



CHALMERS



Hållbar avloppsvattenrening:

Analys av data från Ryaverket i Göteborg

Sofie Axeen, Lisa Johansson, Måns Ljungström,
Ylva Stafström, Linnea Svensson, Johanna Täuber

INSTITUTIONEN FÖR ARKITEKTUR OCH SAMHÄLLSBYGGNADSTEKNIK

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige 2021
www.chalmers.se

Hållbar avloppsvattenrening:

Analys av data från Ryaverket i Göteborg

Sofie Axeen, Lisa Johansson, Måns Ljungström, Ylva Stafström, Linnea Svensson,
Johanna Täuber

© Sofie Axeen, Lisa Johansson, Måns Ljungström, Ylva Stafström,
Linnea Svensson, Johanna Täuber 2021.

Handledare: Maria Neth, Gryaab AB, Institutionen för arkitektur
och samhällsbyggnadsteknik, Vatten Miljö Teknik

Examinator: Oskar Modin, Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik,
Vatten Miljö Teknik

Kandidatarbete 2021

Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik

ACEX10-21-83

Chalmers Tekniska Högskola

SE-412 96 Göteborg

Telefon +46 31 772 1000

Abstract

The wastewater from Gothenburg, Ale, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal and Parille is treated at the wastewater treatment plant Ryaverket, which is operated by Gryaab AB. At the wastewater treatment plant pollutants such as nitrogen, phosphorus, organic substances and suspended particles are removed from the wastewater. The purpose of this study was to examine data from the years 2019 and 2020 for the treatment process at Ryaverket. Given data has been analyzed to identify deviations from expected variation. In addition, the data has been analyzed by setting up flow and mass balances for each treatment process. These have been studied to see if incoming flows and pollutants correspond to what has been measured in the effluent for each process. Based on the data, rates and ratios for different treatment steps have been calculated and compared with theoretically stated values. The data analysis also aimed to see if optimizations of the treatment processes could be identified.

Given data was analyzed by studying the variations of measured concentrations and flows in graphs. To study flow balances for each treatment process, effluent and influent flows were summarized and compared. To analyze mass balances, incoming mass flows of different substances for each treatment step were summed up and compared with effluent mass. Rates and ratios for different processes were also calculated, and compared with theoretically stated values. To identify possible optimizations, the use of the capacity for different processes was studied, and how the dosage of different chemicals and aeration could be linked to the removal of contaminants.

The data analysis showed that the given data from Ryaverket contain deviations, and that the inflow and outflow of most processes are comparable. The mass balances showed that influent and effluent mass for most processes were comparable, with a few exceptions. The analysis also showed correspondence between calculated rates as well as ratios and theoretically stated relationships. The analysis showed some possible optimizations in the treatment process, such as utilizing the flow capacity of several process steps, such as the biofilters and post-nitrification.

Keywords: Wastewater treatment plant, flow balance, mass balance, nitrification, denitrification, BOD, COD, phosphorus removal

Sammanfattning

Avloppsvatten från Ale, Göteborg, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal och Partille renas på avloppsreningsverket Ryaverket, som drivs av Gryaab AB. På reningsverket renas avloppsvattnet från kväve, fosfor, organiska ämnen och suspenderade partiklar. Syftet med denna studie var att undersöka data från år 2019 och 2020 för reningsprocessen på Ryaverket. Erhållen data har analyserats för att identifiera avvikelser från förväntad variation. Utöver det har datan analyserats genom att flödes- och massbalanser för respektive reningssteg ställts upp. Dessa har studerats för att se om inkommande flöden och föroreningsmängder stämmer överens med det som uppmätts ut från processen. Utifrån datan har även hastigheter och kvoter för olika processteg beräknats och jämförts med teoretiskt angivna samband. Dataanalysen syftade även till att se om möjlig optimering av reningssteg kunde identifieras.

Erhållen data analyserades genom att variationerna av uppmätta halter och flöden studerades i grafer. För att studera om flödesbalanser för respektive reningssteg gick ihop summerades utgående och inkommande flöden och jämfördes med varandra. För att analysera massbalanser summerades inkommande massflöde av olika ämnen för respektive reningssteg och jämfördes med utgående massflöden. Utifrån den givna datan beräknades även hastigheter och kvoter för olika processer, och med hjälp av en litteraturstudie jämfördes dessa med teoretiskt angivna samband. För att identifiera möjliga optimeringar studerades hur väl kapaciteten för olika processer används, samt hur väl dosering av olika kemikalier och luftning kunde kopplas till erhållen grad av rening.

Den genomförda dataanalysen visade på att datan från Ryaverket innehåller avvikelser men att de flesta processers flödesbalanser går ihop. Även massbalanserna går överlag ihop, med några undantag. Analysen visade även att överensstämmelse mellan uträknade hastigheter samt kvoter och teoretisk angivna samband kunde påvisas. Analysen visade några möjliga optimeringar av reningsprocessen, som exempelvis att utnyttja kapaciteten ytterligare hos flera processteg, såsom biobäddarna och efternitrifikationen.

Nyckelord: Avloppsreningsverk, nitrifikation, denitrifikation, sedimentation, flödesbalans, massbalans, COD, BOD, fosforrening

Innehåll

1	Inledning	3
1.1	Syfte	3
1.2	Frågeställning	4
1.3	Avgränsningar	4
2	Bakgrund	5
2.1	Avloppsvattenrening	6
2.1.1	Mekanisk rening	6
2.1.2	Kemisk rening	7
2.1.3	Biologisk rening	8
2.2	Slambehandling	11
3	Metod	13
3.1	Analys av data	13
3.2	Litteraturstudie	18
4	Resultat och analys	19
4.1	Övergripande analys	19
4.2	Försedimentering	22
4.3	Aktivt slam	27
4.4	Eftersedimentering	31
4.5	Biobädd	34
4.6	Efternitrifikation	38
4.7	Efterdenitrifikation	47
4.8	Skivfilter	52
4.9	Förtjockare	55
4.10	Biogasanläggning	57
4.11	Slamavvattning	59
5	Diskussion	63
6	Slutsats	68
	Referenser	70

Begrepp

Aerob: Aeroba förhållanden innebär att syre finns tillgängligt.

Anox: Anoxa förhållanden innebär en avsaknad av syre men en tillgång på nitrat och nitrit.

Autotrof: En självnärande mikroorganism som använder koldioxid som kolkälla, är långsamväxande.

BOD: Biochemical oxygen demand, ett mått på mängden biologisk nedbrytbart organiskt material i ett vatten.

COD: Chemical oxygen demand, ett mått på mängden syre som krävs för att bryta ned den totala mängden organiskt material i vattnet.

Denitrifikation: Reduktion av nitrat och nitrit till kvävgas.

Heterotrof: En mikroorganism som använder organiska ämnen som kolkälla, är snabbväxande.

Hydrolys: Hydrolys är en typ av kemisk sönderdelningsreaktion där en molekyl reagerar med en vattenmolekyl och klyvs i två delar.

Kombinerat avloppssystem: Ett avloppssystem där dagvatten och spillvatten transporteras tillsammans.

Nitrifikation: Aerob oxidation av ammonium till nitrat och nitrit.

Nm³: Normalkubikmeter, enhet för volym gas vid standardtryck (1 atm) samt standardtemperatur (0°C).

Polymer: Kemisk förening som är en kedja av mindre sammankopplade enheter. Används på avloppsreningsverk för att gynna koagulering och flockulering av mindre partiklar.

TS: Torrsubstanshalt i vattnet.

TSS: Total suspended solids, är ett mått på den totala mängden fasta partiklar i vattnet.

VS: Den del av torrsubstansen som är av organiskt material.

VSS: Volatile suspended solids, mängden organiskt material av de fasta partiklarna i vattnet.

Förkortningar

FS: Försedimentering

AS: Aktivt slam

ES: Eftersedimentering

BB: Biobädd

EN: Efternitritifikation

ED: Efterdenitritifikation

SF: Skivfilter

FT: Förtjockning

BG: Biogasanläggning

SA: Slamavvattning

1 Inledning

Då avloppsvatten kommer till reningsverken är innehållet av näringsämnen samt organiskt material stort och det är avloppsreningsverkens uppgift att rena vattnet från dessa. Ett utbrett miljöproblem idag är övergödning i sjöar, vattendrag samt havsområden [2] och orsaken till detta är att näringsämnen såsom kväve och fosfor släpps ut i allt större mängder, främst på grund av mänsklig aktivitet. Vidare ställer detta större krav på reningsverken för att kunna rena bort denna ökade mängd föroreningar och förhindra spridning till vattendragen. Gryaab AB har till uppgift att rena avloppsvattnet i Göteborg samt kranskommunerna Ale, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal och Partille [3].

Gryaab AB driver Ryaverket som är ett av Nordens största reningsverk sett till mängden avloppsvatten som renas varje år. Idag tar reningsverket hand om 790 000 personers avloppsvatten, vatten från industrier samt en stor mängd dagvatten. Dagens klimatförändringar tyder på att Sverige kommer uppleva en ökad nederbörds mängd [4]. I samband med Göteborgs kombinerade avloppssystem kommer det således innebära en större mängd vatten till Ryaverket samt en ökad risk att större mängd obehandlat avloppsvatten kommer släppas ut i vattendragen.

För att möta framtidens striktare krav på rening krävs en gedigen kunskap om hur nuvarande rening fungerar och dess kapacitet. En analys av mätdata från Ryaverket där kväve, fosfor, organiskt och suspenderat material kan skapa ett underlag för hur det ser ut idag och sedan användas vid utveckling och förbättring av avloppsvattenreningen på Ryaverket med hjälp av processmodellering.

1.1 Syfte

Syftet med detta kandidatarbete är att granska och bearbeta data från Ryaverkets behandling av avloppsvatten för år 2019 och år 2020. Genom dataanalysen kommer det undersökas om datan innehåller avvikelser från förväntade variationer och hur dessa i så fall kan förklaras. Arbetet syftar även till att jämföra data med teoretiska samband samt att studera möjliga optimeringar av reningsstegen. Denna data, tillsammans med utförd analys, ska senare kunna användas för vidare analyser i arbetet Gryaab utför på Ryaverket.

1.2 Frågeställning

Projektet utreder följande frågor:

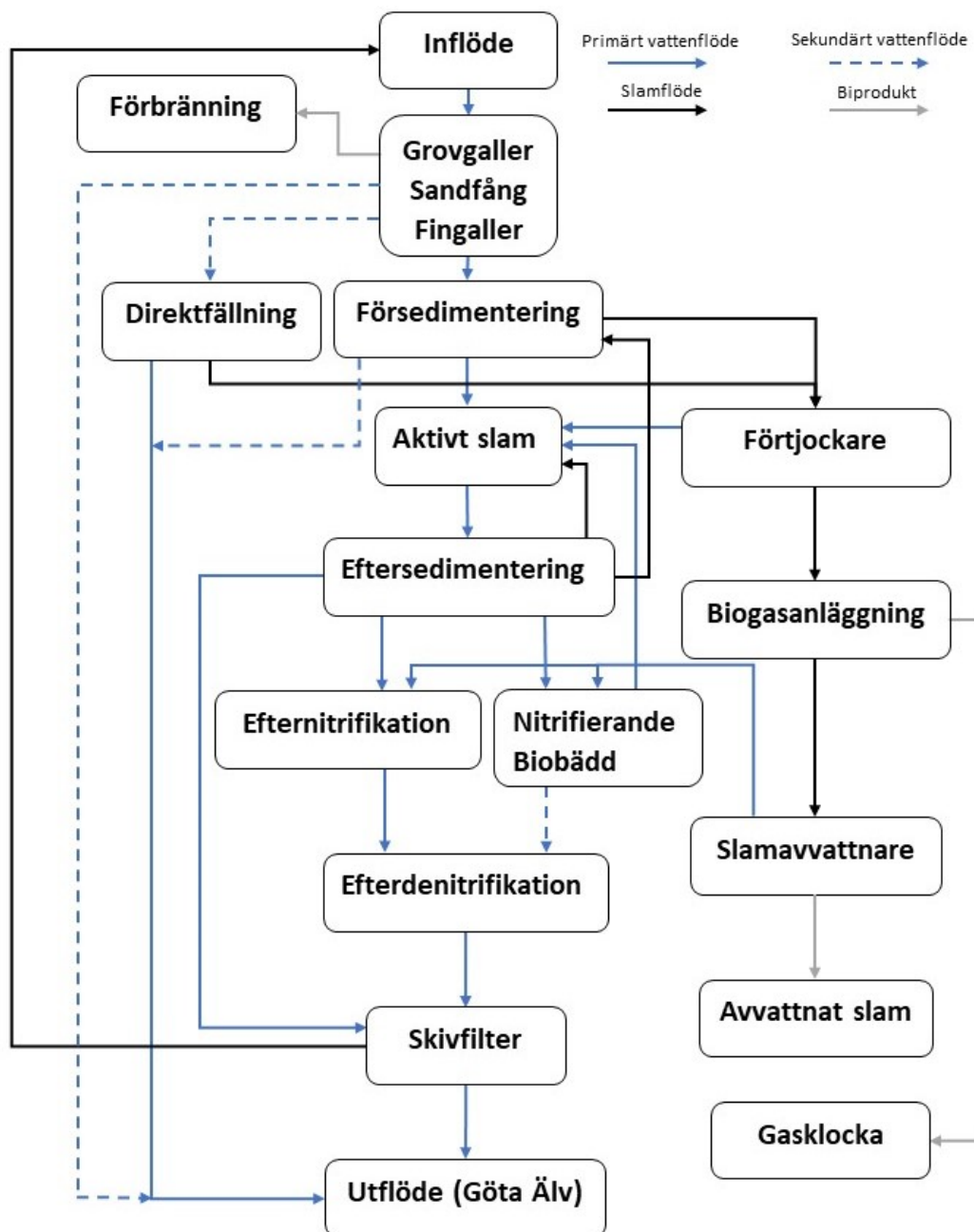
- Finns det avvikelser från förväntade variationer i datan och kan dessa i så fall förklaras?
- Går flödesbalanserna samt massbalanserna för näringsämnen och suspenderat samt organiskt material ihop över olika anläggningsdelar?
- Kan överensstämmelse visas mellan uträknade hastigheter och kvoter på data för Ryaverket med teoretiskt angivna samband?
- Indikerar dataanalysen några möjligheter till optimering av reningssteg och vilka optimeringar skulle i så fall kunna göras?

1.3 Avgränsningar

Under arbetets gång kommer inga nya mätningar göras, utan rapporten är begränsad till att endast hantera befintlig data. Den data som erhållits för dataanalysen är begränsad till processerna från det att avloppsvattnet kommer in på Ryaverket till dess att avloppsvattnet går ut från avloppsreningsverket.

2 Bakgrund

Ryaverkets avloppsreningsprocesser innehåller flera delsteg för att rena avloppsvattnet från partiklar och näringsämnen. Anläggningens olika steg kan ses överskådligt i figur 1 nedan. Avloppsvattnets reningsprocess visas av de blåa strömmarna där det renade vattnet slutligen förs ut i Göta älv.



Figur 1: Processchema över reningsprocessen på Ryaverket

2.1 Avloppsvattenrening

Reningsprocesserna på Ryaverket är, som beskrivet i inledningen, utformade för att rena avloppsvattnet från organiskt material samt olika föreningar innehållande näringsämnen kväve och fosfor. Reningen från fast material samt partiklar sker framförallt mekanisk i rensgaller, sandfång samt i försedimenteringssteget [5]. Avskiljning av löst organiska ämnen samt kväverening sker genom biologiska processer i aktivslambassängerna med efterföljande eftersedimentering samt i biobäddarna, efternitrifikationen och efterdenitrifikationsbassängerna. Fosfor tas bort genom kemisk rening med hjälp av fällningskemikalier som tillsätts inför den biologiska reningen. Nedan beskrivs samtliga processer mer ingående.

2.1.1 Mekanisk rening

Avloppsvattnet förs till Ryaverket genom ett tunnelsystem under marken [6]. Det första steget i reningsprocessen är att separera avloppsvattnet från större material, vilket görs med hjälp av ett grovgaller. Gallret är utformat med 20 mm mellan gallerstavarna och tar specifikt upp material som spolas ner i toaletten, exempelvis pappershanddukar och skräp. Materialet som fångas upp kallas för rens [7]. När grovgallret renas finfördelas rensen och pressas med hjälp av renspressar och transportskruvar till att därefter förflyttas till rensbehandlingen med hjälp av tryckluft. I rensbehandlingen placeras rensen i två containrar för att transporteras till en förbränningsanläggning där det omvandlas till värme och el.

Inloppet till Ryaverket är placerat 20 meter under marken där avloppsvattnet pumpas in med hjälp av fyra inloppspumpar [7]. Inloppspumparna är placerade efter grovgallret och är utformade med elektromagnetiska flödesmätare. Tre av pumparna har en maximal kapacitet på 6 m³/s, och den fjärde pumpen har en maximal kapacitet på 4,7 m³/s. Kanalen från inloppspumparna är utformade med två stycken bräddutlopp som kan användas för att avleda vattnet från Ryaverket vid översvämning [7].

Efter rensgallret och inloppspumparna fortsätter avloppsvattnet genom en kanal fram till sandfånget där tyngre material sjunker till botten [6]. Materialet som samlas upp i sandfångsbassängen är främst sand och grus. Vattnet transporteras därefter vidare genom ett fingaller. Fingallret har ett avstånd på 2 mm mellan gallerstavarna och är till för att samla upp material som inte fångades upp i grovgallret, exempelvis tops och snus i portionspåsar. Materialet behandlas därefter på samma sätt som rens [6]. Det är viktigt att samla upp så mycket sand, grus och övrigt material som möjligt i den mekaniska reningen för att minimera skador på maskiner och pumpar senare i processen.

När vattnet har transporterats genom fingallret leds det vidare till försedimentering. På Ryaverket finns det tolv försedimenteringsbassänger som är till för att avskilja fasta partiklar från avloppsvattnet [7]. När de avskilda partiklarna sedimenteras till botten kallas det för primärslam. Ryaverkets försedimenteringsbassänger har en yta på 5 800 m² och en totalvolym på 22 500

m^3 . Vid ett normalflöde på $4 \text{ m}^3/\text{s}$ befinner sig vattnet en timme och 35 minuter i bassängerna. I respektive försedimenteringsbassäng finns det två slamfickor med varsin slamventil. När partiklarna sedimenterar till botten bildas slam som transporteras till slamfickorna med hjälp av kedjeslamskrapor, och därefter leds slammet vidare till förtjockaren med hjälp av sex slampumpar. Primärt leds vattnet från försedimenteringen vidare till aktivslamprocessen. Vid stora flöden kan avloppsvattnet ledas förbi antingen endast försedimenteringen eller förbi hela reningsverket [7].

Det sista steget i reningsprocessen vid Ryaverket innan vattnet släpps ut består av en skivfilteranläggning. Denna består av 32 stycken skivfilter med en kapacitet på $8 \text{ m}^3/\text{s}$ och skivfiltren består av roterande filterdukar med en porstorlek på $15 \mu\text{m}$ [7]. Till skivfiltren kommer vatten från efterdenitrifikationen samt eftersedimenteringen. När vattnet pressas genom de små hålen i filterdukarna filtreras de allra minsta partiklarna, som bland annat består av fosfor, bort. Periodisk rengöring av filtren sker med saltsyra respektive natriumhypoklorit och filterslammet som tas bort pumpas tillbaka till inkommande kanal [7].

Efter att avloppsvattnet flödat genom skivfiltret leds det till avloppsreningsverkets utlopp. Utloppet från Ryaverket leder ut till Göta Älv via Rya Nabbe [7]. På vägen ut till Göta Älv leds det renade avloppsvattnet förbi Göteborg Energis värmepumpsanläggning där värmen i vattnet utvinns [6].

2.1.2 Kemisk rening

Då avloppsvattnet leds förbi hela reningsverket sker direktfällning istället för försedimentering [7]. Detta kan vara vid perioder av kraftig nederbörd eller stora smältvolymmer. Direktfällning används då istället för försedimentering, aktivt slam och eftersedimentering. För att undvika överbelastning av aktivslamanläggningen måste vattenflöden som överskrider $8\text{-}10 \text{ m}^3/\text{s}$ ledas förbi detta steg. För att fortfarande uppnå en höggradig rening med avseende på fosfor i avloppsvattnet kan upp till sex försedimenteringsbassänger istället användas till direktfällning. I dessa tillsätts då polyaluminiumklorid och polymer vilket medför att fosfor i det inkommande vattnet fälls ut. Mängden fällningskemikalie är oftast mellan 8 och $12 \text{ g Me}_3+/\text{m}^3$. Detta bildar flockar som sedan sedimenterar till botten och bildar slam. Vattnet transporteras därefter direkt till utloppet.

Vid flöden som inte överstiger den hydrauliska kapaciteten hos aktivslamanläggningen med tillhörande eftersedimentering så renas avloppsvattnet med avseende på fosfor genom att en fällningskemikalie tillsätts till avloppsvattnet. Fällningskemikalien som tillsätts är Järn(II)sulfat. Tillsatsen av järnsulfat sker innan vattnet kommer in till aktivslamtankarna. Järn(II)sulfat reagerar med vattnet och oxiderar till järn(III)hydroxid i luftningsbassängerna i aktivslamprocessen, vilket kallas simultanfällning. Det tillsätts mellan 1,0 och 1,4 mol Fe/mol P. Järn(III)hydroxiden binder till det fosfor som finns i vattnet och fälls ut som järnfosfat, vilket binder till aktivslamflockarna. Genom tillsats av polymer i kanalen mellan aktivt slam och eftersedimenteringstanken skapas

utfällning av bundet fosfor [7].

2.1.3 Biologisk rening

När vattnet har passerat den mekaniska och kemiska reningen övergår processen till den biologiska reningsfasen. Det första steget i den biologiska reningen är aktivt slam, AS. På Ryaverket består aktivslamprocessen av tre parallella tankar, i vilka avloppsvattnet renas från biologiska ämnen [7]. I dessa bassänger sker kväverening genom denitrifikation. Processen utförs av olika typer av bakterier, vilka växer i suspenderade flockar i bassängerna. De tre tankarna har en totalvolym på 50 990 m³ och vattnet behandlas i dessa tankar i cirka en och en halv timma [7]. Innan avloppsvattnet, som främst kommer från försedimenteringen, fördelas mellan de tre tankarna blandas det med returslam från eftersedimenteringen samt recirkulerat avloppsvatten från de nitrifierande biobäddarna. Returslammet utgör 2-4 m³/s och vattnet från biobäddarna utgör 1-7 m³/s av det totala flödet in till tankarna [7]. Returslammet är partiklar och bakterieflockar som sedimenterat i de efterföljande eftersedimenteringsbassängerna.

Aktivslambassängerna är uppdelade i två zoner, en anoxisk zon och en aerob zon [7]. Den anoxiska zonen utgör 40-60 % av bassängvolymen och är ej luftad, vilket innebär att det finns minimal tillgång på syre. Dessa förhållanden gynnar bakterier som använder nitrat istället för syre för att utvinna energi [5]. I den anoxiska zonen bryts således nitrat som finns i avloppsvattnet ner till kvävgas av autotrofa bakterier. För att bakterierna ska kunna reducera nitrat till kvävgas kräver de autotrofa bakterierna att en kolkälla finns närvarande. Denna kolkälla utgörs vanligtvis av de organiska ämnen som finns kvar i vattnet efter tidigare reningssteg. I vissa fall tillsätts etanol som en extern kolkälla för att uppnå en tillfredsställande denitrifikation [7].

Den andra delen av bassängen är luftad och utgör den aeroba zonen där syre finns tillgängligt [7]. Bassängerna på Ryaverket luftas med membranluftare på botten av bassängerna med hjälp av tre turbokompressorer, vilket gör att de kvarvarande organiska ämnena inte sjunker till botten av bassängen. I denna zon av bassängerna bryter heterotrofa bakterier ned organiska ämnen genom att oxidera dessa och reducera syre [5]. Dessa bakterier är generellt sett snabbväxande och denna process är stabil då processen är termodynamisk fördelaktig. Att en process är termodynamiskt fördelaktig innebär att reaktionen sker spontant och frigör energi [5].

För de tre aktivslamlinjerna som Ryaverket använder sig av är den maximala hydrauliska begränsningen vid drift 15 m³/s. Dock begränsas vanligtvis maxflödet för detta processteg till 13,5 m³/s beroende på eftersedimenteringens kapacitet [7].

Efter aktivslambassängerna leds vattnet till eftersedimenteringsbassängerna [7]. I regel tillsätts polymer i kanalen till detta reningssteg för att förbättra sedimenteringen. I eftersedimenteringen sedimenterar slammet från aktivslamprocessen. Detta görs i 24 stycken tvåvåningsbassänger, med en total

sedimenteringsyta på 21 100 m² och totalvolym på 72 200 m³ [7]. Partiklar och bakterieflockar sedimenterar till botten av bassängerna och bildar slam. Linskrapor leder slammet till slamfickor på botten av bassängen. En majoritet av slammet returneras sedan till aktivslambassängen med hjälp av pumpar. Det slam som inte returneras kallas överskottsslam och pumpas istället till försedimenteringsbassängerna, men vid stora flöden kan det pumpas direkt till slambehandlingen [7].

När vattnet passerat genom eftersedimenteringsbassängerna så går en del till en recirkulationsström som går via biobäddarna, en del leds vidare till efternitrifikationsbassängerna och resterande flöde leds direkt vidare till skivfilteranläggningen [7]. Recirkulationsströmmen som skapas av vattnet som leds tillbaka går från biobäddarna vidare till aktivslamprocessen eller efterdenitrifikationen. Vid till exempel kraftig nederbörd, och därigenom stor tillrinning till reningsverket, förminskas recirkulationen från biobäddarna till aktivslambassängerna ner till ca 0,5 m³/s för att inte överbelasta eftersedimenteringsbassängerna och öka Ryaverkets kapacitet.

Efter aktivslamprocessen och eftersedimenteringen transporteras som nämnt delar av vattenflödet till de nitrifierande biobäddarna, vilket är ett av processtegen som renar avloppsvattnet från kväve [7]. De 7,2 meter djupa biobäddarna är fyllda med ett specialtillverkat plastmaterial som har en korrugerad yta. Den korrugerade ytan gör att kontaktytan mellan luft, vatten och plast blir stor, och bakterierna som bildar en biofilm på detta plastmaterial får en så stor yta som möjligt att växa på. Avloppsvattnet som kommer till de nitrifierande biobäddarna pumpas med sex pumpar till en högre nivå än biobäddarnas yta och rinner genom självfall ut till spridare. Biobäddarna på Ryaverket är uppdelade i två parallella block där vardera block har tre spridarsystem. Spridarna hjälper till att fördela det inkommande avloppsvattnet jämnt över biobäddarnas yta. Avloppsvattnet sipprar sedan ned genom biobädden och syresätts dels i själva spridningen, men även av luften som stiger upp underifrån genom biobäddarna via självdrag. Denna process är således en aerob process [7].

Det avloppsvatten som kommer till biobäddarna innehåller kväveföroreningar i form av ammoniumkväve [5]. Detta fungerar som en energikälla för de autotrofa bakterier som lever på plastmaterialet i bädden. Bakterierna oxiderar det inkommande ammoniumkvävet till nitrat och reducerar den syrgas som finns tillgänglig i en process som kallas nitrifikation [5]. Denna process sker på Ryaverket även i efternitrifikationsbassängerna, som beskrivs utförligare nedan. Till biobäddarna kan även ammoniumrikt rejektvatten från slambehandlingen tillföras för att öka ammoniumbelastningen på biobäddarna [7], vilket kan observeras i figur 1 på sidan 5.

Vardera av de två blocken har en specifik yta för biobärarna, yta bärarmaterial per volymenhet biobädd, på 230 m²/m³. Den totala bäddvolymen för varje enskilt block är 8500 m³ [8]. Från biobäddarna pumpas avloppsvattnet vidare

med hjälp av åtta pumpar till efterdenitrifikationsbassängerna, samt tillbaka till aktivslambassängerna [7].

En del av vattenflödet från eftersedimenteringen leds även till efternitrifikationsprocessen. Likt biobäddarna kommer även ett flöde av vatten från slamavvattningsprocessen, som kallas rejektvatten, till detta reningssteg. Efternitrifikationen, EN, är uppdelad i sex parallella linjer där vardera linje består av tre bassänger i serie, där en av dessa linjer är avsedd för rejektvattnet från slamavvattningsprocessen [7]. Denna linje skiljer sig från resterande då den är konfigurerad för rejektvattenrening där anammoxbakterier omvandlar koncentrerat ammonium direkt till kvävgas, utan behov av extern kolkälla och med mycket mindre luftning [8]. Utflödet från denna linje leds sedan tillbaka och blandas med vattenflödet från eftersedimenteringen och återförs därmed i processen i en av de resterande fem linjerna. Vid behov kan även obehandlat vatten från slamavvattningen tillföras direkt i en av dessa fem linjer.

Den totala volymen för efternitrifikationsbassängerna är $10\,800\text{ m}^3$ [8], och den hydrauliska kapaciteten är $5,0\text{ m}^3/\text{s}$ [7]. Bassängerna i processen är fyllda med rörliga bärare i plast och processen kallas MBBR, moving bed biofilm reactor. På de rörliga bärarna växer mikroorganismer som genom nitrifikation omvandlar ammonium till nitrat. De rörliga bärarna har en specifik yta på $800\text{ m}^2/\text{m}^3$ [7]. Inkommande vatten till denna process flödar genom bassängerna medan luft stiger upp underifrån och syresätter vattnet så att bakterierna kan utföra nitrifikationen. Bassängerna i efternitrifikationen drivs så att allt syre genom processen ska förbrukas i den sista delen av processen, i zon 3. Detta för att spara på kolkälla som behövs i efterliggande reningssteg, denitrifikationen, dit hela vattenflödet ut från efternitrifikationen leds [7].

Efterdenitrifikationen är precis som efternitrifikationen uppdelad i sex parallella linjer som i sin tur består av tre seriekopplade bassänger där den totala tankvolymen uppgår till $11\,000\text{ m}^3$ och den maximala flödeskapaciteten uppgår till $4,0\text{ m}^3/\text{s}$ [7]. Till bassängerna kommer främst vatten från efternitrifikationen, men även vatten från biobäddarna kan ledas till denna process vid behov. Skulle vattenflödet till processen bli för stort kan även vatten ledas förbi processen.

Bassängerna i efterdenitrifikationsprocessen är fyllda med rörliga plastbärare som ger en hög vatten/plast-kontaktyta på vilka bakterier kan växa i en MBBR-process, precis som efternitrifikationen. Den specifika ytan för plastbäarmaterialet i denna process är $500\text{ m}^2/\text{m}^3$ [7]. Nitratet som finns i vattnet fungerar som syrekälla för den biofilm som växer på plastmedians ytor och nitratet omvandlas genom processen till kvävgas som avgår till luften. För att optimera processen används metanol som extern kolkälla och doseras efter mängden nitrat som kommer in till processen. Även fosforsyra tillsätts vid behov som näring och doseras baserat på nitrat- och fosfathalter. Från denna process går vattenflödet vidare till skivfiltrena.

2.2 Slambehandling

Slam från försedimenteringstanken och överskottslam från eftersedimenteringstanken går vidare in i slambehandlingsprocessen. Det uppsamlade slammet innehåller cirka 98 % vatten och behöver därför först förtjockas [9]. Vidare beskrivs de processer som ingår i Ryaverkets slambehandling.

I förtjockningssteget tillsätts först polymer till slammet för att lättare kunna avskilja vatten från fasta partiklar [10]. Polymer ökar flockstyrkan vilket minskar risken att partiklar följer med i det avskilda vattnet, rejektvattnet, som förs tillbaka till vattenreningsprocessen. Slammet med polymer förs till fyra stycken bandgravitationsförtjockare. Dessa använder sig av en silduk där vatten kan rinna genom, medan slammet transporteras över silduken [9]. Rejektvattnet som rinner genom silduken förs tillbaka till vattenreningsprocessen och slammet, som innehåller ca 4-8 % torrsustans efter bandförtjockaren, hamnar i förtjockningssilon [7]. Med hjälp av tre pumpar pumpas sedan det förtjockade slammet vidare in i rötkammaren, med andra ord biogasanläggningen.

Biogasanläggningen, BG, består av två rötkammare med en konstant slamnivå samt en tredje kammare för utjämning samt efterrötning [7]. Anläggningen har en total gasvolym på 5500 m³. I kamrarna röts slammet i en syrefri miljö med en temperatur på 37 grader. Detta sker i runt 20 dagar och under denna tid bryts det organiska materialet i slammet ned och cirka hälften av slammets organiska innehåll bildar biogas. Den bildade gasen består till 60-65 % av metangas och 35-40 % av koldioxid [11]. Slammet förs genom systemet så att det först passerar den ena kammaren och sedan vidare in i den andra. I den tredje kammaren sker utjämning samt efterrötning. Det är endast de två första kamrarna som värms upp [7]. Den totala nominella uppehållstiden i rötkamrarna är cirka 20 dygn. Biogasen som bildats förs via tryckledningar till en gasklocka i vilken trycket hålls konstant. Vidare sker även filtrering av gasen [11].

Utöver produktion av biogas från det interna slammet tar Gryaab även emot fett- och matavfall från restauranger och matproducenter som även det omvandlas till biogas [9]. För att avfallet skall kunna användas måste det vara pumpbart samt inte påverka slamkvaliteten negativt. Avfallet tillsammans med den biogas som produceras av slammet ger en produktion på nästan 70 GWh biogas per år. Biogasen säljs sedan vidare till Göteborgs energi [9].

Efter biogasanläggningen leds slammet vidare till slamavvattningen där skruvpressar avvattnar slammet ytterligare [7]. Anläggningen består av fyra skruvpressar med en kapacitet på 1500 kg/h vardera. Det motsvarar ett volymflöde på cirka 40 m³/s. Även i detta steg tillsätts polymer till slammet. Efter denna process innehåller slammet cirka 70 % vatten och endast cirka hälften av slammets ursprungliga organiska material [9].

Vattnet som avvattnas från slammet kallas för rejektvatten. Rejektvattnet är mycket rikt på kväve i form av ammonium och pumpas, förutom till biobäddarna

vid behov, till en egen linje längs efternitrifikationsbassängerna, där det renas från just kväve. Rejektvattenlinjen består på Gryaab av tre bassänger med en sammanlagd volym på 1900 m³ [7]. I denna linje används samma teknik som i efternitrifikationen och efterdenitrifikationen men med en annan typ av bakterier kallade anammoxbakterier. Dessa bakterier kan omvandla ammonium och nitrit direkt till kvävgas, utan behov av en kolkälla [7]. Efter att rejektvattnet genomgått denna reningslinje pumpas det tillbaka till efternitrifikationen.

Det sista steget är rötat slam och slammet är nu färdigbehandlat, det innehåller näringsämnen och mull [9]. En del av det rötade slammet komposteras och används som anläggningsjord på bullervallar, golfbanor och vägbyggen. En annan del av det rötade slammet går till växtnäring där Gryaab vill återföra näring till åkermarken enligt det internationella miljömålet "God bebyggd miljö" [7]. Om störningar uppkommer i form av föroreningar eller andra orsaker kan slammet läggas på Gryaabs kompostering eller mellanlagringsanläggning i Viken. Efter kompostering blandas slammet upp med olika stukturprodukter och kan då användas som jordprodukt.

3 Metod

I arbetet har data uppmätt av Ryaverket under 2019 samt 2020 analyserats. För att analysera erhållen data från avloppsreningen på Ryaverket användes Microsoft Excel 2019. Den data som erhållits har delvis bestått av mätvärden från onlinemätare, samt mätvärden från analyser på labb. Datan som erhållits från onlinemätare bestod av dygnsmedelvärden för flöden samt halter av olika näringsämnen, suspenderat samt organiskt material i vattnet. Data i form av mätvärden som uppmätts på laboratoriet på Ryaverket bestod av veckomedelvärden samt dygnsmedelvärden för halter av näringsämnen, suspenderat samt organiskt material. Data har även erhållits för hur många bassänger eller filter som var i drift. Datan bestod således för de flesta parametrar av 365 mätvärden för respektive vattenflöde eller halt per år.

3.1 Analys av data

För den data som beskriver in- respektive utflöden för olika processteg har främst flödesbalanser ställts upp. Dessa ställdes upp genom att summera inflöden till en process och även summera utflöden från samma process. Därefter jämfördes inflöde mot utflöde för respektive processteg. Detta gjordes dels över hela reningsverket men även över enskilda processteg. Vidare har avvikelser mellan inkommande och utgående flöde noterats och undersökts för att försöka finna en förklaring till dessa.

För den data där massa av en substans uppmätts ställdes även massbalanser upp. Dessa ställdes upp genom att inkommande halt av näringsämne, suspenderat material eller organiskt material multiplicerades med det summerade eller uppmätta inkommande flödet för ett processteg. Detta jämfördes sedan med uppmätt utgående halt av undersökt förorening multiplicerat med det summerade eller uppmätta utgående flödet för samma processteg. Detta genomfördes för att undersöka om inkommande mängder av föroreningsämnen stämde överens med utgående mängder, men även för att kunna se avskiljningen av olika ämnen eller partiklar över respektive reningssteg. I de fall där större avvikelser i flödesbalansen upptäckts har endast inkommande eller utgående flöde använts för att beräkna både massflödet in och ut ur processen. Vidare beskrivs mer ingående de beräkningsmetoderna som används för respektive reningssteg.

För flera processdelar beräknades även hastigheter, belastning samt kvoter. Hastigheter för kvävereducerande processer ($\text{g N}/(\text{d} \cdot \text{m}^2)$) har i arbetet beräknats för processdelar med rörligt bärarmaterial som följande ekvation 1.

$$v_N = \frac{(Q_{in} \cdot N_{in}) - (Q_{ut} \cdot N_{ut})}{s \cdot V} \quad (1)$$

där

Q_{in} = Flödet in till processdelen, m³/d

Q_{ut} = Flödet ut från processdelen, m³/d

N_{in} = Kvävehalt in till processdelen, g N/m³

N_{ut} = Kvävehalt ut från processdelen, g N/m³

s = Bärarmaterialets specifika yta, m²/m³

V = Volym bärarmaterial, m³

För biobäddarna och efternitrifikationsprocessen har nitrifikationshastigheten beräknats med ekvation 1. Samma ekvation har även använts för att beräkna denitrifikationshastigheten för efterdenitrifikationsprocessen.

Belastning för kvävereducerande processer, B_N (g N/(d·m²)), har i arbetet beräknats genom ekvation 2 för processdelar med rörligt bärarmaterial. För biobäddarna och efternitrifikationsprocessen har ammoniumbelastning beräknats med ekvation 2 med ammoniumhalt som N_{in} . Samma ekvation har även använts för att beräkna nitratbelastningen för efterdenitrifikationsprocessen nitrat halt som N_{in} .

$$B_N = \frac{Q_{in} \cdot N_{in}}{s \cdot V} \quad (2)$$

där

Q_{in} = Flödet in till processdelen, m³/d

N_{in} = Kvävehalt in till processdelen, g N/m³

s = Bärarmaterialets specifika yta, m²/m³

V = Volym bärarmaterial, m³

Grad av nitrifikation eller denitrifikation, G_N (%), har för kvävereducerande processer i arbetet beräknats för processdelar med rörligt bärarmaterial genom ekvation 3.

$$G_N = \frac{v_N}{B_N} \quad (3)$$

där

v_N = Denitrifikationshastighet för efterdenitrifikationsprocessen och nitrifikationshastighet för biobäddarna och efternitrifikationsprocessen enligt ekvation 1

B_N = Nitratbelastning för efterdenitrifikationsprocessen och ammoniumbelastning för biobäddarna och efternitrifikationsprocessen enligt ekvation 2

För efterdenitrifikationen har COD:N-kvot beräknats genom ekvation 4 för att undersöka hur tillsats av metanol förhåller sig till mängden nitrat som denitrifieras.

$$COD : N = \frac{C_{in}}{(Q_{in} \cdot N_{in}) - (Q_{ut} \cdot N_{ut})} \quad (4)$$

där

C_{in} = Flödet av metanol in till processdelen, kg COD/d

Q_{in} = Flödet in till processdelen, m³/d

Q_{ut} = Flödet ut från processdelen, m³/d

N_{in} = Nitrathalt in till processdelen, kg NO₃/m³

N_{ut} = Nitrathalt ut från processdelen, kg NO₃/m³

För att beräkna denitrifikationshastigheten i aktivslamprocessen har ekvationen nedan använts.

$$v_n = \frac{Q_{in} \cdot N_{in} - Q_{ut} \cdot N_{ut}}{SS_{ut} \cdot V} \quad (5)$$

där

v_n = Denitrifikationshastighet, g N/kgSS · h

Q_{in} = Flödet in till AS, m³/h

N_{in} = Nitrathalt in till AS, g N/m³

Q_{ut} = Flödet ut från AS, m³/h

N_{in} = Nitrathalt ut från AS, g N/m³

SS_{ut} = SS-halt ut från AS, kg/m³

V = Volym på aktivslamanläggningen, m³

För att beräkna syreförbrukningen i aktivt slam beräknades först det totalt inkommande syret, vilket är efter den anoxiska delen. Det gjordes genom att använda den uppmätta datan för totalt inkommande luft i enhet Nm³/h som omvandlades till antal mol luft genom att dividera med 0,0224 Nm³/mol, detta värdet kommer från allmänna gaslagen vid ett tryck på 101 325 Pa och vid temperaturen 273,15 K. Luft antogs innehålla 20,9 % syre och därför multiplicerades antal mol luft med 0,209. Med hjälp av molmassan för syre kunde det totala inkommande syret bestämmas, se ekvation 6.

$$\dot{m}_{syre} = \frac{Q_{luft}}{NV} \cdot M_{syre} \cdot 0,209 \quad (6)$$

där

$\dot{m}$ = Total syremängd in, g/h

Q_{luft} = Uppmätt flöde Nm³/h

NV = Normalvolym per mol, 0,0224 Nm³/mol

M_{syre} = Molmassa för syre, 32 g/mol

Den totala mängden inkommande syret jämfördes sedan med den uppmätta syrehalten i slutet av zon 9. Syrehalten, med enheten mg/l, multiplicerades med utflödet, med enheten m³/h för att få den uppmätta mängden syre i slutet av zon 9. Enheten för utkommande syremängd blev då i g/h. Skillnaden mellan inkommande syre och det uppmätta syret i utgående flöde är beräknat som syreförbrukningen i AS.

För beräkning av slamålder, $\bar{A}$, för eftersedimenteringen användes ekvation 7.

$$\bar{A} = \frac{V \cdot SS_m}{Q_{\ddot{o}} \cdot SS_{\ddot{o}} + Q_{ut} \cdot SS_{ut}} \quad (7)$$

där

$$\begin{aligned} V &= \text{Totalvolym aktivslambassäng, m}^3 \\ SS_m &= \text{TSS-halt i aktivslambassäng, kg/m}^3 \\ Q_{\ddot{o}} &= \text{Överskottsslamflöde, m}^3/\text{d} \\ SS_{\ddot{o}} &= \text{TSS-halt i överskottsslammet, kg/m}^3 \\ Q_{ut} &= \text{Flöde ut från eftersedimenteringen, m}^3/\text{d} \\ SS_{ut} &= \text{TSS-halt i flödet ut från eftersedimenteringen, kg/m}^3 \end{aligned}$$

Belastning per filter (kg/d/filter) för skivfiltret har beräknats med ekvationen nedan, där belastningen ses som mängd TSS per filter, se ekvation 8.

$$B_{TSS} = \frac{Q_{in} \cdot TSS_{in}}{n_{filter}} \quad (8)$$

där

$$\begin{aligned} Q_{in} &= \text{Flödet in till processdelen, m}^3/\text{d} \\ TSS_{in} &= \text{Halt suspenderat material in till processdelen, kg/m}^3 \\ n_{filter} &= \text{Antal skivfilter i drift, filter} \end{aligned}$$

För biogasanläggningen har uppehållstiden beräknats med ekvation 9, se nedan.

$$t = \frac{V_{Rötkammare}}{Q_{in}} \quad (9)$$

där

$$\begin{aligned} t &= \text{Upphållstid, dygn} \\ V_{rötkammare} &= \text{Rötkammarvolym, m}^3 \\ Q_{in} &= \text{Inkommande flöde, m}^3/\text{dygn} \end{aligned}$$

Vidare har den procentuella utrötningsgraden för biogasanläggningen beräknats med hjälp av ekvation 10.

$$\text{Utrötningsgrad} = \frac{VS_{in} - VS_{ut}}{VS_{in}} \cdot 100 \quad (10)$$

där

VS_{in} = Massflöde VS in till biogasanläggning, kg/m³

VS_{ut} = Massflöde VS ut från biogasanläggning, kg/m³

Den organiska belastningen, (kg VS/(m³ · dygn), på biogasanläggningen har beräknats med ekvation 11.

$$\text{Belastning} = \frac{VS_i n}{V} \quad (11)$$

där

VS = Massflöde VS in till biogasanläggning, kgVS/dygn

V = Rötkammarvolym, m³

Slutligen beräknades den specifika gasproduktionen för biogasanläggningen med ekvation 12 nedan.

$$G_{prod} = \frac{Q_{gas}}{VS_{in}} \quad (12)$$

där

G_{prod} = Specifik gasproduktion, Nm³/kgVS

Q_{gas} = Producerad mängd biogas, Nm³/h

VS_{in} = Massflöde VS in till biogasanläggning, kgVS/h

För slamavvattningen beräknades produktionen av avvattnat slam per dag enligt ekvation 13.

$$S_{prod} = S_n - S_{n-1} \quad (13)$$

där

S_{prod} = Slamproduktion för dag n, ton

S_n = Total vikt av slam under dygn n, ton

3.2 Litteraturstudie

Arbetet inleddes med att göra en litteraturstudie för att få en grund i hur datan ska granskas på bästa sätt. Litteraturstudien gjordes även för att skapa en förståelse för hur reningsprocessen på Ryaverket går till, samt hur de ingående processtegen är utformade och fungerar.

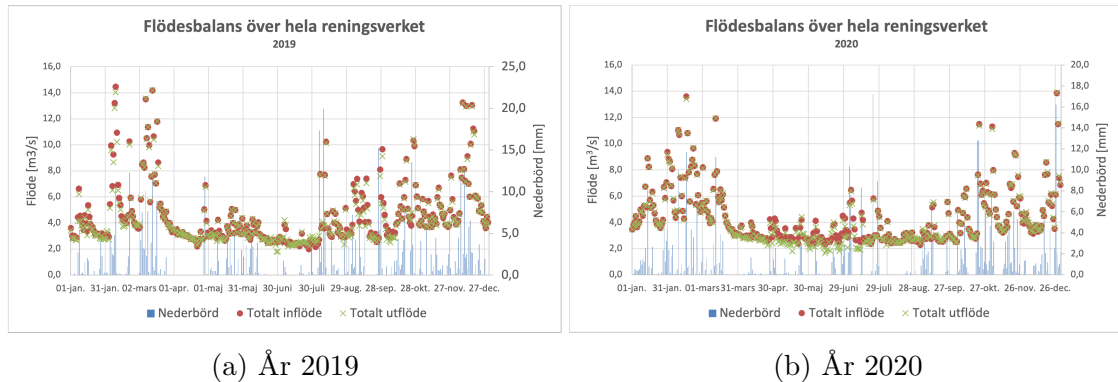
För att ta fram jämförbara värden för uträknade hastigheter och kvoter genomfördes en litteraturstudie. Sökningar gjordes i olika databaser där Scopus var den databas som användes främst. I Scopus söktes efter vetenskapliga artiklar med sökord som "Wastewater treatment plant" tillsammans med processernas namn eller förkortningar och de föroreningar som processerna syftar till att rena avloppsvattnet från.

4 Resultat och analys

Flödesbalanser, massbalanser och andra parametrar för de olika processerna i reningsverket har beräknats och analyserats. Resultatet redovisas nedan under varje process i reningsverket.

4.1 Övergripande analys

För att få en överblick har flödet som kommer in respektive flödet som går ut ur reningsverket studerats. Figur 2 illustrerar hur inflödet och utflödet varierar med avseende på nederbörds mängden. Resultatet visar att vid stora inflöden till Ryaverket kan en stor nederbörd observeras. Under den kallare perioden av året observeras det att nederbörden är en stor del av det totala inflödet, vilket gör att inflödet blir mycket högre under vinterhalvåret jämfört med sommarhalvåret. Detta beror förmodligen på att dagvattnet infiltrerar ned i marken under varmare perioder innan det når avloppsvattenledningarna.



Figur 2: Nederbörds mängd jämfört med det totala in- och utflödet på reningsverket

I figur 2 kan det även observeras att utflödet alltid är lite mindre än inflödet. Detta överensstämmer relativt bra med teorin och beror antagligen på att material försvinner från flödet genom de olika reningsprocesserna. Ett alternativ kan också vara att det orsakas av att vatten avdunstat under tiden i reningsverket, exempelvis i de öppna sedimenteringstankarna. Differensen kan även orsakas av mätfel.

Då reningen på Ryaverket är dimensionerad för mer än 2000 personekvivalenter bör inte, enligt statistik från Naturvårdsverket, årsmedelvärdet för COD överskrida 70 mg/l [12]. Andra utsläppskrav för BOD₇ samt total fosfor och kväve redovisas i tabell 1.

Tabell 1: Utsläppsvillkor för Ryaverket [13]

Parameter	Halt [mg/l]	Mängd [ton/år]
	Medelvärde per kalenderår	Rullande medelvärde per tre kalenderår
BOD ₇	10	1300
Total fosfor	0,3	40
Total kväve	8	1000

Veckoprov respektive dygnprov redovisas i tabell 2 för årsmedelvärdet av COD, BOD₇, total kväve och fosfor i utgående avloppsvatten från Ryaverket.

Tabell 2: Vecko- respektive dygnsprov av utsläppshalten organiskt material från Ryaverket

	Utsläppsmaterial	Mängd 2019 [mg/l]	Mängd 2020 [mg/l]
Veckoprov	Total COD	39	32
	Total BOD ₇	7,5	5,1
	Total P	0,22	0,19
	Total N	6,7	5,6
Dygnprov	Total COD	34	32
	Total P	0,22	0,19
	Total N	6,3	5,3

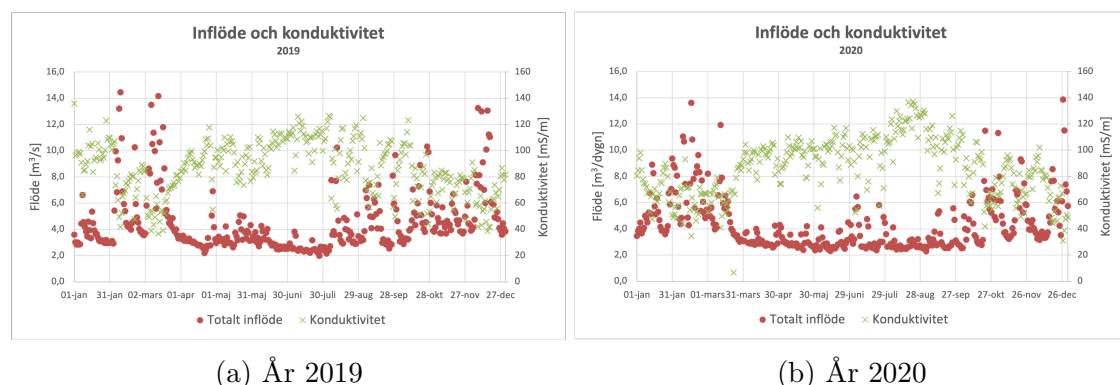
Vid en jämförelse mellan åren uppmärksammar tabell 2 en lägre halt av alla organiska material år 2020. Differensen mellan 2019 och 2020 av organiska material visas i tabell 3.

Tabell 3: Mängden av organisk material som minskat år 2020 i jämförelse med år 2019.

Minskade värden av	Veckoprov [mg/l]	Dygnsprov [mg/l]
COD	7	2
BOD ₇	2,4	
Total P	0,03	0,03
Total N	1,1	1,0

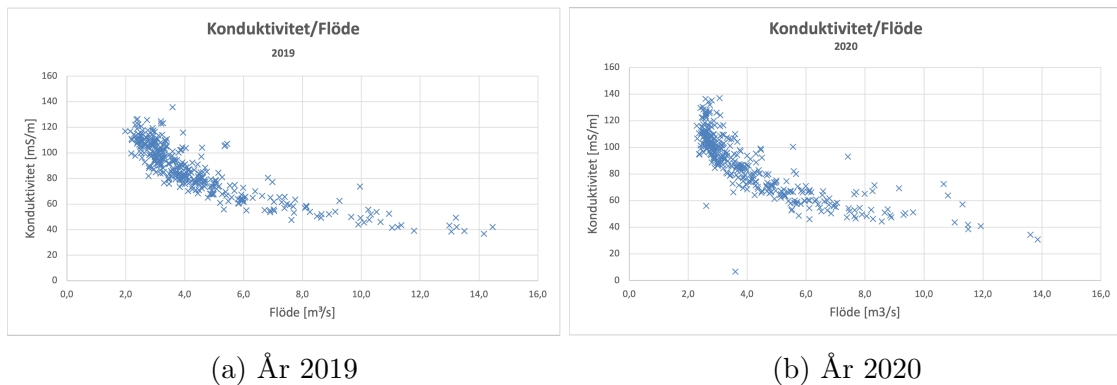
För 2020 släpper Ryaverket ut ungefär hälften av utsläppsvillkoret för BOD₇, ungefär 80 % av kväve samt två tredjedelar (67 %) av totalfosfor. Genom att ta hänsyn till detta samt beakta minimeringen av organiska ämnen resulterar det i att det finns god marginal till utsläppskraven för Ryaverket.

Figur 3a och figur 3b nedan illustrerar hur konduktiviteten i inflödet tillsammans med inflödet förändras över tid.



Figur 3: Vattnets konduktivitet och flödet i Ryverkets inflöde

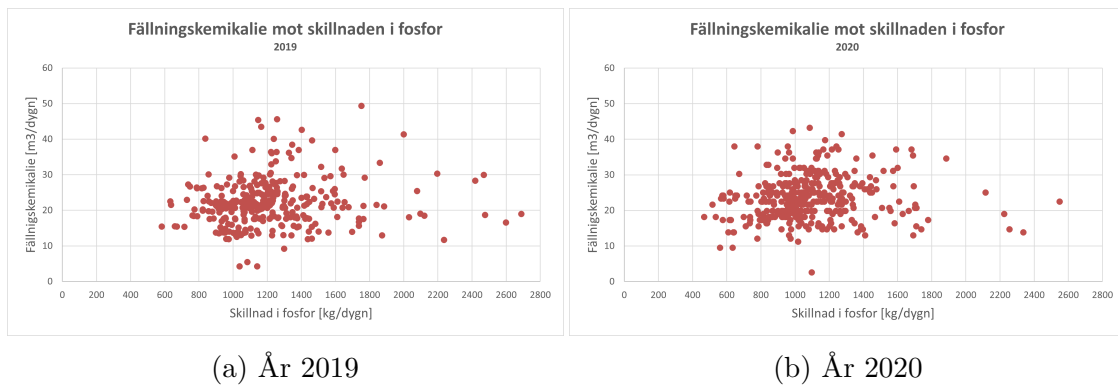
Konduktivitet i vatten beskriver hur väl det leder elektricitet. Detta är en bra indikator på hur mycket salter som finns löst i vattnet, salter som oftast består av klorid, natrium och sulfat. I figur 3a och figur 3b syns att inflödet och konduktiviteten är nästintill omvänt proportionerliga mot varandra. Alltså att högre inflöden oftast innebär en lägre konduktivitet. Detta kan förklaras med hjälp av figur 2a och figur 2b där hög nederbörd korrelerar med stora inflöden. Regn har lite till inga salter löst i sig [14], vilket medför att höga inflöden, som mestadels består av regn, får en lägre konduktivitet. Detta samband kan även tydligt ses i figur 4a och 4b.



Figur 4: Vattnets konduktivitet som funktion av inflödet

Konduktiviteten 2019 och 2020 ligger mellan 20 mS/m upp till 140 mS/m, där majoriteten av dygnen har ett värde mellan 60 mS/m och 120 mS/m. 100 mS/m anses vara indikativt för förorenat vatten [15]. Vattnet måste alltså renas under betydande andel av dygnen och det skulle då vara användbart att mäta konduktiviteten även i vattnet som släpps ut i älven, för att undersöka om vattnet renats tillräckligt.

För rening av fosfor ifrån avloppsvattnet har ingen data över ett visst reningsteg erhållits utan enbart halten in och ut från reningsverket. Till följd av detta presenteras fosforreningen enbart under detta avsnitt. För att avskilja fosfor i avloppsvatten kräver processen en tillsats av en fällningskemikalie, där Ryaverket använder fällningskemikalien FeSO_4 . Figur 5 illustrerar hur mycket fosfor som avskiljs från avloppsvattnet mot hur stor mängd fällningskemikalie som tillsätts.

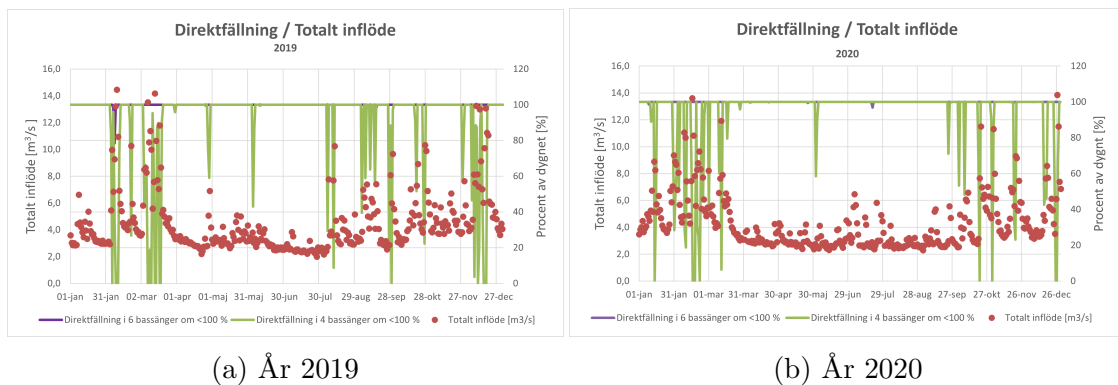


Figur 5: Avskiljning av fosfor jämfört med mängd tillsats av fällningskemikalie

Ur figur 5 är det svårt att urskilja ett samband mellan tillsatsen av fällningskemikalie i aktivslamprocessen och avskild mängd fosfor genom hela avloppsreningsverket. Att inte en tydligare korrelation mellan dessa parametrar syns kan bero på att fosfor avskiljs från avloppsvattnet i flera processteg än i aktivslamprocessen, där tillsatsen av fällningskemikalie sker, samt den efterföljande sedimenteringen.

4.2 Försedimentering

För försedimenteringen har flöden, direktfällning, COD, TSS och ammonium stått i fokus. Figur 6 illustrerar direktfällning jämfört med det totala inflödet. På höger sida av figurerna beskrivs en procenthalt av dygnet. När procenthalten inte är 100% betyder det att direktfällning är i bruk. År 2019 var direktfällning igång under 68¹ dagar av året, respektive 2020 där direktfällning används under 61² dagar. Till vänster i figur 6a och 6b kan det totala inflödet till reningsverket avläsas.



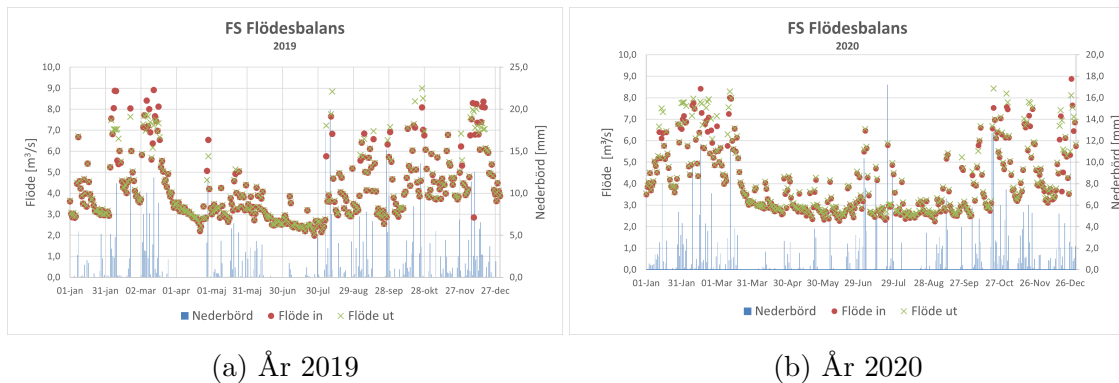
Figur 6: Direktfällning jämfört med totala inflödet till Ryaverket

¹Datum med direktfällning i bruk 2019: 4-11/2, 20/2, 21/2, 4-19/3, 30/3, 25/4, 27-28/4, 4-5/6, 10/6, 6/8, 10-11/8, 27-28/8, 4-5/9, 7/9, 11/9, 15-16/9, 27-30/9, 19-20/10, 26-28/10, 28-29/11, 5-6/12, 8-13/12, 15-19/12

²Datum med direktfällning i bruk 2020: 9/1, 11-12/1, 14-15/1, 30/1-2/2, 4/2, 9-10/2, 15-23/2, 25-26/2, 1/3 10-13/3, 17-18/3, 28/3, 6/4, 22/4, 26/5, 2/6, 3/6, 20-21/7, 25-26/9, 4/10, 9/10, 21-23/10, 1-3/11, 17/11, 20-22/11, 7/12, 17-20/12, 26-29/12

Som figur 2 visar på sida 19 så finns ett samband mellan användningen av direktfällning och den totala nederbörden. Vid stor nederbörd är det vanligt att direktfällning är i bruk då direktfällning enbart används om inflödet är för stort för de biologiska processerna. Resultatet visar att användningen av direktfällning är som störst under vinterhalvåret båda åren. Detta beror förmodligen på ökad avrinning och större inflöden till Ryaverket på grund av ökad nederbörd. Under sommarhalvåret var det dock större skillnad mellan åren. I figur 6 kan det observeras fler dygn med högt inflöde under sommaren år 2019 än 2020, vilket ökade användningen av direktfällning år 2019. En större avvikelse uppkommer både den 4:e juni år 2019 respektive den 2:a juni år 2020 där figur 6 illustrerar att direktfällning är i bruk men inga större inflöden anges in till reningsverket. Dock var det ett planerat stopp på Ryaverket 2:a juni både år 2019 och 2020 [16] [17], vilket skulle kunna vara en orsak till behovet att direktfällning.

Vidare till flödesbalansen så illustrerar figur 7a och figur 7b flödet in och ut från försedimenteringen över tid jämfört med nederbörden. I graferna ses att både in- och utflödet sjunker under sommarhalvåret. Detta korrelerar med minskande nederbörd vilket sannolikt är orsaken. Detta stärks av att tillfällig ökad nederbörd under dessa perioder överensstämmer med en ökning i in- och utflödet.



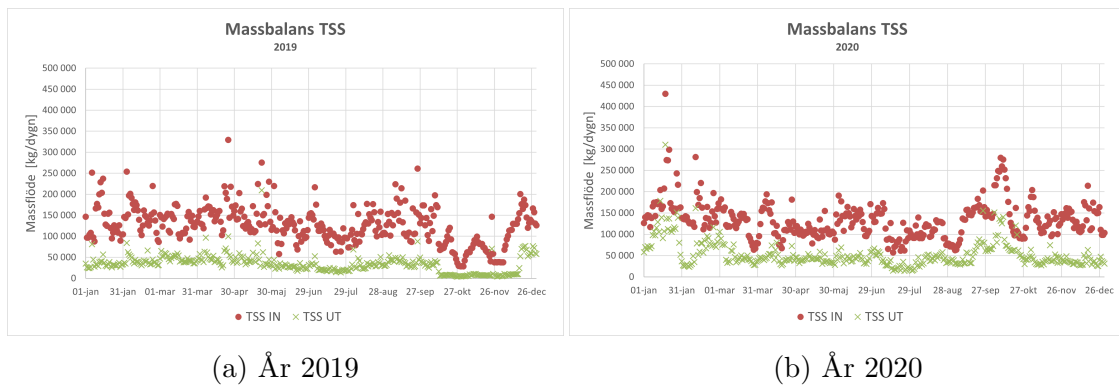
(a) År 2019

(b) År 2020

Figur 7: In- och utflöde jämfört med nederbörd

2019 strömmar det ut 1,4 % mer vatten än det strömmar in, medan 2020 så är motsvarande procent endast 0,03 %. Detta är ytterst små fel och beror med största sannolikhet på något av mätinstrumenten. Det kan även finnas ett inflöde som inte uppmätts och därmed inte är inkluderat i beräkningarna. Det inflöde skulle kunna vara nederbörd, då försedimenteringsbassängerna är öppna.

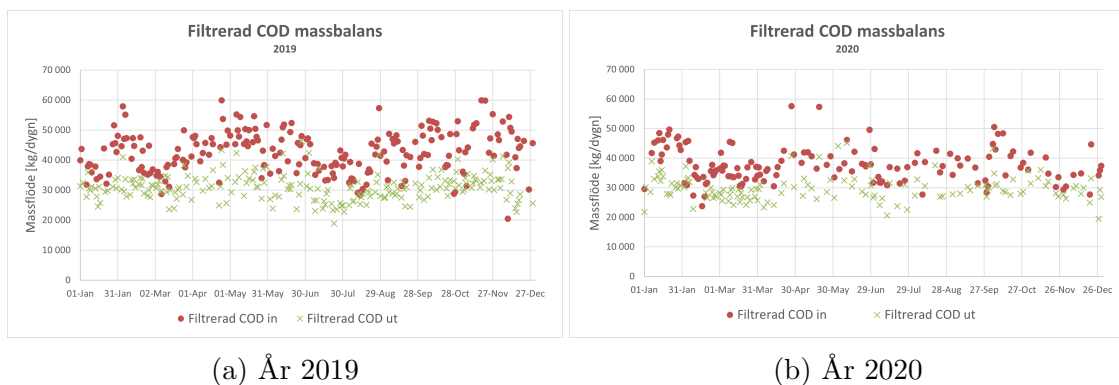
Figurerna 8a och 8b beskriver hur mycket av den totala TSS som sedimenterats bort i försedimenteringsbassängerna.



Figur 8: Massbalans för TSS

Mängden TSS i utflödet är konstant lägre än inflödet, vilket tyder på att TSS sedimenterar bort i försedimenteringsprocessen, se figur 8. Detta stöds av teorin och är också syftet med sedimentering. Under processen sedimenterade 65 % av TSS:en bort 2020 och 79 % 2019. För år 2020 är utflödet av TSS mindre än inflödet den 26/9, 5/10 och 12/10. Dygnen karaktäriseras inte av höga inflöden eller hög nederbörd, avvikelser i dessa parametrar sker inte heller under närliggande dygn. Orsaken till dessa avvikelser antas därför vara mätarfel.

Vid analysering av COD illustrerar figur 9 massbalansen av den filtrerade andelen COD i avloppsvattnet. År 2019 hade inflödet av filtrerat COD ett medelvärde på cirka 43 ton/dygn, och utflödet på 32 ton/dygn. År 2020 var medelinflödet 38 ton/dygn, respektive utflöde 30 ton/dygn. Vid avskiljningen av COD år 2019 kan det observeras en minskning i utflödet på cirka 21% jämfört med inflödet. Samma minskning uppstår även år 2020 där avskiljningen var cirka 26%.



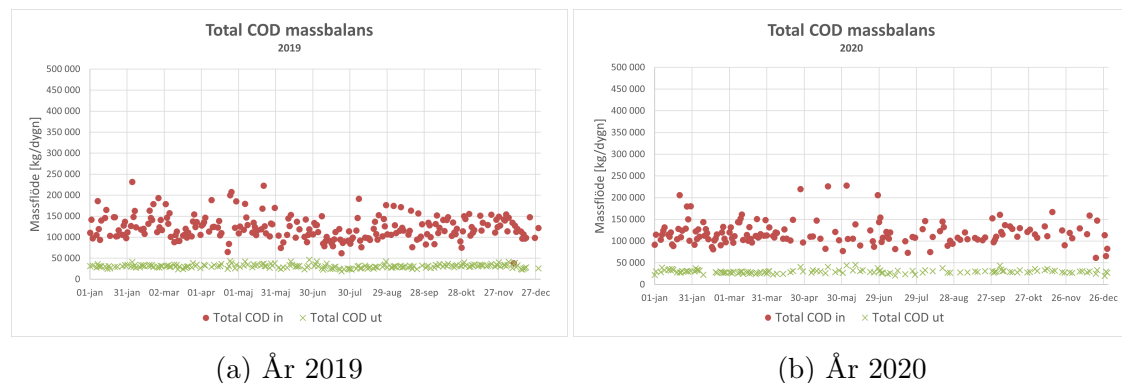
Figur 9: In- och utflöde av filtrerat COD

Filtrerat COD består av löst COD och därför bör differensen mellan in- och utflödet vara mycket liten då inga lösta partiklar kan sedimentera i försedimenteringsprocessen. Differensen mellan filtrerat COD i in- och utflöde är betydligt större än förväntat för båda åren och utflödet resulterar oftast i ett värde omkring 60-80 % mindre än inflödet. Detta kan dock bero på att Ryaverket använder ett filter med porstorleken 1,6 μm i diameter (O. Modin, personlig kommunikation, 25 februari 2021) vid mätning av filtrerat COD. Utifrån detta

blir förmodligen en del partikulärt COD uppmätt som löst COD då löst COD antas ha en diameter på endast 0,45 μm . Det partikulära COD kommer därefter sedimentera i bassängerna vilket leder till att ”COD filter ut” får ett lägre värde än ”COD filter in”, vilket kan observeras i figur 9.

Figur 10 illustrerar hur mycket partikulärt COD som sedimenteras bort i försedimenteringsbassängerna. Partikulärt COD är en del av det totala suspenderade materialet (TSS) i avloppsvattnet och därmed bör en stor del av det partikulära COD sedimentera till botten i processen. Figurerna illustrerar en någorlunda parallell trendlinje. För att enklare jämföra figurerna beräknas därför ett medelvärde av in- och utflödet. Medelvärdet av inflödet år 2019 resulterar i cirka 123 ton/dygn och utflödet 31 ton/dygn. År 2020 kretsar inflödet omkring 119 ton/dygn, respektive utflödet i 30 ton/dygn. Detta resulterar i att ungefär 75% partikulärt COD avskiljs från avloppsvattnet i försedimenteringsprocessen både år 2019 och 2020.

Vid beräkningen av utflödet av total COD beräknas inte slamuttaget med i uträkningen då mätvärden från COD i slammet saknas. Till följd av detta bör det vara en stor differens mellan in- och utflödet av COD.

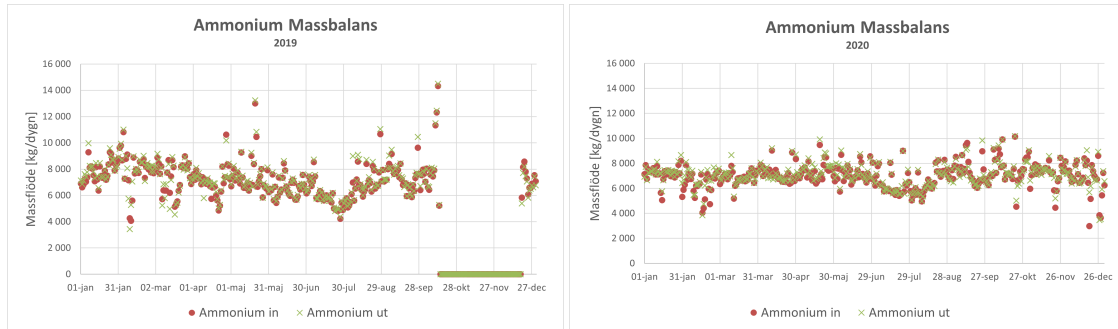


Figur 10: In- och utflöde av total COD

Massbalansen för den totala COD-halten i avloppsvattnet skapar komplikationer för en godtycklig jämförelse mellan årtalen då det finns betydligt fler mätvärden år 2019 än år 2020. Med detta i åtanke kan det ändå utföras en översiktlig analys där figur 10 observerar att inflödet av det totala COD är väldigt varierande från dag till dag år 2019 till skillnad från år 2020. Dock är medelvärdet samt COD avskiljningen ungefär lika stor för båda åren, vilket indikerar på att processen fungerar väl. Några avvikelser kan ses 4/2 och 21/5 år 2019 samt år 2020 den 22/1, 28/4, 20/5, 4/6 och 29/6. Detta kan antas som felmätningar samt att den 4/6 år 2020 var det även stopp på reningsverket [17].

Figur 11 illustrerar massbalansen av ammonium i försedimenteringsprocessen. Både år 2019 och 2020 observeras ett massflöde omkring 700–800 kg/dygn, dock är massflödet mer varierande från dag till dag under 2019. Större avvikelser kan även observeras år 2019 där figuren visar några avvikande värden den 20/5, 12/10 och

13/10. Anledningen till avvikelserna skulle kunna bero på felmätningar. Figuren visar även att efter den 12:e och 13:e oktober, där väldigt höga ammoniumhalter uppstår, saknas mätvärden under en period. Detta beror på att mätsensorerna var simulerade till noll på grund av ombyggnad [16]. Då detta förespråkar ett systemfel skulle det kunna vara en anledning till det höga massflödet dygnet innan avstängning.



(a) År 2019

(b) År 2020

Figur 11: Massbalans ammonium

Andra aspekter som observeras i båda figurerna är att utflödet av ammonium vanligtvis är ungefär 1-4 % högre än inflödet. Detta kan således bero på att under sedimentering kan hydrolys uppstå i slammet (M. Neth, personlig kommunikation, 30 mars 2021), vilket gör att ammonium-kväve frigörs till avloppsvattnet.

Nedan visas tabell 4 med relevanta årssummeringar från år 2019 och 2020 för att översiktligt jämföra åren mellan varandra. Vid jämförelsen uppkommer det både likheter och vissa större skillnader.

Tabell 4: Årssummering för försedimenteringen.

Årtal	2019	2020
COD filter in [ton]	9 130	5 343
COD filter ut [ton]	6 772	3 951
COD totalt in [ton]	28 487	18 488
COD totalt ut [ton]	6 772	3 951
TSS in [ton]	46 415	49 126
Total TSS ut [ton]	12 428	19 320
TSS ut slamuttag [ton]	2 798	2 196
Ammonium in [ton]	2 171	2 562
Ammonium ut [ton]	2 194	2 594

Vid analys är egentligen årssummeringen av COD irrelevant då flera dygn saknar mätvärden. Mätdata har också fler mätvärden från år 2019 än år 2020. Figur 10 på sidan 25 samt figur 9 på sidan 24 visar dock att mängden COD är relativt konstant mellan dygnet, därför kommer ett medelvärde i ton/dygn istället att beräknas och analyseras. Medelvärdet beräknas utifrån den totala summan per år dividerat med antalet mätvärden som finns tillgängliga, se tabell 5 och 6.

Tabell 5: Antal dygn med COD mätdata under åren

Antal dygn med mätdata	2019 [dygn]	2020 [dygn]
COD filter in	214	141
COD filter ut	218	132
COD totalt in	232	155
COD totalt ut	218	132

Tabell 6: Medelvärde av COD mängden per år

Årtal	2019 [ton]	2020 [ton]
COD filter in	42,9	37,9
COD filter ut	31,1	29,9
COD totalt in	122,8	119,3
COD totalt ut	31,1	29,9

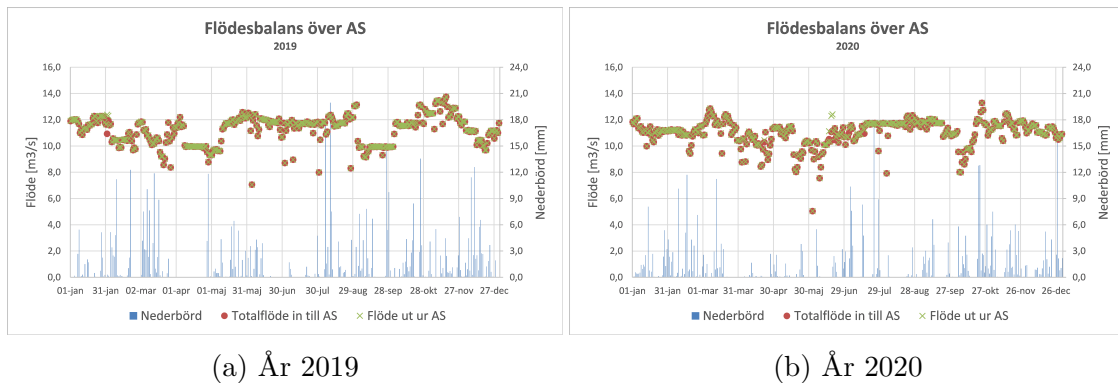
Resultatet visar att både mängden löst och filtrerat COD har minskat år 2020. COD är ett värde på mängden syre som krävs för att bryta ner ett organiskt material. Detta betyder att mängden organiskt material har minskats in till reningsverket.

Årssummeringen för totala TSS-halten saknar mätdata under 62 dagar i avloppsvattnet ut från FS, däremot finns det mätdata av TSS från slamuttaget. För att kunna göra en godtycklig jämförelse beräknas inte mätdata från slamuttaget med för total TSS ut under dessa 62 dagar. Med samma metod som för COD beräknas istället ett medelvärde av totala TSS ut i ton per dygn. Detta resulterar i ett medelvärde på 39,6 ton/dygn år 2019 respektive 53,9 ton/dygn år 2020, vilket är en procentuell ökning på 34%. Tabell 4 visar dock att andelen TSS i slamuttaget har minskat med cirka 22% år 2020. På grund av att TSS-halten har minskat i slamuttaget år 2020 förespråkar det att en större halt TSS därmed följer med avloppsvattnet vidare i reningsprocessen. Detta indikerar att reningen av TSS i försedimenteringen år 2020 var sämre än året innan.

4.3 Aktivt slam

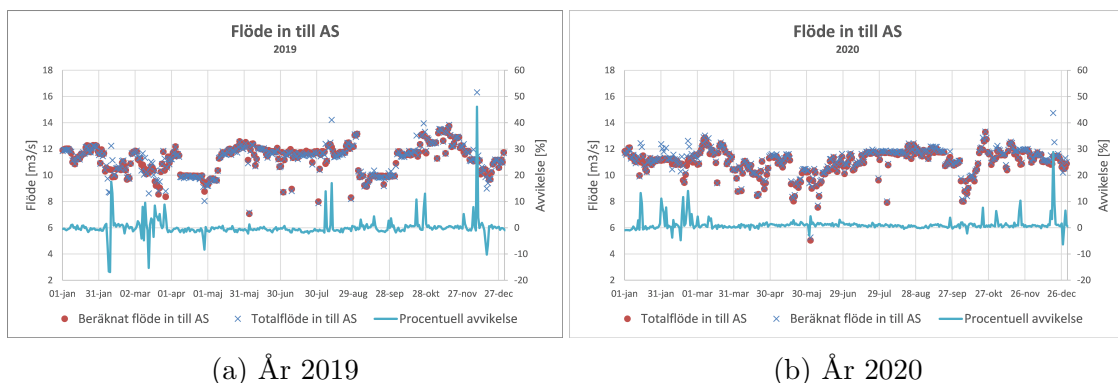
För aktivt slam har de uppmätta in- och utflödena jämförts med varandra. I figur 12a nedan observeras det för 2019 att flödet genom AS har stabilare perioder som under mitten av maj till slutet av juni. Samt så finns det kortare perioder som också är mer stabila för flödet över AS. De mer stabila perioderna är framförallt då både flödet från försedimenteringen och flödet från biobäddarna är stabila under en längre period eller då flödena kompenserar varandra bra. Det vill säga om flödet från försedimenteringen ökar så minskar flödet från biobädden och tvärtom. När det kommer till in- och utlopp över aktivslamprocessen så är avvikelsen mellan dessa generellt liten och den procentuella medelavvikelsen för 2019 låg på 0,06 %. I figur 12b nedan visas motsvarande graf för 2020. Där observeras en något mindre variation för flödet över AS och är därmed mer stabilt än för år 2019. Mellan in-

och utflödet över processen är den procentuella medelavvikelsen 0,14 %, vilket är lite större än för 2019, men ändå väldigt liten.



Figur 12: Jämförelse mellan in- och utflöde över AS

För aktivslamprocessen så har det uppmätta totala inflödet även kontrollerats mot flödena som går till aktivslambassängen. Flödena som går till aktivslamprocessen är flödet från försedimenteringen, rejektvatten från förtjockaren, flödena från biobäddarna samt returslammet från eftersedimenteringen. Detta kan ses i figur 13a för år 2019 där den beräknade procentuella avvikelsen visas som turkos linje. Motsvarande graf för 2020 kan ses i figur 13b.



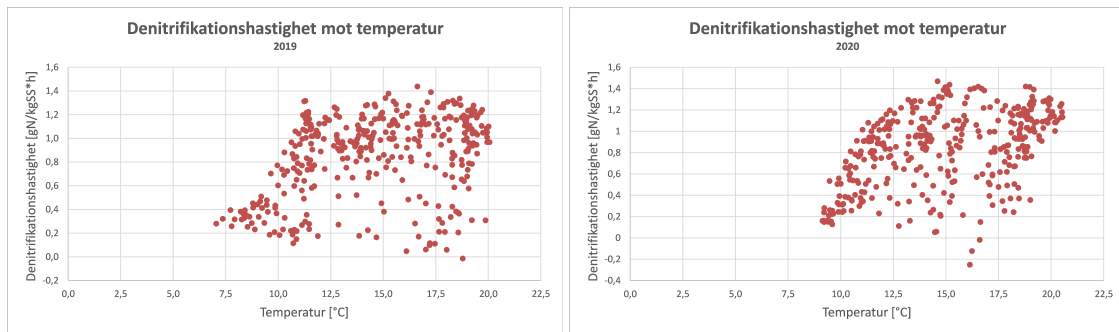
Figur 13: Det totala uppmätta inflödet in till AS mot summan av flödena som går till AS

Jämförs den turkosa linjen, som är den procentuella avvikelsen, mellan de två åren kan det observeras att den procentuella medelavvikelsen år 2020 är större än 2019. År 2019 var den procentuella medelavvikelsen 0,05 % och 2020 låg den på 1,22 %. Däremot är variationen på den procentuella avvikelsen större för 2019 än för 2020 vilket kan ses i figuren 13a. Standardavvikelsen från den procentuella medelavvikelsen låg 2019 på 3,85 % medan den 2020 låg på 2,49 %. De flesta stora avvikelser inträffar då flödet förbi försedimenteringen är stort. Detta flöde kommer sedan gå in i aktivslamprocessen men innan dess finns även ett flöde som kan gå förbi biostegen, och därmed även aktivslamprocessen. Dessa två flöden har generellt ett linjärt förhållande mot varandra över året. Vid de stora avvikelserna har de dock inte det och resultatet indikerar således på att något av dessa två

flöden är felaktigt uppmätta.

I den första delen av aktivslamprocessen, den anoxiska delen, sker denitrifikation. Denitrifikationshastigheten beror dels på temperatur i vattnet men även vilken typ av kolkälla som är tillgänglig från slammet [18]. I figur 14a samt 14b visas sambandet mellan temperatur och denitrifikationshastigheten för år 2019 respektive 2020. Ur graferna går det se ett samband mellan temperaturen och hastigheten. Detta genom att observera de övre punkterna i graferna, vilka följer varandra. Då denitrifikationshastigheten påverkas av flera faktorer kan de övriga punkterna bero på att andra faktorer har varit begränsande, exempelvis belastningen.

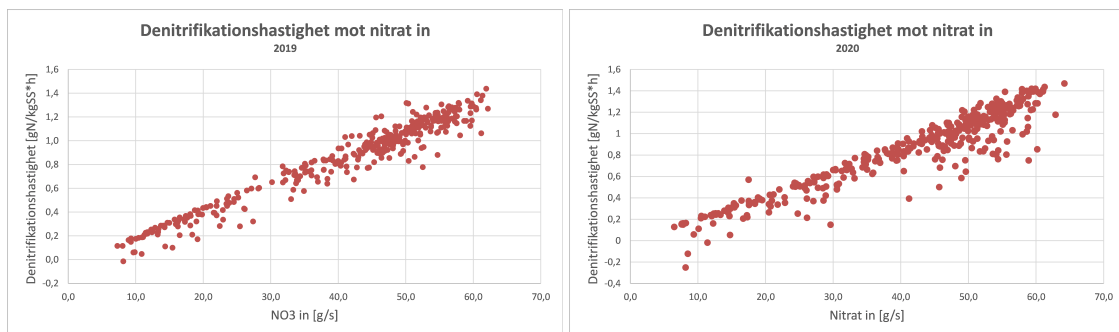
Vidare i graf 15a samt 15b ses sambandet mellan denitrifikationshastigheten och nitrathalten in till AS. Dessa grafer pekar på ett starkare samband än mellan denitrifikationshastigheten och temperaturen. Resultatet indikerar således på att belastningen, nitrathalten in, till AS påverkar denitrifikationshastigheten i en större utsträckning än vad temperaturen på vattnet gör. Men ett samband mellan både temperaturen och denitrifikationshastigheten finns.



(a) År 2019

(b) År 2020

Figur 14: Denitrifikationshastighet mot vattentemperatur



(a) År 2019

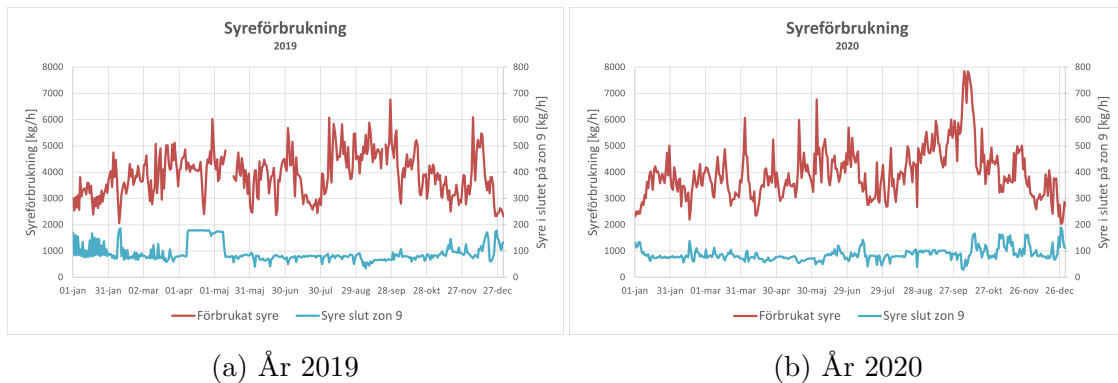
(b) År 2020

Figur 15: Denitrifikationshastigheten mot nitratbelastningen in till AS

Vidare så är denitrifikationshastigheten under några dagar negativ. Detta sker när flödet är litet in till biobädden och därmed är flödet från biobädden till aktivslambassängen litet. Att flödet in till biobädden är litet sker ibland då det

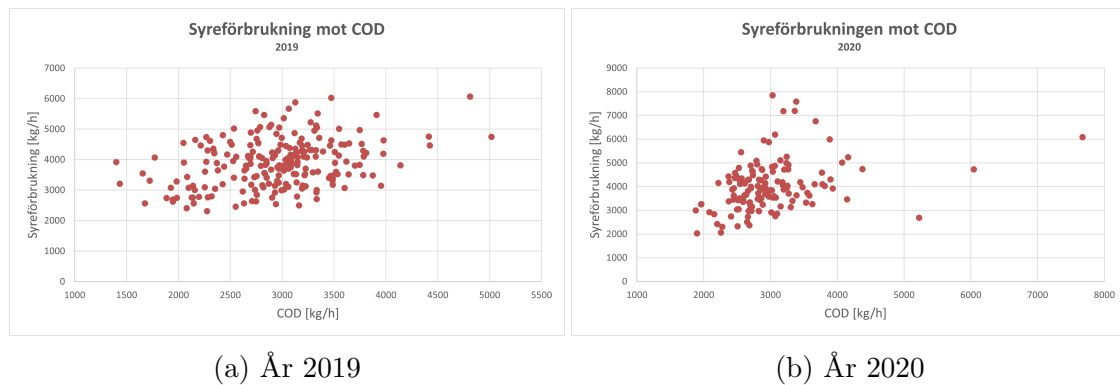
är mycket dagvatten som kommer in till reningsverket och en större mängd vatten istället går förbi biostegen. De dagar då hastigheten är negativ har mer kväve uppmätts i utflödet än inflödet, vilket inte är ett rimligt resultat. Denitrifikationshastigheten antas därför vara försumbar på dessa dagar.

Efter den anoxiska zonen går flödet in i den luftade delen av aktivslambassängen. Syreförbrukningen samt syrehalten i utgående flöde visas i figur 16a och 16b. Medelvärdet för syreförbrukningen för år 2019 låg på 3903 kgO₂/h och för 2020 låg medelvärdet på 3978kgO₂/h.



Figur 16: Syreförbrukning i AS

Som syns i figurerna 16a och 16b så är utgående syremängd ungefär konstant med mindre avvikelser. Under april till maj 2019 syns ett ökat utflöde av syre. Detta kan förklaras i att en av bassängerna varit avställd [8], och troligtvis har därför övriga bassänger fått ett högre flöde och reningen påverkats negativt. Under 2020 kan även här en ökning av utgående syrehalt observeras. Syrehalten ut från AS under perioden mitten av oktober till slutet av året är nästan dubbelt så hög som perioden innan. Under denna period syns även tydligt hur syreförbrukningen går ned. För denna avvikelse saknas dock förklaring. Vidare att syreförbrukningen varierar beror på inkommande material som kräver mer syre och därför ökas syretillförseln in till AS som visas som högre syreförbrukning i figurerna. Syreförbrukningen har plottats mot utgående COD från försedimenteringen, se figur 17a och 17b, där sambandet kan ses. I figurerna är halten COD enbart från försedimenteringen och kan med det förklara spridningen av punkterna. För att få ett tydligare samband skulle det behövas en mät punkt av COD för hela inflödet till AS, vilket inte finns.



Figur 17: Syreförbrukningen mot COD från försedimenteringen

Det organiska materialet i slammet är en viktig parameter för aktivslamprocessen. VSS, som är en del av TSS, ger en bra uppskattning för hur stor del av slammet som är organiskt material. Kvoten mellan TSS och VSS ger således en uppfattning kring hur mycket av de totalt suspenderade partiklar i slammet som är organiskt. I tabell 7 redovisas medelvärdet av denna kvot månadsvis för både 2019 och 2020. Medelvärdet för månaderna och åren skiljer sig inte nämnvärt utan är relativt lika. Medelvärdet över hela året ligger båda åren på 0,72 med en standardavvikelse på 0,02, vilket igen indikerar på att kvoten är relativt lika både över respektive år men även mellan åren.

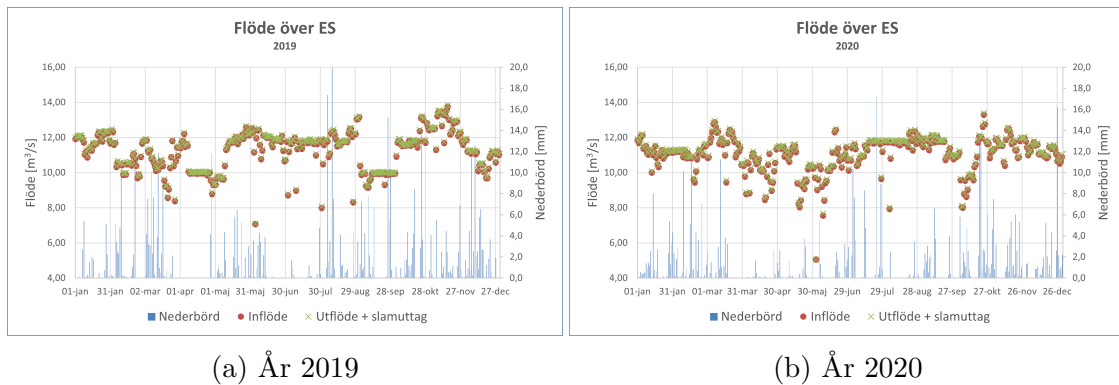
Tabell 7: Medelvärdet för kvoten VSS/TSS månadsvis för 2019 respektive 2020

VSS/TSS	2019	2020
Januari	0,73	0,72
Februari	0,73	0,70
Mars	0,71	0,71
April	0,75	0,73
Maj	0,73	0,74
Juni	0,72	0,74
Juli	0,73	0,73
Augusti	0,71	0,72
September	0,71	0,73
Oktober	0,72	0,73
November	0,71	0,71
December	0,70	0,71

4.4 Eftersedimentering

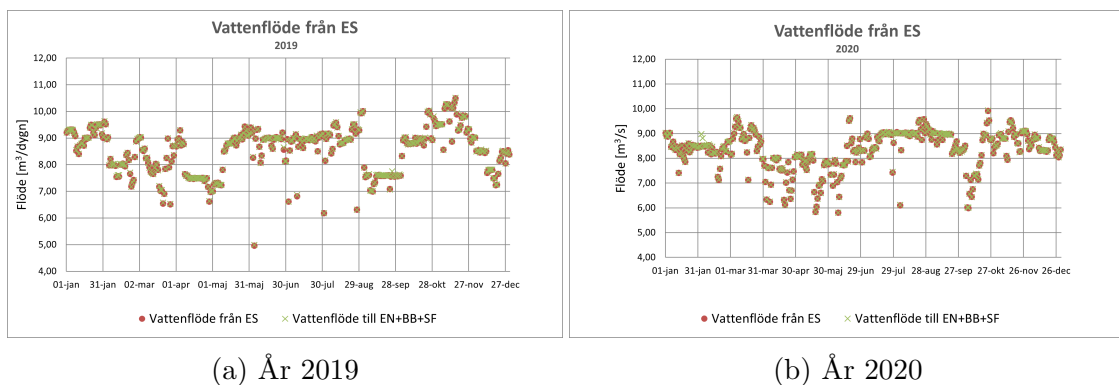
För eftersedimenteringsprocessen har de uppmätta in- och utflödena jämförts med varandra för år 2019 samt 2020. I figur 18 går att avläsa att flödena varierar över året men att skillnaden mellan in- och utflödet är liten. För båda åren går dock att avläsa att värdet för utflödet av vatten och slamuttaget konstant är något större än inflödet, vilket inte är möjligt. Över året uppgår denna avvikelse till -0,66 %

för år 2019 respektive -0,74 % för år 2020. Detta tyder på små konstanta mätfel men då avvikelsen är liten ses detta som irrelevant för vidare beräkningar.



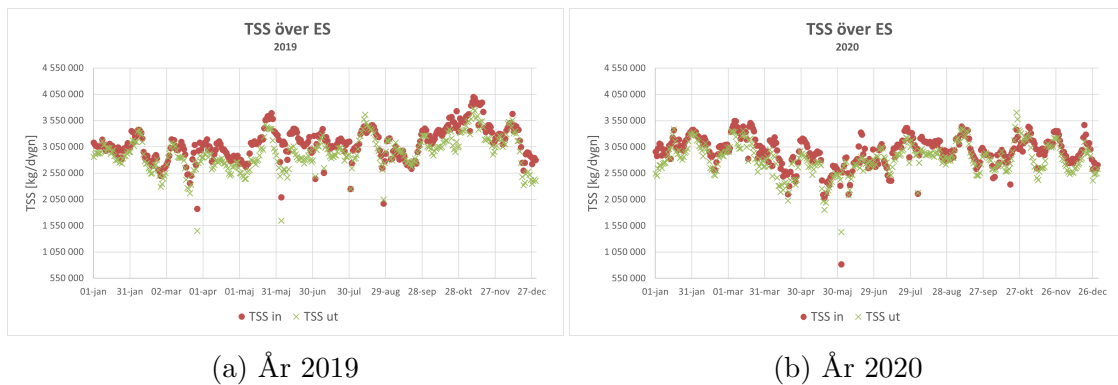
Figur 18: Flödesbalanser för eftersedimenteringen

Vidare har även det uppmätta flödet ut från processen jämförts med de uppmätta inflödena för efterliggande processer. De efterliggande processerna är biobäddarna, efternitrifikationen samt skivfiltret. I figur 19 går att avläsa att även här är avvikelserna små, den totala avvikelsen under året för år 2019 är -0,1 % respektive -0,08 % för år 2020, där avvikelsen är sett till det totala uppmätta utflödet för respektive år från eftersedimenteringen.



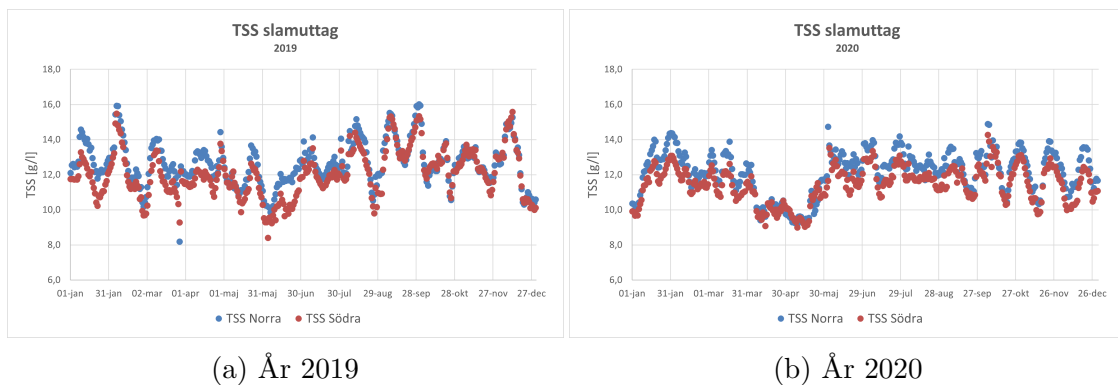
Figur 19: Flödesbalanser ut från eftersedimenteringen

För beräkning av massflödet över eftersedimenteringen har uppmätt koncentration av TSS multiplicerats med respektive tillhörande flöde. I figur 20 går att avläsa att det för dessa balanser finns avvikelser som storleksmässigt förefaller liknande för båda åren. För året 2019 uppgår skillnaden mellan inkommande och utgående mängd TSS över denna process till 5,7 % och för året 2020 4,5 % sett till totalt inkommande TSS. Genom att jämföra figur 18 samt figur 20 går det inte att avläsa några direkta kopplingar mellan TSS och inflöde eller nederbörd. Det går heller inte att avskilja några specifika perioder där avvikelserna för massbalansen utmärker sig.



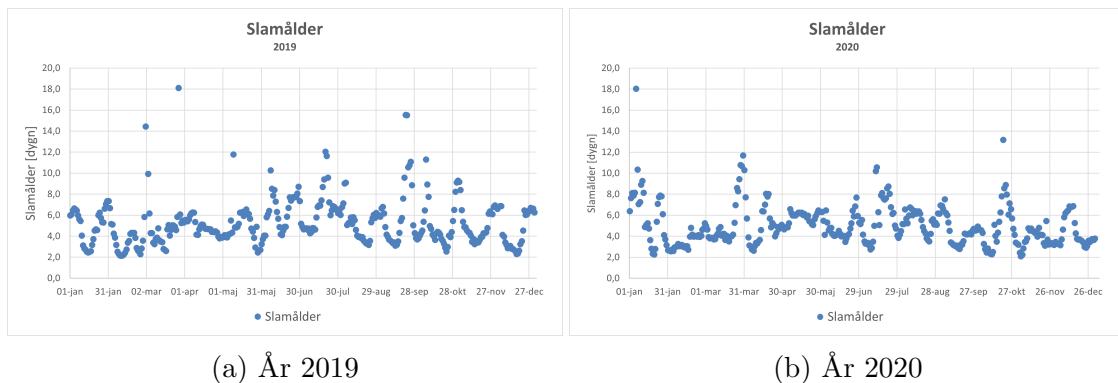
Figur 20: Massbalans TSS för eftersedimenteringen

Eftersom flödesbalansen över denna process endast hade små avvikelser och slamuttagets TSS-halt står för 94 % år 2019 och 95 % år 2020 sett till inkommande TSS så är den uppmätta koncentrationen TSS för slamuttag intressant att studera för att se eventuell förklaring av avvikelserna. Eftersom flödet från aktivt slam delas upp i två parallella linjer sker mätningarna för utgående TSS-koncentration vid två punkter som här kallas Norra och Södra. Det kan i figur 21 noteras att utgående koncentration från Norra punkten generellt är något högre än Södra punkten. Då reningsprocessen inte skiljer sig mellan de två sidorna borde teoretiskt sett koncentrationen vara densamma. Detta skulle kunna indikera att mätningarna i punkt Södra generellt ger ett för lågt värde. Används istället koncentrationen från endast den Norra punkten vid beräkningar ges istället en avvikelse på 3,5 % för år 2019 och 1,8 % för år 2020.



Figur 21: Koncentration TSS slamuttag Norra och Södra

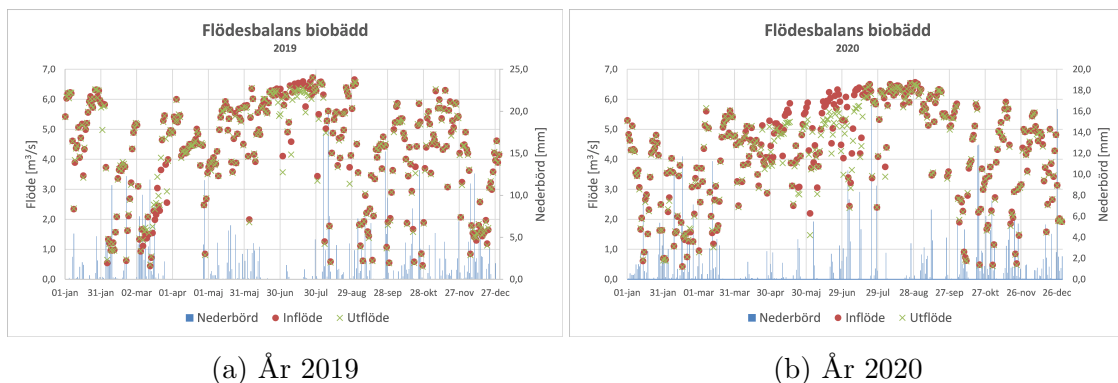
Vidare har även slamålder beräknats. Beräkning utifrån uppmätta värden och ekvation 7 presenteras i figur 22. Ur grafen går det att avläsa att slamåldern, med undantag av enstaka dagar, håller sig inom spannet av 2–12 dagar under båda åren. Detta stämmer bra med önskvärd slamålder som bör ligga runt 3–15 dagar, då lång slamålder kan vara fördelaktig då långsamväxande bakterier kan behållas i systemet [5].



Figur 22: Slamåldern för returslam från ES till AS

4.5 Biobädd

I figur 23a samt i figur 23b nedan kan det observeras att flödena både in och ut ur biobäddarna varierar över åren. I figuren kan även en större avvikelse mellan inflödet och utflödet från biobäddarna under maj till början av juli, under år 2020 ses. Generellt sett över året så är inflödet större än utflödet, vilket även kan observeras i tabell 8 på sida 38.



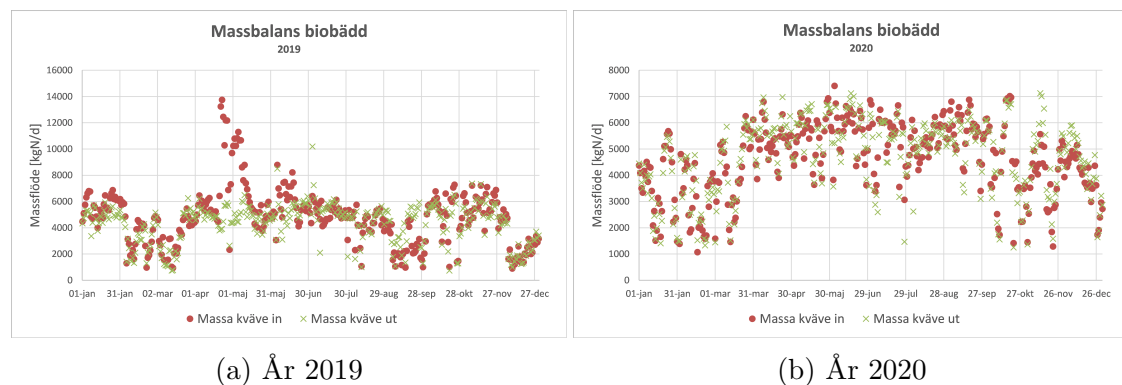
Figur 23: Flödesbalans mellan inflöde och utflöde för biobäddarna

De uppställda flödesbalanserna över biobäddarna skiljer sig något mellan de undersökta åren. Vid en jämförelse mellan figur 23a och figur 23b ovan kan observeras att under 2019 finns det inte alls en lika stor avvikelse under maj till juli som det gjorde under 2020. Avvikelsen i flödet under den perioden under år 2020 kan kopplas till att det uppmätts ett lägre flöde ut ur den ena biobädden under samma period. Under året i övrigt är flödena ut från båda biobäddarna lika. Dock finns det under 2019 istället en större avvikelse under mars månad, då det istället är utflödet som överstiger inflödet, vilket även kan observeras i tabell 8 på sida 38. Detta sker under en period då flödet in till och ut från biobäddarna är lågt, och då en stor del av utflödet går till efterdenitrifikationsprocessen.

Sett över hela året för de båda undersökta åren är dock avvikelserna mellan inkommande och utgående flöde till biobäddarna inte avsevärt stora. Avvikelserna mellan inkommande och utgående flöde över hela året är ca 2 % år 2020

respektive 0,5 % år 2019 sett mot det inkommande flödet. För de båda åren finns liknande trender för hur in- och utflöde varierar över året, där flödena ökar under mitten av året samt är mer slumpmässiga under resterande delar av året. Denna trend är motsatt den för hela reningsverket, där flödena är större och mer slumpmässiga i början och slutet av året. Att flödet genom biobäddarna är lägre under slutet och början av året beror då troligtvis på ökade mängder nederbörd under dessa perioder. Då flödet från biobäddarna främst går vidare till aktivslamprocessen är vattnet från försedimenteringen det flödet som prioriteras till aktivslambassängerna vid höga flöden till reningsverket.

I figur 24a och i figur 24b nedan kan observeras hur massflödena av kväve in och ut ur biobädden varierar över åren. Massflödet både in och ut ur biobäddarna har för båda åren beräknats med det inkommande flödet på grund av tidigare beskriven avvikelse för flödesbalanserna för båda åren.

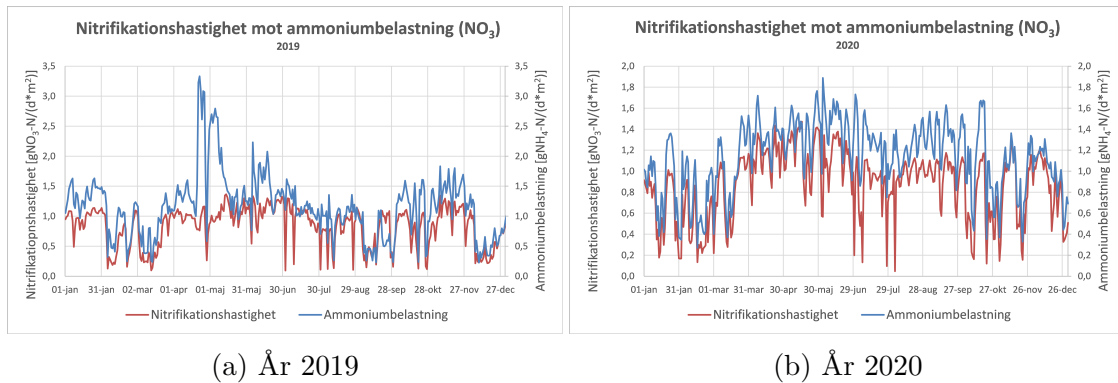


Figur 24: Massbalans för kväve över biobäddarna

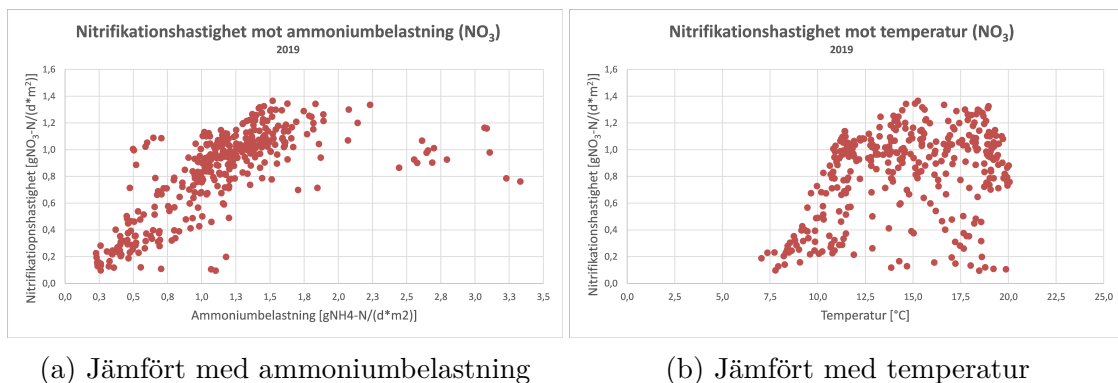
Under år 2019 sker fluktuationer i massflödet av kväve under årets gång, se figur 24a ovan. Under april och maj månad, kan en stor avvikelse mellan inkommande och utgående massflöde observeras, vilken verkar bero på ett mätarfel på Ryaverket där en mätare mätte på fel vatten (M. Neth, personlig kommunikation, 11 mars 2021). Det är troligtvis till stor del detta mätarfel som ger den stora skillnaden mellan inkommande och utgående massflöde över hela året, sett mot inkommande massflöde, som presenteras i tabell 8, på sida 38. Även under september månad kan i både tabell 8, och i figur 24a observeras att massa kväve in minskar medan massa kväve ut befinner sig på en jämnare nivå med månaderna innan och efter. Under denna period är även ammoniumbelastningen lägre än nitrifikationshastigheten ($\text{g NO}_3\text{-N}/(\text{d}\cdot\text{m}^2)$), vilket kan observeras i figur 25a nedan. Detta i sig är en omöjlighet, och tyder på att även denna avvikelse beror på ett mätarfel, då flödesbalansen under denna period inte visar en större avvikelse. Felet i datan är troligtvis en lägre uppmätt halt än den som förekom av inkommande ammonium, medan utgående halter av nitrat är på en jämn nivå. Dock går just denna period något mindre rejektvatten från slamavvattningen till biobädden. Då rejektvattnet är ett väldigt ammoniumrikt flöde skulle en anledning till den sänkta ammoniumhalten i inkommande vatten vara det minskade rejektvattenflödet.

Även under år 2020 så följs massflödena av kväve ut och in åt relativt väl, vilket även återspeglas i tabell 8 på sida 38. Den största avvikelserna över året förekommer i november månad, där massflödet av kväve ut ur biobädden överstiger det inkommande kraftigt under flera dygn. Detta beror på en större mängd ammonium i utflödet, vilket kan kopplas till förhöjd halt av ammonium i utgående vatten. Sett över året ökar massflödet av kväve genom biobädden under mitten av året. Detta beror troligtvis på att även flödet ökar under mitten av året, som tidigare nämnt.

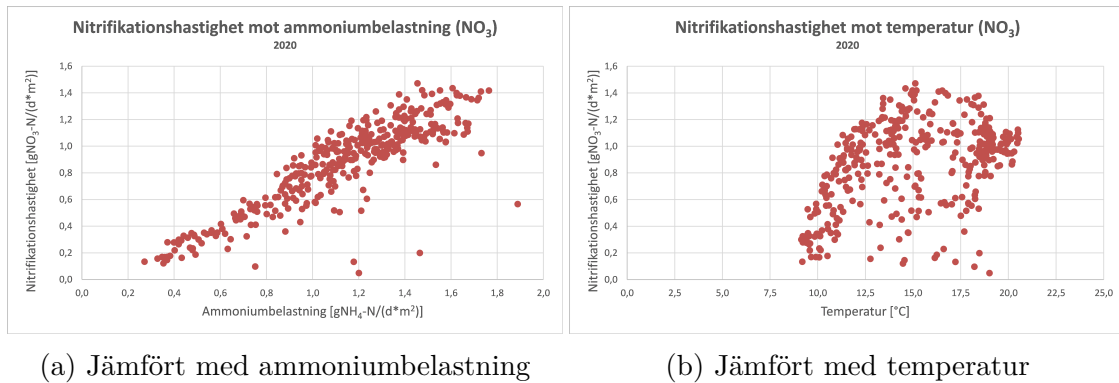
Nitrifikationshastigheten varierar även den över året, och har en liknande variation för de två åren som undersökts, vilket kan observeras i figur 25 nedan. För de båda åren ligger medelhastigheten över året inom det förväntade intervallet $0,5\text{--}1\text{ g N}/(\text{d}\cdot\text{m}^2)$ som presenteras i Avloppsteknik 2 [19]. I figur 27b samt i figur 26b kan en viss koppling mellan nitrifikationshastighet och temperatur observeras, där inga högre hastigheter uppnås vid lägre temperaturer. En högre temperatur indikerar en högre nitrifikationshastighet, vilket även är förväntat utifrån figur 66 i Avloppsteknik 2 [19].



Figur 25: Nitrifikationshastighet för biobäddarna



Figur 26: Nitrifikationshastighet för biobäddarna år 2019



Figur 27: Nitrifikationshastighet för biobäddarna år 2020

Nitrifikationshastigheten påverkas tydligt av ammoniumbelastningen, vilket kan observeras i figur 26a och i figur 27a ovan. I dessa figurer finns tydliga tecken på att en ökad ammoniumbelastning i biobädden, alltså en större mängd inkommande ammonium, ger en högre nitrifikationshastighet.

Det är troligtvis samspelet mellan de två parametrarna som ger nitrifikationshastigheten sitt varierande utseende under året. Det är därmed antagligen sänkningen i ammoniumbelastning under mitten av året som gör att nitrifikationshastigheten inte helt följer temperaturvariationen under året.

Nitrifikationsgraden verkar även den fluktuera något över året, men båda åren har en liknande nitrifikationsgrad sett över hela året, vilket kan ses i tabell 8 nedan. Vissa perioder verkar nitrifikationsgraden även följa samma variationer över de båda åren, vilket överensstämmer med observationerna som gjordes för nitrifikationshastigheten. Under år 2019 påverkas dock nitrifikationsgraden av samma avvikelseproblematik som massbalansen. Exempelvis är nitrifikationsgraden i september över 100 %, vilket troligtvis beror på den avvikelser som observerades för massbalansen under september 2019.

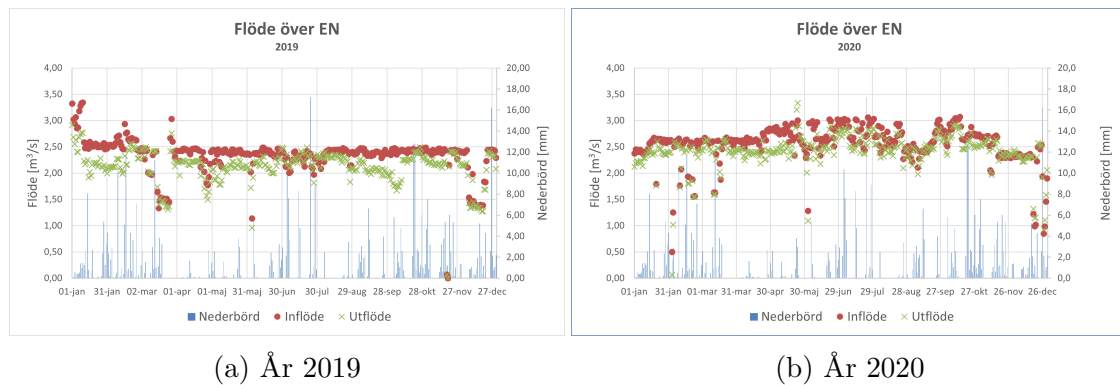
Liknande nitrifikationsgrad som de presenterade i tabell 8 nedan erhöles vid en studie av B. van den Akker med flera [20]. De för hela året erhållna nitrifikationsgraderna ligger även inom det spann som presenteras i ett faktablad från EPA [21].

Tabell 8: Medelvärden per månad för en rad parametrar för åren 2019 samt 2020 för biobäddarna, där kraftigt avvikande värden exkluderats. För de avvikelser som presenteras i tabellen innebär en negativ procentsats att utgående flöde eller massa är större än inkommande och procenthalten är av inkommande flöde.

Parameter	Avvikelse massbalans kväve		Avvikelse flödesbalans		Nitrifikations- hastighet		Nitrifikations- grad	
	%		%		g NO ₃ -N/(d·m ²)		%	
	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020
Januari	13,2	4,6	0,1	0,6	0,99	0,68	73	75
Februari	7,8	-5,5	0,9	-0,5	0,61	0,49	71	67
Mars	2,7	-4,5	-5,4	0,1	0,57	0,81	70	79
April	32,7	-6,9	0,4	1,2	0,94	1,13	53	85
Maj	26,6	-3,7	0,5	4,6	1,1	1,19	65	86
Juni	11,0	0,4	1,5	7,9	1,1	1,12	76	75
Juli	-4,2	7,5	2,6	4,5	1,0	0,90	80	68
Augusti	-2,5	0,9	0,8	0,7	0,84	0,98	80	78
September	-51,4	5,6	0,4	0,6	0,62	0,97	109	73
Oktober	10,1	3,3	0,6	0,1	0,78	0,68	67	63
November	6,4	-16,4	0,4	0,6	1,0	0,79	74	83
December	-0,1	-9,9	-0,5	0,2	0,83	0,83	80	85
Över året	9,0	-2,6	0,5	2,0	0,84	0,88	72	77

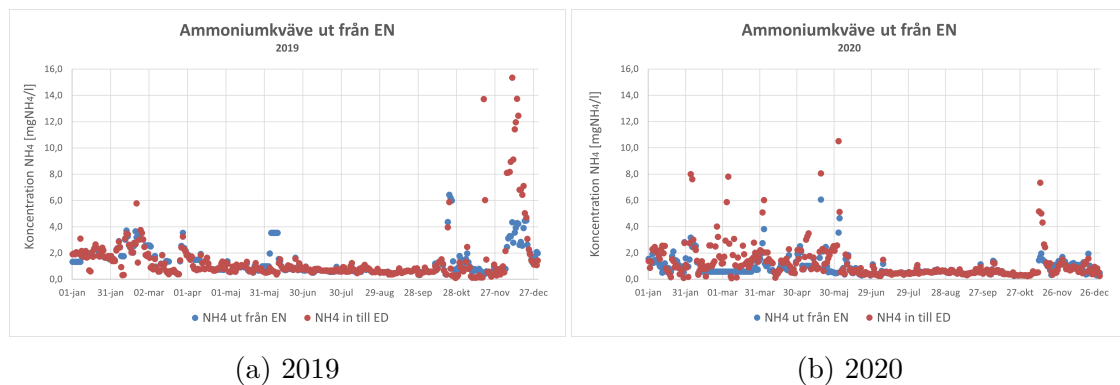
4.6 Efternitrifikation

Vid analys av uppställda flödesbalanser mellan in- och utflöde för efternitrifikationsprocessen kan en konstant avvikelse för de båda analyserade åren observeras. Denna skillnad syns tydligt i figur 28 där utflödet generellt sett är mindre än inflödet. Avvikelsen uppgår år 2019 till 9,1 % och år 2020 till 5,4 %, sett mot inflödet. Att mätningen av utflödet från efternitrifikationen inte stämmer är en känd avvikelse på Ryaverket (M. Neth, personlig kommunikation, 30 mars 2021) och påverkar även efterkommande reningssteg då detta flöde används som inflödet för efterdenitrifikationsprocessen. På grund av denna avvikelse har endast inflödet till efternitrifikationen använts i vidare beräkningar.

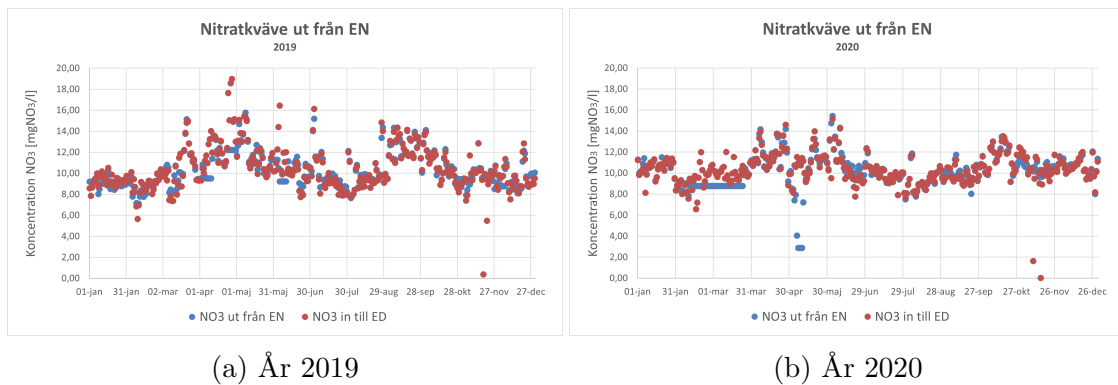


Figur 28: Flödesbalanser för efternitrifikationen

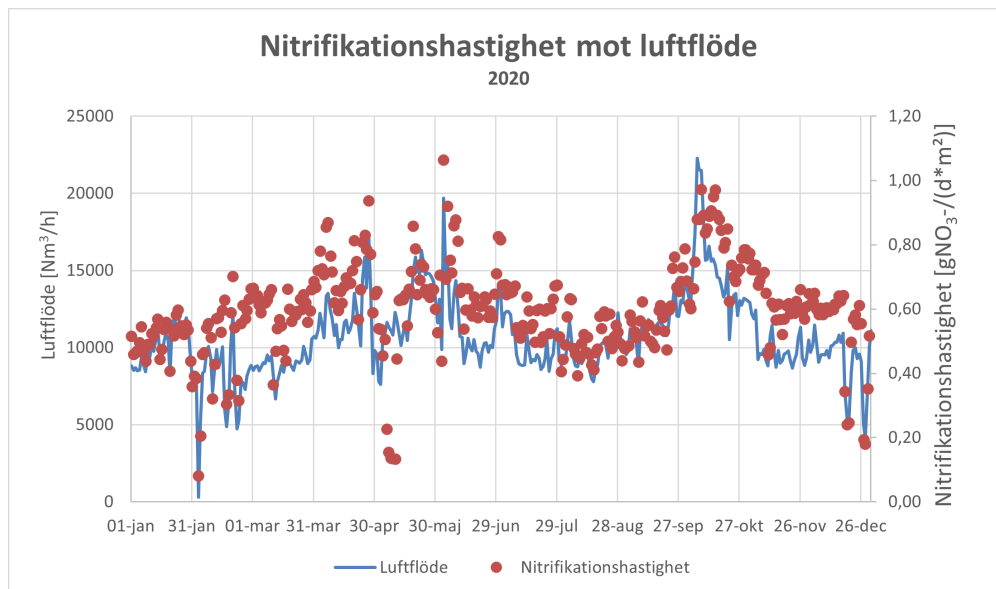
Vid beräkningar av massbalanser för kväve användes på grund av tidigare nämnda avvikelser i flödesbalansen endast inflödet. Vidare noterades längre perioder under år 2020 då koncentrationen ammonium samt nitrat ut ur processen var konstanta, vilket illustreras i figur 29b samt figur 30b. På grund av detta användes uppmätta koncentrationer in till efterdenitrifikationen under dessa perioder, då de konstanta värdena tyder på att onlinemätningarna inte fungerat. I figur 30b kan även några avvikande värden från den 6:e maj och fem dagar framåt noteras. I figur 31 går att avläsa att luftflödet som följer nitrifikationshastighetens fluktuation inte följer dessa värden, vilket tyder på felmätningar även för dessa dagar. Därmed har även under dessa dagar koncentrationen nitrat in till efterdenitrifikationen använts. För år 2019, se figur 29a och figur 30a, kunde inga längre perioder med konstanta värden urskiljas och heller inga specifika avvikelser och därmed har de uppmätta värdena för efternitrifikationen använts.



Figur 29: Uppmätt koncentration ammonium ut från efternitrifikationen och uppmätt koncentration ammonium in till denitrifikationen.

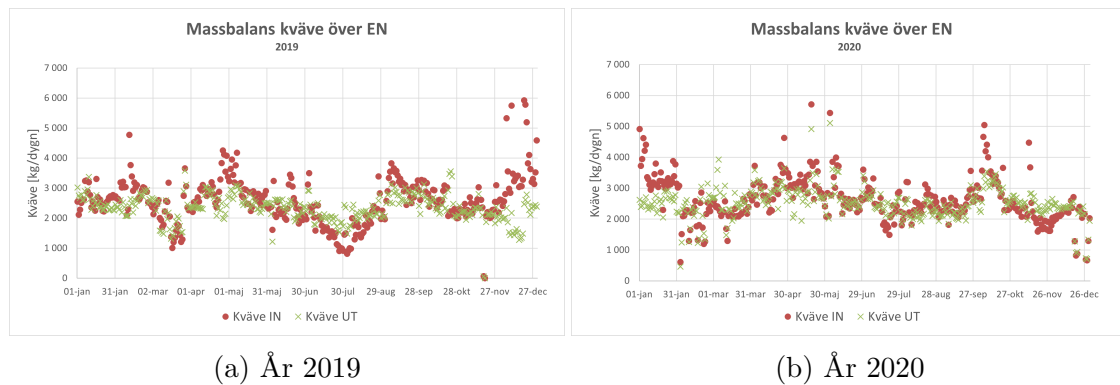


Figur 30: Uppmätt koncentration nitrat ut från efternitritifikationen och uppmätt koncentration nitrat in till denitrifikationen.

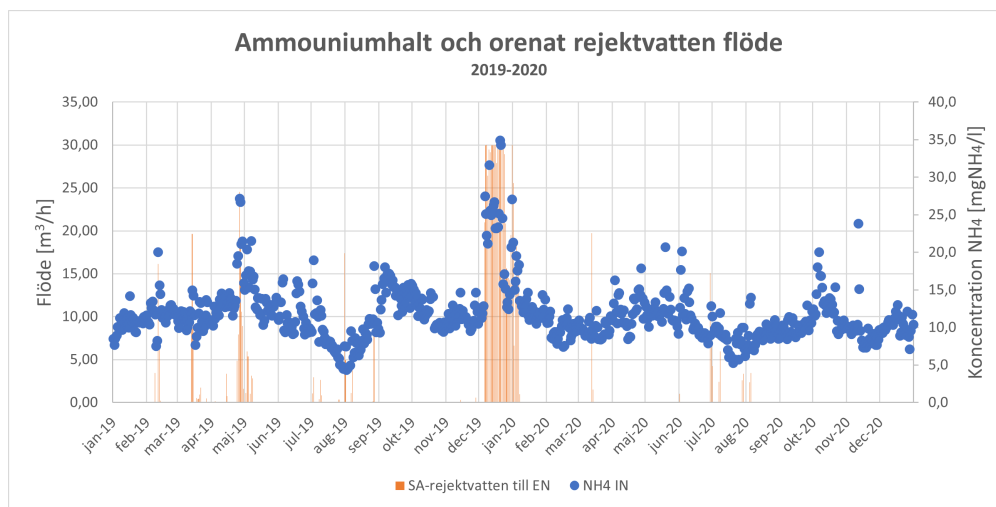


Figur 31: Nitrifikationshastighet mot luftflöde för efternitritifikationen år 2020

Massbalanserna för kväve över processen redovisas i figur 32. Från dessa grafer ses att skillnaden mellan kväve in och ut över åren 2019 samt 2020 varierar och är stor under vissa perioder. Skillnaden uppgår totalt till 9,7 % för år 2019 och 4,5 % år 2020, sett mot inkommande kväve. Störst avvikelse ses under slutet av år 2019 samt början av år 2020 då kväve in överstiger kväve ut avsevärt. Att ammoniumhalten in ökar under denna period beror troligtvis på att flödet av orenat vatten från slamavvattningsprocessen under denna period är stort. Mätningen av ammoniumhalten in till efternitritifikationen ska endast tas på vatten som kommer från eftersedimenteringen. I figur 33 syns dock en tydlig trend mellan ökad ammoniumhalt då orenat rejektivatten tillförs till processen. Detta tyder på att orenat vatten från slamavvattningen blandas in vid denna mätning. I början av februari år 2020 gjordes en ombyggnation av provtagningsledningen för denna mätning som ska förhindra att rejektivattentillsatsen beblandas med andra (M. Neth, personlig kommunikation, 27 april 2021).



Figur 32: Massbalans för kväve över efternitrifikationen



Figur 33: Jämförelse mellan uppmätt ammoniumhalt och flödet av orenat rejektivatten in till efternitrifikationen 2019-2020.

Ur tabell 9 nedan går det att se att ammoniumhalten, men framför allt nitrathalten in under december 2019 är betydligt större än resterande del av året, medan halterna ut från processen är låga. Något som indikerar att mätningen av koncentrationen ammonium ut från processen inte stämmer, är att de uppmätta värdena för koncentrationen in till ED under denna period tenderar att vara högre, se figur 29a. Används koncentrationen ammonium in till ED vid beräkning för denna period sjunker avvikelsen i massbalansen för kväve med 10 procentenheter i december 2019, men det finns fortfarande en betydande avvikelse på 36 %.

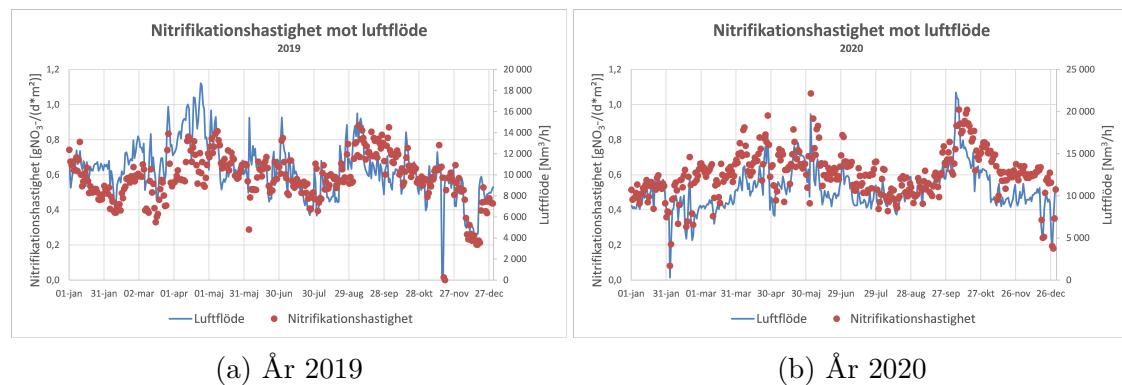
År 2019 finns en period mellan 10:e juli och 19:e augusti där halten kväve ut ur processen är större än halten in, vilken inte är möjligt. Under denna period går det också att se från tabell 9 nedan att halten ammonium in är betydligt lägre än resterande del av året. Då halten ut jämförts med koncentrationen in till ED och inga avvikelser kunnat ses under denna period tyder det på att halten in är något underskattad under denna period. Ingen liknande trend av nedgång för kväve har heller kunnat observerats för biobäddarna, se figur 24 sida 35. Liknande period finns även år 2020 från 13:e november till 14:e december, där både nitrat- och

ammoniumhalten in går ned medan halterna ut ligger ungefär på samma nivå som medelvärdet för året.

Tabell 9: Medelvärde per månad för ammonium- och nitrathalten in och ut samt avvikelse för massbalans för kväve, sett till inkomande kväve.

	NO ₃ IN		NH ₄ IN		NO ₃ UT		NH ₄ UT		Avvikelse kvävebalans	
	[kg/dygn]		[kg/dygn]		[kg/dygn]		[kg/dygn]		[%]	
	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020
Januari	176	563	2454	2880	2133	2281	416	261	3,1	26,2
Februari	222	167	2712	1914	1933	1811	581	333	14,3	-3,0
Mars	54	170	2031	2083	1841	2176	263	377	-0,9	-13,3
April	71	239	2909	2810	2267	2681	235	243	16,0	4,1
Maj	67	302	2860	2866	2425	2499	177	301	11,1	11,6
Juni	58	297	2301	2571	2027	2604	297	193	1,5	2,5
Juli	35	362	1712	2035	1942	2375	130	113	-18,6	-3,8
Augusti	38	386	1774	2077	1985	2099	137	129	-17,1	9,5
September	23	245	3032	2245	2575	2216	116	122	11,9	6,1
Oktober	30	56	2537	3081	2238	2762	309	117	0,8	8,2
November	21	125	2192	2025	1871	2242	162	198	8,1	-13,5
December	335	115	3401	1864	1622	1916	391	167	46,1	-5,3
Över året	94	253	2492	2373	2070	2306	266	212	9,7	4,1

I figur 34 nedan kan det observeras att nitrifikationshastigheten för efternitrifikationsprocessen varierar över året för båda de analyserade åren. I figuren kan även observeras att hastigheten båda åren oftast varierar inom intervallet 0,4-1,4 g N/(d·m²), vilket är det intervall som presenteras i boken Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery [22]. I figur 34 kan även observeras att nitrifikationshastigheten varierar med luftflödet, vilket är förväntat då nitrifikationshastigheten för en process liknande denna varierar med syretillgången i bassängen [22].

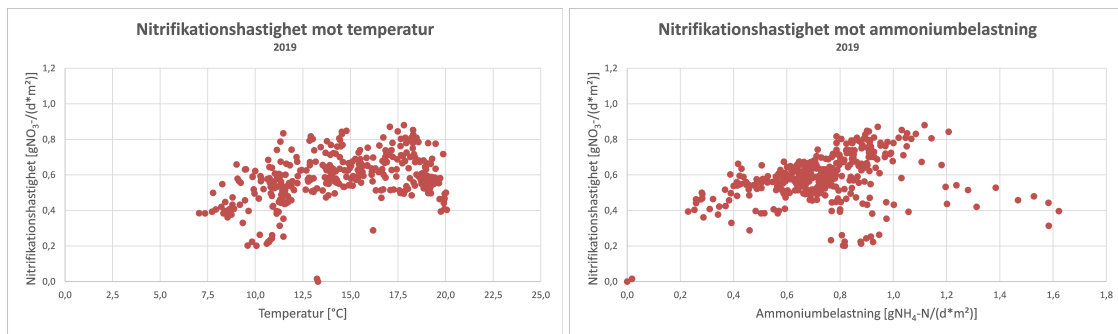


Figur 34: Nitrifikationshastighet för efternitrifikationsprocessen

Under år 2019 finns det tillfällen med avvikelser i nitrifikationshastigheten. En dag som tydligt avviker är 4:e juni, där nitrifikationshastigheten är lägre än övriga omkringliggande dagar. Denna dag var det ett planerat stopp på Ryaverket (M. Neth, personlig kommunikation, 13 april 2021), vilket troligtvis är anledningen till den låga nitrifikationshastigheten denna dag, då mängden nitrat som bildades var lägre i förhållande till ytan bärarmaterial än andra dagar. Denna dag följs inte heller den lägre nitrifikationshastigheten av luftflödet, likt andra variationer i nitrifikationshastigheten. Den lägsta nitrifikationshastigheten år 2019 erhålls 18:e och 19:e november. Dessa två dagar är flödet genom processen väldigt lågt, se figur 28a, vilket troligtvis påverkat nitrifikationshastigheten dessa dagar. Även luftflödet är som lägst dessa två dagar, se figur 34a ovan, vilket beror på ett stopp i processen under dessa dagar (M. Neth, personlig kommunikation 27 april 2021). Även under december detta år återfinns i figur 35 en period med sänkt nitrifikationshastighet. Under denna period är även flödet genom efternitrifikationen kraftigt lägre, se figur 28a, vilket kan ha påverkat. Under samma tid är även halten av nitrat in till processen kraftigt förhöjd, vilket alltsammans troligtvis är anledningen till den sänkta nitrifikationshastigheten under denna period.

Även under år 2020 finns vissa dagar då nitrifikationshastigheten avviker från trenden, se figur 34b. Exempelvis är hastigheten i början av februari låg, vilket troligtvis är ett resultat av den avstängningen som gjordes av efternitrifikationsreaktorerna denna dag [17]. Den högsta hastigheten erhålls 3:e juni, dagen efter Ryaverket hade ett planerat stopp [17]. Den höga hastigheten beror troligtvis på att ammoniumhalten in till processen, och således ammoniumbelastningen var förhöjd. Även under oktober sker en kraftig uppgång av nitrifikationshastigheten under samma period som massflödet genom processen ökar, se figur 32b. Detta beror troligtvis på en ökad halt av ammonium in till processen. Även i slutet av år 2020, runt mitten och slutet av december, kan några dagar med reducerad nitrifikationshastighet observeras i figur 34b. Dessa dagar sammanfaller med de dagar då flödet genom efternitrifikationsprocessen är kraftigt reducerat, se figur 28b.

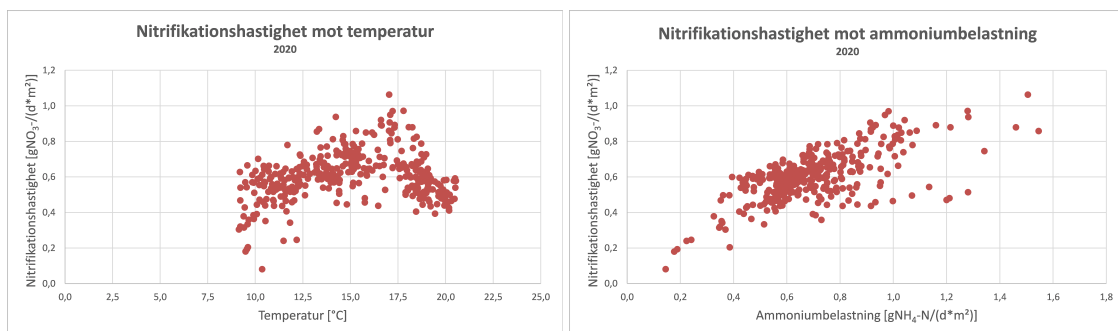
I figur 35a samt i figur 36a nedan kan observeras hur nitrifikationshastigheten varierar med temperaturen hos vattnet genom processen. I figurerna kan en viss tendens till att hastigheten påverkas av temperatur observeras, upp till temperaturer av 17,5 °C. För temperaturer över 17,5 °C fås i figurerna 35a samt 36a intrycket att förhållandet mellan temperatur och hastighet är negativt. Dock inträffar dessa högre temperaturer främst under sommaren, då även massflödet och belastningen in till processteget är lägre, se figur 32 sida 41. I boken Avloppsteknik 2 visas att förhållandet mellan temperatur och nitrifikationshastighet är exponentiellt [19], vilket inte helt verkar stämma för denna process.



(a) Jämfört med temperatur

(b) Jämfört med ammoniumbelastning

Figur 35: Nitrifikationshastighet för efternitrifikationen år 2019



(a) Jämfört med temperatur

(b) Jämfört med ammoniumbelastning

Figur 36: Nitrifikationshastighet för efternitrifikationen år 2020

I figur 35b och i figur 36b kan observeras att ökande ammoniumbelastning innebär en ökad nitrifikationshastighet för processen, vilket överensstämmer med vad som beskrivs i Avloppsteknik 2 [19]. Dessa resultat gällande ammoniumbelastningen och temperaturens påverkan på nitrifikationshastigheten tyder på att det för efternitrifikationen på Ryaverket är ammoniumbelastningen som är begränsande för processen.

I tabell 10, sida 45, kan observeras hur nitrifikationsgraden varierar över hela processen samt över zon 1 av processen. För år 2019 finns perioder då nitrifikationsgraden för hela processen är över 100 %. Detta sker under juli och augusti, vilket är perioder som sammanfaller med perioder då större avvikelser i massbalansen förekommer. Under 2019 är även nitrifikationsgraden oerhört låg under december, se tabell 10. Detta är även det en period som återkommer med låga flöden och större avvikelser i massbalansen, vilket då är sammankopplat med den låga nitrifikationsgraden. Även under år 2020 kan i tabellen ses att nitrifikationsgraden totalt i november är över 100 %. Detta sammanfaller med samma period då massbalansen har en större avvikelse där inkommande kväve understiger utgående mängd kväve. Det är även denna problematik som är anledningen till att nitrifikationsgraden denna period är över 100 %. En nitrifikationsgrad på över 100 % är orimligt då det ej kan nitrifieras mer kväve än vad som finns tillgängligt.

Sett över hela åren kan i tabell 10 observeras att nitrifikationsgraden är relativt hög för zon 1, vilket tyder på att mycket av inkommande ammonium nitrifieras under denna första del av processen. De erhållna nitrifikationsgraderna totalt för båda åren är lägre än de som erhöles i en studie gjord av Andreottola med flera [23]. Dock hade man i denna studie högre halter av inkommande ammonium samt ett bärarmaterial med lägre specifik yta. I en annan studie [24], med mer jämförbara halter av inkommande ammonium, erhöles dock lägre nitrifikationsgrad än de som presenteras för hela åren 2020 och 2019 i tabell 10.

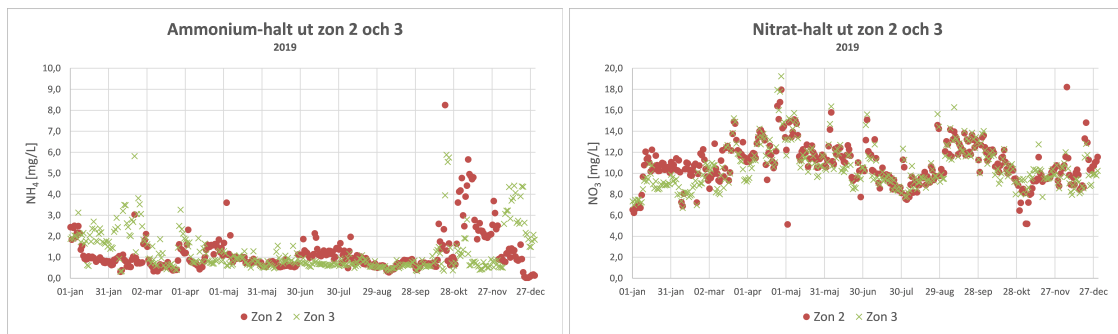
Tabell 10: Medelvärden per månad för nitrifikationsgraden för åren 2020 samt 2019 för efternitrifikationen.

Parameter	Nitrifikationsgrad totalt		Nitrifikationsgrad zon 1	
	2019	2020	2019	2020
Januari	80%	60%	68%	43%
Februari	63%	86%	58%	38%
Mars	88%	96%	70%	41%
April	75%	87%	71%	53%
Maj	82%	77%	65%	29%
Juni	86%	90%	68%	69%
Juli	111%	99%	90%	90%
Augusti	110%	83%	93%	77%
September	84%	88%	73%	85%
Oktober	87%	88%	73%	78%
November	84%	105%	60%	93%
December	38%	97%	28%	83%
Över året	79%	87%	66%	64%

Tabell 11: Medelvärden per månad för nitrifikationshastigheten för åren 2020 samt 2019 för efternitrifikationen. I tabellen har hastigheterna enheten $\text{g NO}_3\text{-N}/(\text{d}\cdot\text{m}^2)$.

Parameter	Nitrifikationshastighet totalt		Nitrifikationshastighet zon 1		Nitrifikationshastighet zon 2		Nitrifikationshastighet zon 3	
	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020
Januari	0,58	0,51	1,3	0,95	0,32	0,63	-0,30	-0,15
Februari	0,50	0,48	1,2	0,56	0,37	1,0	-0,43	0,008
Mars	0,53	0,59	1,1	0,66	0,39	1,0	-0,15	0,062
April	0,65	0,72	1,6	1,2	0,32	1,3	0,013	-0,13
Maj	0,69	0,65	1,4	0,63	0,43	2,2	-0,021	0,40
Juni	0,58	0,68	1,2	1,4	0,49	0,69	-0,086	-0,099
Juli	0,56	0,59	1,2	1,4	0,30	0,22	-0,016	-0,014
Augusti	0,57	0,50	1,3	1,2	0,21	0,12	0,035	-0,058
September	0,75	0,58	1,7	1,5	0,28	0,23	0,001	-0,22
Oktober	0,65	0,80	1,4	1,9	0,30	0,78	-0,047	-0,18
November	0,54	0,62	1,0	1,5	0,32	0,68	0,15	-0,14
December	0,38	0,53	0,72	1,2	0,45	0,35	-0,22	-0,023
Över året	0,58	0,60	1,3	1,2	0,35	0,77	-0,086	-0,044

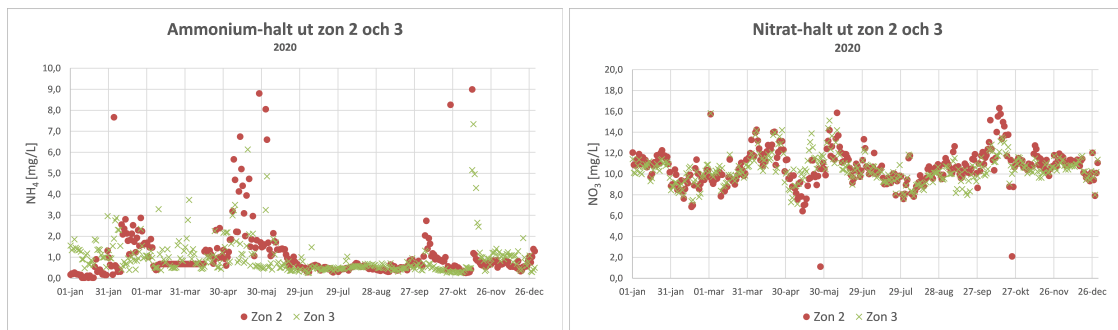
I tabell 11 kan tydligt observeras att nitrifikationshastigheten är som högst i zon 1 av efternitrifikationsprocessen, för att sedan sjunka och mot slutet av processen, i zon 3, bli negativ. Att högst nitrifikationshastighet erhålls i zon 1 av processen tyder på att störst mängd ammonium omvandlas i inledningen av processen. Att hastigheten är negativ i zon 3 skulle betyda att inkommande halt av nitrat in till zon 3 är lägre än halten av nitrat som går ut ur zon 3, då nitrifikationshastigheten beräknats med ekvation 1. Då hastigheterna i zon 3 är låga och halterna av utgående och inkommande kväve och ammonium ut från zon 2 och 3 ligger på en nästintill lika nivå, se figur 38b samt figur 37b, kan snarare sägas att nitrathalterna ut från zon 2 och 3 är lika. Dessa liknande halter av utgående ammonium och nitrat ut ur zon 2 och 3 tyder även på att nästan ingen nitrifiering sker genom zon 3. Att nitrifikationshastigheterna är negativa för zon 3, se tabell 11 ovan, och att halterna nitrat ut från zon 2 och 3 är så lika, se figur 38b samt 37b, kan bero på att mätningen av nitrathalt ut från zon 2 sker i en specifik linje medan mätningen av nitrathalt ut från zon 3 sker på det samlade utloppet ut från efternitrifikationsprocessen (M. Neth, personlig kommunikation, 12 april 2021). Denna skillnad i typen av mätpunkt kan vara det som ger intrycket av att mängden nitrat skulle minska genom zon 3.



(a) Ammoniumhalt

(b) Nitrathalt

Figur 37: Kvävehalter ut ur zon 2 och 3 för efternitrifikationen år 2019



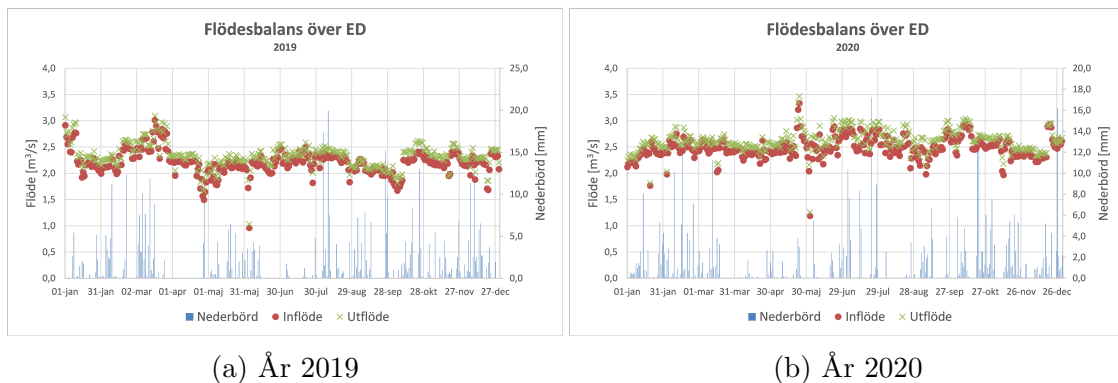
(a) Ammoniumhalt

(b) Nitrathalt

Figur 38: Kvävehalter ut ur zon 2 och 3 för efternitrifikationen år 2020

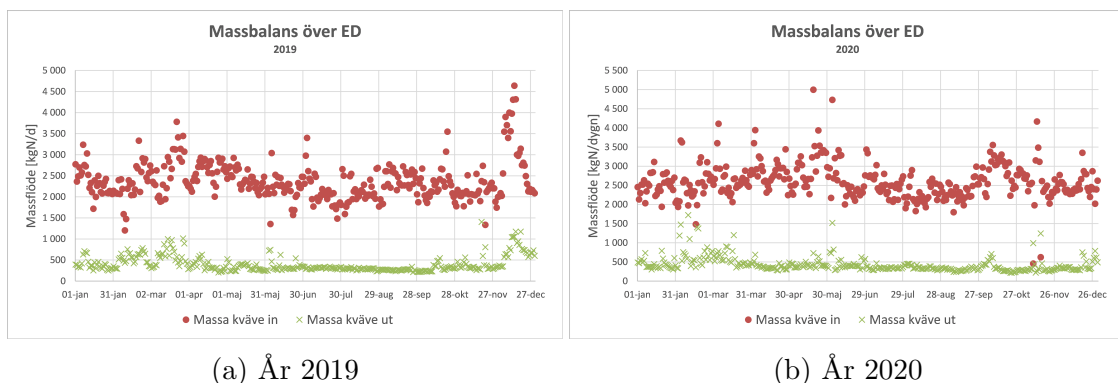
4.7 Efterdenitrifikation

Vid en analys av uppställda flödesbalanser för efterdenitrifikationsprocessen kan observeras att det för de båda analyserade åren finns en konstant avvikelse mellan inkommande och utgående flöde. Denna skillnad syns tydligt i figur 39. Avvikelsen mellan inflöde och utflöde är ca -5,5%, sett mot inflödet, båda åren, där inflödet är mindre än utflödet. Detta är, precis som den konstanta avvikelsen mellan inflöde och utflöde för efternitrifikationen, en känd avvikelse på Ryaverket (M. Neth, personlig kommunikation, 30 mars 2021). Till följd av denna skillnad mellan in- och utflöde för processen har utflödet använts för efterkommande beräkningar istället för inflödet. Utöver detta kan observeras att flödet varierar mycket litet sett över hela året, vilket är förväntat då de biologiska processerna inte belastas med så mycket högre flöde vid höga flödestoppar.



Figur 39: Flödesbalanser för efterdenitrifikationen

Över de båda åren finns det några enstaka dagar där flödet avviker mer från medelflödet. I början av juni 2019 finns det en kraftig nedgång i flödet, vilket kan observeras i figur 39a. Det låga flödet beror på det planerade stoppet Ryaverket hade (M. Neth, personlig kommunikation, 13 april 2021) denna dag. Denna dag detta år återfinns det större avvikelser även i övrig data för processen, likt andra processer. Även under 2020 förekommer avvikelser. Exempelvis under den 2:a juni 2020 är flödet avsevärt mindre än normalt, vilket kan observeras i figur 39b. Denna dag var det ett planerat stopp på Ryaverket (M. Neth, personlig kommunikation, 13 april 2021) och dagen är ett exempel på en dag där kraftigare avvikelser från det normala finns i flera av de data som erhållits för processen.



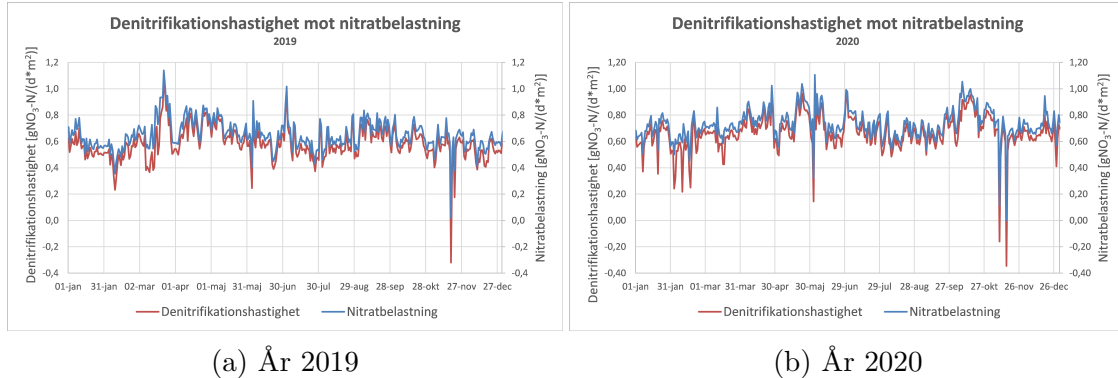
Figur 40: Massbalanser för efterdenitrifikationen

Massbalanserna för denna process är, liknande flödesbalanserna, överlag stabila med liknande mängder inkommande och utgående kväve över de båda åren, vilket kan observeras i figur 40 ovan. I slutet av år 2019 inträffar en kraftig ökning i både mängden inkommande och utgående kväve, se figur 40a. Detta beror troligtvis på en kraftigt ökande halt av ammoniumkväve som observerats i den givna datamängden. Denna fluktuation inträffar under samma period som även efterdenitrifikationen upplever samma ökning i halten ammoniumkväve. Att detta sker för flera processer samtidigt tyder på att detta inte handlar om ett enstaka mätarfel, precis som behandlat i avsnitt 4.6.

För år 2020 finns två tillfällen med kraftig avvikelse under november månad,

den 9:e och den 15:e, där massflödet av kväve ut ur processen kraftigt överstiger inkommande mängd kväve, se figur 40b. Detta i sig är en orimlighet då en process där kvävgas ska avgå, och således den totala mängden kväve ska minska, inte borde kunna bilda nytt kväve. Under dessa dagar har ingen avvikelse i flöden observeras, och därmed kopplas denna avvikelse endast till uppmätta kvävehalter. Under denna period är uppmätt halt nitrat in till processen kraftigt lägre. Samtidigt sker en kraftig ökning av uppmätt halt nitrat ut ur processen. Då en ökning i mängden kväve för denna process är omöjligt är det troligt att denna avvikelse, och de avvikande uppmätta kvävehalterna beror på ett mätarfel.

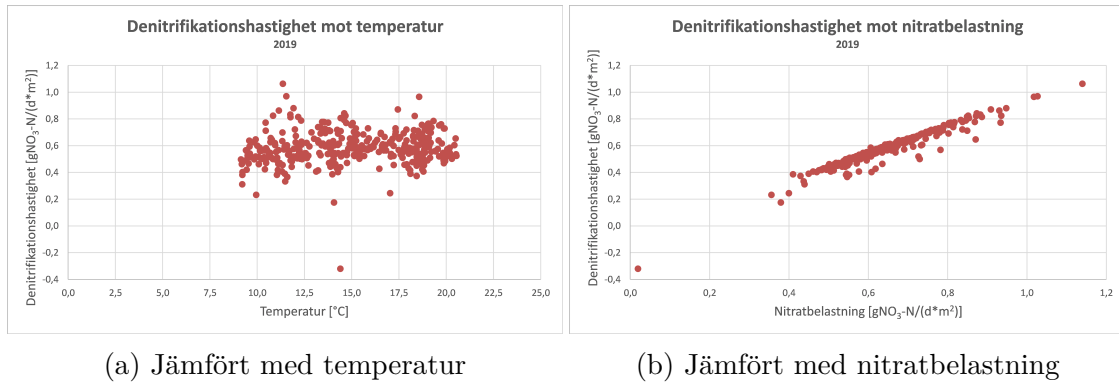
Över de två åren förekommer några tillfällen med större avvikelser. Exempelvis förekommer en topp i denitrifikationshastigheten i slutet av mars månad 2019, se figur 41a nedan, som även återspeglas i nitratbelastningen. Denna topp kan även ses i figur 40a, och under detta tillfälle är inkommande halt nitrat något högre än övriga dagar samma period, samtidigt som utgående halt nitrat ligger på en för året mer normal nivå. Detta är troligtvis anledningen till den högre denitrifikationshastigheten. Även under november detta år förekommer två tillfällen med kraftigt sänkt denitrifikationshastighet, den 18:e och 19:e november. Dessa dagar sammanfaller med tidigare beskrivna stopp för efterdenitrifikationen och därmed fick efterdenitrifikationen istället ett ökat flöde från biobäddarna. Stoppet verkar även ha lett till att mätare gav felaktiga värden, vilket således ledde till den negativa och låga hastigheten dessa dagar.



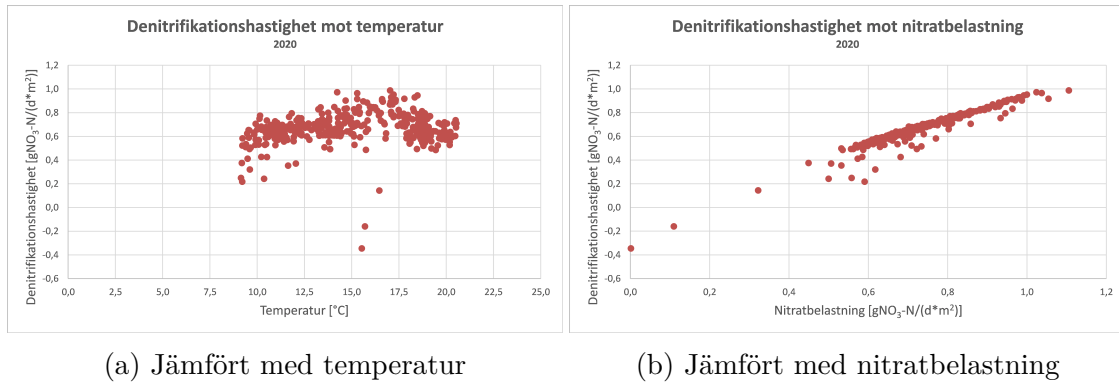
Figur 41: Denitrifikationshastighet för efterdenitrifikationsprocessen

Även under år 2020 förekommer dagar då denitrifikationshastigheten avviker. Exempelvis så återkommer den 2:a juni för år 2020, då Ryaverket som tidigare beskrivet hade ett planerat stopp. Denna dag är denitrifikationshastigheten tydligt lägre än det normala för året, se figur 41b. Detta beror troligtvis på en tillfälligt mycket högre halt av utgående mängd nitrat ur processen, samt en något lägre halt inkommande nitrat. En högre halt nitrat indikerar således på att mindre kvävgas bildats och därmed blir även denitrifikationshastigheten lägre. Ytterligare två tillfällen under året, den 15:e och 19:e november, skiljer sig tydligt från resterande dagar. Dessa dagar var även de som utmärkte sig under analysen av massbalans för processen. Under dessa dagar är denitrifikationshastigheten negativ, vilket i sig är en orimlighet. Den negativa hastigheten beror på samma anledning som beskrevs

i samband med just massbalansen, inkommande mängd kväve och inkommande halt nitrat är lägre än utgående mängd och halt.



Figur 42: Denitrifikationshastighet för efterdenitrifikationen år 2019



Figur 43: Denitrifikationshastighet för efterdenitrifikationen år 2020

I figur 41a samt i figur 41b ovan kan observeras att denitrifikationshastigheten för efterdenitrifikationsbassängerna är relativt jämn över året för både 2019 och 2020. Det går även i figur 42b och figur 43b att se en tydlig koppling mellan denitrifikationshastigheten och nitratbelastningen. Detta är en väntad korrelation då mängden nitrat som kan omvandlas är starkt beroende av tillgången på nitrat i det inkommande vattnet till processen.

Till skillnad från nitratbelastningen verkar inte temperaturen påverka processen i den utsträckning som kan förväntas, se figur 43a samt figur 42a ovan. Detta överensstämmer inte med vad som beskrivs i litteraturen [22]. Detta tyder på att nitratbelastningen är den faktor som begränsar processen.

I tabell 12 nedan kan observeras att den beräknade COD:N-kvoten överlag är inom det rekommenderade intervallet 4 - 5 g COD/g $\text{NO}_3\text{-N}$ enligt beskrivet i litteraturen [22]. Under mars 2019 förekommer en förhöjd kvot mellan COD och nitratreduktion, vilket troligtvis beror på att det under denna månad förekommer ett par dagar med något lägre reduktion av kväve, där halten inkommande kväve

är något lägre och halten utgående kväve är något högre. Detta inträffar precis innan den tidigare beskrivna toppen för denitrifikationshastigheten.

Tabell 12: Medelvärden per månad för en rad parametrar för åren 2020 samt 2019 för efterdenitrifikationen, där kraftigt avvikande värden exkluderats.

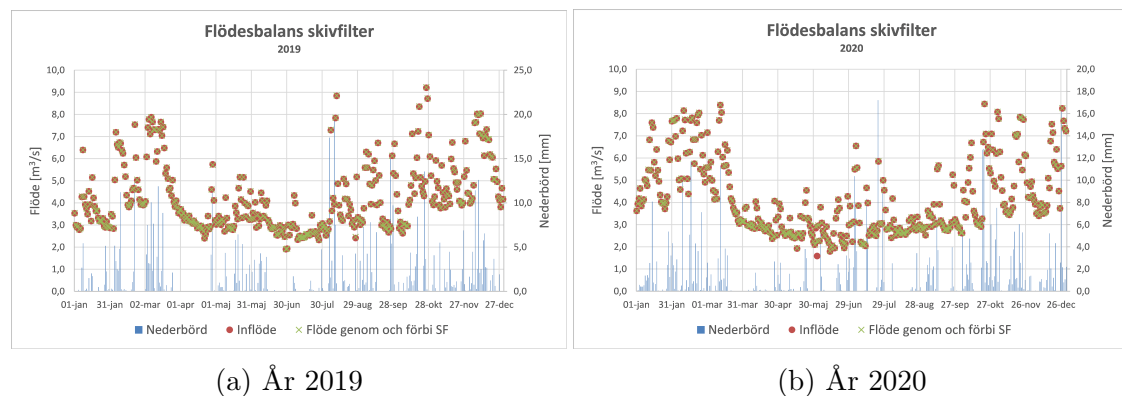
Parameter	Denitri- fikations- hastighet		Denitri- fikations- hastighet zon 1		Nitrat- belastning		Denitrifika- tionsgrad		COD:N-kvot	
	g NO ₃ /(d·m ²)						%		-	
	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020
Januari	0,55	0,63	1,3	1,7	0,61	0,69	89	90	4,2	5,0
Februari	0,49	0,58	1,1	1,5	0,56	0,66	87	87	5,1	4,9
Mars	0,62	0,63	1,8	1,8	0,74	0,70	84	90	5,6	4,3
April	0,69	0,74	1,9	2,1	0,75	0,80	92	93	4,7	4,7
Maj	0,66	0,73	1,9	2,0	0,70	0,80	93	92	4,6	4,6
Juni	0,57	0,70	1,7	2,0	0,63	0,77	90	91	4,8	4,7
Juli	0,57	0,70	1,7	1,9	0,62	0,74	91	93	4,7	4,6
Augusti	0,56	0,62	1,7	1,8	0,61	0,67	91	93	4,6	4,8
September	0,66	0,66	1,9	1,9	0,72	0,71	93	94	4,9	4,9
Oktober	0,60	0,79	1,8	2,2	0,65	0,86	91	92	4,8	5,0
November	0,56	0,66	1,5	1,6	0,62	0,71	90	92	5,0	4,4
December	0,52	0,65	1,4	1,5	0,59	0,72	89	90	5,1	4,7
Över året	0,59	0,68	1,6	1,8	0,65	0,74	90	92	4,8	4,7

I tabell 12 ovan kan även observeras att denitrifikationshastigheten för hela processen är lägre än denitrifikationshastigheten i zon 1. Detta tyder på att den största delen av inkommande kväve omvandlas i zon 1. Detta kunde även verifieras då halten nitrat i utgående vatten från zon 1 jämfördes med halten nitrat i utgående vatten från hela processen. Den beräknade nitrifikationshastigheten i zon 1 stämmer väl överens med intervallet 1,0 - 2,0 g N/(d·m²) som finns presenterat i litteraturen [22].

Denitrifikationsgraden är överlag stabil över båda de observerade åren, se tabell 12. Överlag över båda åren så ligger denitrifikationsgraden på ungefär 90 %, vilket är jämförbart med det som presenteras i [25]. Dock kan i tabell 12 observeras att nitratbelastningen är lägre än intervallet 0,8 - 1,2 g/(d·m²) som presenteras i [25], vilket beskrivs som ett intervall för belastningen där en denitrifikationsgrad på över 90 % kan förväntas. Att denna denitrifikationsgrad erhålls även vid lägre nitratbelastning än vad som presenteras i denna artikel tyder på att processen fungerar väl.

4.8 Skivfilter

För skivfiltret finns inga signifikanta avvikelser i flödesbalansen för något av de två analyserade åren, vid jämförelse av uppmätta inkommande flöden och uppmätta flöden genom och förbi skivfiltret, se figur 44 nedan. Den enda dag en avvikelse finns är dag 153 år 2020, den 2:a juni, då det var ett planerat stopp på Ryaverket (M. Neth, personlig kommunikation, 13 april 2021). Utöver detta kan observeras att flödet varierar på liknande sätt över året de två åren. Denna variation kan kopplas till variation i mängden nederbörd, på samma sätt som det totala flödet varierar med nederbörden.

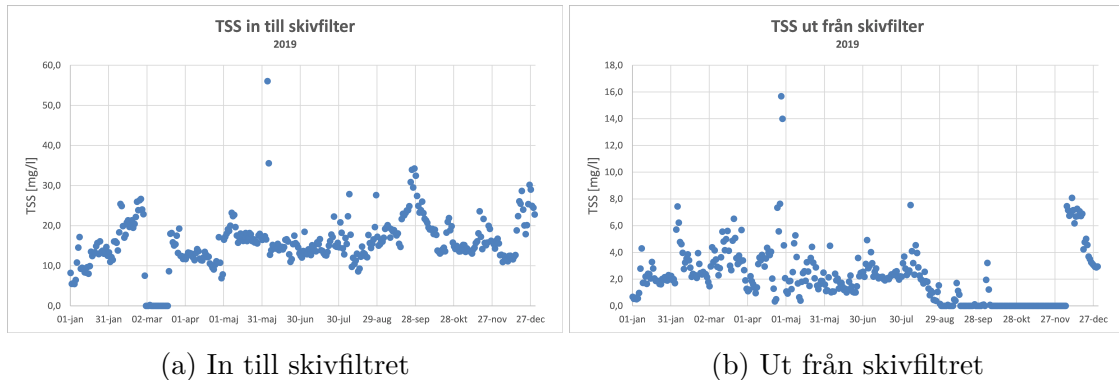


Figur 44: Flödesbalanser för skivfilter

De flödesbalanser som kan observeras i figur 44 ovan är uppställda mellan inkommande flöden och flödet genom och förbi skivfiltret. Mellan dessa flöden finns en skillnad på ca -0,2 % mot det inkommande flödet sett över hela året både 2019 och 2020. Det uppmätta flödet genom och förbi skivfiltret är därmed kontinuerligt något större än inkommande flöden till skivfiltret. Denna skillnad är dock minimal och ses därför inte som en betydande avvikelse. För skivfiltret uppmäts även flödet ut ur och förbi skivfiltret samt det slam som bildas vid filtreringen och som sedan skickas till försedimenteringen. Dessa flöden sammanlagt är dock kontinuerligt något mindre än de inkommande flödena och flödet genom och förbi skivfiltret. Skillnaden mellan inflödet och det summerade utflödet, flödet förbi skivfiltret och filterslamuttaget är ca 2,2 %, sett mot inflödet, där inflödet är kontinuerligt större än summerat utflöde, flöde förbi skivfiltret och filterslamuttag. Till följd av denna observerade skillnad mellan uppmätt flöde genom och förbi skivfiltret och uppmätt utflöde tillsammans med förbiflöde och slamuttag har uppmätt flöde förbi och genom skivfiltret använts som utflöde för vidare beräkningar.

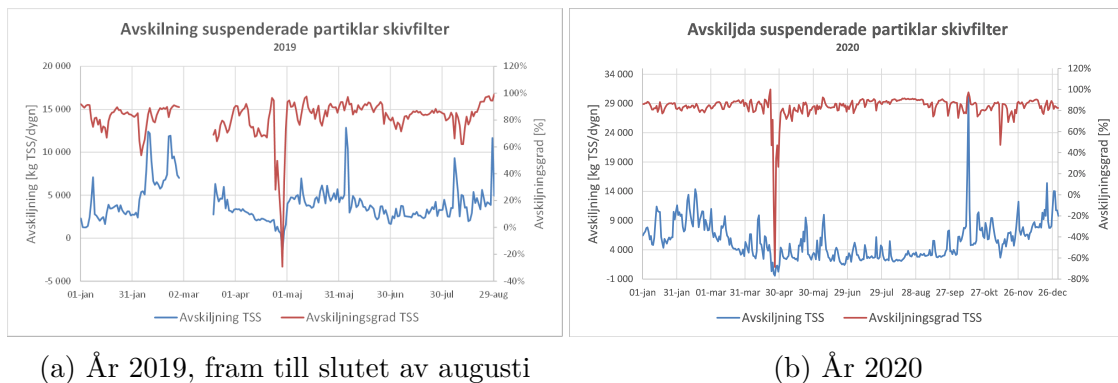
Genomgående för skivfilteranläggningen har Ryaverket haft svårt att hitta en representabel mätpunkt för att mäta TSS-halter i vattnet till och från processteget. Efter maj år 2020 har Ryaverket börjat göra mätningar för TSS-halt på ett nytt rör från processen, då tidigare mätningar varit opålitliga (M. Neth, personlig kommunikation, 12 april 2021). För år 2019 finns två perioder där antingen uppmätt halt av TSS in eller ut från skivfilteranläggningen varit noll, se figur 45 nedan, vilket är ett orimligt värde. Dessa perioder är från september och fram till mitten på december, då mätare visade att utgående TSS-halt var noll. Samt

mellan sista februari och 19:e mars, då mätare visade att inkommande halt TSS var noll. Dessa perioder har därför exkluderats ur analyser där TSS-halten varit en ingående del. Även den sista delen av år 2019 har exkluderats. Denna problematik gör även att uppmätta halter fram till maj 2020 samt de resultat som dataanalysen givit fram till maj 2020 kan ifrågasättas. Även resultat erhållna efter den nya mätmetoden introducerats kan behöva beaktas med viss skepsis med denna historik i åtanke.



Figur 45: Halter av suspenderat material för skivfiltret

I figur 46a nedan har visad tidsperiod för år 2019 begränsats på grund av tidigare beskriven problematik med mätvärden för TSS-halt. Under de perioder som visas i figuren förekommer vissa avvikelser. Exempelvis kan observeras att avskiljningsgraden under början av februari, runt den 5:e, är något lägre. Detta beror troligtvis på en högre halt av TSS ut från skivfilteranläggningen uppmäts. Samma dag samt några efterkommande dagar var även flödet genom skivfilteranläggningen högre, vilket skulle kunna ha påverkat. Den kraftigaste nedgången i avskiljningsgrad under 2019 infinner sig den 28:e april, och beror troligtvis på en förhöjd halt utgående TSS. Denna dag är även flödet genom skivfiltret större än dagarna precis innan och efter, och dagen sammanfaller även med att utgående vatten från reningsverket beskrivs som missfärgat [16]. Dessa händelser skulle kunna vara sammankopplade med den negativa graden av avskiljning. Utöver detta kan även noteras att den 6:e och 11:e augusti är avskiljningsgraden lägre, vilket framförallt den 6:e augusti kan kopplas samman med en högre halt inkommande och utgående TSS. Denna dag har även ett högre flöde, liksom den 11:e, och det sker viss förbiledning av flödet förbi skivfiltret. Dock finns det dagar då förbiledningen är större, som inte utmärker sig på samma sätt.



Figur 46: Avskiljningsgrad och mängd avskilt material för skivfiltret

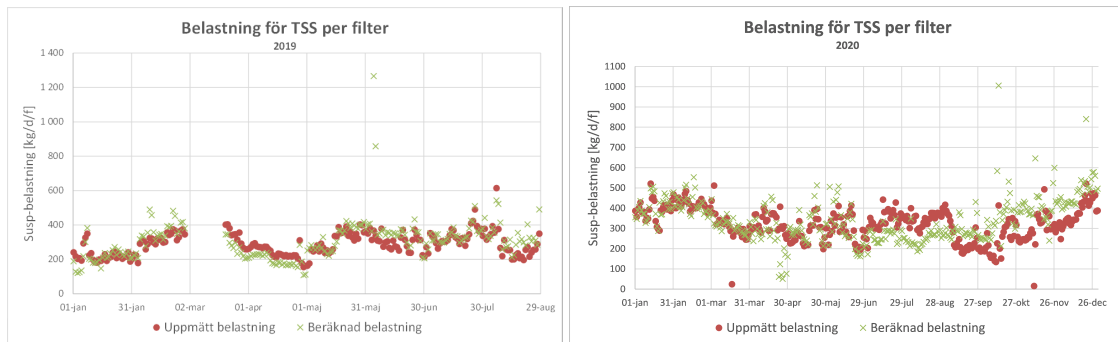
Under år 2020 kan i figur 46b ovan observeras att graden av avskiljning är på en jämn nivå över året, endast vissa dagar finns större avvikelser. I denna figur visas även att mängden avskilda partiklar är högre under årets början och slut. Under dessa perioder är även inflödet till skivfilteranläggningen större, vilket troligtvis är anledningen till den högre mängden avskilda partiklar. I slutet av april, den 25:e och 26:e, kan även i figur 46b observeras att graden av avskiljning är negativ, vilket troligtvis beror på att det dessa dagar uppmätts en lägre halt inkommande TSS till skivfilteranläggningen. Detta är även anledningen till den negativa mängden avskilt suspenderat material. Även dagar precis innan detta avviker något där exempelvis avskiljningsgraden är 100 %. Att avskiljningsgraden är negativ tyder på att detta rör sig om någon typ av mätarfel då denna process inte borde skapa suspenderat material. Under mitten av oktober samma år finns en större avvikelse där avskiljningsgraden är nära 100 % och mängden avskild substans har en extrem topp. Detta beror troligtvis på oerhört hög uppmätt halt av TSS i inkommande vatten, medan utgående halt är normal. Den höjda uppmätta halten av TSS i inkommande vatten skulle kunna bero på att det dagarna innan denna händelse var kraftigare regn. Utöver dessa tillfällen utmärker sig den 10:e november, då avskiljningsgraden samt mängden avskilt material är lägre än normalt. Anledningen till detta är av allt att döma ett stopp på skivfilteranläggningen [17].

Inkommande och utgående halter av TSS för skivfiltret liknar de som finns beskrivna i litteraturen sett över hela året 2020 [19]. För år 2019 kan de perioder där användbara halter i datamängden erhållits jämföras med de inkommande och utgående nivåer som beskrivs i Avloppsteknik 2, precis som för år 2020 [19]. Den avskiljningsgrad som beräknats, sett över år 2020 samt delar av år 2019, kan även jämföras med en studie av V. Naddeo och V. Belgiorno där en avskiljningsgrad för TSS av ca 80 % erhöles [26].

För år 2020 kan beskrivna avvikelser i avskiljningsgrad och mängd avskilt material hos skivfilteranläggningen även sammankopplas med avvikelser mellan beräknad och i datamängden erhållen TSS-belastning per filter, se figur 47b. Förutom dessa avvikelser är det även noterbart att den beräknade belastningen per filter och den erhållna belastningen per filter överensstämmer bättre innan maj 2020.

Beräknad och erhållen belastning överensstämmer som bäst mellan årets början och fram till början av april. Anledningen till den efterkommande avvikelserna mellan beräknad och erhållen belastning för skivfiltren kan bero på att samma problematik som fanns för mätningen av TSS-halt även skulle kunna finnas för den erhållna belastningen per filter, då denna är baserad på mätningen av TSS-halten.

För år 2019 verkar erhållen och beräknad belastning per filter överensstämma bättre än 2020. De två dagar som utmärker sig är den 4:e och 5:e juni då beräknad belastning per filter kraftigt överskrider erhållen, se figur 47a. Dessa två dagar är även mängden avskilt material väldigt hög, vilket kan observeras i figur 46a. Dessa avvikelser beror troligtvis delvis på det planerade stoppet Ryaverket erfor den 4:e juni.



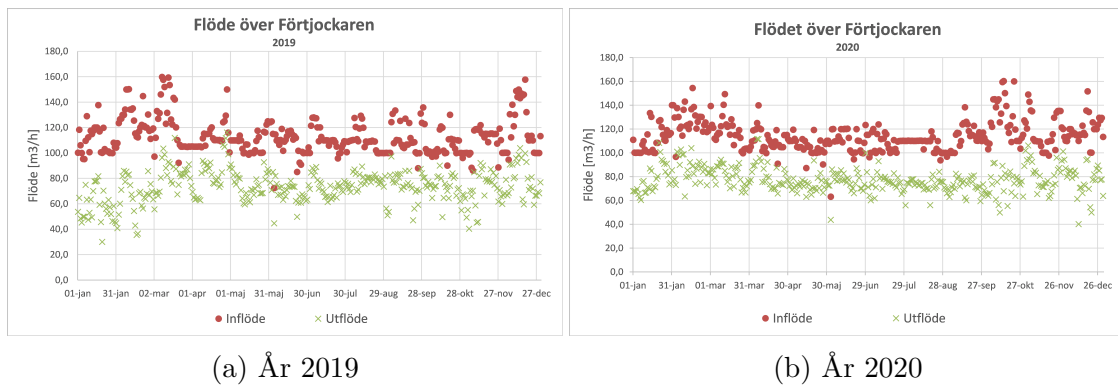
(a) År 2019, fram till slutet av augusti

(b) År 2020

Figur 47: Beräknad belastning per filter jämfört med given uppmätt belastning per filter för skivfiltret

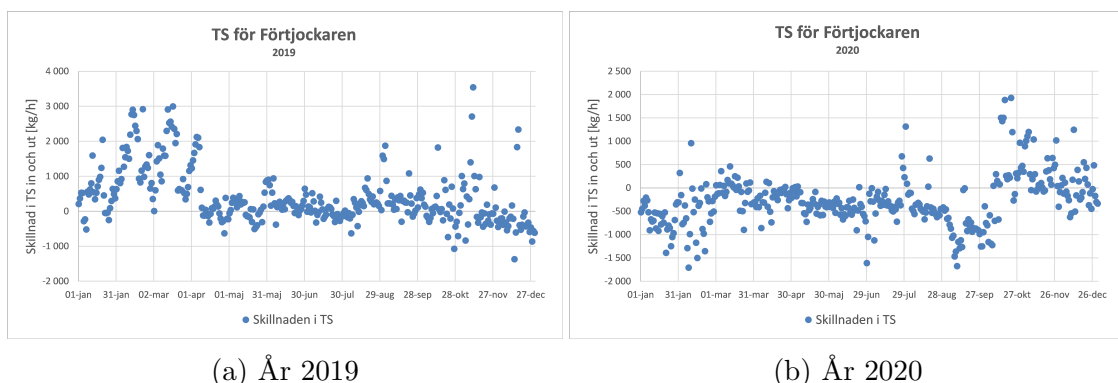
4.9 Förtjockare

In- och utflödet för förtjockaren, FT, visas i figurerna 48a och 48b nedan. Som syns i figurerna så är inflödet mycket större än utflödet, där det finns två utflöden från FT. Ena utflödet är det förtjockade slammet som ska gå vidare till biogasanläggningen och det andra utflödet är rejektivattnet. Det finns en vetskap om att rejektivattenflödet ibland är felaktigt (M. Neth, personlig kommunikation, 28 april 2021) men utifrån resultatet är mätningen snarare felaktigt största delen av tiden om flödet till biogasanläggningen stämmer.



Figur 48: In- och utflöde för Förtjockaren

Vidare så går rejektivattenflödet främst från FT till aktivslamprocessen, AS. Om rejektivattenflödet från FT skulle vara högre som figuren indikerar så blir flödesbalansen in till AS lite mer felaktig för båda åren än om rejektivattenflödet som är uppmätt används. Dock är flödesstorleken på rejektivattnet mycket liten i jämförelse med andra vattenflöden och påverkar därför inte så mycket. Den procentuella medelavvikelsen mellan in och utflöde över förtjockaren är 34,7 % för 2019 och 32,2 % för 2020. Alltså är inflödet för 2019 ca 35 % större än utflödet och för 2020 är inflödet 32 % större än utflödet. När det kommer till massbalans för TS finns det stora variationer, se figur 49a och 49b.



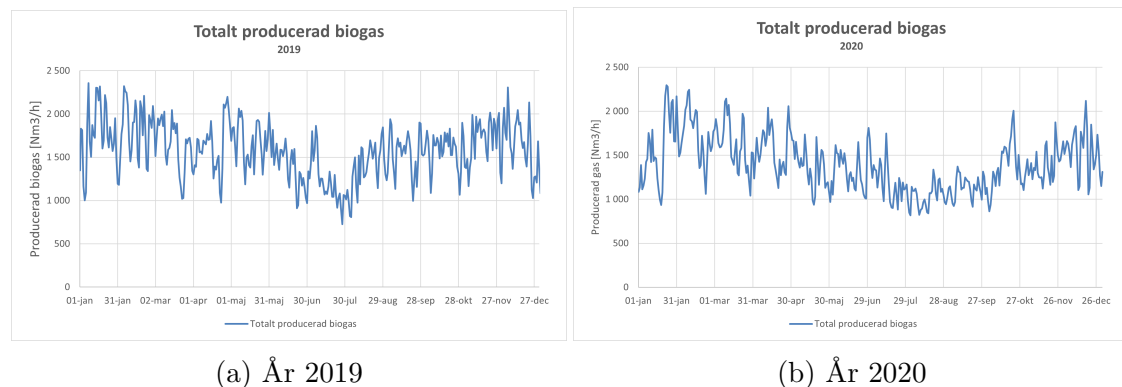
Figur 49: Skillnaden i TS mellan in- och utflödet.

För massbalansen av TS för förtjockaren, som visas i figur 49 ska värdet ligga strax över noll. Att värdet ska ligga strax över noll beror på att slammet ska bara förtjockas och det mesta av partiklarna ska följa med i flödet mot biogasanläggningen. Men lite av partiklarna följer med rejektivattnet och då TS-halten i rejektivattnet inte är medräknad borde TS ut vara lite lägre än TS in och med det borde skillnaden ligga strax över noll. Dock finns det stora variationer där summeringen över hela året för 2019 landade TS på 147 kg och för 2020 -103 kg. Att skillnaden finns är oklart och det är olika tendenser för åren då 2019 hade generellt har högre inflöde än utflöde medan 2020 hade generellt högre utflöde än inflöde av TS. TS-halten för inflödet är dock uppmätt vid utflödet av FS, mellan FS och FT finns en tank med pump som kan jämna ut och fördröja flöden som kanske kan påverka den uppställda massbalansen. Den procentuella skillnaden

mellan flödet från FS och inflödet till FT har ett medelvärde på -3,95 % för 2019 och 11,95 % för 2020. Det menas att utflödet från FS är generellt större än inflödet i FT under 2019 och tvärtom för 2020. På så vis kan det också vara en förklaring till att graferna se ut som de gör, och massbalansen hade förmodligen sett lite annorlunda ut om det funnits en mätning av TS-halt vid inloppet av FT.

4.10 Biogasanläggning

Slammet till biogasanläggningen kommer främst direkt från förtjockaren men en liten del av inkommande slam är organiskt avfall som är externt mottaget till reningsverket. Denna del av slammet är inte med i beräkningarna men antas utgöra en såpass liten del av det totala inflödet att den är försumbar. Den totala gasproduktionen var 2019 cirka 14,8 MNm³ biogas, vilket motsvarar cirka 86 GWh. Motsvarande värden 2020 var 12,3 MNm³, vilket motsvarar cirka 76 GWh. År 2019 förbrändes cirka 10 % och användes därmed inte vidare som biogas [27]. Den totalt producerade biogasen över båda åren kan ses i graferna i figur 50.



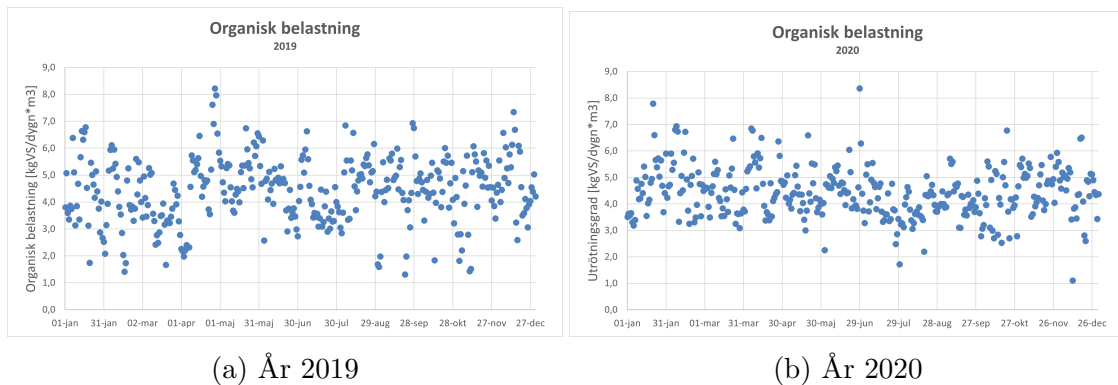
Figur 50: Den totalt producerade biogasen för båda åren

I tabell 13 syns uppehållstiden i de tre rötkamrarna samt den totala uppehållstiden som ett medelvärde per månad. Rötkammare 1 och 2 har i princip samma uppehållstid över hela året, vilket är väntat då flödet in är ungefär samma hos de båda. Vidare har rötkammare 3 en betydligt lägre uppehållstid, vilket även detta är ett rimligt resultat. Uppehållstiderna varierar inte heller nämnvärt under året. Medelvärdet för den totala uppehållstiden låg 2019 på 26,8 dygn och 2020 på 25,3 dygn. Enligt Ryaverkets Miljörapport från 2019 är den nominella uppehållstiden i biogasanläggningen ca 20 dygn [27]. Resultatet är således något högre än den planerade.

Tabell 13: Uppehållstiden i dygn hos rötkamrarna samt den totala uppehållstiden i biogasanläggningen för 2019 samt 2020

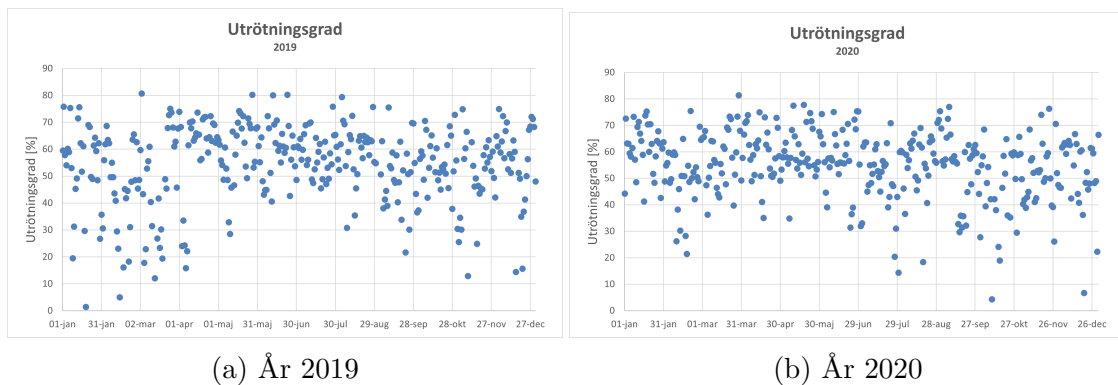
	2019				2020			
	RK1	RK2	RK3	Totalt	RK1	RK2	RK3	Totalt
Januari	12,3	12,3	3,7	28,4	10,4	10,4	3,7	24,5
Februari	12,7	12,7	3,1	28,5	8,9	8,9	2,8	20,5
Mars	12,7	12,7	3,4	38,8	10,6	10,6	3,5	24,6
April	11,3	11,3	3,4	25,9	9,7	9,7	3,3	22,8
Maj	9,6	9,6	3,8	23,0	11,0	11,0	3,8	25,8
Juni	11,3	11,3	4,1	26,7	10,5	10,5	3,7	24,6
Juli	11,8	11,8	4,2	27,8	12,6	12,6	4,2	29,4
Augusti	11,8	11,8	3,7	27,2	12,2	12,2	4,3	28,8
September	11,8	11,8	3,6	27,1	12,0	12,0	4,2	28,2
Oktober	11,4	11,4	3,6	26,4	11,5	11,5	3,2	26,2
November	12,6	12,6	3,7	28,8	9,5	9,5	3,2	22,2
December	9,8	9,8	3,4	23,0	11,0	11,0	3,2	25,2

Den organiska belastningen på biogasanläggningen redovisas i figur 51 för 2019 respektive 2020. Den organiska belastningen beskriver hur mycket nytt organiskt material som har tillförts processen per tidsenhet. Variationerna av denna beror således främst på mängden organiskt material i slammet. Medelvärdet för den organiska belastningen låg 2019 på 4,44 kgVS/dygn·m³ och 2020 på 4,43 kgVS/dygn·m³. Utifrån resultatet samt grafen kan det även utläsas att belastningen var stabil över året.



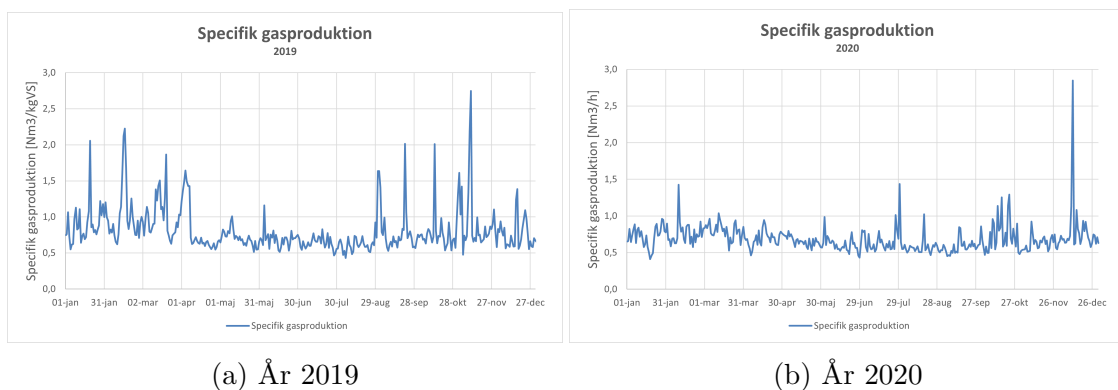
Figur 51: Den organiska belastningen i biogasanläggningen år 2019 respektive 2020

Utröttningsgraden för 2019 kan ses i figur 52a. Denna parameter visar istället på hur effektivt substratet utnyttjas i processen. År 2019 låg medelvärdet för denna på 52 % men med en standardavvikelse på 21 %, vilket indikerar på en relativt stor spridning. År 2020 låg medelvärdet på 54 % med en standardavvikelse på 17 %. Spridningen är således stor även detta år.



Figur 52: Utrötningsgraden i biogasanläggningen år 2019 respektive 2020

Vidare har även den specifika gasproduktionen för biogasanläggningen beräknats. Denna ger också en indikation på hur effektivt det organiska materialet bryts ned. Den specifika gasproduktionen är kvoten mellan producerad biogas och inkommande massflöde av VS. Denna illustreras för båda åren i figur 53 nedan. Medelvärde för denna kvot 2019 ligger på 0,81 % och för 2020 på 0,68. Detta innebär alltså att 81 % respektive 68 % av inkommande VS omvandlas till biogas.

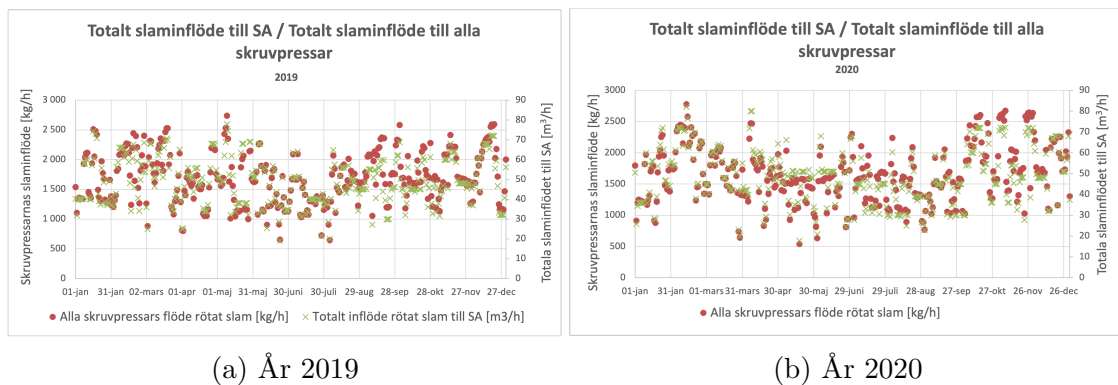


Figur 53: Den specifika gasproduktionen i biogasanläggningen år 2019 respektive 2020

Utifrån resultatet kan det observeras att det år 2019 fanns större variationer i den specifika gasproduktionen än 2020. Den toppen som syns i slutet av år 2020 beror på ett väldigt lågt inflöde av VS, men då den trenden inte fortsatte har ingen närmare analys gjorts på detta.

4.11 Slamavvattning

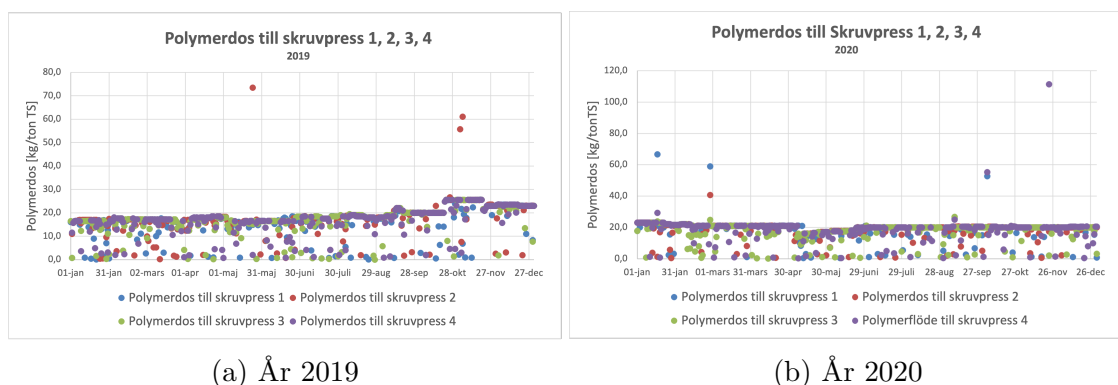
Figur 54 illustrerar en jämförelse mellan trenderna av det totala slaminflödet till SA och en summering av alla fyra slampressarnas slaminflöde per dag.



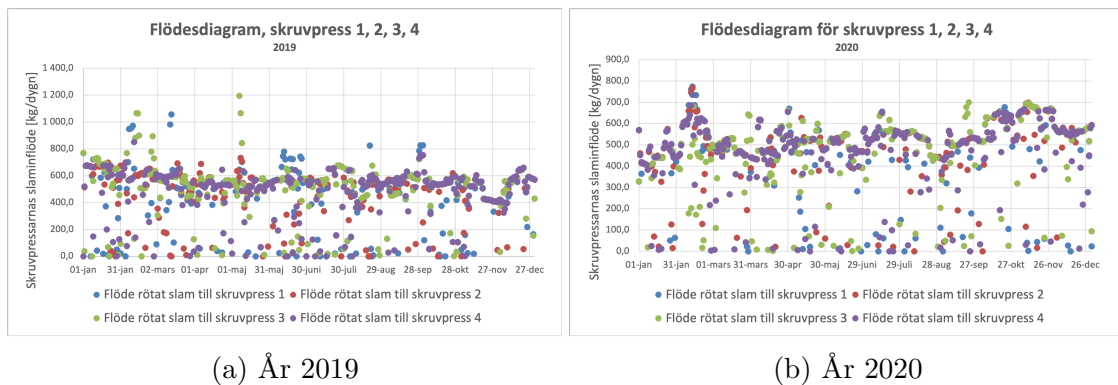
Figur 54: Totala inflödet av rötat slam till SA jämfört med det totala inflödet rötat slam till skruvpressarna

Det förväntade resultatet av figur 54 är att slaminflödet från slampressarna in till SA ska följa varandra med få avvikelser. Både år 2019 och 2020 varierar skruvpressarnas sammanslagna slaminflöde mellan cirka 1000-2500 kg/h och det totala slaminflödet till SA växlar mellan 30-75 m³/h, vilket illustreras i figur 54. På grund av att dessa mäts i olika enheter kan det endast undersökas om trenderna följer varandra då en avvikande trend skulle kunna bero på förändrad TS-halt från BG. Figurerna visar att flödena till största del följer varandra utan större avvikelser.

Figur 55 illustrerar hur mycket polymer i kilo per ton torrsbstans som doseras till varje skruvpress. I figur 56 kan skruvpressarnas enskilda slaminflöde per dygn observeras. Doseringsresultatet i figur 55 bör utfalla i en rät trendlinje då avloppsvattnet doseras med hänsyn till slaminflödets variation. Vanligtvis är inte alla skruvpressar igång vilket kan iakttas i alla figurer nedan. Resultatet visar att slaminflödet mestadels pendrar mellan 400-700 kg/h, vilket resulterar i en doseringsmängd omkring 20 kg/tonTS.



Figur 55: Mängden polymer som doseras till varje enskild skruvpress



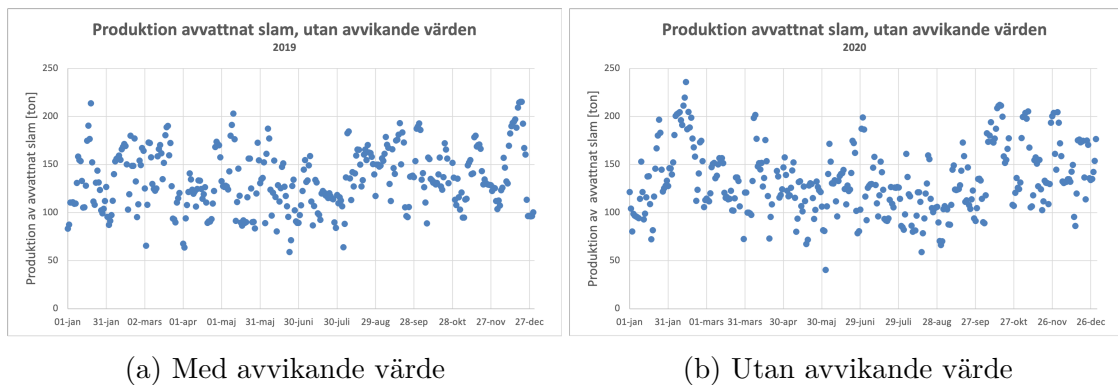
Figur 56: Slaminflödet till varje enskild skruvpress

År 2019 i figur 55a observeras en svagt stigande trend från början av året fram till mitten på oktober. I januari doseras slammet med ungefär 15-17 kg polymer/tonTS till att därefter svagt öka dosen till uppnådda 20 kg/tonTS den 22 oktober. Mellan ungefär 22/10 till 25/11 stiger doseringen till cirka 25 kg/tonTS, till att därefter minska till en dos på ungefär 23 kg/tonTS resten av året. I figur 56a kan dock inga större inflöden observeras mellan 22/10 till 21/11, däremot minskar både flödet och doseringen efter den 21/11. Doseringsvariationerna kan dock bero på att doseringen också korrigeras med hänsyn till TS-halten i det avvattnade slammet, vilket gör att det inkommande flödet och polymerdosen inte alltid behöver följa varandra.

Uppkommande avvikelser år 2019 är höga flöden för skruvpress 1 och 3 under fåtal dagar i feb-mars samt höga flöden för skruvpress 3 i maj, dock kan inga större polymerdoseringar observeras under dessa perioder. Andra avvikelser som kan observeras i figur 55a är höga avvikande polymerdoser till skruvpress 2 den 24/5, 3/11 och 5/11 men inga höga flöden kan anmärkas i figur 56a. Detta tyder på mätfel eller en korrigering utifrån TS-halten i det avvattnade slammet.

År 2020 observeras det i figur 55b att det doseras ungefär 21 kg polymer/tonTS fram till mitten av maj. I mitten av maj och fram till omkring slutet på juni doseras avloppsvattnet med 16-17 kg/tonTS och därefter återgår doseringen till cirka 20 kg/tonTS. När doseringsmängden ligger på ett värde mellan 0-21 kg/tonTS observeras det ett lägre slaminflöde i figur 56, se exempelvis i figur 56b och figur 55b på skruvpress 3 den 10/2 och 12/2 där både inflödet och polymerdosen är låg. Avvikelser i figur 55b uppkommer vid exempelvis dygn 17/1, 28/2, 5/10 och 23/11 där stora polymerdoseringar kan uppmärksammas. Dock kan inga större inflöden observeras till skruvpress 1,2 och 4, vilket tyder på att detta skulle kunna bero på mätfel.

Figur 57 beskriver produktionen av avvattnat slam. Graferna har producerats med ekvation 13.



Figur 57: Produktion avvattnat slam per dygn 2020

Ett antal mätvärden har tagits bort³. Detta överensstämmer med den sista helgen i mars och oktober båda åren, vilket därmed kan misstänkas vara till följd av en återkommande avstängning och tömning av skruvpressarna, och sedan påfyllning för en återkommande service. Anledningen till den större beräknade förändringen för det avvattnade slammet i april år 2020 i figur 57b har inte kunnat hittas en förklaring till. Utöver detta verkar det som att mätningen har nollställts den 31:a december båda åren, då med avsikt att kunna beräkna den ackumulerade vikten för nästkommande år.

Produktionen av slam ligger konstant mellan 50 och 250 ton avvattnat slam per dygn, men majoriteten av dagarna båda åren ligger produktionen mellan 100 och 150 ton per dygn. Vid närmare undersökning finns inget som tyder på samband mellan nederbörd och produktionen av avvattnat slam, även med åtanke på att slammet förvaras i rötkammaren cirka 21 dagar. Produktionen av slam överensstämmer även med massflödena genom skruvpressarna i figur 54.

³30/3, 31/3, 26/10, 27/10 och 31/12 i figur 57a och 28/3, 29/3, 22/4, 23/4, 24/4, 24/10, 25/10 och 31/12 i figur 57b

5 Diskussion

Genom den dataanalys som utförts i detta arbete har flöden och halter av föroreningar från Ryaverkets reningsprocesser studerats. Den givna datan har studerats utifrån de frågeställningar som presenterats i avsnitt 1.2, sida 4.

I resultatet framgår det att den givna datan innehåller avvikelser från det förväntade. De flesta av avvikelserna kan förklaras som mätarfel vilka Ryaverket redan är medvetna om. Mätarfelen är delvis perioder eller tillfällen då mätare givit felaktiga värden, men även perioder då mätare uppmätt värden på fel vatten mot vad de ska göra. En annan aspekt är att mätvärden som avviker från den normala variationen uppmäts inte lika korrekt som mätvärden inom den normala variationen. Detta då mätarna kalibreras mot normala fluktuationer och normala halter av olika föroreningar. Mätvärden som då avviker från det normala är mätarna inte kalibrerade mot, vilket innebär att dessa mätningar är mer osäkra.

Flera av de avvikelser i den data som erhållits för olika processdelar kan även kopplas till dagar då Ryaverket upplevde störningar i processen. Exempelvis så förekommer för flertalet processer större avvikelser i samband med dagar då Ryaverket hade planerade stopp på hela reningsverket eller stopp i enskilda processer.

Undantag från avvikelser som beror på mätfel eller störningar i reningsprocessen är exempelvis det kraftigt ökade inflödet av ammonium till efternitrifikationen och efterdenitrifikationen i december år 2019. Att flödet av ammonium in till efternitrifikationen ökar så pass kraftigt under denna period beror troligtvis på det ökade flödet av ammoniumrikt rejektivatten från slamavvattningen in till efternitrifikationen. Detta samband borde dock inte finnas, då mätningen av ammoniumhalt in till efternitrifikationen endast borde ta hänsyn till halten i det flöde som kommer från eftersedimenteringen till efternitrifikationen, som presenterat i avsnitt 4.6, sida 38. Rejektivattnets påverkan på mätvärdet för ammoniumhalten in till efternitrifikationen verkar dock vara mindre efter det den i avsnitt 4.6 beskrivna ombyggnationen av mätstationen för ammoniumhalt in till efternitrifikationen, se figur 33 på sida 41.

Dock kvarstår problematiken i att det finns en stor skillnad mellan ammoniumhalten ut från efternitrifikationen och ammoniumhalten in till efterdenitrifikationen i december år 2019. Dessa avviker kraftigt från varandra, ammoniumhalten in till ED är 107 % större än ammoniumhalten ut från EN sett över hela december. Detta är inte det förväntade då den största delen av inflödet till efterdenitrifikationen kommer från efternitrifikationen, och dessa mätningar borde därför överensstämma. Varför dessa mätningar inte överensstämmer har under arbetets gång inte gått att finna en anledning till.

En annan avvikelse som inte kan kopplas till ett mätarfel är den avsaknad av ökat inflöde som nederbördsperioderna under sommaren år 2020 borde gett upphov till.

Denna avvikelse mellan förväntat och uppmätt inflöde till avloppsreningsverket kan dock förklaras av de höga temperaturerna och till följd torra marken som var under sommaren 2020 [28].

Ytterligare en typ av avvikelse i data förekommer i form av skillnaden mellan vad som i avsnitt 2.1 presenteras som hydrauliska kapaciteter för de olika avloppsreningsprocesserna, baserat på ett dokument från Ryaverket [7], samt de flöden som erhållits i avsnitt 4. Skillnaden mellan de presenterade hydrauliska kapaciteterna för en process och det beräknade inflödet är att det uppmätta och beräknade inflödet ofta är lägre än kapaciteten. Att processernas hydrauliska kapacitet inte utnyttjas fullständigt beror troligtvis på att reningen fungerar bättre vid lägre flöden än vid maximal flödeskapacitet för flera processteg. Den icke fullt utnyttjade kapaciteten kan även bero på att efterliggande reningsstegs hydrauliska kapacitet kan vara begränsande.

Flera av de avvikelser som förekommer i den givna datan ger även följder för vidare beräkningar. För flödesbalanserna så går merparten av uppställda balanser mellan inflöde och utflöde av avloppsvatten för processerna ihop. Det finns dock flera processdelar där flödesbalansen för processen inte går ihop. En av dessa är biobäddarna år 2020, vilket visualiseras i figur 23b sida 34 och som även behandlas i resultatdelen av denna rapport, under avsnitt 4.5. För denna processdel avviker utflödet från den ena biobädden från det uppmätta inkommande flödet till samma biobädd under maj till juni. Det uppmätta utflödet är under denna period lägre än det uppmätta inflödet vilket är det som gör att flödesbalansen inte går ihop. Detta tyder på att det uppmätta utflödet från den ena biobädden är felaktigt. Denna förklaring stöds även av att utflödet från de två biobäddarna skiljer sig åt under denna period, vilket avviker från trenden sett över övriga delar av de analyserade åren.

Ytterligare processdelar där flödesbalansen över processen inte ger ett förväntat resultat i form av att utflöde och inflöde överensstämmer är efternitrifikationen och efterdenitrifikationen. För efternitrifikationen är inflödet till processen konstant större än utflödet, vilket medför att flödesbalansen inte går ihop. För efterdenitrifikationen är fallet det omvända, utflödet är konstant större än inflödet. Detta är, som tidigare nämnt, ett känt problem på reningsverket. Sett över båda dessa processdelar motsvaras dock inflödet till efternitrifikationen av utflödet från efterdenitrifikationen. Att dessa två flöden överensstämmer är förväntat då allt flöde från efternitrifikationen går vidare till efterdenitrifikationen, och endast tillfälligt går ytterligare flöde in till efterdenitrifikationen.

I slambehandlingen är det in- och utflödet över förtjockaren som också innehåller större avvikelser där inflödet är konstant högre än utflödet, se figurerna 48a och 48b på sidan 56. Som nämnt finns det en vetskap om att rejektvattenflödet kan var feluppmätt. Dock kvarstår problemet då flödesbalansen in till AS som rejektvattnet inkluderas i får större avvikelse vid ett högre rejektflöde.

De tidigare nämnda avvikelserna i datan i form av mätfel, skeenden i processen samt oväntade uppmätta halter medför också att vissa av de uträknade massbalanserna inte går ihop. För flertalet processer gick massbalanserna för näringsämnen samt organiskt och suspenderat material ihop under hela 2019 och 2020.

Ett exempel på en massbalans som inte gick ihop är över löst COD för försedimenteringen. Denna massbalans visar på att löst COD minskar genom processen, vilket inte är förväntat. Denna process syftar till att framförallt rena inkommande avloppsvatten från partiklar som är suspenderade i vattnet, och inte från lösta partiklar. En orsak till denna avvikelse, från det förväntade resultatet för massbalansen över filtrerad eller löst COD, kan vara att en del av det som uppmäts som löst COD i själva reningsverket är partikulärt COD, vilket behandlas i avsnitt 4.2.

För försedimenteringen går inte heller massbalansen över ammonium ihop, då beräkningar visar att mängden ammonium ökar genom processen. Denna process syftar inte till att skapa eller frigöra kväve i form av ammonium och således är den ökande mängden ammonium genom försedimenteringen inte ett förväntat resultat för den uppställda massbalansen. Detta förhållande mellan inkommande och utgående ammonium kan bero på att hydrolys sker i slammet som bildas i försedimenteringsprocessen.

Ytterligare en process där massbalansen för suspenderat material inte går ihop är eftersedimenteringen där inflödet av TSS är större än utflödet. Detta verkar delvis bero på en skillnad i uppmätt halt av TSS i det flöde av returslam som går från eftersedimenteringen tillbaka till aktivslamprocessen. Från eftersedimenteringen går två flöden av returslam kallade Norra och Södra, varav det Södra har en kontinuerligt lägre TSS-halt, vilket beskrivs i avsnitt 4.4. Detta verkar dock inte vara hela förklaringen till att massbalansen inte går ihop då en viss skillnad mellan inkommande massflöde TSS och utgående massflöde TSS kvarstår då endast flödet med den högre halten TSS används. Varför det finns en skillnad i TSS-halt mellan de två mätpunkterna, och varför massbalansen trots bytet av mätpunkt i beräkningarna fortfarande inte går ihop har under arbetets gång inte hittats en förklaring till.

Även för efternitritifikationen finns längre perioder då massbalansen för kväve inte går ihop. Sett över hela de två analyserade åren är avvikelsen mellan inkommande och utgående massflöde genom processen relativt stor, se tabell 9 sida 42. Även massbalansen för de nitrifierande biobäddarna under 2019 har stor skillnad mellan inkommande och utgående flöde av kväve. Att just nitrifieringsprocesserna är reningstegen med större avvikelser i massflöde skulle kunna kopplas till att nitrifikation är en känsligare process än övriga biologiska processer, då bakterierna är mer långsamväxande [5].

I resultatet framkommer även att de flesta beräknade hastigheter och kvoter

överensstämmer med teoretiska riktvärden i de fall där teoretiska riktvärden kunnat finnas. För att se om överensstämmelse mellan teoretiska riktvärden och beräknade värden finns har främst längre perioder studerats. Av de processer som studerats i denna rapport är det främst processer kopplade till avloppsvattenrening, och inte slambehandling, som kunnat utvärderas i förhållande till teorin. Detta då flest teoretiskt angivna siffror för olika parametrar varit möjliga att finna för processer kopplade till vattenrening.

Analysen styrker det teoretiska sambandet om den positiva inverkan som temperatur beskrivs ha på biologisk rening av kväve i litteraturen. I samtliga processer där kväverening sker kan ett visst samband mellan temperatur och hastighet observeras. Dock verkar andra faktorer påverka hastigheten i en större utsträckning. Analysen visar exempelvis en stark korrelation mellan belastning och nedbrytning av kväveföroreningar. För flera processer har en tydlig koppling mellan inkommande belastning av kväveförorening och hastigheten för nitrifikation eller denitrifikation observerats. Detta tyder på att avskiljningen av kväve är begränsad av inkommande mängd kväve till reningsstegen. Troligtvis skulle en högre belastning av inkommande kväveföroreningar till reningsverket innebära att en tydligare koppling mellan ökande temperatur och ökade nedbrytningshastighet skulle kunna observeras.

Resultatet från analysen av erhållen data för efternitrifikationen tyder på att väldigt liten eller ingen nitrifikation sker i zon 3 av efternitrifikationen, se tabell 11. Detta skulle kunna tyda på möjlighet för optimering då en stor del av processen inte nyttjas fullt ut. I denna zon av processen sker ingen luftning för att minimera mängden syre [7] som finns i avloppsvattnet då det når efterföljande process, där syretillgången ska vara minimal för optimal rening. Om även denna zon skulle luftas skulle mer syre tillföras till processen och möjlighet för ytterligare nitrifikation skulle finnas. Att lufta zon 3 av efternitrifikationen skulle dock innebära en ökad kostnad för Ryaverket då luftning är kostsamt för avloppsreningsverket. Detta skulle även öka risken för att inkommande avloppsvatten till efterdenitrifikationen innehåller syre, vilket inte är optimalt för processens funktion.

En viktig aspekt kopplad till just efternitrifikationsprocessen och optimeringsmöjligheterna är de utflödeshalter av ammonium som idag uppnås. Ammonium är den förorening som efternitrifikationen syftar till att rena inkommande vatten från. I jämförelse med de studier som tidigare hänvisats till så är erhållna utflödeshalter av ammonium från efternitrifikationen sett över hela året både 2020 och 2019 lägre än vad studierna presenterar [23] [24]. Detta tyder på att ökad luftning eller att öka temperaturen i bassängerna skulle få minimal effekt på kvävereningen.

För många av processerna ligger som nämnt de beräknade hastigheterna och kvoterna inom angett spann i teorin, vilket tyder på att den kapacitet som finns hos processerna utnyttjas på ett bra sätt på Ryaverket. En process där beräknad hastighet inte ligger inom det spann som anges i litteraturen är

efterdenitrifikationen. För denna process tyder erhållet resultat på att den reningskapacitet som finns inte utnyttjas då beräknad denitrifikationshastighet sett över hela processen inte ligger inom det spann som angetts i teorin. Att högre hastigheter för hela processen dock inte uppnås kan troligtvis kopplas till tidigare diskussion om låg belastning av inkommande kväve.

För efterdenitrifikationen tillsätts en kolkälla till processen för att denitrifikation ska vara möjlig. Som beskrivet i avsnitt 4.7 är beräknade COD:N-kvoter inom det rekommenderade spannet från litteraturen. Erhållen data tyder även på att det kol som tillsätts till processen används. Därmed finns inget som indikerar att tillsatsen av kol, vilket är en större kostnad för reningsverket, är för hög. Detta indikerar på att det inte finns några optimeringsmöjligheter i form av att minska koltillsatsen. Men att kontinuerligt undersöka hur väl koltillsatsen på reningsverket fungerar är dock viktigt för en hållbar avloppsvattenrening.

Vid en jämförelse mellan figur 2a och figur 2b på sida 19 samt figur 23 på sida 34 kan observeras att när inflödet till reningsverket är högt är flödet genom biobäddarna istället lågt. Detta beror, som tidigare beskrivet, på att flödet genom aktivslambassängerna hålls konstant, se figur 12a samt figur 12b på sida 28, och flödet till AS från FS är det flöde som prioriteras. Att reningen i aktivslamprocessen fungerar bra är eftersträvarsvårt för att minimera mängden organiskt material samt kväveföroreningar som finns i avloppsvattnet. Dock är det inte optimalt för effektiviteten i reningsprocessen och i användning av yta att en process inte utnyttjas, i detta fall biobäddarna. Genom att skapa en process där biobäddarna kan användas även vid höga flöden skapar förutsättningar inför de ökade flöden som framtida klimatförändringar kommer innebära.

Slamhanteringen på Ryaverket är generellt bra. Det som främst begränsat beräkningarna och därmed resultatet är oklarheter kring vissa flöden och huruvida mätarna faktiskt är korrekta eller om det finns fel som påverkar hur stora flöden som redovisas i datan. I biogasanläggningen har dock flödena stämt överens bra och olika processparametrar har därför kunnat utvärderas. Genom att kolla på den specifika gasproduktionen på biogasanläggningen kan en uppfattning kring hur mycket av det slam som tas från FS som blir till biogas. Under 2019 och 2020 låg denna på 81 % respektive 68 %. Detta innebär dels att en minskning har skett från 2019 till 2020 och dels att det finns mer att hämta. Utrötningsgraden är en annan viktig processparameter för biogasproduktion. På Ryaverkets anläggning låg denna på 52 % 2019 respektive 54 % 2020 med stora variationer över båda åren. Det innebär att även denna parameter indikerar på att det finns potential till att optimera processen.

6 Slutsats

Den dataanalys som gjorts visar på flera avvikelser från förväntad variation i given data. De flesta av avvikelserna antyder till mätarfel eller störningar i processen, vilket har upptäckts påverkar uppställda balanser samt hastigheter och kvoter mycket. Övriga avvikelser som observerats i datamängden har delvis funnits förklaringar till, men vissa avvikelser har under arbetets gång inte hittats en anledning till. Den avvikelse som har gått att finna en möjlig förklaring till är den ökade ammoniumhalten i efternitrifikationen under slutet av 2019 och början av 2020. Där är troligtvis anledningen att flödet av rejektivatten är högt under samma period.

Överlag går de flödesbalanser som ställts upp för olika anläggningsdelar ihop, även flödesbalansen sett över hela avloppsreningsverket går överlag ihop. Detta tyder på att uppmätta flöden överlag stämmer. Det finns dock vissa anläggningsdelar där flödesbalansen inte stämmer. Det gäller för biobäddarna, efternitrifikationen, efterdenitrifikationen samt förtjockaren.

Även uppställda massbalanser går överlag ihop med mindre avvikelser mellan inkommande och utgående massflöden. Den processdel där massflödesbalansen har störst avvikelser är efternitrifikationsprocessen. För denna processdel finns flertalet perioder då massflödet av kväve in till processen inte stämmer överens med massflödet ut. Detta tyder delvis på att mätningen av halter inte stämmer, men det skulle även kunna kopplas till att nitrifikationen är en känslig process. Överlag visar resultatet dock att denna process uppnår en god reningsgrad. Vidare så upptäcktes dålig överensstämmelse mellan inkommande och utgående massflöde av ammonium samt filtrerad COD för försedimenteringen. Även för eftersedimenteringen har en skillnad mellan uppmätta halter av TSS för processens två utflöden av slam noterats resultera i att massbalansen för suspenderat material för denna process inte går ihop.

I de fall där teoretiska värden har hittats som kan jämföras med uträknade halter och kvoter för den givna datan har överensstämmelse mellan teorin och beräkningar baserade på verkliga värden visats. Detta indikerar, liksom att avloppsreningsverket klarar uppställda haltvillkor, att reningsprocessen fungerar väl.

Det teoretiskt beskrivna sambandet mellan hastigheter för kvävereningsprocesser och temperatur har i detta arbete till viss del kunnat bekräftas. Erhållet resultat visar en något mindre korrelation än väntat mellan vattnets temperatur och kvävereningens hastighet. Detta beror troligtvis på att tillgången på kväveföroreningar är begränsande för kvävereningsprocesserna på Ryaverket, och således finns inte den tillgången på material som krävs för att temperaturen ska ha en större inverkan på denna biologiska process.

Analysen indikerar att avloppsreningsprocessen fungerar sämre vid höga flöden.

Exempelvis har analysen identifierat aktivslamprocessen och eftersedimenteringen som begränsande steg för reningsprocessen. Detta för att ett ökat inflöde, jämfört mot idag, skulle innebära en kortare uppehållstid i eftersedimenteringen och således försämrade sedimentering. Då denna process idag inte kan hantera större mängder vatten så innebär högre flöden att inkommande avloppsvatten inte genomgår den biologiska reningen, och således inte får en eftersträvt värd rening från biologiska föroreningar samt kväve. Genom att bygga ut dessa processer skulle reningen kunna optimeras till att fungera bättre även vid högre flöden.

Genom denna studie har det upptäckts ett behov av ytterligare mätningar av olika parametrar. Detta för att kunna skapa en bättre förståelse av reningsprocessen på Ryaverket och vad som påverkar processen samt hur den kan utvecklas. För att få tydligare analyser av fosforreningen samt avskiljningen av organiskt material hade mätningar av fosfor- samt COD-halten innan aktivt slam respektive efter eftersedimenteringen varit önskvärda. För vidare analys av massbalansen för kväve över efternitifikationsprocessen finns ett behov av mätningar på ammoniumhalt i inflödet och utflödet från rejektvattenlinjen.

Göteborg och Ryaverket kommer i framtiden sannolikt erfara ökande flöden på grund av ökande nederbörds mängder och ökad nederbördsintensitet. Till följd av detta borde framtida studier undersöka hur Gryaab kan anpassa samt expandera sin verksamhet på ett kostnadseffektivt sätt. Detta är särskilt kopplat till de biologiska processerna, som främst begränsar processens reningskapacitet. Framtida problemställningar inom området skulle kunna vara kopplade till detta problem.

Referenser

- [1] B. Leandersson. (2010). "Skivfilteranläggning på Ryaverken i Göteborg av KUB arkitekter," [Online]. Tillgänglig: https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/5/5a/Skivfilteranl%C3%A4ggning_Gryaab_KUB_arkitekter.jpg (hämtad 2021-05-03).
- [2] Havs- och vattenmyndigheten. (2019). "Övergödning," [Online]. Tillgänglig: https://www.havochvatten.se/miljopaverkan-och-atgarder/miljopaverkan/overgodning.html?fbclid=IwAR1s1Kvk9C3ib-GQCptB0jXzbN2hU_fvVpobfTHb2wIBGEEZIqi2GfxnjM (hämtad 2021-02-12).
- [3] Gryaab AB. (2021). "Kort om Gryaab," [Online]. Tillgänglig: https://www.gryaab.se/vad-vi-gor/kort-om-gryaab/?fbclid=IwAR13_3Byvm033YC1P6xEkwSqD67gyZ7t1f8-Mag0YVM0qvZluRe59QVg0yo (hämtad 2021-02-12).
- [4] WWF. (2021). "Klimatförändringar i Sverige," [Online]. Tillgänglig: <https://www.wwf.se/klimat/klimatforandringar-i-sverige/> (hämtad 2021-02-12).
- [5] O. Modin. (2017). "Om vatten," [Online]. Tillgänglig: <https://www.omvatten.se/>.
- [6] Gryaab AB. (u.å). "Vattenbehandling," [Online]. Tillgänglig: <https://www.gryaab.se/vad-vi-gor/avloppsvattenrening/vattenbehandling/> (hämtad 2021-02-12).
- [7] J. Nunes, P. Lindqvist, och S. Tumlin, "Teknisk beskrivning - Tillståndsansökan för Ryaverket," Gryaab AB, Rapport, 2017. [Online]. Tillgänglig: <https://www.gryaab.se/wp-content/uploads/2018/09/2-Bilaga-2-TB-Gryaab.pdf>.
- [8] M. Basiri, "Anläggningsdata 2019," Gryaab AB, Göteborg, Sverige, Internt dokument, 2019.
- [9] Gryaab AB. (u.å). "Slambehandling," [Online]. Tillgänglig: <https://www.gryaab.se/vad-vi-gor/slam/slamhantering/> (hämtad 2021-02-12).
- [10] M. Jirblom, "Egenskaper och förtjockningspotential hos slam från MBR-respektive CAS-process," Uppsala universitet, SLU, Rapport, 2019. [Online]. Tillgänglig: https://sjostad.ivl.se/download/18.57581b9b167ee95ab991a98/1552896319279/Matilda_Jirblom.pdf.
- [11] Gryaab AB. (2021). "Slambehandling," [Online]. Tillgänglig: <https://www.gryaab.se/vad-vi-gor/slam/slamhantering/> (hämtad 2021-02-15).
- [12] Naturvårdsverket, "Avloppsreningsanläggningar, avloppsledningsnät och slam," Naturvårdsverket, Rapport, 2020. [Online]. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/miljorapport/vagledning-miljorapportering-avloppningsanlaggningar-nat-slam.pdf>.
- [13] Gryaab AB. (2021). "Utsläppsvillkor," [Online]. Tillgänglig: <https://www.gryaab.se/om-gryaab/gryaabs-miljotillstand/> (hämtad 2021-05-04).
- [14] E. Gorham, "On the acidity and salinity of rain," Freshwater Biological Association, Internet dokument, 1955. [Online]. Tillgänglig: <https://www.freshwaterbiologicalassociation.org.uk/publications/acid-rain>

- conservancy.umn.edu/bitstream/handle/11299/148417/acidicity%20and%20salinity.pdf?sequence=1.
- [15] C. Blixt, "Vattenkvalitet: En fältstudie av skånska Säbybäcken," Institutionen för Naturgeografi och Ekosystemvetenskap, Lunds Universitet, Mastersuppsatts, 2013. [Online]. Tillgänglig: <https://lup.lub.lu.se/luur/download?func=downloadFile&recordId=4392972&fileId=4392977>.
- [16] Processgruppen, "Sammanställning av händelser för året 2019," Gryaab AB, Göteborg, Sverige, Internt dokument, 2019.
- [17] —, "Sammanställning av händelser för året 2020," Gryaab AB, Internt dokument, 2020.
- [18] H. Larsson, "Effektivisering av kvävereningen på Svedala avloppsreningsverk," Lunds universitet, Kemiteknik, Rapport, 2015. [Online]. Tillgänglig: https://lup.lub.lu.se/luur/download?func=downloadFile&recordId=7510580&fileId=7510658&fbclid=IwAR08Ad1eMJIHydqZwgx1EfL5F6G5n-pzSbIR_iIBn-oo629Xl9SNCELE50I.
- [19] Svenskt Vatten, "Avloppsteknik 2," årg. U2, 2007.
- [20] B. van den Akker, M. Holmes, M. D. Short, N. J. Cromar, och H. J. Fallowfield, "Application of high rate nitrifying trickling filters to remove low concentrations of ammonia from reclaimed municipal wastewater," *Water Science & Technology*, årg. 61, nr 10, s. 2425–2432, 2010. DOI: 10.2166/wst.2010.708.
- [21] EPA, "Wastewater Technology Fact Sheet Trickling Filter Nitrification," United States Environmental Protection Agency, Report, 2000.
- [22] G. Tchobanoglous et al., *Wastewater engineering : treatment and resource recovery*, 5. utg. New York, United States of America: McGraw-Hill Education, 2014, ISBN: 9780073401188.
- [23] G. Andreottola, P. Foladori, M. Ragazzi, och F. Tatàno, "Experimental comparison between MBBR and activated sludge system for the treatment of municipal wastewater," *Water Science & Technology*, årg. 41, nr 4-5, s. 375–382, 2000. DOI: 10.2166/wst.2000.0469.
- [24] G. Andreottola, P. Foladori, och M. Ragazzi, "Upgrading of a small wastewater treatment plant in a cold climate region using a moving bed biofilm reactor (MBBR) system," *Water Science & Technology*, årg. 41, nr 1, s. 177–185, 2000. DOI: 10.2166/wst.2000.0027.
- [25] J. Mcquarrie, och J. Boltz, "Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance," *Water environment research : a research publication of the Water Environment Federation*, årg. 83, s. 560–75, juni 2011. DOI: 10.2175/106143010X12851009156286.
- [26] V. Naddeo, och V. Belgiorno, "Tertiary filtration in small wastewater treatment plants," *Water Science & Technology*, årg. 55, nr 7, s. 219–225, 2007. DOI: 10.2166/wst.2008.148.
- [27] F. Davidsson, "Miljörapport Ryaverket 2019," Gryaab AB, Göteborg, Sverige, Rapport, 2020. [Online]. Tillgänglig: <https://www.gryaab.se/publikationer/miljorapport-ryaverket-2019/miljorapport-ryaverket-2019/> (hämtad 2021-03-14).

- [28] SMHI. (2021). "Sommaren 2020 - Varm eller mycket varm i hela landet," [Online]. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/arets-vader/sommaren-2020-varm-eller-mycket-varm-i-hela-landet-1.160924> (hämtad 2021-04-23).

INSTITUTIONEN FÖR ARKITEKTUR OCH SAMHÄLLSBYGGNADSTEKNIK
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA

Göteborg, Sverige
www.chalmers.se



CHALMERS