus Lindholm för hjälp med styrsystemet. Ett stort tack till alla på Sweco som har välkomnat mig från första dagen och intresserat sig för mitt arbete. Slutligen, tack Otto för att jag alltid kan bolla idéer med dig och för många tips och trix längs vägen.

Matilde Kamp

Uppsala, januari 2016

Copyright © Matilde Kamp och Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet.

UPTEC W 16 006, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2016.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Flytslam i Lövsta avloppsreningsverk – påverkande faktorer och potentiella lösningar

Matilde Kamp

Rening av avloppsvatten sker i avloppsreningsverk. Det främsta syftet med reningen är att minimera risken för att smittor, miljögifter och övergödande ämnen sprids i sjöar och hav. Avloppsreningsverk har därför krav på att avlägsna organiskt material och fosfor från vattnet. Större avloppsreningsverk har ofta även krav på kväverening.

En vanlig metod för avloppsvattenrening är den så kallade aktivsslammetoden. I den utnyttjas mikroorganismers förmåga att bryta ned organiskt material och ta upp näringsämnen för sin tillväxt. Det är mikroorganismerna, tillsammans med det organiska materialet, som bildar ”aktivt slam”. I sin enklaste form består aktivslamprocessen av en luftningsbassäng och en sedimenteringsbassäng. I luftningsbassängen syresätts vattnet genom att luft blåses in i bassängen, oftast genom bottenmonterade luftare. Syret behövs för att mikroorganismerna ska kunna bryta ned det organiska materialet. Luftningen gör också att slammet hålls svävande i vattnet. Från luftningsbassängen förs vattnet sedan vidare till en sedimenteringsbassäng där slammet tillåts sjunka till botten och därmed separeras från det renade vattnet. Att slammet kan sjunka till botten är därmed avgörande för hela reningsprocessen. Trots detta är sedimenteringsproblem vanliga på många avloppsreningsverk, vilket kan medföra att slam följer med utgående vatten och förorenar våra vattendrag. Det kan vara svårt att hitta lösningar till sedimenteringsproblem eftersom slammets egenskaper bestäms av många olika faktorer i vattnet och i avloppsreningsverket. Ett sedimenteringsproblem är så kallat flytslam. Med flytslam menas slam som flyter upp till ytan igen efter att det sjunkit till botten. Anledningen till detta är att kvävgas bildas i slamtäcket på botten av bassängen och när gasbubblorna flyter upp till ytan lyfter även slamklumparna som de bildats i.

Sveriges lantbruksuniversitet har ett avloppsreningsverk i Lövsta utanför Uppsala. Där förekommer återkommande problem med flytslam i en av sedimenteringsbassängerna. Detta examensarbete syftade till att hitta orsaken till flytslambildningen och att genom provtagning och försök lägga fram förslag för att åtgärda problemet. Avloppsreningsverket tar emot avloppsvatten från ett slakteri och omkringliggande undervisningslokaler, bostäder och småindustrier. Reningsprocessen består av en luftad utjämningstank för förbehandling och flödesutjämning av slakterivattnet, en luftningsbassäng där slakterivattnet blandas med övrigt avloppsvatten och två på varandra följande sedimenteringsbassänger där slammet tillåts sjunka till botten. Det är i den sista sedimenteringsbassängen, slutsedimenteringen, som flytslam främst har uppstått.

Under en tre veckor lång utvärderingsperiod togs prover i avloppsreningsverkets olika bassänger för att identifiera möjliga orsaker till flytslambildningen. Det upptäcktes då att vattnet innehöll höga halter av kväve i form av nitrat, vilket kan brytas ned till kvävgas under syrefria förhållanden. Denna nedbrytningsprocess utförs av bakterier och kallas *denitrifikation*. Anledningen till de höga nitrathalterna bedömdes vara att avloppsvattnet från slakteriet innehåller höga kvävehalter i form av organiskt kväve och ammonium. I utjämningstanken, under förbehandlingen av slakterivattnet, bildas nitrat då bakterier bryter ned ammonium. Denna process kallas *nitrifikation* och kräver tillgång till syre. När det nitrathaltiga vattnet kommer till sedimenteringsbassängen

bryts nitraten ned till kvävgas i den syrefria miljö som uppstår på botten av bassängen. Nitrathalterna i reningsverket var fyra till åtta gånger högre än de halter som tidigare studier har visat ge upphov till flytslam i sedimenteringsbassänger.

Flytslambildningen påverkas, förutom av nitrathalten i vattnet, också av hur länge slammet befinner sig i sedimenteringsbassängen. Ju längre tid slammet är i bassängen, desto längre tid för kvävgasbubblor att bildas. I den första sedimenteringsbassängen, mellansedimenteringen, har flytslam inte bildats i lika stor utsträckning som i slutsedimenteringen. Detta tros bero på att slammet på botten av den bassängen inte ligger kvar lika länge, utan pumpas tillbaka till utjämningsstanken och luftningsbassängen. Denna returslampumpning används för att tillräckligt med slam ska vara kvar i systemet och bidra till reningen av vattnet. När returslampumpningen sänktes bildades flytslam även i mellansedimenteringen.

Kombinationen av en hög nitrathalt och en lång slamuppehållstid i slutsedimenteringsbassängen bedömdes därmed vara orsaken till flytslammet. Två alternativ för att lösa problemet ansågs vara att öka bortpumpningen av slam från botten av slutsedimenteringsbassängen, eller att denitrifiera vattnet innan det når sedimenteringsbassängerna - det vill säga att bryta ned nitraten till kvävgas tidigare i processen. Av dessa förslag betraktades det senare som mer tilltalande ur både ekonomisk och miljömässig synvinkel.

Ett försök att skapa förutsättningar för denitrifikation i utjämningsstanken genomfördes under tio veckor. Luftningen till utjämningsstanken ändrades från att ha varit kontinuerlig, det vill säga ha varit på hela tiden, till att vara omväxlande av och på. Detta kallas *intermittent luftning*. Under de luftade perioderna var förhoppningen att reningen av organiskt material och nedbrytningen av ammonium till nitrat skulle fortsätta. Under de oluftade perioderna var förhoppningen att syrehalten skulle sjunka och nitrat brytas ned till kvävgas. Regelbunden provtagning under försöket visade en sänkning av nitrathalterna efter att den intermittenta luftningen hade tagits i bruk, som mest till ungefär en tredjedel av vad halterna hade varit innan försöket startades. Denna sänkning var dock inte tillräcklig för att förhindra flytslambildning i sedimenteringsbassängerna. Anledningen till att allt nitrat inte bröts ned var troligen att bakterierna som utför denitrifikationen inte hade tillgång till tillräckligt med energi i form av kol. Vidare studier och försök behövs för att förbättra nedbrytningen av nitrat under de perioder då luftningen är avstängd.

ORDLISTA

AF	”Aerated fraction”, tidsförhållandet mellan en luftad fas och en luftningscykel vid intermitterent luftning.
BOD₇	Biokemisk syreförbrukning över 7 dagar. Ett mått på hur mycket biologiskt nedbrytbar substans det finns i vattnet.
COD	Kemisk syreförbrukning. Ett mått på hur mycket oxiderbart material det finns i vattnet. Inkluderar BOD ₇ .
CTR	”Cycle time ratio”, förhållandet mellan tiden för en luftningscykel och den hydrauliska uppehållstiden.
EPS	Extracellulära polymersubstanser. Produceras av flockbildande bakterier i slammet.
HRT	”Hydraulic retention time”, hydraulisk uppehållstid. Vattnets uppehållstid i processen.
Intermittent luftning	Alternativ till kontinuerlig luftning. Luftningen är tidvis på och tidvis av för att skapa varierande förhållanden i samma bassäng.
Luftningscykel	En period med en luftad fas och en oluftad fas vid intermitterent luftning.
MLSS	”Mixed liquor suspended solids”, slamhalt i luftningen.
Slambelastning	Förhållandet mellan tillförd näringsmängd och befintlig slammängd.
Slamhalt	Se SS.
Slamytbelastning	Belastningen av slam per ytenhet på sedimenteringsbassängen.
Slamålder	Slammets uppehållstid i processen. Oftast används aerob slamålder, det vill säga uppehållstiden i luftad volym.
SS	Suspenderad substans, slamhalt.
SV	Slamvolym. Fås genom att låta en liter aktivt slam sedimentera i ett mätglas i 30 minuter, varefter den sedimenterade volymen läses av.
SVI	Slamvolymindex. Fås genom att dividera SV med SS. Ett mått på slammets sedimenteringsegenskaper.
tot-N	Totala halten kväve. Inkluderar organiskt bundet kväve, ammoniumkväve, nitratkväve och nitritkväve.
tot-P	Totala halten fosfor. Inkluderar organiskt bundet fosfor och fosfatfosfor.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT	I
ABSTRACT	II
FÖRORD	III
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING	IV
ORDLISTA	VI
1 INLEDNING	1
1.1 SYFTE	1
2 BAKGRUND.....	2
2.1 AVLOPPSVATTENRENING	2
2.1.1 Aktivslamprocessen.....	2
2.1.2 Viktiga parametrar	2
2.1.3 Nitrifikation och denitrifikation.....	4
2.1.4 Fosforrening.....	5
2.1.5 Intermittent luftning.....	5
2.2 FLOCKBILDNING OCH SLAMEGENSKAPER	7
2.2.1 Mikrobiologi.....	7
2.2.2 Goda sedimenteringsegenskaper	8
2.2.3 Vanliga sedimenteringsproblem	8
2.2.4 Flytslam	9
2.3 LÖVSTA AVLOPPSRENINGSVÄRK	10
2.3.1 Gällande villkor	10
2.3.2 Reningsprocessen	11
2.3.3 Driftproblem	12
3 UTVÄRDERING AV RENINGSPROCESSEN.....	13
3.1 MATERIAL OCH METOD.....	13
3.1.1 Befintliga mätdata.....	13
3.1.2 Beräkningar	15
3.1.3 Provtagning och mätningar.....	15
3.2 RESULTAT	17
3.2.1 Slambelastning och kvävereduktion	17
3.2.2 Provtagning.....	18
3.3 DISKUSSION.....	21
3.3.1 Orsaker till flytslambildningen.....	21
3.3.2 Möjliga åtgärder	22
4 FULLSKALEFÖRSÖK.....	24
4.1 METOD	24
4.1.1 Sänkning av slamhalter.....	24
4.1.2 Intermittent luftning i utjämningsstanken	24
4.2 RESULTAT	25

4.2.1	Slamhalter	25
4.2.2	Syre- och kvävehalter	27
4.3	DISKUSSION	30
4.3.1	Utvärdering av provtagning	30
4.3.2	Slamhalter, slamuppehållstid och sedimenteringsegenskaper	30
4.3.3	Intermittent luftning som ett försök att lösa flytslamproblemen	31
5	SLUTSATSER	33
	REFERENSER	34
	BILAGOR	37
	BILAGA A. RESULTAT FRÅN TIDIGARE PROVTAGNINGAR	37
	BILAGA B. BERÄKNING AV SLAMBELASTNING OCH KVÄVEASSIMILATION.....	39
	BILAGA C. RESULTAT FRÅN STICKPROVER I LÖVSTA RENINGSVERK UTFÖRDA 2015-10-06 TILL 2016-01-14	40
	BILAGA D. FOTON PÅ SLAMPROVER FRÅN UTJÄMNINGSTANK OCH LUFTNINGSBASSÄNG	44

1 INLEDNING

Avloppsvattenrening med aktivt slam är idag den vanligaste biologiska reningsmetoden i världen (Stensel & Makinia, 2014). Metoden går ut på att mikroorganismer i det aktiva slammet renar avloppsvattnet genom att bryta ned organiskt material och ta upp näringsämnen. Ett av de mest avgörande stegen i en aktivslamprocess är att slammet kan avskiljas från det renade vattnet, innan vattnet släpps ut i sjöar, hav eller vattendrag. Avskiljningen sker ofta i sedimenteringsbassänger där slammet tillåts sjunka till botten med gravitationen. Att slammet har goda sedimenteringsegenskaper är därmed av största intresse. Det ska gärna sjunka snabbt, bilda ett kompakt slamlager på botten av bassängen och efterlämna ett klart vatten. Sedimenteringsproblem är dock vanliga på många reningsverk. Det kan handla om slam som inte klumpar ihop sig och därför sjunker dåligt, slam som sväller, skumbildning eller att slam flyter upp till ytan igen efter att det sedimenterat. När slammet inte sjunker till botten ökar risken för att föroreningar följer med utgående vatten och belastar recipienten.

Slammets egenskaper bestäms av fysikaliska, kemiska och biologiska parametrar som samverkar på ett komplext vis (Wilén, 1995). Vissa går att påverka genom att förändra reningsverkets driftstrategi, medan andra är svårare att styra över – till exempel det inkommande vattnets sammansättning. Eftersom alla avloppsreningsverk är unika med avseende på process och inkommande vatten kan det vara svårt att hitta lösningar till sedimenteringsproblem som fungerar överallt. Fallstudier och fullskaleförsök kan dock bidra till att öka förståelsen för vilka faktorer som påverkar slamegenskaperna och vilka potentiella lösningar som finns för att minska eller förebygga sedimenteringsproblem.

I detta arbete har ett mindre avloppsreningsverk, dimensionerat för 2000 personekvivalenter, i Lövsta utanför Uppsala studerats. Verket har återkommande problem med flytslam i slutsedimenteringsbassängen. Klumpar av slam flyter då upp till ytan av bassängen och följer med utgående vatten.

1.1 SYFTE

Syftet med examensarbetet var att sammanställa dagens kunskap om vilka kemiska, biologiska och fysikaliska faktorer som påverkar slamegenskaperna, och hur dessa samverkar. Utifrån detta, samt genom provtagning, försök och analys, skulle möjliga orsaker till flytslamproblemen i Lövsta identifieras och förslag till åtgärder läggas fram. Under arbetet har fokus legat på att hitta en hållbar lösning till flytslamproblemen ur både miljömässig och ekonomisk synvinkel.

2 BAKGRUND

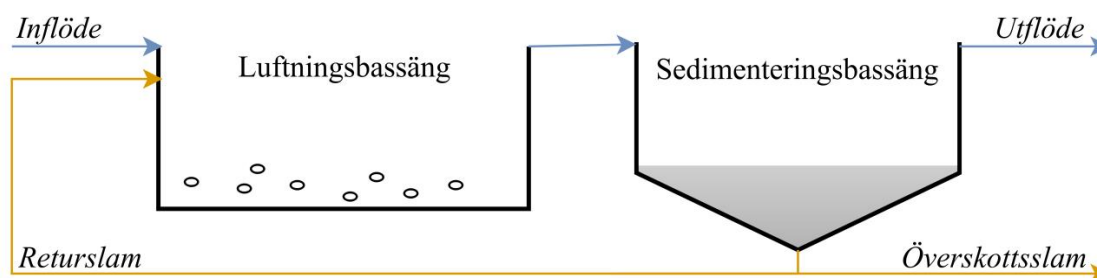
I detta kapitel beskrivs hur avloppsvattenrening med aktivslammetoden fungerar och vilka parametrar som är viktiga att känna till för att förstå och kunna utvärdera processens funktion. Även rening av näringsämnen och ett alternativ till konventionell, kontinuerlig luftning tas upp. Därpå följer ett avsnitt om Lövsta reningsverk – vilka utsläppsvillkor som gäller, hur processen ser ut samt en redogörelse för de flytslamproblem som återkommande uppstår i anläggningen. Slutligen beskrivs mikrobiologins betydelse för slammets sedimenteringsegenskaper och hur olika processparametrar kan påverka flockbildning och slamsammansättning. Vanliga sedimenteringsproblem och framför allt orsaker till, och åtgärder mot, flytslam behandlas.

2.1 AVLOPPSVATTENRENING

Det främsta syftet med avloppsvattenrening är att minimera risken för att skadliga ämnen i avloppsvattnet sprids i sjöar och hav. Avloppsreningsverk har därför krav på att avlägsna organiskt material och fosfor från vattnet. Större avloppsreningsverk har ofta även krav på kväverening.

2.1.1 Aktivslamprocessen

Avloppsvattenrening med aktivslamprocess består i sin enklaste form av en luftningsbassäng och en sedimenteringsbassäng (figur 1). I luftningsbassängen bryter mikroorganismer ned organiskt material och tar upp näringsämnen för att växa till. Luftningen används dels för syresättning av vattnet för att nedbrytning ska kunna ske, dels för omblandning varmed slammets hålls i suspension. Mikroorganismerna bildar tillsammans med organiskt material det aktiva slammet.



Figur 1 Illustration av avloppsvattenrening i en aktivslamprocess. De blå pilarna beskriver vattenflöden. De gula pilarna beskriver slamflöden.

I sedimenteringsbassängen separeras det renade avloppsvattnet från slammets. Att slammets kan sjunka till botten är därmed avgörande för hela reningsprocessen. Från sedimenteringen återförs slam, returslam, till luftningen. Detta görs dels för att behålla en jämn och hög slamhalt i luftningsbassängen, dels för att mikroorganismer med lång generationstid ska kunna överleva. Uttag av överskottsslam sker för att slam inte ska ackumuleras i processen då mikroorganismerna växer till.

2.1.2 Viktiga parametrar

Fyra viktiga parametrar som används för att beskriva innehållet i avloppsvatten är

- kemisk syreförbrukning (COD),
- biokemisk syreförbrukning (BOD),
- totalkväve (tot-N) och
- totalfosfor (tot-P).

COD och BOD beskriver halten organiskt material i vattnet. Tot-N är ett mått på den totala halten kväve i vattnet och inkluderar organiskt bundet kväve, ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) och nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$). Tot-P är ett mått på den totala halten fosfor och inkluderar organiskt bundet fosfor och fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$).

En annan viktig parameter i aktivslamprocessen är den suspenderade substansen (SS) som beskriver koncentrationen suspenderat material i vattnet. SS kallas ofta för slamhalt. Slamhalten i luftad volym kallas MLSS efter engelskans "mixed liquor suspended solids".

Slambelastningen beskriver förhållandet mellan tillförd näringsmängd och befintlig slammängd, med andra ord hur mycket substrat som varje mikroorganism har tillgång till:

$$F = \frac{Q * BOD}{V * MLSS} \quad (1)$$

där F är slambelastningen, Q är flödet genom reningsverket och BOD är ingående BOD-halt till luftningsbassängen. Slambelastningen brukar anges i kg BOD₇/kg SS, dygn och är relaterad till slamproduktionen, det vill säga tillväxten av mikroorganismer.

Vattnets uppehållstid i en bassäng kallas ofta den hydrauliska uppehållstiden (HRT) och beräknas genom att dividera flödet med volymen på bassängen. Slammets uppehållstid i processen brukar kallas slamålder. Vanligen används den aeroba slamåldern vilken beräknas som förhållandet mellan slammängden i luftad volym och uttagen slammängd per dygn (i överskottsslam och utgående vatten):

$$\theta_s = \frac{V * MLSS}{Q_o * SS_o + Q_u * SS_u} \quad (2)$$

där θ_s är den aeroba slamåldern, V är volymen på luftningsbassängen, Q_o är överskottsslamflödet, SS_o är slamhalten i överskottsslammet, Q_u är utgående vattenflöde från sedimenteringen och SS_u är slamhalten i det utgående flödet. I denna rapport menas med slamåldern alltid den aeroba slamåldern. Slamåldern anges normalt i dygn.

En kort slamålder betyder bland annat en mindre mängd slam i systemet. Vid dimensionering betyder detta att sedimenteringsbassängen kan vara mindre. Ett mått på hur stor belastningen av slam är på sedimenteringen är slamybelastningen:

$$L = \frac{Q * SS_i}{A} \quad (3)$$

där L är slamybelastning, SS_i är slamhalten i inflödet till sedimenteringsbassängen och A är sedimenteringsbassängens area. Slamybelastningen brukar anges i kg SS/m², h.

Ett vanligt mått som används för att beskriva slammets sedimenteringsegenskaper är slamvolymindex (SVI). SVI beräknas genom att dividera slamvolymen (SV) med MLSS:

$$SVI = \frac{SV}{MLSS} \quad (4)$$

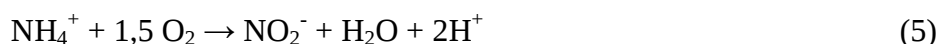
SV brukar anges i ml/l och fås genom att låta en liter aktivt slam sedimentera i ett mätglas i 30 minuter, varefter den sedimenterade volymen slam läses av. SVI brukar anges i ml/g. Ju lägre SVI desto bättre sedimenteringsegenskaper har slammet. Om SVI är över 150 ml/g kan detta vara ett tecken på sedimenteringsproblem (Svenskt Vatten AB, 2010).

2.1.3 Nitrifikation och denitrifikation

Kväve förekommer i avloppsvatten framförallt i form av ammonium (NH_4^+) och organiskt bundet kväve. NH_4^+ kan brytas ned till kvävgas (N_2) genom nitrifikation och denitrifikation. Dessa biologiska processer utnyttjas i aktivslamanläggningar med kväverening för att minska belastningen av näringsämnen på sjöar och vattendrag. Processerna kan dock uppstå oavsiktligt i aktivslamanläggningar utan kväverening och ge upphov till flytslam i sedimenteringsbassängerna (kapitel 2.2.4).

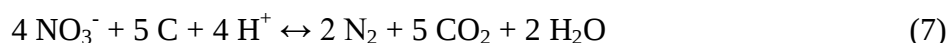
Kväve är ett näringsämne som behövs för att bakterier ska kunna växa till. Därför minskar kvävehalten även i en reningsprocess utan nitrifikation och denitrifikation. Bakteriernas upptag av näringsämnen kallas assimilation och kan stå för 10 till 30 % reduktion av det inkommande kvävet (Svenskt Vatten AB, 2010). Hur stor assimilationen är beror på slamproduktionen – ju större slamproduktion desto större assimilation. En högre kvävereduktion uppnås ofta genom nitrifikation och denitrifikation.

Nitrifikationen sker i två steg av två olika sorters bakterier. Ammoniumoxiderande bakterier omvandlar först NH_4^+ till nitrit (NO_2^-), varefter nitritoxiderande bakterier omvandlar NO_2^- till nitrat (NO_3^-):



Eftersom omvandlingarna är syreberoende krävs aeroba betingelser, till exempel en luftningsbassäng. Nitrifierande bakterier har en långsam tillväxt varför de behöver tillräckligt med tid för att kunna föröka sig. Hur lång tid de har på sig bestäms av slamåldern. Enligt Svenskt Vatten AB (2010) krävs en slamålder på cirka fem till åtta dygn för att uppnå stabil nitrifikation vid 15 °C. Tillväxten gynnas av högre syre- och/eller NH_4^+ -halter och högre temperatur. Idealt pH är 7,5 till 8,6. Värt att notera är att ammoniumoxidationen (ekvation 5) har en pH-sänkande effekt.

Denitrifikation uppstår om NO_3^- -haltigt vatten kommer till en anoxisk miljö. I reningsverk med kväverening finns vanligen anoxiska, omrörda bassänger avsedda för denitrifikation. I brist på syrgas reducerar då de denitrifierande bakterierna NO_3^- till N_2 :



Det är avgörande att bakterierna har tillgång till en kolkälla för att denitrifikation ska kunna ske och nedbrytningen går snabbare ju mer lättomsättlig kolkällan är. Denitrifikationen gynnas liksom nitrifikationen av högre temperatur. Denitrifikationen har, till skillnad från nitrifikationen, en pH-höjande effekt.

Förutsättningarna för nitrifikation respektive denitrifikation sammanfattas i tabell 1.

Tabell 1 Sammanfattning av vilka betingelser som krävs för, respektive gynnar nitrifikation och denitrifikation

Process	Kräver	Gynnas av
Nitrifikation	Aerob miljö	pH 7,5–8,6
	NH_4^+	Högre temperatur
	Tillräckligt hög slamålder	Högre syrehalt
		Högre NH_4^+ -halt
Denitrifikation	Anoxisk miljö	Lättsmältlig kolkälla
	NO_3^-	Högre temperatur
	Kolkälla	

2.1.4 Fosforrening

Fosfor är ett näringsämne som kan ge upphov till övergödning om det släpps ut i sjöar och vattendrag. Det är därför viktigt att avlägsna fosfor från avloppsvattnet. Det är dessutom en ändlig resurs som används som gödsling i jordbruket. Om möjligt är det därför önskvärt att återföra den avlägsnade fosfor till jordbruksmark.

Den vanligaste metoden för att avlägsna fosfor från avloppsvatten är att använda kemisk fällning. Den kemiska fällningen bidrar även till minskning av partikulärt organiskt material och metaller (Svenskt Vatten AB, 2010). Fällningskemikalierna består ofta av järn- eller aluminiumsalter. Järn- och aluminiumjonerna reagerar med fosfat (PO_4^{3-}) och bildar en fällning. Metalljonerna reagerar även med hydroxidjoner i vattnet. PO_4^{3-} -fällningarna och hydroxidfällningarna klumpar ihop sig och bildar flockar som även drar till sig fasta partiklar. Flockarna tillåts sedan sedimentera i sedimenteringsbassänger. Tillsats av fällningskemikalie kan ske både innan, i och efter det biologiska reningssteget.

En annan metod för fosforrening är biologisk fosforreduktion. Liksom kväve assimileras en viss del av inkommande fosfor i slammet då bakterier växer till, men det finns även speciella bakterier (bio-P-bakterier) som under vissa förhållanden har ett förhöjt fosforupptag (Svenskt Vatten AB, 2010). Förenklat tar dessa bakterier upp organiskt material under anaeroba betingelser, samtidigt som de släpper ut PO_4^{3-} . Om de sedan kommer till en aerob miljö bryts det lagrade organiska materialet ned för tillväxt, samtidigt som bakterierna tar upp PO_4^{3-} . Tillväxten gör att PO_4^{3-} -upptaget i den aeroba zonen är högre än PO_4^{3-} -släppet i den anaeroba zonen och därmed minskar halten fosfor i avloppsvattnet. Genom uttag av överskottsslam avlägsnas fosfor ur systemet. En fördel med biologisk fosforreduktion är att kemikalier inte behöver användas.

2.1.5 Intermittent luftning

Luftningsbassängerna står normalt för 50 till 80 % av den totala elenergikonsumtionen i reningsverk (Olsson, 2008). Ett energibesparande alternativ till den kontinuerliga luftningen som i regel används är intermittent luftning. Med intermittent menas att luftningen är tidvis av och tidvis på. Då förändras förhållandena över tid vilket medför att nedbrytning av organiskt material, nitrifikation och denitrifikation kan ske i samma

bassäng.¹ Även biologisk fosforrening kan förekomma (Choung & H.-S., 1999). Under de luftade faserna är tillgången på syre hög vilket gör att organiskt material kan brytas ned och nitrifierande bakterier är aktiva. Under de oluftade faserna sjunker syrehalterna och denitrifierande bakterier kan omvandla NO_3^- till N_2 . En period med en luftad och en oluftad fas brukar kallas en luftningscykel.

Intermittent luftning har vissa likheter med satsvis biologisk rening (SBR). SBR-processen består enligt Svenskt Vatten AB (2010) vanligen av fem faser som alla sker i samma bassäng efter ett givet tidsschema:

- *Fyllning* – Avloppsvatten leds in i bassängen.
- *Reaktion* – Luftning av innehållet i bassängen.
- *Sedimentering* – Slammet sjunker ostört till botten.
- *Tömning* – Det renade avloppsvattnet dekanteras.
- *Vila* – Överskottsslam tas ut.

En viktig skillnad mellan SBR och intermittent luftning är att medan det i SBR finns avsedda tider för fyllning och tömning, är inflöde och utflöde kontinuerligt vid intermittent luftning. En kombination av SBR och intermittent luftning kan också förekomma. Då luftas reaktorn intermittent under reaktionsfasen, men fyllning och tömning sker fortfarande på avsedda tider. En sådan kombination användes av Li et al. (2008) vid rening av slakterivatten i laborationsskala. Höga reningsgrader - 96, 96, respektive 99 % - för COD, kväve och fosfor uppnåddes.

Hanhan et al. (2011) menar att det finns två parametrar, förutom slamåldern, att ta särskild hänsyn till då intermittent luftning används:

- Cycle time ratio (CTR): Förhållandet mellan en luftningscykel och HRT.
- Aerated fraction (AF): Förhållandet mellan luftad fas och den totala luftningscykeln.

Vidare hävdar Hanhan et al. (2011) att det generellt sett har rapporterats CTR lägre än 0,10 i litteraturen och AF runt 0,5. Författarnas egen simulering visade att vid låga CTR (lägre än 0,2) är regleringen av syrehalten viktig. Låga CTR betyder att luftningscyklerna är korta i förhållande till HRT. Ett lågt syrebörvärde ska då väljas i den luftade fasen för att minska risken för försämrade denitrifikation till följd av syreintrång i den oluftade fasen. I en annan studie (Habermeyer & Sánchez, 2005) beskrivs dock syrebörvärdet som mindre viktigt för att uppnå en hög reningsgrad. Istället pekas på vikten av att ha en lång luftningscykel, för att nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna ska hinna fullbordas under avsedda tider.

Dotro et al. (2011) beskriver fyra möjliga nackdelar med intermittent luftning jämfört med kontinuerlig luftning i reningsverk med kväverening:

- Energibesparingen blir inte nödvändigtvis lika stor som väntat, då det kan krävas mycket energi för att öka syrehalten igen efter en oluftad fas.
- Lustgasbildning till följd av ofullständig nitrifikation kan öka.
- Tillväxt av filamentösa bakterier kan gynnas.
- Flockstruktur och -storlek kan påverkas negativt, med grumligare utflöde som följd.

¹ Stig Morling, Technologie doktor på Sweco Environment, personlig kommunikation, 29 september 2015.

Författarna påpekar också att i bassänger utan någon annan omrörning än luftning bör den oluftade fasen vara tillräckligt kort för att minimera risken för problem till följd av långt gången sedimentering.

2.2 FLOCKBILDNING OCH SLAMEGENSKAPER

2.2.1 Mikrobiologi

I en aktivslamanläggning utnyttjas mikroorganismers förmåga att bryta ned organiskt material. Mikroorganismer är ett samlingsnamn för bakterier, protozoer, svampar och alger som består av en enda cell eller cellansamlingar. I det aktiva slammet är det bakterierna som står för den mesta nedbrytningen. Vilken sorts bakterier som är dominerande i slammet bestäms av vad det inkommande vattnet innehåller och vilka förhållanden som råder i processen. De bakterier som trivs växer till, medan andra blir utkonkurrerade och dör. Viktiga miljöfaktorer som påverkar bakteriesammansättningen är pH, temperatur, uppehållstid samt tillgång till energikällor, syre och tillväxtytor (Carlsson & Hallin, 2010). Eftersom dessa faktorer ständigt förändras i en aktivslamprocess kommer även bakteriefloran att förändras över tid och anpassas till rådande betingelser.

Vissa bakterier i det aktiva slammet producerar extracellulära polymersubstanter (EPS) vilka fungerar som lim som gör att flera mikroorganismer samt oorganiska och organiska partiklar klumpar ihop sig och bildar flockar (Wanner, 1994). Dessa bakterier brukar kallas flockbildande. I en flock brukar det också finnas trådformiga, filamentbildande bakterier. De fungerar som en ryggrad i flocken på vilken de flockbildande bakterierna sitter fast (Jenkins et al., 2004). Det är önskvärt att ha en bra balans mellan flock- och filamentbildande bakterier för att få starka och kompakta flockar. Om denna balans rubbas kan sedimenteringsproblem uppstå (se kapitel 2.2.3).

Slammets egenskaper bestäms till stor del av hur flockarna ser ut och vad de består av. Även reningsprocessen och inkommande vatten har betydelse. I tabell 2 ses de viktigaste faktorerna som påverkar slamegenskaperna, sammanfattade i fem klasser av Jin et al. (2003).

Tabell 2 Faktorer som påverkar det aktiva slammets egenskaper (efter Jin et al. 2003)

Påverkande faktor	Beskrivning
Förhållanden i inflöde och process	Den kemiska sammansättningen i inkommande vatten, HRT, slamålder, slam- och syrehalt, slambelastning, pH och temperatur.
Slamflockarnas kemiska beståndsdelar	Slammets sammansättning av suspenderat material, EPS, protein, kolhydrater, humus, DNA, katjoner etc.
Mikrobiologisk fauna och aktivitet	Vilka mikroorganismer som finns i slammet, vad de gör och hur aktiva de är.
Flockuleringsförmåga och flockarnas ytegenskaper	Slammets förmåga att bilda flockar, samt flockarnas ytladdning och hydrofobicitet.
Flockstruktur	Flockarnas storlek, densitet, stabilitet och filamentmängd.

Inflödets påverkan på slamegenskaperna har bland annat att göra med vilka substrat som finns tillgängliga. Det har till exempel visats att vissa filamentbildande bakterier (*Microthrix parvicella*) gynnas av ökade halter långkedjiga fettsyror i vattnet (Andreasen & Nielsen, 2000). Vidare har Ho & Jenkins (1990) visat att förekomst av tensider, ytaktiva ämnen som ibland används i tvätt- och rengöringsmedel, i inkommande vatten främjar andra filamentösa, skumbildande bakterier (*Nocardia*).

Slamålderns betydelse för att få nitrifikation i reningsprocessen har diskuterats i tidigare kapitel. Utöver detta påverkar slamåldern även andelen aktiv biomassa i slammet – ju längre slamålder desto mindre andel aktiv biomassa. Halten inert material i slammet ökar således med ökande slamålder. Som en följd av detta ger en lång slamålder även en minskad slamproduktion, då levande bakterier tillgodogör sig organiskt material och näringsämnen från döda bakterier. Det har till och med visats att en nettoslamproduktion lika med noll går att uppnå (Amanatidou et al., 2015a; Laera et al., 2005), det vill säga att inget överskottslamuttag behövs och slamåldern är lika lång som reningsverkets drifttid – fullständig slamretention. Detta ger dock upphov till höga slamhalter och därför har en sådan driftstrategi främst varit aktuell för reningsverk med membranteknik, vilka inte begränsas av sedimenteringsbassängernas kapacitet (Wei et al., 2003).

Wilén et al. (2008) har visat att det aktiva slammets sammansättning har en säsongsvariation med högre halt EPS under vintermånaderna, vilket även sammanföll med högre halter SS i utgående flöde och försämrad stabilitet hos slamflockarna. En annan studie (Wilén et al., 2003) kom fram till att protein och humusämnen står för den största delen av det polymeriska innehållet i aktivt slam. Samma studie visade att högre halt protein i slammet ger en ökad flockuleringsförmåga, medan högre halt humusämnen ger en lägre flockuleringsförmåga. Både kvantiteten och kvaliteten av EPS påverkar därmed slamegenskaperna.

2.2.2 Goda sedimenteringsegenskaper

En lyckad aktivslamprocess är beroende av att slammet har goda sedimenteringsegenskaper, för att det effektivt ska kunna avskiljas från det renade vattnet. Avgörande är slammets förmåga att flockulera, sjunka och kompakteras på botten av sedimenteringsbassängerna. Wanner (2006) sätter upp fyra viktiga punkter för ett slam med goda sedimenteringsegenskaper:

- Det ska sjunka snabbt.
- När det har sjunkit till botten ska det vara kompakt.
- Det efterlämnar ett klart vatten.
- Det stiger inte till ytan inom 2-3 timmar.

Vidare beskrivs att ett sådant slam ska innehålla flockar som är ungefär sfäriska, kompakta och fasta, med en medelstorlek större än 100 µm.

2.2.3 Vanliga sedimenteringsproblem

Jenkins et al. (2004) urskiljer sex vanliga sedimenteringsproblem i aktivslamanläggningar, här sammanfattade i tabell 3. Gemensamt för alla problem är att de ökar risken för att oönskade ämnen följer med utgående vatten.

Tabell 3 Vanliga sedimenteringsproblem i aktivslamanläggningar (efter Jenkins et al. 2004)

Sedimenteringsproblem	Beskrivning
Mikroflockar – dispergerad tillväxt	Mikroorganismerna förekommer som enskilda celler eller mycket små aggregat ($<10\mu\text{m}$) och har därför svårt att sedimentera.
Mikroflockar – ”knappnålsflockar”	Många små flockar ($50\text{--}100\mu\text{m}$) som sedimenterar dåligt, ofta på grund av för få filamentbildande bakterier och/eller brist på EPS.
Viskös (eller icke-filamentös) slamsvällning	Slamflockarna innehåller en hög mängd EPS som gör att slammet får en geléaktig konsistens med dåliga sedimenteringsegenskaper.
Filamentös slamsvällning	Slammet innehåller för många filamentbildande bakterier vilket försämrar sedimentering och kompaktering.
Skumning	Orsakas av filamentbildande bakterier med hydrofobiska cellväggar som fastnar på luftbubblor och flyter till ytan där de bildar ett stabilt skum. Skummet innehåller därför en högre mängd filament än vattnet som det bildas i, vilket kan upptäckas vid mikroskopering.
Flytslam	Uppstår när spontan denitrifikation sker i sedimenteringsbassänger och slammet lyfts till ytan av kvävgasen som bildas.

2.2.4 Flytslam

Flytslam beror på att denitrifikation förekommer i sedimenteringsbassängen. Om N_2 -koncentrationen i det sedimenterade slammet blir tillräckligt hög kommer bubblor att stiga till ytan och ta med sig slamflockarna som de bildats i. Ett slamtäcke formas då på ytan av bassängen. Problemet kan förvärras om slammet har en hög halt filamentbildande bakterier eftersom filamenten bidrar till att fånga in N_2 -bubblorna (Jenkins et al., 2004). Det är viktigt att skilja flytslam från skumning eftersom de har olika orsak och kräver olika åtgärd. Detta kan enkelt göras genom att med mikroskop analysera filamenthalten i skum/flytslam och vattnet i vilket det bildats. Skum har en högre filamenthalt än vattnet, medan flytslammet ska ha samma filamenthalt som vattnet.

Henze et al. (1993) utvärderar sju faktorer som kan påverka N_2 -halten på en viss nivå i en sedimenteringstank och drar följande slutsatser:

- Den kritiska halten $\text{NO}_3\text{-N}$ för flytslam är 6 till 8 mg/l vid $20\text{ }^\circ\text{C}$ (7 till 9 mg/l vid $15\text{ }^\circ\text{C}$).
- Huruvida N_2 -bubblor hinner uppstå vid denna koncentration beror på denitrifikationshastigheten tillsammans med slammets uppehållstid i sedimenteringstanken. Vid temperaturer på minst $20\text{ }^\circ\text{C}$ bedöms den kritiska uppehållstiden vara en timme (två timmar vid $15\text{ }^\circ\text{C}$).

Vidare diskuteras att uppehållstiden i sedimenteringen normalt sett är längre än en timme och att om flytslamproblem uppstår är den enda praktiska lösningen att denitrifiera vattnet innan det når sedimenteringsbassängen. En annan tänkbar lösning är dock att sänka slamåldern för att förhindra nitrifikation i de luftade bassängerna och därmed sänka den inkommande NO_3^- -halten till sedimenteringen (Svenskt Vatten AB, 2010).

Flores-Alsina et al. (2010) undersöker risken för flytslam genom simulering och bedömer att det går att minimera risken genom att:

- minska syrehalten i luftningen,
- minska slamåldern,
- öka slamuttaget från sedimenteringen och
- undvika överdimensionering av sedimenteringsbassängen.

De två första förslagen ger minskad nitrifikation medan de senare ger minskad denitrifikation på grund av förkortad slamuppehållstid. Författarna betonar dock osäkerheten i modelleringen.

Amanatidou et al. (2015b) utvärderar sedimenteringsproblem, inklusive flytslambildning, i två reningsverk som behandlar slakterivatten under fullständig slamretention, det vill säga utan uttag av överskottsslam. Den långa slamåldern som fås vid en sådan driftstrategi leder till höga slamhalter i luftningsbassängerna, och därmed en hög slamybelastning på sedimenteringsbassängerna. Författarna observerade att i avloppsvatten med högt kväveinnehåll (COD:N:P förhållande runt 100:12:1) bildades mycket N_2 i sedimenteringen och flytslam uppstod. I ett mer typiskt avloppsvatten (COD:N:P runt 100:5:1) bildades inte tillräckligt med gaser för att lyfta slammet. Föreslagna lösningar var att öka syrehalten i sedimenteringsbassängen (hur detta ska göras praktiskt diskuteras dock inte), att öka returslamflödet (det vill säga att öka bortpumpningen av slam från botten av bassängen) eller att förbättra denitrifikationen innan sedimenteringen.

2.3 LÖVSTA AVLOPPSRENINGSVERK

Sveriges lantbruksuniversitet driver en forsknings- och utbildningsanläggning i Lövsta strax utanför Uppsala. I anläggningen ingår ett reningsverk som tar emot avloppsvatten från ett slakteri och omkringliggande undervisningslokaler, bostäder och småindustrier. Reningsverket, som tidigare var dimensionerat för 100 personekvivalenter, byggdes om och ut under år 2014 för att klara av att ta emot inflödet från det nybyggda slakteriet. Kapaciteten ökades dels genom en luftad utjämnings-tank för förbehandling av slakterivatten, dels genom en sedimentationsdamm och våtmark vilka anlades som avslutande steg till reningsverket.

2.3.1 Gällande villkor

Enligt ”Beslut angående anmälan om mindre ändring” från 2013-09-02 (diarienummer 2013-2084-MI) från miljö- och hälsoskyddsnämnden ska reningsverket nu vara dimensionerat för 2000 personekvivalenter, vilket motsvarar 140 kg BOD_7 /dygn i inkommande vatten som årsmedelvärde. I beslutet står även att slakteriet vid full slakt förväntas ge upphov till avloppsvattenflöden på 80 m^3 /dygn och övrig verksamhet 96 m^3 /dygn som årsmedelvärde. Reningsverket är därmed dimensionerat för 180 m^3 /dygn.

Reningskraven finns specificerade i ”Tillstånd enligt 9 kap. miljöbalken (MB) till djurhållning m.m. på fastigheten Funbo-Lövsta 8:4 i Uppsala kommun” från 2007-06-

12 (diarienummer 551-5696-06), utfärdat av länsstyrelsen. Kraven på utgående vatten är:

- Tot-P får som riktvärde inte överskrida 0,3 mg/l, beräknat som kvartalsmedelvärde.
- Organiskt material, analyserat som BOD₇, får som riktvärde inte överskrida 10 mg/l som kvartalsmedelvärde.

Med riktvärde menas att om värdet överskrider har tillståndshavaren skyldighet att vidta åtgärder för att förhindra att det överskrider igen. Inga krav på kväverening finns.

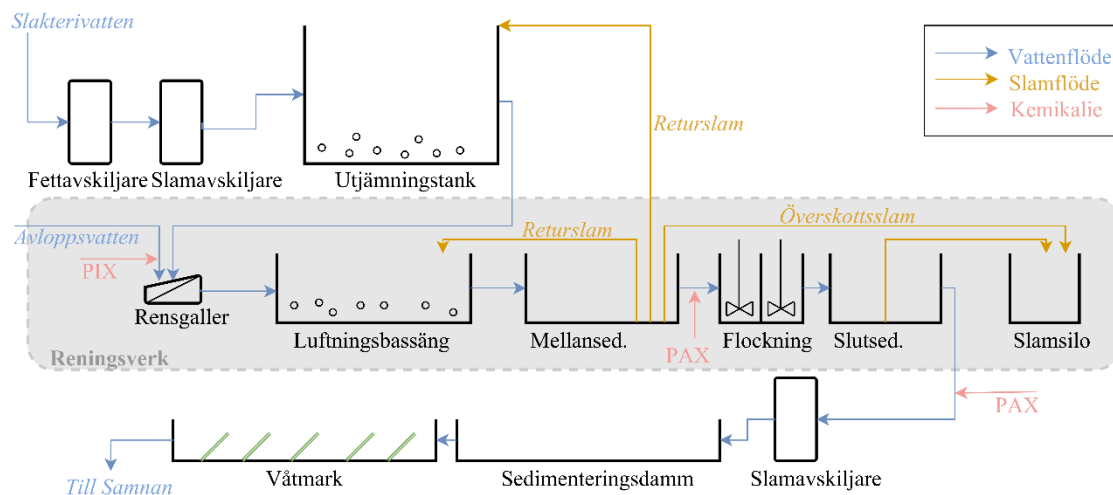
2.3.2 Reningsprocessen

Slakterivatten och avloppsvatten från övriga området leds i separata ledningar till reningsverket. Slakterivattnet leds via en fett- och en slamavskiljare till en luftad utjämningsstank. Utjämningsstanken fungerar både som en flödesutjämnare och som förbehandling. I tanken gör luftningen tillsammans med återföring av aktivt slam från reningsverket att organiskt material i slakterivattnet bryts ned. Det förbehandlade slakterivattnet blandas sedan med övrigt avloppsvatten och fällningskemikalie (järnklorid, PIX-111) i en pumpstation innan det leds in i reningsverket. Fällningskemikalien tillsätts för att förbättra fosforeringen och slamegenskaperna. Flödet av förbehandlat slakterivatten till reningsverket styrs av hur mycket övrigt avloppsvatten som kommer in. Ett högt flöde av avloppsvatten medför mindre slakterivatten och vice versa.

I reningsverket förs vattnet genom ett rensgaller där de största partiklarna avskiljs. Därefter sker nedbrytning av organiskt material i en luftningsbassäng. Från luftningsbassängen leds vattnet till en mellansedimentering där slammet kan sjunka till botten. Returslam pumpas från mellansedimenteringen tillbaka till utjämningsstanken och luftningsbassängen för att hålla en bra slamhalt. Vid behov kan överskottsslam ledas till en slamsilo. I dagsläget används inte denna möjlighet, istället tillåts överskottsslam följa med utflödet vidare till kemisk rening med flockning och slutsedimentering.

I flockningsbassängen blandas vattnet med fällningskemikalie (polyaluminiumklorid, PAX-15) för utfällning av fosfor. Fällningen som bildas avskiljs därefter i slutsedimenteringsbassängen. Om överskottsslam finns i vattnet avskiljs även detta i slutsedimenteringen. Slamuppehållstiden i slutsedimenteringsbassängen är lång vilket gör att den kan fungera som en slamförtjockare. Det sedimenterade slammet pumpas sedan till slamsilon. När silon är full körs slammet bort för behandling. Det är önskvärt att detta slam har en hög slamhalt eftersom transport av vatten medför onödig kostnad och miljöbelastning.

Det renade vattnet blandas med ytterligare polyaluminiumklorid och leds ut ur verket, genom en slamavskiljare och därefter till en sedimenteringsdamm och våtmark. Utgående flöde förs till ån Samnan och vidare till Sävjaån. Ett förenklat processschema över reningsverket ses i figur 2. Dimensioner på några av verkets bassänger finns i tabell 4.



Figur 2 Förenklat processchema över Lövsta reningsverk. De blå pilarna beskriver vattenflöden, de gula pilarna beskriver slamflöden och de rosa pilarna beskriver flöden av fällningskemikalier. Det grå området är inomhus.

Tabell 4 Dimensioner på några av Lövsta reningsverks bassänger

	Area (m ²)	Volym (m ³)
Utvärningstank	129	900
Luftningsbassäng	19,2	48
Mellansedimentering	9	16
Slutsedimentering	9	16

2.3.3 Driftproblem

Reningsverket har återkommande problem med flytslam i slutsedimenteringen. Klumpar av slam flyter då upp till ytan av bassängen och följer med utgående flöde. Problemet åtgärdas delvis genom återföring av flytslam till luftningsbassängen, men vid större mängder töms hela sedimenteringsbassängen genom slamsugning. Tömning sker enligt uppgift var tredje till fjärde vecka². Ibland har flytslamproblemen börjat i mellansedimenteringsbassängen för att därefter "vandra" till slutsedimenteringsbassängen. Effekterna av flytslammet är ökade halter oönskade ämnen i utgående vatten från slutsedimenteringen och därmed onödig belastning på sedimentationsdammen, samtidigt som åtgärderna, i form av slamsugning, innebär ökade driftkostnader.

² Richard Öberg, Fastighetsskötare Sveriges lantbruksuniversitet, personlig kommunikation, 17 september 2015.

3 UTVÄRDERING AV RENINGSPROCESSEN

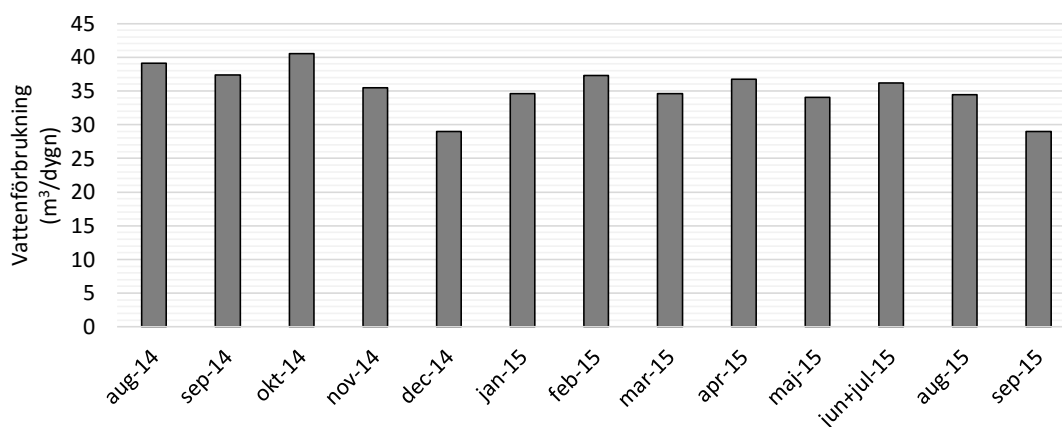
En utvärdering av reningsprocessen i Lövsta reningsverk genomfördes för att få en uppfattning om vilka möjliga orsaker som fanns till uppkomsten av flytslam i slutsedimenteringsbassängen, och vilka åtgärder som skulle kunna minska problemen. I detta kapitel presenteras vilka material och metoder som användes för utvärderingen samt vilka resultat dessa ledde fram till. Slutligen diskuteras vilka faktorer som kan tänkas bidra till flytslambildningen och vad som kan göras för att förhindra den.

3.1 MATERIAL OCH METOD

Underlag för utvärderingen var dels befintliga mätdata på slakteriets vattenförbrukning, slakterivattnets sammansättning och resultat från månatliga provtagningar som utförts sedan det ombyggda reningsverket togs i bruk, dels resultat från utförligare provtagningar och mätningar som gjordes under en treveckorsperiod i oktober.

3.1.1 Befintliga mätdata

Det finns ingen mätning på ingående avloppsvattenflöde från slakteriet, men slakteriets vattenförbrukning läses av en gång per månad (bilaga A). Den genomsnittliga vattenförbrukningen per dygn ses i figur 3 för varje månad från augusti 2014 till september 2015. Slakt sker endast på vardagar men i diagrammet har ingen hänsyn tagits till helgdagar. Vattenförbrukningen per arbetsdag är således högre, medan förbrukningen under helger är nära noll. Medelvärde för hela perioden är $35 \text{ m}^3/\text{dygn}$.



Figur 3 Slakteriets genomsnittliga vattenförbrukning per dygn för varje månad från augusti 2014 till september 2015. Genomsnittet för juni och juli räknades ut tillsammans eftersom ingen avläsning gjordes i juli.

Karaktärisering av slakterivattnet med avseende på COD, BOD₇ och tot-N gjordes under två dagar år 2012 (bilaga A). Genomsnittet för respektive parameter ses i tabell 5.

Tabell 5 Medelvärden och standardavvikelser för COD-, BOD₇- och tot-N-halter i slakterivattnet uppmätta under två dagar hösten 2012

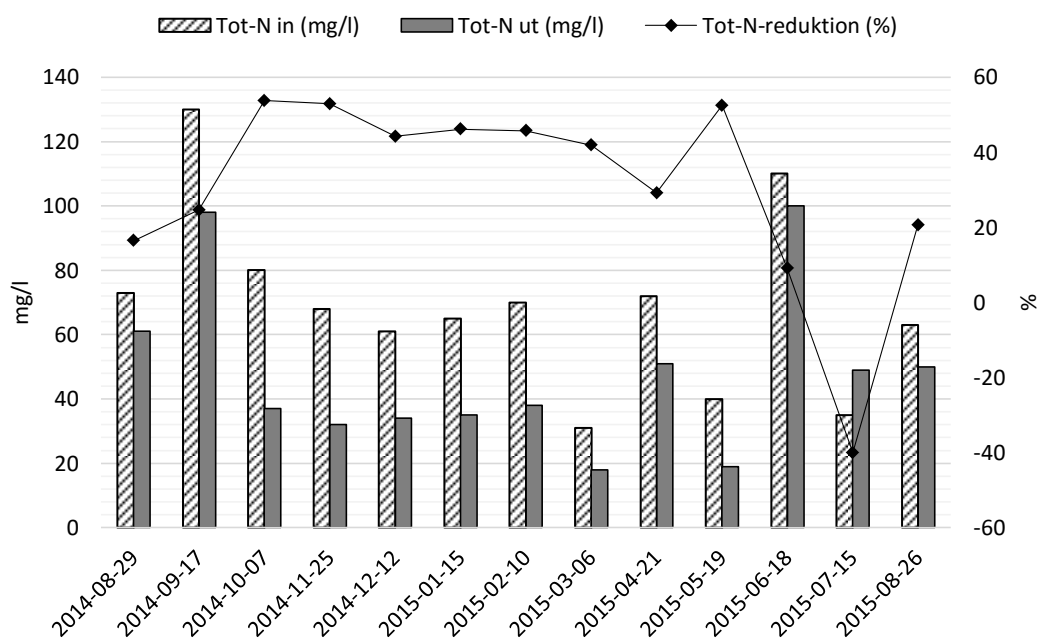
Tidpunkt	COD (mg/l)	BOD ₇ (mg/l)	Tot-N (mg/l)
2012-10-31 (kl. 06-18) och 2012-11-01 (kl. 06-18)	3314(±550)	1817(±203)	329(±52)

Dygnsprover på in- och utgående flöde har tagits en gång i månaden sedan det upprustade reningsverket i Lövsta togs i bruk (bilaga A). Det ingående flödet har i dessa fall varit ingående flöde till rensvallret, det vill säga en blandning av förbehandlat slakterivatten och övrigt avloppsvatten. Ingen provtagning på inkommande slakterivatten har då genomförts. Analyserade parametrar har varit tot-N-, tot-P-, BOD₇- och COD-halt samt pH. SS-halt har analyserats i utgående flöde. Medelvärden för några av parametrarna i ingående flöde sammanfattas i tabell 6. För jämförelse redovisas i samma tabell vanliga koncentrationer av föroreningar i hushållsvatten enligt Naturvårdsverket (2013).

Tabell 6 Medelvärden och standardavvikelser för COD-, BOD₇-, tot-N- och tot-P-halter i ingående flöde till rensvallret, beräknat från månatliga dygnsprovtagningar under perioden 2014-08-29 till 2015-08-26, samt vanliga koncentrationer av föroreningar i spillvatten från hushåll enligt Naturvårdsverket (2013)

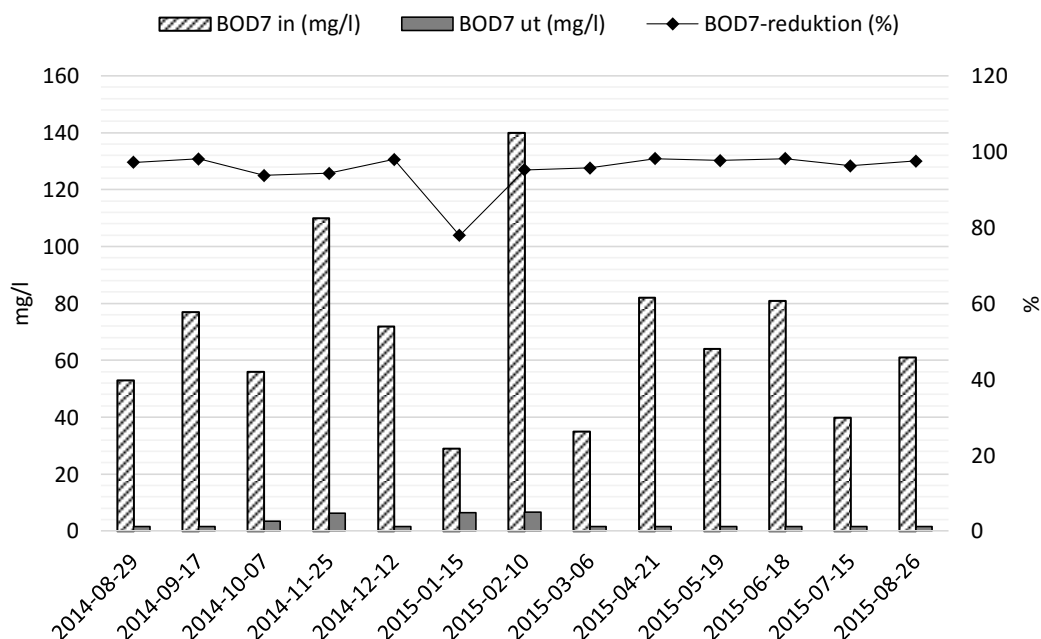
	COD (mg/l)	BOD ₇ (mg/l)	Tot-N (mg/l)	Tot-P (mg/l)
Ingående flöde	672(±361)	69(±29)	69(±26)	15(±10)
Naturvårdsverket (2013)	-	200-400	25-70	4-10

I denna studie var kvävehalterna av särskilt intresse eftersom flytslamproblem vanligen är kopplade till nitrifikation och denitrifikation. I figur 4 ses in- och utgående tot-N i reningsverket samt tot-N-reduktionen i procent. Enligt resultaten från provtagningen 2015-07-15 är utgående tot-N högre än ingående tot-N. Detta skulle betyda att kväve bildas under processen vilket inte är sannolikt. Medelvärde för kvävereduktionen är 36 % (då resultatet från 2015-07-15 bortses).



Figur 4 In- och utgående halter tot-N i dygnsprover från perioden 2014-08-29 till 2015-08-26, samt tot-N-reduktionen i procent för respektive provtagningstillfälle.

In- och utgående BOD₇-halter från månadsprovtagningar det senaste året ses i figur 5. Medelvärde för BOD-reduktionen är 95 %.



Figur 5 In- och utgående BOD₇-halter i dygnsprover från perioden 2014-08-29 till 2015-08-26, samt BOD₇-reduktionen i procent för respektive provtagningstillfälle.

3.1.2 Beräkningar

Eftersom reningsverket inte är utformat för kväverening var det intressant att analysera huruvida hela kvävereduktionen beräknat från månadsprovtagningarna kan förklaras genom assimilation eller om minskningen är ett bevis för att nitrifikation och denitrifikation ändå förekommer i verket. Assimilationen kan beräknas enligt

$$\frac{dNH_3-N}{dt} = 0,125 * \frac{dX}{dt} \quad (8)$$

där dX/dt är slamproduktionen (Eckenfelder & Argaman, 1991). Slamproduktionen är relaterad till slambelastningen som beräknades med hjälp av resultaten från månadsprovtagningarna enligt ekvation 1. Eftersom slamhaltmätaren i luftningsbassängen var i stort behov av kalibrering då denna studie påbörjades ansågs lagrade data för MLSS inte pålitliga utan istället användes ett medelvärde av de slamhalter som mättes upp under detta projekt. De uträknade slambelastningarna kunde sedan relateras till slamproduktionen enligt samband i Svenskt Vatten AB (2010). Därefter räknades assimilationen av kväve ut enligt ekvation 8 och jämfördes med den faktiska kvävereduktionen enligt månadsprovtagningarna.

3.1.3 Provtagning och mätningar

För att få en fördjupad kunskap om förhållandena i reningsprocessen genomfördes provtagning i reningsverket. Proverna (stickprover) togs två gånger i veckan under tre veckor i oktober. Fyra provtagningpunkter valdes ut för att på bästa sätt representera de olika stegen i processen: utjämningstanken, luftningsbassängen, utflödet från mellansedimenteringen samt utflödet från slutsedimenteringen.

Slam- och syrehalter mättes med givare (Cerlic ITX respektive Cerlic O2XDuo) i utjämningsbassäng och luftningsbassäng. Slamhaltgivarna kalibrerades innan provtagningen påbörjades. Givaren i luftningsbassängen var i stort behov av detta och har antagligen visat felaktiga halter under en lång tid. Slamhalten i utflödet från mellansedimenteringen mättes genom att samla upp vatten i en hink och därefter sätta ned en givare i hinken. Slamhalterna mättes för att bestämma slamålder (ekvation 2) och SVI (ekvation 4). Mätosäkerheten för slam- och syrehaltgivarna var $\pm 0,5$ % (Cerlic, 2014a) respektive ± 1 % (Cerlic, 2014b).

SV bestämdes genom att låta en liter aktivt slam sedimentera i ett mätglas ($\varnothing$ 78 mm) i 30 minuter, varefter den sedimenterade volymen lästes av. Syrehalterna ansågs intressanta eftersom höga syrehalter gynnar nitrifikation. Eftersom pH och temperatur påverkar både nitrifikation- och denitrifikationshastigheten mättes dessa parametrar på alla fyra punkter med en Hanna pHep®4. Nitrifikation har dessutom en pH-sänkande effekt och denitrifikation en pH-höjande effekt. Mätosäkerheten var $\pm 0,1$ pH respektive $\pm 0,5$ °C (HannaNorden, 2015).

Eftersom vattennivån i utjämningsbassängen varierar noterades denna från nivågivaren (Cerlic CKN) vid varje provtagningstillfälle för att kunna räkna ut vattenvolymen i tanken. HRT i utjämningsbassängen bestämdes genom att dividera slakteriets genomsnittliga vattenförbrukning per dygn med volymen i tanken. Flödet genom verket mättes med den Parshallrännan som var placerad i utflödet från mellansedimenteringen. Siktdjupet mättes med en siktdjupsskiva i slutsedimenteringsbassängen och användes för att bestämma slamlagrets tjocklek på botten av bassängen.

Koncentrationen $\text{NO}_3\text{-N}$ mättes i alla fyra provtagningspunkter. PO_4^{3-} -halt mättes i luftningsbassäng och i utflödet från slutsedimenteringen. Dessa analyser beskrivs närmare nedan. Alla undersökta parametrar sammanfattas i tabell 7.

Tabell 7 Provtagningspunkter och undersökta parametrar under utvärderingsperioden

	Utgjämningsbassäng	Luftningsbassäng	Utflöde från mellansed.	Utflöde från slutsed.
$\text{NO}_3\text{-N}$	•	•	•	•
pH	•	•	•	•
Temperatur	•	•	•	•
Slamhalt	•	•	•	
SV	•	•		
Syrehalt	•	•		
Vattennivå	•			
PO_4^{3-}		•		•
Siktdjup				•
Q			•	

För att undersöka om nitrifikation och denitrifikation förekommer i processen mättes halten $\text{NO}_3\text{-N}$ i alla fyra provtagningspunkter. Den första provtagningsveckan mättes inte $\text{NO}_3\text{-N}$ på grund av problem med utrustningen. Proverna analyserades

spektrofotometriskt med kyvetttester från Hach. Metoden går ut på att NO_3^- i provet reagerar med kromotropsyra under starkt sura förhållanden och bildar en gul produkt med maximal absorbans vid 410 nm. Maximal halt $\text{NO}_3\text{-N}$ som kan mätas med denna metod är 33 mg/l varför proverna späddes ett till tio med avjoniserat vatten för att hamna inom mätintervallet. Alla prover filtrerades innan analys. Halten $\text{NO}_3\text{-N}$ bestämdes med en Hach DR/2000. Mätosäkerheten var 1 % (Hach, 1999a).

PO_4^{3-} -halter mättes med Hach Pocket Colorimeter II för PO_4^{3-} -analys. Metoden går ut på att ortofosfat reagerar med molybdat under sura förhållanden och bildar ett komplex. Ascorbinsyra reducerar sedan komplexet och ger provet en blå färg som kan analyseras spektrofotometriskt för att bestämma PO_4^{3-} -halten. Denna halt översattes till halten $\text{PO}_4\text{-P}$ genom multiplikation med 0,326 (baserat på atommassorna). Mätosäkerheten var 4 % (Hach, 2014).

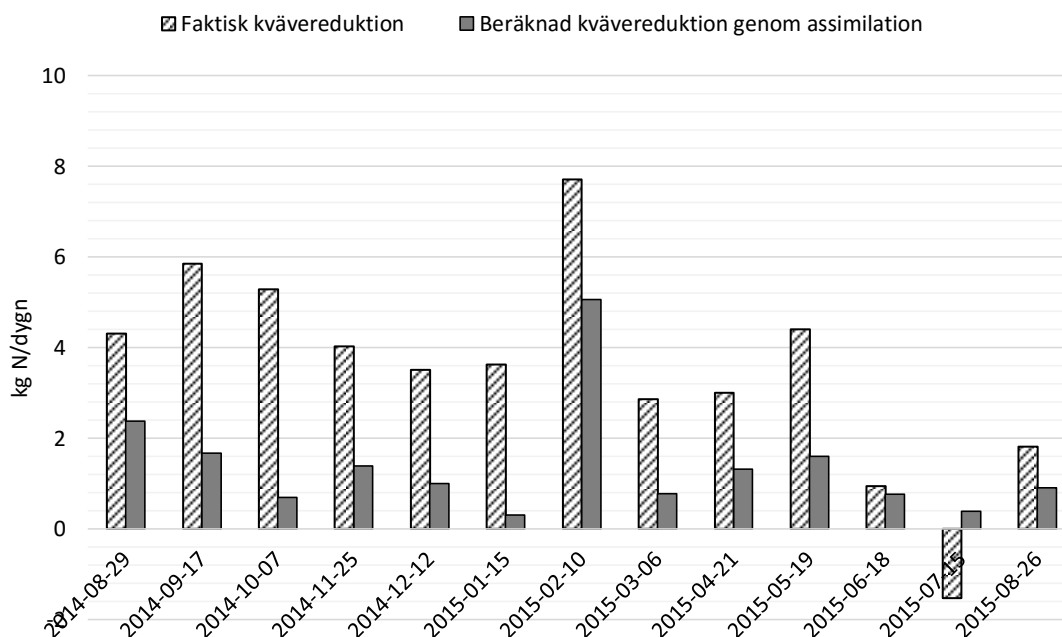
Returslamflödet till luftningsbassängen uppskattades genom att i utsläppspunkten fylla en hink med returslam under tidtagning. Returslamflödet till utjämningsstanken gick intermittent med drifttid på en minut och paustid på 29 minuter. Pumpens kapacitet var $5,53 \text{ m}^3/\text{h}$ för den aktuella lyfthöjden på 8,45 meter.

3.2 RESULTAT

3.2.1 Slambelastning och kvävereduktion

Slambelastningen på reningsverket, efter förbehandling av slakterivattnet, var i genomsnitt $0,04 \text{ kg BOD}_7/\text{kg SS,dygn}$.

Den faktiska kvävereduktionen jämfört med den beräknade kvävereduktionen genom assimilation ses i figur 6. Den totala reduktionen är större än den beräknade assimilationen för alla provtagningstillfällen utom 2015-07-15, då negativ kvävereduktion uppmättes.

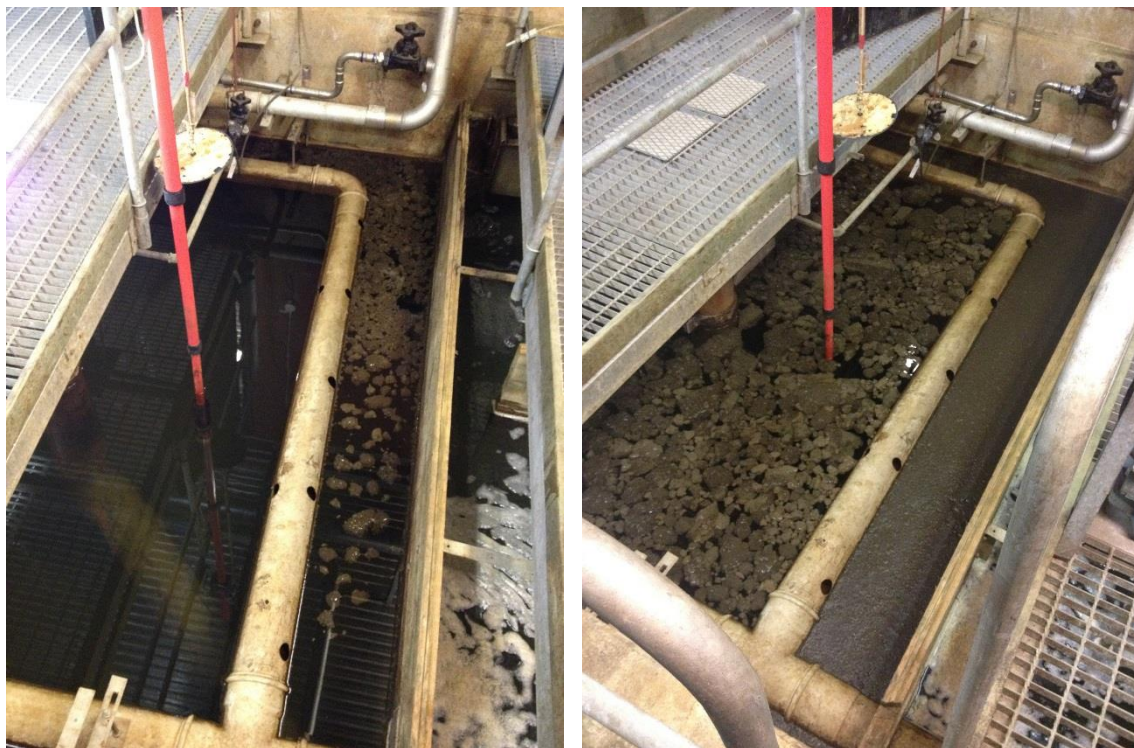


Figur 6 Den faktiska kvävereduktionen enligt månadsprovtagningarna jämfört med beräknad kvävereduktion genom assimilation för perioden 2014-08-29 till 2015-08-26.

Fullständiga resultat för beräkning av slambelastning och kväveassimilation återfinns i bilaga B.

3.2.2 Provtagning

Dagen innan provtagningen påbörjades tömdes slutsedimenteringsbassängen på flytslam. Redan efter tre dagar var flytslammet tillbaka och efter två veckor var nästan hela vattenytan täckt av flytslamklumpar (figur 7).



Figur 7 Flytslam i slutsedimenteringsbassängen. T.v. 8 oktober. T. h. 19 oktober.
Foto: Matilde Kamp

Genomsnittliga värden för några av processparametrarna (uppmätta 2015-10-06 till 2015-10-22) ses i tabell 8. Flödet var lågt jämfört med det dimensionerade årsmedelflödet på 180 m³/dygn. Inflödet från slakteriet står för ungefär en tredjedel av det totala flödet genom verket om medelflödet 35 m³/dygn antas komma därifrån. Det totala returslamflödet (till utjämningsbassäng och luftningsbassäng) var ungefär lika stort som flödet genom verket.

Tabell 8 Genomsnittliga värden och standardavvikelser för några av processparametrarna uppmätta under utvärderingsperioden 2015-10-06 till 2015-10-22

Parameter	Värde
Temperatur (°C)	13,4(±0,6)
Q (m ³ /dygn)	105(±5)
Returslamflöde till luftning (m ³ /dygn)	~100
Returslamflöde till utjämningsbassäng (m ³ /dygn)	4,4

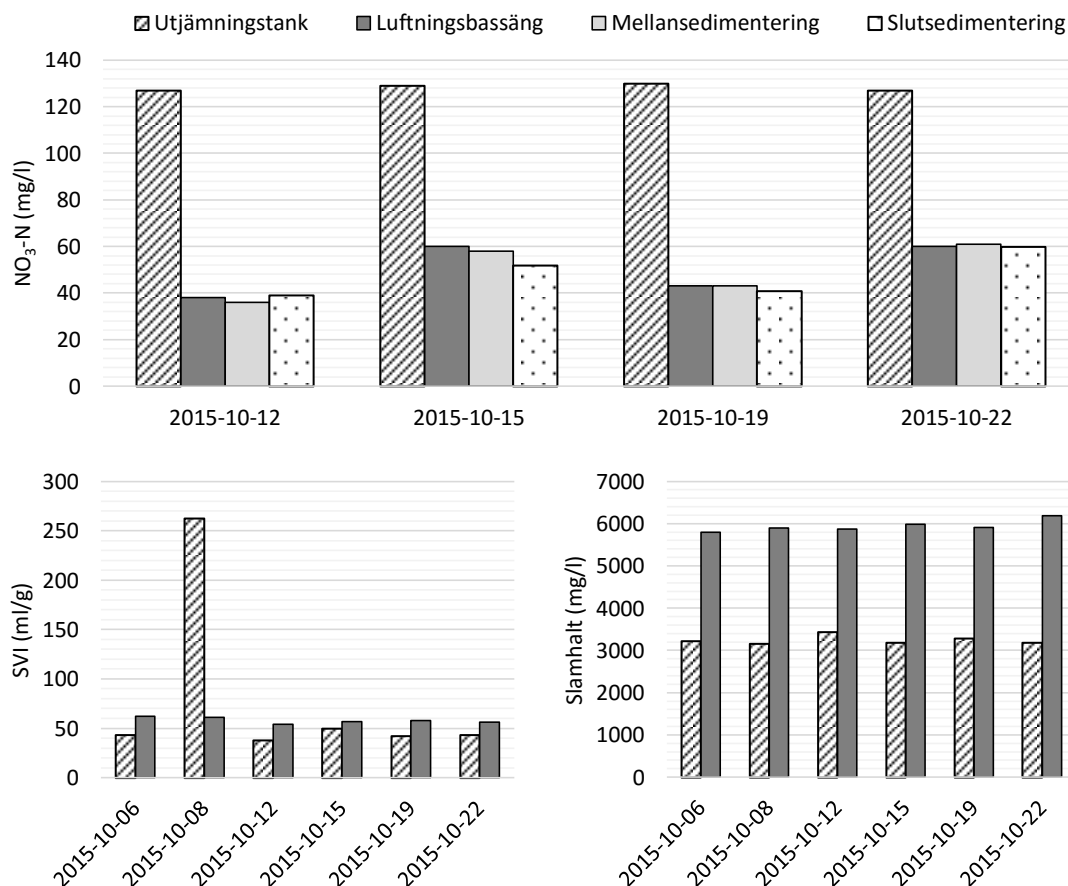
Några av de uppmätta och beräknade parametrarna specifika för de fyra provtagningspunkterna ses i tabell 9. Syrehalterna var höga (högre än börvärdet) både i utjämningsstank och i luftningsbassäng. HRT i utjämningsstanken var lång. Utgående PO₄-P-halter var under gällande riktvärde för tot-P, men eftersom inga mätningar av organiskt bunden fosfor har gjorts kan utgående tot-P-halter vara högre.

Tabell 9 Genomsnittliga värden och standardavvikelser för några av parametrarna uppmätta och beräknade under utvärderingsperioden 2015-10-06 till 2015-10-22

	Utvärderings- tank	Luftnings- bassäng	Utflöde från mellan- sedimentering	Utflöde från slut- sedimentering
pH	6,5(±0,1)	6,7(±0,0)	6,7(±0,1)	6,7(±0,1)
HRT (dygn)	19(±1,0)	0,46(±0,02)	-	-
Syre (mg/l)	3,4(±0,2)	5,0(±0,1)	-	-
PO₄-P (mg/l)	-	0,38(±0,2)	-	0,09(±0,02)
Vattenvolym (m³)	661(±34)	-	-	-
Slamlager (m)	-	-	-	1,5(±0,2)

Halterna NO₃-N i utjämningsstanken var höga och jämna under provtagningsperioden: 127 till 130 mg/l. I luftningsbassäng, mellansedimentering och slutsedimentering var halterna lägre: mellan 36 och 69 mg/l. Halterna NO₃-N i luftningsbassängen var 30 %, 47 %, 33 % och 47 % av halterna i utjämningsstanken vid respektive provtagningsstillfälle. Skillnaden i halten NO₃-N mellan luftningsbassäng och slutsedimentering var som störst 8 mg/l. Vid ett provtagningsstillfälle var halten NO₃-N i slutsedimenteringen högre (1 mg/l) än den i luftningsbassängen (figur 8).

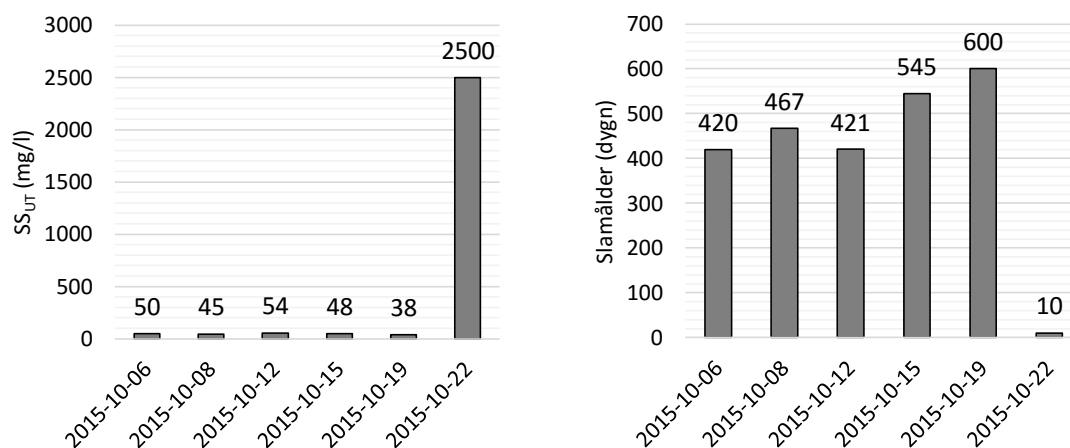
Slamhalten var hög både i utjämningsstank och i luftningsbassäng: i genomsnitt 3250 mg/l respektive 5950 mg/l (figur 8). SVI var lågt (≤ 62 ml/g) både i utjämningsstank och i luftningsbassäng bortsett från ett tillfälle då SVI i utjämningsstanken var över 250 ml/g (figur 8).



Figur 8 Resultat från provtagningsstillfällena 2015-10-06 till 2015-10-22. Övre: Halten NO₃-N i utjämningsstank, luftningsbassäng, utgående flöde från mellansedimentering respektive slutsedimentering. Ingen provtagning av NO₃-N gjordes vid de första två provtagningsstillfällena. Nedre vänster: SVI i utjämningsstank och luftningsbassäng. Nedre höger: Slammhalt i utjämningsstank och luftningsbassäng.

Den höga slamhalten i luftningsbassängen medförde att slamybelastningen på mellansedimenteringsbassängen var hög. I genomsnitt var slamybelastningen 2,9 kg SS/m²,h under provtagningen, att jämföra med den dimensionerade slamybelastningen på 1,3 kg SS/m²,h.

Slamåldern i systemet visade sig vara svår att bestämma eftersom uttaget av överskottsslam inte är kontrollerat. Istället är slammets enda väg ut ur systemet att följa med utgående flöde från mellansedimenteringen till slutsedimenteringen, från vilken det sedimenterade slammet sedan pumpas till slamsilon. Vid de fem första provtagningsstillfällena var slamhalten i utflödet låg (≤ 54 mg/l), vilket resulterade i höga beräknade slamåldrar. Vid det sjätte provtagningsstillfället var slamhalten i utflödet hög (2500 mg/l), vilket gav en låg beräknad slamålder. Utgående slamhalter och beräknade slamåldrar ses i figur 9.



Figur 9 T.v. Slamhalt i utgående flöde från mellansedimenteringen vid provtagningstillfällena 2015-10-06 till 2015-10-22. T.h. Beräknad slamålder för samma provtagningsperiod.

Alla mätvärden från utvärderingsperioden återfinns i bilaga C.

3.3 DISKUSSION

Reningsverket i Lövsta, efter förbehandling av slakterivattnet, har enligt månadsprovtagningarna en genomsnittlig slambelastning på 0,04 kg BOD₇/kg SS,dygn. Enligt Svenskt Vatten AB (2010) är aktivslamanläggningar med slambelastning på 0,05 till 0,3 kg BOD₇/kg SS,dygn lågbelastade och går ofta under benämningen långtidsluftare. Sådana anläggningar karaktäriseras av hög slamålder, hög BOD-reduktion och låg slamproduktion. Den låga slambelastningen i Lövsta faller till och med utanför kategorin lågbelastad. Slamhalten i luftningsbassängen vid provtagningstillfällena var dock inte känd och istället användes medelvärde av de slamhalter som mättes upp under utvärderingsperioden (5950 mg/l) då slambelastningen beräknades. Den uträknade slambelastningen är därför inte exakt men även med en slamhalt på 2000 mg/l blir den genomsnittliga belastningen lägre än den övre gränsen för långtidsluftare.

3.3.1 Orsaker till flytslambildningen

Den uppmätta kvävereduktionen under de månatliga dygnsprovtagningarna är större än den beräknade kväveassimilationen. Den beräknade assimilationen bör inte ses som något exakt värde, men resultatet indikerar ändå att kväve avgår i processen på något annat sätt än genom assimilation i biomassan, förslagsvis genom denitrifikation i sedimenteringsbassängerna. Förhållandet COD:N:P i inkommande vatten är ungefär 100:10:2, vilket ligger nära det förhållande som Amanatidou et al. (2015b) visade ge upphov till flytslam. Mätningarna av NO₃-N visar att halterna ligger mycket över det kritiska värde för flytslambildning (7 till 9 mg/l vid 15 °C) som Henze et al. (1993) kom fram till. I två fall är halterna NO₃-N lägre i slutsedimenteringsbassängen än i luftningsbassängen. I ett fall är det samma halt, och i ett fall är halten i slutsedimenteringen 1 mg/l högre. Denitrifikation verkar därmed förekomma i sedimenteringsbassängerna, om än inte vid alla provtagningstillfällen. Det är emellertid viktigt att komma ihåg att provtagningen under utvärderingsperioden genomfördes som stickprover. Dessa visar endast halten NO₃-N vid en viss tidpunkt. Dygnsprovtagning

hade gett en mer fullständig bild av hur halten $\text{NO}_3\text{-N}$ varierar mellan luftningsbassängen och sedimenteringsbassängerna.

Halterna $\text{NO}_3\text{-N}$ i utjämningsstanken är höga, vilket tyder på att mycket nitrifikation förekommer där. Flödet från utjämningsstanken står för ungefär en tredjedel av det totala flödet genom verket, och halterna $\text{NO}_3\text{-N}$ i luftningsbassängen varierar mellan 30 och 47 % av halterna i utjämningsstanken. Detta pekar på att det är i utjämningsstanken som den mesta nitrifikationen sker och att halten $\text{NO}_3\text{-N}$ i luftningsbassängen bestäms av hur utspätt det förbehandlade slakterivattnet blir av inflödet av övrigt avloppsvatten.

Slamhalterna var höga både i luftningsbassäng och i utjämningsstank, högre än vad som avsetts vid dimensionering av anläggningen. De dimensionerade slamhalterna var 800 mg/l i utjämningsstanken och 2000 mg/l i luftningsbassängen, att jämföra med de uppmätta halterna på i genomsnitt 3250 mg/l respektive 5950 mg/l. De höga slamhalterna medför en hög slamybelastning på mellansedimenteringsbassängen och risken för att slam följer med till slutsedimenteringen är därmed stor, särskilt om flödet genom verket skulle öka. Vid det sista provtagningstillfället var också utgående slamhalter höga. Sedimenteringsegenskaperna var dock goda med låga SVI både i utjämningsstank och i luftningsbassäng, med undantag för ett tillfälle då SVI var väldigt högt i provet från utjämningsstanken. Detta påverkade dock inte SVI i luftningsbassängen.

Ekama & Wentzel (2008) menar att förhållandet mellan flödet genom verket och flödet av bortpumpat slam från botten av sedimenteringsbassängen bör vara ungefär ett för att undvika denitrifikation i bassängen. Därigenom hålls slamuppehållstiden kort. Detta förhållande gäller i mellansedimenteringen i Lövsta där bortpumpningen av returslam är ungefär lika stor som flödet genom verket. Det höga returslamflödet skulle därmed kunna förklara varför flytslam inte bildas i mellansedimenteringsbassängen. I slutsedimenteringen är slamuppehållstiden lång, vilken den också är tänkt att vara för att uppnå slamförtjockning. Detta gynnar dock uppkomsten av denitrifikation, och därmed flytslambildning.

Slamåldern i processen var besvärlig att bestämma eftersom det är svårt att veta hur mycket slam som lämnar systemet. Att den är mycket lång råder emellertid ingen tvekan om, och absolut längre än de fem dygn som brukar anges som minimum för att få nitrifikation i systemet.

3.3.2 Möjliga åtgärder

Möjliga åtgärder för att bli av med flytslamproblemen diskuteras utifrån förslagen på förändringar beskrivna i kapitel 2.2.4. Ett förslag var att minska slamåldern tillräckligt mycket för att förhindra nitrifikation, det vill säga till under fem dygn. Slamåldern vid kontinuerlig luftning kan dock inte vara kortare än HRT, som i utjämningsstanken var i genomsnitt 19 dygn. En sänkning av slamåldern bedömdes därmed inte vara en möjlig lösning för att minska nitrifikationen. Sänkta slamhalter skulle emellertid minska den höga slamybelastningen på mellansedimenteringen och göra systemet mer likt vad det dimensionerats för.

Ett annat lösningsförslag var att minska syrehalterna. Även detta förslag syftar till att minska nitrifikationen. Syrehalterna i både utjämningsstank och luftningsbassäng var höga, över börvärdet, under utvärderingsperioden. En minskning av syrehalterna kunde dock inte genomföras på ett enkelt sätt eftersom båda blåsmaskinerna gick på tomgång under provtagningsperioden.

Att minska slammets uppehållstid i slutsedimenteringsbassängen, för att förhindra uppkomsten av denitrifikation, var ytterligare ett lösningsförslag. Detta alternativ skulle ha kunnat undersökas genom att öka bortpumpningen av slam från botten av bassängen. En sådan åtgärd hade emellertid medfört att bassängens funktion som slamförtjockare gått förlorad. Volymen slam som hade behövt köras bort för behandling hade därmed ökat, vilket hade ökat driftkostnaderna och transportutsläppen. Ett sista alternativ sågs därför som mer tilltalande, nämligen att denitrifiera vattnet innan det når sedimenteringsbassängerna. En strategi för att uppnå detta bedömdes vara intermittent luftning i utjämningsstanken. Därigenom skulle både nitrifikation och denitrifikation kunna ske i utjämningsstanken, och det inkommande vattnet till reningsverket skulle innehålla betydligt mindre NO_3^- . Lägre halter $\text{NO}_3\text{-N}$ i reningsverket skulle försämra förutsättningarna för denitrifikation och flytslambildning i sedimenteringsbassängerna. Ytterligare fördelar med den intermittenta luftningen är minskad energianvändning och lägre belastning av kväve på recipienten. Eventuellt kan också biologisk fosforering uppstå i utjämningsstanken och minska behovet av fällningskemikalier i reningsverket.

4 FULLSKALEFÖRSÖK

Efter tre veckor av provtagning under opåverkade förhållanden gjordes förändringar i processen med syfte att förbättra processen och minska flytslamproblemen. Provtagning fortsatte en eller två gånger i veckan på samma sätt som under utvärderingsperioden för att kunna jämföra resultaten innan och efter åtgärdsförsöket. Fullskaleförsöket pågick under tolv veckor.

4.1 METOD

4.1.1 Sänkning av slamhalter

Slamhalterna i både utjämningsbassäng och luftningsbassäng var mycket högre än vad som avsetts vid ombyggnationen av reningsverket. Detta medförde en hög slamflyktbelastning på mellansedimenteringen, vilken emellanåt inte klarade av att separera vattnet från slammet. Höga slamhalter är en effekt av en hög slamålder som i detta fall uppkommit av att returslampumpningen har varit hög och att överskottsslam endast lämnat systemet genom slamflykt. För att få slamhalterna närmre de som anläggningen dimensionerats för genomfördes försök att sänka dem. Detta gjordes genom förändringar i returslampumpningen. Till utjämningsbassängen stängdes tillflödet av returslam av i fem veckor, för att sedan sänkas från $4,4 \text{ m}^3/\text{dygn}$ till hälften av detta. Samtidigt ökades inpumpningen från utjämningsbassängen till reningsverket för att snabbare tömma systemet på slam. Den ökade inpumpningen pågick under en vecka. Därefter stängdes returslampumpningen till luftningsbassängen av under fem dygn för att sedan sänkas kraftigt från tidigare flöden på ungefär $100 \text{ m}^3/\text{dygn}$ till cirka $4 \text{ m}^3/\text{dygn}$.

Under omställningsperioden förväntades att slam skulle lämna systemet genom slamflykt till slutsedimenteringen. Därifrån skulle det sedimenterade slammet pumpas till slamsilon. Förhoppningen var att en ny jämvikt, med lägre slamhalter och därmed lägre belastning på mellansedimenteringsbassängen, skulle infinna sig efter omställningsperioden. Sänkningen av slamhalterna gjordes alltså inte i första hand för att minska flytslamproblemen, utan för att få en bättre fungerande avskiljning av slam i mellansedimenteringsbassängen.

4.1.2 Intermittent luftning i utjämningsbassängen

Efter att förändringarna i returslampumpningen påbörjats gjordes även förändringar i luftningen i utjämningsbassängen. Blåsmaskinen kopplad till tanken programmerades om i syfte att få en intermittent luftning istället för en kontinuerlig. Med den nya luftningsstrategin var förhoppningen att tillräckligt mycket NO_3^- skulle denitrifieras i utjämningsbassängen för att förhindra denitrifikation och flytslambildning i sedimenteringsbassängerna. Luftningscykeln sattes till att börja med till en timme med 30 minuter luftad fas och 30 minuter oluftad. Detta medförde ett CTR på 0,006 vid dimensionerande flöde till utjämningsbassängen ($80 \text{ m}^3/\text{dygn}$) och en vattenvolym på 600 m^3 . AF var lika med 0,5. Efter fem veckor ändrades luftningscykeln till två timmar med 60 minuter luftad fas och 60 minuter oluftad. Detta medförde ett CTR på 0,01 vid dimensionerande flöde till utjämningsbassängen och en vattenvolym på 600 m^3 . AF var fortsatt 0,5. Ett uppehåll i provtagningen gjordes under de två första veckorna med längre luftningscykel.

Slamåldern vid intermittent luftning beror på AF. Eftersom syftet med den intermittenta luftningen var att få nitrifikation och denitrifikation var det viktigt att säkerställa att

slamåldern var tillräckligt lång för att bibehålla en stabil nitrifikation. Slamåldern i utjämningsstanken beräknades enligt:

$$\theta_s = \frac{V * MLSS}{Q_u * MLSS - Q_r * SS_r} * AF \quad (9)$$

där θ_s är slamåldern, Q_u är medelflödet ut från tanken, Q_r är returslamflödet till tanken och SS_r är slamhalten i returslammet. Q_u sattes till det genomsnittliga avloppsvattenflödet från slakteriet på 35 m³/ dygn adderat med Q_r . Ett alternativ skulle ha kunnat vara att använda den intermittenta luftningen för att sänka slamåldern i utjämningsstanken, genom att hålla AF och Q_r tillräckligt låga, och därmed försämra förutsättningarna för nitrifikation. Ur miljösynpunkt ansågs det dock intressantare att genom den intermittenta luftningen skapa förutsättningar för denitrifikation, trots att avloppsreningsverket inte har några krav på kväverening.

För att vara säker på att det var denitrifikation och inte försämrad nitrifikation som orsakade eventuellt lägre halter NO₃-N i utjämningsstanken mättes även halten NH₄-N i utjämningsstanken och luftningsbassängen vid de sju sista provtagningstillfällena. Proverna analyserades spektrofotometriskt med kyvetteter från Hach. Metoden går ut på att NH₄⁺ i provet reagerar med klor och salicylat. Det bildade ämnet (5-aminosalicylat) oxideras i närvaro av en katalysator och bildar en blåfärgad förening. Överflödigt reagens är gulfärgat och tillsammans med den blåfärgade föreningen får lösningen en grön färg. Lösningens absorbans analyserades och översattes till en NH₄-N-halt. Detta gjordes med en Hach DR/2000. Alla prover filtrerades innan analys. Mätosäkerheten var 2 % (Hach, 1999b).

I tabell 10 finns en sammanfattning av vilka processförändringar som gjordes och när dessa utfördes.

Tabell 10 Datum för de åtgärder som genomfördes i syfte att dels sänka slamhalterna dels minska flytslamproblemen

Datum	Åtgärd
22 – 29 oktober	Ökad inpumpning från utjämningsstanken
26 oktober – 1 december	Avstängd returslampumpning till utjämningsstanken
4 – 9 november	Avstängd returslampumpning till luftningsbassängen
12 november – 18 december	Intermittent luftning: 30 minuter luftad/30 minuter oluftad
18 december – 14 januari	Intermittent luftning: 60 minuter luftad/60 minuter oluftad

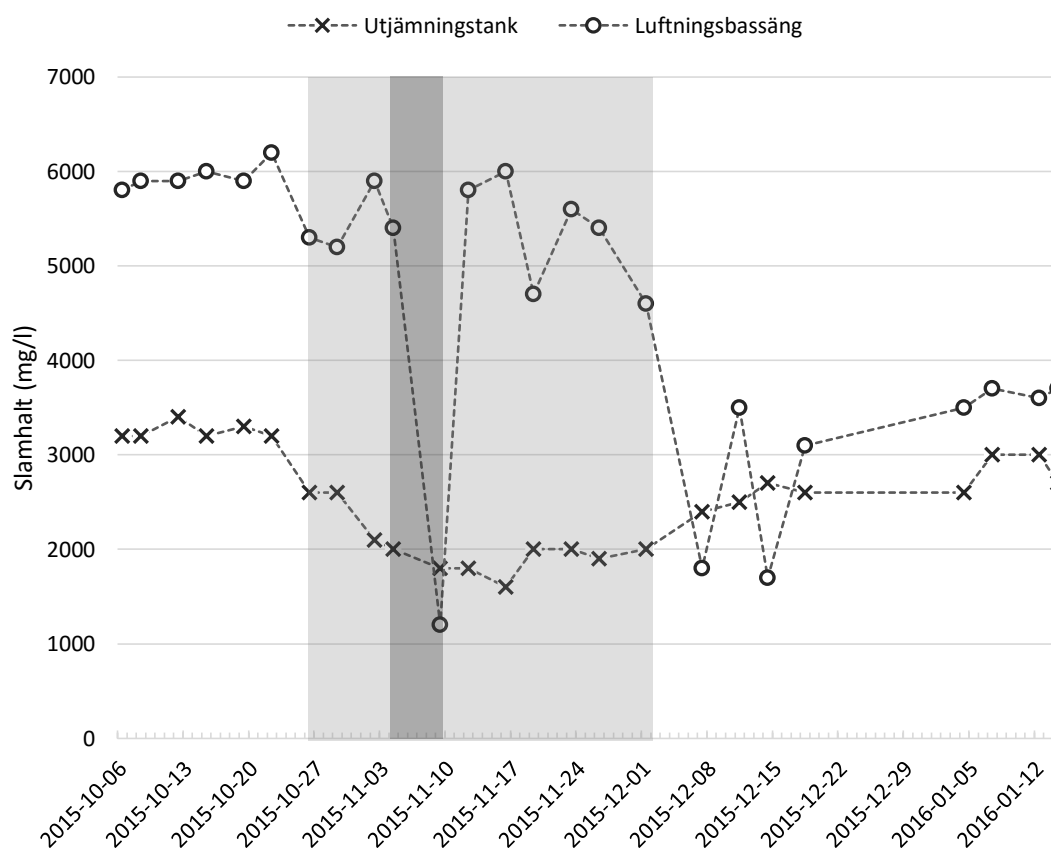
4.2 RESULTAT

4.2.1 Slamhalter

Under veckan med ökad inpumpning från utjämningsstanken var flödet genom verket högre än tidigare. Slamflykt skedde då både i mellan- och slutsedimenteringsbassängerna. Eftersom det fanns både slamavskiljare och sedimenteringsdamm efter reningsverket ansågs detta inte vara något större problem. Slamhalten i utjämningsstanken sjönk långsamt under den dryga månad som returslampumpningen var av, från 2600 mg/l till 2000 mg/l, men ökade därefter till liknande nivåer som tidigare. När returslampumpningen till luftningsbassängen var

avstängd sjönk slamhalten till 1200 mg/l. När flödet slogs på igen återhämtade sig slamhalten snabbt till samma nivå som tidigare, trots att det nya returslamflödet var betydligt lägre. Slamhalten sjönk dock därefter.

Vissa problem uppmärksammades med slamhaltgivaren i luftningsbassängen. Den 12 november visade givaren 500 mg/l i rent vatten, och den 7 december visade den 1500 mg/l i rent vatten. Det misstänktes då att slamhalten i luftningsbassängen var lägre än vad givaren visade, och att skillnaden mellan uppmätt och faktisk slamhalt hade blivit större ju längre tid som gått. En ny nollkalibrering gjordes därför den 7 december. Detta påverkade givetvis mätningarna. Innan nollkalibreringen visade givaren en slamhalt på 3800 mg/l i luftningsbassängen, efteråt visade den 1800 mg/l. Uppmätta slamhalter i utjämningsbassäng och luftningsbassäng ses i figur 10.



Figur 10 Slamhalt i utjämningsbassäng och luftningsbassäng uppmätt mellan 2015-10-06 och 2015-01-14. Det ljusgrå området är perioden då returslamflödet till utjämningsbassängen var avstängt. Det mörkgrå området är perioden då returslamflödet till luftningsbassängen var avstängt.

Då returslumpumpningen till luftningsbassängen sänktes blev slammets uppehållstid i mellansedimenteringen längre. Detta ledde till ett tjockare slamtäcke på botten av mellansedimenteringsbassängen och viss flytslambildning. Slamtäcket nådde nästan upp till vattenytan och slamhalterna i utgående flöde från mellansedimenteringen var därmed ofta höga (figur 11). När returslumpumpningen till utjämningsbassängen slogs på igen sjönk slamtäcket och utgående vatten hade lägre slamhalter. Flytslam uppstod dock fortsatt emellanåt.

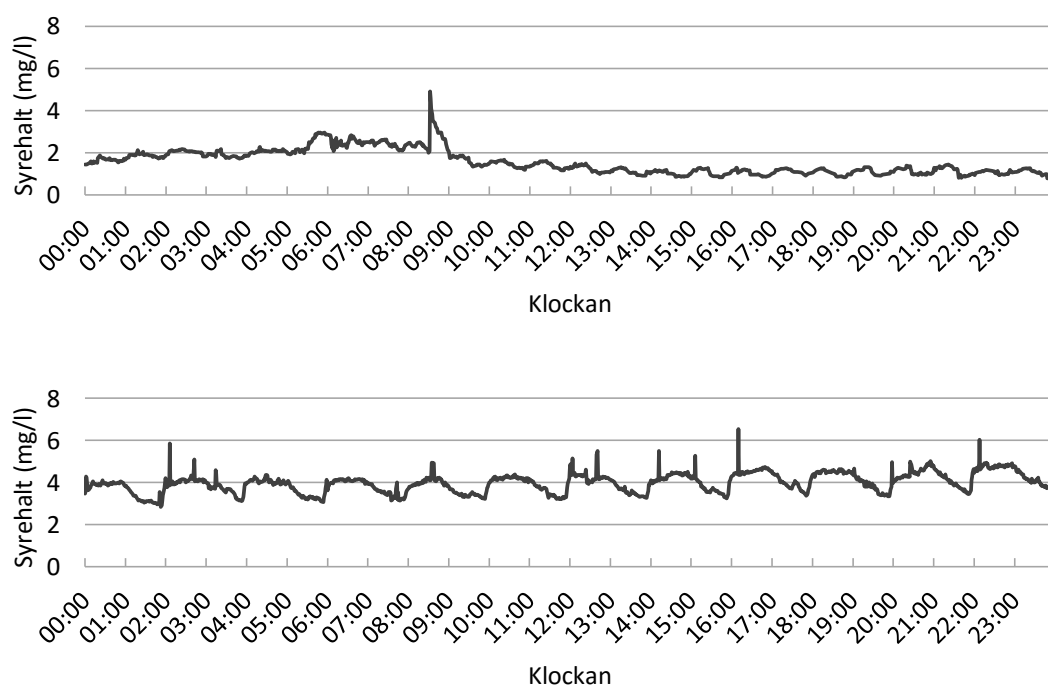


Figur 11 Mellansedimenteringsbassängen. T.v. 23 november. Tjockt slamtäcke på botten av bassängen och viss flytslambildning. T.h. 18 december. Lägre slamtäcke men fortsatt flytslambildning. Foto: Matilde Kamp

SVI var under fullskaleförsöket lågt både i utjämningsbassäng och i luftningsbassäng (≤ 44 mg/l respektive ≤ 94 mg/l). Då SV mättes i proven från utjämningsbassängen observerades ibland grumlig klarfas och flytslam i mätglaset. Särskilt efter att den intermittenta luftningen startats blev klarfasen grumligare. Detta verkade dock inte påverka provet i luftningsbassängen. Foton på några av slamproverna återfinns i bilaga D.

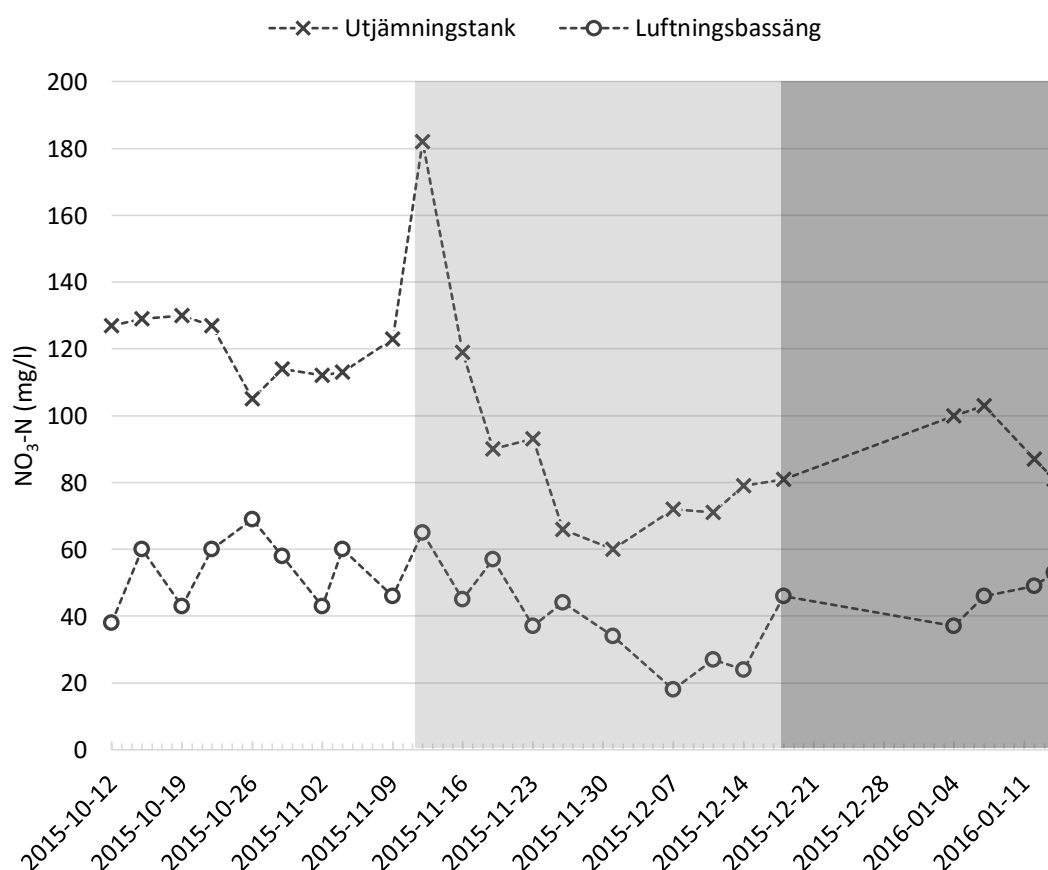
4.2.2 Syre- och kvävehalter

Syrehalten i utjämningsbassängen sjönk under de oluftade faserna i luftningscyklerna vid den intermittenta luftningen (figur 12). Halten sjönk dock inte till noll, varken vid 30 eller 60 minuter oluftad fas.



Figur 12 Övre: Syrehalt i utjämningsbassängen under ett dygn (2015-12-09) vid intermittent luftning med 30 minuter luftad och 30 minuter oluftad fas. Nedre: Syrehalt i utjämningsbassängen under ett dygn (2016-12-06) vid intermittent luftning med 60 minuter luftad och 60 minuter oluftad fas.

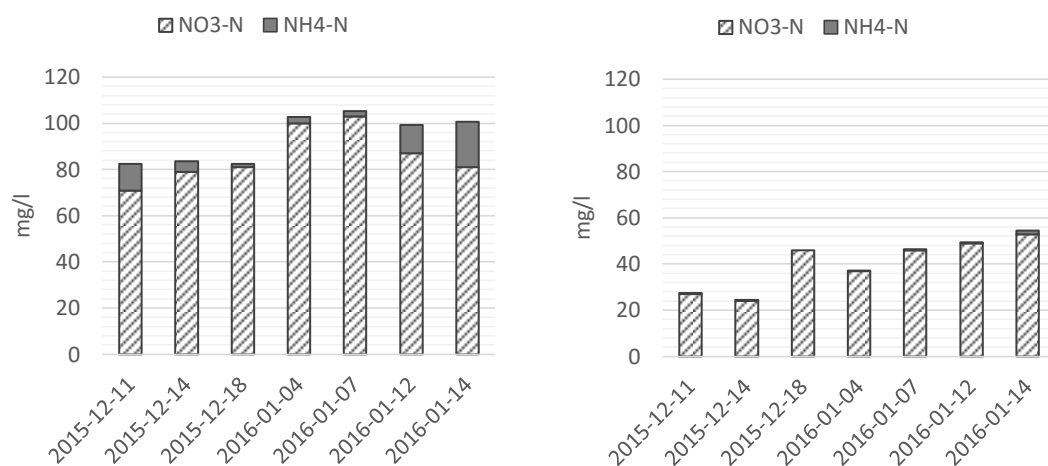
Halten $\text{NO}_3\text{-N}$ i utjämningstanken sjönk efter att den intermittenta luftningen startades, från 182 mg/l till som lägst 60 mg/l. När returslamflödet till tanken sattes på igen ökade halten $\text{NO}_3\text{-N}$ något. Högre $\text{NO}_3\text{-N}$ -halter uppmättes vid den längre luftningscykeln (60 minuter luftad och 60 minuter oluftad fas) än vid den kortare (30 minuter luftad och 30 minuter luftad fas). Vid ett tillfälle var halten bara 2 mg/l lägre än den lägsta halt som observerades innan den intermittenta luftningen startades. Även i reningsverket sjönk halterna $\text{NO}_3\text{-N}$ efter att den intermittenta luftningen påbörjades. I luftningsbassängen från 65 mg/l till som lägst 18 mg/l. Då den längre luftningscykeln tillämpades steg halterna igen och var i slutet av provtagningsperioden nästan jämförbara med halterna under utvärderingsperioden. I reningsverket var halterna $\text{NO}_3\text{-N}$ alltid lägre tidigare i veckan (måndag eller tisdag) än senare samma vecka (torsdag eller fredag), med undantag för den veckan när inpumpningen från utjämningstanken var förhöjd. I utjämningstanken observerades inte någon sådan variation. Uppmätta halter $\text{NO}_3\text{-N}$ i utjämningstank och luftningsbassäng ses i figur 13. Slamåldern i utjämningstanken var i genomsnitt sju dygn under perioden med intermittent luftning.



Figur 13 $\text{NO}_3\text{-N}$ -halt i utjämningstank och luftningsbassäng, uppmätt mellan 2015-10-12 och 2016-01-14. Det ljusgrå området är perioden då intermittent luftning med 30 minuter luftad och 30 minuter oluftad fas tillämpades i utjämningstanken. Det mörkgrå området är perioden då 60 minuter luftad och 60 minuter oluftad fas tillämpades.

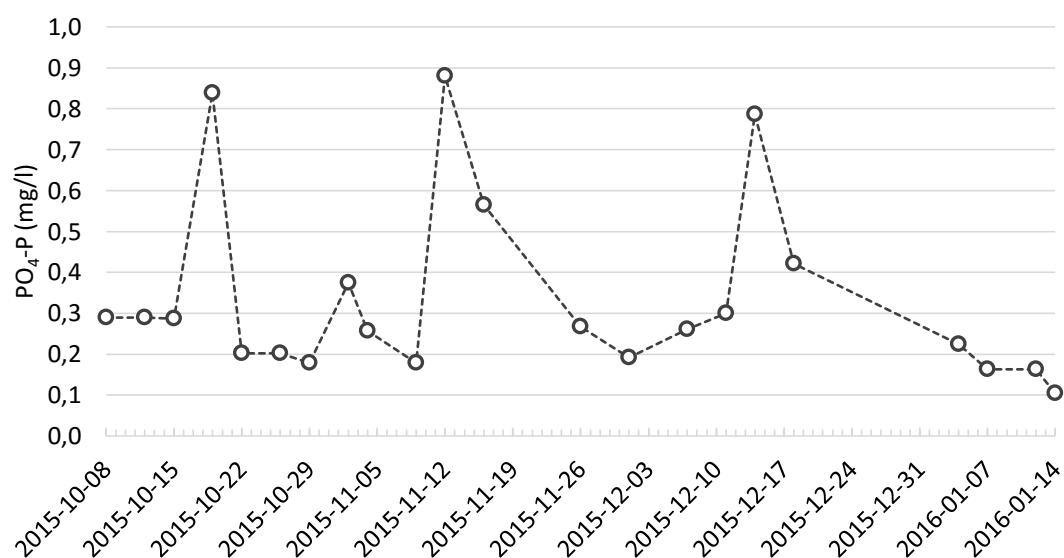
Halten $\text{NH}_4\text{-N}$ adderat med halten $\text{NO}_3\text{-N}$ i utjämningstank och luftningsbassäng vid de sju sista provtagningsstillfällena ses i figur 14. I utjämningstanken var halten $\text{NH}_4\text{-N}$ adderat med halten $\text{NO}_3\text{-N}$ lägre än vad halten $\text{NO}_3\text{-N}$ var under utvärderingsperioden. Tot-N (undantaget organiskt kväve och $\text{NO}_2\text{-N}$) hade därmed sjunkit. Halten $\text{NH}_4\text{-N}$ utgjorde mellan 2 och 19 % av den totala summan vid dessa provtagningsstillfällen.

Summan av $\text{NH}_4\text{-N}$ - och $\text{NO}_3\text{-N}$ -halten var högre vid de provtagningstillfällena då den längre luftningscykeln var i bruk. I luftningsbassängen var halten $\text{NH}_4\text{-N}$ väldigt låg i förhållande till halten $\text{NO}_3\text{-N}$.



Figur 14 T.v. Halten $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ i utjämningsstanken vid de sju sista provtagningstillfällena. T.h. Halten $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ i luftningsbassängen vid de sju sista provtagningstillfällena.

Inga förändringar av halten $\text{PO}_4\text{-P}$ i luftningsbassängen kunde ses efter införandet av intermittant luftning i utjämningsstanken. Halten ökade dock kraftigt en gång i månaden återkommande sedan provtagningens start (figur 15).



Figur 15 $\text{PO}_4\text{-P}$ -halt i luftningsbassängen, uppmätt mellan 2015-10-08 och 2016-01-14.

4.3 DISKUSSION

4.3.1 Utvärdering av provtagning

Mätningarna av $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{PO}_4\text{-P}$ gjordes som stickprover, vilka endast visar halterna vid en viss tidpunkt på dygnet. Avläsningarna av slam- och syrehalter gjordes samtidigt som stickproverna togs och representerar därmed också bara halterna vid en viss tidpunkt. Dygnsprovtagning hade, vilket nämnts tidigare, gett en mer fullständig bild av hur halterna varierar, både mellan bassängerna och mellan provtagnings-tillfällena, och hade därmed gett ett säkrare underlag för slutsatser om hur den intermittenta luftningen påverkade halterna. En sådan provtagning hade dock krävt betydligt mer resurser. Hur mycket halterna varierar över dygnet är svårt att spekulera i, men proverna togs mellan klockan 09.00 och 14.00 vid varje provtagningsstillfälle. Detta bedöms vara ett tillräckligt kort tidsintervall för att det ändå ska vara möjligt att göra en meningsfull jämförelse av halterna mellan varje tillfälle.

4.3.2 Slamhalter, slamuppehållstid och sedimenteringsegenskaper

Slamhalten i utjämningstanken sjönk inte till det dimensionerade värdet på 800 mg/l under försöksperioden. Om returslampumpningen hade varit av under en längre tid skulle slamhalten förmodligen ha fortsatt att sjunka, men eftersom det bedömdes som viktigare att ha tillräcklig slamålder för att hålla god nitrifikation än att ha låga slamhalter, sattes returslampumpningen igång igen innan slamhalten hade sjunkit till dimensionerade nivåer.

Slamhalten i luftningsbassängen sjönk efter att returslamflödet dit hade sänkts. Slamytbelastningen blev därmed lägre på mellansedimenteringsbassängen. Detta medförde dock inte den positiva effekt som eftersträvats, eftersom den lägre returslampumpningen orsakade att flytslam bildades även i mellansedimenteringen. Att slammets uppehållstid i sedimenteringsbassängerna påverkar uppkomsten av flytslam blev därmed tydligt. Mängden flytslam minskade något när returslampumpningen till utjämningstanken sattes på igen, men försvann inte helt. Det tidigare returslamflödet på $100 \text{ m}^3/\text{dygn}$ verkar därmed ha varit tillräckligt för att motverka flytslambildning, medan returslamflödet på drygt $6 \text{ m}^3/\text{dygn}$ efter förändringarna inte var det. Detta resultat stämmer väl överens med Ekama & Wentzel (2008). Det kan därför finnas en poäng med att hålla returslampumpningen hög, även om detta ger upphov till onödigt höga slamhalter i luftningsbassängen och en hög halt inert material i slammet. Reningsverket har tidigare körts med vad som närmast kan beskrivas som fullständig slamretention, det vill säga att inget överskottsslam har tagits ut. Den låga slamproduktion som en sådan driftstrategi leder till är positiv eftersom det betyder att mindre slam behöver transporteras bort för behandling. Den höga slamytbelastningen på mellansedimenteringsbassängen, som en hög slamhalt medför, orsakar dock ibland slamflykt till slutsedimenteringsbassängen. Trots detta kan en hög returslampumpning visa sig ha fler positiva effekter än en låg, då tidvis slamflykt och låg slamproduktion kan vara att föredra framför ett konstant flytslamtäck i mellansedimenteringen. Om vattnet denitrifieras innan det når mellansedimenteringsbassängen kan emellertid ett lågt returslamflöde tillämpas utan flytslambildning.

Sedimenteringsegenskaperna i slamproven från utjämningstanken försämrades efter att den intermittenta luftningen startades. SVI var fortsatt lågt men klarfasen blev grumligare. Detta är en av de negativa konsekvenser av intermittent luftning som Dotro et al. (2011) påpekar. Goda sedimenteringsegenskaper är dock inte viktigt i utjämningstanken och vid de tillfällen då grumlig klarfas och flytslam observerades i slamprovet därifrån sågs ingen nämnvärd påverkan i provet från luftningsbassängen.

Anledningen till detta skulle kunna vara inblandningen av fällningskemikalie som sker innan det blandade vattnet pumpas genom rensallret till luftningsbassängen. Fällningskemikalien fyller då en viktig funktion som förbättrare av sedimenteringsegenskaperna.

4.3.3 Intermittent luftning som ett försök att lösa flytslamproblemen

Då intermittent luftning tillämpades i utjämningstanken sjönk halten $\text{NO}_3\text{-N}$. Samtidigt sjönk halterna $\text{NO}_3\text{-N}$ inne i reningsverket. Det går inte att utesluta att denna sänkning beror på en sänkning av kvävehalterna i inkommande slakterivatten eller försämrade nitrifikation. Att halten $\text{NO}_3\text{-N}$ adderat med halten $\text{NH}_4\text{-N}$ vid de sju sista provtagningstillfällena var lägre än halterna $\text{NO}_3\text{-N}$ innan luftningen ändrades pekar dock på att det inte var försämrade nitrifikation som orsakade de lägre $\text{NO}_3\text{-N}$ -halterna. Att inkommande slakterivatten skulle innehålla sänkta kvävehalter precis samtidigt som den intermittenta luftningen startades anses också osannolikt. Det är därmed troligt att det är denitrifikation som ligger bakom de sänkta halterna. Halten $\text{NO}_3\text{-N}$ sjönk dock inte tillräckligt mycket för att förhindra flytslambildning i sedimenteringsbassängerna. Resultaten indikerar bättre kväverening då den kortare luftningscykeln användes än under perioden när den längre luftningscykeln var i bruk. Vidare undersökningar behövs emellertid för att säkerställa orsaken till detta. Nitrifikations- och denitrifikationshastigheten påverkas som bekant även av faktorer som temperatur och pH. Om vidare studier utförs är det viktigt att inkludera mätningar av tot-N-, $\text{NH}_4\text{-N}$ - och $\text{NO}_3\text{-N}$ -halter i både inkommande och utgående vatten från utjämningstanken, för att på ett bättre sätt kunna bedöma reningsgraden. Även risken för lustgasutsläpp bör studeras.

Om det antas att nitrifikation endast förekommer i utjämningstanken är halten $\text{NO}_3\text{-N}$ i luftningsbassängen en indikator på hur mycket av det totala flödet som är förbehandlat slakterivatten. Att det är lägre halter tidigare i veckan tyder då på att flödet från utjämningstanken är lägre på helgerna än under veckorna. Eftersom inflödet från tanken styrs av hur mycket övrigt avloppsvatten som kommer in till reningsverket skulle det betyda att inflödet av övrigt avloppsvatten är högre på helgerna än under veckorna. Detta flöde kommer till stor del från undervisningslokaler och småindustrier där det rimligtvis förekommer mindre verksamhet på helgen, vilket borde ge upphov till lägre flöden. Anledningen till det högre flöde som resultaten från denna studie indikerar bör undersökas närmare för att få en tydligare bild av hur utflödet från utjämningstanken varierar över tid.

Syrehalten i utjämningstanken gick inte ned till noll under den oluftade fasen i luftningscykeln. Detta betyder att de anoxiska förhållanden som krävs för denitrifikation inte uppkommer. Anledningen till de höga syrehalterna skulle kunna vara att den mikrobiologiska aktiviteten inte är tillräckligt hög för att förbruka syret. Den låga aktiviteten skulle i sin tur kunna bero på att BOD-halterna är låga. Även om inkommande vatten till utjämningstanken har hög BOD-halt (i genomsnitt 1817 mg/l), skulle den långa uppehållstiden i tanken, och den höga slamhalten, kunna medföra att nästan allt BOD bryts ned. Att inkommande vatten till reningsverket har låg BOD-halt (i genomsnitt 69 mg/l) stödjer denna teori.

Syrehaltgivaren i utjämningstanken är placerad relativt nära ytan, och riskerar att påverkas av inkommande returslam som tillsätts i närheten av givaren. Uppmätta syrehalter behöver därmed inte vara representativa för hela utjämningstanken. Även om syrehaltgivaren visar halter över noll är det ändå möjligt att syrefria förhållanden förekommer i slamlagret som bildas på botten av tanken, under den oluftade fasen i luftningscykeln. Det är förmodligen där som denitrifikation har förekommit under

försöket. Är BOD-halterna låga begränsar dock detta de denitrifierande bakterierna som behöver tillgång till kolkälla för att bryta ned $\text{NO}_3\text{-N}$ till N_2 . Att denitrifikationen inte var fullständig under detta försök beror därmed troligen på låga BOD-halter som dels förhindrar anoxiska förhållanden från att uppkomma, dels begränsar denitrifikationen i de syrefria delar som ändå uppstår.

Ett förslag för att förbättra denitrifikationen skulle kunna vara att sänka slamhalten för att minska nedbrytningen av BOD. Ett annat förslag är att tillsätta extern kolkälla. Detta verkar dock onödigt då inkommande slakterivatten har hög BOD-halt, vilket borde utnyttjas. Eventuellt kan inflödet av obehandlat slakterivatten styras med avsikt att få vatten med hög BOD-halt att komma in i början av oluftad fas. Alternativt kan det förbehandlade vattnet recirkuleras till pumpgruppen för inkommande slakterivatten, där det borde finnas goda förutsättningar för att få denitrifikation – en så kallad fördenitrifikation. Det är även tänkbart att denitrifikationsprocessen behöver mer tid för att komma igång. Cheng & Liu (2001) gjorde ett försök med intermittent luftning av avloppsvatten med högt kväveinnehåll och medan nitrifikation startade direkt, tog det sju veckor innan denitrifikation uppkom, och 20 veckor innan stabilt låga halter $\text{NO}_3\text{-N}$ observerades.

Ingen sänkning av $\text{PO}_4\text{-P}$ -halten i luftningsbassängen kunde ses efter att den intermittenta luftningen tagits i bruk. Någon biologisk fosforering verkar därmed inte förekomma i utjämningsstanken. Halterna visar dock ett intressant mönster med plötsliga ökningar en gång i månaden. Orsaken till detta bör undersökas närmre.

5 SLUTSATSER

Syftet med detta examensarbete var att – genom litteraturstudier, provtagning, försök och analys – identifiera möjliga orsaker till flytslamproblemen i Lövsta avloppsreningsverk. Även förslag till åtgärder skulle läggas fram. Här presenteras de viktigaste slutsatserna som detta arbete har lett fram till, samt vilka vidare studier som anses behövas.

- Orsaken till flytslambildningen i slutsedimenteringsbassängen i Lövsta avloppsreningsverk är sannolikt att en kombination av höga $\text{NO}_3\text{-N}$ -halter i vattnet och en lång slamuppehållstid i bassängen gynnar uppkomsten av N_2 genom denitrifikation. De höga $\text{NO}_3\text{-N}$ -halterna orsakas i sin tur av ett högt kväveinnehåll i inkommande slakterivatten.
- Vid sänkt returslampumpning (från cirka $100 \text{ m}^3/\text{dygn}$ till drygt $6 \text{ m}^3/\text{dygn}$) bildades flytslam även i mellansedimenteringsbassängen, sannolikt på grund av den förlängda slamuppehållstiden.
- Två förslag för att lösa flytslamproblemen är antingen att öka bortpumpningen av slam från botten av slutsedimenteringsbassängen, och därmed förkorta slamuppehållstiden, eller att denitrifiera vattnet innan det når slutsedimenteringen. Av dessa förslag bedöms det senare vara mer tilltalande ur både ekonomisk och miljömässig synvinkel.
- $\text{NO}_3\text{-N}$ -halten i vattnet sjönk då intermittent luftning tillämpades i utjämnningstanken. Troligtvis för att detta skapade förutsättningar för denitrifikation. Sänkningen som erhöles under detta projekt var emellertid inte tillräckligt stor för att förhindra uppkomsten av flytslam. Den ofullständiga denitrifikationen beror förmodligen på låga BOD-halter i tanken, vilket både leder till att syrehalten inte går ned till noll under oluftad fas och att det är dålig tillgång till kolkälla i de syrefria zoner som ändå uppstår. Detta bör undersökas närmre.
- Vidare studier behövs för att utvärdera och optimera kvävereningen genom intermittent luftning. En sådan undersökning bör, förutom mätningar av BOD-halt i utjämnningstanken, inkludera mätningar av både inkommande och utgående kvävehalter (tot-N, $\text{NH}_4\text{-N}$ respektive $\text{NO}_3\text{-N}$) till utjämnningstanken, för att på ett bättre sätt kunna bedöma reningsgraden.

REFERENSER

- Amanatidou, E., Samiotis, G., Bellos, D., Pekridis, G. & Trikoilidou E., 2015a. Net biomass production under complete solids retention in high organic load activated sludge process. *Bioresource Technology*, Volym 182, pp. 193-199.
- Amanatidou, E., Samiotis, G., Trikoilidou, E., Pekridis, G. & Taousanidis, N., 2015b. Evaluating sedimentation problems in activated sludge treatment plants operating at complete sludge retention time. *Water Research*, Volym 69, pp. 20-29.
- Andreasen, K. & Nielsen, P. H., 2000. Growth of *Microthrix parvicella* in nutrient removal activated sludge plants: studies of in situ physiology. *Water Research*, 34(5), p. 1559–1569.
- Carlsson, B. & Hallin, S., 2010. *Tillämpad reglerteknik och mikrobiologi i kommunala reningsverk*, Svenskt Vatten AB.
- Cerlic, 2014a. *Optisk drängivare för susp- och slamhaltsmätning*. [Online] Tillgänglig: http://www.cerlic.se/wp-content/uploads/Leaflet_ITX_se.pdf [Använd 4 december 2015].
- Cerlic, 2014b. *Givare för syrehaltsmätning med optisk cell eller elektrokemisk elektrod*. [Online] Tillgänglig: http://www.cerlic.se/wp-content/uploads/Leaflet_O2X_DUO_se.pdf [Använd 4 december 2015].
- Cheng, J. & Liu, B., 2001. treatment, Nitrification/denitrification in intermittent aeration process for swine wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, pp. 705-711.
- Choung, Y.-K. & H.-S., K., 1999. Nutrient Removal and ORP Monitoring in the Intermittent Aeration System with Continuous Inflow. *Environmental Technology*, Volym 21(4), pp. 375-285.
- Dotro, G., Jefferson, B., Jones, M., Vale, P., Cartmell, E. & Stephenson, T., 2011. A review of the impact and potential of intermittent aeration on continuous flow nitrifying activated sludge. *Environmental Technology*, Volym 32(15), p. 1685–1697.
- Eckenfelder, W. & Argaman, Y., 1991. Principles of Biological and Physical/Chemical Nitrogen Removal. i: R. Sedlak, red. *Phosphorus and Nitrogen Removal From Municipal Wastewater - Principles and Practice*. 2:a red. USA: Lewis Publishers, pp. 3-41.
- Ekama, G. A. & Wentzel, M. C., 2008. Chapter 4: Organic Matter Removal. i: *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. Cambridge: IWA Publishing, pp. 53-86.
- Flores-Alsina, X., Comas, J. & Rodriguez-Roda, I., 2010. *Analysis of rising sludge risk in Activated Sludge Systems: from operational strategies to clarifier design*. Ottawa, International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs).
- Habermeyer, P. & Sánchez, A., 2005. Optimization of the Intermittent Aeration in a Full-Scale Wastewater Treatment Plant Biological. *Water Environment Research*, Volym 77(3), pp. 229-233.
- Hach, 1999a. *Analytical Procedures for DR/2000 and DR/3000 Instruments. Method 10020*. [Online] Tillgänglig: <http://www.hach.com/dr-2000-spectrophotometer/product-downloads?id=7640439022> [Använd 4 december 2015].

- Hach, 1999b. *Analytical Procedures for DR/2000 and DR/3000 Instruments. Method 10031*. [Online] Tillgänglig: <http://www.hach.com/dr-2000-spectrophotometer/product-downloads?id=7640439022> [Använd 4 december 2015].
- Hach, 2014. *Phosphorus, Reactive (Orthophosphate). Method 8048*. [Online] Tillgänglig: <http://www.hach.com/pocket-colorimeter-ii-orthophosphate-reactive/product-downloads?id=7640442984&callback=qs> [Använd 4 december 2015].
- Hanhan, O., Insel G., Yagci, N.O., Artan, N. & Orhon, D., 2011. Mechanism and design of intermittent aeration activated sludge process for nitrogen removal. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, Volym 46, p. 9–16.
- HannaNorden, 2015. [Online] Tillgänglig: <http://www.hannanorden.se/shop/sv/-testare/10239-waterproof-ph-temperature-test.html> [Använd 4 december 2015].
- Henze, M., Dupont, R., Grau, P. & De La Sota, A., 1993. Rising Sludge in Secondary Settlers Due to Denitrification. *Water Research*, 27(2), pp. 231-23.
- Ho, C.-F. & Jenkins, D., 1990. The Effect of Surfactants on Nocardia Foaming in Activated Sludge. *Water Science & Technology*, Volym 23 (4-6), p. 879–887.
- Jenkins, D., Richard, M. G. & Daigger, G. T., 2004. *Manual on the causes and control of activated sludge, bulking, foaming, and other solids separation problems*. 3:e red. USA: Lewis Publishers.
- Jin, B., Wilén, B.-M. & Lant, P., 2003. A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge. *Chemical Engineering Journal*, Volym 95, p. 221–234.
- Laera, G. o.a., 2005. Zero net growth in a membrane bioreactor with complete sludge retention. *Water Research*, Volym 39, p. 5241–5249.
- Li, J., Healy, M., Zhan, X. & Rodgers, M., 2008. Nutrient removal from slaughterhouse wastewater in an intermittently aerated sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, Volym 99, p. 7644–7650.
- Naturvårdsverket, 2013. *Formulering av villkor och krav för utsläpp från avloppsreningsverk - vägledning*. [Online] Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Avlopp/Vagledning-om-villkor-och-krav-for-avloppsreningsverk/> [Använd 26 Januari 2016].
- Olsson, G., 2008. *Effektivare reningsverk. Några steg mot bättre energi- och resursutnyttjande*, Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Stensel, H. D. & Makinia, J., 2014. Chapter 3: Activated sludge process development. i: D. W. J. Jenkins, red. *Activated Sludge : 100 Years and Counting*. London: IWA Publishing, pp. 33-47.
- Svenskt Vatten AB, 2010. *Avloppsteknik 2 - Reningsprocessen*. 2:a red. Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Wanner, J., 1994. *Activated Sludge: Bulking and Foaming Control*. USA: Lewis Publishers.
- Wanner, J., 2006. Chapter 3: AS Separation problems. i: V. Tandoi, D. Jenkins & J. Wanner, red. *Activated Sludge Separation Problems: Theory, Control Measures, Practical Experiences*. London: IWA Publishing, pp. 35-46.

- Wei, Y., van Houten, R.T., Borger, A.R., Eikelboom, D.H. & Fan, Y., 2003. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, 37(18), p. 4453–4467.
- Wilén, B.-M., 1995. *Effect of Different Parameters on Settling Properties*, Göteborg: Chalmers tekniska högskola: Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik.
- Wilén, B.-M., Jin, B. & Lant, P., 2003. The influence of key chemical constituents in activated sludge on surface and flocculating properties. *Water Research*, Volym 37, p. 2127–2139.
- Wilén, B.-M., Lumley, D., Mattsson, A. & Minoc, T., 2008. Relationship between floc composition and flocculation and settling properties studied at a full scale activated sludge plant. *Water Research*, Volym 42, pp. 4404-4418.

BILAGOR

BILAGA A. RESULTAT FRÅN TIDIGARE PROVTAGNINGAR

Tabell A1 Resultat från dygnsprovtagning av in- och utgående vatten till Lövsta reningsverk utförd en gång i månaden under perioden 2014-08-29 till 2015-08-26

Datum	Tot-P (mg/l)		Tot-N (mg/l)		BOD ₇ (mg/l)		COD (mg/l)		pH		SS (mg/l)	Flöde (m ³ /d)
	in	ut	in	ut	in	ut	in	ut	in	ut	ut	
2014-08-29	13	0,68	73	61	53	1,5	620	40	6	5,7	86	359
2014-09-17	40	2,2	130	98	77	1,5	1400	77	4,1	4,4	120	183
2014-10-07	20	0,05	80	37	56	3,5	630	15	7,1	4,7	30	123
2014-11-25	18	1,1	68	32	110	6,3	710	52	7	7,6	83	112
2014-12-12	12	0,16	61	34	72	1,5	540	15	7,2	7,6	18	130
2015-01-15	9,5	1,9	65	35	29	6,4	600	65	7,3	7,5	78	121
2015-02-10	8,1	0,51	70	38	140	6,7	710	40	7,1	7,5	46	241
2015-03-06	4,3	0,16	31	18	35	1,5	260	15	7,1	5,3	24	220
2015-04-21	10	0,19	72	51	82	1,5	570	15	7,2	4,9	100	143
2015-05-19	7,8	0,09	40	19	64	1,5	370	15	7,3	7,7	9,6	210
2015-06-18	30	0,07	110	100	81	1,5	1500	15	6,7	4,7	30	94
2015-07-15	6	0,01	35	49	40	1,5	260	15	7,7	7,7	6	109
2015-08-26	12	0,61	63	50	61	1,5	570	38	7,2	7,4	62	140

Tabell A2 Resultat från provtagning av slakterivattnet utförd under två dagar hösten 2012

Datum	Timme	COD (mg/l)	Tot-N (mg/l)	BOD ₇ (mg/l)
2012-10-31	06-07	4400	420	1800
	07-08	4500	440	
	08-09			
	09-10	3600	340	
	10-11	3200	330	
	11-12	3400	350	1800
	12-13	3700	360	
	13-14	3500	330	
	14-15	3700	370	2200
	15-16	3900	400	
	16-17	4200	410	
	17-18			
2012-11-01	06-07	3400	320	1600
	07-08	2800	260	
	08-09	2900	280	
	09-10	2800	290	
	10-11	2700	270	
	11-12	2800	280	1600
	12-13	2700	270	
	13-14	2700	340	
	14-15	3000	290	1900
	15-16	2900	300	
	16-17	3000	290	
	17-18	3100	290	

Tabell A3 Vattenförbrukningsdata från slakteriet mellan 2014-08-11 och 2015-10-23

Datum	Mätare 1		Mätare 2	
	Mätarställning	Förbrukning (m ³)	Mätarställning	Förbrukning (m ³)
2014-08-11	15135	329	15302	332
2014-09-03	15582	447	15755	453
2014-10-03	16140	558	16319	564
2014-11-04	16786	646	16970	651
2014-12-02	17280	494	17468	498
2015-01-05	17775	495	17958	490
2015-02-03	18270	495	18467	509
2015-03-02	18771	501	18972	505
2015-04-13	19494	723	19703	731
2015-05-13	20043	549	20257	554
2015-06-25	20736	693	20995	738
2015-08-13	21638	902	21866	871
2015-09-18	22252	614	22492	626
2015-10-23	22757	505	23002	510

BILAGA B. BERÄKNING AV SLAMBELASTNING OCH KVÄVEASSIMILATION

Tabell B1 Beräkning av slambelastning och kväveassimilation utifrån uppmätta BOD₇-halter och flöden genom reningsverket

Datum	BOD ₇ in (mg/l)	Flöde (m ³ /d)	BOD ₇ in (kg/d)	Slambelastning* (kg BOD ₇ /kg SS,d)	Slamproduktion** (kg SS/kg BOD ₇)	Beräknad kväve- assimilation (kg/d)
2014-08-29	53	359	19,0	0,07	1	2,38
2014-09-17	77	183	14,1	0,05	0,95	1,67
2014-10-07	56	123	6,9	0,02	0,8	0,69
2014-11-25	110	112	12,3	0,04	0,9	1,39
2014-12-12	72	130	9,4	0,03	0,85	0,99
2015-01-15	29	121	3,5	0,01	0,7	0,31
2015-02-10	140	241	33,7	0,12	1,2	5,06
2015-03-06	35	220	7,7	0,03	0,8	0,77
2015-04-21	82	143	11,7	0,04	0,9	1,32
2015-05-19	64	210	13,4	0,05	0,95	1,60
2015-06-18	81	94	7,6	0,03	0,8	0,76
2015-07-15	40	109	4,4	0,02	0,7	0,38
2015-08-26	61	140	8,5	0,03	0,85	0,91

* för SS=5950 mg/l
och V=48 m³

** för respektive slambelastning
enligt Svenskt Vatten (2010)

Provtagning
Beräkning
Utläst ur diagram

BILAGA C. RESULTAT FRÅN STICKPROVER I LÖVSTA RENINGSVERK UTFÖRDA 2015-10-06 TILL 2016-01-14

Tabell C1 Resultat från stickprover i utjämningsstanken samt utifrån dessa beräknade parametrar

Utvämningsstank											
Datum	MLSS (mg/l)	NO₃-N (mg/l)	NH₄-N (mg/l)	pH	T (°C)	Syre (mg/l)	SV (ml/l)	h (m)	V (m³)	HRT* (dygn)	SVI (ml/g)
2015-10-06	3200	-	-	6,6	15,9	3,3	140	4,78	615	18	44
2015-10-08	3200	-	-	6,4	14,4	3,2	840	4,98	641	18	263
2015-10-12	3400	127	-	6,5	12,5	3,6	130	4,96	638	18	38
2015-10-15	3200	129	-	6,4	13,2	3,8	160	5,4	695	20	50
2015-10-19	3300	130	-	6,5	12,4	3,4	140	5,19	668	19	42
2015-10-22	3200	127	-	6,3	13,7	3,2	140	5,53	712	20	44
2015-10-26	2600	105	-	6,4	16,5	3,1	90	6,22	800	23	35
2015-10-29	2600	114	-	6,5	14,4	2,9	100	5,45	701	20	38
2015-11-02	2100	112	-	6,6	12,8	2,8	80	4,92	633	18	38
2015-11-04	2000	113	-	6,6	13,4	2,6	80	4,86	625	18	40
2015-11-09	1800	123	-	6,4	12,3	2,3	70	4,18	538	15	39
2015-11-12	1800	182	-	6,5	12,6	2,5	80	3,97	511	15	44
2015-11-16	1600	119	-	6,5	10,3	3,7	60	3,43	441	13	38
2015-11-19	2000	90	-	6,5	11,5	2,4	50	3,51	452	13	25
2015-11-23	2000	93	-	7,1	6	6	50	3,02	389	11	25
2015-11-26	1900	66	-	6,6	7,7	2,4	50	3,15	405	12	26
2015-12-01	2000	60	-	6,7	7,1	2,8	60	3,04	391	11	30
2015-12-07	2400	72	-	6,7	8,6	1,8	80	3,58	461	13	33
2015-12-11	2500	71	11,4	6,4	9,6	0,8	100	4,68	602	40	17
2015-12-14	2700	79	4,7	6,4	7,7	1,5	100	4,6	592	37	17
2015-12-18	2600	81	1,4	6,6	7,9	1,5	90	4,95	637	35	18
2016-01-04	2600	100	2,7	7	1,8	3,7	300	3,73	480	115	14
2016-01-07	3000	103	2,4	6,9	0,5	5	60	3,56	458	20	13
2016-01-12	3000	87	12,4	6,6	1,5	3,2	100	3,09	398	33	11
2016-01-14	2700	81	19,6	6,6	0,9	3,4	60	3,04	391	22	11

*för genomsnittligt avloppsvattenflöde från slakteriet på 35 m³/dygn

Provtagning
Beräkning

Tabell C2 Resultat från stickprover i luftningsbassängen samt utifrån dessa beräknade parametrar

Luftningsbassäng										
Datum	MLSS (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	pH	T (°C)	Syre (mg/l)	SV (ml/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	SVI (ml/l)
2015-10-06	5800	-	-	6,8	14	4,9	360	-	-	62
2015-10-08	5900	-	-	6,7	13,5	4,9	360	0,89	0,29	61
2015-10-12	5900	38	-	6,8	12,7	5,2	320	0,89	0,29	54
2015-10-15	6000	60	-	6,7	13,3	4,9	340	0,88	0,29	57
2015-10-19	5900	43	-	6,7	12,3	5,1	340	2,57	0,84	58
2015-10-22	6200	60	-	6,7	13,2	5,2	350	0,62	0,20	56
2015-10-26	5300	69	-	6,8	14,7	4,8	160	0,62	0,20	30
2015-10-29	5200	58	-	6,8	13,3	5	200	0,55	0,18	38
2015-11-02	5900	43	-	6,8	12,4	5,1	290	1,15	0,37	49
2015-11-04	5400	60	-	6,8	12,6	4,9	200	0,79	0,26	37
2015-11-09	1200	46	-	6,9	12	5,2	40	0,55	0,18	33
2015-11-12	5800	65	-	6,8	12,1	4,7	200	2,7	0,88	34
2015-11-16	6000	45	-	6,8	11,2	5,2	220	1,73	0,56	37
2015-11-19	4700	57	-	6,8	11,6	4,9	140	-	-	30
2015-11-23	5600	37	-	7,2	8,2	5,8	190	-	-	34
2015-11-26	5400	44	-	6,6	8,6	5,3	160	0,82	0,27	30
2015-12-01	4600	34	-	6,7	8,3	5,5	160	0,59	0,19	35
2015-12-07	3800	18	-	6,9	8,8	5,6	120	0,8	0,26	32
2015-12-11	3500	27	0,5	6,7	8,9	5,2	250	0,92	0,30	71
2015-12-14	1700	24	0,5	6,8	8,2	5,6	110	2,41	0,79	65
2015-12-18	3100	46	0	6,8	8,5	5	280	1,29	0,42	90
2016-01-04	3500	37	0,2	7	6,1	7,9	330	0,69	0,22	94
2016-01-07	3700	46	0,4	6,9	5,1	8,9	330	0,5	0,16	89
2016-01-12	3600	49	0,5	6,7	5,7	7,6	310	0,5	0,16	86
2016-01-14	3700	53	1,5	6,7	5,1	7,7	300	0,32	0,10	81

Provtagning

Beräkning

Tabell C3 Resultat från stickprover i utflödet från mellansedimenteringen samt utifrån dessa beräknade parametrar

Mellansedimentering						
Datum	SSut (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	pH	T (°C)	Flöde (m ³ /d)	Slamyt-belastning (kg SS/m ² ,h)
2015-10-06	50	-	6,9	13,7	107	2,9
2015-10-08	45	-	6,7	13,7	111	3,0
2015-10-12	54	36	6,7	13	108	3,0
2015-10-15	48	58	6,6	13,5	96	2,7
2015-10-19	38	43	6,7	12,8	109	3,0
2015-10-22	2500	61	6,7	13,6	100	2,9
2015-10-26	130	64	6,7	14,8	128	3,1
2015-10-29	4500	64	6,8	13,4	337	8,1
2015-11-02	550	40	6,8	12,7	111	3,0
2015-11-04	200	57	6,8	13	113	2,8
2015-11-09	2300	40	6,8	12,2	117	0,7
2015-11-12	600	64	6,8	12,6	115	3,1
2015-11-16	2800	43	6,8	11,4	112	3,1
2015-11-19	1900	54	6,8	11,7	107	2,3
2015-11-23	1500	37	7,2	8,6	112	2,9
2015-11-26	1800	44	6,6	9,2	104	2,6
2015-12-01	2000	35	6,7	8,9	105	2,2
2015-12-07	100	19	6,9	9,3	124	2,2
2015-12-11	200	26	6,7	9,8	119	1,9
2015-12-14	300	26	6,7	8,7	117	0,9
2015-12-18	1300	46	9,8	9,2	104	1,5
2016-01-04	-	-	-	-	119	1,9
2016-01-07	-	-	-	-	112	1,9
2016-01-12	-	-	-	-	112	1,9
2016-01-14	-	-	-	-	108	1,9

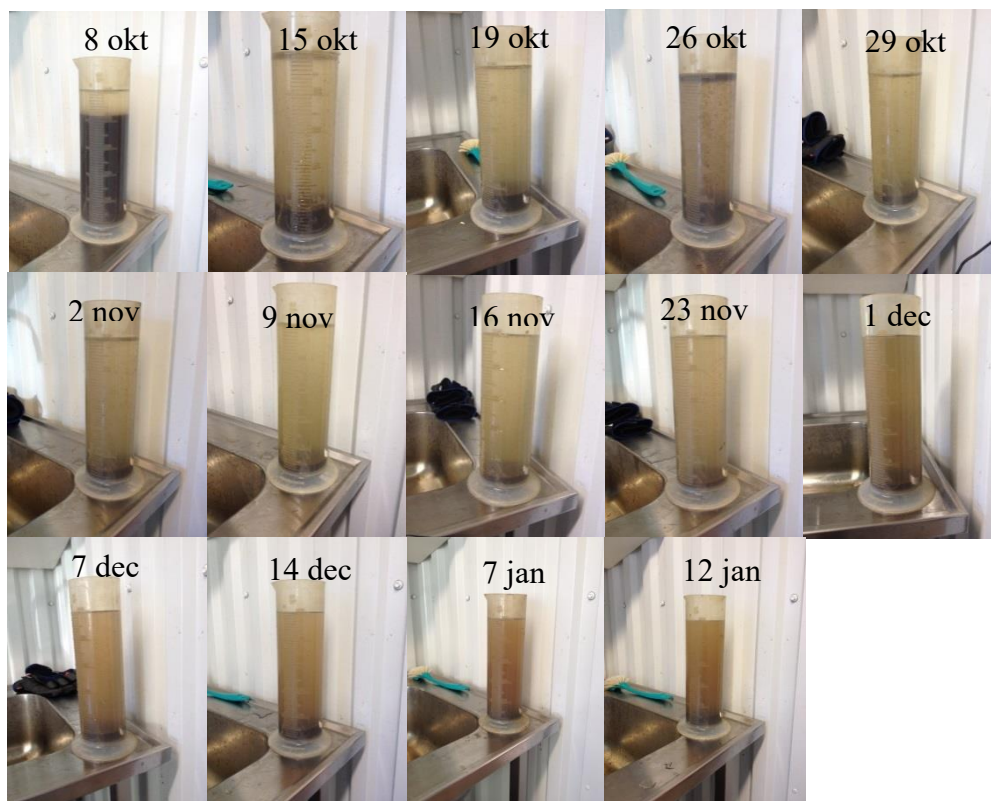
Provtagning
Beräkning

Tabell C4 Resultat från stickprover i utflödet från slutsedimenteringen samt utifrån dessa beräknade parametrar

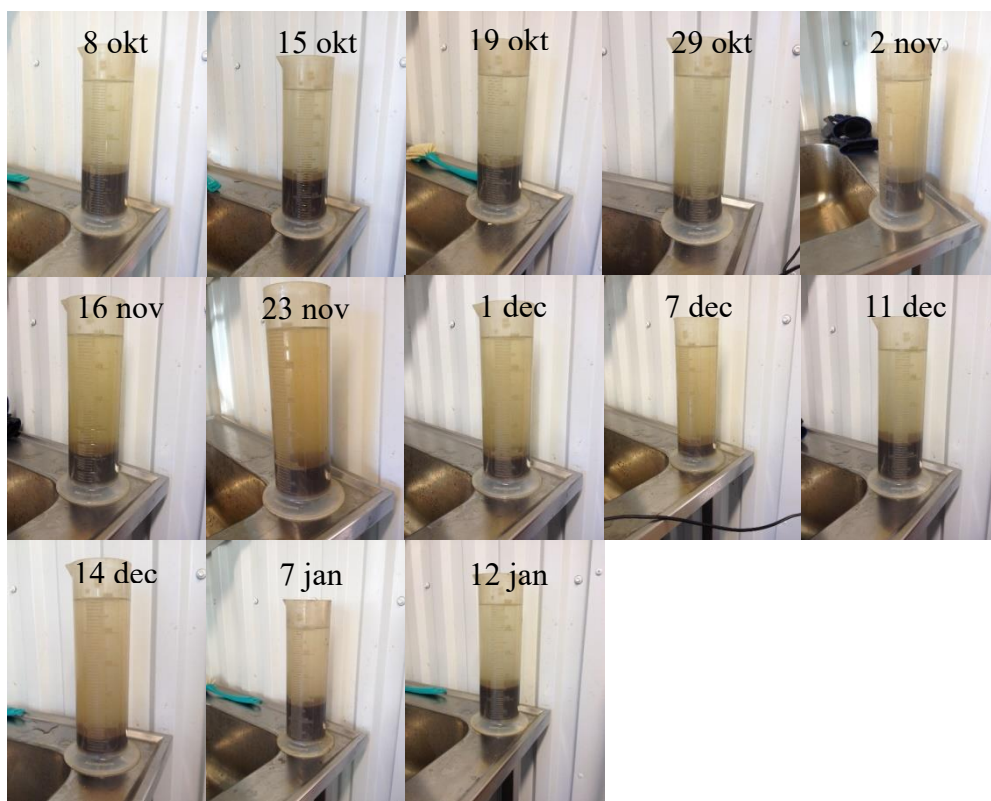
Slutsedimentering							
Datum	NO₃-N (mg/l)	pH	T (°C)	Siktdjup (m)	PO₄³⁻ (mg/l)	PO₄-P (mg/l)	Slamlager (m)
2015-10-06	-	6,7	13,8	1,75	0,21	0,07	1,35
2015-10-08	-	6,6	13,5	1,7	0,25	0,08	1,40
2015-10-12	39	6,7	13	1,9	0,3	0,10	1,20
2015-10-15	52	6,6	13,3	1,15	0,38	0,12	1,95
2015-10-19	41	6,6	12,6	1,5	0,25	0,08	1,60
2015-10-22	60	6,7	13,2	1,5	0,22	0,07	1,60
2015-10-26	68	6,6	14,8	0,7	0,43	0,14	2,40
2015-10-29	61	6,8	13,4	0,5	0,29	0,09	2,60
2015-11-02	39	6,7	12,6	0,85	0,22	0,07	2,25
2015-11-04	59	6,7	12,8	0,7	0,22	0,07	2,40
2015-11-09	38	6,6	12,1	0,65	0,28	0,09	2,45
2015-11-12	65	6,7	12,3	1,15	0,26	0,08	1,95
2015-11-16	44	6,8	11,4	0,8	0,31	0,10	2,30
2015-11-19	52	6,6	11,6	0,7	-	-	2,40
2015-11-23	37	7,1	8,4	0,6	-	-	2,50
2015-11-26	43	6,5	8,8	0,65	0,27	0,09	2,45
2015-12-01	31	6,5	8,6	0,6	0,29	0,09	2,50
2015-12-07	19	6,8	9,3	1,2	0,25	0,08	1,90
2015-12-11	25	6,6	9,2	>0,9	0,42	0,14	-
2015-12-14	23	6,5	8,6	-	0,24	0,08	-
2015-12-18	45	6,7	8,6	-	0,37	0,12	-
2016-01-04	-	-	-	-	-	-	-
2016-01-07	-	-	-	-	-	-	-
2016-01-12	-	-	-	-	-	-	-
2016-01-14	-	-	-	-	-	-	-

Provtagning
Beräkning

BILAGA D. FOTON PÅ SLAMPROVER FRÅN UTJÄMNINGSTANK OCH LUFTNINGSBASSÄNG



Figur D 1 Slamprover från utjämningtanken mellan 2015-10-08 och 2016-01-12.



Figur D 2 Slamprover från luftningsbassängen mellan 2015-10-08 och 2016-01-12.