



Rapport

Diarienummer
NV Rapport 2023-07

Projektnummer

Modellering av patogenflöden i Görvålverkets utbyggnad

NFVP Norrvattens Framtida Vattenproduktion

Ted Lundwall, Håkan Fridén, Magnus Rahmberg, Johan Åström
IVL och Tyréns på uppdrag av Norrvatten

2023-08-29



Nr U 6665
Januari 2023

Modellering av patogenflöden i Görvälnverkets utbyggnad

På uppdrag av Kommunalförbundet Norrvatten

Ted Lundwall, Håkan Fridén, Magnus Rahmberg, Johan Åström (Tyréns)



Författare: Ted Lundwall, Håkan Fridén, Magnus Rahmberg, Johan Åström (Tyréns)

På uppdrag av: Kommunalförbundet Norrvatten

Rapportnummer U 6665

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2023

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	4
Inledning	5
Processförslagen	6
Originalförslaget	6
Recirkulation från sandfilter	7
Recirkulation från ultrafilter 2	7
Recirkulation från sandfilter och ultrafilter 2	8
Modellutformning.....	9
QMRA-modell	9
Logreduktion.....	9
Slumpningsprocess	13
Inflödesparametrar	14
Iterering	14
Modellblock	14
Simuleringsresultat	17
Logreduktion och halt i dricksvattnet	18
Interna belastningar och utgående strömmar	19
Känslighetsanalys.....	21
Slutsats	23
Fortsatt arbete	23
Referenser.....	24

Sammanfattning

I avsikt att möta ett ökande dricksvattenbehov i medlemskommunerna har Norrvatten påbörjat en ombyggnad av sitt vattenverk Görvålverket. Målet är dels att öka maxkapaciteten, dels att uppnå en högre reningsgrad på det producerade dricksvattnet. Samtidigt som produktionstakten ökar behöver den mikrobiologiska risken hållas på en acceptabelt låg nivå. Detta villkor har sitt underlag i tidigare modellstudier som bedrivits vid Norrvatten.

Planen är att införa ultrafiltrering som ytterligare behandling i processen. För att nå ett bättre utbyte, samt få en mindre volym slam som behöver behandlas, överväger Norrvatten att införa recirkulationsströmmar där partikelanrikade flödesfraktioner återförs till tidigare steg i processen. En sådan lösning förväntas öka halten patogener i systemet och frågan är om det utmanar ställda villkor på reningsgraden (logreduktionen) med avseende på patogener. Tidsdynamisk processmodellering användes med syftet att undersöka eventuella stationära eller ackumulerande tillstånd som uppstår för olika lösningar. Totalt fyra processkonfigurationer undersöktes.

Processmodellerna implementerades i simuleringsplattformen Simulink. Statistiskt underlag för varje processenhets avskiljningsgrad hämtades från QMRA-verktyget som anpassats till Norrvattens beredningsprocess under tidigare projekt. Underlaget i form av logreduktionsvärden tar hänsyn till både allmän reningsprestanda och effekten av potentiella genombrott. För varje processkonfiguration genomfördes en Monte Carlo-simulering där nya prestandaparametrar slumpades från det statistiska underlaget vid varje iteration. Den kombinerade effekten av alla processenheter alstrar nya statistiska fördelningar som beskriver verkets totalprestanda med avseende på logreduktion och utgående patogenhalt.

Simuleringarna indikerar att samtliga processkonfigurationer uppfyller reningsvillkoren med god marginal. Logreduktionernas medianvärden blev i stort de samma för alla undersökta processkonfigurationer, både med och utan recirkulation. Däremot kunde en snävare spridning observeras vid de recirkulerande lösningarna, vilket ger en indikation på att sådana lösningar ger mildare extremer. En känslighetsanalys visar att driften av ultrafilter och UV-aggregat på det framtida vattenverket blir mest kritisk för att upprätthålla en god patogenkontroll. Dessutom syns att recirkulation av partikelrika fraktioner från sandfilter ställer hårdare krav på god drift av fällning/sedimentering.

Inledning

Kommunalförbundet Norrvatten består av 14 medlemskommuner och producerar dricksvatten till ungefär 700 000 konsumenter i Stockholmsregionen. Dricksvattenproduktionen är förlagd på Görvålverket som i dagsläget levererar i genomsnitt 140 000 m³ dricksvatten/dygn. På sikt ser Norrvatten ett ökat dricksvattenbehov samtidigt som de mikrobiologiska riskerna måste kontrolleras till en acceptabelt låg nivå. För att möta dessa behov har Norrvatten initierat projektet *Norrvattens Framtida Vattenproduktion* (NFVP) där det ingår dels en ombyggnation av Görvålverket för en kraftigt ökad produktionskapacitet, dels införande av ultrafiltrering för en förstärkt barriärverkan mot mikrobiologisk förorening i syfte att förhindra smittspridning via dricksvattnet.

Livsmedelsverket kräver att dricksvattenberedningen ska vara försedd med ett tillräckligt antal barriärer mot mikrobiologisk förorening (3 § SLVFS 2001:30). För att analysera om så är fallet har Norrvatten använt både QMRA och MBA, de två verktyg för mikrobiologisk riskbedömning som föreslås av Livsmedelsverket¹. Kvantitativ mikrobiologisk riskanalys (QMRA) är en matematisk modell som med hänsyn till osäkerheter, variation och kända riskhändelser i beredningen kan ge information både om den sammantagna barriärverkan och sannolikheten för infektion och sjukdomspåverkan via det renade dricksvattnet. MBA bygger på enklare slag av beräkningar där information om mikrobiologisk förekomst i råvattnet och åtgärder för att förebygga riskhändelser i beredningen ger förslag på vilken barriärverkan som krävs för att leverera ett tillräckligt hälsosäkert dricksvatten. Baserat på resultat från MBA har Norrvatten beslutat att den mikrobiologiska barriärverkan behöver vara 7 log-enheter för bakterier och för virus och 5,5 log-enheter för parasitära protozoer (parasiter). Denna kravgräns betecknas 7b, 7v, 5,5p.

Hantering av recirkulationsströmmarna i den nya processen kan göras på olika sätt, där valet potentiellt kan påverka den mikrobiologiska barriärverkan. Behöver vatten som recirkuleras genomgå en omfattande beredning för att inte en ackumulering av patogener ska ske i beredningen? Kan något göras mer kostnadseffektivt utan att äventyra den mikrobiella barriärverkan? Resultat från MBA indikerar att recirkulationsströmmar måste genomgå omfattande beredning, såsom ultrafilter. Denna indikation behöver belysas med stöd i den QMRA-modell som tagits fram för Görvålverket². Hur påverkas den sammantagna logreduktionen av recirkulationsströmmar och klaras kravgränserna 7b, 7v, 5,5p? Till kraven hör att det ska finnas både en avskiljande och en avdödande barriär.

I oktober 2022 fick IVL Svenska Miljöinstitutet uppdraget att med dynamisk processmodellering, och med indata från QMRA-modellen för Görvålverket, undersöka vilken effekt införandet av recirkulationsströmmar har på mikrobiell risk i utgående dricksvatten i Norrvattens framtida dricksvattenproduktion. Underlaget som tillhandahölls var flödesscheman för fyra konfigurationsförslag samt underlag för processenheterens prestanda. Uppdraget har varit ett samarbete med Tyréns som deltagit i framtagningen av QMRA-modellen och bistått med expertkunskap kring mikrobiella risker inom dricksvattenproduktion.

¹ <https://kontrollwiki.livsmedelsverket.se/artikel/339/mikrobiologiska-sakerhetsbarriarer>

² Beskrivs i PM Görvål QMRA-modell 2020, slutversion 2020-10-05 (Tyréns, 2020).

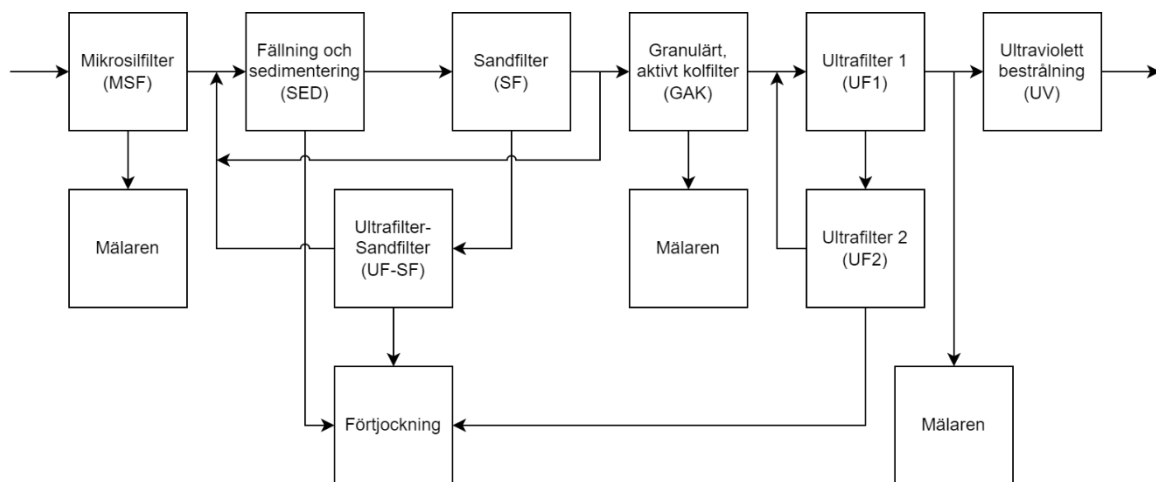
Processförslagen

Fyra processkonfigurationer jämfördes i simuleringsstudien. En av dessa benämns Originalförslaget medan de tre återstående är varianter av Originalförslaget där recirkulationsströmmar har lagts till för att ta vara på vatteninnehållet i olika slamströmmar. Originalförslaget beskrivs här i sin helhet, medan endast skillnaderna framhålls i de andra konfigurationerna. De numeriska värden som förekommer i beskrivningarna avser alltid maxbelastningen på processen.

Originalförslaget

Originalförslaget sammanfattas visuellt i Figur 1. I detta grovrenas först råvattnet med mikrosil och rensodset återförs till Mälaren. Det silade vattnet tillsätts fällningskemikalie och flockning med avskiljning sker i efterföljande sedimenteringsbassänger, varifrån sedimentet pumpas till slambehandlingen. Klarfasen leds vidare med huvudströmmen till sandfilter. Materialet som avskiljs i sandfilter förs med backspolvatten till ultrafilter (UF-SF), vars permeat återförs till huvudströmmen innan fällning och sedimentering (SED).

Ultrafiltrens retentat förs ut ur processen till slambehandlingen (förtjockning). Från sandfilter förs första filtratet efter backspolning åter till fällning och sedimentering (SED). Resterande filtrat transporteras nedströms till kolfilter (GAK). Kolbädden backspolas regelbundet och materialet som adsorberat till granulerna förs med backspolvattnet ut ur processen till Mälaren. Filtratet flödar vidare till ultrafilter (UF1), där permeatet går vidare till UV-behandling. Efter UV kvarstår slutbehandling som innefattar pH- och alkalinitetsjustering samt monokloramindosering inför leverans till dricksvattnet. I denna modelleringstudie har dock den övergripande systemgränsen dragits efter UV, vilket är anledningen till att slutbehandlingsstegen inte inkluderas i figurerna och modellblocken. Ultrafiltrens retentat leds till ytterligare ultrafilter (UF2) där permeatet leds tillbaka till det föregående ultrafiltrets inlopp (UF1). Retentatet förs till förtjockning. Vid tiden för denna studie tas en restström ut till Mälaren i samband med kemisk backspolning av ultrafilter. Detta är dock föremål för en pågående utredning och kan komma att ändras i framtiden.

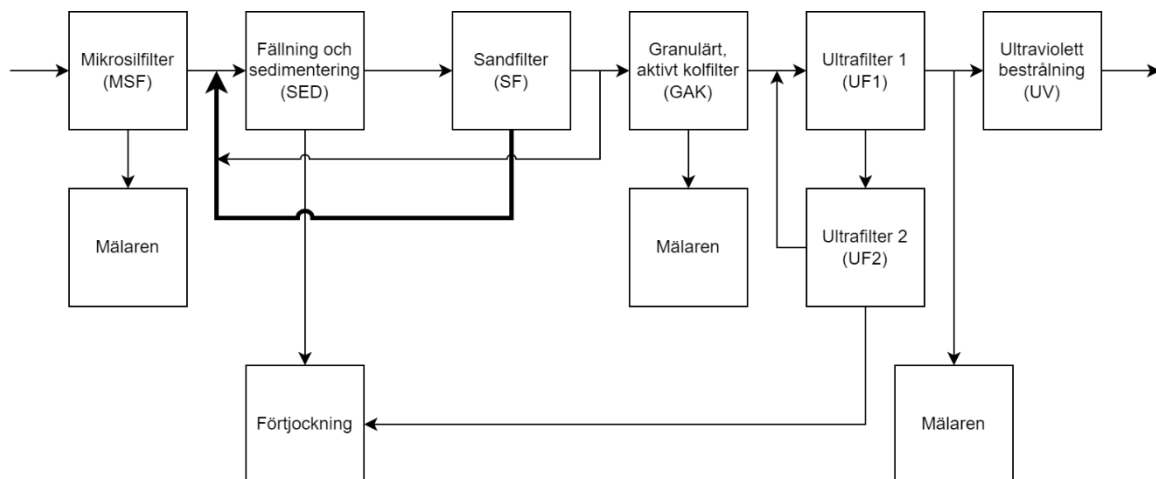


Figur 1: Konfigurationsschema över Originalförslaget.

I detta originalförslag behandlas maximalt 270 000 m³ råvatten/dygn vilket förväntas ge en nettoproduktion av 255 000 m³ dricksvatten/dygn. Av flödesförlusterna tas 706 m³/dygn ut som slam från sedimenteringen. Slamflödet är beräknat utifrån antagandet att inkommande vatten till fällningen har en torrsubstanshalt (TS) på 1,5 % och att maxdosen fällningskemikalie (aluminiumsulfat, produktnamn ALG) på 8,2 ppm producerar 5,2 kg slam/kg aluminium vid rådande TS-halt.

Recirkulation från sandfilter

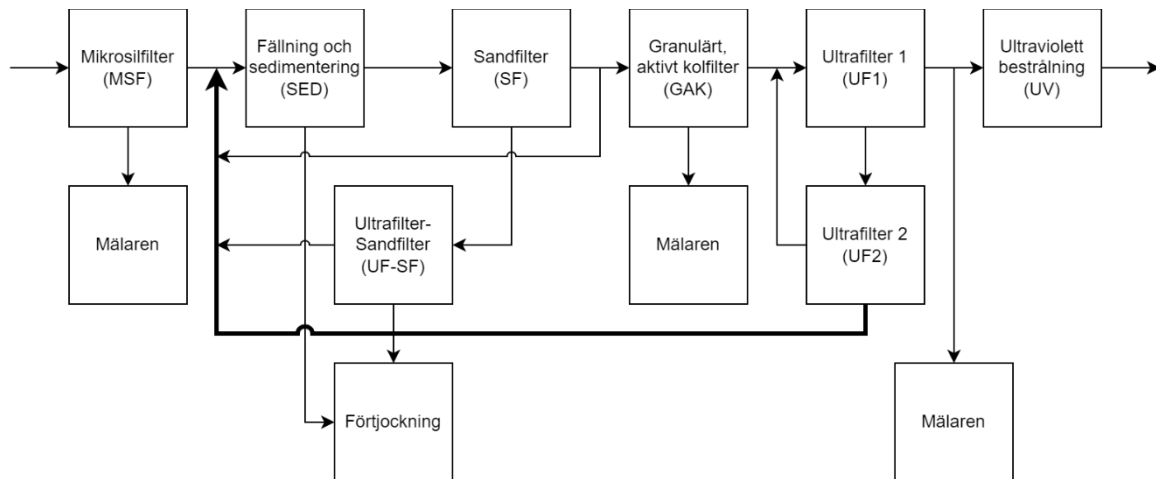
Denna konfiguration skiljer sig från Originalförslaget då det partikelrika backspolvattnet från sandfilter återförs i sin helhet till fällning och sedimentering (SED) (Figur 2). Därmed utgår det särskilda ultrafilter som annars behandlar sandfiltrets backspolvatten (UF-SF). Slamuttaget från sedimenteringen ökar till 760 m³/dygn för att kompensera det frånvarande retentatuttaget. Nettoproduktionen blir 260 000 m³ dricksvatten/dygn.



Figur 2: Konfigurationsschema över förslaget med recirkulation från SF. Recirkulationsströmmen är markerad fetstilt.

Recirkulation från ultrafilter 2

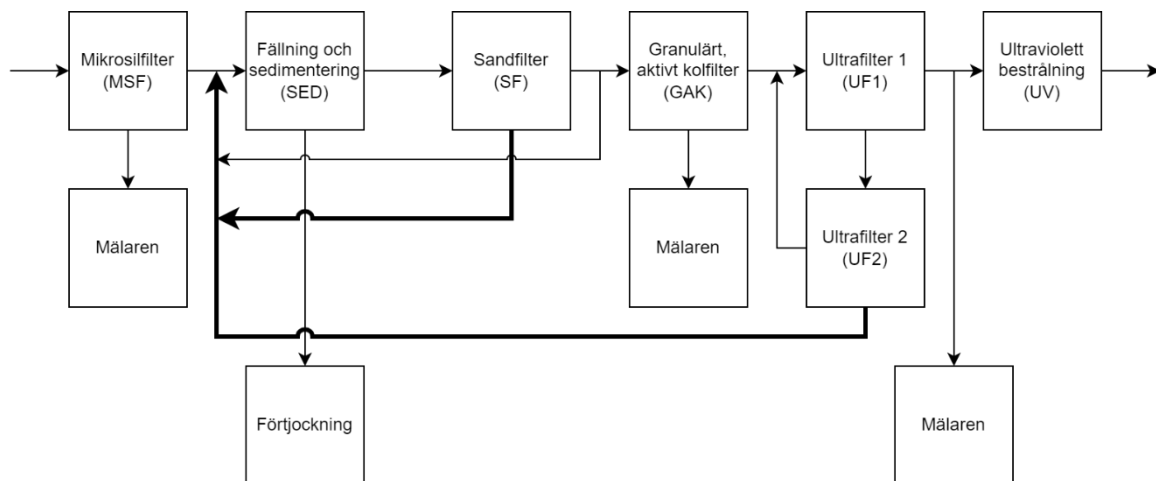
Originalförslaget modifieras genom att återföra retentatet från ultrafilter 2 (UF2) till fällning och sedimentering (SED) (Figur 3). Permeatet från UF2 återförs till UF1 i likhet med Originalförslaget. Slamuttaget från sedimenteringen ökar till 865 m³/dygn för att kompensera det förlorade retentatuttaget. Nettoproduktionen blir 260 000 m³ dricksvatten/dygn.



Figur 3: Konfigurationsschema över förslaget med recirkulation från UF2. Recirkulationsströmmen är markerad fetstilt.

Recirkulation från sandfilter och ultrafilter 2

Det sista förslaget till konfiguration är en kombination av de två föregående. Både backspolvattnet från sandfilter och retentatet från ultrafilter 2 leds tillbaka till fällning och sedimentering (Figur 4). Det enda slamuttaget sker via sedimenteringen och konfigurationen har störst sedimentflöde av de fyra förslagen, närmare bestämt 935 m³/dygn. Även i detta förslag beräknas nettoproduktionen bli 260 000 m³ dricksvatten/dygn.



Figur 4: Konfigurationsschema över förslaget med recirkulation från SF och UF2. Recirkulationsströmmarna är markerade fetstilt.

Modellutformning

Det totala patogenflödet definierades som summan av de fyra referenspatogener som ingår i QMRA-modellen: parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium*, bakterien *Campylobacter*, och norovirus. Patogenerna är oberoende av varandra och har olika egenskaper som styr reduktion (avskiljning och/eller inaktivering) vid respektive processenhet.

QMRA-modell

Olika QMRA-modeller har under årens lopp upprättats för Görvålverket. En uppdaterad QMRA färdigställdes under 2020, där större vikt lagts vid att ta hänsyn till driftstatistik och potentiella genombrottshändelser. Lokala mätdata i form av patogenhalter i vattentäkten, turbiditet och flödescytometri användes. Modellen omfattar dels de beredningssteg i det befintliga vattenverket som kan åstadkomma mikrobiologisk reduktion (fällning/sedimentering/sandfilter, kolfilter, UV-desinfektion, monokloramin), dels påtänkta beredningssteg för det nya vattenverket (membranfilter). Det är även möjligt att testa effekten av desinfektion med fritt klor.

Modellen tillhandahåller tre olika mått på hälsorisk: daglig infektionsrisk, årlig infektionsrisk samt DALY (Disability Adjusted Life Years). Driftdata avseende turbiditet ligger till grund för bedömningen av hur barriärverkan varierar mellan åren och slumpvisa genombrottshändelser antas inträffa i sandfilter såväl som kolfilter (Tyréns, 2020).

För denna utredning hämtades uppgifter om logreduktion för de beredningssteg som enligt de ovan beskrivna processförslagen kan bli aktuella på det nya vattenverket.

Logreduktion

Reduktionen är ett parametervärde för en specifik patogen och processenhet som definieras:

$$\text{Reduktion} = \frac{c_{ut}}{c_{in}} \quad (1)$$

där c_{ut} och c_{in} [antal/l] är utgående respektive inkommande patogenhalt. I litteraturen tiologaritmeras gärna denna parameter och benämns då logreduktion, med följande definition:

$$\text{Logreduktion} = -\log_{10} \text{Reduktion} \quad (2)$$

En substitution av (1) i (2) används för att beräkna utgående halt från en processenhet i QMRA-modellen. Då erhålls formen:

$$c_{ut} = c_{in} 10^{-\text{Logreduktion}} \quad (3)$$

Varje reduktionsparameter har en inneboende variabilitet (variation och/eller osäkerhet) som företrädesvis definieras av en sannolikhetsfördelning som är specifik för varje referenspatogen. Saknas uppgifter gällande variabilitet kan punktskattningar användas (enstaka värde). Internationellt används begreppet Mean Elimination Capacity (MEC) för att beskriva logreduktion

för olika beredningssteg, och hur detta kan variera beroende på driftförhållanden och lokala omständigheter avseende exempelvis filtermaterial.

I Görvålverkets QMRA-modell 2020 finns möjlighet att antingen använda litteraturvärden eller surrogatdata (turbiditet, flödescytometri/”total cell count”) för att definiera logreduktion under optimal drift. För denna studie av patogenflöden användes enbart litteraturvärden. En modifiering gjordes i QMRA-modellen för att separera ut snabbsandfilter från fällning/sedimentering, då dessa är integrerade i ett enda beredningssteg i QMRA-modell 2020. För att beskriva den sammantagna logreduktionen i de olika processförslagen är det nödvändigt att separat kunna definiera logreduktionen i dessa två steg.

Antaganden om logreduktion i framtida beredningssteg på Görvålverket sammanställs i Tabell 1. Uppgifter om Mean Elimination Capacity (MEC) under optimal drift är hämtade från tabeller i Hijnen & Medema (2007) och MicroRisk (2006) och anges i mitten av tabellen. Litteraturvärden omspänner en bredd av processkonfigurationer; vissa med bättre och vissa med sämre logreduktion än de aktuella processerna på Görvålverket. Detta gör det viktigt att inte bara titta på det troligaste värdet (typvärde) utan även på det minsta och högsta värdet (Min och Max). Sannolikhetsfördelningar av typen triangelfördelningar användes för att ta hänsyn till variationer i detta avseende. Till höger i Tabell 1 anges Mean Elimination Capacity (MEC) justerad för potentiella genombrottsfall. Här har hänsyn tagits till den sannolikhet för potentiellt genombrott i separata linjer i vardera beredningssteg som anges till vänster i tabellen. För fällning och sedimentering, snabbsandfilter och kolfilter har driftstatistik för år 2015 (turbiditet) använts för att skatta sannolikheten, för detaljer se rapporten av Tyréns (2020). För ultrafilter planeras 24 riggar med plats för 103 stående membran, vilket innebär 2472 parallella beredningslinjer (membran).

Tabell 1: Antaganden om logreduktion i framtida beredningssteg på Görvålverket. Uppgifter om Mean Elimination Capacity (MEC) under optimal drift från Hijnen & Medema (2007) och MicroRisk (2006).

Processteg med kortfattad beskrivning inom parentes	Potentiellt genombrott	Referenspatogen	MEC vid optimal drift ^d (logreduktion)			MEC justerad för potentiella genombrott (logreduktion)			
	Sannolikhet		Min	Typvärde	Max	Min	Median	Medel	Max
Fällning och sedimentering (8 bassänger)	0,063 % ^a	Campylobacter	0,6	1,4	3,7	0,607	1,802	1,896	3,683
		Norovirus	0,2	1,7	4,3	0,219	1,997	2,069	4,273
		Cryptosporidium	0,4	1,8	3,8	0,425	1,935	1,981	3,764
		Giardia	0,3	1,3	2,9	0,302	1,457	1,498	2,875
Snabbsandfilter (48 filter)	0,035 % ^a	Campylobacter	0,4	0,9	1,5	0,403	0,923	0,933	1,490
		Norovirus	0,2	0,8	2,5	0,207	1,099	1,164	2,491
		Cryptosporidium	0,8	2,1	5,5	0,809	2,662	2,775	5,473
		Giardia	0,3	1,7	4,1	0,321	1,943	2,018	4,097
Kolfilter (30 filter ^b)	0,011 % ^a	Campylobacter	0,9	1,4	2,9	0,886	1,675	1,734	2,886
		Norovirus	0,2	0,4	0,7	0,200	0,428	0,436	0,698
		Cryptosporidium	0,7	0,9	1,1	0,663	0,900	0,900	1,099
		Giardia	0,4	1,7	3,3	0,414	1,789	1,804	3,280
Ultrafilter (2472 st.) (10–40 nm)	0,011 %	Campylobacter	4	4	4	2,765	4,000	3,817	4,000
		Norovirus	4	4	4	2,765	4,000	3,817	4,000
		Cryptosporidium	4	4	4	2,765	4,000	3,817	4,000
		Giardia	4	4	4	2,765	4,000	3,817	4,000
UV-aggregat	0 %	Campylobacter		5,3 ^c		5,300	5,300	5,300	5,300

Processsteg med kortfattad beskrivning inom parentes	Potentiellt genombrott	Referenspatogen	MEC vid optimal drift ^d (logreduktion)			MEC justerad för potentiella genombrott (logreduktion)			
	Sannolikhet		Min	Typvärde	Max	Min	Median	Medel	Max
(8 st.)		Norovirus		4,24 ^c		4,240	4,240	4,240	4,240
(400 J/m ²)		Cryptosporidium		3,0 ^c		3,000	3,000	3,000	3,000
		Giardia		2,4 ^c		2,400	2,400	2,400	2,400

^aSannolikheten för genombrott på en enskild linje, beräknad utifrån driftstatistik baserad på turbiditet för år 2015 (Tyréns, 2020).

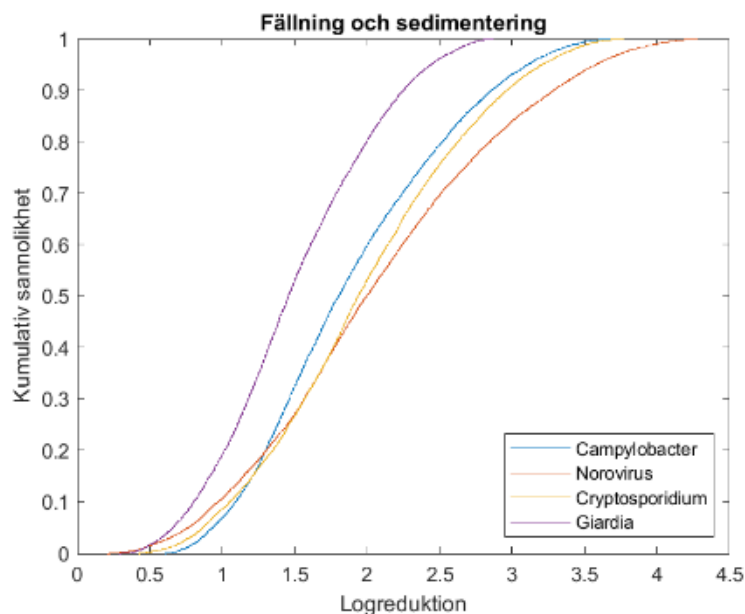
^bTotalt 32 filter, men 2 planeras kontinuerligt vara bortkopplade för regenerering.

^cMed dosen 400 J/m² motsvarar detta maximalt uppmätt logreduktion, förutom för norovirus.

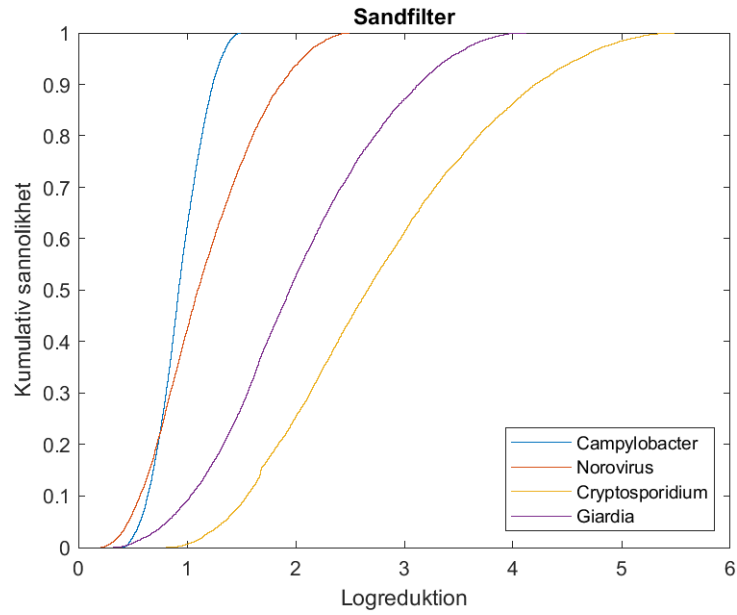
^dLitteraturvärden för fällning och sedimentering: tabell 4.1 i Hijnen & Medema (2007); för snabbsandfilter: tabell 5.1, 5.2, 5.4 och 5.5 i Hijnen & Medema (2007); för kolfilter: tabell 4.3 i MicroRisk (2006).

Det har här mycket konservativt antagits att ett membran kan ligga helt nere 1 h per år och att vatten då strömmar helt orenat genom detta membran. Hänsyn har dock inte tagits till att en större delmängd av flöde kan passera genom ett sådant trasigt membran jämfört med övriga intakta membran. Antagandena om slumpvisa genombrott i olika membran sänker MEC enligt vad som framgår av tabellen. För UV-aggregat gäller att om dessa inte är i optimal drift så levereras inte något vatten. Därför har sannolikheten för genombrott i ett UV-aggregat satts till noll.

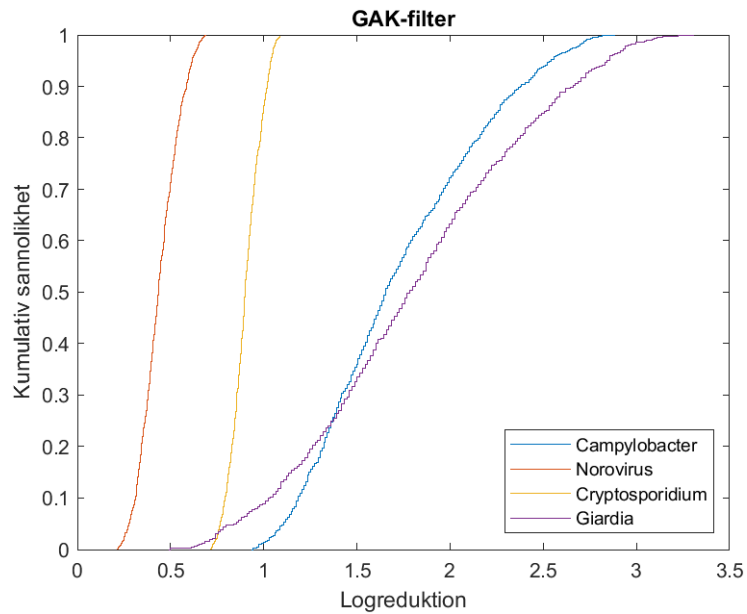
Fördelningarna för MEC, justerad med hänsyn till slumpvisa genombrottshändelser, har beräknats med Monte Carlo (10 000 simuleringar) och utfallen har tillhandahållits i form av datapunkter från kumulativa fördelningsfunktioner. Punkternas x- och y-koordinater har levererats från QMRA-modellen (Analytica) och lästs in i MATLAB för att tillgängliggöras i simuleringssmiljön i Simulink. Resultaten i form av Logreduktion presenteras grafiskt för fällning/sedimentering (Figur 5), sandfilter (Figur 6), GAK-filter (Figur 7), ultrafilter (Figur 8) och UV-behandling (Figur 9).



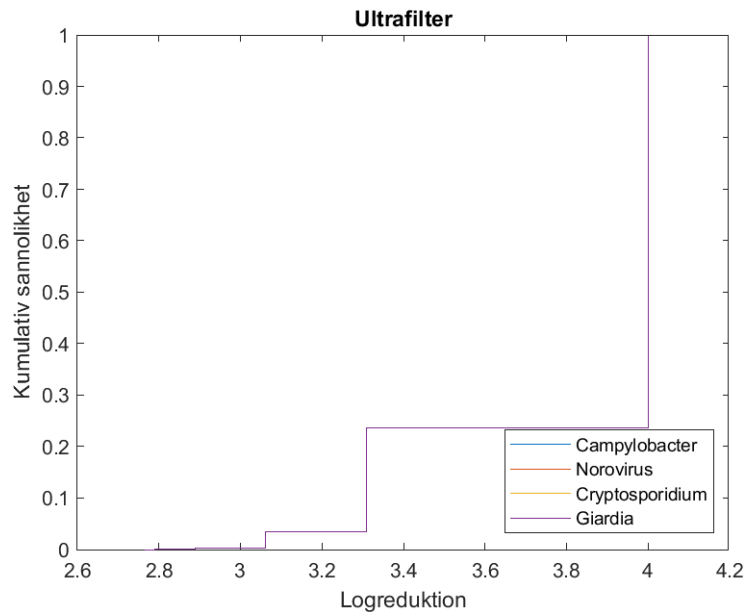
Figur 5: Kumulativa fördelningsfunktioner som beskriver logreduktionerna över fällningen och sedimenteringen.



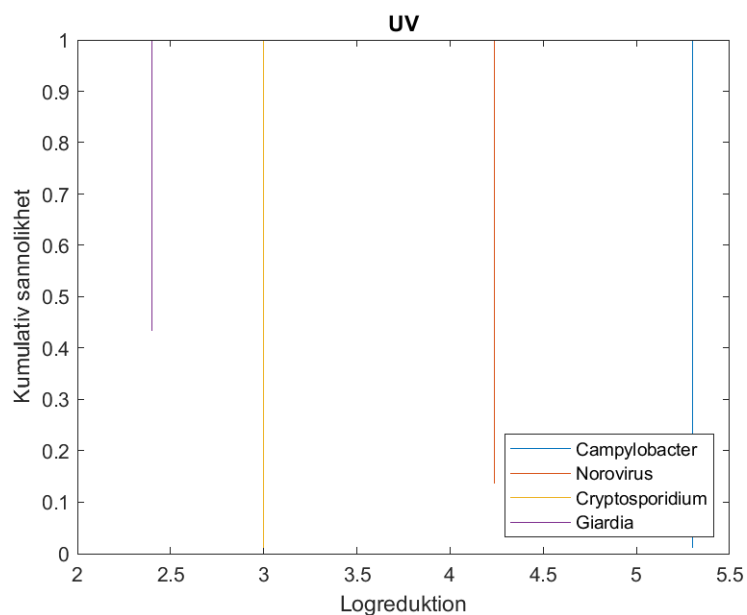
Figur 6: Kumulativa fördelningsfunktioner som beskriver logreduktionerna över sandfiltret.



Figur 7: Kumulativa fördelningsfunktioner som beskriver logreduktionerna över GAK-filtret.



Figur 8: Kumulativa fördelningsfunktioner som beskriver logreduktionerna över ultrafiltren. Notera att alla patogensorter avskiljs med samma sannolikhetsfördelning, vilket leder till att endast en kurva är synlig i figuren. Underlaget utgörs av en diskret fördelningsfunktion vilket ger kurvans trappstegsform.



Figur 9: Kumulativa fördelningsfunktioner som beskriver logreduktionerna över UV-behandlingen. Notera att dessa fördelningar innebär konstanta avskiljningsgrader (punktskattningar) vilket leder till att kurvorna blir vertikala linjer. Vidare saknar underlaget datapunkter för att täcka hela y-axeln för alla patogensorter, men detta utgör inte ett problem i slumpningsprocessen.

Slumpningsprocess

Vid varje tidsiteration slumpades en ny mängd avskiljningsparametrar – totalt ett värde per processenhet och patogen. Processen för slumpningen kan beskrivas grafiskt:

1. Slumpa ett tal mellan 0 och 1 från en likformig sannolikhetsfördelning.
2. Hitta den punkt på den kumulativa fördelningsfunktionens kurva vars y-koordinat är det slumpade talet.
3. Punktens x-koordinat är slumpningens logreduktion.

I praktiken skedde slumpningen programmatiskt genom att talet i Steg 1 matchades med den datapunkt vars y-koordinat låg närmast det slumpade talet.

Inflödesparametrar

Halten patogener i det inkommande råvattnet sattes till 100 stycken/liter och patogentyp, då detta ansågs utgöra en enkel räknebas och utgående halt kan beskrivas som "procent av inkommande halt". Den inkommande halten kunde ansättas godtyckligt av två skäl. Dels inkluderar modellen inte några ickeinjära processer, dels fokuserar den slutliga analysen enbart på den totala logreduktionen över det nya vattenverket och i vad mån denna överstiger 7b, 7v, 5,5p.

Iterering

Processenheterna modellerades som volymlösa punktavskiljare. Avsaknaden av hydraulisk uppehållstid gör att hela produkten från en processenhet omedelbart blir tillgänglig för nästkommande processenhet. Därmed saknar tidsdimensionen en klar definition och varje iteration kan ses som ett ögonblick av godtycklig längd. Vidare gör saknaden av volymer att modellen inte kan fånga de utjämnande effekter som exempelvis en bassäng har på halterna.

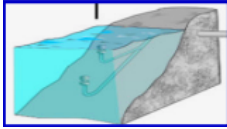
Varje fall simulerades med 10 000 iterationer. Antalet bestämdes genom att hitta en balans mellan att få tillgång till ett stort antal datapunkter och att ha en rimlig beräkningstid. De 1000 första iterationerna förkastades för att undvika medräkning av eventuell inställningsdynamik från initialvärdena till ett stationärt tillstånd. Totalt 9000 iterationer återstod som underlag till att utföra den slutliga statistiska analysen.

Modellblock

Modellerna i Simulink byggs upp av modellblock som representerar olika processenheter. Varje block innehåller MATLAB-kod som beskriver exempelvis avskiljning av patogener eller omfördelning av volymflöden. Till blocken hör ett antal in- och utgångar som används för att koppla en ström till eller från en processenhet. Information överförs mellan blocken genom särskilt utformade signalbussar. Bussarna beskriver strömmarnas tillstånd mellan processenheterna och har egenskaperna:

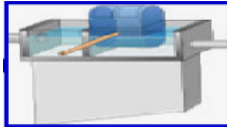
- Volymflöde [l/s]
- Halt, Giardia [antal/l]
- Halt, Cryptosporidium [antal/l]
- Halt, Campylobacter [antal/l]
- Halt, Norovirus [antal/l]

Nedan redovisas de använda modellblocken. I de fall approximationer och antaganden har tillämpats kommenteras detta under respektive rubrik.

**Råvatten**

Utgångar: råvatten.

Modellens enda övergripande källa till volymflöde och patogener är råvattnet. Råvattenblocket definierar inkommande vattenflödet samt koncentrationen patogener i det inkommande vattnet.

**Mikrosil (MSF)**

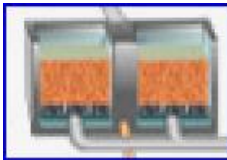
Ingångar: tillflöde. Utgångar: filtrat, avsilat material.

Grovreningen i processen utgörs av en mikrosil. Mikrosilen antas vara för grov för att avskilja patogener. En patogenhaltig vattenmängd följer med det avsilade materialet, vilket ger fog att ändå inkludera mikrosilen i modellen.

**Fällning och sedimentering (SED)**

Ingångar: tillflöde. Utgångar: klarfas, slam.

I tillflödet doseras en fällningskemikalie som bildar slamflockar. Flockarna tillåts sedimentera och sedimentet pumpas ut från processen. Patogener kan exempelvis inkapslas eller adsorbera till flockarna vilket ger en reduktion av patogener i klarfasen.

**Sandfilter (SF)**

Ingångar: tillflöde. Utgångar: filtrat, första filtrat, backspolvatten.

I sandfiltret avskiljs partiklar tills filtret är igensatt och behöver backspolas. Den första portionen filtrat efter en backspolning uppfyller inte kvalitetskraven och pumpas tillbaka till fällningens inlopp. I verkligheten är detta ett sekventiellt förlopp som innefattar i- och urdrifttagning av många parallella filter. I modellen approximeras sandfiltret till en kontinuerlig process där strömmarnas storlekar definieras av medelvärden från den verkliga processen. Första filtratet antas ha samma patogenhalt som filtratet.

**Granulärt, aktivt kolfilter (GAK)**

Ingångar: tillflöde. Utgångar: filtrat, backspolvatten.

I GAK-filtret avskiljs mikroförroeringar men även patogener. Till skillnad från sandfiltret återförs inte någon ström till processen och inget första filtrat tas ut.

**Ultrafilter (UF)**

Ingångar: tillflöde. Utgångar: permeat, retentat.

Över ultrafiltret avskiljs partiklar ner till nanometerskala. Samtliga processkonfigurationer inkluderar flera ultrafilter. Modellen gör ingen skillnad på ultrafiltrens avskiljningsegenskaper. Således är de kopior av samma modellblock.

**UV-aggregat (UV)**

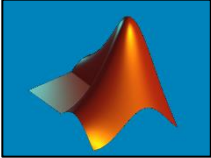
Ingångar: tillflöde. Utgångar: utflöde.

UV-behandlingen orsakar ingen avskiljning av partiklar men har avdödande effekt på patogena mikroorganismer. I modellen överförs inte de döda patogenerna till någon separat ström utan försvinner.

**Sänka**

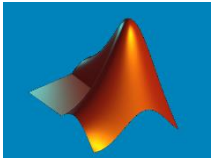
Ingångar: tillflöde.

Sänkan är strömmarnas väg ut från modellen. Således representerar blocket ingen processenhet. Trots olyckligt val av ikon så kan detta block användas till både dricksvattenflödet och de olika slamuttagen.

**Delning**

Ingångar: tillflöde, börvärde utflöde 2. Utgångar: utflöde 1, utflöde 2.

Vid de punkter där en sidoström behöver tas ut används ett delningsblock. Till blocket går en ström som delas upp enligt ett givet börvärde. Från utflöde 1 strömmar resten av originalströmmen medan utflöde 2 utgör det reglerade flödet.

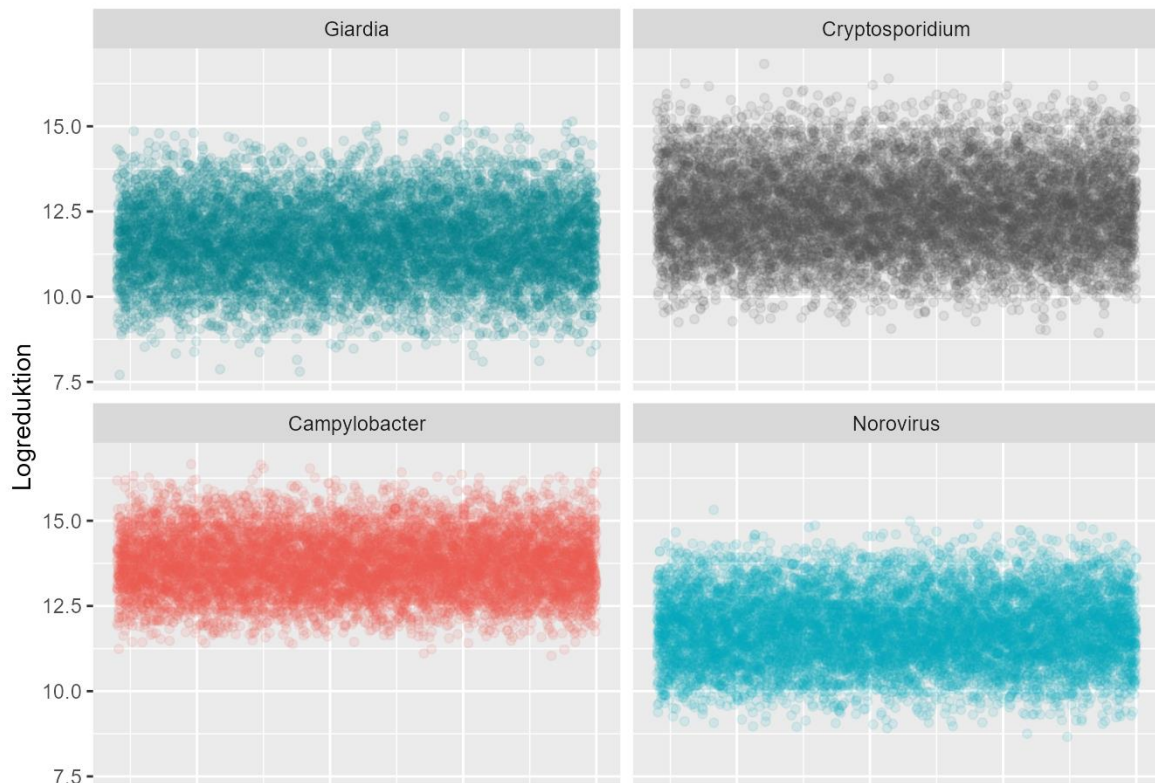
**Blandning**

Ingångar: tillflöde 1, tillflöde 2. Utgångar: utflöde.

Där två strömmar kombineras används ett blandningsblock. I detta summeras volymflödet och utspädningseffekten beräknas för vardera referenspatogen.

Simuleringsresultat

Den obehandlade formen av simuleringsresultaten är modellströmmarnas tillstånd (flöden och halter) över tid. Från dessa kan kvantiteter som logreduktion och patogenflöde härledas för respektive referenspatogen. Ett exempel på obehandlade simuleringsresultat, med iteraten på x-axeln och logreduktionen på y-axeln, visas i Figur 10. Signalerna är brusiga men ändå begränsade av en fördelning.



Figur 10: Ett exempel på obehandlade simuleringsresultat, med iteraten på x-axeln och logreduktionen på y-axeln. Signalerna är brusiga men ändå begränsade av en fördelning.

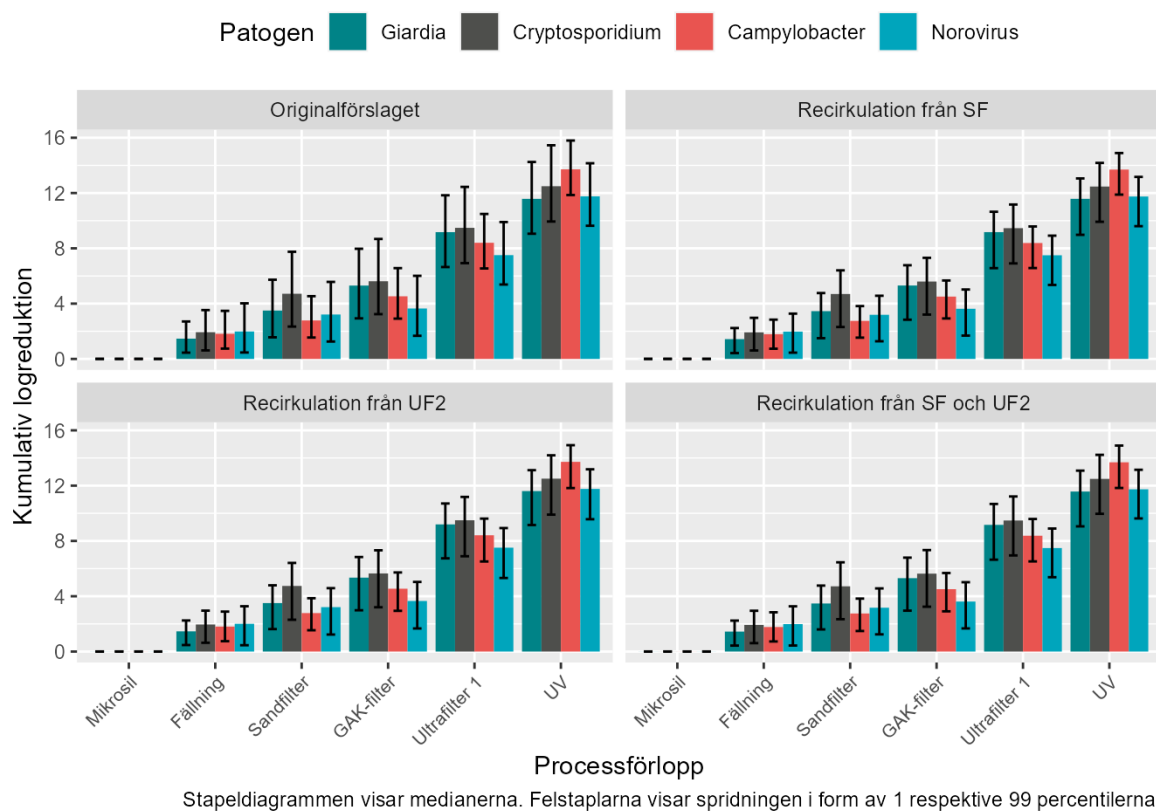
Då inflödet är konstant och inte beskriver ett särskilt belastningsscenario är tidsdynamiken i lösningarna ointressant. Tidsserien ligger i stället till grund för deskriptiv, statistisk analys som beskriver det stationära tillstånd som uppstår.

Som statistiska mått användes medianen som lägesmått och 1 respektive 99 percentilerna för att karaktärisera spridningen³. Resultaten visualiseras som stapeldiagram där felstaplarna avser ge en upplevelse av spridningen snarare än en regelrätt feluppskattning. Då storleksordningarna varierade kraftigt krävdes logaritmering av vertikalaxeln för att kunna urskilja alla staplar.

³ Jämför QMRA-modell 2020 där resultaten visas som 50, 95 och 99 percentiler (Tyréns, 2020).

Logreduktion och halt i dricksvattnet

Den kumulativa logreduktionen av patogener på det nya vattenverket, i nedströms riktning med huvudströmmen, visas i Figur 11. Modellen är linjär medan logreduktionen mäts på en logaritmisk skala. Detta tillåter att den totala reduktionen (som är en produkt) kan representeras av en logreduktionssumma. Termerna i summan utgörs av det bidrag som varje processenhet ger till den totala logreduktionen av respektive patogen. Figuren visar hur den totala logreduktionen byggs upp längsmed huvudströmmen i respektive konfiguration. Generellt kommer de största bidragen från ultrafilter och UV-behandlingen. Sett till antal är det fällningen/sedimenteringen som för ut absolut flest patogener av alla sorter ur processen. Detta processteg ligger närmast det inkommande råvattnet, där patogenhalterna är som högst, och redan här avskiljs alltså de flesta patogenerna.

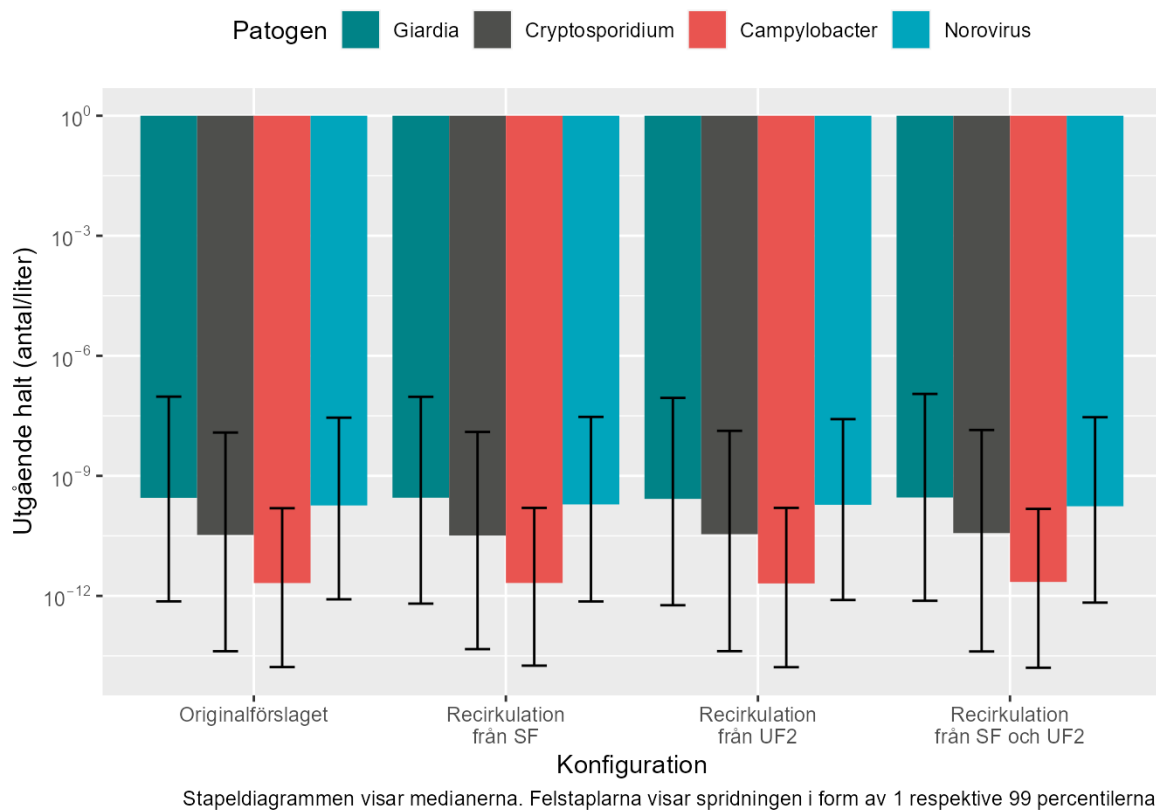


Figur 11: Kumulativ logreduktion av patogener i nedströms riktning med huvudströmmen.

Från medianerna går det inte att utrona någon avgörande skillnad mellan processkonfigurationerna vilket indikerar att samtliga förslag ger liknande grundfunktion med avseende på att avskilja patogener från råvatten. Vid granskning av spridningen för de olika konfigurationerna går det att se ett generellt smalare intervall mellan 1 och 99 percentilen i alla konfigurationer med recirkulation jämfört med Originalförslaget. Det kan tolkas som att recirkulationsströmmarna har en utjämnande effekt, trots avsaknaden av volymer i modellen. En portion av huvudströmmen hålls kvar i systemet vilket kan liknas vid en hydraulisk uppehållstid.

Med antagandet att inkommande halt av vardera referenspatogen är 100 st./liter visas utgående patogenhalten i det utgående dricksvattnet för respektive processkonfiguration i Figur 12. Resultaten bekräftar vad som indikeras redan i Figur 11, att de olika processkonfigurationerna i

princip åstadkommer samma mycket låga nivåer av patogenhalter i utgående dricksvatten. Skillnaden är på decimalen inom respektive tiopotens.



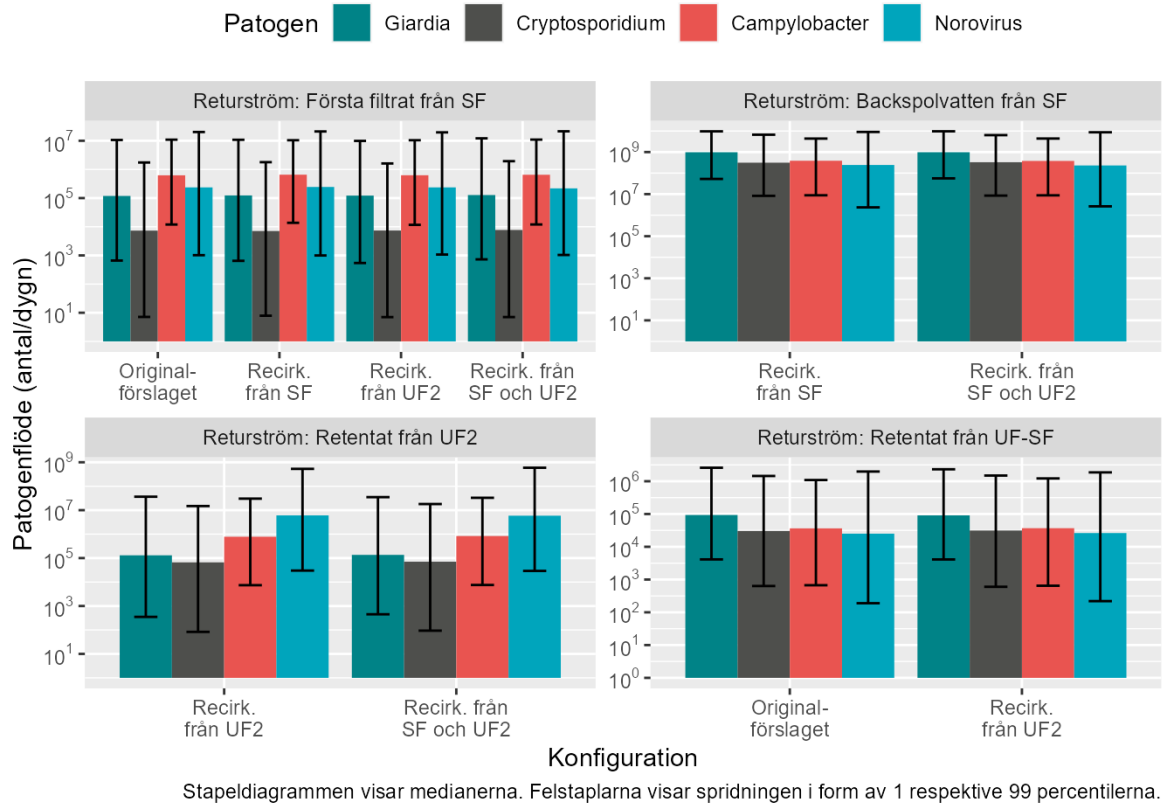
Figur 12: Patogenhalten i det utgående dricksvattnet för respektive processkonfiguration.

Interna belastningar och utgående strömmar

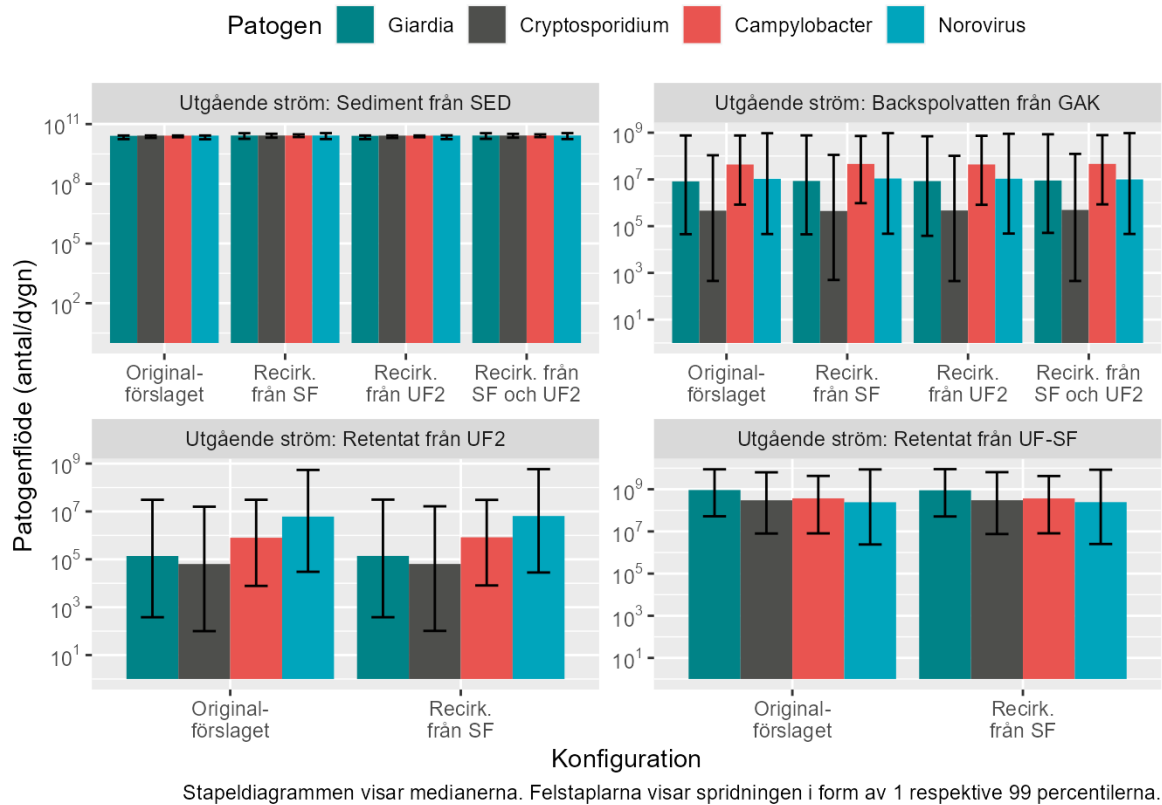
De interna patogenbelastningarna (antal/dygn) från återföring av patogenhaltiga slamströmmar visas i Figur 13. Sett till medianvärden är det backspolvatten från SF som står för de största patogenbelastningarna, följt av retentat från UF 2.

Patogenbelastning i processens utgående strömmar visas i Figur 14. Som förväntat är det flest patogener som avskiljs tidigt i processen, och sediment från SED står för den högsta patogenbelastningen. Därefter kommer retentatet från UF-SF.

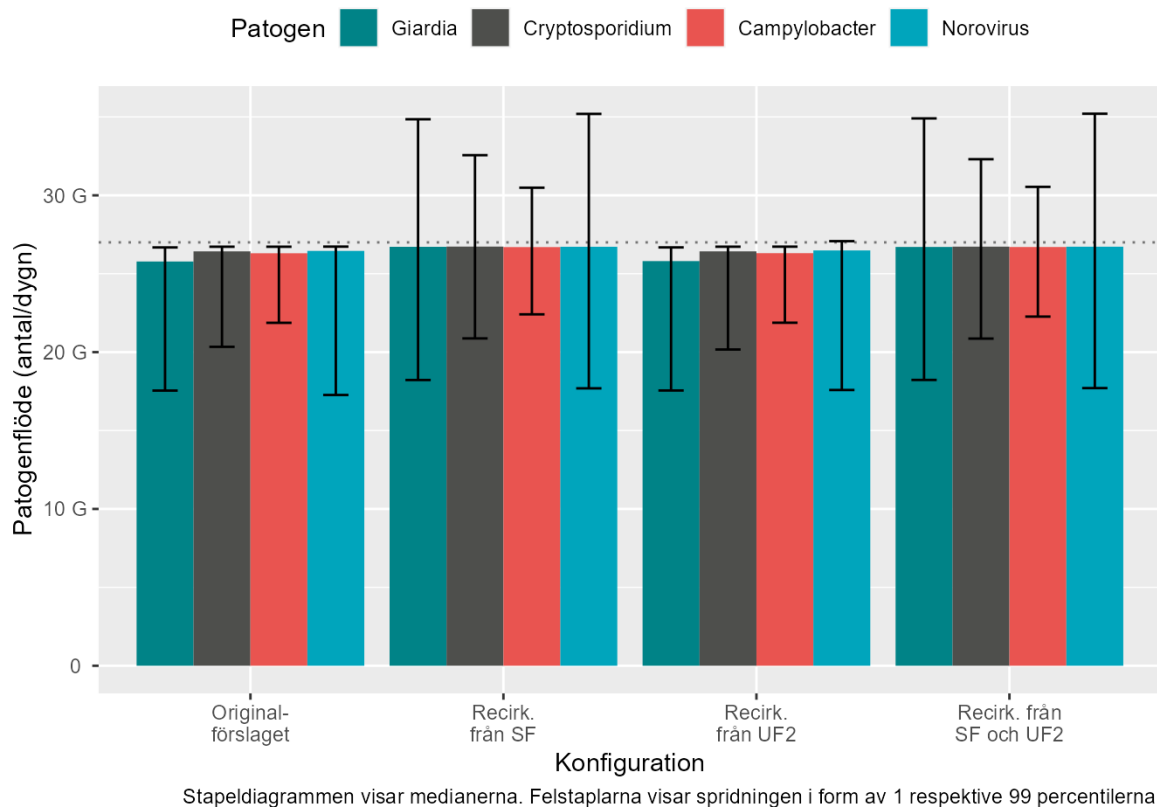
I Figur 15 visas patogenhalten i utgående sediment. Här använts samma underliggande data som i Figur 14, men resultaten visas med linjär skala. Den prickiga linjen anger det inkommande patogenflödet med råvattnet och staplarna visar att nästan allt detta avskiljs i alla processkonfigurationer. Till detta kommer den avdödning som sker i UV-desinfektionen.



Figur 13: Interna patogenbelastningar från återföring av patogenhaltiga slamströmmar.



Figur 14: Patogenbelastning i processens utgående strömmar.



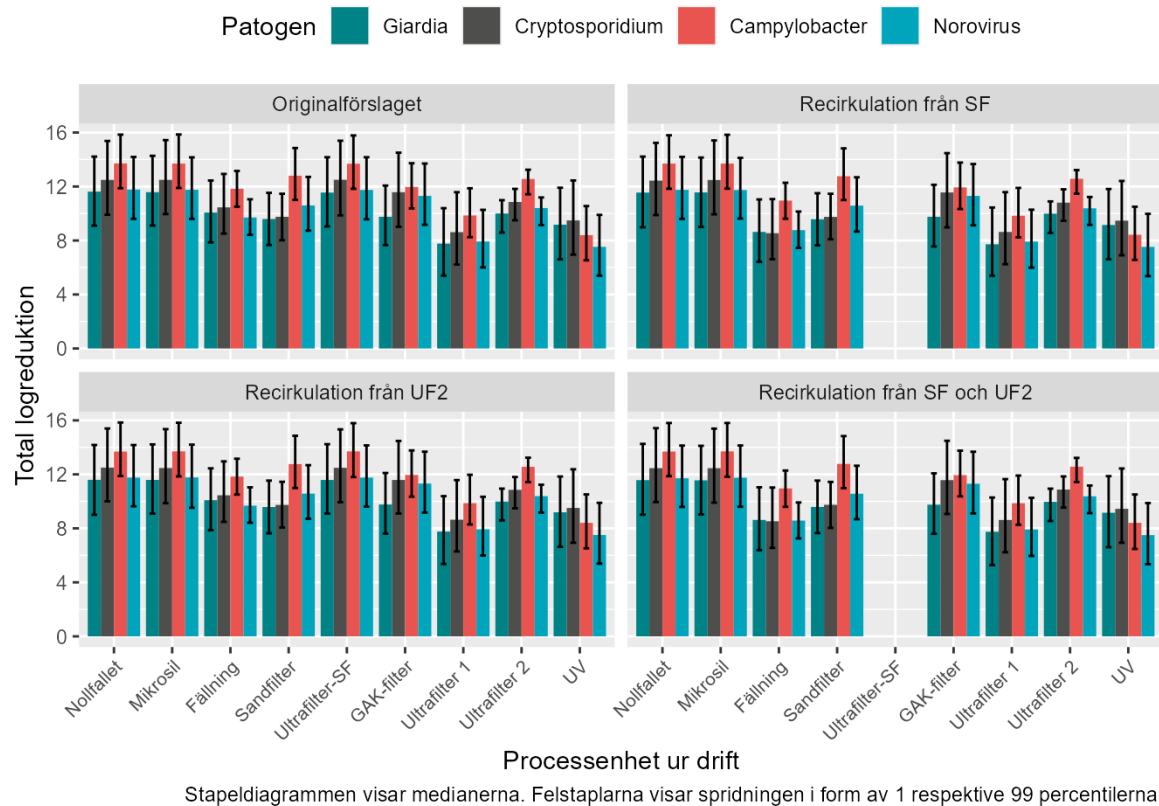
Figur 15: Patogenhalten i utgående sediment. Samma underliggande data som i Figur 14, men med linjär skala. G representerar SI-prefixet giga (= miljard). Den prickade linjen anger det inkommande patogenflödet med råvattnet.

Fokusbilden på patogenflödet med sedimentet från fällningen gör det tydligt att majoriteten av alla patogener lämnar systemet med sedimentet. I de processkonfiguration som inte har återföring från sandfilter är påverkan från returströmmarna så liten, att även spridningen begränsas av en övre fysikalisk gräns i form av det inkommande patogenflödet. Med återföring från sandfilter finns det tidpunkter då patogenflödet anrikas över det inkommande flödet men medianen uppfyller alltid patogenbalansen.

Känslighetsanalys

En känslighetsanalys genomfördes med avseende på varje processenhets effekt på den övergripande logreduktionen (Figur 16). Utfallet visar att Ultrafilter 1 alltid är den viktigaste komponenten i den mikrobiella barriären, därefter UV. Det är om dessa processteg skulle falla som det skulle få störst negativ inverkan på den totala logreduktionen. Dessa iakttagelser understryker vikten av säkerhetsåtgärder för att säkerställa logreduktionen vid genombrottsändelser i ultrafilter och UV. Notera att beredningssteget Ultrafilter-SF saknas i processkonfigurationerna "Recirkulation från SF" och "Recirkulation från SF och UF2", vilket är anledningen till luckan bland staplarna i de två diagrammen till höger i Figur 16.

Fällningen, som från tidigare diskussion har visats vara vägen ut för majoriteten patogener, är också en mycket känslig komponent och blir avsevärt känsligare i de konfigurationer som inkluderar återföring av backspolvatten från sandfilter.



Figur 16: Utfallet från känslighetsanalys med avseende på varje processenhets effekt på den övergripande logreduktionen.

Slutsats

Kravgränsen för mikrobiell barriärverkan 7b, 7v, 5,5p kommer med god marginal att kunna uppnås i alla fyra processkombinationerna. Från simuleringsresultaten finns alltså inga tecken på att barriärverkan i processen skulle utmanas vid införandet av recirkulationsströmmar. Tvärtom finns indikationer på att det skulle kunna leda till en stabilare drift då recirkulation har en utjämnande effekt på den belastning som når ultrafilter 1. Som bonus leder det minskade slamuttaget till en reducerad flödesbelastning på slambehandlingen. Dessutom finns även en potentiell produktionsvinst om 2 % vid maxbelastning då vatteninnehållet tas bättre till vara vid återföring av sediment och/eller retentat.

Sett till logreduktion är det ultrafilter och UV-behandling som ger det största bidraget till reduktionsverkan. Däremot är det via sedimenteringen som den absoluta majoriteten av patogenerna lämnar processen trots det lägre bidraget till logreduktionen. En god drift av processen som helhet förutsätter att sedimenteringen fungerar bra, även med felfri UF och UV. Detta gäller i synnerhet vid återföring av backspolvatten från sandfilter.

Fortsatt arbete

I detta projekt har många förenklingar tillämpats för att erhålla en första indikation på de stationära tillstånd av logreduktion som uppstår vid införandet av recirkulationsströmmar. Vidareutveckling av modellens nuvarande skick skulle kunna ge bedömningsunderlag till andra aspekter så som:

- Hur en dynamisk inkommande belastning propagerar i processen.
- Hur avskiljningsparametrarna beror på rådande partikelhalt.
- Optimering av styr- och reglerstrategier.
- Energi- och resurskostnadskalkyler.



Referenser

Hijnen, W., & Medema, G. (2007). *Elimination of micro-organisms by water treatment processes: a review*. Nederländerna: KWR.

MicroRisk. (2006). Efficacy of water treatment processes. i T. M. consortium, *Quantitative Microbial Risk Assessment in the Water Safety Plan (Final report)*.

Tyréns. (2020). *Görvålverket QMRA-modell 2020*. Göteborg: Tyréns.

I samarbete med

