

Syrehaltsreglering av aktivslamprocessen vid Främbyverket

Främby avloppsreningsverk, Falu Energi och Vatten AB

Annie Leksell

Examinator: Carl-Fredrik Mandenius (Linköpings universitet)
Handledare: Robert Gustavsson (Linköpings universitet), Erica Jensen (Falu
Energi och Vatten), Melviana Hedén (Falu Energi och Vatten)



Avdelning, institution
Division, Department
Institutionen för Fysik, Kemi och Biologi
Linköpings universitet

Datum

Date

2020-06-11

Språk

Language

Svenska/Swedish

Engelska/English

Rapporttyp

Report category

Licentiatavhandling

Examensarbete

C-uppsats

D-uppsats

Övrig rapport

ISBN

ISRN: LITH-IFM-A-EX--20/3773--SE

Serietitel och serienummer

ISSN

Title of series, numbering

URL för elektronisk version

Titel

Title

Syrehaltsreglering av aktivslamprocessen vid Främbyverket
Främby avloppsreningsverk, Falu Energi och Vatten

Sammanfattning

Abstract

En vanlig metod som används för behandling av föroreningar som härstammar från kommunens spillvatten (avloppsvatten) är biologisk rening med aktivt slam - en så kallad aktivslamprocess. En aktivslamprocess består av bakterieflockar som kräver kontinuerlig syresättning för att framförallt bryta ned organiskt material för att förhindra utsläpp i sjöar och vattendrag (recipienten). Syresättning av vattnet är dock en energikrävande process. Syftet med den här studien var därför att undersöka möjligheten att ha en lägre syrehalt genom att sänka halten från dåvarande nivån (1,0-2,0 mg/L) till 0,7-1,7 mg/L och 0,5-1,5 mg/L för att försöka minska energiförbrukningen. Reningseffektiviteten undersöktes därför kontinuerligt genom parametermätningar på flödesproportionella dygnsprov med UV-Vis spektroskopi på det inkommande och utgående flödet. Organiskt material uppmättes i form av COD och BOD₇, fosfor i form av Tot-P. Därtill undersöktes hur/om det aktiva slammet förändrades vad gäller dess morfologi, storleksfördelning och halten frilevande bakterier och ciliater genom mikroskopisk undersökning i faskontrastmikroskop. Resultatet påvisade ingen förändring vad gäller reningseffektiviteten av varken COD, BOD₇ eller Tot-P. Mikrofloran påverkades däremot genom att flockarna blev större och fick en öppen, oregelbunden form och genom att halten frilevande bakterier ökade samtidigt som ett skifte av frilevande/krälände ciliater och stjälkade ciliater mot en högre andel stjälkade ciliater kunde observeras. Slutsatsen var att det verkar rimligt att styra processen vid de båda halterna utifrån reningseffektiviteten men att de synliga effekterna i slammet kräver långsiktiga mätningar för att bekräfta att det inte påverkar reningseffektiviteten. Utifrån energiberäkningarna gav en syresänkning till 0,5-1,5 mg/L ingen större energivinst i jämförelse med 0,7-1,7 mg/L och rekommendationen till Främbyverket blir därför att en syrehalt på 0,7-1,7 mg/L verkar rimlig.

Nyckelord

Keyword

Avloppsreningsverk, ARV, Aktivslamprocess, ASP, nedbrytning, oxidation, COD, BOD, mikroflora, protozoer, ciliater, bakterier, flockar

Sammanfattning

En vanlig metod som används för behandling av föroreningar som härstammar från kommunens spillvatten (avloppsvatten) är biologisk rening med aktivt slam - en så kallad aktivslamprocess. En aktivslamprocess består av bakterieflockar som kräver kontinuerlig syresättning för att framförallt bryta ned organiskt material för att förhindra utsläpp i sjöar och vattendrag (recipienten). Syresättning av vattnet är dock en energikrävande process. Syftet med den här studien var därför att undersöka möjligheten att ha en lägre syrehalt genom att sänka halten från dåvarande nivån (1,0-2,0 mg/L) till 0,7-1,7 mg/L och 0,5-1,5 mg/L för att försöka minska energiförbrukningen. Reningseffektiviteten undersöktes därför kontinuerligt genom parametermätningar på flödesproportionella dygnsprov med UV-Vis spektroskopi på det inkommande och utgående flödet. Organiskt material uppmättes i form av COD och BOD₇, fosfor i form av Tot-P. Därtill undersöktes hur/om det aktiva slammet förändrades vad gäller dess morfologi, storleksfördelning och halten frilevande bakterier och ciliater genom mikroskopisk undersökning i faskontrastmikroskop. Resultatet påvisade ingen förändring vad gäller reningseffektiviteten av varken COD, BOD₇ eller Tot-P. Mikrofloran påverkades däremot genom att flockarna blev större och fick en öppen, oregelbunden form och genom att halten frilevande bakterier ökade samtidigt som ett skifte av frilevande/krälände ciliater och stjälkade ciliater mot en högre andel stjälkade ciliater kunde observeras. Slutsatsen var att det verkar rimligt att styra processen vid de båda halterna utifrån reningseffektiviteten men att de synliga effekterna i slammet kräver långsiktiga mätningar för att bekräfta att det inte påverkar reningseffektiviteten. Utifrån energiberäkningar gav en syresänkning till 0,5-1,5 mg/L ingen större energivinst i jämförelse med 0,7-1,7 mg/L och rekommendationen till Främbyverket blir därför att en syrehalt på 0,7-1,7 mg/L verkar rimlig.

Definitioner

Förkortning

AS
ASP
ARV
BOD₇
COD
FEV
SUH
SÖH
Tot-P

Betydelse

Aktivt slam
Aktivslamprocess
Avloppsreningsverk
Biokemisk syreförbrukning under sju dygn
Kemisk syreförbrukning
Falun Energi och Vatten
Syreupptagningshastighet
Syreöverföringshastighet
Totalfosfor

Innehåll

1.	Introduktion.....	1
1.1	Syfte.....	1
1.2	Förväntad påverkan.....	1
1.3	Mål.....	2
2	Teori och metodik	3
2.1	Vetenskaplig bakgrund	3
2.1.1	Historisk översikt av biologisk rening	3
2.1.2	Typer av biologisk rening för spillvatten	3
2.1.1	Reducering av organiskt material.....	6
2.1.2	Biologiskt avlägsnande av näringsämnen.....	7
2.1.3	Syrets överföring i vatten	7
2.1.4	Mikrofloran i en aktivslamprocess	10
2.1.5	Processbeskrivning Främbyverket.....	12
2.2	Metodik	15
2.2.1	Reduktionsberäkningar genom provtagning, spektrofotometri och massbalans.....	15
2.2.2	Föroreningsparametrar	16
2.2.3	Mikroskopisk undersökning	17
3	Material och metod.....	18
3.1.1	Material	18
3.1.2	Metod för parametermätningar.....	18
3.1.3	Mikroskopering.....	21
3.1.4	Energiförbrukning.....	22
4	Resultat och diskussion	23
4.1	Resultat från parametermätningar	23
4.1.1	COD, konverteringsfaktor och BOD ₇	23
4.1.2	Totalfosfor	25
4.1.3	Totalkväve, ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve	26
4.2	Resultat från mikroskopiska undersökningar	29
4.2.1	Flockarnas form, kompakthet och storlek.....	29
4.2.2	Fördelning av frilevande bakterier samt ciliater	31
4.3	Resultat från energiberäkningar.....	33
5	Sammanfattning av resultat och metoddiskussion	35
5.1	Sammanfattning av resultat	35

5.2	Metoddiskussion	35
6	Slutsats och framtida arbeten	36
6.1	Slutsats	36
6.2	Framtida arbeten.....	36
7	Författarens tack	37
8	Referenser	37
9	Appendix A	40

1. Introduktion

Vid avloppsreningsverk används vanligtvis ett biologiskt reningssteg som en del av reningsprocessen. Ett vanligt sådant är en aktivslamprocess som ansvarar för nedbrytning och borttagning av olika föroreningar, för att förhindra att dessa släpps ut i naturen. Det aktiva slammet är uppbyggt av en stor diversitet av aeroba bakterier och andra mikroorganismer som kräver kontinuerlig luftning för att tillföra tillräckligt med löst syre. (1)

Luftningen är en mycket energikrävande process och står generellt för minst 50% av den totala elförbrukningen på ett avloppsreningsverk. Detta leder till höga kostnader för företaget samt miljömässiga konsekvenser kopplat till energikällan. Under de senaste åren har det därför uppstått ett intresse för att minska energiförbrukningen kopplat till luftningen inom avloppsreningsverk världen över. Att reducera energiförbrukningen men samtidigt tillföra mikroorganismerna med tillräcklig mängd syre är eftersträvsvärt. Det är dock viktigt att besparingar inte leder till att lagstadgade utsläppsvärden av föroreningar överskrids. Därför behöver optimeringsförsök utföras för att utvärdera processens kapacitet.(2)

1.1 Syfte

Främbyverket, som är en del av Falu Energi och Vatten AB (FEV), i Falun ska år 2020 ansöka om nytt tillstånd för ökning av dess kapacitet. I och med detta har ett projekt initierats, Framtidens Främby, där en del av projektets syfte är att optimera processen utifrån en miljömässigt hållbar synvinkel. En del processoptimeringar hade tidigare genomförts men det fanns fortfarande områden att utreda. I samband med projektet genomfördes ett examensarbete som involverade kartläggning av energiförbrukningen. Från kartläggningen framgår att 66% av den totala elen används i det biologiska reningssteget och 55% används i luftningsbassängen.

Baserat på att det åtgår en hög andel energi i luftningsbassängen och att det är önskvärt att optimera processen på ett miljömässigt hållbart sätt var syftet med det här projektet att undersöka möjligheten att ha en lägre syrehalt i aktivslamprocessen i ett försök att minska elförbrukningen. Den lägre syrehalten får i sin tur inte bidra till att processteget förlorar sin effektivitet varför parametrar och slammet kontinuerligt undersöktes och utvärderades.

1.2 Förväntad påverkan

Ansvar för att försörja Sverige med olika typer av tjänster relaterade till vatten ligger på Sveriges kommuner. En del av ansvaret är att rena det spillvatten som kommer från kommunens avlopp och kan därför innefatta källor så som hushåll och industrier. Spillvattnet innehåller olika typer av föroreningar där de tre största är organiskt material, fosfor och kväve. Kommunernas ansvar är att behandla spillvattnet så att föroreningarna inte släpps ut i naturen där de kan orsaka övergödning och syrebrist. Om reningsverket inte belastar kusten föreligger dock inget krav på kväverening(3). Reningsverk har således lagstiftade tillståndsvillkor, vilket innebär att reningsverket måste ha en kapacitet att behandla spillvattnet så att gränsvärden för föroreningarna inte överskrids i det utgående vattnet. Värden för organiskt material mäts i BOD₇, fosfor i form av totalfosfor och kväve i form av totalkväve.(4)

Falu kommun har ansvar för behandling av spillvatten som härstammar från hushåll, kontor, serviceinrättningar och mindre industrier(5). Främbyverket är den största anläggningen i Falu kommun och har i dagsläget lagstiftade tillstånd för gränsvärden för medelvärden på 0,5 mg totalfosfor/L och 15 mg BOD₇/L per kalendermånad. Verket har alltså inte några gränsvärden för totalkväve och är därför inte anpassat för behandling av denna förorening.

Att utsläppsvärden inte överskrids är reningsverkets viktigaste syfte och är därmed viktigt i den här studien. Men det är även viktigt att verket inte använder onödigt mycket energi för att uppnå en god reningseffektivitet.

Om verket kan använda mindre energi men att samtidigt bibehålla reningseffektiviteten är det en stor miljömässig vinst. (4) Det är även en viktig del i ansökan om ett nytt tillstånd eftersom det då går att påvisa att det är möjligt att förbättra processen med nuvarande teknik. Att använda bästa möjliga teknik ur miljösynpunkt och att skapa mer värde ur mindre energi och därmed hushålla med naturens resurser är något som är högst aktuellt i dagens samhälle. Så pass aktuellt att det ingår i ett av FN:s globala mål; hållbar konsumtion och produktion. Att använda mindre energi men samtidigt uppnå en god reningseffektivitet är vad som önskas uppnå i den här studien. Projektet kan förhoppningsvis inte bara minska energiförbrukningen på Främbyverket utan även bidra som inspiration för andra reningsverk och på så vis bidra till ett mer hållbart samhälle.

1.3 Mål

Det huvudsakliga målet med det här projektet var att avgöra till vilken syrenivå det var möjligt att sänka i ett försök att minska energiförbrukningen och därmed hitta den optimala syrenivån. Den dåvarande syrenivån var 1,0-2,0 mg/L men FEV hade ingen kännedom om huruvida den halten var optimal eller om det var möjligt att sänka syrehalten ytterligare. Avgörandet av en optimal syrenivå baserades på att funktionen hos det biologiska reningssteget fortfarande var bibehållen i jämförelse med dåvarande nivå. Med funktionen avsågs effektiviteten för nedbrytningen av organiskt material och fosfor. Även kväve undersöktes för att detektera eventuella förändringar. Därtill undersöktes den mikrobiella sammansättningen och flockarnas morfologi och hur/om dessa påverkades vid lägre syrehalter.

För att uppnå målet genomfördes mätningar vid dåvarande syrenivå och sedan vid två lägre syrenivåer. Målet delades det in i fem delmål.

1. Kartlägga sammansättningen av mikrofloran och parametrar i dåvarande tillstånd (1,0-2,0 mg/L).
2. Sänka syrehalten till börvärde på 0,7 mg/L och 1,7 mg/L.
3. Mäta parametrar och utföra mikroskoperingar vid en löst syrehalt mellan 0,7-1,7 mg/L.
4. Sänka syrehalten till börvärde på 0,5 mg/L och 1,5 mg/L.
5. Mäta parametrar och utföra mikroskoperingar vid en löst syrehalt mellan 0,5-1,5 mg/L.

2 Teori och metodik

2.1 Vetenskaplig bakgrund

Med biologisk rening avses behandling av spillvatten med hjälp av mikroorganismer där inkommande föroreningar omvandlas och vidarebehandlas. Spillvatten kallas i vardagligt språkbruk för avloppsvatten men vanligtvis används ordet spillvatten inom vatten och avlopps-sektorn varför det ordet används genomgående i den här rapporten.

2.1.1 Historisk översikt av biologisk rening

I samband med industrialiseringen på 1800-talet ökade urbaniseringen i Sverige. I och med den ökade befolkningstätheten blev det svårt att använda de traditionella metoderna för avloppshantering vilket innebar att människor gjorde sig av med avfallet i naturen. Metoden skapade sjukdomsspridning och dålig lukt. Vattenklosetter introducerades i början på 1900-talet och löste problemen relaterade till människors hälsa, men orsakade desto större problem i recipienten. En märkbar effekt var att det uppstod syrebrist i sjöar. (6) För att hantera problemen med syrebrist i sjöar introducerades biologisk rening med aktivt slam för behandling av kommunalt spillvatten som komplement till den dåvarande reningen, som till stor del bestod av att stora partiklar tilläts sedimentera i en tank. Den första aktivslam-anläggningen inrättades år 1942 och 30 år senare hade ca 750 tätorter i Sverige ett biologiskt reningsverk. (7) Idag är samtliga tätorter i Sverige sammankopplade till ett kommunalt reningsverk där ungefär 95% av kommunernas avloppsvatten delvis behandlas genom biologisk rening (8).

2.1.2 Typer av biologisk rening för spillvatten

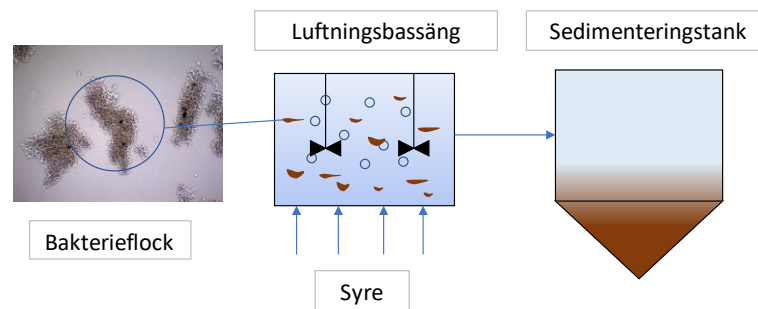
Aktivslamprocess

En aktivslamprocess (ASP) utgör en viktig del i processen för behandling av spillvatten. I processen är mikroorganismer huvudkomponenten och bildar en biologisk massa, aktivt slam (AS). Det aktiva slammet förekommer i form av flockar, dvs. klungor, dit den biologiska aktiviteten är centrerad. Huvudsyftet med en ASP är att bryta ned organiskt material i spillvattnet vilket sker under kontinuerlig syretillförsel. Mikroorganismerna i aktivslamprocessen består till ungefär 95% av heterotrofa aeroba bakterier, resterande 5% utgörs av högre organismer (protozoer, virus, svampar etc)(9). Det råder en hög diversitet av bakterier i ASP, vilket gör det till ett komplext system där kompositionen av olika bakteriestammar skiljer sig mellan olika ASP(10). Diversiteten beror av omgivningens förhållanden(temperatur mm), det tekniska systemet(uppehållstiden, DO) och inkommande material (ex organiskt).

Processen sker i luftningsbassänger i vilken det aktiva slammet och spillvattnet strömmar igenom, och där de två komponenterna omblandas. Det finns olika typer av aktivslamprocesser. En konventionell aktivslamprocess utgörs av en luftningsbassäng dit AS tillförs vid en punkt med efterföljande sedimenteringstank, se Figur (2.1) för principen för en konventionell aktivslamprocess. Alternativ till en konventionell ASP är att införa stegmatning eller kontaktstabilisering. Stegmatning innebär att det aktiva slammet tillförs vid ett flertal punkter och kontaktstabilisering innebär att det aktiva slammet syresätts i en separat tank innan det når luftningsbassängen. Det finns olika konfigurationer för hur slammet och spillvattnet blandas med varandra. *Totalomblandning* innebär att inkommande spillvatten fullständigt blir utblandat med hela bassängens innehåll omedelbart efter det introducerats i bassängen. På så vis blir koncentrationen av spillvattnet och det lösta syret jämnt i hela bassängen. *Pluggflöde* innebär, till skillnad från totalomblandning, att inkommande spillvatten endast blandas med en del av innehållet i bassängen och bildar en *plugg* som sedan transporteras längst med bassängen. (11) På så vis blir syrebehovet störst i början av bassängen och avtar sedan, i början krävs syre för oxidation men sedan för biosyntes och endogen respiration.(12)

Bassängerna är dimensionerade efter inkommande flöde varför djup samt bredd på bassängerna varierar mellan olika anläggningar. Dessutom består en anläggning vanligtvis av flera bassänger parallellt eller i serie.(11) När flockarna når utflödet i luftningsbassängen tillåts de sjunka till botten i en efterföljande sedimenteringsbassäng. Från sedimenteringsbassängen återförs en del av det aktiva slammet genom en returpump, på så vis upprätthålls en jämn nivå av aktivt slam i bassängen. Dessutom blir uppehållstiden längre för det aktiva slammet än för vattnet vilket möjliggör en effektiv rening.(11)

Luftningen är viktig för en effektiv reningsprocess och bidrar både till syresättning samt omblandning. Det finns olika metoder för luftning, där det vanligaste sättet är bottenmonterade membranluftare som pumpar in luft från botten av bassängen. Vanligtvis är luftarna jämnt placerade över hela botten. En annan, mer ovanlig metod, är ytluftare, vilket istället innebär att luft tillsätts vattnet mekaniskt genom ytan.(11)

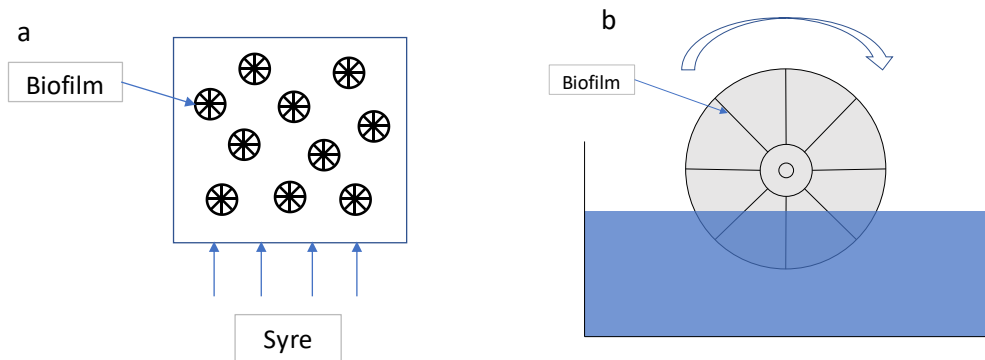


Figur 2.1. Principen för en konventionell aktivslamprocess. Till luftningsbassängen tillförs syre som konsumeras av de suspenderade flockarna. Efter luftningsbassängen tillåts flockarna sedimentera vilket resulterar i ett klart, rent utgående vatten.

Biologiska bäddar med biofilm

Istället för att mikroorganismerna är suspenderade i vattnet kan organismerna istället tillåtas växa på ett bärrmaterial. På bärrmaterialet bildar mikroorganismerna en biofilm. Att maximera ytan av bärrmaterialet är önskvärt, eftersom det då kan växa en hög mängd mikroorganismer i systemet och därmed fås en högre reningseffektivitet. När biologiska bäddar först introducerades i slutet av 1890-talet bestod bärrmaterialet av stenbäddar för att skapa en stor yta för tillväxt. Stenbäddarna blev dock inte särskilt etablerade för behandling av spillvatten på grund av att systemet inte klarade av hög belastning av organiskt material då det orsakade igensättningar vilket i sin tur bidrog till dålig syresättning.(12) Bäddmaterial av plast introducerades i slutet av 1960-talet och har fått en större spridning. (11) Plastbärarna kan vara ringformade och vara suspenderade i vattnet (MBBR) eller skivformade och ihåliga (biorotor). Både konformationerna tillåter en stor area för tillväxt av mikroorganismer. Suspenderade bärare, eller moving bed biofilm reactor (MBBR), är gjorda av polyetylen och har en densitet likt vatten. Denna egenskap möjliggör att bärarna kan hållas flytande och i rörelse i en reaktor med hjälp av bottenmonterade luftare. Figur (2.2 a) visar principen för en tank med suspenderade bärare. Luftarna tillför även syre till mikroorganismerna. (13)

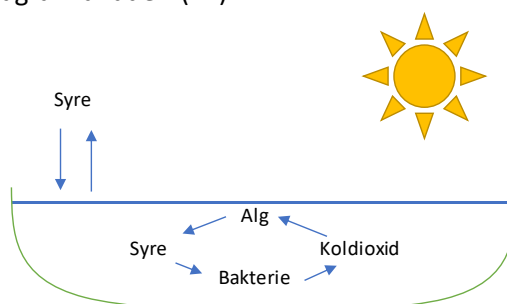
Mikroorganismerna bryter ned organiskt material precis som i aktivslamprocessen men är mindre känslig mot variationer i belastning och har en högre reningseffekt. En nackdel är dock att den bidrar till högre driftskostnader (11,12). En annan typ av biologisk bädd är biorotorer. En biorotor utgörs av runda skivor i plast dit mikroorganismerna växer. Ett antal skivor är placerade intill varandra där ca 40% av skivorna sakta roterar ned i spillvattnet som befinner sig i en bassäng. Figur (2.2 b) visar konstruktionen för en biorotor. Rotationen möjliggör syresättning av mikroorganismerna när de befinner sig ovan vattenytan och nedbrytning av organiskt material när de befinner sig under vattenytan. (12)



Figur 2.2. Principskisser för processer med två typer av biologiska bäddar. Figur 2.1 a) presenterar en tank med suspenderade bärare. Figur 2.1 b) presenterar en biorotor och hur den roterar ned i spillvattnet. Figuren är en förenklad skiss inspirerad av Mackenzie (12)

Biologiska dammar

En biologisk damm består av en fördjupning av marken på ca 30-45 cm. Dammen är en självförsörjande process och kräver inget speciellt underhåll så som omrörning eller syresättning. Rening av spillvattnet är därför beroende av de bakterier, alger och andra mikroorganismer som tillväxer där vilket bland annat beror av de omkringliggande faktorerna solljus och temperatur. Algerna spelar en väldigt stor roll, då dessa förser dammen med syre genom fotosyntesen vilket i sin tur gynnar tillväxt av bakterier och i slutändan nedbrytning av organiskt material. Syre kan även diffundera ned i dammen. Figur (2.3) visar algernas samverkan med bakterierna. Uppehållstiden i en damm kan vara en vecka till några månader. (14)



Figur 2.3. Principskiss för en biologisk damm. Bilden visar hur syret tillsätts dammen; genom fotosyntes samt diffusion, samt hur bakterierna avger koldioxid som produkt från respirationen.

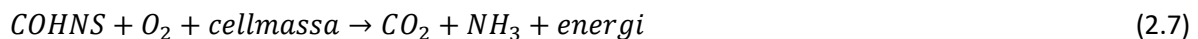
2.1.1 Reducering av organiskt material

Organiskt material är föreningar som innehåller kol, väte och syre samt i vissa fall fosfor, svavel och kväve. Organiskt material i spillvatten är framförallt kolhydrater, proteiner och fetter, aminosyror och flyktiga syror men kan även innehålla hormoner, vitaminer, tensider, antibiotika, pigment mm. (1) Materialet delas vanligtvis in i tre kategorier i reningssammanhang baserat på dess storlek; partikulärt, kolloidalt och löst organiskt material. Det är omdiskuterat i litteraturen vilken storlek som definierar de olika typerna. Generellt sett är löst material de minsta partiklarna och kan passera cellmembranet, kolloidalt något större och kan i vissa fall passera cellmembranet och partikulärt är de största partiklarna och kan inte passera membranet. Partikulärt material kan vanligtvis sedimentera medan de andra två typerna kräver behandling innan de kan sedimentera. Löst organiskt material är lättast att bryta ned medan partikulärt är svår-nedbrytbart. (15)

Biologisk nedbrytning av organiskt material

Nedbrytning av organiskt material är huvudsyftet med ASP, där heterotrofa aeroba bakterier spelar en nyckelroll. De oxiderar organiskt material (COHNS) enligt två processer; biologisk oxidation samt biosyntes enligt Ekvation (2.7) och (2.8). Reaktionerna bidrar till en reduktion av organiskt material i spillvattnet. Oxidationen bildar mineraliserade slutprodukter medan det genom biosyntesen bildas ny biomassa ($C_5H_7NO_2$), båda från kolloidalt och löst organiskt material. Om tillgången på organiskt material är otillräcklig så sker istället endogen respiration för energiproduktion enligt Ekvation (2.9), vilket innebär att bakterierna använder sig av energin bunden i sin cellvävnad. (16)

Oxidation



Biosyntes



Endogen respiration



Icke-oxidativ borttagning genom biosorption och lagring

Utöver biologisk nedbrytning av organiskt material så spelar även flockarnas biosorptionsegenskaper en viktig roll (16). Biosorption innebär att material kan binda till flockarnas yta och för att det ska ske krävs kollisioner mellan material och flockar och att interaktioner uppstår mellan dessa. Interaktioner involverar fysikalisk-kemiska processer där flockarna adsorberar kolloidalt och partikulärt organiskt material på ytan. Mekanismerna för interaktionen involverar bland annat van der Waals-bindingar och hydrofobiska interaktioner. (17) Förutom biosorption av flockarna har mikroorganismer även en förmåga att lagra löst organiskt material som inklusionskroppar inuti cellerna genom polymerisation, t.ex. glukos som glykogen. Orsaken till detta fenomen är att cellerna i en aktivslamprocess är utsatta för koncentrationsgradienter av det organiska materialet, dvs. dynamiska förhållanden. Cellerna lagrar därför polymerer som kan konsumeras när tillgången på externt organiskt material är lågt. (18)

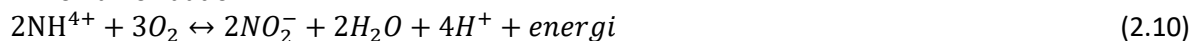
2.1.2 Biologiskt avlägsnande av näringsämnen

För att cellerna i ASP ska biosyntetisera krävs förutom kolkälla även kväve och fosfor som är livsnödvändiga för bland annat celluppbyggnad. Bakterierna tar upp näringsämnena genom assimilering, absorption. Vanligtvis assimileras ungefär ett gram fosfor och fem gram kväve för varje 100 gram organiskt material som oxideras. På detta sätt kan en konventionell ASP rena bort en del fosfor och kväve. (19)

Nitrifikation

Utöver oxidation av organiskt material kräver även en annan process, nitrifikationen, syre. Nitrifikationen är en del av processen för kväverening där kvävet i form av ammonium oxideras av autotofa bakterier till nitrat via nitrit. Det första steget involverar bland annat bakteriesläktet *Nitrosomonas* och oxiderar ammoniumjoner till nitritjoner enligt Ekvation (2.10). Det andra steget involverar bland annat *Nitrobacter*-släktet och oxiderar nitrit till nitrat enligt Ekvation (2.11).(1)

Ammoniumoxidation



Nitritoxidation



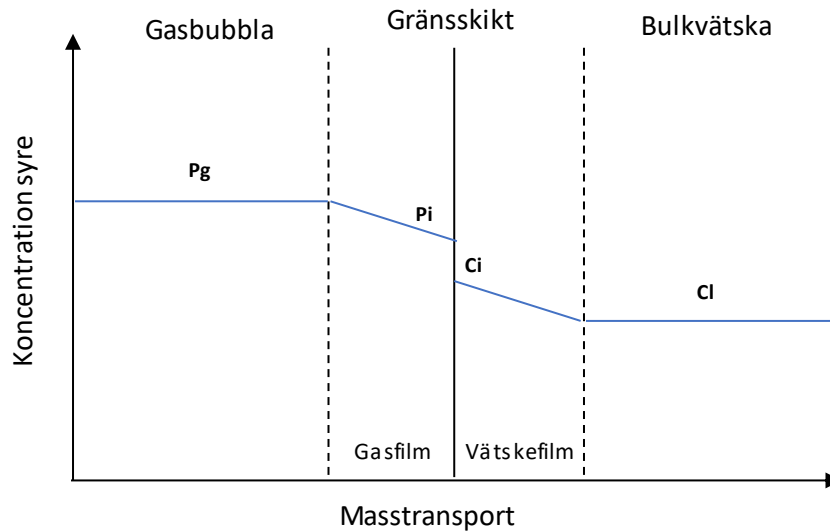
En avloppsreningsprocess avsedd för kväverening kan ha olika utformningar där reduktion av organiskt material samt kväverening kan ske antingen i samma bassäng eller separata. (11) Nitrifikationen är dock långsammare än nedbrytningen av organiskt material eftersom ammoniumoxiderande och nitritoxiderande bakterier har en lägre tillväxthastighet än de heterotrofa bakterierna. De absolut långsammaste är nitritoxiderande bakterier. (20) För en komplett kväveavskiljning krävs även denitrifikation, vilket omvandlar nitraten till kvävgas under anaeroba förhållanden. En sådan process kräver alltså en separat, syrefri bassäng(11).

2.1.3 Syrets överföring i vatten

För att mikroorganismerna ska tillgodogöra sig syre i vattenlösning behöver syret lösa sig i vattnet. Det lösta syrets koncentration i vatten kan beskrivas enligt två modeller; syreöverföringshastigheten till vattnet, samt syreupptagningshastigheten för mikroorganismerna.

Syreöverföringshastigheten med tvåfilmteorin

Löst syre tillförd i spillvattnet är kritiskt för mikroorganismernas nedbrytning av organiskt material. En tillräcklig syrenivå är därför vital för att få en tillräckligt effektiv nedbrytning.(21) Å andra sidan är en överdrivet hög syrenivå endast energikrävande om det inte bidrar till en förbättrad nedbrytning av föroreningar. Syret tillförs vattnet i gasfas där syrgasbubblor bildas, syret passerar sedan till vätskefasen med en viss syreöverföringshastighet (SÖH). Det är önskvärt att ha en hög SÖH eftersom det bidrar till en effektiv syresättning av spillvattnet. I en miljö med helt rent vatten, utan aktivt slam, kan syreöverföringshastigheten beskrivas av den så kallade två-film modellen (22). Modellen baseras på att det bildas en film på båda sidor av gränsskiktet mellan två faser. De två faserna innebär i det här fallet gasfasen och vätskefasen där gasfilmen täcker insidan av bubblan och vätskefilmen utsidan. För att syret ska nå vätskefasen så krävs det att det sker massöverföring från gasfasen till gränsskiktet vid gasfilmen, samt från vätskefilmen vid gränsskiktet till vätskefasen. (23) Figur (2.4) visar trycket och koncentrationen i de olika faserna.



Figur 2.4. Massöverföringen från gas till vätska. P_g trycket i gasvätskan och C_l är koncentrationen i bulkvätskan, P_i är trycket vid gränsskiktet och C_i är koncentrationen vid gränsskiktet. Från figuren visualiseras att koncentrationen syre minskar med ökad masstransport vilket innebär att syret löser sig dåligt i vatten.

Massaöverföringen i gasen och vätskan beskrivs enligt ekvation (2.1) respektive (2.2).

$$N_A = k_g(P_g - P_i) \quad (2.1)$$

$$N_A = k_l(C_i - C_l) \quad (2.2)$$

Där k_g och k_l är den specifika massöverföringskoefficienten för gasen respektive vätskan, P_g trycket i gasbubblan, P_i är trycket vid gränsskiktet mellan gas-vätskan, C_l koncentrationen löst syre vätskan och C_i koncentrationen vid gränssnittet.

Men eftersom koncentrationen vid gränsskiktet inte är mätbar så används istället mättnadskoncentrationen för löst syre i vätskan när den står i jämvikt med gasfasen, C^* . Genom att kombinera ekvation 2.1 och 2.2 och applicera Henriks lag vid jämvikt ($P^*=C^* \times H$) erhålls den övergripande massaöverföringskoefficienten, K_L och sambandet i ekvation (2.3) erhålls.

$$N_A = K_L(C^* - C_l) \quad (2.3)$$

Genom att multiplicera massöverföringskoefficienten med arean på gasbubblorna fås den volumetriska massöverföringskoefficienten, $K_L a$. Hastigheten för syreöverföringen, SÖH, kan slutligen definieras enligt ekvation (2.4).

$$\frac{dC_{O_2}}{dt} = SÖH = K_L a (C_{O_2}^* - C_{O_2}) \quad (2.4)$$

Där K_L beskriver vätskans massöverföringskoefficient och a arean på vätskebubblan, enligt ekvationen bestämmer $K_L a$ delvis SÖH. C^* beskriver vattnets mättnadskapacitet vad gäller löst syre ($\text{mg O}_2/\text{L}$), vanligtvis runt 10 mg/L i spillvatten, och C_{O_2} löst syrekonzentration i rent vatten ($\text{mg O}_2/\text{L}$) och SÖH tillförd syremängd per tidsenhet ($\text{mg O}_2/\text{L} \cdot \text{h}$). $(C_{O_2}^* - C_{O_2})$ beskriver drivkraften för syretransporten och innebär att lägre värden på C_{O_2} också leder till en ökad SÖH enligt Ekvation (2.4)(23).

Syreupptagningshastigheten hos celler och energibehov i processen

Syret som överförs till vattenfasen, konsumeras av mikroorganismerna vilket bidrar till nedbrytning av organiskt material(21). Hastigheten som mikroorganismerna konsumerar syre, syreupptagningshastigheten, SUH , kan beskrivas genom ekvation (2.5).

$$SUH = Q_{O_2} = q_{O_2} * X \quad (2.5)$$

Där X är cellkoncentrationen och q_{O_2} syreupptagningshastigheten. Genom att kombinera ekvation (2.4) och (2.5) fås ekvation (2.6) vilken beskriver syreöverföringshastigheten i vattnet med hänsyn till mikroorganismernas konsumtion.

$$\frac{dC_{O_2}}{dt} = S\ddot{O}H - SUH = K_L a(C_{O_2}^* - C_{O_2}) - q_{O_2} * X \quad (2.6)$$

Eftersom syre har låg löslighet i vatten, se Figur (2.4), är $S\ddot{O}H$ det hastighetbestämmande steget och är således avgörande för mikrobiell tillväxt (24). Den aktuella lösta syrekoncentrationen C_{O_2} är ett syreöverskott som krävs för att bibehålla en effektiv rening och brukar traditionellt sett vara runt 2,0 mg/L. Onödigt högt syreöverskott är dock associerat med hög energiförbrukning och det är därför inte ovanligt att många reningsverk idag opereras med en lägre halt(25). Det är därför önskvärt att minimera C_{O_2} , men samtidigt förse mikroorganismerna med tillräcklig koncentration syreöverskott. På detta sätt uppnås tillräcklig syrenivå och mindre energi konsumeras under förutsättning att det samtidigt kan ske en effektiv rening. (11)

Viktiga faktorer som påverkar $K_L a$, och därmed $S\ddot{O}H$ är bland annat kontaktytan mellan syrgasbubblorna och mikroorganismerna samt storleken på syrgasbubblorna. Mindre bubblor ger större area och bidrar till en ökad $S\ddot{O}H$. (21)

Syreöverföring i en aktivslamprocess; α -koefficient

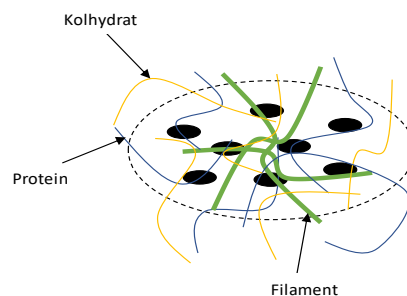
Ett sätt att matematiskt förklara skillnaden mellan rent vatten och spillvatten är att införa korrigeringsfaktor α till ekvation (2.6). α -värdet, se ekvation (2.7), förklarar förhållandet mellan massöverföringen i rent vatten respektive spillvatten och anger därmed hur effektiv överföringen är i spillvatten i jämförelse med rent vatten. Faktorer som har inverkan på α -värdet och som därmed gör överföringen sämre är bland annat luftningssystemets kapacitet, bassängens utformning, löst och partikulärt material samt ytaktiva ämnen som kan härstamma från tvättmedel. α -värdet ligger vanligtvis under 1,0 vilket innebär att överföringen är sämre i spillvatten än i rent vatten.(21) $S\ddot{O}H$ i en aktivslamprocess varierar därmed mellan olika reningsverk och påverkas av det tekniska systemet och inkommande spillvatten.

$$\alpha = \frac{K_L a(\text{spillvatten})}{K_L a(\text{rent vatten})} \quad (2.7)$$

2.1.4 Mikrofloran i en aktivslamprocess

Flockbildning

En förutsättning för att få en effektiv rening är att bakterierna, förutom att ta hand om föroreningar, kan bilda flockar och sedan sedimentera. Flockarna bildas till följd av att vissa typer av bakterier kan utsöndra extracellulära polymerer (proteiner, kolhydrater etc.) som skapar en geléliknande struktur. Polymererna tillåter fysisk vidhäftning mellan bakterier såväl som fysikaliska interaktioner. Förekomst av så kallade filamentbildande bakterier bidrar också till att flockarna hålls samman. Filamentbildande bakterier växer på rad och bildar filament, "trådar", vilka bakterier kan vidhäfta till. Figur (2.5) visar en förenklad bild av en flock. Om det bildas en för hög halt filamentbildande bakterier i förhållande till polymerbildande bakterier, utkonkurreras de polymerbildande bakterierna och en försämrad flockbildning med deflockulering kan ske som följd. Konsekvensen av deflockulering är att bakterierna frigörs från flockarna och kan följa med i utgående vatten. En annan konsekvens som kan ske till följd av en dominerande mängd filament är att slammet sväller och bildar skum, det kan i sin tur leda till försämrad sedimentering och att en del av slammet följer med ut i recipienten. Låga syrehalter är en känd faktor som gynnar filamentbildande bakterier. (26) Flockarna som bildas i det aktiva slammet kan ha olika form, storlek och vara mer eller mindre kompakta. En större, kompakt flock sedimenterar snabbare än en mindre. Om flocken har en oregelbunden struktur försämras sedimenteringsegenskaperna ytterligare. Dessa morfologiska egenskaper bestäms till viss del av processens tekniska utformning och det inkommande materialets sammansättning. Bakteriernas förmåga att bilda flockar med en balans mellan filament och polymerbildande bakterier samt flockarnas morfologiska egenskaper bestämmer således dess sedimenteringsegenskaper. Sedimenteringen är avgörande för att få ett klart, rent, utgående vatten. (27)

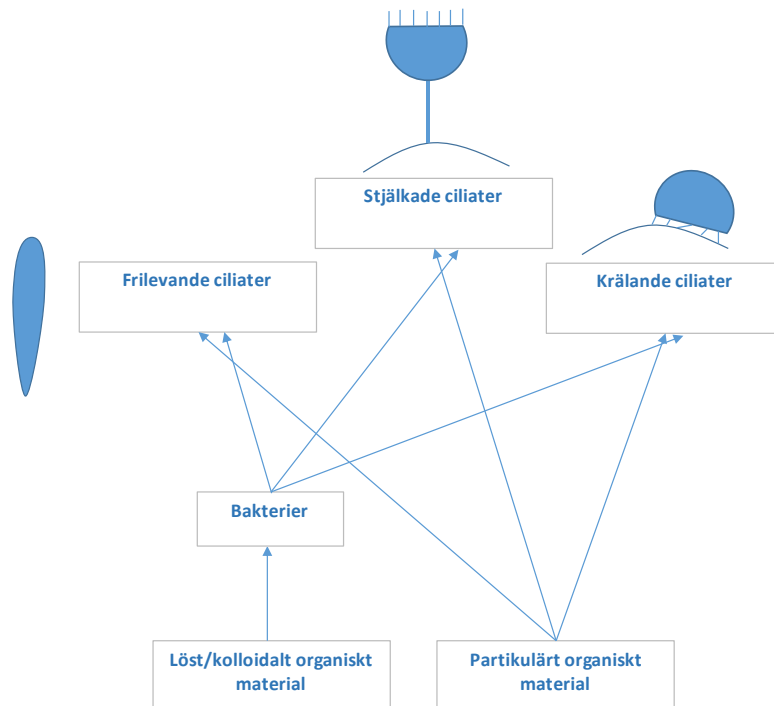


Figur 2.5. Schematisk bild över hur bakterierna (svarta prickar) förbinds med hjälp av filament, kolhydrater och proteiner.

Protozoer i en aktivslamprocess

Bakterier utgör visserligen den största mängden biomassa i slammet och har kanske den viktigaste funktionen då de tar hand om både borttagning av organiskt material och olika näringsämnen. Dock är förekomst av protozoer också viktiga i en ASP. Den främsta orsaken till protozoers tillkomst är att det förekommer partiklar, så som frilevande bakterier och partikulärt organiskt material, vilket utgör näringskälla för dessa mikrodjur. Rensning av frilevande bakterier leder således till ett renare utsläppsvatten, och därmed en mer effektiv process med högre nedbrytning av organiskt material, och anses vara dess viktigaste funktion. Andra viktiga funktioner hos protozoer är att de kan stimulera bakteriernas aktivitet; både genom att de utsöndrar näringsämnen och tillväxtstimulerande ämnen. (28). Det uppstår en balans mellan tillgången av frilevande bakterier och protozoer i en process, till dess att en stabilitet infinner sig(9). Vanliga protozoer är bland annat flagellater, amöbor och ciliater där ciliater utgör den största andelen i de flesta ASP. Ciliater delas vanligtvis in i frilevande ciliater, krälände ciliater och stjälkade ciliater baserat på dess beteende.

Frilevande ciliater simmar fritt i klarfasen, krälände ciliater förflyttar sig på flockar och stjälkade ciliater har en stjälk som sitter fast på en flock. (28). Figur (2.6) beskriver näringsväven för aktivslamprocessen där de olika ciliattyperna finns visualiserade.



Figur 2.6. Figuren beskriver näringsväven i det aktiva slammet och beskriver att organiskt material konsumeras av bakterier och att protozoer (frilevande ciliater, stjälkade ciliater samt krälände ciliater) konsumerar bakterier och organiskt material.

Sammanställningen av dessa tre ciliattyper har tidigt identifierades av Madoni(29). Studien påvisade att det aktiva slammet vid uppstart av en anläggning dominerades av frilevande ciliater och frilevande bakterier vid start. I takt med att flockar tillväxte skiftade sammansättningen mot en högre andel krälände och stjälkade ciliater medan de frilevande ciliaterna och bakterierna minskade(30). Förekomsten av en högre andel krälände och stjälkade ciliater mot frilevande ciliater har senare bekräftats i ett flertal studier(31,32). Orsaken till detta är att de frilevande ciliaterna inte får möjlighet att tillväxa eftersom de kontinuerligt spolats ut med utgående vatten medan de som är bundna till flockarna får möjlighet att tillväxa och bygga upp en mikroflora då de återförs med returslammet. Vanligtvis dominerar därför krälände och stjälkade ciliater i en ASP. De kan dessutom samexistera för att de har olika typer av sätt de intar mat på; krälände ciliater skrapar bakterier på ytan medan stjälkade ciliater intar frilevande bakterier.

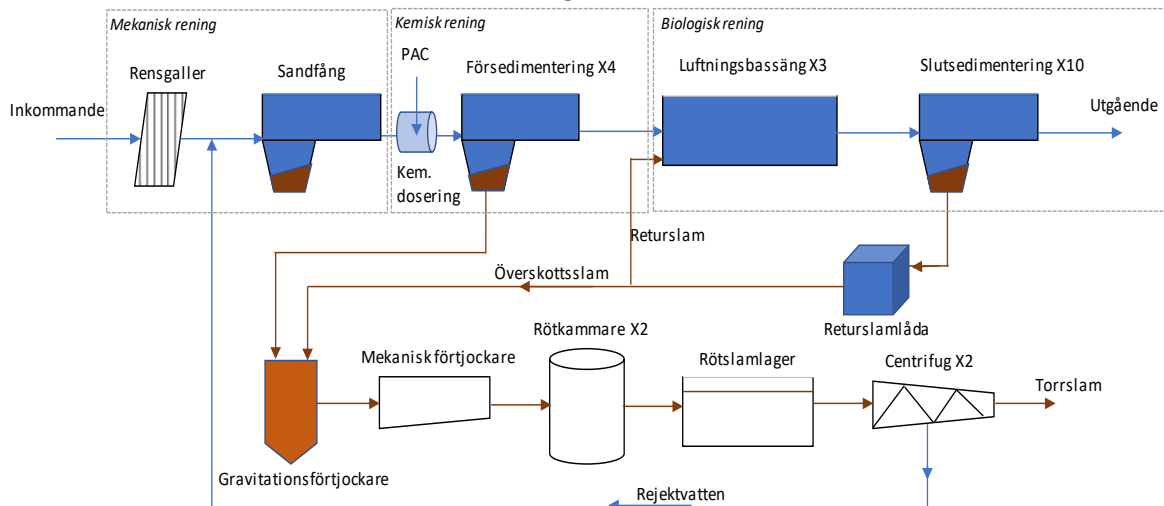
Höga halter av de båda typerna är även associerade med ett rent utgående vatten. Eftersom bakterier utgör föda för ciliater, leder det till konkurrens mellan olika ciliatpopulationer till dess att en stabilitet infinner sig. De frilevande bakterierna minskar därmed delvis till följd av att tillväxten av ciliater ökar vilket leder till att konsumtionstakten ökar. (33)

Vilka arter inom ciliater och förhållandet mellan olika ciliattyper som förekommer i en ASP reflekteras av processens unika miljömässiga dynamik och avgörs därför av bland annat sammansättningen av inkommande flöde, uppehållstiden av slammet och syretillförseln. Därför varierar förhållandet av krälände och stjälkade ciliater mellan olika ASP. Balansen kan dock påverkas om processen destabiliseras. Ciliater fungerar därför bra som kontrollindikatorer i en ASP då de är känsliga för rubbningar i omgivningen vilket kan leda till förändringar i dess komposition. Vanliga faktorer som kan orsaka destabilisering är framförallt brist på syre och en hög koncentration av giftiga material. (9,28) Madoni utarbetade ett biotiskt slamindex (SBI) som beskrev korrelationen mellan olika parametrar och protozoer.

Korrelationen mellan löst syre och de två stammarna av stjälkade ciliaterna Vorticella och Opercularia, var negativ, vilket innebär att de kan tillväxa trots att syrehalten reducerats. Korrelationen mellan krälände ciliater och löst syre var däremot positiv, vilket innebär att de gynnas av en högre syrehalt. Dessutom är en hög andel av alla dessa typer associerade med en låg nedbrytning av organiskt material. (29) Vorticella känns igen genom att stammen har en muskel samt att den inte är grenad och att det sitter cilier runt munnen. Opercularia känns igen genom att stammen är utan muskel, är grenad och att cellen är rundad med en liten munöppning.(27)

2.1.5 Processbeskrivning Främbyverket

Främbyverket inrättades år 1962. Ungefär 6 miljoner m³ spillvatten renas varje år i Främbyverket, vilket motsvarar ca 16 000 m³ per dygn. Främbyverket har sedan år 2000 tillstånd att behandla spillvatten motsvarande 50 000 p.e. Tillståndet innefattar regulatoriskt krav för utsläppsvärden gällande BOD₇ och totalfosfor, vilket innebär att utsläppsvärden inte får överskrida 15 mg BOD₇/L samt 0,5 mg totalfosfor/L som medelvärde för kalendermånad. Spillvattnet går igenom tre huvudsakliga reningssteg; mekanisk, kemisk och biologisk rening för att sedan släppas ut i recipienten Runn. (5) En överskådlig bild över de olika processtegen finns i Figur (2.7). Spillvattnet har sitt ursprung i kommunala avlopp samt industrier, där de främsta är livsmedelsindustrier och hygienproduktion. Dessutom har Falun en historik med tidigare gruvdrift, vilket bidrar till en del inkommande metaller där kadmium och zink utgör de största källorna (34).



Figur 2.7. Överskådlig figur över de olika reningsstegen; mekanisk, kemisk och biologisk rening, samt hur slammet behandlas och hur rejektivatten återförs till processen.

Mekanisk rening

När spillvattnet från ledningsnätet ankommer till Främbyverket passerar det först igenom ett rensgaller. Gallret rensar bort stora, fasta partiklar så som plastbitar som sedan samlas upp och transporteras till förbränning. (35) Efter rensgallret finns ett sandfång som fångar upp tunga partiklar. Bland annat sand, kaffesump och frön fångas upp genom att de tillåts sedimentera, sjunka, till botten av en bassäng. Uppsamlade partiklar avvattnas sedan i en sandtvätt för att läggas på deponi.

Kemisk rening

Efter den mekaniska reningen doseras spillvattnet med fällningskemikalie vilket sker direkt i rännan efter sandfånget. Processen kallas för förfällning eftersom den kemiska reningen förekommer innan den biologiska reningen.(11) Huvudsyftet med förfällningen är att rena spillvattnet från fosfor. Den fällningskemikalie som används på Främbyverket är polyaluminiumklorid. Polyaluminiumklorid är ett metallsalt där aluminiumjonen har en mycket hög positiv laddning (36).

Aluminiumjonerna kan därför binda till ortofosfat enligt Ekvation (2.8).



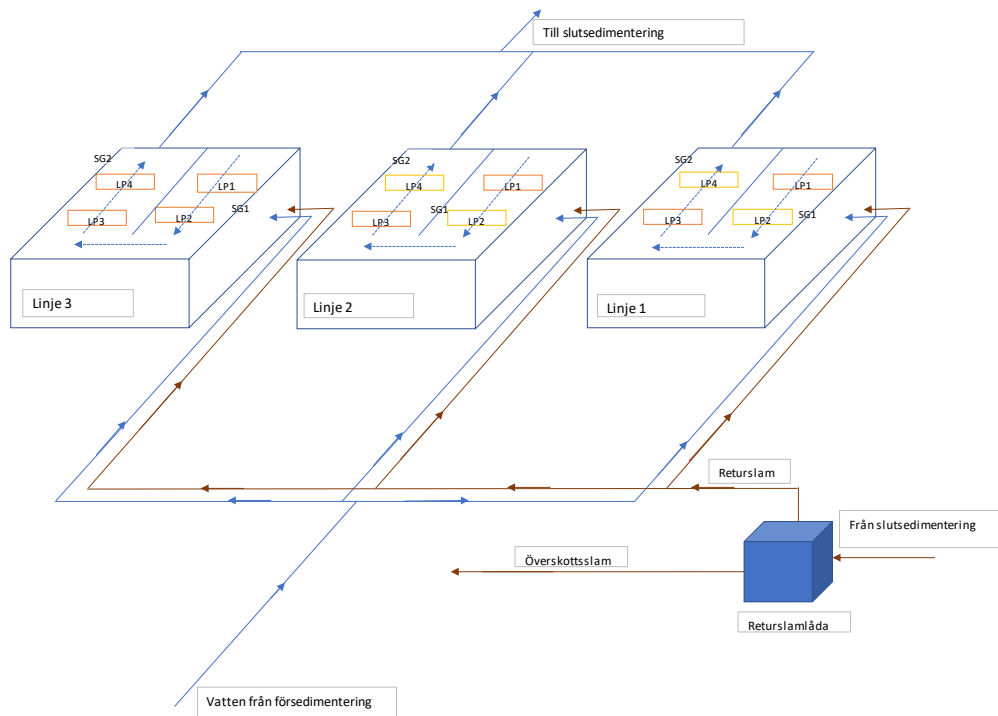
Aluminiumjonerna kan även binda till hydroxidjoner i vattnet och bilda aluminiumhydroxid enligt Ekvation (2.9).



Aluminiumhydroxider är viktiga då de bildar geléliknande flockar. Flockarna fångar in aluminiumfosfat (dit ortofosfat bundit enligt Ekvation (2.8)), organiskt bunden fosfor, organiskt material, metaller och andra partiklar genom "svep-flockning" och är därför viktiga för rening av vattnet (37). Flockarna som bildats får sedan sedimentera och bilda primärslam i försedimenteringsbassänger. Slammet pumpas sedan till gravitationsförtjockare.

Biologisk rening

Slutligen sker den biologiska reningen vilket är en konventionell aktivslamprocess. Vattnet flödar från försedimenteringsbassängerna och fördelas till tre parallella luftningsbassänger, linjer, där varje luftningsbassäng har en skiljevägg med en öppen sluss på ena kortsidan. Varje bassäng blir således uppdelad i två kanaler med en kontaktpunkt. Vattnet från försedimenteringen strömmar genom tre separata gångar till slutet av bassängerna där det slutligen får kontakt och omblandas med det aktiva slammet och strömmar genom kanalerna enligt Figur (2.8). Processen kan ses som en blandning av totalomblandning och pluggflöde. Efter passage genom luftningsbassängerna anländer vattnet till slutsedimenteringen där de bildade flockarna får sjunka till botten och bilda slam. Returslam från slutsedimenteringen tillförs även det, via en returamlåda, till slutet av bassängerna. Se Figur (2.7) för vattnet och returslammets tillförsel. Det slamflöde som inte återvänder till luftningsbassängerna kallas för överskottsslam och pumpas till en gravitationsförtjockare tillsammans med primärslam från försedimenteringen. Uppehållstiden för spillvattnet varierar med inflödet och är aldrig konstant. Det slam som behandlats i gravitationsförtjockaren går vidare till en mekanisk förtjockare för att sedan brytas ned och bilda metangas. Slammet som bildas i röt-kammaren avvattnas i en centrifug och bildar torrslam som transporteras bort. Vattnet som erhålls från centrifugeringen kallas för rejektvatten och pumpas tillbaka till sandfånget för ytterligare behandling i reningsprocessen.



Figur 2.8. Överskådlig skiss över aktivslamprocessen. Bilden visar spillvattnet som kommer från försedimenteringen och dess flödesväg genom bassängerna. Bassängerna är angivna som linje 1, 2 och 3. I varje linje representeras de olika luftningspaketen (LP) i gult (4 kW) och rött (7,5 kW). Syrenivågivarna är markerade som SG1 och SG2.

Luftningssystemet Celpox®

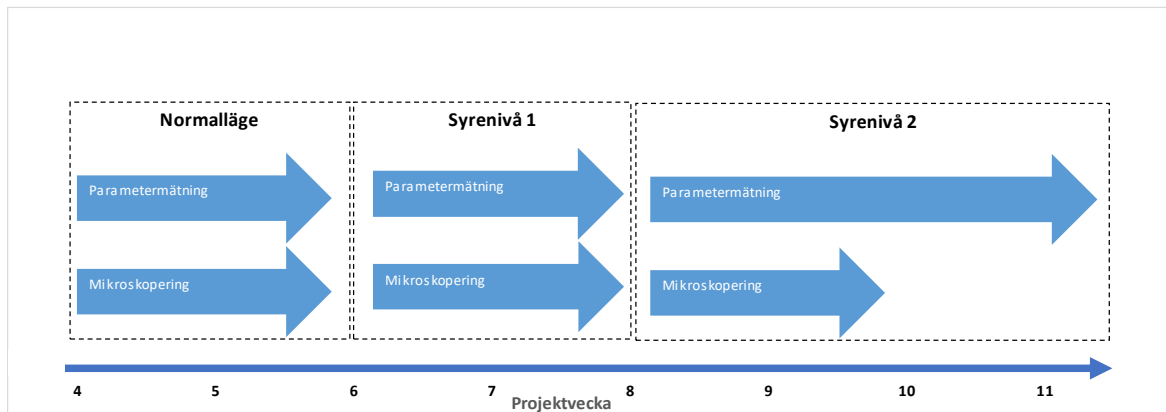
Det luftningssystem som används i den biologiska reningen är Celpox® bioreaktorer. Luftaren sitter på ytan och når ned i vattnet genom ett reaktorrör. Genom reaktorröret pumpas en blandning av spillvatten, luft och biomassa så att en finfördelad biomassa fås som sedan återgår till en flockstruktur. Den finfördelade massan möjliggör syretillförsel även till flockarnas inre struktur. Tekniken är av typen högenergi-bioreaktor vilket innebär att det krävs mindre yta/volym för rening och därmed ges än mer effektiv rening än andra typer av luftningssystem. Eftersom bottenmonterade luftare är den vanligaste luftningsmetoden används inte Celpox® i en sådan stor utsträckning i Sverige. Det sitter två Celpox® reaktorer i varje kanal och intill varje luftare finns en omrörare, tillsammans bildar dessa ett luftningspaket. Luftningspaketen är av två olika storlekar, 7,5 kW och 4 kW. Vattnet i Linje 1 och 2 möter paketen växelvis, först den större (7,5kW), sedan den mindre (4kW), medan linje 3 endast består av den större typen.

Reglering av luftning

Två syrenivågivare sitter på alla tre luftningsbassänger, se SG1 och SG2 i Figur (2.8). En av dem, syrenivågivare 1, är placerad strax innan luftningspaket 2, i kanal 2, och en, syrenivågivare 2, vid utloppet. Syrenivågivarna mäter kontinuerligt de lösta syrenivåerna i bassängerna ca 10 cm ned i bassängen. Varje syrenivågivare styr ett luftningspaket; syrenivågivare 1 styr luftningspaket 1 och 2 medan syrenivågivare 2 styr luftningspaket 3 och 4. Reglersystemet är av typen ON/OFF-reglering, dvs. en signal (övre syrenivå) för avstängning av luftningspaketet och en signal (undre syrenivå) för aktivering. Den övre respektive undre syrenivån motsvarar börvärden som användes i den här studien.

2.2 Metodik

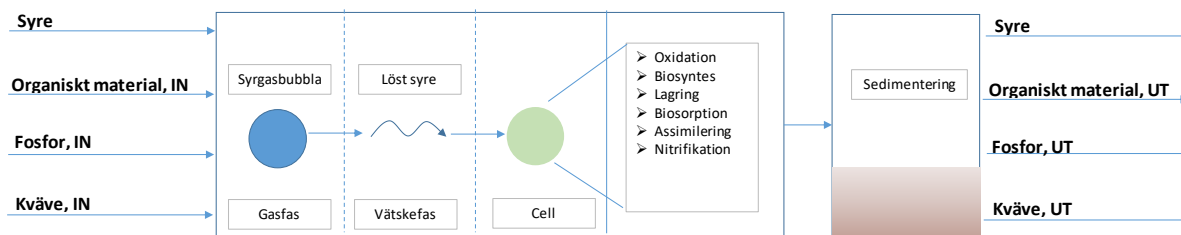
Den experimentella delen av arbetet presenteras som en tidslinje i Figur (2.8). Mätningarna utfördes i den fullskaliga anläggningen och bestod av parametermätningar samt mikroskoperingar. Samma typer av mätningar genomfördes vid normalläget (N) (1,0-2,0 mg/L), efter första syresänkningen (S1) (0,7-1,7 mg/L) samt efter andra syresänkningen (S2) (0,5-1,5 mg/L). Normalläget användes som referens. Nivåerna valdes utifrån processteknisk erfarenhet och den generella rekommendationen för syreöverskott utfärdad av Svenskt Vatten (11).



Figur 2.9. Tidslinjen för den experimentella delen av projektet.

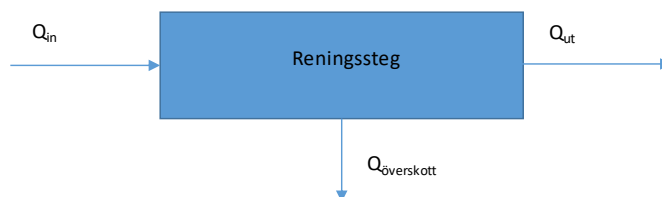
2.2.1 Reduktionsberäkningar genom provtagning, spektrofotometri och massbalans
För att mäta graden av föroreningar samlas ett antal delprov vid reningsverk i dygnsvis, så kallat dygnsprov. Med dygnsprov avses delprov som kontinuerligt samlats in under 24 timmar. De metoderna som måste användas för provtagning är reglerade under miljöbalk (1998:808) och innefattar flödesproportionell provtagning eller tidsstyrd provtagning(38). I den här studien har prov samlats baserat på flödet, vilket innebär att en bestämd mängd prov samlas in efter att en bestämd mängd flöde passerat provtagaren, därmed blir insamlat prov proportionellt mot flödet.

Ett mycket vanligt sätt att karakterisera avloppsreningsprocesser är att mäta olika typer av kontrollparametrar som avspeglar graden av föroreningar i vattnet(39). Sådana typer av föroreningar är vanligtvis olika typer av organiskt material och andra ämnen så som fosfor och kväve men kan även innefatta läkemedel och metaller(40). I Figur (2.8) visualiseras modellen som studerades i studien. Inkommande föroreningar reduceras genom olika biologiska och fysikaliska processer där syresättningen spelar en central roll för cellernas aktivitet. Vanligtvis används UV-Vis spektrofotometri för att mäta föroreningarnas koncentration. Den generella principen för spektroskopi innebär att molekyler absorberar fotoner med en viss våglängd motsvarande skillnaden mellan två tillåtna tillstånd hos orbitalerna vilket leder till att elektroner exciteras. Utifrån värdet för det absorberade ljuset kan koncentrationen av provet bestämmas med Lambert-Beers lag:
 $A = \epsilon \cdot c \cdot l$.(41)



Figur 2.10. Modellen som studerats. Modellen visar att syret överförs till vattenfasen innan det tas upp av cellen och vilka processen som sker för borttagning av inkommande material.

I den här studien uppmättes parametrar på dygnsprov både innan och efter det biologiska reningssteget för att sedan analysera reduktionen av föroreningar. Att analysera den procentuella effektiviteten av avlägsnandet av föroreningar, dvs. reduktionen, är en vanlig metod för att utvärdera hur väl en ASP hanterar olika prövningar (42,43). Metoden baseras på att massflöden in och ut från ett system bestäms där $Massflöde\ in = Massflöde\ ut$ vilket innebär att summan av inkommande flöden är lika stor som summan av utgående flöden. (23) Figur (2.9) visar massflödet in och ut från reningssteget. Utifrån koncentrationen på dygnsprov som samlats in kan massan för inkommande och utgående föroreningar bestämmas genom att använda flödet över ett dygn.



Figur 2.11. Massflöden för reningssteget. Q_{in} är inkommande flöde (från försedimenteringen), $Q_{överskott}$ är flödet för överskottslammet som går via returslamlådan, Q_{ut} är utgående flöde och är skillnaden mellan Q_{in} och Q_{ut} .

2.2.2 Föroreningsparametrar

Typiska parametrar för att indirekt mäta innehållet av organiskt material är genom den kemiska syreförbrukningen (COD) och den biokemiska förbrukningen (BOD). Kemisk syreförbrukning är ett mått på den mängd syre som åtgår för att oxidera allt organiskt material och är ett indirekt mått på mängden organiskt material i vattnet. BOD är ett indirekt mått på mängden biologiskt nedbrytbart organiskt material i vattnet. Det som mäts är den mängd löst syre som oxideras under en bestämd tid. Mätningen pågår därför ofta i 5 eller 7 dagar och BOD anges därför som BOD_5 eller BOD_7 . (39) Reduktion av BOD ligger vanligtvis på 70-95% medan reduktionen för COD ligger runt 75%. (11)

Kvoten mellan BOD och COD (BOD/COD) varierar mellan olika reningsverk och beror på om det inkommande organiska materialet är lätt eller svårt att bryta ned. Naturvårdverket allmänna råd 8:5 anger att gränsen är 0,43, dvs. ett värde under 0,43 innebär att materialet är svårt att bryta ned medan ett värde över innebär att materialet består av lättnedbrytbart organiskt material. (44)

Totalkväve är en parameter som mäts för att kontrollera processens kvävereningseffektivitet och ligger mellan 60-75% om processen är anpassad till kväverening (11). Totalkvävet anger allt kväve vilket innefattar ammonium- nitrit- och nitratkväve samt det kväve som är bundet till organiskt material. Totalfosfor är en parameter som mäter processens fosforrening. Totalfosfor är den fosfor som är löst oorganiskt (ortofosfat) samt organiskt bunden, partikelbunden organisk och oorganisk fosfor samt polyfosfater, vilka förekommer i t.ex. tvättmedel. (39) Fällning av fosfor med kemikalier reducerar ca 80-98% av inkommande fosfor och är den viktigaste processen för fosforrening(11).

2.2.3 Mikroskopisk undersökning

Att undersöka biomassan mikroskopiskt i syfte att utvärdera processen är en vanlig metod i aktivslamprocesser(27). Problem som kan uppstå i processen kan i vissa fall detekteras med hjälp av mikroskopet. Olika typer av mikroskop kan användas för att undersöka det aktiva slammet där faskontrastmikroskopering är det vanligaste(45). Principen för faskontrastmikroskopering innebär att olika strukturer i ett prov gör att ljuset som träffar provet förskjuts och förstärks olika mycket vilket leder till att ögat kan detektera olika kontraster genom linsen(27). Metodiken för faskontrastmikroskopering av aktivt slam innebär att prov samlas in i slutet av luftningsbassängen, överförs till objektglas och undersökas snarast. Vid analysen används vanligtvis ett klassificeringsschema där ett visst karaktärsdrag översätts till ett nummer i en given skala, ofta är dessa inspirerade av Eikelboom(27). Anledningen till att en skala används är för att det är tidsineffektivt att räkna alla karaktärsdrag för hand. Vanliga karaktärsdrag som kan studeras är flockarnas morfologi (form,struktur) samt förekomst av frilevande bakterier samt stjälkade, krälände och frilevande ciliater(27). Dessutom kan flockstorlekarnas fördelning mätas, antingen genom att mäta diameter på flockar för hand eller genom tekniker så som laserdiffraktion eller dynamisk ljusspridning. (46)

3 Material och metod

3.1.1 Material

I Tabell (3.1) listas de viktigaste materialen som användes under projektet.

Tabell 3.1. Tabellen beskriver de viktigaste materialen som användes för projektet

Material	Erhållet från
Vakuumprovtagare	MJK Automation
Vakuumprovtagare	Efcon Water®
LCK kyvett-tester	Hach® Lange
UV-Vis Spektrofotometer	Hach® Lange
Glasfiberfilter 47 mm	VWR®
Faskontrastmikroskop	Motic®
Programvara för bildanalys	Motic®

3.1.2 Metod för parametermätningar

För att undersöka möjligheten att sänka syrehalten till en lägre nivå genomfördes parametermätningar av inkommande och utgående spillvatten till den biologiska reningen. Det inkommande vattnet var alltså det från försedimenteringen. De parametrar som uppmätts under studien var COD, totalfosfor, nitratkväve, nitritkväve, ammoniumkväve, totalkväve. BOD₇ har beräknats utifrån COD. Perioden för parametermätningar var 8 veckor, där mätningar genomfördes 3 gånger i veckan första 4 veckorna och en gång i veckan de sista 2. Under dessa veckor uppmättes även temperaturen och pH-värdet i bassängen.

Syrereglering

Syret reglerades genom ON/OFF reglering vilket innebar att värdet för start-och stoppgräns i VA-operatör justerades beroende på önskad syrehalt i processen. Samma inställningar användes för samtliga luftningssystem. I normalläget var gränserna 1,0-2,0 mg/L. Mätningar vid normalläget pågick under två veckor, sedan reglerades syrehalten till 0,7-1,7 mg/L för att efter ytterligare två veckor regleras till 0,5-1,5 mg/L.

Automatiserad provtagning och provberedning

Provtagning genomfördes både på utflödet efter försedimenteringen, dvs. det inkommande flödet till ASP, samt på det utgående flödet, dvs. efter slutsedimenteringen. Provtagningar utfördes kontinuerligt på vattnet med MJK 780 vakuumprovtagare vid inflödet och Efcon® vakuumprovtagare vid utflödet och samlades i uppsamlingskärl som tömdes dygnsvis. Proverna som analyserades var således representativa för ett dygn förutom efter en helg då provet var representativt för en helg. Provtagaren samlade upp vatten baserat på flödet med fixt tidsintervall. Det uppsamlade provet behandlades innan det analyserades i en UV-Vis spektrofotometer. Ungefär 50 ml av de uppsamlade proven filterades genom ett filterpapper på 47 mm under vakuum, ned i en filterkolv. Ca 100 ml av det ofiltrerade provet överfördes till en e-kolv. Både filtrat och ofiltrerat prov tempererades i vattenbad till en temperatur på 22-25 °C. För att möjliggöra mätning av samtliga parametrar krävs närvaro av olika typer av reagens. I den här studien användes LCK Kyvett-tester från Hach® Lange som kommer med fördoserade reagenser. Kyvett-testerna är anpassade för att mäta olika typer av typiska vattenparametrar i olika mätområden. De Kyvett-tester som användes finns i Tabell (3.1). Anvisningarna angivna av Hach® Lange för varje parameter följdes(47).

Tabell 3.2. Olika kyvetttest som användes. Typ av test, vilken parameter som mäts samt inom vilket mätområde finns angivet.

Kyvetttest	Parameter	Mätområde(mg/L)
LCK 338	Totalkväve	20-100
LCK 349	Tot-P	0,05-1,5
LCK 348	Tot-P	0,5-5,0
LCK 339	Nitrat	0,23-13,5
LCK 341	Nitrit	0,015-0,6
LCK 614	COD	50-300
LCK 1414	COD	5-60
LCK 303	NH4-N	2,0-47,0

Reagensförlopp på ofiltrerade prover

Proceduren och reagensförloppet för de olika parametrarna beskrivs kortfattat nedan. Samtliga förlopp krävde upphettning med Hach® Lange LT200 dry Thermostat.

COD: Kaliumdikromat oxiderade det organiska materialet i svavelsyra varpå kaliumoxid bildades. Provet upphettades sedan under 2 timmar i 148 °C. Det krom som fanns kvar i lösningen angav mängden organiskt material som oxiderats och mättes vid 420 eller 620 nm. Utifrån COD beräknades BOD₇ beräknas utifrån konverteringsfaktor.

Totalfosfor: Tot-P förbehandlades med kaliumpersulfat i 120 °C under 120 minuter för att sedan låta det reagera med molybden. Det bildade komplexet fick sedan reduceras till fosfomolybdenblått för att sedan mätas spektrofotometriskt vid 880 nm.

Totalkväve: I 120 °C under 30 minuter oxiderade den totala mängden kväve med peroxodisulfat till nitrat. I en sur lösning med svavel och fosfor fick nitratjoner reagera med 2.6-dimetydfenol till nitrofenol för att sedan mätas spektrofotometriskt vid 410 nm.



Figur 3.1 Hach® Lange LT200 dry Thermostat

Reagensförlopp på filtrerade prover

Nitratkväve: i en lösning av svavel- och fosforsyra fick nitratjoner reagera med 2.6-dimetylphenol till 4-nitro-2.6-dimetylphenol. Provet analyserades vid 370 nm.

Nitritkväve: Diazoniumsalt bildades genom att nitriter fick reagera med aromatiska aminer i sur lösning. Salterna tilläts sedan bilda azofärgämnen genom reaktion med aromatiska föreningar eller hydroxylgrupper. Provet analyserades vid 515 nm.

Ammoniumkväve: vid pH-värde 12.6 fick ammoniumjoner reagera med hypokloritjoner och salicylatjoner till indofenolblått. Nitroprussidatrium agerade katalysator. Provet analyserades vid 694 nm.

Analysprocedur med UV-Vis spektrofotometri

Samtliga parametermätningar analyserades med Hach DR 3900 Spectrophotometer (Figur (3.2)). Spektrofotometern analyserar prov spektrofotometriskt inom det synliga våglängdsområdet (320-1100 nm) och har 200 förinställda program. Kyvetten placerades i analysfältet varefter kyvetts streckkod avlästes av spektrofotometern. Koncentrationen mättes i mg/L.



Figur 3.2. Hach® DR 3900 Spectrophotometer med kyvettest LCK 348.

Beräkning av BOD₇ och reduktion av föroreningar

BOD₇-värden uppmättes av SynLab och användes för att beräkna konverteringsfaktor från COD till BOD₇ enligt ekvation (3.1). En faktor för försedimenteringen, baserad på tre uppmätta BOD₇-värden, och en för utgående vatten, baserad på fem uppmätta BOD₇-värden, beräknades.

$$M\left(\frac{BOD}{COD}\right) = \frac{\sum \frac{BOD}{COD}}{n} \quad (3.1)$$

Den reducerade mängden beräknades för COD, BOD₇, totalfosfor, ammoniumkväve och totalkväve enligt ekvation (3.2). Koncentrationen i mg/L för försedimenteringen och det utgående vattnet användes samt inkommande dygnsflödet, Q_{in} , och utgående flöde, Q_{ut} . Q_{ut} beräknades genom att applicera massflödet; $Q_{ut} = Q_{in} - Q_{överskott}$.

$$\frac{Massa_{in} - Massa_{ut}}{Massa_{in}} \times 100 = Massa_{red}(\%) \quad (3.2)$$

$$\text{Där } Massa_{in/ut} \left(\frac{kg}{dygn}\right) = konc_{dygnsprov} \left(\frac{mg}{L}\right) \times Q_{in/ut} (m^3) \times 10^{-3}$$

3.1.3 Mikroskopering

Mikroskoperingar utfördes med en Motic BA310E trinocular microscope, se Figur (3.3). De förstoringar som användes var 100 X samt 200 X. Perioden för mikroskoperingar var 5 veckor, där mikroskoperingar utfördes 3 gånger i veckan.



Figur 3.3. Motic BA310E trinocular microscope med Motic® Images Plus 3.0 inringad i rött.

Provberedning

Prov hämtades direkt från utflödet i Linje 2. En flaska fylldes med 1/3 prov för att tillgodose mikroorganismerna med syre. Under omblandning överfördes en droppe AS till ett objektglas varpå ett täckglas placerades ovanpå.

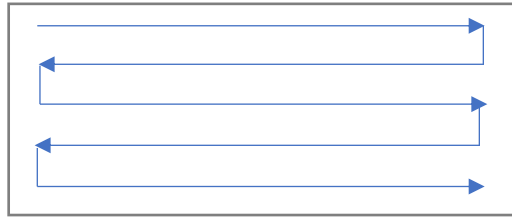
Analys

Provet analyserades sedan efter olika typiska karaktärsdrag enligt ett klassificeringsschema, se Tabell (3.3), inspirerat av Eikelboom (27). De karaktärsdrag som analyserades var förekomst av frilevande bakterier, frilevande/krälände ciliater, stjälkade ciliater samt flockarnas storlek, form och kompaktet av grad 1-6 respektive 1-3. Förhållandet mellan frilevande bakterier, frilevande/krälände ciliater och stjälkade ciliater beräknades genom att dividera gradtalet för en typ med summan för de totala uppskattade gradtalen vid ett provtillfälle. Flockarnas storlek uppskattades genom att mäta 20 flockar vid varje mättillfälle från en droppe prov. Sedan konstruerades ett diagram med storleksfördelningen för varje period.

Tabell 3.3. Klassificeringsschema som användes för att bedöma provet. Grad 1-6 anger; 1=ingen förekomst, 6=dominerar provet fullständigt. Flockarnas form bedömdes efter; 1= oregelbundna, 3=runda. Flockarnas kompaktet bedömdes efter 1=öppna, 3=kompakta. En grad 2 innebar att provet innehöll både grad 1 och 3.

Frilevande bakterier	Frilevande/krälände ciliater	Stjälkade ciliater	Flockarnas form	Flockarnas kompaktet
1-6	1-6	1-6	1-3	1-3

För att undvika att samma karaktärsdrag räknades flera gånger analyserades provet systematiskt längst med objektglaset enligt Figur (3.4).



Figur 3.4. Figuren visar schematiskt hur ett prov studerades under mikroskopet.

3.1.4 Energiförbrukning

Energiförbrukningen som åtgått vid de tre olika perioderna, normalläget, syresänkning 1 och syresänkning 2 baserades på värden för luftarnas effekter utifrån tidigare beräkningar. Drifftider erhöles från VA-operatör. Den sammanlagda drifftiden över 14 dagar för de tre perioderna beräknades för alla fyra luftare i Linje 1 och 2. Energiförbrukningen beräknades enligt Ekvation (3.3).

$$E = P * t \quad (3.3)$$

Där E är energianvändningen i Wh, P är effekten i W och t är antal drifftimmar.

4 Resultat och diskussion

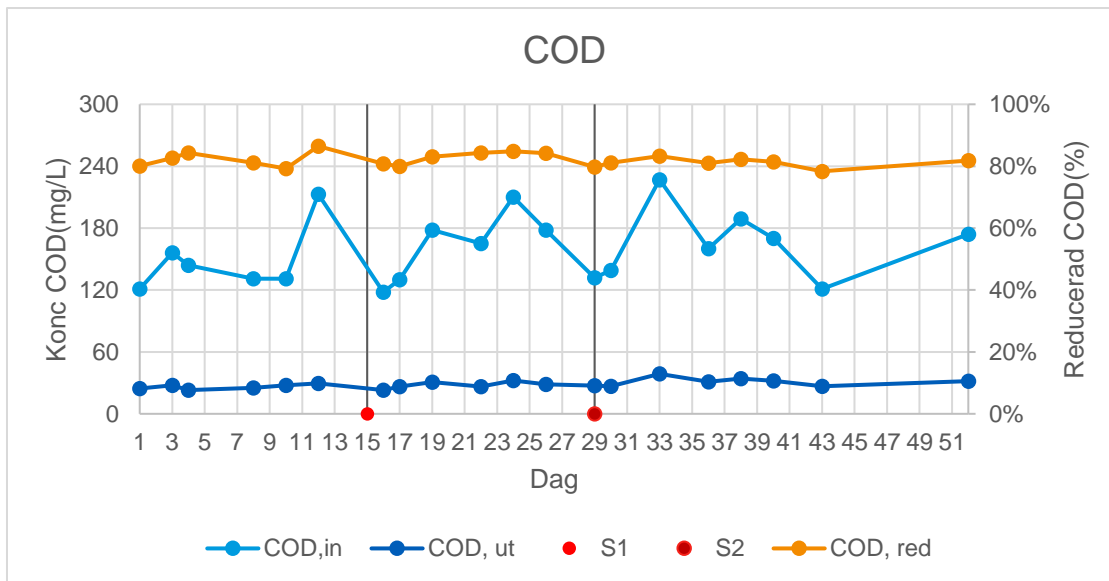
4.1 Resultat från parametermätningar

Resultat från parametermätningar presenteras i kommande avsnitt. pH-värdet var runt 7,0 under hela perioden och temperaturen var stabil på 9-10°C.

4.1.1 COD, konverteringsfaktor och BOD₇

Resultat från COD mätningarna presenteras i Figur (4.1). Figurerna visar uppmätt koncentration COD av det försedimenterade vattnet (ljusblå linje) samt utgående vatten (mörkblå linje) i mg/L. Den orangea linjen representerar reducerad mängd i procent och motsvarar reduktionen, dvs. effektiviteten för nedbrytningen. Från Tabell (4.1) går det att utläsa att medelvärdet för reduktionen av COD var drygt 80%, för N, S1 och S2. Därtill varierade inte reduktionen anmärkningsvärt vilket både kan ses i Figur (4.1) genom att den orangea linjen är relativt jämn samt på de maximala och minimala värdena i Tabell (4.1). Reduktionen av COD påvisade därmed ingen förändring vid normalläget i jämförelse med de två syresänkningarna. Trots att inkommande COD (ljusblå linje) varierar med inkommande flöde, mellan 120 mg/L till 230 mg/L, verkar det inte ha påverkat processens effektivitet. Liknande resultat har tidigare beskrivits av Guo m.fl. (25) samt Fan m.fl. (48). Resultatet från studien av Guo m.fl. påvisade ingen förändring av COD reduktionen även vid en löst syrekonzentration på 0,1-1,0 mg/L. Studien av Fan m.fl. undersökte COD reduktionen vid syrekonzentrationer på 1,0 och 0,5 mg/L respektive, ingen minskad reduktionseffektivitet kunde påvisas vid någon av halterna. Det verkar därmed rimligt att reduktionen inte påverkats även vid de lägre syrehalterna.

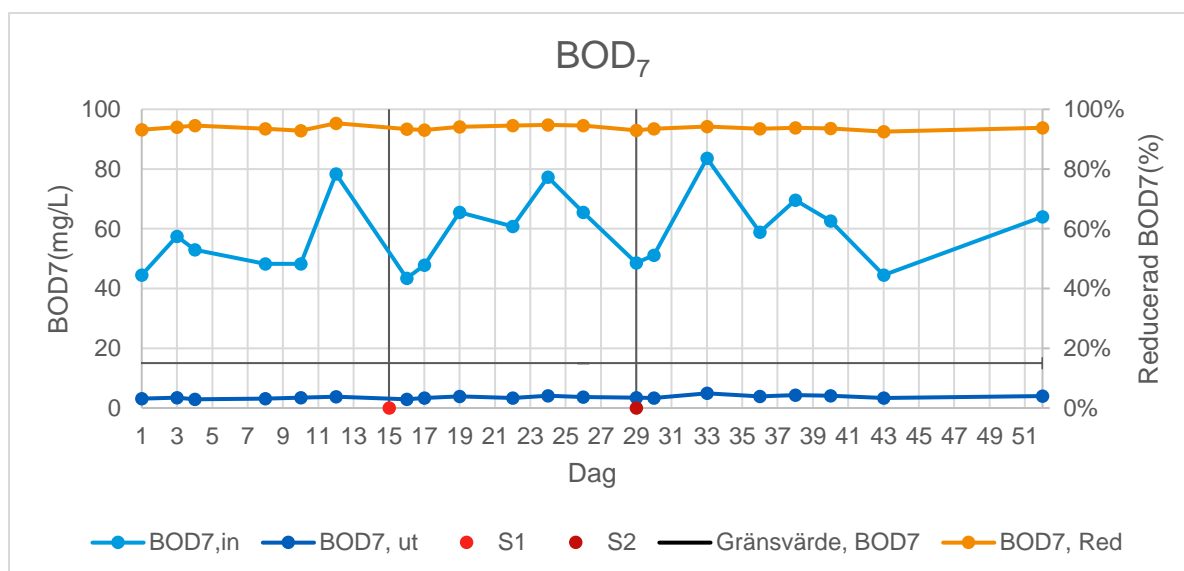
Eftersom COD motsvarar allt organiskt material som är kemiskt oxiderbart involverar det material som är biologiskt oxiderbart såväl som icke-biologiskt oxiderbart. En effekt av att det inte skiljer sig åt vid olika syrehalter kan vara det faktum att biosorptionen samt lagring står för en del av den icke-oxidativa borttagningen och kräver därmed inte syre för borttagning. En tidigare studie av Guellil m.fl. (49) påvisade att den mängd löst organiskt material som hade biosorberats av flockarna så var det endast 11% som oxiderats av mikroorganismerna. Detta innebar att flockarnas fysikalisk-kemiska egenskaper var av större betydelse än oxidationen. Med förutsättning av att flockarna fortfarande hade kvar sina biosorptionsegenskaper så kan det vara en förklaring till att syresänkningarna inte hade någon inverkan på reducering av organiskt material.



Figur 4.1. Grafen presenterar uppmätta värden för COD i mg/L för försedimenterat vatten (ljusblå linje) samt utgående vatten (mörkblå linje). Reducerad mängd COD, uträknad från uppmätta värden, presenteras procentuellt (orange linje). Varje mätpunkt är representativt för föregående dygn, förutom var åttonde dag då värdena är representativa för föregående helg. Syresänkning 1 (0,7-1,7 mg/L) och 2 (0,5-1,5 mg/L) är markerade i rött.

Resultat från de beräknade BOD₇ mätningarna presenteras i Figur (4.2). För att estimeras BOD₇ värden som motsvarar varje uppmätt COD-värde användes följande konverteringsfaktorer; 0,368 för COD-värden uppmätta vid inkommande vatten (ljusblå linje) samt 0,127 för COD-värden uppmätta vid utgående vatten (mörkblå linje). Anledningen till att konverteringsfaktorerna inte var av samma värde var för att BOD₇ och COD nödvändigtvis inte behöver följa ett linjärt samband vid reduktionen eftersom borttagandet av biologiskt nedbrytbart material och det som inte är biologiskt nedbrytbart kan ske i olika grad. Enligt Naturvårdsverket allmänna råd 89:5 ligger gränsen för ett avloppsvattens lättnedbrytbarhet på en kvot av BOD och COD på 0,43(44). Eftersom kvoten i den här studien ligger under detta värde (0,368) kan antagandet att det materialet som kommer in till det biologiska reningssteget generellt är svår-nedbrytbart, vilket innebär att det är svårt att bryta ned biologisk väg. Det svår-nedbrytbara materialet kan vara t.ex. polymerer som kommer från livsmedelsindustrier. Detta innebär i sin tur att en del av det som reduceras görs på ett icke-oxidativt sätt. Därmed är det rimligt att flockarnas fysikalisk-kemiska egenskaper spelar en stor roll för borttagandet av organiskt material, vilket diskuteras ovanför Figur (4.1).

En viktig faktor i den här studien var att gränsvärden för utgående vatten inte överskreds eftersom dessa är lagstadgade och kan få förödande konsekvenser om processen inte klarar av att möta de lagstiftade kraven. För BOD₇ är gränsvärdet 15 mg/L, vilket är markerat med svart linje i Figur (4.2). Det framgår tydligt i figuren att utgående värden (mörkblå linje) inte korsar den svarta linjen någonstans, vilket innebär att processen klarade av att möta kravet även vid en lägre syrenivå. I Tabell (4.1) ligger medelvärdet för reduktionen generellt över 90% för samtliga perioder, N, S1 samt S2. Precis som för COD varierar inte reduktionen av BOD₇ nämnvärt, enligt maximal och minimala värden för BOD₇ i Tabell (4.1).



Figur 4.2. Grafen presenterar beräknade värden för BOD₇ i mg/L för försedimenterat vatten (ljusblå linje) samt utgående vatten (mörkblå linje). Reducerad mängd BOD₇, uträknad från uppmätta COD-värden, presenteras procentuellt (orange linje). Gränsvärde för BOD₇ (15 mg/L) är markerad med svart, horisontell linje. Varje mätpunkt är representativt för föregående dygn, förutom var åttonde dag då värdena är representativa för föregående helg. Syresänkning 1 (0,7-1,7 mg/L) och 2 (0,5-1,5 mg/L) är markerade i rött.

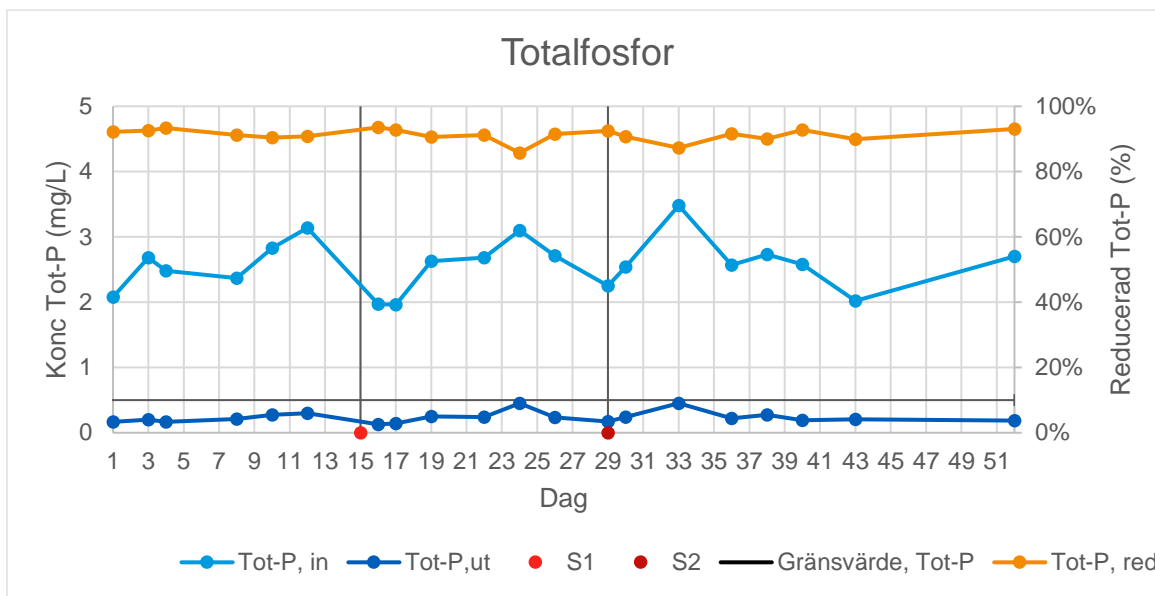
Tabell 4.1 Tabellen visar maximala, minimala samt medelvärde för reduktionen för COD och BOD₇ för de tre perioderna N, S1 samt S2.

	COD (N)	COD (S1)	COD (S2)	BOD ₇ (N)	BOD ₇ (S1)	BOD ₇ (S2)
Max	86%	85%	83%	95%	95%	94%
Min	79%	79%	78%	93%	93%	92%
Medel	82%	82%	81%	94%	94%	93%

4.1.2 Totalfosfor

Resultat från parametermätningar av totalfosfor finns presenterade i Figur (4.3). Figuren visar uppmätt koncentration Tot-P av det försedimenterade vattnet (ljusblå linje) samt utgående vatten (mörkblå linje) i mg/L. Den orangea linjen representerar reducerad mängd Tot-P i procent. Från Tabell (4.2) går det att utläsa att medelvärden för reduktionen av Tot-P var ca 90% för alla tre perioder. Därtill varierade reduktionen inte nämnvärt, förutom vid dag 24 och 33 där reduktionen var 86 % och 87 %, respektive. Bortsett från denna tillfälliga minskning reducerade processen fosfor, i lika hög grad både vid normalläget samt vid de båda syresänkningarna.

Som beskrivet innan så var en viktig del i den här studien att gränsvärden inte överskreds. För totalfosfor innebar detta ett värde på 0,5 mg/L för utgående vatten. I Figur (4.3) är detta värde markerat med en svart, horisontell linje. Den mörkblå linjen, dvs. det utgående flödet från reningssteget, korsar inte den svarta linjen någonstans. Däremot tangerar linjerna varandra vid två tillfällen, en gång vid dag 24 och en gång vid dag 33. Vid dessa dagar uppvisade även inkommande flöde (ljusblå linje) till den biologiska reningen en topp. Från en tidigare studie genomförd på Främbyverket framgår det att fosforreduktionen snarare beror på doseringen av fällningskemikalien vid förfällningen i det kemiska reningssteget än på det biologiska reningssteget. Topparna kan alltså vara en konsekvens av en otillräcklig dosering. Generellt observerat så överskreds inte gränsvärdet till följd av syresänkningarna.



Figur 4.3. Grafen presenterar uppmätta värden för Tot-P i mg/L för försedimenterat vatten (ljusblå linje) samt utgående vatten (mörkblå linje). Reducerad mängd Tot-P, uträknad från uppmätta värden, presenteras procentuellt (orange linje). Varje mätpunkt är representativt för föregående dygn, förutom var åttonde dag då värdena är representativa för föregående helg. Syresänkning 1 (0,7-1,7 mg/L) och 2 (0,5-1,5 mg/L) är markerade i rött.

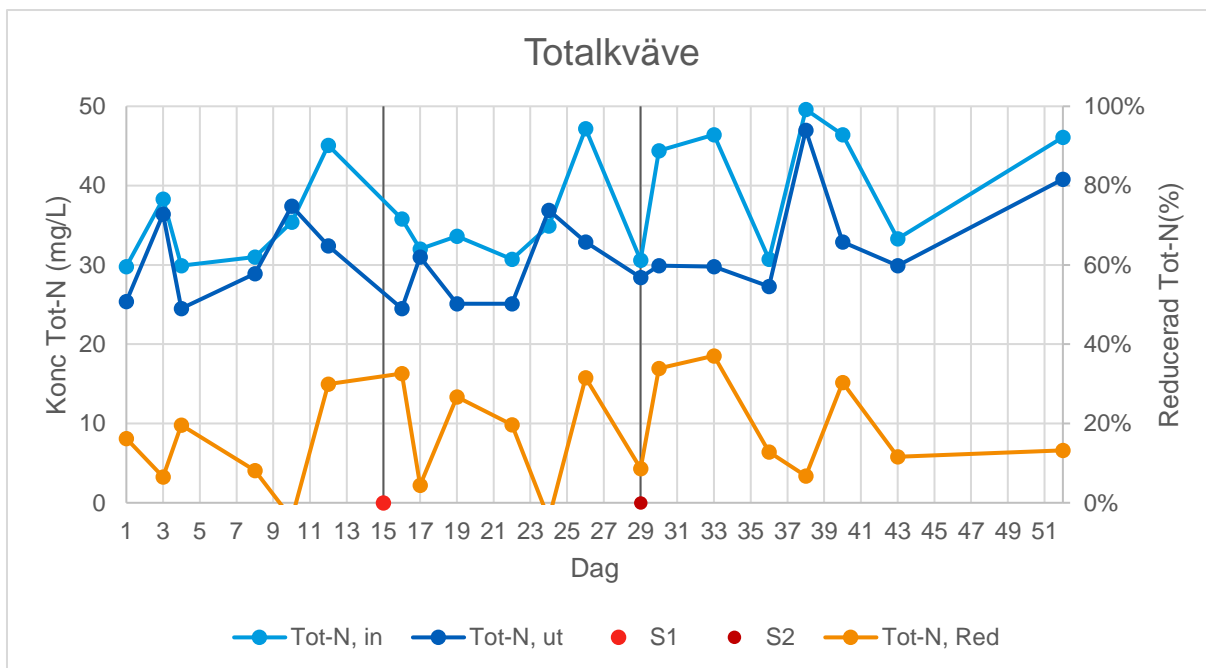
Tabell 4.2 Tabellen visar maximala, minimala samt medelvärde för reduktionen av totalfosfor för de tre perioderna N, S1 samt S2.

	P-Tot(N)	P-Tot(S1)	P-Tot(S2)
Max	93%	93%	93%
Min	90%	85%	87%
Medel	92%	91%	91%

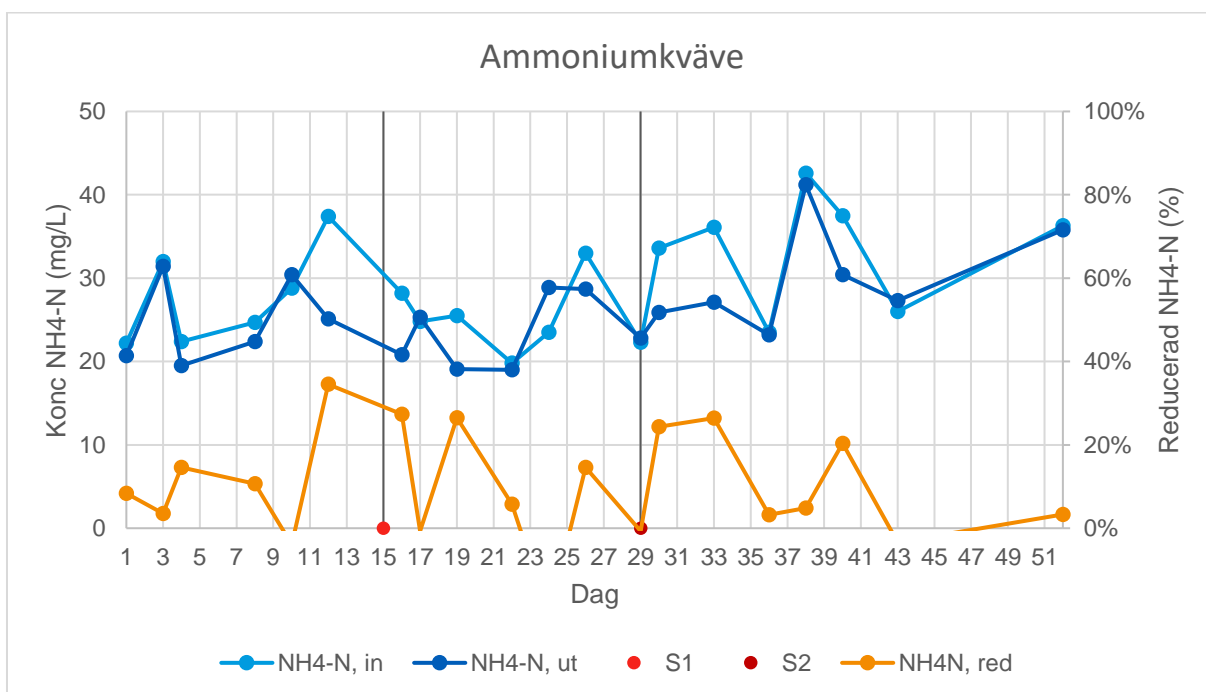
4.1.3 Totalkväve, ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve

Resultat från parametermätningar av totalkväve och ammoniumkväve finns presenterade i Figur (4.4) och (4.5), respektive. Figurerna visar uppmätt koncentration av det försedimenterade vattnet (ljusblå linje) samt utgående vatten (mörkblå linje) i mg/L. Den orangea linjen representerar reducerad mängd i procent. Det som skiljer dessa parametrar åt är att totalkväve är ett mått på alla kväveformer, dvs. ammoniumkvävet, nitrat- och nitritkväve samt organiskt bundet kväve där ammoniumkvävet utgör den största andelen. Som en konsekvens följer totalkvävet och ammoniumkvävet liknande mönster. I figurerna kan en stor variation av reduktionen noteras med sporadiska toppar. Anledningen till att det bildas höga toppar i processen beror på att rejektvattnet som återförs till processen från att en del av slammet centrifugeras, se Figur (2.8), innehåller en hög andel ammonium vilket bidrar till sporadiska toppar. (50)

Eftersom Främbyverket inte har en process anpassad till kväverening så blir följderna att kvävet inte renas i en hög grad (<40%). I en process anpassad för kväverening är reningsgraden vanligtvis mellan 60-75%, beroende på utformning av kvävereningsprocessen. (11). I graferna går det inte att se någon förändring av reduktionen för kväveformerna till följd av de två syresänkningarna.



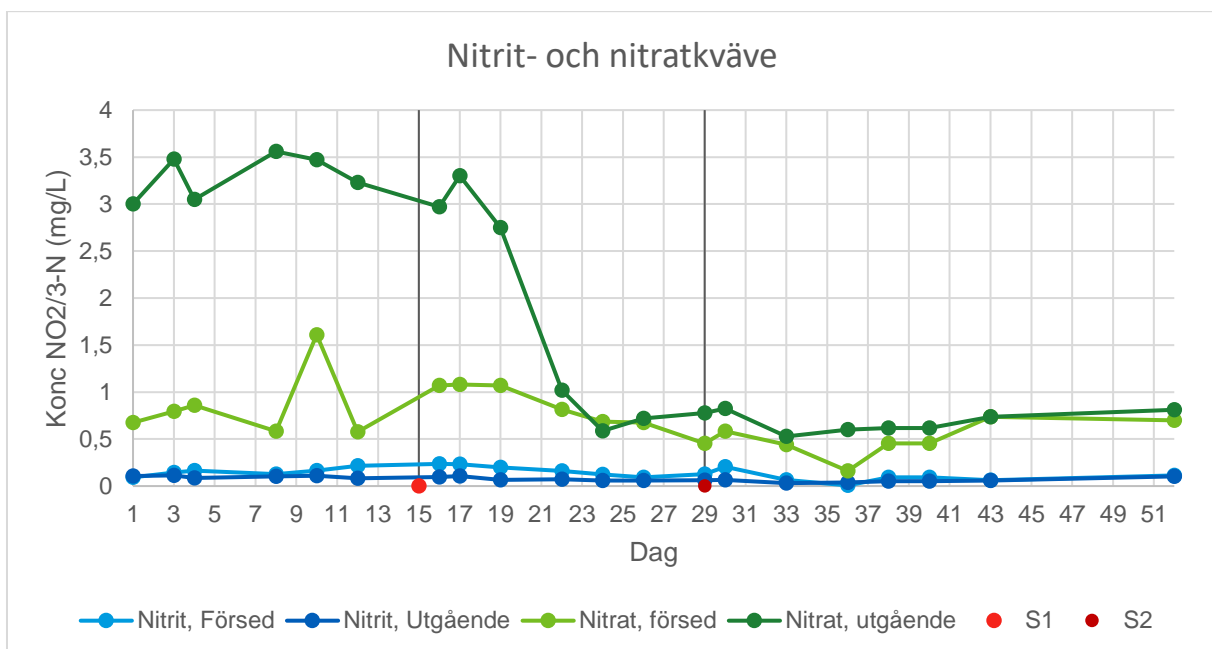
Figur 4.4. Grafen presenterar uppmätta värden för Tot-N i mg/L för försedimenterat vatten (ljusblå linje) samt utgående vatten (mörkblå linje). Reducerad mängd Tot-N, uträknad från uppmätta värden, presenteras procentuellt (orange linje). Varje mätpunkt är representativt för föregående dygn, förutom var åttonde dag då värdena är representativa för föregående helg. Syresänkning 1 (0,7-1,7 mg/L) och 2 (0,5-1,5 mg/L) är markerade i rött.



Figur 4.5. Grafen presenterar uppmätta värden för NH4-N i mg/L för försedimenterat vatten (ljusblå linje) samt utgående vatten (mörkblå linje). Reducerad mängd NH4-N, uträknad från uppmätta värden, presenteras procentuellt (orange linje). Varje mätpunkt är representativt för föregående dygn, förutom var åttonde dag då värdena är representativa för föregående helg. Syresänkning 1 (0,7-1,7 mg/L) och 2 (0,5-1,5 mg/L) är markerade i rött.

Resultat från parametermätningar av nitrit-och nitratkväve finns presenterade i Figur (4.6). Linjer i blått representerar nitritkvävet uppmätt på det försedimenterade vattnet (ljusblå linje) samt utgående vatten (mörkblå linje). Linjer i grönt representerar nitratkväve uppmätt på det försedimenterade vattnet (ljusgrön linje) samt på utgående vatten (mörkgrön linje).

I Figur (4.6) kan en tydlig minskning av nitratkväve noteras direkt efter första syresänkningen. Detta är en effekt av att de bakterier som är involverade i nitrifikationen är mer känsliga för förändringar i omgivningen än de heterotrofa bakterierna. En låg syrehalt kan därför påverka nitrifierande bakteriers tillväxthastighet negativt vilket leder till att nitrifikationen avstannar(20). I en nyligen publicerad studie av Cui m.fl. framgick det att nitrifikationen avstannade när den lösta syrekoncentrationen reducerades från 2,5 till 0,5 mg/L. (51) Ammoniumoxiderande bakterierna minskade vilket i sin tur bidrog till att nitrit inte bildades och i slutändan skedde ingen nitrifikation. Något liknande har förmodligen skett i den här studien. Nitritkoncentrationen är konstant låg, även innan syresänkningarna. Detta beror på att ammoniumoxiderande bakterierna tillväxer långsammare än nitritoxiderande bakterier, vilket betyder att nitritproduktionen är det hastighetsbestämmande steget vilket resulterar i en konstant låg koncentration.



Figur 4.6. Grafen presenterar uppmätta värden för $\text{NO}_2\text{-N}$ i mg/L i försedimenterat vatten (ljusblå linje) samt utgående vatten (mörkblå linje), $\text{NO}_3\text{-N}$ i försedimenterat vatten (ljusgrön linje) samt utgående vatten (mörkgrön linje). Varje mätpunkt är representativt för föregående dygn, förutom var åttonde dag då värdena är representativa för föregående helg. Syresänkning 1 (0,7-1,7 mg/L) och 2 (0,5-1,5 mg/L) är markerade i rött.

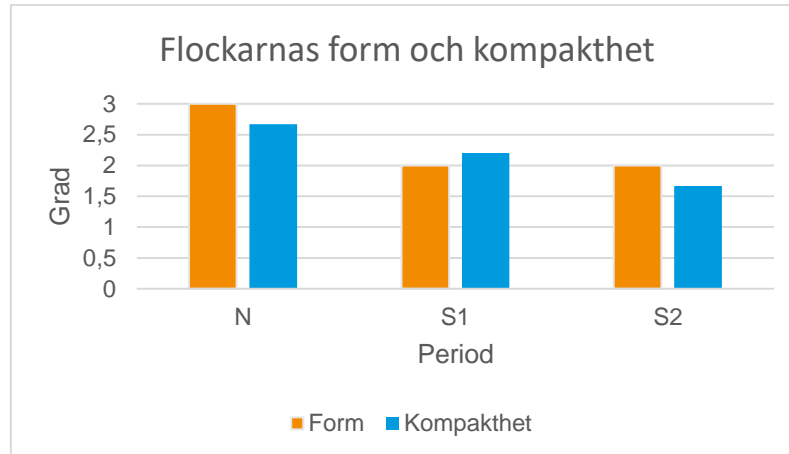
4.2 Resultat från mikroskopiska undersökningar

Resultaten från de mikroskopiska undersökningarna är från Linje 2.

4.2.1 Flockarnas form, kompakthet och storlek

Flockarnas form och kompakthet för de olika syrehalterna vid normalläget (N), syresänkning 1 (S1) samt syresänkning 2 (S2) presenteras i Figur (4.7). Graden presenteras som medelvärde av prover från de olika perioderna. Orange stapel representerar flockarnas form där 1=oregelbunden och 3=rund. Blå stapel representerar flockarnas kompakthet där 1=öppen och 3=kompakt. Grad 2 innebär att provet innehöll både runda och oregelbundna flockar samt att det fanns både öppna och kompakta flockar i provet. I normalläget var graden av flockarnas form och kompakthet 3 respektive 2,5 vilket innebär att flockarna var runda och mestadels kompakta. Efter syresänkning 1 (S1) minskade graden av rundade och kompakta flockar och en mer oregelbunden, öppen struktur noterades och efter syresänkning 2 (S2) övergick flockarna till en ännu mer öppen struktur (se nivåskillnaden på de blå staplarna för S1 och S2). En studie av Wilén m.fl. studerade flockarnas form och kompakthet vid olika syrekoncentrationer och kunde konstatera att flockarna fick en mer öppen, oregelbunden struktur när syrehalten minskades från 2 mg/L till 0,5-1,5 mg/L (46). Detta resultat överensstämmer med resultaten i den här studien. Orsaken till öppna, oregelbundna flockar kan bero på en överproduktion av filamentbildande bakterier som kan ske till följd av låg syrehalt, vilket motverkar produktionen av extracellulära polymerer vilket i sin tur försämrar den fysiska och fysikaliska vidhäftningen mellan bakterier vilket leder till försämrad flockbildning (26).

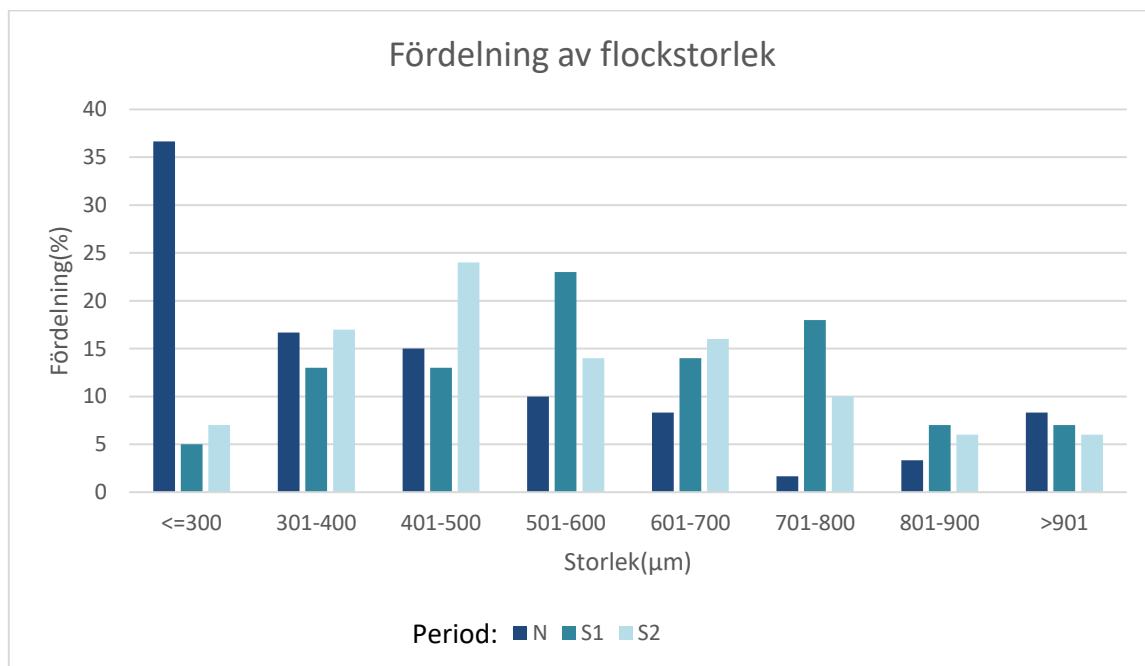
Konsekvensen av öppna, oregelbundna flockar är att dess sedimenteringsegenskaper försämras och sjunker långsammare. Att flockar sedimenterar långsamt kan i sin tur leda till att föroreningar följer med i det utgående vattnet. (27) En ökning av COD och fosfor skulle alltså kunna ske om flockarna sedimenterar dåligt. Men varken i Figur (4.2) eller Figur (4.3) finns några sådana tendenser eftersom reduktionen inte minskat.



Figur 4.7. Flockarnas form (orange stapel) och kompakthet (blå stapel) för normalläget (N), vid syresänkning 1 (S1) samt syresänkning 2 (S2). Gradtalen vid varje syrenivå är medelvärden av ett flertal uppmätta värden. Grad 3 innebär att flockens form är rund och att den är kompakt, grad 1 innebär att flockens form är oregelbunden och kompaktheten är öppen. Grad 2 innebär att provet var ett mellanting mellan grad 1 och 3.

Flockarnas storleksfördelning finns presenterade i Figur (4.8). Figuren presenterar storleksfördelning för varje period; N (mörkblå), S1 (turkos) och S2 (ljusblå). Analysmetoden för storleksmätningarna genomfördes för hand vilket ökar risken för mätosäkerheten. Alternativet är att använda en automatisk storleksräknare. Fördelen med att använda ett instrument som beräknar storleken är att det går att få storleken på betydligt fler flockar, från fler prov vilket gör resultatet mer säkert och mer representativt för hela bassängen.

Utifrån figuren går att utläsa att spridningen av flockarnas storlek är stor för samtliga perioder eftersom det finns uppmätta flockar vid samtliga storleksintervall. Det som utmärker sig för normalläget är däremot att fördelningen är förskjuten mot mindre storlekar, där 35% är under 300 μm , sedan avtar andelen med större storlekar. För perioden vid syresänkning 1 är fördelningen förskjuten mot större flockar, där den största andelen har storleken 501-600 μm men väldigt få är under 300 μm . Detsamma gäller vid syresänkning 2 förutom att den största andelen har storleken 401-500 μm . Det verkar alltså som att flockstorleken har ökat till följd av de båda syresänkningarna. Wilén m.fl. undersökte hur storleken påverkades vid olika syrehalter (0,5 mg/L, 1,0 mg/L samt 2,0 mg/L) och påvisade en tendens till större flockar vid högre syrehalt(46). Detta motsäger resultaten i den här studien. Men kan förklaras av att det bildades öppna flockar som var mindre kompakta, enligt Figur (4.7), med bibehållen, sammanhängande struktur men som är mer "porösa" och således bidrar till större flockar. (26)



Figur 4.8. Fördelning av diameter på flockar uppmätta vid normalläget (N), syresänkning 1 (S1) samt syresänkning 2 (S2). Totalt antal uppmätta flockar vid N var 60, fördelat på tre dagar, för S1 och S2 var det totala antalet 100 fördelat på 5 dagar.

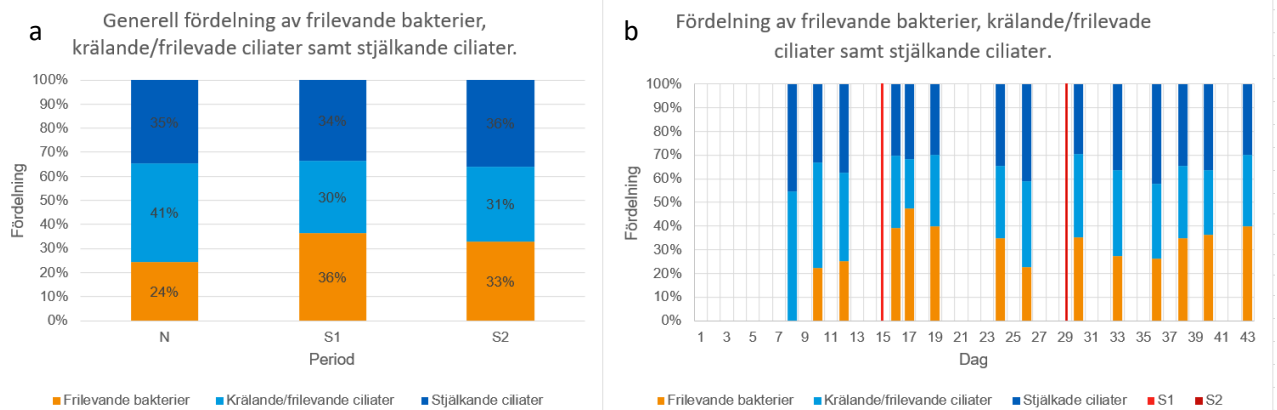
4.2.2 Fördelning av frilevande bakterier samt ciliater

Fördelningen av frilevande bakterier, krälände/frilevande ciliater samt stjälkade ciliater finns presenterade i Figur (4.9 a) som en generell fördelning över de tre perioderna och Figur (4.9 b) visar fördelningen över specifika dagar. I Figurerna visas procentuell fördelning av de tre grupperna där mörkblå stapel representerar stjälkade ciliater, ljusblå stapel representerar krälände samt frilevande ciliater och orange stapel representerar frilevande bakterier. I Figur (4.10 a, b, c och d) visualiseras bild på en krälände ciliat, en frilevande ciliat samt två olika stammar av stjälkade ciliater. I den här studien bedömdes krälände och frilevande ciliater tillsammans. Enligt Figur (4.9 a) var förhållandet vid normalläget i mikrofloran generellt 24% frilevande bakterier, 41% krälände/frilevande ciliater samt 35% stjälkade ciliater. Efter första syresänkningen skiftade sammansättningen mot en högre andel frilevande bakterier (36%) samtidigt som förhållandet mellan stjälkade och krälände/frilevande ciliater skiftade mot en högre andel stjälkade ciliater (34%) i jämförelse mot krälände/frilevande ciliater (30%). Förhållandet mellan stjälkade och krälände/frilevande ciliater ökade ytterligare efter andra syresänkningen (S2) till 36% och 31% respektive, samtidigt som frilevande bakterier minskade något men var fortfarande högre i förhållande till normalläget. Värt att notera i Figur (4.9 b), som visar fördelningen för specifika dagar, är att andelen frilevande bakterier visserligen ökar efter första syresänkningen, men minskar sedan fram till dag 26. Andelen ökar sedan igen efter syresänkning 2, med en viss fördröjning, dag 28 går det att notera att andelen ökar igen.

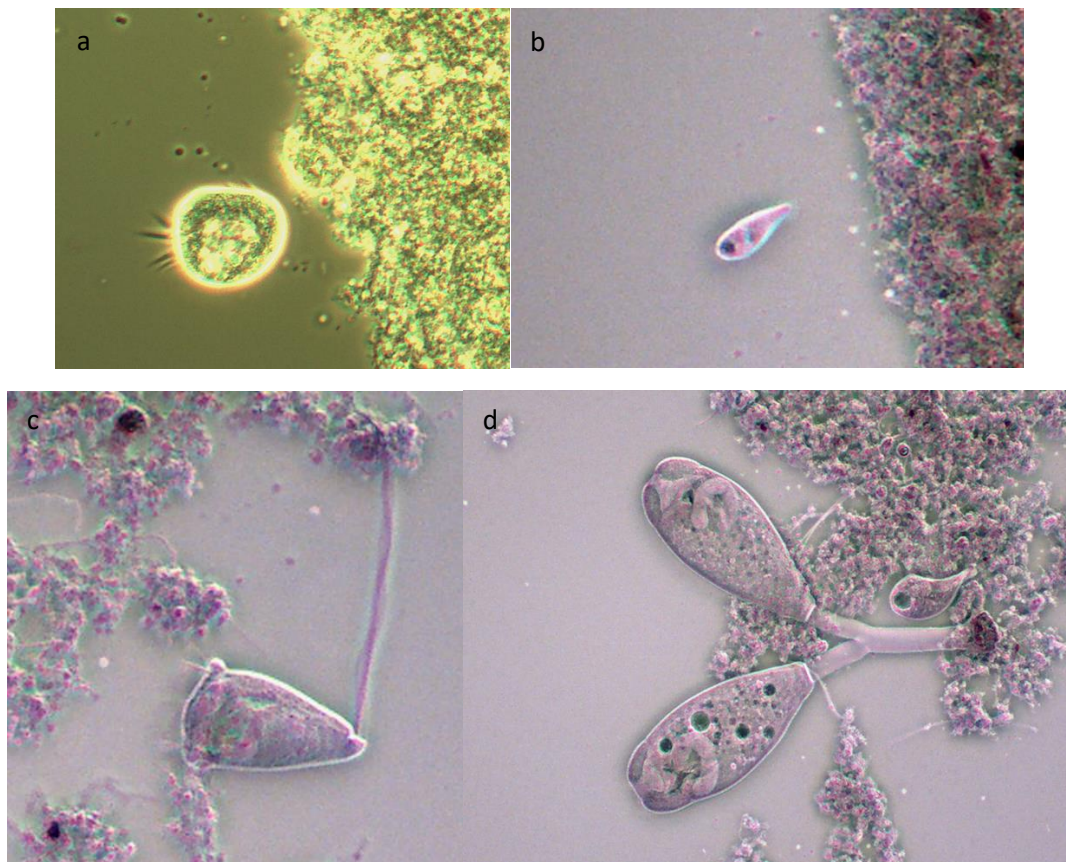
Det är visserligen endast två uppmätta värden vad gäller halten frilevande bakterier för normalläget. Men det är å andra sidan normalt att en stabil process i sitt normalläge består av en högre andel stjälkade och krälände/frilevande ciliater i förhållande till andelen frilevande bakterier eftersom de frilevande bakterierna utgör föda för ciliaterna och därmed kontinuerligt reduceras(29). Därför är det rimligt att anta att förhållandet är representativt för normalläget. I Figur (4.11) presenteras graden av frilevande bakterier där a) är av grad 2 observerad innan syresänkningarna och b) är av grad 4,5 observerad efter syresänkning 1. De frilevande bakterierna kan ses utanför flockarna som de minsta svarta prickarna, se Figur (4.11 b). Med förutsättning att de två uppmätta värdena är representativa för normalläget kan det konstateras att halten av dessa bakterier ökade till följd av syresänkningarna. Orsaken till den ökande halten kan vara att balansen mellan filamentbildande bakterier och bakterier som bildar extracellulära polymerer förändras till en högre andel filamentbildande bakterier, vilket utkonkurrerar polymerbildande bakterier varför flockbildningen försämras(26). Figur (4.12) visar en bild med ovanligt hög filamenthalt och dålig flockbildning observerat efter den andra syresänkningen vilket indikerar utkonkurrering av polymerbildande bakterier. Sammansättningen i Figur (4.9 b) de dagarna då andelen frilevande bakterier var hög, t.ex. dag 15 och 43, påminner om sammansättningen som förekommer när en ASP initieras; då är vanligtvis halten frilevande bakterier hög. I takt med att förhållandet stabiliseras minskar halten frilevande bakterier till följd av flockbildning och ökad tillväxt av ciliater. En viss stabilisering verkar ha skett efter den första syresänkningen eftersom andelen frilevande bakterier minskar mellan dag 19 och 26. Efter den andra syresänkningen kan ingen stabilisering noteras. En möjlighet är att andelen frilevande bakterier minskar över en längre period om processen tillåts stabiliseras.

En minskad syrehalt kan orsaka ett stresstillstånd i slammet. En anledning till att förhållandet mellan krälände och stjälkade ciliater skiftade mot en högre andel stjälkade ciliater kan vara på grund av att vissa typer av stjälkade ciliaterna har visat sig vara mer robusta mot olika typer av stresstillstånd där syrebrist utgör en dominerande faktor. I en omgivning där syrehalten minskat kan de fortfarande tillväxa trots att processen destabiliseras. Utifrån att det i tidigare påvisats en negativ korrelation mellan löst syre och de två stammarna *Vorticella* och *Opercularia*, presenterade i Figur (3.10 c och d), och en positiv korrelation mellan löst syre och krälände ciliater innebär det att andelen stjälkade ciliater kan öka medan andelen krälände ciliater kan minska till följd av syresänkningar. (29) I den här studien har förhållandet mellan specifika arter visserligen inte studerats, däremot har *Opercularia* och *Vorticella* kunnat påvisas i slammet. Det kan därför vara en möjlig förklaring till att förhållandet mellan stjälkade och krälände/frilevande ciliater ändrades mot en högre andel stjälkade ciliater.

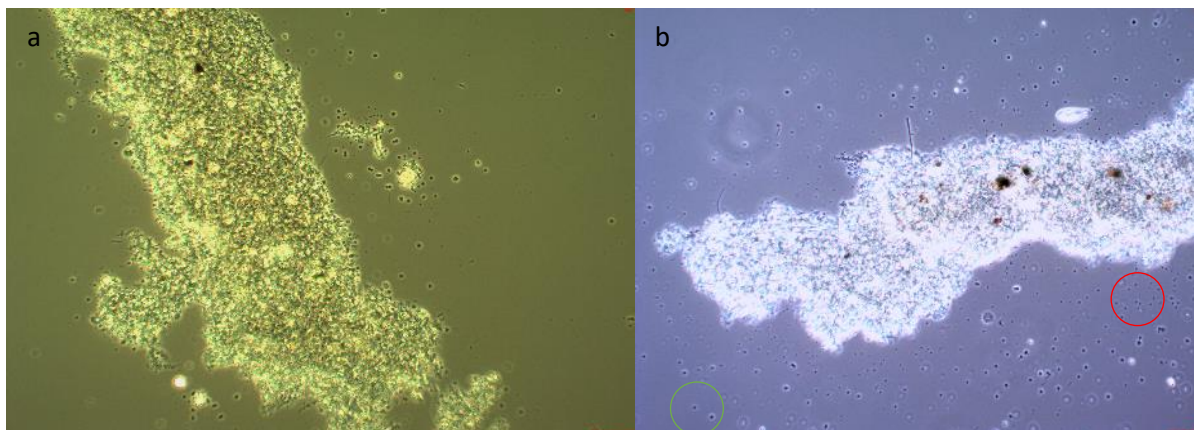
Även andra faktorer kan påverka förhållandet mellan ciliattyperna. De två arterna benämnda har även visat sig vara associerade med en försämrad BOD reduktion. I den här studien påvisades dock ingen försämrad reduktion av BOD, se Figur (4.2) och den reducerade syrehalten kan därför vara en möjlig orsak. Att andelen stjälkande ciliater ökar behöver dock inte betyda att processen blir sämre, utan kan ses som en indikator på ändrad omgivning.



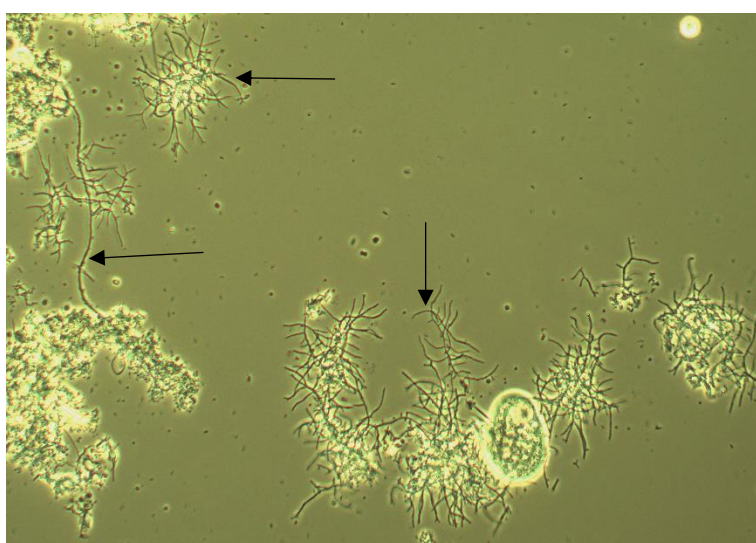
Figur 4.9. Figur a) och b) visar fördelningen av frilevande bakterier (orange del), krälände/frilevande ciliater (ljusblå del) samt stjälkade ciliater (mörkblå del) vid normalläget (1.0-2.0 mg/L), syresänkning 1 (0,7-1,7 mg/L) och syresänkning 2 (0,5-1,5 mg/L). Figur a) visar den generella fördelningen över de tre perioderna och Figur b) visar fördelningen per dag.



Figur 4.10. Olika typer av ciliater. Figur a) är en vanligt förekommande krälände ciliat av arten Apidisca (som på fotot simmar mot en flock, men som vanligtvis krälar på flockar), figur b) är en frilevande ciliat. Figur c) är en stjälkade ciliat av arten Vorticella och d) är stjälkade ciliat av arten Opercularia. Samtliga foton är tagna med 100X förstoring, sedan är fotot förstorat ytterligare.



Figur 4.11 Figur a) visar en flock med en halt frilevande bakterier i klarfasen av grad 2 dag 12. Figur b) visar en flock med en halt frilevande bakterier av halt 4,5 dag 16. De minsta svarta prickarna är frilevande bakterier (röd ring), de större runda prickarna (grön ring) är troligtvis små amöbor. Bilderna är tagna med 200X förstoring.



Figur 4.12. Figuren visar mycket tydliga filament (svarta pilar) observerade dag 30 (efter andra syresänkningen). Bilden är tagen med 200 X förstoring.

4.3 Resultat från energiberäkningar

Resultat från energiåtgången för de tre perioderna, N, S1 samt S2 finns presenterade i Tabell (4.3) för luftningspaket 1 och Tabell (4.4) för luftningspaket 2. Energiåtgången är baserad på drifttiden för de olika luftningspaketen, dvs. tiden som luftningen är verksam, över två veckor. Tabellerna beskriver den procentuella minskningen för energiåtgången, markerat i blått. Från Tabell (4.3) går det att utläsa att minskningen av energiförbrukningen under första syresänkningen (S1) var 5% och efter andra syresänkningen 6%. Från Tabell (4.4) är motsvarande siffror 12% och 13%. Energiförbrukningen blev totalt sett lägre eftersom drifttiden totalt sett minskade för luftningen. Det går att utläsa i tabellerna att drifttiden generellt sett är högre i LP1-2 men lägre i LP3-4 vilket är en effekt av det pluggflöde som bildas i bassängen. Ett pluggflöde har störst syrebehov i början men det avtar sedan. Således avtar även oxidationen och därmed syreförbrukningen. Det verkar alltså som att drifttiden blev lägre eftersom luftningssystemet inte behövde lufta upp spillvattnet lika länge vid ett lägre börvärde på syrehalten i jämförelse med ett högre. Utifrån två-film teorin, se Ekvation (2.4), så ökar SÖH vid ett lägre värde på syrekonzentrationen i vätskan (C_{O_2}). En ökad SÖH leder till att det överförs mer syre per tidsenhet och innebär att det krävs mindre luft, och i och med det mindre energi, för att syresätta vattnet och kan också vara en möjlig orsak till den sänkta drifttiden.

De procentuella minskningarna mellan Linje 1 och 2 skiljer sig en del. Det kan bero på att mängd organiskt material fördelas ojämnt mellan Linjerna vilket gör att det förbrukas olika mängd syre vilket påverkar hur länge maskinerna är påslagna och/eller att slitningsgraden på luftningspaketen skiljer sig. Det blev inte någon större skillnad att minska syrehalten till 0,5-1,5 mg/L i jämförelse med 0,7-1,7 mg/L. Det skiljer sig endast en procentenhet. Det innebär i praktiken att syrebehovet var så pass stort att maskinerna sammanlagt var påslagna nästan lika länge vid S2 som vid S1. Det kan betyda att ett syreöverskott på 0,5-1,5 mg/L är ett gränsläge för hur mycket syre det aktiva slammet kräver.

Drifttiden för Linje 3 har inte beräknats eftersom den endast består av luftningspaket av den större typen (7,5 W) och dessutom är bassängen mindre än Linje 1 och 2 vilket gör att Linjens syrekoncentration inte håller sig inom övre och lägre gränsen.

Tabell 4.3. Tabellen beskriver drifttiden (h), effekten (W) samt beräknad energiåtgång (Wh) för varje luftningspaket i linje 1. Drifttiderna är den summerade tiden över två veckor.

	N			S1			S2		
	Drifttid (h)	Effekt (W)	Energi (Wh)	Drifttid (h)	Effekt (W)	Energi (Wh)	Drifttid (h)	Effekt (W)	Energi (Wh)
LP1	307,1	6,29	1931,9	296,8	6,29	1866,8	308,7	6,29	1941,5
LP2	256,2	4,1	1050,4	296,7	4,1	1216,4	308,6	4,1	1265,4
LP3	218,6	5,87	1283,1	185,0	5,87	1086,0	166,4	5,87	977,0
LP4	218,5	4,24	926,6	185,0	4,24	784,2	166,3	4,24	705,3
		Summa	5192,0			4953,3			4889,1
	Procentuell minskning					5%			6%

Tabell 4.4. Tabellen beskriver drifttiden (h), effekten (W) samt beräknad energiåtgång (Wh) för varje luftningspaket i linje 2. Drifttiderna är den summerade tiden över två veckor.

	N			S1			S2		
	Drifttid(h)	Effekt(W)	Energi(Wh)	Drifttid(h)	Effekt(W)	Energi(Wh)	Drifttid(h)	Effekt(W)	Energi
LP1	285,2	6,18	1762,4	236,8	6,18	1463,5	260,7	6,18	1611,0
LP2	284,5	3,68	1046,8	237,2	3,68	873,0	261,4	3,68	961,9
LP3	199,9	6,06	1211,6	187,3	6,06	1135,1	161,8	6,06	980,4
LP4	200,2	3,86	772,6	187,5	3,86	723,6	162	3,86	625,3
		Summa	4793,4			4195,3			4178,6
	Procentuell minskning					12%			13%

5 Sammanfattning av resultat och metoddiskussion

5.1 Sammanfattning av resultat

Syftet med den här studien var att undersöka hur syrehalten påverkade aktivslamprocessens effektivitet och mikroflora och utvärdera om det var möjligt att ha en lägre syrehalt i processen. Aktivslamprocessen på Främbyverket påvisade ingen förändring vad gäller reducering av organiskt material eller fosfor. Reducering av det biologiskt oxiderbara materialet samt det totala oxiderbara materialet beträffande BOD₇ och COD upprätthöll reduceringen trots lägre syrehalter i vattnet. ON-OFF reglering av syrehalt på 0,7-1,7 mg/L samt 0,5-1,5 mg/L med Celpox[®] luftningsystem var tillräcklig för att bibehålla den biologiska aktiviteten för reduktionen. COD-reduktionen var generellt 80% under samtliga perioder och BOD₇-reduktionen över 90%. Koverteringsfaktorn, BOD₇/COD, var låg (<0,4) vilket indikerar att materialet mestadels bestod av icke-biologiskt oxiderbart material och antyder att mekanismer så som biosorption är viktig för reduktionen. Fosfor reducerades generellt med en effektivitet på 90% över samtliga perioder och ingen förändring kunde observeras. En viktig faktor i studien var att gränsvärden för BOD₇ och totalfosfor inte överskreds, resultaten påvisar att utgående värden höll sig inom gränserna för BOD₇ och totalfosforfosfor.

Ammoniumkvävet samt totalkvävet varierade drastiskt över samtliga perioder, den stora variationen var förmodligen orsakad av en hög koncentration av ammonium i rejektivattnet. Nitratbildningen, orsakad av nitrifierande bakterier, minskade till följd av syresänkningarna. Minskningen var troligtvis orsakad av bakteriernas låga tillväxthastighet vid låga syrekoncentrationer. I den här studien spelar dock en minskning av nitritkoncentrationen ingen roll eftersom Främbyverket i dagsläget inte har något krav på kväverening, men resultatet är ändå värdefullt om verket i framtiden behöver införa kväverening.

Flockarnas morfologi vad gäller dess kompakthet och form skiftade från en mer kompakt, rund form till en mer öppen och oregelbunden form till följd av de båda syresänkningarna med en något mer öppen struktur vid S2. En trend mot större flockar kunde också observeras efter syresänkningarna. Förhållandet mellan krälände/frilevande och stjälkade ciliater skiftade mot en högre andel stjälkade ciliater vilket indikerar att de stjälkade ciliaterna var mer motståndskraftiga mot syresänkningar. Andelen frilevande bakterier ökade radikalt efter syresänkningarna vilket förmodas bero på försämrade flockbildning. De synliga effekterna i slammet verkar dock inte ha påverkat processens effektivitet.

Även fast det verkar möjligt att styra processen vid en syrehalt på 0,5-1,5 mg/L så indikerar resultaten från energiberäkningarna att det inte ger någon större energivinst i jämförelse med 0,7-1,7 mg/L.

5.2 Metoddiskussion

I den här studien har hänsyn till uppehållstiden i luftningsbassängen samt slutsedimenteringen inte tagits. Huruvida provtagningarna skulle anpassas till uppehållstiden diskuterades med slutsats att det inte var möjligt att anpassa provtagningen till uppehållstiden då det skulle påverka provtagning för driftspersonalen. Det ansågs vara tillräckligt att analysera dygnsprov för att detektera förändringar. I Figur (3.1) samt (3.3) går det att följa de uppmätta koncentrationerna på försedimenteringen samt utgående vatten som följs åt. En topp i det försedimenterade vattnet även noteras i det utgående vattnet vilket bekräftar det faktum att provtagningsstrategin var tillräckligt bra.

Samtliga mikroskoperingar har genomförts med ögat som analysinstrument vilket såklart kan påverka mätosäkerheten. Det kan alltså vara svårt att avgöra skillnader i slammet när ett gradtal ska bestämmas. I studien har dock bilder kontinuerligt tagits på slammet för att hela tiden kunna gå tillbaka och jämföra.

6 Slutsats och framtida arbeten

6.1 Slutsats

Målet med den här studien var att undersöka till vilken syrenivå det var möjligt att sänka till, och därmed hitta den optimala syrenivån, i ett försök att minska energiförbrukningen. Detta skulle utvärderas genom att delvis undersöka om effektiviteten för nedbrytning av framförallt organiskt material, men även om fosfor påverkades och om/hur mikrofloran i det aktiva slammet påverkades. Samtliga parametermätningar kunde framgångsrikt mätas. Däremot har inte mikrofloran kartlagts i en stor utsträckning, det hade varit önskvärt att undersöka fler karaktärsdrag så som filamenthalten för att bekräfta diskussionen.

Resultatet från den här studien påvisade ingen förändring vad gäller COD-reduktionen, BOD₇-reduktionen eller Tot-P-reduktionen varken vid en syrehalt på 0,7-1,7 mg/L eller 0,5-1,5 mg/L. Utifrån dessa resultat innebär det att, utifrån studiens tidsbegränsningar, det verkar möjligt att styra processen med benämnda syrehalter. Utifrån den här studien verkar det dock som att mikrofloran påverkades vad gäller flockbildning, med större, oregelbundna flockar, samt sammansättningen av krälände/frilevande ciliater och frilevande bakterier. De synliga effekterna i slammet verkar dock inte ha påverkat processens effektivitet. På grund av studiens tidsramar och anpassning till andra projekt vid Främbyverket har långsiktiga effekter till följd av slammets förändringar inte varit möjliga att studera men skulle kunna påverka effektiviteten långsiktigt genom framförallt sämre sedimenteringsegenskaper. Sämre sedimenteringsegenskaper leder i sin tur till en ökning av föroreningar i utgående vatten. En syresänkning till den lägsta nivån, S2, resulterande inte i någon större energivinst i jämförelse med S1. Dessutom kunde ingen stabilisering av förhållandet mellan ciliattyper och frilevande bakterier observeras vid S2 på samma sätt som vid S1. Rekommendationen till Falu Energi och Vatten blir därför att ha en syrehalt på 0,7-1,7 mg/L men att vara observanta på förhöjda värden i utgående vatten.

Den förväntade påverkan av det här projektet var delvis att utsläppsvärden för BOD₇ och fosfor inte överskreds eftersom det skulle ha förödande konsekvenser för recipienten Runn. Resultatet påvisar att dessa utsläppsvärden inte överskridits. En annan förväntning var att påvisa att det går att driva processen med en lägre syrehalt i syfte att konsumera mindre energi. Detta har kunnat påvisas, särskilt genom att sänka syrehalten från 1,0-2,0 mg/L till 0,7-1,7 mg/L.

6.2 Framtida arbeten

- För att konfirmera resultaten från den här studien skulle det vara önskvärt att undersöka om förändringarna observerade i slammet har någon långsiktig negativ påverkan på reduktionen. Det skulle även vara intressant att kartlägga vilka arter som förekommer i slammet, både protozoer och bakterier, och förhållandet mellan dessa.
- Utifrån resultatet från energiförbrukningen gav en sänkning till 0,5-1,5 mg/L inte några större energivinster. För att reducera energiförbrukningen ytterligare föreslås att ett annat typ av reglersystem implementeras. Ett sådant reglersystem kan vara ett multi-set point on/off system. Med ett sådant system kan syrehalten anpassas bättre till det faktiska syrebehovet genom att fler börvärden för den lösta syrehalten används. På så sätt fås ett mer stabilt system. (52)
- Ett annat sätt att optimera processens syresättning är att byta ut nuvarande luftningssystem till en annan typ av luftningssystem. Visserligen ska Celpox[®] reaktorsystem möjliggöra effektiv syresättning. Men syresättningen blir inte jämn över hela bassängen och det blir därför svårt att styra processen vid en stabil syrenivå. Bottenmonterade membranluftare är ett system som ger en jämnare syrenivå i hela systemet.

7 Författarens tack

Jag vill tacka Falu Energi och Vatten som gjorde detta examensarbete möjligt. Ett stort tack riktas till mina handledare Erica Jensen och Melviana Hedén, utvecklingsingenjörer på Främbyverket, som har kommit med goda råd och har varit ett bra stöd under hela arbetet. Därtill vill jag tacka Christina Eriksson, som har varit mycket hjälpsam vid den experimentella delen av arbetet, och resten av personalen på Främbyverket som fått mig att känna mig välkommen.

Jag skulle även vilja tacka min handledare Robert Gustavsson, forskningsingenjör vid Linköpings universitet, för hans stöd, goda råd och bra samt snabba återkoppling genom arbetets gång. Sist men inte minst vill jag rikta ett stort tack till Carl-Fredrik Mandenius, professor vid Linköpings universitet, för att hans ämnesspecifika aspekter har guidat mig genom arbetet.

8 Referenser

1. Gray NF. *Biology of Wastewater Treatment*. 2nd ed. IMPERIAL COLLEGE PRESS; 2004. (Series on Environmental Science and Management; vol. 4).
2. Rieger L, Takács I, Siegrist H. Improving Nutrient Removal While Reducing Energy Use at Three Swiss WWTPs Using Advanced Control. *Water Environ Res*. 2012 Oct 6;84(2):170–88.
3. Svenskt Vatten. Kväve- och fosforreduktion – krav och regler för havet - Svenskt Vatten [Internet]. 2019 [cited 2020 May 8]. Available from: <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/utslapp-och-recipient/kvave--och-fosforreduktion/>
4. Svenskt Vatten; Naturvårdsverket. *Formulering av villkor och krav för utsläpp från avloppsreningsverk - vägledning*. 2013.
5. Falu Energi och Vatten. *Om företaget - Falu Energi och Vatten* [Internet]. [cited 2020 Apr 5]. Available from: <https://fev.se/om-oss/om-foretaget.html>
6. Lindberg C-F. *Control and Estimation Strategies Applied to the Activated Sludge Process*. Uppsala universitet; 1997.
7. Garberg J, Ulmgren L. *Biologisk rening*. Kommunförbundet; 1978.
8. Naturvårdsverket. *Rening av avloppsvatten i sverige*. 2016.
9. Akpor OB, Ogundeji MD, Olaolu DT, Aderiye BI. Microbial Roles and Dynamics in Wastewater Treatment Systems: An Overview. *Int J Pure Appl Biosci*. 2014;2(1):156–68.
10. Wu L, Ning D, Zhang B. Global diversity and biogeography of bacterial communities in wastewater treatment plants. *J Nat Microbiol*. 2019;(7):4.
11. Svenskt Vatten. *Avloppsteknik 2 Reningsprocessen* [Internet]. Svenskt Vatten; 2007 [cited 2020 Apr 5]. 74–96 p. Available from: <https://docplayer.se/13014919-P-u-b-l-i-k-a-t-i-o-n-u-2-m-a-r-s-2-0-0-7-avloppsteknik-2-reningsprocessen.html>
12. Davis ML. *Water and wastewater engineering : design principles and practice*. 2nd ed. McGraw-Hill Education: New York, Chicago, San Francisco, Athens, London, Madrid, Mexico City, Milan, New Delhi, Singapore, Sydney, Toronto; 2020.
13. Igarashi T, Watanabe Y, Asano T, Tambo N. *Water Environmental Engineering and Reuse of Water*. Hokkaido Press; 1999.
14. Butler E, Hung Y-T, Suleiman Al Ahmad M, Yeh RY-L, Liu RL-H, Fu Y-P. Oxidation pond for municipal wastewater treatment. *Appl Water Sci*. 2017 Mar 23;7(1):31–51.
15. Balmér P. Parametrar för organiskt material i avloppsvatten och slam och något om deras

- användning [Internet]. 2015 [cited 2020 Apr 5]. Available from:
<https://vattenbokhandeln.svenskvatten.se/produkt/parametrar-for-organiskt-material-i-avloppsvatten-och-slam-och-nagot-om-deras-anvandning/>
16. Gray NF. *Water Technology: An Introduction for Environmental Scientists and Engineers*, Second Edition. 2nd ed. Taylor and Francis; 2005. 668 p.
 17. Modin O, Persson F, Wilén BM, Hermansson M. Nonoxidative removal of organics in the activated sludge process. *Crit Rev Environ Sci Technol*. 2016 Apr 2;46(7):635–72.
 18. Majone M, Dircks K, Beun JJ. Aerobic storage under dynamic conditions in activated sludge processes. The state of the art. In: *Water Science and Technology*. I W A Publishing; 1999. p. 61–73.
 19. Ammary BY. Nutrients requirements in biological industrial wastewater treatment. *African J Biotechnol* [Internet]. 2004 [cited 2020 May 3];3(4):236–8. Available from: <http://www.academicjournals.org/AJB>
 20. Liu G, Wang J. Role of solids retention time on complete nitrification: Mechanistic understanding and modeling. *J Environ Eng (United States)*. 2014 Jan;140(1):48–56.
 21. Pittoors E, Guo Y, Van Hulle SWH. Modeling Dissolved Oxygen Concentration for Optimizing Aeration Systems and Reducing Oxygen Consumption in Activated Sludge Processes: A Review. Vol. 201, *Chemical Engineering Communications*. Taylor and Francis Ltd.; 2014. p. 983–1002.
 22. Whitman W. Preliminary experimental confirmation of the two-film theory of gas absorption. *Chem Met Eng*. 1923;29:146–9.
 23. Doran MP. *Bioprocess Engineering Principles*. 2nd ed. Academic Press; 2013. 474–477 p.
 24. Garcia-Ochoa F, Gomez E, Santos VE, Merchuk JC. Oxygen uptake rate in microbial processes: An overview. Vol. 49, *Biochemical Engineering Journal*. Elsevier; 2010. p. 289–307.
 25. Guo J, Xu Y, Chen Y, Fan L, Fang F. Long-term evolution of an activated sludge system under low dissolved oxygen conditions. *J Environ Biol*. 2013;34(SUPPL.2):427–36.
 26. Suresh A, Grygolowicz-Pawlak E, Pathak S, Poh LS, Abdul Majid M bin, Dominiak D, et al. Understanding and optimization of the flocculation process in biological wastewater treatment processes: A review. Vol. 210, *Chemosphere*. Elsevier Ltd; 2018. p. 401–16.
 27. Eikelboom DH. *Process control of activated sludge plants by microscopic investigation*. London: IWA Publishing; 2000. 156 p.
 28. Madoni P. Protozoa in wastewater treatment processes: A minireview. *Ital J Zool*. 2011;78(1):3–11.
 29. Madoni P. A sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis. *Water Res*. 1994 Jan 1;28(1):67–75.
 30. Pauli W, Jax K, Berger S. Protozoa in Wastewater Treatment: Function and Importance. In: *Biodegradation and Persistence*. 2nd ed. Springer-Verlag; 2005. p. 203–52.
 31. Liu J, Yang M, Qi R, An W, Zhou J. Comparative study of protozoan communities in full-scale MWTPs in Beijing related to treatment processes. *Water Res*. 2008 Apr 1;42(8–9):1907–18.
 32. Martín-Cereceda M, Serrano S, Guinea A. A comparative study of ciliated protozoa communities in activated-sludge plants. *FEMS Microbiol Ecol*. 1996 Dec 1;21(4):267–76.
 33. Madoni P. Protozoa as indicators of wastewater treatment efficiency. In: Mara D, Horan N,

- editors. *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. Academic Press; 2003. p. 361–71.
34. Olsson M. *Analys av föroreningar i avloppsvatten i Falun*. Uppsala Universitet; 2019.
 35. *Stockholm Vatten. Mekanisk rening*. 2015.
 36. Wei N, Zhang Z, Liu D, Wu Y, Wang J, Wang Q. Coagulation behavior of polyaluminum chloride: Effects of pH and coagulant dosage. *Chinese J Chem Eng*. 2015 Jun 1;23(6):1041–6.
 37. Gregory J, Dupont V. Properties of flocs produced by water treatment coagulants. *Water Sci Technol*. 2001;44(10).
 38. SFS 2020:75. *Miljöbalken*. Stockholm: Justitiedepartementet;
 39. Woodard & Curran. *Waste Characterization*. In: *Industrial waste treatment handbook*. 2nd ed. Butterworth-Heinemann; 2006. p. 83–126.
 40. Bydén S, Larsson A-M, Olsson M. *Mäta vatten Undersökningar av sött och salt vatten* [Internet]. Göteborg: Göteborgs Universitet; 2003 [cited 2020 Apr 16]. Available from: www.matavatten.se
 41. Østergaard J. *UV/Vis Spectrophotometry and UV Imaging*. In: *Analytical Techniques in the Pharmaceutical Sciences Advances in Delivery Science and Technology*. Springer, New York, NY; 2016. p. 3–27.
 42. Safwat SM. Performance of moving bed biofilm reactor using effective microorganisms. *J Clean Prod*. 2018 Jun 1;185:723–31.
 43. Al-Jilil SA. COD and BOD reduction of domestic wastewater using activated sludge, sand filters and activated Carbon in Saudi Arabia. *Biotechnology*. 2009;8(4):473–7.
 44. *Naturvårdsverket. Biologisk-kemisk karakterisering av industriavloppsvatten*. 1989.
 45. Mesquita DP, Dias O, Amaral AL, Ferreira EC. A Comparison between Bright Field and Phase-Contrast Image Analysis Techniques in Activated Sludge Morphological Characterization. *Microsc Microanal*. 2010;14(2):166–74.
 46. Wilén BM, Balmér P. The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs. *Water Res*. 1999 Feb 1;33(2):391–400.
 47. Hach Company. *Water Analysis Handbook*. 7th ed. Loveland, Colorado: Hach Company; 2012.
 48. Fan H, Qi L, Liu G, Zhang Y, Fan Q, Wang H. Aeration optimization through operation at low dissolved oxygen concentrations: Evaluation of oxygen mass transfer dynamics in different activated sludge systems. *J Environ Sci (China)*. 2017 May 1;55:224–35.
 49. Guellil A, Thomas F, Block JC, Bersillon JL, Ginestet P. Transfer of organic matter between wastewater and activated sludge flocs. *Water Res*. 2001 Jan 1;35(1):143–50.
 50. Kim IT, Lee YE, Jeong Y, Yoo YS. A novel method to remove nitrogen from reject water in wastewater treatment plants using a methane- and methanol-dependent bacterial consortium. *Water Res*. 2020 Apr 1;172:115512.
 51. Cui B, Yang Q, Liu X, Huang S, Yang Y, Liu Z. The effect of dissolved oxygen concentration on long-term stability of partial nitrification process. *J Environ Sci (China)*. 2020 Apr 1;90:343–51.
 52. Fernández FJ, Castro MC, Rodrigo MA, Cañizares P. Reduction of aeration costs by tuning a multi-set point on/off controller: A case study. *Control Eng Pract*. 2011 Oct 1;19(10):1231–7.

9 Appendix A

Nedan följer den ursprungliga planeringsrapporten.

Sammanfattning

Huvudsyftet med projektet är att optimera det biologiska reningssteget med avseende på syretillförseln. Målet är att undersöka till vilken nivå det är möjligt att sänka till utan att funktionen hos behandlingen i det biologiska reningssteget påverkas. De delmål som ingår i projektet är därför att kartlägga nuvarande mikroflora genom mikroskopering och ett antal parametrar, sedan att sänka syrehalten till 0,7-1,7 mg/L och mäta parametrar samt utföra mikroskopering. Därefter ska syrehalten sänkas till 0,5-1,5 mg/L för att mäta parametrar och utföra mikroskopering igen. I projektet antas att det är möjligt att sänka syrehalten till 0,5-1,5 mg/L. Antagandet är delvis baserat på luftningssystemets effektivitet samt på att det har varit möjligt att sänka syrehalten vid andra anläggningar. För att ta reda på om det är möjligt att hålla en lägre syrenivå än i dagsläget kommer framförallt totalfosfor, ortofosfor, ammonium, nitrit, nitrat och COD att mätas genom UV-Vis spektrofotometri. Dessutom kommer mikrofloran att undersökas genom faskontrastmikroskopi för att detektera eventuella förändringar.

Syftet med projektet

Det som kommer studeras i projektet är det biologiska reningssteget i en process som behandlar avloppsvatten. Projektet grundar sig i att Främby avloppsreningsverk ska ansöka om nytt tillstånd för utökning av kapaciteten för behandling av avloppsvatten, från 50 000 till 70 000 personekvivalenter. I samband med detta genomför Falu Energi och Vatten (FEV) ett projekt; Framtidens Främby, där en del av projektets mål är att optimera processen. Avsikten med examensarbetet är därför att undersöka möjligheten att minska syretillförseln i biosteget. Luftningen är ett mycket energikrävande steg, ett minskat syrebehov skulle därför leda till minskad energiförbrukning och därmed besparingar vad gäller både miljön och ekonomin. Dessutom kommer projektet resultera i en bättre förståelse för processen.

Arbetshypotes

I den här studien antas att det är möjligt att sänka syrehalten till 0,5-1,5 mg/L utan att funktionen hos biosteget påverkas negativt. I dagsläget varierar syrehalten mellan 1-2 mg/L. Syrebehovet beror på den mängd syre som krävs av mikroorganismerna för nedbrytning av organiskt material (biokemisk syreförbrukning (BOD)) och för nedbrytning av oorganiskt material (Avloppsteknik: Reningsprocessen. 2, 2013). Nuvarande luftningssystem som används är Celpoxluftare som bidrar till en finfördelad biomassa och har en hög syresättningseffektivitet och kräver därför, enligt tillverkarna, en lägre halt luftning än vad som vanligtvis brukar krävas (Celpateknik, no date; Grankvist, 2015). Generella råd för luftning är att det bör ligga mellan 0,5-2,0 mg/L (Avloppsteknik: Reningsprocessen. 2, 2013), därför är 0,5 mg/L satt som mål med Celpoxluftarens effektivitet i åtanke. Enligt en studie genomförd på Kåpplaverkets avloppsreningsverk på Lidingö (Thunberg, Sundin and Carlsson, 2007) var effektiviteten för nedbrytning av organiskt material ungefär lika stor även vid lägre luftning. Enligt en annan studie (Parker, 12-2001), visade det sig att den optimala nedbrytningen av organiskt material var vid en lägre halt än 0,5 mg/L. När det kommer till nedbrytningen av ammonium så har flera studier visat att nitrifikation fungerar fullständigt vid lägre halter än 0,5 mg/L (Park and Noguera, 2004; Bellucci *et al.*, 2011). Fosfor reduceras framförallt i förfällningssteget varför reduktion av fosfor i biosteget inte är lika kritiskt (Malovanyy and Andersson, 06-2019). Dessutom beror upptag av fosfor snarare på tillgång av fettsyror och inte syre då fosforupptag kan ske under anoxiska förhållanden (la Cour Jansen *et al.*, 2009). Det finns dock inget fixt värde för optimal nedbrytning. Alla AVR är unika eftersom stora variationer förekommer vad gäller inflöde och sammansättning av inkommande avloppsvatten (Holenda *et al.*, 2008). Dessutom är diversiteten hos mikroorganismerna hög (Wu *et al.*, 2019).

Målet med projektet

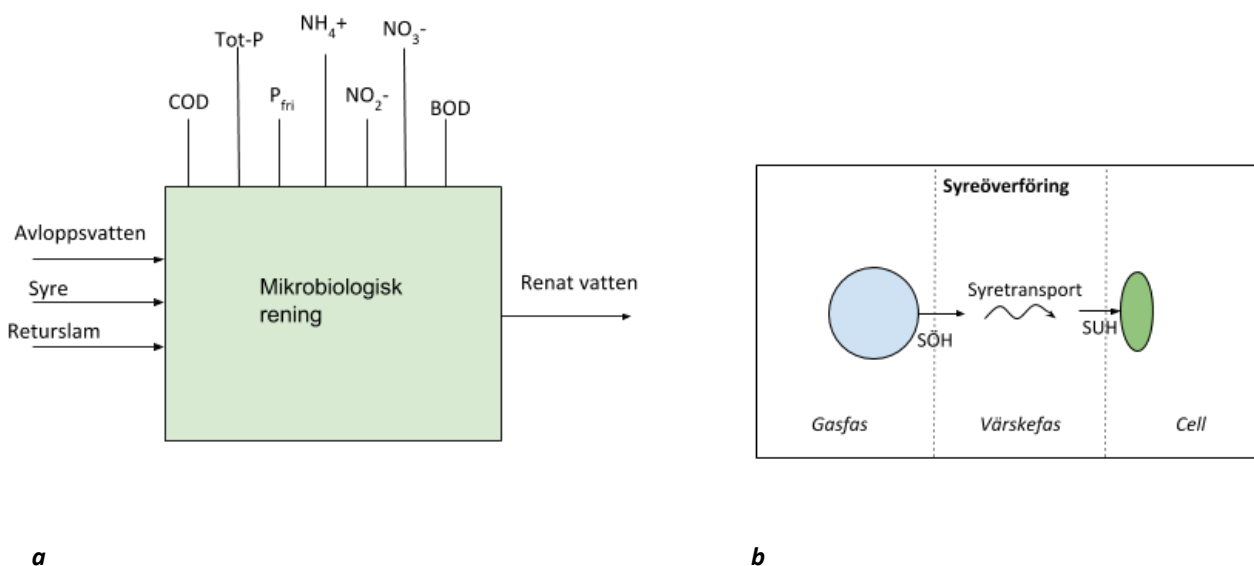
Tabell 2: Huvudmål och delmål

Huvudmål	Avgöra till vilken syrehalt det är möjligt att sänka till, utan att funktionen förändras, och därmed minska energiförbrukningen
Delmål 1	Kartlägga sammansättningen av mikrofloran och driftparametrar i nuvarande tillstånd
Delmål 2	Sänka syrehalten till 0,7-1,7 mg/L.
Delmål 3	Mäta parametrar och utföra mikroskopering vid en syrehalt mellan 0,7-1,7 mg/L.
Delmål 4	Sänka syrehalten till 0,5-1,5 mg/L
Delmål 5	Mäta parametrar och utföra mikroskopering vid en syrehalt mellan 0,5-1,5 mg/L.

Modellen som ska studeras

Det som studeras i detta projekt är det biologiska reningssteget som består av både ett luftning och ett sedimenterings-steg, men representeras här som ett steg, *se figur 2a*. Modellen kan ses som en kontinuerlig bioreaktor då den har ett konstant inflöde och ett utflöde. Till reaktorn inkommer avloppsvattnet vilken innehåller organiskt material och oorganiskt material (fosfor, kväve) samt andra partiklar. Avloppsvattnet som behandlas härstammar från kommunala avlopp samt från industrier. De främsta industriavfallen som tas om hand har sitt ursprung i hygienavfallsprodukter och livsmedelsavfall. Därtill förekommer det en del metaller (framförallt kadmium och zink) på grund av tidigare gruvdrift i Falun. Returslam från sedimenteringsbassängen återförs till luftningsbassängen för att bibehålla en jämn nivå av mikroorganismer i reaktorn. För att övervaka förändringar kommer den organiska nedbrytningen mätas genom COD och BOD (uträknat från COD). Den oorganiska nedbrytningen av fosfor kommer mätas genom total fosfor samt ortofosfat och kvävet omvandlingar genom nitrit, nitrat, ammonium samt totalt kväve.

För att nedbrytning av, framförallt, det organiska materialet ska kunna ske krävs syretillförsel till cellerna. Cellerna kräver syre för att oxidera materialet och syresättning av bassängerna är därför vitalt för att få en aktiv process. Syret transporteras från luftens syre till vattnet via Celpoxluftarna. Gasen, inkapslad i en bubbla, diffunderar över från gasfas till vätskefas med en viss hastighet, syreöverföringshastigheten (SÖH), som bl.a beror av luftarnas kapacitet. Det lösta syret transporteras sedan till cellerna, där cellernas upptagningsförmåga beror av syreupptagningshastigheten (SUH). *Figur 2b* visualiserar syretransporten som sker i den mikrobiologiska reningen. Det finns således en balans mellan SÖH och SUH, som beror av både hur snabbt syret löser sig i vattnet och hur snabbt det tas upp av cellerna. Det lösta syret måste ha en viss nivå för att bibehålla en effektiv nedbrytning av organiskt material, i denna studie antas det vara 0,5-1,5 mg/L.



Figur 2a: Modellen som ska studeras i projektet. Modellen beskriver det avloppsvatten som utströmmat från föregående steg, tillsatt syre och aktivt slam, förekomst av mätbara parametrar och det vatten som mikroorganismerna processat. Figur 2b: Syreöverföringsprocesser som sker i den mikrobiologiska reningen vilket möjliggör oxidering av organiskt material. Syret överförs från gasfas till vätskefas med SÖH och sedan upptas av celler med en viss SUH.

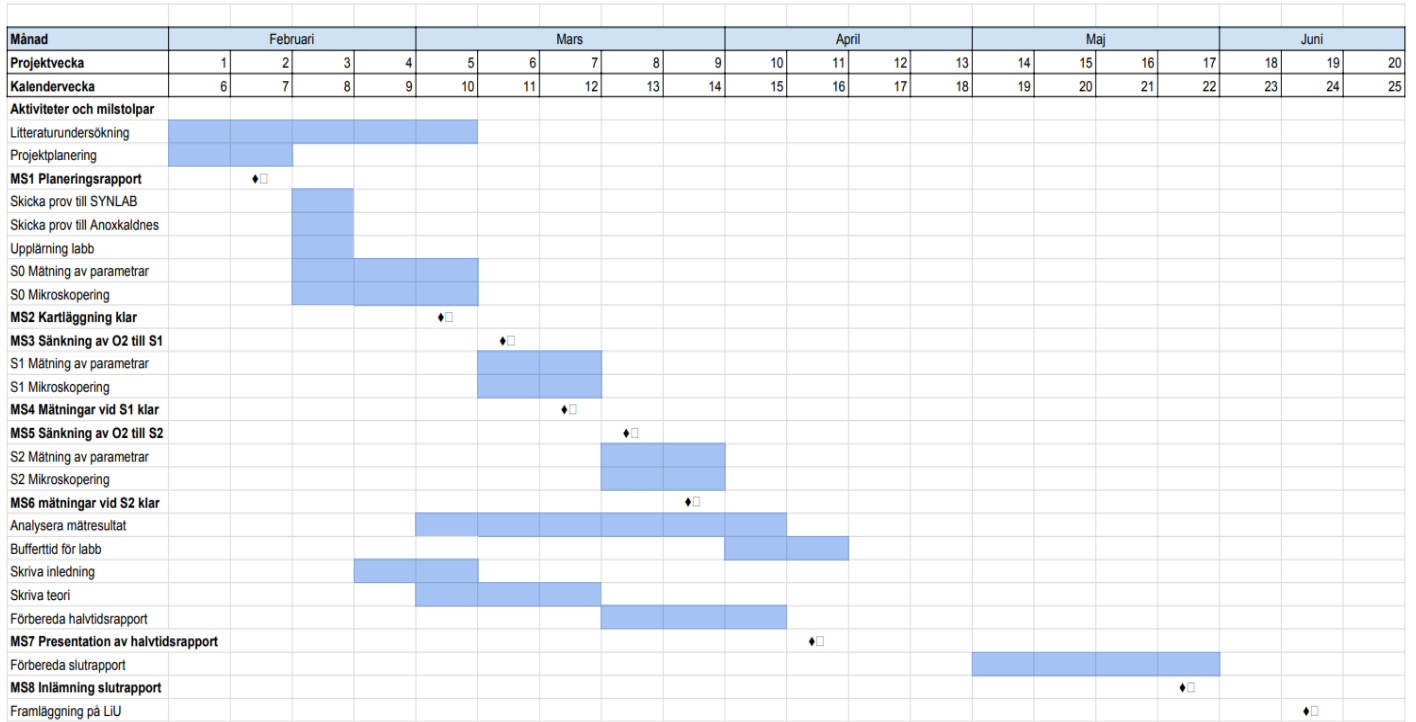
Milstolpar

Tabell 3: Milstolpar med tillhörande beskrivning, i vilken form den ska presenteras och vilken vecka den antas vara klar

Milstolpe	Beskrivning	Form av presentation ¹	Datum(vecka)
1	Planeringsrapport klar	Rapport	8
2	Kartläggning av nuvarande mikroflora/driftparametrar	Diagram/bild	10
3	Syrehalt sänkt till S1	Diagram	11
4	Klar med mätningar vid syrenivå S1	Diagram/bild	12
5	Syrehalt sänkt till S2	Diagram	13
6	Klar med mätningar vid syrenivå S2	Diagram/bild	14
7	Halvtidsrapport klar	Rapport	16
8	Slutrapport klar att skickas till opponent och examinator	Rapport	22
9	Korrigerad rapport klar	Rapport	26

1) Tabell; Rapport; Diagram;Bild

GANTT-schema



Figur 3: Tidsplan för projektet i form av ett GANTT-schema. ◆=milstolpe.