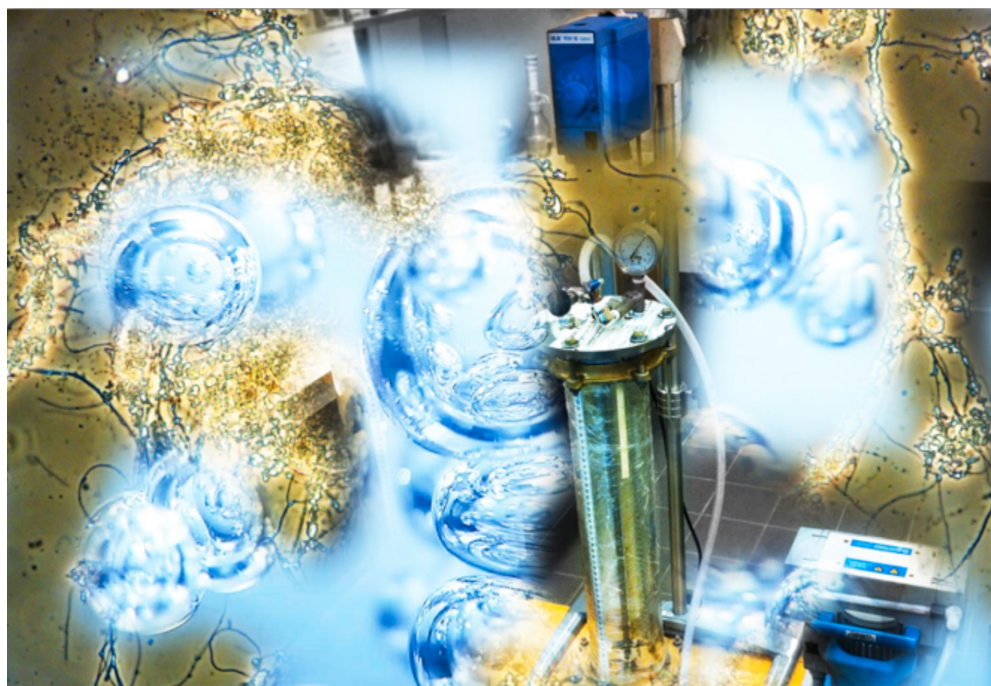


Avgasning av slam för ökad reningskapacitet och förbättrade slamegenskaper

*Marinette Hagman
Salar Haghighatafshar
Andreas Thunberg
Jonas Grundestam
Annika Nyberg
Mats Jonasson
Maria Mases
Britt-Marie Wilén
Jes la Cour Jansen*



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Rörsnät & Klimat
Avlopp & Miljö
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Agneta Granberg (m), ordförande	Göteborgs Stad
Daniel Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten
Henrik Aspegren	VA SYD
Per Ericsson	Norrsvatten
Tove Göthner	Sveriges Kommuner och Landsting
Per Johansson (s)	Gävle kommun
Stefan Johansson	Skellefteå kommun
Henrik Kant	Göteborgsvatten
Lisa Osterman	Örebro kommun
Kenneth M. Persson	Sydvatten AB
Lars-Gunnar Reinius	Stockholms Vatten AB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Avgasning av slam för ökad reningskapacitet och förbättrade slamegenskaper
Title of the report:	Degassing of sludge for higher treatment capacity and improved sludge properties
Författare:	Marinette Hagman, NSVA; Salar Haghighatafshar, Lunds tekniska högskola; Andreas Thunberg, Käppalaförbundet; Jonas Grundestam, Stockholm Vatten AB; Annika Nyberg, VA SYD; Mats Jonasson, Maria Mases, SWECO Environment AB; Britt-Marie Wilén, Chalmers tekniska högskola; Jes la Cour Jansen, Lunds tekniska högskola
Rapportnummer:	2013-23
Antal sidor:	56
Sammandrag:	En testmetod har utvecklats för att utvärdera vakuumavgasningseffekt på slamegenskaper (bl. a. slamvolym, sjunkhastighet) för olika slam på valda reningsverk i Sverige genom försök i laboratorieskala
Abstract:	A test method has been developed in order to evaluate the effect of vacuum degassing on sludge properties such as sludge volume, settling velocity, etc. for different sludge at selected Swedish wastewater treatment plants through laboratory-scale experiments
Sökord:	Vakuum, avgasning, aktivt slam, slamvolymindex, kväverening
Keywords:	Vacuum, degassing, activated sludge, sludge volume index, nitrogen removal
Målgrupper:	Drift- och processansvariga vid avloppsreningsverk samt konsulter och leverantörer
Omslagsbild:	Laboratorieutrustningen tillsammans med gasbubblor och mikroskoperingsbilder på slam (Salar Haghighatafshar)
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2013
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	12-114
Projektets namn:	Avgasning av slam för ökad reningskapacitet och förbättrade slamegenskaper
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Lunds tekniska högskola, Chalmers tekniska högskola, VA SYD, NSVA, Käppalaförbundet, Stockholm Vatten AB, SWECO Environment

Förord

Detta projekt genomfördes som en inledande studie om avgasningsteknik i en aktivslamanläggning för att förbättra sedimenteringsegenskaper. Projektet har varit ett samarbete mellan

- Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp (NSVA)
- Lunds tekniska högskola
- Chalmers tekniska högskola
- Käppalaförbundet
- Stockholm Vatten AB
- SWECO Environment AB
- VA SYD

Syftet med studien var att utvärdera effektiviteten av metoden i laboratorieskala på aktivt slam från olika reningsverk och samtidigt försöka förstå vilken betydelse olika parametrar har för teknikens effektivitet. Projektet startade i oktober 2012 med litteraturstudie och utveckling av laboratorietestmetod och fortsatte med metodprovningsfas på olika reningsverk i Skåne i december 2012 och januari 2013.

Efter utveckling av laboratorietestproceduren bekräftades metoden av alla deltagarna vid ett möte med demonstration av utrustningen. I nästa steg testades tekniken på reningsverken i Stockholm; Käppalaförbundet (Käppala ARV), Bromma ARV och Henriksdal ARV i mars 2013. Fortsatta försök utfördes i Skåne på NSVA:s anläggningar d.v.s. Öresundsverket (Helsingborg) och Lundåkraverket (Landskrona) och VA SYD:s anläggningar d.v.s. Sjölunda ARV (Malmö) och Södra Sandby ARV (Flyinge) samt i Göteborg på Ryaverket (Gryaab AB) i maj och juni 2013.

Stort tack till all driftpersonal och labbpersonal på de deltagande anläggningarna. Agnieszka Witkiewicz och Michael Medoc på Käppala, Ove Sigfridsson på Bromma ARV, Hanna Östfeldt och Torkel Andersson på Henriksdal ARV, Jan-Erik Petersson och Beata Matulaniec på Öresundsverket, Cecilia Johansson på Lundåkraverket, Disa Sandström och David Gustavsson på Sjölunda ARV, Elin Ossiansson och Tobias Hey på Källby ARV och Bengt-Göran Magnusson på Södra Sandby ARV samt examensarbetaren Yue Zhou på Ryaverket tackas för gott samarbete och deras värdefulla hjälp.

*Marinette Hagman
Salar Haghighatafshar
Andreas Thunberg
Jonas Grundestam
Annika Nyberg
Mats Jonasson
Maria Mases
Britt-Marie Wilén
Jes la Cour Jansen*

Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning.....	6
Summary.....	8
Förkortningar	10
1 Inledning	11
2 Syfte och genomförande.....	14
3 Sedimenteringsegenskaper hos aktivt slam	15
4 Utveckling av laboratoriemetod för avgasning	17
4.1 Utveckling av laboratorieutrustning.....	17
4.2 Utvärdering av avgasningstekniken	20
5 Utvärdering av laboratorieskalametoden på utvalda svenska avloppsreningsverk	22
5.1 Urval av reningsverk	22
6 Resultat och diskussion	24
7 Kostnadsuppskattning för avgasningstorn.....	32
8 Slutsatser	35
9 Fortsatta försök	36
10 Referenser.....	37
Bilagor.....	39
Bilaga A – Verkslayouter	39
Bilaga B – Sedimenteringskurvor	42
Bilaga C – Mikroskopering – bilder	46
Bilaga D – Nitrifikation och denitrifikation: hastigheter	50

Sammanfattning

Avgasning av aktivt slam med vakuum presenterades år 2005 som en metod för förbättring av sedimenteringsegenskaperna på anläggningar med kväverening. Kvävgas i aktivt slam brukar vara mättad på grund av luftning (varav ca 80 % av luften är N_2), samt på grund av denitrifikationsprocessen. Följaktligen produceras kvävgas inom flockstrukturen som inte kan lösas i det omgivande vattnet. Kvävgasen blir därför instängd i flocken som bubblor. Detta leder till lägre densitet av flockarna vilket försämrar sedimenteringsegenskaperna av det aktiva slammet. Genom vakuumbehandling av slam, som i fullskala sker i vakuumtornen, ökar gasbubblornas storlek varpå flockstrukturen bryts och gasbubblorna kan tillsammans med andra gaser d.v.s. syrgas och koldioxid lämna slammet. Efter återflockulering kan bättre sedimenteringsegenskaper uppnås och sedimenteringsbassängerna kan belastas högre. Därmed kan slamhalten i aktivslambassängerna ökas och en högre behandlingskapacitet erhålls. Problem med slamflykt p.g.a. dåliga sedimenteringsegenskaper har minskat kraftigt på de anläggningar som har infört avgasningsteknik i fullskala.

Avgasning av aktivt slam testades på åtta olika reningsverk med en utrustning i laboratorieskala utvecklad vid Lunds universitet. Grundparametrar avseende de testade slammen samlades in under experimenten medan vissa undersöktes specifikt både före och efter avgasning. Resultaten visar att koncentrationerna av syre, ammonium och nitrat i det aktiva slammet förmodligen inte spelar någon betydande roll med avseende på den undersökta teknikens effektivitet eller slamvolymindex, som är en vanlig uppföljningsparameter för sedimenteringsegenskaper av aktivt slam.

Resultaten tyder på att reningsverk med fullständig kväverening i aktivt slam, d.v.s. nitrifikation och denitrifikation, påverkas mest påtagligt av avgasning medan slamvolymindex på andra verk inte förändras lika mycket vid behandling av avgasning. Det bör noteras att högbelastade reningsverk med nitrifikation i nitrifierande biobäddar, d.v.s. Sjölunda ARV i Malmö och Ryaverket i Göteborg, inte påverkades alls av avgasning. Förmodligen på grund av deras processkonfiguration vilken leder till mindre bubbelbildning i flockarna.

Nitrifikations- och denitrifikationskapaciteten i aktivt slam före och efter avgasning uppskattades och utvärderades genom laboratorieexperiment. Resultaten visade att ingen signifikant skillnad i kapacitet kunde påvisas vid avgasningen av slam. Detta överensstämmer väl med mikroskopiobservationer som inte heller visar någon synlig förändring i flockstrukturen av slammet. Däremot var grumligheten av klarfasen i det sedimenterade slammet högre efter vakuumbehandling på de flesta reningsverken i jämförelse med referensen. Detta skulle kunna bero på flera frisimmande celler som har observerats och av utsläppta extracellulära polymera substanser från flocken på grund av hög skjuvspänning under behandlingen.

Resultaten visade att avgasning av slam är effektiv på anläggningar med både nitrifikation och denitrifikation i aktivslamprocessen. Även om det

är svårt att dra konkreta slutsatser baserat på resultat från enbart laboratorieskaleförsök så verkar det som om effektiviteten i tekniken är främst beroende av slammets initiala slamvolymindex, vilket i sin tur oftast beror på reningsverkets befintliga processkonfiguration. Resultaten i denna studie tyder på att avgasningstekniken kan förväntas ha högre effektivitet vid reningsverk med slamvolymindex över 300 ml/g.

Ekonomisk utvärdering av fullskalainstallation visar att kostnaderna per personekvivalent bli lägre ju större reningsverket är. Detta är rimligt med tanke på att större torn kan installeras vid ett större verk och kostnaden per flöde är lägre för ett stort torn jämfört med ett litet. Avgasningstekniken kan vara ett yteffektivt sätt att öka kapaciteten på ett reningsverk och även kostnadseffektivt i jämförelse med utbyggnad av bassängvolymmer för aktivt slam.

Summary

Degassing of activated sludge by vacuum exposure was internationally presented in 2005 as a method for improvement of the settling properties at wastewater treatment plants with nitrogen removal. Water in such plants is normally saturated with nitrogen gas due to nitrogen content in the air used for aeration (of which about 80 % is N_2) and due to the denitrification process. Consequently the nitrogen gas produced within the floc structure cannot dissolve in the water, hence remains trapped inside the flocs as bubbles. This leads to lower density of the flocs which deteriorates the settling properties of the activated sludge. By exposing the sludge to vacuum conditions, which takes place through vacuum towers in the full-scale setup, the trapped bubbles increase in size and along with other dissolved gases leave the liquor. After re-flocculation, better settling properties can be achieved leading to higher concentration of recycled return sludge, hence higher treatment capacity.

Degassing of activated sludge taken directly from aeration basins were tested at eight different wastewater treatment plants using laboratory-scale equipment developed at Lund University. Basic parameters regarding the sludge were collected during the experiments while some were specifically looked into both before and after degassing.

Results suggest that the settling properties at treatment plants with full nitrogen removal processes, i.e. nitrification and denitrification, were mostly affected by degassing while the sludge volume index at other plants were unsubstantially changed. It should be noted that high loaded treatment plants, i.e. Sjölanda WWTP in Malmö and Ryaverket in Gothenburg, were not affected by the degassing probably due to their process configurations which probably led to less bubble forming in the flocs.

The tests showed that most probably the concentrations of the oxygen, ammonium, and nitrate in the activated sludge do not play substantial roles in efficiency of the technique with regards to decrease in sludge volume index, as the crucial parameter of the settling properties of activated sludge.

Nitrification and denitrification capacity of activated sludge was estimated and evaluated through a laboratory-scale experiment, both before and after degassing. No significant effect was found directly from degassing through vacuum treatment of the sludge. This was supported by microscopy observations revealing no visible change in the floc structure of the sludge. However in most tests at the treatment plants turbidity of the settled sludge was slightly higher after vacuum treatment in comparison to the reference. This could be the result of either higher count of free swimming cells, observed in certain cases of microscopy, or released extracellular polymeric substances from the floc matrix due to high shear stress during treatment.

Degassing of sludge was found to be effective at wastewater treatment plants with both nitrification and denitrification in the activated sludge process. Although it is quite difficult to make a concrete conclusion based on

the obtained results in the laboratory-scale experiments but it seems that the efficiency of the technique is mainly dependent on the initial sludge volume index of the target sludge, which seems to be linked to process configuration of the treatment plant. The results suggest that higher efficiency of the degassing method can be expected only at treatment plants with full nitrogen removal and sludge volume index over 300 ml/g.

Economic evaluation of full scale installations suggests that the cost per population equivalent is lower the greater the plant is. This is reasonable given that larger towers can be installed at a larger plant and that the cost per flow is lower for a big tower over a little. Degassing technology has a small foot-print and can increase capacity at a wastewater treatment plant. It is also cost-effective in comparison with the development of basin volumes for activated sludge.

Förkortningar

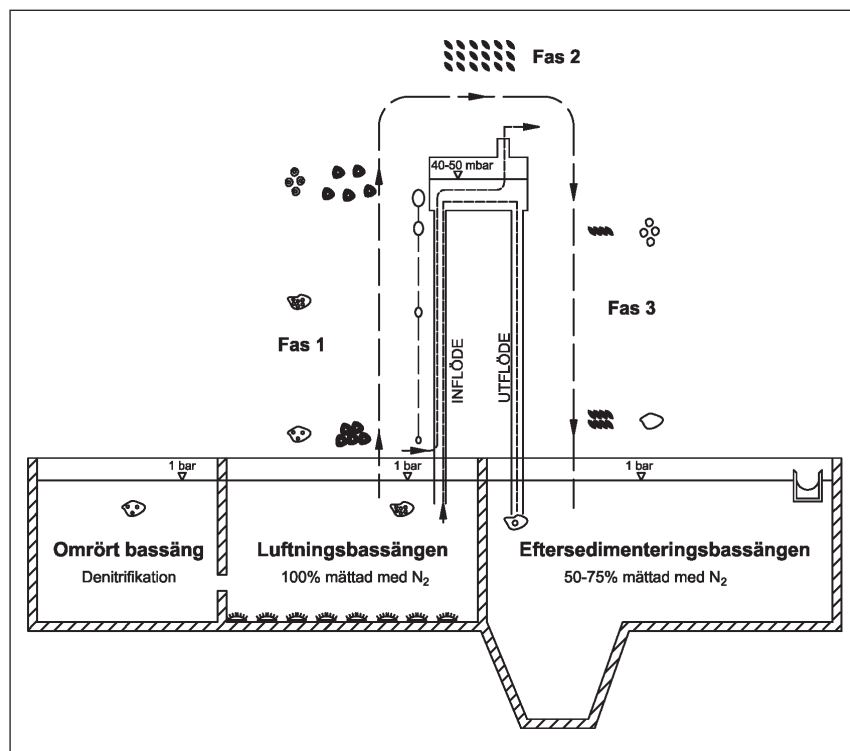
ARV	Avloppsreningsverk
BOD	Biochemical Oxygen Demand (Biokemisk syreförbrukning)
COD	Chemical Oxygen Demand (Kemisk syreförbrukning)
CST	Capillary Suction Time
EPS	Extracellular Polymeric Substances (Extracellulära Polymera Substanser)
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor
MLSS	Mixed Liquor Suspended Solids (SS i luftnings-/aktivslambassängen)
SVI	Sludge Volume Index (Slamvolymindex)
SVI _{4,0L}	Slamvolymindex mätt med 4,0 l vätska i 5,5 l bägare
SS	Suspended Solids (Suspenderade ämnen)
VSS	Volatile Suspended Solids (Organiskt suspenderad substans)
WWTP	Wastewater Treatment Plant

1 Inledning

Nya och strängare krav på rening av avloppsvatten väntas inom en snar framtid. För många reningsverk kommer det att resultera i ett behov av ökad reningskapacitet. Istället för utbyggnad av nya volymer skulle avgasning av slam kunna vara ett alternativ i syfte att höja kapaciteten inom befintliga volymer. Marktillgängligheten runt reningsverk är idag på många platser mer ansträngd än tidigare. Många kommuner vill etablera boende nära vatten och då kommer man ofta i konflikt med reningsverken. Att därmed kunna höja reningskapaciteten på befintliga reningsverk utan att ta ny mark i anspråk är intressant.

Avgasningstekniken presenterades internationellt år 2005 som en metod för att förbättra sedimenteringsegenskaper, vilket leder till ökad reningskapacitet på anläggningar med biologisk kväverening (Gólc, 2005; Maciejewski et al., 2010). Anläggningar för avgasning av aktivt slam, på reningsverk med utökad kväverening, finns på ett 40-tal platser i världen mest frekvent i Polen med enstaka anläggningar i Kina och Finland.

Tekniken för avgasning baseras på att det med vakuum sugas upp slam i ett högt torn varpå slammet får falla ner i eftersedimenteringsbassängen (eller i en fördelningskanal till flera bassänger). En häverteffekt skapas då nivån är lägre i eftersedimenteringsbassängen. Avgasningstornet blir därmed ett mellansteg mellan luftningsbassängen och sedimenteringsbassängen varigenom hela slamströmmen passerar.



Figur 1-1 Principskiss av system med avgasning och metodens tre faser (Gólc, 2005) – med tillåtelse, omritad.

En anläggning för avgasning består av två torn, ca 10 meter höga, och ett horisontalt rör mellan tornen som visas i Figur 1-1 (Gólcz, 2005). Genom ett av tornen sugs aktivt slam från luftningsbassängen upp till röret med hjälp av en vakuumpump (Fas 1). I den här fasen växer mikrobubblorna inom flockarna i storlek, som i sin tur kan leda till en sönderdelning av flockstrukturen.

Genom Fas 2, med väldigt lågt tryck (ca 40 mbar) i det horisontella röret, lämnar gasbubblorna slammets, vilket leder till mer kompakta slampartiklar och därför bättre sedimenteringsegenskaper. Vid eventuellt sönderdelade flockar sker återflockulering i det andra tornet (Fas 3) varigenom det avgasade slammets avleds till eftersedimenteringsbassängen. Figur 1-2 visar en avgasningsanläggning i fullskala i Kina. I detta projekt har ambitionen varit att försöka imitera denna fullskalafunktionalitet i en laboratorieskala-utrustning (beskrivs i kapitel 4).

Avgasningsmetoden påstås förbättra slamegenskaperna genom minskad slamvolymindex (SVI) som resultat samt reducera slammets innehåll av filament (Maciejewski och Timpany, 2007). Det finns dock lite dokumentation om hur avgasningen verkligen påverkar slammets struktur, dess sedimentationsegenskaper och på vilken typ av anläggning tekniken är lämplig att applicera.



Figur 1-2 En bild av ett avloppsreningsverk i Kina med avgasningstorn.

Idag finns ett företag i Polen, Biogradex, som innehar patent på tekniken. Detta går ut under år 2014 (EPO, 2000). Enligt patentet är tekniken endast tillämpbar på anläggningar med biologisk kväverening där både nitrifikation och denitrifikation sker. I denitrifikationssteget tas nitrat och kolkälla upp av fakultativt heterotrofa mikroorganismer och kvävgas avges under anoxiska förhållanden. Biogradex anger att höga slamhalter såsom 6 000–8 000 mg MLSS/l är vanliga att uppnå på avloppsreningsverk med avgasningstorn (Gólcz, 2005) och att sedimenteringsbassänger kan belastas med en slamytbelastning på 180–220 kg SS/m²·d (Maciejewski et al., 2010). Exempel på hur mycket slamhalten har kunnat ökas efter installation av avgasningstorn är 30 % (från ca 3 400 till 4 500 mg MLSS/l) på reningsverket Qinghe i

Beijing, Kina och 70 % (från 3 500 till 6 000 mg MLSS/l) på reningsverket i Gorzow, Polen (Maciejewski et al., 2010).

Aeroba zoner luftas för nitrifikation eftersom nitrifierande mikroorganismer behöver syre för att respirera och oxidera ammonium till nitrat. Andelen syre i den luft som tillsätts (ca 20 %) konsumeras av mikroorganismerna medan den större delen av luften som innehåller kvävgas (ca 78 %) löser sig i vattnet. Detta leder kontinuerligt till kvävgasmättade förhållanden i bassängen. De kvävgasmättade förhållandena innebär att kvävgasen som bildas under de kommande stegen d.v.s. denitrifikation i anoxiska zoner i bassängen inte kan lösa sig i det omgivande vattnet och därför formeras mikrobubblor av gasen inom flockarna. Mikrobubblor i flockarna tenderar att lyfta slampartiklar vilket betyder att dåliga sedimenteringsegenskaper har skapats. Likadant fenomen observerades av Liu et al. (2012) genom mikrobubbelluftning av aktivslam. Avgasningen släpper/frigör ca 25–50 % (Maciejewski et al., 2010) av den lösta kvävgasen i slammet så att den bildade kvävgasen genom denitrifikation kan lösas i vattnet och då förhindra formation av mikrobubblor.

Vid markant förbättrade sedimentationsegenskaper av ett slam kan slamhalten i biosteget teoretiskt höjas i motsvarande storleksordning. Därmed ökar reningsverkets biologiska reningskapacitet vid bibehållen volym av luftningsbassängen.

Sedimenteringsegenskaperna hos aktivt slam beror på ett komplext samband mellan strukturen och de ytkemiska egenskaperna hos slammet. Slamflockarna består av olika typer av mikroorganismer, i huvudsak bakterier, som är inbäddade i en matris av extracellulära polymerer som utsöndras av bakterierna. Slam med goda sedimenteringsegenskaper karakteriseras av kompakta och relativt runda slamflockar. Bakterierna i sådana flockar växer i kompakta, runda kolonier som växer tätt samman och på så sätt bildar flockar med en hög densitet (Klausen et al., 2004). Vid dåliga sedimenteringsegenskaper har flockarna en mer öppen struktur där bakteriekolonierna inte växer så kompakt samman utan bildar ett nät av små bakteriekolonier och enskilda bakterier. Flockformen vid dåliga sedimenteringsegenskaper är mer förgrenad, ofta på grund av filamentbakterier som växer inuti flockarna och som även växer ut från flocken som långa trådar. Detta leder till en sänkt densitet hos flockarna med lägre sedimenteringshastighet som följd. Även kompressionsegenskaperna försämras eftersom flockarna inte packas ihop lika effektivt som rundare flockar. Reningsverk designade för rening av näringsämnen har vanligtvis slam med sämre sedimenteringsegenskaper än de med endast BOD-rening (Martins et al., 2004).

2 Syfte och genomförande

Syfte med projektet är att:

- utvärdera effekten av avgasning av slam på slamstruktur, förmåga att återflockulera samt utvärdera om slammets processtekniska egenskaper förändras
- kartlägga om vissa processtyper eller driftsätt är mer lämpade för avgasning än andra, exempel anläggningar med djupa respektive grunda sedimenteringsbassänger, anläggningar med fullt utbyggd kväverening kontra anläggningar med enbart nitrifikation och helt utan kväverening
- undersöka effekten av avgasning på slam från reningsverk med och utan filamentproblem
- värdera teknikens potential (kapacitetsmässigt och ekonomiskt) för applikation på befintliga svenska reningsverk

Projektet har varit ett samarbete mellan fyra vattentjänstbolag (Käppalaförbundet, Stockholm Vatten AB, NSVA, VA SYD), två universitet (Lunds tekniska högskola och Chalmers tekniska högskola) och en konsultfirma (SWECO Environment AB).

VA-teknik på Lunds tekniska högskola (LTH) tillsammans med Chalmers tekniska högskola har ansvarat för utveckling av försöksutrustning, litteraturstudier, försöksprocedur och utvärdering av resultaten.

Vattentjänstbolagen har bidragit med val av reningsverk för försöken och med praktisk hjälp under experimenten. De har också bistått med processdata och utförande av vissa mätningar.

Konsultfirman har ansvarat för uppskattning av kostnader vid etablering av tekniken i fullskala. Alla deltagare har även fungerat som referenser och bollplank i utvärderingen av resultaten.

3 Sedimenteringsegenskaper hos aktivt slam

Suspenderade ämnen (SS) i luftningsbassängen spelar en central roll i reduktionskapaciteten på reningsverk. Högre slamhalt i aktivslambassänger betyder högre koncentration av mikroorganismer och bättre reningsgrad. Bättre sedimenteringsegenskaper i eftersedimenteringsbassängerna gör att de kan belastas med mer slam och slamhalten i aktivslambassängerna kan ökas och därmed ökas även reningskapaciteten.

Sedimentering i avloppsvattenreningsverk kan förklaras enligt Stokes lag (Ekv. 1) (Metcalf och Eddy, 2003):

$$V_s = \frac{g \cdot (\rho_p - \rho_f) \cdot d_p^2}{18 \cdot \mu} \quad (\text{Ekv. 1})$$

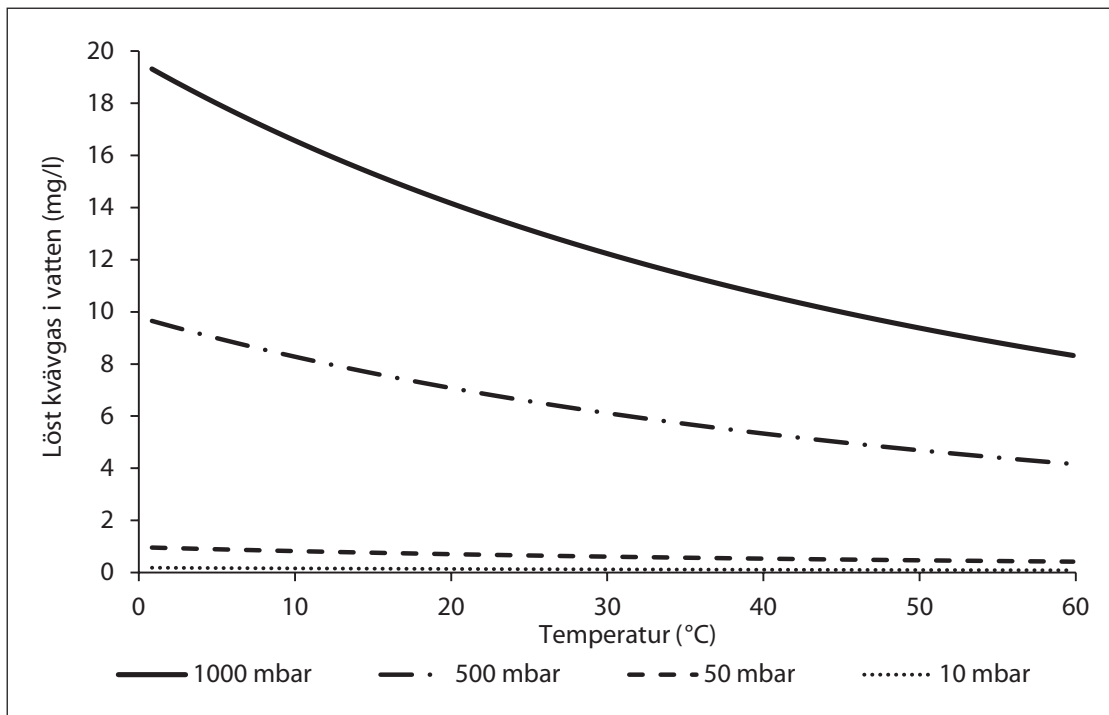
V_s Sjunkhastighet (cm/s)
 ρ_p Densitet av partikeln (g/cm^3)
 ρ_f Densitet av vätska (g/cm^3)
 d_p Partikelns diameter (cm)
 μ Vätskans viskositet ($\text{g/s}\cdot\text{cm}$)

Stokes lag är en ungefärlig modell som används till att förklara slamsedimenteringsprocessen medan det i praktiken finns många parametrar som kan påverka sjunkhastighet av slam. Positiva värden av sjunkhastighet (> 0) betyder sedimentering medan negativa värden resulterar i att slammet möjligen kan flyta. Problem med flytslam är mer troligt ett problem på reningsverk med kvävereningsprocesser där kvävgas bildas inom slamflockarna under denitrifikationsprocessen. Denna kvävgas löses sedan i det omgivande vattnet. Den bildade kvävgasen kan förmodligen låsas inom flocken om omgivningen är övermättad med kvävgas, detta på grund av antingen denitrifikation eller luftning under nitrifikationssteget (Gólc, 2005).

Högst koncentration av kväve som kan lösa sig i vattnet beror på både temperatur och tryck enligt Henrys lag som illustreras med Ekvation 2. Henrys konstant som har använts, har tagits från Kavanaugh och Trussell (1980). För ytterligare förklaring av ämnet illustrerar Figur 3-1 relationen mellan löst kvävgas i vattnet vid olika temperaturer och tryck baserat på Ekvation 2.

$$C_{T, N_2} = K_{H, cp} \cdot P_t \cdot (0,78 \%) = 6,1 \cdot 10^{-4} \cdot e^{1300 (1/T - 1/298,15)} \cdot P_t \cdot (0,78 \%) \quad (\text{Ekv 2})$$

C_{T, N_2} Löst kvävgas i vatten (mol/l)
 $K_{H, cp}$ Henrys konstant för kvävgas ($\text{mol/l}\cdot\text{atm}$)
 P_t Lufttryck (atm)
 T Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)



Figur 3-1 Löst kvävgas i vätskefas vid olika temperaturer samt tryck enligt Henrys lag.
Förslag enligt Kavanaugh och Trussell (1980).

4 Utveckling av laboratoriemetod för avgasning

Projektet var indelat i två steg. Först utveckling av laboratoriemetod och därefter utvärdering av teknikens effekt på slam från olika svenska reningsverk. Vid utveckling av laboratoriemetoden testades utrustningen med olika konfiguration med avseende på omrörningsstyrka, vakuumbehandling och deras inbördes ordningar i behandlingsproceduren. Initiala tester med olika kombinationer av omrörning (med olika styrkor) och vakuum testades under metodprovningsfasen. De testade slamproverna hämtades från biosteget (den sista luftningszonen innan sedimenteringssteget) på Källby avloppsreningsverk i Lund, Lundåkraverket i Landskrona, Södra Sandby ARV, och Sjölundas ARV i Malmö.

Efter att en lämplig metod hade utvecklats, valdes den för fortsatta försök och metoden användes på slam från olika anläggningar. De anläggningar som deltog i studien var Käppala ARV, Bromma ARV, och Henriksdal ARV i Stockholm, Öresundsverket i Helsingborg, Ryaverket i Göteborg, Lundåkraverket i Landskrona, Sjölundas ARV i Malmö samt Södra Sandby ARV. Även här togs slammet från den sista luftade zonen i aktivslambassängen där slammet släpps till eftersedimenteringsbassängen.

4.1 Utveckling av laboratorieutrustning

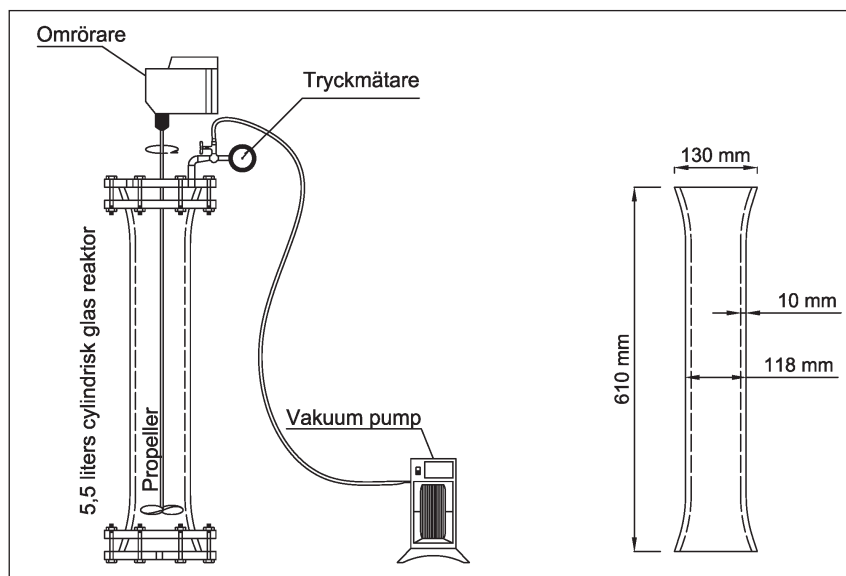
Utrustningen som användes i försöket består av två identiska 5,5 liters reaktorer, omrörare, och en vakuumpump (Figur 4-1 och 4-2). En av reaktorerna användes för referensförsök på obehandlat slam medan den andra, monterad med omrörare och vakuumpump användes för vakuumbehand-



Figur 4-1

Utrustningen för avgasningsförsöket med vakuumbehandling. Bägaren till vänster är den reaktor som användes för referensförsök (obehandlat slam) och bägaren till höger monterad med lock, omrörare, tryckmätare och kopplad till vakuumpump användes för vakuumbehandlingen.

ling (avgasningstest). Anledning för att ha omrörning med i laboratorieskala utrustningen var att intensiv omrörning sker också i fullskala uppsättningen som beskrivs av Gólc (2005). Reaktorn för avgasningstester bekläddes med plastfolie för att skydda operatören mot eventuell explosion på grund av vakuum. Dessutom ställdes reaktorn inom en hårdplastkåpa som ytterligare skydd under perioder av lågt tryck.



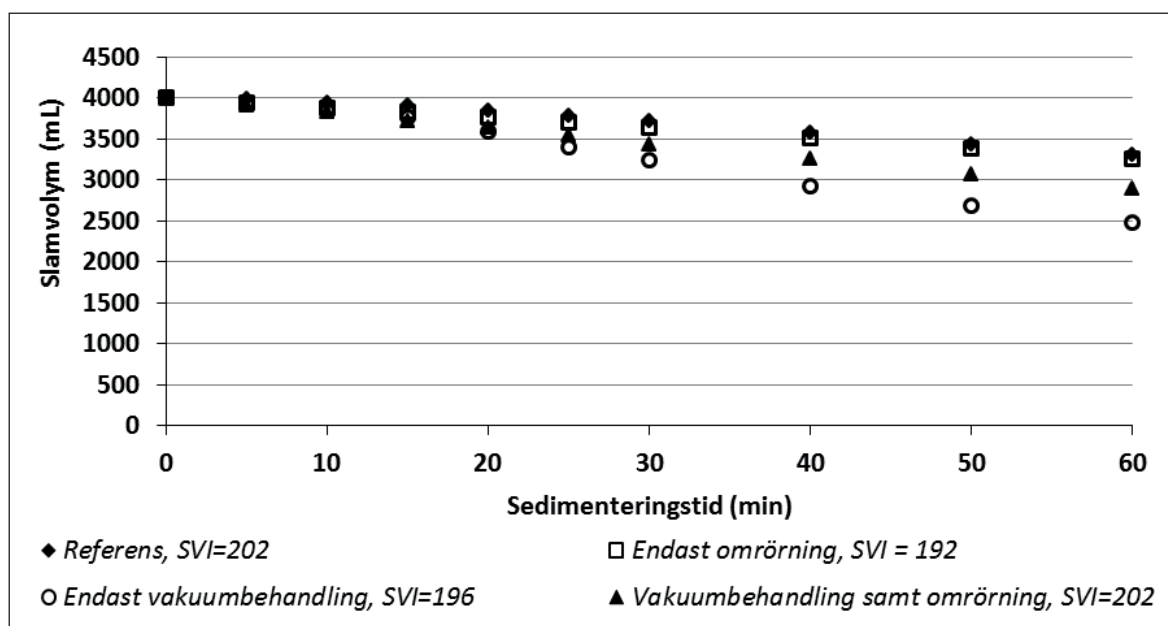
Figur 4-2 En schematisk ritning av laboratorieskala utrustningen utvecklad för avgasning av slam/vakuumbehandling.

För att testa effekt av omrörning och/eller vakuumbörning på slammet utfördes olika tester på reningsverk. Första testen på Källby avloppsreningsverk i Lund bestod i endast omrörning, endast vakuumbehandling och vakuumbehandling tillsammans med omrörning i 15 sekunder. Vid det första försöket påverkades inte slammet vid omrörning medan försöken med vakuumbehandling förbättrade sjunkhastigheterna. Resultaten från detta försök presenteras i Figur 4-3.

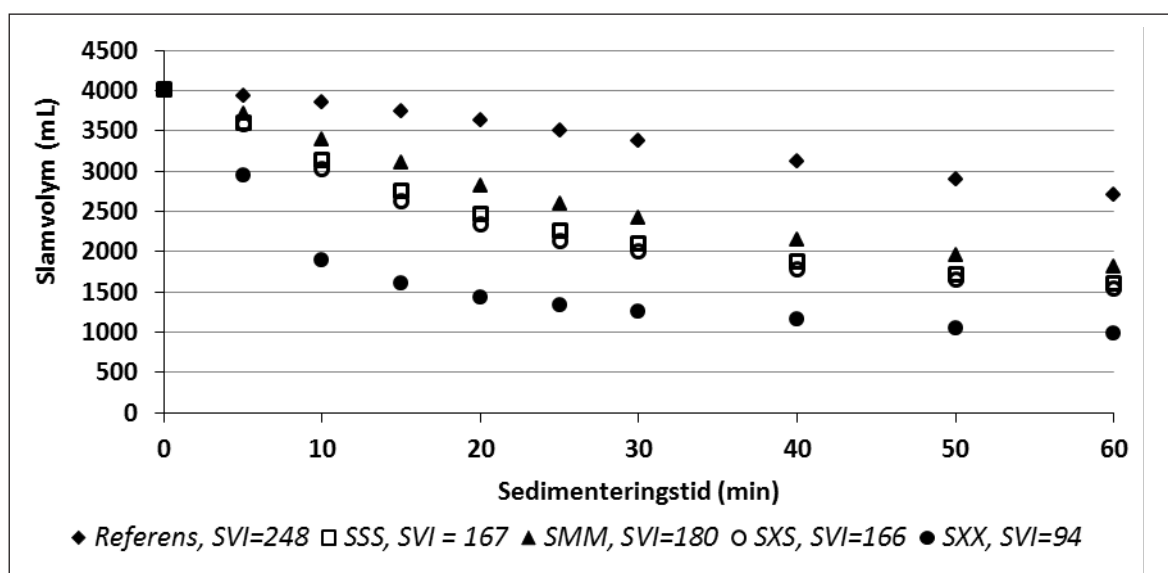
Vid den andra metodprovningstesten på Källby ARV i Lund, delades försöket upp i tre olika faser för att imitera den riktiga fullskaleapplikationen. Varje fas pågick i 15 sekunder så att behandlingstid totalt var cirka 45 sekunder. Vakuum kördes i fas 2 (med eller utan omrörning) medan fas 1 och 3 endast bestod av omrörning. Omrörningsstyrkor vid det här försöket är markerade som "S" (stark), "M" (mild), "X" (noll). Därmed betyder markeringen "SMX" stark omrörning vid fas 1, mild omrörning vid fas 2 (med samtidig vakuumbörning), och ingen omrörning vid fas 3. Resultaten från andra försöket på Källby visade att omrörning samtidigt med vakuum eller efter vakuumbehandling påverkar sedimenteringsegenskaper mindre än de andra kombinationerna (Figur 4-4) och vid endast vakuumbehandling bildas flytslam i reaktorn.

Eftersom vakuumbehandling utan omrörning ledde till större mängder flytslam i reaktorn kördes de kommande försöken inom utvärderingsfasen enligt nedanstående schema:

- Första 15 sekunder: Endast stark omrörning (S)



Figur 4-3 Resultat från första metodprovningstestet som gjordes på Källby ARV i november 2012 vid fyra olika kombinationer; referens, endast vakuumbehandling, endast omrörning samt vakuumbehandling och omrörning. Slammvolym är plottad mot sedimenteringstiden.



Figur 4-4 Resultat från det andra testet på Källby ARV i december 2012 utfördes för att undersöka effekter från omrörning och/eller vakuumbehandling. Slammvolym är plottad mot sedimenteringstiden.

- Följande 15 sekunder: Mild omrörning tillsammans med vakuum med ca 40–50 mbar (M)
- Sista 15 sekunder: Ingen omrörning vilket medför att cirkulationen avstannar innan sedimenteringstesterna (X)

Detta imiterar den riktiga uppsättningen i fullskala, där slammet mixas ganska starkt genom uppsugning i tornet, vilken motsvarar det i laboratorieskalaförsökets första 15 sekunder. I de följande 15 sekunderna sker vakuumbehandling och till sist sker stabiliseringsfasen när slammet släpps ner i sedimenteringsbassängen genom lodrät utsläpp.

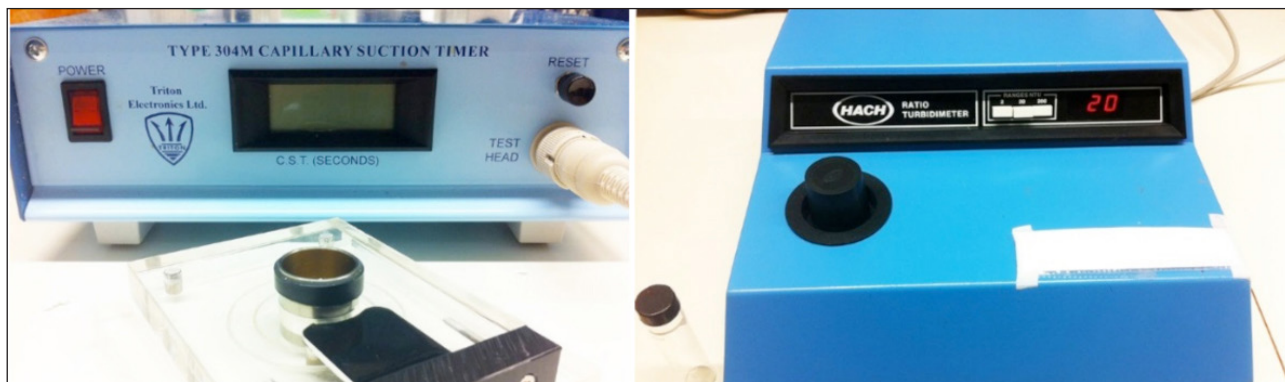
4.2 Utvärdering av avgasningstekniken

Vid varje försök mättes följande parametrar; sjunkhastighet och slamvolym (i 5,5-liters reaktorerna), Capillary Suction Time (CST) – med *Triton Electronics Ltd. Type 304M* (Figur 4-5). CST är tiden det tar för vätskan att flytta sig mellan två givare på ett speciellt papper. Turbiditet av den klara fasen i både behandlat och obehandlat slam mättes med *HACH Ratio Turbidimeter* (Figur 4-5). Suspenderade ämnen (SS) mättes på aktivt slam enligt SIS (2005). Resultaten från både obehandlat och behandlat slam jämfördes med avseende på sjunkhastighet och slamvolymindex. Tabell 4-1 visar de parametrar som mättes på de utvalda verken före och efter vakuumbehandling.

Tabell 4-1 Parametrar som mättes under avgasningsförsöket på olika verk på obehandlat slam och behandlat slam.

		Käppala	Bromma	Henriksdal	Öresunds.	Lund-åkrav.	Södra Sandby	Sjölunda	Ryaverket
SV	Obehandlat	○	○	○	○	○	○	○	○
	Behandlat	○	○	○	○	○	○	○	○
SS	Obehandlat	○	○	○	○	○	○	○	○
	Behandlat	–	–	–	–	–	–	–	–
Sjunkhastig.	Obehandlat	○	○	○	○	○	○	○	○
	Behandlat	○	○	○	○	○	○	○	○
CST	Obehandlat	○	○	○	○	○	○	○	○
	Behandlat	–	–	–	○	○	○	○	○
Turb.	Obehandlat	○	○	○	○	○	○	○	○
	Behandlat	○	○	○	○	○	○	○	○
Mikroskop.	Obehandlat	○	○	○	○	○	○	○	○
	Behandlat	○	○	○	○	○	○	○	○
Temp.	Obehandlat	○	○	○	○	○	○	○	○
	Behandlat	○	○	○	○	○	○	○	○

Karaktärisering av slam på olika anläggningar utfördes genom att mäta slamvolym, CST, SS och turbiditet på klarfasen (både innan och efter vakuumbehandling). Ammonium-, nitrat-, och syrekoncentrationer mättes online i den sista zonen av luftningsbassängerna på vissa verk. I vissa fall mättes CST, som ett index för avvattningsbarhet och/eller hydrofobicitet, både innan och efter vakuumbehandling för att studera avgasningseffekten på flockstrukturen av slammet. Slamvolym mättes efter 30 minuters



Figur 4-5 CST-apparat (vänster) och turbiditetsmätare (höger) användes vid försöken.

sedimentering medan sjunkhastighet beräknades både efter 30 minuter och efter 60 minuter. Alla mätningar skedde i triplikat.

Slammet utvärderades utifrån klassificeringschemat i Wilén et al. (2010). Med hjälp av ljusmikroskop värderas parametrar som flockstruktur, flockform, antal filament, antal protozoa och flockstorlek.

Nitrifikations-, och denitrifikationshastighetstesterna utfördes endast på slammet från Källby ARV, Lund i 2L reaktorer enligt metoden som beskrivs av Kristensen et al. (1992).

5 Utvärdering av laboratorieskala-metoden på utvalda svenska avloppsreningsverk

Metoden testades på utvalda avloppsreningsverk i Sverige med olika slam-egenskaper för att utvärdera avgasningstekniken i laboratorieskala. Testerna genomfördes mellan mars och juli år 2013.

5.1 Urval av reningsverk

Enligt det polska patentet för avgasningsteknik, fungerar tekniken endast på slam från reningsverk med både nitrifikations- och denitrifikationsprocesser i aktivt slam. För att studera avgasningseffekten på olika slam, valdes olika reningsverk med olika processkonfigurationer (Bilaga A).

Grupp I

Reningsverk med fullständig kväverening (både nitrifikation och denitrifikation):

- Käppala ARV, linje 7 (Stockholm, Lidingö)
- Bromma ARV, linjer 2 och 3 (Stockholm, Bromma)
- Henriksdal ARV, linjer 1 och 3 (Stockholm)

Grupp II

Reningsverk med fullständig kväverening och biologisk fosforavskiljning (Bio-P):

- Öresundsverket (Helsingborg)
- Lundåkraverket (Landskrona)
- Käppala ARV, linje 6 (Stockholm, Lidingö)

Grupp III

Reningsverk med endast nitrifikation:

- Södra Sandby ARV

Grupp IV

Högbelastade reningsverk med och utan kväverening i aktivt slam:

- Sjölanda ARV (Malmö) – endast BOD-rening i aktivslamdelen
- Ryaverket (Göteborg) – med BOD-rening och denitrifikation i aktivslamdelen (ej nitrifikation)

Två linjer per reningsverk i grupp 1 valdes för utvärderingen. Olika linjer valdes för att kunna utvärdera vilken betydelse bassängernas form har och vilken skillnad i slammets karakteristik har för betydelse för effekten av avgasningstekniken. Linje 6 och 7 på Käppala har olika stora tankar och varierad geometrisk form medan linje 2 och 3 på Bromma reningsverk har liknande tankar men stora skillnader i sedimenteringsegenskaper. På Henriksdal reningsverk var linjerna identiska både med avseende på tankform och slamegenskaper. Ytterligare driftsdata över verken presenteras i Tabell

5-1. Observera att slamybelastning för eftersedimenteringen på de testade verken har varit mycket lägre än det av Maciejewski angivna intervallet på 180–220 kg SS/m²· dygn för verken med avgasningstornen (Maciejewski et al., 2010). Detta innebär en ytterligare möjlighet till utökad belastningspotential av eftersedimenteringsbassängerna vid införande av avgasningstorn.

Tabell 5-1 Utvalda reningsverk och data från respektive verk presenteras i tabellen.

Grupp	Verk	p.e. ¹	Biologiskt renade föroreningar				Belastning ²	Slamybelastning (kg SS/m ² · dygn)
			NH ₄ -N	NO _x -N	BOD	PO ₄ -P		
I	Käppala	440 000	○	○	○	○ ³	Normal	29–34
	Bromma	196 000	○	○	○		Normal	100
	Henriksdal	690 000	○	○	○		Normal	70
II	Öresundsverket	195 000	○	○	○	○	Normal	120
	Lundåkraverket	32 500	○	○	○	○	Normal	29
III	Södra Sandby	5 300	○		○		Normal	62
IV	Sjölunda	263 300			○		Hög	80–90
	Ryaverket	755 500		○	○		Hög	92

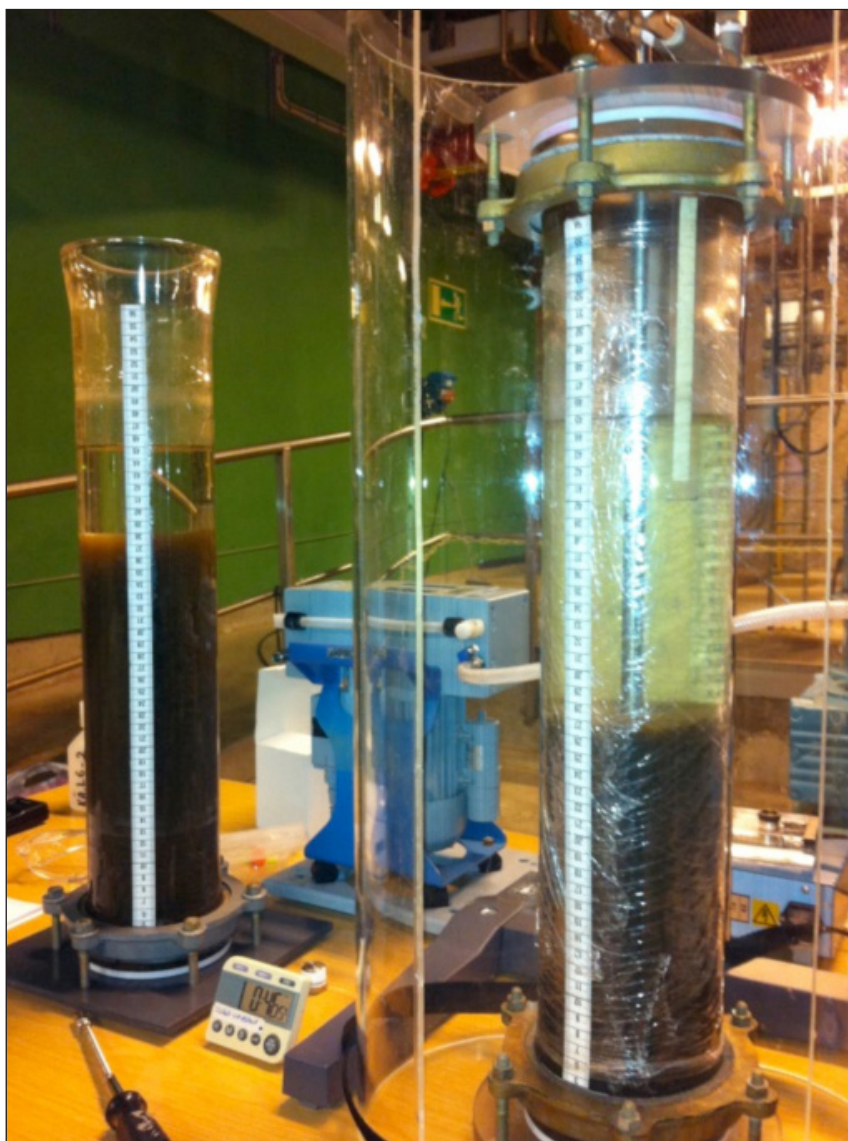
¹ Personekvivalenter är baserade på 70 g BOD₇/person dygn.

² Högbelastad: 0,8–1,5 kg BOD₇/kg SS dygn; Normalbelastad: 0,3–0,7 kg BOD₇/kg SS dygn (Kemira, 2003).

³ Biologisk fosforavskiljning genom UCT-konfiguration sker på Käppala ARV, linjer 1–6.

6 Resultat och diskussion

Figur 6-1 visar behandlat och obehandlat slam i försöksupställningen. För utvärdering av avgasningseffektivitet på de valda slammen beräknades förbättringar av slamvolymindex efter avgasningsförsök. Observera att alla värden i beräkningarna kom från försöksreaktorn (SVI4,0L) förutom de för slammen som flöt (flytslam) d.v.s. båda linjer på Henriksdal ARV och linje 7 på Käppala. Där har SVI värden för obehandlat slam erhållits från anläggningens laboratorieresultat eftersom parallella tester i 5,5L reaktorer och standardkolonner på 1L gav likadana resultat för slamvolym. Det observerades att det obehandlade slammet från *Grupp I* reningsverk som hade djupare luftningsbassänger flöt i referens reaktorn (se Tabell 6-1).



Figur 6-1 Obehandlat slam (i reaktorn till vänster) och behandlat slam (i reaktorn till höger) på Käppala, linje 6.

Under försöken mättes följande parametrar; ammonium, nitrat, syrehalt, temperatur och CST samt flöde i testad linje. Djup av aktivslambassänger på de testade verken har också sammanställts. Dessa resultat presenteras i Tabell 6-1. Tabell 6-2 visar uppmätta slamvolymindex och sjunkhastigheter (Vs) på obehandlat och behandlat slam. Sjunkhastigheterna under de första 30 min för avgasat slam var avsevärt högre än för obehandlat slam. Grunddata som användes för beräkning av slamvolymindex samt sjunkhastigheter för varje försökstillfälle presenteras i Bilaga B.

Det är dock intressant att nämna att endast omrörning (utan vakuumbehandling) testades på Henriksdal ARV, B3, L6 i samma reaktorer vilket gav samma resultat som vakuumbehandling medan sådan effekt inte observerades under metodprovningsfasen. Detta visar antagligen att stark omrörning kan vara lika effektiv som vakuumavgasning på vissa slam.

Tabell 6-1 Aktuella driftdata från aktivslambassänger vid försöken på de olika reningsverken.

Anläggning	Linje	Flöde i linjen (m ³ /h)	SS (mg/l)	Syrehalt (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	Temp (°C)	CST (s)	Djup av bio- bassäng (m)
Käppala	7	640	2 060	1,03	-	-	11,8	7,1	10
	6	310	2 310	0,7	-	-	11,6	7,1	6
Bromma	3	1 200	3 820	3,03	0,85	9,30	10,6	7,3	5,7
	2	1 000	3 720	2,90	2,62	6,83	10,7	6,5	5,7
Henriksdal	B1, L2	1 950	2 300	2,40	2,30	4,60	12,8	6,5	12
	B3, L6	1 900	2 250	3,80	0,50	3,40	13,0	6,6	12
Öresundsverket	3	520	3 054	1,20	0,18	3,26	15,1	6,5	6
Lundåkrverket	-	572	3 100	0,46*	0,70*	3,20*	15,0	7,0	4,5
Södra Sandby	-	41,4	4 962	2,03	0,47	15,0	16,0	7,0	3,1
Sjölunda	-	1 120	4 125	-	-	-	16,7	12,0	4
Ryaverket	-	12 204	2 570	2,11	7,9	0,77	14,1	7,5	10

* De här koncentrationerna varierade vid varje omgång beroende på om bassängen luftades eller ej

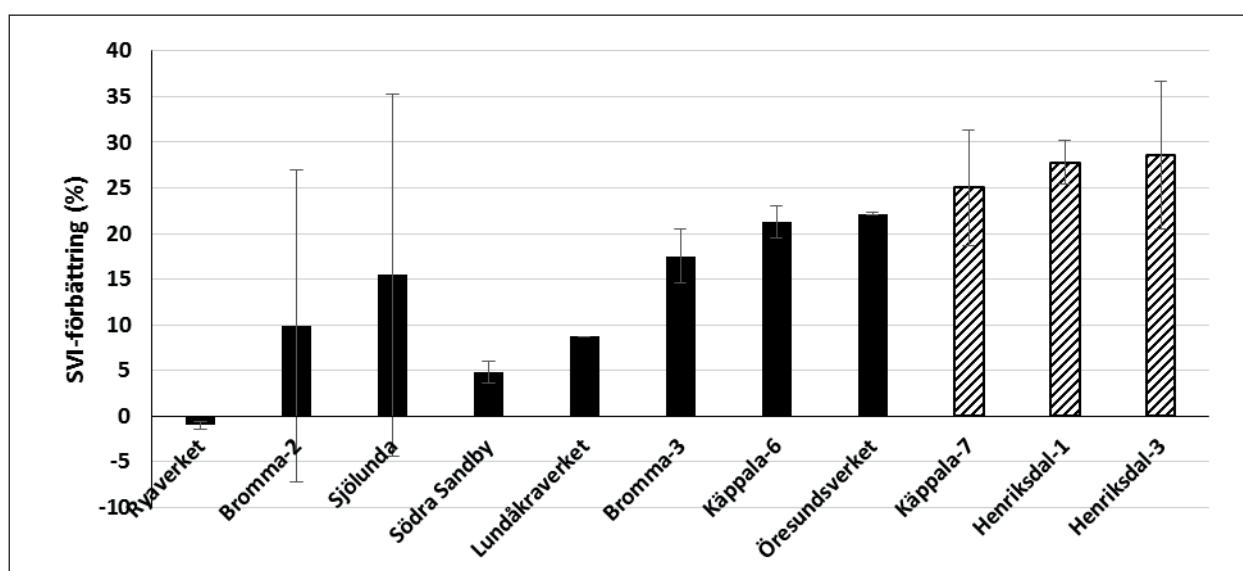
Förbättring av SVI efter avgasning räknades fram från försöken och Figur 6-2 visar de testade anläggningarna sorterade enligt avgasningens effekt på slammet så att verken med mindre påverkan ligger till vänster och de med större förbättring till höger. Beräknat på medelvärde av SVI på Bromma-2 och Sjölunda visas 10–15 % förbättring av sedimenteringsegenskaperna på slammet enligt data i Tabell 6-2, men förbättringen är antagligen lägre på grund av höga standardavvikelser och verken är därför flyttade till vänster sida av figuren (Bilaga "B" – Grupp III anläggningar). Fyra omgångar av avgasningstest utfördes både på Sjölunda och på Bromma-2.

De tre anläggningar som påvisade högst effekt har förbättringen beräknats baserat på verkens egna laboratorieresultat avseende SVI. Detta eftersom flytslam bildades under försöken på de obehandlade slammen. Det är dock klart att alla verk med hög påverkan från avgasningen har fullständig kväverningsprocess medan de som är placerade längre ner på grafen saknar antingen nitrifikation (Ryaverket), denitrifikation (Södra Sandby) eller båda (Sjölunda) i aktivt slam. En möjlig hypotes för låg påverkan av avgasning

Tabell 6-2 Slamvolymindex och sjunkhastigheter före och efter vakuumbehandling på de testade verken.

Anläggning	Linje	Obehandlat slam					Vakuumbehandlat slam		
		SVI 4,0L	SVI	DSVI	V_s^* (mm/min) de första 30 min.	V_s (mm/min) de andra 30 min.	SVI 4,0L	V_s^* (mm/min) de första 30 min.	V_s (mm/min) de andra 30 min.
Käppala	7	-	400	230	< 0	< 0	300	5,9	2,2
	6	400	380	210	1,4	1,4	310	4,3	2,6
Bromma	3	230	225	-	1,4	1,4	195	3,1	3,1
	2	140	140	-	7	2,1	130	7,9	1,7
Henriksdal	B1, L2	-	353	190	< 0	< 0	255	6,2	2,0
	B3, L6	-	366	250	< 0	< 0	260	6,3	1,9
Öresundsverket	3	300	278	194	1,2	1,8	236	4,2	2,5
Lundåkraverket	-	313	313	225	0,5	0,07	286	1,7	2,3
Södra Sandby	-	192	185	-	0,7	0,7	183	1,3	1,3
Sjölunda	-	134	-	-	6,5	1,1	107	7,5	0,9
Ryaverket	-	130	82	82	9,4	0,9	131	9,4	0,9

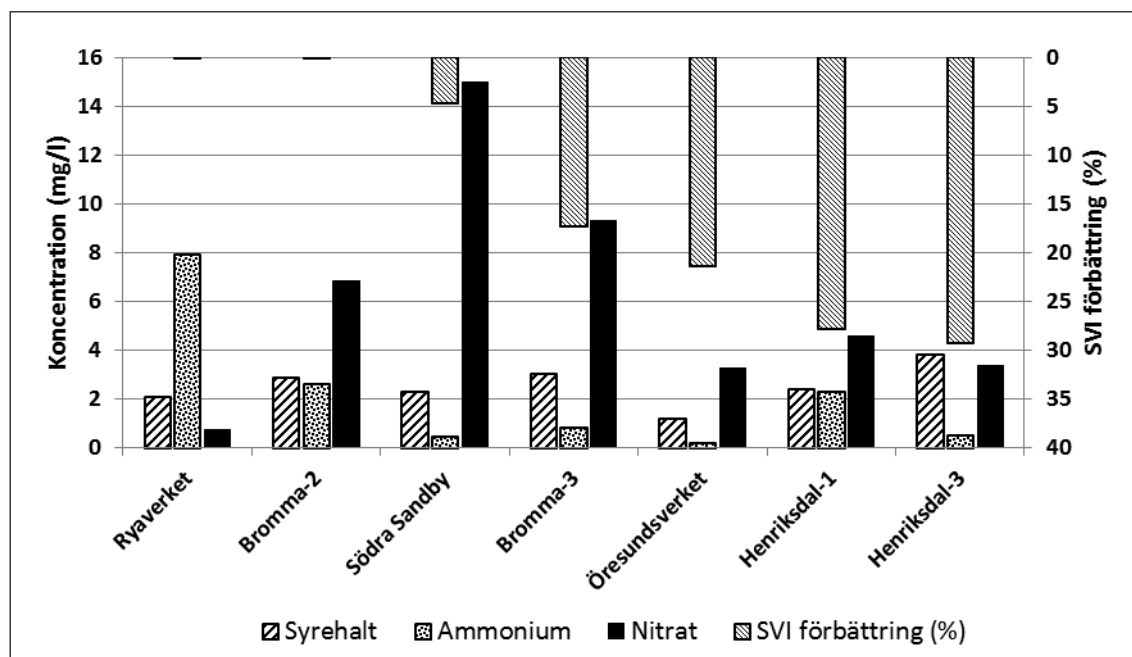
* V_s är sjunkhastighet beräknad enligt data presenterade i Bilaga B.



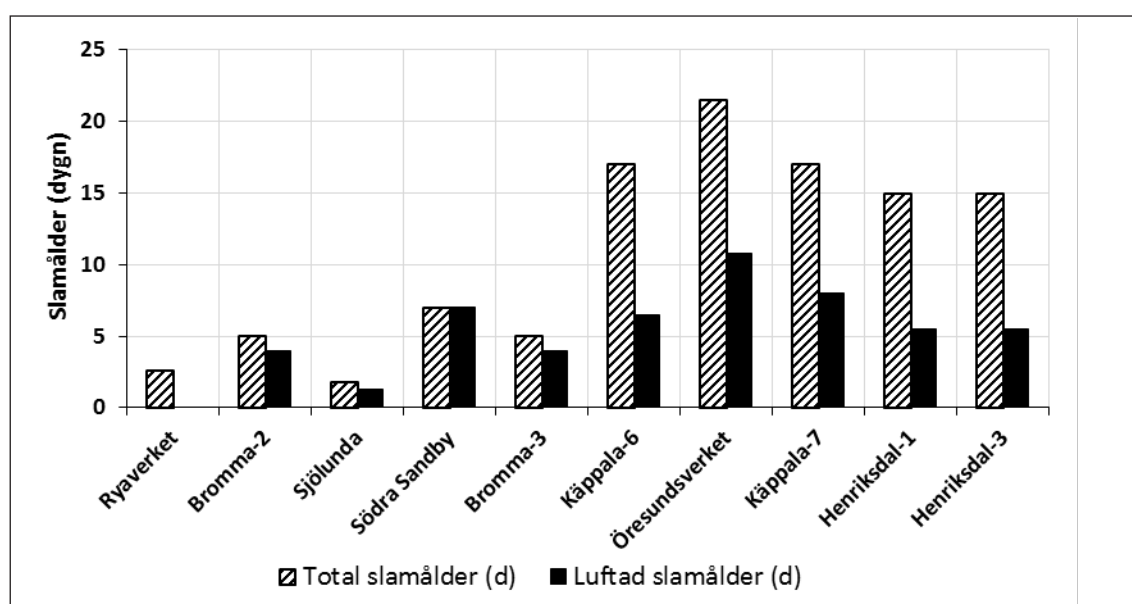
Figur 6-2 Förbättring av SVI på de testade verken sorterade från min till max. Observera att slamvolymindex på obehandlat slam på de sista tre verk, illustrerade med streckade kolumner, har tagits från verkets laboriemätningar. I de andra fallen har SVI4,0L använts i alla beräkningarna. Felstaplar representerar standardavvikelse från triplikatmätningar vid varje försökstillfälle förutom de för Bromma-2 och Sjölunda vilka är baserade på fyra mätningar.

på Ryaverket trots att denitrifikation sker i aktivt slam kan vara att de har en efternitrifikation, i motsats till de andra verken som har förnitrifikation. Där kommer nitrat till anoxiska zonen av aktivslambassängen som ett separat flöde och därför sker en stor del av denitrifikation på ytan av flockarna vilket betyder att ingen kvävgas bildas och binds inom flockarna. Undantaget är Bromma ARV linje 2 som trots att fullständig kväverening i aktivslam uppvisade låg effekt av avgasningen. Det kan bero på att slamegenskaperna redan är goda då SVI var 140 ml/g för denna linje.

Det är också värdefullt att notera att två av de tre verken som inte visade någon större effekt från avgasning av slam är högbelastade verk. Detta stämmer även överens med resultat från tidigare försök då inte heller någon effekt observerades vid avgasning av slam på Ryaverket (Lysberg, 2011). Andra parametrar som mättes vid försöken sorterades på samma sätt för att ge en bättre bild av eventuella trender mellan de uppmätta parametrarna och förbättring av SVI. De presenterade data i Figur 6-3 visar att ingen tydligt koppling finns mellan förbättring och syrehalt, ammonium och nitrat.



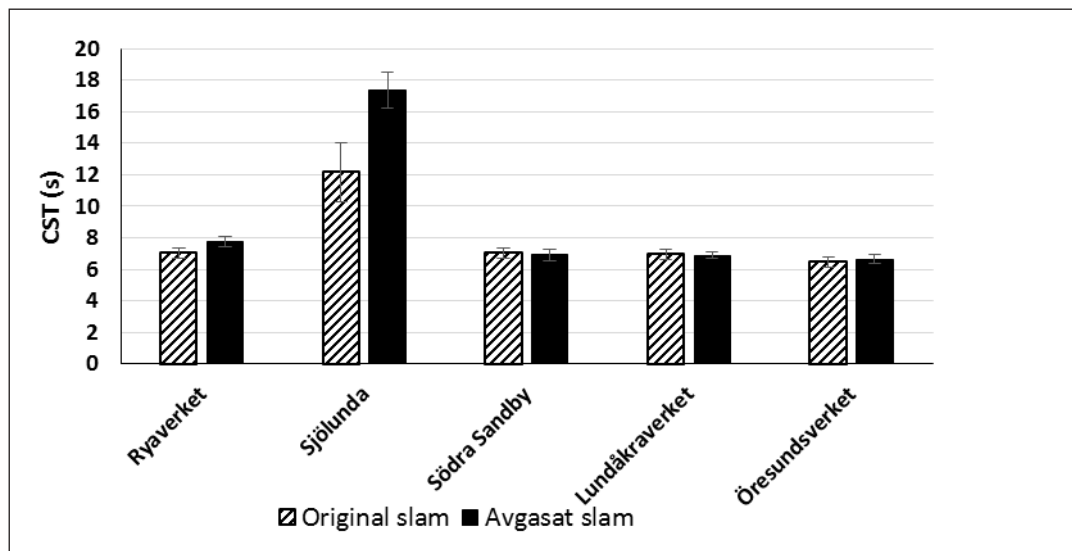
Figur 6-3 Syrehalt, ammonium- och nitratkoncentrationer mätt på slammet på de testade verken samt SVI förbättring.



Figur 6-4 Total och luftade slamåldrar på de testade reningsverken.

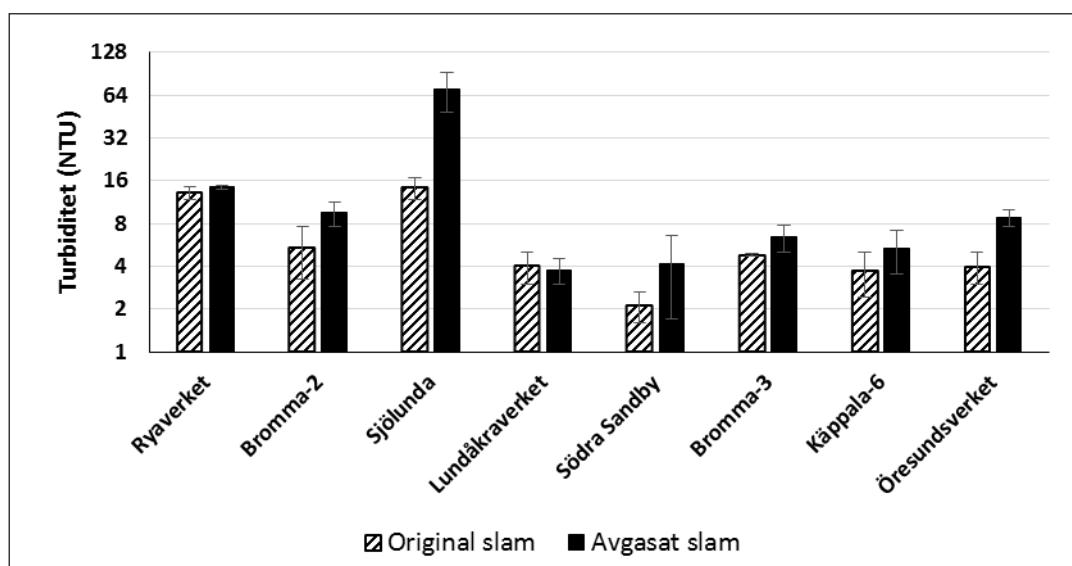
Figur 6-4 visar den eventuella kopplingen mellan slamålder och avgasningseffektivitet. Slam med låg total slamålder har redan lågt SVI och mindre effekt av avgasningen kan förväntas.

CST mättes på alla verk både innan och efter avgasning förutom på de verk i Stockholm där CST endast mättes på obehandlat slam. Avgasning av slam visade ingen tydligt effekt på CST-värde förutom på slammet från Sjölanda där CST ökade efter behandlingen (se Figur 6-5).



Figur 6-5 Capillary Suction Time (CST) före och efter vakuumbehandling på slam från de utvalda verken.

Turbiditet på klarfasen av det sedimenterade slammet mättes på alla verk både på referens och vakuumbehandlat slam (Figur 6-6). Mätningar tyder på att någon sönderslagning av flockstrukturen sker eftersom högre turbiditet uppmättes på klarfasen av vakuumbehandlat slam. Högre turbiditet



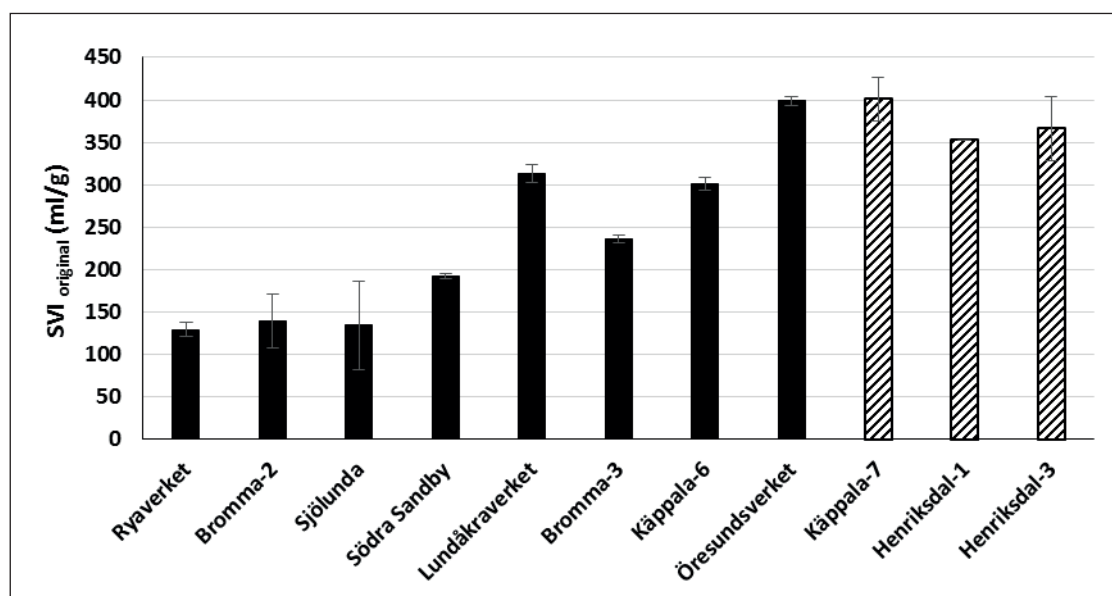
Figur 6-6 Resultat av turbiditetsmätningar på klarfasen av sedimenterat slam från de olika anläggningarna.

kan antingen orsakas av frisimmande celler eller extracellulära polymera substanser (EPS) som frigörs från flockarna. Varken någon tydlig ökning av frisimmande celler eller någon ändring i flockstrukturer observerades vid mikroskopering efter avgasningsförsöken. Av denna anledning skulle den höga turbiditeten eventuellt kunna vara orsakad av EPS som frigjorts från flockarna eller av sönderslagna bakterieceller som inte syns i mikroskop (Wilén et al., 2003; 2010). I vissa fall observerades flytslam i det avgasade slammet vilket gjorde provtagningen för turbiditetmätning svår eftersom provtagaren vidrörde slampartiklar uppe på ytan.

Vissa turbiditetmätningar har förmodligen påverkats av flytslam som rörts upp vid provtagning trots att detta i möjligaste mån undveks.

Ökning av både CST och turbiditet efter vakuumbehandling på slam från Sjölunda kan betyda att flockstrukturer i slammet inte är tillräckligt starka för att motstå låga tryck och hög turbulens.

Den tydligaste trenden som kan dras utifrån resultaten är att slam med hög slamvolymindex påverkas mycket av avgasning (Figur 6-7). I stora drag verkar effekten av avgasning vara snarlik inom varje gruppering av anläggningar. De verk utan kväveavskiljning i aktivt slam och som har lågt SVI påverkas marginellt av avgasningen. De verk som har fullständig kväverening och höga SVI påverkas mest av tekniken och de verk med fullständig kväverening och biologisk fosforavskiljning påverkas däremellan, se Figur 6-8. Detta betyder att avgasning av slam inte är en lämplig lösning för ökning av reningskapacitet på alla reningsverk. På verk med lägre SVI (under 200 ml/g) förväntas ingen förbättrande effekt medan vid högre SVI observerades förbättringar upp till 30 % under försöket. En klar trend av detta observerades genom 4 olika omgångar av försöket på Sjölunda. Där var SVI 150–200 ml/g för två omgångar på vilka högre effektivitet observerades

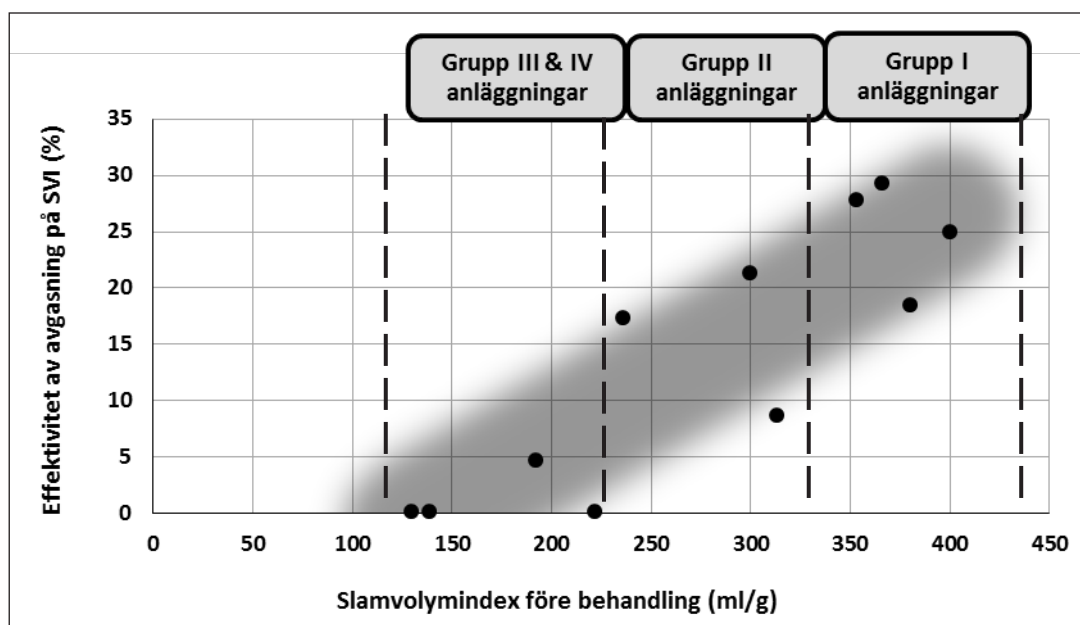


Figur 6-7 Slamvolymindex på originalslam på de utvalda verken. Observera att slamvolymindex på obehandlat slam på de sista tre verk, illustrerade med streckade kolumner, har tagits från verkets laboratoriemätningar medan SVI_{4,0L} har använts för de andra verken. Felstaplar representerar standardavvikelser från triplikatmätningar vid varje försökstillfälle förutom de för Bromma-2 och Sjölunda vilka är baserade på fyra mätningar.

av avgasningen medan de vid de andra två försöken hade lägre SVI (<100 ml/g) och ingen effekt observerades. Med tanke på att linje 2 i Bromma ARV uppvisade låg effekt av avgasningen går det inte att enbart se på processkonfigurationen hos ett verk och avgöra om avgasningsteknik är lämplig att applicera på aktuellt verk. Det är fler parametrar såsom slamegenskaper som påverkar effekten av avgasning.

På Henriksdals ARV hade båda testlinjer samma djup i luftningsbassänger och ungefär samma SVI på slammet före behandling dessutom påverkades SVI ungefär lika mycket på båda linjerna. De testade linjerna på Bromma ARV hade samma bassängdjup i aktivslamsteget men inbördes olika SVI. Där påverkades linjen med högre SVI mer än den andra. Testade linjerna på Käppala hade olika bassängdjup i aktivslamsteget. Linjen med djupare bassäng hade högre SVI och påverkades mer av avgasningen.

Det verkar som om effektiviteten av avgasning med vakuum beror på flera parametrar såsom processkonfiguration, slamålder och initiala sedimenteringsegenskaper. Bättre och djupare förståelse av mekanismen skulle kunna besvaras av ytterligare försök i pilotskala.



Figur 6-7 Effektivitet av avgasning plottad mot original slamvolymindex. Figuren visar en positiv korrelation mellan de två parametrarna.

Slutsatser tagna från den ovanstående grafen kan sammanfattas i tre olika svarsområden på vilka effektivitet av vakuumbehandling beror på ursprunglig slamvolymindex på obehandlat slam, som presenteras i Tabell 6-3.

Tabell 6-3 Trenden mellan original slamvolymindex och förväntade effektivitet av avgasning.

Processgrupp	SVI (ml/g)		Effektivitet	
III och IV	Låg	< 150	Ingen/liten	0–5 %
II	Medium	150–300	Medium	5–20 %
I	Hög	300–400	Hög	20–30 %

För att se om vakuumbehandling påverkar kvävereningskapaciteten utfördes både nitrifikations- och denitrifikationshastighetsförsök på slam från Källby ARV innan och efter avgasning (se figurerna i Bilaga D). Ingen påverkan syntes på nitrifikations- respektive denitrifikationskapaciteten efter avgasning då nitrifikationshastigheten var 2,4 mg N/gVSS·h och denitrifikationshastigheten var ca 4,5 mg NO₃-N/gVSS·h i både behandlat och obehandlat slam. Det betyder att vakuumbehandling inte påverkar flockarnas effektiva yta genom sönderdelning av flockstruktur. Detta kunde även ses i mikroskoperingen. Mikroskoperingen visade att slam med högre SVI hade högt antal filament med mycket förgrenad struktur.

I slam från Ryaverket där effekten av vakuum och avgasning inte var märkbar visade sig flockarna vara små och sköra, och innehöll det lägsta antalet av filament i jämförelse med övriga testade slam. Det verkar som om antalet filament liksom flockarnas form och struktur påverkar effektiviteten av vakuumbehandlingen.

Resultaten från de laborativa försöken anger att en 30 % förbättring av slamvolymindex kan vara möjligt. Maciejewski och Timpany (2007) nämner 100 % ökad kapacitet som ett medelvärde på verk i fullskala med avgasningstorn installerade. Förutom den principiella skillnaden mellan satsvis- och kontinuerlig drift är det inte tydligt hur reduktionen av SVI i laboratorieskalaexperimenten kan översättas till att en ökning i reningskapacitet ska ske.

7 Kostnadsuppskattning för avgasningstorn

För att anlägga ett avgasningstorn vid ett avloppsreningsverk i dagsläget kan det göras via Biogradex som innehar patent på konstruktionslösningen. Patentet går ut hösten år 2014 och därefter kan det finnas möjligheter för andra aktörer att erbjuda liknande avgasningstorn. Kostnader i denna rapport inkluderar inte patentkostnader just av denna anledning.

Varje verk är ofta unikt och slamålder för nitrifikation är beroende av flera faktorer såsom bassängvolym, temperatur på vattnet och sedimenteringsegenskaper och därför beskrivs inte vilken slamhalt som behövs eller är möjlig att uppnå. En processdimensionering för varje aktuellt verk bör göras. En ansats är att om slamhalten kan ökas med en viss faktor kan även kvävebelastningen ökas med denna faktor.

Vid dimensionering av ett avgasningstorn tar man hänsyn till det dimensionerade flödet (Q_{dim}) till aktivslambassängerna. Avgasningstorn bör dimensioneras för att klara två gånger det dimensionerade flödet till aktuell aktivslamlinje med tanke på att returslamflödet normalt brukar uppgå till 50 till 100 % av det dimensionerade flödet. Beroende på vilken säkerhetsmarginal som önskas vid högre inkommande flöden kan avgasningstorn behöva dimensioneras för 3 gånger Q_{dim} . Antalet torn som behövs beror på hur många linjer som delar returslamsystem. Det är lämpligt att ha ett avgasningstorn för de linjer som har samma returslamsystem.

För att få en bred kostnadsbild har uppskattade investeringskostnader tagits fram för olika storleksexempel på verk; 10 000 pe, 80 000 pe, 400 000 pe, 1 000 000 pe. I praktiken är det lämpligt att vid ett litet verk installera ett torn som är relativt litet. Vid ett större verk installerar man rimligen fler torn som är större eftersom både antalet linjer är fler och flödet per linje är högre. Personekvivalent (pe) är i detta fall baserat på flöde och ansatt till 350 l/pe·d. Dimensionerade flöde (Q_{dim}) har förenklat antagits vara 1,1 gånger högre än dygnsmedelflödet med tanke på att spillvattnet inte är jämt fördelat under dygnets 24 timmar. Kostnaderna är uppskattade utifrån kostnadskalkyler från olika uppdrag gjorda av Sweco Environment AB. Det är totalkostnader och inkluderar påslag gällande projektering, entreprenad, frakt och montage, el, automation samt kontroll. Byggkostnader inkluderas inte eftersom de kan variera avsevärt beroende på lokala förutsättningar på verket. Det kan behövas utökningar eller förstärkningar i betongbjälklag där tornen ska stå och byggnad för vakuumpump. Om verket är inne i berg kan det bli höga kostnader för sprängning i berg.

Kostnaderna per personekvivalent för de olika stora verken har i dessa räkneexempel blivit lägre ju större verket är, se Tabell 7-1. Detta är rimligt med tanke på att större torn kan installeras vid ett större verk och kostnaden per flöde är lägre för ett större torn jämfört med ett litet.

För att skapa det vakuum som behövs i tornet och för att slamströmmen ska börja flöda genom tornet behövs en vakuumpump. Beroende på tornets storlek varierar storleken på vakuumpumpen. Energiåtgången för

Tabell 7-1 Sammanställning av uppskattade investeringskostnader och årliga energikostnader gällande avgasningstorn för olika storleks-exempel på avloppsreningsverk.

Storlek på verk (pe)	Total kostnad (SEK)	Kostnad/pe (SEK/pe)	Energi kostnad* (SEK/år)
10 000	4 500 000	430	62 000
80 000	9 000 000	110	500 000
400 000	26 000 000	65	2 500 000
1 000 000	45 000 000	45	4 000 000**

* elkostnaden är uppskattad till 0,8 SEK/kWh

** energiåtgång vid större verk uppskattas till 0,02 kWh/m³ medan det är 0,03 kWh/m³ vid andra verk

vakuumpumpen uppskattas till att vara runt 0,03 kWh/m³ (Maciejewski et al., 2010; 2011). Ungefärliga årliga driftkostnader för energiåtgången för avgasningstorn vid de olika storlekarna på verken visas i Tabell 7-1. Energi kostnaden per personekvivalent blir ungefär 6 SEK/år oavsett storlek på tornet. Om verket är stort och antalet torn är flera och flera vakuumpumpar används kan drift av vakuumpumparna dock optimeras och energiåtgången minskas till ca 0,02 kWh/m³ (Maciejewski et al., 2010; 2011).

Andra förutsättningar som är viktiga när det gäller drift av avgasnings-torn är att:

- storlek på returslamflöde kan anpassas och styras
- luftarsystem måste kunna anpassas till ökad slamhalt då högre slamhalter kan kräva kombination av finblåsiga luftare och mekaniska omrörare
- slamskrapor måste klara högre slamhalt
- yt slamavskiljning i sedimenteringsbassänger är möjlig

Det kan vara lämpligt att jämföra avgasningstekniken med andra utbygg-nadsalternativ för att klara strängare utsläppskrav och/eller ökad belastning på ett verk. Det kan finnas skäl för att avgasning är lämplig som teknikval på grund av att den gör en aktivslamprocess yteffektiv och ett verk kan undvika att behöva bygga ut bassängvolymen (både luftad/oluftad volym och sedimenteringsvolymen). En nackdel kan vara att dess exakta potential, d.v.s. hur hög slamhalt som kan nås, för ett visst verk kan vara osäker att veta på förhand. Resultaten från de laborativa försöken anger att som bäst kan en 30 % förbättring av slamvolymindex vara möjligt. Hur mycket det är möjligt att öka slamhalten i motsvarande verk är osäkert att prediktera då slamvolymindex är en kombination av slamhalt och sjunkegenskaper hos slammet.

För att jämföra kostnader för avgasningstorn med ett annat alternativ av tekniklösning redogörs volymen och grova kostnader för att bygga ut ett verk med traditionella aktivslambassänger. Om det antas att slamhalten kan ökas med 30 % med bibehållen eller förbättrad slamvolymindex så kan det antas att avskiljningskapaciteten även kan ökas med 30 % och motsvara en 30 % ökning av aktivslamvolymerna. Om ett verk i storleksordningen 80 000 pe har ca 20 000 m³ aktivslambassänger och ca 10 000 m³ sedi-menteringsbassänger skulle de utan avgasningstorn behöva bygga ut med 30 % för att klara en 30 % belastningsökning. Detta skulle innebära ett behov av ungefär 6 000 m³ respektive 3 000 m³ mer aktivslam- respektive sedimenteringsbassänger. En mycket grov kostnadsuppskattning för bygg-

nation av dessa volymer är 45 miljoner SEK. Kostnaden inkluderar bygg, mark, maskin, el och automation, projektering, byggledning och kontroll samt entreprenadpåslag. Kostnaden är väldigt ungefärlig då lokala förutsättningar påverkar kostnaderna. Denna summa på 45 miljoner kan jämföras med den tidigare uppskattade kostnaden (exklusive byggkostnader) för avgasningstorn på minst 9 miljoner SEK (2 st torn) och det är tydligt att införandet av ett avgasningstorn kan vara en kostnadseffektiv lösning att klara en ökad belastning eller ökade reningskrav. Om slamhalten kan ökas ännu mer än 30 % såsom en del av Biogradex referensverk har påvisat skulle kostnaderna för avgasningstorn vara ännu mer fördelaktiga i jämförelse med traditionell bassängutbyggnad.

8 Slutsatser

För att utvärdera avgasningstekniken på slam från typiska svenska reningsverk utvecklades en reaktor till satsvisa experiment i laboratorieskala.

Avgasning av aktivt slam observerades att vara mest effektiv på slam från reningsverk med fullständig kväverening i aktivt slam, d.v.s. med både nitrifikation och denitrifikation. Mindre effekt observerades på slam från reningsverk utan nitrifikation och/eller denitrifikation i aktivt slam. Det verkar som att slamålder och ursprunglig slamvolymindex på slammet är avgörande för hur effekten av avgasningen blir. Högre effekt av tekniken förväntas på slam med initialt hög slamålder och hög slamvolymindex. En förbättring av SVI beräknades efter avgasning och uppgick till 30 % som maximalt. I anläggningar med biologisk fosforavskiljning och med lägre slamvolymindex än verk med enbart fullständig kväverening förbättrades SVI med 10–20 %. Verk utan fullständig kväverening – d.v.s. de som saknar antingen nitrifikation eller denitrifikation eller båda i aktivslamprocessen – påverkas antingen inte alls eller väldigt lite av avgasning.

Högre turbiditet uppmättes i klarfasen av behandlat slam vilket visar att små flockfragment såsom bakterieceller eller EPS har släppts från slamflockarna till vätskefasen. Ingen sönderdelande effekt av avgasning observerades dock på flockstrukturer eller mängd av filament i något av de testade slammen. Avgasningen visade ej heller någon mätbar effekt på nitrifikation- eller denitrifikationshastigheterna på slammet.

Ekonomisk utvärdering av olika räkneexempel av fullskala-installationer av avgasningstorn vid olika stora reningsverk visar att kostnaden per personkvivalent blir lägre ju större verket är. Detta är rimligt med tanke på att större torn kan installeras vid ett större verk och kostnaden per flöde är lägre för ett större torn jämfört med ett litet. Avgasningstekniken kan vara ett yteffektivt sätt att öka kapaciteten på ett reningsverk och även kostnadseffektivt i jämförelse med utbyggnad av bassängvolymmer för aktivt slam.

9 Fortsatta försök

För att kunna utvärdera tekniken och dess relevans för installation i fullskala föreslås fortsatt forskning i pilotskala där en kontinuerlig tillförsel av slam kan ske. Speciellt intressant är pilotförsök med slam som har hög filamenthalt för att dokumentera vilken inverkan avgasning har på förekomst av filament.

Effekten av avgasning skulle kunna utvärderas vid olika undertryck och flöden genom tornet. Detta kan bidra till möjlighet att ekonomiskt bedöma tekniken för fullskalainstallationer. Dessutom kan olika typer av slam samt andra processkonfigurationer, än de utvalda i denna studie, testas i samband med satsvisa försök. Högbelastade reningsverk med hög filamenthalt kan testas för att titta på vilken roll filamenten har för effektiviteten av avgasning.

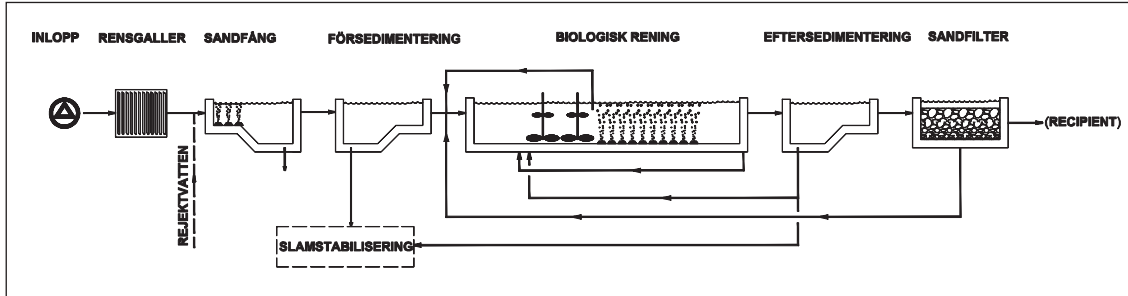
10 Referenser

- EPO, European Patent Office. (2000). Patent No. 0790851.
Andrzej Gólczyński as the proprietor.
- Gólczyński, A. (2005). Biogradex® technology of activated sludge vacuum modification in the wastewater biological treatment. Proceed. IWA 2005 Special. Conf. Nutrient Management in Wastewater Treatment Process and Recycle Streams, Krakow PL. 1085–1093.
- Kavanaugh, M. C. och Trussell R. R. (1980). Design of aeration towers to strip volatile contaminants from drinking water. J. Am. Water Works Assoc., 72, 684–692, 1980.
- Kemira (2003). Konsten att rena vatten. Kemira Kemwater.
ISBN 91-631-4353-4.
- Klausen, M.M., Thomsen, T.R., Nielsen, J.L., Mikkelsen, L.H. och Nielsen, P.H. (2004). Variation in microcolony strength of probe-defined bacteria in activated sludge flocs, FEMS Microbiology Ecology, 50(2), 123–132.
- Kristensen, G.H., Jørgensen, P.E., Henze, M., (1992). Characterization of functional microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR. Water Science & Technology 25 (6), 43–57.
- Liu, H., Tanaka, H., Ma, J., Zhang, L., Zhang, J., Huang, X., Matsuzawa, Y. (2012). Effect of microbubble and its generation process on mixed liquor properties of activated sludge using Shirasu porous glass (SPG) membrane system, Water Research 46(18), pp. 6051–6058.
- Lysberg, E. (2011). GRYAABRAPPORT, 2011:6. Avgasning av aktivt slam.
- Maciejewski, M., Gólczyński, A., Budzisz, G., Oleskiewicz, J.A. (2011). Evaluation of Capacity Expansion and Treatment Improvement of Wastewater Treatment Plant in Czeszochowa, Poland Using Vacuum Mixed-Liquor Degassing System. WEFTEC 2011.
- Maciejewski, M., Oleskiewicz, J. A., Gólczyński, A., Nazar A. (2010). Degasification of mixed liquor improves settling and biological nutrient removal. Water Practice & Technology Vol 5 No 1.
- Maciejewski, M. och Timpany, P. (2007). Low cost upgrade to BNR and BNR efficiency improvement by mixed liquor vacuum degassing. WCWWA 2007 Conference & Trade Show, Edmonton, Alberta.
- Martins, A.M.P., Heijnen, J.J. och van Loosdrecht, M.C.M. (2004). Bulking sludge in biological nutrient removal systems. Biotechnology and Bioengineering, 86(2), 125–135.
- Metcalf och Eddy (2003). Wastewater Engineering, Treatment and Reuse. 4th edition, McGraw-Hill.
- SIS, Swedish Institute for Standards (2005). Water quality – Determination of suspended solids – Method by filtration through glass fibre filters (SS-EN 872:2005).

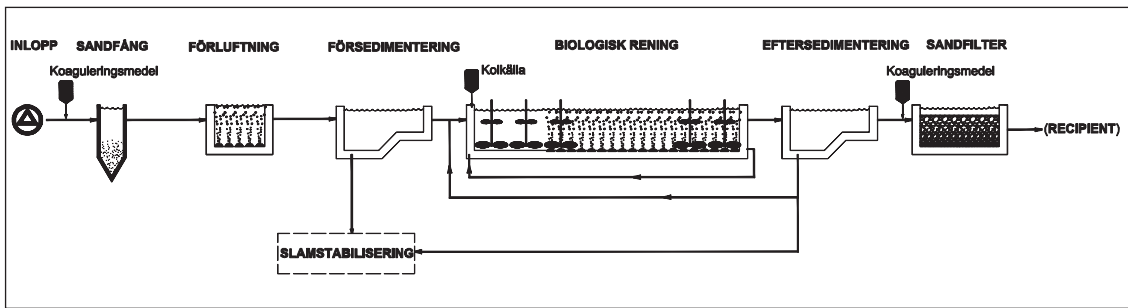
- Wilén, B.-M. , Jin, B., Lant, P. (2003). The influence of key chemical constituents in activated sludge on surface and flocculating properties. *Water Research* 37(9), pp. 2127–2139.
- Wilén, B.-M., Lumley, D., Mattsson, A., Mino, T. (2010). Dynamics in flocculation and settling properties studies at a full-scale activated sludge plant. *Water Environment Research* 82(2), pp. 155–168.

Bilaga A – Verkslayouter

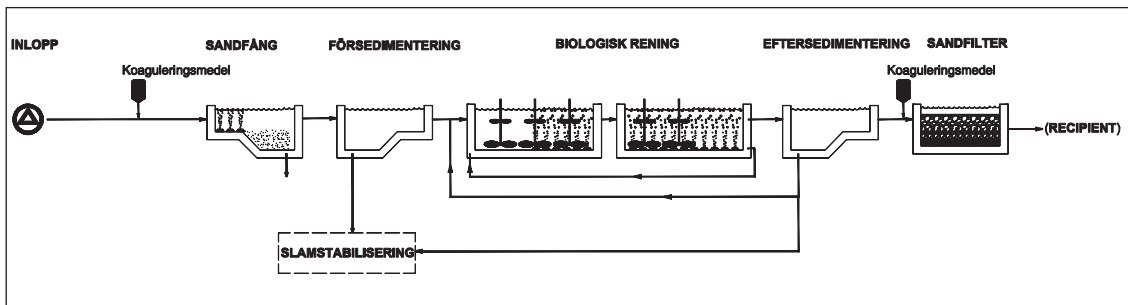
Grupp I-anläggningar



Käppala avloppsreningsverk

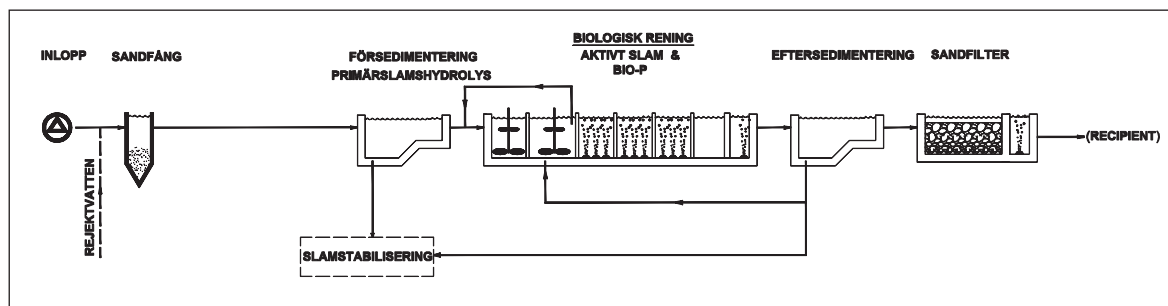


Bromma avloppsreningsverk

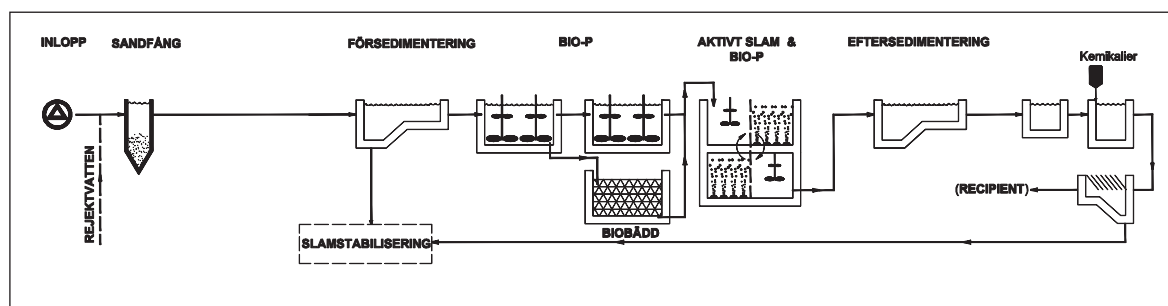


Henriksdals avloppsreningsverk

Grupp II-anläggningar

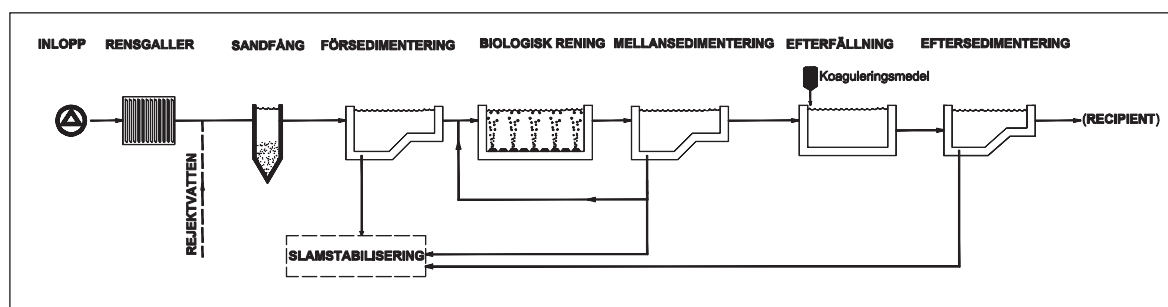


Öresundsverket (Helsingborg)



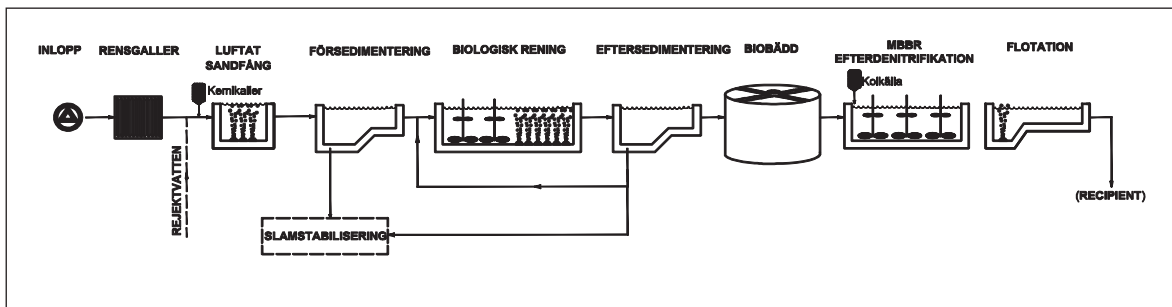
Lundåkraverket (Landskrona)

Grupp III-anläggningar

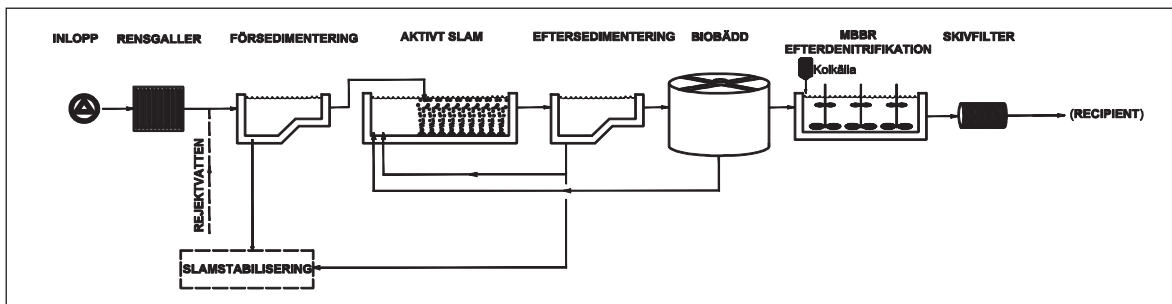


Södra Sandby avloppsreningsverk

Grupp IV-anläggningar



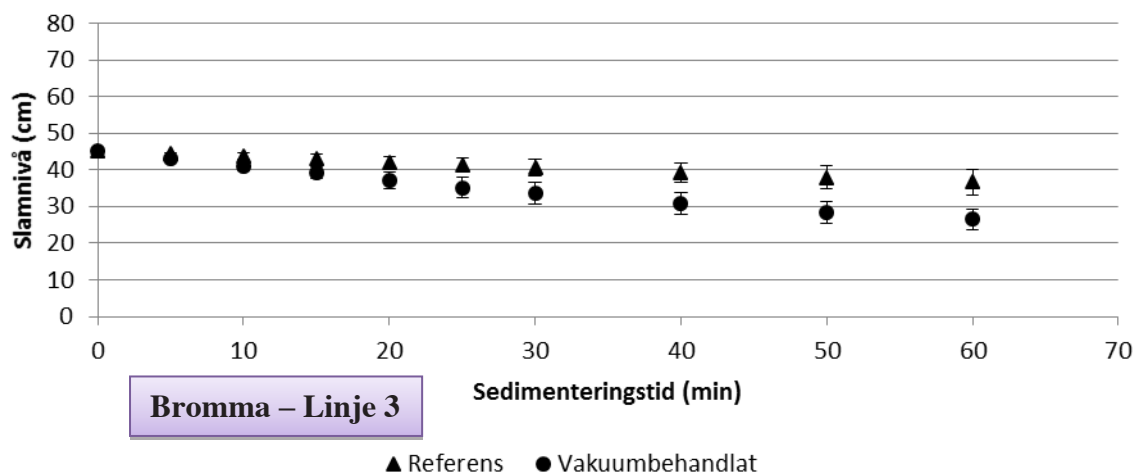
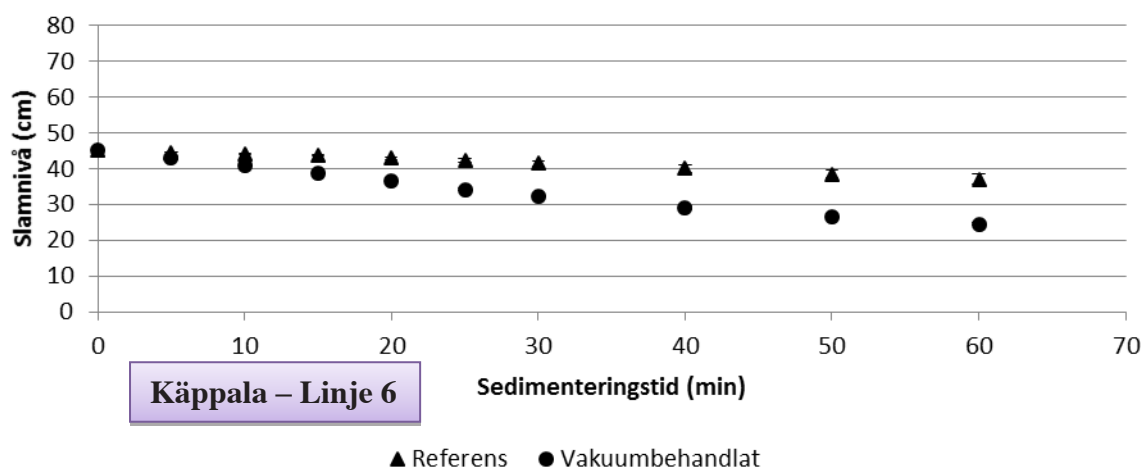
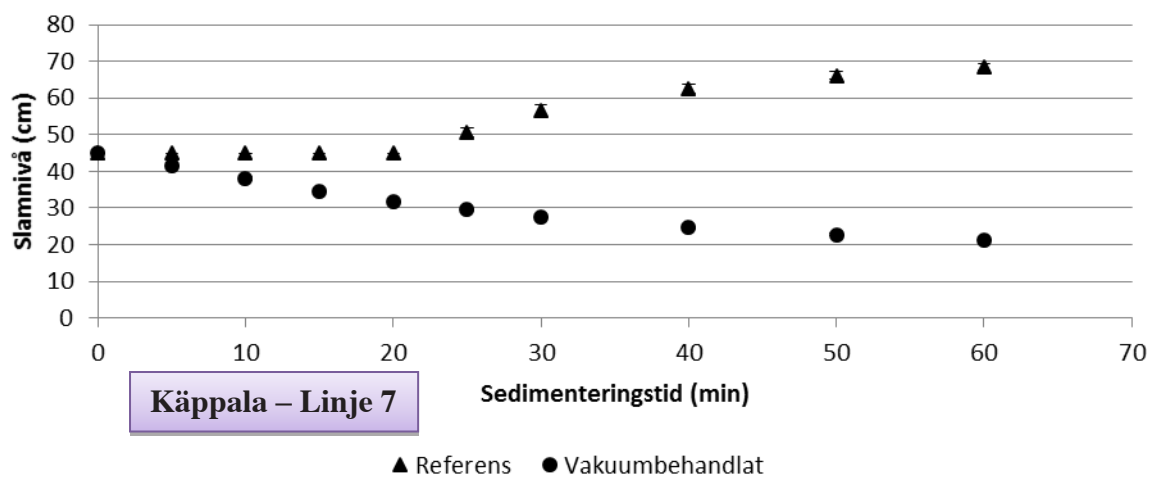
Sjölanda avloppsreningsverk

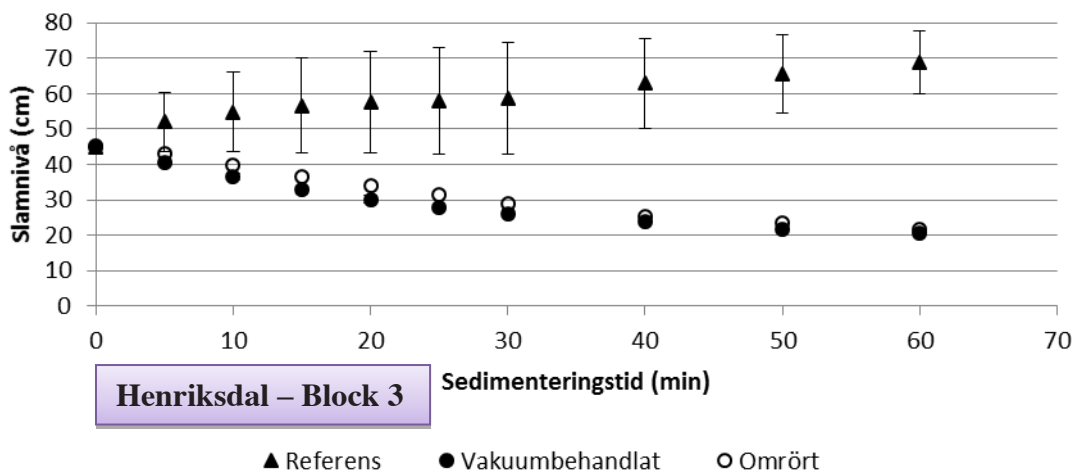
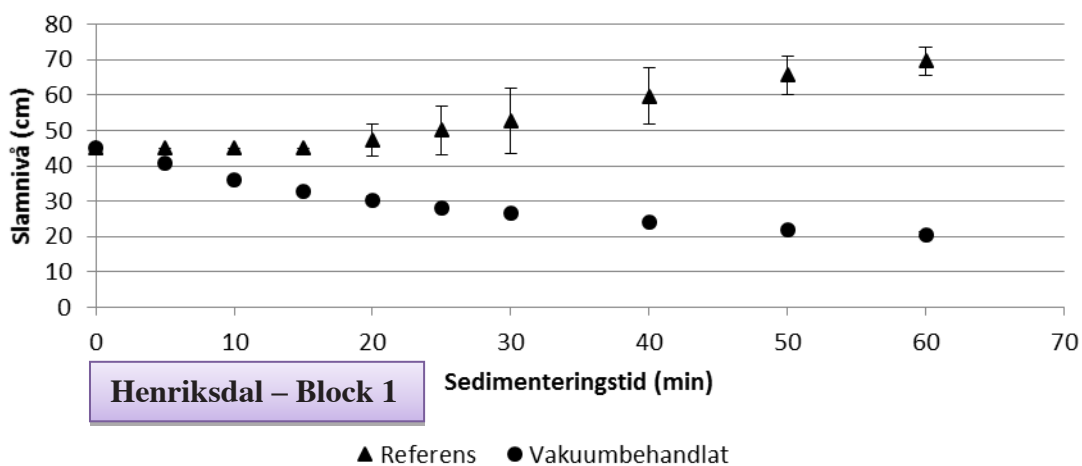
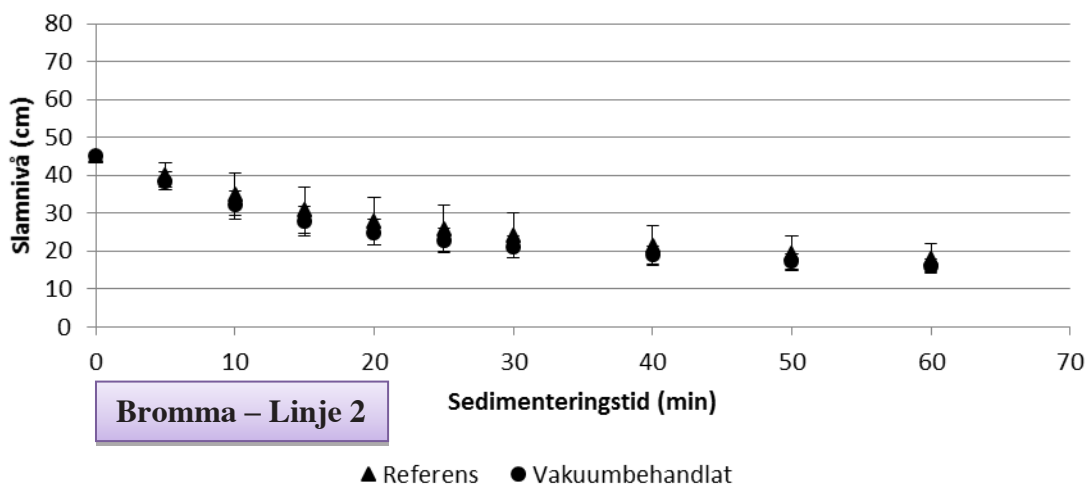


Gryaab avloppsreningsverk (Ryaverket)

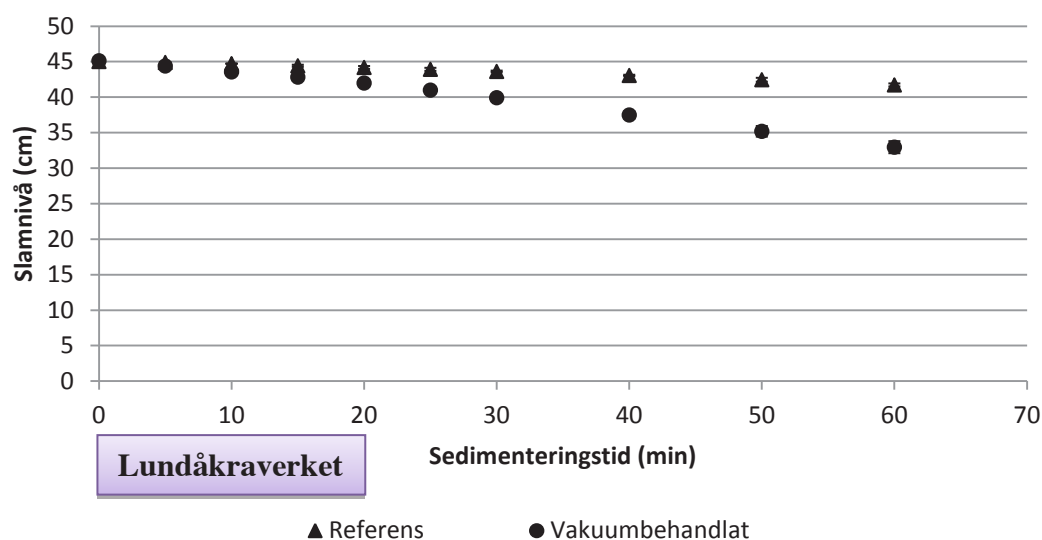
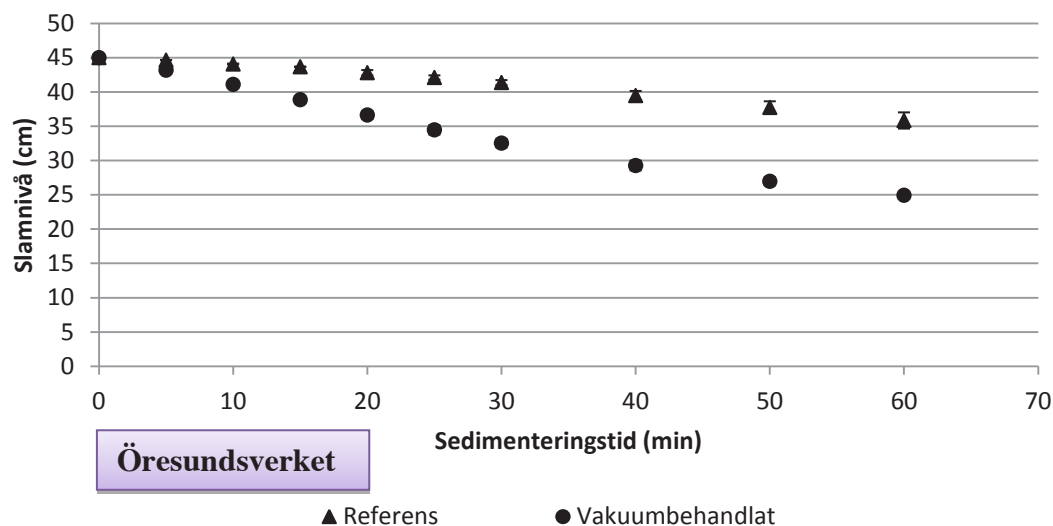
Bilaga B – Sedimenteringskurvor

Grupp I-anläggningar

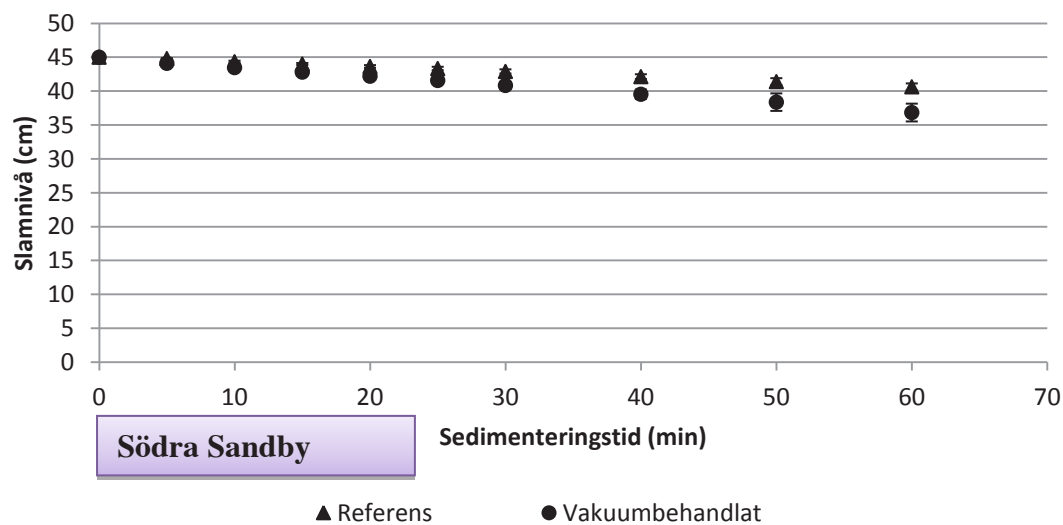




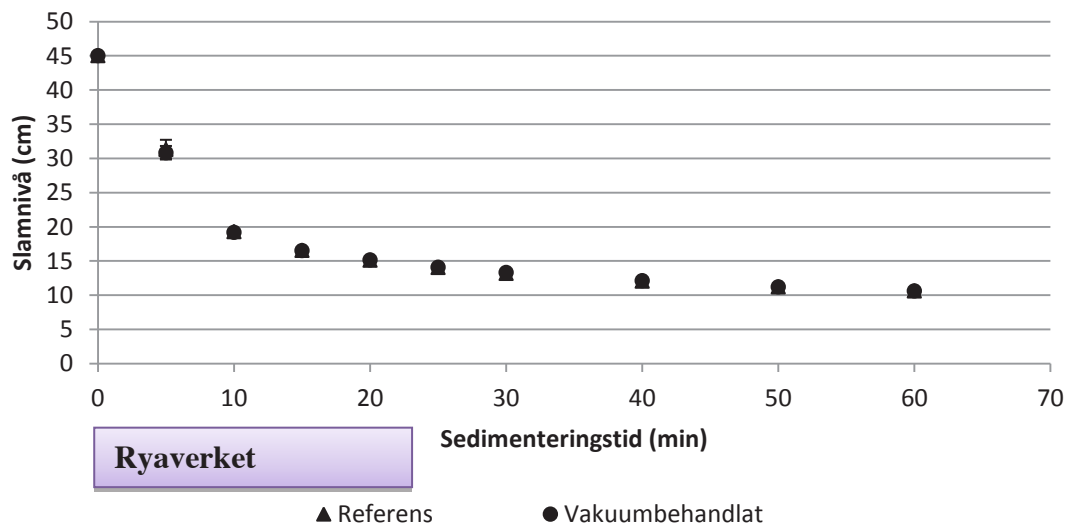
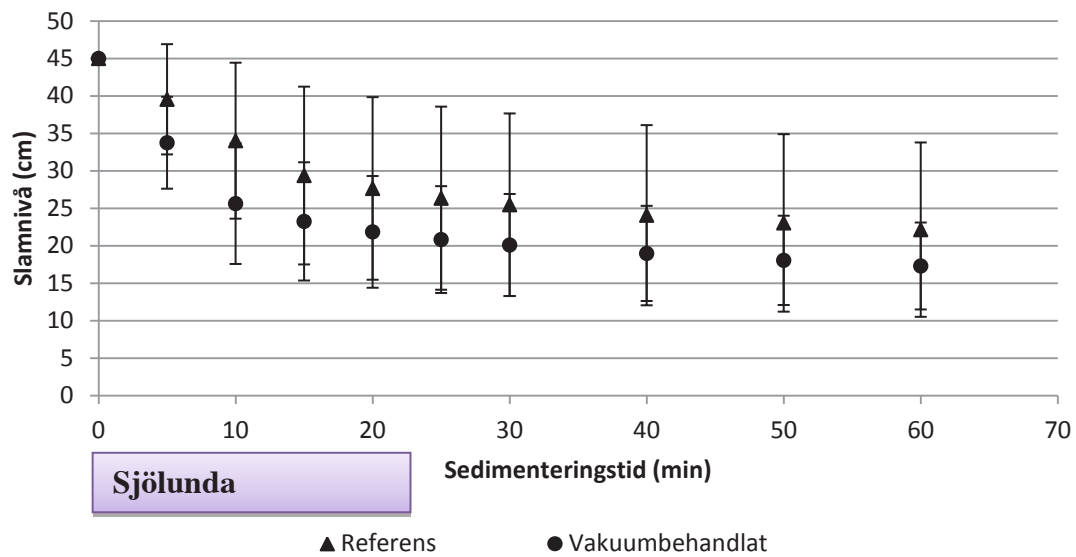
Grupp II-anläggningar



Grupp III-anläggningar

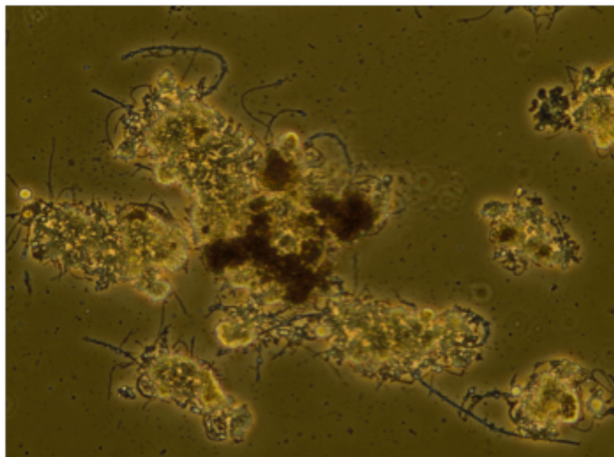


Grupp IV-anläggningar

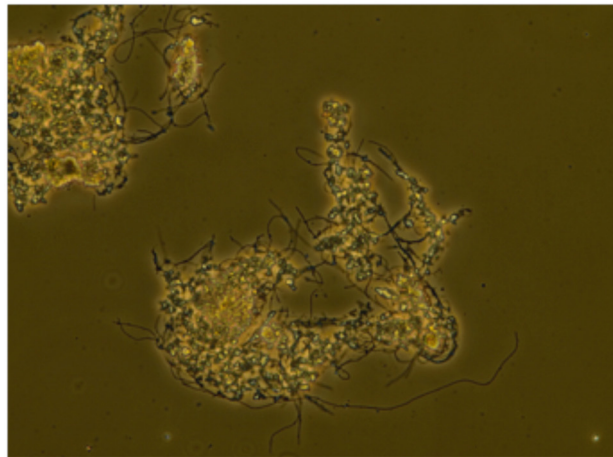


Bilaga C – Mikroskopering – bilder

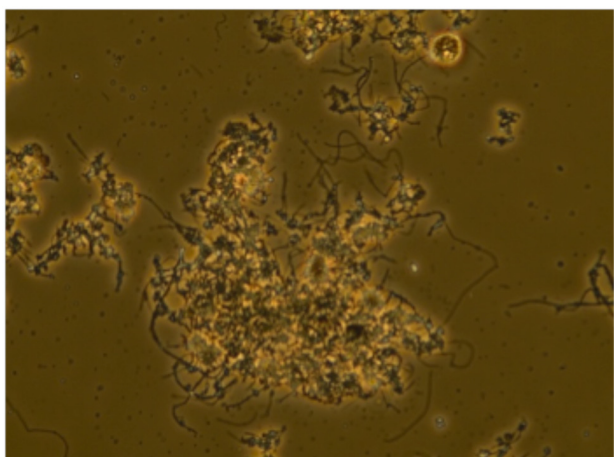
Grupp I-anläggningar



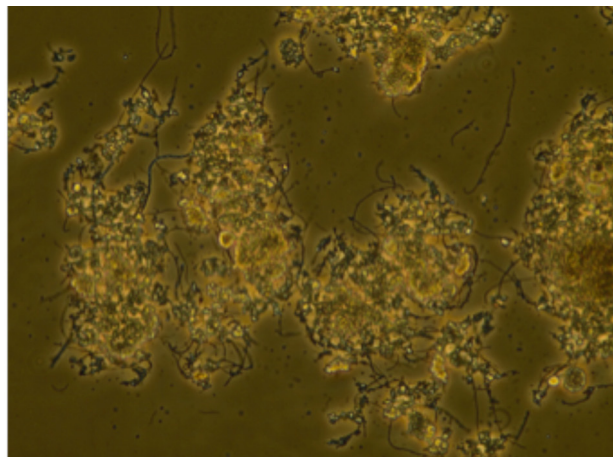
Käppala, Linje 7 – Obehandlat



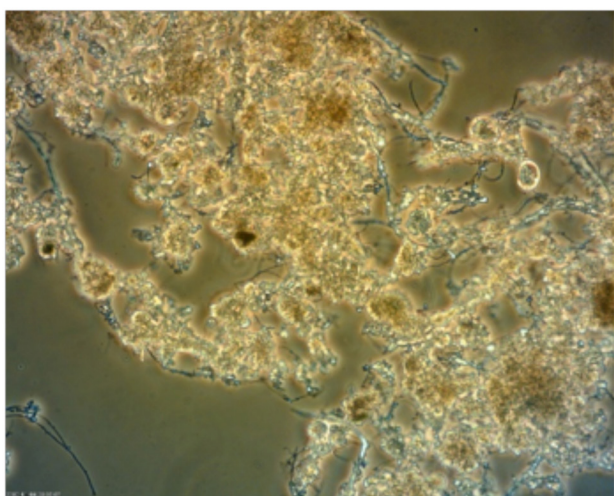
Käppala, Linje 7 – Avgasat



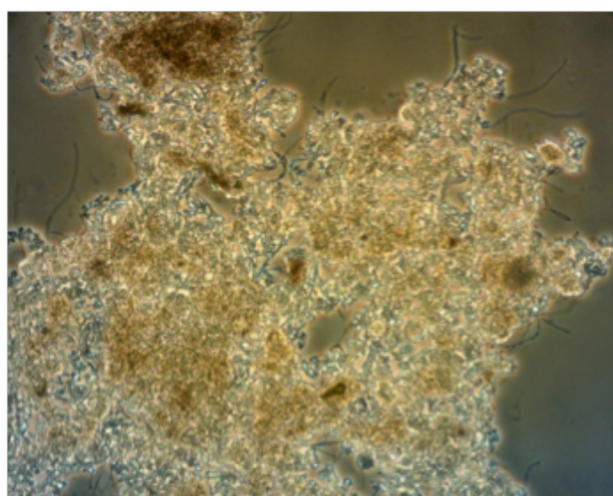
Käppala, Linje 6 – Obehandlat



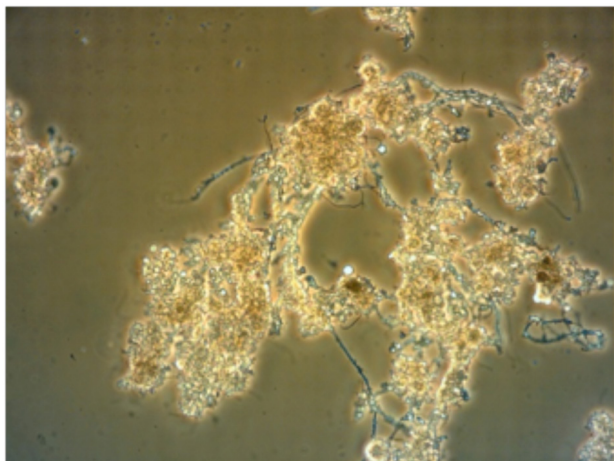
Käppala, Linje 6 – Avgasat



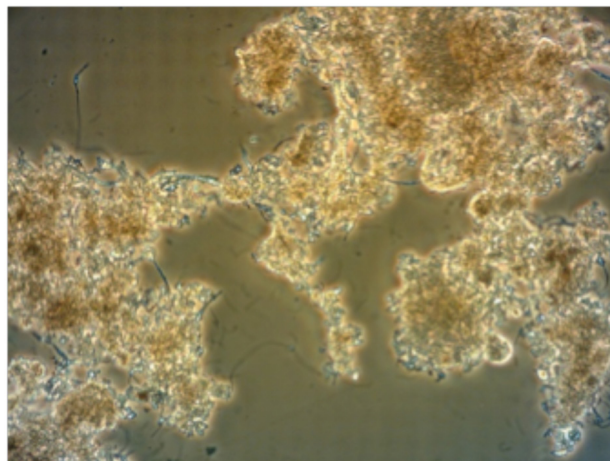
Bromma, Linje 3 – Obehandlat



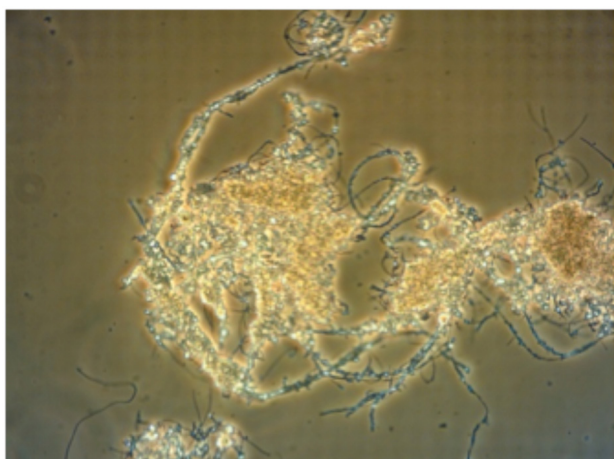
Bromma, Linje 3 – Avgasat



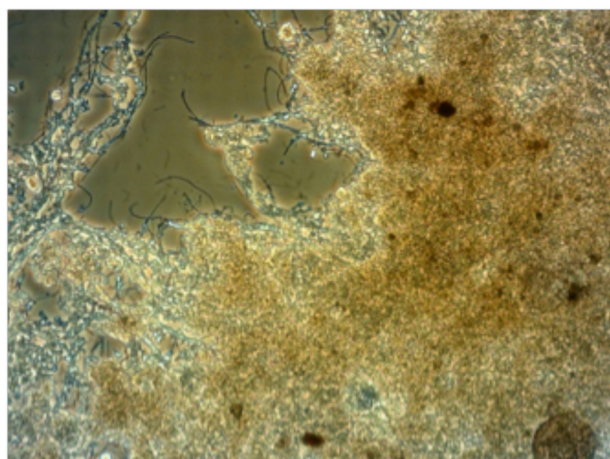
Bromma, Linje 2 – Obehandlat



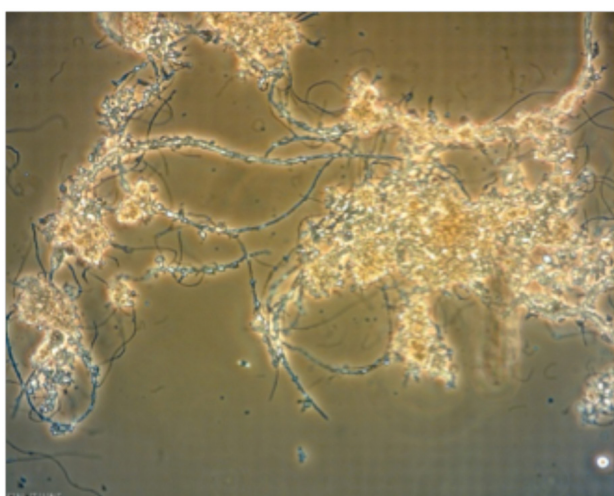
Bromma, Linje 2 – Avgasat



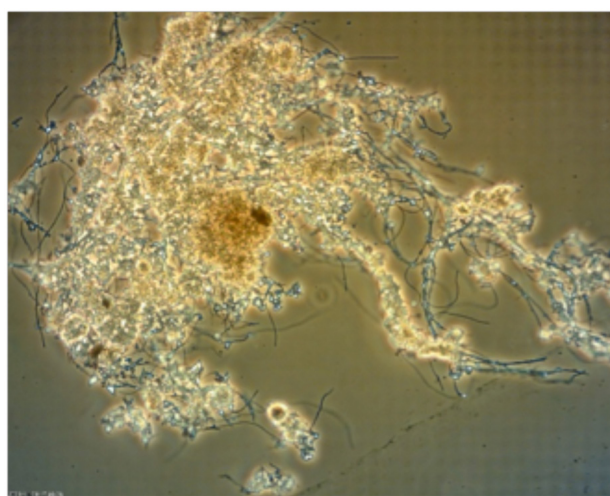
Henriksdal, Block 1 – Obehandlat



Henriksdal, Block 1 – Avgasat

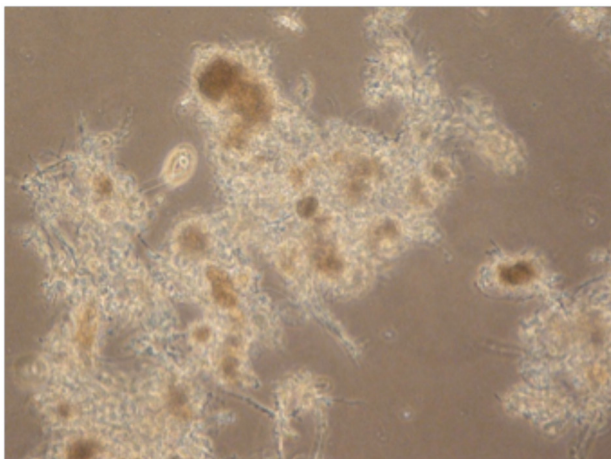


Henriksdal, Block 3 – Obehandlat

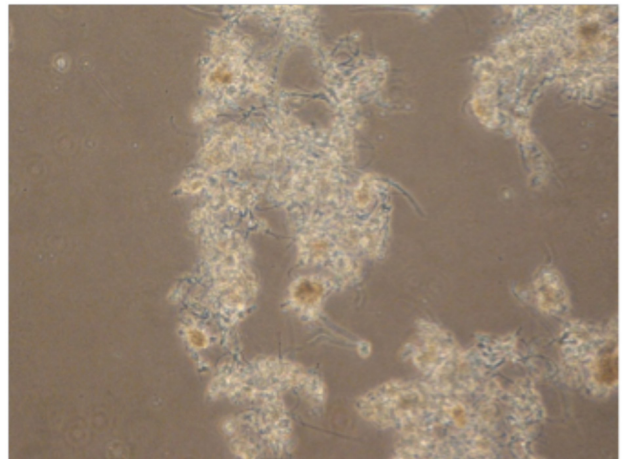


Henriksdal, Block 3 – Avgasat

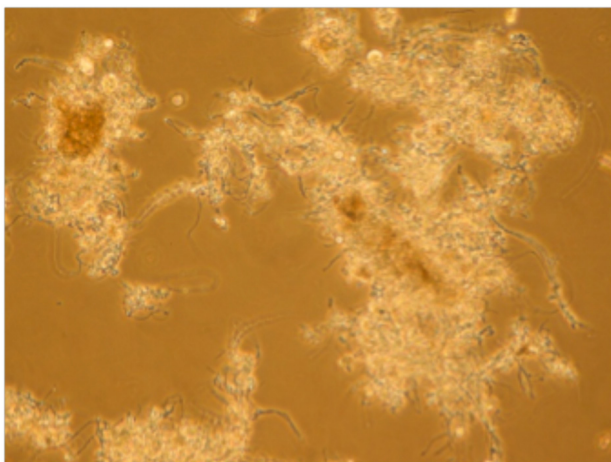
Grupp II-anläggningar



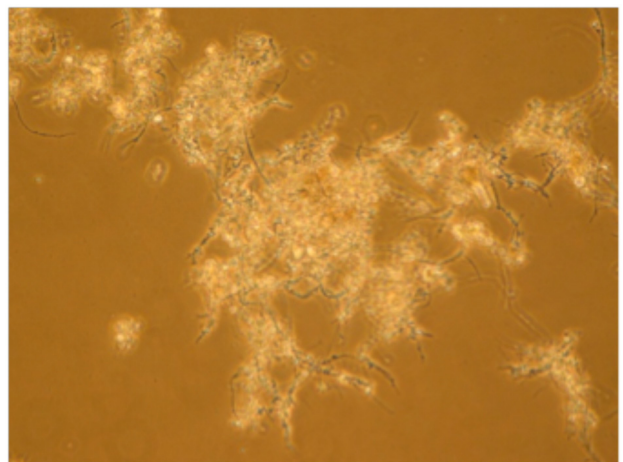
Öresundsverket – Obehandlat



Öresundsverket – Avgasat

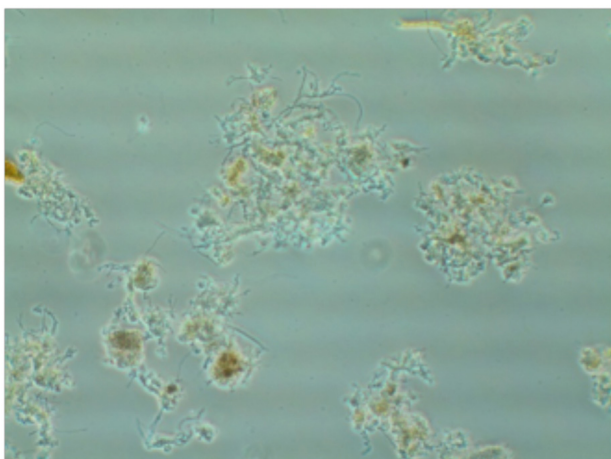


Lundåkraverket – Obehandlat

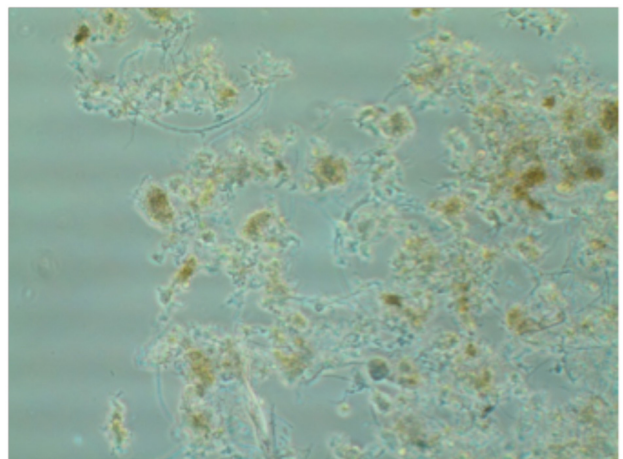


Lundåkraverket – Avgasat

Grupp III-anläggningar

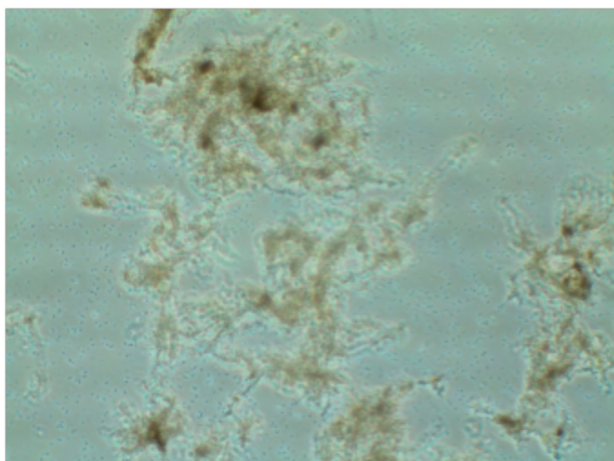


Södra Sandby – Obehandlat

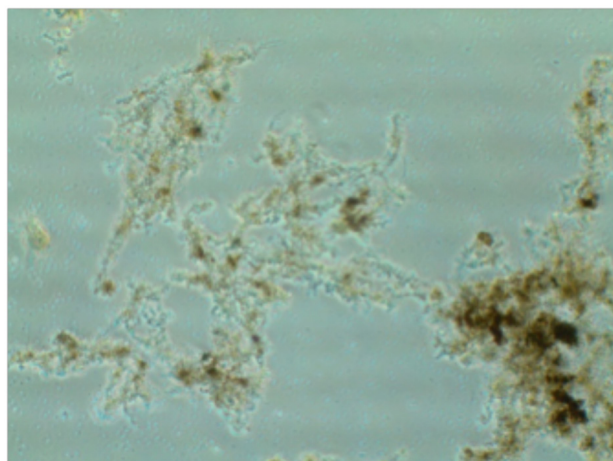


Södra Sandby – Avgasat

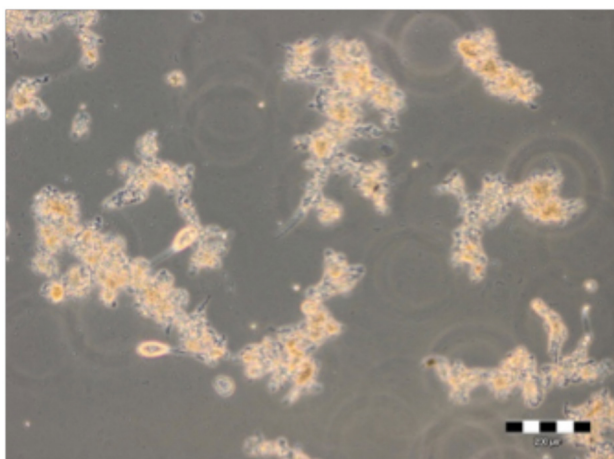
Grupp IV-anläggningar



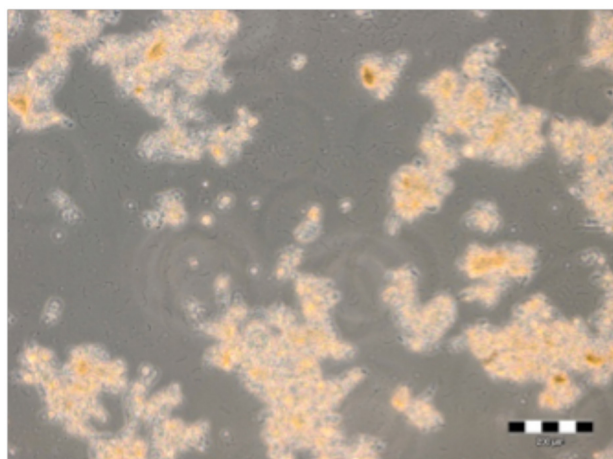
Sjölunda – Obehandlat



Sjölunda – Avgasat

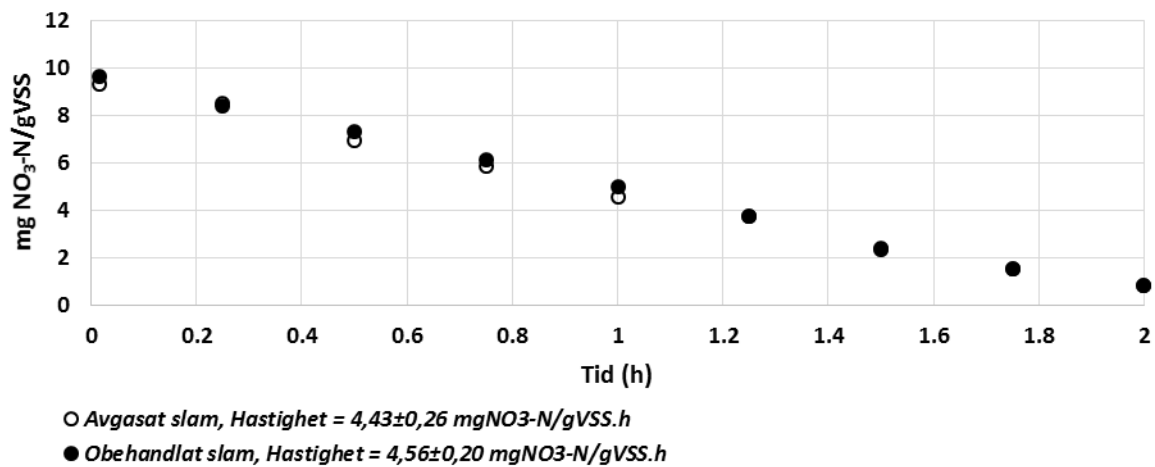


Ryaverket – Obehandlat

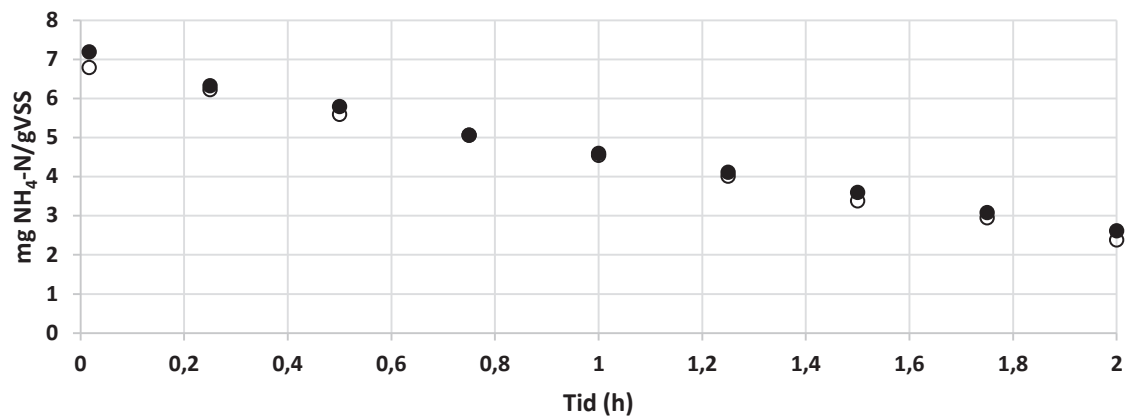


Ryaverket – Avgasat

Bilaga D – Nitrifikation och denitrifikation: hastigheter

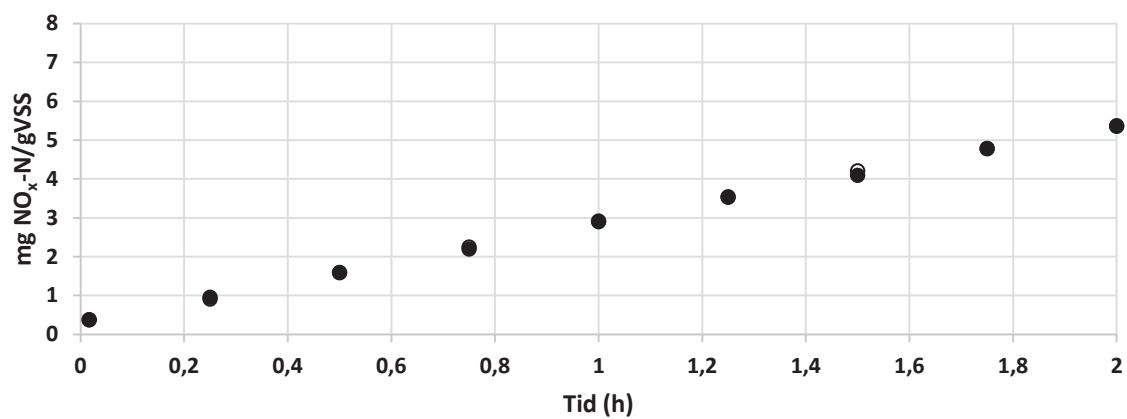


Figur D-1 Denitrifikationshastighet uppskattad enligt nitratförbrukning under anoxiskt förhållande i laboratorieskaleförsök både innan och efter avgasning.



○ Ammonium- Avgasat slam, Nitrif.hastighet = 2,21 mgNH₄-N/gVSS.h

● Ammonium- Obehandlat slam, Nitrif.hastighet = 2,23 mgNH₄-N/gVSS.h



○ Avgasat slam, Nitrif.hastighet = 2,55 mgNO_x-N/gVSS.h

● Obehandlat slam, Nitrif.hastighet = 2,53 mgNO_x-N/gVSS.h"

Figur D-2 Nitrifikationshastighet beräknad enligt NH₄-förbrukning (topp) och NO_x-produktion (botten) i laboratorieskalereaktorer



Box 47607, 117 94 Stockholm
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se