Hållbar avloppsvattenrening: analys av Ryaverket i Göteborg

Examensarbete inom högskoleingenjörsprogrammet Samhällsbyggnadsteknik

MARIA NORDSTRÖM

INSTITUTIONEN FÖR ARKITEKTUR OCH SAMHÄLLSBYGGNADSTEKNIK

AVDELNINGEN FÖR VATTEN MILJÖ TEKNIK
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige 2021
www.chalmers.se

EXAMENSARBETE ACEX20

Hållbar avloppsvattenrening: analys av Ryaverket i Göteborg

Examensarbete inom högskoleingenjörsprogrammet

Samhällsbyggnadsteknik

MARIA NORDSTRÖM

Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik
Avdelningen för Vatten Miljö Teknik
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA

Göteborg, 2021

Hållbar avloppsvattenrening: analys av Ryaverket i Göteborg

Examensarbete inom högskoleingenjörsprogrammet

Samhällsbyggnadsteknik

MARIA NORDSTRÖM

© MARIA NORDSTRÖM, 2021

Examensarbete ACEX20
Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik
Chalmers tekniska högskola 2021

Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik
Avdelningen för Vatten Miljö Teknik
Chalmers tekniska högskola
412 96 Göteborg
Telefon: 031-772 10 00

Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik
Göteborg 2021

Hållbar avloppsvattenrening: analys av Ryaverket i Göteborg

Examensarbete inom högskoleingenjörsprogrammet
Samhällsbyggnadsteknik

MARIA NORDSTRÖM

Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik
Avdelningen för Vatten Miljö Teknik
Chalmers tekniska högskola

SAMMANFATTNING

Ryaverket, som är ett av Nordens största avloppsreningsverk, drivs av Gryaab AB. Gryaab AB ägs av Göteborgs kommun och kranskommunerna Ale, Bollebygd, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal och Partille. Reningsprocessen består av försedimentering, aktivslamanläggning, eftersedimentering, biobäddar, efternitrifikation, efterdenitrifikation och skivfilter. I processen avskiljs kväve, fosfor och organiskt material från avloppsvattnet. Vattnets innehåll av dessa ämnen mäts i de olika reningsstegen, vilket leder till en stor mängd mätdata.

Som en del i Gryaabs arbete med att utveckla hållbara processlösningar har en processmodell tagits fram. Till denna är det viktigt med tillförlitliga data för att kunna göra en analys av hur modellen stämmer överens med verkligheten. Syftet med examensarbetet var att granska mätdata från ett års drift från Ryaverket och att i den granskade datamängden lyfta fram avvikelser. Eventuella möjligheter till optimering av reningsprocessen studerades även.

Flödes- och massbalanser beräknades både övergripande över hela avloppsreningsverket och mer ingående över de olika delprocesserna. Beräkningarna tyder på att några av flödesmätarna visar felaktiga värden. Dessutom har ett par perioder med avvikande värden identifierats i mätvärdena för koncentrationen av TSS (total suspended solids), NH_4^+ och NO_3^- i avloppsvattnet.

Alla massbalanserna som beräknades för TSS och kväve för de olika processtegen kunde anses gå ihop. Avvikelserna utgjorde mindre än 5 % av den inkommande mängden till processtegen av respektive ämne under året.

Beräkningar gjordes även av avskiljningshastigheter och kvoter för de olika processtegen. Dessa visar att det finns outnyttjad kapacitet i biobäddarna under vinterhalvåret, men denna kapacitet kan inte utnyttjas eftersom det skulle innebära att eftersedimenteringen överbelastas. Det finns även outnyttjad kapacitet i efternitrifikationen och efterdenitrifikationen som, om den kan utnyttjas, skulle ge mer kväverening totalt sett.

Nyckelord: avloppsvattenrening, dataanalys, flödesbalanser, massbalanser

Sustainable wastewater treatment: data analysis of Rya WWTP in Gothenburg

Degree Project in the Engineering Programme
Civil and Environmental Engineering

MARIA NORDSTRÖM

Department of Architecture and Civil Engineering
Division of Water Environment Technology
Chalmers University of Technology

ABSTRACT

The Rya Wastewater Treatment Plant, which is one of the largest wastewater treatment plants in the Nordic region, is operated by Gryaab AB. Gryaab AB is owned by the municipalities Ale, Bollebygd, Gothenburg, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal and Partille. The treatment process consists of primary settlers, activated sludge process, secondary settlers, trickling filters, post-nitrification, post-denitrification and disc filters. In the process, nitrogen, phosphorus and organic matter are removed from the wastewater. The concentration of these substances in the water is measured in the different process steps, which leads to a large amount of measurement data.

As part of Gryaab's work to develop sustainable process solutions, a process model has been developed. Reliable data is important to evaluate how the model corresponds to reality. The purpose of the thesis was to evaluate measurement data from one year of operation from Ryaverket and to highlight deviations in the dataset. Possible opportunities for optimization of the treatment process were also studied.

Flow- and massbalances were calculated both over the overall wastewater treatment plant and in more detail over different sections of the plant. The calculations suggest that some of the flowmeters show incorrect values. In addition, a couple of periods with deviations have been identified in the concentrations of TSS (total suspended solids), NH_4^+ and NO_3^- in the wastewater.

All the mass balances calculated for TSS and nitrogen for the different process steps could be considered to be closed. The deviations represented less than 5 % of the incoming amount to the process of each substance during the year.

Calculations were also made of conversion rates and process parameters for the different process steps. These show that there is unused capacity in the trickling filters during the winter months, but this capacity cannot be utilized as this would mean overloading the secondary settlers. There is also unused capacity in the post-nitrification and post-denitrification which, if it can be used, would provide more nitrogen removal overall.

Key words: wastewater treatment, data analysis, flowbalances, massbalances

Innehåll

SAMMANFATTNING I

ABSTRACT II

INNEHÅLL III

FÖRORD V

BEGREPP OCH FÖRKORTNINGAR VI

1 INLEDNING 1

1.1 Bakgrund 1

1.2 Syfte 1

1.3 Avgränsningar 1

1.4 Precisering av frågeställningen 2

2 RENINGSPROCESSEN 3

2.1 Biologisk och kemisk rening 3

2.1.1 Avskiljning av kväve 3

2.1.2 Avskiljning av organiskt material 3

2.1.3 Avskiljning av fosfor 4

2.2 Grovrening 4

2.3 Försedimentering (FS) 4

2.4 Aktivslamprocessen (AS) 6

2.5 Eftersedimentering (ES) 6

2.6 Biobäddar (BB) 6

2.7 Efternitrifikation (EN) 7

2.8 Efterdenitrifikation (ED) 7

2.9 Skivfilteranläggning (SF) 7

2.10 Direktfällning 7

2.11 Slambehandling 8

3 METOD 9

3.1 Flödes- och massbalanser 9

3.2 Driftparametrar 10

4 RESULTAT OCH DISKUSSION 12

4.1 Flödesbalanser 12

4.1.1 Biobäddarna 12

4.1.1 Efternitrifikationen 14

4.1.2 Efterdenitrifikationen 14

4.2 Belastning och avskiljning beräknat för hela renings-processen 14
4.3 Försedimentering 16
4.3.1 Massbalanser 16
4.3.2 Driftparametrar 16
4.4 Aktivslamprocessen 18
4.4.1 Massbalanser 18
4.4.2 Driftparametrar 19
4.5 Eftersedimentering 20
4.5.1 Massbalanser 20
4.5.2 Driftparametrar 21
4.6 Biobäddar 22
4.6.1 Massbalanser 22
4.6.2 Driftparametrar 23
4.7 Efternitrifikation 24
4.7.1 Massbalanser 24
4.7.2 Driftparametrar 25
4.8 Efterdenitrifikation 27
4.8.1 Massbalanser 27
4.8.2 Driftparametrar 28
4.9 Skivfilter 29
4.9.1 Massbalanser 29
4.9.2 Driftparametrar 30

5 SLUTSATS 32

6 REFERENSER 33

Förord

Detta examensarbete för högskoleingenjörer har utförts på Chalmers Tekniska Högskola inom institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik. Arbetet är skrivet i samarbete med Gryaab AB under våren 2021. Examensarbetet omfattar 15 högskolepoäng.

Jag vill tacka min handledare Maria Neth på Gryaab AB för all vägledning och stöttning under arbetets gång.

Göteborg juni 2021
Maria Nordström

Begrepp och förkortningar

BOD	Mängden organiskt material i avloppsvattnet mätt som biokemisk syreförbrukning.
COD	Mängden organiskt material i avloppsvattnet mätt som kemisk syreförbrukning.
Filtrerad COD	Mäter mängden organiskt material som är löst i vattnet
Totalfosfor	Totalfosfor är ett mått på den totala mängden fosfor i avloppsvattnet och inkluderar både organisk och oorganisk fosfor som är löst i vattnet och fosfor som är bundet i partiklar.
Totalkväve	Totalkväve är ett mått på den totala mängden kväve i avloppsvattnet och inkluderar både kväve som är löst i vattnet som t.ex. ammonium- och nitratjoner, och kväve som är bundet i partiklar.
Total COD	Mäter både organiskt material som är löst i vattnet och bundet i partiklar.
TSS	TSS (Total Suspended Solids) är ett mått på den totala mängden suspenderat fast material i avloppsvattnet.
VSS	VSS (Volatile Suspended Solids) mäts som glödförlust och är ett mått på den organiska delen av det suspenderade fasta materialet i avloppsvattnet.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Avloppsvatten som behandlas i kommunala avloppsreningsverk renas från kväve, fosfor och organiska ämnen. Det är ämnen som förekommer naturligt i miljön, men som skulle orsaka problem om vattnet släpptes ut orenat. Kväve och fosfor i stora mängder kan leda till algtillväxt och senare syrebrist när algerna ska brytas ner. Även organiska ämnen som följer med avloppsvattnet kan leda till syrebrist i sjöar och hav när de ska brytas ner om de förekommer i stora mängder (Naturvårdsverket, 2020a).

Ryaverket, som är ett av Nordens största avloppsreningsverk, drivs av Gryaab AB. Gryaab AB ägs av Göteborgs kommun och kranskommunerna Ale, Bollebygd, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal och Partille. Bolagets huvuduppgifter är dels att leda avloppsvatten via ett eget tunnelsystem till Ryaverket, dels att behandla avloppsvattnet när det kommit till avloppsreningsverket. År 2020 var 797 485 personer anslutna till avloppsreningsverket (Gryaab AB, 2021).

Ryaverkets reningsprocess består av mekaniska, fysikaliska, kemiska och biologiska reningssteg. Vattnets innehåll av kväve, fosfor och organiskt material mäts i de olika reningsstegen med både online-mätare och genom laboratorieanalyser. Detta leder till en stor mängd mätdata som bl.a. används till processkontroll och för att utveckla och optimera reningsmetoderna.

Som en del i Gryaabs arbete med att utveckla hållbara processlösningar har en processmodell tagits fram. Till denna är det viktigt med tillförlitliga data för att kunna göra en analys av hur modellen stämmer överens med verkligheten. Mätdata från ett års drift från Ryaverkets behandling av avloppsvatten kommer därför att granskas och analyseras i examensarbetet med utgångspunkten att de efter projektet ska kunna användas i processmodellen.

1.2 Syfte

Syftet med examensarbetet är att i den granskade datamängden lyfta fram avvikelser och att försöka förklara dessa. Massbalanser kommer att beräknas både övergripande över hela avloppsreningsverket och mer ingående över de olika delprocesserna. Beräkningar kommer även att göras av avskiljningshastigheter och kvoter som sedan jämförs med teoretiska värden. Eventuella möjligheter till optimering av reningsprocessen kommer också att studeras.

1.3 Avgränsningar

- Arbetet begränsas till att endast tillgängliga mätdata används. Kompletterande mätningar kommer inte att göras inom arbetet.
- Vid beräkningarna av massbalanser är systemgränsen uppströms det inkommande vattnet till avloppsreningsverket och nedströms det utgående vattnet från avloppsreningsverket.
- Av tidsskäl begränsas projektet till att endast mätdata för vattendelen av reningsprocessen granskas och inkluderar alltså inte data för slambehandlingen.

1.4 Precisering av frågeställningen

Granskningen av datamängden utgår från följande frågor:

- Finns det avvikelser i data från den förväntade variationen och kan dessa i så fall förklaras?
- Indikerar dataanalysen några möjligheter till optimering av reningsstegen? Hur kan man se det och vilka optimeringar skulle i så fall kunna göras?
- Kan överensstämmelse visas mellan uträknade avskiljningshastigheter och kvoter på data för Ryaverket med sådana som anges teoretiskt?
- Går massbalanserna ihop för kväve och organiskt material över olika anläggningsdelar?
- Stämmer flödesbalansen över verket och över de olika anläggningsdelarna?

2 Reningsprocessen

Utsläppen av kväve, fosfor och syreförbrukande ämnen från avloppsreningsverk som tar emot avloppsvatten från tätbebyggelse med 2000 eller fler personekvivalenter regleras i Naturvårdsverkets föreskrifter NFS 2016:6 och i de miljötillstånd som avloppsreningsverken ansöker om hos länsstyrelserna (Naturvårdsverket, 2020b). För Ryaverket var utsläppsgränserna år 2020 0,3 mg/l för fosfor och 10 mg/l för kväve och BOD (Gryaab AB, 2021).

2.1 Biologisk och kemisk rening

Ryaverkets reningsprocess består av mekaniska, fysikaliska, kemiska och biologiska reningssteg. Nedan följer först en beskrivning av avskiljningen av kväve, fosfor och organiska ämnen i de biologiska och kemiska reningsstegen och därefter en mer detaljerad beskrivning av respektive reningssteg, se även processchemat i Figur 1.

2.1.1 Avskiljning av kväve

Ungefär 60 % av det kväve som finns i avloppsvattnet förekommer som ammoniumjoner. Resten är i huvudsak bundet i organiska föreningar. Kvävet avskiljs till största delen genom att kvävgas bildas i de biologiska reningsprocesserna. En liten del kväve avskiljs också genom att bakterierna tar upp det vid sin tillväxt (Svenskt Vatten, 2013).

Genom de båda processerna nitrifikation och denitrifikation omvandlas kvävet i avloppsvattnet till kvävgas. Ammoniumjoner oxideras först till nitritjoner av ammoniumoxiderande bakterier. Sedan oxideras nitritjonerna till nitratjoner av nitritoxiderande bakterier. Båda typerna av bakterier är autotrofa och använder koldioxid som kolkälla. Vattnet leds sedan till en syrefri bassäng där bakterier reducerar nitratjonerna till kvävgas. Processen kallas denitrifikation. Bakterierna är heterotrofa och får energi och kol genom att bryta ner organiskt material (Svenskt Vatten, 2013).

2.1.2 Avskiljning av organiskt material

Organiskt material avskiljs i flera av reningsstegen. Ungefär en tredjedel avskiljs med primärslammet från försedimenteringen. Av den kvarvarande mängden avskiljs en del som koldioxid från aktivslamprocessen och en del avskiljs med slammet från eftersedimenteringen som följer efter aktivslamprocessen (Svenskt Vatten, 2013).

Aktivslambassängerna består av en anoxisk (oluftad) zon och en luftad zon. I båda dessa används organiskt material som är löst i vattnet som kolkälla av heterotrofa bakterier. Genom oxidation av det organiska materialet får bakterierna energi till sin tillväxt. I den syrefria delen av bassängen reduceras nitratjoner medan syre reduceras i den luftade delen av bassängen. Genom processerna omvandlas det lösta organiska materialet till koldioxid och ny biomassa (Gryaab AB, 2021).

2.1.3 Avskiljning av fosfor

I avloppsvattnet finns fosfor både bundet i fasta partiklar och löst i vattnet. Avskiljningen sker i flera av reningsstegen. I försedimenteringen avskiljs partikulär fosfor medan mängden löst fosfor reduceras genom kemisk fällning i aktivslamprocessen. I Ryaverket används järn(II)sulfat som fällningskemikalie. Denna tillsätts till vattnet innan det pumpas till aktivslambassängerna. I den luftade delen av bassängerna oxideras järn(II) till järn(III). En fällning av järn(III)fosfat bildas sedan. Även flockar av järn(III)hydroxid bildas vid vilka järn(III)fosfaten binds. För att förbättra flockbildningen och därmed avskiljningen tillsätts en liten mängd polymer innan eftersedimenteringen. Mängden fosfor reduceras även till viss del i de biologiska reningsstegen då ämnet behövs vid bakteriernas tillväxt (Svenskt Vatten, 2013).

2.2 Grovrening

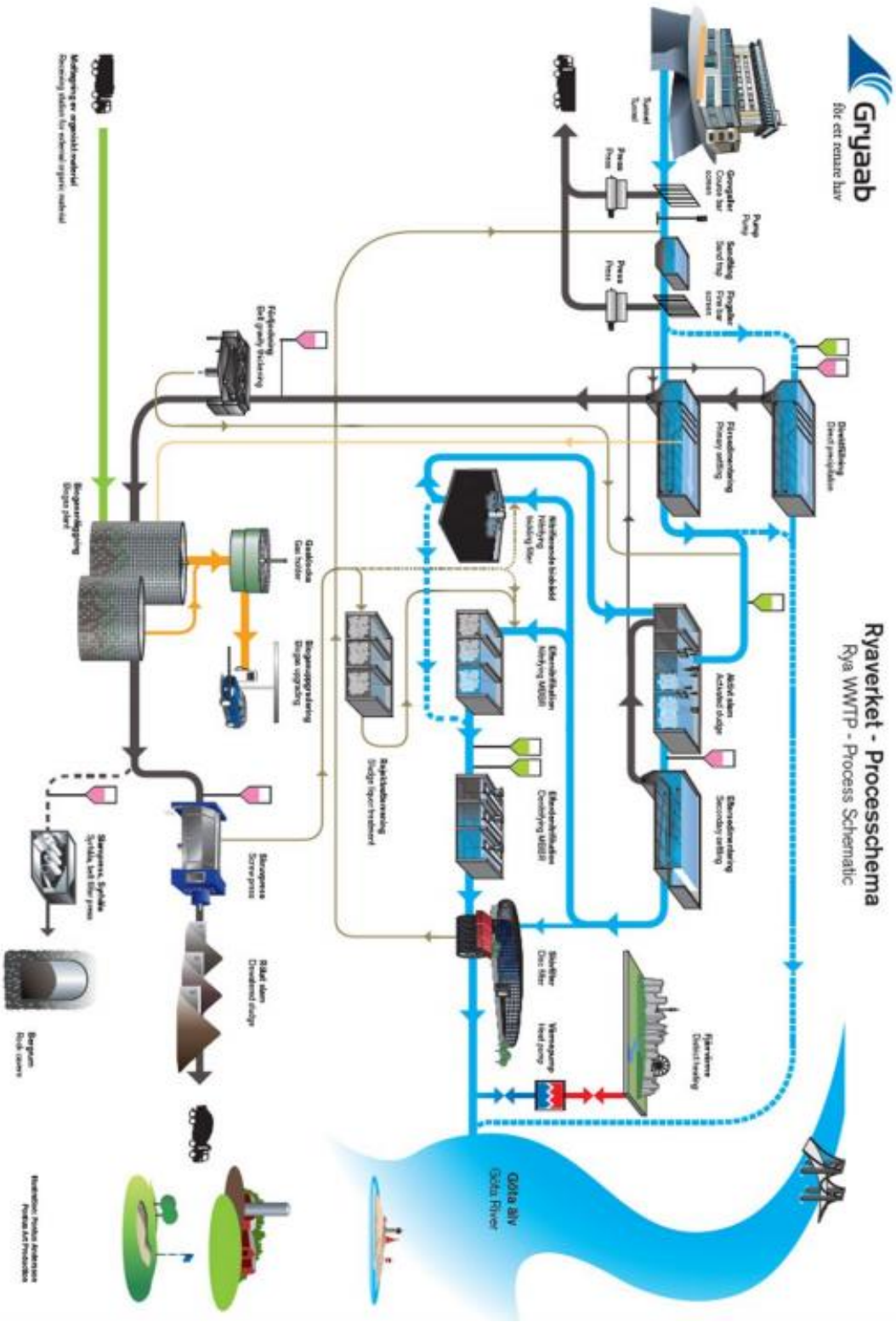
Vid inloppet till reningsverket fördelas vattnet mellan fyra pumplinjer. Framför varje pump finns ett grovgaller med spaltvidden 20-25 mm. I gallren avskiljs skräp som t.ex. stenar, trasor, papper, trä och plast. Renset tvättas, pressas och finfördelas innan det förbränns vid Renovas förbränningsanläggning i Sävenäs (Gryaab AB, 2021).

Vattnet pumpas sedan vidare till ett luftat sandfång. Sanden avskiljs tidigt i reningsprocessen för att undvika att den ger slitage på mekanisk utrustning eller avsätts i kanalerna i reningsverket. För att inte organiska partiklar ska avsättas med sanden hålls dessa svävande i vattnet med hjälp av luft som blåses in längs sidan av kanalen. Sanden som sedimenterar tvättas innan den lämnas till deponi (Svenskt Vatten, 2013).

Nästa steg i reningsprocessen är tolv fingaller med en spaltvidd på 2 mm. Rensgodset tvättas och pressas innan det lagras i containrar och sedan förbränns i Renovas förbränningsanläggning (Gryaab AB, 2021).

2.3 Försedimentering (FS)

Från fingallren leds vattnet vidare och fördelas jämnt mellan tolv försedimenteringsbassänger. I dessa sedimenterar fasta partiklar som bildar ett primärslam på botten. Slammet skrapas ihop med hjälp av kedjeskrapor till slamfickorna som finns i varje bassäng. Därifrån pumpas det till slambehandlingen där det första steget är förtjockning. Även överskottsslammet från eftersedimenteringen pumpas till slamfickorna i försedimenteringsbassängerna (Gryaab AB, 2021).



Figur 1. Processchema för Ryaverket, återgivet med tillstånd (Gryaab AB, 2021).

2.4 Aktivslamprocessen (AS)

Från försedimenteringen leds vattnet till aktivslamanläggningen. Innan det leds in i de tre parallella linjerna blandas det med returslam från eftersedimenteringen och vatten som recirkuleras från biobäddarna. Den första delen av aktivslambassängerna, som utgör 40-60 % av den totala volymen, är en anoxisk zon (oluftad). Vattnet från biobäddarna innehåller nitratjoner och dessa reduceras av denitrifikationsbakterier i den anoxa zonen. Då bildas kvävgas som avgår till luften. Den andra delen av aktivslambassängerna är luftad. Där bryter heterotrofa bakterier ned det organiska materialet som finns kvar löst i vattnet till koldioxid och tillväxt av nya bakterier (Gryaab AB, 2021).

För att få en tillräckligt stor nedbrytning av det organiska materialet i en inte allt för stor bassäng behövs en stor mängd slam. Huvuddelen av slammet från eftersedimenteringen pumpas därför tillbaka till aktivslambassängerna. En mängd som motsvarar det slam som har bildats genom tillväxten av bakterierna tas ut som överskottsslam (Svenskt Vatten, 2013).

2.5 Eftersedimentering (ES)

Från aktivslamprocessen leds vattnet vidare till eftersedimenteringsbassängerna. En polymer tillsätts vid behov för att förbättra flockbildningen. Anläggningen har 24 bassänger som är byggda i två våningar. Slammet som sedimenterar skrapas ihop och det mesta pumpas i retur till aktivslambassängerna. Överskottsslammet, som motsvarar tillväxten av bakterier, pumpas till slamfickorna i försedimenteringsbassängerna (Gryaab AB, 2021).

Det utgående vattnet från eftersedimenteringen delas upp och fördelas mellan biobäddarna, efternitrifikationen och skivfilteranläggningen. Från biobäddarna leds majoriteten av vattnet tillbaka till aktivslamprocessen men möjligheten finns även att en mindre del går till efterdenitrifikationen. När flödet in till avloppsreningsverket är högt minskas återcirkulationen från biobäddarna för att mer vatten ska kunna ledas från försedimenteringen till aktivslamanläggningen och vidare till eftersedimenteringen (Gryaab AB, 2021).

2.6 Biobäddar (BB)

I biobäddarna omvandlar bakterier ammoniumjoner till nitratjoner. För att få en stor yta där bakterierna kan växa och bilda en biofilm används ett korrugerat plastmaterial med en specifik yta på 230 m^2/m^3. Till biobäddarna pumpas vatten från eftersedimenteringen. Detta fördelas med hjälp av både fasta och roterande spridare över biobäddarna. Det mesta av vattnet recirkuleras sedan till aktivslambassängerna, men möjligheten finns även att pumpa en del till efterdenitrifikations-bassängerna. Mängden ammoniumjoner i vattnet som pumpas in till biobäddarna kan ökas genom att detta blandas med rejektvatten från slamavvattningen. Biobäddarna är uppdelade i två block (BB1 och BB2) med tre spridarsystem i varje. Den totala volymen är 16500 m^3. (Gryaab AB, 2021).

2.7 Efternitrifikation (EN)

En del av flödet ut från eftersedimenteringen leds till efternitrifikationen. Syftet med processteget är detsamma som för biobäddarna, d.v.s. att omvandla ammoniumjoner till nitrat. Bassängerna är fyllda med rörliga bärare som har en stor kontaktyta där en biofilm kan växa. Den specifika ytan är ca 800 m^2/m^3 (Gryaab AB, 2021).

Renat rejekt från rejektvattenreningen, men även rejektvatten direkt från slamavvattningen kan ledas till efternitrifikationen. Bassängerna är uppdelade i sex linjer med tre bassänger i vardera (Gryaab AB, 2021).

Flödet genom efternitrifikationen regleras så att det normalt är ca 300 l/s högre än flödet genom den efterföljande efterdenitrifikationsprocessen. Flödet genom efterdenitrifikationen regleras så att kvävereningen blir optimal.

2.8 Efterdenitrifikation (ED)

Till efternitrifikationsbassängerna leds vatten i första hand från efternitrifikationen, men möjligheten finns även att leda vatten från biobäddarna. Bassängerna är fyllda med rörliga bärare där en biofilm bildas. De har en specifik yta på ca 500 m^2/m^3. Nitratjonerna i det inkommande vattnet omvandlas av bakterierna i biofilmen till kvävgas, som sedan avgår till luften. Som extern kolkälla används metanol eftersom halten av löst lättnedbrytbart organiskt material är låg i det inkommande vattnet (Gryaab AB, 2021). Även halten av fosfor i vattnet är låg och för att processen inte ska begränsas av detta näringsämne tillsätts fosforsyra (McQuarrie & Boltz, 2011). Processteget består av 18 bassänger som är uppdelade i 6 st linjer. Den totala volymen är 11 000 m^3 (Gryaab AB, 2021).

2.9 Skivfilteranläggning (SF)

Till skivfilteranläggningen leds vatten från både eftersedimenteringen och efterdenitrifikationen. En del vatten kan ledas förbi filtren om belastningen av suspenderat material är hög. Filterdukarna har en porstorlek på 15 micrometer och är placerade längs en axel som roterar långsamt. Högtrycksdysor används för att spola filterdukarna rena från slam. Slammet pumpas sedan normalt till kanalen före fingallren, men kan även pumpas till aktivslambassängerna. Anläggningen består av 32 parallellkopplade skivfilter (Gryaab AB, 2021).

2.10 Direktfällning

Syftet med direktfällningen är att under perioder när belastningen på reningsverket är så hög att inte allt vatten kan renas i aktivslamanläggningen avskilja fosfor från avloppsvattnet innan det leds ut i Göta älv. I aktivslamanläggningen kan ett flöde på upp till 8-9 m^3/s behandlas. Vid gynnsamma processbetingelser kan detta öka till 10 m^3/s. Under perioder med mycket nederbörd är det inkommande flödet till avloppsreningsverket högre än så. Då kan upp till hälften av försedimenteringsbassängerna användas till direktfällning. Polyaluminiumklorid används i kombination med en polymer som fällningskemikalie. Doseringen styrs av fosforinnehållet i det inkommande vattnet. Slammet som bildas behandlas

tillsammans med slammet från försedimenteringen. Från direktfällningen leds sedan vattnet till utloppstunneln och vidare till mynningen av Göta älv (Gryaab AB, 2021).

2.11 Slambehandling

Slambehandlingen består av tre steg, förtjockning, rötning och avvattning. I det första steget förtjockas slammet till en torrsubstanshalt på 4-8 % i fyra bandgravitationsförtjockare. Rejektvattnet leds till kanalen efter försedimenteringen. Det förtjockade slammet pumpas sedan till biogasanläggningen (Gryaab AB, 2021).

I biogasanläggningens rötkammare bryter bakterier ner det organiska materialet i slammet. Processen sker i en syrefri miljö. Biogasen som bildas består till 60-65 % av metan och 35 – 40 % koldioxid. Anläggningen består av två större rötkammare där slamnivån hålls konstant och en mindre rötkammare där slamnivån kan variera. Slambehandlingen sker i seriedrift. Biogasen leds via en gasklocka till Göteborgs energi där den uppgraderas till fordonsgaskvalitet (Gryaab AB, 2021).

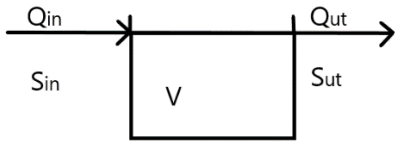
I det tredje steget avvattnas rötslammet med hjälp av slamskruvpressar till en torrsubstanshalt på 25-30 %. Rejektvattnet filtreras innan det leds tillbaka till vattendelen i avloppsreningsverket, i huvudsak till rejektvattenreningen. Det avvattnade rötslammet används både vid tillverkning av anläggningsjordar och som gödsel på åkermark (Gryaab AB, 2021).

3 Metod

Massbalanser som beräknas över olika processteg i ett avloppsreningsverk är en effektiv metod för att identifiera systematiska fel i mätvärden enligt Rieger m. fl. (2009). Används överlappande massbalanser, dvs massbalanser som delar en gemensam serie med mätvärden, kan avvikande värden lättare identifieras. Även beräkningar av avskiljningshastigheter, kvoter och andra nyckeltal som sedan jämförs med litteraturvärden kan ge information om var avvikelser kan finnas i datamängden.

3.1 Flödes- och massbalanser

Flödesbalanser beräknades för hela reningsprocessen samt vart och ett av process-stegen och även för punkter där flera delflöden möttes eller där ett flöde delades upp i flera mindre flöden. För tanken i Figur 2 är differensen mellan det kontinuerliga inflödet och utflödet lika med förändringen av vattenvolymen (Modin, 2017).



Figur 2. Tank med vatten och kontinuerligt in- och utflöde.

$$\frac{dV}{dt} = Q_{in} - Q_{ut} \quad (1)$$

där
V = tankens volym (m^3)
Q_{in} = flödet in till processteget (m^3/h)
Q_{ut} = flödet ut från processteget (m^3/h)

Om systemet kan antas vara i jämvikt förändras inte volymen och

$$Q_{in} - Q_{ut} = 0 \quad (2)$$

För de flödesbalanser som beräknades för Ryaverket antogs jämvikt råda. En flödesbalans beräknades per dygn för respektive processteg. Alla flöden in till respektive ut från processteget summerades och jämfördes. Avvikelserna summerades sedan för hela året och den summerade avvikelsens andel av det totala inflödet till processteget under året beräknades.

För tanken i Figur 2 kan en massbalans beräknas där ackumuleringen av ämnet S är lika med differensen mellan mängden i inflödet och utflödet plus eventuell reaktion i tanken (Modin, 2017).

$$\frac{dS}{dt} \cdot V = Q_{in} \cdot S_{in} - Q_{ut} \cdot S_{ut} + R \quad (3)$$

där
V = tankens volym (m^3)
Q_{in} = flödet in till processteget (m^3/h)
S_{in} = koncentrationen av ämnet S i flödet in till processteget (g/m^3)
Q_{ut} = flödet ut från processteget (m^3/h)
S_{ut} = koncentrationen av ämnet S i flödet ut från processteget (g/m^3)
Kan systemet antas vara i jämvikt förändras inte koncentrationen i tanken och om även flödesbalansen är i jämvikt är $Q_{in} - Q_{ut}$ och

$$Q \cdot (S_{in} - S_{ut}) + R = 0 \quad (4)$$

Även för massbalanserna som beräknades för Ryaverket antogs jämvikt råda. Massbalanserna beräknades på samma sätt som flödesbalanserna och avvikelserna summerades. Den summerade avvikelsens andel av den totala inkommande mängden av ämnet S beräknades. En bedömning gjordes sedan av om massbalanserna gick ihop. Vanligtvis är gränsen för detta att avvikelserna är inom 5-10 % av den totala inkommande mängden till processteget under året enligt Rieger m. fl. (2009).

3.2 Driftparametrar

För vart och ett av processtegen beräknades ett antal driftparametrar. För de två sedimenteringsstegen beräknades ytbelastningen som är ett mått på flödet in till sedimenteringsbassängerna i förhållande till bassängernas yta med följande formel:

$$Ytbelastning = \frac{Q_{in}}{A} \quad (5)$$

där
Q_{in} = flödet in till sedimenteringsbassängerna (m^3/h)
A = sedimenteringsbassängernas yta (m^2)

Nitrifikationshastigheten som är ett mått på hur stor mängd ammoniumjoner som omvandlades per kvadratmeter biofilm och tidsenhet beräknades för biobäddarna och efternitrifikationen. För biobäddarna användes följande formel:

$$r_{NH_4} = \frac{Q_{in} \cdot S_{NH_4,in} - Q_{ut} \cdot S_{NH_4,ut}}{V \cdot A} \quad (6)$$

där
r_{NH4} = nitrifikationshastigheten (g NH_4^+/m^2, dygn)
Q_{in} = flödet in till biobäddarna (m^3/h)
$S_{NH4,in}$ = koncentrationen av NH_4^+ i flödet in till biobäddarna (g/m^3)
Q_{ut} = flödet ut från biobäddarna (m^3/h)
$S_{NH4,ut}$ = koncentrationen av NH_4^+ i flödet ut från biobäddarna (g/m^3)
V = biobäddarnas volym (m^3)
A = specifika ytan hos materialet i biobäddarna (m^2/m^3)

För efternitrifikationen användes följande formel:

$$r_{NH_4} = \frac{Q_{in} \cdot S_{NH_4,in} - Q_{ut} \cdot S_{NH_4,ut}}{V \cdot f \cdot A} \quad (7)$$

där
r_{NH4} = nitrifikationshastigheten (g NH_4^+/m^2, dygn)
Q_{in} = flödet in till efternitrifikationsbassängerna (m^3/h)
$S_{NH4,in}$ = koncentrationen av NH_4^+ i flödet in till efternitrifikationsbassängerna (g/m^3)
Q_{ut} = flödet ut från efternitrifikationsbassängerna (m^3/h)
$S_{NH4,ut}$ = koncentrationen av NH_4^+ i flödet ut från efternitrifikationsbassängerna (g/m^3)
V = efternitrifikationsbassängernas volym (m^3)
f = fyllnadsgraden av rörliga bärare (%)
A = specifika ytan hos de rörliga bärarna (m^2/m^3)

Denitrifikationshastigheten beräknades för aktivslamprocessen och efterdenitrifikationen. För aktivslamprocessen användes följande formel:

$$r_{NH_4} = Q_{in} \cdot S_{NO_3,in} - Q_{ut} \cdot S_{NO_3,ut} \quad (8)$$

där
r_{NO3} = denitrifikationshastigheten (g NO_3^-/m^2, dygn)
Q_{in} = flödet in till aktivslamprocessen (m^3/h)
$S_{NO3,in}$ = koncentrationen av NO_3^- i flödet in till aktivslamprocessen (g/m^3)
Q_{ut} = flödet ut från aktivslamprocessen (m^3/h)
$S_{NO3,ut}$ = koncentrationen av NO_3^- i flödet ut från aktivslamprocessen (g/m^3)

För efterdenitrifikationen användes följande formel:

$$r_{NO_3} = \frac{Q_{in} \cdot S_{NO_3,in} - Q_{ut} \cdot S_{NO_3,ut}}{V \cdot f \cdot A} \quad (9)$$

där
r_{NO3} = denitrifikationshastigheten (g NO_3^-/m^2, dygn)
Q_{in} = flödet in till efterdenitrifikationen (m^3/h)
$S_{NO3,in}$ = koncentrationen av NO_3 i flödet in till efterdenitrifikationen (g/m^3)
Q_{ut} = flödet ut från efterdenitrifikationen (m^3/h)
$S_{NO3,ut}$ = koncentrationen av NO_3^- i flödet ut från efterdenitrifikationen (g/m^3)
V = efterdenitrifikationsbassängernas volym (m^3)
f = fyllnadsgraden av rörliga bärare (%)
A = specifika ytan hos de rörliga bärarna (m^2/m^3)

4 Resultat och diskussion

4.1 Flödesbalanser

En flödesbalans beräknades över hela vattenprocessen med mätvärden för det totala inflödet till avloppsreningsverket och det totala flödet till utsläppspunkten. Summan av avvikelserna utgjorde 1,8 % av det totala inflödet under året. En del av avvikelsen kan förklaras med att flödet av slam från försedimenteringen inte var med i beräkningen. Avvikelserna minskade till 1,2 % om även detta flöde togs med.

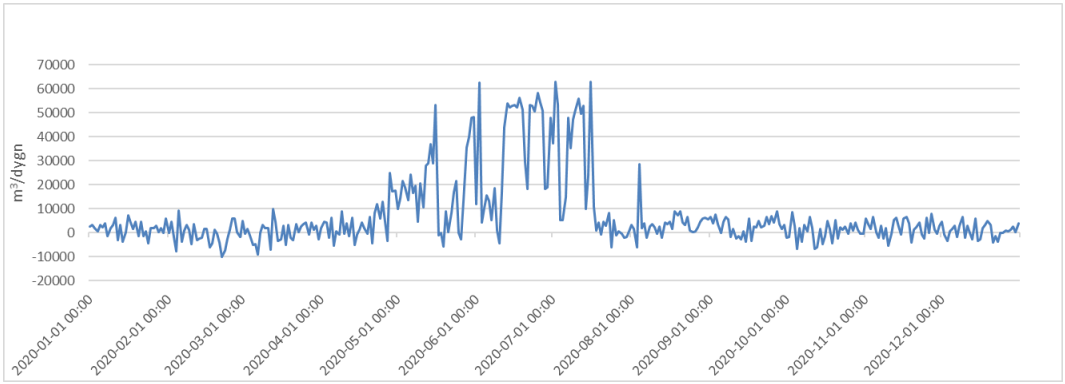
Flödesbalanser beräknades sedan över de olika processtegen. Dessa redovisas i Tabell 1. För FS beräknades dels en flödesbalans med alla vatten- och slamflöden, dels en flödesbalans med enbart vattenflödena. Flödesbalanser beräknades även för ett par punkter där flera delflöden möttes eller där ett flöde delades upp i flera mindre flöden. Delflödena in till AS summerades och jämfördes med mätvärden för det totala flödet in till processteget. Flödet ut från ES delas upp och leds till BB, EN och SF. Dessa tre flöden summerades och jämfördes med mätvärden för det totala flödet ut från ES. På samma sätt summerades flödena in till ED och jämfördes med mätningar av flödet genom processteget.

Tabell 1. Sammanställning över flödesbalanser och totala avvikelser för dessa.

Processteg	**Total avvikelse 2020 (%)**
FS	0,3
FS, vattenflöden	-0,7
In till AS	0,1
ES	-0,7
Ut från ES	-0,1
BB	2,0
EN	5,4
Till ED	-8,0
Från ED	2,3
SF	-0,2

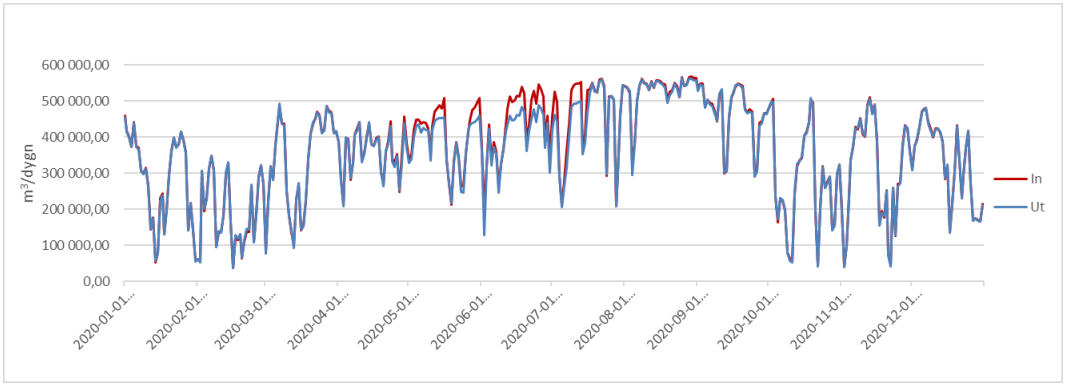
4.1.1 Biobäddarna

Flödesbalansen som beräknades över biobäddarna visade att flödet in till processteget var större än flödet ut. Summan av avvikelserna motsvarade 2 % av det totala inflödet under året. Enligt grafen i Figur 3 är avvikelserna som störst under april till och med augusti. När denna period inte räknades med och avvikelserna istället summerades från januari till och med mars och från september till och med december blev den totala avvikelsen istället 0,3 % av inflödet till biobäddarna.



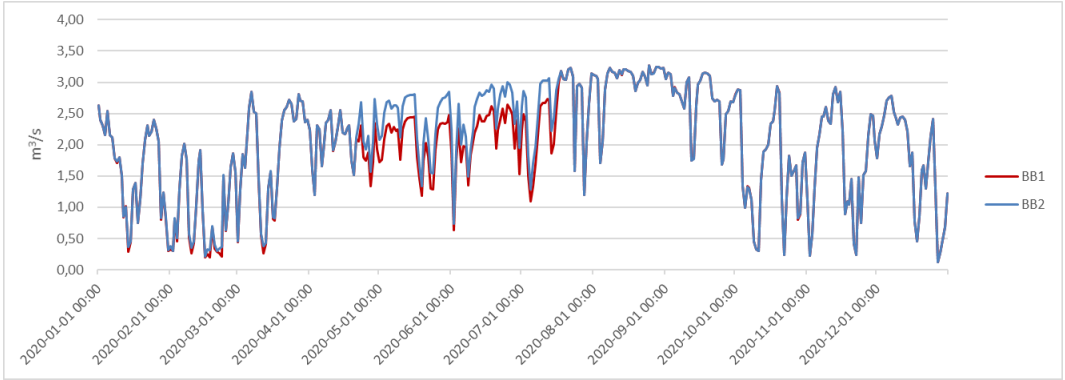
Figur 3. Flödesbalans beräknad som skillnaden i flöde in till och ut från biobäddarna.

Flödet in till och ut från biobäddarna plottades i samma graf, se Figur 4. Under perioden april till och med augusti är flödet in till biobäddarna tydligt högre än flödet ut från dessa.



Figur 4. Jämförelse av flödet in till och ut från biobäddarna.

Flödet från BB1 respektive BB2 plottades också, se Figur 5. Under perioden april till och med augusti är mätvärdena för flödet från BB1 lägre än för flödet från BB2. Om värdena för flödet från BB1 är lägre än det verkliga flödet skulle detta kunna förklara avvikelsen i flödesbalansen, men det har ej kunnat säkerställas att så var fallet.



Figur 5. Jämförelse av flödet ut från BB1 och BB2.

4.1.1 Efternitrifikationen

Enligt flödesbalansen är flödet in till EN större än flödet ut. Summan av avvikelserna utgjorde 5,4 % av flödet in till processteget under året. Att det finns en avvikelse mellan de två flödesmätningarna är ett känt problem. För att avgöra vilken av serierna av mätvärden som var mest rättvisande plottades de tillsammans med det totala flödet in till avloppsreningsverket. Under perioder när det totala inflödet var lågt och därmed inget vatten leddes förbi EN var mätvärdena för flödet in till EN närmast mätvärdena för det totala inflödet och därför antogs flödet in till EN vara det som var mest korrekt. Dessa värden användes därför vid beräkningarna av massbalanser och driftparametrar.

4.1.2 Efterdenitrifikationen

Mätvärden fanns för de olika delflödena in till ED, för flödena genom och förbi processteget och för de två flödena från ED till skivfilteranläggningen. Två flödesbalanser beräknades, dels jämfördes de olika delflödena in till ED med flödet genom och förbi processteget, dels jämfördes flödet genom och förbi processteget med de två flödena till skivfilteranläggningen. För den första av dessa var summan av avvikelserna -8,0 % av det totala inflödet under året och för den andra 2,3 %. En jämförelse där även flödesbalansen över EN togs med gav att mätvärdena för flödena genom och förbi ED bör vara för höga. Det är inte möjligt med de beräkningar som har gjorts avgöra om det är mätserien för flödet genom eller förbi ED som har avvikande värden.

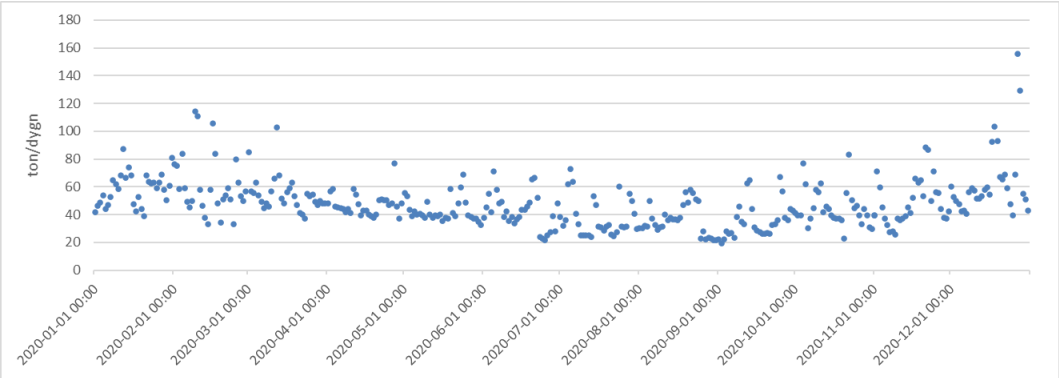
4.2 Belastning och avskiljning beräknat för hela reningsprocessen

Belastningen av BOD, totalkväve och totalfosfor beräknades från mätningar av koncentrationen i det inkommande flödet till avloppsreningsverket. Värdena summerades för hela året, se Tabell 2.

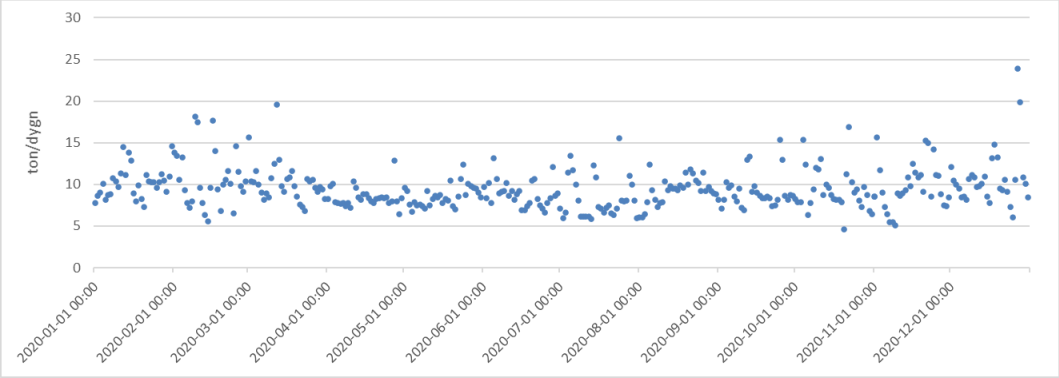
Tabell 2. Belastning av BOD, totalfosfor och totalkväve.

Parameter	Typ av prov	Belastning, ton/år
BOD	veckoprov	17 489
Totalfosfor	veckoprov	423
Totalkväve	veckoprov	3 470
Totalkväve	dygnsprov	4 150

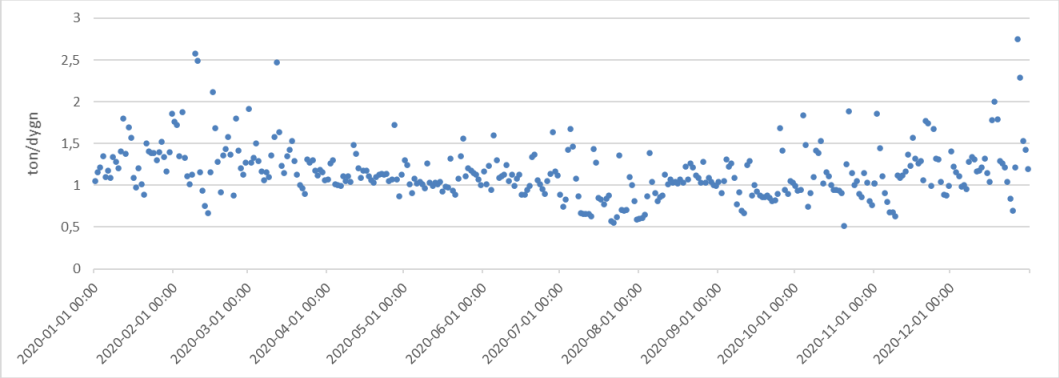
Plottas belastningen per dygn för hela året visar graferna i Figur 6A, 6B och 6C att belastningen är relativt jämn. Koncentrationerna av BOD, totalkväve och totalfosfor varierade under året och var lägre under vinterhalvåret, men det totala inflödet var högre under denna period och belastningen varierade därför inte lika mycket.



Figur 6A. Belastning av BOD.



Figur 6B. Belastning av totalkväve (veckoprover).



Figur 6C. Belastning av totalfosfor.

Total avskiljning av BOD, totalfosfor och totalkväve beräknades även, se Tabell 3. Värdena är jämförbara med de uppgifter som finns i skriften Rening av avloppsvatten i Sverige 2018 (Naturvårdsverket, 2020b). Avskiljningsgraden för fosfor och BOD har under det senaste decenniet varit ca 96 % för avloppsreningsverk med fler än 2000 personekvivalenter anslutna. För kväve var den i genomsnitt 74 % för avloppsreningsverk med fler än 100 000 personekvivalenter anslutna år 2018.

Tabell 3. Avskiljning av BOD, totalfosfor och totalkväve.

Parameter	Typ av prov	Avskiljning, ton/år	Avskiljning, %
BOD	veckoprov	16 723	96
Totalfosfor	veckoprov	397	94
Totalkväve	veckoprov	2 640	76
Totalkväve	dygnsprov	3 337	80

4.3 Försedimentering

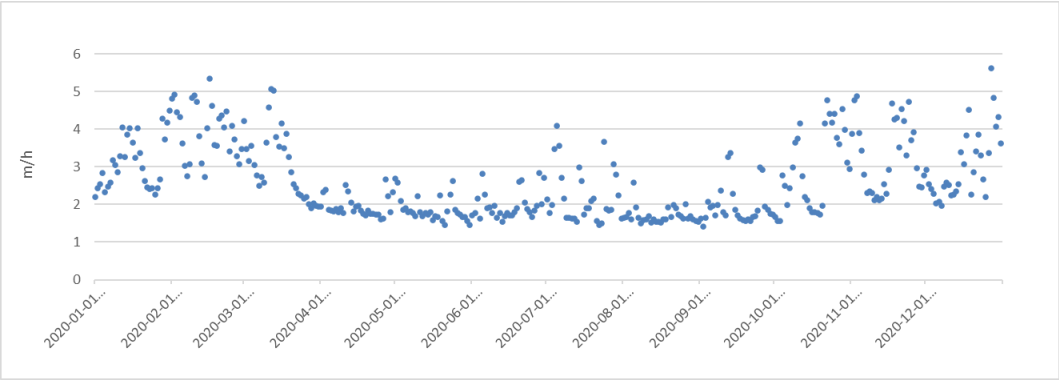
4.3.1 Massbalanser

En massbalans beräknades för TSS. Mätvärden från online-mätare användes för alla flöden in till och ut från FS. Summan av avvikelserna motsvarade -1,5 % av den inkommande mängden under året. Då mätvärdena för koncentrationen av TSS från flödet in till FS jämfördes med motsvarande mätvärden i det totala inflödet till avloppsreningsverket visade det sig att värdena var avvikande höga i januari, september och oktober och låga i februari. För flödet ut från FS fanns det förutom mätvärden från online-mätaren även värden från laboratorieanalyser gjorda på dygnsprov. Vid en jämförelse mellan dessa visade det sig att värdena från online-mätaren var avvikande höga i januari och avvikande låga i september och oktober relativt värdena från laboratorieanalyserna. När massbalansen med enbart mätvärden från onlinemätare summerades på nytt utan dessa perioder utgjorde summan - 2,5 % av den totala inkommande mängden under året. Även om avvikelserna ökade något var de fortfarande under de 5 – 10 % som vanligtvis används som gräns för när en massbalans anses gå ihop.

Som jämförelse beräknades även en massbalans där mätvärdena från laboratorieanalyserna av koncentrationen av TSS i flödet ut från FS användes. Avvikelserna utgjorde 18 % av den totala inkommande mängden under året.

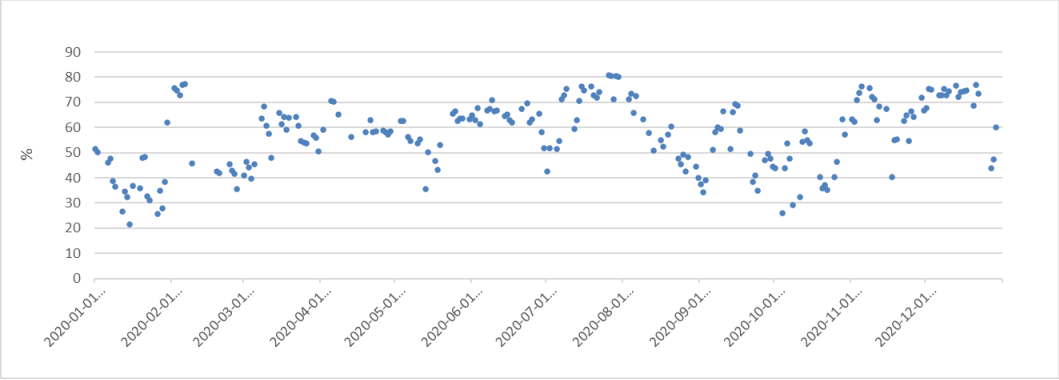
4.3.2 Driftparametrar

Ytbelastningen beräknades för alla försedimenteringsbassängerna oavsett om en del av dem användes till direktfällning. Under vinterhalvåret då det totala inflödet till avloppsreningsverket var högt var värdena för ytbelastningen högre, se Figur 7. Bortsett från den 27 december då det totala inflödet var mycket högt är alla värden lägre än 5,5 m/h, vilket är det värde som ytbelastningen ska hållas under enligt driftstrategin för Ryaverket. En ytbelastning på upp till 5 m/h vid maximalt flöde fungerar enligt Svenskt Vatten (2013) för att avskilja material som kan störa de följande processtegen. Den beräknade ytbelstningen är med undantag av några få dagar under detta värde.



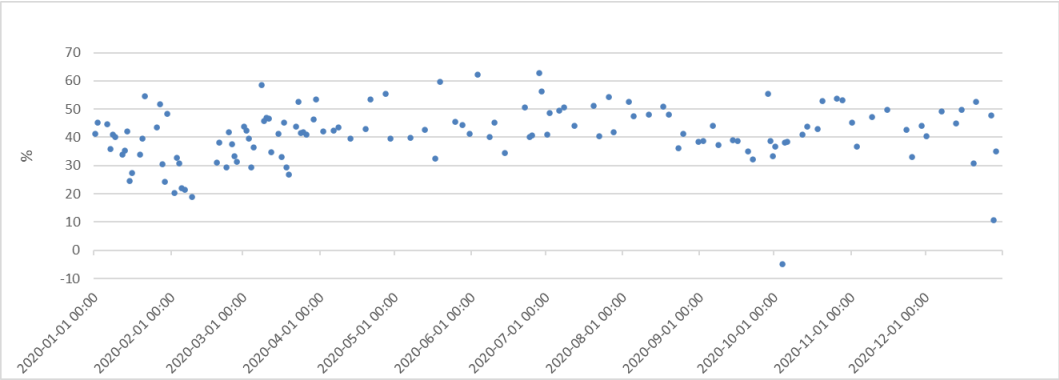
Figur 7. Ytbelastning för försedimenteringsbassängerna.

Avskiljningen för TSS beräknades med hjälp av mätvärden från online-mätarna, se Figur 8. Enligt Svenskt Vatten AB (2013) brukar avskiljningen vid försedimentering vara 50 – 70 %. Värdena är till största delen inom detta intervall från mars till och med september. Under perioderna då avskiljningen var lägre var belastningen av TSS hög, vilket främst beror på ett högt inflöde till avloppsreningsverket.



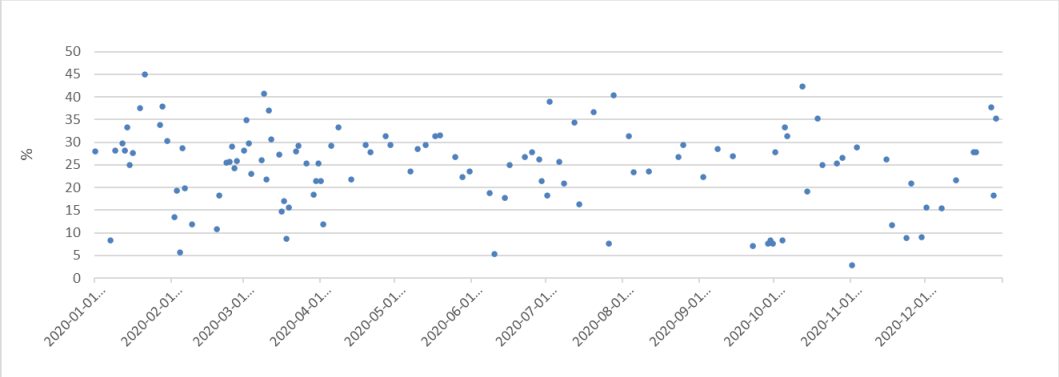
Figur 8. Avskiljning av TSS.

Avskiljningen av Total COD beräknades från inflödet till avloppsreningsverket till utflödet från försedimenteringsbassängerna, se Figur 9. Den 4 oktober var värdet för avskiljningen negativt, vilket berodde på att koncentrationen i flödet ut från FS var hög. Den 28 december var koncentrationen av COD i flödet in till avloppsreningsverket låg, vilket gjorde att i jämförelse med de andra dagarna var mängden som avskildes mindre.



Figur 9. Avskiljning av total COD.

Även avskiljningen av filtrerad COD beräknades från inflödet till avloppsreningsverket till utflödet från försedimenteringsbassängerna, se Figur 10. Avskiljningen bör vara låg då halten av ämnen som är lösta i vattnet inte bör påverkas vid sedimenteringen. De flesta av dagarna var avskiljningen 35 % eller lägre, men dagar med värden upp till 45 % förekom även.



Figur 10. Avskiljning av filtrerad COD.

Under vinterhalvåret när inflödet till avloppsreningsverket är högt till följd av stora mängder nederbörd är även flödet genom FS högt. För att inte ytbelastningen ska överskrida 5,5 m/h och sedimenteringskapaciteten försämras leds vatten förbi försedimenteringsbassängerna vid dessa tillfällen. Flödet genom FS regleras även så att inte det senare eftersedimenteringssteget ska överbelastas. För att undvika detta kan upp till hälften av försedimenteringsbassängerna användas till direktfällning vid höga flöden. Vattnet ut från direktfällningen leds sedan förbi biostegen och eftersedimenteringen och vidare till det utgående vattnet från avloppsreningsverket. Direktfällning användes under 43 dagar år 2020.

4.4 Aktivslamprocessen

4.4.1 Massbalanser

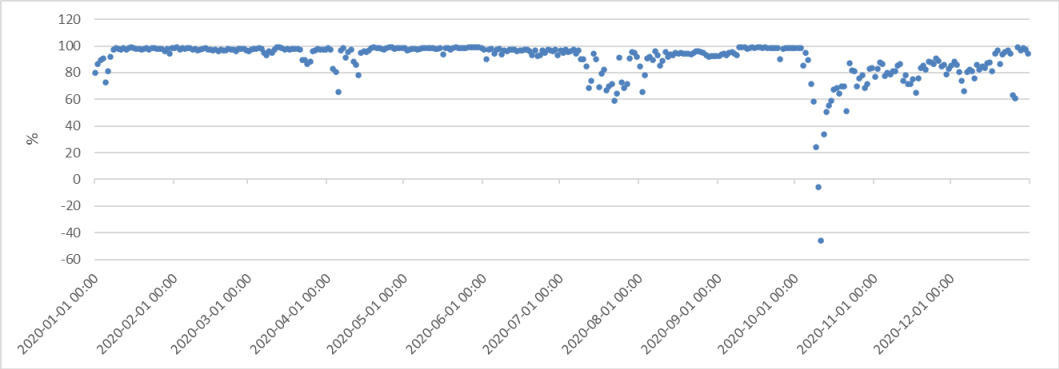
Det var inte möjligt att beräkna slutna massbalanser för aktivslamprocessen eftersom kväve lämnar processen i form av kvävgas och tillväxten av bakterier gör att koncentrationen av TSS ökar. De massbalanser som beräknades gav information om

hur mycket kväve som lämnade processteget per dygn och hur mycket slam som bildades per dygn. Värdena plottades för att se ev. trender och avvikelser. Massbalansen för TSS har höga värden i januari, september och oktober, vilka beror på avvikande höga koncentrationer av TSS i flödet från FS. Dessa har kommenterats i kap. 4.3.1.

Då mätvärden saknades för TSS och NO_3^- i det inkommande flödet till AS gjordes det förenklade antagandet att all TSS kom med vattenflödet från FS och all NO_3^- kom med flödet från BB.

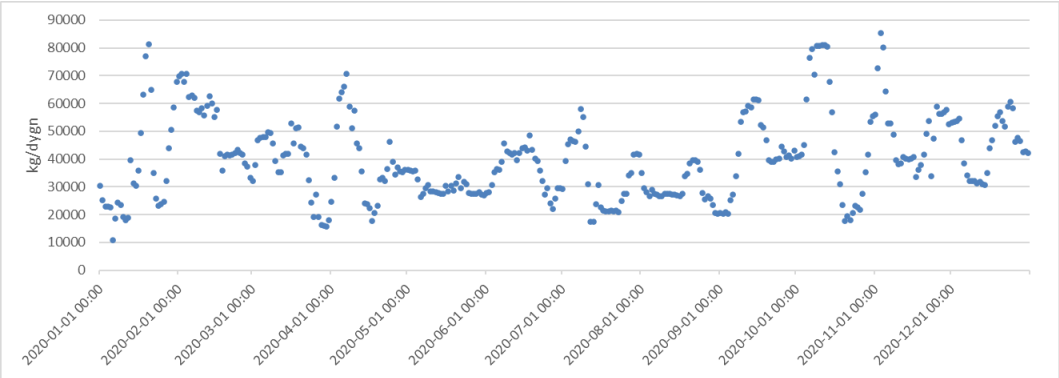
4.4.2 Driftparametrar

Mängden nitrat som denitrifierades per dygn beräknades, se Figur 11. Under perioderna med låg denitrifikationsgrad var inflödet till avloppsreningsverket högt på grund av mycket nederbörd, vilket ledde till en lägre koncentration av NO_3^- i flödet in till AS. De negativa värdena i början på oktober beror på ett lågt flöde från biobäddarna.



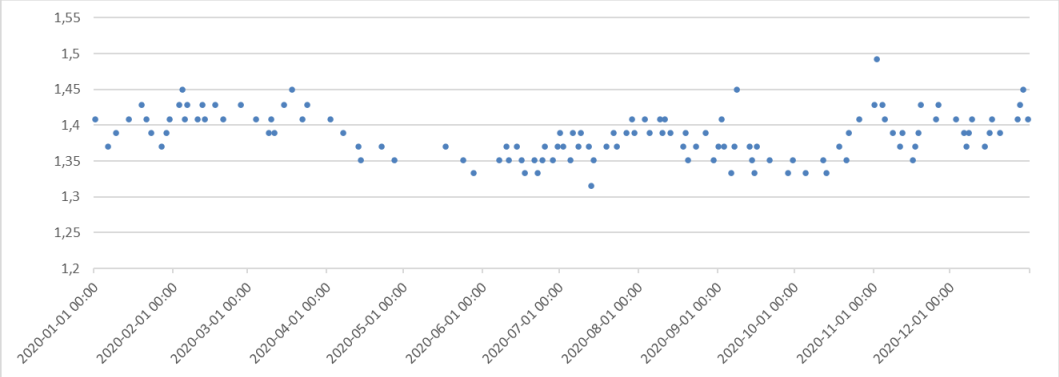
Figur 11. Denitrifikationsgrad för aktivslamprocessen.

Med en antagen konstant slamhalt i AS beräknades slamproduktionen som summan av massflödet av överskottsslam till FS och massflödet av suspenderade partiklar i vattenflödet från ES (Henze, 2002), se Figur 12. De höga värdena i början på oktober kan bero på att luftningen i zon 4 – 9 ökades på grund av dåliga slamegenskaper. I dessa zoner tar bakterier upp organiskt material som är löst i vattnet. Syre behövs vid processen och en ökad luftning kan därför leda till ökad slamproduktion.



Figur 12. Slamproduktionen per dygn för aktivslamprocessen.

Kvoten TSS/VSS är ett mått på den totala mängden suspenderade partiklar i förhållande till mängden bakterier. Grafen i Figur 13 visar att kvoten var något lägre under sommarhalvåret då en större andel av flödet genom AS och ES bestod av flöde som recirkulerats från biobäddarna. Bakterierna utgjorde då en större andel av den totala mängden suspenderade partiklar jämfört med under vintern.



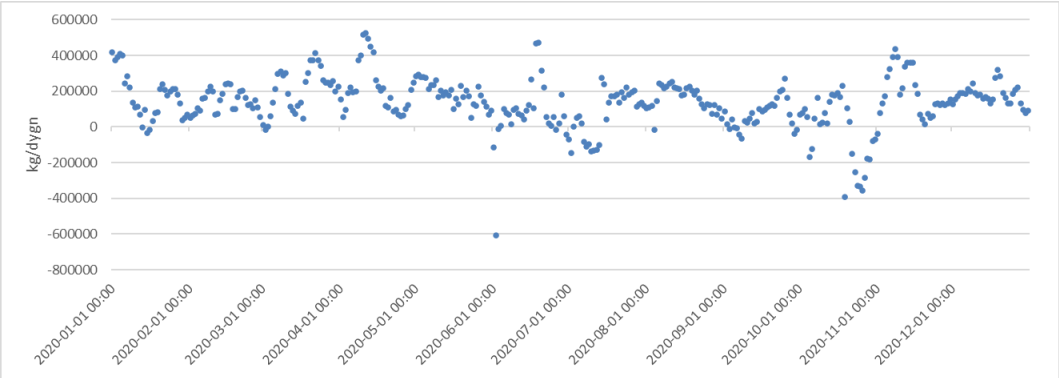
Figur 13. Kvoten TSS/VSS.

Till aktivslamanläggningen leds både vatten från försedimenteringen och en recirkulationsström från biobäddarna. Dessa regleras så att det efterföljande sedimenteringssteget inte överbelastas. Under vinterhalvåret då flödet in till avloppsreningsverket är högt pga mer nederbörd minskas recirkulationen, vilket innebär att mängden nitratjoner som följer med detta flöde och som sedan denitrifieras i aktivslamprocessen minskar. En högre andel av den totala mängden kväve avskiljs då i efterdenitrifikationen.

4.5 Eftersedimentering

4.5.1 Massbalanser

En massbalans för TSS beräknades för ES, se Figur 14. Mätvärden för TSS saknades i det utgående vattenflödet från processteget. Då detta flöde delades upp och leddes till både BB, EN och SF fanns mätvärden för koncentrationen av TSS in till dessa reningssteg. Mätserien från EN valdes då det var samma typ av mätning som för TSS in till ES.



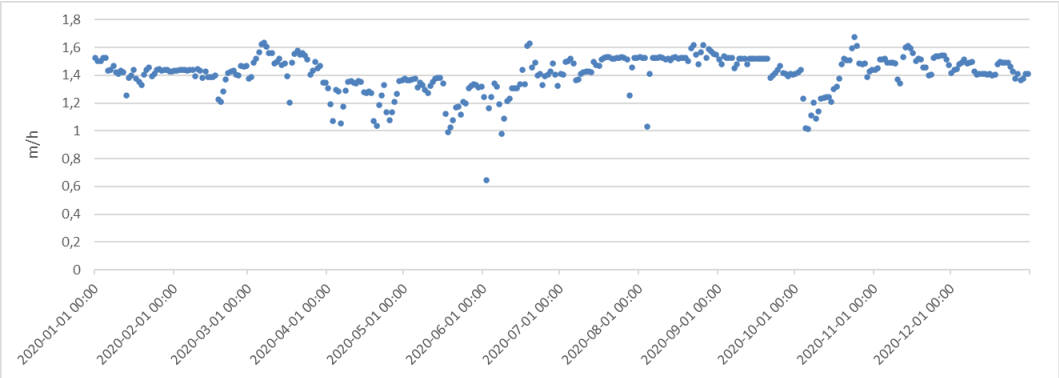
Figur 14. Massbalans för TSS.

I massbalansen ingår de två flödena med returslam från ES till AS. Koncentrationen av TSS i båda dessa visade en nedåtgående trend från februari till mitten på maj. Samma period visade returslamflödet en uppåtgående trend. Förändringar kan ses i grafen i Figur 14 vid dessa tider. Grafen förändras även under perioden från mitten av maj till och med augusti. I början på denna period började flödet sänkas av den polymer, som tillsätts i kanalen in till ES för att slammet ska få bättre sedimenteringsegenskaper, och stängdes sedan av under juli och augusti. Det låga värdet i grafen för massbalansen den 2 juni beror på ett stopp på avloppsreningsverket.

Avvikelserna för massbalansen motsvarar 4,6 % av massflödet av TSS in till ES då dessa summeras över hela året. Summeras de istället från den 15 maj då trenderna i mätvärdena för returslammet brutits motsvarar de 3,6 % av massflödet av TSS in till ES. Som jämförelse beräknades även massbalanser med mätserier från BB och SF. Avvikelserna var då i samma storleksordning. Alla beräknade avvikelser var under de 5-10 % som vanligtvis används som gräns för när en massbalans anses gå ihop.

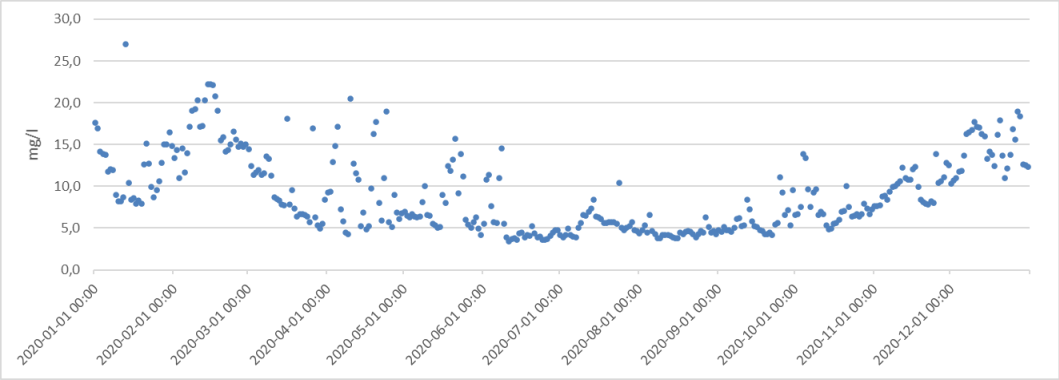
4.5.2 Driftparametrar

Ytbelastningen beräknades på samma sätt som för FS, se Figur 15. Det låga värdet den 2 juni beror som tidigare nämnts på att det var ett stopp på avloppsreningsverket. Ytbelastningen varierade från ca 1,2 till 1,6 m/h, vilket är inom den övre delen av det intervall på 0,8 - 1,5 m/h som värdena vanligen är inom vid eftersedimentering, enligt Svenskt Vatten (2013). Ett högre flöde, antingen som följd av ökad recirkulation eller på grund av ett högre flöde in till avloppsreningsverket skulle kunna innebära en risk för slamflykt, dvs att slam följer med flödet ut från eftersedimenteringsbassängerna. Som tidigare har nämnts begränsar kapaciteten i eftersedimenteringen hur mycket vatten som kan ledas från FS till AS och som kan recirkuleras från BB till AS.



Figur 15. Ytbelastning för eftersedimenteringsbassängerna.

TSS-halten i det utgående vattnet från eftersedimenteringsbassängerna ger ett mått på hur väl sedimenteringen fungerar. För normal och lågt belastade aktivslamanläggningar är detta vanligtvis inom intervallet 10-20 mgSS/l (Svenskt Vatten, 2013). För Ryaverket är värdena under 2020 inom detta intervall eller lägre med undantag för några dagar i början på året, se Figur 16. Halten varierar under året även om halten i flödet in till ES är relativt konstant. Under sommaren då halten av TSS är lägre i flödet från ES är även kvoten TSS/VSS lägre, dvs andelen bakterier i TSS är högre.



Figur 16. Koncentrationen av TSS i flödet från ES till EN.

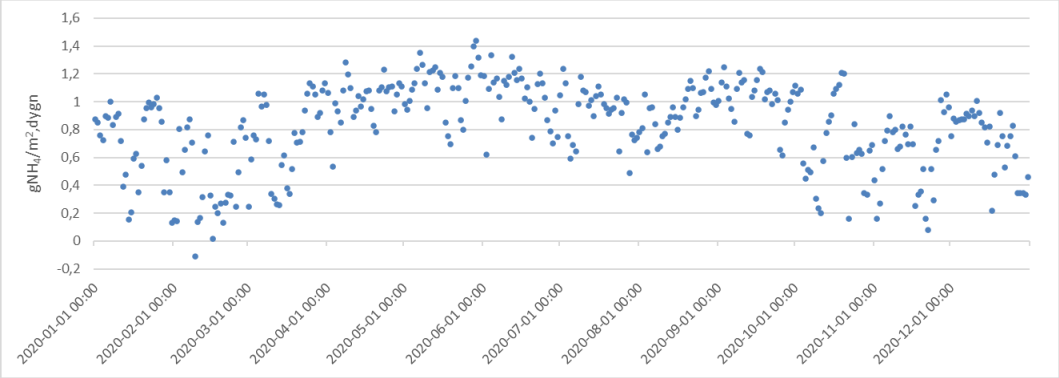
4.6 Biobäddar

4.6.1 Massbalanser

Massbalanser för kväve beräknades både över var och en av de två biobäddarna och över hela processteget. Avvikelserna summerades över hela året och utgjorde då -1,62 % av den totala inkommande mängden kväve till BB1, -0,81 % av den inkommande mängden kväve till BB2 och -2,03 % för hela processteget. Avvikelserna var låga och massbalanserna anses därför gå ihop. Något mer kväve lämnade biobäddarna än vad som följde med det inkommande flödet. Detta kan bero på dels att en del suspenderat material bryts ner och att kväve då frigörs, dels mindre mätfel.

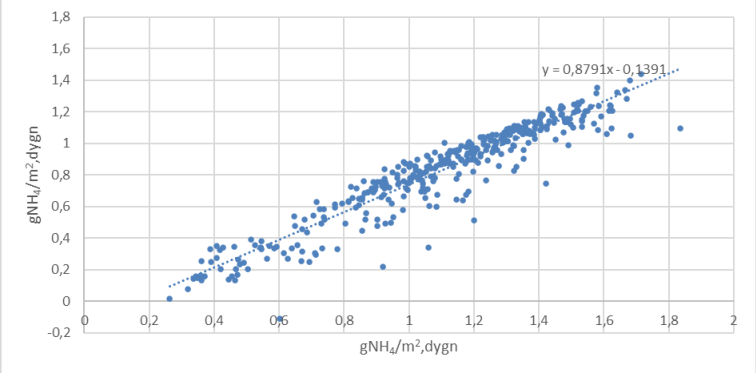
4.6.2 Driftparametrar

Nitrifikationshastigheten beräknades både för var och en av de två biobäddarna och för hela processteget. För biobäddar är nitrifikationshastigheten vanligtvis i intervallet 0,5 – 1 g NH_4^+-N/m^2,d (Svenskt vatten AB, 2013). Grafen i Figur 17 visar nitrifikationshastigheten för hela processteget. Värdena är högre än 1 g NH_4^+-N/m^2, d under sommaren och lägre än 0,5 g NH_4^+-N/m^2, d under vintern. Koncentrationen av NH_4^+ i flödet ut från biobäddarna var låg under hela året viket tyder på att biobäddarna inte var överbelastade.

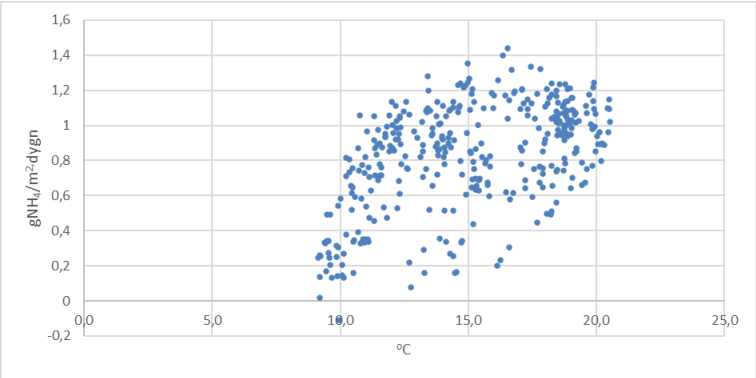


Figur 17. Nitrifikationshastigheten beräknad för BB1 och BB2.

Enligt Svenskt Vatten AB (2013) ökar nitrifikationshastigheten med koncentrationen av NH_4^+ vid låga koncentrationer. Vid högre koncentrationer påverkar en ökning av NH_4^+-halten i vattnet nitrifikationshastigheten i betydligt mindre grad. Även graferna visar att nitrifikationshastigheten ökar med NH_4^+-belastningen, se Figur 18. Nitrifikationshastigheten plottades även mot vattentemperaturen, se Figur 19. Grafen visar att nitrifikationshastigheten ökar med temperaturen upp till ca 1,3 g NH_4^+/m^2, d. Därefter begränsade tillgången på ammoniumjoner.



Figur 18. Sambandet mellan nitrifikationshastigheten och belastningen av ammoniumjoner för BB1 och BB2.



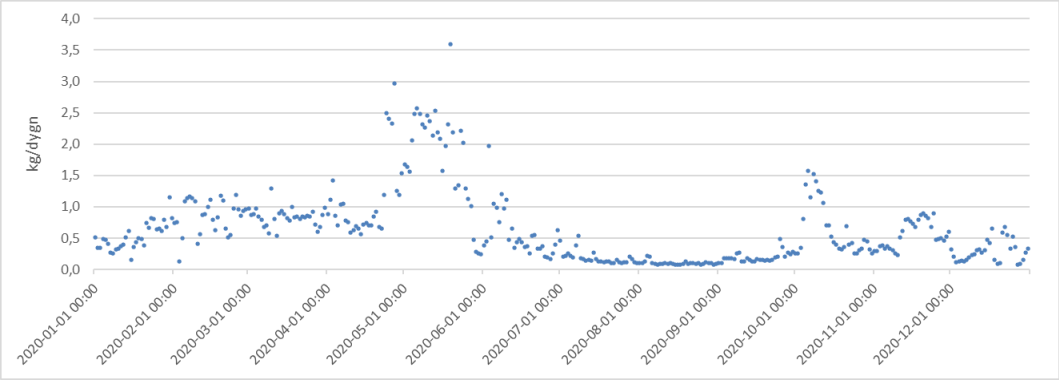
Figur 19. Sambandet mellan nitrifikationshastigheten för BB1 och BB2 och vattentemperaturen.

Under vinterhalvåret finns det lite outnyttjad kapacitet i biobäddarna. Den lägre nitrifikationshastigheten beror på att tillgången på ammoniumjoner är lägre när recirkulationsflödet är mindre. Som tidigare nämnts är det kapaciteten i eftersedimenteringen som begränsar hur mycket vatten som kan ledas genom biobäddarna och sedan vidare till aktivslamanläggningen.

4.7 Efternitrifikation

4.7.1 Massbalanser

För EN beräknades massbalanser för både TSS och kväve. Det var inte möjligt att beräkna en sluten massbalans för TSS då nitrifikationsbakteriernas tillväxt gjorde att halten av TSS i vattnet ökade. Massbalansen som beräknades gav istället information om hur mycket TSS ökade per dygn, se Figur 20. De höga värdena i maj kan förklaras med att nitrifikationshastigheten var hög som en följd av hög belastning av NH_4^+.



Figur 20. Massbalans för TSS.

Massbalanser för kväve beräknades både över var och en av de tre zonerna och över hela processteget. Avvikelsernas andel av den totala inkommande mängden kväve under året redovisas i Tabell 4. Beräkningen av nitrifikationshastigheten, se avsnitt 4.7.2, visade att mätvärdena för NO_3^- i flödet ut från zon 1 troligtvis är felaktiga under april och maj. Massbalanserna för zon 1 och 2 summerades därför även utan dessa månader. Avvikelserna är då under 5 % och massbalanserna kan anses gå ihop. Även

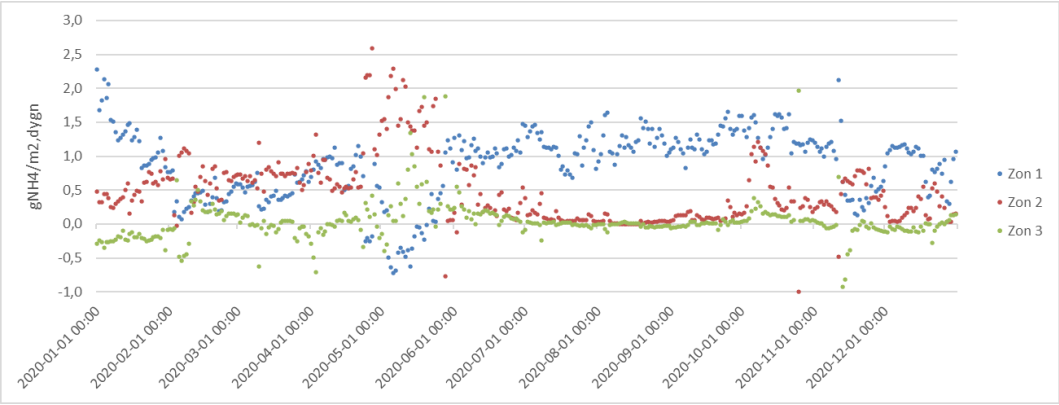
massbalanserna över zon 3 och över hela processteget kan anses gå ihop. Massbalansen över hela EN visar att mer kväve kommer med det inkommande flödet än vad som lämnar processteget, vilket är tvärt emot massbalansen för BB och kan för EN bero på att en del nitrat omvandlas till kvävgas och lämnar processteget. Avvikelserna kan även bero på mätfel.

Tabell 4. Massbalanser för kväve

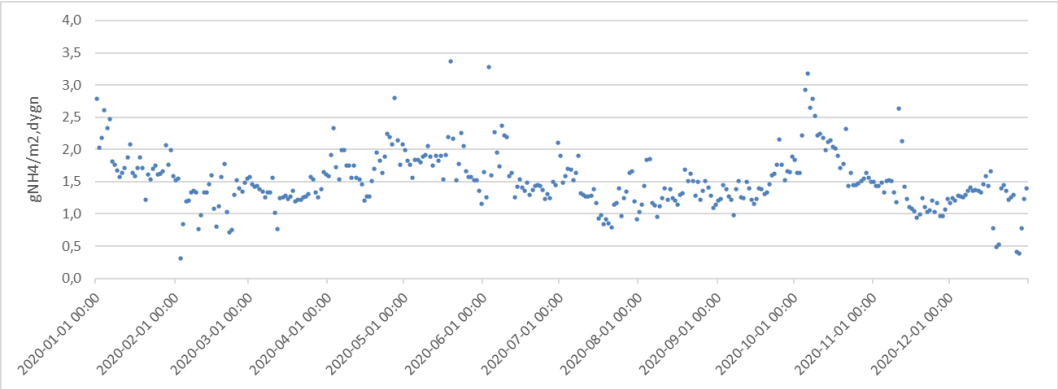
Massbalans	**Avvikelser, hela året (%)**	**Avvikelser, 1/1-31/3+1/6-31/12 (%)**
Zon 1	5,0	-1,6
Zon 2	5,1	1,4
Zon 3	3,9	-
EN	2,2	-

4.7.2 Driftparametrar

Nitrifikationshastigheten beräknades för var och en av zonerna, se Figur 21, och för hela processteget, se Figur 22. Då vattentemperaturen är högre under sommaren sker den mesta av nitrifikationen i zon 1. Under vinterhalvåret sker en lite mindre del i zon 1 och nitrifikationen i zon 2 ökar. I zon 3 sker en relativt liten del av nitrifikationen under hela året. Under maj är de beräknade värdena för nitrifikationshastigheten i zon 1 negativa, vilket är orimligt. Värdena beror på att koncentrationen av NO_3^- är högre i flödet ut från zon 1 än in till denna zon enligt mätvärdena, vilka för denna period troligtvis är felaktiga. En nitrifikationshastighet på ca 1 g NH_4^+ /m^2, dygn kan enligt Odegaard (2006) uppnås vid 11 °C och den belastning på ca 1,5 gNH_4^+/m^2, dygn som beräknats för EN. Värdena i Figur 22 är under denna nitrifikationshastighet under hela året med några få undantag.

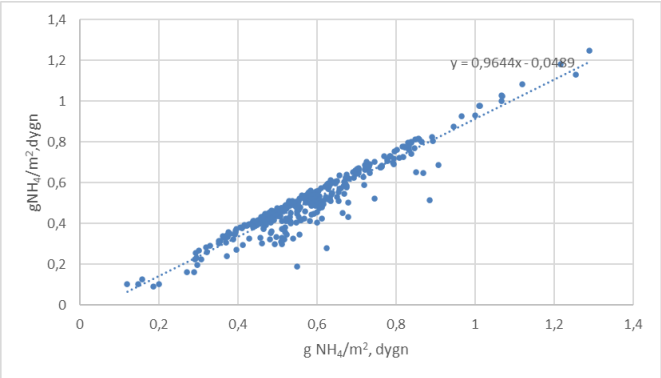


Figur 21. Nitrifikationshastigheten beräknad per zon.

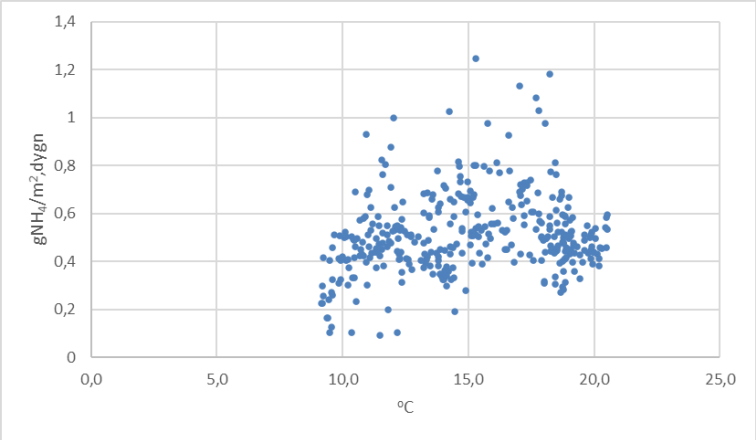


Figur 22. Nitrifikationshastigheten beräknad för hela processteget.

Nitrifikationshastigheten för hela processteget plottades mot vattentemperaturen och belastningen av NH_4^+, se Figur 23 och 24. Precis som för biobäddarna ökar nitrifikationshastigheten med både temperaturen och belastningen av NH_4^+.



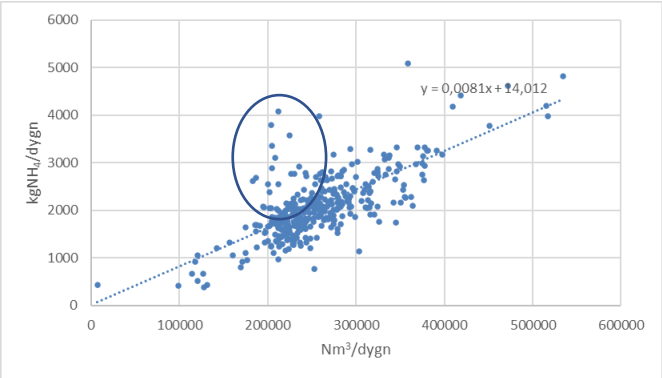
Figur 23. Sambandet mellan nitrifikationshastigheten och belastningen av ammoniumjoner.



Figur 24. Sambandet mellan nitrifikationshastigheten och vattentemperaturen.

I processtyrsystemet sätts värden som syrehalten ska hållas vid i de olika zonerna. Ökar syreförbrukningen och syrehalten sjunker blåses mer luft in i vattnet. Nitrifikationen per dygn för hela EN plottades mot luftförbrukningen och grafen i

Figur 25 visar att ju mer NH_4^+ som omsätts desto högre blir luftförbrukningen. Sambandet ter sig linjärt förutom några avvikande punkter där nitrifikationen är hög utan en förhöjd luftförbrukning. Dessa infaller under några dagar i januari då koncentrationen av NH_4^+ i det ingående flödet var hög.



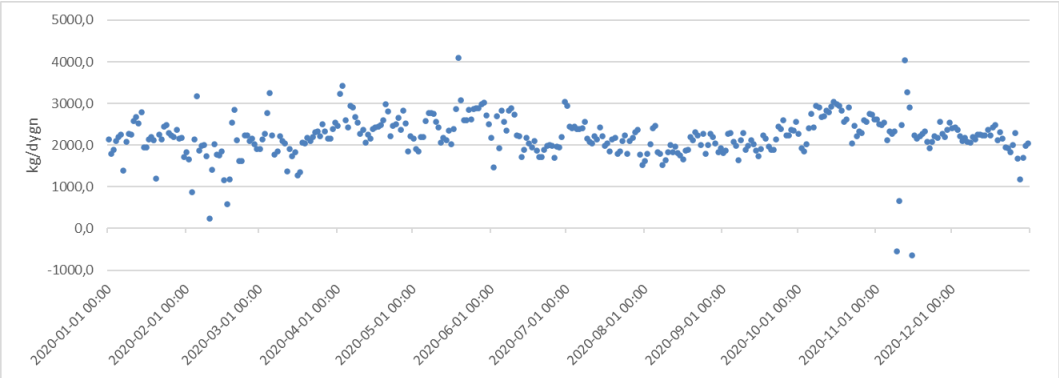
Figur 25. Sambandet mellan nitrifikationen per dygn och luftförbrukningen.

Från grafen i Figur 23 beräknades nitrifikationsgraden med hjälp av linjär anpassning till 96 %. Då nitrifikationshastigheten var låg och en stor del av nitrifikationen skedde i zon 1 och 2 och endast en mindre del i zon 3 fanns det kapacitet som inte utnyttjades. Belastningen skulle kunna ökas genom ett ökat flöde, men detta begränsas av maximalt tillåtna flöden för både EN och ED och av flödet in till reningsverket. Dessutom regleras flödet genom EN utifrån flödet genom ED så att kvävereningskapaciteten i detta processteg blir optimal.

4.8 Efterdenitrifikation

4.8.1 Massbalanser

För ED var det inte möjligt att beräkna några slutna massbalanser då kväve lämnar processteget i form av kvävgas och halten av TSS i vattnet ökar som en följd av biofilmens tillväxt. De massbalanser som beräknades gav istället information om hur mycket kväve som lämnade processen per dygn och hur mycket massflödet av TSS ökade per dygn. När värdena för TSS plottades sågs inte några perioder med avvikande värden. Avskiljningen av kväve visas i Figur 26. De låga värdena i november beror på låga koncentrationer av NO_3^- i flödet in till ED.

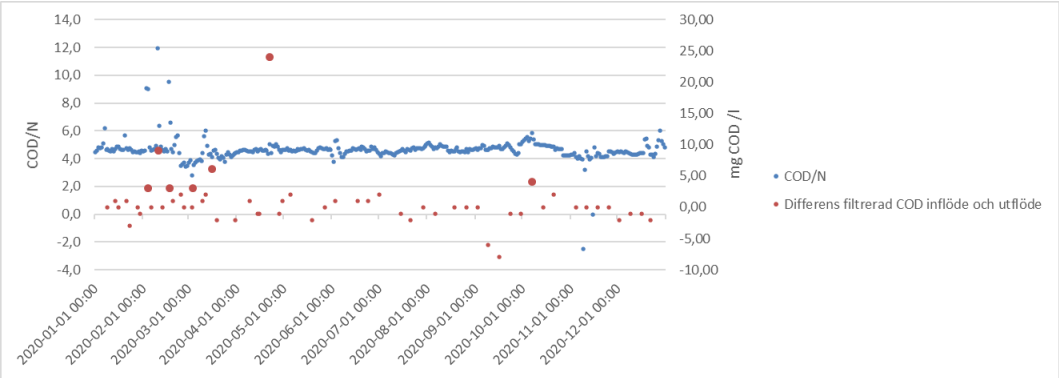


Figur 26. Avskiljning av kväve.

4.8.2 Driftparametrar

Det lättillgängliga organiska materialet i vattnet används av denitrifikations-bakterierna som kolkälla. Halten är låg i vattnet som leds från EN till ED och metanol tillsätts därför som en extern kolkälla. Metanolen som används är till största delen producerad fossilt och ger därmed en negativ miljöpåverkan.

För att utvärdera om metanol eventuellt har överdoserats beräknades först kvoten COD/N, vilken ger ett mått på hur mycket kol som fanns tillgängligt i förhållande till den mängd kväve som denitrifierades, se Figur 27. De höga värdena i februari berodde på att halterna av NO_3^- i det utgående vattnet var avvikande höga. I mars var flödet av metanol lägre än under resten av året, vilket gav ett lågt värde på kvoten COD/N. De låga värdena i november berodde på att NO_3^--halten i det inkommande vattnet var mycket låg samtidigt som NO_3^--halten i det utgående vattnet var avvikande hög. En jämförelse gjordes sedan av mätvärden för filtrerad COD från det inkommande och utgående flödet från ED. Dessa prover togs som stickprov ett par gånger per vecka under 2020. De tillfällen då mätvärdet för filtrerad COD var 3 mg/l högre i utgående än inkommande flödet indikerar att all tillsatt metanol kanske inte har förbrukats. Dessa tillfällen har markerats i Figur 27. Vid de tre första var halterna av NO_3^- i det utgående vattnet avvikande höga och därför är det endast vid de fyra senare som metanol kan ha överdoserats. Enligt Henze (2002) behövs 4-5 g COD/g N för att få en effektiv denitrifiering. De beräknade värdena var inom detta intervall under de flesta av årets dagar. I början på oktober var värdena högre, vilket kan ha berott på en överdosering av metanol.



Figur 27. Utvärdering av metanoldoseringen. De större röda cirklarna markerar möjlig överdosering av metanol.

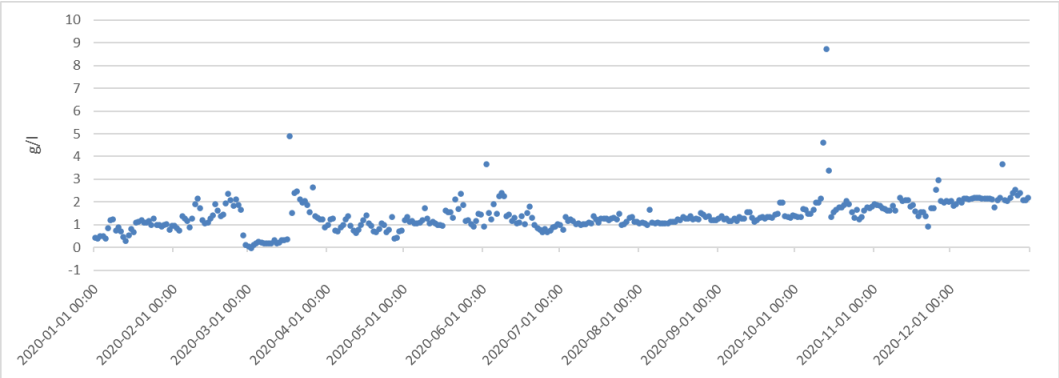
Denitrifikationshastigheten beräknades både över enbart den första av de tre zonerna och över hela processteget. Hastigheten plottades sedan mot belastningen och med hjälp av linjär anpassning beräknades denitrifikationsgraden till 82 % i zon 1 och 98 % för hela processteget. Då halten av NO_3^- i det utgående flödet var avvikande hög vid några tillfällen i början på året som tidigare har nämnts beräknades denitrifikationsgraden från den 1 april. Då en stor del av denitrifikationen skedde i zon 1 fanns det även i ED kapacitet som inte utnyttjades.

Enligt driftstrategin för Ryaverket ska flödet genom ED regleras så att kvävereningen blir optimal med ett maximalt flöde på 4 m^3/s. Under 2020 var flödet som mest 3,0 m^3/s och det finns därmed möjlighet att öka detta. Ett högre flöde genom både EN och ED innebär att doseringen av metanol behöver höjas och att även luftningen i EN behöver öka.

4.9 Skivfilter

4.9.1 Massbalanser

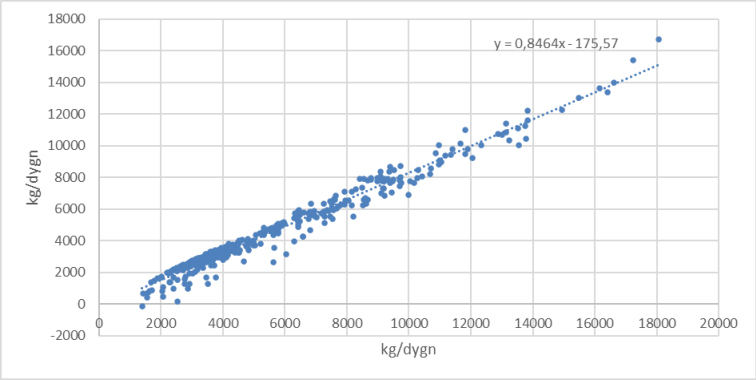
För skivfilteranläggningen var det inte möjligt att beräkna en sluten massbalans då mätvärden för koncentrationen av TSS i flödet av skivfilterslam saknades. Denna koncentration beräknades istället från de mätvärden som fanns tillgängliga, se Figur 28. Koncentrationen var låg i början på mars på grund av avvikande låga värden för koncentrationen av TSS i flödet in till SF. Det höga värdet i oktober beror på ett avvikande högt värde för koncentrationen av TSS i flödet in till SF.



Figur 28. Koncentrationen av TSS i flödet av skivfilterslam.

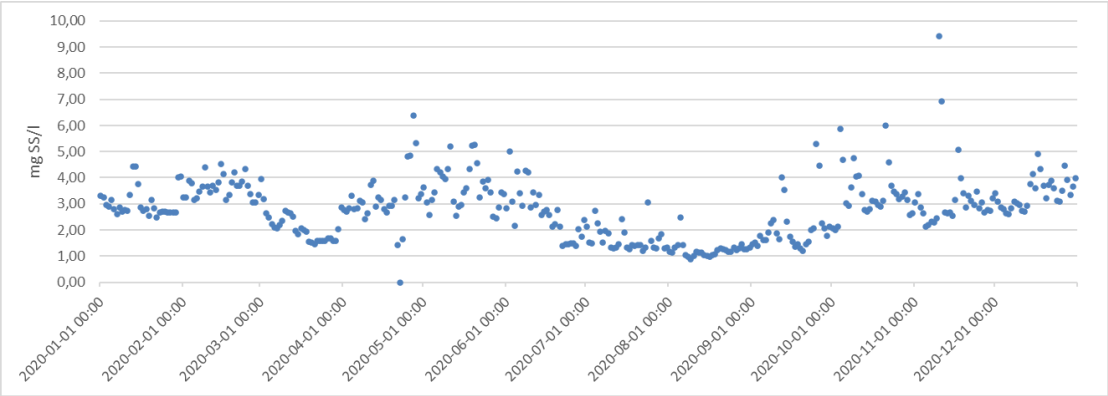
4.9.2 Driftparametrar

Den avskilda mängden TSS per dygn beräknades och plottas mot belastningen. Med hjälp av linjär anpassning beräknades avskiljningsgraden till 85 %. Värdet den 13 oktober togs bort då koncentrationen av TSS i flödet in till SF var avvikande högt. Grafen i Figur 29 visar att sambandet mellan den avskilda mängden TSS och belastningen är linjärt.



Figur 29. Sambandet mellan avskiljningen av TSS och belastningen.

Enligt Svenskt Vatten AB (2013) kan koncentrationer på 3-5 mg/l uppnås i det filtrerade vattnet från en skivfilteranläggning. Grafen i Figur 30 visar att värdena var under 5 mg/l de allra flesta dagarna förutom vid några tillfällen under april, maj och oktober.



Figur 30. Koncentrationen av TSS i flödet från SF.

Belastningen av TSS per filter beräknades även. Denna var relativt jämn, eftersom fler filter var i drift när det totala inflödet till avloppsreningsverket och även flödet genom SF var högt. De tidigare nämnda låga värdena för koncentrationen av TSS i det inkommande vattnet till SF ger låga värden för belastningen i mars.

Det maximala flödet genom SF är begränsat till 8 m^3/s. Under 2020 uppnåddes detta vid några tillfällen, framför allt under februari och mars, när flödet in till avloppsreningsverket var högt. Vatten leddes då förbi skivfilteranläggningen.

5 Slutsats

De beräknade flödesbalanserna tyder på att flödesmätarna för flödet från BB1, flödet från EN till ED och antingen flödet genom eller förbi ED visar felaktiga värden.

Det finns outnyttjad kapacitet i biobäddarna under vinterhalvåret, men recirkulationen kan inte höjas då belastningen på eftersedimenteringen redan är hög utan skulle istället kräva en ändring av hur flöden går. Även i EN och ED finns det outnyttjad kapacitet som, om den kan utnyttjas, skulle ge mer kväverening totalt sett.

Perioder med avvikande värden har identifierats i serierna med mätvärden för halterna av TSS in till och ut från FS från online-mätarna, NH_4^+ in till EN, NO_3^- ut från zon 1 i EN, NO_3^- ut från ED och TSS in till SF.

Alla massbalanserna som beräknades för TSS och kväve för de olika processtegen kan anses gå ihop. Avvikelserna utgjorde mindre än 5 % av den inkommande mängden av respektive ämne under året.

Av de avskiljningshastigheter och kvoter som beräknades är kvoten COD/N jämförbar med litteraturvärden medan avskiljningen av TSS för FS stämmer med litteraturvärdena vid låg belastning, men är lägre vid hög belastning. Nitrifikationshastigheten som beräknades för BB och EN är lägre än litteraturvärdena för EN. Även för BB är värdena lägre vid låg belastning, men vid högre belastning är de något högre än litteraturvärdena.

6 Referenser

Gryaab AB. (2021). *Miljörapport Ryaverket 2020.* (Gryaabrapport 2021:2). Hämtad från: https://www.gryaab.se/wp-content/uploads/2020/04/Milj%C3%B6rapport-Ryaverket-2019.pdf

Henze, M. (2002). *Wastewater treatment : biological and chemical processes*. Berlin: Springer.

Odegaard, H. (2006). Innovations in wastewater treatment: The moving bed biofilm process. *Water Science and Technology, 53(9),* 17-33.

McQuarrie, J. P. & Boltz, J. P. (2011). Moving bed biofilm reactor technology: process applications, design, and performance. *Water Environment Research, 83(6),* 560-575.

Modin, O. (2017). *Om vatten.* Hämtad 2021-06-07 från https://omvatten.se/

Naturvårdsverket. (2020a). *Avloppsvattnets miljöpåverkan.* Hämtad 2021-06-15 från https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vatten/Avloppsvatten/

Naturvårdsverket. (2020b). *Rening av avloppsvatten i Sverige 2018.* Hämtad från: https://www.naturvardsverket.se/Documents/publ-filer/8800/978-91-620-8866-8.pdf?pid=27696

Rieger, L., Takács, I., Villez, K., Siegrist, H., Lessard, P., Vanrolleghem, P. A, & Comeau, Y. (2010). Data reconciliation for wastewater treatment plant simulation studies-planning for high-quality data and typical sources of errors. *Water Environment Research, 82(5),* 426-433.

Svenskt Vatten AB. (2013). Avloppsteknik 2 Reningsprocessen. Stockholm: Svenskt Vatten AB.