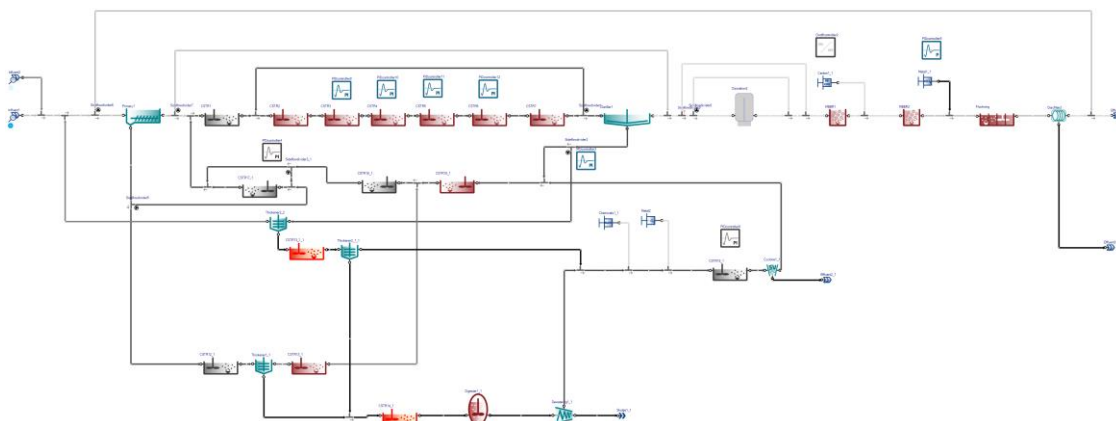


Scenarioanalys vid Ängens planerade avloppsreningsverk genom processsimulering



Bilagor

Bilaga 1 – Anläggningsdata för Ängens avloppsreningsverk

Bilaga 2 – Extra provtagning och analyser

Bilaga 3 – Sammanställning av genomförande och resultat från laboratorieförsök med industrivatten från Reppe

Bilaga 4 – Karaktärisering av avloppsvatten

Bilaga 5 – Litteraturstudie

Bilaga 6 – Modellstruktur

RISE Research Institutes of Sweden AB

Systemomställning och tjänsteinnovation - Urban Water Management

Utfört av

Granskat av

Christoffer Wärff

Magnus Arnell

RISE Research Institutes of Sweden AB

Postadress
Box 857
501 15 BORÅS

Besöksadress

Tfn / Fax / E-post
010-516 50 00
033-13 55 02
info@ri.se

Detta dokument får endast återges i sin helhet, om inte RISE Research Institutes of Sweden AB i förväg skriftligen godkänt annat.

Innehållsförteckning

1	Inledning	3
1.1	Syfte	3
1.2	Mål	3
1.3	Avgränsningar	4
2	Metodbeskrivning	5
2.1	Anläggningsdata	5
2.2	Provtagningskampanj.....	5
2.2.1	Karaktärisering av inkommande avloppsvatten	5
2.2.2	Analys av dygnsvariationer för inkommande belastning	7
2.3	Ängens avloppsreningsverk beskriven i Sumo	10
2.4	Simuleringsscenarier	11
2.4.1	Föroreningsbelastning.....	11
2.4.2	Inställningar vid simulering	12
2.4.3	Känslighetsanalys.....	12
3	Resultat och diskussion	13
3.1	Scenario 1 - helårssimulering, torrt år	14
3.1.1	Känslighetsanalys.....	17
3.2	Scenario 2 - helårssimulering, blött år	20
3.2.1	Känslighetsanalys.....	23
3.3	Scenario 3 – kraftig industribelastning	25
3.4	Scenario 4 – reningsverkets funktion vid kraftig nederbördspåverkan.....	26
3.5	Osäkerheter gällande fosforåtervinning och efterfällning	28
4	Slutsatser.....	30
5	Förslag på vidare arbete	30
6	Referenser	31

1 Inledning

Ett nytt avloppsreningsverk (ARV) planeras att byggas i Lidköping, kallat Ängens ARV. Reningsverket har dimensionerats genom traditionell statisk design för avskiljning av organiskt material, kväve, fosfor och mikroföroreningar, samt återvinning av fosfor i form av struvit. Som komplement till den statiska designen önskar Lidköpings kommun att utföra en simuleringsstudie för att granska den statiska designen under dynamiska förhållanden. Detta dokument beskriver utförandet av nämnda simuleringsstudie, utförd av RISE Research Institutes of Sweden.

1.1 Syfte

Syftet med projektet är att:

- Komplettera statisk design av nytt avloppsreningsverk i Lidköping med hjälp av en dynamisk processmodell.
- Skapa en plattform för vidare utbyggnad, vilket möjliggör:
 - ett pedagogiskt verktyg för utbildning av personal;
 - möjlighet för andra reningsverk med ambitioner om att bygga liknande processkonfigurationer att utvärdera potential för tekniken genom en verifierad modell.

1.2 Mål

Projektets mål är följande:

- i. Upprätta en simuleringsmodell för den framtida processkonfigurationen, med avseende på:
 - a. Vattenlinjen:
 - i. försedimentering;
 - ii. aktivt slam med bio-P;
 - iii. mellansedimentering;
 - iv. ozonering + MBBR;
 - v. efterfällning;
 - vi. skivfilter.
 - b. Slamlinjen:
 - i. förtjockning;
 - ii. rötning;
 - iii. avvattning;
 - iv. slamluftning;
 - v. slamanox;
 - vi. hydrolys.
 - c. Näringsåtervinning:
 - i. struvitutfällning.
- ii. Använda modellen för att verifiera statisk design och jämföra mot gällande utsläppsvillkor genom 4 scenarier:
 - a. dimensionerande belastning vid torrt år, 1 års simulering;
 - b. dimensionerande belastning vid vått år, sommar och vinter;
 - c. stöbelastning vid industriutsläpp;
 - d. höglödessituationer vid mycket kraftiga regn.
- iii. Identifiera osäkra modellparametrar genom litteraturstudie, framför allt:
 - a. biologiska parametrar;
 - b. vanliga intervall för sammansättning av avloppsvatten.
- iv. Kvantifiera osäkerheter genom att utföra känslighetsanalyser, med avseende på:
 - a. osäkra modellparametrar;

- b. sammansättning av avloppsvatten.

1.3 Avgränsningar

Modellen innefattar de processteg som nämns under stycke 1.2. Följande avgränsningar görs:

- Modellen baseras på organiskt material (COD, BOD), kväve och fosfor.
- Mikroföroreningar så som läkemedelsrester inkluderas ej.
- Ozoneringssteget inkluderas, men endast med en enkel modell då det är mycket komplext att beskriva vad som händer med COD-fraktionerna vid ozonering och forskningsläget är oklart.

Modelleringsarbetet utförs i programvaran Sumo19 (Version 19.3.0, S.A.R.L. Dynamita, Frankrike, 2020).

2 Metodbeskrivning

Metodiken för utförande följer de riktlinjer för god modelleringssed vid simulering av aktivslamsystem som utgivits via the International Water Association (Rieger et al., 2013). Eftersom reningsverket är helt nytt har inte någon kalibrering av reningsverksmodellen till nuvarande reningsverk i Lidköping utförts.

2.1 Anläggningsdata

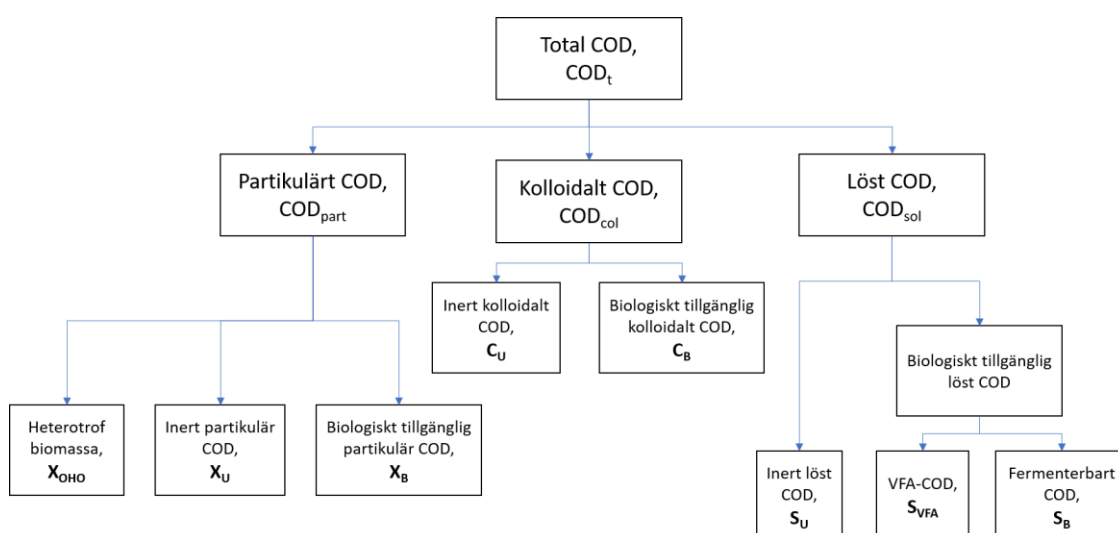
Volym, zonindelning, kapacitetsbegränsningar, styrning och dylikt följer det som presenterats i Dahlberg (2019) och sammanfattas fullt ut i Bilaga 1.

2.2 Provtagningskampanj

En provtagningskampanj utfördes av Lidköpings kommun för att samla in data från nuvarande avloppsreningsverk för användning vid simulering av Ängens avloppsreningsverk. Resultaten presenteras nedan.

2.2.1 Karaktärisering av inkommande avloppsvatten

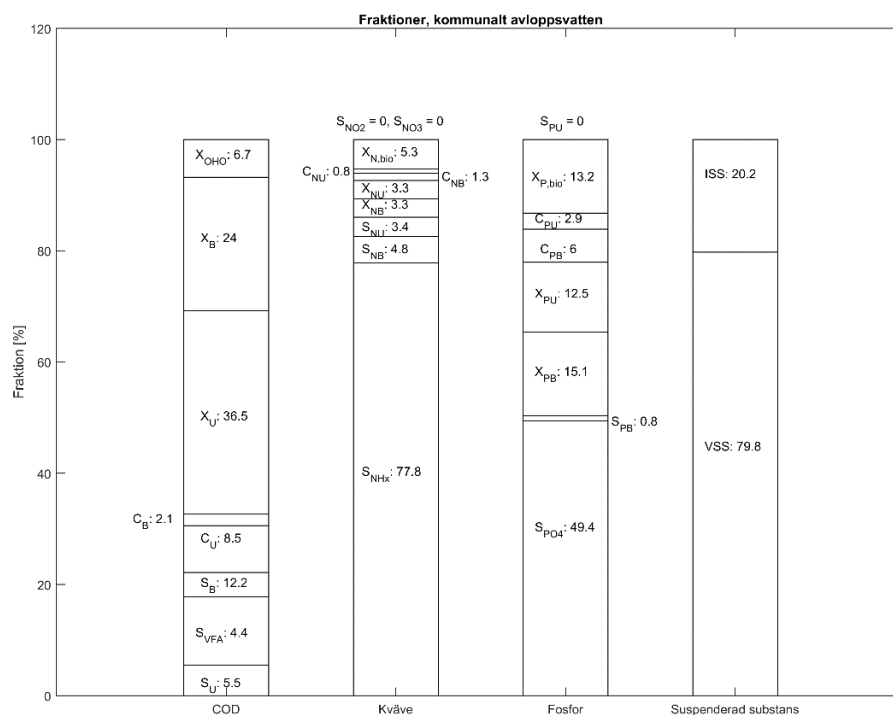
Karaktärisering av inkommande avloppsvatten är en viktig del av en simuleringsstudie där olika föroreningar som vanligen analyseras vid avloppsreningsverk (e.g. COD, kväve och fosfor) delas in i fraktioner baserat på olika fysikaliska och biologiska fenomen, exempelvis lösta och partikulära fraktioner samt olika grader av biologisk nedbrytbarhet (ett schema över indelning av COD till modellvariabler visas i Figur 1). Karaktäriseringsprocessen beskrivs i detalj i Bilaga 5.



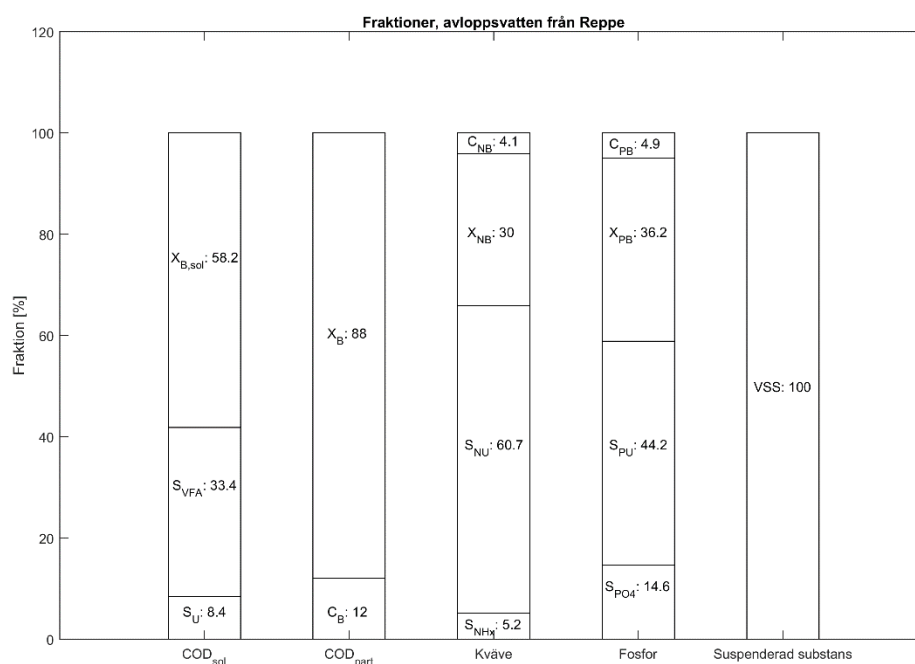
Figur 1. Uppdelning av total COD i olika fraktioner och modellvariabler.

Karaktäriseringen utfördes separat för inkommande avloppsvatten vid Lidköpings avloppsreningsverk och för industriavloppsvatten från spannmålsförädling (t.ex. etanol och stärkelse) vid Lantmännen Reppe. Det avloppsvatten som till störst del är kommunalt beräknas sedan som skillnaden mellan nuvarande inkommande vatten (vid nuvarande reningsverk) och vatten från Reppe. Detta användes i simuleringen som den kommunala delen (vilken skalades upp till framtida belastning). Slutliga beräknade fraktioner visas i Figur 2 (kommunalt

avloppsvatten) och Figur 3 (Reppe). Eftersom den lösta COD-halten i avloppsvatten från Reppe var förhållandevis konstant, medan halten partikulär COD varierade kraftigt, presenteras fraktioneringen av dessa separat för Reppe.



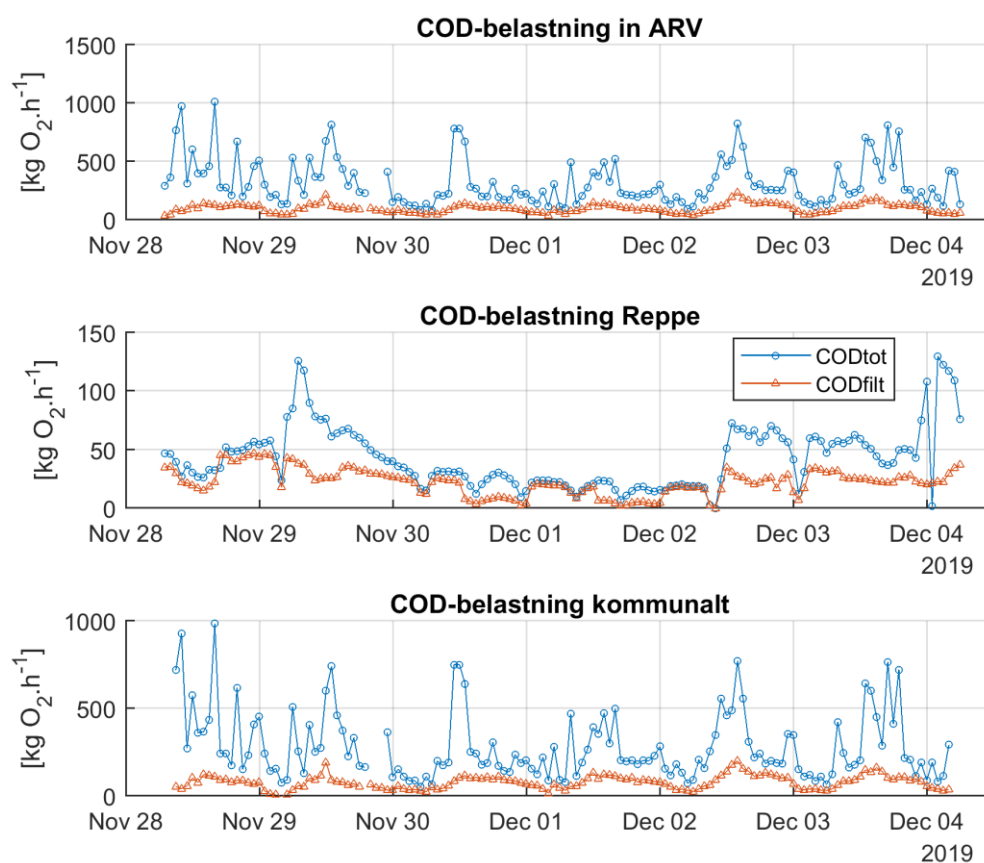
Figur 2. Slutliga fraktioner uppmätt vid karaktärisering av kommunalt avloppsvatten.



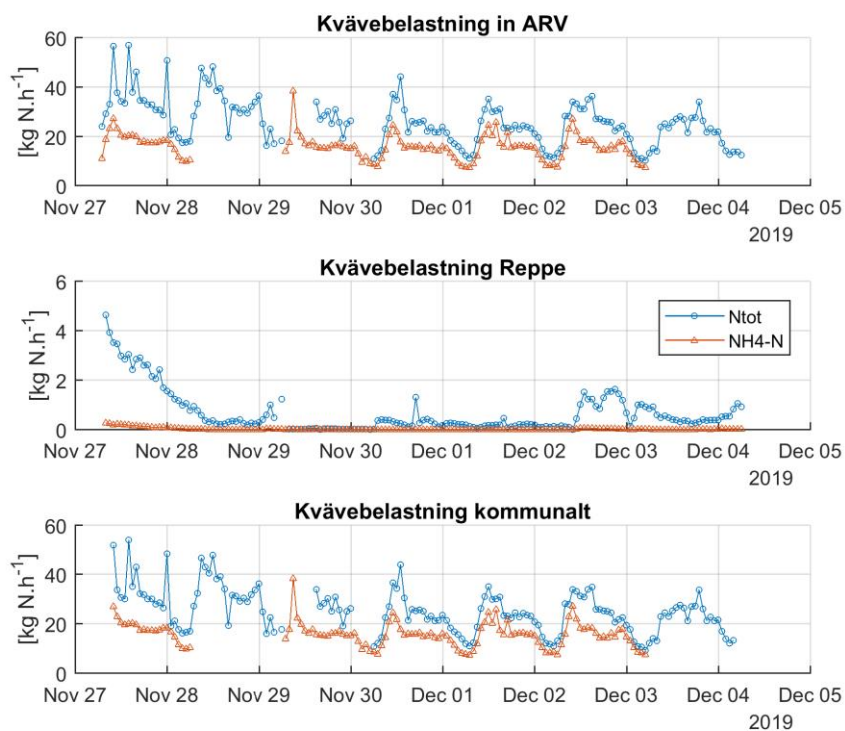
Figur 3. Slutliga fraktioner uppmätt vid karaktärisering av avloppsvatten från Lantmännen Reppe.

2.2.2 Analys av dygnsvariationer för inkommande belastning

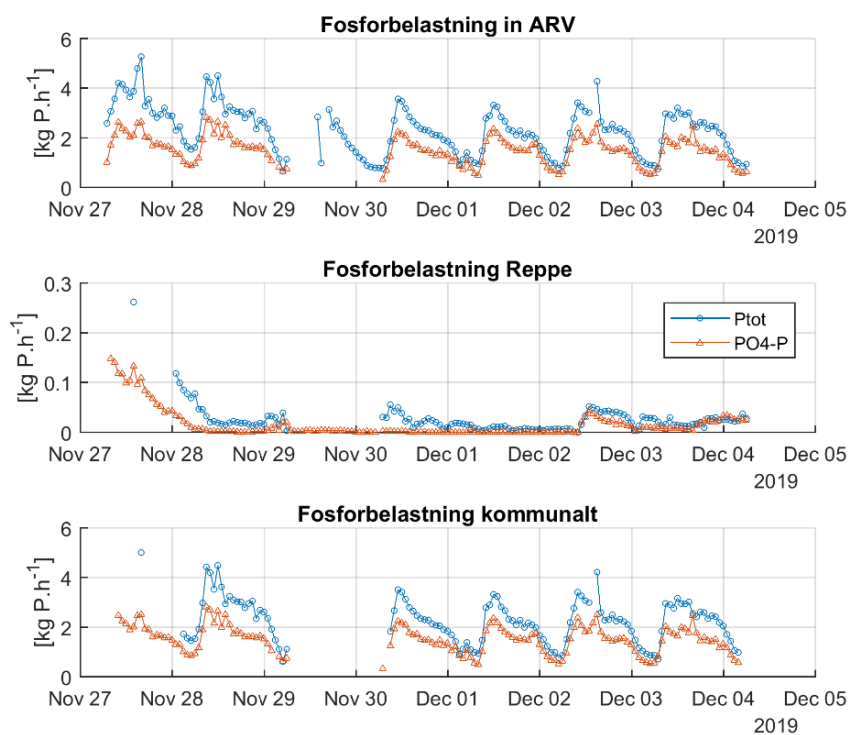
För att kvantifiera belastningsvariationer över dygnet för olika föroreningar utfördes omfattande provtagning och analys av inkommande avloppsvatten till nuvarande reningsverk samt utgående avloppsvatten från Reppe. Provtogs ut varje timma under 7 dygn och analyserades för COD (total och filtrerad), kväve (total och ammonium), fosfor (total och fosfat) samt suspenderat material. Belastningsvariationerna under provtagningsperioden, korrigerat för identifierad inkorrekt data visas i Figur 4 (COD), Figur 5 (kväve), Figur 6 (fosfor) samt Figur 7 (suspenderat material).



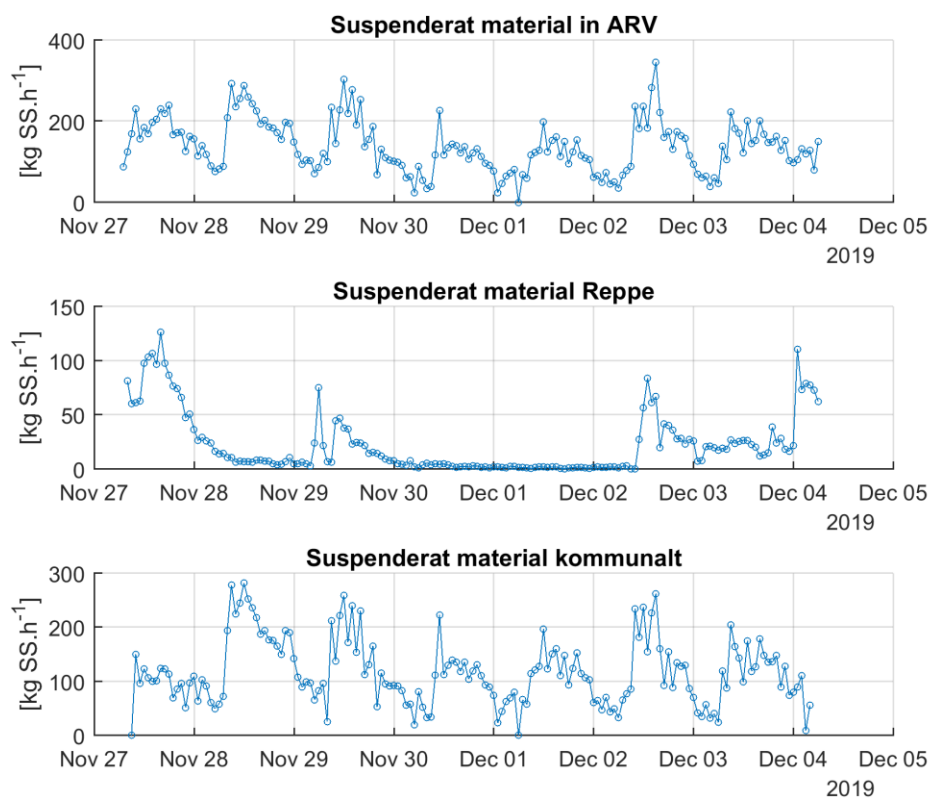
Figur 4. Uppmätt COD-belastning från inkommande avloppsvatten vid Lidköpings ARV och från Reppe samt beräknad kommunal belastning.



Figur 5. Uppmätt kvävebelastning från inkommande avloppsvatten vid Lidköpings ARV och från Reppe samt beräknad kommunal belastning.

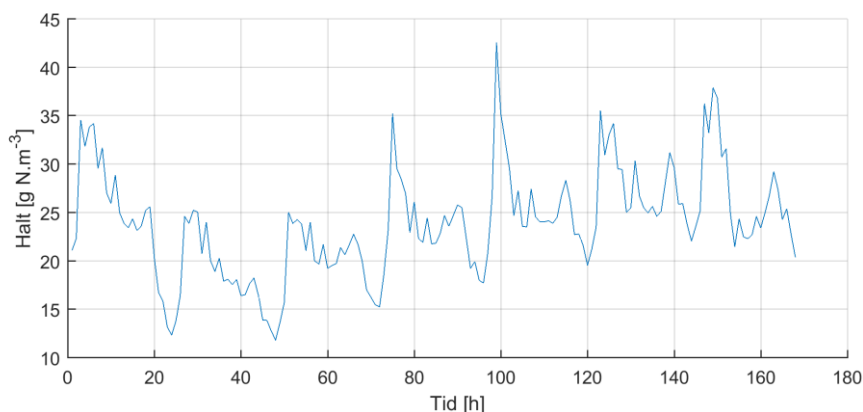


Figur 6. Uppmätt fosforbelastning från inkommande avloppsvatten vid Lidköpings ARV och från Reppe samt beräknad kommunal belastning.

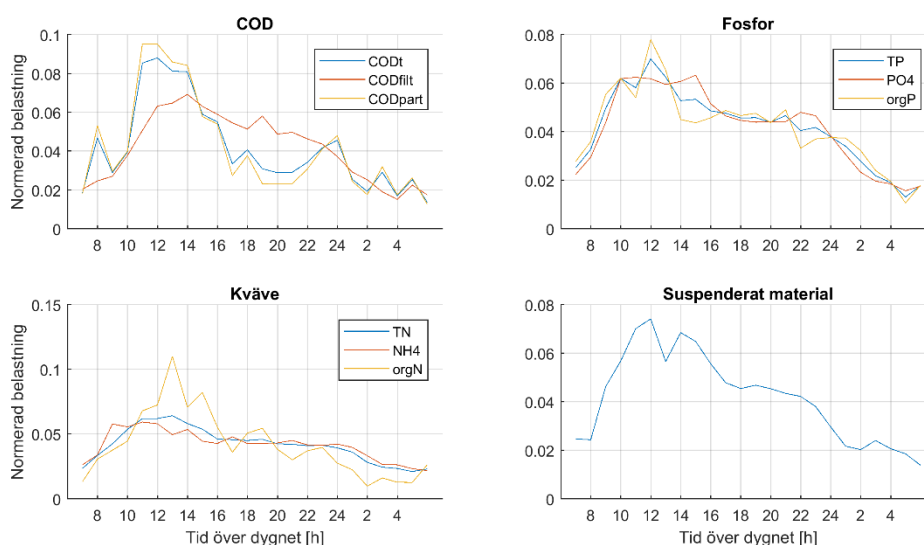


Figur 7. Uppmätt SS-belastning från inkommande avloppsvatten vid Lidköpings ARV och från Reppe samt beräknad kommunal belastning.

Figur 9 visar normerade belastningsprofiler, vilka beskriver genomsnittlig belastningsfördelning över ett dygn för samtliga uppmätta föroreningar samt de som beräknats indirekt (organiskt bundet kväve och fosfor samt partikulärt COD). Profilerna i Figur 9 är normerade så att summan av varje punkt i grafen är lika med 1, vilket innebär att profilerna kan direkt multipliceras med önskad total dygnsbelastning för att erhålla belastningen fördelad över 24 timmar. Denna fördelade belastning kan sedan delas med flödesprofilen för samma dygn för att ge föroreningens koncentrationfördelning över dygnet. Detta användes för simulering och scenarioanalys, där ett exempel på genererad tidsserie för ammoniumkväve i kommunalt avloppsvatten under en vecka visas i Figur 8.



Figur 8. Exempel på genererad tidsserie för ammoniumhalt i kommunalt avloppsvatten.



Figur 9. Normerade belastningsprofiler (medelvärden) för samtliga uppmätta fraktioner.

2.3 Ängens avloppsreningsverk beskriven i Sumo

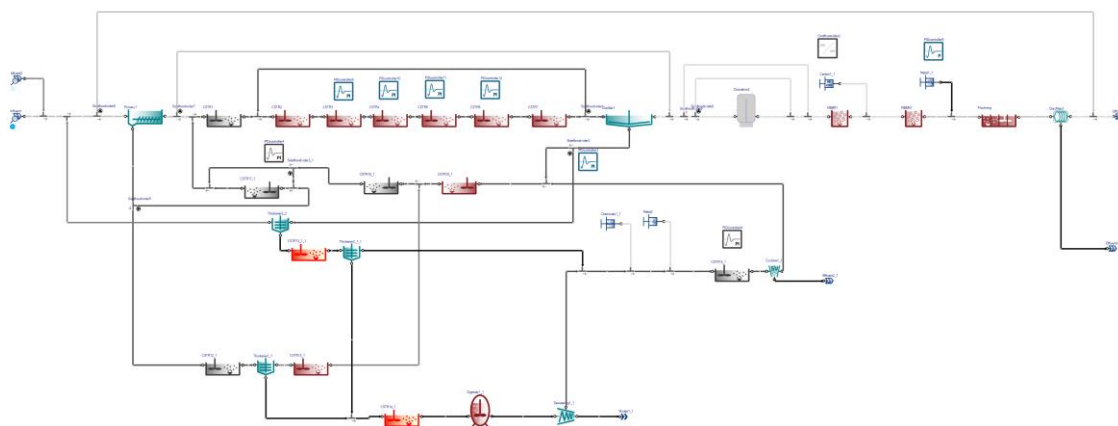
Modellstrukturen för Ängens ARV som är implementerad i Sumo beskrivs ingående i Bilaga 6. Nedan följer en sammanfattning av hur modellen är uppbyggd och vad som inkluderas. Den biokemiska reaktionsmodell som används är Sumo2 med pH-beräkning och fällningsreaktioner aktivt. Sumo2 är en reningsverksövergripande modell (s.k. supermodell) som bland annat inkluderar 2-steps nitrifikation/denitrifikation, bio-P, anammox, rötning etc. via ett stort urval av enhetsprocesser (suspenderad process, biofilm, rötning etc.). Modeller som inte finns i Sumo utan har kodats inom projektet benämns *ny kod*.

Modellerade processer:

- **Inkommande avloppsvatten.** Två separata inflödespunkter, en för kommunalt spillvatten och en för industriellt vatten från Reppe;
- **Förbildningspunkter (ny kod).** Flöde över gränsvärde förbileds. Tre sådana punkter är inkluderade: inkommande avloppsvatten, försedimenterat avloppsvatten samt innan ozonering;
- **Försedimentering.** Försedimentering modelleras som en ideal avskiljning utan volym (med 60 procent avskiljning av suspenderad substans);
- **Aktivslamprocess.** 7 st totalomblandade reaktorer, en för att beskriva varje zon så som det beskrivs i specificerad design. Beroende på hur dessa utformas kan det i verkligheten krävas att vissa zoner beskrivs matematiskt med flera seriekopplade reaktorer för att korrekt representera omblandningsförhållanden. Zonerna består av: en selektor (anaerob zon), en anoxzon, tre flexibla zoner (kan vara luftad/oluftad), en konstantluftad zon och en deoxzon. Styrning av luftning på/av i flexibla zoner med variabelt syrebörvärde beroende på utgående ammoniumhalt (ny kod). Tre separata linje sammanslagna volymmässigt till en linje för kortare simuleringstid;
- **Mellansedimentering.** Lagerindeldad fluxmodell (se Takács et al. (1991) för ungefärlig utformning) med biologiska reaktioner aktiva.
- **Slamlager och hydrolysbassäng.** Varje enhet modelleras som en totalomblandad reaktor med full biokemisk reaktionsmodell;

- **Förtjockning och avvattning.** Modelleras som ideal avskiljning av suspenderad substans (förtjockning till 3 procent TS (överskottsslam innan slamlager) och 6 procent TS (överskottsslam efter slamlager samt primärslam) med 90 procent avskiljning av suspenderat material (resterande mängd utgår i rejekt); avvattning till 25 procent TS).
- **Rötning.** Sumos röttningsmodell;
- **Struvitutfällning.** En totalomblandad reaktor där utfällning sker samt en hydrocyklon för avskiljning av struvit. Konstant tillsats av magnesiumklorid (ny kod) samt styrning av tillsats av natriumhydroxid för pH-kontroll;
- **Ozonering (ny kod).** En reaktor där dos ozon kan ställas in av användaren ($\text{g O}_3\cdot\text{m}^{-3}$). Proportionerlig avskiljning av COD (alla typer av COD) mot ozondos samt dosproportionell löst syrehalt i utgående vatten;
- **MBBR.** 2 st MBBR, där en används för nitrifikation samt för att reducera syrehalten från ozoneringen och den andra för efterdenitrifikation med tillsats av etanol. Möjlighet att ställa in konstant etanoldos eller on/off-styrning mot nitratbörvärde;
- **Efterfällning.** Tillsats av polyaluminiumklorid (e.g. PAX) följt av plugflödesreaktor med 4 celler (reaktorer) i serie för fällningsreaktion;
- **Skivfilter.** Modelleras som ideal avskiljning av suspenderad substans.

Den slutliga modelluppställningen i Sumo visas i Figur 10.



Figur 10. Uppställd simuleringsmodell för Ängens ARV i Sumo.

2.4 Simuleringsscenarier

Fyra olika simuleringsscenarier utvärderades:

1. Helårssimulering, torrt år (baserat på 2018-01-01 – 2018-12-31);
2. Helårssimulering, vått år (baserat på 2019-07-02 – 2020-07-01);
3. Reningsverkets funktion vid kraftigt industriutsläpp;
4. Reningsverkets funktion vid kraftig nederbördspåverkan.

2.4.1 Föroreningsbelastning

Den föroreningsbelastning som använts vid simulering av scenarier presenteras i Tabell 1. Under samtliga scenarier utom #3 användes samma konstanta (på dygnsbasis) belastning. För det kommunala spillvattnet fördelades belastningen över varje dygn enligt tidigare presenterad

dygnsfördelning (Figur 9). Ingen specifik dygnsvariation kunde utskiljas från Reppe, därför fördelades belastningen jämt över dygnet med det konstanta flödet $750 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (uppskattat rimligt flöde enligt Lidköpings kommun). Vid scenario 3 användes samma belastning för det kommunala spillvattnet medan vattnet från Reppe under ett dygn innehåller högre belastning enligt Kraftigt industriutsläpp i Tabell 1 (med samma konstanta flöde), resterande tid vid scenario 3 (7 dygn totalt) används ordinarie belastning.

Tabell 1. Föroreningsbelastning vid simulerade scenarier.

	Enhet	Kommunalt	Reppe	Totalt
<i>Ordinarie belastning</i>				
BOD ₇	kg O ₂ ·d ⁻¹	2 975	175	3 150*
COD	kg O ₂ ·d ⁻¹	7 256	257	7 513
Totalkväve	kg N·d ⁻¹	613	0	613
Totalfosfor	kg P·d ⁻¹	72	0	72
<i>Kraftigt industriutsläpp</i>				
BOD ₇	kg O ₂ ·d ⁻¹	2 975	2 250	5 225
COD	kg O ₂ ·d ⁻¹	7 256	7 500	14 756
Totalkväve	kg N·d ⁻¹	613	0	613
Totalfosfor	kg P·d ⁻¹	72	0	72

* Motsvarande 45 000 PE vid 70 g O₂/PE som BOD₇.

2.4.2 Inställningar vid simulering

Följande inställningar gjordes i modellen vid simulering:

- Tidsupplösning för in- och utdata: 1 h;
- Styrning av etanoldosering av, konstant flöde använt (COD-flöde: $350 \text{ kg O}_2 \cdot \text{d}^{-1}$) för snabbare simulering;
- Konstant primärslamflöde ($5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) till sidoströmshydrolys;
- Löst syrehalt i konstantluftad zon valdes till $1,5 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ för att minimera syreåterföring i slambehandlingen.

2.4.3 Känslighetsanalys

Baserat på resultat från litteraturstudie och tidigare erfarenhet utfördes en känslighetsanalys genom att ändra följande modellparametrar vid helårssimulering:

- Ändra halvmättnadskonstant för syre (K_O) för ammoniumoxiderande- och nitritoxiderande autotrof biomassa, $\pm 20 \%$ ($K_{O,AOB} = K_{O,NOB} = 0,25 \text{ mg/L} \pm 0,05$)
- Ändra inkommande COD-fraktioner:
 - Hydrolyserbar partikulär COD (X_B) $\pm 10 \%$
 - Inert partikulär COD (X_U) $\pm 10 \%$

Baserat på tidigare erfarenhet kan förhållandet mellan X_B och X_U behöva justeras några procent (upp till cirka 10 procent i vissa fall), vilket beror på osäkerheter i mätmetoden. Fallet med $X_B - 10\%$, alltså X_B -fraktionen = 0,14, är dock mindre sannolik och bör ses som ett extremfall.

3 Resultat och diskussion

Huvudresultaten från helårssimuleringarna för ett torrt och ett blött år visas i Tabell 2. Samtliga produktionsmål gällande utsläpp av föroreningar till vatten uppfylls, vilket indikerar att reningsverket väl kommer att hantera dimensionerande belastning och flöden och klara förväntade utsläppskrav. En begränsning som inte fångas i modellen som kan påverka resultaten är om slammets sedimenteringsegenskaper kräver att processen drivs med lägre slamhalt (och därmed lägre slamålder). Utöver detta anses framför allt två av parametrarna i Tabell 2 som osäkra: i) doseringsbehov för polyaluminiumklorid (PAX) och ii) struvitåtervinning. Anledningen till detta diskuteras vidare i Sektion 3.5. Det finns potential att ytterligare sänka utgående halt TN genom att höja dosen etanol till MBBR eller koppla på styrning av dosen då största delen av utgående TN är i form av nitrat.

Vänligen notera att årtal är angivet på vissa figurer. Dessa avser de år som flödesdata använts från för att skapa indatafiler.

Tabell 2. Resultat från helårssimuleringar, årsmedelvärden för torrt och vått år.

	Enhet	Torrt år	Vått år	Produktionsmål
<i>Utsläpp till vatten</i>				
BOD ₇	g O ₂ .m ⁻³	3,3	3,0	<< 10
COD	g O ₂ .m ⁻³	30	25	-
TN	g N.m ⁻³	5,7	6,0	6
NH ₄ -N	g N.m ⁻³	0,4	0,2	< 2
TP	g P.m ⁻³	0,10	0,10	0,1
PO ₄ -P	g P.m ⁻³	0,04	0,04	-
<i>Kemikalieanvändning</i>				
Etanol (COD)	kg O ₂ .d ⁻¹	350	350	-
PAX	m ³ .d ⁻¹	1,5	2,3	-
<i>Resursåtervinning</i>				
Struvitåtervinning*	kg.d ⁻¹	133	123	-
Återvinning av P	[% av ink.]	23	22	30 – 60**
<i>Rötning</i>				
Biogasflöde	Nm ³ .d ⁻¹	780	770	-
CH ₄ -koncentration	%	56	56	-
Rejektvattenflöde	m ³ .d ⁻¹	63	61	-
NH ₄ -N, rektvatten	g N.m ⁻³	670	670	-

* Mäts som kg MgNH₄PO₄ * 6H₂O.

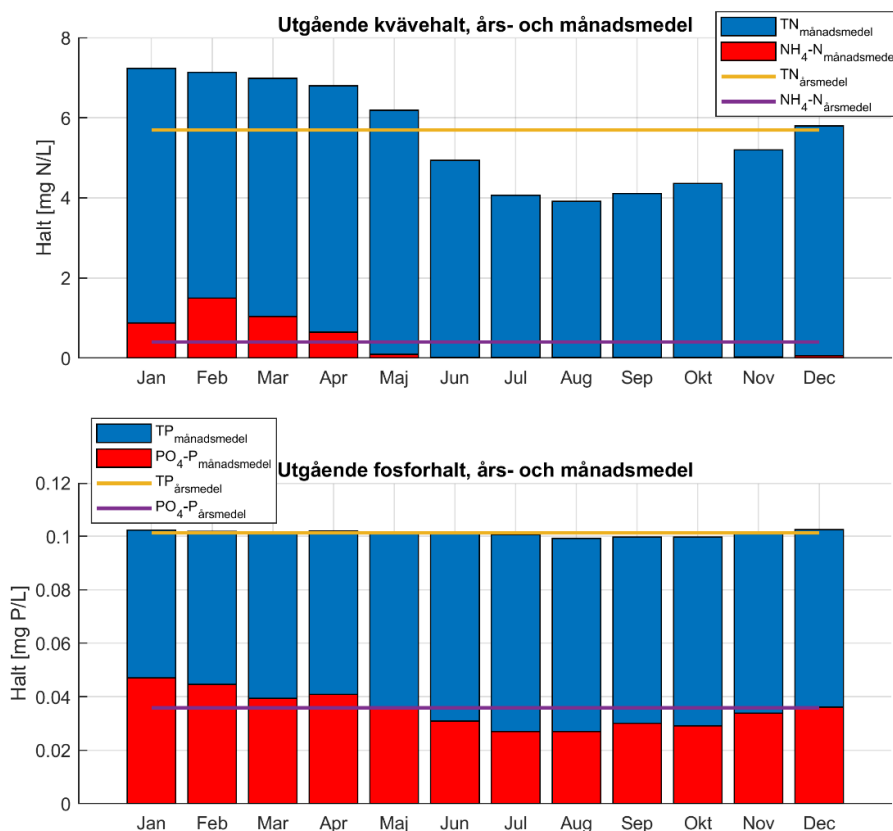
** Inte faktiskt produktionsmål, men uppskattat värde enligt Dahlberg (2019).

Resultaten från de fyra olika scenarierna (helårssimulering torrt år och vått år, påverkan vid kraftigt skyfall samt påverkan vid kraftigt industriutsläpp) presenteras separat nedan.

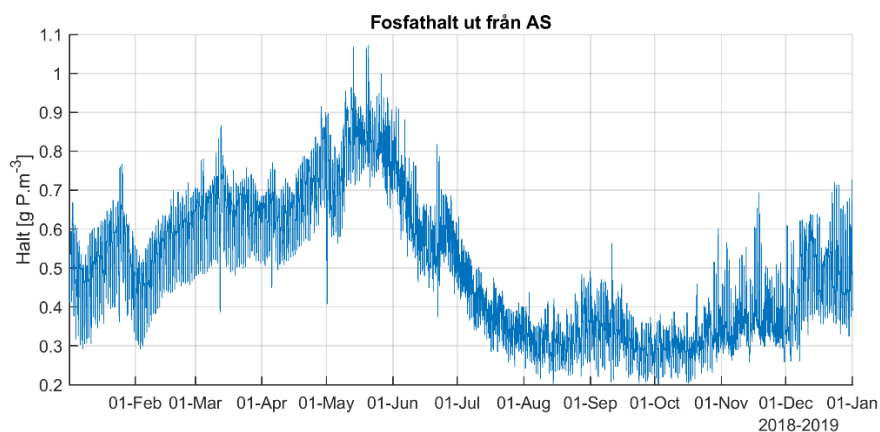
3.1 Scenario 1 - helårssimulering, torrt år

Figur 11 visar simulerade månadsmedelvärden för halt av total- och ammoniumkväve samt total- och fosfatfosfor i renat avloppsvatten. Dygnsmedelvärden under året för samma föroreningar samt BOD₇ och COD (kompletterat med inkommande flöde och temperatur) visas i Figur 13. En tydlig temperatureffekt är synlig med högre kvävehalter under vintermånaderna när temperaturen når omkring 10 °C. Detta har även stor påverkan på hur väl bio-P-processen fungerar, vilket kan ses på variationerna i utgående fosfathalt från biosteget (Figur 12) med sämre värden under kallare perioder. Förmodligen beror detta till stor del på försämrade hydrolys (och VFA-produktion) i modellen vid lägre temperatur, då fosfatackumulerande organismer (PAO) är avsevärt mindre påverkade av temperatur jämfört med kväveoxiderande organismer (AOB, NOB). Då tillväxthastigheten för PAO är relativt låg kan dock även slamåldern ha en påverkan på resultaten och förklara varför fosfathalten ut från aktivslamsteget är närmare 1 g PO₄P.m⁻³ vintertid. Om primärslam tillsätts direkt till sidostromshydrolysen innebär det dessutom att ännu större andel av partikulärt inert COD i inkommande avloppsvatten når biosteget, vilket ger ytterligare lägre slamålder och kan försämrade både bio-P och nitrifikationsprocesserna. Detta kan undvikas om primärslam hydrolyseras separat och slamfasen från detta avskiljs innan VFA-rikt vatten leds till biosteget.

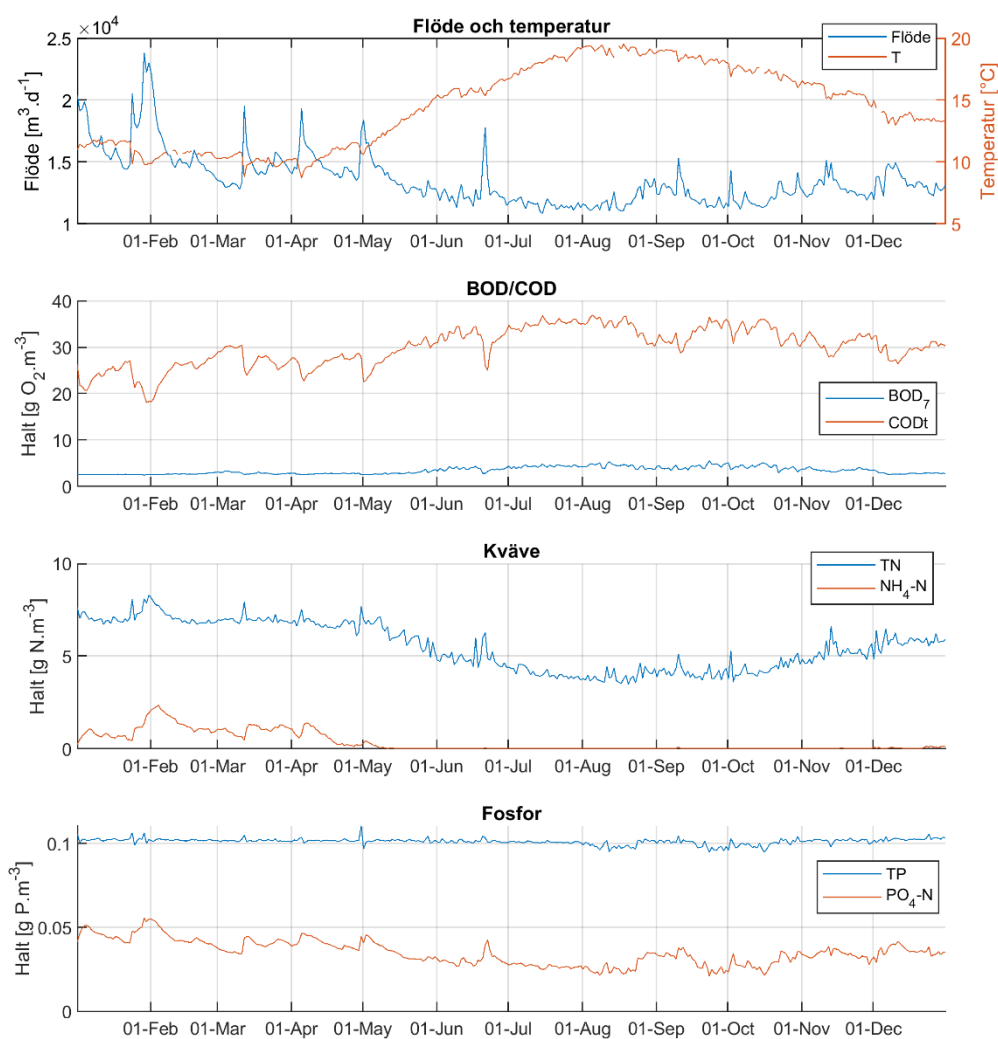
Utgående ammoniumkvävehalter är mycket låga, särskilt sommartid då simuleringsresultaten indikerar fullständig nitrifikation (utgående NH₄-N under detektionsgräns) när temperaturen i inkommande avloppsvatten överskrider cirka 12-13 °C.



Figur 11. Månads- och årsmedelvärden för kväve- och fosforfraktioner i utgående vatten vid 1 års simulering, torrt år.



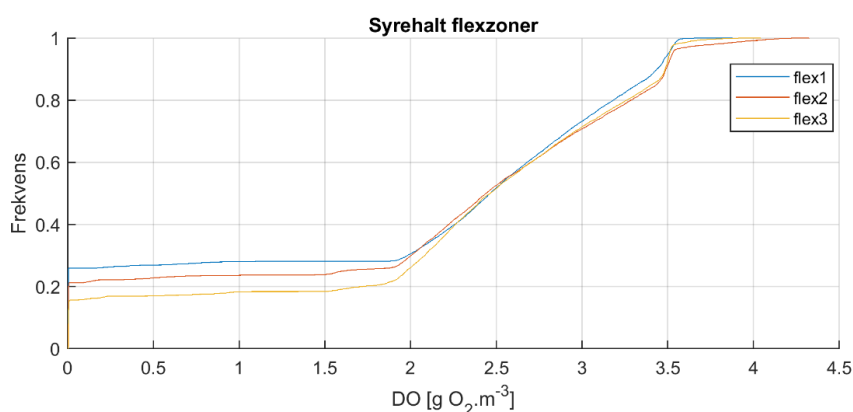
Figur 12. Fosfathalt i utgående vatten från aktivslamsteget vid 1 års simulering, torrt år.



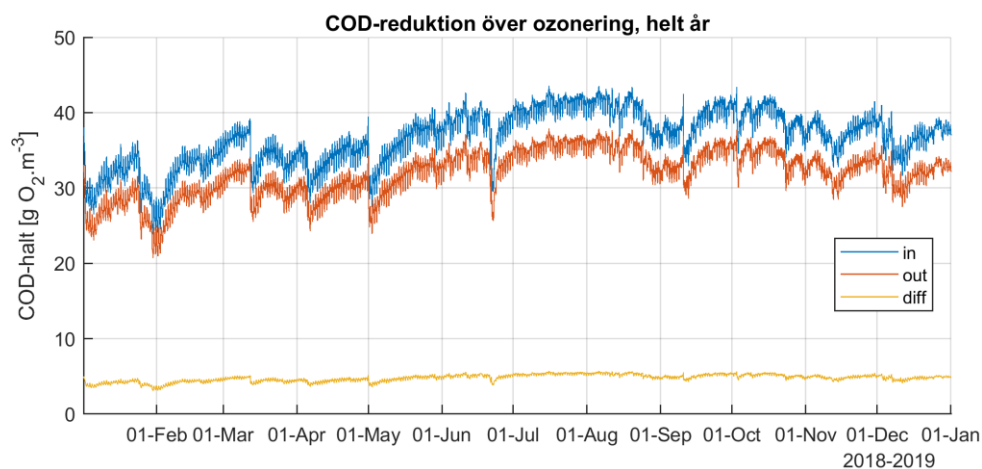
Figur 13. Utgående halter (dygnsmedelvärden) för olika föroreningar vid 1 års simulering, torrt år.

Figur 14 visar frekvensdiagram över syrehalter i flexzon 1, 2 och 3 under ett års simulering. y-axeln läses som andel av tiden under ett år där syrehalten varit upp till det värde man väljer på x-axeln. Som exempel kan nämnas att syrehalten i samtliga zoner varit upp till cirka 3,1 mg/L under 80 procent av tiden, och därmed att syrehalten varit över 3,1 mg/L endast 20 procent av tiden. Punkten där en kurva skär y-axeln visar hur stor andel av tiden som luftningen varit avstängd i varje zon under året. Totalt sett med den styrning som implementerats har luftningen i zonerna varit avstängd under cirka 25 procent (flexzon 1), 20 procent (flexzon 2) och 15 procent (flexzon 3) av tiden. Observera att dessa värden gäller med ursprungsvärden för alla luftningsparametrar i Sumo, samt **utan begränsningsvärden** för luftning eftersom sådana inte funnits att tillgå. I verkligheten kommer det finnas begränsningar för både luftningsmembran och blåsmaskiner, samt minimiluftflöden som krävs för korrekt drift av membran och omblandning. Vid detaljerad design av dessa kan det vara fördelaktigt att utföra nya simuleringar för att testa den tänkta designen av luftningssystemet och trimma in styrning innan idrifttagning.

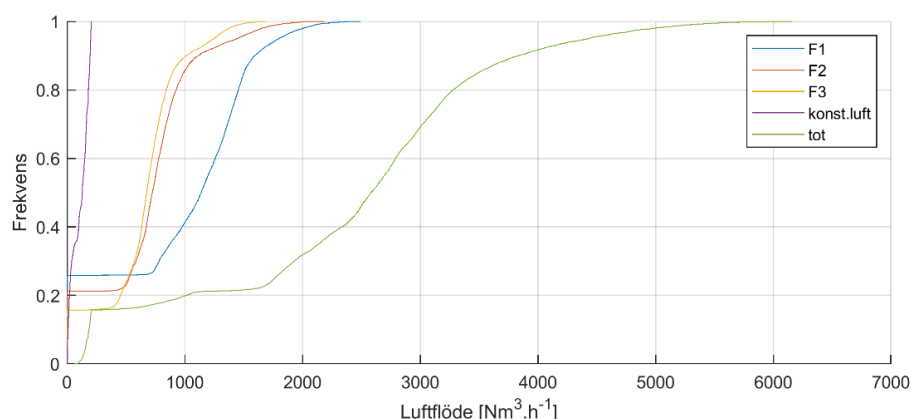
Figur 15 visar hur ozoneringen påverkar COD-halten genom nedbrytning av organiskt material i den implementerade enkla modellen. Reduktionen av COD-halten uppgår till cirka 5 g O₂.m⁻³ relativt konstant under större delen av året.



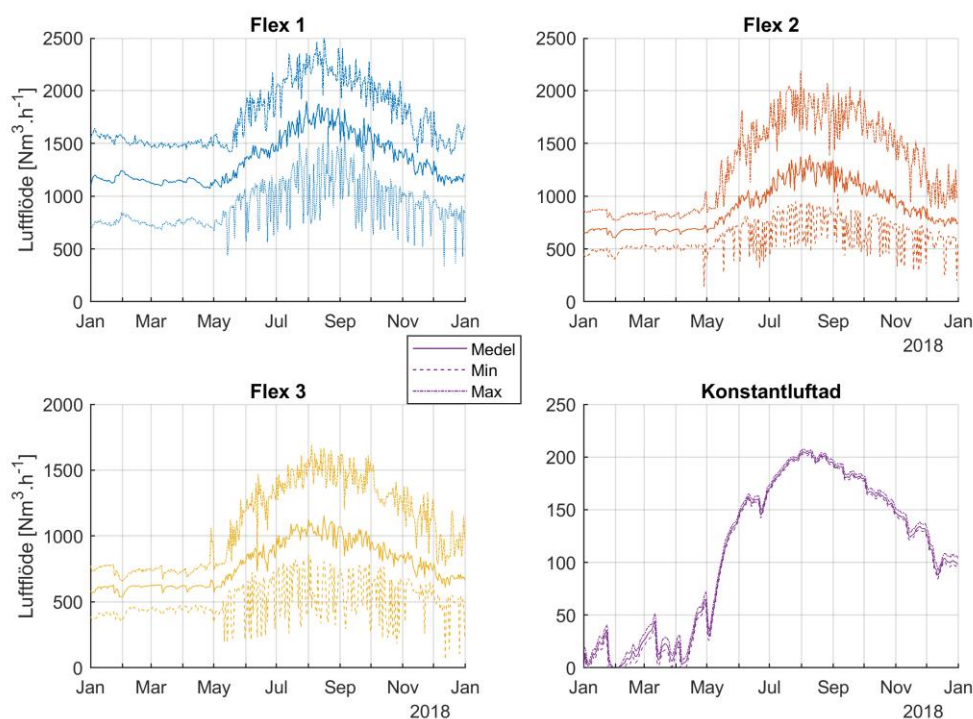
Figur 14. Frekvensdiagram över syrehalt i flexzoner i biosteget vid 1 års simulering, torrt år.



Figur 15. COD-reduktion över ozoneringssteget vid 1 års simulering.



Figur 16. Frekvensdiagram över luftflöde till flexzoner (F1-F3) samt konstantluftad zon och totalt luftflöde vid 1 års simulering.



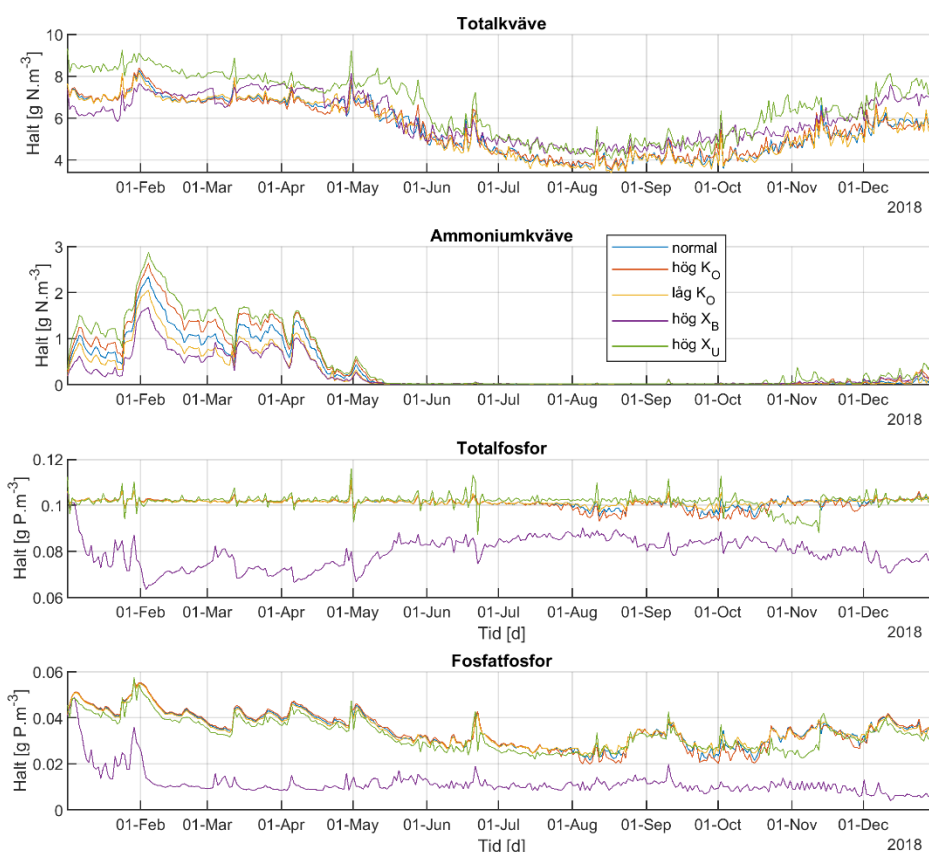
Figur 17. Min-, max- och medelluftflöde per dygn till flexzoner 1-3 samt konstantluftad zon vid 1 års simulering. Värden där luftning är avstängd har exkluderats från medel- och minvärdesberäkningar.

3.1.1 Känslighetsanalys

Resultaten från känslighetsanalys för resultaten från helårssimuleringen visas i Tabell 3 (helårsresultat) samt för utgående dygnsmedelvärden av föroreningshalter i Figur 18.

Förändring i halvmättnadskonstant för syre hos ammoniumoxiderande och nitritoxiderande bakterier ($K_{O,AOB}$ och $K_{O,NOB}$) har mycket begränsad påverkan på resultaten. Undantaget är utgående halter ammoniumkväve, där det vintertid skiljer några tiondels milligram kväve per liter som dygnsmedelvärde (vilket även kan ses på årsmedelvärdet). Sommartid är utgående

$\text{NH}_4\text{-N}$ fortsatt under detektionsgräns. Eftersom dessa parametrar främst påverkar oxidering av ammonium och nitrit har de endast mycket små effekter på resultaten gällande fosfor.

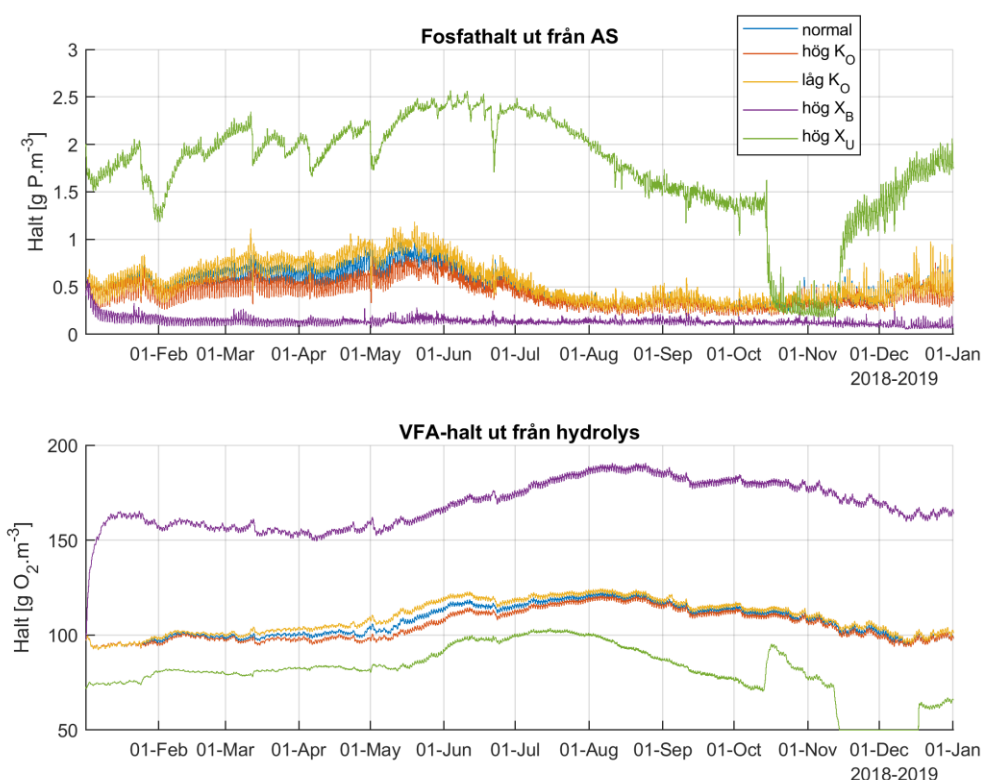


Figur 18. Dygnsmedelvärde av föroreningshalter i renat avloppsvatten vid känslighetsanalysen.

Förändring av kvoten mellan partikulärt biologiskt tillgängligt COD (X_B) och partikulärt inert COD (X_U) har dock stor påverkan på resultaten i detta fall. Högre halt X_B innebär i teorin större andel COD som kan användas för denitrifikation, vilket borde medföra lägre totalkvävehalter. Simuleringen visar dock att utgående TN på årsbasis ökar vid högre andel X_B , vilket beror på två orsaker: i) större andel $\text{NH}_4\text{-N}$ frigörs vid rötning och därmed ökar den interna kvävebelastningen via rektvattnet (halten $\text{NH}_4\text{-N}$ blir cirka 110 mg N/L högre, motsvarande en belastningökning på 10 procent i rektvattnet då flödet blir något lägre). Detta beror på högre hydrolyshastighet när X_U/X_B -kvoten minskar även om totalkvävehalten är densamma, vilket medför att lägre andel kväve binds upp i slamfasen och därmed återförs till biosteget; ii) fosforbegränsning uppstår i den denitrifierande MBBR-reaktor då bio-P-processen blir kraftigt förbättrad (se vidare diskussion nedan). Samtidigt blir utgående halt $\text{NH}_4\text{-N}$ lägre då mindre inert COD (X_U) medföljer inkommande avloppsvatten, eftersom större andel av partikulär COD som når biosteget kan därför brytas ned. Detta medför att slamproduktionen minskar och eftersom slamhalten i biosteget inte ändras jämfört med den högre X_U/X_B -kvoten så blir slamåldern då längre (vilket i sin tur ökar halten nitrifierande organismer i slammet). Samtidigt medför högre andel X_B ökad VFA-produktionen i sidoströmshydrolysen när samma volym primärsлам pumpas dit, vilket kan ha positiv påverkan på bio-P-processen (se Figur 19 för påverkan på utgående fosfathalter från biosteget).

samt VFA-produktion). Förmodligen påverkar den längre slamåldern även PAO-tillväxt positivt vilket bidrar till resultaten. När andelen X_U istället är hög blir effekten omvänd gällande fosfor, med kraftigt försämrad bio-P-funktion. Den främsta anledningen verkar vara att slamåldern minskar när slamproduktionen ökar av högre andel inert slam (vid konstant slamhalt). Kvävehalten påverkas också kraftigt, och trots minskad intern kvävebelastning ökar totalkvävehalten i utgående avloppsvatten till $6,8 \text{ g N.m}^{-3}$ på årsbasis. Både dessa negativa effekter är dock styrbara genom att förändra mängden primärslam som hydrolyseras (vilken i dessa simuleringar varit konstant för alla scenarier) samt genom ökad tillsats av kolkälla till MBBR (denna dosering har också varit konstant för alla scenarier). Genom att öka mängden primärslam som hydrolyseras ökas VFA-produktionen och genom ökad tillsats av kolkälla till MBBR-steget kan kväveavskiljningen förbättras.

Utsläppet av BOD_7 och COD påverkas endast i scenariot när andelen X_B är hög, vilket beror på samma orsak som den högre utgående kvävehalten: fosforbegränsningen som uppstår i MBBR-steget när fosfathalten blir låg efter en mycket välfungerande bio-P-process i aktivslamsteget medför att doserad kolkälla inte förbrukas. Eftersom simuleringen utförts med konstant dos etanol (utan återkoppling) kan halten BOD/COD hållas nere genom lägre dos. I verkligheten hade förmodligen en återkoppling på styrningen av doseringen genom onlinemätning av nitrathalten istället orsakat att doseringen ökade, med ännu högre utsläpp av BOD och COD som följd.



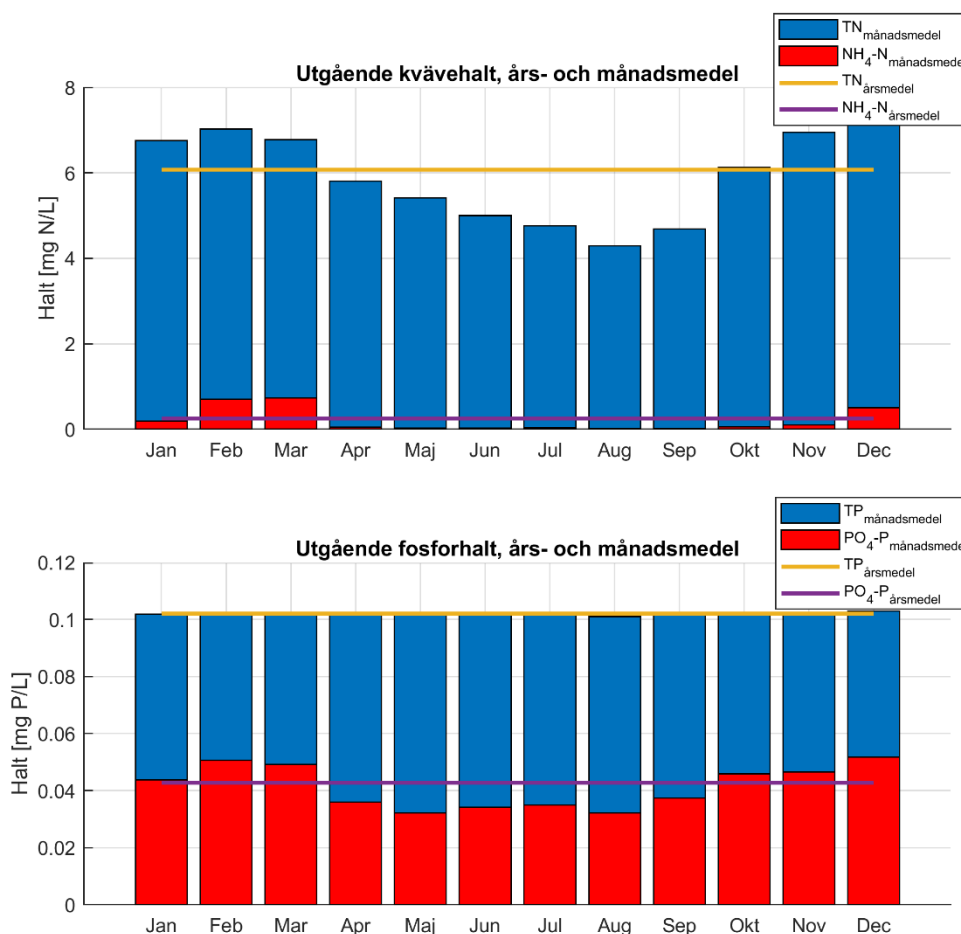
Figur 19. Fosfathalt utgående från aktivslamsteget (övre) och VFA-halt (som COD) ut från sidoströmshydrolysen (nedre) för de olika scenarierna under känslighetsanalysen.

Tabell 3. Jämförelse av simulerade årsmedelhalter i renat avloppsvatten under känslighetsanalysen.

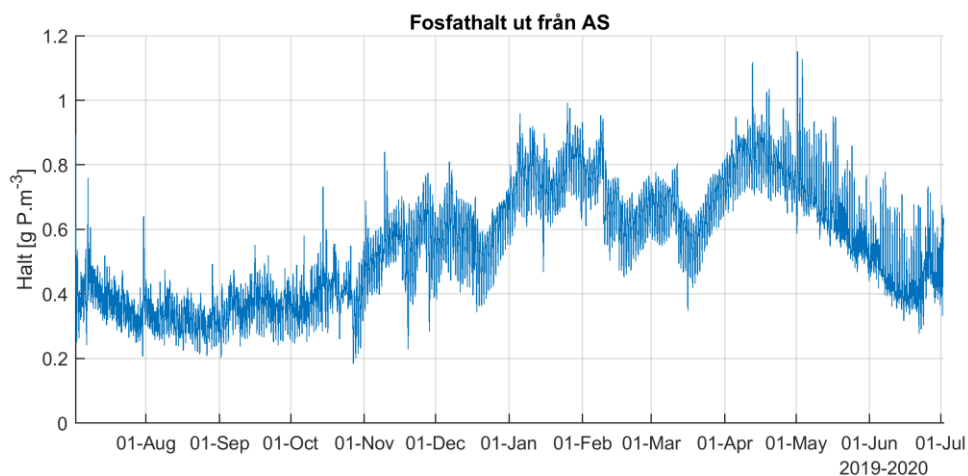
	Enhet	Original (mest troligt)	K ₀ låg/hög	X _B hög/X _U hög
<i>Utsläpp till vatten</i>				
BOD ₇	g O ₂ .m ⁻³	3,3	3,3/3,4	11,6/3,3
COD	g O ₂ .m ⁻³	29	29/30	38/29
TN	g N.m ⁻³	5,7	5,7/5,7	6,1/6,8
NH ₄ -N	g N.m ⁻³	0,4	0,3/0,5	0,3/0,6
TP	g P.m ⁻³	0,10	0,10/0,10	0,08/0,10
PO ₄ -P	g P.m ⁻³	0,04	0,04/0,04	0,01/0,03

3.2 Scenario 2 - helårssimulering, blött år

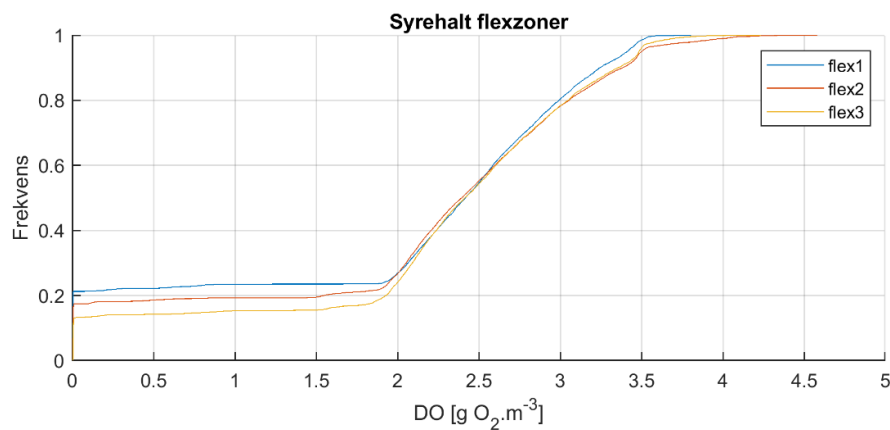
Motsvarande figurer som vid 1 års simulering under ett torrt år visas för ett blött år i Figur 20, Figur 21, Figur 24 och Figur 22 (samt tabulerade i tidigare visade Tabell 2). Generellt är resultaten lika det torra året, med något högre utgående totalkvävehalt, något högre dosering av PAX samt något lägre biogasproduktion och fosforåtervinning. De flexibla zonerna luftas också större andel av tiden (cirka 5 procent mer).



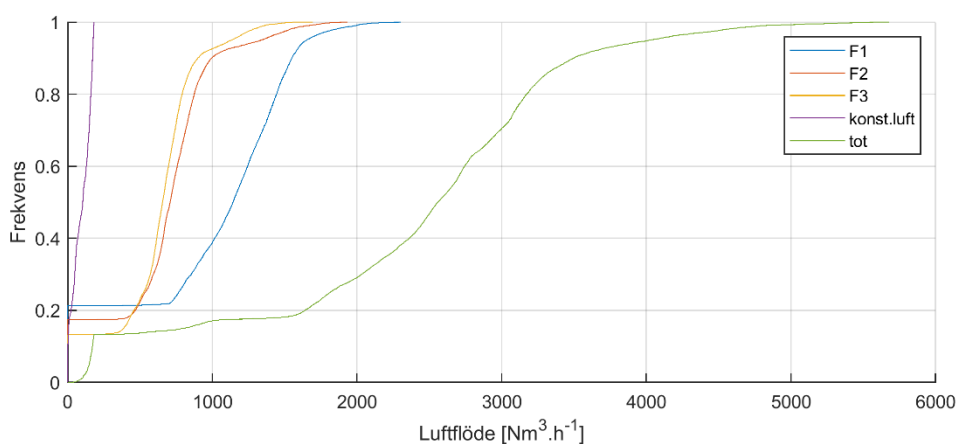
Figur 20. Månads- och årsmedelvärden för kväve- och fosforfraktioner i utgående vatten vid 1 års simulering, blött år.



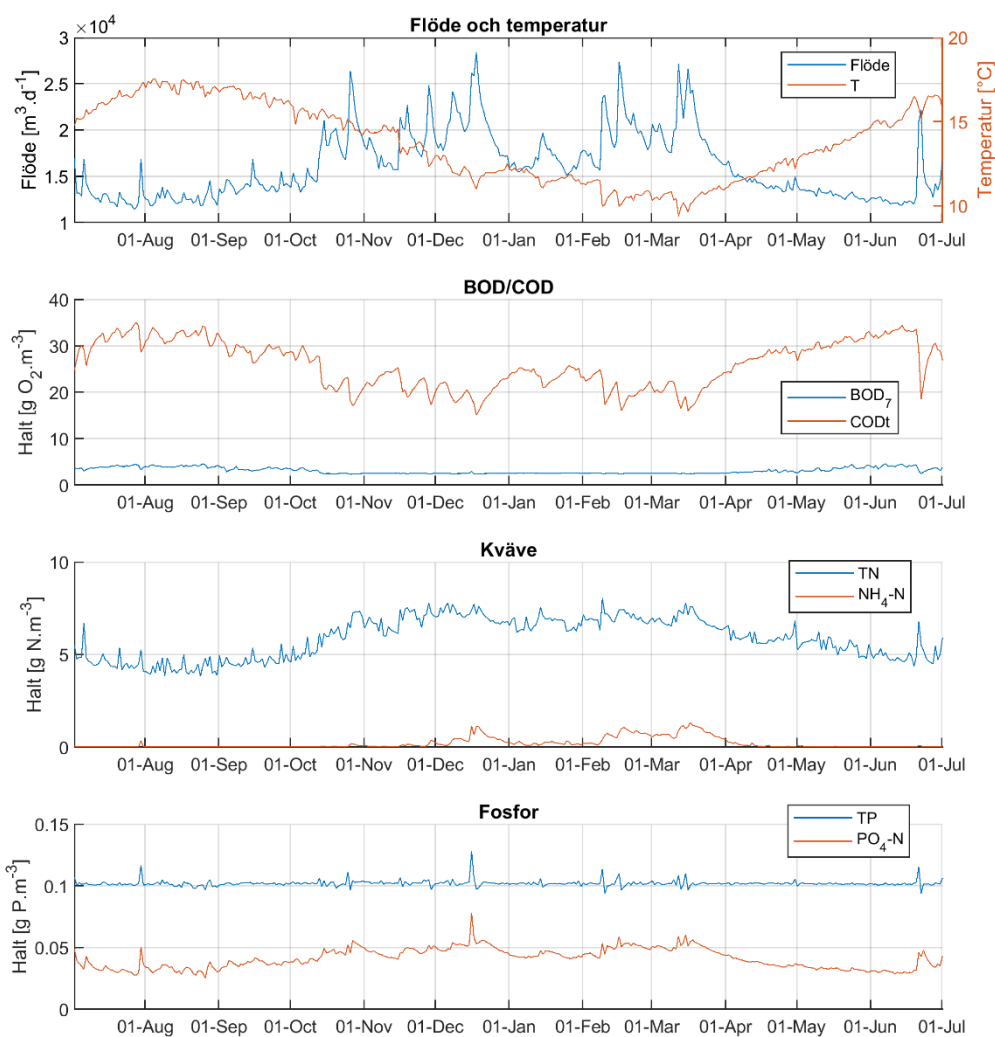
Figur 21. Fosfathalt i utgående vatten från aktivslamsteget vid 1 års simulering, blött år.



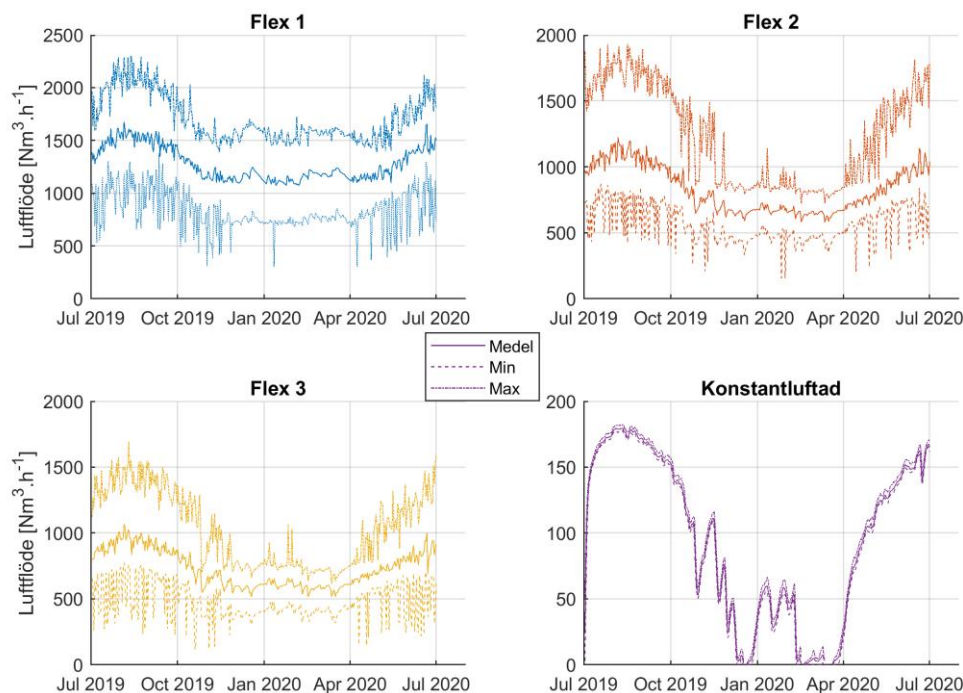
Figur 22. Frekvensdiagram över syrehalt i flexzoner i biosteget vid 1 års simulering, torrt år.



Figur 23. Frekvensdiagram över luftflöde till flexzoner (F1-F3) samt konstantluftad zon och totalt luftflöde till dessa 4 zoner vid 1 års simulering.



Figur 24. Utgående halter (dygnsmedelvärden) för olika föroreningar vid 1 års simulering, blött år.



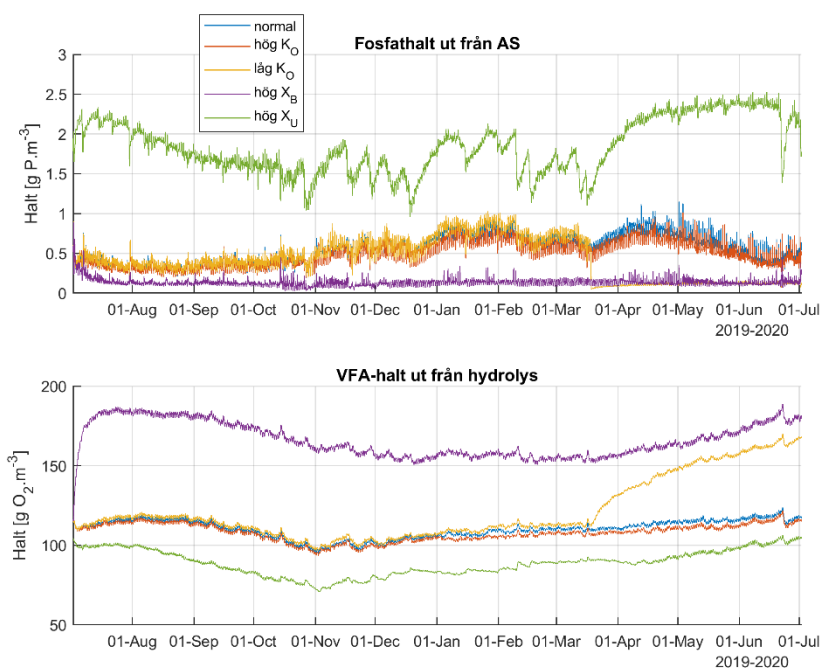
Figur 25. Min-, max- och medelluftflöde per dygn till flexzoner 1-3 samt konstantluftad zon vid 1 års simulering. Värden där luftning är avstängd har exkluderats från medel- och minvärdesberäkningar.

3.2.1 Känslighetsanalys

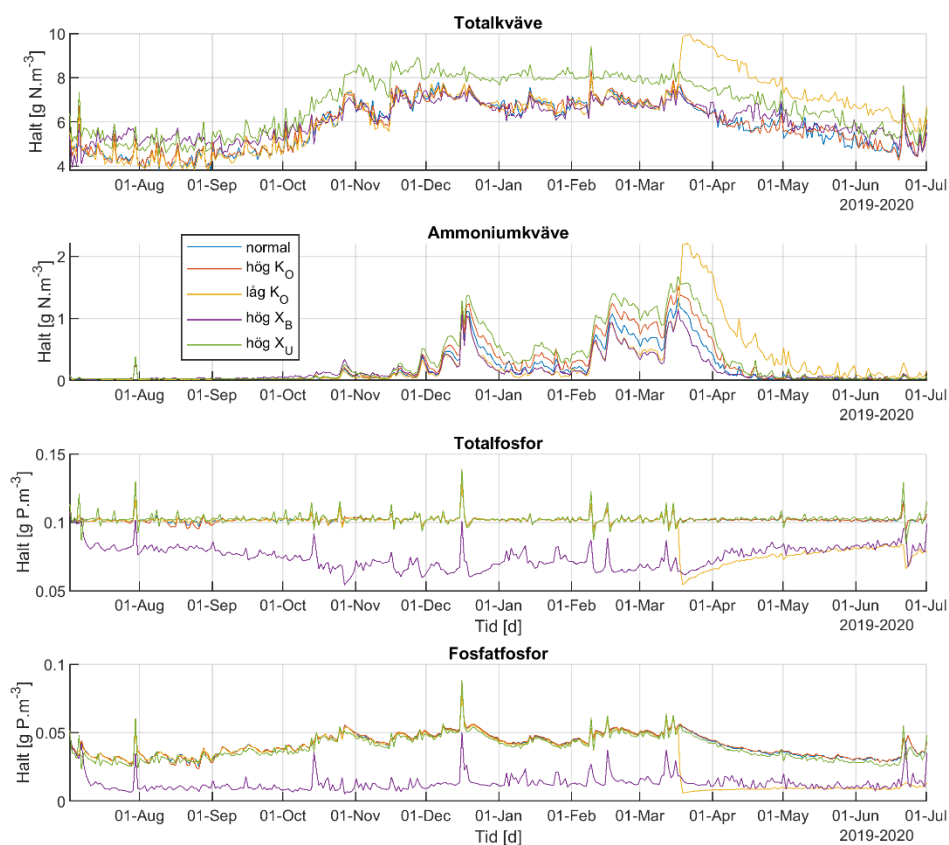
Resultaten från känslighetsanalysen för helårssimulering vid blött år visas i Figur 26 och Figur 27. Resultaten är mycket lika de som redan diskuterats för det torra året.

Tabell 4. Jämförelse av simulerade årsmedelhalter i renat avloppsvatten under känslighetsanalysen.

	Enhet	Original (mest sannolik)	K _O låg/hög	X _B hög/X _U hög
<i>Utsläpp till vatten</i>				
BOD ₇	g O ₂ .m ⁻³	3,0	5,8/3,0	9,5/2,9
COD	g O ₂ .m ⁻³	25	28/25	32/25
TN	g N.m ⁻³	6,1	6,5/6,1	6,2/7,0
NH ₄ -N	g N.m ⁻³	0,2	0,3/0,3	0,2/0,4
TP	g P.m ⁻³	0,10	0,09/0,10	0,07/0,10
PO ₄ -P	g P.m ⁻³	0,04	0,04/0,04	0,01/0,04



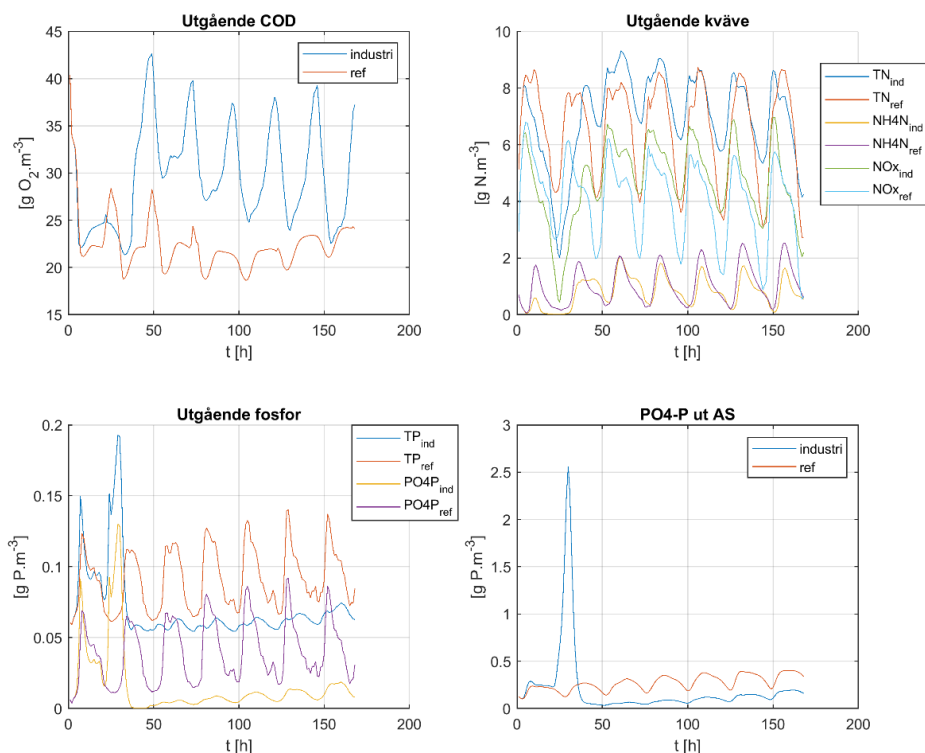
Figur 26. Fosfathalt utgående från aktivslamsteget (övre) och VFA-halt (som COD) ut från sidoströmshydrolysen (nedre) för de olika scenarierna under känslighetsanalysen.



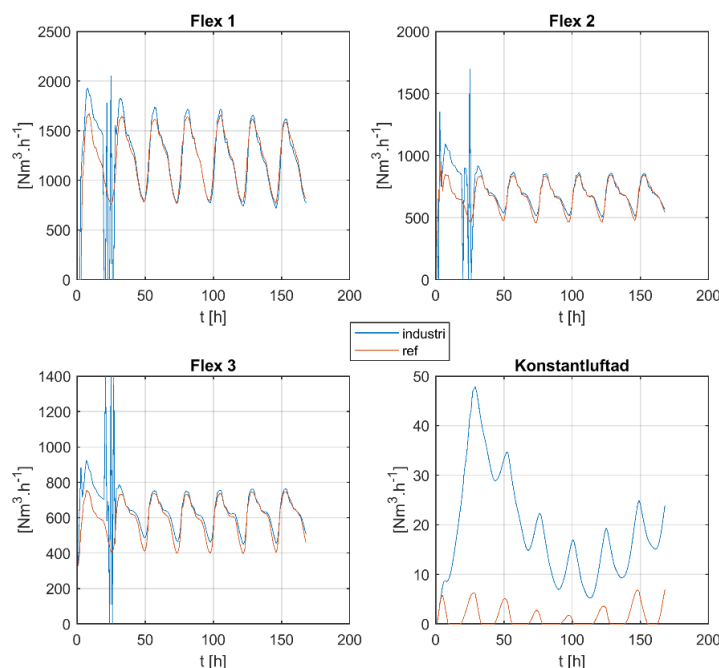
Figur 27. Dygnsmedelvärde av föroreningshalter i renat avloppsvatten vid känslighetsanalysen.

3.3 Scenario 3 – kraftig industribelastning

För detta scenario har två simuleringar utförts med samma simuleringsperiod, där den ena inkluderar ett kraftigt industriutsläpp från Lantmännen Reppe (kallad industri/ind nedan) och det andra är ett referensscenario (samma simuleringsperiod utan detta industriutsläpp). På så vis kan skillnad mellan normal drift och vid kraftigt industriutsläpp visualiseras tydligt. Utsläppets påverkan på halter i utgående avloppsvatten visas i Figur 28. Utsläppets höga halt COD medför en snabb tillväxt av heterotrofa bakterier och som därmed assimilerar stor del av tillgänglig ammoniumkväve. Detta medför att luftningen i de tre flexibla zonerna växlar av och på (Figur 29), vilket när de är avstängda medför att den anaeroba zonen i biosteget ökar (eftersom nitrat som återförs med returströmmen lätt kan denitrifieras med extra tillgänglig COD). Eftersom utsläppet innehåller höga halter VFA orsakar detta ett stort fosfatutsläpp som når utloppet från biosteget (se Figur 28, neder höger) samt även utgående vatten. När utsläppet sedan upphör luftas systemet som vanligt och stora mängder fosfat kan tas upp av PAO-biomassan. Detta skapar fosfatbrist i efterdenitrifikationen, vilket syns på ökade nitrathalter (och därmed totalkvävehalter) i utgående vatten, samt högre utgående COD-halter då etanol som tillsatts till denitrifikationsreaktorn inte kan konsumeras av bakterierna utan når utloppet av reningsverket.



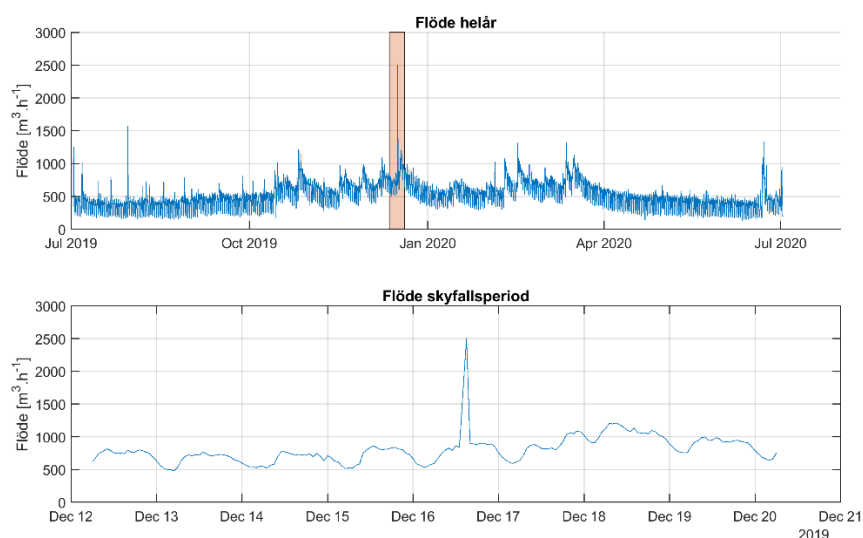
Figur 28. Simulerade halter av föroreningar utgående från reningsverket samt från aktivslamprocessen vid kraftigt industriutsläpp samt vid referensscenario.



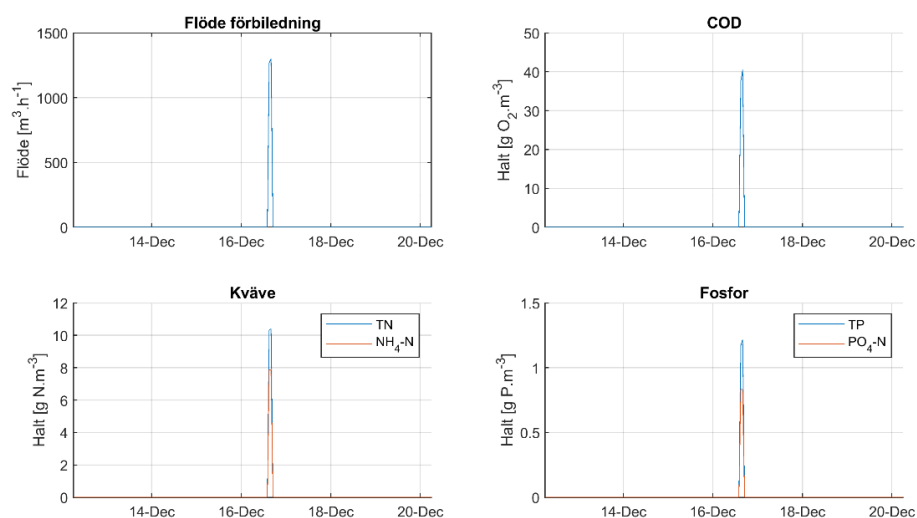
Figur 29. Simulerade luftflöde i de flexibla och den konstantluftade zonen vid kraftigt industriutsläpp samt vid referensscenario.

3.4 Scenario 4 – reningsverkets funktion vid kraftig nederbördspåverkan

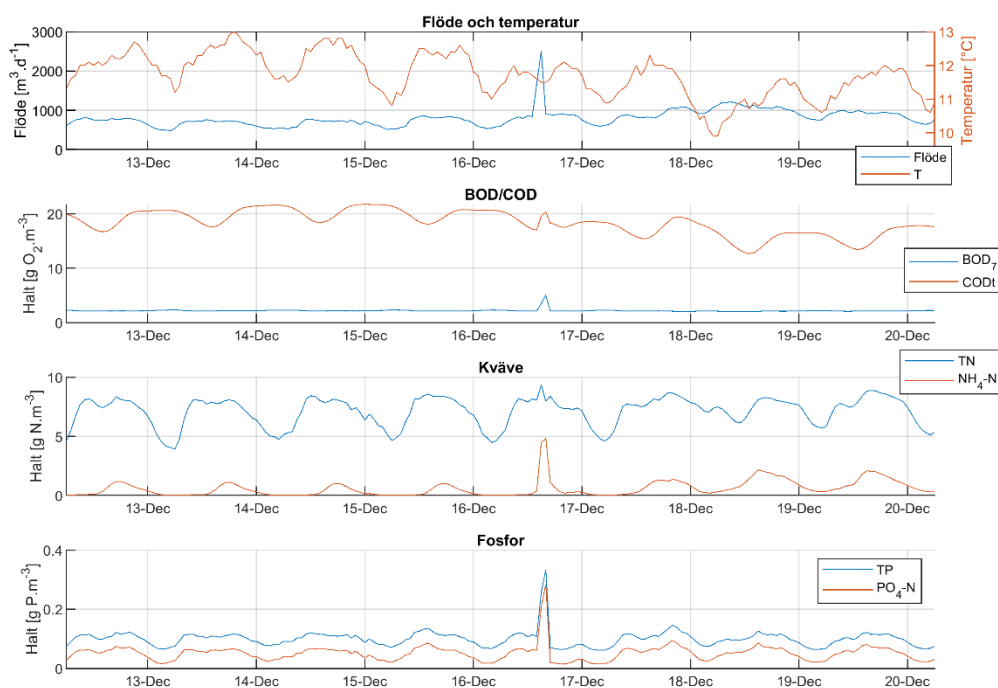
Ett kraftigt skyfall med en flödestopp på över 2 500 m³.h⁻¹ inträffar under perioden som simulerats för ett vått år (se Figur 30). Denna period studeras närmre nedan. Partiellt renat vatten som förbileds biosteget uppgår till cirka 1 300 m³.h⁻¹ under 2 timmar. Bräddat flöde samt halter av föroreningar i detta visas i Figur 31. Eftersom flödet genomgått viss renings redan, och vattnet är mycket utspädd på grund av det höga flödet, är halter i detta vatten låga. Effekten på utgående halter är låg (Figur 32) med undantag för en topp av hög utgående halt ammoniumkväve (5 g N.m⁻³), motsvarande cirka 25 kg NH₄-N.



Figur 30. Simulerat inkommande flöde till reningsverket under vått år (övre) med högflödesperiod markerad i orange samt samma period i högre upplösning (nedre).



Figur 31. Simulerat flöde samt föroreningshalter i flöde som bräddas förbi biosteget vid kraftig skyfallspåverkan på reningsverket.



Figur 32. Simulerat inkommande flöde och temperatur på avloppsvattnet samt utgående föroreningshalter i samband med kraftig skyfallspåverkan på reningsverket.

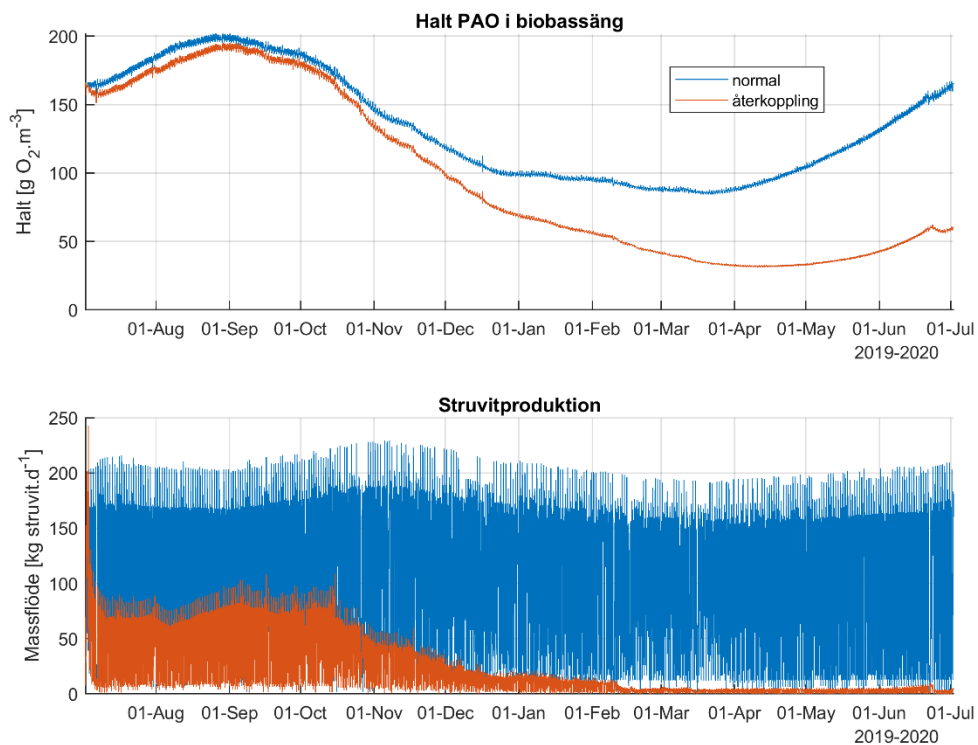
3.5 Osäkerheter gällande fosforåtervinning och efterfällning

Minst delvis på grund av modellstrukturen i Sumo2 uppstår vissa osäkerheter gällande simuleringsresultaten med avseende på fosforåtervinning och efterfällning. Den modell som är implementerad för fällning med polyaluminiumklorid i Sumo är en mycket enkel modell med ett uttryck för utfällning av aluminiumfosfat och ett uttryck av upplösning av aluminiumfosfat (och därmed frigörelse av fritt fosfat). Vid simulering uppstår en balans mellan dessa reaktioner som avgör hur hög dos PAX som krävs och hur mycket aluminium som stannar i vattenfasen. Denna princip är mycket förenklad jämfört med den komplexa kemi som styr reaktionen i verkligheten, och bygger på samma modell som presenterades till modellen ASM2 i mitten av 90-talet (se Henze et al. (2000)). Denna modell bygger på simulering av simultanfällning, där uppehållstiderna är så pass långa att ett realistiskt beteende erhålls vid simulering med modellen. Vid för-/efterfällning funkar denna modell avsevärt sämre, vilket exempelvis kan ses i Wärf (2016) där modellparametern för utfällning (fällnings-effektiviteten) behövde ändras från 1 till 16 (1600 procent) för att nå korrekt funktion. I Sumo har en mer avancerad fällningsmodell implementerats som tar hänsyn till den komplexa kemien, men endast för fällning med järnsalt. För att nå rimligare resultat vid detta arbete, då polyaluminiumklorid kommer att användas för efterfällning vid Ängens ARV, gjordes två åtgärder:

1. Fällningseffektivitetsparametern $q_{\text{AlOH,PREC}}$ justerades från värdet 5 till värdet 20;
2. Slamströmmen från skivfiltren leds inte tillbaka i processen (enligt flödesscheman från Sweco med benämning N-30-8-007 – N-30-8-009) då uppbyggnad av aluminium i resten av systemet gav orimligt stor påverkan på fosforåtervinningen.

Den PAX-dos som modellen ger är därmed en stor osäkerhet och bör inte användas vidare i detta skede. Ett exempel på hur modellens resultat förändras när aluminium återkopplas i systemet visas i Figur 33. En stor andel fosfat binder till aluminium, vilket minskar mängden tillgänglig fosfat till fosfatackumulerande organismer (PAO), vilket medför att halten PAO minskar i systemet (Figur 33 övre). Det medför att mindre fosfat frigörs via hydrolys av överskottsslammet, vilket innebär att struvitproduktionen når nära noll (Figur 33 nedre). Detta resultat bedöms vara mycket osäkert, vilket motiverar förändringen i modellstrukturen för att undvika felaktiga slutsatser.

Även utan återföring av kemsam till förtjockning är simulerad struvitutfällning lägre än förväntad. Orsak till detta är inte känt. Cirka 62% av inkommande fosfor medföljer avvattnat rötslam, till stor del i form av struvit som fällts ut i röt-kammaren. En möjlig orsak är den mycket förenklade modellen för struvitutfällning, med en totalomblandad reaktor för utfällning och en ideal avskiljning av struvit, som använts. Den verkliga processen har förmodligen längre uppehållstid för struvitgranuler samt ytterligare reaktionsmekanismer som inte fångas av denna enkla modell. Denna fråga är något som kan utredas ytterligare.



Figur 33. Halt av fosfatackumulerande organismer i biobassänger (i enhet COD) (övre); struvitproduktion (nedre). Resultat från simulering med modelluppställning identisk med övriga scenarier ("normal") samt vid återkoppling av kemsam från efterfällning till förtjockare enligt processflödesschema N-30-8-007 – N-30-8-009 ("återkoppling")

4 Slutsatser

Följande slutsatser kan dras från arbetet:

- Ängens framtida avloppsreningsverk har representerats i form av en simuleringsmodell uppställd i Sumo;
- Uppsatta produktionsmål gällande utsläpp av ämnen uppnås vid helårssimulering vid torra och våta förhållanden;
- Simulerad struvitproduktion är lägre än förväntad, sannolikt minst delvis på grund av brister i modellstruktur;
- Resultaten är mycket känsliga för inkommande X_B/X_U -förhållande, förmodligen delvis på grund av den slamålder som kan hållas i systemet vid konstant slamhalt och delvis på sidostromshydrolysens funktion;
- Fällningsmodellen för polyaluminiumklorid i Sumo är undermålig för simulering av för-/efterfällning och medför orimliga resultat;
- Simuleringsresultaten indikerar fullständig nitrifikation under stor del av året, med mycket låga utgående halter NH_4-N ;
- Modellen som används är komplex och medför lång simuleringstid (1 års dynamisk simulering med tidsupplösning 1 h tar cirka 12-13 h att simulera). Detta beror på två flaskhalsar:
 - pH-beräkning och fällningsreaktioner är aktiva i modellen då det krävs för målet med projektet (beskriva struvitutfällningen);
 - Biofilmsmodeller är inkluderade, vilka även med endast tre lager ger långa beräkningstider då diffusion mellan lagren för samtliga tillståndsvariabler sker.

5 Förslag på vidare arbete

Följande är förslag på vidare arbete som kan utföras för att förbättra simuleringsresultaten, använda modellen i vidare arbete med detaljerad design av reningsverket eller öka användarvänligheten i modellen genom snabbare simuleringstider:

- Kalibrera modellen efter fullskaledata när reningsverket byggts (framför allt med avseende på hydrolys);
- Använda modellen i detaljprojektering av styrning av luftningsprocessen samt design av luftningssystem. Eftersom dynamiska kurvor över syreöverföringseffektivitet (SOTE) kan implementeras i modellen ger dynamisk simulering av framtida flöde och föroreningsbelastning över dygnet god indikation på hur luftbehovet kommer att variera;
- Vidareutveckla modellen för kemisk fällning avseende aluminiumsalt för att ge bättre simuleringsresultat;
- Undersöka ozoneringens effekt på olika COD-fraktioner i större detalj;
- Undersöka modellering av struvitutfällning mer i detalj och eventuellt utveckla mer realistisk modell för struvitutfällning i granulform;
- Utveckla förenklade modeller, exempelvis genom maskininlärning eller andra metoder, för att ge mer effektiv simulering av MBBR och struvitutfällning. Detta skulle minska simuleringstiden avsevärt och förenkla möjligheterna för Lidköpings kommun att använda modellen för scenarioanalys och utbildning. Det finns också möjlighet att simulera i steady-state för snabbare simuleringstid, men då utan möjlighet att utvärdera dynamiska fenomen som exempelvis flexibla luftningszoner.

6 Referenser

- Dahlberg, C. (2019). *Teknisk beskrivning till nytt avloppsreningsverk i Lidköping*. Jönköping, Sverige: Sweco Environment AB.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., & van Loosdrecht, M. C. M. (2000). *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. IWA Scientific {and} Technical Report No. 9. London, UK: IWA Publishing.
- Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takács, I., & Winkler, S. (2013). *Guidelines for Using Activated Sludge Models*. IWA Scientific {and} Technical Report No. 22. London, UK: IWA Publishing.
- Takács, I., Patry, G. G., & Nolasco, D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Research*, 25(10), 1263–1271.
- Wärff, C. (2016). *Modellering av Klagshamns avloppsreningsverk för optimering av kväveavskiljning efter införande av rejektvattenbehandling*. M.Sc.-avhandling. Lund, Sverige: Lunds universitet.