

Tillämpning av aerobt granulärt slam i Sverige

En fullskalestudie

Mark de Blois

Simon Bengtsson

Karolin Gunnarsson

Sebastian Engström

Jennifer Ekholm

Frank Persson

Britt-Marie Wilén

Tim van Erp

David Gustavsson

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.

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

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Tillämpning av aerobt granulärt slam i Sverige. En fullskalestudie
TITLE OF THE REPORT	Application of aerobic granular sludge in Sweden. A full-scale study
FÖRFATTARE	Mark de Blois, H2OLAND AB, Simon Bengtsson, VA SYD/Sweden Water Research, Karolin Gunnarsson och Sebastian Engström, H2OLAND AB, Jennifer Ekholm, Frank Persson och Britt-Marie Wilén, Chalmers tekniska högskola, Tim van Erp, Strömstads kommun, David Gustavsson, VA SYD/Sweden Water Research
RAPPORTNUMMER	2022-13
ANTAL SIDOR	81
SAMMANDRAG	Kan aerobt granulärt slam bli attraktivt som ny reningsteknik för kommunalt avloppsvatten i Sverige? Klarar den stränga utsläppskrav, flödestoppar och låga temperaturer? Och hur står den sig jämfört med en konventionell aktivslamprocess när det gäller volymbehov, energianvändning och tillsynsbehov? Rapporten presenterar resultat från de första 3,5 årens drift av Nordens första anläggning med aerobt granulärt slam vid Österröds avloppsreningsverk i Strömstad.
SUMMARY	Can aerobic granular sludge become an attractive new technology for municipal wastewater treatment in Sweden? How does it handle strict effluent requirements, high peak flow rates and low temperatures? And how does it compare to a conventional activated sludge process in terms of volume requirements, energy use and supervision requirements? The report presents results from the first 3.5 years of operation of the Nordics' first installation with aerobic granular sludge at Österröd's wastewater treatment plant in Strömstad.
SÖKORD	Aerobt granulärt slam, avloppsvattenrening, biologisk behandling, kompakt, ytbehov, energi
KEYWORDS	Aerobic granular sludge, wastewater treatment, biological treatment, compact, foot print, energy
MÅLGRUPPER	Ingenjörer, tekniker, forskare och konsulter inom avloppsvattenrening
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2022
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	de Blois M., Bengtsson S., Gunnarsson K., Engström S., Ekholm J., Persson F., Wilén B-M., van Erp T., Gustavsson D. (2022). Tillämpning av aerobt granulärt slam i Sverige. En fullskalestudie. SVU-rapport 2022-13. Stockholm, Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	17-122
PROJEKTETS NAMN	Tillämpning av aerobt granulärt slam i Sverige – En fullskalestudie (AGNES II)
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, Sweden Water Research, Chalmers tekniska högskola, H2OLAND AB, Strömstads kommun, Uppsala Vatten, Gryaab, Käppalaförbundet, VA SYD och J. Gust. Richert stiftelse

Förord

Denna rapport är ett naturligt andra steg gällande kunskapsinhämtning på svenska av den relativt nya processlösningen för kommunal avloppsvattenrening: aerobt granulärt slam (AGS). Läsning av SVU-rapport 2017-19, *Aeroba granuler, ny reningsteknik för kommunala avloppsreningsverk. En kunskapssammanställning*, kan rekommenderas först. Den ger en god överblick av AGS-processen. Under arbetet med kunskapssammanställningen formades projektet som föranlett denna rapport. Strömstads kommun, med VA-chef Jerry Johansson i spetsen, var villiga att dela med sig av sina erfarenheter från implementeringen på Österröds avloppsreningsverk. Mark de Blois, H2OLAND, som fortsatt varit engagerad som processkonsult på Österröd, bidrog gärna till kunskaps-spridning och forskning för att öka förståelsen för AGS och driften av processen. De kommunala verksamheterna som deltog i kunskapssammanställningen, Uppsala Vatten och Avfall och VA SYD, tillsammans med Gryaab, Käppalaförbundet och Västervik Energi & Miljö var också intresserade att på närmare håll följa implementeringen på Österröd. Inom projektet formades även en doktorandstudie på Chalmers tekniska högskola (Jennifer Ekholm). Mario Pronk på Royal HaskoningDHV och Mark van Loosdrecht på TU Delft följde projektet som AGS-forskare på avstånd.

Projektledning utfördes av Sweden Water Research (undertecknad). Resultaten diskuterades i en projektgrupp bestående av Chalmers (förutom Jennifer även Britt-Marie Wilén och Frank Persson), H2OLAND (främst Mark) och Sweden Water Research (undertecknad), samt i workshops med alla projektpartner. En projektrelaterad grupp bestående av Strömstads kommun (främst Tim van Erp och drifttekniker), H2OLAND (Mark, Sebastian Engström, Karolin Gunnarsson och Jonatan Flodin) och Royal HaskoningDHV (främst Jimmy van Opijnen) diskuterade analys- och onlineresultaten kontinuerligt för utvärdering och optimering av anläggningen. Under garantiåret anordnades även särskilda uppföljningsmöten mellan Strömstad, Royal HaskoningDHV och H2OLAND. I dessa möten deltog även Bert Bakker, Royal HaskoningDHV, och Jerry. På sluttampen i projektet fick Simon Bengtsson på VA SYD uppgiften att uppdatera kunskapssammanställningen samt att komplettera, redigera och slutföra denna rapport.

Uppföljningsperioden utökades under projektet och till stor fördel kunde AGS-anläggningen följas upp under så lång tid som 3,5 år. I projektet ingick även en labbstudie på Chalmers för att studera temperaturens inverkan på AGS-processen och studier av SBR-driften på Bodalens avloppsreningsverk i Tanums kommun. Vi har valt att lyfta ut dessa delar från denna rapport för att göra rapporten mer sammanhållen. Resultaten från labbstudien blev i slutändan svåra att relatera till fullskaledrift. Studien på Bodalen försåvårades av att de planerade förändringarna av driften och ombyggnationer inte till kom till stånd i tid. Tanums kommun har alltså också varit delaktiga i projektet.

En vetenskaplig artikel har hunnit publiceras innan denna rapport trycktes: Ekholm et al. (2022), *Full-scale aerobic granular sludge for municipal wastewater treatment – granule formation, microbial succession, and process performance*.

En annan SVU-rapport kring AGS-implementeringen på Österröd är SVU-rapport 2022-8: *Biologisk rening av organiska mikroföroreningar. En jämförande studie i fullskala av aerobt granulärt och aktivt slam*.

Internt projektnamn har varit AGNES II. AGNES står för Aerobic Granular sludge – Nutrient removal and recovery Efficiency in Sweden. Kunskapssammanställningen kallar vi AGNES I. AGNES III var ytterst nära att bli till under projektet då VA SYD erhöll finansiering av Naturvårdsverket för en pilotstudie inkluderande AGS. Dock beslutade VA SYD sig för att inte inkludera biologin i pilotstudien och enbart studera den föreslagna förbehandlingen, och då inom projektet ICU – förbehandling (ICU = Ideal Carbon Utilisation). Glädjande nog har dock Gryaab under år 2022 studerat AGS-processen i

pilotskala på Ryaverket i Göteborg, och detta piloterande pågår även första halvåret 2023.

Förutom Svenskt Vatten Utveckling har Sweden Water Research, Chalmers, H2OLAND, deltagande VA-organisationer och bidrag från J. Gust. Richert stiftelse finansierat projektet.

Referensgruppen i projektet bestod av Alexander Keucken på VIVAB, Jeanette Agertved Madsen på Envidan, Michael Cimbritz på Lunds universitet och Robert Sehlén på Tekniska Verken i Linköping.

David Gustavsson
Projektledare

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning	5
Summary	6
1 Inledning	7
1.1 Syfte	7
2 Bakgrund	8
2.1 Aerobt granulärt slam	8
2.2 Ny kunskap sedan 2017	9
3 Österröds avloppsreningsverk	17
3.1 Tillståndsgiven belastning och utsläppsvillkor	17
3.2 Dimensionerande flöde och belastning	18
3.3 Dimensionering av AGS-anläggningen	18
3.4 Processbeskrivning	19
3.5 Instrumentering	21
3.6 Styrning av AGS-cyklerna	21
3.7 Uppstartsstrategi	23
3.8 Processgaranti	25
4 Utvärdering av den biologiska behandlingen	26
4.1 Metoder	26
4.2 Resultat	26
4.3 Diskussion	43
5 Tillsynsbehov, upphandling och sekretess	48
5.1 Tillsyn och bemanning	48
5.2 Upphandling och sekretess	49
6 Jämförelse av volymbehov, energibehov och kostnader för AGS och aktivt slam	51
6.1 Metoder	51
6.2 Resultat och diskussion	51
7 Mikrobiell analys av AGS vid Österröd	58
7.1 Metoder	58
7.2 Resultat och diskussion	59
8 Slutsatser	68
Referenser	69
Bilaga A Förhållanden BOD7/P och BOD7/N	79
Bilaga B Energimätning	80

Sammanfattning

Kan aerobt granulärt slam bli attraktivt som ny reningsteknik för kommunalt avloppsvatten i Sverige? Klarar den stränga utsläppskrav, flödestoppar och låga temperaturer? Och hur står den sig jämfört med en konventionell aktivslamprocess när det gäller volymbehov, energianvändning och tillsynsbehov? Rapporten presenterar resultat från de första 3,5 årens drift av Nordens första anläggning med aerobt granulärt slam vid Österröds avloppsreningsverk i Strömstad.

När Österröds avloppsreningsverk byggdes ut för ökad kapacitet implementerades Nordens första anläggning med aerobt granulärt slam (AGS) för den biologiska behandlingen. AGS-anläggningen är dimensionerad för att ta hand om 60 procent av flödet medan resten behandlas i en process med aktivt slam. Uppstarten skedde i juni 2018 med två parallella AGS-reaktorer.

AGS är mikrobiella aggregat som är större och kompaktare och sjunker snabbare än de flockar som finns i konventionellt aktivt slam. En av de två AGS-reaktorerna startades med granuler och en med flockulärt aktivt slam. I den reaktor som startades med flockulärt slam bildades granuler som ökade i andel och växte i storlek över tid. Det gick alltså att starta med ymp av aktivslamflockar, men det tog längre lägre tid än uppstart med granuler, och diverse tekniska problem förlängde uppstarten.

AGS-anläggningen uppnådde utlovad prestanda under ett års garantiperiod genom att de utgående koncentrationerna var lägre än 8 mg BOD₇/l, 10 mg N/l och 1 mg P/l, som årsmedel och medel under perioden maj till augusti. Höga flöden, särskilt i kombination med låg temperatur, visade sig vara den begränsande faktorn för anläggningens prestanda. Det bör tas bättre hänsyn till detta vid framtida dimensionering.

Resultaten från Österröd tyder på en skillnad mellan AGS och aktivt slam när det gäller hur väl inkommande partiklar kan utnyttjas för kväve- och fosforavskiljning. Organiskt material i avloppsvattnet behövs för biologisk kväve- och fosforavskiljning. Den lågt belastade försedimenteringen i Österröd avskilde alltför mycket suspenderat organiskt material för att närsaltavskiljningen skulle fungera väl i AGS-linjen. Det krävdes hydrolys av primärslam i försedimenteringen och förbiledning av försedimenteringen för att uppnå tillräckligt låga utgående N- och P-halter.

Volym- och ytbehovet per volym behandlat vatten beräknades vara 31 procent respektive 48 procent lägre för AGS-linjen än för aktivslamlinjen. Elanvändningen var 0,22 kWh/m³ för AGS-linjen och 0,26 kWh/m³ för aktivslamlinjen, alltså 15 procent lägre för AGS-linjen. Ingen av linjerna hade ännu energi optimerats och det fanns utrymme att minska elanvändningen i båda linjerna. Resultaten bekräftade att en AGS-process kan vara kompakt utan att elanvändningen ökar kraftigt. Men för att få en energieffektiv anläggning i sin helhet är det kritiskt att ställa rätt krav vid upphandling, särskilt för luftarsystem, blåsmaskiner och omrörning.

Behovet av tillsyn från driftpersonal var högre för AGS-linjen än för aktivslamlinjen, och högre än förväntat. Styrningen av AGS-processen är till större del baserad på givare som kräver en ansenlig arbetsinsats för att fungera tillförlitligt. Men skillnaden i tillsynsbehov har minskat och förväntas minska ytterligare med tiden. Projektgruppen kände att arbetet med idrifttagning och intrimning av AGS var väl omfattande och kan vara lämpligt för en något större VA-organisation än Strömstads kommun.

Summary

Can aerobic granular sludge become an attractive new technology for municipal wastewater treatment in Sweden? How does it handle strict effluent requirements, high peak flow rates and low temperatures? And how does it compare to a conventional activated sludge process in terms of volume requirements, energy use and supervision requirements? The report presents results from the first 3.5 years of operation of the Nordics' first installation with aerobic granular sludge at Österröd's wastewater treatment plant in Strömstad.

As part of a capacity extension at the Österröd wastewater treatment plant, the first installation with aerobic granular sludge (AGS) in the Nordics' was implemented as biological treatment. The AGS plant is designed to treat 60 percent of the influent while the remainder is treated in an activated sludge process. The start-up took place in June 2018 with two parallel AGS reactors.

AGS are microbial aggregates that are larger, more compact and settle faster than the flocs that make up activated sludge. One of the two AGS reactors was started with granules and one with flocculent activated sludge. In the reactor started with flocculent sludge, granules were formed and increased in proportion and grew in size over time. Hence, a start-up from activated sludge flocs seemed possible, but it took considerably longer than start-up with granules and various technical problems prolonged the start-up period.

The AGS plant achieved its guaranteed performance during a one-year warranty period by reaching effluent concentrations below 8 mg BOD₅/L, 10 mg N/L and 1 mg P/L, as annual averages and averages over the period May to August. High flow rates, especially in combination with low temperatures, was observed to be the limiting factor for the performance of the plant. This should be taken more into account in future design.

The results from Österröd indicate a difference between AGS and activated sludge in terms of how well incoming particles are utilized for nitrogen and phosphorus removal. Organic matter in the wastewater is needed for biological nitrogen and phosphorus removal. The low-loaded presettler at Österröd removed more suspended organic matter than desirable with respect to sufficient nutrient removal in the AGS line. Hydrolysis of primary sludge in the presettler and bypass of the presettler were required to achieve sufficiently low effluent N and P concentrations.

The volume and surface requirements per volume of treated water were calculated to be 31 percent and 48 percent lower, respectively, for the AGS line than for the activated sludge line. The electricity usage was 0.22 kWh/m³ for the AGS line and 0.26 kWh/m³ for the activated sludge line, i.e. 15 percent lower for the AGS line. Neither of the two processes had been subject to energy optimization and there was ample room to reduce electricity usage in both lines. The results confirmed that an AGS process can be compact without significantly increasing the electricity usage. However, in order to obtain an energy-efficient facility as a whole, it is critical to set the right requirements during procurement, especially regarding aeration systems, blowers and mixers.

The need for supervision by operating personnel was higher for the AGS line than for the activated sludge line and higher than expected. The control of the AGS process is largely based on sensors that require a considerable amount of work to function reliably. However, the difference has decreased and is expected to decrease further over time. The project group felt that the work with commissioning and tuning of the AGS process was quite extensive and could be more suitable for a somewhat larger water utility than Strömstad municipality.

1 Inledning

Aerobt granulärt slam (AGS) är en ny reningsteknik för kommunalt avloppsvatten. Tekniken är kompakt i jämförelse med aktivt slam och energisnål i jämförelse med andra kompakta tekniker såsom reaktorer med rörligt bärarmaterial och membranbioreaktorer (Bengtsson *et al.*, 2017). Internationell tillämpning av AGS har växt under de senaste åren och numera är ungefär 90 avloppsreningsverk (ARV) i drift, byggs eller dimensioneras (Royal HaskoningDHV, 2022).

Många svenska ARV står inför om- eller tillbyggnad för att möta ökad belastning och strängare krav. AGS-tekniken kan vara ett attraktivt val både för ny- och utbyggnad och utvärderas av flera VA-organisationer i jämförelse med andra processalternativ.

I en tidigare publicerad kunskapsammansättning om AGS bedömdes potentialen för AGS i Sverige som god samtidigt som ett antal utmaningar identifierades (Bengtsson *et al.*, 2017). Exempelvis finns det begränsad erfarenhet av att klara stränga utsläppskrav för kväve (<8 mg N/l) och fosfor (<0,3 mg P/l). Det är heller inte allmänt känt hur tekniken fungerar och bör dimensioneras vid låga temperaturer. AGS-processen baseras på sekventiella satsvisa reaktorer (SBR, "sequencing batch reactor"), vilka har svårigheter att hantera höga flödestoppar såsom vid inläckage av dagvatten. Föreliggande projekt uppstod för att utforska dessa utmaningar genom att studera Sveriges första AGS-anläggning i fullskala på Österröds ARV i Strömstads kommun, och på så sätt underlätta en framgångsrik implementering av tekniken i Sverige.

1.1 Syfte

Det övergripande syftet med projektet var att dokumentera och följa upp uppstarten och de första årens drift av AGS-anläggningen på Österröds ARV. Vidare fanns följande mål:

- Utvärdera AGS-tekniken med hänsyn till stränga utsläppskrav på 5 mg N-tot/l och en utgående genomsnittlig fosfathalt på 0,1 mg P/l under svenska förhållanden.
- Utvärdera påverkan av belastningsvariationer (till exempel säsongsvisa) och perioder med höga flöden.
- Utvärdera och utveckla förbehandlings påverkan med avseende på kvalitet på kolkälla för biologisk fosfor- och kväveavskiljning.
- Utvärdera inverkan av låga temperaturer (3–10°C) på granuleringen och stabiliteten hos biologisk fosfor- och kväveavskiljning.
- Jämföra reningsresultat, volymbehov, energianvändning och tillsynsbehov för AGS-tekniken enligt Nereda® med en konventionell aktivslamprocess.

Denna rapport syftar till att ge svenska VA-organisationer bättre förståelse av, och en djupare kunskap om AGS och bidra till ett underlag för beslut om AGS är en teknik som kan vara lämplig för den egna verksamheten.

2 Bakgrund

2.1 Aerobt granulärt slam

AGS är en typ av mikrobiella aggregat som på ett grundläggande sätt skiljer sig från de flockar som utgör konventionellt aktivt slam. AGS är större, kompaktare och mer sfäriska och har därför betydligt högre sjunkhastighet. Enligt en överenskommen definition utgörs AGS av aggregat av mikroorganismer utan bärrammaterial, som inte koagulerar vid minskad omrörning utan sedimenterar som separata enheter, med hastigheter betydligt högre än för aktivslamflockar (de Kreuk *et al.*, 2007). Detta innebär att slamvolymindex (SVI) för AGS efter 10 minuter är snarlik SVI efter 30 minuter och ofta innebär det i sin tur att aggregaten är större än 0,2 mm.

I en tidigare SVU-rapport beskrivs utförligt de faktorer som krävs för att granulering ska ske, omvandlingsprocesserna av organiskt material och närsalter, vilka reningsresultat som uppnåts vid behandling av kommunalt avloppsvatten, med mera (Bengtsson *et al.*, 2017). I detta avsnitt ges en översiktlig introduktion till AGS.

För att granulering ska ske vid aerob biologisk behandling krävs att följande faktorer är uppfyllda:

- Mikroorganismerna exponeras för relativt höga koncentrationer av organiskt material och närsalter.
- Det finns ett selektivt tryck mot hög sjunkhastighet.
- Mikroorganismerna har låg tillväxthastighet och/eller utsätts för omfattande skjuvkrafter.

Ett sätt att uppnå höga koncentrationer av föroreningar i processen är att tillämpa en SBR. En SBR drivs i cykler där olika faser följer efter varandra i samma volym, såsom till exempel fyllning, anaerob/anoxisk fas, luftning, sedimentering och tömning. I samband med fyllning av obehandlat avloppsvatten kan då mikroorganismerna i reaktorn utsättas för höga koncentrationer av organiskt material och närsalter. De höga koncentrationerna krävs för att åstadkomma diffusion genom de relativt stora granulerna och gynnar därmed granulering.

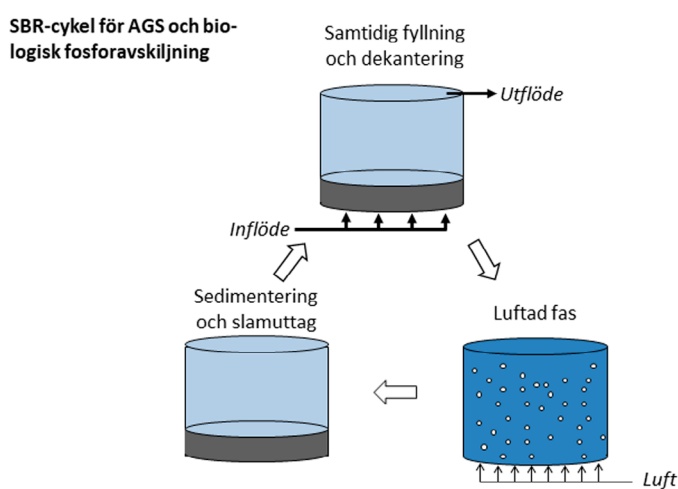
Ett selektionstryck mot stora aggregat med hög sjunkhastighet kan åstadkommas på flera sätt. Genom att tillämpa en kort tid för sedimenteringsfasen och spola ut övrig biomassa gynnas granuler över flockar eftersom de bibehålls i reaktorn när de mindre aggregaten lämnar med utgående vatten. Ett annat sätt att skapa samma selektionstryck är att ta ut överskottsslammet från den övre delen av den sedimenterade slambädden. Den övre delen av slambädden består av långsamt sedimenterande flockar medan större granuler hamnar längst ned.

Granulernas jämna yta och kompakta struktur gynnas av att mikroorganismerna växer långsamt. Det är därför en fördel om tillväxten sker med lagrat organiskt material som kolkälla istället för direkt tillväxt på lättnedbrytbart organiskt material i avloppsvattnet. Sådan lagring kan ske i många olika typer av bakterier, däribland polyfosfatackumulerande organismer (PAO) som utför biologisk fosforavskiljning (bio-P) vid omväxlande anaeroba/aeroba förhållanden. Det har visat sig att PAO ofta är närvarande i välfungerande AGS-system. Liknande typ av lagring av organiskt material sker även i glykogenackumulerande organismer (GAO) men utan polyfosfat.

Eftersom granulerna kan bli så stora som flera millimeter, kan de få olika förhållanden i sina olika delar. Om halten av löst syre kontrolleras på rätt nivå, kan nitrifikation ske i granulernas ytskikt samtidigt som denitrifikation sker i de inre, anoxiska delarna. Det leder till simultan nitrifikation och denitrifikation (SND). Även för- och

efterdenitrifikation, samt alternerade (intermittent) nitrifikation och denitrifikation (AND) kan ske. SND, AND och efterdenitrifikation ska i första hand ske med internt lagrad kolkälla.

Ett effektivt sätt att tillämpa AGS har visat sig vara att applicera fyllning av reaktorn underifrån, genom granulbädden, vid anaeroba förhållanden så att utgående, behandlat vatten samtidigt lämnar reaktorn från dess övre del (Figur 2.1). Då uppstår ett pluggflöde (0,5–3,5 m/h) genom reaktorn som leder till kompakta och stabila granuler. Ingående föroreningar får god kontakt med granulerna som exponeras för högsta möjliga koncentrationer av det lättnedbrytbara organiska materialet. Strikt anaeroba förhållanden kan uppstå eftersom nitrat trycks uppåt av pluggflödet. Partikulärt organiskt material får tid att hydrolyseras till lättnedbrytbart som kan lagras för senare utnyttjande för denitrifikation och fosforupptag.



Figur 2.1

Faserna i en SBR-cykel där biologisk fosforavskiljning gynnas genom anaerob fyllning genom den sedimenterade granulbädden med samtidig dekantering från toppen av reaktorn (Bengtsson *et al.*, 2017).

Strategin med samtidig anaerob fyllning och tömning tillämpas i den av Royal HaskoningDHV (RHDHV) patenterade Nereda[®]-processen. För närvarande finns ungefär 90 Nereda-fullskaleanläggningar i drift eller under konstruktion/design för behandling av industriellt eller kommunalt avloppsvatten. De flesta Nereda-anläggningarna för kommunalt avloppsvatten tillämpar AGS utan försedimentering med det finns också 10–15 st med försedimentering. Baserat på vad som rapporterats i litteraturen, har de anläggningar som är i drift uppnått utgående halter på 5–14 mg/l kväve, 0,5–3 mg/l fosfor och 10–20 mg/l suspenderad substans (SS) (Bengtsson *et al.*, 2017).

Det finns fler AGS-anläggningar än de som bygger på Nereda-tekniken. Information har publicerats från sådana anläggningar i fullskala i till exempel Kina (Li *et al.*, 2014), Polen (Cyzdik-Kwiatkowska *et al.*, 2018; Świąteczak & Cydzik-Kwiatkowska, 2018) och Österrike (Jahn *et al.*, 2019b).

2.2 Ny kunskap sedan 2017

Parallellt med att fler AGS-anläggningar byggs, fortsätter AGS att vara ett mycket aktivt område för forskning och utveckling. När den tidigare kunskapsöversikten sammanställdes 2017, publicerades omkring 150 forskningsartiklar per år om AGS (enligt "Web of Science" med sökorden "aerobic" och "granul*" samt "wastewater" eller "sludge"). Sedan dess har antalet publikationer ökat för varje år till över 300. Det gör att över 1 300 forskningsartiklar har publicerats sedan 2017. I detta avsnitt belyses några områden där kunskapen har utvecklats till möjlig nytta för användning av AGS för kommunal avloppsrening i Sverige sedan den tidigare kunskapsöversikten (Bengtsson *et al.*, 2017).

2.2.1 Omvandling av inkommande partiklar

Partiklar i avloppsvattnet måste hydrolyseras till lösta ämnen innan de kan omvandlas av mikroorganismerna. Det stod tidigt klart att granuler har generellt sämre förmåga att hydrolysera partiklar än aktivslamflockar. Den anaeroba fyllningsfasen har varit ett sätt att möjliggöra hydrolys av partiklar så att det organiska materialet kan tas upp för senare användning för denitrifikation och fosforupptag.

En ökad förståelse för hur partiklar omvandlas i AGS-processer och hur omvandlingen kan påverkas har varit ett prioriterat område för vidare forskning. Parallella jämförelser med olika andel partikulärt organiskt material har visat att högre andel partiklar leder till mindre granuler med sämre sedimenteringsegenskaper och längre uppstarttider (Adler & Holliger, 2020; Cetin *et al.*, 2018; Layer *et al.*, 2019). Inkommande partiklar tycks alltid leda till en viss andel (15–40 %) flockar i AGS-system (Layer *et al.*, 2019). Modellering har indikerat att det inte sällan bara är en mindre andel av inkommande partiklar (ca 20 %) som hinner hydrolyseras under den anaeroba fyllningen (Layer *et al.*, 2022). Resterande andel hydrolyseras av flockar när reaktorn blir omblandad under luftningen (Layer *et al.*, 2020a). Flockarna har större specifik yta och kan därför stå för en relativt sett större andel av hydrolysen av inkommande partiklar. En viss andel flockar kan därför vara bra för den övergripande funktionen i ett AGS-system.

Mätningar på slam från AGS-anläggningar i fullskala vid Garmerwolde och Epe ARV i Nederländerna bekräftade att flockarna hade större specifik hydrolytisk kapacitet än granulerna räknat per kg torrsvikt (Toja Ortega *et al.*, 2021a, 2021b). Med hänsyn till att granulerna utgjorde mer än 80 % av den totala biomassan var dock granulernas hydrolytiska kapacitet större än flockarnas. Små granuler har visat sig ha högre specifik hydrolytisk kapacitet än större granuler eftersom aktiviteten framförallt pågår i granulernas yttre skikt på 50–100 µm (Toja Ortega *et al.*, 2022). Baserat på dessa resultat hävdades det att även granulernas hydrolys bidrar på ett avgörande sätt till stabila AGS-system vid behandling av kommunalt avloppsvatten.

SND har ofta lyfts fram som en fördelaktig väg för kväveavskiljning i AGS, baserat på observationer med syntetiska modellsubstrat som bara innehåller lättnedbrytbart löst organiskt material. Vid behandling av kommunalt avloppsvatten, med väsentlig andel partiklar, har det visat sig att SND inte alltid är så omfattande, i alla fall när den typiska syrehalten 2 mg/l tillämpas (Layer *et al.*, 2020b). I dessa fall blir det viktigare att inkludera en fas med extra låg syrehalt eller intermittent luftning för att gynna AND.

Med ökande andel partikulärt organiskt material har också skillnader i det mikrobiella samhället observerats. Med lättnedbrytbara substrat (acetat och propionat) anrikas ofta PAO och GAO som är välkända för att kunna ta upp dessa substrat direkt, såsom organismer inom *Accumulibacter* och *Competibacter*. Med större andel partikulärt organiskt material tenderar istället en högre andel fermenterande mikroorganismer anrikas, däribland fermenterande PAO och GAO (Adler & Holliger, 2020; Layer *et al.*, 2019).

Omvandlingen av partiklar i AGS-system är kritisk för att förstå vilken typ av förbehandling av avloppsvatten som kan kombineras med AGS. I en undersökning observerades lika bra prestanda med avseende på granulering, stabilitet och kväveavskiljning med försedimentering som utan, men något sämre fosforavskiljning med försedimentering (Layer *et al.*, 2019). I en annan studie observerades likvärdig granulering men försämrade kväveavskiljning när försedimentering tillämpades före AGS (Kosar *et al.*, 2022). Detta kan ha berott på det lägre BOD/N-förhållande som erhöles efter försedimentering. Men den speciella sammansättning för det syntetiska avloppsvattnet som användes, och en ovanligt hög avskiljning vid försedimenteringen gör det tveksamt om förutsättningarna var jämförbara med verkliga förhållanden. Icke desto mindre är förbehandling och AGS ett område som kräver bättre förståelse och tydligare riktlinjer i praktiska situationer. Å ena sidan kan partiklar inverka negativt på granulernas struktur, stabilitet och sedimenteringsegenskaper. Å andra sidan krävs tillräcklig mängd organiskt material för att åstadkomma långtgående kväve och fosforavskiljning.

2.2.2 Granulering och stabilitet

Det är eftersträvansvärt att erhålla snabb och effektiv granulering vid uppstart och sedan bibehålla granuler som är kompakta med jämna ytor. Detta ämne har varit föremål för fortsatt forskning (Franca *et al.*, 2018; Yuan *et al.*, 2017).

Välkontrollerade försök har bekräftat att konsumtion av organiskt material under luftade förhållanden bidrar till filamentösa och fingerliknande utväxter från granulerna (Devlin *et al.*, 2017; Haaksman *et al.*, 2020). Dessa utväxter kan försämra granulernas sedimenteringsegenskaper och avnötningen kan bidra till suspenderat material i utgående vatten. Granulernas form och deras funktion i form av fosforupptag gynnas av att lättnedbrytbart organiskt material till största del tas upp i den anaeroba fasen och lagras där för senare användande vid anoxiska och aeroba förhållanden (Haaksman *et al.*, 2020). Pilotförsök har bekräftat tidigare observationer att en anaerob fyllning som är tillräckligt långsam för att hydrolys av inkommande partiklar hinns med, gynnar stabil granulering och fosforavskiljning (Guimaraes *et al.*, 2020).

Tidigare matematiska modeller för AGS har fokuserat på omvandlingsprocesserna i redan etablerade granuler. En ny modell har utvecklats för att beskriva de mekanismer som styr själva granuleringen. Modellen inkluderar ett antal olika delprocesser och även sönderfall av mogna granuler till mindre (van Dijk *et al.*, 2022). Enligt denna modell är avgörande faktorer för om granulering kan ske, förhållandet mellan substrat som gynnar granulering och inte gynnar granulering samt längden på den anaeroba fasen (van Dijk *et al.*, 2022). Här antas att organiskt material som redan är lättnedbrytbart eller relativt snabbt kan hydrolyseras gynnar granulering medan partikulärt nedbrytbart organiskt material som inte är tillgängligt för lagring inte gynnar granulering.

För att bättre kunna följa och förstå granulers egenskaper, har metoder utvecklats för att mäta granulers densitet (van den Berg *et al.*, 2022) och mekaniska stabilitet (de Graaff *et al.*, 2020).

Vid de tidiga AGS-installationerna var utgående halter av suspenderade ämnen ofta 10–20 mg/l (Bengtsson *et al.*, 2017), vilket är högre än generellt för en sedimenteringsbassäng i en aktivslamanläggning. Det har visat sig att det går att minska utgående SS-halt genom att strippa löst kvävgas genom kraftig luftning före sedimenteringen (van Dijk *et al.*, 2018). I en kontinuerlig aktivslamprocess avgår ofta eventuell kvävgas i samband med turbulens och lågt tryck vid ett överfall från reaktorbasäng till sedimentering. Samtidigt finns, vid normal drift, inte mycket slam i sedimenteringen som kan lyftas av frisatt kvävgas. I en relativt djup AGS-reaktor däremot, kan mycket kvävgas vara löst när inmatning av nytt avloppsvatten startar. När vattnet trycks uppåt i reaktorn sjunker trycket successivt och kvävgas frisätts som bubblor och kan dra med sig suspenderat material uppåt till utgående vatten. Därför blir strippningen viktig. Vertikala bafflar, som fångar upp flytande partiklar såsom fett och därigenom hindrar det från att hamna i utgående vatten, leder också till lägre utgående SS-halter (van Dijk *et al.*, 2018).

2.2.3 Kväve- och fosforavskiljning

Att åstadkomma låga och stabila halter av kväve och fosfor är till stor del relaterat till att utnyttja inkommande organiskt material på ett effektivt sätt och i synnerhet gynna att partiklar kan hydrolyseras. Ett sätt att hantera detta är att inkludera primärslamhydrolys före AGS-processen. Detta har testats med kommunalt avloppsvatten i laboratorieskala med en uppflödesreaktor med 3 timmars uppehållstid och 15 dygn slamålder som hydrolyssteg (Yu *et al.*, 2021; Yuan *et al.*, 2020). Stabil granulering åstadkoms både med och utan primärslamhydrolys men ett föregående hydrolyssteg ledde till lägre utgående kväve- och fosforhalter (Yu *et al.*, 2021). Även sammansättningen på löst organiskt material har betydelse för kväve- och fosforavskiljningen (He *et al.*, 2020), där det till exempel har visat sig att acetat fungerar mer effektivt än etanol och glukos (He *et al.*, 2018; Rollemberg *et al.*, 2019).

Experimentella resultat har bekräftat att storleksfördelningen på granuler påverkar nitrifikationshastigheten. Små granuler (0,3 mm) har visat sig ha högre nitrifikationshastighet per enhet biomassa än stora (2 mm) granuler (Quoc *et al.*, 2021b). Detta påverkas både av att den specifika ytan blir större för mindre granuler och att den aeroba volymen blir större. Vid förhållanden som leder till stora granuler kan det vara aktuellt att styra storleksfördelningen om nitrifikationen behöver förbättras. Storleksfördelningen påverkar också möjligheterna att etablera SND. Varje storlek reagerar olika på vilken syrehalt som tillämpas, eftersom detta påverkar den aeroba volymen i granulerna (Quoc *et al.*, 2021a). Att finna rätt syrehalt för att erhålla full nitrifikation och samtidigt maximal SND kan vara en känslig balansgång (Layer *et al.*, 2020b; Quoc *et al.*, 2021a). Det har också visat sig att kväveavskiljning via nitrit (nitritation och denitritation) kan vara mer omfattande i små granuler och flockar än i större granuler (Kent *et al.*, 2019; Wei *et al.*, 2021b) även om orsakerna till detta inte är fastställda. Kväveavskiljning via nitrit är önskvärt eftersom det innebär besparing i energi och effektivare utnyttjande av inkommande organiskt material.

Ett alternativt sätt att utnyttja aeroba granuler är att anrika dem i en separat dedikerad reaktor och sedan tillsätta dem i en huvudprocess där de annars inte skulle gynnas. På så sätt går det till exempel att förbättra nitrifikation och fosforupptag i en kontinuerlig aktivslamprocess med låg slamålder. En sådan process med tillväxt av granuler på centrat från avvattning av rötat slam har utvärderats i laboratorieskala. Det visade sig att genom att tillsätta de producerade granulerna till en kontinuerlig aktivslamprocess i huvudströmmen, kunde full nitrifikation och förbättrad fosforavskiljning uppnås vid förhållanden (2,5 dygn slamålder) där detta annars inte skulle skett (Figdore *et al.*, 2018b, 2018a). Genom att ympa in granuler och inte flockar till huvudströmmen kan det bli möjligt att behålla den ympade biomassan selektivt i huvudströmsreaktorn baserat på de olika storlekarna på aggregaten.

2.2.4 Kontinuerligt flöde

I fullskala tillämpas AGS än så länge i SBR-processer. Utformningen av en SBR är vanligen enkel i och med att luftning, omrörning och sedimentering sker i samma bassäng och inga recirkulations- och returslampumpar samt skrapor behövs. Att kunna tillämpa AGS i kontinuerliga processer, i likhet med dagens aktivslamprocesser, skulle samtidigt innebära vissa fördelar. En kontinuerlig process innebär att inga buffertvolymers behövs för inkommande vatten. Det vore också en fördel om det är möjligt att implementera AGS i befintliga anläggningar, med infrastruktur anpassad för kontinuerlig drift, istället för att behöva nybyggnad eller omfattande ombyggnad.

Det är dock generellt svårare att etablera vissa av de förhållanden som leder till granulering (Avsnitt 2.1) i en kontinuerlig process än i en SBR. Medan en SBR leder till höga koncentrationer av föroreningar efter fyllning, och i synnerhet om fyllningen sker genom pluggflöde underifrån, sker inte detta på samma sätt i en kontinuerlig reaktor. För en totalomblandad reaktor späds inkommande vatten omedelbart ut i volymen och koncentrationerna är desamma som i utgående vatten. Genom att dela upp den första volymen i mindre delvolymers kan detta motverkas eftersom lokalt högre koncentrationer uppnås i de första delarna där returslam möter inkommande vatten (Jahn *et al.*, 2019c).

Det behövs också ett selektionstryck som gynnar att stora aggregat kvarhålls på bekostnad av små (Devlin & Oleszkiewicz, 2018). Vid satsvis drift kan detta relativt enkelt åstadkommas på flera sätt (Avsnitt 2.1). Men en kontinuerlig sedimentering är konstruerad för att kvarhålla all biomassa för att uppnå låg utgående SS-halt och medger därför inte någon enkel selektion av olika flocktyper. Den tredje faktorn, som innebär att gynna långsamt växande mikroorganismer, genom att lättillgängligt organiskt material tas upp för lagring av exempelvis bio-P-bakterier, görs redan i befintliga kontinuerliga processer och är således inget problem.

I och med att satsvisa AGS-processer alltmer betraktas som etablerad teknik, riktas stort intresse mot att möjliggöra AGS i kontinuerliga processer. Det har rapporterats att i vissa konventionella aktivslamanläggningar i fullskala, som råkar drivas vid förhållande som är extra gynnsamma för granulering, anrikas redan AGS (Wei *et al.*, 2020). Detta är dock sällsynta undantag och det pågår intensiv forskning (Kent *et al.*, 2018) för att möjliggöra en mer allmän tillämpning.

En undersökning av granulering utfördes vid 13 nordamerikanska aktivslamanläggningar med bio-P och goda slamegenskaper (SVI under 100 ml/g). Det visade sig att andelen granuler i biomassan vid dessa ARV varierade i ett brett spann från 0,5 till 80 % (Wei *et al.*, 2020). En hög andel granuler korrelerade med lågt SVI. Resultaten indikerade att en hög specifik organisk belastning till den första anaeroba zonen och hög koncentration av löst organiskt material i inkommande vatten gynnade granulering. Det belyser vikten av att biomassan exponeras för en relativt hög koncentration av substrat någonstans i processen. Granuler har på grund av sin storlek, högre diffusionsmotstånd än aktivslamflockar. Den förhöjda koncentrationen av substrat behövs därför också för att undvika begränsningar i diffusionen som annars skulle hindra den ökade kapaciteten som granuler kan ge (Strubbe *et al.*, 2022).

Några olika sätt att åstadkomma ett selektionstryck mot stora aggregat har utvärderats för kontinuerliga processer. Ett sätt som har testats i mindre skala är att använda en sedimentering med två zoner. I den första zonen, som är högt belastad, hinner endast stora aggregat sjunka. I den andra, lägre belastade, zonen samlas långsamt sedimenterande aggregat som flockar. Biomassan från den första zonen återförs till processen medan biomassan från den andra zonen tas ut som överskottsslam. Detta har visat sig fungera, åtminstone med avloppsvatten där lättillgängligt organiskt material tillsatts eller först ökats genom hydrolys (Liu *et al.*, 2020; Zou *et al.*, 2018).

Ett annat sätt för att bibehålla större aggregat är att använda hydrocykloner, som separerar baserat på densitet och storlek. Detta har även testats i fullskala och har i flera fall förbättrat slamegenskaperna i befintliga aktivslamprocesser (Sturm, 2020). Vid Käppalaverket i Lidingö kommun (Käppalaförbundet) har hydrocykloner testats i en reningslinje. Tekniken fungerade för att selektera ett mer väl sedimenterande slam med gav inte ett så lågt SVI att det var intressant för implementering som en del av utbyggnaden av verket.

Hydrocykloner har också varit ett framgångsrikt sätt att behålla granuler i huvudströmmen som tillsatts från en sidoströmsprocess, som till exempel rejektvattenbehandling med anammox (Kent *et al.*, 2018). Hydrocykloner tycks fungera för att bibehålla större aggregat, men för att skapa en kontinuerlig AGS-process behöver de kombineras med faktorer som stimulerar bildandet av granuler. Detta utvärderades vid ett ARV i USA där en anaerob selektor (första mindre processvolym) introducerades tillsammans med hydrocykloner vilket ledde till 32 % ökad reningskapacitet (Avila *et al.*, 2021).

Möjligheterna har också undersökts att separera granuler från mindre aggregat genom silning, både i mindre skala och fullskala. Separationen blir då baserad på storlek istället för sjunkhastighet och för detta kan till exempel en trumsil användas (Kent *et al.*, 2018).

För att gynna granulering under icke gynnsamma förhållanden har det även gjorts försök att tillsätta biologiskt nedbrytbara biofilmbärare. Bärare i form av granulater (ca 1 mm) från växten kenaf (*Hibiscus cannabinus*) tillsattes till en fullskalig anläggning i USA. Bärarna koloniserades av biofilm och hade efterhand utseende och egenskaper (sjunkhastighet och omvandlingshastigheter) som AGS (Wei *et al.*, 2021a). Slamegenskaperna och reningsprestandan förbättrades. Granulerna separerades med befintlig sedimentering och sedan användes en trumsil för att kvarhålla granuler och endast ta ut flockar som överskottsslam.

2.2.5 Effekter av temperatur

Temperaturen påverkar biologiska nedbrytningshastigheter exponentiellt (Henze, 2002). För att kunna implementera AGS-tekniken i Sverige är det viktigt att förstå hur processen fungerar, särskilt med avseende på avskiljning av kväve och fosfor, också vid låga temperaturer (<10°C). Endast ett fåtal rapporterade studier i fullskala finns trots att det finns fullskaliga AGS-processer på många platser i världen, även där temperaturerna är låga. Goda reningsresultat har rapporterats i en fullskaleanläggning i Polen (Nereda) med vintertemperaturer ner till 7°C med utgående koncentrationer på BOD₅ < 6 mg/L, fosfor < 1 mg/L och kväve < 6 mg/L (Pronk *et al.*, 2017). Denna anläggning har dock relativt hög andel belastning från industri och därför enklare att klara långtgående kväveavskiljning. I en annan studie där en aktivslam-SBR konverterats till AGS (inte Nereda) (Świątczak & Cydzik-Kwiatkowska, 2018) uppnåddes goda reningsresultat även under de kalla vintermånaderna (8–9°C) med utgående koncentrationer ca 40–50 mg COD/L, <12 mg N/L och < 1 mg P/L.

I labbskala finns ett flertal studier där en stabil process uppnåtts även vid låga temperaturer (<10°C) och medel-låga temperaturer (12–15°C) och med syntetiskt avloppsvatten innehållande endast enkla kolkällor såsom acetat och glukos (Bao *et al.*, 2009; de Kreuk *et al.*, 2005; Jiang *et al.*, 2016; Muñoz-Palazon *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2018). Riktigt avloppsvatten är mer komplext än syntetiskt avloppsvatten och därför är det svårt att dra slutsatser från dessa studier som även gäller för fullskaleverk eftersom många parametrar samverkar där. I många av labbskalestudierna har dessutom inte koncentrationen av löst syre kontrollerats och höga nitrifikationshastigheter har uppnåtts vilket inte är relevant för en fullskaletillämpning.

I en tidig studie visade de Kreuk *et al.* (2005) att uppstart från flockulärt slam vid en låg temperatur (8°C) gav upphov till oregelbundna granuler med försämrade sedimenteringsegenskaper och en instabil process. Däremot gav en uppstart vid 20°C och en gradvis sänkning till 8°C inga problem. Nitrifikationen fungerade väl eftersom syret kunde diffundera djupare in i granulen, något som dock gav en försämrad denitrifikation. Låga temperaturer har även visat sig leda till försämrade sedimenteringsegenskaper på grund av filamenttillväxt och ökad viskositet i vattnet vilket kräver längre sedimenteringstid i reaktorn för att undvika slamflykt (Bao *et al.*, 2009; Winkler *et al.*, 2012). Vid 10°C har nitrifikationen, särskilt ammoniakoxiderande bakterier och i mindre grad de nitrit-oxiderande bakterierna, visat sig vara mer påverkade jämfört med de heterotrofa och fosfor-ackumulerande mikroorganismerna (Bao *et al.*, 2009). Genom att ympa med slam som är aklimatiserat till låga temperaturer kunde en stabil process uppnås vid en så låg temperatur som 7°C med bibehållen avskiljning av kväve och fosfor (Gonzalez-Martinez *et al.*, 2017). I en senare studie kunde ingen skillnad i processprestanda observeras vid 15°C mellan reaktorer ympade med slam aklimatiserat till låg temperatur respektive mild temperatur (Muñoz-Palazon *et al.*, 2018).

2.2.6 Lustgas och metan

Omvandling av kväve i avloppsvattnet till lustgas är viktig att minimera på grund av lustgasens mycket starka klimateffekt. Tidiga studier, främst från laboratorieskala, indikerade någon procents utsläppsfaktor från AGS-system (Gao *et al.*, 2016; Lochmatter *et al.*, 2014), vilket var i samma storleksordning som för aktivslamprocesser. En god förståelse har dock saknats för hur utsläppen ser ut från AGS under typiska förhållanden i fullskala och hur driftförhållanden kan påverkas för att minska lustgasavgången. Utsläpp av lustgas varierar ofta kraftigt mellan årstider, och det är därför viktigt med mätkampanjer som sträcker sig över lång tid och inkluderar olika miljöbetingelser.

Vid en Nereda-anläggning vid Dinxperlo ARV i Nederländerna övervakades lustgasutsläppen under sju månader. Emissionsfaktorn, definierad som andelen av inkommande kväve som avgick som lustgas, uppmättes till 0,3 % (van Dijk *et al.*, 2021) vilket är förhållandevis lågt och i paritet med konventionella aktivslamprocesser med låga

utsläpp. Det är väsentligt lägre än konventionella SBR-processer, vid vilka emissionsfaktorer mellan 2 och 6 % har rapporterats (Vasilaki *et al.*, 2019). Lustgasutsläppen från AGS-anläggningen vid Dinxperlo ökade vid låga halter av löst syre, särskilt vid låg temperatur (van Dijk *et al.*, 2021). Det visade sig att den styrning av börvärdet för syrehalten som tillämpades för att maximera SND, periodvis resulterade i låga syrehalter (< 1 mg/l) som inte var gynnsam med avseende på lustgas vid låga temperaturer. Vintertid var det istället fördelaktigt att tillämpa ett fast börvärde för syrehalten för att minska emissionsfaktorn. Maximering av SND genom låg syrehalt ledde däremot inte till ökade lustgasutsläpp sommartid.

Mätningarna vid Dinxperlo indikerade också att denitrifikation i början av SBR-cyklerna fungerade som lustgassänka genom att lustgas förbrukades med hjälp av lättnedbrytbart organiskt material från inkommande vatten (van Dijk *et al.*, 2021). Mot slutet av cyklerna tenderade denitrifikation istället att bli en källa till ackumulering av lustgas på grund av brist på kolkälla, såväl lagrad som extern. Det innebär att faser med för- och/eller efterdenitrifikation under SBR-cykeln kan vara effektivt för att minska emissionsfaktorn genom att kvarvarande nitrat och lustgas förbrukas. Ett samband mellan ökad lustgasavgång och ökad andel kväveavskiljning genom SND observerades också vid labbskaleförsök med kommunalt avloppsvatten (Jahn *et al.*, 2019d). I detta fall var det fördelaktigt med AND eftersom det ledde till denitrifikation av ackumulerad nitrit som annars ökade emissionsfaktorn. Resultat från mätningar av lustgas som gjorts i labb- och pilotskala (Dockx *et al.*, 2022; Jahn *et al.*, 2019d; Thwaites *et al.*, 2021) är dock svåra att överföra till fullskala på grund av skillnader i styrning av luftning, variationer i belastning och miljöbetingelser med mera.

Utsläpp av metan från ARV är också viktiga att undvika av klimatskäl. Ofta sker de största utsläppen av metan på ARV som tillämpar slamrötning, i samband med läckage från anläggningen och avgång från rötat slam. Metan som finns löst i inkommande avloppsvatten eller rejektvatten kan oxideras biologiskt eller strippas i den biologiska behandlingen. Modellering har visat att i en konventionell kontinuerlig aktivslamprocess kan en stor del av det lösta metanet förbrukas biologiskt, medan i en typisk AGS-reaktor avgår i stort sett all metan till atmosfären vid luftningen (Baeten *et al.*, 2021). Det beror på att matning och luftning är åtskilda i tid. När luftningen startar, leder den relativt höga koncentrationen av löst metan till att det mesta strippas innan någon mer omfattande oxidation har hunnit ske. I en kontinuerligt matad konventionell reaktor, blir koncentrationen av löst metan låg på grund av utspädningen i bassängen, vilket gör att strippningen går långsammare och mer omfattande oxidation hinner ske (Baeten *et al.*, 2021). Hur stort påverkan detta har för klimatpåverkan från ett ARV med AGS beror på flera faktorer, däribland vilken koncentration av löst metan som uppstår i ledningsnätet.

2.2.7 Slamhantering och rötning

Slamproduktionen för AGS är liknande som för aktivt slam och påverkas på liknande sätt av slamåldern. Eftersom en relativt hög slamålder ofta tillämpas blir slamproduktionen lägre av denna orsak. Metanproduktionen vid rötning blir, också detta i likhet med aktivt slam, lägre för granuler som producerats vid högre slamålder än för granuler som producerats vid lägre slamålder.

Vid rötning av granuler från reaktorer i mindre skala har det nyligen observerats att AGS kan ha likvärdig metanpotential som aktivslamflockar (Jahn *et al.*, 2019a). Det är dock viktigt att även ta hänsyn till den segregering som uppstår i AGS-reaktorer i fullskala. När det slam som sedimenterar långsamt tas ut selektivt, kan den fraktion av större granuler som blir kvar få mycket hög slamålder, så hög som 140 dygn (Ali *et al.*, 2019).

Rötning av slam från AGS-anläggningen vid Garmerwolde ARV i Nederländerna har studerats med avseende på olika fraktioner och i jämförelse med primärslam och aktivslamflockar. Där visade det sig att det översta slamlagret, som tas ut för att gynna

granulering, hade hög metanpotential (ca 300 ml CH₄/g VS) likvärdig med primärslam (Guo *et al.*, 2020b). Vid Garmerwolde ARV finns ingen försedimentering, och den övre slamfraktionen kan därför antas till stor del bestå av partikulärt organiskt material från inkommande avloppsvatten. Slam som togs ut under omblandade förhållanden vid luftning, hade som väntat betydligt lägre metanpotential (ca 200 ml CH₄/g VS) och även lägre än aktivt slam från ett annan ARV. Detta trots att det aktiva slammet kom från en anläggning med försedimentering vilket borde minska metanpotentialen för bioslammet. Den genomsnittliga slamåldern var ungefär likvärdig. Detta tolkades som att aeroba granuler till sin natur har lägre anaerob nedbrytbarhet än aktivslamflockar (Guo *et al.*, 2020b). Fördjupade undersökningar indikerade att de särskilda extracellulära polymererna som ingår i AGS var orsaken till skillnaden i anaerob nedbrytbarhet (Guo *et al.*, 2020a).

Metanproduktionen från en anläggning med AGS blir troligen ofta något mindre än från en anläggning baserad på aktivt slam. Men hur stor den blir beror på hur AGS-processen drivs och hur förbehandling med eventuell försedimentering är utformad. Den totala metanproduktionen för en AGS-anläggning med försedimentering har ännu inte studerats.

Hydrolys av de mikrobiella aggregaten är ofta det hastighetsbegränsande steget vid rötningen. Genom olika typer av förbehandling, som syftar till att bryta ned granulerna till mindre enheter, kan hastigheten för metanproduktionen ökas. Däremot ökas inte mängden metan som produceras. Metoder som fungerat i detta avseende inkluderar mekanisk homogenisering (Guo *et al.*, 2020b), ultraljud (Cyzdik-Kwiatkowska *et al.*, 2022) och tillsats av hydrolytiska mikroorganismer eller enzymer (Zhang *et al.*, 2021).

2.2.8 Sammansättning och utvinning av polymerer

Kartläggningen av vilka extracellulära polymerer (EPS, ”extracellular polymeric substances”) som ingår i AGS, och bidrar till deras särskilda struktur och egenskaper, har varit ett långdraget pussel för forskarna (Felz *et al.*, 2019; Seviour *et al.*, 2019, 2012). Ett antal olika typer av EPS har identifierats i AGS (Felz *et al.*, 2020; Pronk *et al.*, 2017; Xue *et al.*, 2019) och det är tydligt att det finns ett brett spektrum av EPS som kan förekomma. Sammansättningen av EPS i AGS-system kan dessutom variera väsentligt över tiden (Oliveira *et al.*, 2020).

EPS från AGS bedöms ha kommersiellt värde (de Carvalho *et al.*, 2021; Kehrein *et al.*, 2020) och användbara egenskaper som exempelvis flamskydds- och bindemedel (Kim *et al.*, 2020). Trots att sammansättningen ännu inte är klarlagd, finns två anläggningar för utvinning av EPS från AGS-anläggningar uppförda i Nederländerna. De har kapacitet att utvinna 400 ton/år (Zutphen ARV, industri) respektive 50 ton/år (Epe ARV, kommunal) av produkten Kaumera Nereda Gum (Dutch Water Sector, 2020).

3 Österröds avloppsreningsverk

I det här kapitlet beskrivs Österröds ARV, utformningen efter dess ombyggnad och dimensionering av nya anläggningsdelar, processutformning och styrning samt hur uppstarten utfördes. Huvudfokus är på AGS-anläggningen men även aktivslamlinjen och övriga anläggningsdelar beskrivs.

Österröds ARV ligger i Strömstads kommun och tar emot avloppsvatten från Strömstad tätort och sex mindre närliggande tätorter. Befolkningen i kommunen har sedan 2017 stabiliserat sig på lite drygt 13 200 invånare, men kommunen räknar med ett invånarantal på 15 000 år 2030. Strömstad är välkänd som semesterkommun. Därav ökar belastningen normalt under exempelvis långhelgerna på våren, såsom påsk, och från midsommar till början av augusti. Under högsommaren är variationerna i belastning extra stora och belastningen kan vara upp till tre gånger så hög som under resten av året.

Verket byggdes 1973 och byggdes sedan om för kväveavskiljning med en aktivslamprocess 1994. Därefter bestod verket av ett mekaniskt reningssteg med tre rensilar och ett sandfång, en aktivslamanläggning och en kemisk slutavskiljning med flockningskammare och en slutsedimentering. Dessutom leddes vattnet genom två seriekopplade dammar för ytterligare rening.

Eftersom många nyanslutningar fanns planerade behövdes en ökad kapacitet. Dessutom var vissa delar av anläggningens maskinutrustning i behov av att ersättas. Detta ledde till beslut om ombyggnation. Inför valet av process jämfördes tre alternativ: AGS, i form av Nereda-tekniken, MBBR ("moving bed biofilm reactor") eller utökade aktivslambassänger. De nya volymerna skulle uppföras parallellt med befintlig aktivslamprocess. Alternativet där AGS ingick var det mest ekonomiskt gynnsamma alternativet, framför allt med avseende på uppskattade driftkostnader (de Blois *et al.*, 2015).

Utöver AGS-anläggningen bestod ombyggnationen även i nya försedimenteringar, högflödesrening, ersättning av rensilarna med två nya, återställning av fettfånget och förändring av slambehandlingen. Ombyggnationen påbörjades i mars 2017 och avslutades i juni 2019. AGS-anläggningen startades i juni 2018 och slutbesiktning skedde i juli 2019.

Investeringen för hela om- och utbyggnationen uppgick till omkring 240 Mkr.

3.1 Tillståndsgiven belastning och utsläppsvillkor

Nuvarande tillståndsgivna utsläppskoncentrationer (från 2021) är:

- 10 mg BOD₇/l och 0,30 mg P/l som årsmedelvärde och som medelvärde för tertial 2 (maj-augusti).
- 70 mg COD/l och 15 mg N/l som årsmedelvärde.

Länsstyrelsen har sedan tidigare aviserat en eventuell skärpning av kvävekravet till 12 mg N/l, vilket beaktades vid design. Slutgiltig tillståndsgiven utsläppskoncentration för kväve kommer att beslutas efter att reningsverket varit i stabil drift en längre tid, preliminärt efter utgången av 2022. Den tillståndsgivna maximala belastningen är 30 000 personekvivalenter (pe) (2100 kg BOD₇/dygn).

Under ombyggnads- och intrimningsperioden (2017 - 2020) var de tillståndsgivna utsläppskoncentrationerna 15 mg BOD₇/l och 0,50 mg P/l som tertialmedelvärden, med undantag för tertial 1 och 3, 2018, då mildare villkor gällde på grund av särskilt intensiv ombyggnad. Under hela perioden gällde dessutom begränsningsvärden på 15 mg BOD₇/l, 70 mg COD/l och 15 mg N/l som årsmedelvärden, enligt föreskrifterna om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse (NFS 2016:6).

3.2 Dimensionerande flöde och belastning

Det nybyggda verket dimensionerades efter flödes- och ämnesbelastningen under åren 2011–2013 baserat på två dygnsprover per månad för inkommande och utgående vatten (de Blois & Flodin, 2018). Vid dimensioneringen togs hänsyn till förväntad framtida belastning, flöde, temperatur och krav på utsläppshalter. Verket dimensionerades för 30 000 pe vilket motsvarar 2 100 kg BOD₇/d (70 g/pe/d), 4 200 kg COD/d. (140 g/pe/d), 60 kg P-tot/d (2 g/pe/d) och 420 kg N-tot/d (14 g/pe/d). Denna belastning inträffar endast under högsommaren. Resten av året förväntades den framtida belastningen vara högst 15 000 pe.

Ledningsnätet är ett kombinerat system vilket gör att inkommande flöde kraftigt påverkas av nederbörd. Det finns även viss risk för inläckage av saltvatten. Det dimensionerande flödet (Q_{dim}) för verket fastställdes till 300 m³/h, motsvarande 7 200 m³/d. Gallren dimensionerades för $6 \times Q_{dim}$ (1 800 m³/h). Sand/fettfång, försedimentering och efterföljande biologisk rening dimensionerades för $2 \times Q_{dim}$ (600 m³/h). För flöden över $2 \times Q_{dim}$ och upp till $4 \times Q_{dim}$ inkluderades en utjämning- och högflödesrening med kemisk fällning i en försedimenteringsbassäng.

Anläggningen utformades så att AGS-linjen skulle behandla 60 % och aktivslamlinjen 40 % av det vattnet som behandlas biologiskt. Det innebar att AGS-linjen dimensionerades för maximalt 360 m³/h (60 % av $2 \times Q_{dim}$) medan den befintliga aktivslamlinjen sedan tidigare var dimensionerad för maximalt 240 m³/h (40 %). Det dimensionerande dygnsmedelflödet till AGS-processen (som 40-percentil) fastställdes till 3 730 m³/d under juli-augusti och 3 100 m³/d under övriga månader.

I Tabell 3.1 visas den dimensionerande belastningen för AGS-processen. Dessa mängder beräknades genom att utgå från medelvärdet för inkommande föroreningar 2011–2013 och addera den prognosticerade belastningsökningen 10 000 pe för högsommaren och 6 000 pe för resten av året. Vidare utgicks från att försedimenteringen skulle leda till avskiljning av 30 % av BOD, COD och P samt 10 % N. Liksom för flödet, dimensionerades AGS-linjen för 60 % av föroreningsbelastningen medan den befintliga aktivslamlinjen var dimensionerad för 40 %. Den lägsta dimensionerande temperaturen var 5,0°C som månadsmedel under februari.

Tabell 3.1

Dimensionerande belastningar till AGS-linjen, efter försedimentering utan kemikalier.

Parameter	Enhet	Medel juli–augusti	Medel övriga månader
COD	kg/d	1 596	938
BOD ₇	kg/d	727	410
TKN ¹	kg/d	198	108
P-tot	kg/d	20	11
BOD ₇ /TKN ¹	kg/kg	>3	>3

¹ Kjeldahlkväve

3.3 Dimensionering av AGS-anläggningen

Volymer för AGS-reaktorerna fördelades på två reaktorer, vardera 758 m³, med vattendjupet 7 m. Dimensioneringen utfördes av RHDHV enligt deras interna beräkningsmodeller i dialog med H2OLAND och Strömstads kommun. Den dimensionerande slamkoncentration var 8 kg SS/m³. Förhållandet mellan BOD₇ och Kjeldahlkväve (TKN) in till AGS skulle vara högre än 3 för att kunna garantera en långtgående denitrifikation.

En buffert före AGS-bassängerna inkluderades och denna skulle säkerställa att 40 % av reaktorvolymen kunde bytas ut även vid minimalt inflöde till reningsverket. Bufferten skulle även säkerställa att SBR-cykeln i en reaktor hann avbrytas när en plötslig flödesökning inträffar och reaktorn görs redo för påfyllnad. Utjämningsbassängen före AGS dimensionerades till 340 m³.

Utjämningen efter AGS-bassängerna dimensionerades baserat på flödeskapaciteten för efterbehandlingen. Eftersom slutpoleringen på Österröds ARV består av flockning och slutsedimentering eftersträvades fullständig utjämning. Det maximala utjämningsbehovet motsvarade det maximala volymsutbytet i AGS-reaktorerna. Detta var ca 380 m³ men utjämningsvolymen sattes till 450 m³ av byggtkniska skäl.

Slambufferten dimensionerades för att rymma det lättare slammet som tas ut från den övre delen av reaktorn efter påfyllnad. Normalt handlar det om några decimeter vatten och motsvarar typiskt 4–7 % av varje enskild reaktors volym. Slambufferten dimensionerades till 30 m³.

Dimensioneringen av AGS-reaktorerna baserades på att 40 % av volymen normalt skulle bytas ut i varje cykel vilket kunde ökas till högst 50 % vid högt flöde. Den kortaste cykeltiden vid det maximala flödet (360 m³/h) valdes till 2 h. Vid regnväder räknades med en minimal aerob tid medan fastiderna för inpumpning, sedimentering med mera i stort sett blev oförändrade. Normalt är vattnet mycket utspätt vid långvariga regn men varaktigheten av höga flöden kan behöva tas hänsyn till vid dimensionering.

3.4 Processbeskrivning

Ett processschema över det ombyggda verket redovisas i Figur 3.1. Inkommande avloppsvatten kommer från fyra pumpstationer och passerar först två parallella silar (6 mm). Vid flöden över 1 200 m³/h bräddas silat vatten till utloppsledningen, alternativt över 1 000 m³/h om utjämningsbassängen (försedimentering 3) uppnått maxnivå. Vid flöden över 600 m³/h leds silat vatten via en flockningskammare på 70 m³ till försedimentering 3 som även fungerar som utjämningsbassäng (400 m³ med en yta på 100 m²). Om utjämningsbassängen fylls rinner det högflödesrenade vattnet till utloppsledningen. När flödet har minskat töms utjämningsbassängen till inloppskanalen före försedimenteringen. Flöden upp till 600 m³/h leds vidare till ett luftat sand- och ett fettfång. Avloppsvattnet fördelas sedan i två linjer, med vardera en flockningskammare (70 m³) och en försedimenteringsbassäng (400 m³, yta 100 m²). Möjlighet finns till att dosera fällningskemikalier före alla flockningskammare vilket i skrivande stund ännu inte har utnyttjats.

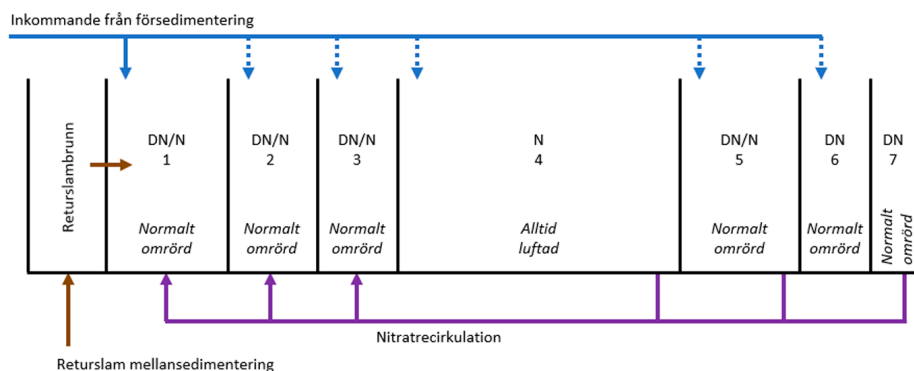
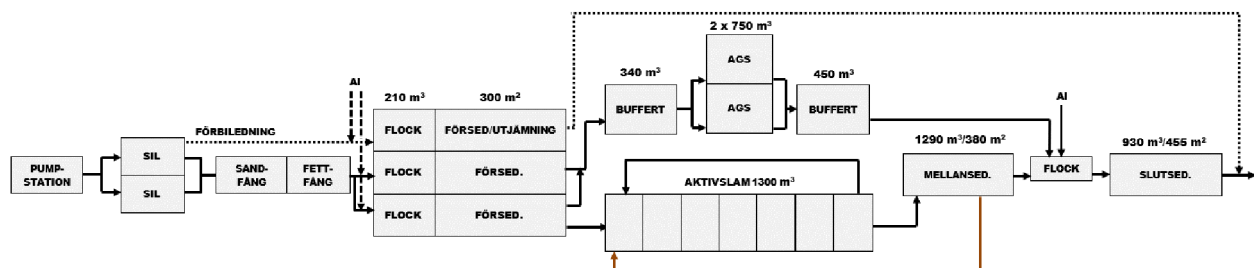
Det går att leda en inställbar del av inkommande vatten efter sand- och fettfång förbi försedimenteringen direkt till AGS-anläggningen. I den försedimenteringsbassängen som enbart (eller främst vid förbiledning) leder vatten till AGS kan slammängden ökas för att gynna hydrolys och fermentering. Här kan också primärslam pumpas upp till ytan från slamfickan med en dränkbar pump, för att öka mängden löst organiskt material som frigjorts via hydrolys och fermentering i det förhöjda slamtäckets.

Efter försedimenteringen fördelas flödet till aktivslam- respektive AGS-linjen. Eftersom de två försedimenteringarna belastas med samma flöde och AGS-linjen ska ta emot 60 % av vattnet, erhåller AGS-linjen vatten från båda försedimenteringarna om ingen förbiledning av försedimenteringen sker. Om ingen förbiledning sker erhåller AGS-linjen allt utgående vatten från försedimentering 2 och en mindre del från försedimentering 1. Aktivslamlinjen erhåller huvuddelen av vattnet från försedimentering 1. Buffertbassängerna före och efter AGS har tre respektive två frekvensstyrda pumpar med en kapacitet på 200 m³/h vardera. Slambufferten har två tillhörande pumpar med en kapacitet på 20 m³/h vardera. Pumparna i buffert 2 är ännu oanvända på grund av ett fel som inte har avhjälpats. Vattnet har därför lämnat bufferten med självfall och en reglerventil vilket gjort att endast ca 60 % av volymen (ca 270 m³) kunnat utnyttjas. Luftning av AGS-linjen sker med vridkolvsblåsmaskiner (4 st Kaeser DB166C) och luftarsystem med tallriksluftare (2×360 st Sulzer PIK S D88,9).

Aktivslamanläggningen består av sju aktiva zoner (Figur 3.2) med en totalvolym på 1 300 m³ (vattendjup 3,5 m) och en cirkulär sedimentering på 1 290 m³ med en yta på 380 m². De första tre zonerna, zon 1 – 3 (200 m³, 140 m³ och 130 m³), används normalt som omrörda fördenitrifikationszoner med nitratrecirkulation från zon 4, 5 eller 7. Den

första zonen kan fungera som en anaerob zon för att gynna biologisk fosforavskiljning. I så fall leds ingen nitratrecirkulation dit utan endast returslam. Försedimenterat vatten leds till zon 1 tillsammans med returslammet från sedimenteringen. Försedimenterat vatten kan ledas till zon 1–6. I zon 4 (520 m³) sker alltid luftning och det finns ingen möjlighet till omrörning. Zon 5 (180 m³), 6 (90 m³) och 7 (40 m³) kan användas för efterdenitrifikation. Då leds försedimenterat vatten även till zon 5 eller 6 som kolkälla. I alla zoner utom zon 6 och 7 finns möjlighet till luftning så att de vid behov kan användas för nitrifikation. Normal är endast zon 4 luftad med ett börvärde för syrehalt på 1,5–2 mg/l sommartid och 2–3 mg/l vintertid. Antalet zoner som luftas kan styras baserat på ammoniumhalten. Luftning sker med vridkolvslåsmaskiner (3 st Kaeser DB166C) och tallriksluftare (339 st IFU 520 ABK/IFU diffuser 02-GIGANT).

Figur 3.1
Processchema över vattenbehandlingen på Österröds ARV.



Figur 3.2
Översikt över aktivslambassängen och de olika zonerna.

Efter den biologiska reningen blandas allt vatten igen och leds via två efterföljande flockningsbassänger (30 och 50 m³) där fällningskemikalier (polyaluminiumklorid Pluspac S 1465) kan tillsättas i en inblandningszon. Vattnet leds sedan till en slutsedimentering på 930 m³ och en yta på 455 m² och därefter ut i recipienten med självfall genom en ny utloppsledning. Dammarna för slutpolering användes periodvis under ombyggnationen men togs ur drift i slutet av 2019.

Primärslam, flytslam och rensvatten (rejekt från inloppssilarna) blandas med externt slam från ett brunnsamlager (100 m³) efter att ha passerat ett trappgaller (3 mm spaltvidd) och ett sandfång. Överskottsslam från AGS och aktivslam samt kemiskt slam från slutsedimenteringen hamnar i ett blandslamlager (65 m³). Dessa slam pumpas sedan till två luftade eller omrörda tunnsamlager, på 145 m³ respektive 150 m³, som drivs satsvis för partiell stabilisering eller hydrolys av slammets.

Slammet leds därefter till en konventionell avvattning med mekanisk förtjockare och en skruvpress. Vid avvattningen tillsätts polymer (2017: Zetag 8140, 2018–2020: Zetag 8165). Rejektvatten från slambehandlingen kan ledas till försedimentering 1 och 2. Antingen fördelas det jämnt över dessa eller leds endast till den försedimentering vars utgående vatten främst leds till aktivslam. Rejektvattnet kan även ledas till

aktivslamanläggningen eller till flockningen före slutsedimentering. Slammet transporterats bort och används på jordbruksmark.

3.5 Instrumentering

I AGS-linjen finns följande instrument installerade: Buffert 1: konduktivitet, SS, pH, nivågivare, nivåvakt och provtagare. AGS1 och 2: slamnivåmätare, redoxpotential, NO_3^- -N, NH_4^+ -N, PO_4^{3-} -P, syre, temperatur, SS, nivågivare och pH samt provtagare för utgående vatten. Slamnivåmätaren har senare tagits bort och turbiditetsmätare har installerats i rännorna. Buffert 2: turbiditet, SS, nivågivare och nivåvakt. Slambuffert: nivågivare och nivåvakt samt SS i utgående ledning. NH_4^+ -N och PO_4^{3-} -P mäts med analysator som tar prov var 10:e minut. Givare för syre, NO_3^- -N, NH_4^+ -N och PO_4^{3-} -P mäter på ca 0,5 meters djup. Redoxmätaren sitter på ca 1 m höjd från botten. Flödesmätare finns för inkommande till buffert 1, AGS1 och AGS2 samt ut från buffert 2 och ut från slambufferten.

I aktivslamlinjen finns följande instrument installerade: Zon 3: NO_3^- -N (kan flyttas till zon 1 eller 2). Zon 4: NO_3^- -N, NH_4^+ -N, SS och syre. Zon 5: syre. Zon 7: NO_3^- -N och NH_4^+ -N (kan flyttas till zon 5). Mellansedimentering: SS, nivågivare, nivåvakt och provtagare.

3.6 Styrning av AGS-cyklerna

AGS-cyklerna består av följande faser med typisk tid inom parenteser:

1. Inmatning och dekantering under anaeroba förhållanden (50–60 min).
2. Slamuttag (2–5 min).
3. Eventuellt förlängd anaerob fas (0–30 min).
4. Anoxisk fas för fördenitrifikation med pulsluftning (10–20 min).
5. Luftning, aerob fas för nitrifikation och simultan denitrifikation (30–120 min).
6. Anoxisk fas för efterdenitrifikation med pulsluftning (10–90 min).
7. Kraftig luftning för att strippa av bildad kvävgas (10–20 min).
8. Sedimentering med eventuellt slamuttag (30 min).

Fyllning och dekantering av reaktorn sker simultant. Vattnet pumpas från buffert 1 in i botten av reaktorn och flödar upp genom reaktorn med ett pluggflöde. Detta gör att slammet kommer i god kontakt med det inkommande vattnet och exponeras för relativt höga koncentrationer av organiskt material vilket gynnar granulering och biologisk fosforavskiljning. Det behandlade vattnet dekanteras samtidigt på toppen av reaktorn. Mellan 40 och 50 % av reaktorns volym (300–380 m³) ersätts under varje cykel. Fyllningshastigheten väljs normalt till 3,5 m/h vilket motsvarar ca 375 m³/h. Tiden för fyllning/dekantering påverkas av inkommande flöde och volymsutbytet följer av fyllningstiden och den valda fyllningshastigheten.

Luftningsfasen inleds med en kraftig inblåsning av luft för att snabbt höja syrehalten i reaktorn. Därefter styrs luftningen mot ett inställbart börvärde för syrehalten på normalt omkring 2 mg O₂/l. Längden på luftningsfasen styrs av onlinedata från ammoniumgivaren. När ammoniumhalten underskrider ett inställbart värde, exempelvis 2 mg N/l, avslutas luftningen. Fasen kan också avslutas tidigare om höga flöden kräver ett avbrott. Om ammoniumhalten inte underskrider det inställbara värdet avslutas luftningen efter att en inställbar tid har förflutit. Denna tid ställs in separat för torrväderflöde och regnväderflöde.

Under denitrifikationsfaserna sker intermitterant luftning av reaktorn (pulsluftning) i syfte att skapa omrörning av slam och vatten. Vid pulsluftning sker luftning med högt luftflöde regelbundet under 1 - 2 min var 20–30:e min.

Fördenitrifikation med pulsluftning kan tillämpas före luftningsfasen om den beräknade cykeltiden är längre än ett inställbart värde och nitrathalten är över ett inställbart värde, till exempel 1 mg/l. Tiden för fördenitrifikationen är inställbar.

På liknande sätt sker en fas med efterdenitrifikation med pulsluftning för omblandning. Här kan denitrifikation ske med hjälp av organiska ämnen som lagrats under den aeroba fyllningsfasen. Tiden för denna fas styrs av den kvarvarande tiden under cykeln men fasen kan avbrytas vid låg nitrathalt.

Därefter sker en kort fas med stripping för att avlägsna kvävgas som finns löst i vattnet. Detta görs för att förbättra det efterföljande sedimenteringssteget. Detta steg är viktigast vid höga kvävehalter i det inkommande avloppsvattnet, vilket särskilt gäller sommartid för Österröd ARV.

En sedimenteringsfas tillämpas före nästa inmatning. De tyngsta granulerna hamnar på botten av reaktorn medan små och mer porösa flockar hamnar högst upp i slambädden.

Uttag av överskottsslam kan göras på tre olika sätt:

1. Slamuttaget görs direkt efter fyllning i varje cykel på så sätt att långsamt sedimentande flockar tas ut medan granuler stannar kvar. Under några minuter tas ca 30 m³ ut till slambufferten.
2. I mån av cykeltid (vid torrväderförhållanden) sker även slamuttag under sedimenteringsfasen. Även här tas det slam ut som sedimenterar långsamt.
3. Någon eller några gånger per månad sker slamuttag vid omblandning under luftningsfasen, för att även avlägsna större granuler. Både större och mindre granuler tas ut för att se till att slamhalten inte bli för hög.

I Tabell 3.2 visas medeltider för faserna för typiska cykler under torr- och regnväderflöden. Cykeltiderna för reaktorerna styrs av en prediktionsmodell (Aquasuite Nereda Controller) som förutspår det inkommande flödet till reningsverket. Beräkningarna baseras på flödet från inloppspumpstationen, nivåerna i inloppspumpstationen, bufferten före AGS och fördelningen mellan AGS- och aktivslamlinjen. Utifrån det förväntade inkommande flödet beräknas den tid som kommer vara tillgänglig för varje cykel. Vid regnväder är cykeltiderna kortare för att kunna upprätthålla den dimensionerade flödeskapaciteten.

Tabell 3.2

Typiska tider för de olika faserna under en cykel vid torrväderflöde och regnväderflöde.

Fas	Torrväderflöde Tid (min)	Regnväderflöde Tid (min)
Fyllning/dekantering	52	59
Slamuttag	3	2
Pulsluftning för-DN	19	7
Luftning	121	32
Pulsluftning efter-DN inkl. stripping	86	12
Sedimentering	32	30
Total cykeltid	313	141

Innan uppstart kontrollerades hydrauliken vid fyllning för att bedöma hur väl ett pluggflöde kunde åstadkommas. En lösning av kalciumnitrat pumpades upp i reaktorn från försedimentering och buffert 1 vid en flödes hastighet på ca 3,5 m/h samtidigt som stickprover av utgående vatten togs regelbundet och nitrathalten uppmättes kontinuerligt med onlinemätaren. Först vid omkring ca 65 % volymsutbyte observerades en påtaglig höjning av utgående nitrathalt. Detta betraktades som ett bra resultat, särskilt med tanke på att reaktorn inte innehöll några granuler som annars förmodligen förbättrar pluggflödet något.

3.7 Upstartsstrategi

Ombyggnationen av Österröds ARV påbörjades i mars 2017. I Figur 3.3 visas en tidslinje över de största händelserna under ombyggnationen. Byggnationen av försedimenteringsbassängerna och AGS-linjen pågick från mars 2017 till juni 2018. Under sommaren 2018 bedrevs reningen i den befintliga aktivslambassängen samtidigt som AGS-bassängerna startades upp. I oktober 2018 togs aktivslambassängen ur drift för ombyggnad. Under denna period leddes flöden upp till 300 m³/h (Q_{dim}) till AGS-linjen som då stod för reningsverkets hela biologiska rening. Flöden över 300 m³/h behandlades i högflödesreningen med kemfällning och sedimentering.

Uppstarten av AGS-reaktorerna skedde genom ympning och därefter en successiv ökning av flödes- och föroreningsbelastningen. Den 13, 14 och 21 juni 2018 ympades AGS2 med granulslam från Sempelveld ARV i Nederländerna till en slamhalt på 3,4 g/l. Den 19 juni 2018 ympades AGS1 med slam från SBR-reaktorerna på Bodalens ARV till en slamhalt på 3,6 g/l. Slammen från båda dessa anläggningar hade behandlat kommunalt avloppsvatten med biologisk kväve- och fosforavskiljning. Syftet med att ympa med slam från två olika anläggningar var att undersöka granulering utifrån ett flockulärt slam i jämförelse med uppstart med en ymp av aeroba granuler. Slam från SBR-reaktorerna vid Bodalens ARV valdes eftersom det hade mycket bra sedimenteringsegenskaper med ett lågt SVI-värde (omkring 70 ml/g efter 30 min).

Den första veckan efter ympning luftades reaktorerna några gånger per dag. Initialt till och med den 26 juni matades reaktorerna med rent vatten och sedan startades matning med avloppsvatten. Flödet till AGS-reaktorerna ökades successivt för att i oktober 2018 uppgå till 300 m³/h när aktivslambassängerna togs ur drift. För att kunna jämföra uppstarten av de båda reaktorerna hölls inställningarna liknande för de två reaktorerna så länge som möjligt. Under de tre första månaderna hölls fyllnadshastigheten på 3,5 m/h i båda reaktorerna. I november 2018 sänktes inmatningsvolymen och hastigheten till AGS1 eftersom det förekom slamutspolningar. Hastigheten varierade mellan 1,7 och 2,6 m/h i AGS1 men bibehålls på 3,5 m/h till AGS2.

I mars 2019 (18/3 och 28/3) ympades AGS1 om med slam från AGS2 för att snabba på uppstarten och förbättra resultaten.

Under vintern 2018/2019 sammanföll korta cykeltider med låg vattentemperatur. För att öka nitrifikationshastigheten under denna period höjdes syrehalten till 2,5–3 mg/l. Under våren och sommaren sänktes den sedan till 1–2 mg/l.

Byggnationen av aktivslamlinjen färdigställdes i juni 2019 och därefter skedde den biologiska reningen parallellt i AGS- (60 %) och aktivslamlinjen (40 %).

I augusti 2019 infördes hydrolys av primärslam i huvudströmmen för att öka koncentrationen av löst organiskt material och förbättra kväve- och fosforavskiljningen. I den försedimentering som leder vatten till AGS-linjen ökades lagret av slam till ungefär 0,5–1 m och det hydrolyserade slammet pumpades kontinuerligt upp till ytan som beskrivits ovan. Detta gjordes från 2019-08-31 till 2020-06-23 och från 2021-01-14 till 2021-05-24.

För att ytterligare öka tillgången på organiskt material startades i maj 2020 förbiledning av inkommande vatten från sandfång till buffert 1 före AGS-bassängerna. Förbiledningen varierade och utgjorde 0–50 % av flödet till AGS.

		Försed	AGS	AS		
2017	Jan			I drift		
	Feb					
	Mar	Byggnation	Byggnation			
	Apr					
	Maj					
	Jun					
	Jul					
	Aug					
	Sep					
	Okt					
	Nov					
	Dec					
2018	Jan					Byggnation (ur drift)
	Feb					
	Mar					
	Apr					
	Maj					
	Jun	Uppstart				
	Jul					
	Aug					
	Sep					
	Okt					
	Nov					
	Dec					
2019	Jan			Byggnation (ur drift)		
	Feb					
	Mar					
	Apr					
	Maj					
	Jun					
	Jul					
	Aug					
	Sep	Slamhydrolys start				
	Okt					
	Nov					
	Dec	Utökat analysprogram				
2020	Jan			Byggnation (ur drift)		
	Feb					
	Mar					
	Apr					
	Maj	Förbildning start				
	Jun					
	Jul					
	Aug					
	Sep					
	Okt					
	Nov					
	Dec					
2021	Jan			Byggnation (ur drift)		
	Feb					
	Mar					
	Apr					
	Maj					
	Jun					
	Jul					
	Aug					
	Sep					
		Processgaranti period				

Figur 3.3

Tidslinje över viktiga händelser under ombyggnad och intrimning av Österröds ARV.

3.8 Processgaranti

Strömstads kommun köpte även en processgaranti från RHDHV som inkluderade intrimningsstöd. Processgarantiperioden löpte från 1 oktober 2020 till och med 30 september 2021. Under processgarantiperioden testades anläggningen för att utvärdera så att den levde upp till de reningskrav som hade utlovats av RHDHV. De utlovade reningskraven gällde under förutsättning att inkommande flöde och belastning var enligt Tabell 3.3. De utsläppskoncentrationer som garanterades direkt efter AGS-reaktorerna innan ytterligare behandling visas i Tabell 3.4.

Tabell 3.3

Krav på vattnets karaktär in till AGS-reaktorerna. För COD, BOD, SS, N-tot, P-tot ska angivna värden inte överskridas som medelvärde för respektive period med undantag för temperatur.

Parameter Inkommande	Enhet	januari-mars	juli-augusti	övriga månader
Flöde (40-percentil över 2 mån)	m ³ /d	3 100	3 730	3 100
pH, medel över 6 tim	-	6–9		6–9
Temperatur (minimum)	°C	5,0	16,0	7,4
COD	kg/d	938	1596	938
BOD ₇	kg/d	410	727	410
BOD ₅	kg/d	347	616	347
SS	kg/d	469	798	469
N-tot	kg/d	108	198	108
P-tot	kg/d	11	20	11
Fett & olja	mg/l	< 60	-	< 60
BOD ₇ /N	-	> 3	> 3	> 3

Parameter Utgående	Enhet	Värde
COD	mg/l	70
BOD ₇	mg/l	8,0
BOD ₅	mg/l	6,8
SS	mg/l	20
N-tot	mg/l	10
P-tot	mg/l	1,0

Tabell 3.4

Garanterade utsläppskoncentrationer från AGS-reaktorerna under garantiperioden som årsmedelvärde och som medelvärde under perioden maj till augusti.

4 Utvärdering av den biologiska behandlingen

I detta kapitel beskrivs reningsresultaten under uppstart och den efterföljande tiden av drift med AGS på Österröds ARV. Inkommande flödes- och ämnesbelastning beskrivs liksom granulering och utgående halter. Reningsresultaten jämförs med den parallella aktivslamlinjen på samma ARV.

4.1 Metoder

4.1.1 Provtagning och analyser

Prover från anläggningen togs ut i form av dygns- och veckoprover samt cykelprover (från AGS) som analyserades på ackrediterat laboratorium (Eurofins till och med 22 maj 2021 och därefter SGS Analytics). Veckoprover togs på inkommande och utgående vatten från verket.

Från december 2019 till oktober 2021 tillämpades ett utökat analysprogram med dygnsprovtagning på inkommande till och utgående från hela verket, aktivslamlinjen och AGS-linjen. För inkommande vattnet till AGS-linjen togs prover i buffert 1 och för utgående togs separata prover från båda reaktorerna. Resultaten från de båda reaktorerna räknades samman till ett samlat utsläpp från AGS-linjen. I aktivslamlinjen togs prover på ledningen in till bassängen och i utloppslådan från mellansedimenteringen. Medelvärden flödesviktades. Provtagning skedde enligt ett rullande schema med varierande veckodagar inklusive helgdagar. I AGS-linjen togs prover ca två gånger per vecka. På inkommande och utgående vatten från verket togs prover ca en gång per vecka och in och ut från aktivslam ca två gånger per månad. Provtagning över verket, AGS-linjen och aktivslamlinjen skedde under olika dygn.

Under uppstartsperioden togs inga dygnsprover på inkommande och utgående från AGS-reaktorerna utan istället cykelprover före och efter AGS-reaktorerna och efter fem minuters luftning. Under mars och april 2020 togs inga dygnsprover och under maj 2021 togs inga dygnsprover på aktivslamlinjen. I samband med att processgarantiperioden tog slut avslutades det utökade provtagningsprogrammet och sedan dess tas endast prover på det samlade vattnet in och ut från reningsverket. Bräddning skedde endast i fall av driftstörningar under garantiåret. Bräddning ingick ej i utgående vattens provtagning.

Vissa analyser utfördes på reningsverket. Biomassans koncentration (som SS) och sjunkegenskaper (som slamvolymindex, SVI, efter 10 min och 30 min) mättes enligt standardmetoder (APHA *et al.*, 1998). För att skatta fördelningen av stora aggregat (granuler) i biomassan silades 1 liter biomassa genom silar med porstorlekarna 4, 2, 1,4, 0,6, 0,4 och 0,2 mm. Den tvättade biomassan som fastnade på silarna torkades vid 105°C och vägdes. Andelen < 0,2 mm beräknades som skillnaden mellan SS och summan av de silade proverna. Slammet undersöktes med ljusmikroskopi (Olympus BX53) och foton togs med en digitalkamera (Olympus DP11).

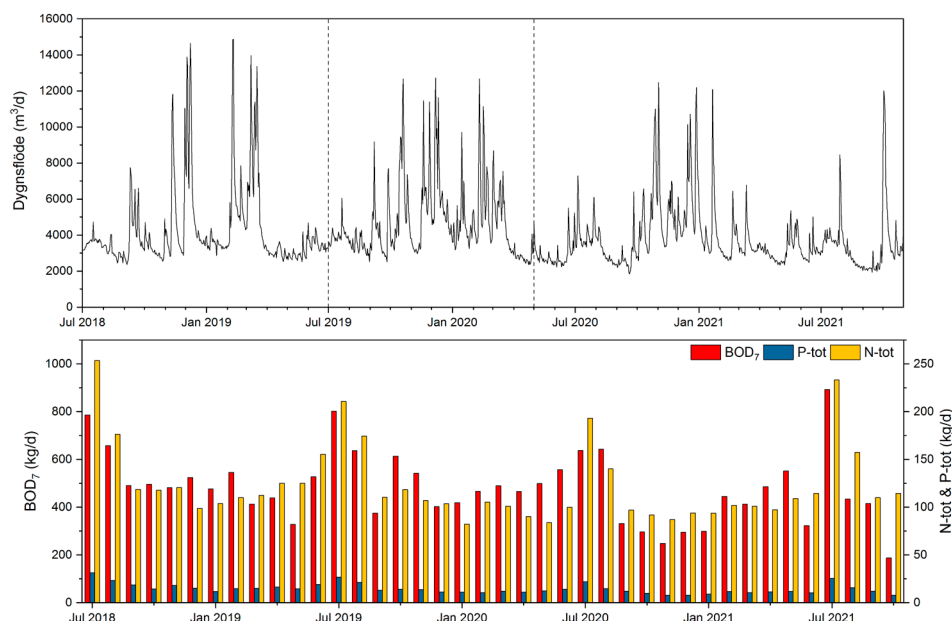
4.2 Resultat

4.2.1 Inkommande flöde och belastning

Det genomsnittliga inkommande flödet till Österröds ARV har legat stabilt omkring 4 000 m³/d de senaste 10 åren. Den genomsnittliga inkommande BOD-belastningen motsvarade under perioden 2011–2021 normalt mellan 8 000 och 10 000 pe (70 g BOD₇/

pe/d) med undantag för 2019 och 2020 då belastningen var lägre med 7 000 respektive 6 500 pe. Under 2021 ökade belastningen igen till ca 8 000 pe. Restriktioner med anledning av Covid-19, som gjorde att norska medborgarna inte kunde resa fritt till Sverige 2020–2021, bör vara en del av förklaringen till den ovanligt låga belastningen 2020.

Som framgår av Figur 4.1 var flödet till verket under torrväder omkring 3 000 m³/d under lågsäsong och omkring 4 000 m³/d under högsäsong. Vid regnväder skedde upp till en trefaldig ökning av flödet.



Figur 4.1

Inkommande dygnsflöde (ovan) och belastning (nedan) till Österröds ARV från juli 2018 till oktober 2021 som månadsmedelvärden baserat på veckoprover.

De inkommande halterna visas i Tabell 4.1 som tertial- och årsmedelvärden. För jämförelse anges också medel och median för 2020 för 53 st svenska ARV som detta år hade en belastning i samma storleksordning (5 000–20 000 pe enligt 70 BOD₇/pe/d) enligt vad som rapporterats till VASS (Svenskt Vatten, 2021).

För Österröds ARV utgjordes 42 % av inkommande flöde under 2020 av ovidkommande vatten, baserat på en jämförelse mellan tillrinning av spillvatten och produktion av dricksvatten. Motsvarande andel för de svenska verken som jämfördes var 48 % i medel. Under 2020 tog Österröds ARV därmed emot en andel tillskottsvatten som låg nära genomsnittet för svenska ARV i liknande storlek.

Koncentrationerna av BOD₇, COD, kväve och fosfor låg, som årsmedelvärde för 2020, något lägre än de jämförda verken samma år, i synnerhet gällande BOD₇ och fosfor. Koncentrationerna av BOD₇ och fosfor var ca 30 % lägre än medel och 20 % lägre än median för de jämförda verken. Koncentrationerna av COD och kväve var 20–25 % lägre än medel och 15 % lägre än median för de jämförda verken. Trots en genomsnittlig utspädning på grund av inläckage hade alltså Österröd relativt låga koncentrationer av inkommande föroreningar. Skillnaden i avvikelse för BOD₇ och COD innebär att kvoten BOD₇/COD var något lägre än de jämförda verken. Kvoten BOD₇/N för Österröd låg som årsmedel på 3,9 vilket var något lägre än det medel på 4,4 som rapporterats för de jämförda verken. Kvoten BOD₇/P var däremot snarlik.

		BOD ₇ mg/l	COD mg/l	P-tot mg/l	N-tot mg/l	SS mg/l	BOD/N g/g
2020	Tertial 1	84	235	1,8	14	129	6,0
	Tertial 2	207	552	5,6	45	405	4,6
	Tertial 3	66	201	1,9	19	144	3,5
	Årsmedel	102	313	3,1	26	-	3,9
	Medel svenska ARV	153	397	4,5	35	-	4,4
	Median svenska ARV	130	372	3,8	30	-	4,3
2021	Tertial 1	177	365	3,2	34	258	5,2
	Tertial 2	190	472	5,4	49	265	3,9
	Tertial 3 (september)	273	599	6,8	57	343	4,8

Tabell 4.1.

Inkommande halter till Österröds ARV som tertialmedel 2020–2021 och årsmedel 2020. Medel och median för svenska ARV avser data från 2020 för 53 st verk med belastning 5 000–20 000 pe (70 g/pe/d) enligt VASS (Svenskt Vatten, 2021).

4.2.2 Reduktion över försedimenteringar

Reduktionen över försedimentering 1 beräknades som flödesviktade års- och tertialmedel utifrån inkommande vatten till verket och inkommande vattnet till aktivslamlinjen.

Medelreduktionen över försedimentering 1 var mycket hög, nämligen 65–70 % för SS och omkring 50 % för BOD₇ (Tabell 4.2). Detta åstadkoms utan dosering av fällningskemikalier. En orsak till den höga avskiljningen var att belastningen på försedimenteringen var låg, i medel ca 0,8 m/h. Att inkommande vatten innehöll flockningsmedel i form av aluminiumhydroxid från dricksvattenslam, som släppts på ledningsnätet, bidrog också. En ytterligare aspekt är att en viss biologisk aktivitet kan ha hunnit ske i de två flockningskammarna (å 70 m³) före försedimenteringen, som även matas med en mindre del överskottsslam från AGS-linjen via dekantatet från slambufferten.

På liknande sätt beräknades reduktionen över försedimentering 2 som års- och tertialmedel utifrån inkommande vatten och inkommande till AGS-linjen. I det inkommande vattnet till AGS-linjen ingick även vatten från förbiledning av försedimentering 2 delar av tiden (se nedan). Primärslamhydrolys tillämpades i försedimentering 2. Båda dessa åtgärder syftade till att öka innehållet av organiskt material i vattnet till AGS-processen. Det ska även beaktas att en liten del av det utgående vattnet från försedimentering 1 tillfördes AGS-linjen, eftersom inkommande vatten fördelades 50/50 över försedimenteringarna och därefter 60/40 till AGS- respektive aktivslamlinjen.

Medelreduktionen av föroreningar var lägre i försedimentering 2, drygt 45 % för SS och omkring 30 % för BOD₇ (Tabell 4.2). Den lägre avskiljningen var en direkt följd av att förbiledning och hydrolys tillämpades. Reduktionen över försedimentering 2 beräknades också för en period utan förbiledning (juli 2018–januari 2019) utifrån veckoprover och var då likvärdig med försedimentering 1, det vill säga omkring 70 % för SS och 50 % för BOD₇.

	BOD ₇ %	COD %	P-tot %	N-tot %	SS %
Försedimentering 1					
2020 Årsmedel	45	48	28	14	64
2020 Tertial 1	37	45	12	-3	31
2020 Tertial 2	53	59	37	19	79
2020 Tertial 3	40	35	21	12	57
2021 Årsmedel*	56	48	23	16	71
2021 Tertial 1	57	48	22	20	66
2021 Tertial 2	52	44	23	10	73
2021 Tertial 3*	70	60	26	26	82
Försedimentering 2					
2020 Årsmedel	26	36	23	11	48
2020 Tertial 1	10	28	0	-17	44
2020 Tertial 2	24	38	23	13	54
2020 Tertial 3	7	19	5	1	32
2021 Årsmedel*	37	26	13	3	46
2021 Tertial 1	42	29	13	4	46
2021 Tertial 2	32	21	12	2	44
2021 Tertial 3*	44	38	32	17	54

*till och med 30/9

Tabell 4.2

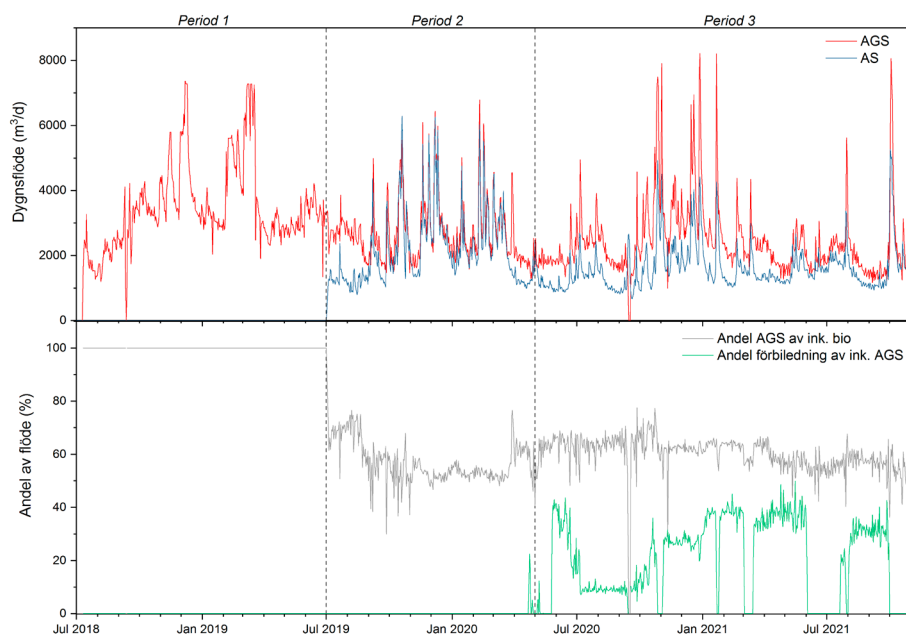
Reduktion i försedimentering 1 (utan hydrolys) och 2 (med hydrolys och förbiledning) som års- och tertialmedel.

4.2.3 Flöde och belastning till AGS och aktivslam

Resultaten från AGS- och aktivslamlinjen presenteras baserat på års- och tertialmedel och indelade i följande tre perioder:

- *Period 1: Uppstart AGS* (juni 2018–juni 2019). Samtidigt som AGS-processen startades upp, var aktivslamprocessen större delen av tiden ur drift och AGS-linjen tog emot hela flödet.
- *Period 2: Uppstart aktivt slam* (juli 2019–april 2020). Aktivslamprocessen startades upp igen efter ombyggnad. AGS-processen var under fortsatt justering och intrimning.
- *Period 3: Stabil drift* (maj 2020–september 2021). Alla funktioner var implementerade och extra provtagning utfördes. Perioden delades i sin tur in i lågsäsong (september–juni) och sommar (juli–augusti) på grund av de skilda dimensioneringsförutsättningar för dessa perioder.

Dygnsflödet till AGS- respektive aktivslamlinjen visas i Figur 4.2. Där visas även hur stor andel av inkommande biologiskt behandlat flöde som behandlades i AGS-linjen. Resterande andel behandlades i aktivslamlinjen. Från oktober 2018 till juni 2019 behandlades hela flödet i AGS-linjen. Efter uppstart av aktivslamlinjen behandlades under de första två månaderna 70–80 % i AGS-linjen och därefter ungefär 60 % i AGS-linjen och 40 % i aktivslamlinjen. Denna fördelning gällde vid både låga och höga flöden, det vill säga både linjer utsattes för ungefär samma flödesvariationer.



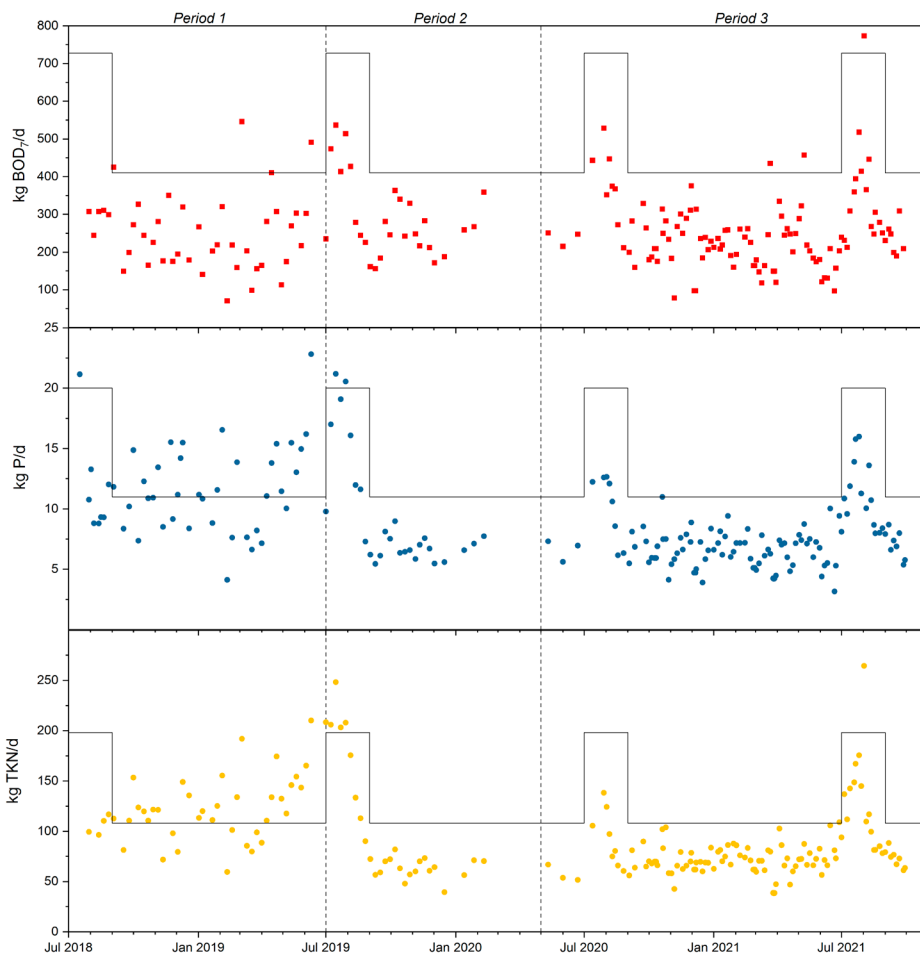
Figur 4.2

Dygnsfloede till AGS och aktivslam (AS) (ovan) och andelen av inkommande floede till AGS samt andelen av floedet till AGS via förbiledning av försedimentering (nedan).

En förutsättning för att processgarantin för AGS skulle gälla var att 40-percentilen för en tvåmånadersperiod inte skulle överskrida 3 730 m³/d för juli-augusti och 3 100 m³/d för resten av året. Detta krav uppnåddes under hela processgaranti-perioden (oktober 2020 till och med september 2021) förutom för november-december 2021 då 40-percentilen av flödet var 3 790 m³/d (22 % över kravet). Övriga tvåmånadersperioder under processgaranti-perioden var 40-percentilen av flödet mellan 9 och 39 % lägre än det dimensionerande flödet enligt processgarantin. I genomsnitt under processgaranti-perioden var 40-percentilen av flödet för tvåmånadersperioderna 17 % lägre än det dimensionerande flödet.

Figur 4.2 visar även hur stor andel av flödet till AGS-linjen som förbiledades försedimenteringen. Förbiledningen startades i maj 2020 och andelen varierade sedan från 0 till 50 % av inkommande till AGS.

Belastningen av BOD₇, kväve och fosfor till AGS-linjen i förhållande till dimensionerande nivåer visas i Figur 4.3. Belastningen av kväve redovisas i form av TKN men eftersom halterna av nitrat och nitrit var försumbara i inkommande vatten överensstämmer detta väl med totalkväve. Under Period 1, när AGS-linjen till stor del tog emot hela flödet, var den genomsnittliga BOD₇-belastningen ca 40 % lägre än den dimensionerande belastning medan belastningen av kväve och fosfor var ungefär 10 % över dimensionerande nivåer. Efter uppstart av aktivslamlinjen var belastningen av BOD₇ till AGS-linjen i genomsnitt ca 50 % lägre än dimensionerande nivå medan belastningen av kväve och fosfor var ca 40 % lägre än dimensionering.



Figur 4.3

Belastning av BOD₇, kväve (TKN) och fosfor till AGS-linjen i förhållande till dimensionerande nivåer för lågsäsong och sommar (heldragen linje).

På grund av primärslamhydrolys och förbiledning över försedimenteringen var koncentrationerna inte desamma i inkommande vatten till AGS- respektive aktivslamlinjen. De högre koncentrationerna till AGS-linjen innebar att, även om denna linje tog emot ca 60 % av flödet, andelen av belastningen till AGS-linjen var högre än så räknat på den totala biologiskt behandlade belastningen. Under Period 3 tog AGS-linjen emot ungefär 70 % av BOD₇-belastningen och ungefär 65 % av kväve- och fosforbelastningen.

Slamhydrolysen ledde till högre halter av lösta organiska ämnen till AGS-linjen. Under Period 3 var koncentrationen av filtrerad BOD₇ och COD i genomsnitt 15 % respektive 17 % högre i inkommande till AGS-linjen än i inkommande till aktivslamlinjen.

Förbiledningen ledde till högre halter av suspenderade ämnen till AGS-linjen. Slamhydrolysen ledde också till en försämrad avskiljning av partiklar i försedimenteringen och bidrog därför också till högre SS-halter. I Period 3 var koncentrationen av SS i genomsnitt 75 % högre än i aktivslamlinjen och koncentrationerna av BOD₇ och COD var 40 % respektive 35 % högre. Sammantaget ledde detta till att kvoten BOD₇/N ökade till 3,1 i inkommande till AGS-linjen i jämförelse med 2,4 i aktivslamlinjen.

Fler detaljer kring koncentrationerna i inkommande vatten ges i Tabell 4.3. Det ska noteras att jämförelsen är baserad på provtagning som skedde olika dagar i AGS- och aktivslamlinjen och mer frekvent i AGS-linjen.

mg/l	Lågsäsong (september–juni)		Sommar (juli–augusti)	
	AGS	AS	AGS	AS
BOD ₇	87	63	152	95
BOD ₇ filtrerad	27	24	64	48
COD	231	176	367	243
COD filtrerad	80	73	166	114
P-tot	2,6	2,4	5,0	3,9
P-tot filtrerad	1,6	1,5	3,1	2,8
PO ₄ ³⁻ -P	1,2	1,3	2,5	2,5
N-tot	28	25	49	43
N-tot filtrerad	25	23	43	40
NH ₄ ⁺ -N	22	22	37	37
SS	119	75	174	70

Tabell 4.3

Koncentrationer av föroreningar i inkommande till AGS- och aktivslamlinjen (AS) under Period 3 (stabil drift) för ofiltrerade och filtrerade prover. Flödesproportionerliga medelvärden baserade på dygnsprover.

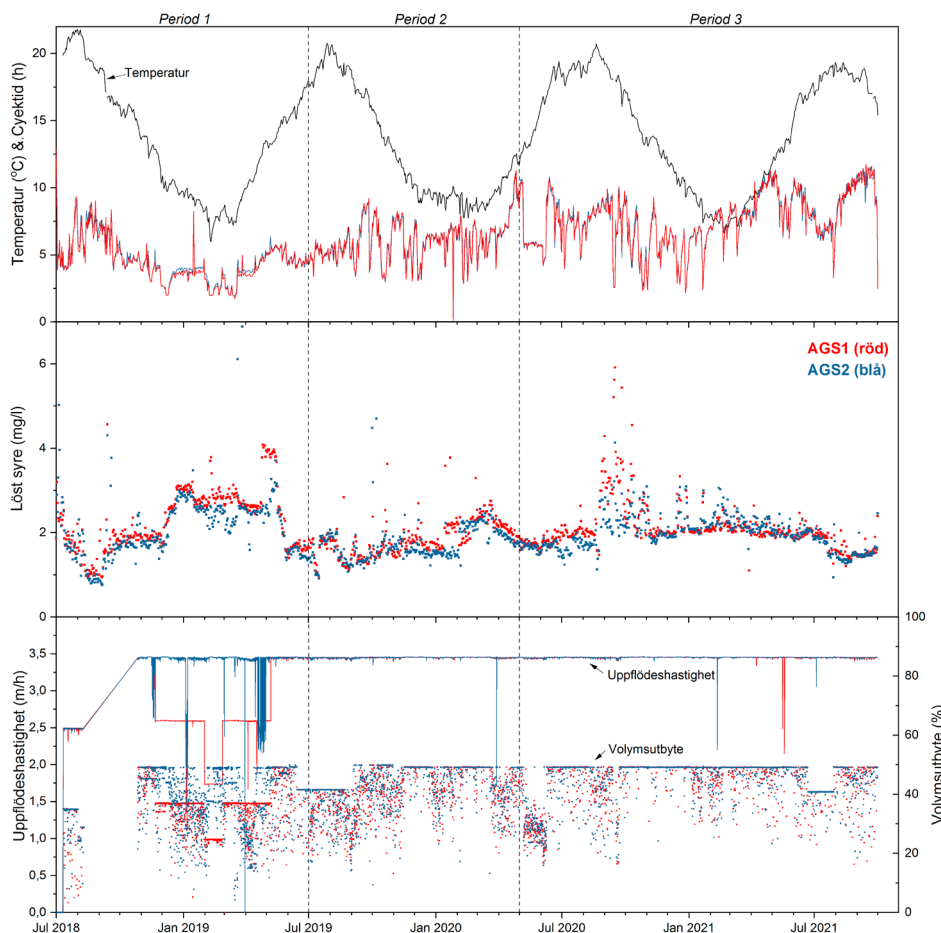
Den volymetriska belastningen till aktivslamlinjen under Period 3 var 0,076 kg BOD₇/m³/d och 0,03 kg N/m³/d under lågsäsong och 0,12 kg BOD₇/m³/d och 0,05 kg N/m³/d under sommaren. Den specifika belastningen var 0,026 kg BOD₇/kg SS/d under lågsäsong och 0,055 kg BOD₇/kg SS/d under sommaren. Uppehållstiden i aktivslamlinjen var 20 h och slamåldern omkring 40 dygn. Totalt sett är detta att betrakta som låg belastning, även för en aktivslamprocess med kväveavskiljning (Tchobanoglous *et al.*, 2014).

4.2.4 Förhållanden för AGS-cykler

I Figur 4.4 nedan visas hur temperaturen i AGS-reaktorerna varierade under perioden. De lägsta uppmätta temperaturerna var omkring 6°C medan de högsta var omkring 21°C. Cykellängden i AGS1 och AGS2 varierade beroende på flödet mellan som kortast 2 h och som längst 11 h. Halten av löst syre under den luftade fasen var, som dygnsmedelvärde, mellan 1 och 2,5 mg/l under större delen av perioden (Figur 4.4).

Figur 4.4 visar också hur den vertikala uppflödes hastigheten successivt ökades under uppstarten. För AGS1 sänktes hastigheten sedan igen innan den återigen kunde ökas. Efter uppstart låg uppflödes hastigheten stabilt omkring 3,5 m/h för både AGS1 och AGS2.

Volymutbytet, andelen av reaktorns volym som byttes ut vid inmatning, varierade med flödet och var som högst 50 % (Figur 4.4).



Figur 4.4

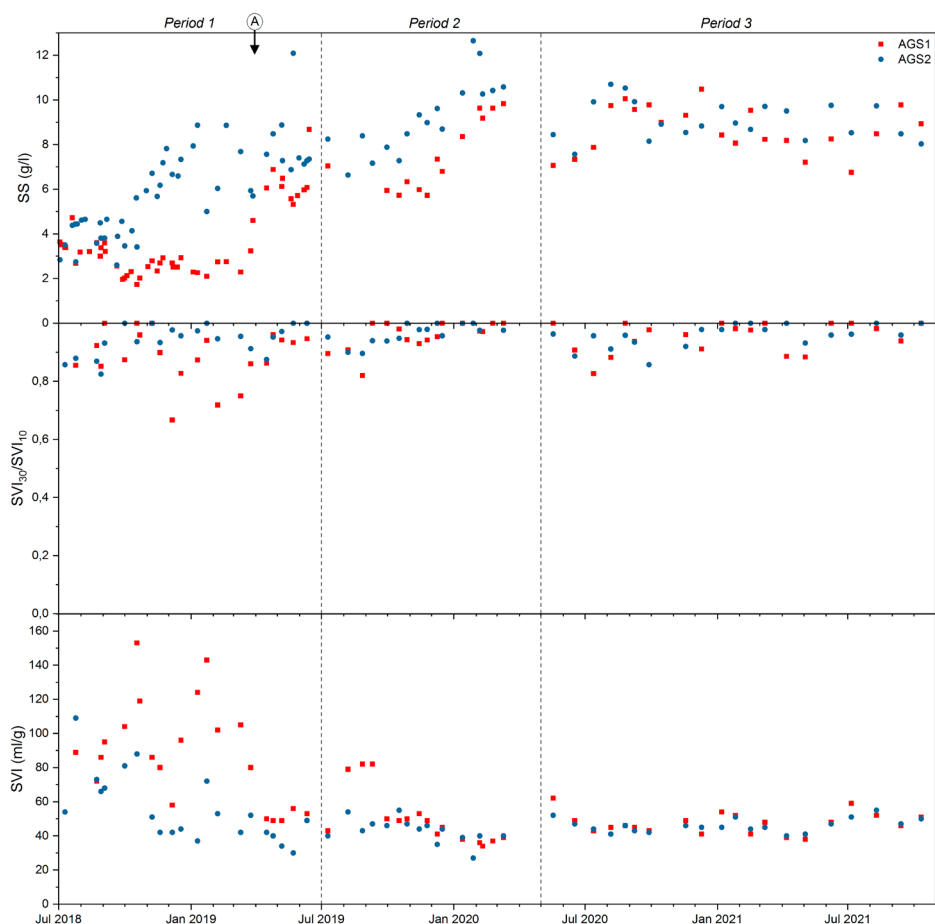
Temperatur (svart), cykellängd, löst syrehalt (dygnsmedel under luftad fas), vertikal uppfödeshastighet, och volymsutbyte i AGS1 (röd) och AGS2 (blå).

4.2.5 Uppstart av AGS och granulering

När de två AGS-reaktorerna startades upp i juni 2018 ympades de med olika slam. AGS1 ympades med slam från Bodalens SBR och AGS2 ympades med granuler från en AGS-reaktor i Simpelveld i Nederländerna (Avsnitt 3.7).

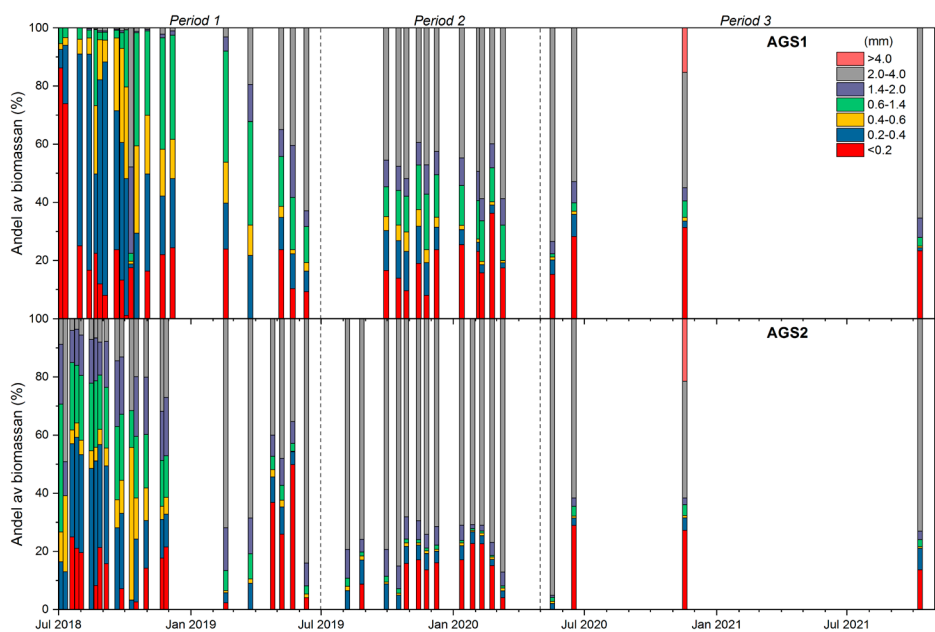
Biomassan i de två AGS reaktorerna utvecklades olika med avseende på slamhalt, SVI som visar på biomassans sjunkegenskaper och storlek på aggregat (Figur 4.5 och 4.6). I AGS2, ympad med granuler, tillväxte biomassan i reaktorn kort efter uppstart och nådde under vintern 2018/2019 omkring 7 g/l med en hög andel stora aggregat (> 1,4 mm) som sjönk fort, vilket visas av ett lågt slamvolymindex (SVI) omkring 50 ml/g.

I AGS1, ympad med slam från Bodalens ARV, tillväxte slammet däremot mycket långsamt och SS låg på 2–3 g/l. Aggregaten var små och SVI var högt (80–150 ml/g) från uppstart fram till mars 2019. Därefter ympades AGS1 om med biomassa från AGS2, vilket ledde till en nettotillväxt av biomassa med högre koncentrationer (omkring 6 g/l), avsevärt större aggregat och bättre sjunkegenskaper (Figur 4.5). Från april 2019 hade biomassan i både AGS1 och AGS2 stabila SVI omkring 50 ml/g och förhållanden mellan SVI efter 30 min och SVI efter 10 min nära 1,0 (Figur 4.5), vilket tyder på hög sjunkhastighet och långtgående granulering av slammet. Vid stabil drift under Period 3 hade båda reaktorer en slamhalt mellan 8 och 10 g/l.



Figur 4.5

Slamhalt (ovan), kvoten mellan SVI efter 30 minuter sedimentering och SVI efter 10 min (SVI_{30}/SVI_{10}) (mitten) och SVI efter 30 min (nedan). Pilen markerad med A visar tidpunkten när AGS1 ympades om med granuler från AGS2.



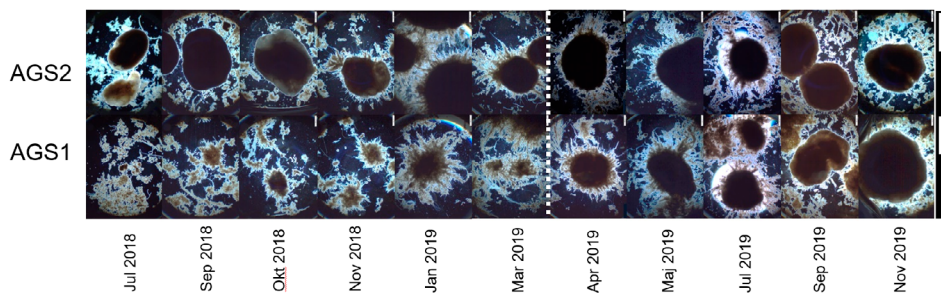
Figur 4.6

Storleksfördelning för flockar och granuler i AGS1 och AGS2.

I AGS2 ökade storleken på aggregaten gradvis och efter sex månaders drift dominerade granuler > 2 mm. Biomassan i AGS1 bestod inledningsvis till 90 % av flockar (< 0,2 mm) med en liten andel större aggregat mm. Under de första sex månaderna ökade andelen granuler 0,4–1,4 mm tydligt och en liten andel större granuler (> 2 mm) uppstod. Innan AGS1 ympades om bestod biomassan till ungefär 20 % av flockar (< 0,2 mm) och

till 50 % av aggregat > 0,6 mm. Därmed kan sägas att även AGS1, ympad med aktivt slam, uppvisade granuler efter en tids drift. Att granulering skedde i AGS1 bekräftades genom mikroskopering. En ökande andel av granuler över tid med ökande storlek kunde observeras (Figur 4.6). Däremot ökade inte slamhalten på ett tillfredsställande sätt vilket framförallt berodde på driftproblem som förklaras nedan. Mikroskoperingen visade att granulerna i AGS1 hade rikligt med utväxt i form av filament före omympning (Figur 4.7). Även i AGS2 och i AGS1 efter omympning hade granulerna periodvis en del utväxt av filament. Dessa utväxter kan vara tecken på att det periodvis fanns organiskt material tillgängligt i den luftade fasen (Haaksman *et al.*, 2020), kanske på grund av att det inte hunnit hydrolyseras och tas upp under den anaeroba fyllningen.

Efter omympningen (18/3 och 28/3 2019) utvecklades storleksfördelningarna i AGS1 och AGS2 på liknande sätt mot allt större andel av stora granuler > 2 mm. Vid stabil drift varierade andelen av biomassan som bestod av flockar mellan 10 % och 35 % både AGS1 och AGS2. En viss andel flockar fanns alltså kvar även efter lång tids drift, vilket ligger i linje med tidigare studier (Bengtsson *et al.*, 2017). Vid den sista mätningen av storleksfördelning (november 2020) observerades att omkring 20 % av biomassan bestod av mycket stora granuler (> 4 mm). Det tydde på att granulerna kunde vara på väg att bli alltför stora. Vid denna tid ökade uttaget av slam under omblandade (luftade) förhållanden.



Figur 4.7

Mikroskopibilder av biomassan i AGS1 och AGS2 under uppstarten. Den lodräta streckade linjen visar när AGS1 ympades om med granuler från AGS2. Den vita storleksmarkören till höger om bilderna anger 2 mm.

Under uppstarten (2018–2019) förekom en del driftproblem i samband med att alla delar av den nybyggda anläggningen inte var i full funktion. Vissa av dessa driftproblem kan ha påverkat och försenat uppstarten.

På grund av att en ventil inte fungerade som avsett skedde läckage från AGS1 till slambufferten. Detta gjorde att slam rann ut från AGS1 på ett okontrollerat sätt vilken är den troliga orsaken till att slamhalten i AGS1 inte ökade som förväntat. Detta problem fanns troligen från uppstart och åtgärdades i augusti 2019.

Styrningen av inflödet till AGS-reaktorerna var inte baserat på flödesmätning förrän 19 september 2018 vilket ledde till osäkerhet kring flödes hastigheten under fyllning. Prediktionsmodellen var inledningsvis inte intrimmad vilket gjorde att cykler avbröts i förtid med ett lägre flöde vid fyllning som följd. Onlinemätning av ammonium, nitrat, SS och slamnivå fungerade periodvis inte. I avsaknad av ammoniumsignal avslutades cyklar endast baserat på tid istället för vid en given ammoniumnivå. Eftersom styrningen i huvudsak baseras på ammonium var inte avsaknaden av nitratdata allvarlig men tillgången hade kunnat förbättra möjligheterna till utökad denitrifikation. Begränsningar i bemanning gjorde det svårt att genomföra omfattande provtagningar och analyser.

I samband med ombyggnaden tillämpades en temporär slamhantering. Styrsystemet för denna var programmerad för den framtida slamhanteringen vilket gjorde att funktionen inte var som avsedd. Detta ledde till att slambufferten fylldes och slam recirkulerades till försedimenteringen. Efter uppstart av aktivslamlinjen (framförallt i juli 2019) fanns då och då problem med att vatten strömmade från aktivslamlinjen till bufferten för inkommande vatten till AGS.

Ytterligare ett problem var att styrning av AGS-cyklerna inte tillät en väntetid för att låta slammet sedimentera före slamuttag. Slamuttagen gjordes varje cykel direkt efter inmatning. När det fanns en betydande andel slam som sedimenterade långsamt tenderade då för mycket slam att tas ut, särskilt vid regnväder som innebar många cykler per dygn. Samtidigt kunde en del av det flockulära slammet, som sedimenterade allra långsammast, befinna sig ovanför nivån för slamuttag och därför bli kvar i reaktorn. Med mer ändamålsenlig styrning hade det översta, sämsta slammet istället tagits ut. En slamnivåmätning genom sonar, som skulle kunnat ge mycket användbar information om sedimenteringsprocessen, fungerade tyvärr inte i AGS-reaktorerna vid Österröd.

4.2.6 Reningsresultat från AGS

4.2.6.1 Utgående koncentrationer

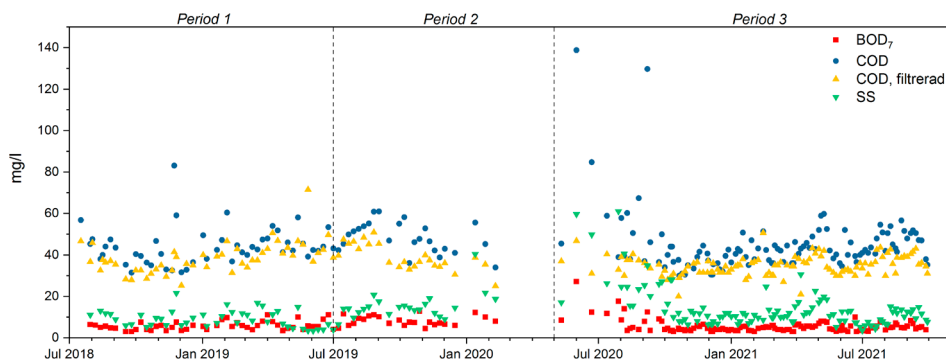
Utgående koncentrationer visas i Tabell 4.4 som medelvärden för period 1, 2 och 3 samt som års- och tertialmedelvärden.

Den största delen av tiden fungerade avskiljningen av organiskt material bra med låga utgående halter av BOD och COD (Figur 4.8). När filtrerad BOD analyserades (från december 2019) var denna vid de allra flesta mättillfällena under detektionsgränsen 3 mg/l. Några perioder med förhöjd utgående BOD och COD skedde och dessa var i samband med förhöjda halter av utgående SS. Under exempelvis maj–september 2020 var utgående SS högre än normalt och detta verkade vara relaterat till att för lite slam togs ut från processen. Från oktober 2020 ökades slamuttaget genom att, vid torrväderförhållanden, ta ut överskottsslam vid två tillfällen per cykel, både direkt efter inmatning och efter sedimenteringen. Längden på strippningsfasen i cykeln justerades också. Inom några veckor därefter sjönk utgående SS-halten markant för att förbli i genomsnitt 11 mg/l därefter. Under Period 3 var koncentrationen av BOD₇ i genomsnitt 5,5 mg/l vilket var väsentligt under den garanterade nivån 8,0 mg/l.

Tabell 4.4.

Genomsnittliga koncentrationer av utgående föroreningar från AGS-linjen under period 1, 2 och 3 samt års- och tertialmedel (T1-T3) för 2020 och 2021 (2021 endast till och med september).

	BOD ₇	COD	P-tot	PO ₄ ³⁻ -P	N-tot	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	TKN	SS
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Period 1	6,1	46	1,73	1,40	-	6,8	8,0	9,6	10
Period 2	8,1	48	1,22	0,84	-	0,9	9,0	2,2	15
Period 3	5,4	43	0,49	0,29	7,6	0,6	5,9	1,6	14
2020	6,0	43	0,34	0,15	5,9	0,5	4,2	1,6	18
2020-T1	9,2	41	0,43	0,21	5,3	0,87	3,7	1,6	23,6
2020-T2	11,3	60	0,43	0,10	4,3	0,11	2,7	1,4	35,7
2020-T3	4,4	39	0,31	0,15	6,3	0,62	4,6	2	13
2021	5,0	43	0,63	0,41	9,1	0,7	7,4	1,6	11
2021-T1	4,8	42	1,04	0,80	10,7	1,11	8,7	1,9	11,7
2021-T2	5,0	45	0,31	0,12	8,7	0,50	7,2	1,3	9,9
2021-T3	7,0	32	0,35	0,03	5,2	1,79	2,5	3,0	11,6



Figur 4.8

Utgående koncentration av organiska ämnen.

Under uppstart av AGS-linjen (Period 1) var utgående fosforhalter ofta höga, upp till 11 mg/l, och starkt varierande. Halterna från AGS1, som ympats med aktivt slam, var i genomsnitt ca 60 % högre än från AGS2 under denna period, innan AGS1 ympades med granuler. Därefter uppvisade de två AGS-reaktorerna liknande resultat. Som framgår av Figur 4.9, bestod utgående totalfosfor av både löst fosfat och suspenderad fosfor. De höga halterna var relaterade till uppstart och intrimning samtidigt som belastningen av fosfor var något högre än dimensionerande belastning.

Under Period 2 sjönk belastningen och i slutet av augusti 2019 startades primärslamhydrolysen. Inom 2 veckor efter start av primärslamhydrolysis sjönk fosforhalterna till mycket låga nivåer tills en period med långvariga höga flöden inträffade och den biologiska fosforavskiljningen försämrades igen. Under Period 3 stabiliserade sig fosforhalterna och låg, med ett undantag, konsekvent under 2 mg/l. Strax efter att förbiledningen startades i Period 3 sjönk fosforhalterna, och fosforsläpp och fosforupptag under cyklerna ökade.

Under 2020 och 2021 var årsmedelvärdena 0,34 mg P/l respektive 0,63 mg P/l ut från AGS-linjen. Det lägre värdet 2020 kan bero på att inte lika många mätvärden finns tillgängliga vintertid det året. I regel var koncentrationerna av fosfat låga, under 0,2 mg P/l, med undantag för vintertid. Under Tertial 1 2021 var den genomsnittliga fosforhalten 0,80 mg P/l. Det suspenderade materialets bidrag till utgående totalfosfor var relativt konstant omkring 0,2 mg P/l. De förhöjda halterna av totalfosfor vintertid var således relaterade till sämre funktion av den biologiska fosforavskiljningen som ledde till högre utgående fosforhalter.

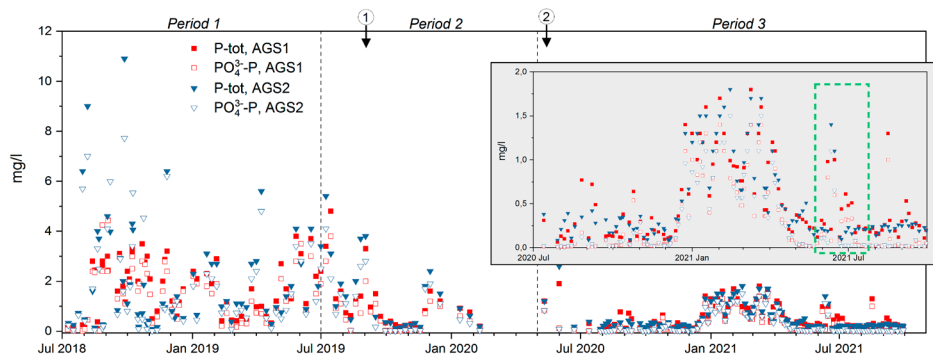
När förbiledningen var avstängd en period sommaren 2021 (2/6–21/7) ökade fosforhalten till omkring 0,5 mg P/l tillfälligt för att sedan återgå till < 0,2 mg P/l. Liknande observationer gjordes vid ytterligare ett tillfälle med förbiledningen avstängd (29/7–2/8 2021). Detta tyder på att förbiledningen och den ökade koncentrationen av organiskt material var betydelsefull för fosforavskiljningen. Under den tid förbiledningen var avstängd sjönk kvoten BOD₇/P i inkommande till 25 jämfört med 33 i genomsnitt för Period 3. En förbättring skedde dock redan några veckor innan förbiledningen startades igen. BOD/P-kvoten presenteras i Bilaga A.

När förbiledningen stängdes av direkt efter garantiperioden (den 1/10 2021) försämrades fosforavskiljningen i AGS-linjen efter några veckor. Fosforavskiljningen, släpp och upptag var sedan sämre i oktober–december 2021 än i motsvarande period året innan.

Resultaten tyder på att bio-P:n vid Österröds ARV försämrades utan förbiledning på grund av att BOD/P-förhållandet blev kritiskt lågt. När temperaturerna var som lägst vintertid och koncentrationerna i vattnet samtidigt var som lägst (december–april) verkade bio-P försämrades trots förbiledning. Mikroorganismerna som utför bio-P överlevde men halterna gick upp och släpp och upptag blev väsentligt lägre.

Sammantaget klarade processen med marginal det garanterade genomsnittliga utsläppvärdet 1,0 mg P/l under Period 3 även om högre värden förekom i samband med låga temperaturer (december–april). Förbiledning och slamhydrolysis tycktes förbättra

resultaten. Det ska beaktas att fosforbelastningen under denna period var ungefär 40 % lägre än dimensionerande.



Figur 4.9

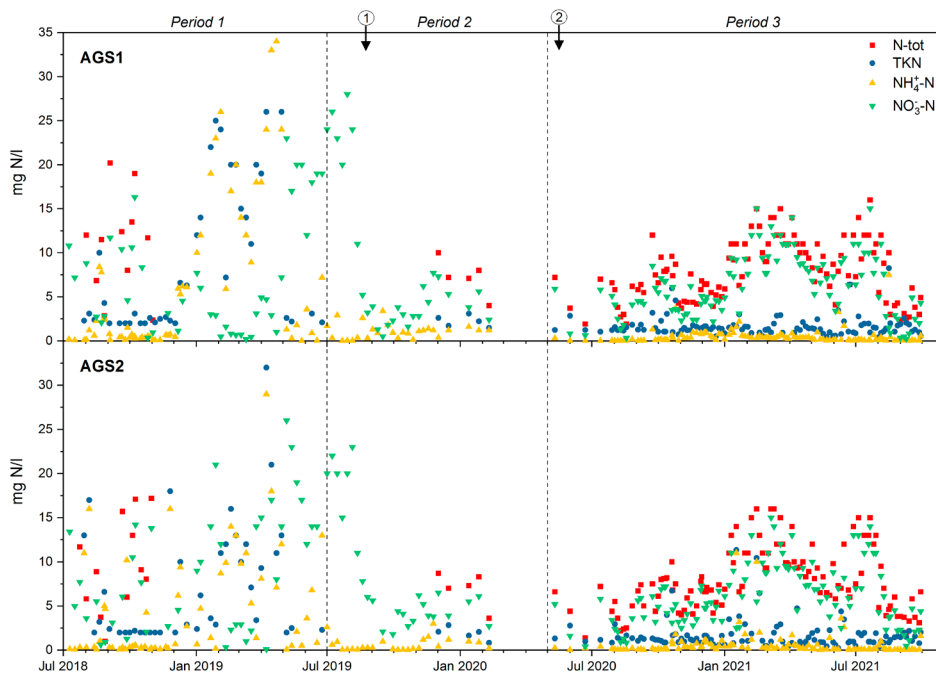
Koncentrationer av totalfosfor och ortofosfat ut från AGS1 och AGS2. Start av hydrolys av primärslam är markerad med pil nr 1. Start av förbiledning av försedimenteringen är markerad med pil nr 2. Den gröna rutan visar en period med förbiledningen avstängd.

Full nitrifikation uppnåddes omedelbart efter uppstart och bibehölls, med några undantag, under den första sommaren. När sedan temperaturen sjönk vintertid, samtidigt som kvävebelastningen var i nivå med den dimensionerande belastningen, tappades en del nitrifikation och utgående ammoniumhalter varierade upp till omkring 30 mg N/l (Figur 4.10). Till skillnad från fosforavskiljningen uppvisade AGS1 inledningsvis något bättre kväveavskiljning än AGS2, som ympats med granuler. Därefter var resultaten från AGS1 och AGS2 snarlika.

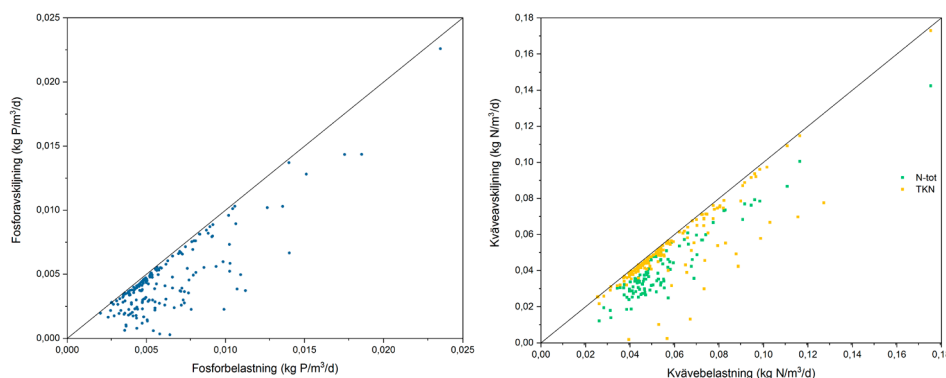
Efter uppstart av aktivslamlinjen och intrimning av AGS observerades sedan stabil nitrifikation med ammoniumkoncentrationer under 2 mg N/l som tertialmedel och under 1 mg N/l som årsmedel 2020 och 2021. Styrning av AGS-cyklerna var sådan att nitrifikation prioriterades. Det innebar långa luftade faser när detta krävdes, och därför mindre andel oluftad tid för denitrifikation. Förhöjda utgående kvävehalter var därför vanligtvis relaterade till förhöjda halter av nitrat. Koncentrationen av organiskt kväve, beräknad som skillnaden mellan TKN och ammoniumkväve var stabil om kring 1,0 mg N/l.

Under Period 3 presterades kväveavskiljning till låga halter, 2–10 mg/l totalkväve, vid de relativt höga temperaturer (över 12°C) som uppstod från april till november. Vid lägre temperaturer (december–april) och när förbiledningen var avstängd (juni–juli 2021) uppnåddes totalkvävehalter mellan 10 och 16 mg/l vilka orsakades av ofullständig denitrifikation. Utgående koncentrationer av nitrit var i regel låga, under 0,2 mg N/l.

Totalt sett var bilden för kväveavskiljningen liknande den för fosforavskiljningen. Vid gynnsamma temperaturer och inkommande BOD/N-kvot samt låg belastning kunde låga kvävehalter (< 6 mg/l) uppnås men vid låga temperaturer eller låga BOD/N-förhållanden eller hög belastning var halterna högre. BOD/N-kvoten presenteras i Bilaga A. I genomsnitt under Period 3 var utgående totalkväve 8,0 mg/l att jämföra med 10 mg/l enligt processgarantin. Den garanterade halten kunde därmed uppnås med viss marginal, men kvävebelastningen var då 40 % lägre än enligt dimensionering. Den specifika avskiljningen av totalkväve, TKN och fosfor i förhållande till belastningen visas i Figur 4.11.



Figur 4.10
Koncentrationer av totalkväve, TKN, ammoniumkväve och nitratkväve ut från AGS1 och AGS2. Start av hydrolys av primärslam är markerad med pil nr 1. Start av förbiledning av försedimenteringen är markerad med pil nr 2.



Figur 4.11
Specifik avskiljning av totalfosfor (vänster), och totalkväve och TKN (höger) relativt processvolymen som funktion av den specifika belastningen. Den diagonala linjen motsvarar 100 % avskiljning.

I Tabell 4.5 visas medelvärden över provtagningar vid vattentemperaturer under respektive över 10°C. Vid låg vattentemperatur var fosforhalterna högre än vid temperaturer över 10°C. Skillnad kan även ses på kväveavskiljningen. Medelflödet för provtagningsdygnen skiljde sig inte avsevärt. För de utgående halterna från hela verket var skillnaden mellan under och över 10°C mindre. Detta berodde på att det utgående vattnet från AGS blandas med det utgående vattnet från aktivslamlinjen och att sedan fällning och sedimentering tillämpades.

	Flöde*	BOD ₇	COD	P-tot	PO ₄ ³⁻ -P	N-tot	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	SS
	m ³ /d	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
T < 10°C	2813	5,3	42	1,0	0,73	9,4	1,0	7,5	13
T > 10°C	2700	5,7	44	0,29	0,11	6,6	0,54	4,9	15

*Under provtagningsdygn

Tabell 4.5
Utgående halter från AGS-linjen vid temperatur under respektive över 10°C (december 2019–oktober 2021)

4.2.6.2 Omvandlingar under SBR-cyklerna

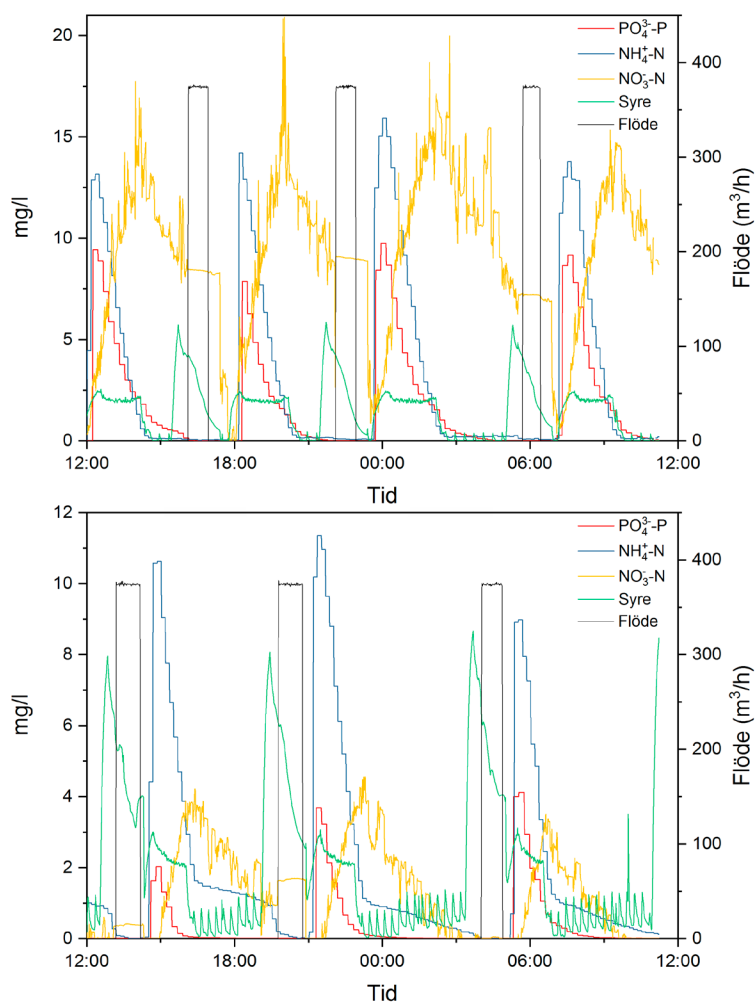
Två typiska onlinekurvor för AGS1 visas i Figur 4.12. Den övre visar ett dygn under högsommar med relativt hög belastning och den nedre ett dygn under hösten med relativt låg belastning. Både dygnen representerar torrväder. Flödet är indikerat för att visa när matning av reaktorn skedde.

Det framgår tydligt att fosfathalten ökade kraftigt direkt efter luftningen startades. När luftningen startades blandades reaktorn om, vilket gjorde att fosfat som släppts från granulerna i den nedre delen av reaktorn vid inmatning under anaeroba förhållanden, registrerades av givaren. Under luftningsfaserna togs sedan all fosfat upp igen i granulerna.

Före luftningen startades skedde en kort fördenitrifikationsfas. Därefter påbörjades luftning, som först skedde kraftigt för att snabbt uppnå börvärdet om i detta fall 2 mg/l. Under luftning skedde nitrifikation där ammonium omvandlades till nitrat. Som framgår producerades ungefär lika mycket nitrat som ammonium oxiderades, vilket innebär att det knappt skedde någon simultan denitrifikation. En del ammonium kan dock adsorberas till granulerna (Bassin *et al.*, 2011; He & Xu, 2018) vilket gör att den verkliga ammoniumkoncentrationen kan vara högre än den uppmätta. Detta innebär att SND underskattas när hänsyn endast tas till den uppmätta ammoniumhalten. Dessutom föreligger inte allt kväve i form av ammonium direkt i början av luftningen utan en del är organiskt bundet och hydrolyseras under luftningen.

Efter att ett börvärde för ammoniumhalten uppnåddes (normalt 1–3 mg N/l) stängdes luftningen av och en relativt lång efterdenitrifikationsfas påbörjades. Under denna fas tillämpades korta luftningspulser för att skapa omrörning. När inloppsflödet och nivån i buffert 1 krävde det, avbröts efterdenitrifikation för en kort strippingfas. Under denna fas skedde kraftig luftning för att stripa av den ansamlade kvävgasen. Syrehalten steg därför under denna fas. Här är det en avvägning för att åstadkomma tillräcklig stripping och samtidigt undvika att få in alltför mycket syre som kan störa nästa anaeroba fas.

Vid torrväderförhållanden under hösten (Figur 4.12) var antalet cykler ungefär samma men annars förelåg stora skillnader. De lägre koncentrationerna under hösten ledde till lägre utgående halter av nitrat. Under hösten skedde betydande simultan denitrifikation trots att syrehalten var högre än under sommaren. Under hösten påverkade syrehalten in i nästa cykel mer än på sommaren. Detta berodde på att syret förbrukades långsammare vid lägre belastning. Pulsluftningen påverkade också syrehalten väsentligt vilket det inte gjorde under högsommaren. Trots detta fungerade både bio-P och efter-DN mycket bra på hösten.



Figur 4.12
Onlinekurvor från AGS1 på Österröds ARV under högsommar (2021-07-08) vid torrväderförhållanden (ovan) och under hösten (2021-10-06) vid torrväderförhållanden (nedan).

4.2.7 Reningsresultat från aktivslamlinjen och hela verket

Reningsresultaten från aktivslamlinjen utvärderades baserat på 32 dygnsprover under Period 3. Resultaten under denna period kan jämföras med AGS-linjen där 115 dygnsprover togs under Period 3.

Utgående koncentration av organiskt material från aktivslamlinjen var generellt lägre än från AGS-linjen (Tabell 4.6). Löst BOD_7 var snarlik och ofta under detektionsgränsen 3,0 mg/l men halten av SS var lägre, i genomsnitt 6 mg/l under Period 3 i jämförelse med 14 mg/l för AGS-linjen. Det ledde till lägre utgående BOD_7 -halt för aktivslamlinjen.

Koncentrationen av totalfosfor var generellt högre för aktivslamlinjen och i genomsnitt 1 mg/l i jämförelse med 0,5 mg/l för AGS-linjen. Här ska det betänkas att eftersom processgarantiperioden pågick för AGS-linjen låg fokus där. Aktivslamprocessen var därför inte helt intrimmad och det fanns potential att sänka både halten fosfor och totalkväve. Förfällning tillämpades inte före aktivslamlinjen efter uppstart i juni 2019. Bio-P stimulerades inte heller eftersom nitrat leddes till zon 1 med returslamflödet och, under en period, även med nitratrecirkulationen.

Koncentrationen av totalkväve var liknande som för AGS-linjen med avseende på medelvärde för Period 3. I likhet med AGS-linjen var nitrifikationen normalt fullständig med låga utgående ammoniumhalter och utgående kväve var framförallt i form av nitrat. Det fanns inte fullgoda förutsättningar för kväveavskiljning heller i aktivslamlinjen. Eftersom ett flertal ventiler inte fungerade kunde det inkommande vattnet inte tillföras de sista zonerna för att fungera som kolkälla för efterdenitrifikation. Zonerna 5–7 på drygt 300 m³ fungerade därför inte så effektivt som avsett eftersom denitrifikation endast

kunde ske endogent och med lagrat organiskt material. Det finns således potential att relativt enkelt förbättra kväveavskiljningen i aktivslamlinjen.

Under november 2020 gjordes en jämförelse av reduktionen av organiska mikroföroreningar, framförallt läkemedel, i AGS- och aktivslamlinjen. Denna studie finns rapporterad i en separat publikation (Wilén *et al.*, 2022)

	AGS-linjen					Aktivslamlinjen				
	BOD ₇ mg/l	P-tot mg/l	N-tot mg/l	NH ₄ ⁺ -N mg/l	SS mg/l	BOD ₇ mg/l	P-tot mg/l	N-tot mg/l	NH ₄ ⁺ -N mg/l	SS mg/l
Period 2	8,1	1,22	7,4	0,9	15	7,4	1,05	6,7	0,72	28
Period 3	5,4	0,49	7,6	0,6	14	2,9	1,05	9,2	0,35	6
2020	6,0	0,34	5,9	0,5	18	4,6	1,29	8,7	0,40	15
2020-T1	9,2	0,43	5,3	0,87	24	9,9	1,13	7,4	0,61	40
2020-T2	11,3	0,43	4,3	0,11	36	3,0	2,32	8,8	0,48	6
2020-T3	4,4	0,31	6,3	0,62	13	3,0	0,97	10,5	0,29	7
2021*	5,0	0,63	9,1	0,7	11	3,1	0,67	9,1	0,35	6
2021-T1	4,8	1,04	10,7	1,11	12	3,0	0,77	7,7	0,26	5
2021-T2	5,0	0,31	8,7	0,50	10	3,0	0,14	11,0	0,54	4
2021-T3*	7,0	0,35	5,2	1,79	12	3,0	2,25	9,9	0,14	5

* Till och med september.

Utgående koncentrationer från hela verket baserat på veckoprover visas i Tabell 4.7. Halten av BOD₇ vår låg i utgående vatten och utsläppskraven uppfylldes med god marginal under hela ombyggnads- och intrimningsperioden.

Utsläppen av fosfor har under ombyggnationen periodvis varit höga och utsläppsvillkoret 0,50 mg P-tot/l som tertialmedelvärde överskreds vid flera tillfällen under perioden 2017–2019. Under 2018 och 2019 överskreds 0,50 mg/l P-tot som årsmedelvärde (Tabell 4.7). Under 2021, efter intrimning, låg halterna för totalfosfor under utsläppsvillkoret 0,30 mg P-tot/l som årsmedel och medel för tertial 2.

Utsläppshalterna av kväve låg sedan 2020 under 10 mg/l både som års- och tertialmedevärden och kväve släpptes huvudsakligen ut i form av nitrat. Under ombyggnaden gav kväveavskiljningen utsläppshalter omkring 15 mg N-tot/l som årsmedelvärde vilket är i linje med vad som uppnåddes tidigare år på reningsverket, före ombyggnationens start.

Figur 4.13 visar, baserat på dygnsprover, de genomsnittliga koncentrationerna av BOD₇, N-tot, P-tot och SS under Period 3 i utgående vatten från AGS, utgående från aktivslamlinjen och utgående från verket. Det var, som förväntat, i första hand SS och fosfor som reducerades i samband med fällning och slutsedimentering efter den biologiska behandlingen.

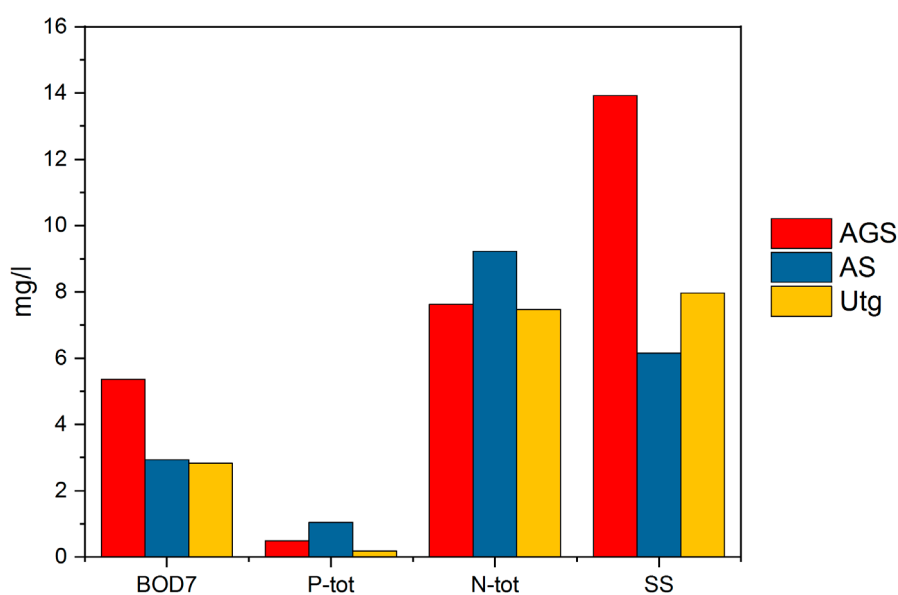
Förbrukningen av polyaluminiumklorid var 150–160 ton/år (100–120 g/m³ inkommande avloppsvatten) under 2018–2019 och 134 ton/år (92 g/m³) under 2020. Förbrukningen fram till den 30 september 2021 motsvarade en årsförbrukning på 90 ton/år (74 g/m³).

Tabell 4.6

Jämförelse av utgående koncentrationer från AGS-linjen och aktivslamlinjen.

	BOD ₇	COD	P-tot	PO ₄ ³⁻ -P	N-tot	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	SS
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2018	5,3	38	0,61	-	16	7,4	-	25
2019	4,5	37	0,99	0,16	14	4,2	8,9	27
2020	3,1	24	0,20	0,081	7,2	0,5	5,9	11
2020-T1	3,4	22	0,27	0,098	7,7	0,6	6,4	12
2020-T2	3,1	27	0,20	0,10	6,6	0,4	5,2	11
2020-T3	2,9	23	0,12	0,051	7,0	0,4	5,9	10
2021*	3,0	29	0,20	0,078	8,3	0,6	7,3	10
2021-T1	3,0	25	0,20	0,063	8,7	0,4	7,7	10
2021-T2	3,0	33	0,18	0,082	8,4	0,8	7,3	10
2021-T3*	3,0	30	0,18	0,073	8,1	0,3	7,1	7

* Till och med september.



Tabell 4.7

Koncentrationer i det samlade vattnet ut från Österröds ARV som årsmedelvärden 2018-2021 och tertialmedelvärden (T1-T3) för 2020 och 2021.

Figur 4.13

Genomsnittliga koncentration under Period 3 i utgående vatten från AGS-linjen, aktivslamlinjen och från hela verket.

Den totala slamproduktionen från verket var som medel under ombyggnadsåren 2017–2019 drygt 400 ton TS/år vilket var samma mängder som under de senaste 10 åren. Under 2020, som var det första hela året med drift av AGS och aktivslam, var slamproduktionen 300 ton TS/år. Den lägre slamproduktionen berodde på den lägre inkommande belastning 2020 som nämnt ovan. Den specifika slamproduktionen skiljde sig därför inte märkbart, 0,14 kg TS/pe/d 2017–2019 och 0,13 kg TS/pe/d 2020. Polymerdoseringen till den mekaniska förtjockaren och slamskruvpressen var i medel 4,5 ton/år perioden 2017–2019 eller 15,6 kg per ton TS avvattnat slam. Under 2020 var förbrukningen lägre, nämligen 2,8 ton/år och 10,0 kg/ton TS.

4.3 Diskussion

4.3.1 Reningsprestanda

Den garanterade utgående koncentrationen av fosfor (1,0 mg/l) från AGS-anläggningen klarades med god marginal. Den garanterade koncentrationen av kväve (10 mg/l) klarades också, men med mindre marginal. Detta skedde vid en genomsnittlig belastning av kväve och fosfor i kg/d som var ungefär 40 % lägre än dimensionerande belastning.

Flödet var närmare den dimensionerande nivån i och med att 40-percentilen för tvåmånadersperioderna under garantiperioden i genomsnitt var 17 % lägre än dimensionerande flöde. Kvoten BOD/N var relativt låg, men enligt förutsättningarna för garantin > 3 kg BOD/kg N.

En fullt belastad anläggning har alltså inte ännu testats vilket gör att det inte går att fastställa om AGS-linjen skulle kunna uppnå de garanterade utsläppsvärdena vid den dimensionerande belastningen. Resultaten tyder på att det är höga flöden som är begränsande för AGS-processen vid Österröd, snarare än belastningen av föroreningar. Detta är en grundläggande begränsning med SBR-teknik som blir särskilt märkbar i samband med låga koncentrationer av föroreningar i inkommande vatten. När det, som vid Österröds ARV, finns en parallell aktivslamlinje är det inte ovanligt att leda en större andel av flödet dit vid höga flöden. På så sätt utsätts AGS-linjen inte för lika stora flödesvariationer. Ett annat sätt är att utnyttja separat högflödesrening vid höga flöden, såsom fällning och sedimentering vid Österröds ARV, förutsatt att det ger tillräcklig rening i förhållande till utsläppskraven.

Inom ramen för föreliggande projekt fanns en ambition att vidareutveckla AGS-tekniken för strängare utsläppskrav såsom 0,1 mg P/l och 5 mg N/l under nordiska förhållanden. Dessa halter kunde inte uppfyllas som årsmedel eller tertialmedel utan endast under kortare perioder med gynnsamma förhållanden såsom hög BOD/N-kvot, relativt hög temperatur och lågbelastning.

En särskiljande faktor för avloppsvattenrening under nordiska förhållanden är låga vattentemperaturer under vintern, särskilt i samband med inläckage av kallt regn- och smältvatten. Det kan innebära att långvariga höga flöden sammanfaller med låg temperatur och låga koncentrationer. Dessa speciella förhållanden verkar ha underskattats något av RHDHV, som var ansvariga för dimensioneringen av AGS vid Österröds ARV. Det är oklart om tillräcklig hänsyn togs vid dimensioneringen att dessa förhållanden, i värsta fall, kan pågå i flera månader i rad. Det är dessa förhållanden som är mest besvärliga för AGS då det leder till korta cykeltider och därmed kort tid för denitrifikation så länge nitrifikation prioriteras. Under resten av året, vid torrväderförhållanden och låg belastning, kunde riktigt låga halter presteras.

Det finns inte så mycket publicerad information om AGS-anläggningar som behandlar kommunalt avloppsvatten efter försedimentering i fullskala. Som belysts ovan (Avsnitt 2.2.1) är det allmänna kunskapsläget fortfarande relativt svagt när det gäller hur partiklar omvandlas och utnyttjas för kväve- och fosforavskiljning i AGS-processer.

En översiktlig jämförelse av dimensionering av AGS-processen med publicerad information från andra Nereda-anläggningar visas i Tabell 4.8. De olika anläggningarna har dimensionerats för olika koncentrationer av inkommande föroreningar och olika temperaturer, och spridningen i dimensionerande uppehållstid vid torrväder och regnväder (HRT min) samt organisk belastning visar hur dessa parametrar kan variera. Det kan noteras att den dimensionerande uppehållstiden, särskilt vid torrväder, är lägre och den organiska belastningen högre för Österröd, särskilt under sommartid när hög belastning infaller. Lägre koncentrationer i inkommande vatten leder generellt till lägre dimensionerande belastning eftersom större relativ andel av cykeltiden blir icke-reaktiv (sedimentering etc.).

	Volym	Flöde torrväder	Flöde max	HRT torrväder	HRT min	Organisk belastning
	m ³	m ³ /d	m ³ /h	h	h	kg BOD ₇ /kg SS/d
Österröd sommar	1 516	3 730	360	9,8	4,2	0,060
Österröd lågsäsong	1 516	3 100	360	11,7	4,2	0,034
Garmerswolde	19 200	19 680	4 200	23,4	4,6	0,041
Dinxperlo	3 750	3 100	570	29,0	6,6	0,023
Epe	13 500	8 000	1 500	40,5	9,0	0,024

4.3.2 Uppstarten

Uppstarten fungerade väl och var tillräckligt snabb i den reaktor som ympades med granuler från Simpelveld ARV i Nederländerna. I den reaktor som ympades med aktivt slam med bra sjunkegenskaper (låg SVI), kväveavskiljningen och bio-P fungerade uppstarten däremot inte tillräckligt bra. Både storleksfördelning och mikroskopering visade tydligt att granuler bildades i AGS1 efter en tid. Koncentrationen av biomassa och andelen granuler i biomassan var dock lägre under uppstarten än i AGS2, och lägre än förväntat. Det tycktes vara en orsak till att reningsresultaten var något, men inte avsevärt, sämre i AGS1.

Den lägre koncentrationen berodde delvis på ett tekniskt problem med en läckande ventil. Den långsamma ökningen i andelen granuler berodde sannolikt på ett alltför svagt selektivt tryck mot granulering. Strategin att ta ut det slam som har sämst sjunkegenskaper lyckades inte tillräckligt bra, bland annat beroende på att styrsystemet ännu inte var helt anpassat. Tekniska problem med recirkulering av uttaget slam till försedimenteringen försvagade periodvis selektionstrycket ytterligare.

Eftersom reningsprestandan var något sämre i AGS1 och strängare utsläppsvillkor närmade sig tillämpades korsympningen för att förkorta uppstarten av AGS1. Resultaten tyder dock på att uppstart med aktivt slam kan fungera under nordiska förhållanden, även om det för Österröd sannolikt hade krävts några månader till.

4.3.3 Suspenderade ämnen

Låga stabila halter av löst BOD uppnåddes hela perioden och BOD-halterna steg endast om halten av SS blev förhöjd.

Vid god kontroll över processinställningarna kunde låga halter av SS, omkring 10 mg/l, åstadkommas. Dock inte lika låga som från aktivslamlinjen. För att uppnå låga halter av SS visade det sig viktigt med en tillräcklig strippingfas före sedimenteringen och att det sämre flockulära slammet tas bort i tillräcklig grad. För Österröd visade det sig att det behövdes slamuttag både efter inmatning och efter sedimentering. Efter detta hade implementerats blev utgående SS-halt låg och stabil. En erfarenhet är också att det är mycket värdefullt att slambufferten är väl tilltagen. En större slambuffert ökar flexibiliteten kring hur stora och frekventa slamuttag som kan göras. Detta till en förhållandevis liten kostnad.

4.3.4 Fosfor

Den biologiska fosforavskiljningen fungerade överlag bra och förväntade utgående fosforhalter uppnåddes trots relativt låg halt av inkommande löst BOD. Primärslamhydrolys i försedimenteringen och förbiledning av försedimenteringen var viktiga för att förbättra bio-P. Vid låga temperaturer fungerade bio-P sämre trots ökat BOD₇/P-förhållande. Bio-P fungerade åter igen bättre från april-maj när vattnets temperatur översteg 10°C. Vid tillfällen då bio-P försämrades vid högre temperaturer på grund av lågt BOD₇/P-förhållande, återställs bio-P snabbt när förhållandena sedan blev gynnsamma igen.

Tabell 4.8

Jämförelse av processvolym samt dimensionerande flöde, hydraulisk uppehållstid (HRT) och organisk belastning för AGS på Österröd med andra Nereda-anläggningar (Pronk *et al.*, 2015b; Royal HaskoningDHV, 2022; Toja Ortega *et al.*, 2021a; van Dijk *et al.*, 2021). Organisk belastning beräknad baserat på BOD₇/BOD₅ = 1,15 och SS = 8 g/l.

Försämrad bio-P stämmer överens med många observationer från litteraturen. De bakterier som är involverade i bio-P kan fungera väl vid låga temperaturer (Helmer & Kunst, 1998) och det är snarare tillgången på lättnedbrytbart organiskt material som brukar vara den begränsande faktorn (Jönsson *et al.*, 1996). Vid låga temperaturer sker hydrolys av partiklar i avloppsvattnet långsammare, både i processen och i ledningsnätet. Det kan leda till brist på lättillgängligt organiskt substrat för bio-P-bakterierna vilket gör att P-upptaget blir begränsat.

Biofilmer såsom aeroba granuler har generellt sämre förmåga att hydrolysera inkommande partiklar än aktivslamflockar (de Kreuk *et al.*, 2010). Det skulle kunna göra att AGS-processer är mer känsliga för ett lågt BOD/P-förhållande än aktivslamprocessen. Det har föreslagits att mindre granuler (Toja Ortega *et al.*, 2022) och/eller en viss andel flockar (Layer *et al.*, 2020a) kan vara positivt för att stimulera hydrolys när lagring av organiskt material från partiklar behöver stimuleras.

På Österröd är slutsedimenteringen med fällning nödvändig för att få ned halten av totalfosfor så att villkoret kan efterlevas, eftersom fosforhalterna är för höga ut från både AGS och aktivslam.

En nackdel med förbiledningen av försedimenteringen, som noterades, var en högre belastning av fiber som kunde ansamlas i reaktorerna. Förbiledningen kan öka risken för igensättning av inloppssystemet.

4.3.5 Kväve

Vid Österröds ARV valdes att tillämpa samma fördelning av flödet till AGS och aktivslam (60:40 %) oberoende av storleken på flödet, för att hålla dygnsbelastningen på båda linjerna så jämn som möjligt. Både AGS- och aktivslamlinjen utsattes därmed för samma flödesvariationer.

Kväveavskiljning med AGS fungerade utmärkt vid torrväderflöden vilket ledde till cykeltider om 4 timmar eller längre. Även kortvariga flödestoppar klarades av bra. Resultaten försämrades dock vid ihållande högflöden. I dessa situationer kunde cykeltiden bli endast 2 timmar varav en stor del åtgår till de mindre effektiva faserna (inpumpning, sedimentering, slamuttag och stripping). Tiden som då kvarstod för nitrifikation och denitrifikation blev begränsad och resultaten försämrades. Så länge nitrifikationen hanns med var detta ingen större fara och en snabb återhämtning till lägre värden skedde när flödena blev normala för torrväder igen. När höga flöden var mer varaktiga, särskilt i kombination med låga vattentemperaturer, försämrades dock även nitrifikationen. AGS-system bör därför dimensioneras för att undvika att reaktorerna utsätts för långa perioder (1–2 veckor) med ihållande höga flöden.

Endast försumbar nitritbildning uppmättes, vilket kan tyda på att nitrifikation och denitrifikation främst gick via nitrat. Under perioder med mycket SND kan dock nitrifikation och denitrifikation ha skett men detta borde i så fall resulterat i något högre halter av nitrit än vad som observerades.

Eftersom nitrifikation prioriterades, var den cykeltid som fanns kvar för denitrifikation starkt beroende av flöde, belastning och temperatur. Under gynnsamma förhållanden kunde nitrathalter under 5 mg N/l presteras. Under den kalla årstiden eller om BOD/N-kvoten inte räckte till kunde nitrathalten i det utgående vattnet från AGS överstiga 10 mg/l. Förbiledningen av försedimentering underlättade. Det mesta av kvävet avskildes normalt genom efterdenitrifikation men bidraget från SND var påtagligt under vissa perioder.

Även om efterdenitrifikationen skedde långsammare än fördenitrifikationen var detta en viktig faktor för kväveavskiljningen. Att efterdenitrifikationen fungerade väl utan någon tillsatt kolkälla visar att det lagrade organiska materialet hade stor betydelse. Efterdenitrifikation kvävs för att uppnå låga utgående kvävehalter oberoende av process. Men om SND inte är tillräckligt omfattande i AGS är beroendet av efterdenitrifikation större än i aktivslam på grund av ett stort volymsutbyte.

Som nämnts ovan, kan AGS ha en lägre kapacitet för hydrolys av partiklar än flockulärt slam. Detta skulle kunna vara orsaken till att snarlika halter av nitrat och totalkväve uppnåddes i aktivslamlinjen trots att ingen förbiledning skedde där. Det är dock svårt att jämföra granuler mot flockar med tanke på att processförhållandena i övrigt skilde sig kraftigt åt. I aktivslamlinjen skedde denitrifikation till stor del genom fördenitrifikation medan i AGS sker mer SND och efterdenitrifikation. Vid SND kan en del av det partikulära BOD som inte hunnit hydrolyseras och lagras även brytas ner med aerobt. Därmed förloras en del BOD som inte förloras i aktivt slam där all partikulärt BOD utsätts för anoxiska förhållanden under fördenitrifikationen.

5 Tillsynsbehov, upphandling och sekretess

I detta kapitel presenteras övriga erfarenheter som gjorts under de första årens AGS-drift. Där ingår en uppskattning av arbetsinsatsen för tillsyn, i jämförelse med aktivslamlinjen. Upphandling och sekretess avhandlas också.

5.1 Tillsyn och bemanning

De sekventiella cyklerna för Nereda-reaktorer styrs från ett överordnat styrsystem (AquaSuite Nereda Controller) som samverkar med verkets befintliga SCADA-system som för Österröds ARV är VA-Operatör. Det överordnade styrsystemet reglerar längder, funktioner och inställningar för de olika faserna och hanterar givardata från AGS-reaktorerna.

Dagliga rutiner för process- och driftpersonal inkluderade kontroll av trendlinjer i styrsystemet och justering av inställningar. Vissa inställningar behövde ändras beroende på flöde, belastning och temperatur. Det visade sig också lämpligt att visuellt inspektera halten av SS i det utgående vattnet och i början och slutet av överskottsslamuttaget. Regelbunden mikroskopering av slammet var värdefull. Här var till exempel fingerliknande utväxter från granulerna tecken på att det fanns överskott av organiskt material som förbrukades i den luftade fasen.

Eftersom styrningen av faserna i hög grad var baserad på givardata, var instrumenteringen avgörande för en bra processkontroll. Korrekt installation, programmering, överlämnande och utbildning vad gäller underhåll, var viktig för bra drift och effektiv uppstart. Analysinstrumenten behövde omhändertas och underhållas noggrant för att minska antalet störningar. Det finns reservstrategier för styrningen ifall något instrument inte fungerar som det ska. För att detta ska fungera är det dock viktigt med tillförlitlighetssignaler från instrumenten till PLC:n och Nereda Controller.

Driftpersonalen på Österröd gjorde en uppskattning av den tid som åtgick för regelbundet underhåll i AGS- och aktivslamlinjen. För AGS-linjen (AGS-reaktorer, buffert 1–2 och slambuffert) var uppskattningen 25 timmar per vecka, varav ca 15 timmar för rengöring, kalibrering och kontroll av instrumenten samt påfyllnad av dess reagenser. Instrumenten kalibrerades och kontrollerades noggrant vart tredje till fjärde vecka. Leverantören av instrumenten besökte inledningsvis anläggningen sex gånger per år för planerat underhåll vilket sedan minskades till två gånger per år. Övrigt underhåll bestod exempelvis av underhåll av pumpar, ventiler och blåsmaskiner. Externt underhåll av blåsmaskiner, som ingick i serviceavtal, inkluderades.

För aktivslamlinjen uppskattades motsvarande tid för underhåll till totalt 5,5 timmar per vecka, varav 2,5 timmar för underhåll av instrumenten och 3 timmar för övrigt underhåll. Utöver detta tillkom tid för driftstörningar som varierade mycket i tid och var svåra att uppskatta.

Skillnaden i tidsåtgång för underhåll mellan AGS- och aktivslamlinjen var således stor. Detta var delvis relaterat till fler, noggrannare och mer tidskrävande instrument för AGS. Erfarenheten var att aktivslamprocessen var mer förlåtande om processinställningarna inte var perfekta eller om instrumenten inte gav korrekta värden. För AGS-processens resultat var det viktigare att fel på instrumenten åtgärdades inom kort tid. Detta är relaterat till att AGS-processen behöver styrning baserad på givardata för att reglera cykellängd och uppehållstid efter flödet, vilket inte behövs i en kontinuerlig process.

Den första tidens höga tillsynsbehov minskade dock. Redan strax efter denna studie minskade tidsåtgången för instrumenten till AGS från 15 till 8 timmar varav analyserna tog mest tid, 4 timmar per vecka. Under processgaranti perioden försumrades ingen givare i AGS-linjen, men det är möjligt att prioritera annorlunda. Om fokus exempelvis läggs på ammonium erhålls mindre information men styrningen kan fungera hyfsat ändå och arbetsinsatsen blir väsentligt mindre.

Projektet med uppstart och intrimning av det ombyggda reningsverket var mycket bra bemannat, särskilt under den senaste delen. Strömstads kommun anställde en processingenjör som tidigare arbetat på RHDHV och som därför redan hade mycket praktisk erfarenhet av AGS. Det anställdes även engagerade drifttekniker. Under hela tiden erhöles stöd från RHDHV med regelbundna digitala möten. Kommunen hade även anlitat en processkonsult från H2OLAND som var med hela vägen från alternativstudie, tillståndsansökan, processdimensionering, och intrimning. Inställningarna diskuterades alltid öppet mellan Strömstads kommun, RHDHV och H2OLAND. VA-chefen, som hade modet att välja den rekommenderade nya tekniken i fullskala, överlät detaljstyrningen till processingenjörerna. Ett omfattande provtagnings- och analyspaket togs fram för att följa upp anläggningen. Alla inblandade parter var uppkopplade till styrsystemet online. Föreliggande SVU-projekt innebar en utökning av analyser och tolkning av resultat med diskussioner och workshops i projektgruppen. Arbetsgruppen och kontrollen över anläggningen kunde därmed knappast blivit bättre, vilket förbättrade sannolikheten för bra resultat.

Det är onekligen så att AGS-processen behövde mer tillsyn och uppmärksamhet än aktivslamprocessen. Efter de första årens drift kan det förväntas att skillnaderna i tidsåtgång blir allt mindre. Erfarenheten från Österröd skiljer sig hittills från AGS-anläggningarna i Nederländerna, vilka sägs klara sig med minimal tillsyn. I efterhand tyckte de flesta inblandade i Strömstad att AGS-processen verkar lämpa sig bättre för något större VA-organisationer. För en liten organisation som Strömstads kommun kändes arbetet med introduktion och uppföljning av en ny teknik alltför omfattande.

5.2 Upphandling och sekretess

Som tidigare har rapporterats i kunskapssammanställningen om AGS finns en stor mängd patent och patentansökningar från olika delar av världen som berör aeroba granuler (Bengtsson *et al.*, 2017). Det som är möjligt att patentskydda kring AGS är olika tekniska lösningar för att göra anrikningen av granuler, eller reningsprocessen i stort, mer effektiv.

RHDHV i Nederländerna erbjuder en AGS-process under varumärket Nereda[®], och RHDHV är i nuläget den dominerande leverantören av AGS-processer. I Skandinavien är EnviDan licenstagare för Nereda och denna teknik kan således upphandlas av dem på den svenska marknaden. RHDHV har några patent som skyddar vissa aspekter av tillämpning av AGS (Bengtsson *et al.*, 2017). Ett av de mest centrala patenten, gällande omväxlande anaeroba/aeroba förhållanden för att gynna granulering, löper dock ut under 2023 (van Loosdrecht & de Kreuk, 2004).

Vid upphandlingen av Nereda visade det sig kräva mycket tid och resurser för att komma överens och ta fram ett avtal mellan Strömstad kommun och RHDHV. Processen för att ta fram ett kontrakt pågick under ett år. Förhandlingarna kring villkoren för processgarantin mynnade ut i ett omfattande, omständligt och svårläst avtal. Det krävdes både interna personalresurser och externa tekniska och juridiska konsulter innan förhandlingarna ledde till en överenskommelse. Med erfarenheterna från Strömstad är det sannolikt att denna process kommer gå smidigare för framtida anläggningar i Sverige.

Ett avtal för användning av Nereda innefattar vanligen sekretess. All personal som arbetar på reningsverket liksom extern personal och besökare behöver underteckna

sekretessavtal. Sekretessavtalen kan vara tecknade mellan VA-organisationen och RHDHV/EnviDan och mellan den konsult/entreprenör som arbetar med Nereda och RHDHV/EnviDan. Besökare undertecknar däremot ett personligt sekretessavtal och VA-organisationen ansvarar för att detta sker. För Strömstad gällde sekretessavtalet framförallt design, ritningar och styrsystem-/program specifika för Nereda. All bygg, maskin och el för Nereda och resten av anläggningen kunde handlas upp i anbuds-konkurrens. Det innebar att en begränsad del av den totala anbudssumman inte kunde konkurransutsättas. För denna del kunde ett undantag från upphandlingsreglerna göras med hänsyn till att produkten är skyddad av ensamrätt och andra leverantörer inte kunde leverera en likvärdig eller bättre produkt. Här var kombinationen av en energisnål och kompakt teknik med enkel utformning central.

6 Jämförelse av volymbehov, energibehov och kostnader för AGS och aktivt slam

I detta kapitel presenteras en jämförelse av volym- och platsbehov, energianvändning och kostnader mellan AGS-anläggningen och den parallella aktivslamlinjen på Österröds ARV.

6.1 Metoder

Energianvändningen för AGS- och aktivslamlinjerna jämfördes från oktober 2020 till och med september 2021 baserat på data från SCADA-systemet (VA-Operatör) och relaterades till antal m³ behandlat vatten med dygnsflödesdata från VA-Operatör samt reducerad mängd BOD₇ och kväve med hjälp av analysresultat från ackrediterat laboratorium.

I AGS-linjen ingick energianvändning från fyra blåsmaskiner, två omrörare i buffertbassäng 1, tre pumpar till AGS-bassängerna, två slampumpar från slambuffert till slambehandling samt en länsypump. Eftersom pumparna i buffert 2 inte var i drift bidrog de inte till någon energianvändning. I aktivslamlinjen ingick energianvändning från tre blåsmaskiner, åtta omrörare, tre cirkulationspumpar för nitratrecirkulation, två returslampumpar samt slamskrapan och flytslampumpen i mellansedimenteringen. Mer detaljer kring komponenterna vars energianvändning ingick finns i Bilaga B.

6.2 Resultat och diskussion

6.2.1 Volym

De volymer och ytor som tas i anspråk för AGS- respektive aktivslamprocessen på Österröds ARV visas i Tabell 6.1. Delstegen för processerna summerades och sattes i förhållande till antal dimensionerande pe för respektive linje. Volym och ytor för gemensamma anläggningsdelar såsom flockning, försedimentering och slutsedimentering fördelades till respektive linje enligt belastningen 60 % till AGS och 40 % till aktivslam.

Det specifika volymbehovet beräknades till 0,19 m³/pe för AGS-linjen och 0,28 m³/pe för aktivslamlinjen när flockning, försedimentering och slutsedimentering inkluderades. Det specifika volymbehovet för AGS var således 31 % lägre. Det specifika ytbehovet per dimensionerad pe beräknades vara 48 % lägre för AGS- än för aktivslamlinjen.

Aktivslamanläggningen är byggd i en befintlig volym med ungefär halva vattendjupet jämfört med de nybyggda AGS-volymer. Om aktivslambassängerna istället hade byggts med samma djup som AGS-bassängerna (7 m), hade det specifika ytbehovet per pe istället varit 37 % lägre för AGS- än för aktivslamlinjen.

En jämförelse kan också göras endast baserat på de anläggningsdelar som krävs för den biologiska behandlingen, det vill säga inklusive buffertvolym och eventuell mellansedimentering men exklusive flockning, försedimentering och slutsedimentering. Enligt en sådan jämförelse har AGS-linjen på Österröd 40 % lägre volymbehov och 67 % lägre specifikt ytbehov än aktivslamlinjen vid befintliga bassängdjup. Med samma djup i biobassänger (7 m) hade detta specifika ytbehov varit 56 % lägre för AGS-linjen.

Skillnaderna i volym- och ytbehov för de två linjerna på Österröds ARV är liknande för vad som beräknats i tidigare studier (Bengtsson *et al.*, 2019a) och observerats i fullskala i Nederländerna (Pronk *et al.*, 2015b).

	Volym (m ³)		Yta (m ²)	
	AGS	AS	AGS	AS
Flockning	84	56	24	16
Försedimentering	480	320	120	80
Buffert 1	340	-	70	-
Reaktorvolym	1 510	1 300	220	360
Mellansedimentering	-	1 290	-	380
Buffert 2	450	-	70	-
Slambuffert	30	-	10	-
Flockning	48	32	12	8
Slutsedimentering	558	372	273	182
Totalt	3 500	3 370	799	1 026
Totalt per dimensionerad pe	0,19	0,28	0,044	0,086
Exkl. flockning, för- och slutsed.	2 330	2 590	370	740
Exkl. flockning, för- och slutsed. per pe	0,13	0,22	0,021	0,062

Tabell 6.1

Volym- och ytbehov för AGS- och aktivslamlinjen på Österröds ARV. Anläggningsdelar gemensamma för båda linjerna har räknats in med 60 % för AGS och 40 % för aktivslamlinjen. Våtvolymer.

En jämförelse av den faktiska kapaciteten (exempelvis som m³ processvolym per kg N avskild) för de båda linjerna vore intressant, men skulle kräva att båda linjer utsattes för den belastning där de garanterade villkoren fortfarande uppnås med viss marginal. Det kan också noteras att slammängden per behandlad m³ avloppsvatten var omkring 25 % högre i AGS-linjen. Granulerna hade dock sannolikt en högre andel inaktiv biomassa än aktivslammet.

6.2.2 Energi

Elanvändningen för hela Österröds ARV var relativt stabilt under åren 2011–2017 med i genomsnitt 1 200 MWh/år vilket motsvarade 110–160 kWh/pe och 0,6–0,9 kWh/m³. Under 2018 och 2019 var elanvändningen högre än tidigare år, 1 960 MWh/år och 1 620 MWh/år, vilket berodde på inhyrda maskiner för provisorisk drift under ombyggnaden, manskapsbodas för byggarbetare och tillfällig uppvärmning av alla lokaler. Under 2020 och 2021 var elanvändningen mer normal igen på 1 370 MWh/år respektive 1 310 MWh/år, eller 0,94 kWh/m³. Elanvändningen relativt belastningen (210 och 160 kWh/pe) och flödet (0,94 och 1,07 kWh/m³) var dock fortfarande högre än före ombyggnaden. Det beror på att det ombyggda reningsverket är redo för en betydligt högre belastning och därmed har en högre fast elanvändning för maskiner, kringutrustning och uppvärmning av lokaler.

För svenska avloppsreningsverk med liknande belastning (5 000 - 20 000 pe), var den genomsnittliga energianvändningen 140 kWh/pe totalt och 110 kWh/pe för el exklusive inloppspumpning (Svenskt Vatten, 2021). Österröd hade alltså en total elanvändning som var nära den genomsnittliga för dessa jämförbara verk före ombyggnad, men en något högre elanvändning efter ombyggnaden.

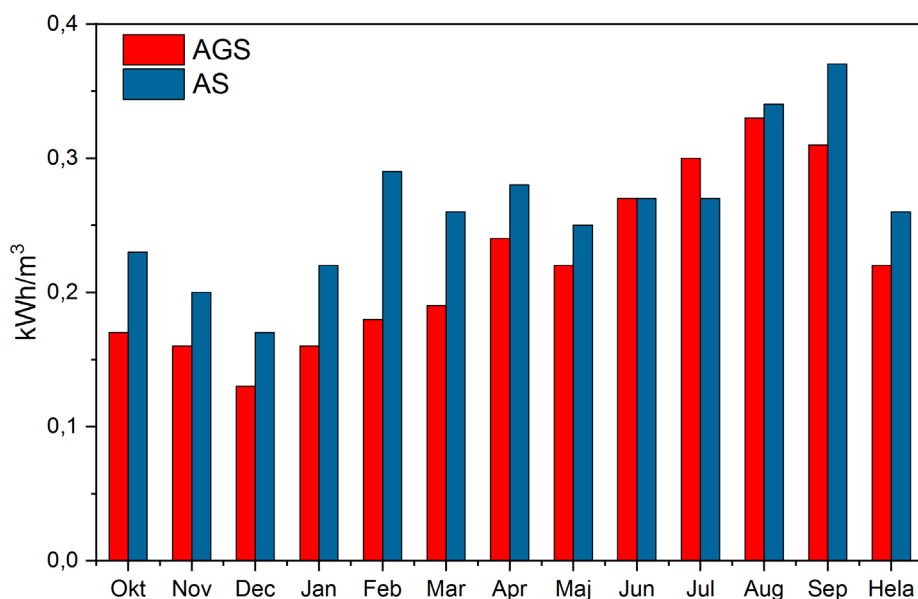
Elanvändningen för AGS- och aktivslamlinjen jämfördes efter båda linjernas uppstart under perioden oktober 2020 till och med september 2021. Jämförelsen inkluderar maskinutrustning som var direkt relaterad till processfunktionerna såsom blåsmaskiner, omrörare och pumpar. Denna elanvändning var i genomsnitt omkring 1 000 kWh per dygn och stod för ungefär en fjärdedel av verkets totala elanvändning. Utöver de objekt som var direkt kopplade till processerna tillkommer energianvändning för bland annat uppvärmning, ventilation, analysatorer, hydrolyspump och annan kringutrustning. Denna elanvändning mättes inte kontinuerligt utan uppskattades till ca 400 kWh/d för AGS-linjen (Bilaga B). Den fortsatta redovisningen fokuserar på den direkt relaterade maskinutrustningen och inkluderar därför inte kringutrustningen.

Det är viktigt att vara medveten om att fokus vid driften av reningsverket inför den undersökta perioden låg på att genomföra uppstart av alla funktioner och intrimning för att uppnå utsläppsvillkor. Särskilt fokus låg på AGS-processen inför, och i samband med, den pågående garantiperioden. Ingen av linjerna hade optimerats med avseende på energianvändning och det fanns därför outnyttjad potential att sänka energianvändningen för både AGS- och aktivslamlinjen. Jämförelsen visar därmed situationen vid stabil drift med nästan alla funktioner på plats, men utan några större ansträngningar för att minska elanvändningen. Dessutom finns potential att förbättra kväveavskiljningen för aktivslamlinjen, som nämnts ovan, utan ökad elanvändning.

Den genomsnittliga elanvändningen under perioden var 523 kWh/d för AGS-linjen och 402 kWh/d för aktivslamlinjen och variationen mellan månader var högre för AGS-linjen. I förhållande till volym behandlat vatten var elanvändningen 0,22 kWh/m³ för AGS-linjen och 0,26 kWh/m³ för aktivslamlinjen (Figur 6.1). Således var elanvändningen per m³ 15 % lägre i AGS-linjen.

Beräknat per mängd reducerad BOD₇ var elanvändningen 55 % lägre för AGS-linjen (Tabell 6.2). En jämförelse baserad på reducerad BOD blir dock något missvisande med tanke på att BOD-halten in till AGS-linjen ökades medvetet för att förbättra närsaltavskiljningen. Analysdata för kvävereduktionen över aktivslamlinjen var otillräcklig för en bra jämförelse av elenergianvändning per kg reducerad totalkväve, vilket syns i form av hög spridning och ett negativt värde i Tabell 6.2. Elanvändningen i förhållande till mängd reducerad TKN var i genomsnitt 23 % lägre för AGS-linjen.

Jämförelsen baserad på behandlad volym anses mest relevant. Den 15 % lägre energianvändningen var i linje med tidigare beräknade uppskattningar som indikerade 0–30 % lägre för AGS än aktivt slam beroende på processutformningen för aktivslamprocessen (Bengtsson *et al.*, 2019a).



Figur 6.1

Elenergianvändning uppmätt för direkt processrelaterad maskinutrustning i förhållande till behandlad volym.

	AGS			AS		
	kWh/ m ³	kWh/ kg BOD ₇ red.	kWh/ kg N-tot red.	kWh/ m ³	kWh/ kg BOD ₇ red.	kWh/ kg N-tot red.
Oktober	0,17	2,8	13	0,23	4,3	64
November	0,16	2,1	11	0,20	4,1	17
December	0,13	3,0	12	0,17	5,0	-56
Januari	0,16	2,3	9,9	0,22	4,9	14
Februari	0,18	2,2	10	0,29	5,3	17
Mars	0,19	2,3	11	0,26	3,4	14
April	0,24	1,8	8,4	0,28	2,8	15
Maj	0,22	2,0	8,6	0,25	-	-
Juni	0,27	3,5	7,4	0,27	4,5	11
Juli	0,30	3,6	7,6	0,27	4,6	12
Augusti	0,33	2,4	6,7	0,34	2,8	6
September	0,31	1,5	5,3	0,37	3,8	10
Hela perioden	0,22	2,1	7,0	0,26	4,7	11

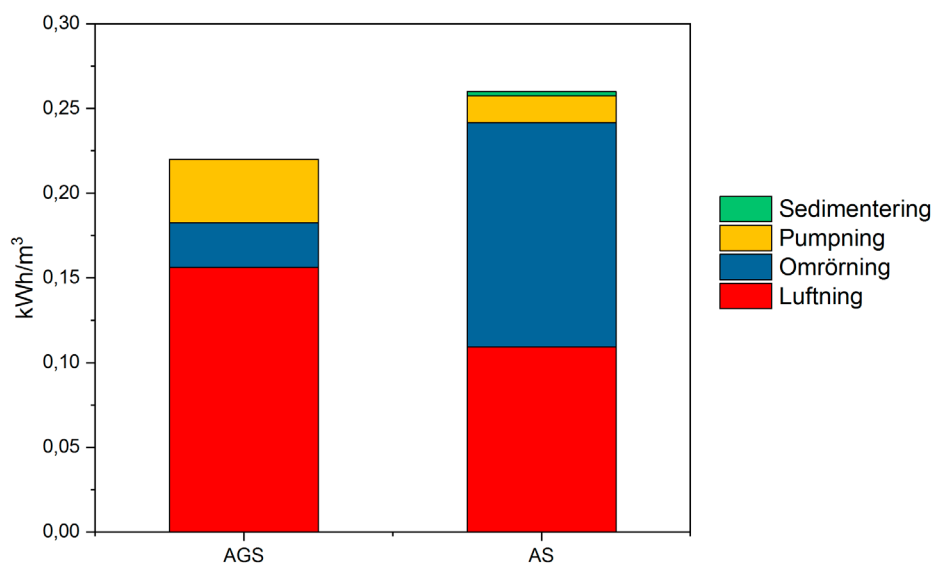
I Figur 6.2 visas den genomsnittliga elanvändningen per behandlad volym fördelad på pumpning, omrörning, luftning och sedimentering. Sedimentering innefattar slamskrapa och flytslumpump till aktivslamlinjens mellansedimentering. Pumpning i AGS-linjen avser pumpning av inkommande vatten till reaktorerna. Till aktivslamlinjen behövdes ingen inpumpning eftersom vattnet rann med självfall. Pumpning i aktivslamlinjen avser returslam och nitratrecirkulation. Omrörning avser buffert 1 för AGS-linjen de oluftade zonerna för aktivslamlinjen (zon 1–3 och 5–7).

Elanvändningen för luftning var 43 % högre i AGS- än aktivslamlinjen per behandlad m³ (Figur 6.2). För AGS-linjen inkluderar luftningen även den pulsluftning som sker för att skapa omblandning under faserna med för- och efterdenitrifikation. Summan av omrörning och luftning kan betraktas ha samma funktion i de båda linjerna. Detta var en anledning till den högre elanvändningen för luftning i AGS-linjen.

Elanvändningen för omrörning var hög i aktivslamlinjen, och högre än för luftning (Figur 6.2). Den specifika elanvändningen per omrörd reaktorvolym anges i Tabell 6.3. Denna nivå borde kunna sänkas genom att sänka hastigheten på omrörarna, endast använda en omrörare i zon 1 och 5 där det finns två installerade och/eller tillämpa intermitterande omrörning. I en undersökning bland österrikiska avloppsreningsverk observerades betydligt lägre genomsnittlig specifik energianvändning på 6,8 W/m³ för bassänger < 200 m³ och 4,8 W/m³ för bassänger 200–500 m³ (Füreder *et al.*, 2018). Om den specifika elanvändning för omrörning skulle sänkas till nivån vid dessa anläggningar, skulle den genomsnittliga elanvändningen för aktivslamlinjen minska med 24 %. Efter sådan optimering skulle den elanvändningen för aktivslamlinjen istället vara 10 % lägre än för AGS-linjen.

Tabell 6.2

Elenergianvändning uppmätt för direkt processrelaterad maskinutrustning i förhållande till behandlad volym avloppsvatten, reducerad mängd BOD₇ och reducerad mängd totalkväve.



Figur 6.2

Fördelning av energi-användningen för olika typer av objekt i AGS- respektive aktivslamlinjen.

	Energianv. (kWh/d)	Specifik energianv. (W/m³)
Zon 1	80	16,7
Zon 2	37	11,3
Zon 3	20	6,3
Zon 5	39	9,2
Zon 6	20	9,2
Zon 7	19	19,6

Tabell 6.3.

Energianvändning för omrörning i de omrörda zonerna i aktivslamlinjen.

För både AGS- och aktivslamlinjen används vridkolvsblåsmaskiner till luftningen. För denna typ av blåsmaskiner ökar energianvändning mer med ett ökat mottryck än för andra typer av blåsmaskiner, såsom skruvblåsmaskiner och turboblåsmaskiner (Bengtsson *et al.*, 2019b). På grund det relativt höga vattendjupet i AGS-reaktorerna är också mottrycket från vattenpelaren relativt hög i denna linje. Med skruv- eller turboblåsmaskiner hade energianvändningen för luftningen varit markant lägre för AGS-linjen men endast något lägre i aktivslamlinjen. Det är mycket viktigt för energieffektiviteten vid luftning att rätt krav och utvärdering tillämpas vid upphandling. Även upphandling av en totalentreprenad, där luftningsutrustning ofta är en mindre del av den totala investeringen, bör genomföras med utvärdering baserad på livscykelkostnad. Detta avhandlas utförligt i SVU-rapporten "Effektiv luftning – Design, drift, underhåll och upphandling av luftningsutrustning för kommunala avloppsreningsverk" (Bengtsson *et al.*, 2019b). En jämförelse av energianvändning för luftning vid samma vattendjup för AGS och aktivt slam finns i kunskapssammanställningen (Bengtsson *et al.*, 2017).

Det ska också noteras att den andel av elanvändningen som inte var direkt relaterad till processfunktionerna var relativt stor. Denna typ av elanvändning kan exempelvis minskas med välisolerade byggnader, isolerade rörsystem, dränkbara istället för torruppställda pumpar och värmeåtervinning från blåsmaskiner.

Sammantaget finns potential att minska energianvändningen för både AGS- och aktivslamlinjen. Det är oklart hur en jämförelse av elanvändningen skulle se ut efter sådana åtgärder. Det är viktigt att notera att en AGS-process är, *i sig*, varken mer eller mindre energieffektiv än en aktivslamprocess utan det beror på hur båda processerna är utformade. Design och styrning av luftning och omrörning samt eventuell lyfthöjd för vattnet är långt mer avgörande för energieffektiviteten än valet av AGS eller aktivslam.

Resultaten från Österröd bekräftar däremot att en AGS-process kan vara kompakt relativt en aktivslamprocess utan att energianvändningen blir väsentligt förhöjd, såsom är fallet med membranbioreaktorer (MBR) och processer med rörliga bärare (MBBR och IFAS) (Bengtsson *et al.*, 2019a). Då ingen slamrötning tillämpas i vid Österröds ARV, har eventuella skillnader i biogasproduktion inte kunnat studeras.

6.2.3 Kostnader

En jämförelse av driftkostnader innebär vissa osäkerheter med tanke på den begränsade drifttiden. Elenergianvändningen kan, efter justering av omrörningen i aktivslamlinjen, antas bli ungefär likvärdig för de två linjerna eller något lägre för aktivslamlinjen. Hittills har AGS-linjen krävt mer tillsyn. AGS-linjen har också fler instrument med tillhörande kostnader för reagens och underhåll. Underhåll av blåsmaskiner och övrig maskinutrustning kan antas vara ungefär likvärdig för AGS- och aktivslamlinjen. Fosforhalten var något högre ut från aktivslamlinjen vilket gör att aktivslamlinjen kan hävdas ge upphov till högre förbrukning av fällningskemikalie, vid för- eller efterfällning. Dock kommer bio-P kunna stimuleras även i aktivslamlinjen och de två linjerna blir då likvärdiga i det avseendet. Totalt sett är således erfarenheten att AGS-linjen innebär något högre driftkostnader än aktivslamlinjen på Österröd. Inför ombyggnaden uppskattades de förväntade driftkostnaderna, i synnerhet för energi, tvärt om bli lägre för AGS än aktivt slam när dessa alternativ jämfördes som alternativ för utbyggnad (de Blois & Areskoug, 2014). Detta visar att det inte alltid är enkelt att uppskatta driftkostnader i förväg, särskilt gällande en ny och inom landet obeprövad teknik.

Gällande investeringar är de två linjerna inte jämförbara eftersom bassängerna byggdes vid olika tidpunkter. Medan AGS-volymerna är nybyggda är aktivslamdelen endast renoverad i samband med ombyggnaden. Däremot gjordes en jämförande studie inför ombyggnaden då utbyggnad med AGS jämfördes med utbyggnad med ytterligare en aktivslamprocess (de Blois & Areskoug, 2014). De uppskattade kostnaderna i denna jämförelse återges i Tabell 6.4. Utbyggnadsalternativet med aktivt slam baserades på att den befintliga slutsedimenteringen kunde utnyttjas som mellansedimentering för den nya aktivslamlinjen. Uppskattningen gjordes i ett relativt tidigt skede med de osäkerheter som det innebär.

Enligt uppskattningen skulle investeringskostnaden för AGS bli lägre än för aktivslam, 115 miljoner kronor i jämförelse med 123 Mkr för aktivslamalternativet. Aktivslamalternativet innebar högre byggkostnader på grund av större processvolymer trots att den befintliga sedimenteringsbassängen kunde utnyttjas (mikrosilar skulle användas för slutpolering). Den årliga kapitalkostnaden, beräknad enligt annuitetsmetoden med 4 % ränta, blev däremot snarlik för de två alternativen med 7,8 respektive 8,0 Mkr. Det berodde på att byggkostnaderna, som var högre för aktivslamalternativet, har 40 års avskrivningstid, vilket är längre än maskin, el och VVS som har 15–20 år. Längre avskrivningstid leder till lägre kapitalkostnad.

AGS-alternativet innebar kostnader för licens och processgaranti för Nereda. Kostnaden för processgaranti ansågs inte behövas för aktivslamalternativet vid Österröd. Framöver kanske en processgaranti inte heller förbehövs för AGS.

Sammantaget uppskattas att vid ett nybygge av hela anläggningen (inklusive aktivslam-sedimentering) och med samma typ av processgaranti, bör AGS i de flesta fall leda till lägre investeringskostnader än en aktivslamprocess. Gällande driftkostnaderna pekar erfarenheterna vid Österröd hittills på att de är något lägre för aktivslam.

	Avskrivningstid	Investering		Årlig kapitalkostnad	
		Aktivslam	AGS	Aktivslam	AGS
	År	Mkr	Mkr	Mkr/år	Mkr/år
Bygg	40	42,4	33,7	2,1	1,7
Mark	40	6,5	6,3	0,3	0,3
Maskin	20	31,6	28,3	2,3	2,1
Maskin, Nereda	20	-	2,5	-	0,2
Styrssystem, licens, uppstartsstöd, Nereda	20	-	2,3	-	0,2
El	15	19,2	17,3	1,7	1,6
Ny utloppsledning	40	13,6	13,6	0,7	0,7
VVS	15	9,2	8,4	0,8	0,8
Garanti Nereda	20	-	2,7	-	0,2
Totalt	-	122,6	115,0	8,0	7,8

Tabell 6.4

Jämförelse av kostnader för investering i AGS- eller aktivslamprocess för utbyggnad av Österröds ARV (de Blois & Areskoug, 2014). Aktivslamalternativet exkluderar byggnation av sedimenteringsbassäng och processgaranti. Årliga kapitalkostnader beräknades med hjälp av annuitetsmetoden med 4 % ränta.

7 Mikrobiell analys av AGS vid Österröd

De mikrobiella samhällena i AGS-reaktorerna på Österröds ARV undersöktes från starten av reaktorerna i juni 2018 till december 2021, totalt en period på 1269 dagar. Aktivslamanläggningen undersöktes i perioden med stabil drift från juni 2020 till december 2021, totalt 547 dagar. I detta kapitel presenteras först en genomgång av metodiken och därefter resultat och diskussion.

7.1 Metoder

7.1.1 Metodik för amplikonsekvensering

Den mikrobiella analysen av AGS vid Österröds ARV utfördes med en metod som kallas amplikonsekvensering. Med denna metod analyseras enskilda gener. För undersökningar av hela det mikrobiella samhället väljs gener som finns i samtliga mikroorganismer. Det vanligaste valet är genen för den lilla subenheten av ribosomen, genen för 16S rRNA (Caporaso *et al.*, 2011). För denna gen finns det stora databaser baserade på omfattande forskning världen över vilket gör att det går att fastställa identiteten på många av mikroorganismerna baserat på gensekvensen. Det finns också en specifik databas över mikroorganismer i avloppsvattenrening som etablerats inom det danska projektet MiDAS (Nierychlo *et al.*, 2020), där hittills över 700 avloppsreningsverk ingår. Från Sverige ingår idag ett antal reningsverk i det som kallas MiDAS Sweden, som bygger på amplikonsekvensering av just genen för 16S rRNA. I denna studie har databasen MiDAS använts för att bestämma mikroorganismerna för att nå så hög precision som möjligt.

Vid amplikonsekvensering extraheras först DNA. Den utvalda genen (här för 16S rRNA) amplifieras (förmeras) därefter med PCR ("polymerase chain reaction"), där varje prov förses med en specifik genetisk markör (som en streckkod). Därefter renas PCR-produkterna och sekvenseras med djupsekvensering, vanligen baserat på Illumina MiSeq plattformen (Caporaso *et al.*, 2012). Med hjälp av den genetiska markören kan sekvenserna som erhålls separeras mellan proverna. Efter bioinformatik av de erhållna sekvenserna är det första resultatet en tabell över samtliga unika gensekvenser i ett prov. Dessa anges som så kallade "amplicon sequence variants", förkortat ASVs. Genom att jämföra med databaser kan taxonomin för varje ASV fastställas. Sekvenser identiska med dem från välkända och vanligt förekommande mikroorganismer kan fastställas till art (till exempel *Nitrosomonas oligotropha*, som är en välkänd nitrifierande bakterie), medan sekvenser med mindre likhet till välkända mikroorganismer bestäms med lägre precision (till exempel till familjen *Nitrosomonadaceae*, för en hittills icke fastställd släkting till *Nitrosomonas oligotropha*).

En stor fördel med amplikonsekvensering är att det går att analysera många prover samtidigt, vilket gör att mikrobiella samhällen kan jämföras över tid eller mellan olika typer av prov. För att göra sådana jämförelser krävs ytterligare bioinformatik och multivariat statistik. De tillvägagångssätt, program och metoder vi använt beskrivs i en separat publikation (Modin *et al.*, 2020).

7.1.2 Tillämpningar av amplikonsekvensering på biologisk avloppsvattenrening

Genom ett snabbt växande antal studier på framför allt aktivt slam finns det idag en allt bättre bild av hur det mikrobiella samhället vid avloppsvattenrening ser ut, hur det utvecklas över tid och vilka faktorer som är avgörande för samhällets sammansättning. En stor jämförande studie på 269 avloppsreningsverk med aktivt slam världen över

kunde visa på en enorm diversitet, över 1 miljard olika bakteriearter, där bara en mycket liten andel (0,001%) hade egenskaper som var tidigare kända genom renkulturer (Wu *et al.*, 2019). Men färre än 30 typiska grupper av bakterier var gemensamma för reningsverken spridda över hela världen (Wu *et al.*, 2019). Dessa grupper utgör ett ”kärnsamhälle” som har tydlig koppling till avloppsreningsverkens funktion. Liknande ”kärnsamhällen” har observerats i ett antal andra studier, vilket tyder på att detta är en generell egenskap i aktivt slam (Begmatov *et al.*, 2022; de Celis *et al.*, 2022; Saunders *et al.*, 2016).

Genom ekologisk modellering har det också kunnat visas att slumpmässiga processer, som immigration av bakterier från inkommande avloppsvatten, spelar en avgörande roll för den mikrobiella sammansättningen i aktivt slam (Dottorini *et al.*, 2021; Wu *et al.*, 2019), men att miljömässiga betingelser och styrbara faktorer såsom temperatur, tillgång på substrat och slamålder har stor betydelse för att forma de funktionella och specialiserade mikrobiella samhällena i aktivslamprocessen (de Celis *et al.*, 2022; Griffin & Wells, 2017; Johnston & Behrens, 2020; Vuono *et al.*, 2015).

Studier av det mikrobiella samhället i AGS i fullskala är hittills begränsade i antal och kunskapsnivån är därmed lägre. Men däremot har ett stort antal studier gjorts i reaktorer i labbskala. På grund av stora gradienter av lösta ämnen inom en granul sker en stratifiering där olika funktionella grupper av mikroorganismer sitter på olika djup (Gonzalez-Gil & Holliger, 2014; Quoc *et al.*, 2021b), vilket är grunden för samtidig nitrifikation och denitrifikation tillsammans med fosforupptag vid bio-P i den luftade fasen. Det har också visat sig att dynamiken vid uppstart av AGS-reaktorer, när granulerna ska formas, är avsevärd innan stabil rening erhålls (Liebana *et al.*, 2019); att AGS kan anpassas till låga temperaturer (Gonzalez-Martinez *et al.*, 2017); hur varierande belastning av organiskt material och kväve påverkar funktionen (Szabo *et al.*, 2017a; Wang *et al.*, 2019); och att det organiska materialets sammansättning i inkommande avloppsvatten har stor betydelse för granulernas storlek, stabilitet, sammansättning och funktion (Layer *et al.*, 2019; Pronk *et al.*, 2015a).

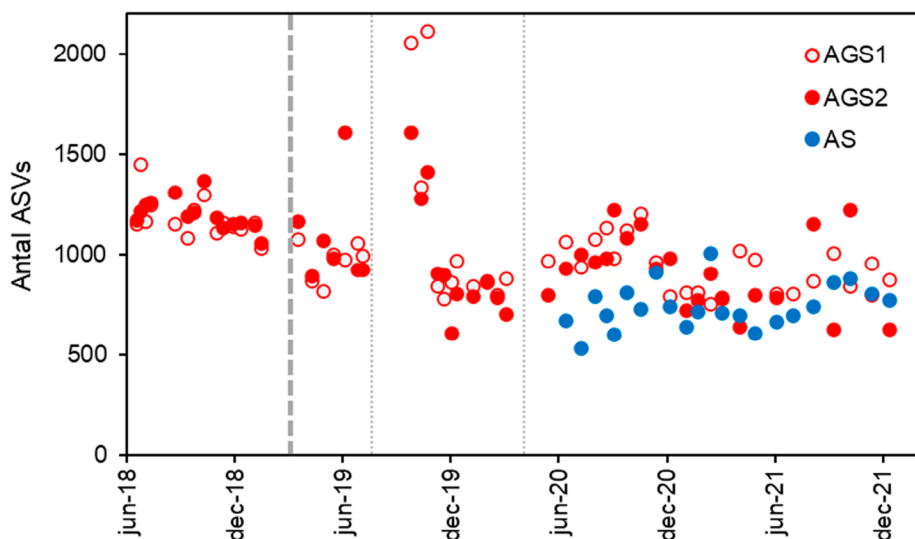
Det saknas ännu studier på AGS i fullskala där den mikrobiella sammansättningen och reningsförmågan utvärderas över tid där årstidsvariationer i temperatur, belastning och andra miljöbetingelser tas i beaktande. I detta kapitel och i relaterade forskningsartiklar och konferenspresentationer fokuseras på just detta.

7.2 Resultat och diskussion

Nedan redovisas resultat av analyserna av de mikrobiella samhällena i AGS-reaktorerna på Österröds ARV. Som nämnts ovan ympades AGS1 med aktivt slam och AGS2 med granuler från en annan AGS-anläggning.

7.2.1 Diversitet i de mikrobiella samhällena

Diversiteten, det vill säga artrikedomen av mikroorganismer, uppmättes som antalet ASVs. I första perioden, med uppstart av AGS-reaktorerna, fanns en tendens till en minskning i diversitet (Figur 7.1), vilket skulle kunna förklaras med en alltmer homogen biomassa där stora och snabbt sjunkande granuler kom att dominera med tiden (Figur 4.5 och 4.6). Under påföljande perioder varierade diversiteten först kraftigt i enstaka prov för att därefter pendla kring värden på mellan 700 och 1 100 ASVs. Det är också tydligt att AGS-reaktorerna och aktivt slam hade en motsvarande diversitet under den simultana driften, om än med något högre värden för AGS.



Figur 7.1

Diversitet som antal ASVs över tid för AGS1, AGS2 och AS. Den tjocka streckade lodräta linjen markerar om ympningen av AGS1 med biomassa från AGS2. De tunna streckade lodräta linjerna markerar uppdelningen mellan period 1–3.

Över tid hade biomassan i AGS1 och AGS2 snarlikt diversitet (Tabell 7.1). Det var också tydligt att diversiteten var högre i biomassan i reaktorerna, det vill säga granuler och omgivande slam, än i inkommande avloppsvatten (Tabell 7.1), vilket tyder på att förhållandena i granulerna borgade för en ökad artrikedom. Detta kan förklaras med gradienterna av organiska substrat, kväveföreningar och syre inom granulerna som leder till många olika mikromiljöer där olika typer av mikroorganismer kan hitta sin nisch (Aqeel *et al.*, 2019). Den högre diversiteten i utgående än inkommande vatten förklaras sannolikt med att delar av den artrikare biomassan kontinuerligt spolades ur reaktorerna med utloppet.

	Medel	Std. av.	n
AGS1	1037	258	55
AGS2	1015	236	54
Inflöde	704	132	9
Utflöde AGS1	897	177	9
Utflöde AGS2	789	165	9

Tabell 7.1

Mikrobiell diversitet som antal ASVs i biomassan i AGS1 och AGS2, samt inkommande och utgående avloppsvatten från respektive reaktor för hela den undersökta perioden. Data anger medelvärde, standardavvikelse (Std. av.) och antal prov (n).

7.2.2 Mikrobiell sammansättning i biomassan gentemot inkommande och utgående vatten

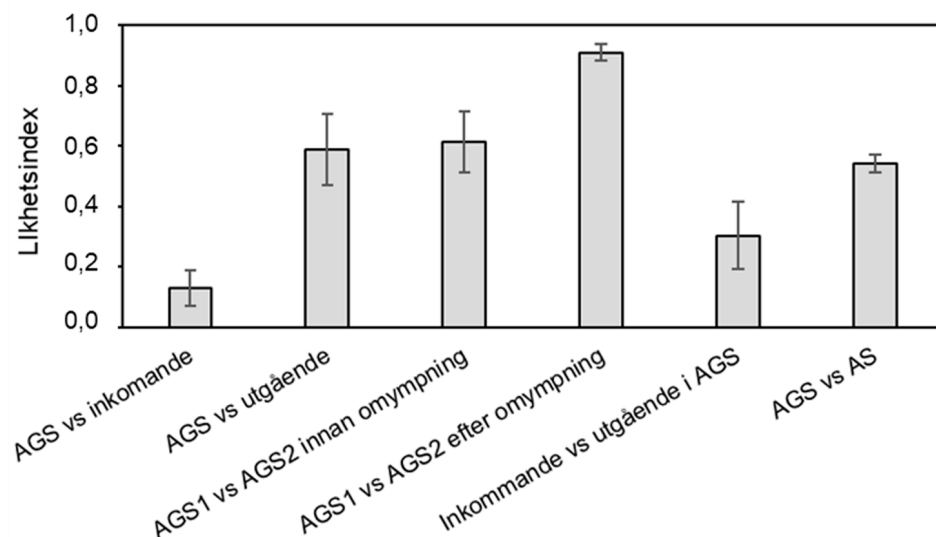
Sammanställningen av organismer i biomassan skilde sig tydligt från inkommande vatten. Detta mättes genom ett så kallat likhetsindex där 1 betyder att två samhällen är identiska, medan 0 betyder att inga likheter finns. I Figur 7.2 illustreras reaktorbiomassans stora skillnad i sammansättning jämfört med inkommande vatten för AGS-reaktorerna, med likhetsvärden på 0,13 i snitt. Detta innebär att immigration av bakterier från inkommande avloppsvatten till AGS-reaktorernas biomassa hade begränsad betydelse för den mikrobiella samhällsstrukturen i granulerna. Förmodligen leder den långa slamåldern i granuler och den specifika selektionen av stora, snabbt sjunkande granuler till att tillväxten av mikroorganismer vid reaktorns specifika betingelser har större betydelse än immigration för den mikrobiella sammansättningen i AGS (Ali *et al.*, 2019).

Biomassan i AGS1 och AGS2 var nära nog identisk efter om ympningen (likhet >0,9) men var innan om ympningen avsevärt mer olik (0,6) (Figur 7.2). Detta visar tydligt att ympens sammansättning hade stor betydelse under lång tid för den biomassa som utvecklades i reaktorerna. Den snarlika sammansättningen efter om ympningen pekar också på att det till stor del är reaktorns förhållanden som styr utvecklingen av det

mikrobiella samhället i AGS, vilket också stämmer med tidigare försök i labbskala (Liebana *et al.*, 2019).

Det kunde också observeras att mikroorganismerna som lämnade reaktorerna i utgående vatten inte var identiska med de som stannade kvar i reaktorernas biomassa (likhet ca 0,6). Samtidigt var mikroorganismerna i utgående vatten tydligt olika de i inkommande vatten (likhet ca 0,3). I ett AGS-system under optimala driftbetingelser kommer flockar och suspenderade mikroorganismer med låg sjunkhastighet hamna i utgående vatten, medan de större och snabbare sjunkande granulerna inte gör det (Aqeel *et al.*, 2019). Den mikrobiella sammansättningen i granuler skiljer sig åt från flockar och suspenderad biomassa i en AGS-reaktor (Ali *et al.*, 2019), som tidigare visats bestå av en högre andel snabbväxande aeroba, heterotrofa och filamentösa bakterier (Szabo *et al.*, 2017b). Det som återfinns i utgående vatten är därmed främst en långsamt sjunkande mindre delmängd av AGS-reaktorns biomassa.

Det var också tydligt att biomassan i AGS skiljde sig markant från AS (likhet ca 0,5) trots att inkommande vatten till de båda systemen var i princip desamma. Detta visar på hur de olika systemen selekterade för olika typer av mikroorganismer.



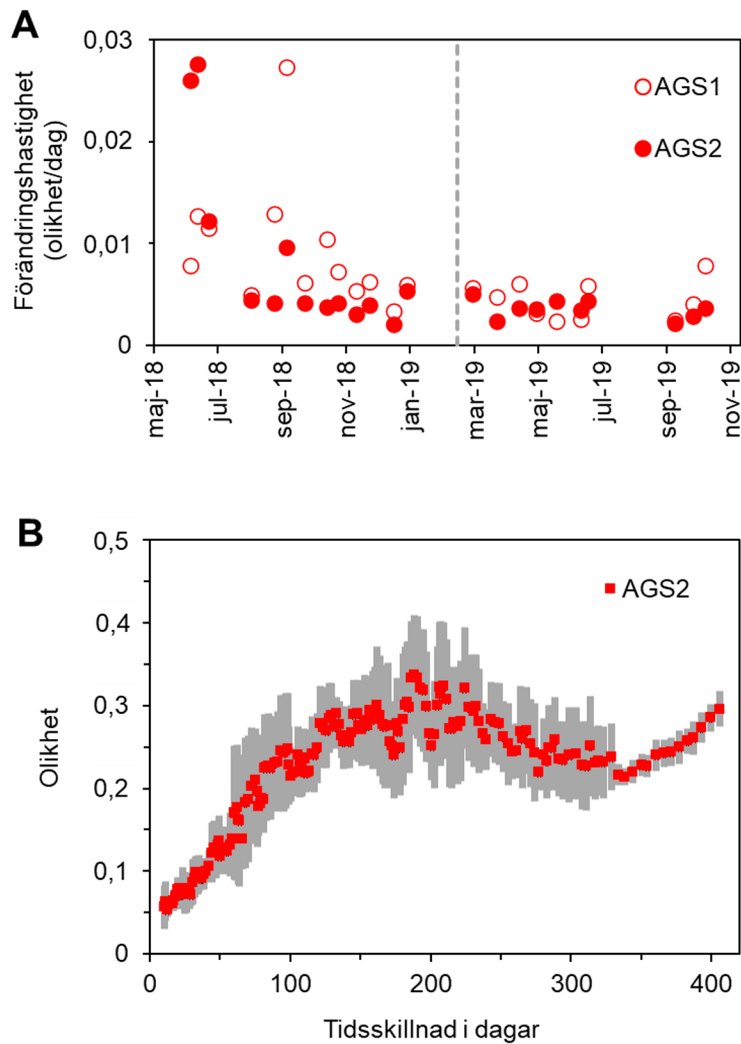
Figur 7.2

Likhet (similarity) i det mikrobiella samhällets sammansättning i AGS-reaktorerna gentemot samhällen i inkommande och utgående vatten till/från reaktorerna och AS. Staplar visar medelvärde, felstaplar visar standardavvikelse.

7.2.3 Dynamik över tid i mikrobiell sammansättning

Initialt förändrades biomassans sammansättning i AGS1 och AGS2 snabbt efter uppstarten för att efter uppstartsperioden på hösten 2018 hålla en lägre, men stadig förändringstakt (Figur 7.3A). Vid uppstart av AGS-reaktorer sker ofta dramatiska förändringar i mikrobiell sammansättning när granuler bildas och det sker anpassningar till reaktorns specifika betingelser (Liebana *et al.*, 2019).

Det är också tydligt att biomassans sammansättning varierade årstidsvis. Störst olikhet i sammansättning rådde vid ungefär ett halvårs tidsskillnad (160–220 dagar, Figur 7.3B). Vid större tidsskillnad minskade skillnaderna i sammansättning och vid omkring ett års tidsskillnad (340–370 dagar) nåddes ett lokalt minimum, för att återigen öka vid ännu större tidsskillnader (Figur 7.3B). Denna årstidsvariation tyder på att biomassan i AGS-reaktorer förändrades årstidsmässigt med viss regelbundenhet, med årsvis återkommande mönster i hur det mikrobiella samhället var uppbyggt. På så vis påminner AGS om aktivslam, där tydliga årstidsvariationer förklarar stor del av dynamiken i det mikrobiella samhället (de Celis *et al.*, 2022; Griffin & Wells, 2017).

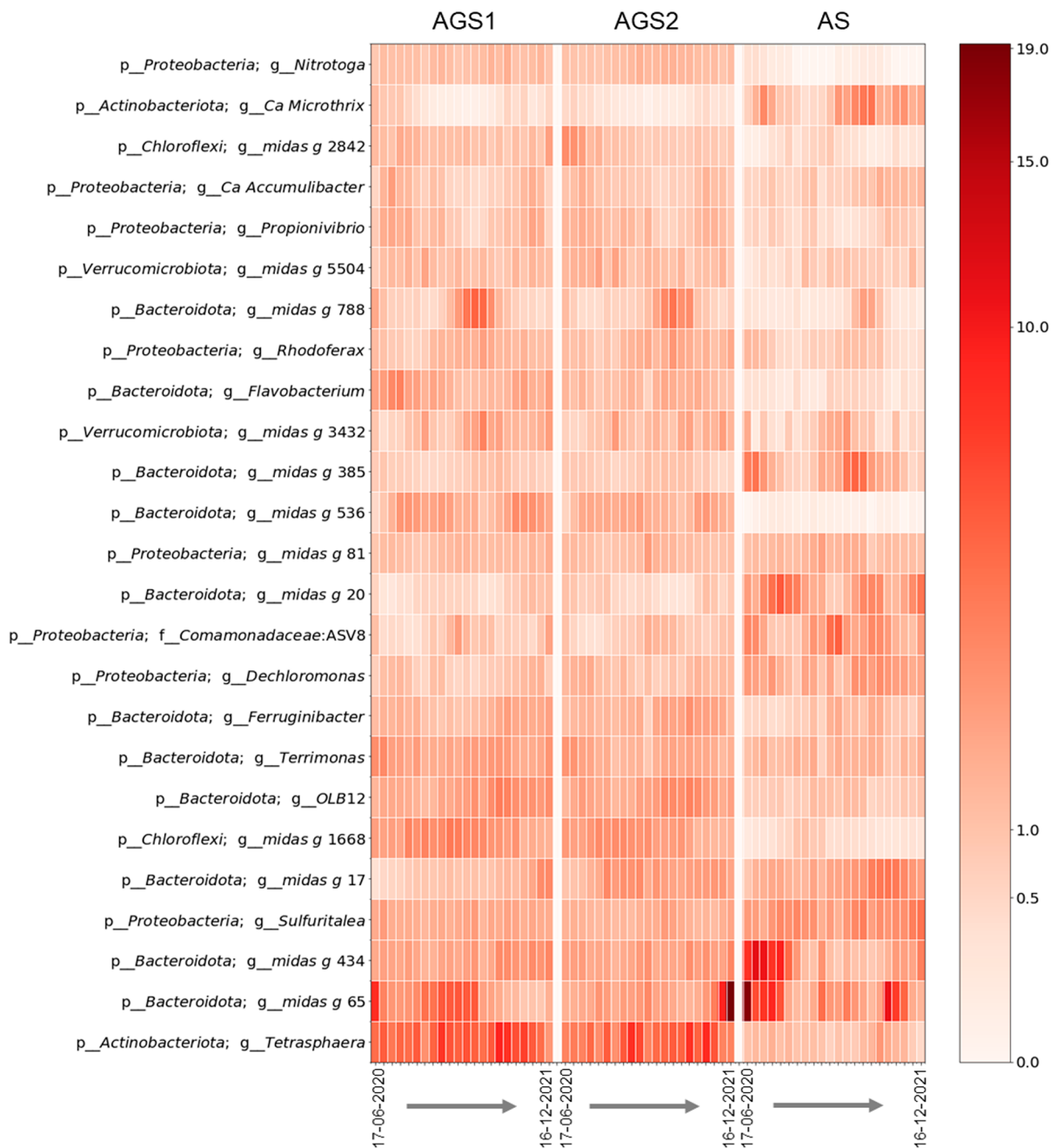


Figur 7.3

Förändringar över tid av de mikrobiella samhällena. A) Förändringshastighet av det mikrobiella samhället för biomassan i AGS1 och AGS2. Den streckade lodräta linjen markerar omymningen av AGS1 med biomassa från AGS2. B) Olikhet mellan prover på det mikrobiella samhället i AGS2 som funktion av tidsskillnad mellan provtagningstillfällena. De rödfärgade punkterna visar medelvärden, de grå felstaplarna visar standardavvikelser.

7.2.4 Typiska grupper av mikroorganismer i biomassan

I Figur 7.4 visas de mest förekommande mikroorganismerna i biomassan från AGS1, AGS2 och aktivt slam, under perioden med stabil drift. Bio-P-bakterier inom *Tetrasphaera* var vanligt förekommande i AGS-reaktorerna och återfanns också i aktivt slam. Det observerades också att bakterier med förmodad funktion för denitrifikation, till exempel *Rhodofexax*, var vanliga, liksom aeroba heterotrofa bakterier som *Terrimonas*, *Flavobacterium*, *Ferruginibacter* samt OLB12 inom *Bacteroidota*. Filamentösa bakterier inom *Microthrix* var också vanliga i aktivt slam under denna period.



De nitrifierande bakterierna var inte så rikligt förekommande i AGS, även om de är helt avgörande för kvävereningen. De sitter typiskt i tunna skikt nära granulernas yta, där syrehalten är hög (Quoc *et al.*, 2021b; Szabo *et al.*, 2017b). AOB inom *Nitrosomonas* och NOB inom *Nitrotoga* och *Nitrospira* detekterades i biomassan från AGS och aktivt slam (Tabell 7.2). *Nitrosomonas* och *Nitrospira* är typiska nitrifierande bakterier i kommunala avloppsvattenreningsverk (Daims *et al.*, 2006). Bakterier inom *Nitrospira* kan ha stora metaboliska skillnader och några arter inom *Nitrospira* kan själva utföra komplett nitrifikation av ammonium till nitrat, så kallade comammoxbakterier (Daims *et al.*, 2015; van Kessel *et al.*, 2015). Vissa av de *Nitrospira* som detekterats i AGS och aktivt slam vid Österröds ARV skulle eventuellt kunna ha förmåga till comammox, men för enkelhetens skull redovisas dessa inom gruppen NOB. *Nitrotoga* är en NOB som upptäckts först under 2010-talet och har idag visat sig vara vanlig vid avloppsvattenrening i kallare vatten (Luecker *et al.*, 2015; Spieck *et al.*, 2021). En intressant observation är att *Nitrotoga* var avsevärt vanligare i AGS än aktivt slam, medan motsatt mönster kunde

Figur 7.4

Fördelning av de 25 vanligast förekommande mikroorganismerna (ASVs) AGS1, AGS2 och AS under den period de varit i drift samtidigt med stabil drift, illustrerat med en så kallad heatmap. Varje rad representerar en mikroorganism (ASV). Varje kolumn ett provtagningstillfälle. Färgkartan till höger visar färgens betydelse som relativ förekomst (%).

urskiljas för *Nitrospira* som hade högre förekomst i AS. Orsakerna till denna skillnad i fördelning är oklar, men eftersom inkommande vatten och temperatur är i princip samma för AGS och aktivt slam borde rimligen de olika driftsätten och/eller skillnaden i typ bioaggregat (granuler gentemot flockar) ligga bakom.

PAO inom *Accumulibacter*, *Tetrasphaera* och *Dechloromonas* detekterades i biomassan från både AGS och aktivt slam (Tabell 7.2). Av dessa var *Tetrasphaera* absolut vanligast i AGS. Till skillnad från *Accumulibacter*, typarten för bio-P som använder lättnedbrytbara fettsyror (VFA, "volatile fatty acids") som kolkälla, så kan *Tetrasphaera* fermentera och utnyttja mer svårnedbrytbara kolkällor som aminosyror och sockerarter (Nielsen *et al.*, 2019). Förmodligen bidrar denna bredare metaboliska förmåga till att *Tetrasphaera* idag har visats sig vara den vanligast förekommande bio-P-bakterien i aktivt slam för kommunal avloppsvattenrening (Nielsen *et al.*, 2019). *Dechloromonas*, som var vanligare i aktivt slam än AGS, har också återfunnits i flera aktivslamanläggningar världen över, men deras förmåga att avskilja fosfor vid kommunal avloppsvattenrening har ifrågasatts på sistone (Nielsen *et al.*, 2019).

Bland GAO var *Competibacter* absolut vanligast i AGS (Tabell 7.2). PAO och GAO tar upp och lagrar organiskt material under den anaeroba fyllnadsfasen av AGS reaktorerna. Längre har det förmodats att konkurrens om lättnedbrytbart kol (VFA) mellan GAO och PAO leder till försämrade fosforavskiljning i bio-P reaktorer. Men det har visat sig att PAO och GAO kan samexistera i rik förekomst i välfungerande reaktorer (Nielsen *et al.*, 2019), förmodligen för att de har mycket större skillnader i substratpreferenser än tidigare antagits (McIlroy *et al.*, 2018), vilket gör att de inte direkt konkurrerar om samma organiska föreningar.

I stort överensstämde sammansättningen inom de funktionella grupperna AOB, NOB, PAO och GAO med nyliga studier på AGS-reaktorer i fullskala i Nederländerna (Ali *et al.*, 2019; Toja Ortega *et al.*, 2021a). En skillnad var att *Nitrotoga* var mer förekommande i Österröd, vilket stämmer väl med ett kallare vatten under en större del av året. En annan skillnad var att *Tetrasphaera* dominerande bland PAO i Österröd, medan även *Accumulibacter* var rikligt förekommande i de nederländska reaktorerna. Detta kan kanske förklaras av en låg VFA-halt i inkommande vatten till AGS reaktorerna i Österröd, vilket ett fåtal mätningar tytt på (total VFA-halt på runt 20 mg/L mätt i period tre).

Funktionell grupp	Genus	AGS			AS		
		Medel	Min	Max	Medel	Min	Max
AOB	<i>Nitrosomonas</i>	0,11	0,01	0,36	0,18	UD	0,35
NOB	<i>Nitrotoga</i>	0,76	0,11	1,6	0,07	UD	0,35
	<i>Nitrospira</i>	0,20	UD	1,7	1,4	0,56	2,4
PAO	<i>Tetrasphaera</i>	6,0	2,4	13,5	1,1	0,44	2,4
	<i>Dechloromonas</i>	0,80	0,04	2,3	1,9	0,74	3,0
	<i>Accumulibacter</i>	0,57	0,05	1,9	0,86	0,31	1,6
GAO	<i>Competibacter</i>	1,6	0,57	6,3	0,05	UD	0,24
	<i>Propionivibrio</i>	0,61	0,03	1,8	0,53	0,16	1,1
	<i>Micropruina</i>	0,02	UD	0,15	UD	UD	UD

UD = under detektionsgräns

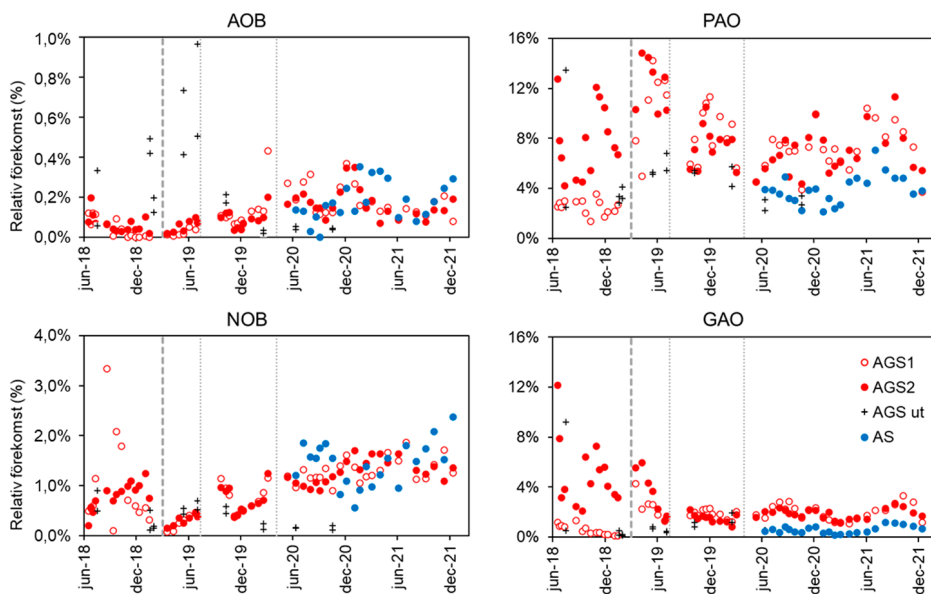
7.2.5 Dynamik av funktionella grupper över tid

När det gäller dynamiken över tid för nitrifierarna, minskade den relativa förekomsten av AOB och NOB i AGS-reaktorerna från sommaren 2018 till vintern 2018/2019 då de nådde väldigt låga nivåer (Figur 7.5) med påföljande minskning av nitrifikationskapaciteten (Figur 4.10). Under det första årets drift var det också tydligt att andelen AOB i utgående vatten från AGS-reaktorerna var avsevärt högre än i reaktorernas biomassa. Detta tyder på att många AOB återfanns i den långsamt sjunkande fraktionen av biomassa i suspension eller flockar. För NOB var det inte samma tydliga åtskillnad mellan biomassan och utgående vatten. Under 2019 ökade såväl AOB som NOB med påföljande återhämtning av nitrifikationskapaciteten (Figur 4.10). Under 2020 och 2021, var variationerna för AOB och NOB mindre systematiska. Då var också nivåerna av AOB och NOB i utgående vatten tydligt lägre än i AGS-reaktorernas biomassa (Figur 7.5). Under denna tid var också den relativa förekomsten i AGS-reaktorerna och aktivt slam på samma nivåer och nitrifikationen i princip fullständig i både AGS och aktivt slam (Avsnitt 4.2.6.1).

För PAO och GAO var det fram till omymplingen våren 2019 stor skillnad mellan AGS-reaktorerna och den relativa förekomsten var avsevärt högre i AGS2 (Figur 7.5) där granuleringen fungerade mycket bättre. PAO och GAO har, förutom centrala funktioner för omsättningen av fosfor och organiskt material, stor betydelse för granulernas struktur där de bidrar till att forma kompakta och snabbt sjunkande granuler (Weissbrodt et al., 2013). Efter omymplingen ökade PAO och GAO i AGS1 (Figur 7.5) och var därefter ganska lika i de två reaktorerna, även om en viss variation över tid förekom. Efter omymplingen förbättrades också sjunkegenskaperna avsevärt i AGS1 (Avsnitt 4.2.5). Till skillnad från för AOB var nivåerna av PAO och GAO i utgående vatten oftast lägre än i biomassan, framför allt efter omymplingen, vilket också tyder på att dessa grupper främst tillväxte i de snabbt sjunkande granulerna. Även i aktivt slam förekom PAO, om än i lägre andelar än i AGS-reaktorerna. Detta stämmer väl med den observerade bio-P:n i aktivt slam (Avsnitt 4.2.7) trots att processen vid Österröds ARV inte var optimerad för bio-P.

Tabell 7.2

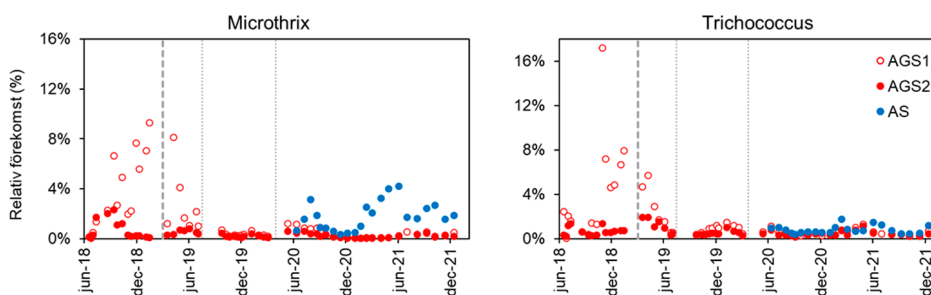
Relativ förekomst (%) av bakterietyper inom de fyra funktionella grupperna ammoniakoxiderande bakterier (AOB), nitritoxiderande bakterier (NOB), bio-P-bakterier (PAO) och glykogenackumulerande bakterier (GAO). Data visar medel-, min- och maxvärden för hela den undersökta perioden för AGS (AGS1 och AGS2) respektive aktivt slam (AS).



Figur 7.5

Fördelning av funktionella grupper över tid i biomassan från AGS1, AGS2 och AS med avseende på ammoniakoxiderande bakterier (AOB), nitritoxiderande bakterier (NOB), bio-P-bakterier (PAO), och glykogenackumulerande bakterier (GAO). Den tjocka streckade lodräta linjen markerar omväxlingen av AGS1 med biomassa från AGS2. De tunna streckade lodräta linjerna markerar uppdelningen mellan period 1–3.

Filamentösa bakterier inom *Trichococcus* och *Microthrix* tillväxte kraftigt i AGS1 under hösten och vintern 2018/2019, medan de var avsevärt lägre i förekomst i AGS2, med granulerad biomassa (Figur 7.6). Framför allt *Microthrix*, men även *Trichococcus* är kända för att orsaka flytslam i aktivslambassänger (Nierychlo *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2019). Det är därför rimligt att anta att de bidrog till en lägre sjunkhastighet (Layer *et al.*, 2019) och därmed svårigheter att selektera för granulbildning i AGS1 under denna period (Avsnitt 4.2.5). Intressant nog avtog de filamentösa mikroorganismerna i förekomst efter omväxlingen av biomassa i AGS1 under våren 2019, och återfanns i relativt låga nivåer under resten av tiden. I aktivt slam däremot, var *Microthrix* ganska rikligt förekommande i period 3, medan *Trichococcus* var på samma nivåer som i AGS-reaktorerna. Detta pekar på att de filamentösa mikroorganismerna hade svårt att konkurrera inom det mikrobiella samhället i de etablerade granulerna, till skillnad från flockarna i aktivt slam där *Microthrix* verkar ha varit konkurrenskraftiga och sannolikt bidrog negativt till slammets sedimenteringsegenskaper.



Figur 7.6

Fördelning av filamentösa bakterier, *Microthrix* och *Trichococcus* över tid i biomassan från AGS1, AGS2 och AS. Den tjocka streckade lodräta linjen markerar omväxlingen av AGS1 med biomassa från AGS2. De tunna streckade lodräta linjerna markerar uppdelningen mellan period 1–3.

7.2.6 Sammanfattning av den mikrobiella analysen

Den mikrobiella diversiteten (antal ASVs) var högre i biomassan i AGS än i inkommande och utgående vatten, vilket tyder på att reaktorförhållandena selekterar för en ökad artrikedom. Under perioden när AGS och aktivt slam var i drift samtidigt erhöles likartad diversitet (antal ASVs) i de två systemen. Men de mikrobiella samhällena i AGS och aktivt slam hade olika mikrobiell sammansättning, vilket visar på att dessa två system med olika aggregat av biomassa (granuler och flockar) selekterar för olika typer av mikroorganismer.

Den mikrobiella samhällsstrukturen i AGS styrs i liten grad av immigration från inkommande avloppsvatten. I stället verkar reaktorns betingelser tillsammans med årstidsvariationer (till exempel i temperatur och belastning) ha stor roll för sammansättningen och dynamiken i de mikrobiella samhällena.

Det kan ta lång tid att nå stabila granuler vid fullskaledrift. I AGS1 erhöles inte granuler med rik förekomst av de önskade funktionella grupperna av bakterier (AOB, NOB, PAO och GAO), trots att dessa bakteriegrupper fanns tillgängliga i ympen av aktivt slam. I stället tillväxte filamentösa bakterier som sannolikt försämrade biomassans sjunkegenskaper och därmed granulering. Sannolikt var det selektiva trycket för snabbt sjunkande granuler för lågt i AGS1, orsakat av en icke-optimal uppstartsstrategi och tekniska problem som nämnts i föregående kapitel. Även i AGS2 skedde stora förändringar i den mikrobiella sammansättningen när reaktorn startades upp.

Efter ympning av AGS1 med redan bildade granuler bibehölls de önskade funktionella grupperna i rikare förekomst. Då var de mikrobiella samhällena snarlika i de två AGS-reaktorerna med motsvarande förekomster av AOB, NOB, PAO och GAO under drygt två års drifttid.

8 Slutsatser

AGS-anläggningen vid Österröds ARV uppvisade stabil och pålitlig drift och uppnådde utlovad prestanda genom att de utgående koncentrationerna var under de garanterade värdena 8 mg BOD₇/l, 10 mg N/l och 1 mg P/l, som årsmedel och medel under perioden maj till augusti. Resultaten uppnåddes vid en belastning av kväve och fosfor som var ungefär 40 % under dimensionerande belastning och flöden som, i genomsnitt, var 17 % lägre än dimensionerande flöde med avseende på 40-percentilen för tvåmånadersperioder. Höga långvariga flöden (som leder till korta cykeltider), särskilt i kombination med låg temperatur, är begränsande för anläggningens prestanda. Det rekommenderas att det tas mer hänsyn till detta vid framtida dimensionering.

Den biologiska kväve- och fosforavskiljningen fungerade generellt väl. Dock avskilde den lågt belastade försedimenteringen alltför mycket organiskt material. Hydrolys av primärslam i försedimenteringen och förbiledning av försedimenteringen krävdes för att få tillräckligt höga BOD/N- och BOD/P-kvoter för att uppnå låga utgående kväve- och fosforhalter. Den parallella aktivslamlinjen presterade liknande halter av utgående nitrat och totalkväve utan dessa åtgärder.

Resultaten bekräftar att det är möjligt att starta upp en AGS-reaktor med ymp av aktivslamflockar, men att detta tar längre tid än uppstart med ymp av granuler. I den reaktor som startades med flockulärt slam bildades granuler som ökade i andel och växte i storlek över tid.

Granuleringen var stabil med låga slamvolymindex (<60 ml/g efter 10 min) och utan svårigheter att upprätthålla höga slamhalter (8 g/l). Istället behövdes kontrollerade uttag av granuler för att undvika alltför hög slamhalt och storlek på granuler. En rekommendation är att komplettera med ett slamuttag från botten för att enklare kunna ta ut större granuler.

Volym- och ytbehovet per volym behandlat vatten beräknades vara 31 % respektive 48 % lägre för AGS-linjen än för aktivslamlinjen när flockning, försedimentering och slutsedimentering inkluderas. Ytbehovet påverkas av att AGS-reaktorerna har dubbelt så högt vattendjup som de befintliga aktivslambassängerna. För de anläggningsdelar som krävs för den biologiska behandlingen har AGS-linjen på Österröd 40 % lägre volymbehov och 67 % lägre ytbehov än aktivslamlinjen. Parallella linjer med aktivt slam och AGS har fördelar i och med att teknikerna kompletterar varandra så att respektive för- och nackdelar kan tillvaratas beroende på förhållanden.

Elanvändningen med avseende på direkt processrelaterad maskinutrustning var 0,22 kWh/m³ för AGS-linjen och 0,26 kWh/m³ för aktivslamlinjen, alltså 15 % lägre för AGS-linjen. Ingen av linjerna har dock energioptimerats och det finns utrymme att minska elanvändningen i båda linjerna. Mest uppenbart vore att minska den intensiva omrörningen i aktivslamlinjen, vilket direkt skulle ge en något lägre elanvändning än i AGS-linjen. Resultaten hitintills tycks bekräfta att en AGS-process kan vara kompakt utan att det sker på bekostnad av en kraftigt ökad elanvändning. För att erhålla en energieffektiv anläggning i sin helhet är det dock kritiskt att ställa rätt krav vid upphandling, särskilt med hänsyn till vattnets lyfthöjd, luftning (luftarsystem och blåsmaskiner) och omrörning.

Behovet av tillsyn från driftpersonal var högre för AGS-linjen än för aktivslamlinjen och högre än förväntat. Styrningen av AGS-processen är till större del baserad på givare som kräver en anseelig arbetsinsats för att fungera tillförlitligt. Skillnaden förväntas dock minska något med tiden. Aktivslamprocessen upplevdes vara mer förlåtande gentemot icke-optimala processinställningar. Projektgruppen kände att arbetet med idrifttagning och intrimning av AGS var väl omfattande och kan vara lämpligt för en något större VA-organisation än Strömstads kommun. Som reningsteknik kan AGS betraktas som ett moget processalternativ, även i Norden.

Referenser

- Adler, A., Holliger, C., 2020. Multistability and Reversibility of Aerobic Granular Sludge Microbial Communities Upon Changes From Simple to Complex Synthetic Wastewater and Back. *Front. Microbiol.* 11. doi:10.3389/fmicb.2020.574361
- Ali, M., Wang, Z., Salam, K.W., Hari, A.R., Pronk, M., van Loosdrecht, M.C.M., Saikaly, P.E., 2019. Importance of Species Sorting and Immigration on the Bacterial Assembly of Different-Sized Aggregates in a Full-Scale Aerobic Granular Sludge Plant. *Environ. Sci. & Technol.* 53, 8291–8301. doi:10.1021/acs.est.8b07303
- APHA, AWWA, WEF, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.
- Aqeel, H., Weissbrodt, D.G., Cerruti, M., Wolfaardt, G.M., Wilen, B.-M., Liss, S.N., 2019. Drivers of bioaggregation from flocs to biofilms and granular sludge. *Environ. Sci. Res. & Technol.* 5, 2072–2089. doi:10.1039/c9ew00450e
- Avila, I., Freedman, D., Johnston, J., Wisdom, B., McQuarrie, J., 2021. Inducing granulation within a full-scale activated sludge system to improve settling. *Water Sci. Technol.* 84, 302–313. doi:10.2166/wst.2021.006
- Baeten, J.E., Walgraeve, C., Granja, R.C., van Loosdrecht, M.C.M., Volcke, E.I.P., 2021. Un-aerated feeding alters the fate of dissolved methane during aerobic wastewater treatment. *Water Res.* 204. doi:10.1016/j.watres.2021.117619
- Bao, R., Yu, S., Shi, W., Zhang, X., Wang, Y. 2009. Aerobic granules formation and nutrients removal characteristics in sequencing batch airlift reactor (SBAR) at low temperature. *Journal of Hazardous Materials* 168(2–3), 1334–1340.
- Bassin, J.P., Pronk, M., Kraan, R., Kleerebezem, R., Van Loosdrecht, M.C.M., 2011. Ammonium adsorption in aerobic granular sludge, activated sludge and anammox granules. *Water Res.* 45, 5257–5265. doi:10.1016/j.watres.2011.07.034
- Begmatov, S., Dorofeev, A.G., Kadnikov, V. V., Beletsky V, A., Pimenov V, N., Ravin V, N., Mardanov V, A., 2022. The structure of microbial communities of activated sludge of large-scale wastewater treatment plants in the city of Moscow. *Sci. Rep.* 12. doi:10.1038/s41598-022-07132-4
- Bengtsson, S., de Blois, M., Flodin, J., Olsson, J., Jonstrup, M., Myring, K., Johansson, J., Wilén, B.-M., Gustavsson, D., 2017. Aeroba granuler, en ny renings-teknik för kommunala avloppsreningsverk - En kunskapssammanställning. *Svenskt Vatten Utveckling. Rapport nr 2017-19.*
- Bengtsson, S., de Blois, M., Wilén, B.-M., Gustavsson, D.J.I., 2019a. A comparison of aerobic granular sludge with conventional and compact biological treatment technologies. *Environ. Technol.* 40. doi:10.1080/09593330.2018.1452985
- Bengtsson, S., Fujii, D., Arnell, M., Andersson, S., Carlsson, B., Held, H., Gustavsson, D., 2019b. Effektiv luftning - Design, drift, underhåll och upphandling av luftningsutrustning för kommunala avloppsreningsverk. *Svenskt Vatten Utveckling. Rapport nr 2019-23.*
- Caporaso, J.G., Lauber, C.L., Walters, W.A., Berg-Lyons, D., Huntley, J., Fierer, N., Owens, S.M., Betley, J., Fraser, L., Bauer, M., Gormley, N., Gilbert, J.A., Smith, G., Knight, R., 2012. Ultra-high-throughput microbial community analysis on the Illumina HiSeq and MiSeq platforms. *ISME J.* 6, 1621–1624. doi:10.1038/ismej.2012.8

-
- Caporaso, J.G., Lauber, C.L., Walters, W.A., Berg-Lyons, D., Lozupone, C.A., Turnbaugh, P.J., Fierer, N., Knight, R., 2011. Global patterns of 16S rRNA diversity at a depth of millions of sequences per sample. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 108, 4516–4522. doi:10.1073/pnas.1000080107
- Cetin, E., Karakas, E., Dulekgurgen, E., Ovez, S., Kolukirik, M., Yilmaz, G., 2018. Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater. *Water Res.* 131, 74–89. doi:10.1016/j.watres.2017.12.014
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Bernat, K., Zielińska, M., Gusiatin, M., Wojnowska-Baryła, I., Kulikowska, D., 2022. Valorization of full-scale waste aerobic granular sludge for biogas production and the characteristics of the digestate. *Chemosphere* 303, 135167. doi:10.1016/j.chemosphere.2022.135167
- Cydzik-Kwiatkowska, A., Podlasek, M., Nosek, D., Jaskulska, B., 2018. Treatment Efficiency and Characteristics of Biomass in a Full-Scale Wastewater Treatment Plant with Aerobic Granular Sludge. *J. Ecol. Eng.* 19, 95–102. doi:10.12911/22998993/89668
- Daims, H., Lebedeva, E. V., Pjevac, P., Han, P., Herbold, C., Albertsen, M., Jehmlich, N., Palatinszky, M., Vierheilig, J., Bulaev, A., Kirkegaard, R.H., von Bergen, M., Rattei, T., Bendinger, B., Nielsen, P.H., Wagner, M., 2015. Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria. *Nature* 528, 504+. doi:10.1038/nature16461
- Daims, H., Maixner, F., Luecker, S., Stoecker, K., Hace, K., Wagner, M., 2006. Ecophysiology and niche differentiation of *Nitrospira*-like bacteria, the key nitrite oxidizers in wastewater treatment plants. *Water Sci. Technol.* 54, 21–27. doi:10.2166/wst.2006.367
- de Blois, M., Areskoug, T., 2014. Om- och tillbyggnad av Österröds ARV - En jämförelse av alternativen. H2OLAND AB.
- de Blois, M., Flodin, J., 2018. Teknisk beskrivning av Österröds avloppsreningsverk. Konsultrapport H2OLAND, 2018-05-30.
- de Blois, M., Johansson, J., Slotema, W., 2015. Aerobt granulärt slam i Strömstads kommun – Första reningsverket i Norden med aerobt granulärt slam, in: NORDIWA. Bergen, Norge, 4–6 November 2015.
- de Carvalho, C. de A., dos Santos, A.F., Tavares Ferreira, T.J., Sousa Aguiar Lira, V.N., Mendes Barros, A.R., dos Santos, A.B., 2021. Resource recovery in aerobic granular sludge systems: is it feasible or still a long way to go? *Chemosphere* 274. doi:10.1016/j.chemosphere.2021.129881
- de Celis, M., Duque, J., Marquina, D., Salvado, H., Serrano, S., Arregui, L., Santos, A., Belda, I., 2022. Niche differentiation drives microbial community assembly and succession in full-scale activated sludge bioreactors. *NPJ Biofilms Microbiomes* 8. doi:10.1038/s41522-022-00291-2
- de Graaff, D.R., van Dijk, E.J.H., van Loosdrecht, M.C.M., Pronk, M., 2020. Strength characterization of full-scale aerobic granular sludge. *Environ. Technol.* 41, 1637–1647. doi:10.1080/09593330.2018.1543357
- de Kreuk, M.K., Kishida, N., Tsuneda, S., van Loosdrecht, M.C.M., 2010. Behavior of polymeric substrates in an aerobic granular sludge system. *Water Res.* 44, 5929–5938. doi:10.1016/j.watres.2010.07.033
- de Kreuk, M.K., Kishida, N., van Loosdrecht, M.C.M., 2007. Aerobic granular sludge - State of the art. *Water Sci. Technol.* 55, 75–81. doi:10.2166/wst.2007.244
- Devlin, T.R., di Biase, A., Kowalski, M., Oleszkiewicz, J.A., 2017. Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. *Bioresour. Technol.* 224, 229–235. doi:10.1016/j.biortech.2016.11.005
-

-
- Devlin, T.R., Oleszkiewicz, J.A., 2018. Cultivation of aerobic granular sludge in continuous flow under various selective pressure. *Bioresour. Technol.* 253, 281–287. doi:10.1016/j.biortech.2018.01.056
- Dockx, L., Caluwe, M., Dobbeleers, T., Dries, J., 2022. Nitrous oxide formation during simultaneous phosphorus and nitrogen removal in aerobic granular sludge treating different carbon substrates. *Bioresour. Technol.* 345. doi:10.1016/j.biortech.2021.126542
- Dottorini, G., Michaelsen, T.Y., Kucheryavskiy, S., Andersen, K.S., Kristensen, J.M., Peces, M., Wagner, D.S., Nierychlo, M., Nielsen, P.H., 2021. Mass-immigration determines the assembly of activated sludge microbial communities. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 118. doi:10.1073/pnas.2021589118
- Dutch Water Sector, 2020. <https://www.dutchwatersector.com/news/second-plant-to-produce-kaumera-nereda-gum-from-sewage-sludge> [WWW Document].
- Felz, S., Neu, T.R., van Loosdrecht, M.C.M., Lin, Y., 2020. Aerobic granular sludge contains Hyaluronic acid-like and sulfated glycosaminoglycans-like polymers. *Water Res.* 169. doi:10.1016/j.watres.2019.115291
- Felz, S., Vermeulen, P., van Loosdrecht, M.C.M., Lin, Y.M., 2019. Chemical characterization methods for the analysis of structural extracellular polymeric substances (EPS). *Water Res.* 157, 201–208. doi:10.1016/j.watres.2019.03.068
- Figdore, B.A., David Stensel, H., Winkler, M.-K.H., 2018a. Bioaugmentation of side-stream nitrifying-denitrifying phosphorus-accumulating granules in a low-SRT activated sludge system at low temperature. *Water Res.* 135, 241–250. doi:10.1016/j.watres.2018.02.035
- Figdore, B.A., Winkler, M.-K.H., Stensel, H.D., 2018b. Bioaugmentation with Nitrifying Granules in Low-SRT Flocculent Activated Sludge at Low Temperature. *Water Environ. Res.* 90, 343–354. doi:10.2175/106143017X15054988926488
- Franca, R.D.G., Pinheiro, H.M., van Loosdrecht, M.C.M., Lourenço, N.D., 2018. Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation. *Biotechnol. Adv.* 36, 228–246. doi:10.1016/j.biotechadv.2017.11.005
- Füreder, K., Svardal, K., Frey, W., Kroiss, H., Krampe, J., 2018. Energy consumption of agitators in activated sludge tanks - actual state and optimization potential. *Water Sci. Technol.* 77, 800–808. doi:10.2166/wst.2017.596
- Gao, M., Yang, S., Wang, M., Wang, X.-H., 2016. Nitrous oxide emissions from an aerobic granular sludge system treating low-strength ammonium wastewater. *J. Biosci. Bioeng.* 122, 601–605. doi:10.1016/j.jbiosc.2016.04.004
- Gonzalez-Gil, G., Holliger, C., 2014. Aerobic Granules: Microbial Landscape and Architecture, Stages, and Practical Implications. *Appl. Environ. Microbiol.* 80, 3433–3441. doi:10.1128/AEM.00250-14
- Gonzalez-Martinez, A., Munoz-Palazon, B., Rodriguez-Sanchez, A., Maza-Marquez, P., Mikola, A., Gonzalez-Lopez, J., Vahala, R., 2017. Start-up and operation of an aerobic granular sludge system under low working temperature inoculated with cold-adapted activated sludge from Finland. *Bioresour. Technol.* 239, 180–189. doi:10.1016/j.biortech.2017.05.037
- Griffin, J.S., Wells, G.F., 2017. Regional synchrony in full-scale activated sludge bioreactors due to deterministic microbial community assembly. *ISME J.* 11, 500–511. doi:10.1038/ismej.2016.121
- Guimaraes, L.B., Wagner, J., Akaboci, T.R. V, Daudt, G.C., Nielsen, P.H., van Loosdrecht, M.C.M., Weissbrodt, D.G., da Costa, R.H.R., 2020. Elucidating performance failures in use of granular sludge for nutrient removal from domestic wastewater in a warm coastal climate region. *Environ. Technol.* 41, 1896–1911. doi:10.1080/09593330.2018.1551938
-

-
- Guo, H., Felz, S., Lin, Y., van Lier, J.B., de Kreuk, M., 2020a. Structural extracellular polymeric substances determine the difference in digestibility between waste activated sludge and aerobic granules. *Water Res.* 181. doi:10.1016/j.watres.2020.115924
- Guo, H., van Lier, J.B., de Kreuk, M., 2020b. Digestibility of waste aerobic granular sludge from a full-scale municipal wastewater treatment system. *Water Res.* 173. doi:10.1016/j.watres.2020.115617
- Haaksman, V.A., Mirghorayshi, M., van Loosdrecht, M.C.M., Pronk, M., 2020. Impact of aerobic availability of readily biodegradable COD on morphological stability of aerobic granular sludge. *Water Res.* 187. doi:10.1016/j.watres.2020.116402
- He, J., Xu, J., 2018. The characteristics of heat-driven ammonium adsorption in aerobic granular sludge. *Water Sci. Technol.* 78, 1466–1475. doi:10.2166/wst.2018.418
- He, Q., Song, J., Zhang, W., Gao, S., Wang, H., Yu, J., 2020. Enhanced simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal through mixed carbon source by aerobic granular sludge. *J. Hazard. Mater.* 382. doi:10.1016/j.jhazmat.2019.121043
- He, Q., Song, Q., Zhang, S., Zhang, W., Wang, H., 2018. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in an aerobic granular sequencing batch reactor with mixed carbon sources: reactor performance, extracellular polymeric substances and microbial successions. *Chem. Eng. J.* 331, 841–849. doi:10.1016/j.cej.2017.09.060
- Helmer, C., Kunst, S., 1998. Low temperature effects on phosphorus release and uptake by microorganisms in EBPR plants. *Water Sci. Technol.* 37, 531–539. doi:10.1016/S0273-1223(98)00156-5
- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J., Arvin, E., 2002. *Wastewater Treatment, Biological and Chemical Processes*, Springer-Verlag, Berlin.
- Jahn, L., Saracevic, E., Svardal, K., Krampe, J., 2019a. Anaerobic biodegradation and dewaterability of aerobic granular sludge. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 94, 2908–2916. doi:10.1002/jctb.6094
- Jahn, L., Svardal, K., Krampe, J., 2019b. Accidental aerobic granules - data evaluation of a full-scale SBR plant. *Desalin. WATER Treat.* 164, 11–17. doi:10.5004/dwt.2019.24366
- Jahn, L., Svardal, K., Krampe, J., 2019c. Comparison of aerobic granulation in SBR and continuous-flow plants. *J. Environ. Manage.* 231, 953–961. doi:10.1016/j.jenvman.2018.10.101
- Jahn, L., Svardal, K., Krampe, J., 2019d. Nitrous oxide emissions from aerobic granular sludge. *WATER Sci. Technol.* 80, 1304–1314. doi:10.2166/wst.2019.378
- Jiang, Y., Shang, Y., Wang, H., Yang, K., 2016. Rapid formation and pollutant removal ability of aerobic granules in a sequencing batch airlift reactor at low temperature. *Environmental Technology* 37(23), 3078–3085.
- Johnston, J., Behrens, S., 2020. Seasonal Dynamics of the Activated Sludge Microbiome in Sequencing Batch Reactors, Assessed Using 16S rRNA Transcript Amplicon Sequencing. *Appl. Environ. Microbiol.* 86. doi:10.1128/AEM.00597-20
- Jönsson, K., Johansson, P., Christensson, M., Lee, N., Lie, E., Welander, T., 1996. Operational factors affecting enhanced biological phosphorus removal at the waste water treatment plant in Helsingborg, Sweden. *Water Sci. Technol.* 34, 67–74. doi:10.1016/0273-1223(96)00496-9
- Kehrein, P., van Loosdrecht, M., Osseweijer, P., Posada, J., 2020. Exploring resource recovery potentials for the aerobic granular sludge process by mass and energy balances - energy, biopolymer and phosphorous recovery from municipal wastewater. *Environ. Sci. Res. Technol.* 6, 2164–2179. doi:10.1039/d0ew00310g
-

-
- Kent, T.R., Bott, C.B., Wang, Z.-W., 2018. State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. *Biotechnol. Adv.* 36, 1139–1166. doi:10.1016/j.biotechadv.2018.03.015
- Kent, T.R., Sun, Y., An, Z., Bott, C.B., Wang, Z.-W., 2019. Mechanistic understanding of the NOB suppression by free ammonia inhibition in continuous flow aerobic granulation bioreactors. *Environ. Int.* 131, 105005. doi:10.1016/j.envint.2019.105005
- Kim, N.K., Mao, N., Lin, R., Bhattacharyya, D., van Loosdrecht, M.C.M., Lin, Y., 2020. Flame retardant property of flax fabrics coated by extracellular polymeric substances recovered from both activated sludge and aerobic granular sludge. *Water Res.* 170. doi:10.1016/j.watres.2019.115344
- Kosar, S., Isik, O., Cicekalan, B., Gulhan, H., Sagir Kurt, E., Atli, E., Basa, S., Ozgun, H., Koyuncu, I., van Loosdrecht, M.C.M., Ersahin, M.E., 2022. Impact of primary sedimentation on granulation and treatment performance of municipal wastewater by aerobic granular sludge process. *J. Environ. Manage.* 315, 115191. doi:10.1016/j.jenvman.2022.115191
- Layer, M., Adler, A., Reynaert, E., Hernandez, A., Pagni, M., Morgenroth, E., Holliger, C., Derlon, N., 2019. Organic substrate diffusibility governs microbial community composition, nutrient removal performance and kinetics of granulation of aerobic granular sludge. *Water Res. X* 4. doi:10.1016/j.wroa.2019.100033
- Layer, M., Bock, K., Ranzinger, F., Horn, H., Morgenroth, E., Derlon, N., 2020a. Particulate substrate retention in plug-flow and fully-mixed conditions during operation of aerobic granular sludge systems. *Water Res. X* 9. doi:10.1016/j.wroa.2020.100075
- Layer, M., Brison, A., Villodres, M.G., Staehle, M., Hazi, F., Takacs, I., Morgenroth, E., Derlon, N., 2022. Microbial conversion pathways of particulate organic substrate conversion in aerobic granular sludge systems: limited anaerobic conversion and the essential role of flocs. *Environ. Sci. Res. & Technol.* 8, 1236–1251. doi:10.1039/d1ew00841b
- Layer, M., Villodres, M.G., Hernandez, A., Reynaert, E., Morgenroth, E., Derlon, N., 2020b. Limited simultaneous nitrification-denitrification (SND) in aerobic granular sludge systems treating municipal wastewater: Mechanisms and practical implications. *Water Res. X* 7. doi:10.1016/j.wroa.2020.100048
- Li, J., Ding, L., Bin, Cai, A., Huang, G.X., Horn, H., 2014. Aerobic sludge granulation in a full-scale sequencing batch reactor. *Biomed Res. Int.* 2014. doi:10.1155/2014/268789
- Liebana, R., Modin, O., Persson, F., Szabo, E., Hermansson, M., Wilen, B.-M., 2019. Combined Deterministic and Stochastic Processes Control Microbial Succession in Replicate Granular Biofilm Reactors. *Environ. Sci. & Technol.* 53, 4912–4921. doi:10.1021/acs.est.8bo6669
- Liu, W., Wu, Y., Zhang, S., Gao, Y., Jiang, Y., Horn, H., Li, J., 2020. Successful granulation and microbial differentiation of activated sludge in anaerobic/anoxic/aerobic (A(2)O) reactor with two-zone sedimentation tank treating municipal sewage. *Water Res.* 178. doi:10.1016/j.watres.2020.115825
- Lochmatter, S., Maillard, J., Holliger, C., 2014. Nitrogen Removal over Nitrite by Aeration Control in Aerobic Granular Sludge Sequencing Batch Reactors. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 11, 6955–6978. doi:10.3390/ijerph110706955
- Luecker, S., Schwarz, J., Gruber-Dorninger, C., Spieck, E., Wagner, M., Daims, H., 2015. Nitrotoga-like bacteria are previously unrecognized key nitrite oxidizers in full-scale wastewater treatment plants. *ISME J.* 9, 708–720. doi:10.1038/ismej.2014.158
-

McIlroy, S.J., Onetto, C.A., McIlroy, B., Herbst, F.-A., Dueholm, M.S., Kirkegaard, R.H., Fernando, E., Karst, S.M., Nierychlo, M., Kristensen, J.M., Eales, K.L., Grbin, P.R., Wimmer, R., Nielsen, P.H., 2018. Genomic and in Situ Analyses Reveal the *Micropruina* spp. as Abundant Fermentative Glycogen Accumulating Organisms in Enhanced Biological Phosphorus Removal Systems. *Front. Microbiol.* 9. doi:10.3389/fmicb.2018.01004

Modin, O., Liebana, R., Saheb-Alam, S., Wilen, B.-M., Suarez, C., Hermansson, M., Persson, F., 2020. Hill-based dissimilarity indices and null models for analysis of microbial community assembly. *Microbiome* 8. doi:10.1186/s40168-020-00909-7

Muñoz-Palazon, B., Pesciaroli, C., Rodriguez-Sanchez, A., Gonzalez-Lopez, J., Gonzalez-Martinez, A. 2018. Pollutants degradation performance and microbial community structure of aerobic granular sludge systems using inoculums adapted at mild and low temperature. *Chemosphere* 204, 431–441.

Nielsen, P.H., McIlroy, S.J., Albertsen, M., Nierychlo, M., 2019. Re-evaluating the microbiology of the enhanced biological phosphorus removal process. *Curr. Opin. Biotechnol.* 57, 111–118. doi:10.1016/j.copbio.2019.03.008

Nierychlo, M., Andersen, K.S., Xu, Y., Green, N., Jiang, C., Albertsen, M., Dueholm, M.S., Nielsen, P.H., 2020. MiDAS 3: An ecosystem-specific reference database, taxonomy and knowledge platform for activated sludge and anaerobic digesters reveals species-level microbiome composition of activated sludge. *Water Res.* 182. doi:10.1016/j.watres.2020.115955

Nierychlo, M., Singleton, C.M., Petriglieri, F., Thomsen, L., Petersen, J.F., Peces, M., Kondrotaitė, Z., Dueholm, M.S., Nielsen, P.H., 2021. Low Global Diversity of *Candidatus Microthrix*, a Troublesome Filamentous Organism in Full-Scale WWTPs. *Front. Microbiol.* 12. doi:10.3389/fmicb.2021.690251

Oliveira, A.S., Amorim, C.L., Ramos, M.A., Mesquita, D.P., Inocencio, P., Ferreira, E.C., van Loosdrecht, M., Castro, P.M.L., 2020. Variability in the composition of extracellular polymeric substances from a full-scale aerobic granular sludge reactor treating urban wastewater. *J. Environ. Chem. Eng.* 8. doi:10.1016/j.jece.2020.104156

Pronk, M., Abbas, B., Al-zuhairy, S.H.K., Kraan, R., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M.C.M., 2015a. Effect and behaviour of different substrates in relation to the formation of aerobic granular sludge. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 99, 5257–5268. doi:10.1007/s00253-014-6358-3

Pronk, M., Giesen, A., Thompson, A., Robertson, S. and van Loosdrecht, M. 2017. Aerobic granular biomass technology: advancements in design, applications and further developments. *Water Practice and Technology* 12(4), 987– 996.

Pronk, M., de Kreuk, M.K., de Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M.C.M., 2015b. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Res.* 84, 207–217. doi:10.1016/j.watres.2015.07.011

Pronk, M., Neu, T.R., van Loosdrecht, M.C.M., Lin, Y.M., 2017. The acid soluble extracellular polymeric substance of aerobic granular sludge dominated by *Defluviicoccus* sp. *Water Res.* 122, 148–158. doi:10.1016/j.watres.2017.05.068

Quoc, B.N., Armenta, M., Carter, J.A., Bucher, R., Sukapanpotharam, P., Bryson, S.J., Stahl, D.A., Stensel, H.D., Winkler, M.-K.H., 2021a. An investigation into the optimal granular sludge size for simultaneous nitrogen and phosphate removal. *Water Res.* 198. doi:10.1016/j.watres.2021.117119

Quoc, B.N., Wei, S., Armenta, M., Bucher, R., Sukapanpotharam, P., Stahl, D.A., Stensel, H.D., Winkler, M.-K.H., 2021b. Aerobic granular sludge: Impact of size distribution on nitrification capacity. *Water Res.* 188. doi:10.1016/j.watres.2020.116445

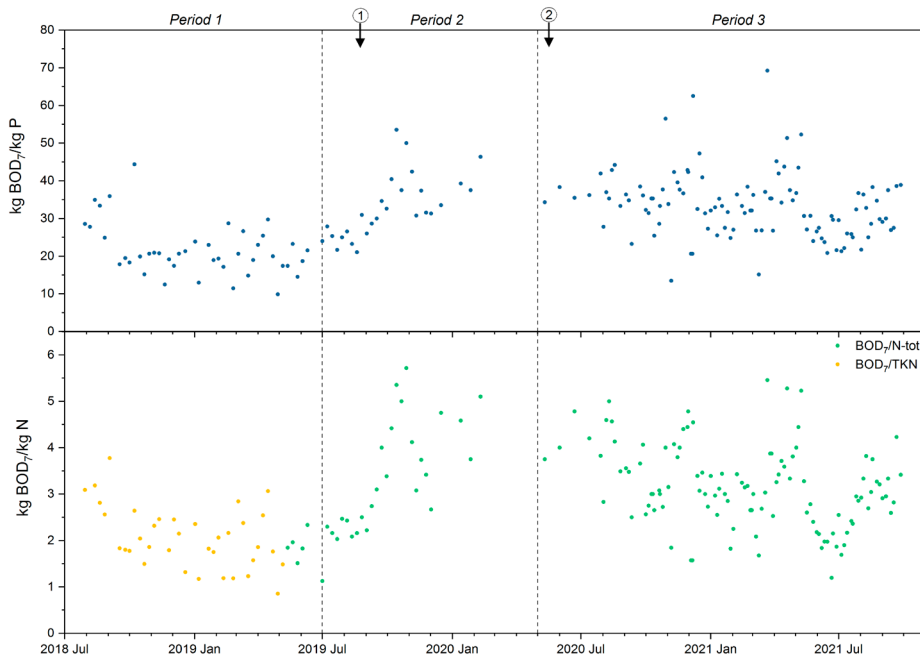
-
- Rolleberg, S.L. de S., de Oliveira, L.Q., Mendes Barros, A.R., Maciel Melo, V.M., Milen Firmino, P.I., dos Santos, A.B., 2019. Effects of carbon source on the formation, stability, bioactivity and biodiversity of the aerobic granule sludge. *Bioresour. Technol.* 278, 195–204. doi:10.1016/j.biortech.2019.01.071
- Royal HaskoningDHV, 2022. Nereda plants. WWW-sida nedladdad 2022-06-27. <https://global.royalhaskoningdhv.com/nereda/projects>.
- Saunders, A.M., Albertsen, M., Vollertsen, J., Nielsen, P.H., 2016. The activated sludge ecosystem contains a core community of abundant organisms. *ISME J.* 10, 11–20. doi:10.1038/ismej.2015.117
- Seviour, T., Derlon, N., Dueholm, M.S., Flemming, H.-C., Girbal-Neuhausser, E., Horn, H., Kjelleberg, S., van Loosdrecht, M.C.M., Lotti, T., Malpei, M.F., Nerenberg, R., Neu, T.R., Paul, E., Yu, H., Lin, Y., 2019. Extracellular polymeric substances of biofilms: Suffering from an identity crisis. *Water Res.* 151, 1–7. doi:10.1016/j.watres.2018.11.020
- Seviour, T., Yuan, Z., van Loosdrecht, M.C.M., Lin, Y., 2012. Aerobic sludge granulation: A tale of two polysaccharides? *Water Res.* 46, 4803–4813. doi:10.1016/j.watres.2012.06.018
- Spieck, E., Wegen, S., Keuter, S., 2021. Relevance of *Candidatus Nitrotoga* for nitrite oxidation in technical nitrogen removal systems. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 105, 7123–7139. doi:10.1007/s00253-021-11487-5
- Strubbe, L., Pennewaerde, M., Baeten, E.J., Volcke, I.P.E., 2022. Continuous aerobic granular sludge plants: Better settling versus diffusion limitation. *Chem. Eng. J.* 428. doi:10.1016/j.cej.2021.131427
- Sturm, B., 2020. Balancing Flocs and Granules for Activated Sludge Process Intensification in Plug Flow Configurations. The Water Research Foundation, Project No. U1R14/4870.
- Svenskt Vatten, 2021. VASS Reningsverk – Nyckeltal för år 2020. Rapport R2021-04.
- Świąteczak, P., Cydzik-Kwiatkowska, A., 2018. Performance and microbial characteristics of biomass in a full-scale aerobic granular sludge wastewater treatment plant. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 25, 1655–1669. doi:10.1007/s11356-017-0615-9
- Szabo, E., Liebana, R., Hermansson, M., Modin, O., Persson, F., Wilen, B.-M., 2017a. Microbial Population Dynamics and Ecosystem Functions of Anoxic/Aerobic Granular Sludge in Sequencing Batch Reactors Operated at Different Organic Loading Rates. *Front. Microbiol.* 8. doi:10.3389/fmicb.2017.00770
- Szabo, E., Liebana, R., Hermansson, M., Modin, O., Persson, F., Wilen, B.-M., 2017b. Comparison of the bacterial community composition in the granular and the suspended phase of sequencing batch reactors. *AMB Express* 7. doi:10.1186/s13568-017-0471-5
- Tchobanoglous, G., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R., Burton, F., 2014. *Metcalf & Eddy. Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery.* McGraw-Hill Education, New York.
- Thwaites, B.J., Stuetz, R., Short, M., Reeve, P., Alvarez-Gaitan, J.-P., Dinesh, N., Philips, R., van den Akker, B., 2021. Analysis of nitrous oxide emissions from aerobic granular sludge treating high saline municipal wastewater. *Sci. Total Environ.* 756. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.143653
- Toja Ortega, S., Pronk, M., de Kreuk, M.K., 2021a. Effect of an Increased Particulate COD Load on the Aerobic Granular Sludge Process: A Full Scale Study. *Processes* 9. doi:10.3390/pr9081472
-

-
- Toja Ortega, S., Pronk, M., de Kreuk, M.K., 2021b. Anaerobic hydrolysis of complex substrates in full-scale aerobic granular sludge: enzymatic activity determined in different sludge fractions. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 105, 6073–6086. doi:10.1007/s00253-021-11443-3
- Toja Ortega, S., van den Berg, L., Pronk, M., de Kreuk, M.K., 2022. Hydrolysis capacity of different sized granules in a full-scale aerobic granular sludge (AGS) reactor. *Water Res.* X 16, 100151. doi:10.1016/j.wroa.2022.100151
- van den Berg, L., Pronk, M., van Loosdrecht, M.C.M., de Kreuk, M.K., 2022. Density measurements of aerobic granular sludge. *Environ. Technol.* doi:10.1080/09593330.2021.2017492
- van Dijk, E.J.H., Haaksman, V.A., van Loosdrecht, M.C.M., Pronk, M., 2022. On the mechanisms for aerobic granulation-model based evaluation. *Water Res.* 216. doi:10.1016/j.watres.2022.118365
- van Dijk, E.J.H., Pronk, M., van Loosdrecht, M.C.M., 2018. Controlling effluent suspended solids in the aerobic granular sludge process. *Water Res.* 147, 50–59. doi:10.1016/j.watres.2018.09.052
- van Dijk, E.J.H., van Loosdrecht, M.C.M., Pronk, M., 2021. Nitrous oxide emission from full-scale municipal aerobic granular sludge. *Water Res.* 198. doi:10.1016/j.watres.2021.117159
- van Kessel, M.A.H.J., Speth, D.R., Albertsen, M., Nielsen, P.H., den Camp, H.J.M., Kartal, B., Jetten, M.S.M., Lucker, S., 2015. Complete nitrification by a single microorganism. *Nature* 528, 555+. doi:10.1038/nature16459
- van Loosdrecht, M.C.M., de Kreuk, M.K., 2004. Method for the treatment of waste water with sludge granules. WO2004024638.
- Vasilaki, V., Massara, T.M., Stanchev, P., Fatone, F., Katsou, E., 2019. A decade of nitrous oxide (N₂O) monitoring in full-scale wastewater treatment processes: A critical review. *Water Res.* 161, 392–412. doi:10.1016/j.watres.2019.04.022
- Vuono, D.C., Benecke, J., Henkel, J., Navidi, W.C., Cath, T.Y., Munakata-Marr, J., Spear, J.R., Drewes, J.E., 2015. Disturbance and temporal partitioning of the activated sludge metacommunity. *ISME J.* 9, 425–435. doi:10.1038/ismej.2014.139
- Wang, X., Chen, Z., Shen, J., Zhao, X., Kang, J., 2019. Impact of carbon to nitrogen ratio on the performance of aerobic granular reactor and microbial population dynamics during aerobic sludge granulation. *Bioresour. Technol.* 271, 258–265. doi:10.1016/j.biortech.2018.09.119
- Wei, S.P., Quoc, B.N., Shapiro, M., Chang, P.H., Calhoun, J., Winkler, M.K.H., 2021a. Application of aerobic kenaf granules for biological nutrient removal in a full-scale continuous flow activated sludge system. *Chemosphere* 271. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.129522
- Wei, S.P., Stensel, H.D., Quoc, B.N., Stahl, D.A., Huang, X., Lee, P.-H., Winkler, M.-K.H., 2020. Flocs in disguise? High granule abundance found in continuous-flow activated sludge treatment plants. *Water Res.* 179. doi:10.1016/j.watres.2020.115865
- Wei, S.P., Stensel, H.D., Ziels, R.M., Herrera, S., Lee, P.-H., Winkler, M.-K.H., 2021b. Partitioning of nutrient removal contribution between granules and flocs in a hybrid granular activated sludge system. *Water Res.* 203. doi:10.1016/j.watres.2021.117514
- Weissbrodt, D.G., Neu, T.R., Kuhlicke, U., Rappaz, Y., Holliger, C., 2013. Assessment of bacterial and structural dynamics in aerobic granular biofilms. *Front. Microbiol.* 4. doi:10.3389/fmicb.2013.00175
-

-
- Wilén, B.-M., Burzio, C., Ekholm, J., Svahn, O., Persson, F., Modin, O., de Blois, M., Gustavsson, D. 2022. Biologisk rening av organiska mikroföroreningar – En jämförande studie i fullskala av aerobt granulärt och aktivt slam. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport nr 2022-8.
- Winkler, M.K.H., Bassin, J.P., Kleerebezem, R., van der Lans, R.G.J.M., van Loosdrecht, M.C.M. 2012. Temperature and salt effects on settling velocity in granular sludge technology. *Water Res.* 46(16), 5445-5451.
- Wu, L., Ning, D., Zhang, B., Li, Y., Zhang, P., Shan, X., Zhang, Q., Brown, M., Li, Z., Van Nostrand, J.D. *et al.*, 2019. Global diversity and biogeography of bacterial communities in wastewater treatment plants. *Nat. Microbiol.* 4, 1183–1195. doi:10.1038/s41564-019-0426-5
- Xu, J., He, J., Wang, M., Li, L. 2018. Cultivation and stable operation of aerobic granular sludge at low temperature by sieving out the batt-like sludge. *Chemosphere* 211, 1219-1227.
- Xue, W., Zeng, Q., Lin, S., Zan, F., Hao, T., Lin, Y., van Loosdrecht, M.C.M., Chen, G., 2019. Recovery of high-value and scarce resources from biological wastewater treatment: Sulfated polysaccharides. *Water Res.* 163. doi:10.1016/j.watres.2019.114889
- Yu, C., Wang, K., Tian, C., Yuan, Q., 2021. Aerobic granular sludge treating low-strength municipal wastewater: Efficient carbon, nitrogen and phosphorus removal with hydrolysis-acidification pretreatment. *Sci. Total Environ.* 792. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.148297
- Yuan, Q., Gong, H., Xi, H., Wang, K., 2020. Aerobic granular sludge formation based on substrate availability: Effects of flow pattern and fermentation pretreatment. *Front. Environ. Sci. & Eng.* 14. doi:10.1007/s11783-020-1226-0
- Yuan, S., Gao, M., Zhu, F., Afzal, M.Z., Wang, Y.-K., Xu, H., Wang, M., Wang, S.-G., Wang, X.-H., 2017. Disintegration of aerobic granules during prolonged operation. *Environ. Sci. Res. & Technol.* 3, 757–766. doi:10.1039/c7ew00072c
- Zhang, F., Qian, D.-K., Geng, Z.-Q., Dai, K., Zhang, W., van Loosdrecht, M.C.M., Zeng, R.J., 2021. Enhanced Methane Recovery from Waste-Activated Sludge by Alginate-Degrading Consortia: The Overlooked Role of Alginate in Extracellular Polymeric Substances. *Environ. Sci. & Technol. Lett.* 8, 86–91. doi:10.1021/acs.estlett.0c00784
- Zou, J., Tao, Y., Li, J., Wu, S., Ni, Y., 2018. Cultivating aerobic granular sludge in a developed continuous-flow reactor with two-zone sedimentation tank treating real and low-strength wastewater. *Bioresour. Technol.* 247, 776–783. doi:10.1016/j.biortech.2017.09.088

Bilagor

Bilaga A Förhållanden BOD_7/P och BOD_7/N



Figur A1

Förhållanden mellan BOD_7 och P (ovan) och förhållanden mellan BOD_7 och N respektive BOD_7 och TKN (nedan). Start av hydrolys av primärslam är markerad med pil nr 1. Start av förbiledning av försedimenteringen är markerad med pil nr 2.

Bilaga B Energimätning

Grupp	Benämning	Typ	Placering	Effekt (kW)
Luftning	03BM01	Blåsmaskin	AGS1-2	26 (kylfläkt 0,18)
	03BM02	Blåsmaskin	AGS1-2	26 (kylfläkt 0,18)
	03BM03	Blåsmaskin	AGS1-2	26 (kylfläkt 0,18)
	03BM04	Blåsmaskin	AGS1-2	26 (kylfläkt 0,18)
Omrörning	03OR04	Omrörare	Buffertbassäng 1	1,5
	03OR05	Omrörare	Buffertbassäng 1	1,5
Inpumpning	03AP01	Pump	Inpumpning AGS1-2	7,5
	03AP02	Pump	Inpumpning AGS1-2	7,5
	03AP03	Pump	Inpumpning AGS1-2	7,5
Slampumpning	03SLP07	Slampump	Slampumpstation AGS	4
	03SLP08	Slampump	Slampumpstation AGS	4
Övrigt	03LP03*	Länspump	Till buffert 1	0,55

*försumbar energianvändning

Tabell B.1

Objekt som ingick i energianvändningen för AGS-linjen.

Grupp	Benämning	Typ	Placering	Effekt (kW)
Luftning	12BM01	Blåsmaskin	DN/N 1-3, DN/N 5, N4	15 (kylfläkt 0,18)
	12BM02	Blåsmaskin	DN/N 1-3, DN/N 5, N4	15 (kylfläkt 0,18)
	12BM03	Blåsmaskin	DN/N 1-3, DN/N 5, N4	15 (kylfläkt 0,18)
Omrörning	04OR01	Omrörare	DN/N 1	1,5
	04OR02	Omrörare	DN/N 1	1,5
	04OR03	Omrörare	DN/N 2	2,9
	04OR04	Omrörare	DN/N 3	1,5
	03OR05	Omrörare	DN/N 5	1,5
	04OR06	Omrörare	DN/N 5	1,5
	04OR07	Omrörare	DN/N 6	1,5
	04OR08	Omrörare	DN/N 7	0,8
Returslam & recirkulationspumpning	04RSLP01	Returslampump	Returslambrunn	4,09
	04RSLP02	Returslampump	Returslambrunn	4,09
	04CP01	Cirkulationspump	N4	6
	04CP02	Cirkulationspump	DN/N 5	6
	04CP03	Cirkulationspump	DN/N 7	6
Mellan-sedimentering	04SLS01	Slamskrapa	Mellansedimentering	0,18
	04FSLP01	Flytslampump	Mellansedimentering	1,2

Tabell B.2

Objekt som ingick i energianvändningen för aktivslamlinjen.

Grupp	Benämning	Effekt (kW)	Uppskattad energiåtgång (kW)
	Värmesystem	3 x 10	8
	Avfuktare	6,02	3
	Fläktsystem	3,45	2
	Analysatorskåp	2 x 5 500 VA	1
	Hydrolyspump	-	2
	Kompressor	1,8	0,2
Totalt (MWh/år)		-	142

Tabell B.3

Övriga energianvändande objekt som kan kopplas till reningsprocessen (AGS-linjen).

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se