



# **Kungsbacka kommun**

**Veolia Water Technologies AB – VA-Ingenjörerna**



## **Kullavik läkemedelsförstudie**

Slutrapport

2020-12-14

Förord .....	4
Sammanfattning.....	5
1. Inledning och bakgrund .....	7
1.1. Delprojekt.....	7
1.1.1. Inledande studier/nulägesanalys .....	7
1.1.2. Pilotförsök .....	8
1.1.3. Implementering .....	8
1.2. Målsättningar för projektet .....	8
1.3. Val av mikroföroreningar för analys .....	8
2. Delprojekt 1 – nulägesanalys .....	11
2.1. Material och metoder .....	11
2.1.1. Försöksgenomförande .....	11
2.1.2. Provtagning.....	11
2.1.3. Analyser .....	11
2.2. Resultat.....	12
2.3. Diskussion.....	18
2.4. Slutsatser .....	20
3. Delprojekt 2 – inledande labbförsök med aktivt kol .....	21
3.1. Material och metoder .....	21
3.1.1. Försöksuppställning.....	21
3.1.2. Provtagning.....	23
3.1.3. Analyser .....	23
3.2. Resultat.....	23
3.3. Diskussion.....	26
3.4. Slutsatser .....	26
4. Delprojekt 3 – inledande labbförsök med bärrmaterial .....	27
4.1. Material och metoder .....	27
4.1.1. Försöksuppställning.....	27
4.1.2. Provtagning.....	28
4.1.3. Analyser .....	28
4.2. Resultat.....	28
4.3. Diskussion.....	29
4.4. Slutsatser .....	30
5. Delprojekt 4 – studiebesök .....	31
6. Delprojekt 5 – pilotförsök med aktivt kol.....	33
6.1. Material och metoder .....	33
6.1.1. Försöksuppställning.....	33
6.1.2. Provtagning.....	36
6.1.3. Analyser .....	37
6.1.4. Beräkningar.....	38
6.2. Resultat.....	38
6.2.1. Mikroföroreningar.....	39
6.2.2. PFAS-ämnen och fenolära ämnen .....	43
6.2.3. Bromat och bromid .....	43
6.2.4. Övriga ämnen .....	44
6.3. Diskussion.....	46
6.4. Slutsatser .....	50
7. Delprojekt 6 – pilotförsök med bärrmaterial.....	51
7.1. Material och metoder .....	51
7.1.1. Försöksuppställning.....	51
7.1.2. Provtagning.....	53
7.1.3. Analyser .....	53

7.2.	Resultat.....	53
7.2.1.	Kväve-, fosfor- och COD-reduktion i MBBR-piloten .....	53
7.2.2.	Läkemedelsrening i MBBR piloten .....	55
7.2.3.	Läkemedelsrening i satsvisa försök.....	57
7.3.	Diskussion.....	58
7.4.	Slutsatser .....	60
8.	Implementering av Actiflo® Carb i Kullavik .....	61
8.1.	Teknisk beskrivning / processbeskrivning .....	61
8.1.1.	Inkommande flöde .....	61
8.1.2.	Befintliga processer .....	62
8.1.3.	Beskrivning av ny processlösning .....	63
8.2.	Förväntad reningsgrad.....	65
8.3.	Förbrukningstal och driftskostnader .....	66
8.4.	Investeringskostnader.....	67
8.4.1.	Förutsättningar .....	67
8.4.2.	Investeringskostnader.....	68
9.	Möjlighet till utökad biologisk läkemedelsrening i Kullavik .....	69
10.	Sammanfattande diskussion .....	71
11.	Slutsatser .....	73
12.	Appendix .....	75
12.1.	Inkommande koncentrationer till Actiflo Carb®-pilot .....	75
12.2.	Försöksuppställning.....	76
12.3.	Resultat inledande labbförsök med bärmaterial .....	78
12.4.	Provtagning pilotförsök med bärmaterial.....	84
12.5.	Resultat pilotförsök med bärmaterial.....	85
13.	Referenser .....	92
14.	Genomförd kommunikationsplan .....	93
14.1.	Presentationer .....	93
14.2.	Hemsida och sociala medier.....	93
14.3.	Artikel och annonsering .....	93

## Förord

I denna rapport redovisas projektet "Kullavik läkemedelsförstudie" som har genomförts i samarbete mellan Kungsbacka kommun och Veolia Water Technologies (VWT). Projektet som är genomfört med finansiering från svenska naturvårdsverket hade som mål att generera underlag för beslut om behov, omfattning och kostnad av läkemedelsrening i avloppsvatten för en fullskaleanläggning.

Läkemedelsrening har undersökts i såväl befintlig process som med olika tekniker för efterbehandling. Projektet har varit avgränsat från inkommande avlopp till utgående avlopp vid Kullavik avloppsreningsverk. Recipienten har således legat utanför omfattningen för denna studie. De resultat som detta projekt har mynnat ut i är underlag som kan användas för att vidare göra en bedömning av behovet för läkemedelsrening ur ett recipientperspektiv i förhållande till kostnader. Projektet har också gett Kungsbacka kommun viktig praktisk information om vad det skulle innebära att i framtiden driva en ny reningsprocess för läkemedelsrening.

Projektet har i huvudsak genomförts av Veolia Water Technologies på uppdrag av Kungsbacka kommun (beställaren) men många delar av projektet har genomförts med medverkan från beställaren i hög utsträckning.

Rapporten är skriven av Veolia Water Technologies och har granskats av både beställaren och en tredje oberoende part. Även vid försöksplanering, genomförande och analys av resultat har en tredje oberoende part medverkat. Den oberoende parten har varit Simon Bengtsson, processkonsult på Promiko, vars medverkan och granskning beskrivs i ett separat granskningsutlåtande, bilagt denna rapport.

Projektorganisationen har bestått av följande nyckelpersoner:

Namn	Organisation	Titel	Roll i detta projekt
Maurice Bourne	Kungsbacka kommun	Enhetschef	Styrgrupp
Charlotte Bourghardt	Kungsbacka kommun	Miljöingenjör	Projektledare
Jonatan Flodin	Kungsbacka kommun	Processingenjör	Processfrågor
Gustav Redig	Kungsbacka kommun	Processtekniker	Drift- och processfrågor
Henrik Held	Veolia Water Technologies	Affärsområdeschef	Projektledare
Petter Lind	Veolia Water Technologies	Processspecialist	Ansvarig för pilotförsök aktivt kol och nulägesanalys Kullaviks ARV
Magnus Christensson	Veolia Water Technologies	Senior Research Manager	Ansvarig för labb- och pilotförsök biologisk läkemedelsrening
Karin Arvsell	Veolia Water Technologies	Processingenjör	Drift av pilot, planering m.m.
Simon Bengtsson	Promiko	Processkonsult	Oberoende medverkan och granskning

Utöver ovan nämnda personer har flera andra bidragit till att detta projekt har kunnat genomföras:

Anders Granlund (VWT), Elena Torresi (VWT), Pia Welander (VWT), Linn Malmquist (VWT), Stina Lidén (f.d. anställd i VWT), Mikael Olsson (DTU), personalen i VWTs servicegrupp, Marie Strandqvist m.fl. på Primozone.

Med dessa ord vill vi som har jobbat med detta projekt önska en trevlig läsning och hoppas att du som läsare finner denna rapport intressant och informativ!



## Sammanfattning

En förstudie gällande avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar har genomförts vid Kullaviks avloppsreningsverk i Kungsbacka kommun. Avskiljningen över den befintliga biologiska processen med både aktivt slam och biofilmsbärare (Hybas™) utvärderades under en två veckors provtagningskampanj. Kompletterande efterbehandling av det biologiskt behandlade avloppsvattnet undersöktes i pilotskala med avseende på biologisk behandling med en biofilmsprocess, behandling med pulvriserat aktivt kol (PAK) samt en kombinerad behandling med PAK och ozon.

Utvärderingen av den befintliga reningsprocessen med 14 flödesproportionella dygnsprover visade en spridning i reduktionsgrad för olika mikroföroreningar från obefintlig avskiljning, för t.ex. citalopram, flukonazol och tramadol, till över 90 % för t.ex. ibuprofen, naproxen och paracetamol. Medelreduktionen var 39 % beräknad som ett rakt medelvärde av reduktionsgraderna och 89 % beräknad på sammanlagda massflöden. En jämförelse med tidigare publicerade studier för svenska aktivslamanläggningar visade att de uppmätta reduktionerna för Kullaviks avloppsreningsverk var relativt höga.

I försök i laboratorieskala undersöktes den biologiska reningsprocessen närmare genom satsförsök med tillsatta mikroföroreningar. I dessa försök jämfördes aktivt slam och bärare som tagits ut från reningsverket samt även kombinationen av slam och bärare. Det visade sig att för 22 av de 30 undersökta substanserna var nedbrytningshastigheten högre för kombinationen slam och bärare än med endast aktivt slam, eller för 10 av substanserna efter normalisering för mängden biomassa. Reduktion av diklofenac skedde endast med biofilmsbärare närvarande.

I en pilotanläggning (8 liter) testades efterbehandling med MBBR-processen eXeno™ där utgående sedimenterat avloppsvatten behandlades huvuddelen av tiden. Obehandlat avloppsvatten tillsattes under 6 timmar vartannat dygn (12,5 % av flödet) för att upprätthålla en aktiv biofilm. I MBBR-piloten kunde 11 av 23 substanser ytterligare reduceras vid 2 timmars uppehållstid med i medeltal 8 – 62 %. Med förlängd uppehållstid (4 timmar) ökade reduktionen signifikant för dessa substanser. Satsvisa försök med bärare uttagna från både piloten och fullskalan visade på biologisk nedbrytbarhet för ytterligare några substanser vars koncentrationer var under detektionsgränsen i det sedimenterade vattnet. Efterbehandling i en MBBR-process sker med begränsad och selektiv reduktion men har samtidigt potential att ske resurseffektivt jämfört med andra alternativ. Ett förslag på hur processen som studerades i pilotskala skulle kunna implementeras som efterbehandling vid Kullaviks avloppsreningsverk presenterades. Enligt detta förslag sker implementeringen så att när obehandlat avloppsvatten behandlas i eXeno, skickas det sedan tillbaka för biologisk behandling i befintlig process.

Pilotanläggningen för efterbehandling med PAK (Actiflo® Carb) bestod av en process med tillsats av koagulant (järnklorid), flockulant (polymer) och ballast i form av mikrosand. Utan PAK är denna process snarlik den befintliga högflödesreningen på reningsverket. Tillsatsen av mikrosand leder till hög sedimenteringshastighet vilket medger en hög belastning på anläggningens lamellsedimentering. Denna pilotanläggning behandlade 3,8 m<sup>3</sup>/h biologiskt behandlat avloppsvatten och hade en total processvolym på 1,6 m<sup>3</sup> (uppehållstid 25 min) plus lamellsedimentering (0,125 m<sup>2</sup>). Behandling med olika doser av PAK (0-50 mg/l) liksom med och utan samtidig tillsats av en låg dos ozon (1,5 mg/l) utvärderades.

Pilotanläggningen uppvisade god driftsstabilitet och de resultat som erhöles var i nivå med andra studier baserade på läkemedelsrening med PAK. Med dosering av 15 mg/l PAK uppnåddes 73 % reduktion av mikroföroreningar (rakt medelvärde) vilket ökade till 83 % vid samtidig dosering av 1,5 mg/l ozon. Den senare nivån var likvärdig med vad som uppnåddes vid dosering av 30 mg/l PAK utan ozon men kostnaden för dosering av 15 mg/l PAK och 1,5 mg/l ozon blir signifikant mycket lägre. Kombinationen av PAK och

dosering av en låg dos ozon direkt före PAK-tanken syftar till att delvis regenerera kolet och därigenom antingen öka reningseffekten eller minska förbrukningen av PAK. Resultaten visar att denna effekt är påtaglig. Bromidhalten i ingående vatten var tillräckligt hög för att risk för bromatbildning skulle föreligga men utgående koncentration av bromat var mycket låg (<2 µg/l) vilket visar att processens uppbyggnad inte gynnar bromatbildning.

Ett förslag utarbetades för hur en av de två befintliga Actiflo-linjerna på Kullaviks reningsverk skulle kunna byggas om till en Actiflo Carb. En sådan anläggning skulle kunna behandla flöden upp till 150 m<sup>3</sup>/h vilket motsvarar 67 % av årsflödet. Baserat på resultaten från pilotförsöken och den befintliga biologiska anläggningen beräknas en sådan anläggning bidra till att den totala reduktionen av mikroföroreningar över reningsverket blir 73 % (rakt medel). Reduktionsgraden bedömdes kunna bli högre om exempelvis recirkulering av använd PAK till den biologiska behandlingen tillämpas.

Driftskostnader och investeringskostnader beräknades för anpassning av en befintlig Actiflo<sup>®</sup> till en Actiflo<sup>®</sup> Carb. Resultatet av drifts- och investeringskostnadsberäkningen redovisas i nedanstående tabell. Driftskostnaden motsvarar 0,49 SEK/m<sup>3</sup> (totalt vattenflöde) eller 0,72 SEK/m<sup>3</sup> (vatten som behandlas i Actiflo<sup>®</sup> Carb).

<b>Anpassad Actiflo<sup>®</sup> Carb</b>	
<b>Investeringskostnad</b>	16 MSEK
<b>Driftskostnad</b>	0,85 MSEK/år

## 1. Inledning och bakgrund

### 1.1. Delprojekt

Projektet i sin helhet kan delas in i ett antal olika delprojekt som även används för kapitelindelning i denna rapport. Vidare kan projektet delas in i tre olika huvudblock – inledande studier/nulägesanalys, pilotförsök samt implementering. Det förstnämnda huvudblocket består av fyra delar - nulägesanalys vid Kullaviks avloppsreningsverk (ARV), biologiska labbförsök, labbförsök med aktivt kol samt ett studiebesök. Det andra blocket består av två delar – pilotförsök med Actiflo® Carb och pilotförsök med biologisk läkemedelsrening (eXeno™). Projektet bestod även av en viktig del som innebar att utreda vad det skulle innebära att implementera läkemedelsrening med aktivt kol på Kullaviks ARV.

Nedan beskrivs de olika delarna mer ingående.

#### 1.1.1. Inledande studier/nulägesanalys

##### 1.1.1.1. Nulägesanalys Kullaviks avloppsreningsverk

Nulägesanalysen på Kullaviks ARV bestod av en omfattande provtagningskampanj på inkommande och utgående avloppsvatten. Totalt 28 prover (14 inkommande och 14 utgående) togs ut och analyserades med avseende på läkemedelssubstanser men även med avseende på organiskt innehåll. Provtagningen skedde med hjälp av befintliga inkommande och utgående dygnsprovtagare.

##### 1.1.1.2. Biologiska labbförsök

Som en del av nulägesanalysen vid Kullaviks ARV genomfördes satsvisa försök på laboratorium med syfte att utvärdera den biologiska processens kapacitet att bryta ned läkemedelssubstanser. Tre parallella försök genomfördes med aktivt slam, aktivt slam + bärare samt endast med bärmaterial.

##### 1.1.1.3. Labbförsök med aktivt kol

Sammanlagt 24 st. försök i laboratorium genomfördes med 5 olika sorters aktivt kol samt med olika doseringar. Testerna genomfördes på ett vattenprov på utgående avloppsvatten från Kullavik ARV som hade samlats in under 14 dygn. Syftet var att ta fram underlag för beslut om vilken teknologi och vilken sorts aktivt kol som skulle testas senare i pilotskala. Resultaten skulle också användas som underlag för att välja rätt doseringar vid försöken i pilotskala.

##### 1.1.1.4. Studiebesök

Ett studiebesök genomfördes där olika pilotanläggningar studerades och där en fullskaleanläggning för dricksvattenrening besöktes. Fullskaleanläggningen använder sig av Actiflo® Carb, en av de två teknologier (Actiflo® Carb och Filtraflo Carb) som var möjliga kandidater att testa i pilotskala inom ramen för detta projekt. Syftet med studieresan var att planera och få bättre förståelse för omfattningen av pilotförsöken samt att inhämta information som underlag för beslut om vilken teknologi som skulle testas i pilotskala.

### 1.1.2. Pilotförsök

#### 1.1.2.1. Pilotförsök med aktivt kol - Actiflo® Carb

Baserat på labbförsöken med aktivt kol, studiebesöket och diskussioner mellan dem som var involverade i projektet beslutades att pilotförsök med aktivt kol skulle genomföras med teknologin Actiflo® Carb. Pilotförsöken genomfördes på utgående avloppsvatten från Kullavik ARV. Tester genomfördes med olika doseringar av aktivt kol (0, 15, 30 och 50 mg/l) samt med och utan dosering av ozon (1,5 mg/l).

#### 1.1.2.2. Pilotförsök med biologisk läkemedelsrening – eXeno™

Ett pilotförsök med en mindre pilotanläggning i bänkskala för biologisk avskiljning av läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar baserad på MBBR ("moving bed biofilm reactor") genomfördes parallellt med pilotförsöken med aktivt kol. Syftet var att utvärdera om en bättre optimerad drift enligt Veolias läkemedelsreningkoncept med MBBR, eXeno™, kunde förbättra läkemedelsreningen på Kullaviks ARV.

### 1.1.3. Implementering

Syftet med denna del av projektet var att, baserat på resultat från pilotförsöken med aktivt kol, designa en reningsanläggning för läkemedelsrester för Kullaviks ARV. I detta ingick att redovisa en processbeskrivning, beräkna förbrukningstal och driftskostnader samt göra en bedömning av investeringskostnaden för föreslagna anläggning.

## 1.2. Målsättningar för projektet

Det övergripande syftet med projektet var att generera underlag för beslut om behov, omfattning och kostnad av läkemedelsrening i avloppsvatten för en fullskalanläggning.

Det övergripande syftet har sedan brutits ned i ett antal huvudsakliga målsättningar för projektet:

- Att genomföra en grundlig nulägesanalys som visar vilka mängder av läkemedelsrester som tillförs Kullaviks ARV idag samt i vilken utsträckning dessa reduceras.
- Att som en del av nulägesanalysen fördjupat studera var i den biologiska reningen nedbrytningen av läkemedelsrester sker i huvudsak.
- Att baserat på resultaten från pilotförsök med aktivt kol genomföra dimensionering och driftskostnadsberäkning för en reningsprocess för läkemedelsrester. Reningsmålet för denna process sattes till 80 % som rakt medelvärde.
- Att med hjälp av biologiska pilotförsök studera i vilken grad den befintliga läkemedelsreningen skulle kunna förbättras med utökad biologisk rening.
- Att presentera en processdesign för en reningsanläggning för läkemedelsrening baserad på aktivt kol samt för denna beräkna förbrukningstal, driftkostnader och investeringskostnad.

## 1.3. Val av mikroföroreningar för analys

I Tabell 1.1 nedan visas en lista över de mikroföroreningar som har studerats i de olika delprojekten. I listan visas även den kemiska beteckningen, vad det är för typ av läkemedel eller annan substans samt kvantifieringsgränsen. De substanser som finns med på naturvårdsverkets lista över rekommenderade ämnen för analys är markerade med en asterisk (\*). Olika stavning av substansers namn förekommer i litteraturen, här har den stavning som används på [fass.se](http://fass.se) företrädesvis använts.



Tabell 1.1. Mikroföroreningar som studerades och deras primära egenskaper

Substans	Kemisk beteckning	Typ	Kvantifieringsgräns (µg/L)
Atenolol*	C <sub>14</sub> H <sub>22</sub> N <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Beta-blockerare	0,2
Azitromycin	C <sub>38</sub> H <sub>72</sub> N <sub>2</sub> O <sub>12</sub>	Makrolid antibiotika	0,2
Bezafibrat	C <sub>19</sub> H <sub>20</sub> ClNO <sub>4</sub>	Fibrat – kolesterolsänkande	0,01
Benzotriazole (1-H-benzotriazole, 5-chlorobenzotriazole, 5-methyl-1h- benzotriazole)	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> N <sub>3</sub> C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> ClN <sub>3</sub> C <sub>7</sub> H <sub>7</sub> N <sub>3</sub>	Korrosionshämmande	0,5 0,01 0,01
Bicalutamid	C <sub>18</sub> H <sub>14</sub> F <sub>4</sub> N <sub>2</sub> O <sub>4</sub> S	Antiandrogen – cancerbehandling	0,01
Ciprofloxacin*	C <sub>17</sub> H <sub>18</sub> FN <sub>3</sub> O <sub>3</sub>	Fluorokinolon antibiotika	0,22
Citalopram*	C <sub>20</sub> H <sub>21</sub> FN <sub>2</sub> O	Antidepressiv	0,01
Claritromycin*	C <sub>38</sub> H <sub>69</sub> NO <sub>13</sub>	Makrolid antibiotika	0,01
Diklofenak*	C <sub>14</sub> H <sub>11</sub> Cl <sub>2</sub> NO <sub>2</sub>	Antiinflammatorisk	0,014
Erytromycin*	C <sub>37</sub> H <sub>67</sub> NO <sub>13</sub>	Makrolid antibiotika	0,05
Flukonazol*	C <sub>13</sub> H <sub>12</sub> F <sub>2</sub> N <sub>6</sub> O	Används mot svampinfektion	0,02
Furosemid*	C <sub>12</sub> H <sub>11</sub> ClN <sub>2</sub> O <sub>5</sub> S	Urindrivande samt blodtryckssänkande	0,055
Hydroklortiazid	C <sub>7</sub> H <sub>8</sub> ClN <sub>3</sub> O <sub>4</sub> S <sub>2</sub>	Urindrivande samt blodtryckssänkande	0,01
Ibuprofen*	C <sub>13</sub> H <sub>18</sub> O <sub>2</sub>	Antiinflammatorisk	0,093
Iohexol	C <sub>19</sub> H <sub>26</sub> I <sub>3</sub> N <sub>3</sub> O <sub>9</sub>	Kontrastmedia (röntgen)	0,5
Iopromid	C <sub>18</sub> H <sub>24</sub> I <sub>3</sub> N <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	Kontrastmedia (röntgen)	0,5
Karbamazepin*	C <sub>15</sub> H <sub>12</sub> N <sub>2</sub> O	Antiepileptisk	0,01
Ketokonazol*	C <sub>26</sub> H <sub>28</sub> Cl <sub>2</sub> N <sub>4</sub> O <sub>4</sub>	Används mot svampinfektion	0,02
Ketoprofen	C <sub>16</sub> H <sub>14</sub> O <sub>3</sub>	Antiinflammatorisk	0,01
Klofibrinsyra	C <sub>10</sub> H <sub>11</sub> ClO <sub>3</sub>	Herbucid Metabolit av Klofibrat - kolesterolsänkande	0,01
Losartan*	C <sub>22</sub> H <sub>23</sub> ClN <sub>6</sub> O	Blodtryckssänkande (angiotensin II-receptorantagonister.)	0,01
Metotrexat*	C <sub>20</sub> H <sub>22</sub> N <sub>8</sub> O <sub>5</sub>	Cellgift för cancerbehandling	0,02
Metoprolol*	C <sub>15</sub> H <sub>25</sub> NO <sub>3</sub>	Betablockerare (blodtryckssänkande m.m.)	0,01
Mykofenolsyra	C <sub>17</sub> H <sub>20</sub> O <sub>6</sub>	Immunsuppressiv substans	0,01
Naproxen*	C <sub>14</sub> H <sub>14</sub> O <sub>3</sub>	Antiinflammatorisk	0,021
Oxazepam*	C <sub>15</sub> H <sub>11</sub> N <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Cl	Bensodiazepiner, lugnande, ångstdämpande	0,01
Paracetamol*	C <sub>8</sub> H <sub>9</sub> NO <sub>2</sub>	Smärtlindrande och febernedsättande	0,10
Propranolol*	C <sub>16</sub> H <sub>21</sub> NO <sub>2</sub>	Betablockerare (blodtryckssänkande m.m.)	0,02
Sertralin*	C <sub>17</sub> H <sub>17</sub> Cl <sub>2</sub> N	Antidepressivt	0,02
Sulfametoxazol*	C <sub>10</sub> H <sub>11</sub> N <sub>3</sub> O <sub>3</sub> S	Antibiotika	0,2
Tramadol*	C <sub>16</sub> H <sub>25</sub> NO <sub>2</sub>	Analgetika (smärtlindrande)	0,01
Trimetoprim*	C <sub>14</sub> H <sub>18</sub> N <sub>4</sub> O <sub>3</sub>	Folsyraantagonist (antibiotika)	0,02
Venlafaxin*	C <sub>17</sub> H <sub>27</sub> NO <sub>2</sub>	Antidepressivt	0,01

Utöver ovanstående substanser så har för vissa prover även följande mikroföroreningar analyserats:

- PFAS-ämnen
  - 6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)
  - PFBA (Perfluorbutansyra)
  - PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)
  - PFDA (Perfluordekansyra)
  - PFHpA (Perfluorheptansyra)
  - PFHxA (Perfluorhexansyra)
  - PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)
  - PFNA (Perfluornonansyra)
  - PFOA (Perfluoroktansyra)
  - PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)
  - PFPeA (Perfluorpentansyra)
- Fenolära ämnen
  - 4-n-nonylfenol
  - 4-tert-butylfenol
  - 4-tert-oktylfenol
  - 4-tert-pentylfenol
  - Iso-Nonylfenol
- Bromid
- Bromat

## 2. Delprojekt 1 – nulägesanalys

### 2.1. Material och metoder

#### 2.1.1. Försöksgenomförande

- Under en provtagningsperiod om 14 dygn togs totalt 28 flödesproportionella dygnsprover ut, 14 inkommande och 14 utgående, från Kullaviks ARV. Första provtagningen skedde tisdag-onsdag – 20:e-21:a augusti 2019 och därefter togs dygnsprover ut de efterföljande 14 dygnen. Proverna användes delvis för nulägesanalys samt för genomförande av labbförsök (3. Delprojekt 2 – inledande labbförsök med aktivt kol)

#### 2.1.2. Provtagning

Provtagningen skedde enligt beskrivning som följer.

- Proverna togs som flödesproportionella dygnsprover med befintliga inkommande och utgående provtagare (MJK Sampler 870). Provtagarna ställdes in så att de skulle ta ut ca 3 liter respektive 6 liter per dygn för inkommande och utgående provtagning. En 5-liters glasflaska används för inkommande provuppsamling och en 10-liters glasflaska för utgående provuppsamling i kylskåp.

*Inkommande prov:*

- Provet i 5-litersflaskan blandas om noggrant i flaskan. Därefter hälldes ca 60 ml i en 100 ml glasflaska och därefter fylldes en 1-liters plastflaska med omblandat prov. Både proverna frystes direkt (-18°C).

*Utgående prov:*

- Provet i 10-litersflaskan blandades om noggrant varefter ca 60 ml hälldes i en 100 ml glasflaska och en 1-liters plastflaska fylldes med omblandat prov. Både proverna frystes direkt (-18°C).
- Från 10-litersflaskan sparades även 1,5 liter (omblandat) prov från varje dygn till ett blandprov för de 14 dagarna som sedan användes för labbförsök (3. Delprojekt 2 – inledande labbförsök med aktivt kol). Totalt 21 l blandprov samlades in under de 14 dagarna. Blandprovet förvarades i en plastdunk i frysen.

Efter provtagningsperioden transporterades alla proverna frysta från Kullaviks ARV till Veolia Water Technologies (VWT) labb i Lund för vidare analyser internt och externt. Prover för analys av mikroföroreningar hanterades endast med utrustning av glas.

#### 2.1.3. Analyser

Samtliga uttagna prover analyserades med avseende på mikroföroreningar. Analys av mikroföroreningar (Tabell 1.1) har skett på DTU, Danmarks Tekniska Universitet i samarbete med Veolia Water Technologies, AnoxKaldnes. Samarbetet med DTU gjorde det möjligt att analysera en stor mängd prover genom en effektiv hantering av proverna och planering av analyserna.

Mikroföroreningar analyserades och kvantifierades med vätskekromatografi ansluten till masspektrometer (HPLC-MS/MS; 1290 Infinity II- 6470 LC-QQQ, Agilent Technologies). Före analys tinades de frysta proverna i rumstemperatur, varefter de centrifugeras vid 3 500 rpm i 10 minuter vid 20°C. Acetonitril (50 µl) tillsattes till 1000 µl av supernatanten från varje centrifugerat prov. Slutligen injicerades 100 µl prov till en online fastfasextraktion (PLRP-S 15-20 µM, 2.1 x 12.5 mm, Agilent Technologies) direkt ansluten till

HPLC:n. Fastfasextraktion skedde vid 1 ml/min i samma elueringsmedel som inledningsvis under kromatografien.

Kromatografien skedde med en C18 RR kolonn (2.1x50 mm, 1.8 µm, Zorbax EclipsePlus, Agilent Technologies). Temperaturen i HPLC-kolonnen var 35°C och flödet var 0.5 ml/min. Med detektorn i läge ESI+ erhöles en gradient genom att ändra förhållandet mellan en vattenlösning innehållande 0.1 % myrsyra (elueringsmedel A) och acetonitril med 0,1 % myrsyra (elueringsmedel B). Gradienten initierades med 0 % B i 2,5 minuter, följt av ökning av B till 75 % över 14,5 min. Före nästa injektion återställdes den initiala koncentrationen av elueringsmedel under 3 min. I läge ESI- användes 10 mM ammoniumformiat pH 5.3 (A) och acetonitril:ammoniumformiat pH 5.3 (90:10) (B) enligt följande: 5 % B i 2,5 min och sedan upp till 80 % B över 8 min med regenerering av kolonnen i 3 min. Masspektrometern var utrustad med en trippel quadropol (Agilent 6470). Detektion skedde genom dynamisk multiple reaction monitoring (dMRM), vilken automatiskt kan separera övergångarna från mikroföroreningarna till multipla MRM-tabeller efter uppehållstidfönstret för varje övergång. Kvävgas användes som mantelgas såväl som kollisionsgas, medan för analyserna i läge ESI- användes en normal MRM-metod. För ESI+ var mantelgasflödet 12 l/min med temperaturen 400°C, medan nebulisatorgasflödet var 10 l/min med temperaturen 260°C och 35 psi. Den elektriska spänningen för kapillären var 4500 V. För ESI- var temperaturen 350°C, nebulisatorgasflödet 5 l/min vid 40 psi och mantelgasflödet vad 12 l/min vid 400°C med kapillärspänningen 2500 V.

Totalt organiskt kol (TOC) och löst organiskt kol (DOC) analyserades enligt SS-EN 1484 (utgåva 1). DOC analyserades efter filtrering genom cellulosaacetatfilter med porstorlek 0,45 µm (Sartorius) som hade kokats 3 gånger i avjoniserat vatten för att minska risken för DOC-läckage.

Vidare analyserades proverna med avseende på total och löst kemisk syreförbrukning (COD) (Hach Lange LCK). Löst COD analyserades på prover som hade filtrerats genom 1,6 µm glasfiberfilter (Munktell, MGA).

## 2.2. Resultat

För att göra en jämförbar sammanställning mellan samtliga analyserade substanser summerades massflödet av respektive ämne in till och ut från reningsverket för de 14 dyggen. Resultatet användes sedan för att beräkna medelreduktionsgraden för respektive ämne för provtagningsperioden. Resultatet presenteras i Figur 2.1, Figur 2.2 och Figur 2.3 nedan. För fyra ämnen var samtliga resultat – både inkommande och utgående – under kvantifieringsgränsen. Dessa ämnen – 5-chlorobenzotriazole, azitromycin, klofibrinsyra och iopromid – har helt utelämnats från nedanstående figurer.

Ett antal substanser förekom i halter över kvantifieringsgränsen i inkommande vatten medan samtliga resultat i utgående vatten var under kvantifieringsgränsen. Dessa var paracetamol, ciprofloxacin, ketokonazol, metotrexat och bezafibrat. Här har kvantifieringsgränsen använts för att beräkna reduktionsgrad och massflöde för provtagningsperioden. Detta innebär således att den faktiska reduktionen kan ha varit högre än den beräknade reduktionen. När det gäller metotrexat var det enbart ett värde på inkommande provtagning som var över kvantifieringsgränsen. Övriga resultat, både inkommande och utgående var under kvantifieringsgränsen vilket gör det svårt att dra slutsatser av resultaten.

För vissa substanser förekom ett flertal resultat både på inkommande och utgående provtagning som var under kvantifieringsgränsen och som gör resultaten betydligt mer osäkra – dessa var 1H-benzotriazole, sulfametoxazol, erytromycin (endast ett värde över kvantifieringsgränsen både på inkommande och utgående) och claritromycin.

För Ibuprofen var det två analyser på utgående prover som var under kvantifieringsgränsen.

Om man för de ämnen som hade vissa inkommande resultat under kvantifieringsgränsen istället enbart utvärderar resultat från de dygn där resultaten för inkommande provtagning var högre än kvantifieringsgränsen så blir resultatet enligt Tabell 2.1.

Av resultaten kan man konstatera att det finns en grupp av ämnen som ökar över reningsverket – dessa är hydroklortiazid, bicalutamid, tramadol och karbamazepin. Övriga substanser reduceras i mer eller mindre omfattande grad. Medelreduktionen, som ett rakt medelvärde kan beräknas till ca 32 % för hela provtagningsperioden. Om man beräknar reduktionen som ett rakt medelvärde men endast använder resultat från de dygn där resultatet från inkommande provtagning överskred kvantifieringsgränsen (för de substanser där detta var relevant) så blir istället resultatet ca 37 %.

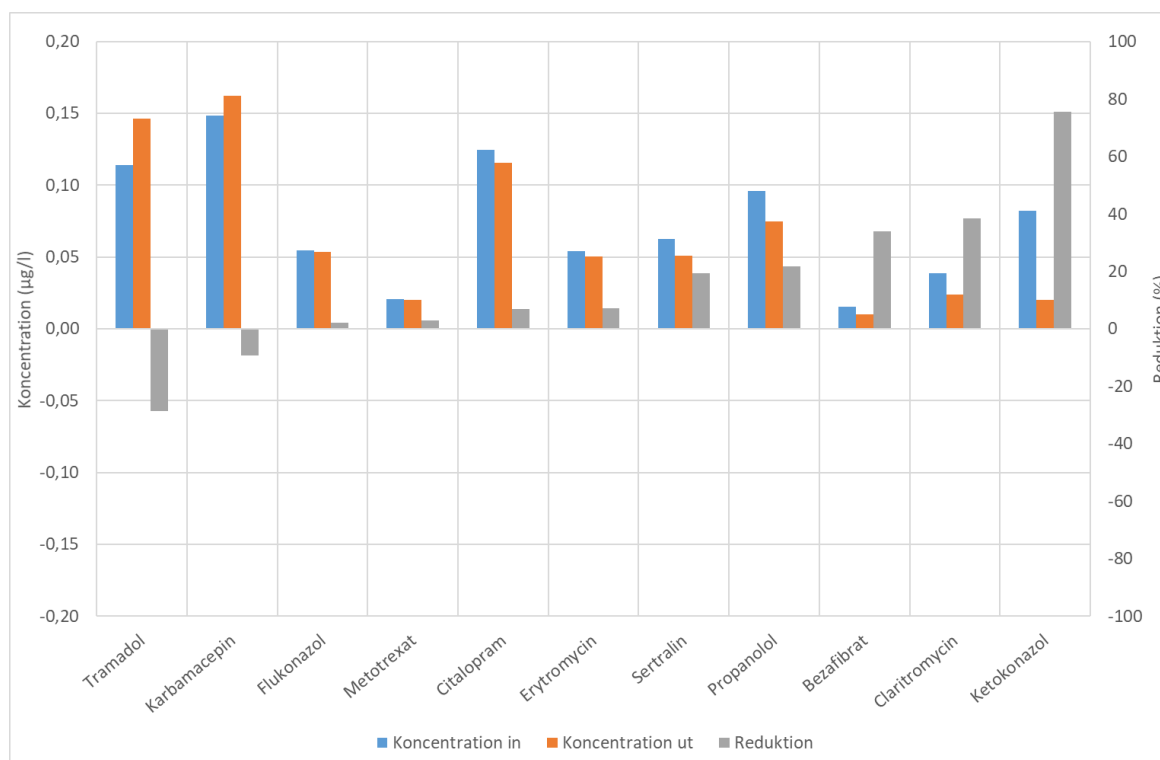
Vidare gjordes en beräkning där endast resultat från de provtagningar där det var möjligt att beräkna en reduktion >50 % användes. Detta gjorde att ytterligare några resultat inte inkluderades i reduktionsberäkningen och medelvärdet blev då istället ca 39 %.

Om man istället beräknar reduktionen baserat på det totala massflödet av analyserade substanser in till och ut från reningsverket så kan medelreduktionen beräknas till ca 89 %. Att reduktionsgraden blir så hög med detta beräkningssätt beror på att de substanser som står för den högsta belastningen in till reningsverket (iohexol, naproxen, ibuprofen och paracetamol) också reduceras i väldigt hög grad. Paracetamol till exempel står för 56 % av inkommande massflöde av de analyserade substanserna och reduceras till >99 %. Iohexol, naproxen, ibuprofen och paracetamol står för ca 90 % av det totala massflödet in till reningsverket, av de analyserade substanserna.

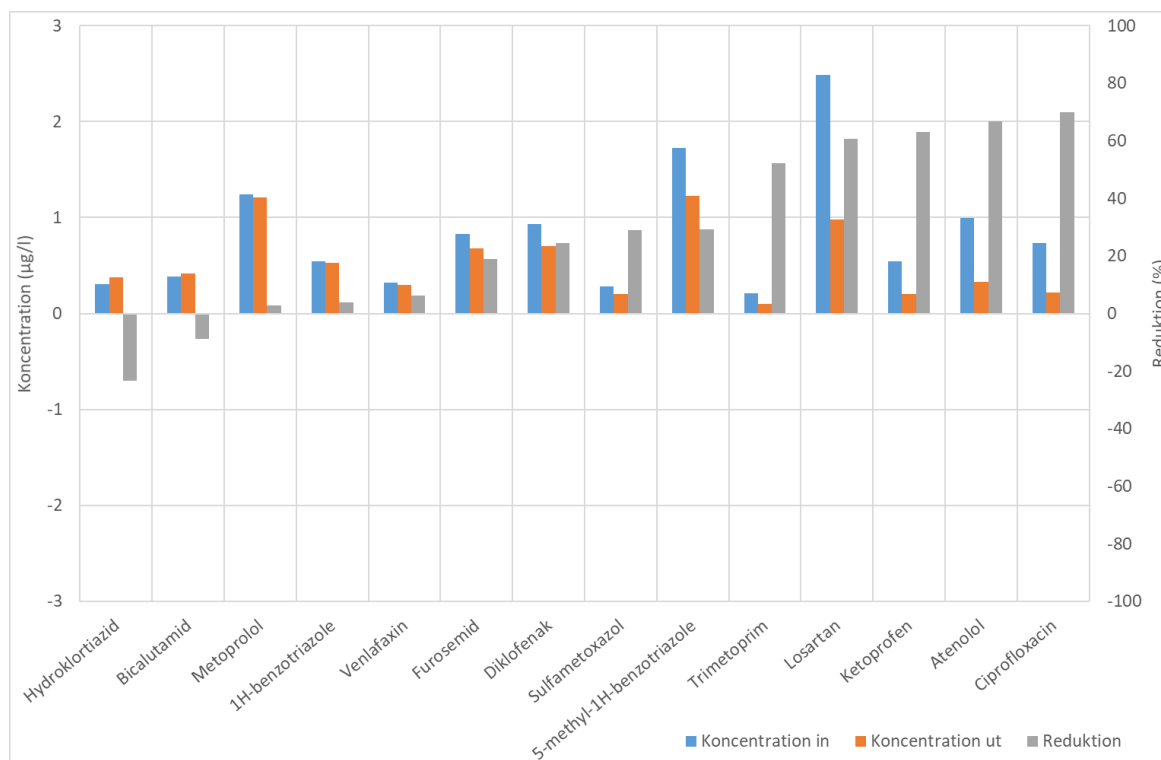
**Tabell 2.1: Reduktionsgrad, baserat på samtliga analysresultat samt baserat på resultat från de dygn där inkommande provtagning gav resultat som var över kvantifieringsgränsen**

Substans	Reduktionsgrad (%)	
	Alla resultat	Endast dygn över kvantifieringsgränsen
Metotrexat	3	29
Erytromycin	7	50
Bezafibrat	34	46
Claritromycin	38	66
1H-benzotriazole	4	9
Sulfametoxazol	29	40

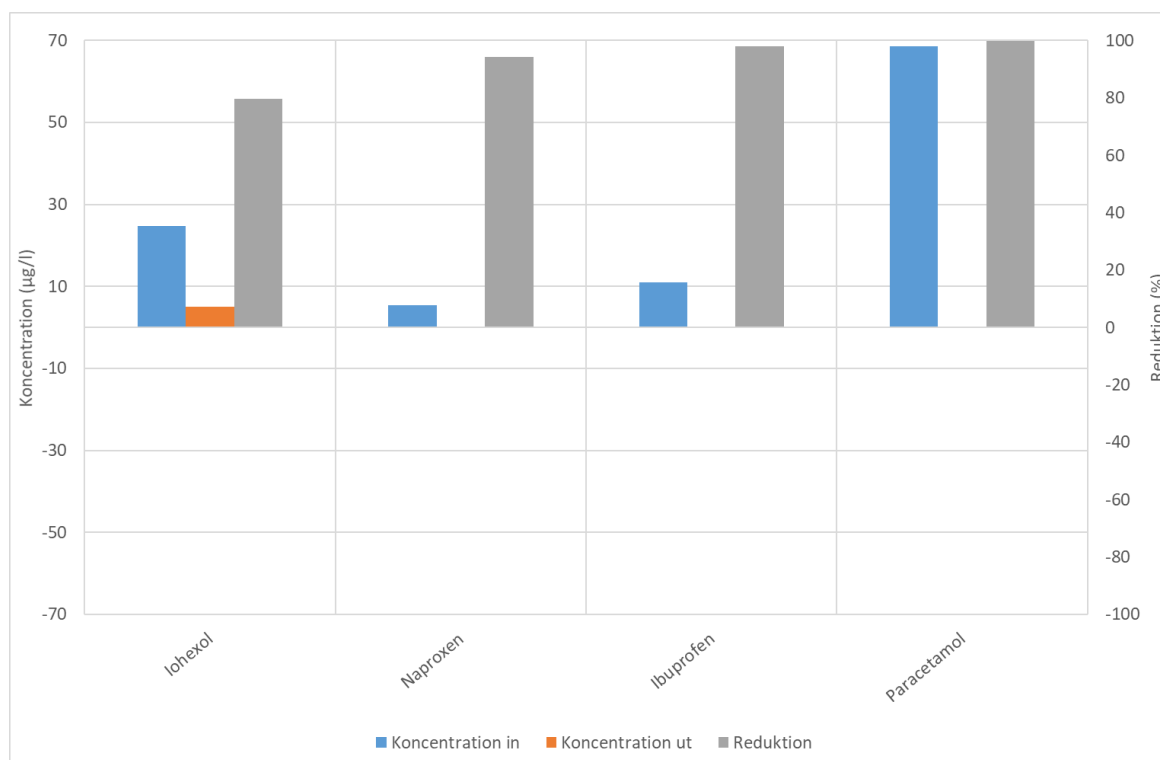




**Figur 2.1: Inkommande och utgående halter (0-0,2 µg/l) av analyserade substanser samt reduktion (över hela reningsverket, nuvarande utformning)**



**Figur 2.2: Inkommande och utgående halter (0,2-3 µg/l) av analyserade substanser samt reduktion (över hela reningsverket, nuvarande utformning)**



**Figur 2.3: Inkommande och utgående halter (3-70 µg/l) av analyserade substanser samt reduktion (över hela reningsverket, nuvarande utformning)**

I Figur 2.4 visas inkommande flöde till Kullaviks avloppsreningsverk för provtagningsperioden. Man kan notera en flödesökning den 28/9 som sedan avtar under resten av provtagningsperioden. Inga extremflöden förekom under perioden. Den streckade linjen indikerar inte någon trend mellan datapunkterna utan har bara lagts till för att underlätta utläsning av diagrammet.

Efter figuren som visar inkommande flöde följer ett antal figurer som visar inkommande och utgående halter för ett antal utvalda substanser, för respektive dygn under provtagningsperioden. De streckade linjerna indikerar inte någon trend mellan datapunkterna utan har bara lagts till för att underlätta utläsning av diagrammet.

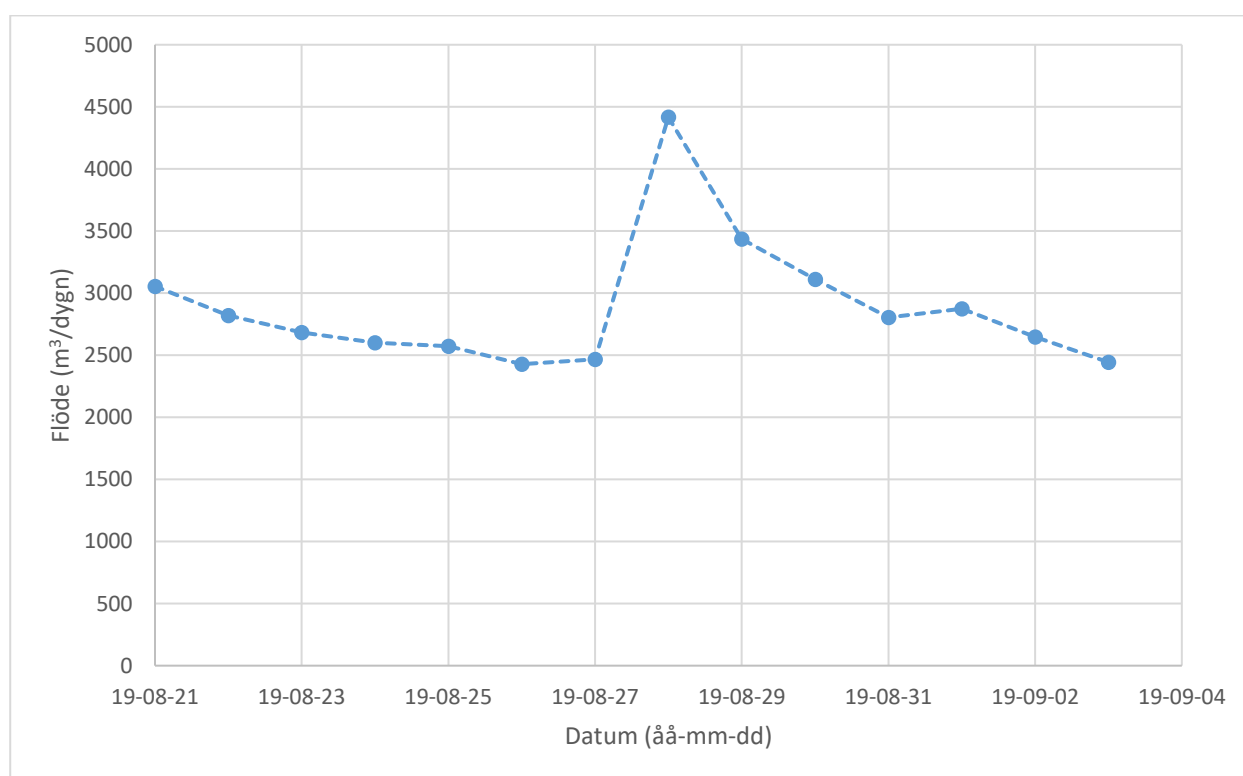
I Figur 2.5 visas inkommande och utgående halt av diklofenak och ibuprofen. Trenden för diklofenak visar en viss reduktion vilket stämmer med den beräknade reduktionen för hela provtagningsperioden – ca 25 %. Ibuprofen förekommer i betydligt högre inkommande koncentrationer men reduceras i princip fullständigt i reningsverket. Reduktionen av ibuprofen för perioden beräknas till ca 98 %. Båda substanserna uppvisar en viss koncentrationsminskning i inkommande prover i samband med flödesökningen, med ett dygns förskjutning framåt i tiden. Sannolikt har det ökade flödet berott på ovidkommande vatten som lett till en utspädningseffekt.

I Figur 2.6 visas inkommande och utgående halt av ciprofloxacin (fluorokinolon antibiotika) och trimetoprim (folsyraantagonist, antibiotika). Reduktionen av ciprofloxacin i reningsverket gör att alla utgående mätvärden ligger under kvantifieringsgränsen (0,2 µg/l). Ciprofloxacin uppvisar en koncentrationsminskning i samband med flödesökningen, dock minskar halten även innan flödesökningen vilket bör ha en annan förklaring. Även trimetoprim reduceras. Trenden visar på stora variationer i inkommande koncentration vilket inte kan härledas till variationer i inkommande flöde.

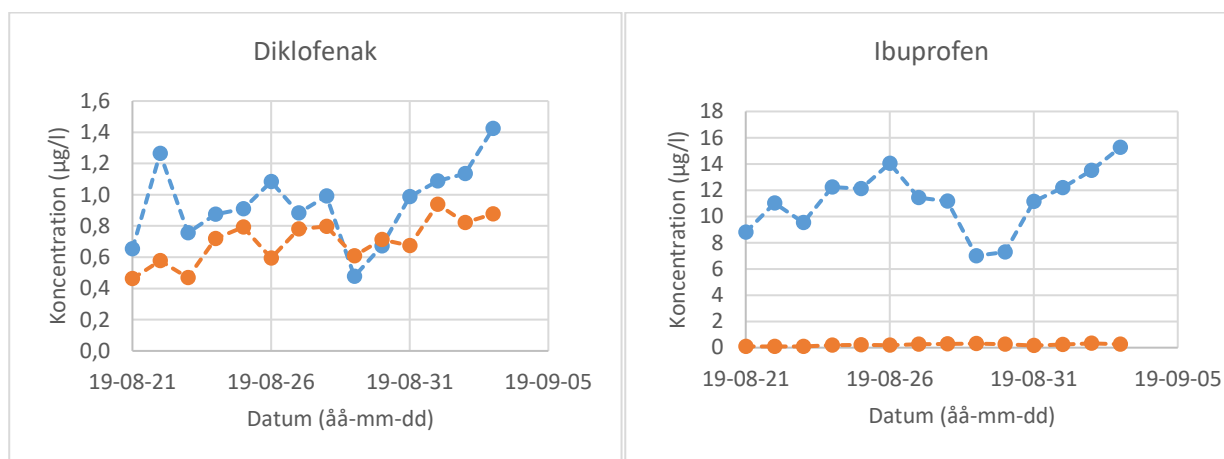
Två beta-blockerare som ofta används som blodtryckssänkande medicin är metoprolol och atenolol. Resultatet från provtagningen för dessa två substanser visas i Figur 2.7. Atenolol reduceras i betydligt högre grad (ca 67 % i medeltal för provtagningsperioden) jämfört med metoprolol (ca 3 % i medeltal för provtagningsperioden). Det är intressant att notera att trenderna för inkommande koncentration för de båda substanserna är i princip identiska för provtagningsperioden.

I Figur 2.8 visas resultaten från analyserna av de två anti-depressiva substanserna venlafaxin och sertralin. Båda ämnena reduceras i viss omfattning i reningsverket idag: 6 respektive 19 % i medeltal.

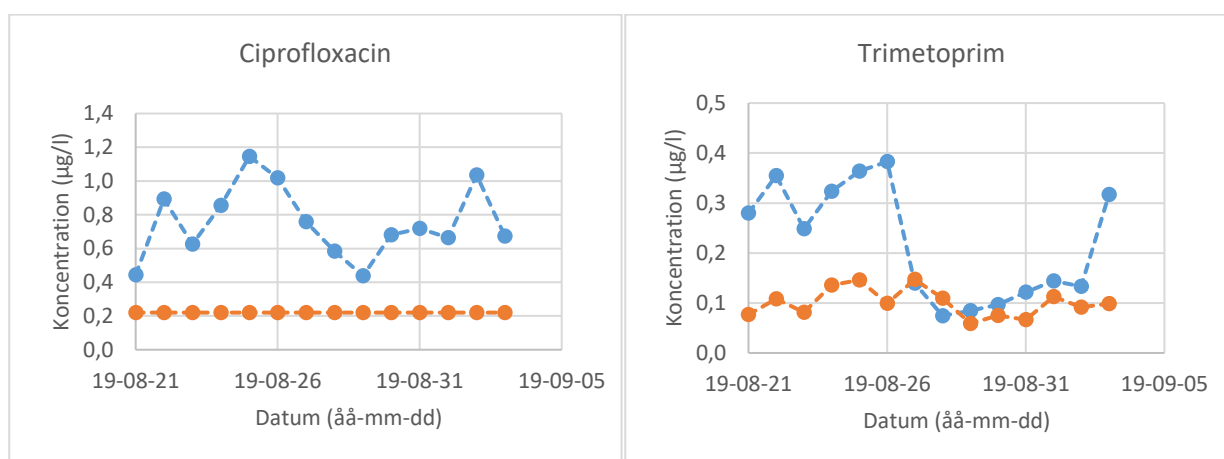
Sist visas resultaten från analyser av en anti-epileptisk substans (karbamazepin) och en kontrastvätska (iohexol) (Figur 2.9). Karbamazepin ökar i koncentration med 9 % i medeltal över reningsverket. Iohexol reduceras i relativt hög grad (ca 80 %), dock skiljer sig trenden kraftigt från övriga substanser. Istället för att minska i samband med flödesökningen så ökar koncentrationen av iohexol kraftigt.



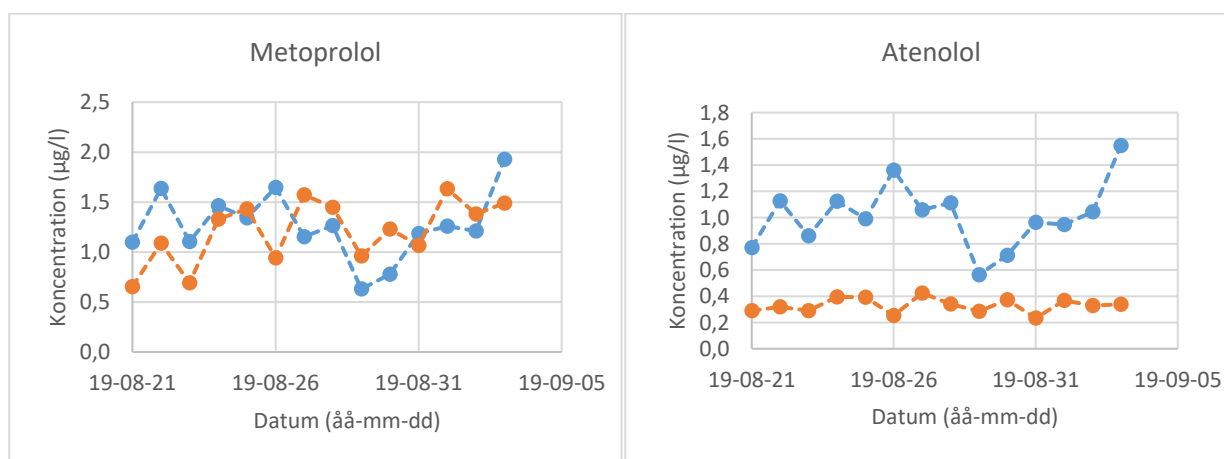
**Figur 2.4: Inkommande flöde till Kullaviks ARV under provtagningsperioden**



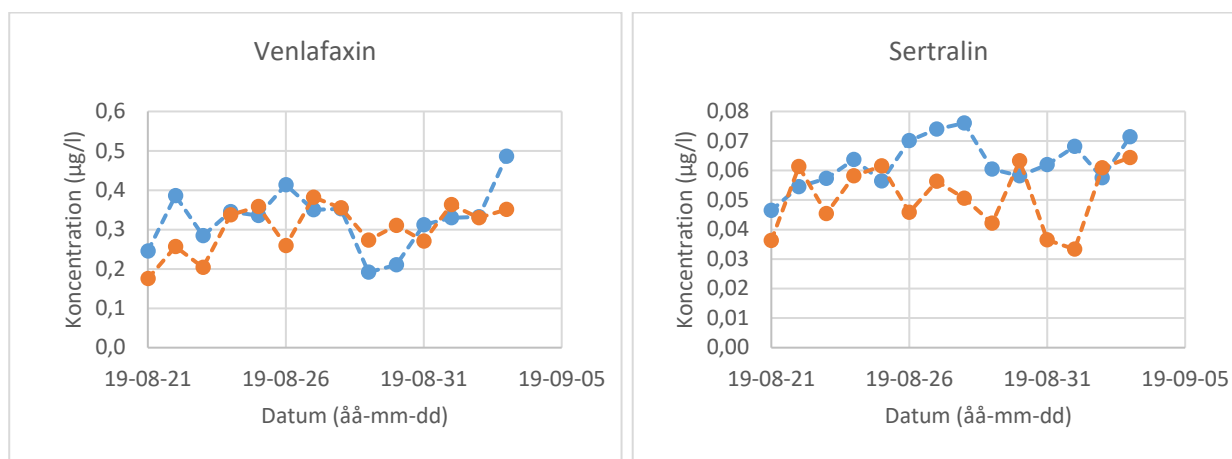
**Figur 2.5: Inkommande (-) och utgående (-) halter av två antiinflammatoriska substanser**



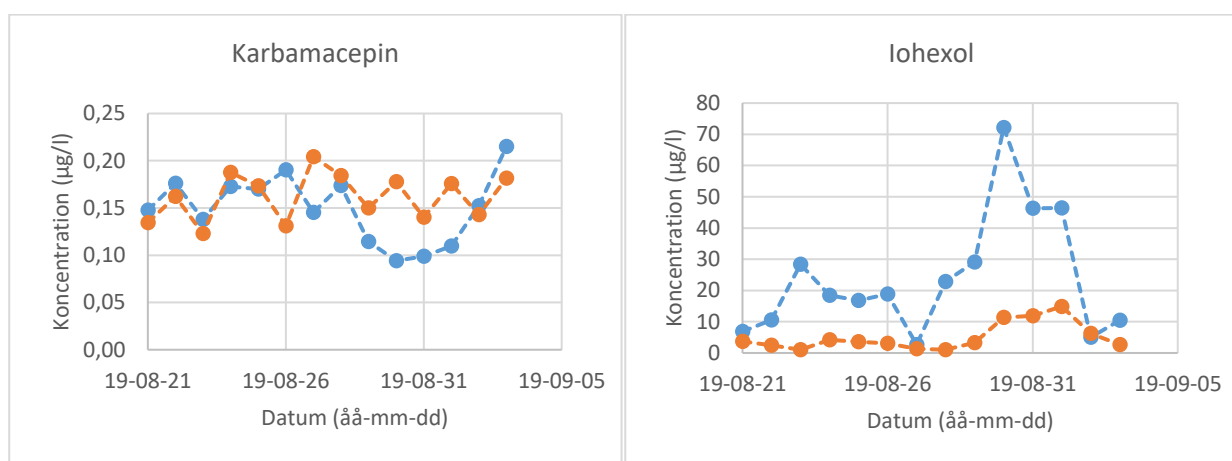
**Figur 2.6: Inkommande (-) och utgående (-) halter av två antibiotika**



**Figur 2.7: Inkommande (-) och utgående (-) halter av två beta-blockerare**



**Figur 2.8: Inkommande (-) och utgående (-) halter av två antidepressiva substanser**



**Figur 2.9: Inkommande (-) och utgående (-) halter av en anti-epileptisk substans (t.v.) och kontrastmedia som används vid röntgen (t.h.)**

### 2.3. Diskussion

En omfattande provtagning för läkemedelsrester genomfördes på Kullaviks avloppsreningsverk där totalt 28 prover togs ut under 14 dygn i följd (14 inkommande och 14 utgående). Om man utelämnar de substanser som redovisas i Tabell 2.1 så är det 4 av substanserna som ökar i reningsverket, 4 som har låg eller obetydlig reduktion (<10 %), 5 som har betydande reduktion (10-50 %) samt 10 som uppvisar god reduktion (>50 %).

Enligt Cimbritz m.fl. 2016 så uppnås endast obetydlig eller negativ reduktion av ämnena citalopram, diklofenak, karbamacepin, metoprolol och sertralin generellt i svenska reningsverk med aktivslamprocesser. Resultaten från denna studie bekräftar detta för citalopram (7 %), karbamacepin (-9 %) och metoprolol (3 %). Däremot diklofenak (25 %) och sertralin (19 %) uppvisade högre reduktion. Rapporterade reduktionsgrader för samma ämnen var vid svenska reningsverk enligt Hörsing m.fl. 2014 ca -50 % för sertralin och ca -25 % för karbamacepin, citalopram och metoprolol, samt ca 0 % för diklofenak. Även om det finns spridning för resultaten (särskilt för vissa substanser) som visas i Hörsing m.fl. 2014 så uppvisar samtliga dessa substanser en betydligt högre reduktionsgrad i Kullavik. Uppgifterna från Hörsing m.fl. 2014 gällde aktivslamprocesser med kväverening, d v s generellt relativt höga slamåldrar, och är baserade på mätningar vid 1-21 st olika reningsverk för de olika substanserna.



I Tabell 2.2 redovisas vidare en jämförelse av samtliga de substanser som finns rapporterade både i denna studie och i Hörsing m.fl. 2014. Kolumnen till höger är markerad med rött för de substanser där resultatet från denna studie var mer än 10 %-enheter lägre, med grönt för de resultat som var mer än 10 %-enheter högre samt med grått för övriga resultat. Av de 15 rapporterade ämnena så var reduktionen i Kullavik likvärdig för 6 av substanserna, högre för 8 och lägre för endast 1. Resultaten i Tabell 2.2 är genomsnittliga för alla de 14 dyggen. Samtliga resultat för inkommande provtagning av de aktuella substanserna var minst 200 % av kvantifieringsgränsen, d v s minst 50 % reduktion kunde beräknas. Samtidigt bör försiktighet beaktas vid jämförelser med andra reningsverk eftersom grundläggande förutsättningar kan skilja sig (ingående koncentrationer med mera) liksom provtagnings- och analysmetodik.

**Tabell 2.2: Jämförelse mellan reduktionsgrader i denna studie mot rapporterade reduktionsgrader i Hörsing m.fl. 2014**

Substans	Reduktionsgrad (%)		Jämförelse
	Denna studie	Hörsing m.fl. 2014	
Tramadol	-29	-25	
Hydroklortiazid	-24	-100	
Karbamacepin	-9	-28	
Metoprolol	3	-24	
Citalopram	7	-27	
Furosemid	19	9	
Sertralin	19	-53	
Diklofenak	25	3,5	
Losartan	61	64	
Ketoprofen	63	67	
Atenolol	67	18	
Ketokonazol	76	93	
Naproxen	94	94	
Ibuprofen	98	98	
Paracetamol	100	100	

I Hörsing m.fl. 2014 presenteras även resultat för naproxen och diklofenak där en jämförelse mellan slam med kort slamålder (BOD-reduktion), slam med lång slamålder (nitrifierande) samt rörliga bärare med nitrifierande biofilm visade att en biofilm reducerade dessa ämnen i högre grad än slam. Det antas bero på att biofilmsprocesser leder till en hög slamålder som gynnar nedbrytning av vissa organiska ämnen.

Tittar man på trenderna för specifika substanser så ser man att halterna i flera fall varierar över provtagningsperioden. För till exempel Trimetoprim så är inkommande halt ungefär tre gånger så hög i början av perioden jämfört med slutet av perioden. Samtidigt så varierar inte utgående halt i lika hög grad vilket gör att reduktionen blir betydligt högre i början av perioden jämfört med slutet av perioden. Detta är ett bra exempel på hur svårt det är att utvärdera reduktionen av läkemedelsrester i ett kommunalt reningsverk om man inte har tillräckligt mycket data. Den stora datamängden som samlats in inom ramen för detta projekt gör dock att resultaten här måste kunna anses som betydligt mer säkra jämfört med om man hade tagit enstaka dygnsprov eller samlat ett blandprov under en längre tid. Med ett stort antal prover minskar risken för påverkan från osäkerhet i analysen och påverkan av naturliga variationer på grund av sammansättningen i avloppsvattnet eller funktionen i reningsverksprocesserna.

Förutsatt att man bortser från de dygn (för respektive substans) där inkommande koncentration underskred 200 % av kvantifieringsgränsen så beräknas reduktionen i medeltal till ca 39 %. Den totala massreduktionen beräknades till ca 89 % vilket till stor del beror på att lättnedbrytbara föroreningar förekommer i höga halter och bidrar till en stor reduktionsgrad.

## 2.4. Slutsatser

Följande huvudslutsatser kan dras utifrån de resultat som presenterats i detta delprojekt

- En omfattande provtagning vid olika flödessituationer möjliggjorde en gedigen bedömning av reduktionen av mikroföroreningar över reningsverket.
- Medelreduktionen som ett rakt medelvärde för den aktuella 14-dagarsperioden beräknas till minst 39 % om inkommande prover med resultat under 200 % av kvantifieringsgränsen inte räknas med.
- Den totala massreduktionen beräknades till 89 %.
- En jämförelse visade att reduktionen av mikroföroreningar i Kullaviks ARV var under provtagningsperioden högre än vad som rapporterats vid andra kommunala avloppsreningsverk.

### 3. Delprojekt 2 – inledande labbförsök med aktivt kol

#### 3.1. Material och metoder

För att jämföra de två teknologierna Actiflo® Carb och Filtraflo™ Carb samt jämföra olika fabrikat och typer av aktivt kol genomfördes labbförsök. Syftet med labbförsöken var att ta fram underlag för att kunna besluta om vilken teknik som skulle testas i pilotskala. Actiflo® Carb är baserad på pulveriserat aktivt kol (PAK) medan Filtraflo™ Carb är baserad på mikrogranulerat aktivt kol (μGAK). Mikrogranulerat aktivt kol har en diameter om 0,4-0,6 mm att jämföra med granulerat aktivt kol som har en diameter >0,8 mm. I Tabell 3.1 listas de olika typer av kol som testades.

Tabell 3.1: De olika typer av aktivt kol som testades i labbförsök

Namn	Fabrikat	Typ
Norit® SAE SUPER	CABOT Norit Activated Carbon	PAK
PULSORB RD90	Chemviron Carbon	PAK
AquaSorb™ AFP23	Jacobi	PAK
AquaSorb™ AFP25	Jacobi	PAK
MICROSORB™	Chemviron Carbon	μGAK

#### 3.1.1. Försökupställning

##### 3.1.1.1. Actiflo® Carb

Då syftet med labbförsöken endast var att undersöka kolets förmåga att rena vattnet från läkemedelsrester och inte separationen av aktivt kol från vätskefasen så tillsattes inte kemikalier och sand till försöken. För varje typ av PAK bereddes en stamlösning genom att 3 g PAK vägdes upp och blandades med 600 ml avjoniserat vatten för att få en koncentration på 5 g/l. Stamlösningen blandades om med hjälp av en magnetomrörare och stod på kraftig omrörning under hela försöket, se Figur 3.1.

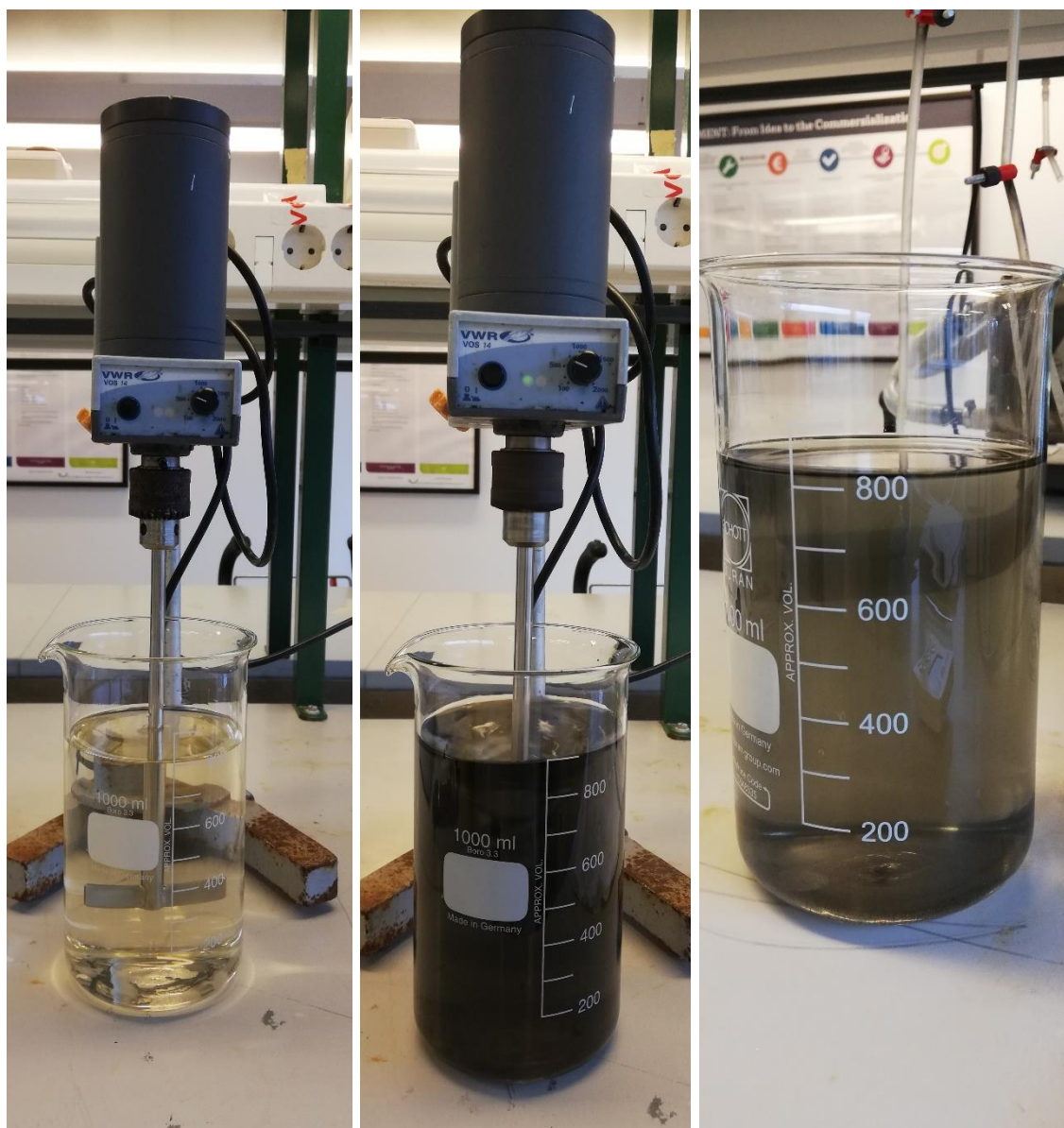


Figur 3.1: Stamlösning av PAK till labbförsöken

Från de samlingsprov som hade samlats in under provtagningsperioden på Kullavik ARV hälldes 800 ml upp i en 1000 ml bägare och önskad mängd stamlösning med PAK tillsattes, se Tabell 3.2. Provet hölls under kraftig omrörning (500-750 rpm) med hjälp av en omrörare i metall under 10 min (Figur 3.2, b), därefter stängdes omröraren av och provet fick stå och sedimentera under 30 min (Figur 3.2, c). För tre av kolsorterna (SAE, RD90 och AFP23) testades fem olika doseringar medan det för AFP25 endast testades tre doseringar (50, 100 och 200 mg/l).

**Tabell 3.2: Mängd av stamlösningen som tillsattes till respektive försök**

Önskad koncentration / dosering (mg/l)	20	30	50	100	200
Doserad mängd av stamlösning 5 g/l (ml)	3,2	4,8	8,0	16	32



**Figur 3.2: Labbuppställning för försök med PAK. Från vänster till höger: a) före tillsats av PAK, b) under omrörning, c) sedimentering.**

### 3.1.1.2. *Filtraflo™ Carb*

µGAK blötlades i avjoniserat vatten i 24 h innan försöken skulle starta. Efter 24 h hölls vattnet av och den fuktiga µGAKen vägdes upp enligt Tabell 3.3. Detta innebär att redovisad vikt i Tabell 3.3 är våtvikt. Inget förhållande mellan våtvikt och torrsvikt beräknades varför torrsvikt ej kan redovisas. Den verkliga mängden för varje försök avviker något från önskad mängd vilket beror på att µGAKen var "klibbig" och det var svårt att väga upp exakt mängd. 500 ml av samlingsprovet hölls i en 1000 ml bägare och µGAK tillsattes. Provet hölls under kraftig ombländning under 10 min, med hjälp av samma omrörare som i försöken med PAK. Därefter stängdes omröraren av och provet fick stå och sedimentera under 1 min.

**Tabell 3.3: Mängd µGAK som tillsattes i respektive försök**

<b>Önskad koncentration (g/l)</b>	0,2	0,5	1,0	3,0	5,0	10
<b>Mängd att dosera till 500 ml (g)</b>	0,1	0,25	0,5	1,5	2,5	5,0
<b>Verklig mängd som doserades (g)</b>	0,110	0,251	0,51	1,50	2,51	5,02
<b>Verklig koncentration / dosering (g/l)</b>	0,22	0,502	1,02	3,0	5,02	10,04

### 3.1.2. *Provtagning*

Prov av klarfasen togs från de sedimenterade proverna med hjälp av glaspipett och filtrerades genom 1,2 µm glasfiberfilter (Whatman GF/C) med hjälp av glastratt. Prov från försöken samlades upp i glasflaskor.

### 3.1.3. *Analyser*

Filtrerade prover analyserades för TOC, DOC samt läkemedelsrester enligt beskrivning i kapitel 2.1.3. Proverna analyserades även med avseende på turbiditet. Under försöken hanterades proverna inte med någon plast för att undvika adsorption av läkemedelsrester till plasten.

## 3.2. Resultat

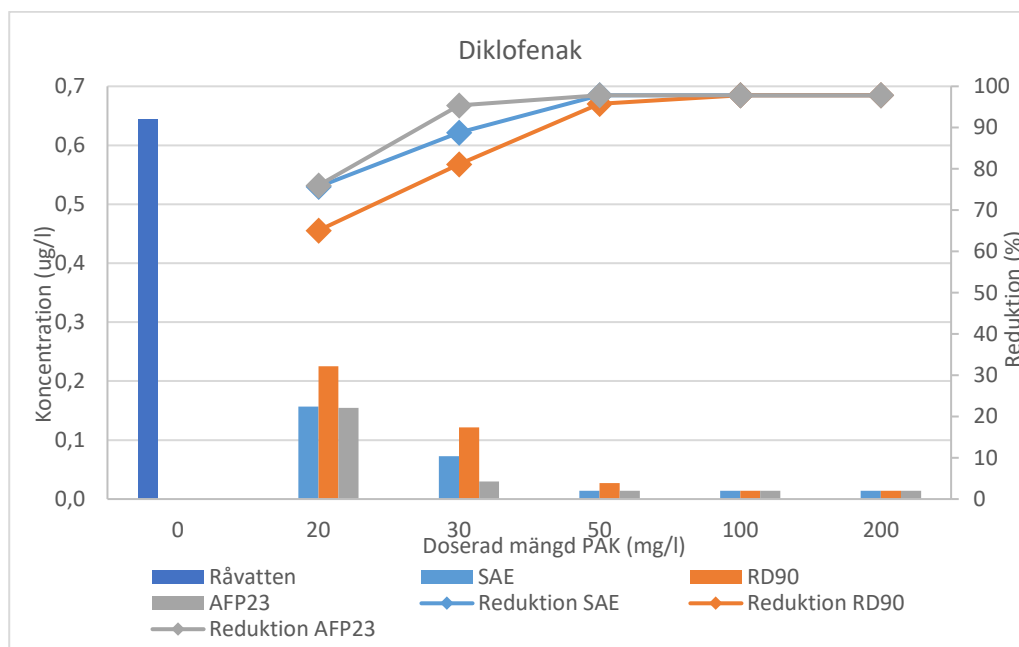
I labbförsöken testades 4 olika typer av PAK och 1 typ av µGAK. Flera olika koncentrationer/doser av aktivt kol undersöktes. Vid en specifik dosering av PAK förväntades inte reduktionen bli lika hög som i Actiflo® Carb-processen på grund av att uppehållstiden för det aktiva kolet är mycket längre i en Actiflo® Carb. Därför testades även relativt höga doser. I försöken med PAK uppnåddes dock en hög reduktion av nästan alla ämnen redan vid de lägre doserna och vid de högsta doserade mängderna (100-200 mg/l) reducerades samtliga studerade substanser till halter som var lägre än kvantifieringsgränsen. I Figur 3.3 visas resultaten för diklofenak från försöken med PAK. I de fall ämnet rapporterades under kvantifieringsgränser sattes halten till samma som kvantifieringsgränsen, som för diklofenak är 0,014 µg/l. I Figur 3.4 visas resultaten för iohexol från försöken med PAK, detektionsgränsen för iohexol är 0,5 µg/l. I båda graferna visas endast resultaten för SAE SUPER, Pulsorb RD90 samt AFP23. Eftersom AFP25 endast hade doserats i doser om 50-200 mg/l gav inte de försöken så relevanta resultat varför de har utelämnats här. Man kan konstatera för båda substanserna att AFP23 gav bäst reduktionsgrad, i synnerhet för iohexol. Detta var ett mönster som observerades för flertalet substanser.

Som förväntat ökade reduktionsgraden med doserad mängd kol, och reduktionsgraden var olika för olika typer av kol. Vid höga doseringar planade reduktionsgraden av och tycks vara samma för de högsta doseringarna. Detta beror på att kvantifieringsgränsen använts som värde vid beräkningarna. Troligen var halterna lägre, vilket innebär högre reduktionsgrad än den faktiskt uppmätta, vid högre dosering.

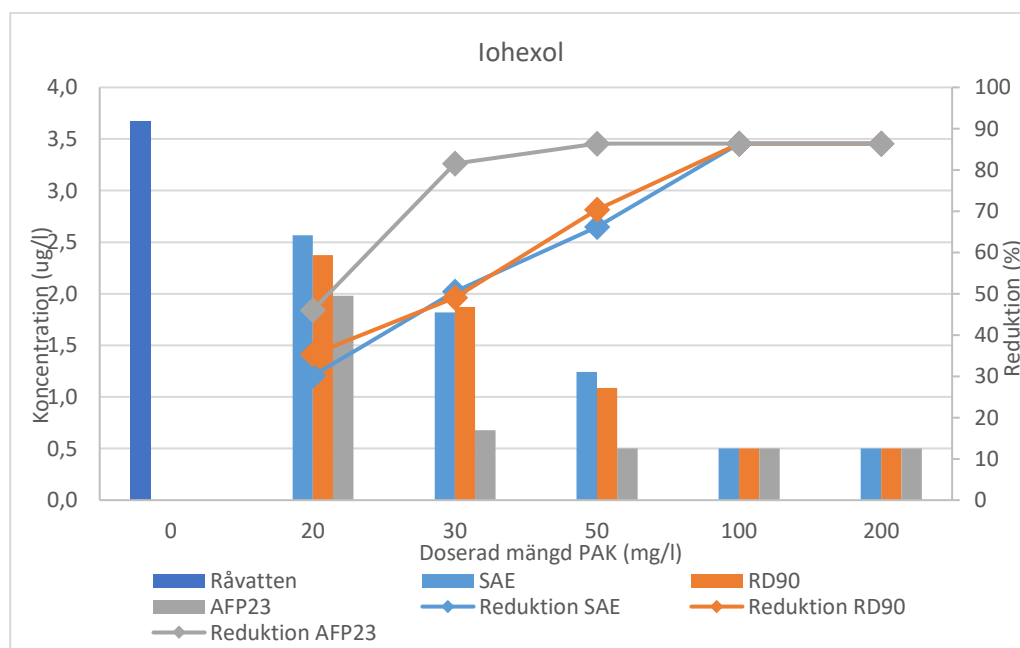
I Figur 3.5 och Figur 3.6 visas resultaten för TOC och DOC från försöken med AFP23 respektive µGAC. Som förväntat uppvisade resultaten från båda försöken en trend med ökande TOC- och DOC-reduktion med ökande dosering. Vid de lägsta doserna med µGAC syns nästan ingen reduktion alls men de små



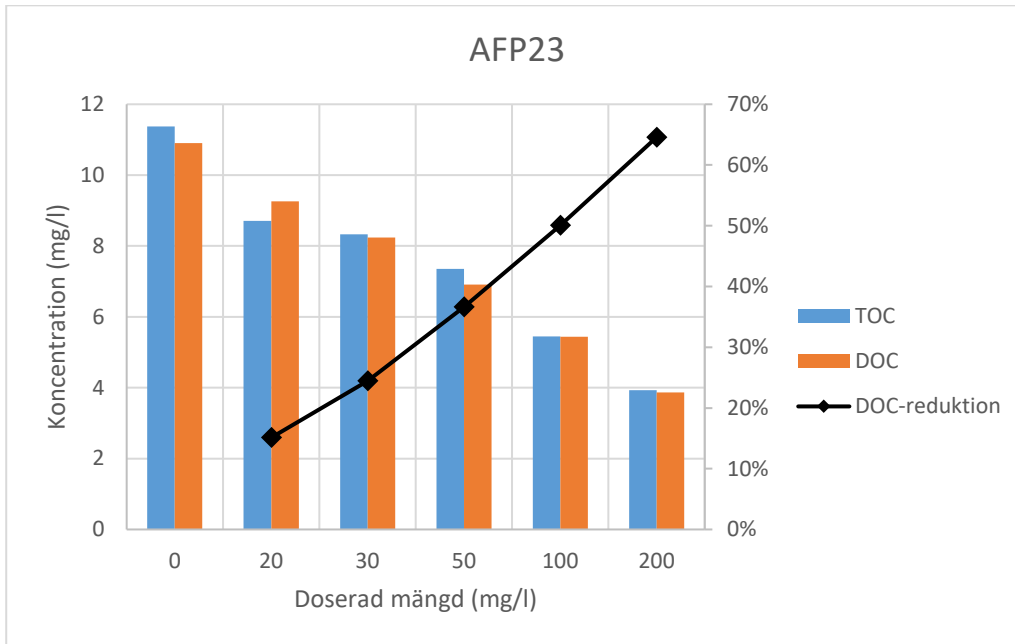
vikterna resulterade i en dosering om enbart ett fåtal granuler vilket troligtvis var för lite för att få ett mätbart resultat. Resultaten från försöken kan användas för att se vilken reduktion som kan uppnås av olika läkemedelssubstanser vid olika DOC-reduktion. Det är dock svårt att säga exakt vilken dos som krävs i pilotskala eller fullskala baserat på resultaten. Dock kan man genom att jämföra resultaten med resultat från tidigare försök utförda på samma sätt få indikationer om vilka doseringar som är lämpliga att testa i pilotskala eller fullskala. I de fall DOC-värdena är högre än TOC-värdena misstänks DOC-läckage från de membranfilter som användes vid DOC-analysen. I synnerhet när det gäller resultaten från försöken med  $\mu$ GAC (där detta fel ser ut att vara konsekvent för de flesta resultaten) skulle det därför kanske vara mer rättvisande att utvärdera resultaten för TOC istället för DOC.



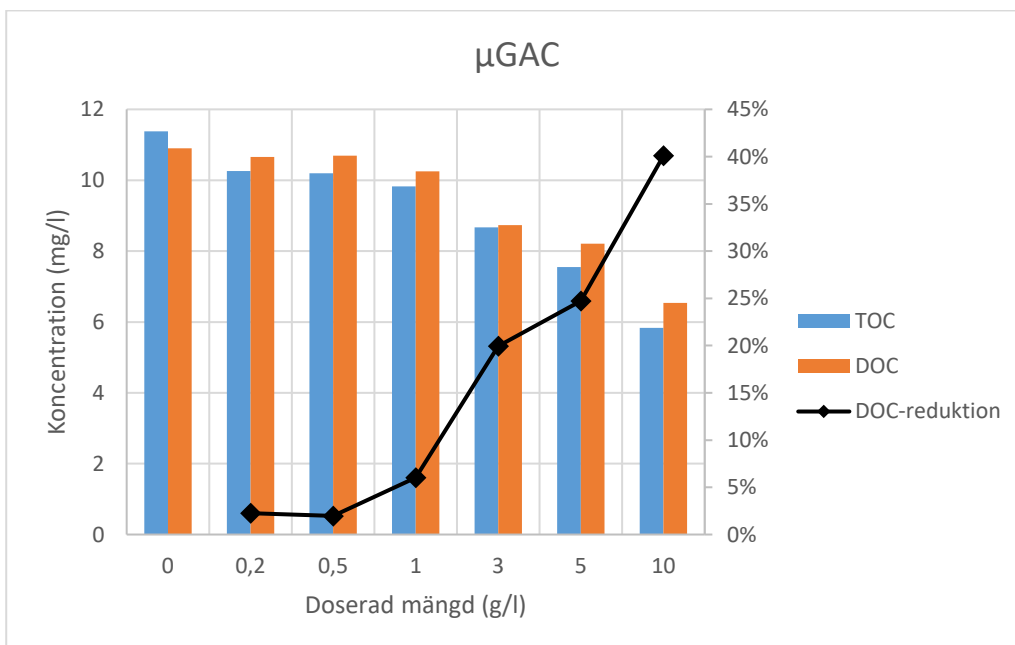
Figur 3.3: Resultat för diklofenak från labbförsök, uppmätta halter samt reduktionsgrader



Figur 3.4: Resultat för iohexol från labbförsök, uppmätta halter samt reduktionsgrader



**Figur 3.5: TOC- och DOC-reduktion vid utförda labbförsök med AFP23**



**Figur 3.6: TOC- och DOC-reduktion vid utförda labbförsök med μGAC**

### 3.3. Diskussion

Labbförsöken som genomfördes syftade till att jämföra olika typer av aktivt kol och att utvärdera reduktionsgraden vid olika doser. Resultaten var underlag för planeringen av pilotförsök med aktivt kol. Ovan har delar av resultaten presenterats men eftersom huvudsyftet var att ta fram underlag för pilotförsöken har inte resultaten presenterats i sin helhet.

Resultaten från labbförsöken visade att det var en sort aktivt kol som var mer effektiv jämfört med de andra med avseende på de analyserade substanserna och med det aktuella vattenprovet. Detta ska inte ses som en slutsats att denna sort skulle vara bäst i ett test av ett annat vattenprov eller med avseende på andra substanser.

Eftersom det var tydligt att en sort gav betydligt bättre reduktion i våra försök så valdes den ut för användning i pilotförsöken.

Att genomföra labbförsök med mikrogranulerat aktivt kol på samma sätt som de genomfördes med PAK gav inte riktigt lika tydliga resultat som resultaten från PAK-försöken. I de lägsta doserna tillsattes dock bara några enstaka korn vilket kan ha bidragit till en osäkerhet i försöken. Man ser att reduktionsgraden i förhållande till doserad mängd uppvisar en tydligare trend vid de högre doserna (>1 g/l). Kanske hade reduktionsgraden blivit bättre om kontakttiden hade förlängts eftersom det tar längre tid att mätta en granul av aktivt kol jämfört med en mindre partikel (PAK).

### 3.4. Slutsatser

Följande huvudsakliga slutsatser kan dras från labbförsöken:

- Labbförsöken med PAK uppvisade en mycket tydlig dos-respons kurva
- Labbförsöken med  $\mu$ GAC uppvisade en dos-respons kurva från en dosering om 0,5 g/l
- AFP23 uppvisade bättre reduktionsgrad jämfört med de andra varför den rekommenderades för fortsatta studier i pilotskala

## 4. Delprojekt 3 – inledande labbförsök med bäarmaterial

### 4.1. Material och metoder

Som en del av nulägesanalysen av den befintliga biologiska processens kapacitet att bryta ned läkemedelssubstanser utfördes mer ingående satsvisa försök på laboratorium. Tre parallella försök genomfördes med aktivt slam, aktivt slam + bärare samt endast med bäarmaterial uttaget från Kullavik reningsverk den 3/9 2019.

#### 4.1.1. Försöksupställning

Försöken utfördes dagen efter (4/9) i tempererade (20°C) glasreaktorer (Figur 4.1) med tillsats av syntetiskt medium enligt Tabell 4.1 under aeroba (luftade) förhållande ( $\geq 6$  mg O<sub>2</sub>/l).



Figur 4.1: Representativ försöksupställning för läkemedelsrening med MBBR

Tabell 4.1: Tillsatta komponenter och mängd

Komponent	Mängd
NH <sub>4</sub> -N	20 mg/l
COD (som acetat)*	100 mg/l
PO <sub>4</sub> -P	1 mg/l
NaHCO <sub>3</sub>	2 g/l
Spårämneslösning 1**	2 ml
Spårämneslösning 2**	2 ml

\*Motsvarande 213 mg NaAc \*\*se appendix 12.2

Till försöken med aktivt slam förtjockades först slammet från 3,03 g SS/l till 10,7 g SS/l. Därefter tillsattes ett syntetiskt medium så att 1 liter med en slamhalt på 3,03 g SS/l åter erhöles.

Till försöken med bärare tillsatts 58 st Anox K™3 bärare motsvarande en fyllnadsgrad på 50 %. Mängden biofilm på bärarna var i genomsnitt 0,074 g/bärare, vilket med 58 bärare gav 4,29 g SS/l. I reaktorn med både slam och bärare blev totalhalten biomassa 3,03 + 4,29 = 7,32 g SS/l.

För samtliga satsvisa försök tillsattes mikroföroeningarna (upplöste i en metanolstamlösning av 100 mg/l) till en glasbägare varvid metanolen fick avdunsta. Därefter upplöstes mikroföroeningarna i destillerat vatten för användning i försöken. Mikroföroeningarna tillsattes i varje satsvisa försök till en koncentration motsvarande 3-20 µg/l. Initiala koncentrationer av de tillsatta mikroföroeningarna i aktivt slam, HYBAS och MBBR framgår av appendix 12.2. Den biologiska nedbrytningen av mikroföroeningarna mättes under aeroba förhållanden (DO > 6 mg/l) under 24 h (11 prover per batch). pH hölls kring 7,5 och temperaturen vid 20°C.

#### 4.1.2. Provtagning

Under de satsvisa försöken uttogs vid varje provtillfälle 5 ml prov och överfördes till centrifugrör (DURAN®, VWR) av glas. 1,3 ml acetonitril tillsattes direkt för att stoppa all biologisk aktivitet. Alla prov förvarades i frys till vidare analys.

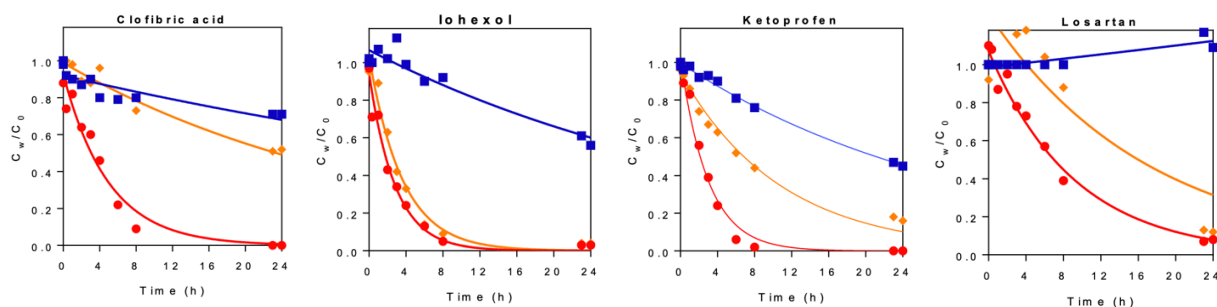
Koncentrationen av de mikroföroeningarna som uppmättes i de satsvisa försöken normaliserades mot den initiala koncentrationen ( $C_w/C_0$ ), där  $C_w$  är den lösta koncentrationen av mikroföroeningarna i avloppsvattnet och  $C_0$  är den initiala tillsatta ("spikade") koncentrationen. Nedbrytningen av mikroföroeningarna följer en första ordningens kinetik (Plosz m.fl. 2012). Nedbrytningshastighetskonstanten  $k$  (1/h) erhöles med hjälp av Graph pad Prism7.0.

#### 4.1.3. Analyser

Läkemedelsrester analyserades enligt beskrivning i kapitel 2.1.3

## 4.2. Resultat

Resultaten från de satsvisa försöken med mikroföroeningarna för några substanser där HYBAS visade på en förbättrad nedbrytning framgår av Figur 4.2 (för övriga resultat från de satsvisa försöken se appendix 12.3).



**Figur 4.2 Reduktion av klofibrinsyra, iohexol, ketoprofen och losartan i satsvisa försök. Symbolerna i graferna representerar uppmätta koncentrationer av mikroföroeningar i vattenfasen,  $C_w$ , under försöket relativt startkoncentrationen,  $C_0$ . Kontinuerliga linjer representerar de modellerade koncentrationerna enligt första ordningens nedbrytningshastigheter. ■ AS ■ HYBAS ■ MBBR AS = aktivt slam, HYBAS = aktivt slam + AnoxK™3 bärare, MBBR = AnoxK™3 bärare.**

Nedbrytningshastighetskonstanterna,  $k$  (1/h) och normaliserat för biomassan  $k_{bio}$  (l/g,d) från de satsvisa försöken med aktivt slam (AS), aktivt slam + AnoxK™3 bärare (HYBAS) samt endast AnoxK™3 bärare (MBBR) för några substanser där HYBAS visade på förbättrad nedbrytning jämfört med AS redovisas i Tabell 4.2



**Tabell 4.2: Nedbrytningshastighetskonstanterna k och kBio för substanser som uppvisar förbättrad nedbrytning med HYBAS jämfört med aktivt slam (för fullständig lista se appendix 12.3).**

Substanser	k (1/h)			kBio (l/g,d)		
	AS	HYBAS	MBBR	AS	HYBAS	MBBR
Atenolol	0,04	0,24	0,25	0,29	0,80	1,39
Azitromycin	0,01	0,05	0,27	0,10	0,17	1,52
Citalopram	0,00	7,08	2,74	0,00	23,21	15,30
Diklofenac	0,00	0,02	0,01	0,01	0,05	0,07
Iohexol	0,02	0,35	0,28	0,19	1,16	1,55
Ketoprofen	0,03	0,33	0,09	0,26	1,10	0,52
Klofibrinsyra	0,01	0,20	0,03	0,10	0,66	0,16
Losartan	0,00	0,11	0,06	0,00	0,36	0,32
Metoprolol	0,02	0,07	0,08	0,14	0,22	0,43
Propanolol	0,03	1,67	4,10	0,23	5,46	22,90
Trimetoprim	0,00	0,01	0,00	0,00	0,04	0,01

Av de totalt 30 olika substanser som studerades i de satsvisa försöken uppvisades utifrån erhållna k-värde (1/h) högre nedbrytning då bärare med biofilm kombinerades med aktivt slam (HYBAS) eller då man endast använde bärare med biofilm (MBBR) jämfört med endast aktivt slam (AS). Vid normalisering för biomassa, kBio (l/g,d) ökade nedbrytningshastigheten för 10 av substanserna med HYBAS jämfört med endast aktivt slam (AS).

### 4.3. Diskussion

Den uppmätta förbättringen av nedbrytningen varierade kraftigt och man skall iakttaga försiktighet kring tolkningen av de absoluta värdena på nedbrytningskonstanterna då andra parametrar som t.ex. adsorption till biomassan kan överskatta värdet för nedbrytningskonstanterna. Ett tydligt exempel på detta är substansen sertralin, som ger en kraftig adsorption till biomassan, där adsorptionen till aktivt slam är omedelbar, medan den är något långsammare in i biofilm på bärarna, varför den initiala minskningen i det satsvisa försöket med MBBR beror på fortsatt adsorption och inte på biologisk nedbrytning. Genom att studera profilen på graferna för de olika substanserna vid nedbrytningsförsöken, går det till viss del att avgöra vad som beror på adsorption och vad som beror på biologisk nedbrytning. Vidare är de initiala koncentrationerna i de satsvisa försöken generellt ca 0,1 – >100 gånger högre (medianvärde 28) än vad som uppmättes in till reningsverket. Detta för att säkerställa att ingen begränsning av substrat förelåg under de satsvisa försöken samt att vissa substanser förelåg i låga halter in till reningsverket. I fall med högre halter i de satsvisa försöken jämfört med i reningsverket föreligger därmed en risk att man överskattar nedbrytningshastigheten.

Substanser som visar på tydlig förbättring av nedbrytning då bärare med biofilm används är atenolol (beta-blockerare), iohexol (kontrastmedel), losartan (blodtrycksdämpare), ketoprofen (inflammationsdämpande) och metoprolol (beta-blockerare). För vissa föreningar, som t.ex bezafibrat (fettsänkande), klofibrinsyra (fettsänkande), ketoprofen, furosemid (vätskedrivande) och naproxen (inflammationsdämpande) är en HYBAS att föredra jämfört med en ren MBBR, d.v.s. kombinationen aktivt slam och biofilm ger förbättringar som endast aktivt slam eller bärare ej kan uppnå.

Vissa föreningar bryts ned mycket snabbt av både slam, biofilm och dess kombination. Paracetamol (smärtdämpande) försvinner snabbt i de satsvisa försöken, med lite eftersläpning i MBBR, och skulle utifrån profilen kunna tolkas som hög adsorption till biomassan, men erfarenhetsmässigt har den visat sig lättnedbrytbar och en mer trolig tolkning är att nedbrytningen är mycket snabb.

För naproxen är nedbrytningsförloppet också snabbt för alla tre försöken, men visar här på en mer traditionell biologisk profil.

Enstaka föreningar, som t.ex. venlafaxin (antidepressivt medel) och ketoprofen uppvisar bättre reduktion med endast biofilm (MBBR) än med kombinationen biofilm+slam (HYBAS), vilket kan tyckas konstigt med tanke på att extra slam tillsammans med biofilm borde kunna ge extra bidrag till nedbrytningen, vilket också för de flesta substanser varit fallet. För dessa enstaka föreningar kan möjligtvis slammet påverkat substrattillgång (co-substrat) alternativt redoxförhållanden negativt för biofilmen i en HYBAS.

Slutligen finns det några substanser, bicultamid (androgen antagonist), karbamazepin (antikonvulsivt medel) och hydroklorotiazid (urindrivande) som till mycket låg grad, eller inte alls, gav någon nedbrytning i de satsvisa biologiska försöken.

#### 4.4. Slutsatser

När biofilm och slam från den biologiska processen på Kullavik reningsverk, HYBAS™, studerades i satsförsök med avseende på läkemedelsrening, uppvisade alternativ med biofilm högre rening av de studerade mikroföroreningarna än vad endast aktivt slam kunde uppnå.

Utifrån satsvisa försök med aktivt slam, bärare samt aktivt slam+ bärare kunde man konstatera att:

- För 22 av de 30 undersökta substanserna ökade nedbrytningen, absolut k-värde (1/h), med HYBAS jämfört med endast aktivt slam (AS).
- Nedbrytningshastigheten för normaliserad biomassa,  $K_{bio}$  (l/g,d) ökade för 10 av substanserna med HYBAS jämfört med endast aktivt slam (AS)
- Tydligast förbättring med HYBAS jämfört med aktivt slam erhöles för atenolol, klofibrinsyra, diklofenak, iohexol och ketoprofen.
- Reduktion av diklofenak erhöles enbart med HYBAS och MBBR

## 5. Delprojekt 4 – studiebesök

En studieresa till Frankrike genomfördes den 4/11-7/11 -19. Syftet med resan var att, tillsammans med Veolias experter inom läkemedelsrening, gå igenom de olika teknologier som var tänkbara för pilotförsök vid Kullaviks reningsverk för att skapa tillräcklig förståelse kring skillnaderna mellan teknologierna för att kunna fatta beslut om vilken teknologi som ska användas för pilotförsöken. Vidare var även syftet att planera pilotförsöken samt titta på pilotanläggningar för att få en bättre uppfattning om vilken tillsyn som krävs och vad pilotförsöken kommer att innebära rent praktiskt. Ett studiebesök på ett fullskaligt vattenreningsverk som tillämpar teknologier som kan vara aktuella för läkemedelsrening på Kullaviks ARV genomfördes också.

En heldag spenderades på Veolias anläggning för forskning och utveckling i Gahard. Anläggningen är byggd kring ett vattenreningsverk som drivs i Veolias regi. På anläggningen utvecklas och testas olika teknologier för rening av dricksvatten och för rening av läkemedelsrester i avloppsvatten. I Gahard studerade vi pilotanläggningar för rening av dricksvatten och avloppsvatten med mikrogranulerat aktivt kol – Filtraflo Carb och Opacarb FL – samt fokuserade på att teoretiskt gå igenom skillnaderna mellan de olika teknologierna – Actiflo Carb, Opacarb FL och Filtraflo Carb.

Nedan visas en bild på en Opacarb FL pilotanläggning (Figur 5.1) som innebär en fluidiserad bädd med mikrogranulerat aktivt kol. I Figur 5.2 visas en bild på en Opacarb FL anläggning i liten skala.



**Figur 5.1: Opacarb FL pilotanläggning**



**Figur 5.2: Opacarb FL i liten skala**

Den andra heldagen studerades en Actiflo® Carb-pilot och ett studiebesök genomfördes på ett vattenverk som använder sig av Actiflo® Carb med ozon. Studieresan gav projektgruppen viktig information och förståelse inför pilotförsöken. Genom att lägga tid på att studera olika pilotanläggningar, gå igenom vad som behöver förberedas och planera gav studieresan förutsättningar för ett bättre genomförande av pilotförsöken.

## 6. Delprojekt 5 – pilotförsök med aktivt kol

### 6.1. Material och metoder

En pilotanläggning för avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar baserad på aktivt kol (Actiflo® Carb) och ozon uppfördes vid Kullaviks avloppsreningsverk i Kungsbacka kommun. Valet av reningsteknik baserades på inledande labbförsök med hänsyn till lokala förhållanden vilket beskrivits ovan (3. Delprojekt 2 – inledande labbförsök med aktivt kol). Anläggningen placerades i ett tält intill den biologiska reningens sedimentering och var i drift under arbetstid, merparten av arbetsdagarna från mars till och med juni 2020.

#### 6.1.1. Försöksuppställning

##### 6.1.1.1. *Actiflo® Carb*

En färdigställd pilotanläggning av Actiflo®, monterad på en skid (Figur 6.1), bestående av koagulerings-, injektions- och mognadsvolymer samt en lamellsedimentering enligt Figur 6.2 och Tabell 6.1 användes till pilotförsöken. Actiflo® är en väletablerad process som bygger på höghastighets sedimentering med mikrosand som ballast för flockarna och kemikaliedosering i form av koagulant och polymer. Koagulerings- och injektionstankarna var kraftigt omblandade med mekaniska omrörare. Mognadstanken hade också omrörare (inställd på 32 Hz) och sedimenteringen inkluderade en roterande skrapa (50 Hz; 0,6 rpm).

Anläggningen modifierades till en Actiflo® Carb med en volym för pulveriserat aktivt kol (PAK) enligt Figur 6.2 och Tabell 6.1, för adsorption av mikroföroreningar på det aktiva kolet. PAK-tanken hade inlopp för avloppsvatten nedtill och utlopp på mitten av motsatt sida för att undvika hydraulisk kortslutning. En mekanisk omrörare och baffel säkerställde god omblandning. Nytt aktivt kol doserades uppifrån till PAK-tanken och en konstant koncentration av suspenderade substans (SS) upprätthölls genom ett kontinuerligt uttag av slam från samma tank med en slangpump (Watson-Marlow, MG0610) ansluten till en frekvensomformare. Doseringen av PAK (Jacobi AquaSorb Hydrosol M23; 209 g/l – enligt tillverkaren samma produkt som AFP23 fast levereras som slurry/lösning) skedde med en membranpump (ProMinent) kopplad till ett tidrelä (4 – 10 sek gångtid och 7 – 15 min paustid) för att åstadkomma önskad dosering i förhållande till inkommande avloppsvatten (15 – 50 mg/l PAK).

Ingående avloppsvatten pumpades (ca 3,8 m<sup>3</sup>/h) med en dränkbar pump (Flygt Ready 8) som monterades ca 0,4 m under ytan i en av sedimenteringsbassängerna till reningsverkets biologiska behandling. Det ingående vattnet motsvarade således verkets utgående, behandlade vatten. Vattnet flödade med självfall från PAK-tanken genom resten av anläggningen. I koaguleringsstanken tillsattes koagulant i form av järnklorid (Kemira PIX-111; 13,8 ± 0,4 % Fe) med en membranpump (ProMinent). Ett kortare test med polyaluminiumklorid (Feralco Ecoflock 90; 9,0 ± 0,4 % Al) som koagulant utfördes också. I inloppet till mognadstanken tillsattes anjonisk polymer i form av polyakrylamid (SNF Flopam AN934; 0,1 %) med en membranpump (ProMinent) och späddes kontinuerligt med rent vatten (ca 30 l/h) i samband med doseringen. Sedimenterat slam pumpades (50 Hz; ca 1,2 m<sup>3</sup>/h) med en centrifugalpump (Warman Pump) till en hydrocyklon för separation av sand från övrigt, PAK-rikt slam baserat på sandens högre densitet. Hydrocyklonen var en Hitachi Zosen Corp. MD Cyclone Type 2 till dag 30 och byttes sedan till en MA-1 (Figur 6.3). Den senare matades även med rent vatten (ca 100 l/h) för att spola av slam från sanden. Under huvuddelen av försöken användes mikrosand (Sibelco GA39; 1,5 kg/dm<sup>3</sup>) med en snäv storleksfördelning (98,1 % mellan 63 och 125 µm). Sanden återfördes till injektionstanken och övrigt slam (ca 1 m<sup>3</sup>/h) recirkulerades till PAK-tanken. Samtliga flöden och doseringar av kemikalier vid stabil drift framgår av Tabell 6.2 och Tabell 6.3.

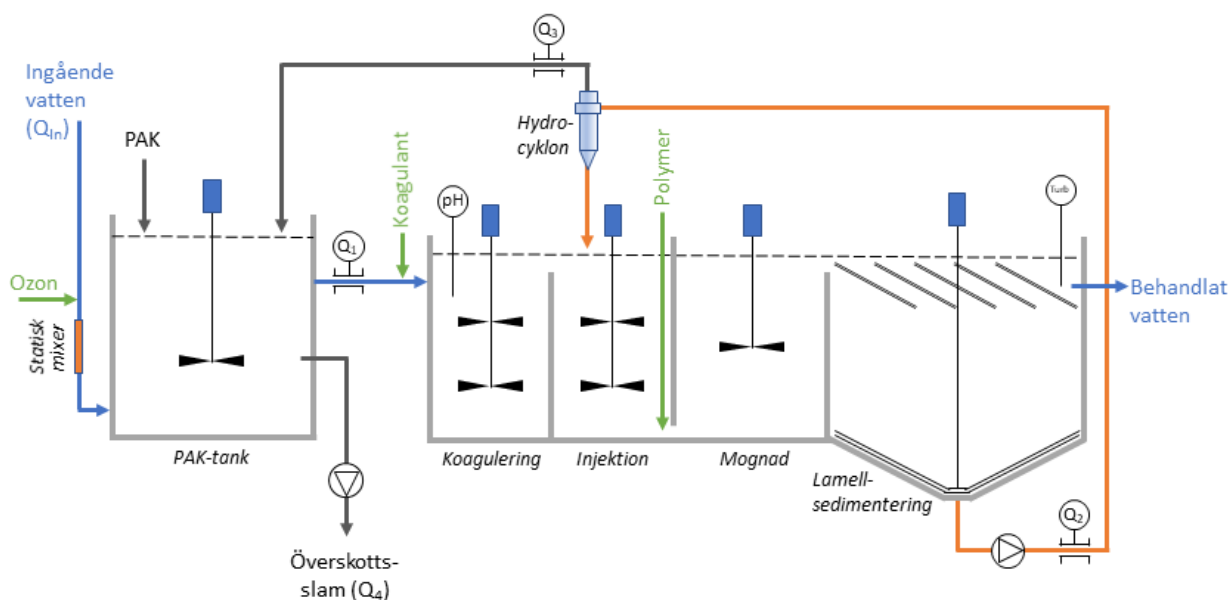


Högre dosering av koagulant och/eller polymer än angivet utvärderades under kortare perioder. Späd- och spolvatten (totalt ca 130 l/h) ansågs försumbara i förhållande till inflödet (ca 3 %).

Utgående behandlat vatten släpptes till en brunn ansluten till verkets utgående vatten och slam med PAK samlades upp och pumpades till den biologiska reningen.



Figur 6.1: Actiflo-pilotanläggningen (t.v. från sidan, t.h. snett uppifrån)



Figur 6.2: Skiss över pilotanläggningen





Figur 6.3: Hydrocyklon MA-1 med spolvatten för förbättrad separation av sand och aktivt kol

Tabell 6.1: Volymmer för de olika stegen i Actiflo® Carb samt effektiv yta för lamellsedimenteringen.

Tank	Enhet	Volym eller yta
PAK-tank	m <sup>3</sup>	0,75
Koaguleringsstank	m <sup>3</sup>	0,18
Injektionsstank	m <sup>3</sup>	0,18
Mognadstank	m <sup>3</sup>	0,5
Lamellsedimentering	m <sup>2</sup>	0,125

Tabell 6.2: Aktuella flöden i processen (medel ± standardavvikelse)

	Flöde (m <sup>3</sup> /h)
Ingående avloppsvatten (Q <sub>1n</sub> )	3,80 ± 0,07
Recirkulation från sedimentering (Q <sub>2</sub> ) till dag 30	1,44 ± 0,11
Recirkulation från sedimentering (Q <sub>2</sub> ) efter dag 30	1,18 ± 0,04
Slam från hydrocyklon (Q <sub>3</sub> )	0,99 ± 0,04
Slamuttag (Q <sub>4</sub> )	0,030 – 0,170

Tabell 6.3: Flöde, koncentrationer och relativ dos av kemikalier i förhållande till ingående avloppsvatten

Kemikalie	Flöde (l/h)	Koncentration (g/l)	Dos (mg/l)
PAK	0,25 – 0,96	209	15 – 50
Koagulant	0,084 ± 0,004	196 <sup>a</sup>	4,45 ± 0,20 <sup>a</sup>
Polymer	5,99 ± 0,54	1,0	1,65 ± 0,16 <sup>b</sup>

<sup>a</sup>Avser Fe.

<sup>b</sup>Avser 0,1 %-lösning.

#### 6.1.1.2. Ozonanläggning

En pilotanläggning för ozonproduktion (Primozone) inhytt i en intilliggande container anslöts till Actiflo® Carb-anläggningen. I ozonanläggningen producerades syrgas genom trycksvängningsadsorption. Syrgasenheten bestod av en syregenerator (Oxymat O-20ECO), kyltork (Donaldson DC0035AB) samt luft- och syretankar. Ozon producerades med en ozongenerator (Primozone GM1) med tillhörande kompressor

(Kaeser SX3) och kylare (Lauda UC-0020 SP) samt säkerhetssystem med givare (Crowcon Type 1) och varningspanel (Gas Alarm Systems).

Ozonanläggningen drevs normalt vid 40 % kapacitet (250 W), ett börvärde för ozonkoncentrationen på 300 g/Nm<sup>3</sup> och gasflödet 0,6 NI/min. Ett delflöde på 0,25 – 0,30 NI/min leddes till en ozonanalysator (Ozone Analyzer 964C, BMT Messtechnik). Därmed blev flödet till reningsprocessen 0,30 – 0,35 NI/min och ozondosen var 1,49 ± 0,06 g/m<sup>3</sup> med avseende på volym behandlat vatten.

Ozon doserades till inkommande ledning som var utrustad med två statiska mixrar i serie (Imamix Typ B6, 400 mm, DN25). Denna utformning ledde till att ozon fick minimal kontakttid med inkommande avloppsvatten innan detta nått fram till PAK-tanken. Därmed skapades förutsättning för att ozon framförallt skulle reagera med PAK.

#### 6.1.1.3. *Drift, övervakning och styrning*

Drift och övervakning skedde med hjälp av Actiflo®-anläggningens tillhörande PLC. Tre flödesmätare (Endress+Hauser) användes: mellan PAK-tank och koaguleringstank (Q<sub>1</sub>), recirkulationsflödet från sedimentering till hydrocyklonen (Q<sub>2</sub>) samt slamflödet från hydrocyklonen till PAK-tanken (Q<sub>3</sub>). Anläggningen övervakades även online med givare för pH och temperatur (Endress+Hauser) i koaguleringstanken och turbiditetsgivare för utgående vatten.

Ozonanläggningen övervakades med ozonanalysatorn och anläggningens integrerade PLC. I synnerhet beaktades totalt gasflöde, gasflödet till ozonanalysatorn och koncentrationen av ozon.

Vid varje drifttillfälle startades anläggningen under övervakning av flockningen genom att ett prov från mognadstanken inspekterades visuellt under 2 min sedimentering. God flockbildning och minimalt med suspenderat material i klarfasen indikerade tillfredställande separation. Förbrukning av koagulant och PAK följdes med en våg medan polymerförbrukning följdes genom volumetrisk avläsning.

Polymerlösningen tillreddes i satser om 50 l genom upplösning av polymer i rent vatten under kraftig omrörning. PAK förvarades i en IBC-behållare som blandades om väl med en drickbar pump under minst 5 min innan PAK togs ut.

Anläggningen styrdes genom att slamuttaget anpassades så att koncentrationen av SS i PAK- och koaguleringstanken var 1,1 ± 0,1 g/l. Detta åstadkoms genom regelbunden mätning av SS genom filtrering och torkning med fukthaltsvåg (se beskrivning i 6.1.3) och anpassning av hastigheten för slangpumpen för överskottsslam (Q<sub>4</sub>). Koncentrationen av mikrosand hölls över 15 g/l i injektions- och mognadtanken och påfyllning av mikrosand skedde vid behov.

#### 6.1.2. *Provtagning*

Anläggningen stabiliserades med avseende på varje tillämpad PAK-dos. Stabiliseringen skedde genom att anläggningen drevs med konstanta betingelser så länge att slammet omsattes ca 3 gånger samtidigt som stabil prestanda med avseende på de övervakande parametrarna kunde observeras. Slamåldern beräknades och stabilisering för varje PAK-dos skedde under en drifttid som motsvarade minst 2,8 slamåldrar.

Efter en tillräcklig tid av stabilisering till respektive PAK-dos utfördes provtagning. Provtagningar genomfördes vid PAK-doserna 0 mg/l (utan PAK), 15 mg/l, 30 mg/l och 50 mg/l. Provtagningar skedde både med och utan dosering av ozon vid respektive PAK-dos. Således skedde provtagning vid 8 olika

betingelser. Provtagning upprepades 3 – 5 gånger vid varje uppsättning betingelser med undantag för 50 mg/l PAK med ozon som bara utfördes en gång. Totalt genomfördes 27 st. provtagningar.

Efter stabilisering, inför varje provtagning, drevs anläggningen även minst 3 hydrauliska uppehållstider (ca 1,5 tim), med avseende på hela anläggningens volym, med aktuella betingelser i form av med eller utan tillsats av ozon. Provtagning skedde från kl 9:00 till kl 14:00 och under denna tid togs samlingsprover av ingående och utgående vatten. Inkommande prov togs från sedimenteringsbassängerna vid samma plats som inkommande vatten pumpades från. Utgående prov togs från ett plastkärl (ca 50 liter) som utgående behandlat avloppsvatten passerade via. Provtagarna (MJK Sampler 870) tog 50 ml prov var ca 4:e min.

Vid provtagningarna utan PAK doserades något mer PIX (5,5 mg Fe/l) än vid de andra provtagningarna och en annan typ av mikrosand med bredare storleksfördelning användes (Rådasand 0,3 mm). Vid några av provtagningarna utan PAK användes även en annan polymer (Magnafloc 90L; 0,5 %). Dessa skillnader kan möjligen ha påverkat separationen av suspenderat material men förväntas inte ha påverkat avskiljningen av mikroföroreningar. Byte av mikrosand och polymer föranleddes av att förbättrad separation önskades när PAK användes.

### **6.1.3. Analyser**

Prover för mikroföroreningar frystes ned (-18°C) omedelbart efter avslutad provtagning. Övriga prover förvarades kylda (5-12°C) fram till analys som skedde inom några dagar. Prover för mikroföroreningar, och fenolära ämnen förvarades i glasflaskor och hanterades endast med utrustning av glas.

SS, brännbar suspenderad substans (VSS), totalt organiskt kol (TOC), löst organiskt kol (DOC), nitrit och fosfat analyserades på AnoxKaldnes ackrediterade laboratorier.

Mikroföroreningar, TOC och DOC analyserades enligt beskrivning i kapitel 2.1.3.

SS och VSS analyserades enligt SS-EN 872:2005 med glasfiberfilter med porstorlek 1,6 µm (Whatman GF/A). Nitrit och fosfat analyserades enligt ISO 15923-1:2013 efter filtrering genom glasfiberfilter med porstorlek 1,6 µm (Munktell MGA).

Prover för fenolära ämnen, PFAS-ämnen, bromid och bromat filtrerades med glasutrustning och filter med porstorlek 1,2 µm (Munktell MGC) och analyserades sedan av Eurofins ackrediterade laboratorier.

PFAS-ämnen analyserades enligt DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod.

Bromid och bromat analyserades på Eurofins. Proverna upparbetades/analyserades med Perkin Elmer Shelton USA, HPLC Wilhad Reuter, ICP-MS Kenneth Neubauer. Slutbestämning skedde enligt SS-EN ISO 17294-2:2016.

Fenolära ämnen analyserades på Eurofins med GC/MS (exakt metod ej angiven från laboratoriet).

För styrning av processen analyserade SS även på plats vid anläggningen. Dessa analyser utfördes med Whatman GF/A-filter, vakuumsug och en fukthaltsvåg (Kern DAB 100-3; d = 0,001 g) med inbyggd värmekälla för torkning av provet. I övrigt var metodiken snarlik den standardiserade metoden angiven ovan. Denna variant visade sig underskatta SS med i genomsnitt 11 % i förhållande till den ackrediterade metoden och värden uppmätta med denna metod korrigerades därför med motsvarande faktor.

Koncentrationen av mikrosand kontrollerades genom att recirkulationsflödet tillfälligt leddes till en 5 000 ml konformad provbehållare. Provet rördes om i behållaren för att separera mikrosand från slam varefter sandvolymen avlästes och koncentrationen av mikrosand i processen beräknades med hjälp av aktuella flöden.

#### **6.1.4. Beräkningar**

I de fall då analysresultaten var lägre än kvantifieringsgränsen, ersattes värdet med kvantifieringskoncentrationen. Data för substanser som förekom i koncentrationer lägre än 2,5×kvantifieringsgränsen exkluderades för att undvika att presentera missvisande reduktioner. Denna gräns innebär att substanser vars reduktion maximalt skulle kunna kvantifieras till mindre än 60 % exkluderades. Anledningen till en högre gräns valdes här jämfört med vid nulägesanalysen (50 %) är att en högre reduktionsgrad förväntades i pilotstudien.

Den genomsnittliga reduktionen av en viss substans vid en viss uppsättning driftbetingelser beräknades baserat på massflöden genom att medelvärdet för utgående koncentrationer från de upprepade provtagningarna subtraherades från medelvärdet för ingående koncentrationer. Flödet kunde bortses ifrån eftersom det var samma vid alla provtagningar. För varje substans beräknades också spridningen i form av standardavvikelsen för reduktionen baserat på de olika provtagningarna vid samma uppsättning driftbetingelser.

Den totala genomsnittliga reduktionen av mikroföroreningar vid en viss uppsättning driftbetingelser beräknades på två olika sätt. Dels beräknades ett rakt medelvärde av reduktionsgraderna för de olika ämnena och standardavvikelsen för dessa reduktionsgrader. Dels beräknades en total reduktion baserat på in- och utgående massflöden av total koncentration av mikroföroreningar på motsvarande sätt som för enskilda substanser enligt ovan men baserat på summan av de kvantifierade substanserna. I detta fall beräknades standardavvikelsen baserat på de olika provtagningarna vid samma uppsättning driftbetingelser.

## **6.2. Resultat**

Pilotanläggningen för Actiflo® Carb uppvisade god driftstabilitet och snabb uppstart vid varje drifttillfälle. Normalt erhöles god flockbildning och goda sedimenteringsegenskaper inom 15 minuter efter uppstart även om längre drifttid inväntades innan provtagning startades.

Driftavbrotten var få men vid några tillfällen fastnade korn av PAK i membranpumpen för PAK-dosering med avbrott i doseringen som följde. Dessa avbrott upptäcktes i regel inom kort och kompensades då med extra dosering på så sätt att ingen störning i processens prestanda kan förväntas ha skett.

Pilotförsöken inleddes med en period utan dosering av PAK. Sedan följde perioder då anläggningen stabiliserades till dosering av 15, 30 respektive 50 mg/l PAK. Vid varje PAK-nivå utfördes provtagningar med och utan samtidig tillsats av ozon. Medan 15 och 30 mg/l PAK är doseringar som är realistiska vid en implementering, var nivån 50 mg/l mer av principiellt intresse för att visa hur långt reduktionen kan drivas med en mycket hög dosering.

Koncentrationen av slam i PAK-tanken hölls vid  $1,1 \pm 0,1$  g/l. Andelen brännbart (organiskt) material i slammet ökade med PAK-doseringen och var  $70 \pm 2$  % vid 15 mg/l PAK,  $79 \pm 4$  % vid 30 mg/l PAK och  $80 \pm 1$  % vid 50 mg/l PAK. Det kan antas att den organiska andelen bestod av PAK och den resterande andelen av aska från den kemiska fällningen. Det tyder på att andelen PAK i slammet ökade med PAK-doseringen.

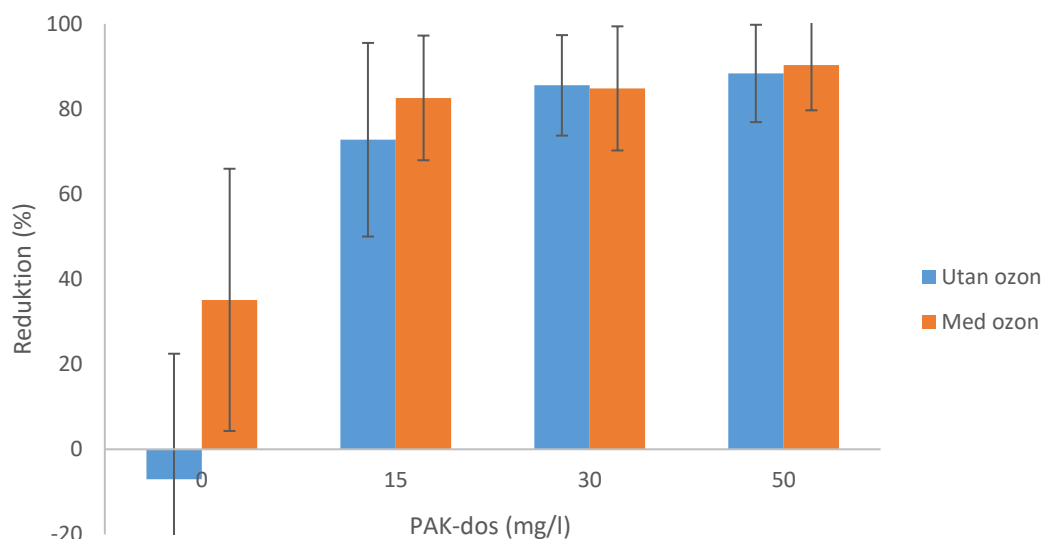
Styrningen av slamhalten gjordes genom manuell justering av slamuttagen baserat på analyser av slamhalten i processen. Periodvis kunde slamuttaget hållas på ett konstant flöde men vid vissa tillfällen krävdes justering av flödet som tycktes bero på förändrad slamproduktion i processen. Under den första delen av pilotdriften användes en turbiditetsgivare vid en punkt mellan PAK-tanken och koaguleringsstanken. Den aktuella signalen uppvisade god känslighet och samvariation mot uppmätt SS. Det tyder på att en automatisk reglering av slamuttaget mot en önskad slamhalt baserat på online-data från en sådan givare bör vara möjlig att implementera.

### **6.2.1. Mikroföroreningar**

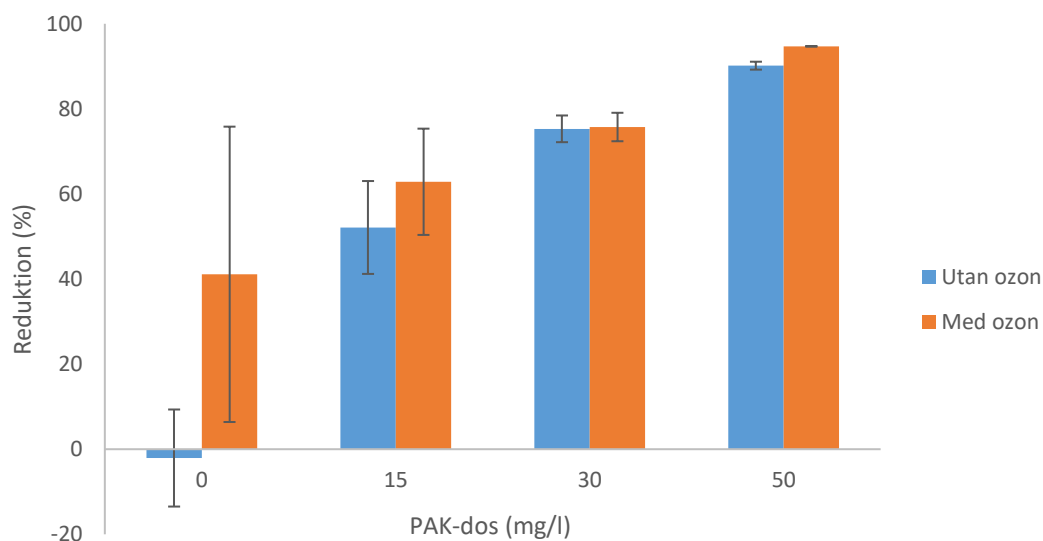
Proverna analyserades för 35 olika mikroföroreningar. Av dessa var 9 ämnen under kvantifieringsgränsen i samtliga prover för både in- och utgående vatten. Ytterligare 8 ämnen förekom i så låga halter i ingående vatten att reduktionen inte kunde kvantifieras med önskvärd noggrannhet. Återstående 18 ämnen var de som förekom i högst koncentrationer och vars reduktionsgrad kunde kvantifieras. Dessa förekom i koncentrationer mellan 10 ng/l och 59 µg/l. De ämnen som förekom i högst koncentrationer i ingående vatten var kontrastvätskan iohexol (1,7-59 µg/l) och läkemedelssubstanserna diklofenak (3,3-7,3 µg/l) och losartan (1,4-3,0 µg/l). Dessa ämnen utgjorde 62 %, 14 % respektive 5 % av den totala koncentrationen av de kvantifierade mikroföroreningarna. Inkommande koncentrationer för samtliga analyserade substanser redovisas i Tabell 12.1.

För att bedöma den totala reduktionen av mikroföroreningar vid respektive drifförhållanden beräknades total genomsnittlig reduktion på två olika sätt. Dels beräknades ett rakt medelvärde av reduktionsgraderna för de olika ämnena, utan hänsyn till att olika ämnen förekom i olika ingående koncentrationer (Figur 6.4). Därutöver beräknades en total reduktion baserat på in- och utgående massflöden av mikroföroreningar (Figur 6.5). Det senare beräkningssättet leder till ett starkt genomslag för ämnen som förekommer i relativt höga koncentrationer i ingående vatten, framförallt iohexol.

Vid drift utan PAK och ozon skedde för de flesta mikroföroreningar endast mycket liten reduktion <10 %. För vissa ämnen indikerade analyserna en ökning över anläggningen och detta gällde framförallt furosemid, hydroklortiazid och naproxen för vilka ökningen var konsekvent och signifikant (+28 till +107 %). Det är välkänt att en skenbar ökning av vissa ämnen kan bero på osäkerhet i analyserna på grund av så kallad jonsuppression (Baresel m.fl., 2017; Margot m.fl., 2013). Det beror på att förekomst av vissa ämnen i vattnet påverkar kvantifieringen av mikroföroreningar. I detta fall verkar det som den kemiska behandlingen i pilotanläggningen påverkade vattnets sammansättning på sådant sätt att kvantifieringen av de ovan nämnda ämnena förstärktes. Totalt sett observerades en reduktion av mikroföroreningar nära noll vid drift utan PAK och ozon (Figur 6.4 och Figur 6.5).



**Figur 6.4: Total reduktion av mikroföroreningar, beräknad som medelvärde av reduktioner för de olika ämnena, vid olika driftbetingelser. Felstaplarna indikerar spridningen (standardavvikelse) för reduktion av de olika substanserna.**



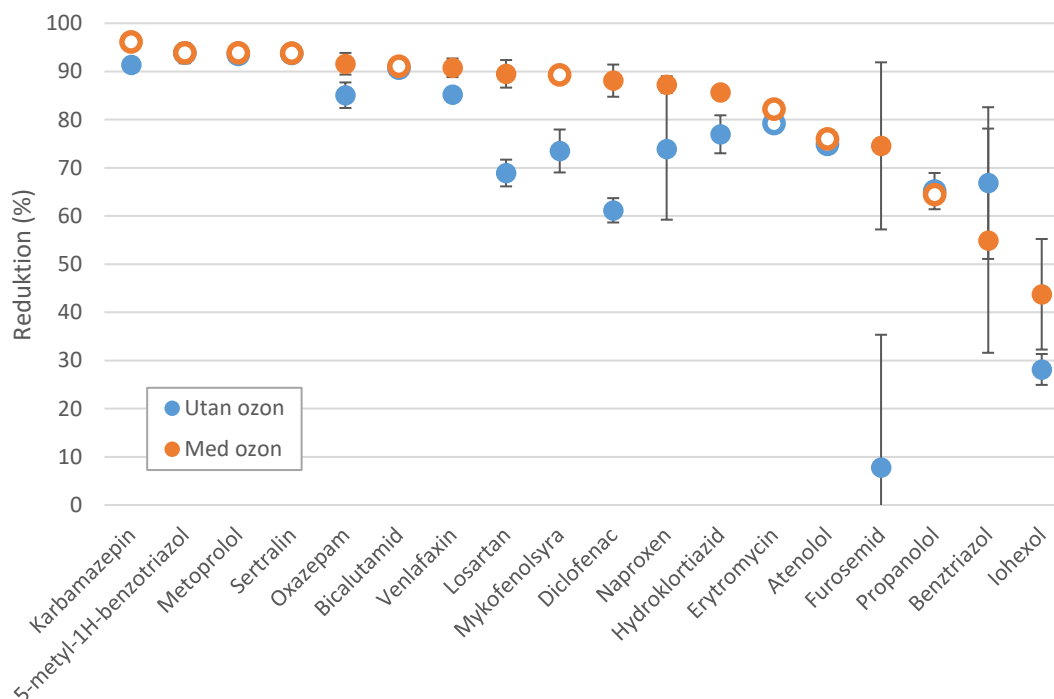
**Figur 6.5: Total reduktion av mikroföroreningar, beräknad som medelvärde baserat på in- och utgående massflöden, vid olika driftbetingelser. Felstaplarna indikerar standardavvikelse vid olika provtillfällen.**



Vid drift utan PAK med ozon skedde reduktion av några av mikroföroreningarna. Karbamazepin, losartan, mykofenolsyra, diklofenak och furosemid reducerades konsekvent med 60 % eller mer. Även vid dessa förhållanden observerades negativ reduktion av hydroklortiazid. Den totala reduktionen av mikroföroreningar var  $35 \pm 31$  % (rakt medelvärde; Figur 6.4). Även om viss reduktion förekom var samtidigt spridningen stor. Drift med endast tillsats av låg dos ozon gav således viss reduktion av några ämnen, men totalt sett en otillräcklig reduktion.

Vid drift med PAK med doseringen 15 mg/l var den totala reduktionen av mikroföroreningar  $73 \pm 23$  % (rakt medelvärde; Figur 6.4) eller  $52 \pm 11$  % (massbaserat; Figur 6.5). För 7 av 18 ämnen uppnåddes en reduktionsgrad på minst 80 % (Figur 6.6). Det ska noteras att vissa ämnen reducerades till under sin kvantifieringsgräns vilka är markerade i Figur 6.6. I dessa fall har kvantifieringsgränsen ansatts som utgående koncentration. Det innebär att i dessa fall är reduktionen minst den angivna. Den verkliga totala reduktionen kan också därför vara något högre än angivet.

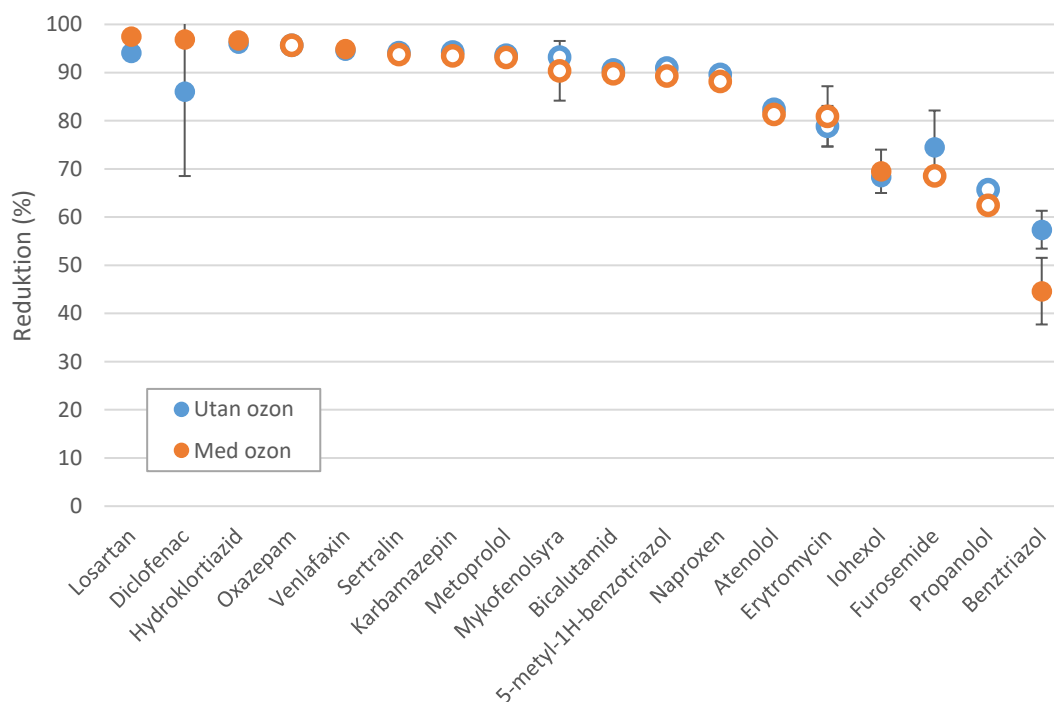
Då en låg dos ozon (1,5 mg O<sub>3</sub>/l) tillsattes utöver 15 mg PAK/l ökade reduktionen av de flesta mikroföroreningar. I genomsnitt var ökningen 10 %-enheter (vilket motsvarar en ökning om 14 %) och vid dessa förhållanden uppnåddes för 13 ämnen en reduktionsgrad på minst 80 %. De ämnen vars reduktion ökade mest markant var samma som när ozon tillsattes utan dosering av PAK, nämligen karbamazepin, losartan, mykofenolsyra, diklofenak, furosemid och iohexol. Av dessa är karbamazepin, diklofenak och furosemid allmänt betraktade som lättpåverkade av ozon (Kovalova m.fl., 2013). Den totala reduktionen av mikroföroreningar var  $83 \pm 15$  % (rakt medelvärde; Figur 6.4) eller  $63 \pm 12$  % (massbaserat; Figur 6.5). Trots att dosen av ozon var mycket låg i förhållande till vad som tillämpas vid ren ozonbehandling erhöles alltså en märkbart förbättrad reduktion av mikroföroreningar.



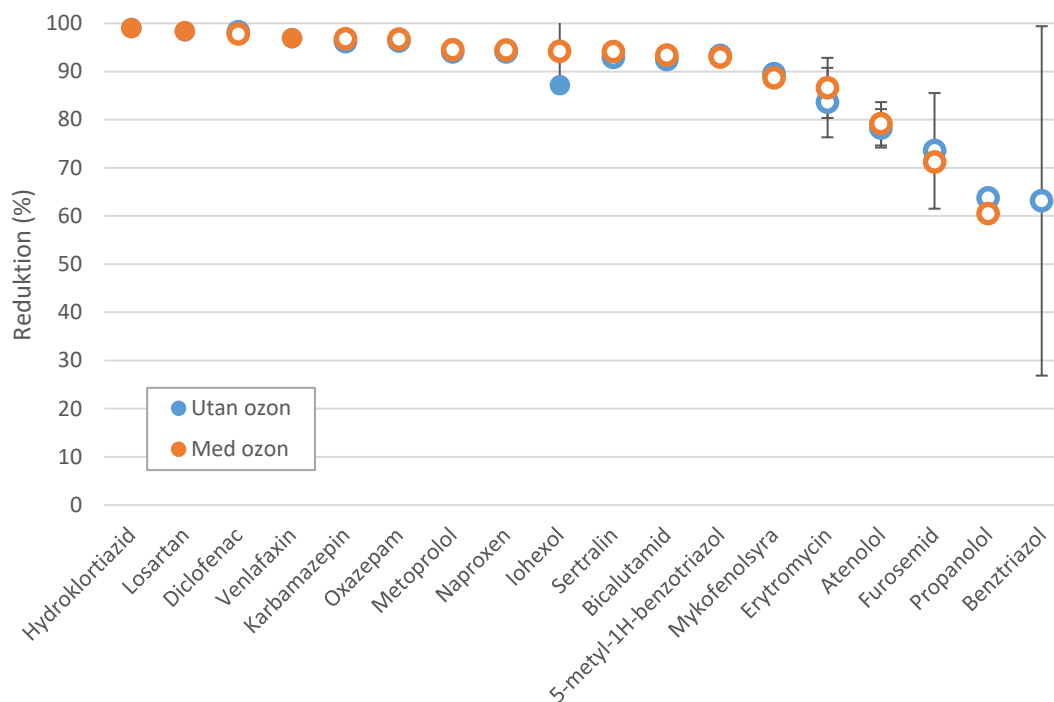
**Figur 6.6: Reduktion av mikroföroreningar vid dosering av 15 mg/l PAK utan respektive med tillsats av ozon. Fyllda symboler (●) visar fastställd reduktionsgrad och icke fyllda symboler (○) visar att reduktionen var större än indikerad nivå (pga. reduktion under kvantifieringsgränsen).**

Med en högre dosering av PAK på 30 mg/l ökade reduktionen av mikroföroreningar tydligt. Vid denna dosering reducerades 14 av 18 ämnen med minst 80 % (Figur 6.7). Den totala reduktionen var  $86 \pm 12$  % som rakt medelvärde eller  $75 \pm 3$  % massflödesbaserat (Figur 6.4 och Figur 6.5). Med denna dosering av PAK ledde inte dosering av ozon till någon signifikant ytterligare reduktion. Det berodde sannolikt på att reduktionen redan var hög. Intressant nog uppnåddes liknande reduktionsgrader med 15 mg/l PAK och ozon som med 30 mg/l PAK utan ozon.

Med en ytterligare ökning av PAK-dosering till 50 mg/l ökade reduktionen av mikroföroreningar ytterligare (Figur 6.8). Den totala reduktionen var omkring 90 % både med och utan ozon (Figur 6.4 och Figur 6.5). Det är alltså möjligt att uppnå en mycket hög reduktion, men vid dessa driftförhållanden var det förknippat med hög förbrukning av PAK.



**Figur 6.7: Reduktion av mikroföroreningar vid dosering av 30 mg/l PAK utan respektive med tillsats av ozon. Fyllda symboler (●) visar fastställd reduktionsgrad och icke fyllda symboler (○) visar att reduktionen var större än indikerad nivå (pga. reduktion under kvantifieringsgränsen).**



**Figur 6.8: Reduktion av mikroföroreningar vid dosering av 50 mg/l PAK utan respektive med tillsats av ozon. Fyllda symboler (●) visar fastställd reduktionsgrad och icke fyllda symboler (○) visar att reduktionen var större än indikerad nivå (pga. reduktion under kvantifieringsgränsen).**

### 6.2.2. PFAS-ämnen och fenolära ämnen

Förekomst och reduktion av PFAS-ämnen analyserades i samband med dosering av 15 mg/l PAK, vid två provtagningar vardera utan respektive med ozon. Av de 11 analyserade PFAS-ämnena var 6 st under kvantifieringsgränsen 1 ng/l i ingående såväl som utgående vatten. Dessa var 6:2 FTS, PFBS, PFDA, PFHxS, PFNA och PFOS. Övriga fem PFAS-ämnena, vilka var PFBA, PFHpA, PFHxA, PFOA och PFPeA, reducerades sammanlagt med  $15 \pm 5$  % utan ozon och  $12 \pm 9$  % med ozon från ingående koncentrationer mellan 1 och 7 ng/l. Effekten av ozon var således inte signifikant. Enskilda PFAS-ämnen reducerades med upp till ca 30 % men några provtagningar indikerade en ökad halt i utgående av något ämne. Ökad utgående halt gällde framförallt PFHxA vid drift med ozon ( $+18 \pm 12$  %). Orsaken är okänd men kan bero på osäkerhet i analysen.

Samtliga fenolära ämnen som analyserades var under kvantifieringsgränsen redan i ingående vatten. Kvantifieringsgränsen var 100 ng/l för iso-Nonylfenol och 10 ng/l för 4-n-nonylfenol, 4-tert-butylfenol, 4-tert-oktylfenol och 4-tert-pentylfenol. I övrigt kunde således inga slutsatser dras angående eventuell reduktion av fenolära ämnen i processen.

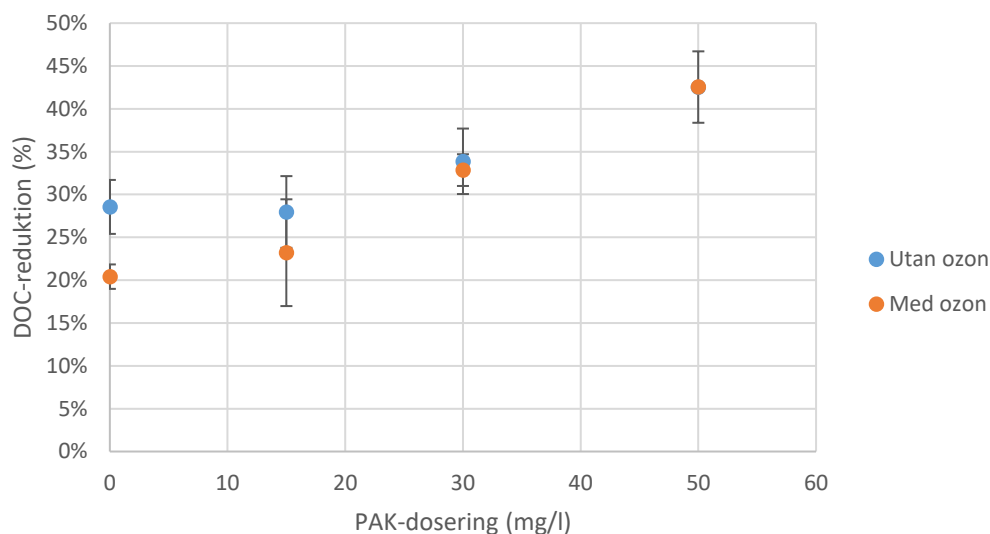
### 6.2.3. Bromat och bromid

En välkänd risk vid ozonbehandling är att bromid kan omvandlas till det cancerogena bromat. Koncentrationen av bromid i ingående vatten var i genomsnitt för sju prover  $213 \pm 7$  µg/l vilket är tillräckligt hög för att medföra en teoretisk risk för alltför hög koncentration av bromat. Koncentrationen av bromat i utgående vatten var dock under kvantifieringsgränsen (<2 µg/l) både vid ozondosering utan PAK och med 15 mg/l PAK. Gränsvärdet för bromat i dricksvatten är 10 µg/l i EU och USA. Resultaten tyder därmed på låg risk för att problematiska nivåer av bromat bildas i processen.

Pilotanläggningens utformning med dosering av ozon till inkommande ledning medförde att ozon fick minimal kontakttid med inkommande avloppsvatten innan detta nådde fram till PAK-tanken. Denna utformning leder till att ozon framförallt reagerar med PAK vilket minskar risken för bromatbildning. Att bromathalten var låg även när ingen PAK doserades tyder på att den relativt låga ozondosen och/eller kontakttiden i hela anläggningen också var gynnsamma med avseende på minimal bromatbildning.

#### 6.2.4. Övriga ämnen

Koncentrationen av löst organiskt material i form av DOC i ingående vatten var normalt 11-12 mg/l. Halten av DOC reducerade med 20-30 % utan PAK, endast på grund av fällning och flockning. En snarlik reduktion uppmättes vid tillsats av 15 mg/l PAK och med ökad dosering av PAK ökade DOC-reduktionen upp till över 40 % vid 50 mg/l PAK (Figur 6.9). En jämförelse av reduktion av DOC med reduktionen av mikroföroreningar gjorde det tydligt att mikroföroreningar utgjorde en mycken liten del (<0,5 %) av den DOC som reducerades. Huvuddelen av DOC-reduktionen bestod av andra ämnen som huvudsakligen avskildes genom den kemiska fällningen och flockningen men även adsorberades på PAK.



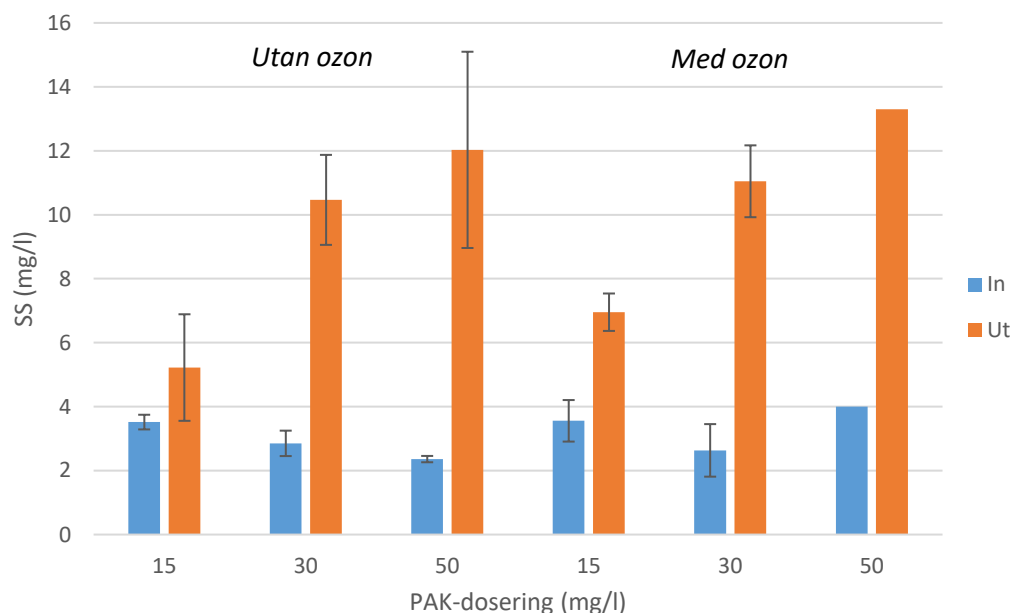
**Figur 6.9: Reduktion av löst organiskt material (DOC) vid olika dosering av PAK samt med eller utan tillsats av ozon.**

Den totala koncentrationen av organiskt material i form av TOC var 12-14 mg/l i ingående vatten. Reduktionen var 5-10 % utan PAK. Vid dosering av PAK var TOC-reduktion 10-30 % med undantag för en enskild provtagning som indikerade ökning i TOC. Reduktion av TOC uppvisade en större spridning och mindre tydlig trend i förhållande till PAK-dosering. Detta berodde sannolikt på inverkan av en variation i utgående halt av suspenderade ämnen.

Flertalet av analyserna för suspenderat material (SS) var under den egentliga kvantifieringsgränsen på grund av att för liten provvolym använts i relation till den aktuella halten. Koncentrationer beräknades trots detta, baserat på uppmätta värden, vilket kan leda till högre mätosäkerhet än normalt för analysen. Resultaten i Figur 6.10 ska därför ses som indikativa. Ingående koncentration av SS var i genomsnitt  $3,2 \pm 0,3$  mg/l. Halten tenderade att öka till utgående prover och ökningen var större med ökande PAK-dosering. Vid doseringen 15 mg/l PAK var utgående koncentration av SS  $6,0 \pm 1,5$  mg/l och med 30 mg/l PAK var den  $10,7 \pm 1,2$  mg/l. Koncentrationen av suspenderat material beräknades även i form av

suspenderat organiskt kol (differensen mellan TOC och DOC) och denna parameter bekräftade en viss ökning över processen med i genomsnitt  $1,2 \pm 0,9$  mg/l TOC.

Ett separat försök utfördes med polyaluminiumklorid som koagulant istället för järnklorid. Utgående SS för detta enskilda försök var 3,9 mg/l.



**Figur 6.10: Suspenderad substans (SS) i ingående och utgående vatten.**

Vid förhöjda halter av nitrit i vattnet kan nitrit oxideras av ozon och därmed förbruka en del av det tillsatta ozonet. Därför analyserades koncentrationen av nitrit i två prover för ingående vatten vid behandlingen med 15 mg/l PAK och tillsats av ozon. Analyserna visade  $0,08 \pm 0,02$  mg/l  $\text{NO}_2\text{-N}$ . Sådana låga koncentrationer av nitrit tyder på att oxidation av nitrit var försumbar liksom onödig förbrukning av ozon för detta ändamål.

Avskiljning av fosfat analyserades för fem prover (15 mg/l PAK). Fosfat reducerades från  $0,22 \pm 0,03$  till  $0,04 \pm 0,01$  mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ . Som förväntat bidrar den tillämpade processen till en extra polering med avseende på kemisk fosforavskiljning, åtminstone med avseende på fosfat (totalfosfor analyserades ej).

### 6.3. Diskussion

Actiflo® Carb-pilotanläggningen fungerade som avsett och uppvisade god driftstabilitet och reningsprestanda. Reduktionen av mikroföroreningar var omfattande och i nivå med vad som kunde förväntas. Kombinationen av PAK och ozon ger möjlighet till många olika driftbetingelser eftersom dosering av både aktivt kol och ozon kan regleras för att åstadkomma önskad reningseffekt. Reduktionen kan även till viss del styras mot olika substanser eller grupper därav. En mer noggrann reglering av PAK- och ozondoser kan också vara ett sätt nå optimal driftsekonomi med avseende på kol- och elenergiförbrukning. Sådan finjustering var dock utanför syftet med föreliggande pilotstudie.

Kombinationen av PAK och ozon med dosering av ozon direkt före PAK-tanken är en strategi som skiljer sig från vad som annars ofta tillämpas. Det är vanligare att ozonbehandlingen sker i ett föregående reningssteg med efterföljande avskiljning med aktivt kol (PAK eller GAK). Vid en sådan process används normalt högre ozondoser och kolet syftar till att öka avskiljningen och ta hand om de bildade nedbrytningsprodukterna. Processen i föreliggande studie syftar istället till att använda en låg dos ozon för att delvis regenerera kolet (det vill säga återskapa en del av kolets ursprungliga adsorptionsförmåga genom oxidation med ozon) och därigenom antingen öka reningseffekten eller minska förbrukningen av PAK. Resultaten visar att denna effekt är påtaglig och detta är en av de första studierna som visar detta.

Med en kostnad för PAK om 26 500 SEK/ton så blir kostnaden för PAK vid en dosering om 15 mg/l ca 0,4 SEK/m<sup>3</sup> behandlat vatten. Detta innebär att kostnaden för att dosera 30 mg PAK/l blir ca 0,8 SEK/m<sup>3</sup> behandlat vatten. Ungefär samma reduktionsgrad kunde uppnås vid en dosering om 30 mg PAK/l som vid en PAK-dosering om 15 mg/l i kombination med dosering av 1,5 mg O<sub>3</sub>/l. Kostnaden för dosering av 1,5 mg O<sub>3</sub>/l är dock ca 0,03 SEK/m<sup>3</sup> (10 kWh/kg ozon och 1 SEK/kWh samt 10 kg flytande syre/kg ozon och 1 kr/kg) vilket innebär att driftkostnaden blir signifikant mycket lägre jämfört med en dosering av 30 mg PAK/l.

De uppnådda resultaten jämfördes med tidigare studier för avskiljning av mikroföroreningar med PAK publicerade i litteraturen. Vid behandling med ozon är det vanligt att relatera ozondosen till koncentrationen av lösta organiska ämnen. Detta är lämpligt eftersom de organiska ämnena förbrukar ozon, på så sätt att en högre koncentration av DOC kräver en högre dos av ozon för att uppnå samma reningseffekt av mikroföroreningar. Normala ozondoser vid ren ozonbehandling har angetts till 0,6-1,1 mg O<sub>3</sub>/mg DOC (Baresel m.fl., 2017) att jämföra med 0,13 mg O<sub>3</sub>/mg DOC som tillsattes i denna studie. Det har visat sig att även dosering av PAK med fördel kan bedömas i relation till DOC (Altmann m.fl., 2014). I detta fall beror det på att vid adsorption av mikroföroreningar sker en konkurrens om det tillgängliga utrymmet för adsorption mellan olika organiska ämnen. Vid hög koncentration av DOC blir det således mindre utrymme för adsorption av mikroföroreningarna och reningsgraden försämras givet samma PAK-dos. Jämförelsen med tidigare studier bör därför ske både baserat på absolut PAK-dos (mg/l) och relativ dos (mg PAK/mg DOC).

I Tabell 6.4 visas reduktion av ett antal olika mikroföroreningar som uppnåtts i tidigare studier med PAK och resultaten från denna studie (15 mg/l PAK) för jämförelse. En jämförelse visar att de reduktionsgrader som uppnåtts i denna studie överlag är liknande som de som uppnåtts i tidigare studier. Majoriteten av de jämförda mikroföroreningarna har likvärdig reduktion som vid samma dosering av PAK relativt DOC i tidigare studier (Tabell 6.4). För några substanser har högre reduktion uppnåtts i denna studie medan för några har lägre reduktion uppnåtts.



Reduktionen av atenolol och azitromycin var högre än i en av de tidigare studierna (Kovalova m.fl., 2013) men i nivå med andra studierna under liknande förhållanden. Reduktionen av benzotriazol var något lägre än i de flesta studier men i nivå med vad som observerades av Kovalova m.fl. (2013). För diklofenak varierade reduktionsgraden i ett brett spektrum i litteraturen och reduktionen i denna studie ligger inom ramen för denna variation. Den låga och instabila reduktionen av furosemid (8 %) just med 15 mg/l PAK utan ozon var i stark kontrast till övriga studier (>97 %). Reduktionen av furosemid var dock betydligt högre (>69 %) i denna studie vid alla andra förhållande som utvärderades.

De mindre skillnader som förekom mellan denna och tidigare studier beror sannolikt på skillnader i det biologiskt behandlade avloppsvattnets sammansättning. När mikroföroreningar och andra organiska ämnen i vattnet förekommer i olika koncentrationer påverkas adsorptionsjämvikten så att dessa skillnader i reduktion kan uppstå. Skillnader i reduktion kan även bero på skillnader i det aktiva kolets egenskaper.

Samtliga övriga mikroföroreningar reducerades till liknande grad som i tidigare studier vid liknande driffförhållanden, eller inom den variation som förekom bland tidigare studier. Från en övergripande synvinkel uppnåddes snarlik reningseffektivitet jämfört med vad som tidigare har observerats med PAK. Även om effekten av ozon var tydlig i denna studie går det inte att observera denna effekt lika tydligt vid jämförelsen med tidigare studier vilket beror på variationerna som förekommer i dessa studier. För att observera effekten av ozon krävs en direkt jämförelse av behandling med och utan ozon med samma avloppsvatten och i övrigt samma förhållanden, såsom var fallet i denna undersökning.

En särskild jämförelse gjorde också med data publicerad från anläggningar i fullskala. Dessa anläggningar ligger i södra Tyskland och tillämpar PAK med konventionell sedimentering (Metzger m.fl., 2014). Även i dessa fall visar en jämförelse att reduktionen var liknande mellan denna och tidigare studier, endast med undantag av benzotriazol som hade något lägre reduktion i denna studie (Tabell 6.5). I Tabell 6.5 sammanställs även designdata för PAK-tank och sedimentering för de fullskaliga anläggningarna.

Koncentrationerna av SS som observerades i det utgående vattnet var, 5-7 mg/l vid dosering av 15 mg/l PAK och 10-11 mg/l vid 30 mg/l PAK. Avskiljningen av suspenderade ämnen optimerades endast grovt under pilotkampanjen både vad gäller dosering och val av koagulant och flockulant. Exempelvis utvärderades polyaluminiumklorid som koagulant vid en provtagning med 15 mg/l PAK, istället för järnklorid som annars användes. När polyaluminiumklorid användes var utgående SS 3,9 mg/l att jämföra med  $6,3 \pm 1,4$  mg/l när järnklorid användes vid samma PAK-dosering. Även om man ska vara försiktig med att dra långtgående slutsatser från en enskild provtagning tyder detta på att det kan finnas möjlighet till lägre utgående SS-halter än vad som genomsnittligt uppnåddes i denna studie. En mer omfattande optimering med avseende på typ och dosering av koagulant and flockulant var dock bortom projektets omfattning. I denna studie tillsattes samma dos koagulant och flockulant oberoende av PAK-dos. Ibland tillsätts istället koagulant proportionellt mot PAK-dosen (Boehler m.fl., 2012) och en sådan strategi kan vara värd att överväga.

Resultaten vad gäller SS från pilotstudien kan man således inte dra för stora slutsatser av. Med optimering av flockulant och koagulant både vad gäller typ och dosering så kan man förvänta sig bättre prestanda än resultatet i denna studie. Vidare kan en viss förbättring också vara möjlig utifrån att processen skalas upp till större skala.

**Tabell 6.4: Jämförelse av reduktionsgrad för utvalda mikroföroreningar med tidigare publicerade studier vid liknande driftsförhållanden med avseende på PAK-dosering och PAK-dos i förhållande till löst organiskt material (DOC).**

	Denna studie utan ozon	Denna studie med ozon	Altmann m.fl. (2014)	Altmann m.fl. (2014)	Boehler m.fl. (2012)	Kovalova m.fl. (2013)	Kovalova m.fl. (2013)	Löwenberg m.fl. (2014)	Margot m.fl. (2013)	Metzger m.fl. (2014)
<b>Process</b>	Actiflo Carb	Actiflo Carb	Satsvis	Satsvis	PAK-SBR	PAK-UF	PAK-UF	PAK-UF	PAK-UF	PAK-sedim.
<b>Skala</b>	Pilot	Pilot	Lab	Lab	Pilot	Pilot	Pilot	Pilot	Pilot	Fullskala
<b>PAK-dos (mg/l)</b>	15	15	15	20	10	8,2	23,7	17,1	12	10
<b>DOC (mg/l)</b>	11,2	11,1	14,2	14,2	8,8	7,0	7,0	8,8	-	-
<b>PAK/DOC (mg/mg)</b>	1,34	1,35	1,06	1,41	1,14	1,17	3,39	1,94	-	-
<b>Substanser och reduktion (%)</b>										
Atenolol	>75	>76			97	28	>88		88	
Azitromycin	>46	>43				20	100		76	
Benzotriazol	67	55	72	80	95	69	84	93		77-92
5-metyl-1H-benzotriazol	>94	>94				85	93			
Clarithomycin	>59	>64			99	100	100		92	
Diklofenak	>66	88	92	97	67	96	98	85	69	75-97
Erytromycin	>59	>82				>95	>88			
Flucanazol	>30	>25				87	95		>64	
Furosemid	8	75				98	>97			
Hydroklortiazid	77	86				88	97			
Ibuprofen	>54	>16			95				83	
Iohexol	27	44			6				57	
Karbamazepin	91	>96	95	98	77	98	99	94	90	80-92
Ketoprofen	-	-							81	
Metoprolol	>94	>94				>98	>99		95	90-97
Naproxen	74	87			65				81	
Oxazepam	85	92			77	98	99		69	
Propanolol	>65	>64				>91	>94		99	
Sulfametaxol	-	-	40	50	0	2	33	68	64	15-65
Tramadol	>32	>37				98	100			
Trimetoprim	>46	>53					>83		94	
Venlafaxin	85	91			80	99	100		46	

Tabell 6.5: Dimensionering och prestanda för några anläggningar med PAK och sedimentering i fullskala (Metzger m.fl., 2014) och prestanda i föreliggande studie för jämförelse.

Anläggningsdata		Denna studie	Denna studie (med ozon)	Kressbron-Langen-argen	Stockacher Aach	Lahr	Langwiese	Böblingen-Sindel-fingen	Mannheim
PAK-dos	mg/l	15	15	10	10	10	10	10	10
Q	l/s			252	450	350	1 100	1 000	1 500
Q <sub>max</sub>	m <sup>3</sup> /h			907	1 620	1 260	3 960	3 600	5 400
Volym, PAK-tank	m <sup>3</sup>			552	852	1 030	3 750	1 800	3 700
HRT <sub>PAK</sub> min	h			0,58	1	1	1	0,5	0,65
V <sub>Sed</sub>	m <sup>3</sup>			2 540	924	3 550	8 500	7 200	11 750
HRT <sub>Sed</sub> min	h			2,5	1,0	2,8	2,1	2,0	2,2
Ytbelastn. max	m/h			1,6	0,82	1,4	1,9	2,0	1,1
<b>Substanser och reduktion (%)</b>									
Benzotriazol	%	67	55	92	83	-	-	80	77
Carbamazepin	%	91	>96	93	89	87	-	80	85
Diklofenak	%	>66	88	97	85	77	-	75	82
Metoprolol	%	>94	>94	96	95	97	-	90	92
Sulfametaxol	%	-	-	65	41	-	-	15	32

#### 6.4. Slutsatser

Följande huvudsakliga slutsatser kan dras utifrån de genomförda pilotförsöken:

- Pilotanläggningen uppvisade god driftsstabilitet och de resultat som erhöles är i paritet med flertalet publicerade resultat från andra studier baserade på läkemedelsrening med PAK.
- 15 mg/l dosering av aktivt kol gav 73 % reduktion av läkemedelsrester (rakt medelvärde).
- Vid 15 mg/l dosering av aktivt kol gav 1,5 mg/l ozondosering 14 % ökad reduktion vilket resulterade i en reduktion om 83 % (rakt medelvärde).
- 30 mg/l dosering av aktivt kol gav 86 % reduktion av läkemedelsrester (rakt medelvärde).
- Vid 30 mg/l dosering av aktivt kol gav inte ozondosering någon signifikant ökning av reduktionen.
- Ungefär samma reduktion av läkemedelsrester kunde således uppnås vid 15 mg/l dosering av aktivt kol i kombination med 1,5 mg/l dosering ozon som vid dosering av 30 mg/l aktivt kol. Kostnaden för 15 mg/l aktivt kol och 1,5 mg/l ozon beräknades till 0,43 SEK/m<sup>3</sup> medan kostnaden för 30 mg/l aktivt kol beräknades till 0,8 SEK/m<sup>3</sup> vilket innebär att driftskostnaden för det förstnämnda alternativet blir signifikant mycket lägre.
- 50 mg/l dosering av aktivt kol gav ca 90 % reduktion av läkemedelsrester både med och utan dosering av ozon (rakt medelvärde).
- Bromidhalten var tillräckligt hög för att risk för bromatbildning skulle föreligga. Samtliga analyser av bromat gav dock resultat som var lägre än kvantifieringsgränsen vilket visar att processens uppbyggnad (kort kontakttid med ozon och låg dos) inte gynnar bromatbildning.
- 6 av 11 analyserade PFAS-ämnen var under kvantifieringsgränsen i inkommande vatten till pilotanläggningen. Övriga 5 PFAS-ämnen som förekom i låga halter reducerades ca 15 % utan ozon. Ingen signifikant effekt av ozon noterades.
- Samtliga fenolära ämnen som analyserades var under kvantifieringsgränsen i inkommande vatten till pilotanläggningen.

## 7. Delprojekt 6 – pilotförsök med bärarmaterial

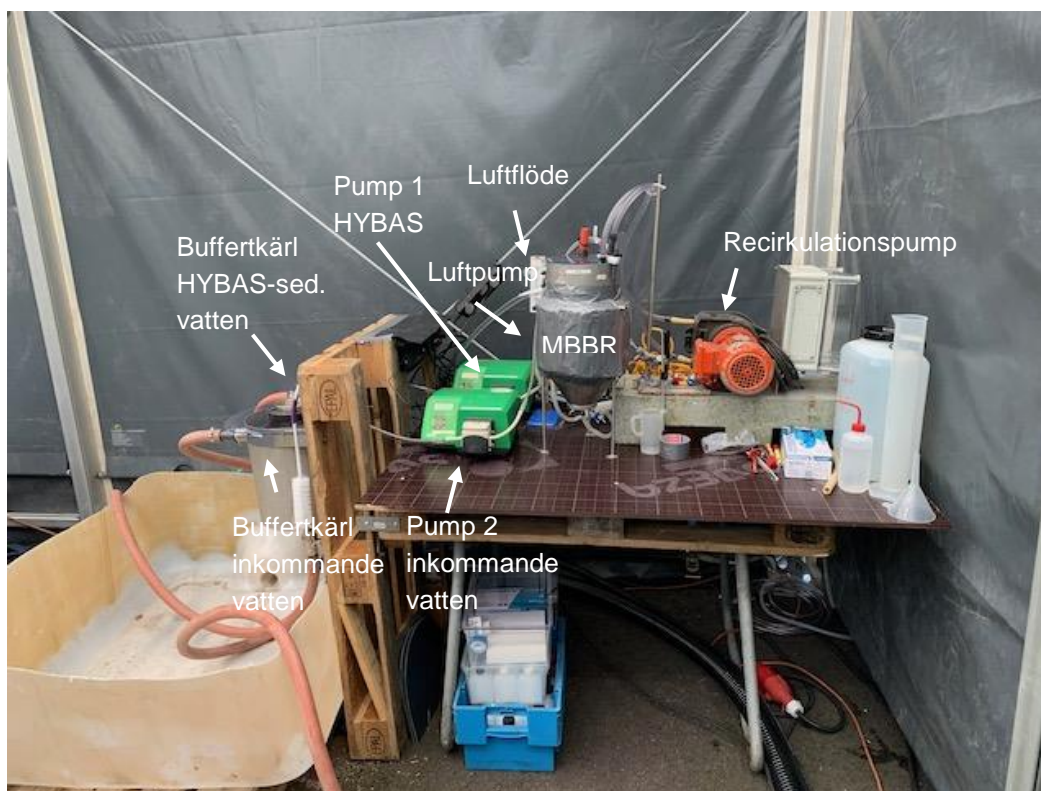
### 7.1. Material och metoder

En mindre pilotanläggning i bänkskala för biologisk avskiljning av läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar baserad på MBBR uppfördes i samma tält på Kullaviks avloppsreningsverk som pilotanläggningen med Actiflo® Carb. Valet att utföra en MBBR-studie på plats baserade sig på att resultat från satsvisa försök med suspenderade bärare från Kullaviks existerande HYBAS™ process visat på bättre biologisk nedbrytningsförmåga än det aktivslam som togs från samma processlinje och frågeställningen var då om en bättre optimerad drift enligt Veolias läkemedelreningskoncept med MBBR, eXeno™, kunde förbättra detta ytterligare. MBBR-piloten var i kontinuerlig drift från 21 februari till 16 juni 2020

#### 7.1.1. Försöksuppställning

MBBR-piloten färdigställdes på plats med nyckelkomponenterna, en 8 liter reaktor i rostfritt stål (motsvarande ca 7 liters vattenvolym vid drift), en luftpump för syresättning (Air Blow 100), en rotameter för styrning av luftflöde (Dwyer Instruments Inc), 2 st. slangpumpar för två olika avloppsvatten (Watson Marlow 520S), en något större slangpump för internrecirkulation (0,37 kW Christian Berner AB), multimer (energieffekt Power Manager) för kontroll av drifttider, 2 st. 10 liters buffertkärl för mellanlagring av två olika avloppsvatten samt Anox K™3 bärare (406 st.) som uttogs från Kullaviks existerande HYBAS™ vid start, Figur 7.1. Dessutom användes en dränkbar pump (ca 7 m<sup>3</sup>/h) för överföring av avloppsvatten till första buffertkärlet och en dränkbar pump (ca 10 m<sup>3</sup>/h) för överföring av avloppsvatten 2 till andra buffertkärlet.

Temperaturen i reaktorn var ej kontrollerad utan motsvarade aktuella förhållanden. Luft tillfördes med luftpumpen genom en perforerad platta i botten på reaktorn, motsvarande ett grovblåsig luftningssystem. Bärarna hölls kvar i reaktorn genom att utgående mynning för behandlat avloppsvatten var mindre än bärarna. Mängden tillförd luft reglerades manuellt med slangklämma och rotametern. Luftflödet på 2 l/min motsvarade en mängd som säkerställde att bärarna omblandades i reaktorn och att löst syrehalt överskred 3 mg/l då luftning utfördes.



**Figur 7.1: Försöksupställning för läkemedelsrening med MBBR**

Driftstrategin enligt eXeno™ innebar att MBBR-piloten i huvudsak behandlade det utgående sedimenterade vattnet från en av de existerande HYBAS™ linjerna på Kullaviks reningsverk, men med jämna mellanrum tillförs istället, under en kortare tid, inkommande obehandlat avloppsvatten. Detta sker för att biofilmen annars skulle bli tunn och substratbegränsande för läkemedelsreduktion, då halten läkemedelsföreningar i avloppsvatten utgör en alltför låg halt av substrat för uppbyggnad av tillräcklig mängd biomassa.

MBBR-pilotdriften utfördes av praktiska skäl i ett enda steg, istället för multipla MBBR-steg, vilket hade varit tillvägagångssättet vid implementering i fullskala. MBBR-piloten tillfördes slutsedimenterat vatten från HYBAS-linjen och inkommande obehandlade avloppsvatten i cykler, med 42 timmars drift på slutsedimenterat vatten följt av 6 timmars drift på obehandlat avloppsvatten. I båda fallen var flödet konstant med en uppehållstid på 2 timmar i reaktorn (2h HRT). Totalt sett tillfördes därmed reaktorn ett obehandlat avloppsvatten motsvarande 14,3 % av flödet från det behandlade sedimenterade vattnet (motsvarande 12,5 % av totala flödet).

Under de första 3 timmarna av drift med obehandlat avloppsvatten hölls reaktorn oluftad varvid anaeroba förhållande skapas. Vattnet och till viss del bärarna hölls då omblandade genom rundpumpning av vattnet med hjälp av en recirkulationspump. Därefter initierades luftningen med fortsatt 3 timmars drift med obehandlat avloppsvatten. Under hela driftperioden av vatten från HYBAS -sedimenteringen hölls reaktorn luftad.

Vald driftstrategi enligt ovan förelåg under hela försöksperioden.



### 7.1.2. Provtagning

Uppföljningen av MBBR-piloten utfördes genom tillsyn, underhåll och provtagning. Tillsyn skedde under vardagar då det kontrollerades att utrustningen var i drift enligt plan, att vattennivån i buffertkärl var korrekt och att vatten tillfördes reaktorn. Underhåll omfattades av rengöring och/eller utbyte av slangar för vattentillförsel. Konditionering av ventiler till buffertkärl utfördes ca 1 gång per vecka. Provtagning utfördes med avseende på analys av standardanalyser som COD, kväve och fosfor, samt med avseende på läkemedelsföreningar. Eftersom det tar lång tid att adaptera bakterier till de nya driftsförhållandena enligt eXeno™ uttogs proverna för läkemedelsreningen endast i slutet av provperioden (26/5 - 16/6), medan prover för standardanalyser uttogs under hela driftsperioden.

Provtagningen utfördes som stickprov på inkommande sedimenterade vattnet från HYBAS-linjen till MBBR reaktorn, på utgående vatten från reaktorn tidsförskjutet 2 timmar motsvarande den hydrauliska uppehållstiden, på obehandlat avloppsvatten då denna driftperiod var aktuell, på reaktorvatten i slutet av den anaeroba fasen och på reaktorvatten i slutet av driftsperioden med obehandlat avloppsvatten.

Under 3 dagar utfördes en mer intensiv provtagning specifikt för läkemedelsanalyser (se appendix 12.4).

Efter avslutad provtagningskampanj uttogs 80 st Anox K™3 bärare från piloten till satsvist försök, vilka sköljdes lätt i lite sedimenterat vatten från HYBAS-steget och överfördes till en behållare med 500ml sedimenterat vatten från HYBAS-steget. Samtidigt uttogs motsvarande mängd Anox K™3 bärare från HYBAS linjen (fullskalan) och förvarades på motsvarande sätt. Bärarna förvarades kylt tills satsvisa försök med syntetiskt medium enligt avsnitt 4.1.1. utfördes dagen efter på Veolia Water Technologies, AnoxKaldnes laboratorium.

En utökad provtagning för organiska mikroföroreningar utfördes även den 16 juni där inflödet till MBBR-stoppades och fortsatt reduktion skedde under satsvisa förhållanden i ytterligare 6 timmar (se appendix 12.4). MBBR-pilotförsöket avslutades därefter.

### 7.1.3. Analyser

NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N och PO<sub>4</sub>-P analyserades enligt ISO 15923-1:2013. Suspenderad analys genom filtrering SS-EN 872:2005. Vidare analyserades proverna med avseende på total (COD<sub>tot</sub>) och löst (COD<sub>l</sub>) kemiskt syreförbrukande ämnen COD<sub>Cr</sub> enligt Hach Lange LCK 114.

Analys av läkemedelssubstanser på prover uttagna vid satsvisa försök med bärare från MBBR-piloten och från HYBAS-linjen utfördes i enlighet med beskrivning i 2.1.3.

## 7.2. Resultat

### 7.2.1. Kväve-, fosfor- och COD-reduktion i MBBR-piloten

MBBR-piloten var i stabil drift under de fyra försöksmånaderna (februari - juni), med kontinuerlig rening utan avbrott. Vid ett par tillfällen under den inledande driftsperioden var nivån i buffertkärl för obehandlat avloppsvatten något lågt på grund av igensättning i en strypventil, men efter regelbunden (daglig) konditionering av ventilen kunde detta problem undvikas.

Eftersom MBBR-piloten ej hölls tempererad, kom det behandlade avloppsvattnet i reaktorn att under den inledande driftsperioden ha en låg temperatur, 12°C, för att under våren och sommaren öka upp till 20°C. Med konstant luffflöde ger det en viss påverkan på löst syrehalt. Eftersom syrebehovet var mycket lågt då det behandlade avloppsvattnet utgjordes av sedimenterat vatten från en HYBAS-linje, kom syrehalten trots

ett lågt luftflöde på 2 l/min (motsvarande bottenytluftning på ca 4 Nm<sup>3</sup>/h,m<sup>2</sup>) alltid överskrida 7 mg/l. Då obehandlat avloppsvatten behandlades låg syrehalten generellt på 1 – 3 mg /l.

Utifrån stickprovsanalyser vid provtillfällena erhöles COD, kväve och fosfatreduktion i MBBR-piloten enligt Tabell 7.1, där prov på inkommande vatten (sedimenterat HYBAS-vatten från fullskala) togs 2 h innan prov på utgående vatten, motsvarande den hydrauliska uppehållstiden i reaktorn

**Tabell 7.1: Vattensammansättningen in och ut från MBBR-piloten under försöksperioden då piloten behandlade vatten från HYBAS-sedimenteringen.**

Analyserad parameter	Inkommande vatten*	Utgående vatten
CODof (mg/l)**	41 ± 5	42 ± 7
CODf (mg/l)***	36 ± 4	34 ± 3
TSS (mg/l)****	4 ± 2	7 ± 6
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	2,1 ± 1,2	0,13 ± 0,07
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	1,5 ± 0,78	4,3 ± 2,0
NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	0,11 ± 0,03	0,04 ± 0,03
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	0,20 ± 0,07	0,27 ± 0,08

\*Utgående från sedimenteringen i HYBAS™ -linje (fullskala), \*\* CODof= ofiltrerat COD, \*\*\* CODf= filtrerat COD, \*\*\*\* Indikativ TSS halt pga låg tillgänglig provvolym

Det obehandlade inkommande avloppsvatten, som periodvis under 6 timmar tillfördes pilotreaktorn vartannat dygn, karakteriserades utifrån stickprovsmätningar enligt Tabell 7.2. Resultat från stickprovsmätningar i slutet av den oluftade (anaeroba) fasen, efter 3 timmars tillförsel av obehandlat avloppsvatten, framgår av samma tabell (Tabell 7.2).

**Tabell 7.2: Vattensammansättningen in och ut från MBBR-piloten under försöksperioden då piloten behandlade obehandlat vatten från inkommande (efter gallerstation) fullskala.**

Analyserad parameter	Inkommande obehandlat avloppsvatten*	Prov från MBBR-pilot i slutet av anaerobifas
CODof (mg/l)***	486± 38	-
CODf (mg/l)****	150 ± 33	82 ± 15
TSS (mg/l)	220 ± 20	-
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	39 ± 6,1	27 ± 8,8
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	0,03 ± 0,03	< D**
NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	< D**	< D**
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	4,0 ± 0,65	3,0 ± 0,56

\*Efter gallerstation \*\*Under detektionsgräns, \*\*\* CODof= ofiltrerat COD, \*\*\*\* CODf= filtrerat COD

Som framgår av Tabell 7.1, är det sedimenterade vattnet från HYBAS-linjen vid provtillfällena långtgående renat med avseende på COD, kväve och fosfor. Vidare behandling i MBBR-piloten gav ingen signifikant rening med avseende på COD. Kvarvarande ammonium reduceras till mycket låga halter, motsvarande en reduktion på ca 2 mg/l, vilket ger en motsvarande ökning av nitrathalten. Löst fosfat, som redan är mycket låg (0.2 mg PO<sub>4</sub>-P/l) minskar inte alls över reaktorn, trots en drift med periodvis tillförsel av obehandlat inkommande avloppsvatten, som anses vara gynnsam för anrikning av fosfatackumulerande organismer. Det blir även tydligt från Tabell 7.2, då förväntad fosfatkoncentration i reaktorn utan någon form av reaktion och konstant inflöde med 4,0 mg PO<sub>4</sub>-P/l efter 3 timmar skulle ge 3,2 mg PO<sub>4</sub>-P/l enligt "ideal" tank reaktor beräkning och den uppmätta halten var överensstämmande med detta värde, vilket visar att det inte skedde något fosfatläpp i slutet av den anaeroba fasen.

### 7.2.2. Läkemedelsrening i MBBR piloten

Reduktionen av läkemedelssubstanserna, dels över MBBR-piloten (8 provtagningstillfällen) och dels över hela reningsverket plus efterbehandling i MBBR-pilot (2 provtagningstillfällen), samt dess utgående koncentrationer framgår av Tabell 7.3.

**Tabell 7.3: Utgående koncentrationer av läkemedelssubstanserna från MBBR-piloten samt reduktionsgraden (%)**

Substanser	Koncentration ut från MBBR pilot (ug/L) n=8	Reduktion över MBBR (%) n=8	Reduktion över hela reningsverk+MBBR (%) n=2
1-H-benzotriazol	0,61 ± 0,11	-10 ± 28	41 ± 15
5-klorbenzotriazol	< 0,01	-	-
5-metyl-1H-benzotriazol	0,91±0,20	26 ± 10	32 ± 25
Atenolol	0,37 ± 0,03	19 ± 10	80 ± 0,9
Azitromycin	< 0,05	-	> 26
Bezafibrat	< 0,01	-	> 93
Bikalutamid	0,59 ± 0,05	2 ± 11	6 ± 11
Citalopram	0,18 ± 0,02	-9 ± 15	2,1 ± 1,2
Ciprofloxacin	<0,1	-	> 54
Claritromycin	< 0,01	-	-
Diklofenac	9,4 ± 0,5	-7 ± 12	17 ± 9
Erytromycin	0,06 ± 0,01	4 ± 17	44 ± 15
Fluconazol	0,14 ± 0,02	1 ± 12 (n=7)	-11 ± 28
Furosemid	1,10 ± 0,19	7 ± 14	19 ± 12
Hydroklortiazid	1,51 ± 0,08	-4 ± 8	-85 ± 8
Ibuprofen	< 0,1	-	> 99
Iohexol	10,0 ± 2,5	54 ± 9	93 ± 0,2
Iopromid	< 0,5	-	-
Karbamazepin	0,29 ± 0,03	2 ± 11	6 ± 8
Ketokonazol	<0,1	-	> 32
Ketoprofen	0,14 ± 0,03	49 ± 6	87 ± 2
Klofibrinsyra	< 0.01	-	-
Losartan	1,24 ± 0,19	43 ± 10	77 ± 3,7
Metoprolol	1,14 ± 0,13	0 ± 12	22 ± 3
Metotrexat	< 0,07	-	-
Mykofenolsyra	0,05 ± 0,01	60 ± 12	95 ± 1
Naproxen	0,14 ± 0,02	62 ± 5	99 ± 0,6
Oxazepam	0,31 ± 0,03	-11 ± 17	18 ± 22
Paracetamol	<0,2	-	> 99,8
Propanolol	0,13 ± 0,01	8 ± 12	26 ± 17
Sertralin	0,08 ± 0,02	27 ± 17	59 ± 2
Sulfametoxazol	< 0,9	-	-
Venlafaxin	0,47 ± 0,05	-8 ± 13	7 ± 9
Trimetoprim	0,26 ± 0,09	8 ± 16	65 ± 0,3
Tramadol	0,13 ± 0,02	-7 ± 18 (n=7)	-18 (n=1)

\* n – antal in- och ut-prov till reaktorn

Vid två provtillfällen förlängdes uppehållstiden i reaktorn från 2 timmar till 4 timmar, vilket tydligt ökade reduktionen för de substanser där man kunde påvisa reduktion också vid 2 timmars uppehållstid, Tabell 7.4.

**Tabell 7.4: Inverkan av förlängd uppehållstid i MBBR-piloten från 2h till 4h**

Substanser	Reduktion över MBBR (%) 2h HRT n=8	Reduktion över MBBR (%) 4h HRT n=2
5-metyl-1H-benzotriazol	26 ± 10	42 ± 17
Atenolol	19 ± 10	46 ± 10
Furosemid	7 ± 14	15 ± 19
Iohexol	54 ± 9	74 ± 9
Ketoprofen	49 ± 6	72 ± 7
Losartan	43 ± 10	68 ± 11
Mykofenolsyra	60 ± 12	74 ± 1
Naproxen	62 ± 5	77 ± 8
Propanolol	8 ± 12	10 ± 30
Sertralin	27 ± 17	46 ± 10
Trimetoprim	8 ± 16	34 ± 14

\* n – antal in- och ut-prov till reaktorn

Förlängd tid för nedbrytning utan vidare tillförsel av inkommande vatten indikerade en tydlig förbättring av nedbrytningen av substanserna, Tabell 7.5, även för substanser som inte gav signifikant nedbrytning under normaldrift (2 h HRT). Då varje provtillfälle (0, 2, 4, respektive 6 timmar) utgör en mätning utan replikat, medför detta en förhöjd mätosäkerhet. För flertalet substanser tycks t.ex. reduktionsvärdet efter 6 timmar var lägre än det efter 4 timmar, vilket endast kan ske om re-transformering till modersubstansen uppkommer.

**Tabell 7.5: Läkemedelssubstanser där nedbrytningen ökade 2, 4 och 6 timmar efter att inflödet till MBBR-piloten stängdes av jämfört med halten i pilotreaktorn vid tiden noll dvs tiden för stopp av inflödet (för fullständig lista se appendix 12.5).**

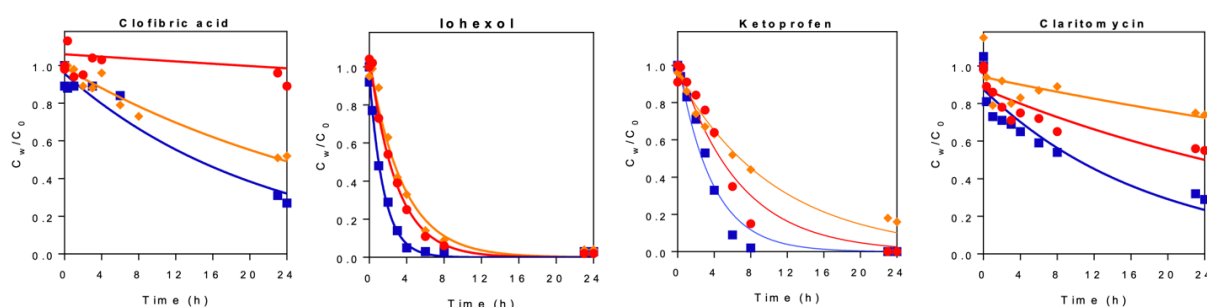
Substanser	Reduktion efter 2h (%)	Reduktion efter 4h (%)	Reduktion efter 6h (%)
1-H-benzotriazol	15	28	35
5-metyl-1h-benzotriazol	45	60	43
Atenolol	48	71	> 75*
Azitromycin	79	85	84
Bikalutamid	40	49	27
Citalopram	31	53	17
Claritromycin	80	84	75
Diklofenac	22	28	5
Erytromycin	61	68	52
Furosemid	48	63	63
Hydroklortiazid	20	34	6
Iohexol	78	> 91*	> 91*
Ketoprofen	85	> 94*	> 94*
Losartan	61	82	86
Metoprolol	33	48	35

Mykofenolsyra	> 80*	> 80*	> 80*
Naproxen	86	> 91*	> 91*
Oxazepam	27	30	6
Propanolol	24	48	25
Sertralin	66	89	45
Venlafaxin	28	40	16
Trimetoprim	28	44	29
Tramadol	45	> 53*	34

\* Reduktionen begränsas av detektionsnivån

### 7.2.3. Läkemedelsrening i satsvisa försök

Resultaten från satsvisa försök med mikroföroreningarna för några substanser där eXeno visade på en förbättrad nedbrytning jämfört med bärare från HYBAS fullskalan framgår av Figur 7.2 (för övriga resultat från de satsvisa försöken se appendix).



**Figur 7.2:** Reduktion av klofibrinsyra, iohexol, ketoprofen och claritromycin i satsvisa försök. Symbolerna i graferna representerar uppmätta koncentrationer av mikroföroreningar i vattenfasen,  $C_w$ , under försöket relativt startkoncentrationen,  $C_0$ . Kontinuerliga linjer representerar de modellerade koncentrationerna enligt en första ordningens nedbrytningshastigheter.  $\blacksquare$  eXeno  $\bullet$  MBBR (Batch 2)  $\blacktriangle$  MBBR (Batch 1) eXeno = bärare från MBBR-piloten juni 2020, MBBR (Batch 2) = bärare från HYBAS fullskalan juni 2020, MBBR (Batch 1) = bärare från HYBAS fullskalan september 2019.

Nedbrytningshastighetskonstanterna,  $k$  (1/h) och normaliserat mot mängden biomassa,  $k_{bio}$  (l/gTSS,d) för de olika substanserna i de satsvisa försöken med bärare från MBBR-piloten (eXeno i uttaga juni 2020) och bärare (endast) från HYBAS-linjen (uttaga september 2019 och juni 2020) redovisas i Tabell 7.6.

**Tabell 7.6:** Nedbrytningshastighetskonstanterna  $k$  och  $k_{bio}$  i satsvisa försök med läkemedelssubstanser med bärare från MBBR-piloten och bärare från HYBAS-linjen för några substanser där bärare från piloten uppvisade högre nedbrytning än bärare från fullskalan (för fullständig lista se appendix).

Substanser	$k$ (1/h)			$k_{bio}$ (l/g,d)		
	eXeno Juni-20	MBBR Juni-20	MBBR Sept-19	eXeno Juni-20	MBBR Juni-20	MBBR Sept-19
Claritromycin	0,05	0,02	0,01	0,39	0,16	0,06
Iohexol	0,65	0,34	0,28	4,63	2,32	1,55
Ketoprofen	0,27	0,15	0,09	1,94	1,03	0,52
Klorfibrinsyra	0,05	0,02	0,03	0,32	0,02	0,16
Naproxen	0,53	0,48	0,25	3,78	3,23	1,38

### 7.3. Diskussion

Driftstrategin för MBBR-piloten var en förenklad strategi jämfört med hur driften bör utföras vid applikation i fullskala, där man skulle valt att ha minst 2 st MBBR i kontinuerlig drift för rening av utgående HYBAS-vatten och 1 MBBR för behandling av inkommande avloppsvatten i ett roterande tidsschema. Denna förenkling kan ha medfört att resultaten till viss del inte ger en exakt bild av vad som kan förväntas vid implementering i fullskala. Samtidigt, visade sig den valda utformningen av MBBR-piloten ge en ytterst stabil drift med minimalt behov av underhåll. Genom att hålla sig till en och samma driftstrategi under hela försöksperioden och förlägga provtagning för läkemedelsreningen i slutet av denna period, säkerställdes även bästa möjliga adaptation av mikrofloran i biofilmen.

Under hela driftsperioden uppvisade utgående vatten från HYBAS-sedimenteringen, dvs det inkommande vattnet till MBBR-piloten (under 42 timmar per 2 dygn), en stabil långtgående rening med avseende på COD, kväve och fosfor. En COD-reduktion på 2 mg COD/l och 2 mg NH<sub>4</sub>N/l (för nitrifikation) skulle på sikt inte kunna upprätthålla en önskvärd tjock och aktiv biofilm, utan leda till en ytterst tunn biofilm med lägre total reduktionskapacitet. Genom att periodvis mata reaktorn med inkommande obehandlade avloppsvatten motverkas utarmning av biomassan och med en avvägd andel obehandlat vatten (12,5 % av totala flödet) kan även långsamväxande bakterier (nitrifierare m.fl.) etableras för optimerad läkemedelsrening. Vid försökets slut var biomassan på bärarna från pilotreaktorn ungefär densamma som bärarna i fullskalan, 13,5 g TS/m<sup>2</sup> motsvarande 3,37 g TS/l vid 50 % fyllnadsgrad för pilotreaktorn jämfört med 14,2 g TS/m<sup>2</sup> motsvarande 3,56 g TS/l vid 50 % fyllnadsgrad för bärare från fullskalan vid samma tidpunkt (juni 2020). Dessa värden var endast något lägre än mängden biofilm på bärarna i förstudien (september 2019) med 17,2 g TS/m<sup>2</sup> motsvarande 4,29 g TS/l vid 50 % fyllnadsgrad.

Vid behandling av inkommande obehandlade avloppsvatten (6 timmar per 2 dygn), var de första tre timmarna oluftade och följande tre timmarna luftad, med syftet att anrika för både anaerobt och aerobt substratupptag. Under anaeroba faser skulle potentiellt polyfosfat-ackumulerande organismer (PAO) kunna gynnas, vilka då skulle kunna ge en extra fosforrening då driften skiftade tillbaka till behandling av vatten från HYBAS-sedimenteringen. Något anaerobt frisläpp av fosfat eller senare utökad upptag av fosfat under aeroba förhållande kunde inte erhållas. Det kan dock inte uteslutas att ett visst anaerobt upptag av glykogen-ackumulerande organismer (GAO) skedde, speciellt då förlängd tid för anaerobi (>2 timmar) generellt anses gynna GAO gentemot PAO. Förväntad löst COD koncentration i reaktorn utan någon form av reaktion och med konstant inflöde med 150 mg löst COD/l skulle efter 3 timmar ge 124 mg COD/l enligt "ideal" tank reaktor beräkning och utan hänsyn till eventuell hydrolys av partikulär COD, men den uppmätta halten var betydligt lägre, motsvarande ca 82 mg löst COD/l, vilket visar på upptag av löst COD även om det beaktas att det åtgår en mindre mängd COD för att reducera de ca 4 mg NO<sub>3</sub>N/l som finns i reaktorn i samband med att inflödet skiftar till inkommande obehandlat avloppsvatten. Det är vidare också möjligt att den låga halten fosfat i det HYBAS-sedimenterade vattnet (< 0,2 mg PO<sub>4</sub>-P/l) inte skapar en tillräckligt hög drivkraft för anrikning av PAO. Även om anrikning av PAO ej tycks ha skett, kan anrikning av substrat med hjälp av andra organismer, som t.ex. GAO, vara till fördel då man sedan skiftar tillbaka till HYBAS-sedimenterat vatten, då detta vatten har en låg substrathalt av COD och NH<sub>4</sub>-N och viss biologisk nedbrytning av läkemedelssubstanser kan förväntas ske genom så kallad co-metabolism, där nedbrytning av läkemedelssubstanser kräver samtidig omvandling av t.ex. intracellulärt lagrad COD.

Trots en hög COD-belastning motsvarande 23 g CODof/m<sup>2</sup>,d (under 6 timmar) då obehandlat avloppsvatten behandlades i pilotreaktorn kunde en nitrifikationskapacitet kvarhållas i biofilmen då COD-belastningen i medeltal var 6 g CODof/m<sup>2</sup>,d.



Provtagning med stickprov för läkemedelsreningen, liksom för de andra kemiska analyserna, medför en osäkerhet vid bestämning av reduktionen även om proverna uttogs tidsförskjutna motsvarande uppehållstiden i reaktorn, då full genomslagskraft av eventuella kraftiga koncentrationsvariationer inte helt kan utjämnas. Begränsat antal replikat medför även det en osäkerhet kring uppmätta reduktioner. Vidare, utgör låga halter av ingående substanser i sig en utmaning för korrekta analyser, varför man bör iakttaga försiktighet vid tolkning av resultat från läkemedelsreningen.

Från ett begränsat antal prover tagna in och ut från pilotreaktorn kunde man se att ett antal substanser generellt inte tycks vara närvarande (under detektionsgränsen) i avloppsvattnet, inte ens i inkommande obehandlade avloppsvatten. Dit hörde, 5-klorbenzotriazol, iopromid, claritromycin, klofibrinsyra, metotrexat och sulfametoxazol. Sedan fanns det ett antal substanser som tycks vara närvarande i inkommande avloppsvatten, men inte över detektionsgränsen ut från HYBAS-sedimenteringen. Dit hörde generellt azitromycin, bezafibrat, ciprofloxacin, ibuprofen, ketokonazol och paracetamol. För kvarvarande 23 substanser uppmättes en signifikant reduktion över MBBR-piloten för de 8 substanserna 5-metyl-1H-benzotriazol, atenolol, iohexol, ketoprofen, losartan, mykofenolsyra, naproxen och sertralin samt en indikativt låg reduktion för de 3 substanserna furosemid, propranolol och trimetoprim. En dubblering av uppehållstiden, från 2 till 4 timmar, gav för samtliga dessa 11 substanser en tydligt förbättrad reduktion, Tabell 7.4. Även en förlängning av behandlingstiden utan tillförsel av inkommande nytt vatten till pilotreaktorn visade generellt att en ökad nedbrytning erhöles, Tabell 7.5. Reduktionsgraden blir här högre då utgångsläget (tiden noll) utgörs av ett redan delvis behandlat vatten samt att ingen ny tillförsel av substanser sker, varför det inte går att direkt jämföra med kontinuerlig drift med längre uppehållstid. Den generellt lägre reduktionen som erhöles efter 6 timmar jämfört med 4 timmars satsvis behandling, kan erhållas då substanser retransformeras till modersubstanserna, men den lägre reduktionsgraden för flertalet substanser i 6 timmarsprovet är anmärkningsvärd. Den satsvisa behandlingen visade också på nedbrytningskapacitet för flera av de substanser som inte kunde påvisa reduktion vid normal drift, speciellt gällde det 1-H-benzotriazol, bikalutamid, erytromycin, metaprolol och tramadol. För 7 substanser erhöles ingen signifikant reduktion vid såväl normal drift som förlängd uppehållstid. Det gällde citalopram, diklofenac, fluconazol, hydroklortiazid, karbamazepin, oxazepam och venlafaxin.

Satsvisa försök med uttagna bärare från MBBR piloten kunde till viss del verifiera resultaten från den kontinuerliga driften. Den signifikanta reduktionen av 5-metyl-1H-benzotriazol, atenolol, iohexol, ketoprofen, losartan, mykofenolsyra och naproxen som erhöles under kontinuerlig drift gav i de satsvisa försöken en tydlig nedbrytning, medan sertralin mer indikerar att reduktionen uppkom till följd av adsorption.

Av de substanser som inte uppmättes (under detektionsgränsen) i det HYBAS-sedimenterade vattnet in till MBBR piloten (5-klorbenzotriazol, azitromycin, bezafibrat, ibuprofen, iopromid, ciprofloxacin, ketokonazol, claritromycin, klofibrinsyra, metotrexat, paracetamol, sulfametoxazol) uppvisade 5-klorbenzotriazol, bezafibrat, ketokonazol, claritromycin, klofibrinsyra, metotrexat, paracetamol och sulfametoxazol biologisk nedbrytbarhet. Ciprofloxacin reducerades troligen till följd av adsorption medan ibuprofen och iopromid inte ingick som testsubstans i de satsvisa försöken.

För de substanser som indikerade att en längre behandlingstid är nödvändig för signifikant reduktion vid normaldrift, kunde man se tydlig biologisk reduktion i de satsvisa försöken för 1-H-benzotriazol, erytromycin, metaprolol och tramadol medan nedbrytningen av bikalutamid avstannade efter ca 4 timmar, vilket tyder på adsorption alternativt någon form av biologisk begränsning. Citalopram uppvisade ett likartat nedbrytningsmönster (adsorption) som för bikalutamid. För diklofenac uppvisades en tydlig, men långsam, biologisk nedbrytning. Detsamma gällde venlafaxin. Medan hydroklortiazid och karbamazepin inte uppvisade någon biologisk reduktion. Fluconazol och oxazepam ingick inte som testsubstans i de satsvisa försöken.

Generellt gav de satsvisa försöken med bärare från MBBR-piloten, bärare från HYBAS-fullskalan uttagna vid samma tidpunkt som provtillfället för bärarna från piloten (juni 2020) och bärare från HYBAS-fullskalan uttagna vid förstudien (september 2019) likartade resultat. Eftersom halten biomassa i biofilmen var i stort sett lika i alla fallen och samma antal bärare användes vid försöken, kan man jämföra resultaten utan vidare normalisering mot halt biomassa eller yta. För vissa substanser, som erytromycin, iohexol, claritromycin, klofibrinsyra och ketoprofen, erhöles en något högre reduktion för bärarna från MBBR-piloten, men för andra var den likartad och det går inte att säkert fastställa högre generell reduktionskapacitet för bärarna från MBBR-piloten. För ett antal provsubstanser gick det inte att fastställa nedbrytningskonstanter i de satsvisa försöken till följd av låga startvärden, antingen på grund av förändring av dessa i den blandning av substanser som tillsattes de satsvisa försöken eller på grund av analytiska orsaker.

#### 7.4. Slutsatser

Genom att efterpolera utgående vatten från HYBAS-sedimenteringen i en MBBR-pilot, enligt en eXeno™ driftstrategi, där en aktiv biofilm upprätthålls genom att periodvis tillsätta en mindre mängd obehandlat avloppsvatten, kunde en utökad biologisk läkemedelsreduktion uppnås. Resultaten visade att:

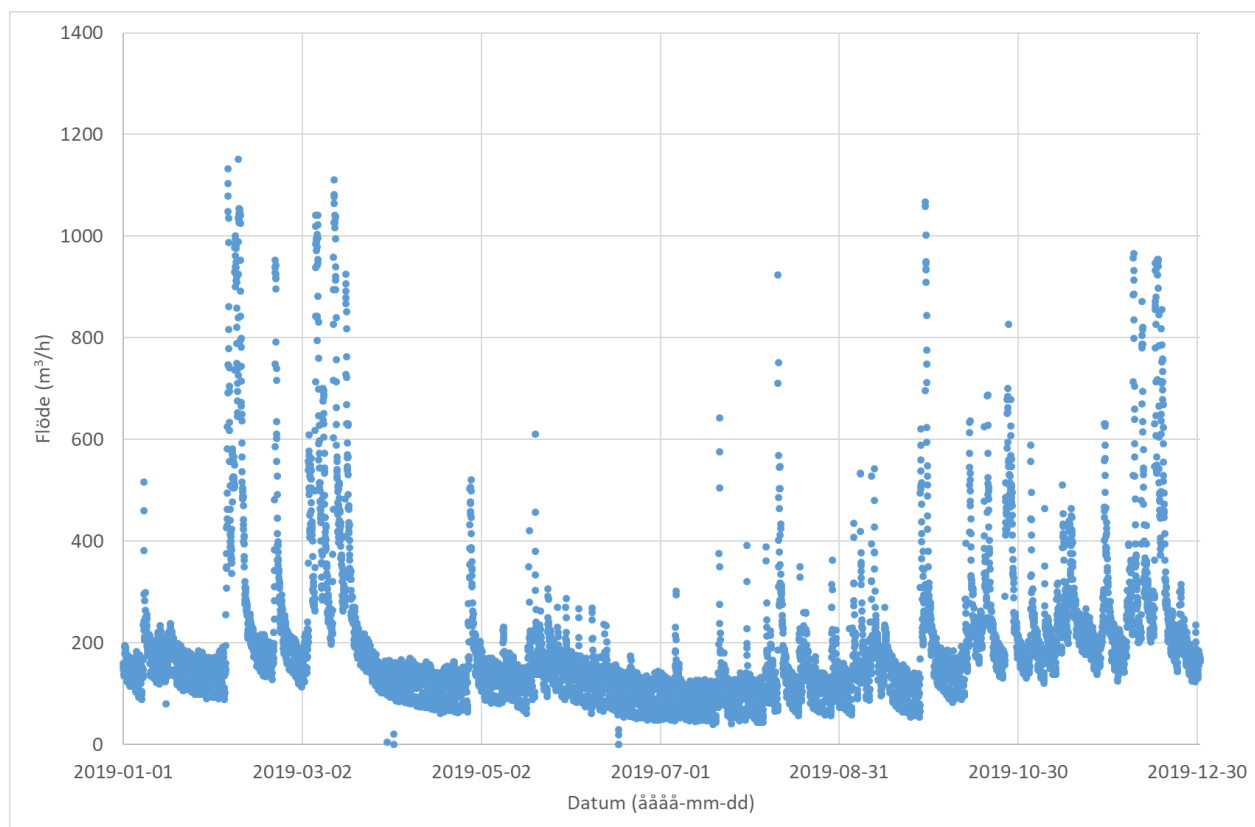
- Med efterbehandling oxideras kvarvarande ammonium till låga koncentrationer (< 0,2 mg NH<sub>4</sub>N/l) och avlastar huvudströmlinjen motsvarande kvotförhållandet periodvis matning av obehandlat avloppsvatten till totala behandlade flödet, i detta fall med 12,5 %.
- Någon utökad biologisk fosforreduktion kunde inte erhållas i efterbehandlingen, troligtvis till följd av redan låga fosfathalter i det HYBAS-sedimenterade vattnet.
- Av 35 studerade läkemedelssubstanser, var 12 st under detektionsgränsen i det HYBAS-sedimenterade vattnet som efterbehandlades till följd av låg närvaro redan i inkommande avloppsvatten eller på grund av nedbrytning i befintlig HYBAS (fullskalan).
- Av kvarvarande 23 substanser kunde 11 st ytterligare reduceras i MBBR-piloten vid 2 timmars uppehållstid med i medeltal 8 – 62 %. Högst medelreduktion uppmättes för iohexol (54 %), ketoprofen (49 %), losartan (43 %), mykofenolsyra (60 %) och naproxen (62 %).
- Med förlängd uppehållstid i MBBR-piloten ökade reduktionen signifikant för dessa 11 substanser.
- Förlängd behandlingstid utan tillskott av nytt avloppsvatten, dvs satsvis vidarebehandling med samma vatten, indikerade utökad biologisk nedbrytningskapacitet för 1-H-benzotriazol, erytromycin, metaprolol och tramadol.
- Satsvisa försök med uttagna bärare från både MBBR-piloten och HYBAS-fullskalan, visade på biologisk nedbrytbarhet för 5-klorbenzotriazol, bezafibrat, ketokonazol, claritromycin, klofibrinsyra, metotrexat, paracetamol och sulfametoxazol, substanser vars koncentrationer var under detektionsgränsen i det HYBAS-sedimenterade vattnet.

## 8. Implementering av Actiflo® Carb i Kullavik

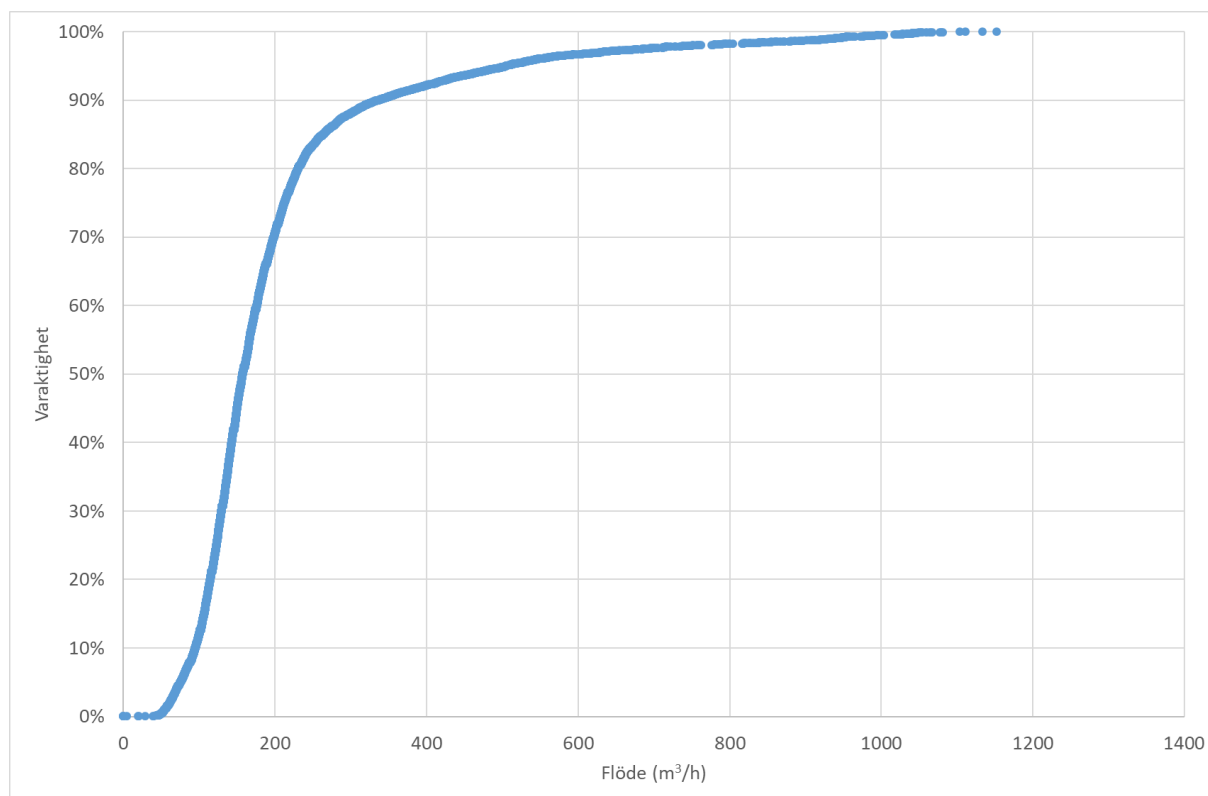
### 8.1. Teknisk beskrivning / processbeskrivning

#### 8.1.1. Inkommande flöde

Kullaviks avloppsreningsverk har emellanåt mycket höga flöden på grund av ovidkommande vatten som tillförs ledningsnätet. För att hantera detta förbileds ibland den biologiska behandlingen. Det biologiskt behandlade vattnet blandas med förbilett vatten och leds vidare till befintlig Actiflo-anläggning för att där behandlas kemisk-fysikaliskt vilket ger fosforrening och suspavskiljning. Vid extremt höga flöden kan även direkt bräddning till recipient ske. I Figur 8.1 nedan visas inkommande flöde till Kullaviks ARV under 2019 exklusive bräddflöden. I Figur 8.2 visas även ett varaktighetsdiagram baserat på timflöden för 2019. Som framgår av båda diagrammen ligger flödet normalt kring 100-200 m<sup>3</sup>/h samtidigt som det förekommer höga flödestoppar som ibland uppgår till omkring 1000 m<sup>3</sup>/h.



Figur 8.1: Inkommande flöde till Kullaviks ARV 2019, exklusive eventuella bräddflöden



**Figur 8.2: Varaktighetsdiagram inkommande flöde till Kullaviks ARV för 2019, baserat på timflöden**

### 8.1.2. Befintliga processer

Befintlig Actiflo®-anläggning består av två linjer som normalt används för höglödesrening och fosforpolering. Då det normalt endast krävs att en av dessa är i drift för att hantera bräddvatten eller biorenat vatten för fosforavskiljning är förslaget att den ena konverteras till en Actiflo® Carb medan den andra behålls utan förändring. I Tabell 8.1 nedan redovisas volymer för de olika delstegen i befintlig anläggning samt ytan på lamellsedimenteringen (per linje). Till Actiflo®-anläggningen hör också två polymerberedare för våt polymer samt lagringstank och doserpumpar för fällningskemikalie (f.n. järnklorid). Det finns även ett system för att dosera mikrosand till anläggningen.

**Tabell 8.1: Volymer för de olika delstegen samt effektiv yta för lamellsedimenteringen i befintlig Actiflo®-anläggning.**

Tank	Volym eller yta
Koaguleringsstank	10,3 m <sup>3</sup>
Injektionsstank	10,3 m <sup>3</sup>
Mognadstank	21 m <sup>3</sup>
Lamellsedimentering	5,1 m <sup>2</sup>

### 8.1.3. Beskrivning av ny processlösning

Processdesign för modifiering av befintlig Actiflo®-anläggning utgår från driftdata från pilotförsöken vilka redovisas i Tabell 8.2. När man utgår från anläggningsdata för befintlig anläggning så ser man att det blir lamellsedimenteringen som är begränsande om ytbelastningen ska begränsas till den belastning som användes i pilotförsöken. Även om det skulle vara möjligt att gå upp till en högre ytbelastning när processen skalas upp så utgår denna sammanställning från att ytbelastningen ska begränsas till 30 m/h. Om flödet begränsas till 150 m<sup>3</sup>/h så kan den angivna ytbelastningen innehållas. Ytbelastning och övriga designdata för ombyggd Actiflo®-anläggning redovisas i Tabell 8.3.

**Tabell 8.2: Volym och uppehållstider för de olika stegen i Actiflo® Carb samt effektiv yta och ytbelastning för lamellsedimenteringen som användes i pilotförsöken.**

Tank	Volym eller yta	Upphållstid/ ytbelastning
PAK-tank	0,75 m <sup>3</sup>	12 min
Koaguleringsstank	0,18 m <sup>3</sup>	2,8 min
Injektionsstank	0,18 m <sup>3</sup>	2,8 min
Mognadstank	0,5 m <sup>3</sup>	7,9 min
Lamellsedimentering	0,125 m <sup>2</sup>	30 m/h

**Tabell 8.3: Volym och uppehållstider för de olika stegen samt effektiv yta och ytbelastning för lamellsedimenteringen i befintlig Actiflo®-anläggning.**

Tank	Volym eller yta	Upphållstid/ ytbelastning
Koaguleringsstank	10,3 m <sup>3</sup>	4,1 min
Injektionsstank	10,3 m <sup>3</sup>	4,1 min
Mognadstank	21 m <sup>3</sup>	8,4 min
Lamellsedimentering	5,1 m <sup>2</sup>	29 m/h

För att bygga om befintlig Actiflo®-anläggning till en Actiflo® Carb krävs komplettering med viss ny utrustning. Huvudsaklig tillkommande utrustning är:

- Kontakttank PAK
- Ozonanläggning
- Anläggning för dosering av PAK
- Polymerberedare för torr polymer

Nedan följer en beskrivning av hur anläggningen kommer att se ut efter en modifiering.

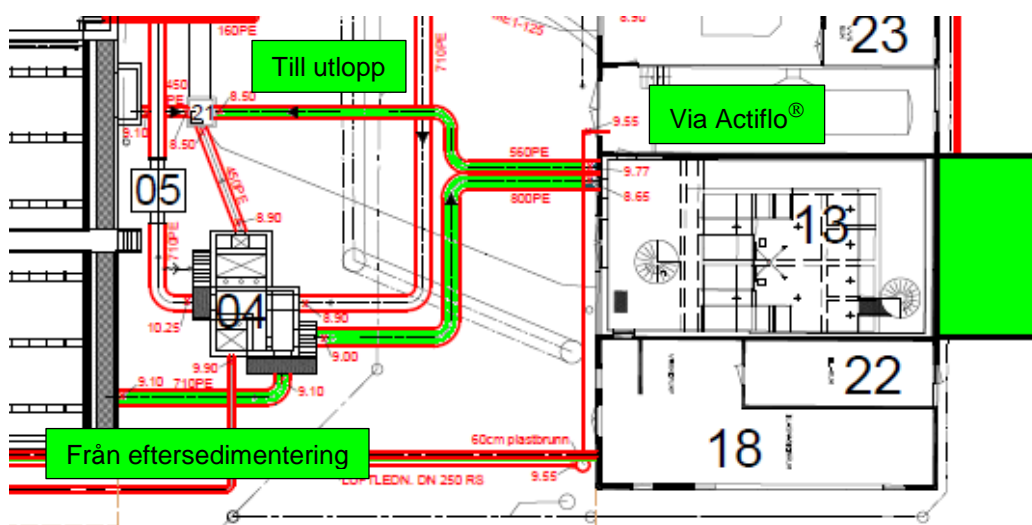
Utgående biorenat avloppsvatten upp till 150 m<sup>3</sup>/h leds från eftersedimenteringen via befintlig ledning för förstärkt fosforering till mellanpumpstationen och vidare till en av de befintliga och ombyggda Actifloenheterna och dess nya kontakttank för PAK (Figur 8.3, Figur 8.6). En ozonproduktionsanläggning installeras med en kapacitet på upp till 0,3 kg O<sub>3</sub>/h. Till inkommande ledning in till kontakttanken doseras ozon varpå vattnet passerar genom en statisk mixer för att åstadkomma effektiv inblandning av ozonet i avloppsvattnet. En doserläggning för dosering av färsk PAK installeras med en kapacitet upp till 3 kg/h. Dosering av färsk PAK sker till kontakttanken för att nå den dosering som krävs för att uppnå önskad reningsgrad.

Vattnet leds vidare från kontakttanken till befintlig koaguleringsstank där fällningskemikalie doseras. Förslagsvis behålls befintlig lagringstank och doserpump initialt vilket dock innebär att man kan behöva testa nya fällningskemikalier även för fosfor- och bräddvattenreningen eftersom det förväntas att en optimering med avseende på kemikalier kommer krävas för Actiflo® Carb-processen. Vattnet rinner vidare till injektionstanken dit även sanden leds från hydrocyklonen. Polymer doseras i samband med att vattnet leds från injektionstanken till mognadstanken. Här föreslås att en ny polymerberedare för torr polymer installeras eftersom bäst resultat uppnåddes i pilotförsöken när en torr polymer användes. Vattnet leds via mognadstanken vidare till lamelledimenteringen. Utgående behandlat vatten leds till befintligt utlopp. Beroende på vilket krav som ställs på utgående suspaliter från anläggningen så kan det dock krävas ett poleringssteg i form av exempelvis ett mikrofilter, typ diskfilter eller trumfilter.

Slammet som avskiljs i lamelledimenteringen pumpas till en hydrocyklon. Befintlig hydrocyklon byts ut mot en som är optimerad för drift med PAK-slam. Slamflödet från hydrocyklonen leds till kontakttanken men passerar på vägen dit även ett system för uttag av överskottsslam. Överskottsslammet leds till sandfånget via befintlig ledning och därmed vidare till inloppet till den biologiska behandlingen. Genom att slammet leds dit så kan ytterligare adsorption ske till det aktiva kolet vilket gör att dess adsorptionsförmåga utnyttjas maximalt. En annan fördel med att PAK-slammet leds till den biologiska processen är att inget separat system för avvattning och uppsamling av PAK-slammet krävs vilket förenklar driften avsevärt. Om man i framtiden installerar en pyrolysanläggning för slampyrolys så passar lösningen dessutom väldigt väl in i den slamstrategin.

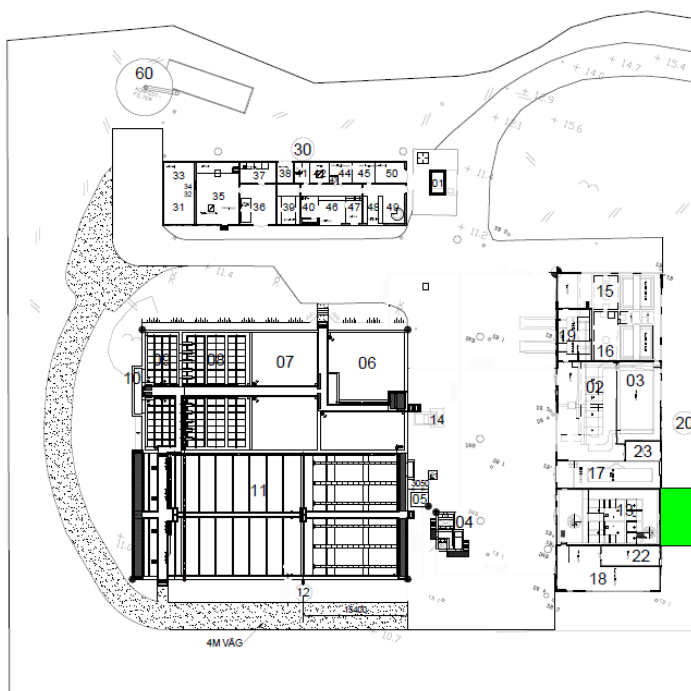
Vid tillfälle när höglöden inträffar stängs luckan på ledningen för förstärkt fosforering från eftersedimenteringen. Befintlig avstängningsventil stänger ledningen till den ombyggda Actiflo® Carb enheten och befintlig avstängningsventil öppnas på ledning till Actiflo® för höglödesrening.

Detta betyder att rening av läkemedel ej sker vid tillfällena för rening av höglöden.



Figur 8.3: Översikt ombyggnation av Actiflo® till Actiflo® Carb





Figur 8.4: Placering av ny byggnad i anslutning till Actiflo® Carb

## 8.2. Förväntad reningsgrad

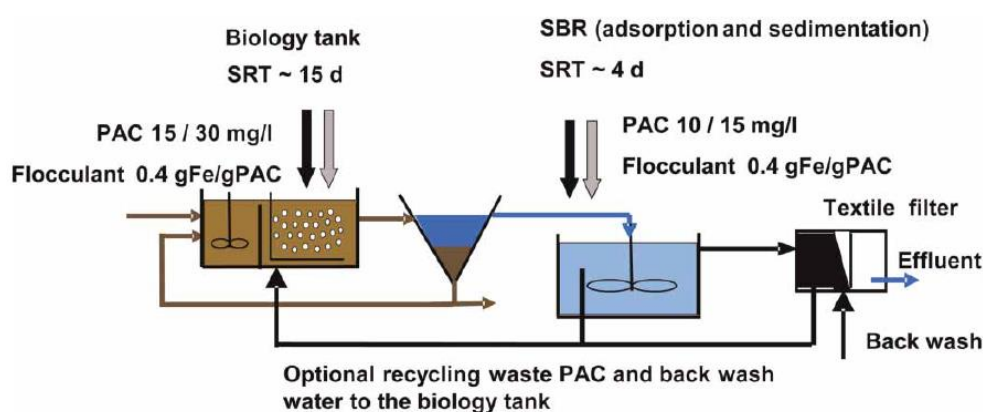
Eftersom det ännu inte finns några utsläppskrav när det gäller mikroföroreningar finns det inte heller några utsläppsnivåer eller beskrivningar av hur utsläppen ska utvärderas att förhålla sig till när en anläggning ska designas och förbrukningstal ska beräknas. Här ansätts istället ett angreppssätt som innebär att den nya reningsanläggningen för läkemedelsrester ska ha en reduktionsgrad på 83 % i medeltal (rakt medelvärde) och utifrån det beräknas den totala förväntade reningsgraden för Kullaviks ARV. Att 83 % väljs beror på att det är den reduktion som uppnåddes i pilotanläggningen vid en dosering om 15 mg PAK/l samt 1,5 mg O<sub>3</sub>/l, vilket bedöms vara rimliga doseringar.

Eftersom flödet begränsas till 150 m<sup>3</sup>/h så kommer en del avloppsvatten att behöva förbiledas läkemedelsreningen. Om man utgår från 2019 års flödesdata (exklusive bräddflöden) så kan det beräknade årsflödet beräknas till 1 746 244 m<sup>3</sup>. Av detta skulle 576 475 m<sup>3</sup> behöva förbiledas vilket motsvarar ca 33 % av det totala flödet. Även om ett delflöde i vissa fall förbileds den biologiska behandlingen så förutsätts här att hela årsflödet är biologiskt behandlat, för att förenkla. Baserat på nulägesanalysen kan man då förvänta sig ca 39 % reduktion av läkemedel i denna avloppsvattenmängd. Av denna vattenmängd är det ca 67 % som renas i läkemedelsreningen vari läkemedelsrester reduceras med ca 83 %. Tar man hänsyn till att 576 475 m<sup>3</sup> förbileds kan man beräkna den totala reningen över Kullaviks avloppsreningsverk med föreslagen lösning till totalt ca 73 % (rakt medelvärde). Här har ingen hänsyn tagits till att det aktiva kolet som leds från Actiflo® Carb-anläggningen leds till biologin och där bidrar till ökad läkemedelsrening. Det är således möjligt att reduktionsgraden blir bättre än den beräknade. Reduktionsgraden förväntas utvärderas baserat på flödesproportionella prover på inkommande och utgående flöde till och från Kullaviks ARV.

Det skulle vara önskvärt att den totala reduktionsgraden blir högre än 73 %. Detta skulle kunna ske antingen genom att reduktionsgraden i Actiflo Carb®-anläggningen ökas, mer avloppsvatten behandlas i

Actiflo Carb®-anläggningen eller genom en utökad reduktion i den biologiska reningen på grund av att använd PAK recirkuleras dit.

I en studie 2012 (Boehler m.fl.) genomfördes försök med pulveriserat aktivt kol som efterbehandling efter en biologisk aktivslamprocess. Försöken genomfördes både i fullskala och i pilotskala (Figur 8.5). I pilotskala efterbehandlades biologiskt renat avloppsvatten i en SBR-reaktor (satsvis reaktor) med PAK. Den hydrauliska uppehållstiden i SBR-reaktorn var mindre än en timme men det aktiva kolet hade en slamålder på 2-4 dygn. Således driftförhållanden som är relevanta att jämföra med Actiflo® Carb. Testerna i fullskala genomfördes inte med någon utökad slamålder och är således inte relevanta att jämföra med Actiflo® Carb. Försöken i pilotskalan visade att reduktionen av de studerade substanserna (19 st.) ökade med 30-50 % när PAK återanvändes i den biologiska reningsprocessen.



**Figur 8.5: Schematisk bild för pilotuppställningen i Boehler m.fl. 2012. Bilden visar att försöken kunde genomföras med eller utan överföring av PAK-slam till den biologiska reningsprocessen.**

Det är möjligt att ytbelastningen på lamelledimenteringen kan ökas till 35 eller kanske 40 m/h i en fullskaleprocess vilket skulle göra att mindre mängd avloppsvatten behöver förbehandlas en framtida reningsanläggning för läkemedelsrester. Om man utgår från att 35 m/h är möjligt så ökar den totala reningsgraden till 77 %.

Vidare skulle det vara intressant att studera vilket ökad reduktionsgrad som kan uppnås genom att öka ozondoseringen. Eftersom den står för en så liten del av driftskostnaden så skulle den totala driftskostnaden bara öka marginellt om man till exempel skulle höja doseringen till 2,5 mg/l.

Det finns således tre möjliga vägar att nå en högre reduktionsgrad än 73 % och det bedöms inte som orimligt att det skulle vara möjligt att nå 80 % total reduktionsgrad trots att en relativt stor del av flödet måste förbehandlas läkemedelsreningen. Detta är dock inget som kan säkerställas utifrån de resultat som finns från pilotförsöken utan något man skulle behöva utvärdera och optimera i reningsanläggningen efter en eventuell ombyggnation.

### 8.3. Förbrukningstal och driftskostnader

Driftkostnadsberäkningen baserar sig på flödesdata från 2019. Jämfört med dagens situation så skulle den ena Actiflo®-linjen efter att ha blivit ombyggd till en Actiflo® Carb alltid vara i drift vilket gör att energi kommer att förbrukas till drift av omrörare och pumpar vilket inte sker kontinuerligt idag. Vidare kommer PAK, ozon, polymer, sand och fällningskemikalie att förbrukas i anläggningen. Vidare baserar sig driftkostnadsberäkning på att flytande syre (LOX) som levereras till Kullavik används för framställning av ozon. Man kan också installera ett system som framställer syrgas från luft. Driftkostnaden för respektive

alternativ är dock ungefär likvärdig. I Tabell 8.4 redovisas specifika förbrukningstal samt förbrukningstal per år. I Tabell 8.5 redovisas årlig förbrukning samt beräknad årlig driftkostnad samt specifik driftkostnad per m<sup>3</sup>. Förslaget koncept baseras på en beräknad reningsgrad (81 %) för 1 746 244 m<sup>3</sup> vatten per år och om detta flöde används för att beräkna en specifik driftkostnad blir den 0,49 SEK/m<sup>3</sup>. Om man istället gör beräkningen för enbart det vatten som behandlas i Actiflo® Carb-anläggningen (1 169 769 m<sup>3</sup>/år) blir kostnaden 0,72 SEK/m<sup>3</sup>.

**Tabell 8.4: Förbrukningstal**

Parameter	Specifik förbrukning		Årsförbrukning	
	Enhet	Värde	Enhet	Värde
Ozon	g/m <sup>3</sup>	1,5	ton/år	1,8
PAK	g/m <sup>3</sup>	15	ton/år	18
LOX	-	-	ton/år	17
Elenergi <sup>1</sup>	-	-	kWh/år	184 000
Polymer	g/m <sup>3</sup>	1	ton/år	0,94
Fällningskem	g Al/m <sup>3</sup>	5	ton/år <sup>2</sup>	65
Mikrosand	g/m <sup>3</sup>	4	ton/år	4,7

<sup>1</sup>Energibehov för ozonproduktion, kylning av ozongenerator, drift av omrörare och pumpar

<sup>2</sup>Ton produkt per år med 9 % Al-innehåll

**Tabell 8.5: Driftkostnader och årliga förbrukningstal**

Parameter	Enhet	Pris per enhet (SEK)	Årsförbrukning	Årlig kostnad (SEK)
Ozon	ton	-	1,8	-
Elenergi	kWh	1	184 400	184 400
Flytande syre	ton	1000	17	16 700
PAK	ton	26 500	18	465 000
Polymer	ton	50 000	0,94	46 800
Fällningskem.	ton	2000	65	130 000
Mikrosand	ton	1000	4,7	4 700
<b>Summa</b>				<b>848 000</b>
<b>Vattenflöde</b>	m <sup>3</sup>	-	<b>1 746 244</b>	
<b>Specifik kost.</b>	kr/m <sup>3</sup>	-	-	<b>0,49</b>

## 8.4. Investeringskostnader

### 8.4.1. Förutsättningar

Följande förutsättningar har använts vid investeringskostnadsberäkningarna, vilka är förståeligt flera än vid en nybyggnation.

#### Antaganden

- Rening av läkemedel sker ej vid tillfällen för rening av högflöden
- Tillbyggnad av ny maskinbyggnad ryms inom tomtgräns
- Ny maskinbyggnad med plåtbeklädnad, i likhet med befintlig processbyggnad
- Effektbehov täcks av befintlig kraft
- Ledningar för el och kommunikation kan anslutas till befintligt system
- Behov att tekniskt/färskvatten täcks av befintlig installation
- Befintliga ledningar för producerat överskottsslamvatten från Actiflo® till sandfång kan nyttjas

- Markförhållanden är bergschakt (utan spont) på 5,5 m med grundvattennivå 1 m under schaktbotten, samt att slänt är förberedd sedan tidigare utbyggnad. Bör dock verifieras och säkerställas.
- Möjlighet att nyttja ytan bakom befintlig procesbyggnad som tillfartsväg till ny maskinbyggnad.

#### 8.4.2. Investeringskostnader

I Tabell 8.6 redovisas beräknade investeringskostnader för anpassning av en befintlig till Actiflo® Carb.

**Tabell 8.6: Investeringskostnader för anpassning av en befintlig Actiflo® till Actiflo® Carb**

Parameter	Pris (SEK)	Kommentar
Bygg	3 500 000	Yta 10x5 m <sup>2</sup> med takhöjd 6 m
Mark	2 500 000	Berg, känslig schaktning
VVS	350 000	
Maskin	4 600 000	
El	1 000 000	Inklusive instrumentering
Automation	550 000	
Projektering/Projektledning	1 000 000	ca +7,5%
Oförutsett	2 500 000	ca +20%
<b>Investeringskostnad</b>	<b>16 000 000</b>	

#### Förtydligande

- Ny maskinbyggnad (Figur 8.6) är EX-klassad med tanke på hanteringen av Pulveriserad Aktivt Kol (PAK)
- Överbyggnad för maskinbyggnad är anpassad till befintlig processbyggnad
- Beroende på vilket krav som gäller för utgående suspenderade partiklar från Actiflo® Carb-enheten kan ett poleringssteg med förslagsvis mikrofiltrering av typ skivfilter krävas. Denna investering uppskattas till 8-10 MSEK och kommer sannolikt behöva ett pumpsteg. Eventuellt behov bör undersökas närmare i ett nästa skede.



**Figur 8.6: Placering av ny maskinbyggnad**

## 9. Möjlighet till utökad biologisk läkemedelsrening i Kullavik

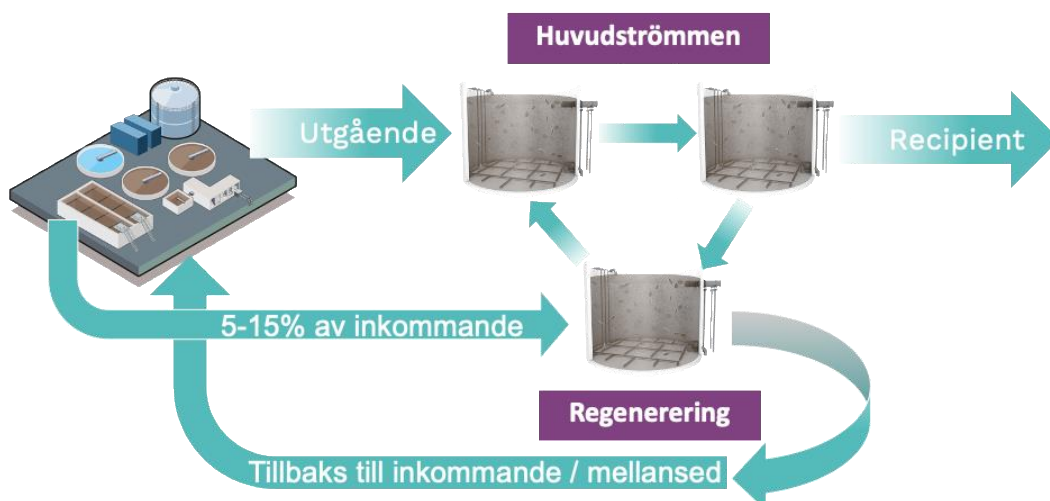
Kullavik reningsverk har idag med sin existerande HYBAS en biologisk reningsprocess där två olika mikroorganismssystem samverkar i nedbrytningen av substanser såväl i makro- som mikro-koncentrationer, dels aktivt slam med relativt kort aerob slamålder på 8 dygn och dels biofilm på suspenderade bärare med relativt lång slamålder för effektiv nitrifikation. I förstudiens satsvisa försök med aktivt slam, bärare och kombinationen (HYBAS) framgick det tydligt att läkemedelsreduktionen var signifikant högre för HYBAS-kombinationen jämfört med endast aktivt slam. Även om den biologiska läkemedelsreduktionen på Kullavik var högre i denna studien än i tidigare publicerade studier, går det inte att generellt uttala sig om den aktuella processen är bättre än motsvarande reningsanläggning där man baserat kvävereningen med endast aktivt slam och följaktligen har krav på större volymer för att uppnå längre slamåldrar. Att jämföra med resultat från andra reningsanläggningar kan dessutom vara svårt då det innebär att grundförutsättningarna blir olika och därmed inte representativa. Däremot är det tydligt att biofilmen på bärarna bidrar till läkemedelsreningen, vilket möjliggjort att en kompakt processlösning med mindre volymer inte inneburit en generell minskad läkemedelsreduktion, utan tvärtom potential för utökad rening.

Utökad biologisk rening kan förväntas ske genom att HYBAS-processen kompletteras med antingen fler bärare i befintliga volymer och/eller som efterpoleringssteg på utgående vatten från mellansedimenteringen. Mängden bärare som kan fyllas på begränsas av maximal fyllnadsgrad för givna designförutsättningar. Att gå från 50 till 60 % fyllnadsgrad skulle öka biofilmsytan med 20 % och därmed maximalt öka den biologiska reduktionen med maximalt 20 % jämfört med vad som åstadkoms idag, men mer troligt i intervallet 10 -15 % ökning för de läkemedelssubstanserna som är medelsvåra att reducera.

I pilotstudien där utgående vattnet från mellansedimenteringen behandlades i en MBBR med 50 % AnoxK3 bärare med 2 timmars hydraulisk uppehållstid erhöles en utökad rening av 11 substanser utav 23 st kvarvarande efter rening i Kullaviks HYBAS process. Driftstrategin innebär att periodvis (6 h per 48 h cykel) tillförsel av obehandlat avloppsvatten, för att upprätthålla en optimal mängd biofilm med hög aktivitet, sker.

Vid implementering i fullskala krävs att man säkerställer att inget obehandlat avloppsvatten når recipienten, vilket sker genom att dela upp MBBR-reningen i flera steg, där ett steg hela tiden är ur drift från huvudlinjen och det är till det steget som obehandlat avloppsvatten tillförs och detta reningssteg utgående vatten går direkt tillbaka in till inkommande steg i reningsverket (Figur 9.1).





2

**Figur 9.1: Biologisk reningsprincip med eXeno™ vid implementation i fullskala.**

Designflödet för Kullaviks biosteg är 800 m<sup>3</sup>/h och med 2 timmars uppehållstid skulle det motsvara en volym på 1600 m<sup>3</sup> motsvarande 42 % av dagens volym för bioreaktorn. Med 50 % bärare innebär det ytterligare 800 m<sup>3</sup> bärare.

En efterpolering med MBBR skulle trots ca 50-60 % ytterligare reduktion för substanser som iohexol, ketoprofen, mykofenolsyra och naproxen, inte ge en generell övergripande reduktion motsvarande det som kan uppnås med ozon- och aktivt kol-baserade metoder. Med tanke på att dagens reningsverk redan idag utan efterbehandling reducerar minst 39 % av inkommande substanser och den totala massreduktionen uppgår till 89 %, skulle en ytterligare efterbehandling med MBBR, trots en selektiv och begränsad reduktion, ge en totalt sett övergripande god reduktion motsvarande en medelreduktion på 43 % (medianreduktion på 50 %) och >92 % massreduktion för hela reningsverket. Efterbehandling med MBBR anses generellt ha en relativt låg driftkostnad och lågt bidrag till klimatpåverkan vid drift jämfört med alternativ baserade på ozon och aktivt kol. Hur långt man önskar nå i reningsgrad kontra miljöpåverkan på klimatet blir därmed en mer och mer viktig parameter ju högre målsättning för läkemedelsreduktionen man önskar uppnå, varför miljönyttan med högre läkemedelsreduktion även bör vägas mot ökad klimatpåverkan med vald reningsmetod.

En ökad mängd biofilmsbärare, antingen i befintlig HYBAS-process eller som efterpoleringssteg, innebär rimligtvis också att en något mindre mängd aktivt kol åtgår i t.ex. en efterföljande Actiflo® Carb-process till följd av den läkemedelsreduktion och reduktion av löst COD som sker i biofilmen. I pilotstudien minskade löst COD med ca 2 mg COD/l över MBBR-steget.



## 10. Sammanfattande diskussion

Biologisk rening av avloppsvatten har varit ett framgångskoncept i decennier för att uppnå god vattenstatus i våra recipienter, men med ökad antropogen påverkan och höjda målsättningar räcker de flesta av dagens reningsverk inte till, framförallt med avseende på många av de läkemedelssubstanser som tillförs från hushåll och sjukhus.

I detta projekt har en nulägesanalys genomförts som dels bestod av en omfattande provtagningskampanj (under 14 dygn) på inkommande och utgående avloppsvatten vid Kullaviks ARV och dels bestod av biologiska labbförsök med bärare, slam samt bärare+slam. Resultaten från provtagningen och de biologiska labbförsöken skapar ett viktigt underlag för att kunna utvärdera behovet av utökad läkemedelsrening på Kullaviks ARV. Med information om vilken mängd läkemedelsrester och andra mikroföroreningar som tillförs Kullaviks ARV samt i vilken utsträckning dessa reduceras i befintliga reningsprocesser kan en bedömning av behovet av läkemedelsrening göras ur ett recipientperspektiv (vilket legat utanför omfattningen för detta projekt).

Medelreduktionen av läkemedelsrester beräknades som ett rakt medelvärde till 39 % för provtagningsperioden och en jämförelse mot litteraturen visade att reduktionen av mikroföroreningar i Kullaviks ARV var högre än vad som rapporterats vid andra kommunala avloppsreningsverk. De biologiska labbförsöken visade att nedbrytningshastigheten var högre för 10 av substanserna i de försök där bärare och slam kombinerades (HYBAS™) när hastigheten hade normaliserats mot mängden biomassa.

Vidare har i detta projekt, med hjälp av en eXeno™ MBBR, undersökts vilken reningsgrad som kan uppnås då utgående vatten från Kullaviks reningsverks biologiska HYBAS™-process efterbehandlats i en MBBR-pilot vid 2 timmars uppehållstid. Pilotförsöket utfördes under 5 månaders kontinuerlig drift med AnoxK™3-bärare, som inledningsvis uttogs från HYBAS™-processen. Driftsstrategin karakteriserades av att det med jämna intervaller, under kortare perioder, tillfördes inkommande obehandlat avloppsvatten, som därmed säkerställde en hög biologisk aktivitet och god biofilmtjocklek. Under slutfasen av försöksperioden, då biofilmen adapterats till den nya driftstrategin, utfördes en serie provtagningar för läkemedelssubstanser på inkommande och utgående vatten från piloten och bärare togs även ut för satsvist försök, där nedbrytningshastighetskonstanten (k) för enskilda substanser bestämdes.

Resultaten från MBBR-piloten visade att den valda driftstrategin möjliggjorde att mängden biomassa på bärarna förblev konstant och att den kvarvarande ammonium som fanns kvar i det inkommande vattnet till piloten nitrifierades till låga (<0,2 mg NH<sub>4</sub>-N/l) halter. För de 23 läkemedelssubstanser som kunde detekteras in till piloten kunde man visa på reduktion av 11 med i medeltal 8 – 62 %, beräknat som massbalans över piloten. Högst medelreduktion uppmättes för iohexol (54 %), ketoprofen (49 %), losartan (43 %), mykofenolsyra (60 %) och naproxen (62 %). Reduktionsgraden kunde förbättras om uppehållstiden förlängdes och man kunde även i de satsvisa försöken visa på biologisk nedbrytbarhet för substanser som inte reducerades över piloten eller förekom i koncentrationer under detektionsgränsen.

Pilotförsöket har visat att med den valda driftstrategin för MBBR går det att uppnå en god biologisk reduktionen motsvarande 40-60 % av ett antal vanligt förekommande läkemedelssubstanser som normalt finns kvar efter biologisk rening, men för flertalet substanser uppnås en begränsad ytterligare rening. Då reningsgraden redan idag på Kullaviks reningsverk uppnår i medeltal 39 % reduktion och en massreduktion på 89 %, av de studerade substanserna, skulle en ytterligare efterpolering med MBBR endast kunna öka dessa med ca 3 respektive 4 %.

En annan viktig del av projektet var att i pilotskala utvärdera läkemedelsrening med aktivt kol samt utreda möjligheten att implementera en reningsprocess baserad på aktivt kol i Kullavik. Baserat på en utvärdering av processerna Filtraflo Carb och Actiflo® Carb samt resultaten av labbförsök med olika sorters aktivt kol valdes Actiflo® Carb ut för pilotstudien. Under perioden januari-juni 2020 skedde etablering, genomförande av pilotförsök samt avetablering. I piloten testades behandling av utgående avloppsvatten från Kullaviks ARV. Först behandlades vattnet utan ozon och aktivt kol. Därefter genomfördes tester med en låg dos ozon. Slutligen testades olika doser aktivt kol (15, 30, 50 mg/l) med och utan dosering av ozon (1,5 mg/l).

I denna studie kombinerades PAK och ozon med dosering av ozon direkt före PAK-tankens vilket är en strategi som skiljer sig från vad som annars ofta tillämpas. Det är vanligare att ozon- och aktivt kol-behandlingen sker i två separata reningssteg. Vid en sådan process används normalt högre ozondoser och kolet syftar till att öka avskiljningen och ta hand om de bildade nedbrytningsprodukterna

Här användes en ozon-dosering som är i storleksordning 5 gånger mindre än vid separat ozonbehandling. Syftet med att använda en låg dos ozon var att delvis regenerera kolet och därigenom antingen öka reningseffekten eller minska förbrukningen av PAK. Resultaten visar att denna effekt är påtaglig och detta är en av de första studierna som visar detta. Vid en dosering om 15 mg/l aktivt kol uppnåddes 73 % reduktion av läkemedelsrester (rakt medelvärde). När 15 mg/l dosering av aktivt kol kombinerades med 1,5 mg/l ozondosering ökade reduktionen med 14 % vilket resulterade i en reduktion om 83 % (rakt medelvärde). Ungefär samma reduktion av läkemedelsrester kunde uppnås vid 15 mg/l dosering av aktivt kol i kombination med 1,5 mg/l dosering ozon som vid dosering av 30 mg/l aktivt kol. Kostnaden för 15 mg/l aktivt kol och 1,5 mg/l ozon beräknades till 0,43 SEK/m<sup>3</sup> medan kostnaden för 30 mg/l aktivt kol beräknades till 0,8 SEK/m<sup>3</sup> vilket innebär att driftskostnaden för det förstnämnda alternativet blir signifikant mycket lägre.

I pilotstudien med Actiflo® Carb analyserades även bromid och bromat. Inkommande halter av bromid var så pass höga att risk för bromatbildning förelåg. Samtliga analyser på behandlat avloppsvatten visade dock att ingen bromatbildning skedde i piloten vilket visar att processen uppbyggnad med kort kontakttid för ozonet och en låg dosering inte gynnar bromatbildning.

Slutligen utreddes möjligheten att bygga om en av de två befintliga Actiflo®-anläggningarna i Kullavik till en Actiflo® Carb för att på så vis införa läkemedelsrening i Kullavik. Med utgångspunkt i hur pilotanläggningen belastades skulle en av de befintliga Actiflo®-linjerna ombyggd till läkemedelsrening kunna behandla 67 % av årsflödet, baserat på 2019 års flödesdata. Detta bedöms räcka för att ge en total reduktion av läkemedelssubstanser om ca 73 % på Kullaviks ARV. Genom att recirkulera använd PAK till den biologiska reningen samt optimera processen med avseende på mängden vatten som behandlas och doseringen av ozon så bedöms det som rimligt att man skulle kunna nå omkring 80 % total reduktion av läkemedelsrester på Kullaviks ARV. Att PAK-slammet leds till den biologiska reningen förenklar även driften eftersom ingen separat slamhantering krävs.

Driftskostnader och investeringskostnader har beräknats för den föreslagna anläggningen. I Tabell 10.1 presenteras resultaten av dessa beräkningar. Driftskostnaden motsvarar 0,49 SEK/m<sup>3</sup> (totalt vattenflöde) eller 0,72 SEK/m<sup>3</sup> (vatten som behandlas i Actiflo® Carb).

**Tabell 10.1: Drifts- och investeringskostnader för anpassad Actiflo® Carb**

Anpassad Actiflo® Carb	
<b>Investeringskostnad</b>	16 MSEK
<b>Driftskostnad</b>	0,85 MSEK/år

## 11. Slutsatser

Nedan redovisas en sammanställning av de viktigaste slutsatserna från denna studie:

- En omfattande provtagning vid olika flödessituationer möjliggjorde en gedigen bedömning av reduktionen av mikroföroreningar över reningsverkets befintliga process.
- Medelreduktionen som ett rakt medelvärde för den aktuella 14-dagarsperioden beräknas till minst 39 % om inkommande prover med resultat under 200 % av kvantifieringsgränsen inte räknas med.
- Den totala massreduktionen över det befintliga reningsverket beräknades till 89 %.
- En jämförelse visade att reduktionen av mikroföroreningar i Kullaviks ARV var högre än vad som rapporterats vid andra kommunala avloppsreningsverk.
- När biofilm och slam från den biologiska processen på Kullavik reningsverk, HYBAS™, studerades i satsförsök med avseende på läkemedelsrening, uppvisade alternativ med HYBAS högre nedbrytning för 22 av de 30 undersökta substanserna jämfört med vad endast aktivt slam (AS) från befintlig HYBAS kunde uppnå. Tydligast förbättring med HYBAS jämfört med aktivt slam erhöles för atenolol, klofibrinsyra, diklofenac, iohexol och ketoprofen
- Med efterbehandling av utgående sedimenterade vatten från Kullaviks HYBAS™ i en eXeno™ MBBR-pilot i bänkskala med 2 h uppehållstid, kunde 11 av 23 närvarande substanser reduceras med i medeltal 8 – 62 %. Högst medelreduktion uppmättes för iohexol (54 %), ketoprofen (49 %), losartan (43 %), mykofenolsyra (60 %) och naproxen (62 %).
- Med förlängd uppehållstid i MBBR-piloten ökade reduktionen signifikant för dessa 11 substanser.
- Med efterbehandling i MBBR-piloten oxiderades kvarvarande ammonium till låga koncentrationer (< 0,2 mg NH<sub>4</sub>N/l)
- Satsvisa försök med bärare från MBBR-piloten visade efter 5 månaders adaptation bättre reduktion, jämfört med bärare från reningsverkets HYBAS, för iohexol, ketoprofen, claritromycin och klofibrinsyra
- Att implementera MBBR som efterbehandlingsprocess för läkemedelssubstanser på Kullaviks reningsverk skulle kunna ge en god reduktion motsvarande 40-60 % för några enstaka substanser så som iohexol, ketoprofen, losartan, mykofenolsyra och naproxen. Däremot skulle den övergripande genomsnittliga förbättrade reduktionen bli liten, delvis till följd av en redan god massreduktion på 89 % för befintlig process
- Pilotförsök med Actiflo® Carb visade att det var möjligt att nå 73 % reduktion av läkemedelsrester (rakt medelvärde) vid en dosering av aktivt kol om 15 mg/l.
- Vid 15 mg/l dosering av aktivt kol gav 1,5 mg/l ozondosering 14 % ökad reduktion vilket resulterade i en reduktion om 83 % (rakt medelvärde).
- 30 mg/l dosering av aktivt kol gav 86 % reduktion av läkemedelsrester (rakt medelvärde).
- Ungefär samma reduktion av läkemedelsrester kunde således uppnås vid 15 mg/l dosering av aktivt kol i kombination med 1,5 mg/l dosering ozon som vid dosering av 30 mg/l aktivt kol. Kostnaden för 15 mg/l aktivt kol och 1,5 mg/l ozon beräknades till 0,43 SEK/m<sup>3</sup> medan kostnaden för 30 mg/l aktivt kol beräknades till 0,8 SEK/m<sup>3</sup> vilket innebär att driftskostnaden för det förstnämnda alternativet blir signifikant mycket lägre

- Bromidhalten var tillräckligt hög för att risk för bromatbildning skulle föreligga. Samtliga analyser av bromat gav dock resultat som var lägre än kvantifieringsgränsen vilket visar att processens uppbyggnad (kort kontakttid med ozon och låg dos) inte gynnar bromatbildning.
- Om en av de befintliga Actiflo®-linjerna skulle byggas om till en Actiflo® Carb bedöms 67 % av årsflödet (baserat på 2019 års flödesdata) kunna behandlas vilket skulle ge en total reduktion om ca 73 % i Kullaviks ARV till en investeringskostnad om 16 MSEK och en driftskostnad om 0,49 SEK/m<sup>3</sup>. Genom olika optimeringsåtgärder bedöms det som rimligt att reduktionsgraden skulle kunna höjas till ca 80 %.
- Genomförd kommunikationsplan som har blivit anpassad till uppkommen och rådande COVID-19 pandemi finns beskriven i kapitel 14

## 12. Appendix

### 12.1. Inkommande koncentrationer till Actiflo Carb®-pilot

**Tabell 12.1: Koncentrationer av mikroföroreningar i ingående avloppsvatten vid pilotförsök med Actiflo® Carb. Medelvärde ± standardavvikelse för samtliga provtagningstillfällen.**

Substans	Koncentration (µg/l)
5-methyl-1H-benzotriazol	1,20 ± 0,44
Atenolol	0,50 ± 0,11
Azithromycin	0,08 ± 0,02
Benztriazole	0,61 ± 0,22
Bicalutamide	0,50 ± 0,13
Carbamazepine	0,19 ± 0,07
Citalopram	0,16 ± 0,03
Clarithromycin	0,02 ± 0,02
Diclofenac	5,54 ± 1,17
Erythromycin	0,07 ± 0,04
Flucanazole	0,14 ± 0,02
Furosemide	0,28 ± 0,09
Hydrochlorothiazide	0,74 ± 0,16
Ibuprofen	0,19 ± 0,08
Iohexol	24,7 ± 14,5
Ketoprofen	0,02 ± 0,01
Losartan	2,00 ± 0,46
Metoprolol	1,00 ± 0,21
Mycophenolic acid	0,17 ± 0,10
Naproxen	0,18 ± 0,07
Oxazepam	0,23 ± 0,04
Propanolol	0,12 ± 0,03
Sertraline	0,15 ± 0,03
Tramadol	0,10 ± 0,02
Trimetoprim	0,32 ± 0,05
Venlafaxine	0,34 ± 0,09

## 12.2. Försöksuppställning

**Tabell 12.2: Koncentrationer av ingående föreningar i spårämneslösning 1 vid satsvisa försök med aktivt slam, HYBAS och MBBR.**

	Koncentration (g/l)
MgSO <sub>4</sub> x 7H <sub>2</sub> O	4,80
MnCl <sub>2</sub> x 2H <sub>2</sub> O	1,60
CoCl <sub>2</sub> x 6H <sub>2</sub> O	0,48
NiCl <sub>2</sub> x 6H <sub>2</sub> O	0,24
ZnCl <sub>2</sub>	0,26
CuSO <sub>4</sub> x 5H <sub>2</sub> O	0,10
BH <sub>3</sub> O <sub>3</sub>	5,2 x 10 <sup>-4</sup>
Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> x 2H <sub>2</sub> O	2,2 x 10 <sup>-3</sup>
Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub> x 5H <sub>2</sub> O	1,1 x 10 <sup>-3</sup>
Na <sub>2</sub> WO <sub>4</sub> x 2H <sub>2</sub> O	1,4 x 10 <sup>-3</sup>
FeCl <sub>2</sub> x 4H <sub>2</sub> O	1,44

**Tabell 12.3: Koncentrationer av ingående föreningar i spårämneslösning 2 vid satsvisa försök med aktivt slam, HYBAS och MBBR.**

	Koncentration (g/l)
CaCl <sub>2</sub> x 2H <sub>2</sub> O	5,80



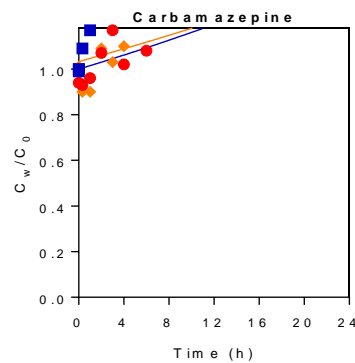
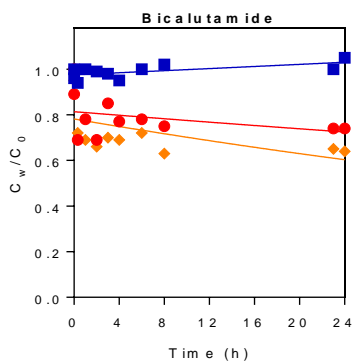
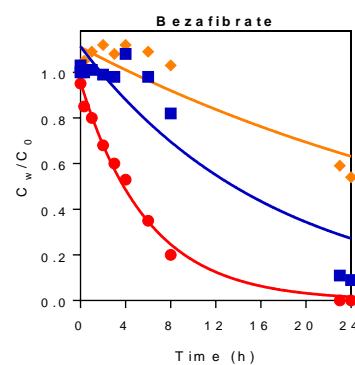
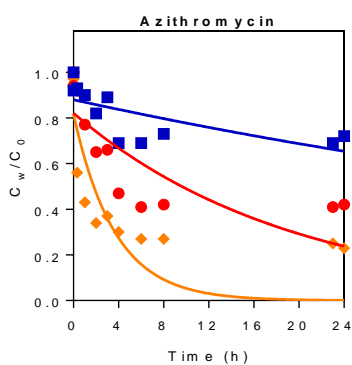
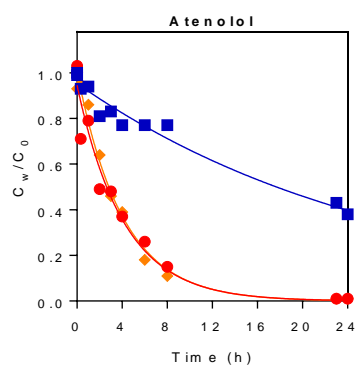
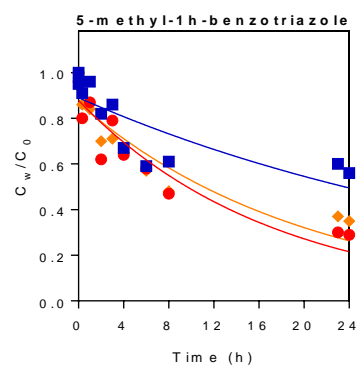
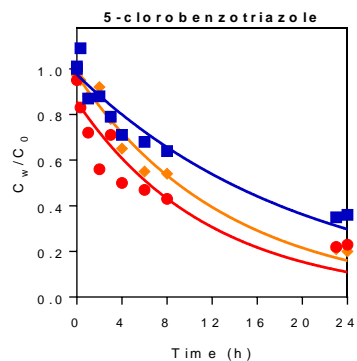
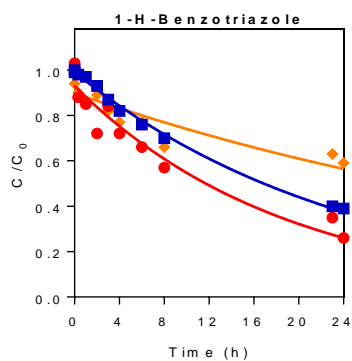
**Tabell 12.4: Initiala koncentrationer av de tillsatta mikroföroreningarna i aktivt slam, HYBAS och MBBR**

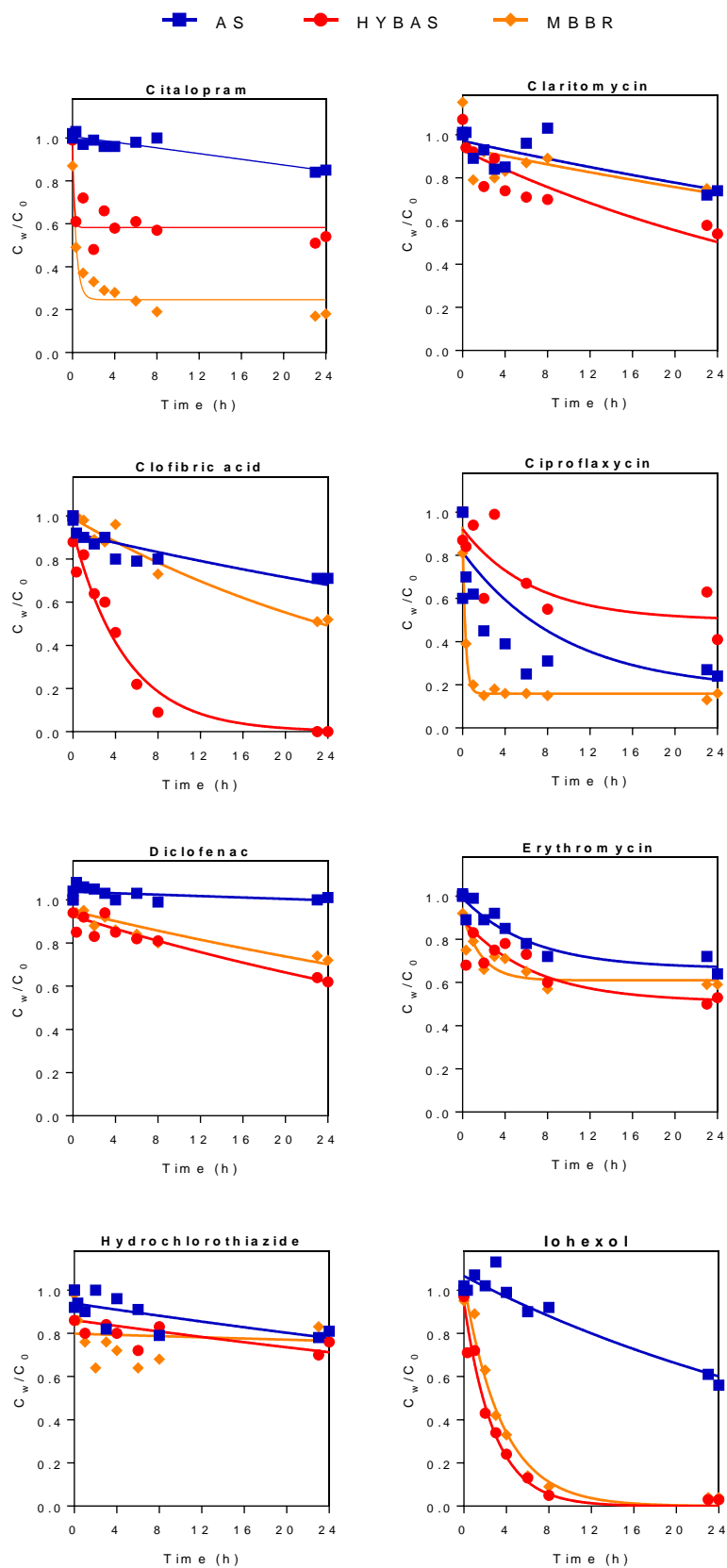
	Initiala tillsatta ("spikade") koncentrationer (ug/l)
	AS, HYBAS och MBBR
1H-benzotriazol	8
5-klorobenzotriazol	8
5-metyl-1H-benzotriazol	9
Atenolol	10
Azitromycin	4
Bezafibrat	6
Bicalutamid	9
Ciprofloxacin	15
Citalopram	8
Claritromycin	20
Diklofenac	11
Erytromycin	17
Furosemid	11
Hydroklorotiazid	9
Iohexol	18
Ketoconazole	10
Ketoprofen	6
Karbamazepin	9
Klofibrinsyra	9
Losartan	12
Metotrexat	10
Metoprolol	16
Mykofenolsyra	5
Naproxen	11
Paracetamol	10
Propanolol	12
Tramadol	10
Trimetoprim	20
Sertralin	4
Sulfametaxol	8
Venlafaxin	9

### 12.3. Resultat inledande labbförsök med bärrmaterial

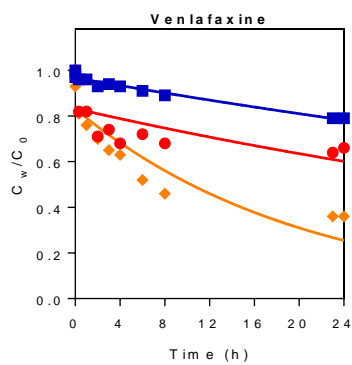
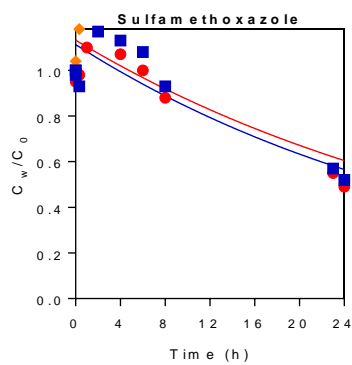
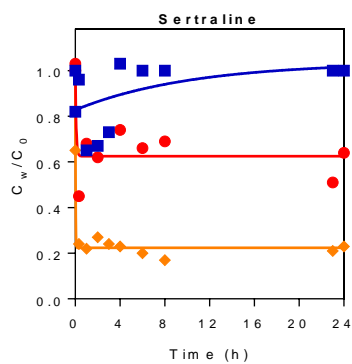
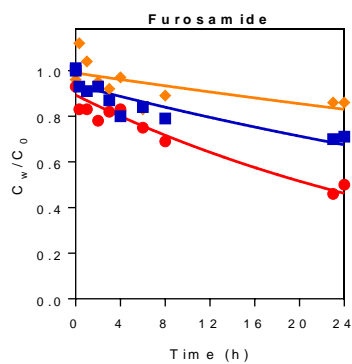
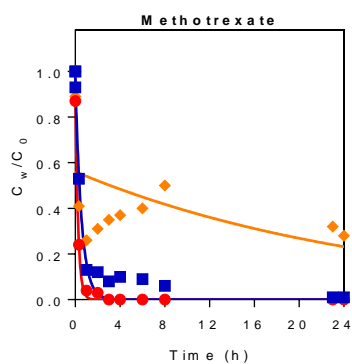
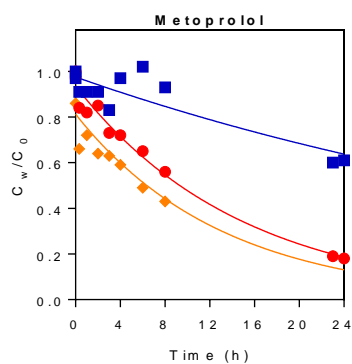
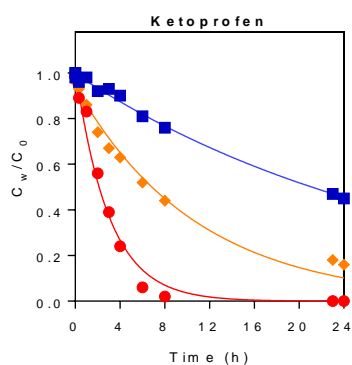
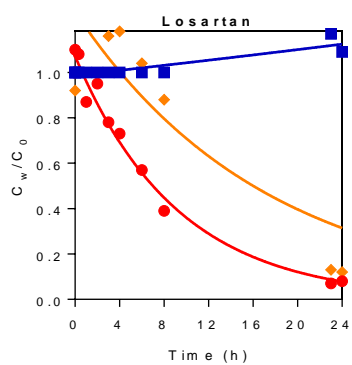
Figur 12.1: Resultaten från de satsvisa försöken i förstudien med mikroföroreningarna presenteras nedan. Symbolerna i graferna representerar uppmätta koncentrationer av mikroföroreningar i vattenfasen under försöket. Kontinuerliga linjer representerar de modellerade koncentrationerna enligt första ordningens nedbrytningshastigheter. För de föroreningar där de sista punkterna var under detektionsgränserna föreligger risk för att hastigheterna underskattats.

■ AS    ● HYBAS    ◆ MBBR

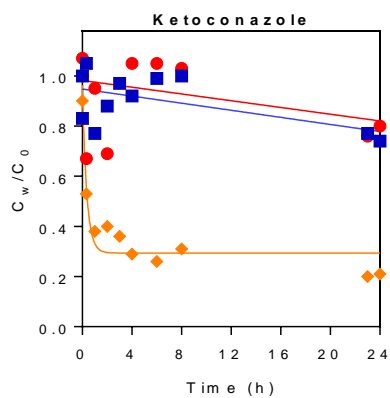
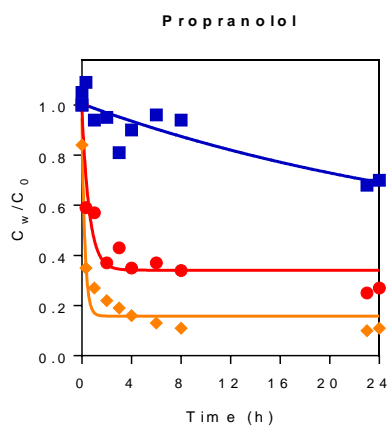
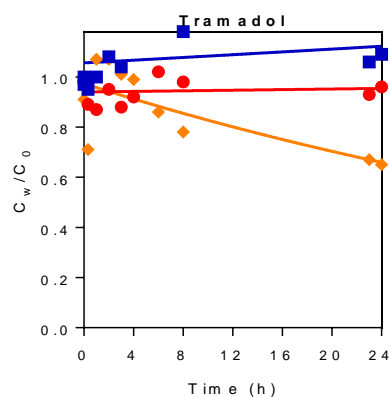
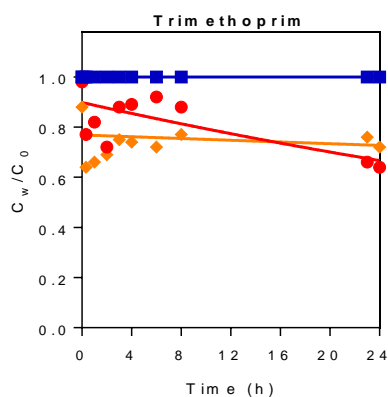
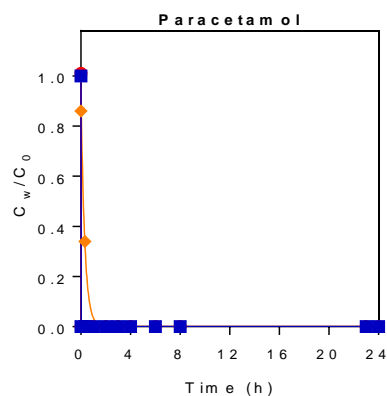
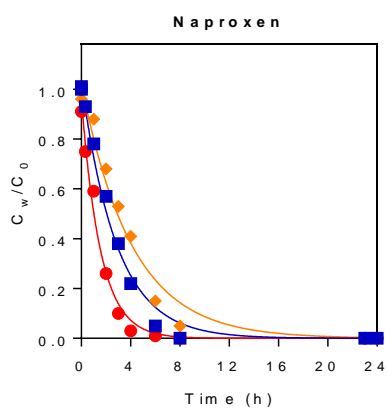




■ AS    ● HYBAS    ◆ MBBR



■ AS    ● HYBAS    ◆ MBBR





Nedbrytningshastighetskonstanterna,  $k$  (1/h) och normaliserat för biomassan  $k_{Bio}$  (l/g,d) från de satsvisa försöken med aktivt slam (AS), aktivt slam + AnoxK™3 bärare (HYBAS) samt endast AnoxK™3 bärare (MBBR) för de olika substanserna i försöken med AS, HYBAS och MBBR redovisas i Tabell 12.5.

**Tabell 12.5: Nedbrytningshastighetskonstanterna  $k$  och  $k_{Bio}$  i satsvisa försök i förstudien**

Substanser	$k$ (1/h)			$k_{Bio}$ (l/g,d)		
	AS	HYBAS	MBBR	AS	HYBAS	MBBR
1-H-benzotriazol	0,04	0,05	0,02	0,32	0,17	0,11
5-korobenzotriazol	0,05	0,09	0,08	0,39	0,28	0,42
5-metyl-1h-benzotriazol	0,02	0,06	0,05	0,19	0,19	0,28
Atenolol	0,04	0,24	0,25	0,29	0,80	1,39
Azitromycin	0,01	0,05	0,27	0,10	0,17	1,52
Bezafibrat	0,06	0,17	0,02	0,46	0,56	0,13
Bicalutamid	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,06
Citalopram	0,00	7,08	2,74	0,83	0,49	20,73
Ciprofloxacycyn	0,10	0,15	3,71	0,00	23,21	15,30
Claritromycin	0,01	0,03	0,01	0,09	0,08	0,06
Diklofenac	0,00	0,02	0,01	0,01	0,05	0,07
Erytromycin	0,16	0,15	0,56	1,23	0,49	3,13
Furosemid	0,01	0,03	0,01	0,11	0,09	0,04
Hydroklorotiazid	0,01	0,01	0,00	0,06	0,03	0,01
Iohexol	0,02	0,35	0,28	0,19	1,16	1,55
Karbamazepin	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,02
Ketoconazol	0,00	0,00	2,85	0,00	0,00	15,91
Ketoprofen	0,03	0,33	0,09	0,26	1,10	0,52
Klofibrinsyra	0,01	0,20	0,03	0,10	0,66	0,16
Losartan	0,00	0,11	0,06	0,00	0,36	0,32
Metoprolol	0,02	0,07	0,08	0,14	0,22	0,43
Metotrexat	1,80	4,21	0,04	14,29	13,79	0,21
Naproxen	0,35	0,64	0,25	2,79	2,11	1,38
Paracetamol	0,00	0,00	3,28	0,00	0,00	18,36
Propanolol	0,03	1,67	4,10	0,23	5,46	22,90
Sertralin	0,10	12,78	35,94	0,77	41,89	200,97
Sulfametoxazol	0,03	0,03	0,00	0,21	0,09	0,00
Venlafaxin	0,01	0,01	0,05	0,07	0,04	0,28
Trimetoprim	0,00	0,01	0,00	0,00	0,04	0,01
Tramadol	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,09

## 12.4. Provtagning pilotförsök med bärrmaterial

**Tabell 12.6: Provtagningschema under 3-dagars intensivstudie**

Datum	Tid	Händelse
20200601	09:54	Provtagning in till MBBR pilot i slutet (2 timmar innan skifte) av driftperioden med sed. HYBAS vatten
20200601	11:54	Provtagning ut från MBBR pilot precis innan skifte till drift med inkommande obehandlat avloppsvatten.
20200601	15:00	Provtagning på inkommande obehandlat avloppsvatten
20200601	17:54	Provtagning ut från MBBR pilot precis innan skifte till drift med sed. HYBAS vatten
20200602	07:54	Provtagning in till MBBR pilot, drift med sed. HYBAS vatten
20200602	09:54	Provtagning in till och ut från MBBR pilot, drift med sed. HYBAS vatten
20200602	11:54	Provtagning in till och ut från MBBR pilot, drift med sed. HYBAS vatten. Sänkte inflöde från 2 timmars hydraulisk uppehållstid (HRT) till 4 timmars HRT.
20200602	15:54	Provtagning in till och ut från MBBR pilot, drift med sed. HYBAS vatten
20200602	19:54	Provtagning in till och ut från MBBR pilot, drift med sed. HYBAS vatten. Ökade inflöde från 4 timmars HRT till 2 timmars HRT.
20200602	21:54	Provtagning in till och ut från MBBR pilot, drift med sed. HYBAS vatten
20200603	07:54	Provtagning in till MBBR pilot, drift med sed. HYBAS vatten
20200603	09:54	Provtagning in till och ut från MBBR pilot, drift med sed. HYBAS vatten
20200603	11:54	Provtagning ut från MBBR pilot precis innan skifte till drift med inkommande obehandlat avloppsvatten.
20200603	15:00	Provtagning på inkommande obehandlat avloppsvatten
20200603	17:54	Provtagning ut från MBBR pilot precis innan skifte till drift med sed. HYBAS vatten

**Tabell 12.7: Provtagningschema under utökad provtagning med förlängd satsvis behandling**

Datum	Tid	Händelse
20200616	09:54	Provtagning in till MBBR pilot i mitten av driftperioden med sed. HYBAS vatten (22 timmar efter skifte till drift med sed. HYBAS vatten)
20200616	11:54	Provtagning ut från MBBR pilot, drift med sed. HYBAS vatten. Stoppade allt inkommande vatten (övergick till satsvis drift)
20200616	13:54	Provtagning från MBBR pilot, +2 timmar efter inflödet stoppats
20200616	15:54	Provtagning från MBBR pilot, +4 timmar efter inflödet stoppats
20200616	17:54	Provtagning från MBBR pilot, +6 timmar efter inflödet stoppats

## 12.5. Resultat pilotförsök med bärrmaterial

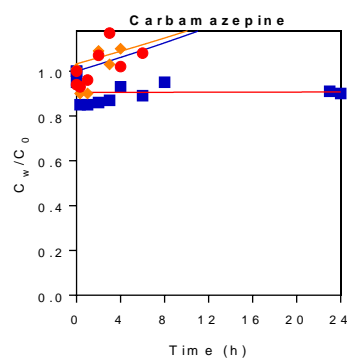
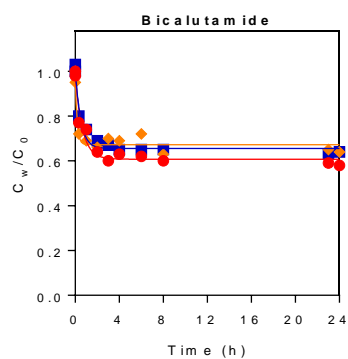
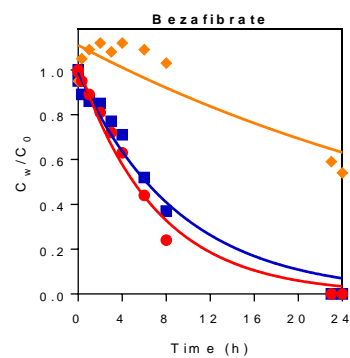
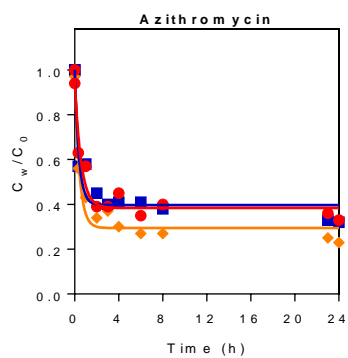
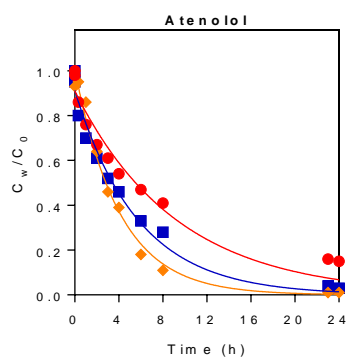
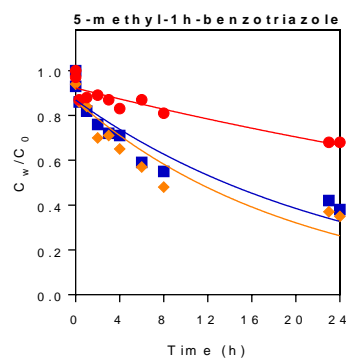
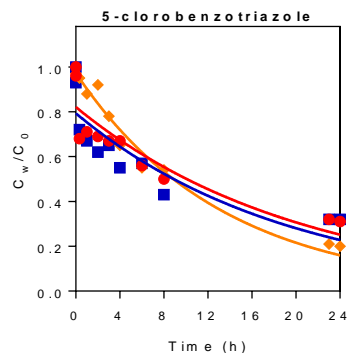
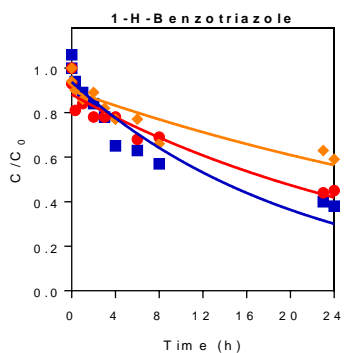
**Tabell 12.8: Nedbrytning av läkemedelsföreningar 2, 4 och 6 timmar efter att inflödet till MBBR-piloten stängdes av jämfört med halten i pilotreaktorn vid tiden noll (tiden för stopp av inflödet)**

Substanser	Reduktion efter 2h (%)	Reduktion efter 4h (%)	Reduktion efter 6h (%)
1-H-benzotriazol	15	28	35
5-klorbenzotriazol	-	-	-
5-metyl-1h-benzotriazol	45	60	43
Atenolol	48	71	> 75
Azitromycin	79	85	84
Bezafibrat	-	-	-
Bikalutamid	40	49	27
Citalopram	31	53	17
Ciprofloxacycyn	7	> 7	-22
Claritromycin	80	84	75
Diklofenac	22	28	5
Erytromycin	61	68	52
Fluconazol	> 9	> 9	-3
Furosemid	48	63	63
Hydroklortiazid	20	34	6
Ibuprofen	-	-	-
Iohexol	78	> 91	> 91
Iopromid	-	-	-
Karbamazepin	25	29	-5
Ketokonazol	-	-	-
Ketoprofen	85	> 94	> 94
Klorfibrinsyra	-	-	-
Losartan	61	82	86
Metoprolol	33	48	35
Metotrexat	-	-	-
Mykofenolsyra	> 80	> 80	> 80
Naproxen	86	> 91	> 91
Oxazepam	27	30	6
Paracetamol	-	-	-
Propanolol	24	48	25
Sertralin	66	89	45
Sulfametoxazol	-	-	-
Venlafaxin	28	40	16
Trimetoprim	28	44	29
Tramadol	45	> 53	34

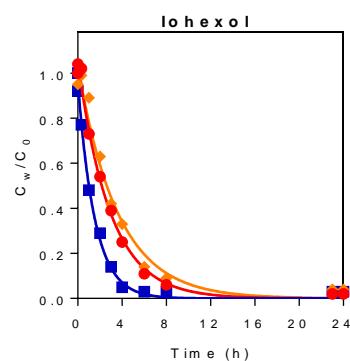
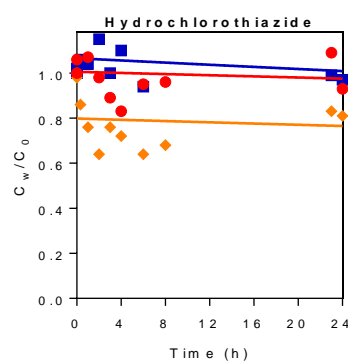
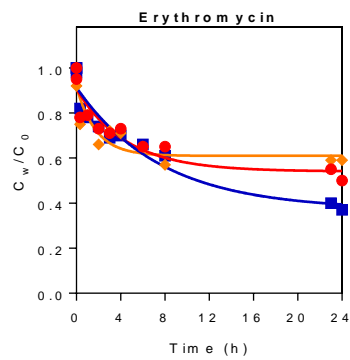
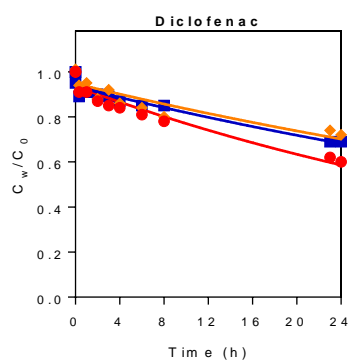
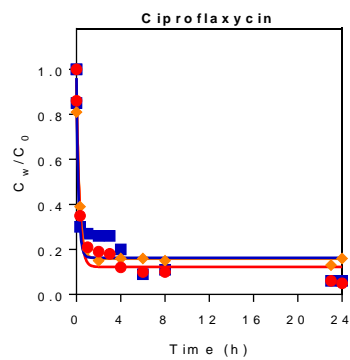
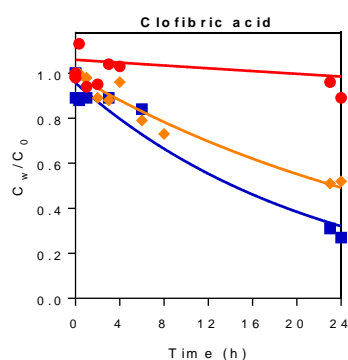
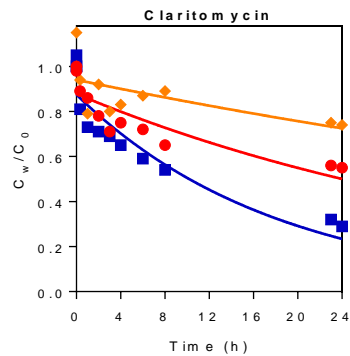
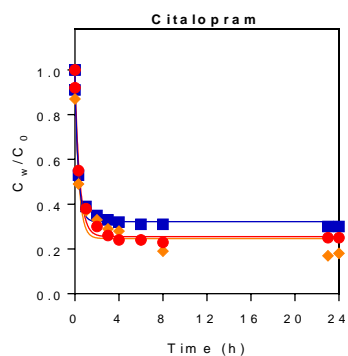
Figur 12.2: Resultaten från de satsvisa försöken med mikroföroreningarna presenteras nedan. Symbolerna i graferna representerar uppmätta koncentrationer av mikroföroreningar i vattenfasen,  $C_w$ , under försöket relativt startkoncentrationen,  $C_0$ . Kontinuerliga linjer representerar de modellerade koncentrationerna enligt en första ordningens nedbrytningshastigheter.

+ eXeno + MBBR (Batch 2) + MBBR (Batch 1) eXeno = bärare från MBBR-piloten juni 2020, MBBR (Batch 2) = bärare från HYBAS fullskalan juni 2020, MBBR (Batch 1) = bärare från HYBAS fullskalan september 2019.

■ eXeno    ● MBBR (Batch 2)    ◆ MBBR (Batch 1)

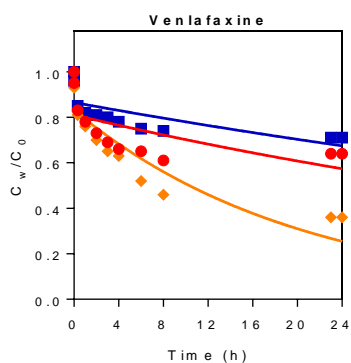
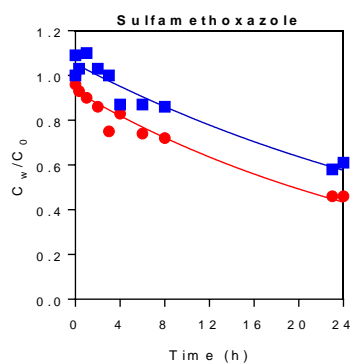
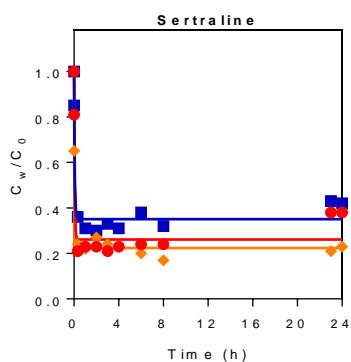
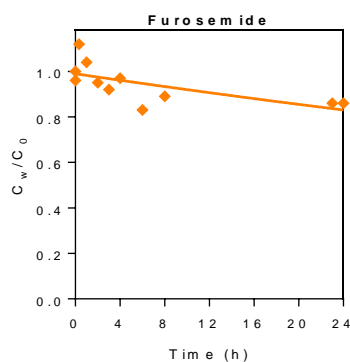
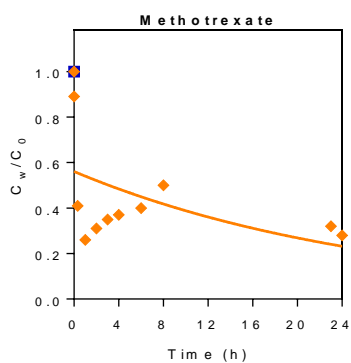
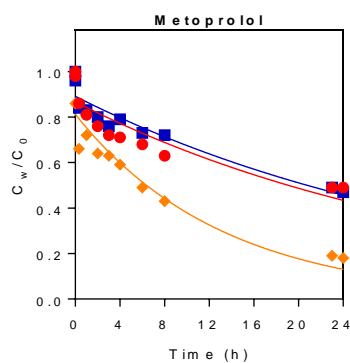
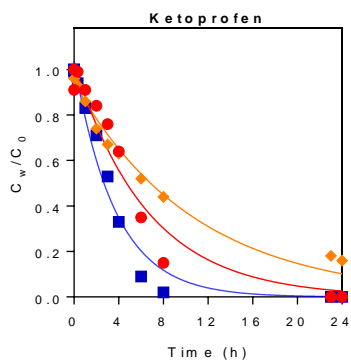
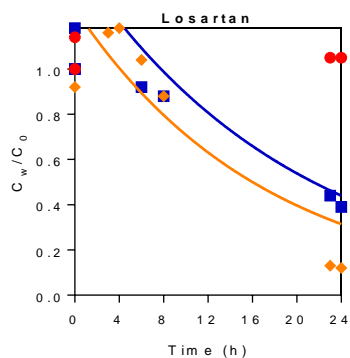


■ eXeno    ● MBBR (Batch 2)    ◆ MBBR (Batch 1)

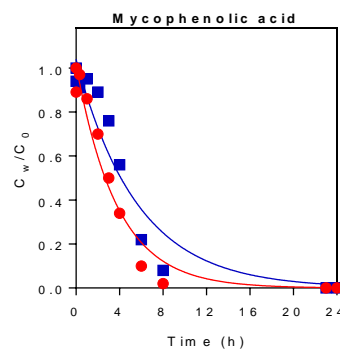
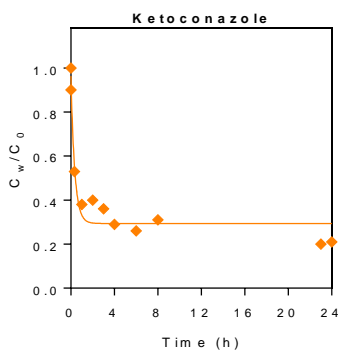
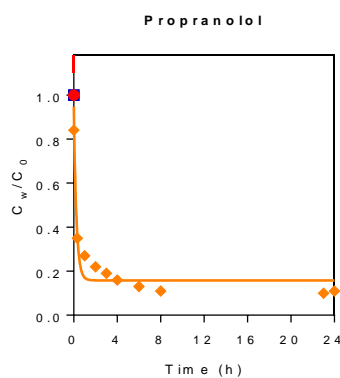
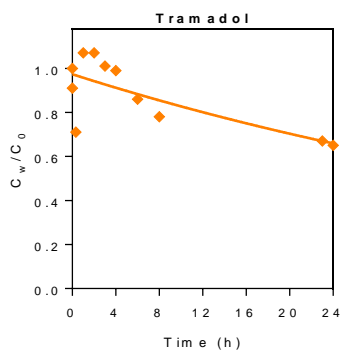
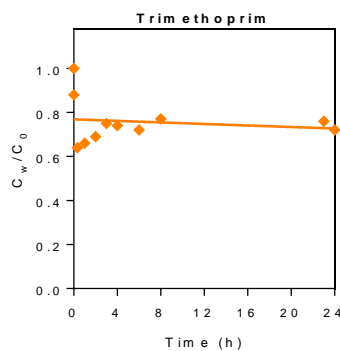
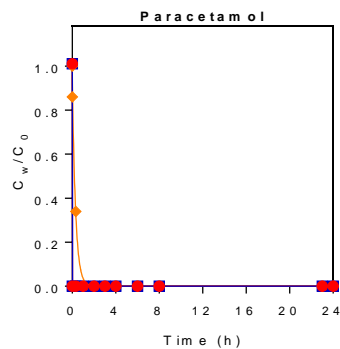
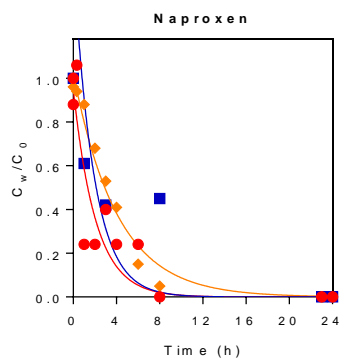




■ eXeno    ● MBBR (Batch 2)    ◆ MBBR (Batch 1)



■ eXeno    ● MBBR (Batch 2)    ◆ MBBR (Batch 1)



Nedbrytningshastighetskonstanterna,  $k$  (1/h) och normaliserat mot mängden biomassa,  $kbio$  (l/gTSS,d) för de olika substanserna i de satsvisa försöken med bärare från MBBR-piloten (eXeno i uttagna juni 2020) och bärare (endast) från HYBAS-linjen (uttagna september 2019 och juni 2020) redovisas i Tabell 12.9.

**Tabell 12.9: Nedbrytningshastighetskonstanterna  $k$  och  $kbio$  i satsvisa försök med läkemedelssubstanser för bärare från MBBR-piloten och bärare från HYBAS-linjen.**

Substanser	$k$ (1/h)			$kbio$ (l/g,d)		
	eXeno Juni-20	MBBR Juni-20	MBBR Sept-19	eXeno Juni-20	MBBR Juni-20	MBBR Sept-19
1-H-benzotriazol	0,05	0,03	0,02	0,34	0,21	0,11
5-klorbenzotriazol	0,05	0,05	0,08	0,37	0,33	0,42
5-metyl-1h-benzotriazol	0,04	0,01	0,05	0,29	0,09	0,28
Atenolol	0,17	0,11	0,25	1,24	0,73	1,39
Azitromycin	2,62*	1,75*	0,27*	18,66*	11,82*	1,52*
Bezafibrat	0,11	0,14	0,02	0,79	0,95	0,13
Bikalutamid	2,02*	1,53*	0,01*	14,36*	10,29*	0,06*
Ciprofloxacyl	*	*	3,71*	*	*	20,73*
Citalopram	3,25*	2,30*	2,74*	23,14*	15,47*	15,30*
Claritromycin	0,05	0,02	0,01	0,39	0,16	0,06
Diklofenac	0,01	0,02	0,01	0,09	0,13	0,07
Erytromycin	0,13	0,22	0,56	0,93	1,51	3,13
Furosemid	ud	ud	0,01	-	-	0,04
Hydroklortiazid	0,00	0,00	0,00	-	-	0,01
Iohexol	0,65	0,34	0,28	4,63	2,32	1,55
Karbamazepin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Ketoconazole	ud	ud	2,85	-	-	15,91
Ketoprofen	0,27	0,15	0,09	1,94	1,03	0,52
Klorfibrinsyra	0,05	0,02	0,03	0,32	0,02	0,16
Losartan	-	-	0,06	-	-	0,32
Metoprolol	0,03	0,03	0,08	0,20	0,19	0,43
Metotrexat	ud	ud	0,04	-	-	0,21
Mykofenolsyra	0,18	0,26	-	1,26	1,78	-
Naproxen	0,53	0,48	0,25	3,78	3,23	1,38
Paracetamol	ud	ud	3,28	-	-	18,36
Propanolol	ud	ud	4,10	-	-	22,90
Sertralin	*	*	35,94*	*	*nd	200,97*
Sulfametoxazol	0,03	0,03	0,00	0,18	0,21	0,00
Venlafaxin	0,01	0,01	0,05	0,07	0,10	0,28
Trimetoprim	ud	ud	0,00	-	-	0,01
Tramadol	ud	ud	0,02	-	-	0,09

\*Adsorption sker troligen utifrån nedbrytningsprofil, ud – startvärde under detektionsgräns

### 13. Referenser

Altmann, J., Ruhl, A., Zietzschmann, F., & Jekel, M. (2014). Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment, *Water Research*, 55, 185-193.

M. Boehler, B. Zwickenpflug, J. Hollender, T. Ternes, A. Joss, H. Siegrist. (2012). Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon, *Water Science and Technology*, 66.10, 2115-2121

Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Søhr, S. (2017). Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Slutrapport SystemLäk-projektet. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2288.

Boehler, M., Zwickenpflug, B., Hollender, J., Ternes, T., Joss, A., & Siegrist, H. (2012). Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon, *Water Science & Technology*, 66, 10, 2115-2121.

Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., Åstrand, N., la Cour Jansen, J. 2016. Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. SVU-rapport 2016-04.

Hörsing, M., Wahlberg, C., Falås, P., Hey, G., Ledin, A., la Cour Jansen, J. 2014. Reduktion av läkemedel i svenska avloppsreningsverk – kunskapsmanställning. SVU-rapport 2014-16.

Kovalova, L., Siegrist, H., von Gunten, U., Eugster, J., Hagenbuch, M., Wittmer, A., Moser, R., McArdell, C.S. (2013). Elimination of micropollutants during post-treatment of hospital wastewater with powdered activated carbon, ozone, and UV. *Environmental Science & Technology* 47, 7899-7908.

Löwenberg, J., Zenker, A., Baggenstos, M., Koch, G., Kazner, C., Wintgens, T. (2014). Comparison of two PAC/UF processes for the removal of micropollutants from wastewater treatment plant effluent: Process performance and removal efficiency. *Water Research* 56, 26-36.

Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., de Alencastro, L., Abegglen, C., Thonney, D., Chèvre, N., Schärer, M., Barry, D. (2013). Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon, *Science Of The Total Environment*, 461-462, 480-498.

Metzger, S., Tjoeng, I.O., Rößler, A., Schwentner, G., Rölle, R., (2014). Kosten der Pulveraktivkohleanwendung zur Spurenstoffelimination am Beispiel ausgeführter und in Bau befindlicher Anlagen. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 61, 1029–1037.

Plósz, B.G., Langford, K.H., Thomas, K. V, 2012. An activated sludge modeling framework for xenobiotic trace chemicals (ASM-X): assessment of diclofenac and carbamazepine. *Biotechnol. Bioeng.* 109, 2757-2769

## 14. Genomförd kommunikationsplan

### 14.1. Presentationer

- Workshop läkemedelsrening 2019-10-16, Gryaab i samarbete med VA-teknik Södra
- NNV och IVL Läkemedelsseminarium 2019-12-05 Läkemedelsrening vid ARV - pågående förstudier och investeringsprojekt Presentation Svenskt Vattens Beställargrupp Läkemedel
- Till kommunala nämndpolitiker, internt till medarbetare
- Svenskt Vatten Workshop för beställargruppen, Läkemedelsrening 2020-09-03
- Envisys Höstmöte 2020-11-18--19

### 14.2. Hemsida och sociala medier

Information på Kungsbackas hemsida

- <https://www.kungsbacka.se/Archive/Regular-News/2019/11/vi-testar-att-rena-avloppet-fran-lakemedelsrester/>

Sociala medier

- LinkedIn 3 inlägg (> 11 000 visningar)

Film som ersatt studiebesök på Kullavik om projektets pilotdrift, sprids på bland annat LinkedIn, Facebook och Kungsbackas hemsida och VA kollegor externt

- <https://www.kungsbacka.se/Archive/Regular-News/2020/6/se-filmen-om-hur-vi-testar-lakemedelsrening-i-kullavik/>
- <https://youtu.be/pWUzBVAuhZ4>

### 14.3. Artikel och annonsering

Artikel i Cirkulation nr 4 2020:

<https://www.cirkulation.se/artiklar-och-notiser/nya-tekniker-foer-laekemedelsrening-testas/>



- Annons för processer och projektet från Veolia i artikel Cirkulation nr 4 2020, se länk ovan
- Artikel Kungsbackaposten 2020-01-11