



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 19 007

Examensarbete 30 hp
Mars 2019

Utreddning av processavloppsvatten från Thermo Fisher Scientific

Föroreningsinnehåll samt utvärdering av
driftförhållanden för bäst reningseffekt

Hanna Eriksson

REFERAT

Utredning av processavloppsvatten från Thermo Fisher Scientific

Hanna Eriksson

Thermo Fisher Scientific (TFS) ImmunoDiagnostics (ID), Uppsala, tillverkar diagnostiska tester för allergi, astma och autoimmuna sjukdomar. I samband med tillståndssökning för ökad produktion erhöles krav på förbehandling av processavloppsvattnet från verksamheten, varpå en reningsanläggning med MBBR-teknik (Moving Bed Biofilm Reactor) upprättades. Kravet specificerade även att utgående vatten till det kommunala spillvattennätet skulle ha en karaktär motsvarande ett normalt hushållspillvatten.

Detta examensarbete har utrett processavloppsvattnets föroreningsinnehåll med avseende på aceton, totalt organiskt kol (TOC), biokemisk syreförbrukning (BOD_7), kväve (N_{tot}), fosfor (P_{tot}) och toxiska ämnen. Utöver detta har MBBR-anläggningens reningseffekt undersökts vid två olika driftförhållanden; stegbeskickning och seriell drift, för att utvärdera vilken driftuppställning som kan rekommenderas. Driftuppställningarnas reningseffekt undersöktes dels genom provtagning och dels genom modellering med en modell som bygger på aktivslamprocessen och monodkinetik. Utifrån erhållen reningseffekt och en litteraturstudie föreslogs polersteg för ytterligare reduktion av de ämnen som inte mötte specificerat krav på utgående avloppsvatten. Slutligen undersöktes även reningsanläggningens kapacitet att hantera en framtida ökad belastning.

Resultaten visade att med dagens belastning överskred utgående ofiltrerat avloppsvatten halten för ett normalt hushållspillvatten med avseende på fosfor (ca 130 mg/l mot 5,4 mg/l) och nästintill för BOD_7 (ca 165 mg/l mot 170 mg/l). Utifrån dessa resultat föreslogs kemisk fällning och skivfilter som kompletterande polersteg, vilka optimalt skulle kunna reducera både fosfor och större BOD_7 -partiklar till ca 90 %.

Från provtagningsresultaten kunde ingen signifikant skillnad ses i reningseffekt mellan stegbeskickning och seriell drift. Modelleringsresultaten visade däremot att seriell drift gav lägst utgående substrathalt.

Toxiska ämnen i form av metaller och kathon var inte märkbara i vattnet, men utgående processavloppsvatten var trots detta måttligt toxiskt för grönalger. Vidare undersökning krävs för att utreda detta och för att föreslå åtgärder som kan minska utsläppet.

Då reningseffekten vid en ökad framtida belastning undersöktes visade provtagningsresultaten en betydligt sämre rening än idag, då endast kväve klarade halten för ett normalt hushållspillvatten. Förslag på förbättring av reningsanläggningen är att öka utjämnningen av inkommande flöde och fyllnadsgraden av bärmaterial i MBBR-tankarna.

Nyckelord: MBBR, stegbeskickning, seriell drift, reningseffekt, processavloppsvatten, BOD_7 , fosfor, kväve, aceton

Institutionen för informationsteknologi, Avdelningen för Systemteknik, Uppsala universitet, Lagerhyddsvägen 2, SE-75237 Uppsala, Sverige.

ABSTRACT

Investigation of process wastewater from Thermo Fisher Scientific

Hanna Eriksson

Thermo Fisher Scientific (TFS), ImmunoDiagnostic (ID), Uppsala, produces instruments for allergy and autoimmunity tests. As TFS ID applied for allowance to increase the production level, it was given on the condition that the wastewater would be biologically pre-treated on the site, and a Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) was therefore built. Another condition was that the effluent wastewater should be of the same quality as normal household wastewater.

This thesis investigated the contents of acetone, total organic carbon (TOC), biochemical oxygen demand (BOD_7), nitrogen (N_{tot}), phosphorus (P_{tot}) and some toxic substances in the process wastewater from TFS ID Uppsala. Furthermore, the reduction capacity of the MBBR was investigated at two different operating modes; step loading and serial operation. The reduction capacity was determined for the different operating modes by test sampling and by modelling. The model used was based on the active sludge process (ASM1) and Monod kinetics. Based on the calculated reduction capacity and studied literature, polishing steps that would further reduce the contents of pollutants which did not meet the criteria of effluent wastewater were suggested. Finally, the future reduction capacity of the MBBR was investigated, based on the assumption that the production level would increase in time.

The results showed that the contents of P_{tot} and BOD_7 in the effluent water exceeded that of normal household wastewater. It was hence suggested that a chemical precipitation step and a disc filter should be installed as complements to the MBBR. These polishing steps could potentially reduce phosphorous and separate larger BOD_7 -particles by about 90 %.

No significant difference was seen in the reduction capacity of the different operating modes based on test sampling. However, the modeling results showed a lower effluent level of BOD_7 as the tanks were operated in complete series.

No toxic substances were found in the wastewater, but effluent wastewater was still slightly toxic for green algae. Further investigation is needed to detect what is causing the toxicity, and to suggest measures that could decrease the pollution from TFS ID Uppsala.

The future reduction capacity was recognized to be significantly lower than today, as N_{tot} was the only substance that met the criteria of normal household wastewater when the production level increased. To improve the efficiency of the MBBR, it was suggested to increase the volume of the equalization tank and the amount of carriers in the reactors.

Key words: MBBR, step loading, serial operation, process wastewater, reduction capacity, BOD_7 , phosphorus, nitrogen, acetone

Department of Information Technology, Division of Systems and Control, Uppsala university, Lägerhyddsvägen 2, SE-75237 Uppsala, Sweden.

FÖRORD

Detta examensarbete avslutar fem års studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Arbetet, som är en del av en tillståndsutredning för Thermo Fisher Scientific ImmunoDiagnostic, Uppsala, har utförts på Sweco Environment AB i Uppsala där Peter Moraeus och Hanna Molin varit mina handledare. Ämnesgranskare var Bengt Carlsson på Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet och examinator var Fritjof Fagerlund på Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

Jag vill rikta ett stort tack till Hanna och Peter för det oändliga stöd ni gett mig. Tack även till Bengt för vägledning under arbetets gång. Slutligen vill jag tacka Katarina Örning, processingenjör i mediasystem på Thermo Fisher Scientific, för mycket bra handledning vid provtagning.

Hanna Eriksson
Uppsala, 2019

Copyright © Hanna Eriksson och Institutionen för informationsteknologi, Avdelningen för Systemteknik, Uppsala universitet
UPTEC W 19 007, ISSN 1401-5765
Digitalt publicerad vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, Uppsala 2019.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utredning av processavloppsvatten från Thermo Fisher Scientific

Hanna Eriksson

Thermo Fisher Scientific (TFS), ImmunoDiagnostics (ID), Uppsala, utvecklar och tillverkar diagnostiska tester för allergi, astma och autoimmuna sjukdomar. Testprincipen bygger på att ett visst ämne, ett så kallat allergen, binds till ett cellulosafлак (testmatris) på vilken patientens blod testas. Allergenet kan exempelvis vara katthår, jordnötter eller björkpollen. Om patienten är överkänslig mot allergenet i testet markeras detta genom att ett ljus genereras.

Vid produktionen av testerna spolas en del restprodukter, exempelvis aceton och proteiner, ut till avloppet. Avloppsvatten från en industriell verksamhet kallas processavloppsvatten. Tidigare har TFS ID Uppsala släppt ut processavloppsvatten till det kommunala spillvattennätet, som transporterat vattnet till Kungsängsverket där det renats. I nytt miljötillstånd gavs krav att processavloppsvattnet skulle renas biologiskt innan det släpptes till Kungsängsverket. En biologisk reningsanläggning i form av en Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) upprättades därefter på anläggningen. MBBR-anläggningen renar processavloppsvattnet genom att mikroorganismer i reaktortankarna bryter ned det organiska materialet i vattnet. Utöver krav på biologisk rening definierade VA-huvudmannen Uppsala Vatten och Avfall AB ett antal utredningsvillkor för att TFS ID Uppsala skulle få tillstånd att utöka sin produktion. Villkoren innefattade bland annat att processavloppsvattnet skulle vara av samma karaktär som ett normalt hushållsspillvatten. Utifrån utredningsvillkoren har detta examensarbete har utformats.

Examensarbetet innefattade en utredning av processavloppsvattnets föroreningsinnehåll med avseende på aceton, totalt organiskt kol (TOC), biokemisk syreförbrukning (BOD_7), kväve (N_{tot}) och fosfor (P_{tot}) genom provtagning. Genom provtagning av dessa ämnen samt genom modellering med en modell som bygger på aktivslamprocessen (ASM1) och monodkinetik undersöktes även MBBR-anläggningens reningseffekt under olika driftförhållanden. De förhållandena som undersöktes var då MBBR-anläggningen, bestående av två tankar, driftades genom stegbeskickning och seriell drift. Stegbeskickning innebar en fördelning på ca 40 och 60 % av inkommande flöde mellan tankarna, medan seriell drift innebar att det totala inkommande flödet transporteras genom båda tankar i tur och ordning. Utöver dessa driftförhållanden kördes enbart en MBBR-tank med ett högre inkommande flöde under en avslutande provperiod. Detta utfördes för att undersöka anläggningens förväntade framtida reningsresultat, i och med att industrins produktionsnivå väntas öka.

Även krav på bestämning av föroreningsinnehållet i slammet som uppkommer vid MBBR-anläggningen fanns uttryckt i utredningsvillkoren, vilket utreddes genom provtagning. Genom en litteraturstudie togs dessutom förslag på kompletterande reningssteg fram, som skulle kunna reducera utgående halt av de ämnen som överskred gränsen för ett normalt hushållsspillvatten.

Slutligen utreddes processavloppsvattnets toxicitet, även detta genom provtagning. Analyssvaren låg till grund för utvärdering av möjligheten att identifiera åtgärder för att minska verksamhetens utsläpp.

Resultaten för reningseffekt visade att MBBR-anläggningen klarade av att rena samtliga ämnen till att underskrida halterna i ett normalt hushållsspillvatten med dagens belastning, förutom P_{tot} som kraftigt överskred gränsvärdet (ca 130 mg/l mot 5,4 mg/l) och även till viss del BOD_7 (ca 165 mg/l mot 170 mg/l), uppmätt i ofiltrerade prover. Fosfor återfanns i huvudsak i löst form, medan BOD_7 i huvudsak återfanns i slammet. För ytterligare rening av dessa ämnen föreslogs polersteg i form av kemisk fällning för att skapa flockbildning med fosfor, samt efterföljande skivfilter för avskiljning av flockar samt BOD_7 . Slammet var i övrigt inte förorenat.

Provtagningsresultat påvisade ingen skillnad i reningseffekt mellan stegbeskickning och seriell drift. Modelleringsresultaten visade däremot att bäst rening gavs då MBBR-anläggningen driftades i serie.

Det förväntade framtida reningsresultatet som erhöles från maxtestet visade att endast utgående halt N_{tot} underskred halten i normalt hushållsspillvatten, vilket innebär att reningen måste förbättras om TFS ID Uppsala ska klara av att möta definierade krav med en framtida ökad belastning. Förslag på förbättringsåtgärder är utökning av utjämningstank innan MBBR-anläggningen för att skapa ett jämnare inkommande flöde samt att öka mängden bärarmaterial i tankarna, vilket borde öka anläggningens kapacitet att hantera en högre belastning.

Inga toxiska ämnen i form av kathon och metaller kunde detekteras i processavloppsvattnet, men vattnet visade ändå måttlig toxicitet mot grönalger. En teori är att det beror på en hög salthalt, då utgående processavloppsvatten till största del består av inorganiska ämnen. Vidare undersökning krävs dock för att klargöra vad som faktiskt orsakar toxiciteten, samt för att kunna ge förslag på åtgärder för att minska utsläppen från TFS ID Uppsala. Den måttliga toxiciteten bör dock inte medföra någon faktisk risk för miljön vid utsläpp, då utspädningseffekten är så pass hög att toxiciteten blir försumbar.

ORDLISTA

Processavloppsvatten	Avloppsvatten från industri
Hushållsspillvatten	Avloppsvatten från hushåll
Polersteg	Kompletterande reningssteg
Efterbehandling	Ytterligare rening av behandlat avloppsvatten
Mikroorganismer	Organismer av mikroskopisk storlek oftast encelliga, t ex. bakterier och arkéer
Biomassa	Totala massan av mikroorganismer
Biofilm	Lager av mikroorganismer på en yta
Substrat	Näring för mikroorganismer i biologisk reningsprocess
Steady-state	Jämviktsreaktion, konstant över tid
Allergen	Ämnen som orsakar allergiska reaktioner t. ex. pollen, pälsdjur, födoämnen
PRIO-ämnen	Ämnen listade av Naturvårdsverket som särskilt skadliga för miljö och människor
Akut toxicitet	Toxisk påverkan som uppstår inom 24 timmar
EC ₅₀	Koncentration av ämne som skapar 50% hämning av specifik funktion hos undersökt organism
EC ₂₀	Koncentration av ämne som skapar 20% hämning av specifik funktion hos undersökt organism

Förkortningar

TFS ID	Thermo Fisher Scientific ImmunoDiagnostics
CSTR	Kontinuerligt omblandad reaktortank (Continuous stirred tank reactor)
PFR	Pluggflödesreaktor (Plug flow reactor)
MBBR	Biologiskt reningssteg med mikroorganismer i suspension i reaktortankar (Moving Bed Biofilm Reactor)
TOC	Totalt organiskt kol (Total organic carbon)
BOD ₇	Biokemisk syreförbrukning under 7 dygn (Biochemical oxygen demand)
COD _{Cr}	Kemisk syreförbrukning (Chemical oxygen demand)
N _{tot}	Totalkväve, innefattar ammonium, nitrat och organiskt bundet kväve
P _{tot}	Totalfosfor, innefattar fosfat och organiskt bundet fosfor
NH ₄ -N	Ammonium
PEC	Förväntad halt av miljöfarligt ämne i naturen (Predicted Environmental Concentration)
PNEC	Halt av miljöfarligt ämne som inte väntas medföra miljöskadliga effekter (Predicted No Effect Concentrations)
IgE-antikropp	Immunoglobulin E-antikropp, bildas i blodet vid allergisk reaktion
LID	Nolleffektvärde med avseende på toxicitet (Lowest Ineffective Dilution)

Modellparametrar

V	Volym [m^3]
Q	Flöde [m^3d^{-1}]
Q_{dim}	Dimensionerat flöde [m^3d^{-1}]
S	Substrat [kgm^{-3}]
S_{in}	Inkommande substrat [kgm^{-3}]
X	Biomassa [kgm^{-3}]
X_{in}	Inkommande biomassa [kgm^{-3}]
Z	Inert biomassa [kgm^{-3}]
Z_{in}	Inkommande inert biomassa [kgm^{-3}]
f_p	Fraktion inert biomassa och substrat [-]
Y	Utbyteskonstant [-]
K_S	Halvmätnadskonstant [kgm^{-3}]
b	Avdödningshastighet [d^{-1}]
$\mu(S)$	Specifik tillväxthastighet [d^{-1}]
μ_{max}	Maximal specifik tillväxthastighet [d^{-1}]

Innehållsförteckning

Referat	I
Abstract	II
Förord	III
Populärvetenskaplig sammanfattning	IV
Ordlista	VI
1 Inledning	1
1.1 Syfte och mål	1
1.1.1 Frågeställningar	1
1.2 Antaganden och avgränsningar	1
2 Thermo Fisher Scientific ImmunoDiagnostics	3
2.1 Teknisk beskrivning produktion	3
2.1.1 Kemikalieanvändning	4
2.2 Sammansättning processavloppsvatten	4
2.2.1 Toxicitet	5
2.3 Reningsanläggningen	6
2.4 Rådande krav och riktvärden	8
2.4.1 Hushållsspillvatten	8
2.4.2 REVAQ-certifiering	9
3 Teori	11
3.1 Miljöskadliga ämnen	11
3.1.1 Aceton	11
3.1.2 Totalt organiskt kol, TOC	11
3.1.3 Biokemisk syreförbrukning, BOD	11
3.1.4 Kväve, N	12
3.1.5 Fosfor, P	12
3.1.6 Kathon	12
3.2 MBBR-teknik	13
3.3 Polersteg och efterbehandling	15
3.3.1 Kemisk fällning	15
3.3.2 Skivfilter	16
4 Metod	17
4.1 Provtagning	17
4.2 Val av driftuppställning	18
4.2.1 PROVPERIOD 1: Stegbeskickning	18
4.2.2 PROVPERIOD 2: Seriell drift	19
4.2.3 PROVPERIOD 3: Maxtest	19
4.3 Modellering	20
4.3.1 Seriell och parallel drift	20

4.3.2	Stegbeskickning	21
4.3.3	Parametervärden	22
4.4	Beräkningar	23
4.4.1	Avskiljningsgrad	23
4.4.2	Andel i slam	23
4.4.3	Belastning och reduktionskapacitet	23
4.4.4	Representation av genomsnittliga värden	23
4.5	Litteraturstudie	23
5	Resultat	24
5.1	Reningsseffekt	24
5.1.1	Provtagning	24
5.1.2	Modellering	30
5.2	Slam	31
5.2.1	Polersteg	31
5.3	Toxicitet	32
5.3.1	Åtgärder för minskad miljöpåverkan	34
6	Diskussion	35
6.1	Reningsseffekt	35
6.1.1	Provtagning	35
6.1.2	Rekommenderad driftuppställning	39
6.1.3	Framtida reningsresultat	40
6.2	Slam	41
6.2.1	Polersteg	41
6.3	Toxicitet	42
6.3.1	Åtgärder för minskade utsläpp	43
6.4	Framtida studier	43
7	Slutsatser	45
	Referenser	46
	Appendix A - Dygnsvariation	49
	Appendix B - Halter och flöden	50

1 INLEDNING

Thermo Fisher Scientific (TFS) ImmunoDiagnostics (ID) Uppsala utvecklar och tillverkar diagnostiska test för allergi, astma och autoimmuna sjukdomar (Thermo Fisher Scientific Inc, 2012). Med huvudkontor i Uppsala är TFS ID världsledande inom in vitro-diagnostik av allergi och ledare inom autoimmundiagnostik i Europa.

I slutet av år 2014 fick TFS ID Uppsala nytt tillståndsbeslut från Länsstyrelsen i Uppsala län, med avslag på ansökan om utökade produktionsvolymen. Detta beslut överklagades och ny dom från Mark- och miljödomstolen kom i slutet av 2015, i vilken tillstånd gavs med ett antal villkor, innefattande bland annat utredning av processavloppsvattnet och slammet från industrin (Phadia AB, 2017). Utifrån dessa villkor har detta examensarbete formulerats.

1.1 SYFTE OCH MÅL

Syftet med arbetet var att utreda innehåll av miljöfarliga ämnen i processavloppsvatten och slam från TFS ID Uppsala, samt utvärdera när verksamhetens reningsanläggning ger bäst reningseffekt genom praktiska försök och modellering. Utifrån detta skulle behov av ytterligare reningsåtgärder utvärderas. Målet med utredningen var att klargöra verksamhetens faktiska utsläpp till vatten, samt undersöka möjligheten att minska dess miljöpåverkan.

1.1.1 Frågeställningar

Följande frågeställningar skulle besvaras:

- Vilken reningseffekt har reningsanläggningen med avseende på aceton, totalt organiskt kol, biokemisk syreförbrukning, kväve och fosfor? Under vilket driftförhållande, stegbeskickning eller seriell drift, erhålls bäst reningseffekt? Vad är anläggningens förväntade framtida reningsresultat?
- Vad är föroreningsinnehållet i slammet som uppkommer vid reningsanläggningen? Vilka alternativ för slamavskiljning finns och hur väl kan de reducera ovan nämnda ämnen?
- Finns toxiska ämnen i utgående processavloppsvatten? Kan åtgärder identifieras för att minska verksamhetens utsläpp?

1.2 ANTAGANDEN OCH AVGRÄNSNINGAR

Miljöpåverkan syftar i detta arbete till negativ effekt på vattenmiljön till följd av verksamhetens utsläpp av processavloppsvatten. Ingen hänsyn tas till verksamhetens eventuella påverkan på mark eller luft.

Fokus i utredningen ligger på miljö framför tekniska och ekonomiska aspekter av de lösningar som diskuteras.

Modellen som användes för att teoretiskt undersöka vilken driftuppställning som är att föredra baserades på en del antaganden och förenklingar. I arbetet har en MBBR-anläggning undersökts, men modellen som användes var utformad för en aktivslamprocess (ASM1). I denna antas att reaktionerna som sker i tanken kan

beskrivas av monodkinetik och att jämviktsförhållande råder (steady-state). Vidare ger modellen en förenklad bild av verkligheten då den utgår från att det bara finns en typ av substrat och biomassa i reaktortankarna och därmed inte tar hänsyn till fördelningen av lätt- och svårnedbrytbart material i avloppsvattnet. Eftersom ASM1 är utformad för aktivslamprocessen tar modellen heller ingen hänsyn till hur interaktionen mellan substrat och biomassa varierar över bärarna.

2 THERMO FISHER SCIENTIFIC IMMUNODIAGNOSTICS

Thermo Fisher Scientific ImmunoDiagnostics (TFS ID), med huvudkontor i Uppsala, är en industri som utvecklar och producerar blodtestsystem för diagnostisering av allergier, astma och autoimmuna sjukdomar (Phadia AB, 2017).

2.1 TEKNISK BESKRIVNING PRODUKTION

En allergisk reaktion uppstår vid överkänslighet mot ett visst ämne, ett så kallat allergen. Då en person med allergi utsätts för detta bildas Immunoglobulin E (IgE)-antikroppar i blodet, till vilka allergenet binder. För allergidiagnostisering kan därför mängden allergispecifika IgE-antikroppar i blodet mätas, vilket utnyttjas i ImmunoCAP-blodtesten som TFS ID tillverkar (Phadia AB, 2018).

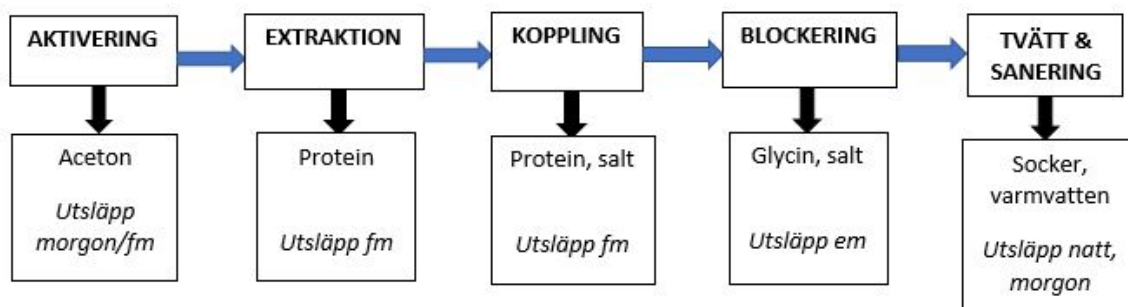
Allergitesterna utformas på cellulosafлак ("matriser"), på vilka allergener placeras och patientens blod testas mot. Då IgE-antikroppar reagerar med ett allergen genereras ett fluorescerande ämne och styrkan av detta korreleras till halten IgE-antikroppar i blodet (Phadia AB, 2017).

Produktionens största påverkan på processavloppsvattnets sammansättning kommer från tillverkningen av matris, se figur 1. Matristillverkningen sker i flera steg, där aktiveringssteget är det första. I detta steg behandlas matriserna för att de ska kunna binda in kopplingslösningar innehållande de allergen som patientens blod ska testas mot. Under aktiveringen tvättas matriserna med aceton. Acetonet från tvättarna samlas upp i en separat tank som inte släpps till avlopp. I slutet av aktiveringssteget torkas matrisflaken med tryckluft som blåser ut aceton från flaken. Detta aceton går till avloppet (figur 1) och en viss del avgår även till luft.

Efter aktiveringssteget sker ett extraktionssteg, där en buffertlösning i form av saltvatten blandas med specifik allergen (t.ex. äpple, björkpollen, katthår, jordnötter). Lösningen framställs i volym om 0,5-100 liter med varierad extraktionskoncentration. Efter att lösningen blandats får den stå till sig. Därefter centrifugeras den för att separera en klarfas innehållande det extraherade allergenet som blir kopplingslösningen. Det fasta materialet, innehållande i stort sett allt protein, släpps till avloppet. Kopplingslösningen binds sedan till det aktiverade matrisflaket i det så kallade kopplingssteget. Blockeringssteget är det sista steget i matrisproduktionen, vars syfte är att förhindra att ytterligare ämnen binder till flaket. Detta sker genom att en blockeringsbuffert, mestadels bestående av glycin, spolas på flaken. Spolning sker fyra gånger och därefter går lösningen till avlopp.

Matrisflaken står i blockeringslösningen i ungefär tio timmar och därefter startas ett tvättsteg under natten då produktionen står stilla. Tvättbufferten pumpas fem gånger genom kopplingslådan med matrisflaken. Vattnet som går till avlopp i detta moment innehåller i huvudsak socker.

Sanering av instrument, kärl och lådor som används i matrisproduktionen utförs med varmvatten på morgonen innan ny produktion startar. Vattnet går ut till processavloppet och har möjlig påverkan på temperaturen i reningsanläggningen.



Figur 1: Produktionsschema för framställning av matris. Blå pilar ger ordningen för de olika produktionsstegen och svarta pilar visar utsläpp från respektive steg till processavloppet

2.1.1 Kemikalieanvändning

Totalt användes 595 ton kemikalier i produktionen år 2017, där aceton stod för den enskilt största förbrukningsmängden. Under 2017 förbrukades 337 ton aceton, varav 306 ton samlades upp och hanterades som farligt avfall. Endast en liten del av förbrukad mängd aceton släpptes ut till spillvattennätet (Phadia AB, 2017).

I produktionen används cyanidbromid med cyanid som restprodukt. Det avloppsvatten som innehåller cyanid leds till en separat konverteringstank där det förbehandlas. Då konverteringstanken är full töms den till den gemensamma pumpstationen och pumpas med övrigt processavloppsvatten till utjämningsstank och bioreningsanläggning. Innan vattnet töms kontrolleras att cyanidjonhalten inte överskrider 0,5 mg/l. Under 2017 tömdes tanken vid tre tillfällen och vid samtliga tillfällen var cyanidhalten under villkorsgränsen (Phadia AB, 2017). I och med att det cyanidhaltiga vattnet blandas med övrigt processavloppsvatten sker ytterligare utspädning innan det leds ut till det kommunala spillvattennätet.

2.2 SAMMANSÄTTNING PROCESSAVLOPPSVATTEN

TFS ID Uppsala har tre separata avloppssystem i form av processavlopp, sanitärt avlopp och dagvattenavlopp. Processavloppet förbehandlas i en biologisk reningsanläggning och leds sedan tillsammans med det sanitära avloppet i kommunens spillvattennät till Kungsängsverket. Kyl- och dagvattenavloppet leds direkt till det kommunala dagvattennätet med utlopp i Sävjaån (Länstyrelsen Uppsala län, 2014).

I processavloppsvattnet finns huvudsakligen organiska ämnen och fosfor. Kväve tillsätts i låga halter i det biologiska reningssteget för att skapa goda förhållanden för mikroorganismerna, se tabell 1 för utsläppsmängder år 2017.

Tabell 1: Utgående veckoflöde och halt BOD₇, kväve och fosfor som släpptes ut från anläggningen till det kommunala spillvattennätet år 2015 innan reningsanläggningen byggdes (Selmer, 2015)

Parameter	Mängd
Flöde	329 m ³ /vecka
BOD ₇	2 012 mg/l
N _{tot}	31,1 mg/l
P _{tot}	170 mg/l

Utöver ovan listade ämnen kan avloppsvattnet även innehålla spår av aceton och cyanid (Phadia AB, 2017).

2.2.1 Toxicitet

En utredning av processavloppsvattnets toxiska effekt genomfördes år 2015 innan reningsanläggningen installerats, då endast pH-justering utfördes på processavloppsvattnet innan det släpptes ut till spillvattennätet. Toxicitetstester gjordes på biologiskt behandlat processavloppsvatten mot tre olika trofinivåer; bakterier, grönalger och kräftdjur. Vattnet kunde klassas ha hög, måttlig, låg eller försumbar toxicitet mot de olika trofinivåerna. Indelningen i de olika klasserna redogörs i tabell 2.

Tabell 2: Klassificering toxicitetsgrad. EC₅₀ är den koncentration av ämnet som är toxisk för 50 % av undersökt organism och är ett mått på den akuta toxiciteten (Naturvårdsverket, 2011). EC₅₀ anges som volymprocent, vilket är volymen av tillsatt ämne då EC₅₀ uppmäts genom den totala volymen av tillredd lösning

Akut toxicitet	EC ₅₀ (%v/v)
Hög	0-19
Måttlig	20-69
Låg	70-100
Försumbar	>100

Toxicitetstestet mot den luminiserande bakterien *Vibrio fischeri* var ett så kallat Microtox-test där frystorkade bakterier tinades och placerades i processavloppsvattnet. Testet pågick i 30 minuter under vilken tid den luminiscenshämmande effekten på bakterierna observerades genom mätning av hur ljusemissionen förändrades. Microtox-testet kan fungera som en så kallad screening, som ger en initial indikation på vattnets toxicitet. Resultatet av Microtox-testet visade att vid 100 % provinblandning var ljusemissionen högre från testet än från kontrollprovet, vilket påvisar att avloppsvattnet inte hade någon luminiscenshämmande effekt på bakterierna och att toxicitet därmed var försumbar (Toxicon AB, 2015).

Toxicitetsanalys mot grönalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* gjordes genom att undersöka processavloppsvattnets eventuella tillväxthämmande effekt på algens annars exponentiella tillväxt. Detta analyseras genom att mäta hur algernas specifika tillväxthastighet reducerades då processavloppsvatten tillsätts i olika koncentrationer,

jämfört med tillväxthastigheten i ett kontrollprov. Inkuberingstiden var 72 timmar och celltätheten registrerades var 24:e timma. EC_{10} och EC_{50} bestämdes genom grafisk interpolering. Resultatet visade hög toxicitet mot grönalgen. Utifrån LID-värdet (Lowest Ineffective Dilution), som är ett nolleffektsvärde som anger den högsta testkoncentration med hämning lägre än 5 %, beräknades att vattnet måste spädas cirka 140 gånger för att inte ha någon toxisk effekt på algerna (Toxicon AB, 2015).

Analys av processavloppsvattnets toxiska effekt på kräftdjuret *Daphnia magna* utfördes genom att observera eventuell rörlighetshämning vid tillsats av processavloppsvattnet. Nykläckta kräftdjur utsattes för stegvis ökad koncentration av processavloppsvatten under en inkubationstid på 48 timmar. Var 24:e timma registreras hur många kräftdjur som förlorat sin rörelseförmåga. Ingen rörelsehämning på kräftdjuren påvisades och toxiciteten klassades därmed som försumbar (Toxicon AB, 2015).

Sedan denna utredning utfördes har ett antal förändringar gjorts i produktionen för att begränsa användandet av prioriterade kemikalier. Ett ämnes miljöpåverkan kan mätas i kvoten mellan förväntad koncentration i miljön och den koncentration som förväntas vara säker för vattenlevande organismer (PEC/PNEC-kvot). Länsstyrelsen har angivit att prioriterade kemikalier som medför särskild risk för miljön inte ska ha en PEC/PNEC-kvot som överskrider 0,1. Kathon är ett konserveringsmedel som fortfarande används i produktionen och som i ansökan om ökad produktion angavs ha en PEC/PNEC-kvot på 26. Det krävs därför en vidare utredning av hur denna kemikalie kan minskas (Wallberg, 2015).

2.3 RENINGSANLÄGGNINGEN

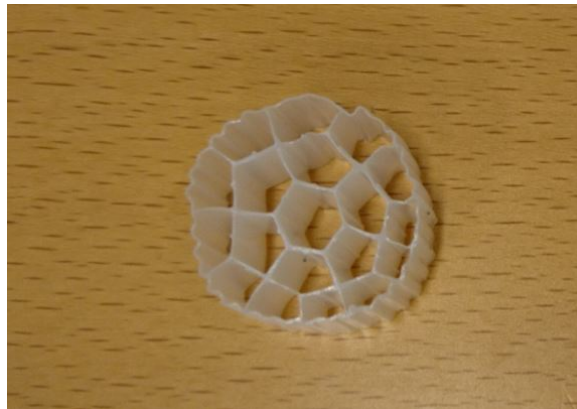
I gällande miljötillstånd gavs villkor att processavloppsvattnet skulle genomgå biologisk rening innan utsläpp till det kommunala spillvattennätet. Villkoret grundades i de nationella miljömålen Giftfri miljö och Levande sjöar och vattendrag, samt i Uppsala Vatten och Avfall AB:s krav att det avloppsvatten som släpps till det kommunala spillvattennätet ska ha en karaktär som motsvarar ett normalt hushållsspillvatten (Nacka tingsrätt, 2015). En biologisk reningsanläggning med suspenderade biofilmsbärare (Moving Bed Biofilm Reactor; MBBR) byggdes därför på TFS ID Uppsala och driftsattes under hösten år 2017 (Phadia AB, 2017).

Vid anläggningen leds processavloppsvattnet från produktionens avlopp till en pumpstation med två nivåstyrda pumpar, som pumpar vattnet till en utjämningstank. Vid ett för högt inkommande flöde eller driftstörning kan orenat avloppsvatten bräddas direkt ut till det kommunala spillvattennätet, både från pumpstationen och utjämningstanken (Karlsson, 2017b).

Syftet med utjämningstanken är att skapa en jämnare belastning av MBBR-tankarna, genom ett kontinuerligt flöde av avloppsvatten samt en koncentrationsutjämning. I utjämningstanken tillsätts även kväve i form av en ammoniumnitratlösning med kväveinnehåll på 30% ("Nutriol"), för att skapa balans mellan kol, kväve och fosfor som gynnar reningseffektiviteten i biosteget. Kvävetillsatsen styrs utifrån inkommande flöde

och inställd doseringsmängd. För att tillsatt kväve ska blandas väl i utjämnings tanken är den försedd med två omrörare. I utjämnings tanken kontrolleras även avloppsvattnets pH-värde, men idag finns inget behov av pH-justering då värdet vanligtvis ligger kring pH 7-8 och tillåtet är pH 6,5-11 (Karlsson, 2017c).

Det biologiska reningssteget består av två MBBR-tankar, vardera med en volym på 50 m³. Tankarna är fyllda till ca 50% med bärmaterial av modellen Anox K3, se figur 2. På bärmaterialet växer mikroorganismer som skapar en biofilm. Bärarna hålls i suspension med hjälp av luftinblåsning från tankarnas botten.



Figur 2: *Bärmaterialet av modell Anox K3 som används i MBBR-anläggningen*

Förutom att hålla bärmaterialet i suspension är blåsmaskinernas funktion att förse mikroorganismerna med syre, som de behöver för att kunna bryta ned organiskt material. Syrehalten kontrolleras genom syregivare som mäter överskottshalten av syre i tanken och inflödet av luft regleras därefter (M. Karlsson, 2017a). Eftersom luft blåses in konstant i tankarna blir de totalomblandade och utan slambildning på botten. Det suspenderade materialet följer istället med utgående vatten till det kommunala spillvattennätet. För att förhindra att även bärmaterialet följer med ut finns silar vid tankarnas utlopp, utrustade med luftinblåsning för att inte sätta igen. De två blåsmaskinerna som används för luftinblåsning i reaktortankarna är inte redundanta och vid maximal belastning krävs att båda maskinerna körs. Blir syrehalten för låg begränsas mikroorganismernas förmåga att bryta ned organiskt material och anläggningens reningskapacitet minskar (Moraeus m. fl., 2016).

I tabell 3 presenteras anläggningens utformning med avseende på bland annat volymer och fyllnadsgrad.

Tabell 3: *Specifikationer för MBBR-anläggningen på Thermo Fisher Scientific ImmunoDiagnostics, Uppsala*

Parameter	Anläggningsspecifikation
Antal MBBR-tankar	2 st
Volym per tank	50 m ³
Fyllnadsgrad bärmaterial	50 %
Specifik yta bärmaterial	500 m ² /m ³

MBBR-tankarna kan antingen köras i serie med stegbeskickning, totalt i serie, parallellt eller alternativt endast en tank. Idag körs de två tankarna i serie med stegbeskickning, vilket innebär att vattnet leds in i båda tankar, men vattnet från den första tanken leds därefter in i efterföljande tank, innan det släpps ut på spillavloppsnätet. Flödesfördelningen mellan de båda tankarna regleras med handventil.

Bärarmaterialet har en yta på $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ och eftersom tankarna är fyllda med totalt ca 50 m^2 bärarmaterial erhålls följaktligen en area på $25\,000 \text{ m}^2$. Det har antagits att bärarna har en reduktionskapacitet på $5 \text{ g BOD}_7/\text{m}^2$, vilket ger anläggningen en maximal reningskapacitet på $125 \text{ kg BOD}_7/\text{d}$. Anläggningen är dimensionerad för att kunna rena ett inkommande vatten från BOD_7 640 mg/l till $170 \text{ mg BOD}_7/\text{l}$. Efter att anläggningen byggts visade det sig att den faktiska medelhalten av BOD_7 i inkommande processavloppsvattnet och flödet var högre än vad man dimensionerat för, samt att anläggningens reduktionskapacitet var betydligt lägre, se tabell 4 (Leckborn, 2018a). Med en antagen årlig produktionsökning på 7 % innebär detta att anläggningens maximala reduktionskapacitet nås redan 2023-2024 (Leckborn, 2018b). Det var därför motiverat att undersöka möjligheter att förbättra reningseffekten, för att öka anläggningens reningskapacitet. Eftersom bärarnas reduktionskapacitet på $5 \text{ g BOD}_7/\text{m}^2$ är ett antaget värde som varierar med bland annat temperatur var det även av intresse att undersöka den faktiska kapaciteten, för att se om bärarna kunde vara en begränsande faktor i reningen.

Tabell 4: Parametervärden som användes vid dimensionering av anläggningen, samt uppmätta värden år 2017 efter att anläggningen driftsatts (Leckborn, 2018a)

Parameter	Dimensionerade värden	Uppmätta värden
Q_{dim}	$8,13 \text{ m}^3/\text{h}$	$2-16 \text{ m}^3/\text{h}$
Inkommande BOD_7	640 mg/l	856 mg/l^*
Reduktionskapacitet bärarmaterial	$5 \text{ g BOD}_7/\text{m}^2$	-
Reduktionskapacitet	$125 \text{ kg BOD}_7/\text{d}$	$56 \text{ kg BOD}_7/\text{d}^*$

*Medelvärde år 2017

2.4 RÅDANDE KRAV OCH RIKTVÄRDEN

Processavloppsvattnet från TFS ID Uppsala leds ut på det kommunala spillvattennätet för transport till det kommunala reningsverket Kungsängsverket. Den kommunala VA-huvudmannen, Uppsala Vatten och Avfall AB (Uppsala Vatten), är inte skyldiga att ta emot avloppsvatten från industrier men accepterar att göra det så länge vattnets karaktär inte skiljer sig från normalt hushållsspillvatten, eftersom det då inte kommer skada Kungsängsverkets reningsprocess. Vidare är Uppsala Vatten REVAQ-certifierade, vilket bland annat innebär att producerat slam vid det kommunala reningsverket uppnår viss kvalitet. Under avsnitt 2.4.1 Hushållsspillvatten och 2.4.2 REVAQ-certifiering definieras uttryckta krav från Uppsala Vatten, för att TFS ID Uppsala ska få fortsätta att släppa ut processavloppsvattnet till kommunens ledningsnät.

2.4.1 Hushållsspillvatten

För att TFS ID även i framtiden ska få leda sitt processavloppsvatten till det kommunala reningsverket får avloppsvattnets karaktär inte skilja sig betydande från ett normalt

hushållsspillvatten. Kravet grundas i att kommunens ledningsnät och reningsanläggning kan ta skada från ett vatten av andra kvalitéer, samt i att vattenmiljön kan ta skada vid utsläpp av miljöfarliga ämnen (VA-huvudman Eskilstuna m. fl., 2017).

I tabell 5 redovisas värden för ett normalt hushållsspillvatten i Uppsala kommun, samt de värden för dessa parametrar som uppmätts på TFS ID under år 2018. Det finns inga exakta begränsningsvärden för utsläpp av organiska föreningar och därför har Uppsala Vatten gjort en bedömning av godtagbara värden för dessa parametrar (VA-huvudman Eskilstuna m. fl., 2017).

Tabell 5: Riktvärden för normalt ofiltrerat hushållsspillvatten i Uppsala kommun (Leckborn, 2018b), samt uppmätta halter i ofiltrerade (ofilt) och filtrerade (filt) avloppsvattenprover från MBBR-anläggningen under vecka 2-37 år 2018. Avloppsvattenproverna var veckosamlingsprov och redovisade genomsnittliga värden är medianvärden

Parameter	Hushållsspillvatten [mg/l]	Uppmätt halt (ofilt) [mg/l]	Uppmätt halt (filt) [mg/l]
BOD ₇	170	215	100
N _{tot}	44	37	33
P _{tot}	5,4	115	113

I tabellen kan det ses att uppmätta utgående halter överskrider angivna riktvärden, med undantag för kväve. Även om ovanstående ämnen renas i det kommunala reningsverket innebär höga utsläppsvärden en ökad belastning på anläggningen. Förhöjda utsläppsvärden till spillvattennätet kan innebära en förhöjd reningsavgift för TFS ID Uppsala (VA-huvudman Eskilstuna m. fl., 2017).

Utöver ovan listade riktvärden för BOD₇, N_{tot} och P_{tot} har Uppsala Vatten angett att TFS ID Uppsala maximalt får släppa ut 1 kg aceton per dygn.

2.4.2 REVAQ-certifiering

En REVAQ-certifiering utfärdas av Svenskt Vatten och innebär ett intyg på att VA-organisationen i fråga och det producerade slammet vid reningsanläggningen uppfyller specificerade krav och håller viss kvalitet. Kraven innefattar såväl ett aktivt förbättring- och uppströmsarbete hos VA-organisationen som en viss kvalitet på det producerade slammet. Syftet med certifieringen är att kunna säkerställa en god slamkvalitet och näringsåterförsel om slammet från reningsverket skulle återföras till åkermark, utan risk för negativ miljöpåverkan (Svenskt Vatten, 2018).

Uppsala Vatten är REVAQ-certifierat och arbetar aktivt med att fasa ut förekomsten av skadliga ämnen i slammet. Bedömning av slamkvaliteten sker utifrån slammets innehåll av metaller och prioriterade spårelement (PRIO-ämnen). Halterna av dessa får inte överskrida viss nivå för att slammet ska kunna certifieras och få användas för jordbruksändamål (Svenskt Vatten, 2018). I tabell 6 redovisas begränsningsvärden för metaller. Listade gränsvärden är strängare än lagstadgad nivå.

Tabell 6: Begränsningsvärden för bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg), nickel (Ni) och zink (Zn) i utgående avloppsvatten (VA-huvudman Eskilstuna m.fl., 2017)

Metall	Tillåten halt [µg/l]
Pb	25
Cd	0,15
Cu	200
Cr	25
Hg	0,15
Ni	25
Zn	200

Uppsala Vatten har ställt villkor på TFS ID att utgående avloppsvatten från reningsanläggningen inte får överskrida dessa halter för att de ska fortsätta ta emot vattnet från industrin. Om halterna överskrids kan det innebära att TFS ID måste förbättra sin avloppsvattenrening eller måste hitta en alternativ lösning för sin slamhantering.

3 TEORI

3.1 MILJÖSKADLIGA ÄMNEN

I detta avsnitt presenteras aceton, TOC, BOD, kväve och fosfor, som listades i tillståndsbeslutets utredningskrav. Även den prioriterade kemikalien kathon beskrivs, som används i framställandet av allergitesterna.

3.1.1 Aceton

Aceton ($(\text{CH}_3)_2\text{CO}$) är en färglös, biologisk lättnedbrytbar kemikalie, löslig i vatten. Det är relativt ofarligt, men kan vara irriterande vid kontakt med hud, ögon och slemhinnor och kan vid inandning leda till dåsighet och huvudvärk. Aceton är dessutom mycket brandfarligt i vätske- och gasfas (Swed Handling Chemicals, 2016). Ur ekotoxiskt perspektiv bedöms aceton inte vara miljöfarligt och bioackumuleras inte. Vid större utsläpp kan det dock ge upphov till akut förgiftning av fisk och vattenorganismer på lokal skala (Essenticon, 2011). PNEC för aceton i sötvatten är 10,6 mg/l (Swed Handling Chemicals, 2016).

3.1.2 Totalt organiskt kol, TOC

Totalt organiskt kol är ett mått på den totala mängden organiskt kol i ett vattenprov, det vill säga summan av organiskt och elementärt kol. TOC innefattar därmed samtliga kolföreningar som kan förbrännas eller oxideras till koldioxid (Bjurström och Berg, 2003).

TOC är en viktig parameter att mäta för att kunna bedöma vattenkvaliteten. Ju högre TOC-halt (mg/l), desto grumligare är vattnet med högre organisk belastning. Det finns inga gränsvärden för TOC-halt vid utsläpp av vatten från reningsverk. Höga halter kan dock leda till syrebrist i recipienten, med negativ påverkan på vattenlevande arter (Naturvårdsverket, 2009).

3.1.3 Biokemisk syreförbrukning, BOD

Biokemisk syreförbrukning är ett mått på den mängd syre som förbrukas i vattnet vid biologisk nedbrytning av organiska ämnen. Den kan antingen mätas som BOD_5 eller BOD_7 , där det som skiljer är längden på perioden då syreförbrukningen mäts, 5 respektive 7 dygn. I Sverige är det vanligast att måttet anges som BOD_7 . BOD_7 används som ett mått för att bestämma vattnets renhet, där 0 mg/l är ett fullständigt klart vatten. Uppmätt BOD_7 -halt ger information om koncentrationen organiskt material och bakterier i vattnet (Naturvårdsverket, 2010).

BOD_7 är en central parameter vid dimensionering av nya reningsanläggningar, då det antas att belastningen från en personekvivalent motsvarar den mängd organiskt material som bryts ned med syreförbrukning 70 gram O_2 /dygn under sju dygn (Naturvårdsverket, 2004).

Kvoten $\text{BOD}_7/\text{COD}_{Cr}$ (COD_{Cr} =kemisk syreförbrukning) kan användas som ett mått på huruvida processavloppsvattnets organiska innehåll är lätt- eller svårnedbrytbart. Detta är viktig information för att kunna bedöma miljöskadligheten vid utsläpp av ett avloppsvatten, då svårnedbrytbara ämnen ansamlas i miljön under längre tid och därmed kan få en större miljöpåverkan. En låg $\text{BOD}_7/\text{COD}_{Cr}$ -kvot är en indikation på ett

svårnedbrytbart ämne (Svenskt Vatten AB, 2012). Naturvårdsverket har angivit att 0,43 är gränsen för lätt- och svårnedbrytbart material (Naturvårdsverket, 1989).

3.1.4 Kväve, N

Kväve är ett grundämne naturligt förekommande som en gas i luft, mark och vatten. I kvävet kretslopp tar kvävefixerande bakterier i marken upp kväve från atmosfären och omvandlar kvävgas (N_2) till ammoniak (NH_4^+). I marken sker en nitrifikationsprocess, förutsatt att syre finns att tillgå. Vid nitrifikation omvandlar bakterier NH_4^+ till nitrit (NO_2^-) och slutligen nitrat (NO_3^-). Kvävet återförs slutligen till atmosfären genom denitrifikation, som innebär att bakterier omvandlar NO_3^- till N_2 . Denna process kräver till skillnad från nitrifikationsprocessen en syrefattig miljö, för att bakterierna ska använda NO_3^- som oxideringsmedel istället för O_2 (Henze m. fl., 1992).

Kväve är tillsammans med fosfor ett centralt växtnäringsämne och ofta en bristvara i jordbruk (Nationalencyklopedin, u.å.[c]). I kontrast till jordbruk är tillförsel av kväve till sjöar och vattendrag inte önskvärt, då det bidrar till övergödning. Krav på kväverening och riktvärden för utsläpp av avloppsvatten finns i kustvattenområdet från norska gränsen till och med Norrtälje kommun, med syfte att minska övergödningen (Statens naturvårdsverk, 1994).

Kvävereduktion i avloppsvatten sker vanligtvis genom biologisk rening i två steg, ett luftat för nitrifikation och ett oluftat för denitrifikation. I en studie av Wang et al. (2006) presenterades dock förutsättningar för att framgångsrikt ha nitrifikations- och denitrifikationsprocessen i samma tank. Det angavs att för detta skulle MBBR-tankens syrekonzentration vara ca 2 mg/l, vilket i studien gav en kvävereduktion på 89,9%. Det argumenterades att en varierande syretillgång över biofilmen, med syrefattiga förhållanden längst in, var anledningen till att både nitrifikation och denitrifikation kunde ske. MBBR-processen är generellt gynnsam för kväverening eftersom mikroorganismerna hålls kvar i suspension i tanken, vilket gör att långsamt växande nitrifierande och denitrifierande bakterier hinner växa till (Wang m. fl., 2006).

3.1.5 Fosfor, P

Grundämnet fosfor, i naturen oftast bundet till syre som fosfat, är ett livsnödvändigt näringsämne för både växter och djur (Nationalencyklopedin, u.å.[b]). Utsläpp av fosfor till sjöar och vattendrag kan leda till övergödning och syrebrist, i och med ökad näringstillförsel (André m. fl., 2016). För att begränsa övergödning kontrolleras fosforhalten i utgående vatten från avloppsreningsverk.

Fosforreduktion i avloppsvatten kan ske på olika sätt. Den mesta fosfor återfinns i löst form snarare än slamfasen, varför den vanligaste reningsmetoden är att kemiskt fälla ut fosfor med järn- eller aluminiumsalter (Wang m. fl., 2006).

3.1.6 Kathon

Kathon är en biocid innehållande ämnena metylklorisotiazolinon och metyisotiazolinon (Wallberg, 2015). Biocider, exempelvis desinfektions- och konserveringsmedel, är dödliga för organismer (Nationalencyklopedin, u.å.[a]).

I en studie av Carbajo et al. (2015) undersöktes ett antal biociders påverkan på reningsverk med aktivt slam, där ingående ämnen i Kathon var en del av studien. Resultatet visade att Kathon hade en ekotoxisk verkan, men endast bidrog med en liten del av den sammanlagda effekten på reningsverket i kombination med övriga biocider (Carbajo m. fl., 2015). Ytterligare studier har visat att Kathon är nedbrytningbart i bakterierikt vatten som håller rumstemperatur. Kathon kan även brytas ned med behandling av UV-ljus (Wallberg, 2015).

3.2 MBBR-TEKNIK

Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) är en biologisk reningsteknik som uppfanns i Norge i slutet av 1980-talet och som idag används världen över, både för kommunal och industriell avloppsvattenrening (Rusten m. fl., 2006). MBBR-tekniken nyttjar mikroorganismer för aerob nedbrytning av organiskt material och bygger på samma principer som den vanligt förekommande aktivslamprocessen, men är utvecklad att vara en mer kompakt och anpassningsbar metod (Ødegaard, 1999).

En MBBR-anläggning består av en eller flera totalomblandade tankar innehållande viss mängd bärarmaterial, bestämd utifrån anläggningens dimensionering och belastning. Bärarmaterialet befinner sig i suspension, antingen genom luftning eller omrörning. För god suspension finns generella rekommendationer att inte fylla tanken med bärare till mer än 70%. Bäraren är producerad i plast med en densitet nära vattnets ($0,95 \text{ g/cm}^3$) och är vanligen utformad som en cylinder med korsande väggar inuti för att maximera kontaktytan (Ødegaard, 1999). Kontaktytan är viktig eftersom mikroorganismerna i avloppsvattnet ska binda till ytan och skapa en biofilm. Ytans struktur är därför också central, då en viss skrovlighet är gynnsam för mikroorganismernas förmåga att fästa till bäraren (Barwal och Chaudhary, 2014). Biofilmen fördelas över hela bärarmaterialet men störst ansamling mikroorganismer förekommer generellt inuti bäraren, eftersom detta område är mer skyddat mot yttre faktorer som friktion vid kollision mellan bärare eller med tankens vägg (Barwal och Chaudhary, 2014).

En MBBR-anläggning är förhållandevis lättskött. Risken för igensättning är låg med biofilm på suspenderat bärarmaterial och det finns därmed inget behov av regelbunden spolning av tankarna (Rusten m. fl., 2006). Bärarmaterialet kräver inget underhåll, men kan ibland behöva rengöras om överskottsbiomassa inte släpper och därmed förhindrar ny biomassa från att binda till bäraren (Lustig, 2012). Överskottsbiomassa och nedbrutet material följer med utgående vatten från anläggningen. Ingen slamretur krävs, som annars är en vanlig del av kommunala reningsverk med aktiv slamprocess (Ødegaard, 1999). En MBBR-anläggning är dessutom jämförelsevis anpassningsbar och kan skalas om genom att ytterligare tankar sätts till eller ställs av, eller genom att mängden bärarmaterial justeras. Bärarmaterialet kan också bytas ut mot bärartyp med större kontaktyta för att försöka öka kapaciteten (Lustig, 2012).

Fyllnadsgradens betydelse för reningseffekten studerades av Trapani et al. (2008). Resultatet av studien visade att det fanns en optimal fyllnadsgrad, upp till vilken reningssgraden ökade med ökad andel bärare. Då optimal fyllnadsgrad överskreds minskade anläggningens reduktionskapacitet. Det konstaterades även att en fyllnadsgrad

kring 35 % var gynnsamt för reduktion av COD_{Cr} , medan en fyllnadsgrad på 66 % istället gynade nitrifikationsprocessen. Detta förklarades utifrån att vid 66 % fyllnadsgrad fanns en högre koncentration av långsamt växande nitrifierande bakterier i reaktionstanken (Trapani m. fl., 2008).

För god reningseffekt är det, utöver fyllnadsgrad av bärare och dess design, viktigt att inkommande vatten är tillräckligt näringsrikt och lättillgängligt för att gynna mikroorganismernas aktivitet. Även syrehalten i tanken är central, eftersom syre krävs i nedbrytningsprocessen. Slutligen är retentionstiden en viktig parameter för att mikroorganismerna ska hinna bryta ned det organiska materialet, varför flödet genom tanken inte bör vara för högt (Barwal och Chaudhary, 2014).

I tabellen nedan redovisas ungefärlig reningsgrad av BOD_7 och N_{tot} i en MBBR-anläggning. Reningsanläggningen har ingen teoretisk avskiljningsgrad av fosfor.

Tabell 7: Teoretisk avskiljningsgrad för behandling av kommunalt avloppsvatten i MBBR-anläggning (Barwal och Chaudhary, 2014)

Parameter	Avskiljningsgrad [%]
BOD	75-97
N_{tot}	40-85

Avskiljningsgraden av N_{tot} gäller för en reningsanläggning med gynnsamma förhållanden för nitrifikation och denitrifikation. Assimileras endast kvävet till biomassan, utan faktisk reduktion, kan endast en avskiljningsgrad på maximalt 35 % uppnås (Norsk Vann BA, 2009).

MBBR-tekniken ämnar rena avloppsvatten från organiskt material, men kan även under rätt förutsättningar reducera kvävehalten. Kvävereduktionen sker i två steg, en nitrifikationsprocess där ammonium omvandlas till slutprodukten nitrat, samt en denitrifikationsprocess där nitraten omvandlas till kvävgas som avgår till luften. Kvävecykeln är komplex, då nitrifikationsprocessen endast sker i en aerob miljö, medan en anaerob miljö är en förutsättning för att denitrifikation ska ske. För gynnsam kväverening kan olika uppställningar av MBBR-anläggningen väljas, exempelvis där oluftad tank för denitrifikation placeras före eller efter luftad tank (Ødegaard, 1999). Det finns olika för- och nackdelar med de olika uppställningarna. En fördenitrifikation kräver att nitrat recirculeras från luftad till oluftad tank. Denna metod medför en risk för att det recirkulerade vattnet är för syrerikt för att vara gynnsamt för denitrifikationsprocessen. Vidare är vattnet ofta kolfattigt, vilket därmed leder till lägre denitrifikationshastighet. Med efterdenitrifikation är risken för en syrerik miljö låg, däremot kräver denna uppställning tillsats av en extern kolkälla, eftersom lättnedbrytbart kol redan förbrukats i föregående tank. Om kol tillsätts bör dock denitrifikationsprocessen fungera önskvärt. Efterdenitrifikation är därför generellt enklare att styra än fördenitrifikation (Ødegaard, 1999).

Det finns olika teorier för hur en MBBR-anläggning bör utformas. Vanligast idag är att minst två MBBR-tankar placeras i serie (Karlsson, 2018). Att seriell drift är att föredra

kan argumenteras utifrån teorin kring en plugflödesreaktor (PFR) och kontinuerligt omblandad reaktor (CSTR). I en PFR sker ingen omblandning, utan en partikel lämnar tanken i samma följd som den kom in. Detta skapar en avtagande koncentrationsgradient genom tanken. Till skillnad från PFR är CSTR-tanken totalomblandad, vilket innebär att koncentrationsfördelningen är jämn över hela tanken, även om det kan vara svårt att uppnå i praktiken. En PFR anses vara den optimala reaktortypen, eftersom den på en mindre yta uppnår samma reningsresultat som en CSTR (Sperling, 2007).

En MBBR-tank är utformad som en CSTR, med konstant luftning eller omrörning. de Gooijer et al. (1996) undersökte det optimala driftsättet med CSTR-tankar och konstaterade att det inte finns ett alternativ som alltid är bäst utan man bör se till vatten och önskad reduktionsgrad. de Gooijer et al. konstaterade dock att det är önskvärt att ha en uppställning av CSTR-tankar som efterliknar en PFR, eftersom PFR kräver kortare uppehållstid för samma reningsresultat. En PFR kan efterliknas med oändligt många oändligt små CSTR i serie. En seriell drift av flera CSTR ger därför en generellt högre reduktionsgrad och lägre uppehållstid än en ensam CSTR (Gooijer m. fl., 1996).

Vidare kan det organiska materialets nedbrytbarhet användas för att avgöra hur driftuppställningen bör se ut. Generellt behövs endast en tank om materialet är lättnedbrytbart och två eller flera efterföljande tankar om halten svårnedbrytbart material är hög. Seriell drift innebär en allmänt högre reduktionsgrad, eftersom materialet bryts ned i flera steg. Att seriell drift rekommenderas för svårnedbrytbart material beror på att det ger en fördelning av specificerade mikroorganismer mellan tankarna, som i första tanken hanterar mer lättnedbrytbart material och i efterföljande tank blir nischade att hantera mer svårnedbrytbart material. Vid seriell drift blir dock uppehållstiden i respektive tank hälften så lång som vid parallell drift, vilket blir ett problem om belastningen blir för hög för att fullskalig nedbrytning ska hinna ske (Karlsson, 2018).

3.3 POLERSTEG OCH EFTERBEHANDLING

Vid behov av ytterligare rening av avloppsvattnet efter att det genomgått det huvudsakliga reningssteget kan fler reningssteg, så kallade polersteg, läggas till. Polersteg väljs utifrån vad som önskas reduceras. Exempel på ett vanligt kemiskt och mekaniskt reningssteg är kemisk fällning och skivfilter.

3.3.1 Kemisk fällning

Kemisk fällning är en vanlig typ av kemisk rening. Det används oftast som polersteg efter biologisk rening för att minska fosforhalten i utgående vatten. Förutom fosforreduktion kan ett kemiskt fällningssteg även användas för att separera metalljoner från vattenfasen till slamfasen. Utfällning av fosfor sker vid tillsats av järn- eller aluminiumsalter, då svårslösliga järn- respektive aluminiumfosfater (FePO_4 , AlPO_4) bildas. Utöver fosfaterna bildas även metallhydroxider i form av flockar på vattenytan, som fosfatpartiklarna därefter binder till. Utfällningsgraden är starkt pH-beroende. För fällning av fosfor med järn sker bäst fällning vid ungefär pH 5 och med aluminium vid ungefär pH 6. Vid optimala förhållanden nås en fosforreduktion på 80-90% i det kemiska reningssteget. Efter fällningen krävs dock ett mekaniskt reningssteg för att avskilja flockar och fosfater (Svenskt Vatten AB, 2013).

I en studie av Wang et al. (2006) undersöktes hur väl en MBBR-anläggning följt av kemiskt reningssteg kunde rena kommunalt spillvatten. Resultatet visade det kemiska reningssteget var effektivt för rening av fosfor, men inte hade någon effekt på vidare reduktion av BOD_7 , COD och N_{tot} . Reduktionsgraden av fosfor ökade med ökad koncentration av tillsatt kemikalie (Fe(II)). I reningsanläggningen uppnåddes en total fosforreduktion på 90,6 % med det kemiska reningssteget (Wang m. fl., 2006).

3.3.2 Skivfilter

Skivfilter är ett mekaniskt reningssteg. I ett skivfilter silas inkommande vatten genom filterbeklädda skivor, konstruerade på en långsamt roterande axel. Inuti axeln går en trumma som vattnet leds in i. Vattnet rinner ut ur trumman och genom skivfilterna, på vilka partiklarna fastnar. I och med att partiklar fastnar på filtret höjs vattennivån, vilket registreras av en sensor som automatiskt startar rotation och backspolning av filtret. Partiklar spolas av och leds vidare till slamhantering (Cour Jansen m. fl., 2006).

Skivfiltret är ett lättskött och kompakt reningssteg med stor filterarea per areaenhet (Veolia, u.å.). Med skivfilter som polersteg efter ett biologiskt reningssteg får det avskiljda vattnet normalt en halt suspenderat material på cirka 3-5 mg/l (Svenskt Vatten AB, 2013).

Skivfilters avskiljningskapacitet studerades på Sjölanda reningsverk i Malmö, där ett filter användes för att separera flockar som bildats i MBBR-process. Då inkommande vatten hade en partikelhalt på 10-55 mg SS/l kunde partiklar avskiljas med ett 10 μ m-filer så att utgående halt blev 2-5 mg SS/l. En analys av resultatet visade att de partiklar som var större än filteröppningen avskiljdes till 90% med skivfiltret, medan majoriteten av de mindre partiklarna passerade. Från detta fastslogs det att avskiljningsgraden huvudsakligen berodde på hur väl filtret rent mekaniskt stoppade partiklarna genom blockering. Avskiljningen kunde dock inte enbart förklaras utifrån detta, då även en viss del mindre partiklar blockerades samtidigt som en andel partiklar större än filteröppningen släpptes igenom. Det antogs att de mindre partiklarna blivit blockerade då filtret varit i drift viss tid och öppningarna börjat sätta igen. De större partiklarna som passerade förklarades utifrån en ojämn form som gjorde att de trots sin storlek kunde passera, alternativt att de bildats genom sammanslagning av mindre partiklar efter de passerat filtret. Utifrån resultatet drogs slutsatsen att skivfiltrets avskiljningsförmåga är beroende av hur starka flockarna är, ju starkare flockar desto högre avskiljningsgrad (Cour Jansen m. fl., 2006).

4 METOD

I detta avsnitt beskrivs den metod som använts vid provtagning av processavloppsvattnet samt vid modellering av reningseffekten. Även viktiga beräkningssteg förklaras.

4.1 PROVTAGNING

För att undersöka anläggningens reningseffekt utfördes dygnsprovtagning på aceton, TOC, BOD₇, N_{tot} och P_{tot} på inkommande och utgående processavloppsvatten vid de driftuppställningar som presenteras i avsnitt 4.2. För att utreda slammets föroreningsinnehåll analyserades både ofiltrerade och filtrerade vattenprover av BOD₇, N_{tot}, P_{tot}, samt metaller. För att få en förståelse för processavloppsvattnets sammansättning togs prover på glödningsrest och glödningsförlust. Utöver detta gjordes ett antal analyser av NH₄-N och kathon. För att utvärdera det utgående processavloppsvattnets sammanlagda toxicitet analyserades den hämmande effekten på bakterier, grönalger och kräftdjur med samma metod som användes i tidigare toxicitetutredning beskriven i avsnitt 2.2.1 Toxicitet. Samtliga provtagna parametrar redovisas i tabell 8.

Tabell 8: Provtagningsmetod och mätosäkerhet för respektive parameter, både filtrerade (filt) och ofiltrerade (ofil) prover. Mätosäkerheten angavs av laboratorie som utförde analys

Analysmetod	Parameter	Mätosäkerhet [%]
GC/FID	Aceton	-
SS-EN 1899-1	BOD ₇ (ofil, filt)	20
SS-EN 12260:2004	N _{tot} (ofil, filt)	15
SS-EN ISO 15681-2:2005	P _{tot} (ofil, filt)	10
SS-EN 1484 utg 1	TOC	15
ISO 15923-1:2013 B	NH ₄ -N	10
LC-MS/MS	Kathon	-
SS 028113-1	Torrsubstans	15
SS 028113-1	Glödningsförlust	15
SS 028113-1	Glödningsrest	15
ISO 17294	Pb (ofil)	26, 37*
ISO 17294	Pb (filt)	40, 63, 70*
ISO 17294	Cd (ofil)	90, 100*
ISO 17294	Cd (filt)	86, 100*
ISO 17294	Cu (ofil, filt)	15
ISO 17294	Cr (ofil)	15
ISO 17294	Cr (filt)	36
EN ISO 15587-2	Hg (ofil)	30
EN 1483	Hg (filt)	30
ISO 17294	Ni (ofil, filt)	15
ISO 17294	Zn (ofil)	18, 19, 22*
ISO 17294	Zn (filt)	117
ISO 11348	Toxicitet <i>Vibrio fischeri</i>	9
ISO 8692	Toxicitet <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	13
SS 02 81 80	Toxicitet <i>Daphnia magna</i>	19

**Mätosäkerhet angiven av laboratorie som utförde provanalys. Osäkerheten bestäms utifrån spridningen för metoden och bias från faktisk halt, då proven jämförs med kontrollprov i upprepade tester. Hantering av provet är ytterligare en faktor som vägs in i den totala mätosäkerheten. Osäkerheten är högre vid lägre halter, vilket ger att den kan variera för analys av samma ämne med samma metod.*

Provtagning utfördes på inkommande och utgående avloppsvatten med automatiska provtagare, vars provtagningsfrekvens ställdes in utifrån flöde och provvolym. Uttagna prover samlades upp i två separata behållare som förvarades i kylskåp tills proverna tömdes upp i uppmärkta flaskor. Samtliga prover togs ut som dygnsprov och skickades till laboratorium, där analys skedde enligt standardmetod. Metall-, kathon- och toxicitetsprover blandades till flödesproportionerliga veckoprover av laboratoriet, övriga analyserades som dygnsprov. De laboratorium som användes var ackrediterade för samtliga analyser, med undantag för analys av aceton och kathon där inget ackrediterat laboratorium kunde hittas och därmed ingen osäkerhet kan anges för dessa analyser.

Erhållna analysvar hanterades i Excel och MATLAB. Utförda beräkningar redovisas i avsnitt 4.4.

4.2 VAL AV DRIFTUPPSTÄLLNING

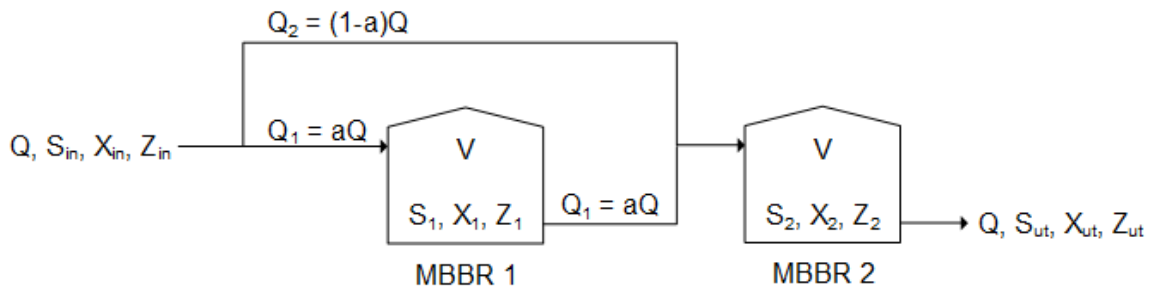
För att undersöka vilket driftförhållande som gav bäst reningseffekt utfördes provtagning under två perioder med olika driftuppställningar. De uppställningar som valdes för detta syfte var seriell drift med stegbeskickning samt total seriell drift.

Efter dessa provperioder utfördes en avslutande period, med syftet att undersöka anläggningens reningsresultat vid framtida belastning enligt tillståndsgiven produktionsmängd. Detta gjordes genom att endast en tank var i drift som tog emot det totala inkommande flödet, vilket skulle motsvara en ökad framtida belastning.

Förutom att praktiskt undersöka anläggningens reningseffekt utvärderades de olika driftuppställningarna teoretiskt genom modellering, se avsnitt 4.3.

4.2.1 PROVPERIOD 1: Stegbeskickning

I dagsläget drivs anläggningen i serie med stegbeskickning, där de båda tankarna beskickas med ca 40 % respektive 60 % av inkommande flöde, se figur 3. I den inledande provperioden undersöktes reningseffekten med denna driftuppställning genom provtagning av ämnen listade i tabell 8 under tre veckors tid.

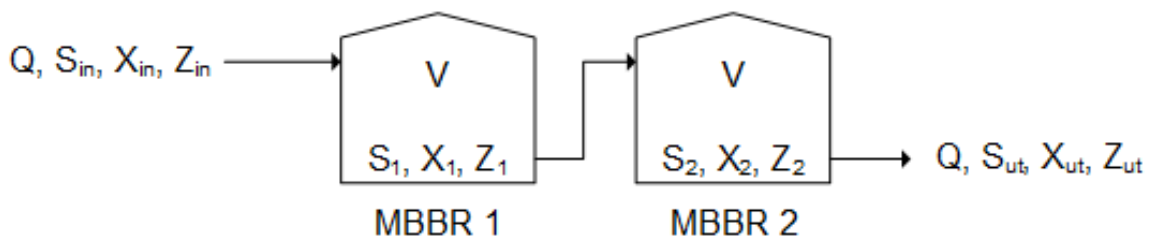


Figur 3: *Seriell drift med stegbeskickning. Uppställningen kördes med uppskattad fördelning $Q_1=40\%$ och $Q_2=60\%$ av det totala flödet Q*

Utöver provtagning för utvärdering av reningseffekten av aceton, TOC, BOD_7 , N_{tot} och P_{tot} användes denna period för att undersöka processavloppsvattnets faktiska föroreningsinnehåll. Detta innebar provtagning av kation och metaller, samt toxicitetstest. Även prover på NH_4-N togs för att undersöka eventuell nitrifikationshämmning.

4.2.2 PROVERIOD 2: Seriell drift

I den andra provperioden som pågick under två veckors tid undersöktes reningseffekten då tankarna var helt i serie. De parametrar som provtogs var aceton, BOD_7 , TOC, N_{tot} och P_{tot} . Under två dygn togs även prover på torrsubstans, glödningsförlust och glödningsrest för att undersöka vattnets sammansättning av organiska och inorganiska material.



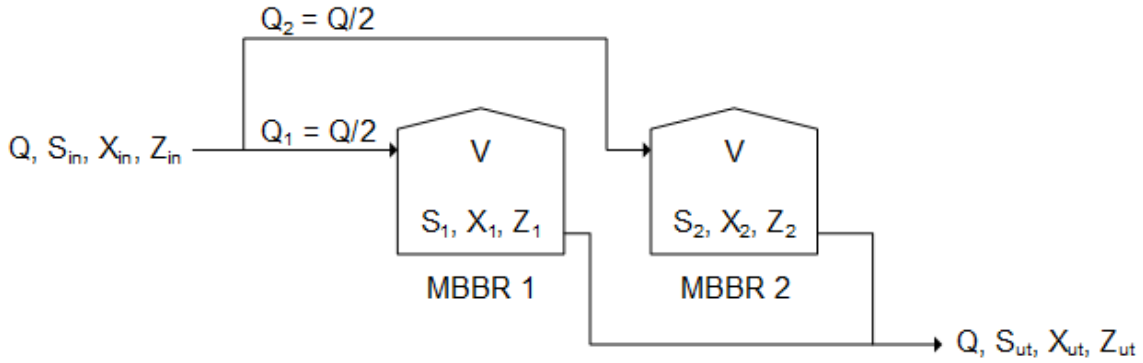
Figur 4: *Seriell drift av MBBR-anläggningen. Det totala flödet Q leds genom de båda reaktortankarna*

Ett argument varför seriell drift var en intressant uppställning att undersöka var att den troligtvis skulle gynna en utveckling av nischade mikroorganismer i de olika tankarna och därmed ge ett bättre reningsresultat. Flera totalomblandade tankar i serie (CSTR) går även mot att likna den optimala pluggflödesreaktor (PFR), se avsnitt 3.2 för teori.

4.2.3 PROVERIOD 3: Maxtest

I den sista provperioden undersöktes anläggningens framtida kapacitet vid en ökad produktionsnivå. Detta gjordes genom att stänga av den ena tanken medan den andra belastades med det totala inkommande flödet. Det ursprungliga syftet med provperioden var att se hur väl anläggningen skulle klara av en framtida belastning motsvarande tillståndsgiven mängd i produktionen. Enligt beräkningar skulle detta motsvara ett totalt

flöde på 200 m³/d, det vill säga 100 m³/d till vardera tank vid parallell drift. Det totala flödet till anläggningen var idag i medel ca 80 m³/d, vilket innebar att en fullständig maximal belastning inte kunde undersökas med dagens produktionsnivå. I stället undersöktes reningsanläggningens kapacitet då allt inkommande vatten transporterades till en tank för att se hur anläggningen klarade en hög belastning.



Figur 5: Parallell drift av MBBR-anläggningen. Under maxtestet var endast en av tankarna i drift, det vill säga $Q_1=Q$ och $Q_2=0$.

Provperioden kördes under två veckors tid och dygnsprov på BOD₇, TOC, N_{tot} och P_{tot} togs dagligen de båda veckorna.

4.3 MODELLERING

Modellering av de undersökta driftsätten gjordes för att se vad de olika uppställningarna enligt teorin skulle ge för reningsresultat. I modellen, som ursprungligen är utformad för aktivslamprocessen, antogs totalomblandade tankar (CSTR) samt att tillväxten av mikroorganismer i tankarna kunde beskrivas med monodkinetik. Ekvationerna som uttrycker reaktionsförloppet togs fram genom att göra massbalans över respektive tank (Ackumulation = Inflöde - Utflöde + Tillväxt - Avdödning). Modelleringen utfördes i datorprogrammet MATLAB med kod huvudsakligen hämtad från Molin (2018).

4.3.1 Seriell och parallel drift

Vid seriell och parallell drift kan systemet beskrivas enligt ekvationssystemet nedan då jämvikt (steady state) råder. Den specifika tillväxthastigheten, $\mu(S)$, uttrycker den biologiska tillväxten utifrån mängden substrat i tanken och avdödningsparametern b representerar mängden biomassa (X) som omvandlas till inert biomassa (Z). Förhållandet mellan inert biomassa och substratmängd uttrycks i f_p .

$$0 = \frac{dS}{dt} = - \left(\frac{\mu(S)}{Y} - (1 - f_p)b \right) X + \frac{Q(S_{in} - S)}{V}, \quad (1)$$

$$0 = \frac{dX}{dt} = (\mu(S) - b)X + \frac{Q(X_{in} - X)}{V}, \quad (2)$$

$$0 = \frac{dZ}{dt} = f_p b X + \frac{Q(Z_{in} - Z)}{V}. \quad (3)$$

Utbyteskonstanten Y är ett mått på mängd biomassa som bildas utifrån mängd förbrukat substrat och kan beskrivas med sambandet nedan.

$$Y = -\frac{dX}{dS} \quad (4)$$

Det finns flera uttryck för den specifika tillväxthastigheten. Utifrån antagandet att koncentrationen biomassa i inkommande flöde är noll kan $\mu(S)$ uttryckas.

$$\mu(S) = \frac{Q}{V} + b \quad (5)$$

Tillväxthastigheten kan även uttryckas genom förhållandet mellan $\mu(S)$ och den maximala specifika tillväxthastigheten μ_{max} , med den empiriskt framtagna monodfunktionen,

$$\mu(S) = \mu_{max} \frac{S}{K_S + S} \quad (6)$$

där halvmätnadskonstanten K_S är koncentrationen vid halva maximala tillväxthastigheten ($\mu/\mu_{max}=0,5$).

Då ekvationerna för utbyteskonstanten och den specifika tillväxthastigheten sätts in i ekvation (1) och (2) kan koncentrationen substrat, biomassa och inert material uttryckas.

$$S_1 = \frac{\left(\frac{Q}{V} + b\right) K_S}{\mu_{max} - \frac{Q}{V} - b}, \quad (7)$$

$$X_1 = \frac{QY}{Q + Vb(1 - (1 - f_p)Y)} (S_{in} - S_1), \quad (8)$$

$$Z_1 = \frac{V}{Q} f_p b X_1. \quad (9)$$

De beräknade värdena för S_1 , X_1 , Z_1 är koncentrationerna i tank 1. För seriell drift beräknades även utgående halt i tank 2 med hjälp av MATLABs inbyggda funktion *fsolve*, som löste differentialekvationerna (1), (2) och (3) med beräknade värden för S_1 , X_1 , Z_1 som inkommande halter.

4.3.2 Stegbeskickning

Beräkning av S_1 , X_1 och Z_1 i tank sker enligt ekvation (7)-(9), men med skillnaden att Q_1 används som inparameter istället för Q . Koncentrationerna av substrat, biomassa och inert material i tank 2 beskrivs enligt (10), (11) och (12) då massbalans görs över de båda tankarna.

$$0 = \frac{dS}{dt} = -\left(\frac{\mu(S)}{Y} - (1 - f_p)b\right)X + \frac{Q_2 S_{in}}{V} + \frac{Q_1 S_1}{V} - \frac{QS}{V}, \quad (10)$$

$$0 = \frac{dX}{dt} = (\mu(S) - b)X + \frac{Q_2 X_{in}}{V} + \frac{Q_1 X_1}{V} - \frac{QX}{V}, \quad (11)$$

$$0 = \frac{dZ}{dt} = f_p b X + \frac{Q_2 Z_{in}}{V} + \frac{Q_1 Z_1}{V} - \frac{QZ}{V}. \quad (12)$$

Q är det totala inkommande flödet medan Q_1 och Q_2 är de olika flöden som går in i tank 1 respektive 2.

För stegbeskickning gjordes, förutom en modell med den faktiska flödesfördelningen som rådde under provtagningsperioden, en modell som tog fram den optimala flödesfördelningen för att minimera utgående substrathalt. Detta minimeringsproblem löstes med MATLABs inbyggda funktion *fmincon*.

4.3.3 Parametervärden

I tabellen nedan presenteras värden på de inparametrar som användes i beräkningen. Maximal tillväxthastighet, avdödning, fraktion mellan inert biomassa och substrat och utbyteskonstanten valdes utifrån litteraturvärden (Jeppsson, 1996). Övriga parametrar var kända.

Tabell 9: *Inparametrar vid modellering av reningsresultatet vid de olika driftsuppställningarna*

Parameter	Värde
V	50 m^3
Q	$80 \text{ m}^3 \text{d}^{-1}$
S_{in}	$1,0 \text{ kgm}^{-3}$
X_{in}	0 kgm^{-3}
Z_{in}	0 kgm^{-3}
μ_{max}	$6,0 \text{ d}^{-1}$
K_s	$0,02 \text{ kgm}^{-3}$
b	$0,62 \text{ d}^{-1}$
Y	$0,67$
f_p	$0,08$

För Q användes ett beräknat medelflöde från tidigare provtagning och för inkommande substrathalt beräknades medelvärde för inkommande mängd BOD_7 . Vid modellering av parallell drift användes $Q/2$ ($= 40 \text{ m}^3 \text{d}^{-1}$), övriga parametrar var desamma vid samtliga körningar.

4.4 BERÄKNINGAR

I detta avsnitt beskrivs hur de mest centrala beräkningarna utfördes.

4.4.1 Avskiljningsgrad

Avskiljningsgraden för ofiltrerade och filtrerade prover beräknades enligt ekvation (13).

$$\text{Avskiljningsgrad } [\%] = \frac{Ink - Utg}{Ink} \cdot 100 \quad (13)$$

Ink och Utg är inkommande och utgående mängd (kg/d) av respektive ämne.

4.4.2 Andel i slam

Andel BOD_7 , N_{tot} , P_{tot} och metaller i slammet beräknades med ekvation (14).

$$\text{Andel i slam } [\%] = \frac{Utg_{ofilt} - Utg_{filt}}{Utg_{ofilt}} \cdot 100 \quad (14)$$

Utg_{ofilt} och Utg_{filt} är halten BOD_7 , N_{tot} , P_{tot} och metaller i ofiltrerade respektive filtrerade prover på utgående avloppsvatten.

4.4.3 Belastning och reduktionskapacitet

För att undersöka anläggningens belastning beräknades först inkommande mängd BOD_7 (kg) i filtrerade prover (Ink), som sedan användes för att beräkna belastningen enligt formel (15),

$$\text{Belastning } [g \text{ } BOD_7/m^2] = \frac{Ink \cdot 10^3}{25\,000} \quad (15)$$

där 25 000 m² är arean av bärarmaterialet beräknad från given kontaktyta 500 m²/m³ i tankarna med volym 50 m³. För stegbeskickning och seriell drift användes 25 000 m². För maxtest användes istället 12 500 m², då mängden bärare halverades och därmed även arean.

Reduktionskapaciteten beräknades på samma vis som belastning men istället för inkommande mängd BOD_7 användes mängd reducerad BOD_7 , som var differensen i kg BOD_7 mellan inkommande och utgående filtrerade prover.

4.4.4 Representation av genomsnittliga värden

I detta arbete utfördes provtagning dagligen under sju veckor, vilket gav en stor mängd data att sammanställa. För samtliga undersökta parametrar togs både medelvärden och medianvärden fram vid genomsnittliga sammanställningar. Generellt var differensen liten mellan de båda värdena, men medianvärdet ansågs ändå vara mest representativt då den data som erhållits ofta var spridd och innehöll flertalet extremvärden. Medianvärden redovisas därmed genomgående i rapporten då ett genomsnittligt värde anges.

4.5 LITTERATURSTUDIE

För att besvara frågeställningen vilka alternativ för slamavskiljning som skulle kunna vara aktuella för ökad avskiljningsgrad utfördes en litteraturstudie på ett par relevanta polersteg.

5 RESULTAT

I detta avsnitt redovisas resultat från provtagning och modellering. Resultaten är uppdelade under rubrikerna 5.1 Reningseffekt, 5.2 Slam och 5.3 Toxicitet för att besvara uppsatta frågeställningar.

5.1 RENINGSEFFEKT

Under denna rubrik presenteras resultat från provtagning och modellering för att besvara frågeställningen om anläggningens reningseffekt, samt under vilket driftförhållanden bäst reningseffekt erhålls. Även resultat för att besvara frågan om anläggningens förväntade framtida reningsresultat redovisas.

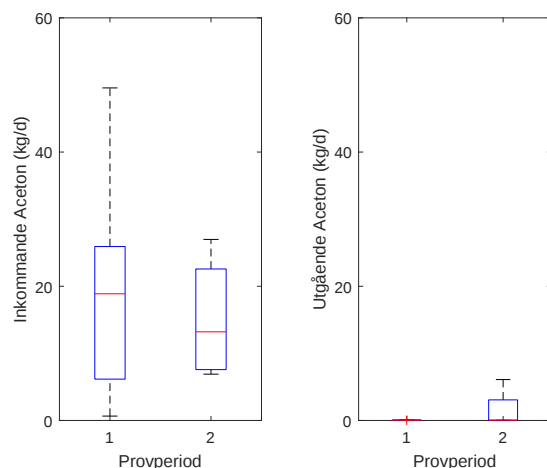
5.1.1 Provtagning

Nedan redovisas låddiagram för inkommande och utgående mängder av TOC och aceton i ofiltrerade prover, samt inkommande och utgående mängder av BOD_7 , N_{tot} och P_{tot} i ofiltrerade och filtrerade prover. I diagrammen finns resultat för stegbeskickning och seriell drift (provperiod 1 respektive 2). Mängderna är angivna i kilogram per dygn. I låddiagrammen motsvarar lådan den mittersta hälften av uppmätta värden, där medianen är markerad med en röd linje. Den undre och övre delen av lådan motsvarar den undre respektive övre kvartilen, medan de streckade linjerna visar max- och minvärden. De röda kryssen bortom de streckade linjerna är extremvärden som befinner sig mer än 1,5 gånger ifrån de yttre kvartilerna.

Utöver låddiagrammen presenteras två tabeller med sammanställning av medianvärden för utgående halter och mängder av ovan nämnda ämnen, samt avskiljningsgrad för ofiltrerade och filtrerade prover vid de olika driftuppställningarna.

Aceton

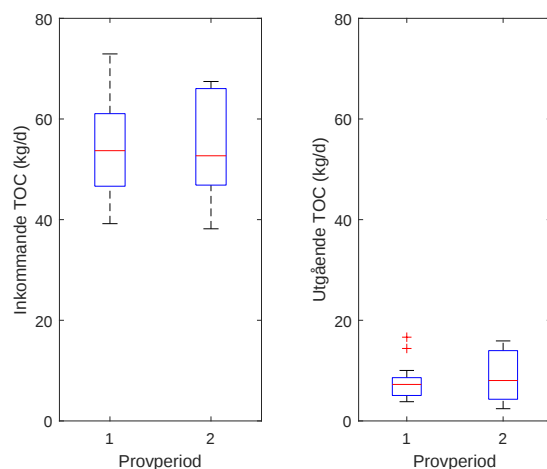
I figur 6 redovisas inkommande och utgående mängd aceton per dygn. Spannet för inkommande mängd var större vid stegbeskickning (provperiod 1), medan utgående mängd varierade mer vid seriell drift (provperiod 2). I det senare fallet beror det större intervallet på ett enskilt utstickande högt värde (6 kg/d) vid ett högre dygnsflöde, orsakat av den mänskliga faktorn. Utöver detta höga värde var utgående mängder 0,04 kg/d, vilket gav avskiljningsgrader på 99 % respektive 81 % för de båda perioderna, se tabell 10 och 11.



Figur 6: *Inkommande och utgående mängd aceton i ofiltrerade processavloppsvattenprover. Provperiod 1 redovisar förhållanden vid stegbeskickning och provperiod 2 vid seriell drift*

TOC

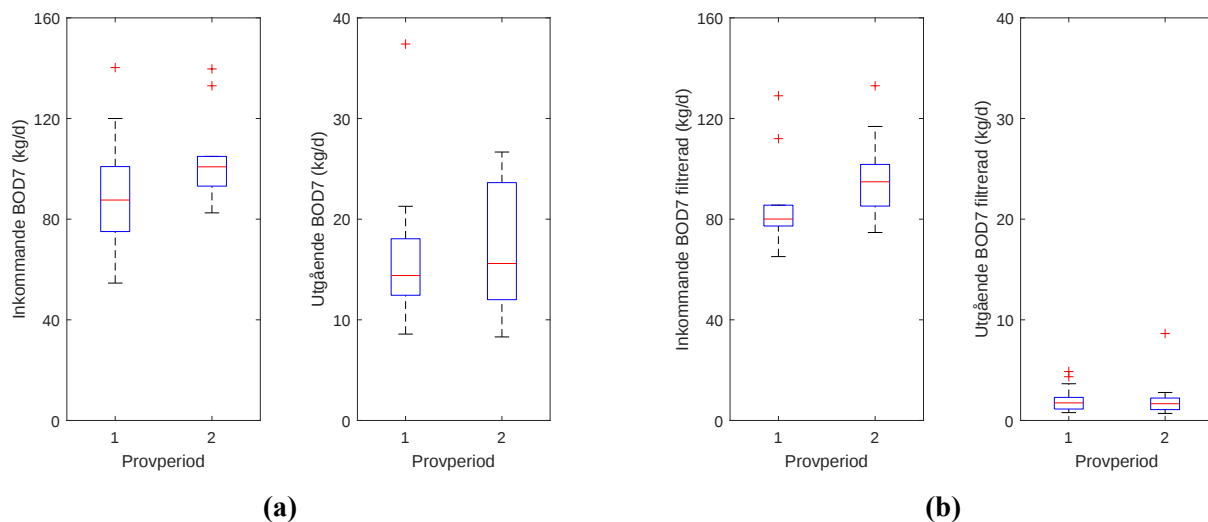
Låddiagram för inkommande och utgående mängd TOC per dygn visas i figur 7. Inkommande mängd var enligt medianvärde 54 kg/d vid stegbeskickning och 53 kg/d vid den seriell drift. Med en avskiljningsgrad på 87 % respektive 84 % gavs en utgående mängd på 8 kg/d vid de båda driftuppställningarna.



Figur 7: *Inkommande och utgående mängd TOC i ofiltrerade processavloppsvattenprover. Provperiod 1 redovisar förhållanden vid stegbeskickning och provperiod 2 vid seriell drift*

BOD₇

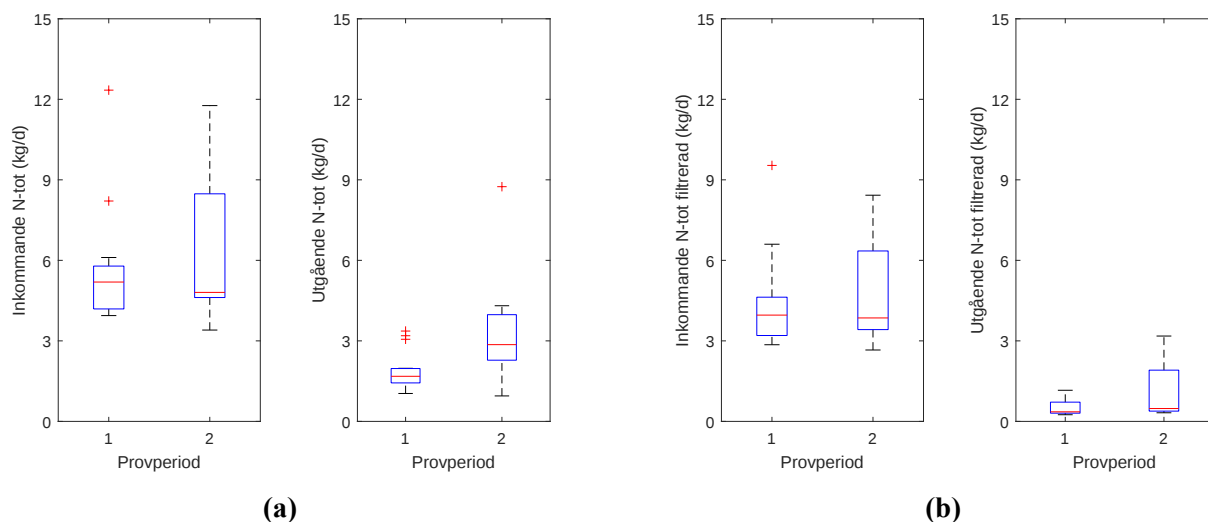
Utgående mängd BOD₇ i ofiltrerade och filtrerade prover vid stegbeskickning och seriell drift redovisas i figur 8a respektive 8b. Inkommande mängd var högre vid seriell drift, men en högre avskiljningsgrad vid seriell drift gav i princip samma medianvärden för utgående mängd vid de båda driftförhållandena (16 kg/d samt 14 kg/d). Spannet var dock högre vid seriell drift, både för inkommande och utgående mängder. Avskiljningsgraden var högre för filtrerade prover både vid stegbeskickning och seriell drift.



Figur 8: (a) BOD_7 ofiltrerade prover (b) BOD_7 filtrerade prover. Provperiod 1 redovisar förhållanden vid stegbeskickning och provperiod 2 vid seriell drift. Observera att y-axeln skiljer sig för inkommande och utgående diagram

N_{tot}

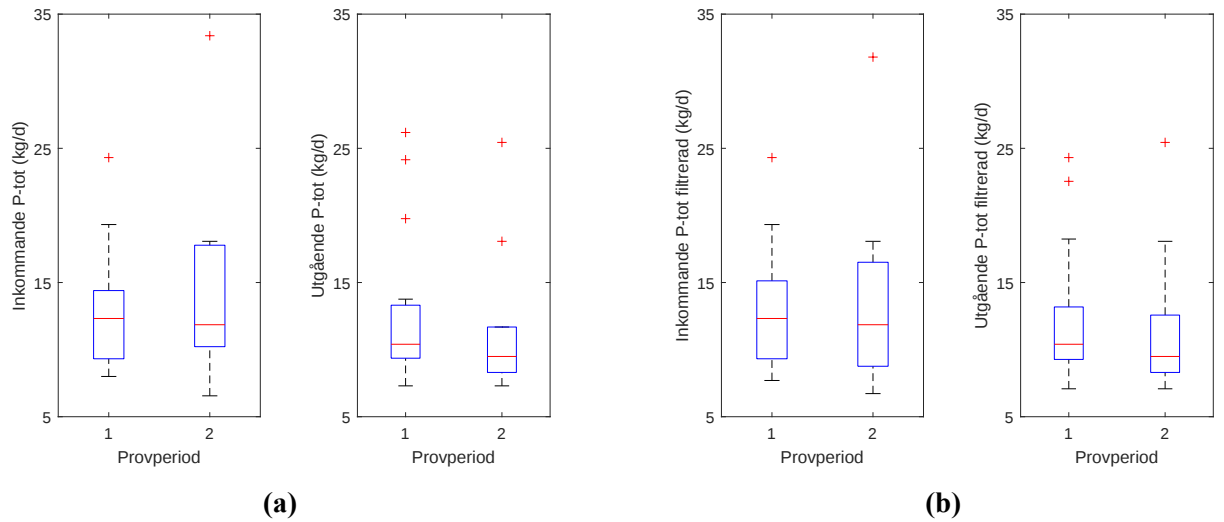
I tabell 9 redovisas inkommande och utgående mängd kväve för ofiltrerade (9a) och filtrerade (9b) prover. Kvävedoseringen ökades från 67 ml/m^3 till 75 ml/m^3 då halva perioden för seriell drift passerat, för att undersöka om kväve utgjorde en begränsande faktor. Detta gav en något lägre avskiljningsgrad för kväve vid seriell drift men utgående mängd var fortsatt liten, se tabell 10.



Figur 9: (a) N_{tot} ofiltrerade prover (b) N_{tot} filtrerade prover. Provperiod 1 redovisar förhållanden vid stegbeskickning och provperiod 2 vid seriell drift

P_{tot}

Gällande fosfor kan ingen betydande skillnad ses mellan inkommande och utgående mängder, varken för ofiltrerade eller filtrerade prover se figur 10. Avskiljningsgraden är mycket låg för båda provtyper.



Figur 10: (a) P_{tot} ofiltrerade prover (b) P_{tot} filtrerade prover. Provperiod 1 redovisar förhållanden vid stegbeskickning och provperiod 2 vid seriell drift

I tabell 10 redovisas provtagningsresultat för inkommande och utgående halter och mängder av aceton, TOC, BOD₇, N_{tot} och P_{tot}. Värdena som presenteras är medianvärden utifrån samtliga provtagningar. Antal prover som togs redovisas i tabellen.

Tabell 10: *Utgående halter och mängder av aceton, TOC, BOD₇, N_{tot} och P_{tot} per dygn, angivet som medianvärde (± mätosäkerhet). I tabellen redovisas antal prov som tagits för respektive parameter*

Parameter	Utgående halt [mg/l]	Utgående mängd [kg/d]	Antal prov [st]
Stegbeskickning			
Aceton	0,5*	0*	6
TOC	68 (± 10)	8 (± 1)	15
BOD ₇	160 (± 32)	14 (± 3)	15
N _{tot}	21 (± 3)	2 (± 0)	15
P _{tot}	130 (± 13)	10 (± 1)	15
Seriell drift			
Aceton	0,5*	0*	4
TOC	105 (± 16)	8 (± 1)	10
BOD ₇	170 (± 34)	16 (± 3)	10
N _{tot}	31 (± 5)	3 (± 0)	10
P _{tot}	110 (± 11)	9 (± 1)	10
Maxtest			
Aceton	125*	12*	4
TOC	215 (± 32)	20 (± 3)	10
BOD ₇	365 (± 73)	35 (± 7)	10
N _{tot}	35 (± 5)	3 (± 1)	10
P _{tot}	140 (± 14)	14 (± 1)	10

**Analys av aceton var ej ackrediterad, varför ingen mätosäkerhet kan anges.*

Fosforhalten i ett normalt hushållspillvatten (5,4 mg/l) överskreds för P_{tot} vid samtliga driftuppställningar. Störst utsläpp gavs vid maxtest då samtliga halter för ett normalt hushållspillvatten överskreds, förutom med avseende på N_{tot}. Det finns ingen signifikant skillnad i utgående halter och mängder mellan stegbeskickning och seriell drift. Vid utvärdering av resultatens noggrannhet bör mätosäkerheten samt antal prov tas med i bedömningen.

I tabell 11 presenteras avskiljningsgraden för ofiltrerade och filtrerade prover av aceton, TOC, BOD₇, N_{tot} och P_{tot}.

Tabell 11: Total avskiljningsgrad (ofiltrerade) och avskiljningsgrad för filtrerade prover (filt) vid stegbeskickning, seriell drift och maxtest

Parameter	Avskiljningsgrad [%]	Avskiljningsgrad (filt) [%]
Stegbeskickning		
Aceton	99	-
TOC	87	-
BOD ₇	83	97
N _{tot}	67	89
P _{tot}	6	9
Seriell drift		
Aceton	81	-
TOC	84	-
BOD ₇	84	98
N _{tot}	47	77
P _{tot}	16	13
Maxtest		
Aceton	-32	-
TOC	63	-
BOD ₇	67	83
N _{tot}	41	66
P _{tot}	-1	2

Det syns ingen signifikant skillnad för utgående avskiljningsgrader vid stegbeskickning och seriell drift. Högst avskiljningsgrad beräknades för aceton, TOC och BOD₇ medan den lägsta avskiljningsgraden beräknades för fosfor. Vid maxtest ges en lägre avskiljningsgrad jämfört med övriga uppställningar.

Avskiljningsgrad för aceton vid maxtest beräknades till -32 % och tyder på att aceton skulle ansamlas i reningsanläggningen, vilket inte är rimligt. Att avskiljningsgraden för fosfor är -1 % tyder på att fosfor återfinns i löst form i avloppsvattnet och att ingen avskiljning sker i det biologiska reningssteget.

Vid dimensionering antogs att bärarna hade kapacitet att reducera 5 g BOD₇/m². Den uppmätta reduktionen vid stegbeskickning och seriell drift var dock lägre, detta på grund av att dagens inkommande belastning inte nådde upp till 5 g BOD₇/m², se tabell 12. Vid maxtest var medianvärdet för inkommande belastning 8,2 g BOD₇/m², vilket gav en reduktionskapacitet på 6,9 g BOD₇/m².

Tabell 12: *Anläggningens belastning definierad utifrån mängd BOD₇ i inkommande filtrerade prover, samt bärarmaterialets reduktionskapacitet vid stegbeskickning, seriell drift och maxtest*

Driftuppställning	Belastning [g BOD ₇ /m ²]	Reduktion [g BOD ₇ /m ²]
Stegbeskickning	3,4	3,4
Seriell drift	3,9	3,8
Maxtest	8,2	6,9

5.1.2 Modellering

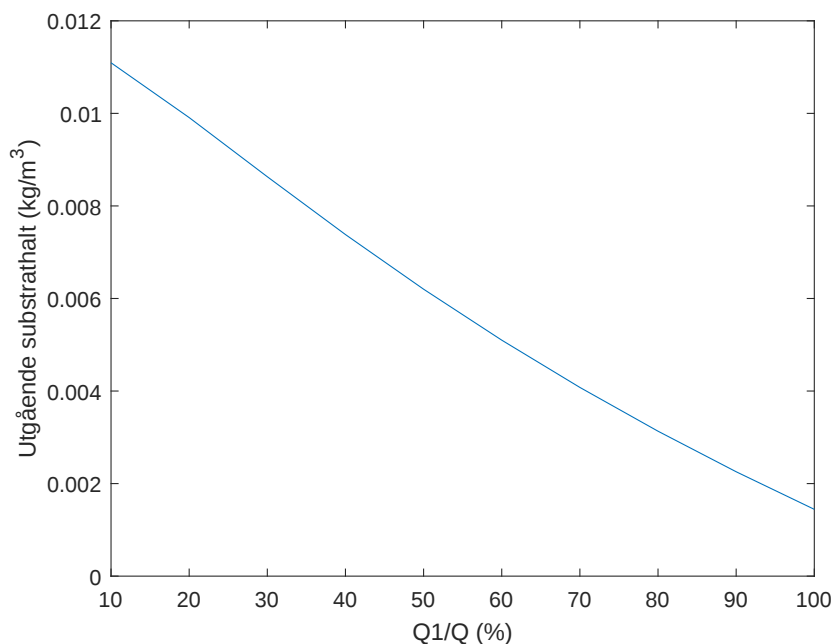
Vid modellering av reningseffekten vid stegbeskickning, seriell och parallell drift erhöles utgående substrathalter i tabell 13 då inparametrar angivna i tabell 9 användes.

Tabell 13: *Resultat vid modellering av stegbeskickning, seriell och parallell drift*

Driftuppställning	S_{ut} [mg/l]
Stegbeskickning	5,1
Seriell drift	1,4
Parallell drift	6,2

Beräknade värden för utgående substrathalt motsvarar inte den faktiska uppmätta halten av biologiskt material. Modelleringsresultatet kan tolkas som en indikation på vilken driftuppställning som teoretiskt sett bör ge lägst utgående substrathalt, snarare än faktiska värden på utgående halt vid respektive driftuppställning.

Vid minimering av utgående substrathalt gav modellen flödesfördelningen $Q_1=80$ m³/d och $Q_2=0$ m³/d för minimal utgående substrathalt $S_{ut}=1,4$ mg/l. Seriell drift är därmed det driftsätt som enligt teorin bör användas för att nå optimal reningseffekt. I figur 11 redovisas hur utgående substrathalt varierar med flödesfördelningen. 100 % Q_1/Q motsvarar seriell drift och ger den lägsta utgående substrathalten.



Figur 11: Utgående substrathalt mot fördelningen av inkommande vatten $Q1/Q$ (%). 100% motsvarar seriell drift, vilket gav lägst utgående substrathalt

5.2 SLAM

I detta avsnitt presenteras resultat på utförda slamanalyser för att besvara frågeställningarna om slammets föroreningsinnehåll och avskiljningsalternativ för ytterligare rening.

I tabell 14 listas utgående metallhalt i slammet. Samtliga metallhalter låg under definierade gränsvärden, se tabell 6.

Tabell 14: Uppmätta metallhalter i slammet ($\pm$ mätosäkerhet)

Parameter	Utgående halt [$\mu\text{g/l}$]
Pb	0,2*
Cd	0,0*
Cr	2,7 ($\pm$ 0,4)
Ni	1,5 ($\pm$ 0,2)
Cu	28,6 ($\pm$ 4,3)
Zn	16,2*
Hg	0,0 ($\pm$ 0)

*Varierande mätosäkerhet, se tabell 8

5.2.1 Polersteg

I tabell 15 redovisas andel av totala mängden BOD_7 , N_{tot} , P_{tot} och metaller som återfinns i slammet, vilket är relevant för att utvärdera vilket typ av polersteg som skulle kunna bidra till ökad avskiljningsgrad av listade parametrar.

Tabell 15: Andel av totalhalten BOD_7 , N_{tot} , P_{tot} och metaller i slammet

Parameter	Andel i slam [%]
BOD_7	88
N_{tot}	71
P_{tot}	2
Pb	41
Cd	-2
Cr	91
Ni	27
Cu	85
Zn	91
Hg	0

Slammet innehåller största delen av utgående halt BOD_7 , N_{tot} , Cr, Cu och Zn. För dessa skulle mekanisk slamavskiljning, exempelvis i form av skivfilter, kunna användas för att öka avskiljningsgraden. Dessa parametrar har dock en utgående halt motsvarande eller under halten i normalt hushållsspillvatten och ytterligare avskiljning är därmed inte motiverad.

En negativ andel Cd i slammet är möjlig eftersom skillnaden mellan ofiltrerade och filtrerade prover ligger inom analysens mätosäkerhet.

Avskiljningsgraden av fosfor måste öka för att utgående halt ska motsvara normalt hushållsspillvatten, då det idag släpps ut ca 135 mg/l istället för 5,4 mg/l, se tabell 10. I tabell 15 kan det tydas att endast en liten del fosfor binds i slammet medan det mesta finns i vattnet i löst form. För att reducera fosfor krävs kemisk utfällning för att bilda flockar som sedan kan avskiljas, exempelvis med ett skivfilter. Kemisk fällning skulle teoretiskt sett kunna ge en fosforreduktion på 90,6% medan skivfiltrets avskiljningskapacitet beror på flockarna och skivfiltrets storlek, se avsnitt 3.3.1 och 3.3.2.

5.3 TOXICITET

En toxicitetsanalys av processavloppsvattnet gjordes för att besvara frågeställningen om processavloppsvattnets toxiska innehåll. Toxicitet analyserades mot bakterien *Vibrio fischeri*, grönalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* och kräftdjuret *Daphnia magna*.

Tabell 16 listar resultaten för toxicitetsanalys mot bakterien *Vibrio fischeri*. Koncentrationen av processavloppsvattnet som är toxisk för 20 % (EC_{20}) respektive 50 % (EC_{50}) av mikroorganismerna, samt hämning vid 100% provtillsats uppmättes efter 5, 15 och 30 minuter inkuberingstid. Negativ hämning betyder att hämningen var högre i kontrollprov än i analysprovet. Resultatet visar försumbar toxicitet mot bakterierna.

Tabell 16: Uppmätt toxicitet i utgående biologiskt behandlat avloppsvatten på den luminiserande bakterien *Vibrio fischeri*, efter 5, 15 och 30 minuter inkuberingstid

Inkuberingstid [min]	EC ₂₀ [%v/v]	EC ₅₀ [%v/v]	Hämning vid 100 %v/v provinblandning [%]
Provvecka 1			
5	>100	>100	-0,1
15	>100	>100	-21,3
30	>100	>100	-14,5
Provvecka 2			
5	>100	>100	2,1
15	>100	>100	-15,1
30	>100	>100	-11,8
Provvecka 3			
5	>100	>100	1,6
15	>100	>100	-17,9
30	>100	>100	-15,1

Vid toxicitetsanalys mot grönalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* påvisade resultatet måttlig toxicitet mot grönalgen, se tabell 17.

Tabell 17: Uppmätt toxicitet i utgående biologiskt behandlat avloppsvatten på grönalgen *Pseudokirchneriella subcapitata*. Lowest Ineffective Dilution (LID) är den högsta koncentrationen då hämningen är lägre än 5 % och kan ses som ett så kallat nolleffektsvärde

Vecka	LID [%v/v]	EC ₁₀ [%v/v]	EC ₅₀ [%v/v]
Provvecka 1	2,8	5,6	23,2
Provvecka 2	2,8	5,0	31,9
Provvecka 3	2,8	5,7	25,9

Toxicitetsanalys för kräftdjuret *Daphnia magna* gjordes som ett samlingsprov för de tre veckorna då provtagning utfördes. Analyssvaren visade att toxiciteten var låg mot *Daphnia magna* med LID-värde 45 (%v/v) och EC₅₀ > 90, både efter 24 och 48 timmar.

Vid analys av kathon var halten både i inkommande och utgående processavloppsvatten under detektionsgränsen 10 µg/l.

Metallhalten i processavloppsvattnets klarfas redovisas i tabell 18. Uppmätta halter är under angivna gränsvärden (tabell 6) och bör inte medföra någon toxisk effekt på miljön vid utsläpp.

Tabell 18: Metallhalter ($\pm$ mätosäkerhet) i utgående avloppsvatten, uppmätt i filtrerade vattenprover

Parameter	Utgående halt [$\mu\text{g/l}$]
Pb	0,4*
Cd	0,0*
Cr	0,3 ($\pm$ 0,1)
Ni	4,0 ($\pm$ 0,6)
Cu	5,1 ($\pm$ 0,8)
Zn	1,5 ($\pm$ 1,8)
Hg	0,1 ($\pm$ 0,0)

*Varierande mätosäkerhet, se tabell 8

5.3.1 Åtgärder för minskad miljöpåverkan

Utförda toxicitetsanalyser på utgående processavloppsvatten visade att toxiciteten var försumbar respektive låg mot bakterier och kräftdjur, men måttligt toxisk mot grönalger. Vid analys av vattnet uppmättes dock inga skadliga halter av varken kathon, aceton eller metaller.

För att få mer kunskap om processavloppsvattnets sammansättning utfördes analys av torrsubstans, glödningsrest och glödningsförlust, se tabell 19 nedan.

Tabell 19: Uppmätt torrsubstans, glödningsförlust och glödningsrest i processavloppsvattnet ($\pm$ mätosäkerhet)

Torrsubstans [mg/l]	Glödningsförlust [mg/l]	Glödningsrest [mg/l]
2 700 ($\pm$ 405)	600 ($\pm$ 75)	2 100 ($\pm$ 315)
3 300 ($\pm$ 495)	500 ($\pm$ 90)	2 800 ($\pm$ 420)

Utifrån dessa resultat kan det tydas att processavloppsvattnet till största del består av inorganiska ämnen, då glödningsresten utgör den största andelen av torrsubstansen. Denna kunskap kan användas för att se till möjliga åtgärder att minska miljöpåverkan från TFS ID Uppsala.

6 DISKUSSION

I detta avsnitt diskuteras de resultat som presenterats i föregående avsnitt. Diskussionen är uppdelad på samma sätt som resultatdelen med underrubrikerna 6.1 Reningseffekt, 6.2 Slam och 6.3 Toxicitet, för att besvara uppsatta frågeställningar. Förutom resultat diskuteras även framtida studier under avsnitt 6.4.

6.1 RENINGSEFFEKT

Detta avsnitt är uppdelat i flera underrubriker. Under 6.1.1 Provtagning diskuteras reningseffekten utifrån erhållna provtagningsresultat. Frågeställningen vilket driftförhållande som ger bäst reningseffekt diskuteras under 6.1.2 Rekommenderad driftuppställning utifrån provtagnings- och modelleringsresultat. Slutligen diskuteras anläggningens förväntade framtida reningsresultat i avsnittet 6.1.3 Framtida reningsresultat.

6.1.1 Provtagning

Reningseffekten med avseende på aceton, TOC, BOD_7 , N_{tot} och P_{tot} varierade mellan de olika driftuppställningarna. Provtagningsresultaten visade att skillnaden i avskiljningsgraderna för stegbeskickning och seriell drift var liten, vilket ger att det inte går att fastslå vilken driftuppställning som ger bäst reningseffekt. Om belastningen ökar är det möjligt att skillnaden i reningseffekt mellan de olika uppställningarna skulle bli tydligare, då processen måste utnyttjas mer effektivt, men detta kräver vidare undersökning.

Nedan diskuteras reningseffekten för respektive ämne i ordningsföljden aceton, TOC, BOD_7 , N_{tot} och P_{tot} .

Aceton

Aceton är en biologiskt lättnedbrytbar kemikalie, vilket understryks av de höga avskiljningsgraderna för stegbeskickning och seriell drift på 99 respektive 81 %, se tabell 11. Utgående mängd aceton var under detektionsgräns vid samtliga mätningar under de båda driftuppställningarna med undantag för ett tillfälle vid seriell drift då 6 kg/d uppmättes, se tabell 10. Detta utstickande värde kan förklaras utifrån ett extremt högt flöde orsakat av en spolning som av misstag lämnats igång. Den höga utgående mängden aceton bör därmed inte kopplas till den specifika driftuppställningen. Då anläggningen driftades på korrekt vis gavs fullgod rening av aceton med dagens belastning.

Den lägre reningseffekten vid det högre flödet kan kopplas till provperiod 3, då anläggningens framtida reningseffekt undersöktes utifrån en ökad belastning på en av MBBR-tankarna. Då denna provperiod kördes, med ett dubbelt så högt flöde på enskild tank, var median av utgående acetonmängd 12 kg/d, vilket är en signifikant ökning från tidigare 0 kg/d. Detta resultat tyder på att vid ett dubbelt så stort flöde är uppehållstiden i tankarna inte tillräcklig för att mikroorganismerna ska kunna bryta ned inkommande aceton i samma utsträckning. Avskiljningsgraden vid maxtest beräknades till -32 % och antyder att mängden aceton skulle ökat i tankarna, vilket inte är rimligt. En teori är att den höga belastningen vid maxtestet gjorde att aceton från föregående dygn inte hann brytas ned till nästkommande produktionsdag, varför utgående vatten då uppmätte en

högre acetonhalt än inkommande vatten. Alternativt kan den negativa avskiljningsgraden troligtvis förklaras genom misstag vid rapportering till eller från det laboratorium som utfört provanalysen. Laboratoriets analysmetod för aceton var dessutom inte akkrediterad och det är därför svårt att bedöma osäkerheten i erhållet analysvar.

Spridningen i inkommande aceton är relativt stor, särskilt vid stegbeskickning då den varierar mellan 1-50 kg/d. Spridningen kan förklaras utifrån produktionen, då antalet aktiveringssteg som utförs per dag varierar. De dagar då fler aktiveringssteg utförts syns en direkteffekt på inkommande acetonmängd. Se figur 1 för produktionsschema.

TOC

Avskiljningsgraden för TOC var hög både vid stegbeskickning och seriell drift (87 % respektive 84 %). Utifrån dessa resultat går det inte att säga vilken driftuppställning som ger bäst reningseffekt, då avskiljningsgraderna är mycket lika. Det finns dessutom en viss osäkerhet i resultatet, då laboratoriet har angett 15 % mätosäkerhet vid analys av TOC enligt tabell 8. Det kan dock fastslås att reningseffekten med avseende på TOC är fullgod med dagens belastning, oavsett driftuppställning.

Då framtida reningsresultat undersöktes genom maximal belastning på enskild tank erhöles en märkbart lägre avskiljningsgrad på 63 % och den utgående mängden var 20 kg/d istället för 8 kg/d som varit fallet vid stegbeskickning och seriell drift. På samma sätt som vid rening av aceton tyder detta på att uppehållstiden var för kort för att mikroorganismerna skulle hinna bryta ned inkommande TOC.

Utifrån låddiagrammen i figur 7 kan det tydas att stegbeskickning har ett större spann mellan min- och maxvärden i inkommande mängd än seriell drift, samt två extremvärden i efterföljande låddiagram för utgående mängd. Det stora spannet visar en varierad inkommande belastning vilket inte är optimalt för MBBR-anläggningen, som ger bäst rening vid en jämn belastning. Extremvärdena i utgående mängd skulle kunna bero på variation av inkommande processavloppsvatten.

BOD₇

Enligt teorin bör en MBBR-anläggning kunna ge en avskiljningsgrad för BOD₇ mellan 75-97 %, se tabell 7. Utifrån provtagningsresultaten uppnås detta reningsresultat vid både stegbeskickning och seriell drift, med 83 % respektive 84 %. Resultaten är för lika för att någon slutsats kring vilken driftuppställning som ger bäst reningseffekt skulle kunna fattas. Mätosäkerheten är enligt laboratoriet 20 % vid analys av BOD₇, vilket ytterligare reducerar skillnaden mellan resultaten. Dessutom var antalet prover begränsade (15 respektive 10 st, se tabell 10), vilket gör det svårt att säga något med statistisk säkerhet.

Avskiljningsgraden för filtrerade prover var desto högre, 97 % vid stegbeskickning och 98 % vid seriell drift. Detta tyder på att i princip allt BOD₇ i utgående avloppsvatten återfinns i bunden form i slammet och därmed avlägsnas effektivt vid filtrering, exempelvis med hjälp av skivfilter.

Vid dimensionering gjordes antagandet att bärarmaterialet skulle ge en reduktionskapacitet på 5 g BOD₇/m². Det är dock svårt att uttala sig om detta antagande är rimligt, eftersom inkommande belastning idag underskrider 5 g BOD₇/m² och reduktionen därmed endast når upp till 3,4 respektive 3,8 g BOD₇/m² för stegbeskickning respektive seriell drift, se tabell 12. Seriell drift ger en marginellt högre reduktionsgrad, men med en mätosäkerhet på 20 % för BOD₇ går det inte att fastslå någon betydande skillnad för de båda driftuppställningarna. Gällande maxtest var inkommande belastning 8,2 g BOD₇/m², vilket gav en reduktion på 6,9 g BOD₇/m² och överskrider den antagna reduktionskapaciteten på 5 g BOD₇/m². Detta är en indikation på att MBBR-anläggningen är välfungerande, även om inte reningen är tillräcklig för samtliga ämnen.

Ett normalt hushållspillvatten bör enligt Uppsala Vatten inte överskrida BOD₇-halten 170 mg/l. Medianvärdet på utgående halt för stegbeskickning och seriell drift var 180 respektive 170 mg/l för ofiltrerade prover, se tabell 10. De filtrerade proverna hade BOD₇-halterna 19 mg/l och 18 mg/l, det vill säga betydligt lägre (se *Appendix B* tabell B1). Detta innebär att den största mängden BOD₇ återfinns bundet i slammet och utgående halt skulle kunna reduceras betydligt om ett filtrerande polersteg installerades som komplement till MBBR-anläggningen.

N_{tot}

Avskiljningsgraden för kväve beräknades till 67 % vid stegbeskickning och 47 % vid seriell drift. Dessa värden skiljer sig relativt mycket åt, men ligger båda inom intervallet 40-85 % som enligt teorin borde uppnås i en MBBR-anläggning med kväverening, se tabell 7. Hade kväve endast assimilerats till biomassan hade en reduktionsgrad på maximalt 35 % kunna uppnås (Norsk Vann BA, 2009). MBBR-anläggningen kan därför antas ha en fungerande kväverening. Avskiljningsgraden för filtrerade prover var märkbart högre, 89 % för stegbeskickning och 77 % för seriell drift. Detta tyder på att kvävet till största del är bundet till biomassan och därmed kan avskiljas vid ett avskiljande polersteg.

Det finns inte tillräckligt mycket kväve i inkommande processavloppsvattnet för att gynna mikroorganismernas aktivitet och kväve måste därför tillsättas i utjämningsstanken. För att utesluta kväve som begränsande faktor för reningseffekten ökades kvävedoseringen från 67 mg/m³ till 75 mg/m³ då halva provperioden för seriell drift passerat. Detta resulterade i att utgående mängd kväve ökade något, vilket kan ses i skillnaden på utgående mängd för stegbeskickning och seriell drift i figur 9. Det skulle även kunna vara en anledning till varför avskiljningsgraden är lägre under den seriella driften. Utgående mängd kväve är dock fortfarande låg efter ökning av kvävedosering, vilket indikerar att kvävetillsatsen skulle kunna ökas ytterligare för att säkerställa att kvävet inte är en begränsande faktor för mikroorganismernas nedbrytningskapacitet. Att kvävedoseringen höjdes under den seriella driften kan även förklara varför denna period visar större spridning på inkommande kväve än vad stegbeskickning gör.

Mätosäkerheten för analys av kväve angavs av laboratorie till 15 %, vilket inte får någon större betydelse på uppmätt utgående mängd kväve på 2-3 kg/d för de båda

driftuppställningarna, se tabell 10. Medianvärden för utgående halt kväve var 18 mg/l och 31 mg/l vid stegbeskickning respektive seriell drift, vilket är lägre än 44 mg/l som accepteras som ett normalt hushållspillvatten. Det krävs därmed inget polersteg för att ytterligare reducera kväve.

Utgående kvävehalt är högre på helgerna än på vardagarna, se *Appendix A* figur A2. Detta kan förklaras utifrån att produktionen går ned under helgerna, vilket ger en lägre inkommande halt BOD_7 till anläggningen (*Appendix A* figur A1). I och med att inkommande halt BOD_7 minskar förbrukar mikroorganismerna mindre kväve, då det inte finns samma mängd biologisk material att bryta ned. För att reducera utgående kvävehalt skulle kvävedoseringen kunna regleras efter produktionsmönstret, det vill säga ställa in en högre dosering under vardagar än på helger.

Nitrifikationsprocessen är en central del av kvävereduktionen. För att nitrifikation ska ske krävs en tillräcklig syretillgång. Från analys av NH_4-N vid stegbeskickning och seriell drift kan slutsatsen dras att nitrifikationsprocessen i MBBR-anläggningen är god, då utgående halter av ammoniumkväve är låga (*Appendix B* tabell B2). Syretillförseln bör därmed vara tillräcklig för nitrifierande bakterier. Detta tyder även på att processavloppsvattnet inte innehåller skadliga halter av cyanid, vilket är en nitrifikationshämande kemikalie.

P_{tot}

Fosfor är det ämne med lägst avskiljningsgrad i MBBR-anläggningen, vilket är tydligt i figur 10 där endast en marginell minskning av mängden P_{tot} syns från inkommande till utgående. Eftersom båda låddiagram ligger inom samma spann, samt att många extremvärden redovisas för de båda provperioderna, kan inte någon slutsats dras kring om någon drift ger bättre reningsresultat. Dessutom var mätosäkerheten vid analys av fosfor 10 % enligt laboratorium, vilket också bidrar till en osäkerhet kring resultaten.

Ett normalt hushållspillvatten bör, som tidigare nämnts, inte ha en fosforhalt som överskrider 5,4 mg/l. Medianvärdet för fosforhalten var vid stegbeskickning 130 mg/l och vid seriell drift 110 mg/l (tabell 10), vilket är betydligt högre än uppsatt riktvärde. För att kunna minska halten fosfor i utgående avloppsvatten skulle ytterligare reningssteg behövas.

Vid jämförelse av låddiagrammen för ofiltrerade (figur 10a) och filtrerade prover (figur 10b) kan ingen märkbar skillnad ses. De beräknade avskiljningsgraderna för stegbeskickning och seriell drift var för ofiltrerade prover 6 % respektive 16 %, och för filtrerade prover 9 % respektive 13 %. Att avskiljningsgraden är högre vid ofiltrerade än filtrerade prover vid seriell drift är märkligt, eftersom den låga andel fosfor som avskiljs borde vara den bunden till biomassan. För ofiltrerade prover borde avskiljningsgraden istället ligga nära 0 %. Den fosfor som finns i avloppsvattnet är i löst form, vilket bör vara en utgångspunkt vid val av polersteg för att avskilja fosfor.

6.1.2 Rekommenderad driftuppställning

För att besvara under vilket driftförhållande som bäst reningseffekt erhålls jämförs i detta avsnitt provtagnings- och modelleringsresultat med avseende på reduktion av BOD₇ och utgående substrathalt.

I tabell 12 redovisas de olika reduktionsvärdena för driftuppställningarna. Utifrån dessa värden uppnår seriell drift en marginellt högre reduktionskapacitet (3,8 g BOD₇/m²) än stegbeskickning (3,4 g BOD₇/m²). Stegbeskickningen har dock en högre belastning och skillnaden i reduktionsgrad är minimal. Med en mätosäkerhet på 20 % går det inte att säga att en driftuppställning är bättre än den andra utifrån detta resultat. En teori varför ingen direkt skillnad i reningsgrad kan ses mellan de två driftuppställningarna är att mikroorganismerna inte hinner ställa om sig mellan provperiod 1 (stegbeskickning) och provperiod 2 (seriell drift). En anledning till varför seriell drift enligt teorin borde vara bättre är att mikroorganismerna skulle bli mer nischade i de båda tankarna och därmed kunna hantera mer svårnedbrytbart material. Det är möjligt att ett annat resultat hade kunnat påvisats om uppehållstiden mellan provperioderna hade varit längre.

Utifrån modelleringsresultaten redovisade i tabell 13 gav seriell drift även här bäst resultat, med lägst utgående substrathalt (1,4 mg/l), följt av stegbeskickning (5,1 mg/l) och slutligen parallell drift (6,2 mg/l). Seriell drift är här betydligt bättre, medan stegbeskickning och parallell drift i princip är likvärdiga.

Den optimala flödesfördelningen undersöktes med hjälp av modellering av hur utgående substrathalt varierade med flödesfördelningen mellan Q₁ och Q₂. I figur 11 kan det avläsas att lägst utgående substrathalt erhöles då Q₁ var 100 % av det totala flödet Q, vilket motsvarar seriell drift. Högst utgående substrathalt gavs då Q₁ går mot noll, vilket i praktiken skulle innebära att det totala flödet Q skulle motsvara Q₂ och därmed ledas in i enbart tank 2.

Det huvudsakliga resultatet, att seriell drift ger bäst reningseffekt med avseende på BOD₇, är det samma både utifrån provtagnings- och modelleringsresultat. Både provtagningen och modelleringen innehåller osäkerheter och antaganden, vilket gör att resultatens noggrannhet bör diskuteras.

Provtagningen innefattar en viss mätosäkerhet samt avrundningar vid beräkning av medelvärden för reduktionskapacitet. Antalet prover som togs var dessutom begränsat, vilket ger att resultaten inte har en hög statistisk säkerhet. Vidare kan även driftförhållandena, så som mängden luft i MBBR-tankarna, ha varierat vid de olika provperioderna och skapat olika gynnsamma miljöer för mikroorganismerna. Gällande modelleringsresultatet kan flertalet antaganden lyftas fram. Modellen som använts är utformad för en aktivslamprocess med CSTR-tankar och utgår från att reaktionerna i MBBR-anläggningen kan beskrivas med hjälp av monodkinetik. Modellen är inte utformad för en MBBR-anläggning och innefattar därmed ett antal antaganden och förenklingar som påverkar resultatets noggrannhet. I modellen görs förenklingen att MBBR-tankarna endast innehåller en typ av mikroorganismer och en typ av substrat, samt att allt organiskt material är lättnedbrytbart och direkt kan tas upp av

mikroorganismerna. En annan viktig skillnad mellan modellen och verkligheten är att i modellen kan reningssteget rensas vid för höga flöden i förhållande till reaktorvolym ("wash-out"), vilket inte är möjligt i en MBBR-anläggning där bärmaterialet håller kvar biomassan i tanken. Då modellen kördes för att hitta optimal flödesfördelning för att minimera utgående substrathalt krävdes en övre gräns, som sattes till flödet då wash-out enligt teorin skulle ske om det var möjligt i praktiken. Eftersom modellen innehöll många antaganden och förenklingar bör resultatet endast användas som en fingervisning för vilken driftuppställning som enligt teorin ger bäst reningseffekt, snarare än att användas som exakta reningsresultat som de olika driftuppställningarna skulle kunna uppnå.

Då man ser till teorin kan den ideala reaktortypen PFR efterliknas med flera CSTR i serie. Oändligt många oändligt små CSTR-tankar i serie innebär enligt Gooijer et al. (1996) att en kortare uppehållstid kan tillåtas för samma reningsresultat. Denna teori motiverar att modelleringsresultatet bör vara mer rimligt än resultatet från provtagningen. Vidare är skillnaden mellan de olika driftuppställningarna större i modelleringsresultaten än provtagningsresultaten, vilket bör innebära att en större osäkerhet tillåts i dessa resultat.

En möjlig förklaring till varför seriell drift ger högst reningseffekt är att denna uppställning främjar utveckling av olika mikroorganismer i de båda tankarna, som då bryter ned det organiska materialet i två steg (A. Karlsson, 2018). I första tanken hanteras mer lättnedbrytbart material, medan mikroorganismerna i efterföljande tank blir nischade att hantera mer svårnedbrytbart material då det lättnedbrytbara redan tagits upp. Seriell drift är enligt teorin därför lämplig för mer svårnedbrytbart material, som då hanteras i större utsträckning i efterföljande tank. Vid seriell drift blir dock uppehållstiden i respektive tank hälften så lång som för parallell drift, vilket kan vara en begränsande faktor om belastningen blir för hög för att fullskalig nedbrytning ska hinna ske.

6.1.3 Framtida reningsresultat

För att besvara frågeställningen om anläggningens förväntade framtida reningsresultat ställdes en av MBBR-tankarna av under den sista provperioden och det totala flödet leddes in i den enskilda tank som var kvar i drift. Avskiljningsgraden som erhöles var sämre för samtliga ämnen som undersöktes, det vill säga aceton, TOC, BOD_7 , N_{tot} och P_{tot} . För kväve och fosfor var dock skillnaden inte lika betydande från övriga driftuppställningar. Att fosforutsläppen var desamma kan förklaras utifrån att MBBR-anläggningen i princip inte avskiljer någon fosfor, oavsett driftuppställning. Det är svårare att säga varför utgående kvävehalt var oförändrad. Rimligtvis borde kvävehalten ut öka under maxtestet, eftersom mikroorganismerna inte hinner bryta ned lika mycket BOD_7 vid ett högre flöde och därmed inte förbrukar samma mängd N_{tot} .

Avskiljningsgraden för BOD_7 beräknades till 67 % och 83 % för ofiltrerade respektive filtrerade prover, vilket är märkbart lägre än avskiljningsgraden vid stegbeskickning och seriell drift, se tabell 11. Reduktionsgraden var ändå förhållandevis hög, 6,9 g BOD_7/m^2 , vilket indikerar att MBBR-anläggningen har en god reduktionskapacitet, även om den idag inte kan hantera så stora flöden. Det går att utskilja en brytpunkt i

anläggningens reduktionskapacitet mellan inkommande belastning vid stegbeskickning (3,4 g BOD₇/m²), seriell drift (3,9 g BOD₇/m²) och maxtest (8,2 g BOD₇/m²). Vid stegbeskickning och seriell drift reduceras i princip allt inkommande (3,4 respektive 3,8 g BOD₇/m²), medan maxtestet har en märkbart lägre reduktion (6,9 g BOD₇/m²) i förhållande till belastning. För att öka anläggningens reduktionskapacitet skulle utjämnningen innan anläggningen kunna utökas för att skapa en mer jämn inkommande belastning och flöde, som annars varierar över dygnet, se *Appendix B* tabell B3. Detta skulle vara fördelaktigt för mikroorganismernas aktivitet och ge en mer stabil syrerreglering i tankarna. Vidare skulle det kunna undersökas om en ökad uppehållstid i tankarna ger bättre rening av svårnedbrytbara material.

Medianvärdet för utgående BOD₇-halt i processavloppsvattnet var 365 mg/l (tabell 10), vilket överskrider riktvärdet för ett normalt hushållspillvatten (170 mg/l) betydligt. För de filtrerade proverna erhöles medianvärdet 125 mg/l, vilket skulle vara accepterat. Detta indikerar att det i framtiden skulle kunna behövas ytterligare polersteg som kan filtrera BOD₇, innan det behandlade vattnet leds ut på det kommunala spillvattennätet. För att öka reduktionsgraden i framtiden skulle det även kunna undersökas om en ökad fyllnadsgrad av bärare förbättrar reningen, samt om bärarmaterialet skulle kunna bytas ut mot bärare med större area för att bli mer yteffektiv.

Ytterligare en åtgärd som skulle kunna utföras för att öka reduktionsgraden av BOD₇ är att öka syrehalten i tankarna. Detta borde kunna ge en högre reduktion, då syrehalten som eventuell begränsningsfaktor för mikroorganismernas nedbrytningsförmåga kunde uteslutas. En ökad syrehalt skulle dock troligtvis ge en lägre reduktion av kväve, som enligt teorin är optimal vid en syrehalt kring 2 mg/l. Nyttan av reduktion av BOD₇ mot reduktion av N_{tot} skulle då behöva utvärderas.

6.2 SLAM

För att besvara frågeställningen om slammets föroreningsinnehåll utfördes provtagning av metallhalten i slammet. Provtagningsresultaten visade att samtliga metaller, det vill säga Pb, Cd, Cr, Ni, Cu, Zn och Hg, hade halter långt under uppsatta gränsvärden se tabell 14 och 6.

Andelen BOD₇, N_{tot} och P_{tot} i slammet beräknades utifrån utgående halter i ofiltrerade och filtrerade prov. Denna analys visade att den största delen av BOD₇ och N_{tot} återfanns i slammet, 88 respektive 71 %, medan endast 2 % av den totala mängden utgående fosfor var bundet i slammet (se tabell 15). En avskiljning av slam skulle därmed ge stor reduktion av BOD₇ och N_{tot}, medan utgående halt P_{tot} som är i behov av att reduceras skulle vara oförändrad.

6.2.1 Polersteg

Enligt uttryckt krav från Uppsala Vatten ska utgående processavloppsvatten från anläggningen vara av karaktär som motsvarar ett normalt hushållspillvatten, i huvudsak med avseende på BOD₇, N_{tot} och P_{tot} se tabell 5. Något behov av ytterligare rening av kväve finns inte, då detta sätts till i små mängder och till största del förbrukas av mikroorganismerna. Provtagningsresultaten visade däremot att utgående fosforhalt var

betydligt högre än vad som anses motsvara ett hushållsspillvatten, ca 110-140 mg/l istället för 5,4 mg/l. Det kan därför finnas ett behov av att lägga till polersteg i reningsanläggningen för att rena fosfor till tillåten utgående halt.

Då man ser till BOD₇ var utgående halt 170-180 mg/l vid seriell drift och stegbeskickning, medan den vid maxtest var 365 mg/l och därmed överskred 170 mg/l som är halten i normalt hushållsspillvatten. Avskiljningsgraden av BOD₇ är idag hög, men utifrån dessa resultat syns ett framtida behov av att avskilja BOD₇ ytterligare i och med att belastningen ökar. Den största delen av BOD₇ återfinns i slamfasen och för att reducera utgående BOD₇-halt ytterligare skulle ett avskiljande polersteg, exempelvis skivfilter, kunna komplettera MBBR-anläggningen.

Utifrån provtagningsresultat för ofiltrerade och filtrerade fosforprover är det tydligt att i princip all utgående fosfor återfinns löst i processavloppsvattnet, det vill säga inte bundet till slammet. För att kunna reducera fosfor krävs därför en utfällning av fosfor från avloppsvattnet, vilket kan skapas med ett polersteg i form av kemisk fällning då järn- eller aluminiumsalter tillsätts och bildar flockar av järn- eller aluminiumfosfater. En MBBR-anläggning efterföljt av kemisk fällning har vid tidigare utredningar gett en avskiljning av fosfor på 90,6 % (Wang m. fl., 2006). Med en inkommande fosforhalt på 130 mg/l skulle detta fortfarande innebära att halten för normalt hushållsspillvatten överskreds (12,2 mg/l mot 5,4 mg/l). Det skulle dock innebära en betydande förbättring mot dagens utsläpp.

Det är inte tillräckligt att endast fälla ut fosfor, utan flockarna måste även avskiljas från vattnet. Ett avskiljande polersteg skulle kunna vara ett skivfilter, som finns beskrivet i avsnitt 3.3.2. Förutom att avskilja fosfor skulle ett skivfilter kunna medföra ytterligare avskiljning av andra partiklar stora nog att filtreras, så som TOC och BOD₇. Detta vore önskvärt för att klara en framtida ökad belastning.

6.3 TOXICITET

Resultatet från tidigare utförd studie år 2015 visade att toxiciteten mot bakterier och kräftdjur var försumbar, men hög mot grönalgen. Sedan dess har ett antal ändringar gjorts i produktionen för att begränsa användandet av toxiska ämnen. Exempelvis har mängden kathon som används minskats betydligt. Det var därför intressant att se vilken effekt detta gett på processavloppsvattnets toxicitet.

Toxicitetstesterna visade, som vid tidigare utredning, en försumbar toxicitet mot bakterier (EC₅₀ > 100 %v/v). Vid majoriteten av analyserna blev även hämningseffekten negativ, vilket betyder att kontrollprovet visade större hämning mot bakterierna än vad det faktiska provet gjorde. Toxiciteten mot kräftdjur var låg, med nolleffektsvärdet LID 45 %v/v.

Mot grönalg visades däremot måttlig toxicitet. Det är en förbättring från tidigare då toxiciteten var hög, men fortfarande inte önskvärt. Nolleffektsvärdet LID var 2,8 %v/v och EC₅₀ varierade mellan 23,2-25,9 %v/v, vilket innebär att nivån är närmare klassificeringen för hög än låg toxicitet. Vad som orsakar toxiciteten är dock svårt att

säga, då resultatet från provtagning av kathon visade att både inkommande och utgående halter låg under detektionsgränsen 10 µg/l och därför inte borde ha en betydande påverkan. Även metallhalten i processavloppsvattnet var låg och största andel av metallerna återfanns i slammet, se tabell 14.

Faktum kvarstår dock att vattnet är måttligt toxiskt mot grönalger. Det är svårt att dra någon slutsats kring vad som orsakar toxiciteten. För att få en förståelse för processavloppsvattnets komposition gjordes en analys av glödgningsförlust och glödgningsrest, vilken visade att vattnet till största del består av inorganiska ämnen. Ett normalt hushållsspillvatten består vanligtvis till största del av organiska ämnen. Att vattnet visar måttlig toxicitet mot grönalg skulle kunna bero på den höga inorganiska halten, som troligtvis till största del består av salter från kopplings- och blockeringssteget i produktionen. Vattnets innehåll och saltets eventuella toxiska effekt på grönalger måste dock undersökas ytterligare för att något ska kunna sägas med säkerhet.

Vattnet från TSF ID är måttligt toxiskt för grönalg men skulle med allra största sannolikhet inte orsaka någon faktisk skada vid utsläpp, detta på grund av utspädningseffekten. EC₅₀ varierade mellan 23-25,9 %v/v för grönalg enligt tabell 17. Detta innebär att om 23-25,9 % av inkommande avloppsvatten till Kungsängsverket skulle bestå av processavloppsvattnet från TFS ID skulle 50% av grönalger, eller motsvarande trofinivå, dö. Processavloppsvattnet från anläggningen bidrar dock endast med cirka 0,2% av det totala inflödet till Kungsängsverket (Avfall AB, 2016) och utspädningseffekten minimerar därmed risken för en toxisk effekt.

6.3.1 Åtgärder för minskade utsläpp

Då det inte går att dra någon slutsats kring vad som faktiskt orsakar toxiciteten mot grönalg i processavloppsvattnet är det svårt att föreslå någon direkt åtgärd för att minska verksamhetens utsläpp och miljöpåverkan. Om det kan konstateras att toxiciteten orsakas av en hög salthalt från blockerings- och kopplingssteget skulle produktionen förslagsvis kunna ses över, för att om möjligt hitta alternativa lösningar och minska dessa utsläpp. Utspädningseffekten bör dock finnas med i åtanke, vilken med största sannolikhet minskar processavloppsvattnets miljöpåverkan och behovet av vidare åtgärder.

Som en åtgärd att minska utsläppen skulle möjligheten att minska inkommande flöde till MBBR-anläggningen kunna undersökas. Ett lägre flöde skulle innebära en längre uppehållstid i MBBR-tankarna, vilket borde gynna reningsprocessen. Förslagsvis kunde möjligheten att leda delströmmar som inte kräver biologisk rening förbi reningsanläggningen ses över. Det är dock oklart vilken effekt ett lägre flöde skulle ha på reduktionsgraden, då koncentrationen skulle öka i och med att utspädningen minskar. Utifrån resultaten för maxtestet är det dock tydligt att anläggningen är känslig mot höga flöden och det skulle därför troligtvis ha en större påverkan på reningseffekten än koncentrationen.

6.4 FRAMTIDA STUDIER

Det vore intressant att vidare undersöka vilken driftupställning som ger bäst reningseffekt, då inga tidigare studier kunde hittas kring denna fråga. Detta skulle kunna

göras genom mer utförliga provperioder, men också genom att ta fram och utföra beräkningar med en modell utvecklad specifikt för en MBBR-anläggning. För att förbättra modellen skulle exempelvis olika nedbrytningshastigheter kunna köras i tank 1 och 2 vid seriell drift, vilket skulle simulera mer lättnedbrytbart material i första tanken och mer svåredbrytbart i den andra. Detta skulle även innebära att flera typer av substrat och mikroorganismer skulle användas i modellen.

Det vore även intressant att undersöka det mest effektiva sättet för att anläggningen ska kunna hantera en framtida ökad belastning. Försök skulle då exempelvis kunna göras med varierad fyllnadsgrad av bärare, samt bärare med olika form och kontaktyta.

Luftning av MBBR-tankarna skulle kunna studeras för att fastslå ett samband mellan syrehalt och kvävereduktion. För minskade utsläpp av kväve skulle även möjligheten att reglera kvävedosen efter inkommande belastning kunna undersökas, då det är tydligt att utgående mängd kväve idag ökar på helger då inkommande mängd BOD_7 minskar.

För att besvara frågan vad som gör processavloppsvattnet måttligt toxiskt med avseende på grönalg skulle en mer noggrann utredning av processavloppsvattnets sammansättning behöva utföras.

7 SLUTSATSER

I den här studien har föroreningsinnehållet med avseende på aceton, TOC, BOD₇, N_{tot} och P_{tot}, samt förekomst toxiska ämnen i processavloppsvatten och slam från en industriell avloppsreningsanläggning med MBBR-teknik undersökts. Utöver detta undersöktes anläggningens reningseffekt under två olika driftförhållanden för att utvärdera vilken uppställning som var att föredra. Utifrån erhållen reningseffekt föreslogs polersteg för ytterligare reducering av de ämnen som överskred halten i ett normalt hushållsspillvatten, vilket var ett specificerat krav på utgående avloppsvatten. Slutligen undersöktes även reningsanläggningens kapacitet att hantera en framtida ökad belastning.

Slutsatserna i detta arbete är att reningseffekten med avseende på aceton, TOC, BOD₇ och N_{tot} är tillräcklig vid dagens belastning. Reningseffekten av P_{tot} är däremot nästintill obefintlig i MBBR-anläggningen, vilket gör att utgående halt överskrider den för normalt hushållsspillvatten betydligt. Utifrån provtagning kan ingen signifikant skillnad ses mellan stegbeskickning och seriell drift med avseende på reningseffekt. Utifrån modelleringsresultat är det dock tydligt att seriell drift borde ge den högsta reningseffekten. Anläggningens förväntade framtida reningsresultat vid en ökad belastning är inte godtagbart för något undersökt ämne utom kväve, enligt definierade krav på utgående avloppsvatten.

Provtagning visade att slammet från anläggningen är inte förorenat av metaller. Det finns däremot behov av att reducera fosfor, som i huvudsak återfinns i löst form i processavloppsvattnet. Detta föreslås kunna utföras med polersteg i form av kemisk fällning efterföljt av ett skivfilter. En MBBR-anläggning i kombination med kemisk fällning skulle optimalt kunna ge en fosforreduktion på ca 90 %. Skivfiltret avskiljer bildade fosforflockar och bör även ge ökad avskiljningsgrad av BOD₇ och TOC.

Inga av de undersökta toxiska ämnena kunde detekteras i processavloppsvattnet. Toxicitetstester visade dock att utgående avloppsvatten var måttligt toxiskt mot grönalger. Toxiciteten skulle kunna bero på en hög andel inorganiska ämnen i vattnet som troligtvis kommer från de salter som används i produktionen. Detta behöver dock studeras ytterligare för att fastslås, samt för att kunna föreslå åtgärder för minskade utsläpp. Troligt är dock att utspädningseffekten är så pass hög att den måttliga toxiciteten inte innebär någon faktisk risk för miljön vid utsläpp.

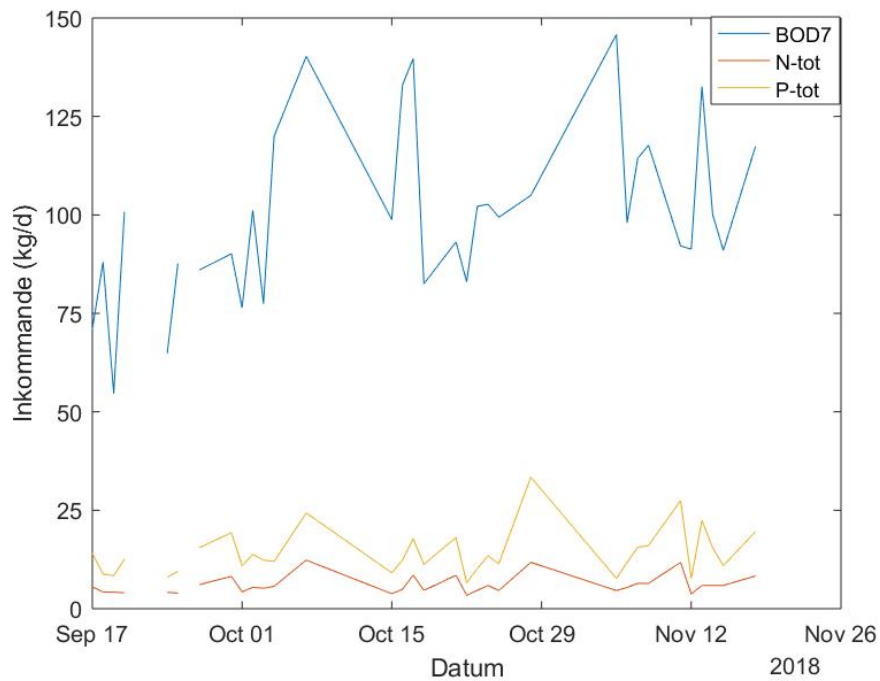
REFERENSER

- André, A., A-M. Sundin, L. Linderholm, I. Borbas, K. Svinhufvud, K. Eklund, M. Lundin Unger och T. Rosenblom (2016). *Reining av avloppsvatten i Sverige 2016*. Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-8808-8.
- Avfall AB, Uppsala Vatten och (2016). *Miljörapport 2016 Kungsängsverket*.
- Barwal, A. och R. Chaudhary (2014). "To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: a review". I: *Environmental Science and Bio/Technology* 13.3, s. 285–299.
- Bjurström, H. och M. Berg (2003). *Oförbränt material i aska, Andel organiskt kol, mätmetoder och mängder. (Rapport 5334)*. ISBN 91-620-5334-5.pdf; ISSN 0282-7298. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Carbajo, J. B., J. A. Perdigon-Melon, A. L. Petre, R. Rosal, P. Leton och E. Garcí'a-Calvo (2015). "Personal care product preservatives: Risk assessment and mixture toxicities with an industrial wastewater". I: *Water Research* 72, s. 174–185.
- Cour Jansen, J. la, L. Jönsson, M. Ljunggren, E. Persson och R. Strube (2006). "Disc filtration for separation of flocs from a moving bed bio-film reactor". I: *Water Science & Technology* 53.12, s. 139–147.
- Essenticon (2011). *Säkerhetsdatablad Aceton*.
- Gooijer, C. D. de, W. A. M. Bakker, H. H. Beeftink och J. Tramper (1996). "Bioreactors in series: An overview of design procedures and practical applications". I: *Enzyme and Microbial Technology* 18, s. 202–219.
- Henze, M., P. Harremoës, J. la Cour Jansen och E. Arvin (1992). *Spildevandsrensning, Biologisk og kemisk*. second. ISBN 87-502-0738-5. Polyteknisk Forlag.
- VA-huvudman Eskilstuna, Gästrike Vatten, Karlstad, Linköping, Norrköping, Strängnäs, Västerås, Uppsala och Örebro (2017). *Riktlinjer för utsläpp av avloppsvatten från industrier och andra verksamheter*. Broschyr.
- Jeppsson, U. (1996). "Modelling Aspects of Wastewater Treatment Processes". Ph.D. thesis, ISBN 91- 88934-00-4, IEA. Lund University, Lund, Sweden.
- Karlsson, A. (2018). Skype-möte med Anton Karlsson, Civilingenjör Bioteknik på Sweco Environment AB, 2018-10-30.
- Karlsson, M. (2017a). *Funktionsspecifikation MBBR tankar*. 5.0. Thermo Fisher Scientific.
- Karlsson, M. (2017b). *Funktionsspecifikation Pumpstation PA0001*. 3.0. Thermo Fisher Scientific.
- Karlsson, M. (2017c). *Funktionsspecifikation Utjämnings tank B1001*. 6.0. Thermo Fisher Scientific.
- Leckborn, J. (2018a). "180417 Dimensionering tankar jmf faktiskt installerat". Intern Excellfil med beräkningar.
- Leckborn, J. (2018b). *Slutrapport Bioreningsanläggning*.
- Lustig, G. (2012). "Moving Bed Biofilm Reactors (MBBR) i Sverige, Dimensionering och funktion". Examensarb. Institutionen för kemiteknik, Lunds universitet.
- Länstyrelsen Uppsala län (2014). *Beslut 2014-12-15 Dnr.551-472 12*. Tillstånd till verksamheten vid Phadia AB:s anläggning på fastigheten Fyrislund 6:11 i Uppsala kommun.

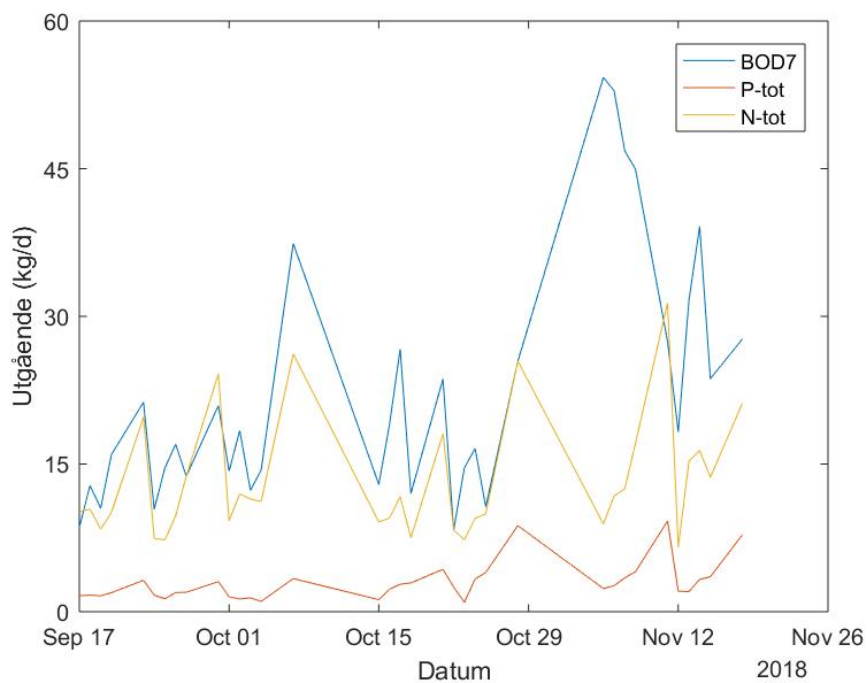
- Molin, H. (2018). "Optimal steady-state design of bioreactors in series with Monod growth kinetics". Institutionen för informationsteknologi, Systemteknik. Examensarbete. Uppsala universitet.
- Moraes, P., A. Selmer och J. Svensson (2016). *Förfrågningsunderlag Phadia AB*. Av Sweco i uppdrag från Phadia.
- Nacka tingsrätt, Mark- och miljödomstolen (2015). *Dom 2015-12-02 i mål nr M 443-15*. Nacka Strand. Tillstånd till verksamheten vid Phadia Aktiebolags anläggning på fastigheten Uppsala Fyrislund 6:11.
- Nationalencyklopedin (u.å.[a]). *Biocider*. URL: <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/biocider> (hämtad 2018-10-19).
- Nationalencyklopedin (u.å.[b]). *Fosfor*. URL: <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/fosfor> (hämtad 2018-10-09).
- Nationalencyklopedin (u.å.[c]). *Kväve*. URL: <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/enkel/kv%C3%A4ve> (hämtad 2018-10-09).
- Naturvårdsverket (1989). *Biologisk-kemisk karakterisering av industriavloppsvatten*. Vol. Allmänna råd 89:5. ISBN 91-620-0036-5, ISSN 0282-7271. Bingman, I.
- Naturvårdsverket (2004). *NFS 2004:7*. Naturvårdsverkets författarsamling. ISSN 1403-8234.
- Naturvårdsverket (2009). *Utsläpp i siffror, Totalt organiskt kol (TOC)*. URL: <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/0vriga-organiska-amnen/Totalt-organiskt-kol/> (hämtad 2018-10-09).
- Naturvårdsverket (2010). *Utsläpp i siffror, Biokemisk syreförbrukning, 7 dygn (BOD7)*. URL: <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Organiska-amnen/Biokemisk-syreforbrukning-7-dygn-BOD7-/> (hämtad 2018-01-22).
- Naturvårdsverket (2011). *Kemisk och biologisk karakterisering av punktsläpp till vatten*. 3. utg. Handbok 2010:3. ISBN 978-91-620-0172-8.pdf. Naturvårdsverket.
- Norsk Vann BA (2009). *Veiledning for dimensjonering av avlopsrenseanlegg*. Norsk Vann Rapport. ISSN 1504-9884.
- Phadia AB (2017). *Miljörapport 2017 - textdel*.
- Phadia AB (2018). *Allergi hos barn och vuxna*. Broschyr. Uppsala, Sverige.
- Rusten, B., B. Eikebrokk, Y. Ulgenes och E. Lygren (2006). "Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors". I: *Aquacultural Engineering* 34.3, s. 322–331.
- Selmer, A. (2015). *Bilaga 7 Principförslag*. Av Sweco i uppdrag från Phadia.
- Sperling, M. von (2007). *Basic Principles of Wastewater Treatment*. Vol. 2. Biological Wastewater Treatment Series. ISBN: 978-1-84339-162-3. IWA Publishing.
- Statens naturvårdsverk (1994). *SNFS 1994:7, MS:75*. Författarsamling. ISSN 0347-5301.
- Swed Handling Chemicals (2016). *Säkerhetsdatablad*.
- Svenskt Vatten (2018). *REVAQ Regler för certifieringssystemet*. Utgåva 4.2.
- Svenskt Vatten AB (2012). *Råd vid mottagande av avloppsvatten från industri och annan verksamhet*. Publikation P95. ISSN 1651-4947. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Svenskt Vatten AB (2013). *Avloppsteknik 2, Reningsprocessen*. Tredje utg. Publikation U2. ISSN 1654-5117. Svenskt Vatten.
- Thermo Fisher Scientific Inc (2012). *Phadia Laboratory Systems – din plattform för framgångsrik diagnostik*. URL: <http://www.phadia.com/sv/Products/Phadia-Laboratory-Systems/> (hämtad 2018-10-15).

- Toxicon AB (2015). *Biologisk karakterisering av obehandlat och behandlat avloppsvatten från Phadia AB*. Toxicon AB.
- Trapani, D. Di., G. Mannina, M. Torregrossa och G. Viviani (2008). "Hybrid moving bed biofilm reactors: a pilot plant experiment". I: *Water Science & Technology* 57, Issue 10, s. 1539–1545.
- Wallberg, P. (2015). *Bilaga 3 PM Toxicitet och nedbrytning*. Av Sweco i uppdrag från Phadia.
- Wang, X.J., S.Q. Xia, L. Chen, J.F. Zhao, N.J. Renault och J.M. Chovelon (2006). "Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed biofilm reactor". I: *Process Biochemistry* 41.4, s. 824–828.
- Veolia (u.å.). *Hydrotech Discfilters*. URL: <http://technomaps.veoliawatertechnologies.com/hydrotech-discfilter/en/> (hämtad 2018-10-01).
- Ødegaard, H. (1999). "The Moving Bed Biofilm Reactor". I: *Water Environmental Engineering and Reuse of Water*, Hokkaido Press, s. 250–305.

APPENDIX A - DYGNSVARIATION



Figur A1: Variation av inkommande mängder BOD_7 , N_{tot} och P_{tot} under samtliga tre provtagningsperioder



Figur A2: Variation av utgående mängder BOD_7 , N_{tot} och P_{tot} under samtliga tre provtagningsperioder

APPENDIX B - HALTER OCH FLÖDEN

Tabell B1: Utgående halter av BOD_7 , N_{tot} och P_{tot} i filtrerade prover, angivet som medianvärde ($\pm$ mätosäkerhet)

Parameter	Utgående halt (filt) [mg/l]
Stegbeskickning	
BOD_7	19 ($\pm$ 4)
N_{tot}	4 ($\pm$ 1)
P_{tot}	120 ($\pm$ 12)
Seriell drift	
BOD_7	18 ($\pm$ 4)
N_{tot}	6 ($\pm$ 1)
P_{tot}	105 ($\pm$ 11)
Maxtest	
BOD_7	125 ($\pm$ 25)
N_{tot}	15 ($\pm$ 2)
P_{tot}	135 ($\pm$ 14)

Tabell B2: Inkommande och utgående halter av ammoniumkväve (NH_4-N). Mätosäkerhet ($\pm$ 10 %)

Datum	Inkommande [mg/l]	Utgående [mg/l]
19 sep	31	2,00
20 sep	15	0,04
26 sep	19	0,02
3 okt	29	0,37
4 okt	28	0,03

Tabell B3: Inkommande flöde till MBBR-anläggningen redovisat för varje timme under ett dygn

Klockslag	Flöde [m^3/h]
7-8	2,6
8-9	3,6
9-10	9,8
10-11	8,1
11-12	7,5
12-13	8,6
13-14	3,7
14-15	7,1
15-16	4,2