



Örebro kommun

Veolia Water Technologies AB



Skebäcksverket

Förstudie läkemedelsrening på Skebäcksverket

2019-10-24

**Petter Lind
Karin Arvsell
Henrik Held**

WATER TECHNOLOGIES



Innehållsförteckning

Innehållsförteckning.....	2
1 Sammanfattning.....	5
2 Bakgrund och syfte	7
3 Skebäcksverket	7
4 Förutsättningar.....	10
4.1 Läkemedelsrester och andra mikroföroreningar.....	10
4.2 Mikroplaster	14
4.3 Biocider	15
4.4 Dimensionerande avloppssituation.....	15
4.4.1 Flöde	15
4.4.2 Suspenderade ämnen	17
4.4.3 Organiska ämnen	18
4.4.4 Sammanställning	21
4.5 Geografiska förutsättningar	22
4.6 Behov av rening.....	23
4.7 Definition av reningsmål	25
4.7.1 Läkemedelsrester	25
4.7.2 Mikroplaster	25
4.7.3 Övriga föroreningar	25
5 Reningsmetoder läkemedelsrester.....	26
5.1 Adsorptionsprocesser	26
5.1.1 Granulerat aktivt kol (GAK).....	27
5.1.2 Mikrogranulerat aktivt kol, Filtraflo™ Carb och Opacarb F	27
5.1.3 Pulveriserat aktivt kol (PAK)	28
5.1.4 Biokol	30



5.2	Processer för fysikalisk avskiljning	31
5.2.1	Ultrafiltrering (UF) / Membranbioreaktor (MBR)	31
5.2.2	Nanofiltrering (NF) / Omvänd osmos (RO)	31
5.3	Oxidativa processer	32
5.3.1	Ozonering	32
5.4	Biologiska processer.....	35
5.4.1	Biologiskt aktiva filter (BAF)	35
5.4.2	MBBR eXeno™ - biologisk läkemedelsrening.....	35
5.5	Kombinationsprocesser	36
5.5.1	GAK/BAF	36
5.5.2	PAK i MBR.....	37
5.5.3	MBBR eXenO ₃ ™ - oxidation med ozon och biologisk läkemedelsrening	37
5.5.4	PAK + UF, Opaline C+.....	38
5.5.5	Ozon+GAK/BAF – kemisk oxidation och adsorption med granulärt aktivt kol.....	38
5.5.6	Ozon+Actiflo® Carb – adsorption med pulveriserat aktivt kol med ozondosering	39
5.6	Ej beskrivna processer	40
6	Valda processer för Skebäckverket	41
6.1	Motivering	41
6.2	Processbeskrivning.....	42
6.2.1	Ozon + GAK/BAF	42
6.2.2	Actiflo® Carb + ozon.....	45
6.3	Förväntat reningsresultat för valda processer	48
6.4	Tillsyn och underhåll	50
6.5	Påverkan på biogasproduktion	50
6.6	Påverkan på slamkvalitet.....	50
6.7	Klimatpåverkan	50



7	Kostnader	52
7.1	Driftskostnader för valda processer	52
7.1.1	Förutsättningar	52
7.1.2	Ozon+GAK/BAF	53
7.1.3	Actiflo® Carb+ozon.....	54
7.2	Investeringskostnader för valda processer	54
7.2.1	Förutsättningar	54
7.2.2	Ozon + GAK/BAF	55
7.2.3	Ozon + Actiflo® Carb.....	55
8	Slutsatser och diskussion	56
9	Bilagor.....	58
9.1	Flödesschema Actiflo® Carb + ozon	58
9.2	Flödesschema ozon + GAK/BAF	58
10	Referenser	59

1 Sammanfattning

Örebro kommun har erhållit finansiering från naturvårdsverket för att genomföra en förstudie som skall generera underlag för beslut om behov, omfattning och kostnad för läkemedelsrening vid Skebäcksverket. Veolia Water Technologies har på uppdrag av Örebro kommun genomfört denna förstudie.

Skebäcksverket ligger i Örebro kommun och recipient för utgående avloppsvatten är Svartån som vidare mynnar ut i Hjälmaran. Provtagningar i både inkommande och utgående avloppsvatten vid Skebäcksverket visar på förekomst av läkemedelsrester. Halterna överensstämmer med vad som rapporterats från flera andra kommunala avloppsreningsverk. En provtagning som genomfördes 2019 visar dessutom att halten av flertalet substanser ökar i recipienten efter reningsverkets utsläppspunkt jämfört med före. Rapporter finns på förhöjda halter av PFOS i fisk och VISS föreslår åtgärder vid reningsverket för att minska utsläppen av PFOS.

Gemensamt med Skebäcksverket så har man kommit fram till att den mest lämpliga placeringen av en framtida läkemedelsrening är efter slutsedimenteringarna eftersom vattnet där är så rent som möjligt vilket bland annat har den fördelen att det leder till lägst driftskostnader. Historiska data på utgående vatten har analyserats för att få fram en dimensionerande avloppssituation som kan användas för att dimensionera framtida läkemedelsrening.

Vidare har en omfattande genomgång av olika tekniska lösningar för läkemedelsrening presenterats dels i denna rapport och dels vid en workshop som genomfördes 2019-08-28 på Skebäcksverket. Vid workshopen presenterades dels huvudgrupperna av tekniska lösningar för läkemedelsrening – adsorptionsprocesser, oxidationsprocesser, fysikalisk avskiljning, biologisk rening samt kombinationer av dessa – och dels specifika processlösningar utifrån dessa olika grupper. Vid workshopen valdes fyra av totalt 10 presenterade processlösningar ut för vidare granskning. Dessa fyra lösningar jämfördes med avseende på flera olika parametrar som till exempel ytbehov, reningseffekt, energiförbrukning och kemikalieförbrukning. Slutligen enades mötet om att två lösningar var mest intressanta att arbeta vidare med i detalj och ta fram drifts- och investeringskostnader för. Dessa lösningar var

- Ozonbehandling följt av adsorption i granulerade aktivt kolfilter som karakteriseras av följande egenskaper:
 - + Möjlighet att nå mycket långtgående rening genom kombinationen av ozon och aktivt kol
 - + Flexibel process genom att ozondosering kan anpassas efter belastning och reningsmål
 - + Möjlighet att regenerera det aktiva kolet
 - Hög energiförbrukning för ozonproduktion
 - Större ytbehov
- Actiflo® Carb med integrerad tillsats av ozon som karakteriseras av följande egenskaper:
 - + Möjlighet att nå mycket långtgående rening genom kombinationen av ozon och aktivt kol
 - + Lägre energibehov på grund av en låg ozondos jämfört med separat ozonbehandling
 - + Mycket flexibel process där doseringar kan anpassas efter belastning och reningsmål
 - + Litet ytbehov – kan eventuellt installeras i en av slutsedimenteringarna
 - Separat slamström som måste hanteras
 - Behov av kemikaliedosering



Om man väljer att jobba vidare med ozon+GAK/BAF så kan Opacarb F i kombination med ozon vara ett intressant alternativ. Opacarb F är också en process som bygger på granulerat aktivt kol men som är mer kompakt än GAK/BAF. Jämfört med GAK/BAF så används i Opacarb F granulerat kol med en lite mindre partikelstorlek och istället för att flödesriktningen är nedåt så är den istället uppåt vilket gör att filterbädden hålls fluidiserad.

Om man däremot väljer att gå vidare med Actiflo® Carb+ozon skulle det vara intressant att vidare studera möjligheten att installera enheterna i en eller två av slutsedimenteringarna för att på så vis sänka investeringskostnaden.

För de två valda lösningarna beräknades driftskostnader och investeringskostnader vilket sammanfattas enligt nedan. För båda alternativen förutsattes helt nya anläggningar där inga befintliga bassänger eller anläggningsdelar nyttjas.

	Ozon + granulerat aktivt kol	Actiflo® Carb + ozon
Investeringskostnad	250 000 000 MSEK	175 000 000 MSEK
Driftskostnad	10,9-22,4 MSEK/år	10,6-18,8 MSEK/år
LCC-kostnad⁽¹⁾ per m³	1,48-2,15 kr/m ³	1,18-1,66 kr/m ³

(1) Avskrivningstid för Bygg och Mark 50 år, Övrigt 15 år

I det fortsatta arbetet med läkemedelsrening vid Skebäckverket rekommenderas i nästa steg pilotförsök som dels skulle kunna ge en ännu bättre bild av vilka föroreningar som förekommer i avloppsvattnet men framförallt ge underlag för dimensionering och kostnadsberäkningar med bättre precision. För att få ytterligare information och kunskap kring de föreslagna reningsteknikerna är dock ett annat alternativ att åka på studiebesök eller studera andra pågående eller avslutade pilotförsök.

För att få en bättre bild av bidraget av läkemedelssubstanser till recipienten rekommenderas provtagning och analys av vatten från recipienten före och efter utsläppspunkten. Detta gör också att man får en klar nulägesbild att jämföra med efter en framtida utbyggnad med läkemedelsrening.

2 Bakgrund och syfte

Skebäckverket ligger i Örebro kommun. Recipienten Svartån mynnar ut i Hjälmarens efter en kilometer. Hjälmarens ekologiska status är otillfredsställande, den uppnår inte god kemisk status och miljögifter förekommer (enligt VISS). I Hjälmarens är yrkesfisket en betydande näringsgren. Avloppsvattnet påverkar recipienten främst genom sitt innehåll av fosfor, kväve och BOD₇. Vattnet innehåller också rester av andra ämnen som kommer via avloppet till reningsverket såsom läkemedel, organiska miljögifter och metaller.

Läkemedel som används i samhället är framtagna för att ha effekt i låga halter i kroppen och för att vara stabila mot exempelvis magsyra och mikrobiell nedbrytning. Huvuddelen av de läkemedel vi sväljer utsöndras intakta med urinen och hamnar i avloppsvattnet. I dag är avloppsreningsverken inte byggda för att ta bort dessa substanser ur avloppsvattnet.

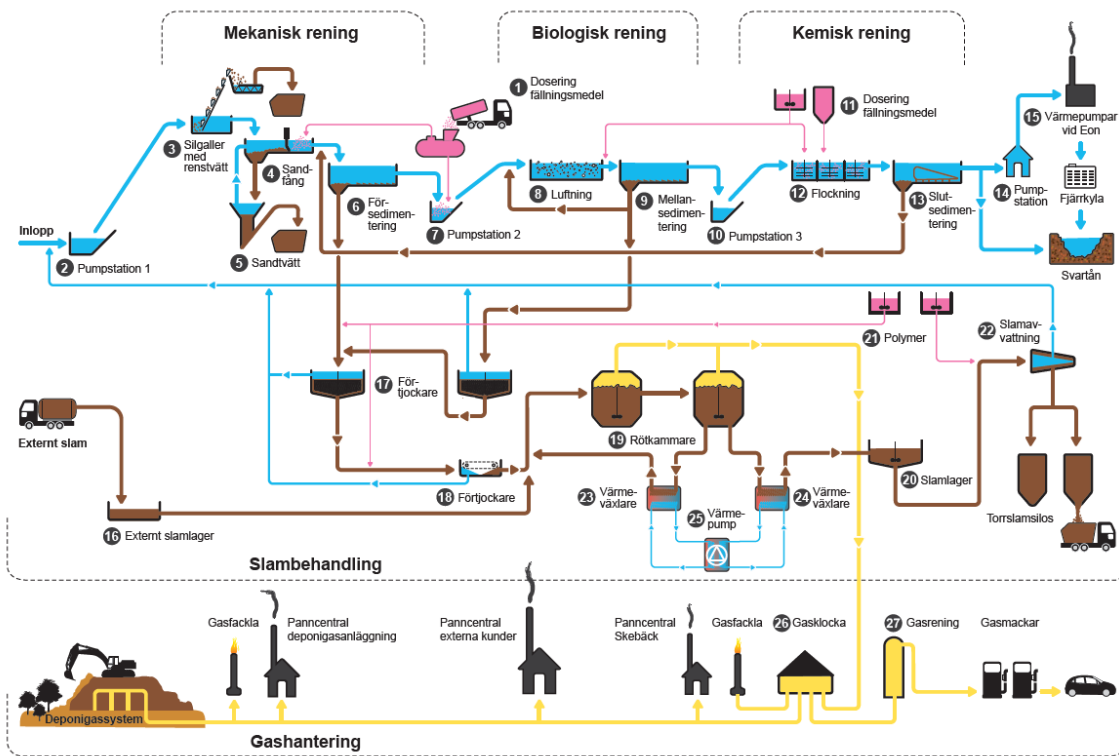
Örebro kommun har erhållit anslag från Naturvårdsverket för en förstudie som skall generera underlag för beslut om behov, omfattning och kostnad för läkemedelsrening vid Skebäckverket. Syftet är att förstudien ska utgöra ett underlag för beslut till Tekniska nämnden om eventuellt införande av läkemedelsrening på Skebäckverket.

3 Skebäckverket

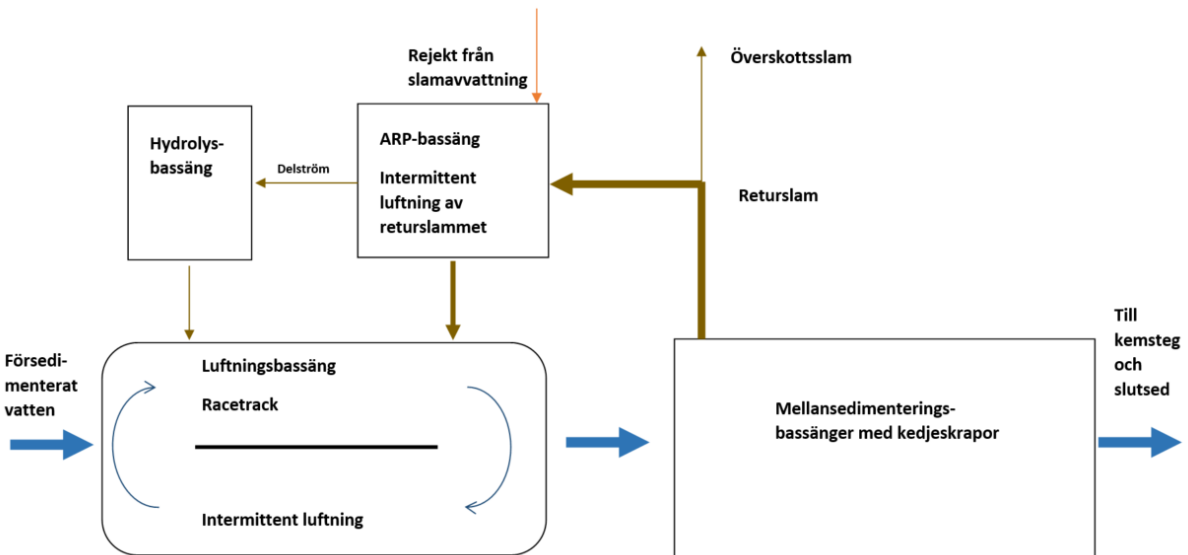
Skebäckverket är dimensionerat för en anslutning på 180 000 pe, med aktuell MaxGVB 145 000 pe (Miljörapport Skebäckverket 2018). Reningsverket består av tre steg med mekanisk, biologisk och kemisk behandling där en övergripande processbild kan ses i Figur 1. Först i reningsprocessen kommer den mekaniska delen som innefattar rens-galler, sandfång och försedimentering. Från försedimenteringen skrapas slammet (primärslam) till slamfickor och pumpas vidare för slambehandling. Efter försedimenteringen fördelas vattenflödet till fyra parallella linjer för biologisk behandling.

I den biologiska delen (Figur 2) kommer avloppsvattnet till luftningsbassänger där luftningen sker intermittent. Under den luftade fasen sker nedbrytning av organiskt material till koldioxid och bioslam med hjälp av mikroorganismer samt nitrifikation av ammonium till nitrat. Under den oluftade fasen sker denitrifikation av nitrat till kvävgas. Luftningen styrs via gränser för ammonium som kontrolleras med onlineinstrument.

Efter luftningsbassängerna leds vattnet vidare till mellansedimenteringsbassängerna och sedan vidare till kemsteget. Slammet som avskiljs i mellansedimenteringarna tas dels ut som överskottsslam och dels som returslam. Överskottsslammet pumpas vidare för slambehandling medan returslammet leds med självfall vidare till ARP-bassängen. I den bassängen blandas även det ammoniumrika rejecktvalet från slamavvattningen. Från ARP-bassängen leds vattnet vidare till luftningsbassängerna.



Figur 1: Processbild Skebäckverket.



Figur 2. Biologiska steget, Skebäckverket.



Den tredje och sista delen som avloppsvattnet passerar är den kemiska behandlingen vilken innefattar flockningsbassänger och slutsedimentering. För att fälla ut fosfor doseras järnsulfat före gallren vid inloppsdelens men som stödfällning kan även polyaluminiumklorid tillsättas till flockningsbassängerna före slutsedimenteringarna. Slammet (kemsлам) som avskiljs i slutsedimenteringarna skrapas till slamfickor och pumpas vidare till slambehandling.

När avloppsvattnet passerat de tre stegen och har renats färdigt värmeväxlas det innan det släpps ut i recipienten Svartån. Värmeväxlingen används för produktion av fjärrkyla och värmeåtervinning.

Slammet från försed-, mellansed- och slutsedimenteringsbassängen förtjockas i en gravimetrisk förtjockare därefter i en mekanisk förtjockare. Polymerer tillsätts för att förbättra avskiljningen av vattnet. Klarfasen som kommer från förtjockningen blandas med inkommande vatten medan det förtjockade slammet pumpas vidare till två röt-kammare för stabilisering och rötning. Rötningen pågår i ungefär 20 dygn där det organiska materialet bryts ned och bildar biogas. Biogas består i huvudsak av metan och koldioxid och används för uppvärmning men framförallt som fordonsgas. Energin i det varma slammet används för att värma röt-kammarna till 35 °C innan det förs vidare till avvattning i centrifuger, där även polymerer doseras. Slammet används som gödsel till energiskogar samt som jordförbättringsmedel medan rejektvattnet leds via självfall till ARP-bassängerna i biosteget. Sedan år 2012 är verket Revaq-certifierat.

Skebäcksverkets dimensionerande tillrinning är 3 750 m³/h. Under 2018 var den genomsnittliga föroreningsbelastningen 9,9 ton BOD₇, 4,5 ton TOC, 0,19 ton fosfor och 1,5 ton kväve per dygn. Halter av zink, koppar, bly och silver visar en minskande trend för inkommande avloppsvatten medan kadmium är relativt konstant. Halterna av krom har minskat de senaste två åren. Nickel har en ökande trend och kan förklaras genom att leverantören av fällningskemikalie har haft problem i sin produktion. Även kvicksilver har en ökande trend. Verket gör normalt inga analyser på läkemedelsrester.

4 Förutsättningar

4.1 Läkemedelsrester och andra mikroföroreningar

För jämförelser mellan olika metoder för läkemedelsrening har ett antal olika ämnen valts ut. Dessa ämnen har detekterats i avloppsvattnet på Skebäckverket, de flesta uppvisar låg reduktionsgrad idag och de representerar olika grupper av kemikalier/läkemedel.

Tabell 1: Utvalda substanser för jämförelse av metoder

Ämne	Typ	Log K _{ow} ¹	Log D ¹
Ciprofloxacina	Fluorokinolon (bredspektrum antibiotika)	0,65	-2,23
Claritromycin	Makrolidantibiotika	3,16	2,38
Diklofenak	Anti-inflammatoriskt	4,06	1,37
Estradiol	Hormon	4,13	3,62
Karbamazepin	Anti-epileptiskt	2,67	2,28
Metoprolol	Blodtryckssänkande	1,79	-0,25
Oxacepam	Lugnande	2,31	2,06
Trimetoprim	Folsyraantagonist (antibiotika)	0,38	-1,15
Nonylfenol		6,19	6,13
PFAS		7,03	0,66

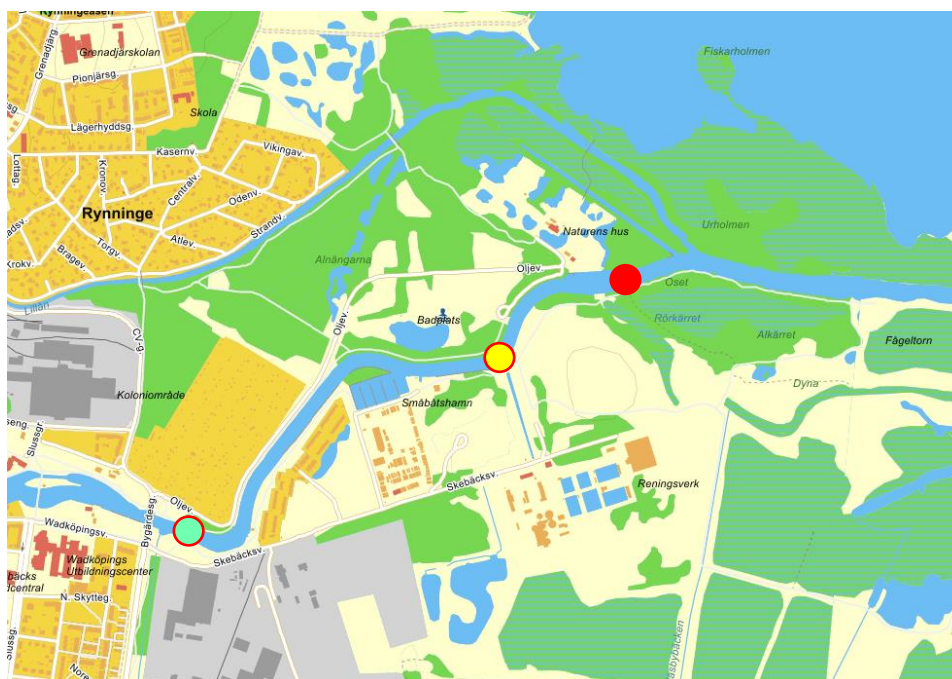
¹Baresel m.fl. 2017a

Av listan (Tabell 1) kan man konstatera att den täcker in flera olika läkemedelsgrupper och att de olika substanserna har olika log K_{ow} och log D. log K_{ow} är koncentrationsfördelningen av det aktuella ämnet mellan oktanol och vatten medan log D är koncentrationsfördelningen av ämnet inkluderande joniserade molekyler av ämnet, log D är således beroende av pH vilket log K_{ow} inte är. Dessa parametrar brukar benämnas fördelningskoefficienter. Anledningen till att dessa värden är intressanta är att de visar att de utvalda substanserna täcker in ett brett spektra av kemiska egenskaper med avseende på dess vattenlöslighet. Låga log K_{ow} betyder att ämnet är hydrofilt medan höga värden betyder att det är hydrofobt (mer fettlösligt). Exempelvis är nonylfenol ett hydrofobt ämne, det vill säga ett ämne med låg vattenlöslighet medan ciprofloxacina är ett ämne med hög vattenlöslighet. Detta innebär att de olika ämnena kommer att vara mer eller mindre lätta att reducera med olika typer av tekniska lösningar.

Enligt data från Baresel m.fl. 2017a kan man även konstatera att de olika ämnena täcker in både sura, neutrala och basiska egenskaper samt att det finns både aromatiska och alifatiska ämnen med på listan. Vidare finns analysresultat på inkommande och utgående avlopp för samtliga ämnen förutom nonylfenol där inga analysresultat har hittats. Nonylfenol bedöms ändå intressant att ha med på listan för att jämföra olika metoders reningseffektivitet med avseende på nonylfenol och liknande ämnen.

Ett antal studier har genomförts där läkemedelsinnehållet i både avloppsvatten från sjukhuset i Örebro, samt inkommande och utgående avlopp till Skebäckverket har analyserats. I en av studierna har även läkemedelsrester i recipienten analyserats. Structor genomförde 2005 och 2009 analyskampanjer med provtagning och analys av läkemedelsrester i avloppsvattnet från sjukhuset i Örebro samt inkommande och utgående avlopp. Här redovisas enbart studien från 2009 dels för att resultaten från 2005 är så pass

gamla och dels för att flera av de utvalda substanserna inte analyserades. Provtagningen på reningsverket genomfördes som flödesproportionell provtagning under 5 dygn. Provtagningen på sjukhuset genomfördes manuellt under dagtid som 4 stickprov per dygn under 5 dygn. Vidare genomförde Tekniska förvaltningen en provtagning under 2015 som där prov samlades in varje vecka och blandades till ett årsprov som sedan analyserades. Den sista studien som data har hämtats från har genomförts av SLU 2019. Inkommande och utgående provtagning genomfördes då som flödesproportionell provtagning under en vecka. Därtill genomfördes provtagning som stickprov på två positioner i recipienten. I Figur 3 nedan visas positionerna för provtagningspunkterna samt utsläppspunkten – grön cirkel med röd kant indikerar provtagningspunkten före utsläpp, gul cirkel med röd kant indikerar utsläppspunkten och röd cirkel indikerar provtagningspunkten efter utsläpp.



Figur 3: Utsläppspunkt från Skebäckverket samt provtagningspunkter för SLUs provtagning 2019

I Tabell 2 nedan redovisas resultaten från de tre studierna för de utvalda substanserna.

Tabell 2: Analysresultat från läkemedelsstudier (ng/l)

Ämne	Structor 2009		Skebäck 2015		SLU 2019			
	In ARV	Ut ARV	In ARV	Ut ARV	ARV		Recipient	
					In ARV	Ut ARV	Uppstr.	Nedstr.
Ciprofloxacin	800	32	558	23	5,7	1,3	0,76	1,7
Claritromycin			355	<1	19	34	<0,6	5,9
Diklofenak	180	340	<10	<10	240	660	4,2	<1,8
Estradiol	23	<1	<10	<10				
Karbamazepin			398	517	110	190	3,3	40
Metoprolol	410	350	5 364	4 127	490	900	3	130
Oxazepam	170	140	274	276	120	150	<5	33
Trimetoprim	130	110	158	176	27	77	<1,4	9
Nonylfenol								
PFAS					7,4 ¹ <6,4 ²	<3,6 ¹ <6,4 ²	<3,6 ¹ <6,4 ²	<3,6 ¹ <6,4 ²

¹PFOA

²PFOS

Ciprofloxacin är en bredspektrumantibiotika som finns med på naturvårdsverkets övervakningslista, NLS lista över miljöindikatorer samt är persistens och har en påvisad resistensutveckling i miljön (Baresel m.fl. 2017a). Resultaten från Structor 2009 och Skebäck 2015 är relativt konsistenta och visar relativt höga inkommande halter men samtidigt en hög avskiljningsgrad (96 % reduktion). Vid provtagningen SLU 2019 däremot är inkommande halt ungefär 100 gånger lägre jämfört med provtagningen 2015. Samtidigt kan man notera en avskiljning även vid denna provtagning (77 %). Vid provtagningen SLU 2019 påvisades en ökning av halten Ciprofloxacin i recipienten med 123 %.

Claritromycin är en makrolidantibiotika som återfinns på bevakningslistan för EU:s ramdirektiv för vatten. Enligt resultaten från Skebäck 2015 skedde i princip 100 % avskiljning av Claritromycin medan resultaten från SLU 2019 påvisar en ökning i utgående avlopp jämför med inkommande. Studien från SLU 2019 visar även på uppemot en 10-dubbling av halten i recipienten. Vid en tidigare publicerad studie (Gaid m.fl. 2011) redovisades halter om 265 och 285 ng/l (medelvärden) i utgående avlopp från reningsverket i Avranches (Frankrike) respektive reningsverket i Cham (Schweiz) vilket är i samma storleksordning som resultaten från Skebäck 2015.

Diklofenak är ett inflammationshämmande substrat som finns med på bevakningslistan för EU:s ramdirektiv för vatten. Resultaten från Structors provtagning och SLUs provtagning visar relativt konsistenta resultat och i båda fallen är utgående halt högre jämfört med inkommande halt och det är samma storleksordning på resultaten från båda studierna. Däremot resultatet från provtagningen 2015 avviker kraftigt – här visar resultatet på halter under detektionsgränsen. Resultatet verkar orimligt men det finns ingen förklaring till varför det avviker. Även resultatet från recipientprovtagningen är svårt att förklara där en lägre halt efter utsläppspunkten mättes upp jämfört med före utsläppspunkten. Halterna in till Skebäckverket som uppmättes 2009 och 2019 (340 respektive 660 ng/l) är lägre än de som uppmättes ut från Avranches och Cham (984 respektive 1 174 ng/l i medel) (Gaid m.fl. 2011) men är fortfarande i samma storleksordning.



Från 21 olika provtagningar inom VA-kluster Mälardalen har värden i intervallet 300-7000 ng/l rapporterats (exklusive värden under rapporteringsgränsen). (Hansson m.fl. 2017). Medelvärde för de 21 provtagningarna är 1073 ng/l.

Östrogena hormoner används framförallt i p-piller och har påträffats i utgående avloppsvatten och slam från avloppsreningsverk (Baresel m.fl. 2017a). 17β -estradiol (E2) och 17α -ethinylestradiol (EE2) finns med både på bevakningslistan för EU:s ramdirektiv för vatten, Naturvårdsverkets övervakningslista samt NLS lista över miljöindikatorer (Baresel m.fl. 2017a). Provtagningen från 2009 visar på en inkommande halt om 23 ng/l. Övriga resultat är under detektionsgränsen. Inkommande halter till Kungsängens reningsverk i Uppsala om 33 respektive 26 ng/l har rapporterats (Hansson m.fl. 2017).

Karbamazepin är ett anti-epileptiskt läkemedel som har påträffats i ytvatten och dricksvatten samt finns med både på Naturvårdsverkets övervakningslista och NLS lista över miljöindikatorer (Baresel m.fl. 2017a). Halten karbamazepin uppmättes till 1 173 respektive 771 ng/l i medel i utgående avlopp från Avranches och Cham (Gaid m.fl. 2011). Halter mellan 170 och 2 600 ng/l har rapporterats inom VA-kluster Mälardalen och medelvärdet av 21 rapporterade provtagningar vid 12 olika reningsverk var 543 ng/l (Hansson m.fl. 2017). Vid Skebäcksverket kan man notera att inkommande halter ligger något lägre än medelvärdet för dessa 11 reningsverk samt att utgående halt är högre än inkommande. Halten i recipienten ökar från 3,3 till 40 ng/l före jämfört med efter utsläppspunkten.

Metoprolol är en blodtryckssänkande medicin som har påträffats i dricksvatten, ytvatten samt slam och finns med på Naturvårdsverkets övervakningslista och NLS lista över miljöindikatorer (Baresel m.fl. 2017a). Resultaten från studierna på Skebäcksverket varierar och två av studierna uppvisar konsistenta resultat medan studien från 2015 visar på ca 5-10 gånger så höga halter både på inkommande och utgående avlopp jämfört med de två andra studierna. Halter mellan 446 och 6 800 ng/l har rapporterats inom VA-kluster Mälardalen och medelvärdet av 17 rapporterade provtagningar vid 10 olika reningsverk var 2 048 ng/l (Hansson m.fl. 2017). Halten metoprolol uppmättes till 42 respektive 343 ng/l i medel i utgående avlopp från Avranches och Cham (Gaid m.fl. 2011).

Oxazepam är en läkemedelssubstans med lugnande och ångestdämpande effekt. Oxazepam har påträffats i dricksvatten, ytvatten samt fisk och visats kunna påverka fiskars beteende (Baresel m.fl. 2017a). Oxazepam finns med på Naturvårdsverkets övervakningslista och NLS lista över miljöindikatorer. Halten oxazepam på Skebäcksverket har uppmätts till halter från 120 till 274 ng/l i inkommande avlopp. En marginell reduktion noteras vid provtagningen 2009 och en marginell ökning av halten i provtagningen från 2019. Vid provtagningen 2015 var inkommande och utgående halt ungefär lika. I recipienten var halten oxazepam lägre än detektionsgränsen (<5 ng/l) före utsläppspunkten och ökade till 33 ng/l efter utsläppspunkten. Halter mellan 56 och 1 800 ng/l har rapporterats inom VA-kluster Mälardalen och medelvärdet av 25 rapporterade provtagningar vid 12 olika reningsverk var 371 ng/l (Hansson m.fl. 2017).

Trimetoprim är en antibiotika som tillhör gruppen folsyraantagonister. Trimetoprim återfinns på NLS lista över miljöindikatorer. Halten trimetoprim på Skebäcksverket har uppmätts från 27 till 158 ng/l i inkommande avlopp. En marginell reduktion noteras vid provtagningen 2009 och en marginell ökning av halten i provtagningen från 2015. Vid provtagningen 2019 däremot ökade halten från 27 till 77 ng/l. I recipienten var halten trimetoprim lägre än detektionsgränsen (<1,4 ng/l) före utsläppspunkten och ökade till 9 ng/l efter utsläppspunkten. Halter mellan 37 och 1 400 ng/l har rapporterats inom VA-kluster Mälardalen och medelvärdet av 17 rapporterade provtagningar vid 9 olika reningsverk var 240 ng/l (Hansson m.fl. 2017).



Fenoler används som tillsats i bland annat målarfärg men förekommer även i plastprodukter som barnmatsburkar och nappflaskor. Användningen toppade 2006 och har därefter minskat drastiskt, särskilt gällande nonylfenoler, bisfenol-A och triclosan. Oktyfenoler används fortfarande i hög grad i färg. Många fenoler är hormonstörande och både nonylfenol och oktylfenol återfinns som prioriterade ämnen på EU:s ramdirektiv för vatten (Baresel m.fl. 2017a). Inga analyser av fenoler i avloppsvattnet in till eller ut från Skebäckverket har noterats.

PFAS (Per- och polyfluorerade alkylsubstanser) är den gemensamma benämningen för en grupp substanser. Gemensamt för dessa ämnen är att de är extremt stabila och har speciella ytegenskaper som till exempel fett- eller vattenavvisande. Ämnena används bland annat för impregnering och ytbehandling. PFOS och PFOA är de två substanser inom gruppen som är mest kända bland annat på grund av att de är vanligt förekommande och har toxiska egenskaper (Baresel m.fl. 2017a). Inom de provtagningar som genomförts på Skebäckverket finns analyser på PFOA och PFOS från provtagningen 2019. De flesta resultaten visar på halter under detektionsgränsen.

De resultat som har uppmätts på Skebäckverket överensstämmer i stora drag med resultat från andra reningsverk och de visar även på svårigheterna med att analysera läkemedelsrester och mikroföroreningar. Exempelvis är resultaten för diklofenak 2015 (< 10 ng/l i både inkommande och utgående vatten) sannolikt felaktiga. Från analyslaboratoriets sida bekräftar man dock resultatet. En hypotes skulle kunna vara att långtidslagringen av provet har påverkat resultatet men eftersom diklofenak är en väldigt persistent substans så är frågan om det är så troligt. Vidare man kan konstatera att halten metoprolol som mättes upp 2015 är ungefär 10 gånger högre jämfört med de två andra studierna. Samtidigt kan man konstatera att resultat har rapporterats i andra studier som bekräftar både de lägre och de högre halterna och det är svårt att bedöma om samtliga resultat är relevanta eller om något av dem kan ifrågasättas.

Det är vidare intressant att notera att analysresultaten från 2019 indikerar en ökning av koncentrationen i recipienten av samtliga substanser utom diklofenak. Samtidigt analyserade man ett relativt stort bidrag av diklofenak till recipienten från reningsverket vilket tyder på att halten egentligen borde öka snarare än att minska.

4.2 Mikroplaster

Mikroplaster i havet är ett av de miljöproblem som fått väldigt mycket fokus i media under senare år. I flera rapporter har det rapporterats om mikroplaster i akvatiska djur och i synnerhet i djur som lever nära utsläppsområden för renat avloppsvatten (Baresel m.fl. 2017c). Vidare hänvisas till studier gjorda på nordiska och tyska reningsverk där man studerat avskiljningen av mikroplaster i reningsverken. Resultatet av dessa studier har visat att reningsverk idag renar bort 95-100 % av antalet plastpartiklar större än 300 µm i inkommande vatten och mellan 70 och 99 % av partiklar större än 20 µm.

Vidare publicerade Svenskt vatten en rapport under 2018 där man bland annat konstaterade att avskiljningen av plastpartiklar i intervallet 10-500 µm var > 99 % på Sjölanda ARV (Ljung m.fl. 2018). Man beräknade den inkommande mängden mikroplaster till 6,7 ton/år och den utgående till 50 kg/år vilket i sin tur skulle motsvara ett utsläpp av 0,15 g mikroplaster per personkvivalent och år.

På Skebäckverket har inga analyser på mikroplaster i utgående vatten har genomförts. Däremot kommer de tekniska lösningar som presenteras att belysas utifrån deras kapacitet att rena bort mikroplaster ur utgående avloppsvatten.

4.3 Biocider

Biocider är olika bekämpningsmedel och innefattar flera olika typer, exempelvis fungicider som är svampdödande eller herbicider som är ogräsmedel (Baresel m.fl. 2017a). Flera av ämnena finns med på EU:s lista över prioriterade ämnen inom EU:s ramdirektiv för vatten. Generellt är halterna av biocider låga i svenska avloppsvatten (Baresel m.fl. 2017c).

4.4 Dimensionerande avloppssituation

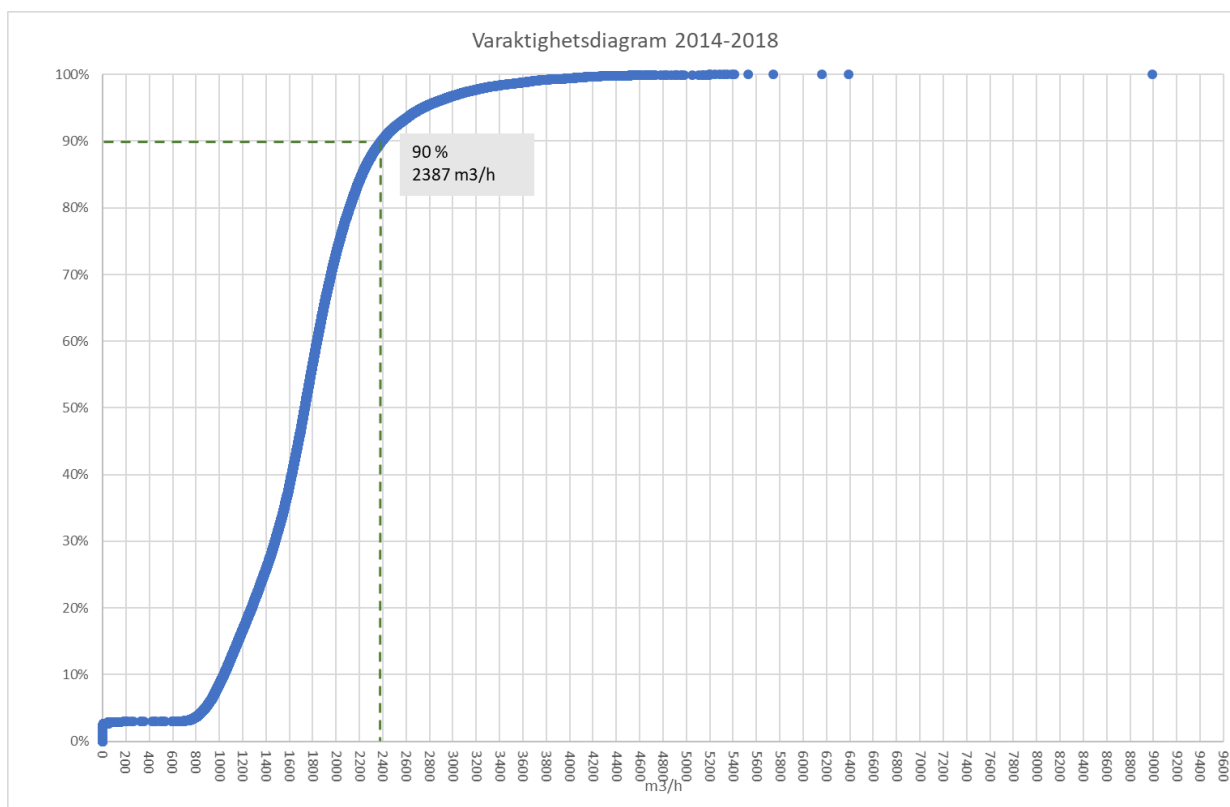
Ett framtida reningssteg för läkemedelsrening skulle mest lämpligt placeras antingen efter mellansedimenteringarna eller efter slutsedimenteringarna. Skulle reningssteget placeras tidigare i behandlingskedjan så skulle det få en betydligt högre belastning av organiskt material vilket skulle konkurrera med avskiljningen av läkemedelsrester och leda till sämre reningsresultat och högre driftskostnader. Ett alternativ som nämnts ovan är tillsats av PAK till aktivslamprocessen men nackdelarna överväger fördelarna varför det inte heller bedöms som intressant. Vidare sker redan en viss avskiljning av läkemedelsrester i den befintliga biologiska reningen. I de flesta fall är det därför mest lämpligt att placera ett reningssteg för läkemedelsrester i slutet av behandlingskedjan då en del läkemedelsrester redan har avskilts och vattnet är så rent som möjligt.

4.4.1 Flöde

Det är rimligt att dimensionera en framtida anläggning för läkemedelsrening för ett lägre flöde än maxflödet. Vid höga flöden är vattnet mer utspädd på grund av större mängder ovidkommande (inläckage m.m) vatten vilket gör att koncentrationerna blir lägre och vattnet svårare att behandla. Eftersom det vid höga flöden bara är överskjutande flödesmängd som förbileds så blir utsläppsmängden av läkemedelsrester på grund av förbiledning mycket liten.

I Figur 4 nedan visas ett varaktighetsdiagram för Skebäckverket. Diagrammet är baserat på timflöden och data för perioden 2014-2018. Ett flöde om 2 387 m³/h motsvarar 90e percentilen. Befolkningsökningen de närmaste 10e åren förväntas ge en flödesökning om 8,4 %.

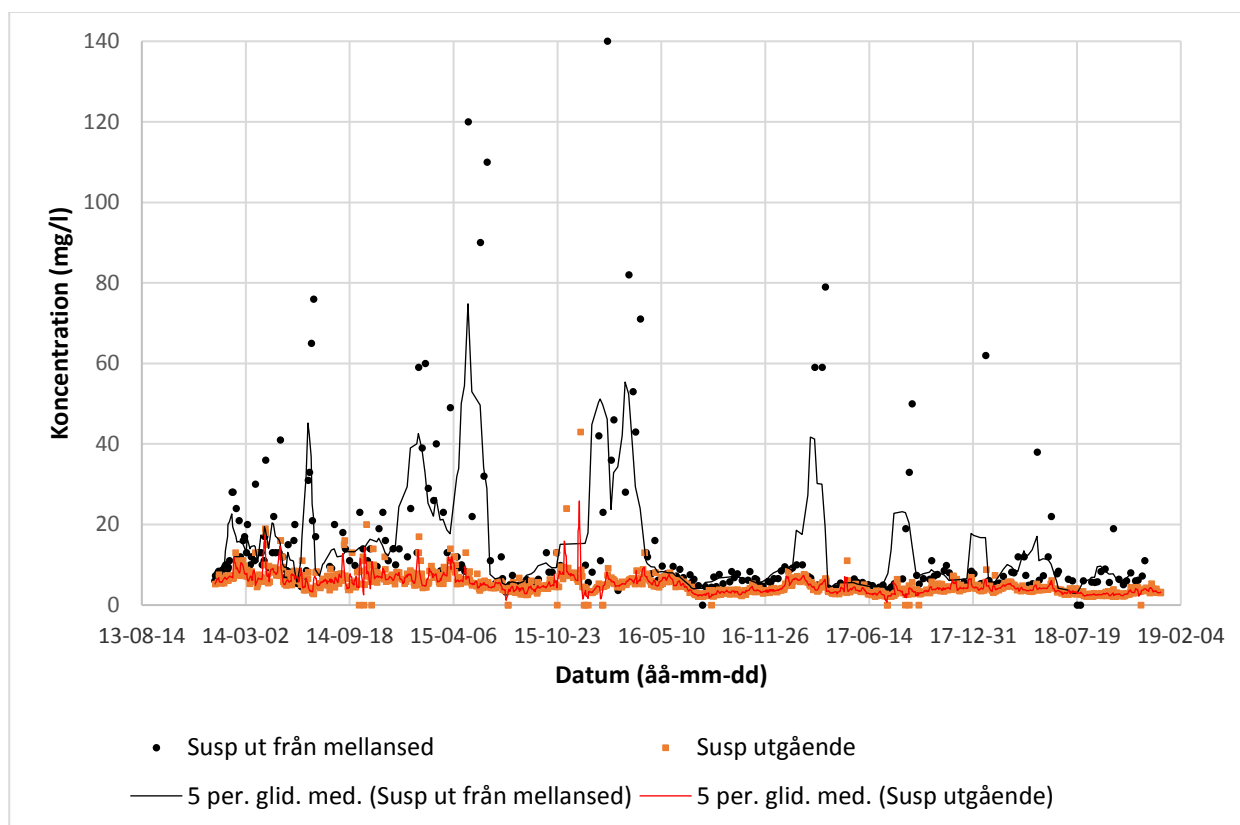
I enlighet med önskemål från uppdragsgivaren så väljs dimensionerande flöde (max flöde) för en framtida läkemedelsrening till 2 600 m³/h vilket innebär 90e percentilen med marginal för 10 års befolkningsökning.



Figur 4: Varaktighetsdiagram för timflöde 2014-2018

4.4.2 Suspenderade ämnen

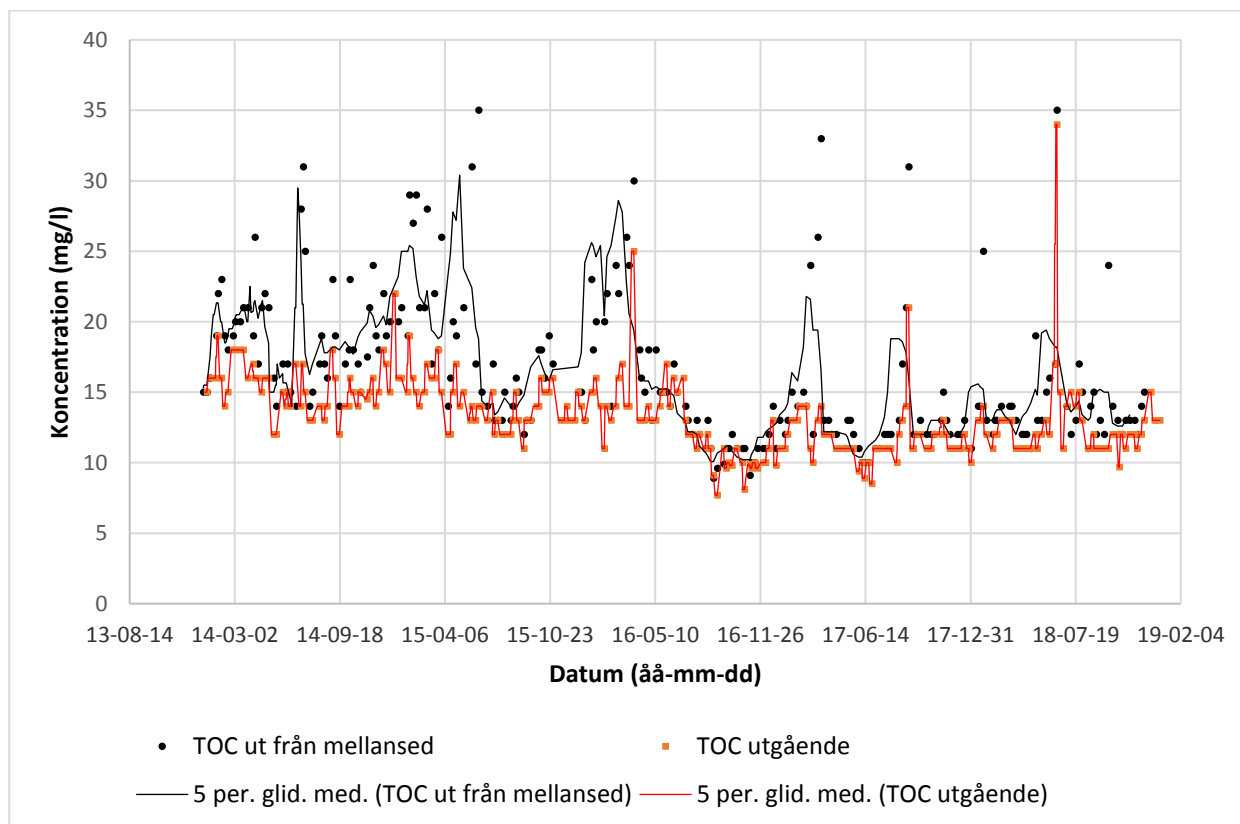
I Figur 5 nedan visas koncentrationen av suspenderade ämnen ut från mellansedimenteringarna samt i utgående avlopp för perioden 2014-01-01 – 2018-12-31. Man kan konstatera att både utgående susphalter och susphalterna ut från mellansedimenteringarna är lite lägre från och med maj 2016 och det verkar som att partikelavskiljning har fungerat mer stabilt. Under 2014 har det förekommit längre perioder med förhöjda susphalter ut från mellansedimenteringarna och man kan även se att utgående susphalter varit lite högre. För dimensionering av en framtida läkemedelsrening föreslås resultaten från maj 2016 att användas som underlag.



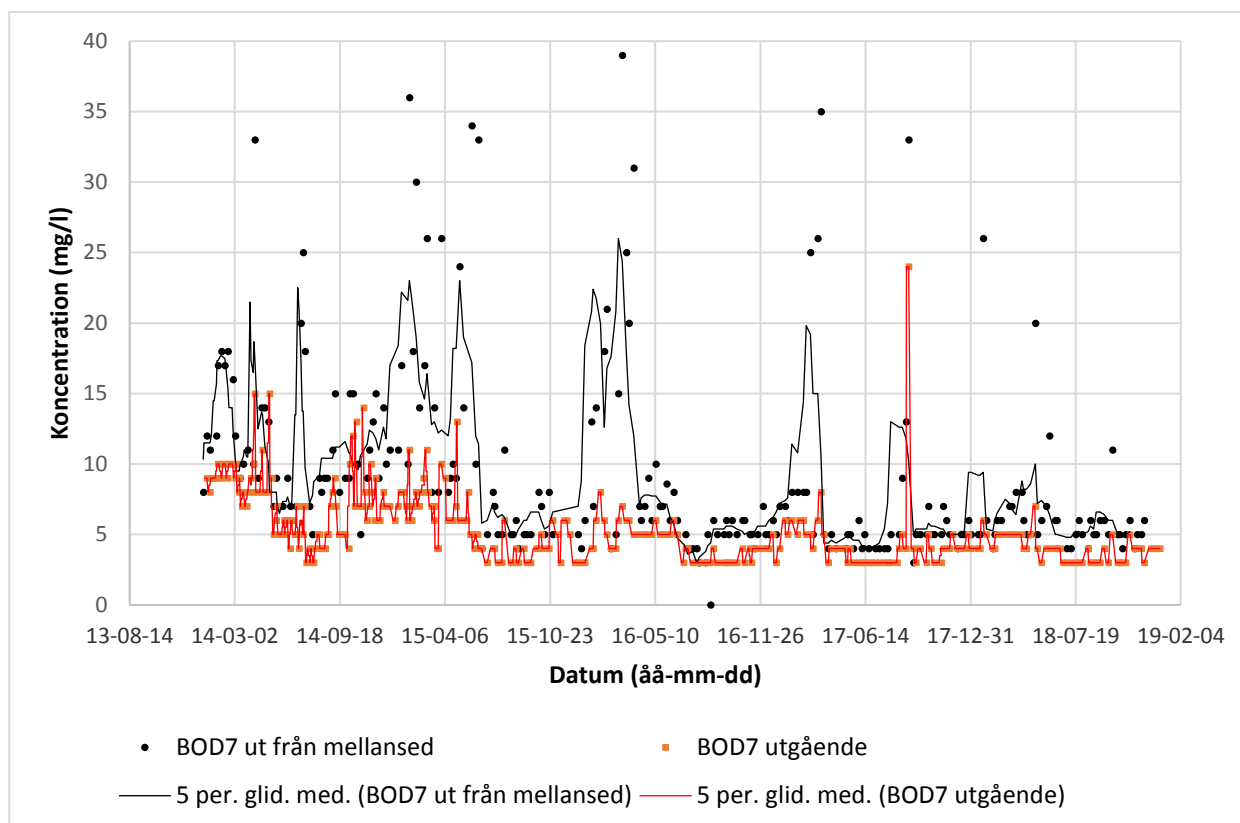
Figur 5: Koncentration suspenderade ämnen ut från mellansedimenteringar och i utgående vatten

4.4.3 Organiska ämnen

Halten TOC och BOD₇ i utgående respektive mellansedimenterat vatten, under perioden 2014-01-01 – 2018-12-31, redovisas i Figur 6 och Figur 7. Eftersom förhöjda utsläpp av suspenderade ämnen bidrar med utsläpp av TOC och BOD₇ så kan man notera ungefär samma trender som i Figur 5, det vill säga lägre och stabilare halter efter maj 2016.

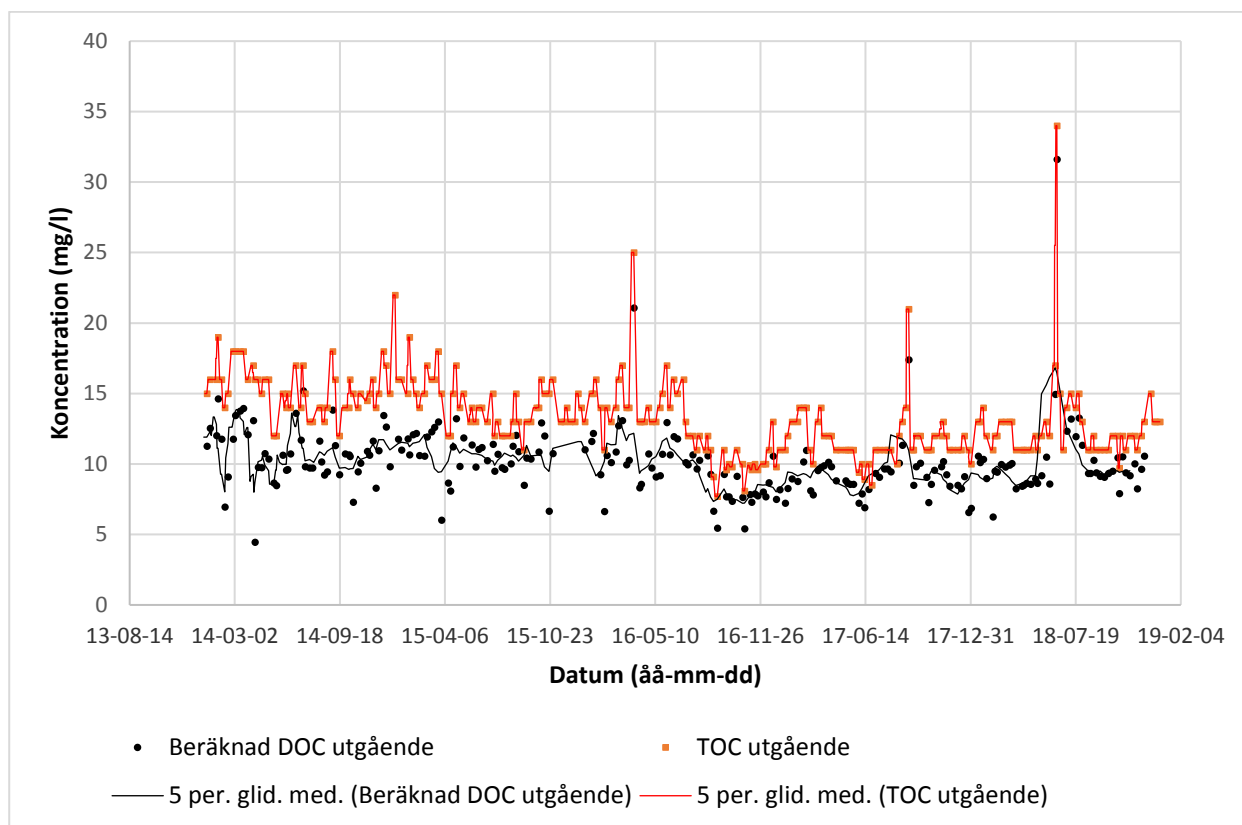


Figur 6: Koncentration TOC ut från mellansedimenteringar och i utgående vatten



Figur 7: Koncentration BOD₇ ut från mellansedimenteringar och i utgående vatten

När avancerad läkemedelsrening ska dimensioneras är även DOC-halten av intresse. Exempelvis uppges i många fall ozondosen relativt DOC-koncentrationen i vattnet. Då DOC-analyser i detta fall saknas har därför en ansats att approximera DOC-halten i utgående vatten gjorts. Under perioden 2014-2018 har samtliga dagar då TOC och suspanalyser på mellansedimenterat och utgående vatten sammanställts. Därefter har TOC-reduktionen och suspreduktion uttryckt i mg/l beräknats för samtliga analysresultat. Rimligen borde den TOC-reduktion som har skett i slutsedimenteringarna till största del kunna förklaras av suspreduktion. Genom att dividera TOC-reduktionen med suspreduktionen fås en kvot som motsvarar TOC-innehållet i den avskilda suspen. Om man antar att TOC-innehållet i den kvarstående suspen är densamma kan denna kvot användas för att beräkna halten suspenderad TOC i utgående vatten och utifrån det även halten löst TOC – det vill säga DOC. Beräkningen bygger på ett antal antaganden och kan säkert ifrågasättas men den bygger på resultat från 182 dygn och bör i alla fall ge en indikation om utgående DOC-halter. Endast dygn med positiv reduktion av både susp och TOC användes i beräkningen. I Figur 8 visas utgående TOC-halt och beräknad utgående DOC-halt för perioden 2014-01-01 – 2018-12-31.



Figur 8: Utgående TOC och beräknad utgående DOC

4.4.4 Sammanställning

Baserat på den data som presenterats kan man beräkna medelvärden och maxvärden som kan användas för dimensionering av framtida läkemedelsrening. I Tabell 3 nedan redovisas medelvärdena för 2017-2018. Endast värden från 2017-2018 används eftersom driften har fungerat bättre jämfört med de föregående åren. Det förutsätts således att samma stabila drift kan etableras även framöver, vilket även bekräftats av Skebäckverket. Värdena som presenteras i Dim./Max-kolumnen är de högsta uppmätta värdena under 2017-2018 förutom flödet som är beräknat enligt beskrivningen i "4.4.1 Flöde". När det gäller kolumnen för Dim./Max, Utgående vatten, så har den dock justerats i samråd med beställaren. Max uppmätt susphalt var 11 mg/l vilket höjdes till 15 mg/l. TOC och BOD7 sänktes från 24 respektive 34 mg/l till 17 respektive 10 mg/l. De höga uppmätta värdena var enstaka prover som inte ansågs representativa utan berodde på avvikande driftsförhållanden. Analogt med sänkningen av TOC och BOD7 så justerades även värdet för beräknad DOC.

Tabell 3: Dimensionerande data för framtida läkemedelsrening

Parameter	Enhet	Mellansedimenterat vatten		Utgående vatten	
		Medel	Dim./Max	Medel	Dim./Max
Flöde	m ³ /h	1 880	2 600	1 880	2 600
Susp	mg/l	11	79	4	15
TOC	mg/l	14	35	12	17
DOC beräknad	mg/l	-	-	9	15
BOD7	mg/l	7	35	4	10

4.5 Geografiska förutsättningar

I samband med den workshop som genomfördes den 28/8 -19 så identifierades två områden som ansågs vara lämpliga för placering av framtida reningssteg för läkemedelsrening. Dessa områden visas i Figur 9.

Område 1 ligger öst om slutsedimenteringarna. Område 2 innebär att en del av de befintliga slutsedimenteringarna tas i anspråk för en installation av en reningsprocess för läkemedelsrester.

Ytterligare områden finns tillgängliga inom reningsverksområdet. Olika placeringar inom det orangea området diskuterades även på workshopen men dessa prioriterades bort till förmån för de två ovan nämnda områdena. Anledningen till att de utvalda områdena anses vara bättre är för att det framtida reningssteget där kommer närmast utloppsledningen vilket underlättar ledningsdragning och hydraulik. Det orangea området vill man även bevara för eventuell framtida utbyggnad av biosteget. En placering inom det blåa området diskuterades också men eftersom utloppsledningen är förlagd i mark genom det området så förkastades det.



Figur 9: Flygbild över Skebäckverket med områden lämpliga för placering av läkemedelsrening

4.6 Behov av rening

Ett antal provtagningar har genomförts för att undersöka förekomsten av läkemedelsrester och mikroföroreningar i avloppsvattnet från Skebäckverket men också för att undersöka bidraget till recipienten. Enligt resultaten från dessa provtagningar ökar halten av flertalet läkemedelssubstanser efter utsläppspunkten från Skebäckverket jämfört med före utsläppspunkten. Recipient för utsläppet är Svartån som senare mynnar ut i Hjälmaren.

Den delen av Svartån som är recipient är definierad i VISS som vattenförekomst "Svartån från Lindbacka till Hjälmaren" (Figur 11). Denna del av Svartån har enligt VISS följande statusklassning (Figur 10).

Statusklassning	
- Ekologisk status	Otillfredsställande
- Kemisk status	Uppnår ej god
- Tillkomst/härkomst	Naturlig

Figur 10: Statusklassning av Svartån från Lindbacka till Hjälmaren enligt VISS.



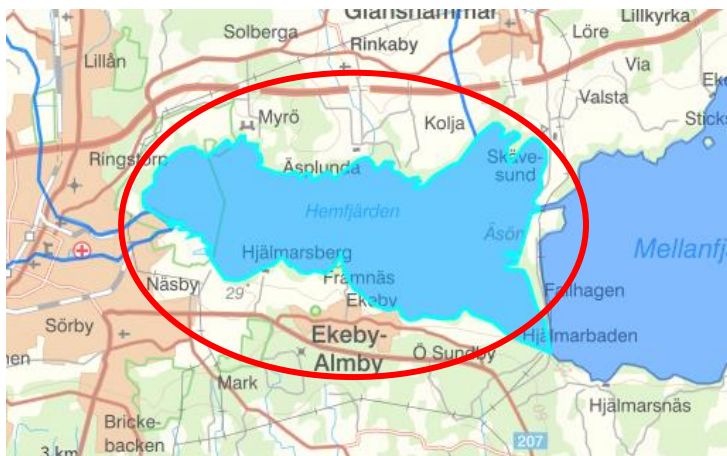
Figur 11: Svartån från Lindbacka till Hjälmaren

En av de åtgärder som omnämns i VISS för att förbättra vattenkvaliteten är att minska utsläppen av PFOS. Enligt VISS syftar den föreslagna åtgärden till att minska höga PFOS-halter i fisk i Hjälmaren. Man anger reningsverket som påverkanskälla i avrinningsområdet.

Svartån mynnar vidare ut i vattenförekomsten Hemfjärden som är en del av Hjälmaren (Figur 13). I Figur 12 visas statusklassningen av Hemfjärden enligt VISS. Även för att förbättra statusklassningen av Hemfjärden så omnämns minskade utsläpp av PFOS som en åtgärd.

Statusklassning	
- Ekologisk status	■ Dålig
- Kemisk status	■ Uppnår ej god
- Tillkomst/härkomst	■ Naturlig

Figur 12: Statusklassning av Hemfjärden enligt VISS



Figur 13: Vattenförekomst Hemfjärden

Data för modellerade vattenflöden i Svartån (delavrinningsområde "Ovan Kanalen") från VISS visar att årsflödena 2016, 2017 och 2018 var 8,12, 9,33 och 9,58 m³/s vilket motsvarar 29 232, 33 588 och 34 488 m³/h. Årsmedelflödet ut från Skebäckverket var 2018 1 763 m³/h vilket ger en utspädningsfaktor om ca 20 ggr.

När Tekniska verken i Linköping gjorde en prioriteringslista för läkemedelssubstanser använde man sig av NOEC (NO Effect Concentration) och beräknade ett PNEC-värde (Predicted No Effect Concentration) baserat på NOEC-värdet, utspädningen och en säkerhetsfaktor. Därefter beräknades en kvot mellan utgående halter från reningsverket och det beräknade PNEC-värdet. Man kom då fram till "Hög risk" för Oxazepam, Metoprolol, Östron, Trimetoprim och Etinylöstradiol (Sehlén m.fl. 2015). Exempelvis Oxazepam och Metoprolol har uppmätts i halter i utgående avlopp från Skebäckverket i samma storleksordning som de halter som användes i analysen för Tekniska verken. Dessa två substanser ökar dessutom signifikant i recipienten. Utspädningen i Nykvarnsverkets recipient är 27 gånger.

Även om VISS inte tar med läkemedelsrester i sin bedömning så finns minskade PFOS-utsläpp som en föreslagen åtgärd. Vidare kan man konstatera att flertalet substanser ökar i recipienten och att utspädningen är mindre eller i samma storleksordning som i Linköping. Sannolikt skulle man därför kunna få ett liknande resultat om man gjorde en prioriteringslista för Skebäckverket.

Det finns således flera faktorer som talar för ett behov av utbyggnad av läkemedelsrening. Inom ramen för denna förstudie har det dock inte funnits möjlighet att göra en fullständig genomgång av alla historiska resultat och exempelvis göra den typen av prioriteringslista som man gjort vid Tekniska Verken i Linköping.



4.7 Definition av reningsmål

4.7.1 Läkemedelsrester

Både i samband med workshop den 28/8 -19 och vid projektstartmötet den 26/6 -19 diskuterades vilka reningskrav som ska ställas på en framtida reningsanläggning för läkemedelsrester. Vid workshopen beslutades att målsättningen ska vara att nå 90 % reningsgrad med avseende på läkemedelsrester men för att inte direkt utesluta vissa alternativ så behandlades även processlösningar som ger mer än 80 % reningsgrad på workshopen.

Reningsmålet för läkemedelsrester för den/de slutliga lösning(ar) som kommer att kostnadsberäknas beslutades dock till 90 %. Reningsgraden definieras som >90 % reduktion som medelvärde för alla substanser som analyseras med ett analysresultat som är 10 ggr över detektionsgränsen i inkommande vatten.

4.7.2 Mikroplaster

Inget specifikt mål har beslutats gällande rening av mikroplaster. Däremot kommer de lösningar som kostnadsberäknas att beskrivas även med avseende på reningseffektivitet gällande mikroplaster.

4.7.3 Övriga föroreningar

Inga specifika mål har beslutats gällande rening av övriga föroreningar så som till exempel biocider, PFAS, fenoler, närsalter etc. Däremot kommer reningsgraden av övriga föroreningar att belysas för de processlösningar som kostnadsberäknas.

5 Reningsmetoder läkemedelsrester

Reningsmetoder för läkemedelsrester kan delas in i nedanstående fem huvudgrupper:

- Adsorptionsprocesser
- Processer för fysikalisk avskiljning
- Biologisk rening
- Oxidativa processer
- Kombinationsprocesser

Adsorptionsprocesser bygger på att ett ämne, i de flesta fall aktivt kol tillsätts till vattnet som ska renas varpå föroreningarna adsorberas till ytan på det tillsatta ämnet. Det tillsatta ämnet avskiljs från processen tillsammans med de adsorberade föroreningarna för vidare behandling. Ett exempel på adsorptionsprocesser är filter med granulerat aktivt kol.

Processer för fysikalisk avskiljning innebär att man installerar en barriär som vissa ämnen inte kan passera. Ett exempel är nanofiltrering.

Biologisk rening bygger på mikrobiologisk nedbrytning av läkemedelsresterna.

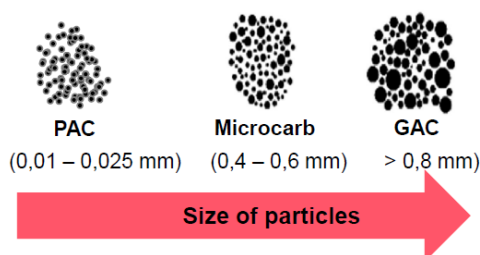
Oxidativa processer innebär att läkemedelsresterna oxideras, vanligtvis med ozon. Denna metod tar inte bort föroreningarna i vattnet utan omvandlar dem till andra ämnen.

Genom att kombinera exempelvis behandling med aktivt kol och ozon kan man uppnå vissa fördelar som till exempel ökad reningsgrad. Detta brukar man kalla kombinationsprocesser.

Nedan beskrivs mer ingående olika tillgängliga processer för applicering av de ovan nämnda olika metoderna för läkemedelsrening. Denna beskrivning av olika möjliga processlösningar är inte heltäckande utan fokuserar i första hand på de processer som anses vara mest relevanta för läkemedelsrening vid svenska kommunala reningsverk.

5.1 Adsorptionsprocesser

Adsorptionsprocesserna bygger på att aktivt kol tillsätts antingen i huvudprocessen eller i ett eget steg. Om processen placeras efter sista ordinarie steg innebär det att låga halter av organiskt material återstår i avloppsvattnet vilket medför att kolet kan utnyttjas mer effektivt för avskiljning av läkemedelsrester eftersom belastningen av övrigt organiskt material blir lägre och förbrukar mindre av kolets kapacitet. (Cimbritz m.fl. 2017). Kolet kan antingen vara pulveriserat, granulerat eller storleksmässigt där emellan, mikrogranulerat (Figur 14).



Figur 14. Storlekar för aktivt kol

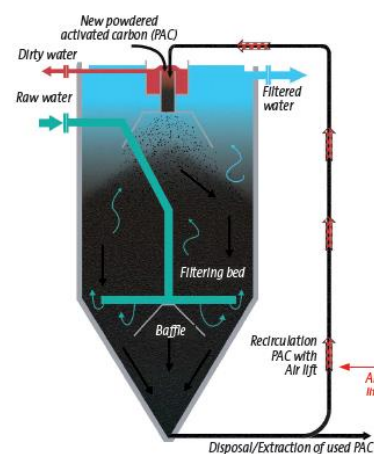
5.1.1 Granulerat aktivt kol (GAK)

Principen bygger på att föroreningarna adsorberas på den aktiva kolytan i filterbäddar innehållande GAK. Med tiden kan en anpassad mikroflora etableras och är svårt att avstyra vilket innebär att rena adsorptionsfilter med GAK normalt sett inte existerar i verkligheten (Baresel m.fl. 2017c). Metoden GAK borde därför benämnas GAK/BAF och beskrivs vidare under kombinationsprocess 5.5.1 GAK/BAF.

5.1.2 Mikrogranulerat aktivt kol, Filtraflo™ Carb och Opacarb F

Precis som med GAK-filter så bygger principen på att föroreningarna adsorberas till granulerat aktivt kol. Dock används en partikelstorlek som är mindre än vanligt granulerat aktivt kol och benämns mikrogranulerat kol. Veolia har två processlösningar som bygger på mikrogranulerat kol. I motsats till konventionella GAK-filter så bygger dessa på att flödet går nerifrån och upp och filterbädden hålls fluidiserad.

Filtraflo™ Carb är en kontinuerlig process, där det aktiva kolet kontinuerligt förnyas genom att uttaget aktivt kol ersätts med nytt aktivt kol, till skillnad från konventionella GAC-filter. Dosering av nytt kol och uttag av förbrukat kol sker automatiskt. Att processen är kontinuerlig medför att koldoseringen kan anpassas efter inkommande belastning. Figur 15 visar schematiskt hur Filtraflo™ Carb-processen är uppbyggd.



Figur 15: Filtraflo™ Carb

Istället för konventionellt granulerat kol används mikrogranuler som har en mindre partikelstorlek. Detta minskar kolförbrukningen jämfört med ett konventionellt GAC-filter på grund av att det har en större specific aktiv yta. Samtidigt har mikrogranulerat kol fördelen att det är lätt att avvattna. Det är möjligt att regenerera det aktiva kolet och återanvända det och det krävs ingen polymer eller fällningskemikalie. Om låga utgående susphalter krävs kan eventuellt ett kompletterande filtersteg (mikrofilter) efter processen krävas.

Filtraflo™ Carb är i första hand utvecklad för anläggningar med relativt låga flöden och kan därför inte rekommenderas för Skebäckverket. Däremot finns en processlösning som benämns Opacarb F som i princip motsvarar en Filtraflo™ Carb med den skillnaden att den platsbyggs och kan designas även för mycket höga flöden. I Tabell 4 sammanfattas för- och nackdelar med processlösningar som bygger på mikrogranulerat aktivt kol.

Tabell 4: Sammanfattning av för- och nackdelar med mikrogranulerat kol

Fördelar	Nackdelar
Möjligt att regenerera det aktiva kolet	Resurskrävande tillverkning om inte regenererat kol används
Ingen polymer eller fällningskemikalie krävs	
Lågt energibehov på reningsverket	
Föroreningarna avskiljs – inga biprodukter/metaboliter i det behandlade vattnet	
Mer effektivt jämfört med vanlig GAK	
Lätt att avvattna	

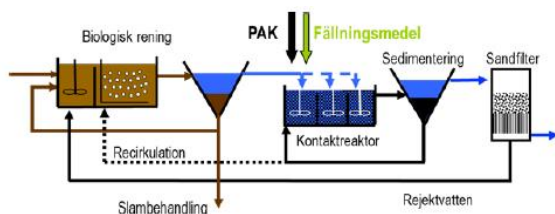
5.1.3 Pulveriserat aktivt kol (PAK)

Tekniken är baserad på att pulveriserat aktivt kol tillsätts och föroreningarna adsorberas på kolet. Hög specifik yta är viktig för en effektiv avskiljning. PAK har mer aktiv yta jämfört med GAK vilket innebär att en kortare reaktionstid krävs och dessutom kan doseringen anpassas efter inkommande belastning. PAK kan inte regenereras men kan återcirkuleras i processen. Dosering av PAK förutsätter att det pulveriserade aktiva kolet kan lagras på verket i EX-klassad tank (Cimbritz m.fl. 2017).

5.1.3.1 PAK+Sedimentering

I Figur 16 visas ett exempel på hur ett reningssteg med pulveriserat aktivt kol kan implementeras på ett kommunalt avloppsreningsverk. I exemplet doseras aktivt kol till en kontaktreaktor efter mellansedimenteringarna. Därefter tillsätts fällningskemikalie och polymer innan vattnet leds vidare till en sedimentering där det aktiva kolet avskiljs och återcirkuleras till kontaktreaktorn.

För att förbättra effektiviteten rekommenderas att recirkulera det kol som tas ut från processen till det biologiska behandlingssteget (Cimbritz m.fl. 2016). I flera fall rapporteras att sedimenteringen bör följas av ett sandfilter för slutpolering (Cimbritz m.fl. 2016, Baresel m.fl. 2017a).



Figur 16: Exempel på implementering av PAK-process (Cimbritz m.fl. 2016)

Enligt Cimbritz m.fl. 2017 är en dosering om 10-20 mg PAK/l och en uppehållstid motsvarande cirka 30 minuter typiska nyckeltal för en PAK-process (Cimbritz m.fl. 2017).

I Tabell 5 sammanfattas för- och nackdelar med processlösningar som bygger på pulveriserat aktivt kol med sedimentering som avskiljningsmetod.

Tabell 5: Sammanfattning av för- och nackdelar med PAK+sedimentering

Fördelar	Nackdelar
Möjligt med belastningsstyrd dosering	Resurskrävande tillverkning om inte tillverkning sker från "använt" GAK-kol
Kan i vissa fall implementeras med begränsad utbyggnad	Ger upphov till ett nytt slam
Lågt energibehov på reningsverket	Ex-klassning av lagringssilo
Föroreningarna avskiljs – inga biprodukter/metaboliter i det behandlade vattnet	Kan kräva ett extra filtersteg efter sedimenteringarna
	Kräver kemikalier

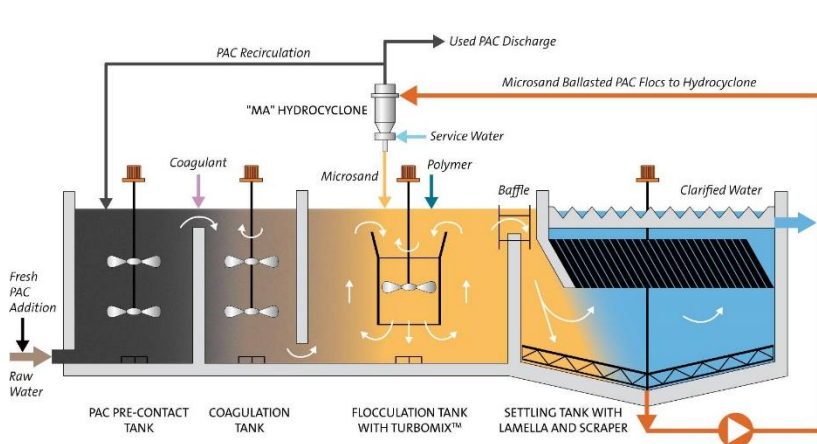
5.1.3.2 PAK i huvudprocessen

Det pulveriserade aktiva kolet kan tillsättas i huvudprocessen i det biologiska steget och avskiljs då med slammet genom fällning, flockning eller sedimentering och tas om hand med resten av slammet. Med PAK i slammet begränsas dock slammets användning som gödningsmedel på åkermark. Vid användning av PAK i huvudprocessen krävs endast installation av lagringsutrymme och doserutrustning där doseringen kan anpassas efter inkommande belastning (Sundin, A-M. m.fl. 2017).

5.1.3.3 Actiflo® Carb

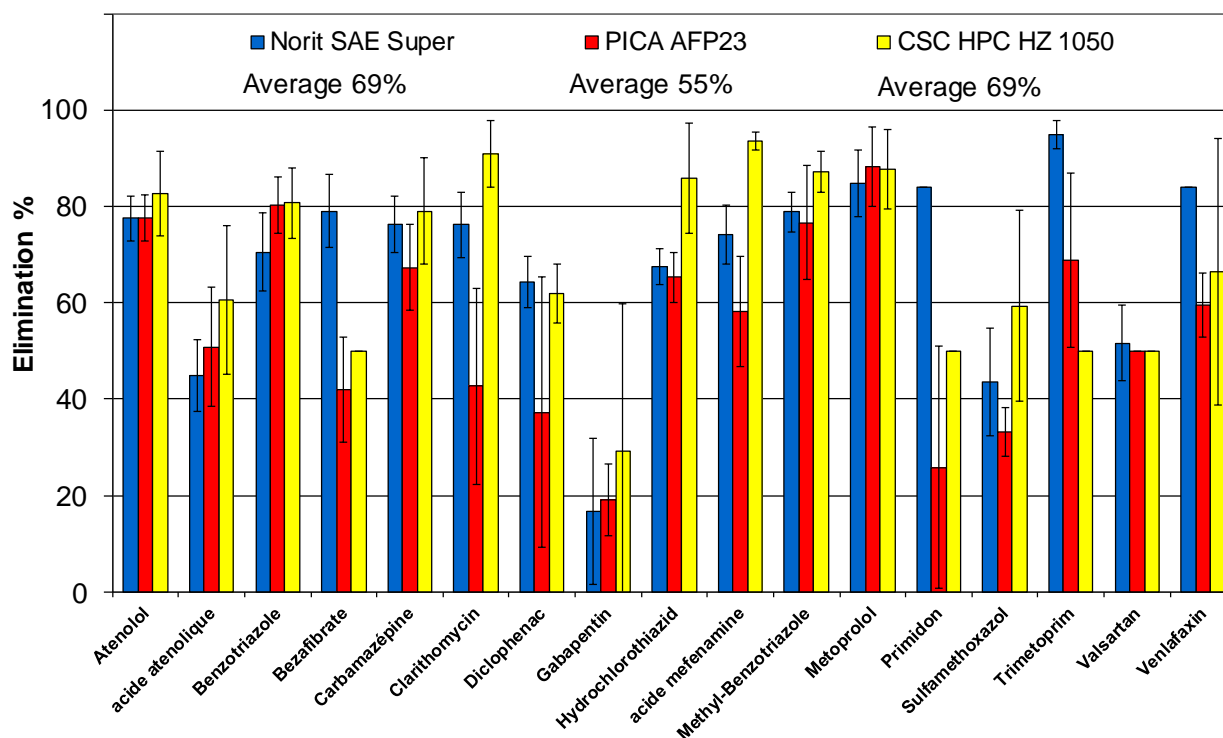
Actiflo® Carb kombinerar den väletablerade Actiflo®-processen (höghastighets sedimentering med ballast i form av sand) med aktivt kol. Processen är kontinuerlig (till skillnad från exempelvis GAK-filter) och det aktiva kolet förnyas automatiskt genom att nytt aktivt kol doseras till processen samtidigt som motsvarande mängd förbrukat aktivt kol tas ut från processen.

Studier från pilot-/fullskaleanläggningar visar att det är möjligt att genom att dosera en liten mängd ozon direkt i Actiflo® Carb anläggningen öka läkemedelsreningen ytterligare på ett mer effektivt och säkert sätt än t.ex. med ett system med separat ozon- och efterföljande aktivkolsteg. Actiflo® Carb är en extremt kompakt och snabb process med snabb uppstart där doseringen kan anpassas efter belastningen. Eftersom både koagulant och polymer doseras så ger processen även fosfor och suspreduktion.



Figur 17: Actiflo® Carb-processen

Resultat från en pilotstudie utförd vid reningsverket i Cham visade att det var möjligt att nå reduktionsgrader mellan 55 och 69 % i medel, beroende på val av kolsort, vid en dosering om 10 g aktivt kol/m³ (Gaid m.fl. 2011). I Figur 18 nedan visas resultaten från pilotförsöken där reduktionsgraden för ett antal läkemedelssubstanser redovisas.



Figur 18: Resultat från pilotförsök med Actiflo® Carb vid reningsverket i Cham

I Tabell 6 sammanfattas för- och nackdelar med Actiflo® Carb.

Tabell 6: Sammanfattning av för- och nackdelar med Actiflo® Carb

Fördelar	Nackdelar
Möjligt med belastningsstyrd dosering	Resurskrävande tillverkning om inte tillverkning sker från "använt" GAK-kol
Extremt kompakt och snabb process	Ger upphov till ett nytt slam
Lågt energibehov på reningsverket	Ex-klassning av lagringssilo
Föroreningarna avskiljs – inga biprodukter/metaboliter i det behandlade vattnet	Kräver kemikalier
Ger även fosfor och suspreduktion	

5.1.4 Biokol

Miljöeffekterna vid tillverkning av aktivt kol är hög i form av både utgångsmaterial och energi där flera LCA-studier finns framtagna. För att minska miljöbelastningen är det därför intressant både med en inhemsk produktion men även biokol som ett alternativ till konventionellt aktivt kol. Om kolet skulle produceras från organiska restprodukter som exempelvis reningsverkets egna slam skulle det kunna medföra en betydande minskning av påverkan på miljön och även kostnader, dessutom skulle utmaningar med dagens slamhantering lösas. Dock behövs fler utredningar utföras för vidareutveckling av koltyper, ökad kapacitet, stabilitet och avskiljningsförmåga (Cimbritz m.fl. 2017).

5.2 Processer för fysikalisk avskiljning

5.2.1 Ultrafiltrering (UF) / Membranbioreaktor (MBR)

Fysikalisk reningsmetod där partiklar filtreras ner till 10 nm, beroende på membranval. Separat ultrafiltrering används vid dricksvattenrening men som integrerat i huvudreningen förekommer det på avloppsreningsverk (MBR). Metoden har en bra reningseffekt på partiklar, mikroplaster, patogener och bakterier (även multiresistenta) men har ingen reningseffekt på läkemedelsrester som är lösta i vattenfasen. Om ultrafiltrering används som ett poleringssteg innebär metoden att en delström blir högkoncentrerad och behöver tas omhand. Vid användning av ultrafiltrering krävs en förfiltrering genom sil eller liknande för att skydda membranerna. Membranytorna får beläggning som kräver rengöring av kemikalier och vid drift fås en ökad energiförbrukning. Tekniken anses i allmänhet vara dyrare än andra tekniker (Sundin, A-M. m fl. 2017).

5.2.2 Nanofiltrering (NF) / Omvänd osmos (RO)

Nanofiltrering och filtrering med omvänd osmos innebär en ytterligare förbättrad avskiljning jämfört med ultrafiltrering på grund av en ytterligare finare porstorlek på membranerna.

Nanofiltrering eller omvänd osmos bör föregås av nanofiltrering för att minska risken för igensättning och påväxt på membranerna (Baresel m.fl. 2017a) vilket annars leder till mycket underhåll och ökad energiförbrukning.

Nanofiltrering innebär filtrering ungefär i spannet 0,001-0,01 µm och en tryckskillnad över membranerna om 2-40 bar krävs. För omvänd osmos är porstorleken på membranet istället i intervallet 0,0001-0,001 µm och det krävs en tryckskillnad om 5-70 bar över membranerna (Baresel m.fl. 2017a).

Med omvänd osmos kan en reningseffektivitet >95 % uppnås med avseende på läkemedelsrester. För NF kan man förvänta sig en lägre reningseffektivitet. Både NF och RO har dock två stora nackdelar vilket dels är den stora energiförbrukningen och dels omhändertagandet av den rejektström som uppstår. Man kan räkna med att ca 10 % av det behandlade flödet blir ett rejektflöde med hög koncentration av läkemedelsrester (Baresel m.fl. 2017a). Detta flöde måste därmed behandlas separat exempelvis med GAK eller ozon.

På grund av de två stora nackdelarna med membranfiltrering blir tekniken främst intressant i de fall det är stor brist på vatten eftersom det behandlade vattnet blir mycket rent och lämpar sig för vattenåteranvändning.

5.3 Oxidativa processer

5.3.1 Ozonering

Metoden är en oxidativ behandling och innebär att oönskade ämnen oxideras med ozon antingen direkt eller indirekt. Anläggningen är flexibel i och med att doseringen kan styras och då processen är energikrävande är det viktigt att optimera doseringen av ozon i förhållande till önskad belastning. Detta kräver tillförlitlig mätutrustning och olika inblandningstekniker påverkar hur höga flöden som kan hanteras. Om möjligt kan det även vara fördelaktigt att designa anläggningen så att kontakttiden kan varieras (Baresel m.fl. 2017c). Om vattnet innehåller mindre mängd organiskt material går det åt mindre mängd ozon och därmed mindre mängd energi, eftersom oxidationsprocessen oxiderar alla ämnen som går att oxideras. En ozonanläggning placeras därför med fördel efter en fungerande biologisk rening. (Cimbritz m.fl. 2017)

Huvudkomponenter som krävs för ozonering är ozongenerator inklusive styrning och kylning, inblandning av ozon i avloppsvatten, syrgasgenerator eller syrgaslagring, kontakttank samt ozondestruktör och säkerhetssystem (Baresel m.fl. 2017c). Ozongas är både explosivt och instabilt vilket innebär att det inte går att lagra eller transportera på ett bra sätt utan måste genereras på plats från syrgas. Under anläggningens livslängd kan man förvänta sig samma reningsresultat (Cimbritz m.fl. 2017).

Generella dos-responsförhållanden finns men för att anpassa dimensioneringen krävs platsspecifika försök (Baresel m.fl. 2017b), dessutom behöver kontakttiden designas för varje enskilt fall. Uppehållstiden i kontaktreaktorn varierar mellan 10-25 minuter och den specifika ozondoseringen mellan 0,4-0,9 g O₃/g DOC (Cimbritz m.fl. 2017).

Flera pilotstudier med ozonering har utförts i Sverige den senaste tiden och vidare i detta kapitel följer en sammanfattning av några försök. Sammanfattningsvis visar flera av försöken att vissa läkemedelssubstanser reduceras i hög grad redan vid låga doser medan vissa substanser kräver betydligt högre doseringar. Det finns också flera studier som tyder på att ozonbehandling leder till ökad toxicitet och östrogena effekter i det behandlade vattnet varför ett efterföljande behandlingssteg allmänt sett i princip anses vara ett krav.

I Tabell 7 sammanfattas för- och nackdelar med ozon för läkemedelsrening.

Tabell 7: Sammanfattning av för- och nackdelar med oxidation av läkemedelsrester med ozon

Fördelar	Nackdelar
Billigt alternativ	Risk för metabolitbildning, toxicitet och östrogena effekter
Doseringen kan styras efter belastning	För att undvika östrogena effekter eller utsläpp av metaboliter krävs ett efterföljande behandlingssteg
	Energikrävande

5.3.1.1 Korttidsförsök pilotanläggning

En pilotanläggning med ozonering placerades på 10 olika avloppsreningsverk i södra Sverige för avskiljning av olika läkemedel. Resultat som presenterades visar 4 försök och för Diklofenak och Karbamazepin är reduktionen över 90 % i försök med doseringar mellan 5 – 10 g O₃/m³. Metoprolol krävde en dos på 10 g O₃/m³ för att komma upp i samma reningsgrad, detsamma gäller även Ciprofloxacin. Claritromycin uppvisade mindre än 50 % reduktion även vid dosen 10 g O₃/m³. (Cimbritz m.fl 2017)

5.3.1.2 Fullskaleanläggning Knivsta

Projektet innefattar en anläggning för ozonering i Knivsta och blev Sveriges första fullskaleanläggning för 12 000 pe. Ozonering placerades efter den existerande anläggningen efter avslutande kemisk fällning, men före dammen innan det renade vattnet rinner ut i Knivstaån. Efter ozonsteget placerades kontaktfilter för destruktion av ozonrester och med förhoppning om biofilm. Hela flödet har behandlats och studerats vilket har varit givande. Under projektet studerades 120 läkemedel samtidigt som resistensspridning och ekotoxikologiska försök genomfördes. Energiförbrukningen uppgick till knappt 0,1 kWh/m³ avloppsvatten. Resultat visar att reduktionen av läkemedelsrester i befintligt reningsverk uppgick till cirka 30 % och med ozoneringen förbättrades den totala reduktionen till mer än 90 %. För diklofenak översteg reduktionen 99 %. Försök gjordes även för att se hur ozonering påverkar fisk och försök med zebrafiskar visar att de påverkas och att det tyder på att östrogenliknande ämnen kan ha bildas i samband med ozoneringen. Ozoneringen visade sig även reducera förekomsten av virus (Cimbritz m.fl 2017).

5.3.1.3 Försök Hammarby Sjöstadsverk, Henriksdal

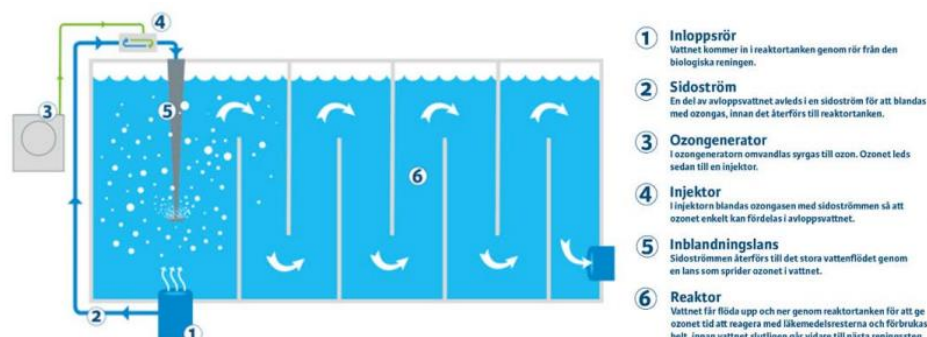
Försök genomfördes med avloppsvatten som behandlats genom förfällning, fördenitrifikation, nitrifikation och efterdenitrifikation i en MBR-pilot. Försöken med ozonering gjordes i en enhet bestående av syrgasproduktion ur luft, ozongenerator, reaktionskärn och avgasningskammare. Vid försöken testades doser mellan 3 och 13 mg ozon/l. Redan vid en dos om 3 mg ozon/l avlägsnades 9 av 18 analyserade läkemedel. Vid 7 mg ozon/l uppnåddes en reduktion om minst 94 % av alla föroreningar utom oxazepam. Vid en dosering om 13 mg/l återstod oxazepam i mätbara halter. Oktylfenol och nonylfenol var betydligt mer stabila och visade sig vara svåra att oxidera (Baresel m.fl. 2014).

5.3.1.4 Försök Tekniska verken, Linköping

Tekniska verken i samarbete med IVL genomförde pilotförsök med ozonering vid Nykvarnsverket i Linköping med syfte att få fram resultat att använda för dimensionering, implementering och drift för fullskaleanläggningen som startades upp på Nykvarnsverkets avloppsreningsverk år 2017. Pilotanläggningen bestod i att en delström av avloppsvattnet (1,5 m³/h) leddes från sedimentationsanläggningen i biosteget in till pilotanläggningen. Försöken visade att biofilmen inte påverkades och att inget extra behandlingssteg behövdes. Med ozonering kunde läkemedel som metoprolol relativt enkelt oxideras medan oxazepam kräver högre ozondos (Sehlén m.fl. 2015).

Ozondosen varierades medan uppehållstiden i ozonreaktorn hölls konstant på 11 minuter. Sammanlagt undersöktes 12 doser i spannet 1,8 – 23,1 mg O₃/L avloppsvatten. Försöket visar på samma resultat som rapporterats om i andra studier att ökande ozondos ger en ökad reningseffekt av läkemedel. Piloten visar att ozonbehandling före efterdenitrifikationen är ett genomförbart alternativ för läkemedelsrening vid Nykvarnsverket i Linköping. Försöken visade att den optimala ozondoseringen för att avlägsna läkemedelssubstanser till en grad så att inga skadliga effekter i recipienten Stångån uppstår är i intervallet 0,5 – 0,8 mg O₃/mg DOC. (Sehlén m.fl. 2015).

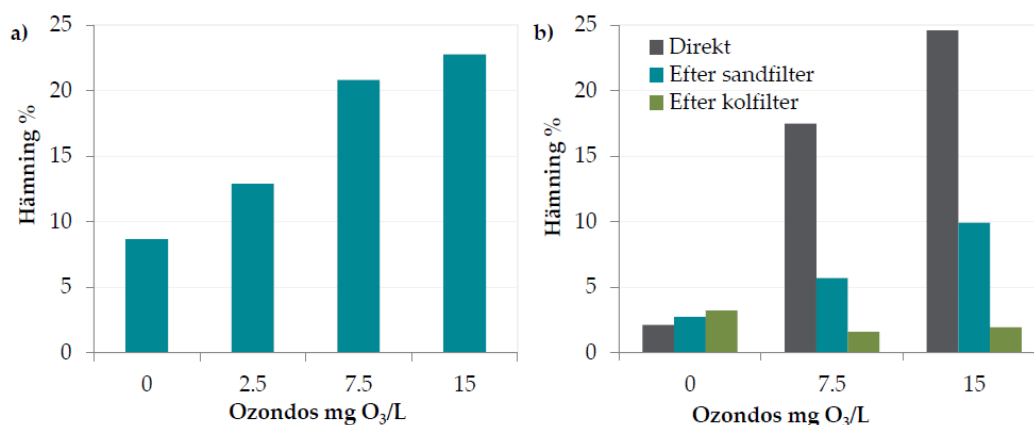
Fullskaleanläggningen i Nykvarnsverket byggdes enligt Figur 19. Ozon produceras från flytande syrgas i en ozongenerator. Gasen blandas sedan med hjälp av en injektor in i det biologiskt reade vattnet i en reaktortank. Vattnet flödar upp och ner genom reaktortanken för att ge ozonet tid att reagera med läkemedelsresterna och förbrukas helt innan nästa reningssteg (Miljörapporten 2018 Nykvarnsverket).



Figur 19. Fullskaleanläggning, Nykvarnsverket Linköping

5.3.1.5 Nedbrytningsprodukter

Risk finns att skadliga nedbrytningsprodukter bildas och behöver tas omhand i ett efterföljande biologiskt steg och en utredning om ozonbehandling ger upphov till skadliga substanser har gjorts i en i en ozonpilot. Piloten byggdes i laboratorieskala i storleken 1 l avloppsvatten per omgång och med halterna 2, 5, 7,5 och 15 mg O₃/l där vattnet transporterades direkt för laborietest för snabb analys eftersom det vid lagring förändras. Test gjordes även på lagrat vatten samt för att se skillnader. Vattnet testades på organismer från olika trofinivåer: bakterier, alger samt kräftdjur. Microtox (bakterier) visade sig ge tydligast resultat och fortsatte därför att användas i försöket. Testet är billigt, kräver minimal förberedelse samt går fort att utföra vilket innebär att även påverkan av eventuella kortlivade substanser hinner fångas upp av testet. Resultatet visade tydligt att ökad dos ger en ökning i toxicitet (Figur 20, till vänster). Prover som stått i 7 timmar visar att en liten toxisk effekt kvarstår medan det efter 24 timmar kan påvisas en svag effekt endast i prov med högsta ozonhalten. Utredningen testade även efterpoleringssteg i form av sandkolonn respektive kolonn med aktivt kol där båda visade goda resultat även om kolonnen med aktivt kol visade sig vara effektivare (Figur 20, till höger) (Baresel m.fl. 2017b).



Figur 20: Resultat från försök med ozonering och toxicitetsanalys med Microtox (Baresel m.fl. 2017c)

5.4 Biologiska processer

För biologiska tekniker förutsätts att bakterier eller andra mikroorganismer finns som ska bryta ned specifika substanser och att de kan etablera sig utan specifika krav på omkringliggande förhållanden.

5.4.1 Biologiskt aktiva filter (BAF)

Utgörs vanligtvis av sandfilter eller aktivt kol som förutom filtret har en biologisk aktivitet som bryter ner vissa föroreningar. Om filtret består av GAK blir metoden effektivare då även adsorption av föroreningar ökar avskiljningen av föroreningar, se vidare under 5.5.1 GAK/BAF. För att minska belastningen på filtret bör denna metod placeras som ett sista steg. Metoden har ett lågt energibehov men bör backspolas regelbundet. (Sundin, A-M. m fl. 2017)

5.4.2 MBBR eXeno™ - biologisk läkemedelsrening

Senaste årens studier kring läkemedelsrening med biofilmsbaserade metoder, som MBBR, har visat att man kan uppnå en långt bättre reduktion med dessa jämfört med den allmänt förekommande och vanliga aktivslamprocessen. Metodiken har förfinats och genom att på ett väldefinierat sätt mata bakterierna i biofilmen en väl avvägd mängd extra lättillgängligt substrat, utöver de läkemedelsrester som normalt finns i mycket låga koncentrationer får man en robust biofilm med hög drivkraft för att även bryta ned läkemedlen. Metodiken har patenterats av Veolia (svenskt patent SE539304) och marknadsförs nu under varunamnet eXeno™.

Med biologisk läkemedelsrening i eXeno™, kan man i ett efterpoleringssteg reducera ca 50±20 % av de kvarvarande läkemedelsresterna. Hur långtgående rening man uppnår är beroende på lokala förutsättningar gällande ingående föroreningar och halter, men även av klassiska biologiska parametrar som uppehållstider, temperatur och driftsparametrar som substrattillgång. Det är därför viktigt att försök utförs på det reningsverk man avser implementera processen på.

I Tabell 8 sammanfattas för- och nackdelar med eXeno™ för läkemedelsrening.

Tabell 8: Sammanfattning av för- och nackdelar med eXeno™

Fördelar	Nackdelar
Låga driftskostnader – låg energi och kemikalieförbrukning	Kan ej nå lika hög reduktionsgrad som exempelvis aktivt kol och ozonbehandling
Undviker bildning av toxiska biprodukter	Relativt stort ytbehov
Hög reduktion av vissa annars biologiskt svårnedbrytbara substanser – ex. Diklofenak	

5.5 Kombinationsprocesser

Kombinationsprocesser ger en rening för fler substanser jämfört med att använda teknikerna var för sig och är därför att föredra när hög reningsgrad för ett brett spektra av substanser eftersträvas. Ett exempel är PFAS som är extremt persistenta kemikalier som är svåra att oxidera och därmed svåra att bryta ned med hjälp av ozonbehandling. Dessa kemikalier adsorberas däremot effektivt till aktivt kol. Genom att kombinera aktivt kol och ozon kan vardera processteg optimeras med avseende på de mikroföroreningar som den är mest effektiv för.

Nedan följer en beskrivning av några av de viktigaste kombinationsprocesserna.

5.5.1 GAK/BAF

GAK/BAF innebär en kombination av granulerat aktivt kol och biologiskt aktivt filter. En filterbädd bestående av GAK kommer att få en anpassad mikroflora som biofilm på det aktiva kolet vilket innebär en effektivare och bredare rening av flera substanser. När kolet blivit mättat behöver det bytas ut mot nytt kol och kan efter regenerering användas på nytt. Metoden har låg energiförbrukning på reningsverket med däremot förbrukas energi vid tillverkning och regenerering av kolet. Huvudkomponenter består av själva filterbädden och backspolningsutrustning (uppsamlingstank och pumpar). Öppna system är vanligare än trycksatta (Cimbritz m.fl. 2017).

Kolet adsorberar svårnedbrytbara föreningar vilket leder till en koncentrationshöjning lokalt vilket skapar förutsättningar för bakterier som använder dessa organiska föroreningar som näring. Bakterierna bryter ner dem och frigör därmed adsorptionsplatser. Icke organiska föroreningar eller helt stabila organiska föroreningar adsorberas och ackumuleras på kolet och tas bort när kolet byts ut (Baresel, m.fl. 2017c).

Förbrukningen av aktivt kol kan minskas genom att använda två filter i serie och om vattnet dessutom har förbehandlats och är partikelfritt är det en stor fördel för metoden. Det finns ännu ingen enkel metod för att avgöra när kolet behöver bytas och kolbytesintervaller påverkar i hög grad driftkostnaden. Kolet kommer först bli mättat i den första kolumnen och därmed räcker det att byta ut kolet i den och placera kolumn nummer två som steg ett (Baresel m.fl. 2017b).

För att etablera en biologi i ett GAK/BAF-system krävs en viss uppstartstid och som med all biologi är även biofilmen känslig för toxiska föroreningar men då GAK finns kan ändå en viss rening över filtret garanteras (Baresel m.fl. 2017c). Metoden har uppvisat en god avskiljningsgrad för de flesta läkemedelsrester och försök har påvisat att kontakttider mellan 12-14 minuter, ända ner mot 10 minuter säkerställer en stabil reningseffektivitet. Med denna metod är det svårt att påverka effektiviteten förutom med kontakttiden. Vissa skillnader i adsorptionsförmågan för olika aktiva kol kan påverka. Förutom nedbrytningen av läkemedelsrester kan metoden bryta ned organiskt material och närsalter. Mikroplaster avskiljs däremot inte (Baresel m.fl. 2017c).

Driften av ett GAK/BAF-filter kan liknas vid driften av ett sandfilter även om kolet har en lägre densitet vilket påverkar backspolningen. När backspolning inte längre hjälper behöver kolet bytas ut eftersom ämnen som då har adsorberats har upptagit all ledig yta på kolet. Om kolet regenereras måste ungefär 10 % nytt aktivt kol tillsättas för att kompensera förlusterna (Cimbritz m.fl. 2017).

I Tabell 9 sammanfattas för- och nackdelar med läkemedelsrening med GAK/BAF.

Tabell 9: Sammanfattning av för- och nackdelar med GAK/BAF

Fördelar	Nackdelar
Möjligt att regenerera det aktiva kolet	Resurskrävande tillverkning om inte regenererat kol används
Ingen polymer eller fällningskemikalie krävs	Risk för igensättningsproblematik
Lågt energibehov på reningsverket	
Föroreningarna avskiljs – inga biprodukter/metaboliter i det behandlade vattnet	
Lätt att avvattna	

5.5.2 PAK i MBR

Tekniken PAK i MBR (Membranbioreaktor) innebär att mikroföroreningar som normalt inte hålls kvar av ett UF-membranfilter adsorberas av PAK som tillsätts i avloppsvattnet och blandas med det aktiva slammet. I tekniken kommer både en adsorption och biologisk nedbrytning att ske och den yta som finns på det aktiva kolet kan fungera som en biofilmsbärare för bakteriell tillväxt. (Baresel m.fl. 2017)

Med PAK i MBR blandas aktivt kol med övrigt slam.

5.5.3 MBBR eXenO₃TM - oxidation med ozon och biologisk läkemedelsrening

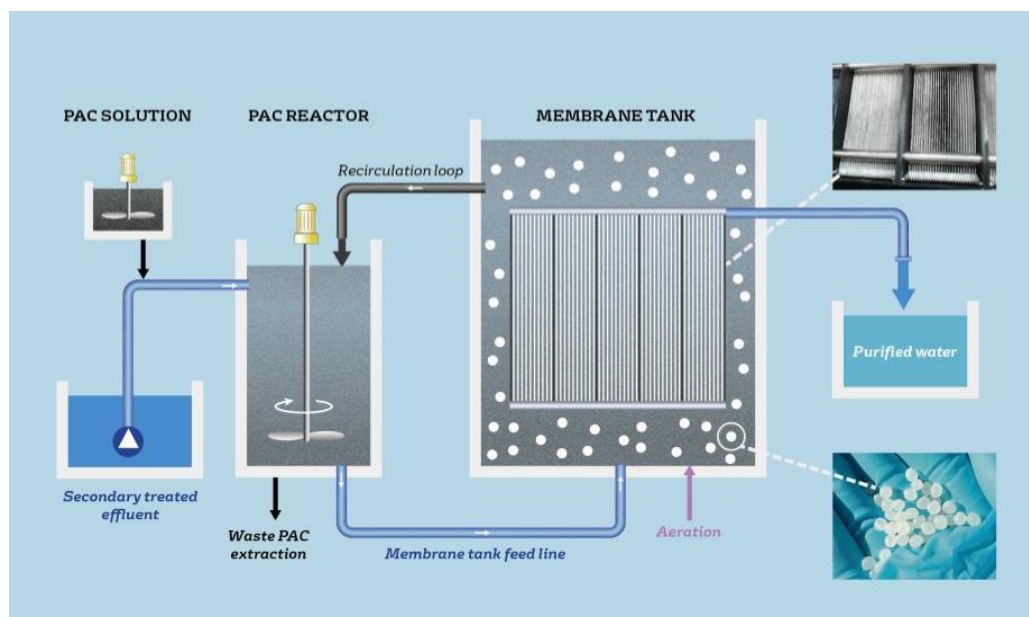
Ozonering kan med tillräckligt hög dos ge en stor reduktion av läkemedelsrester i avloppsvatten men riskerar att skapa toxiska metaboliter (se 5.3). Genom att kombinera ozonbehandling och biologisk behandling kan man skapa ett system där det biologiska steget används för att reducera toxiska effekter i avloppsvattnet och fortsätter att bryta ner de molekyler som inte har oxiderats fullständigt i ozonbehandlingen (Figur 21, t.v.). För att skapa en ytterligare mer långtgående rening med fokus på låga driftskostnader och liten kemikalieförbrukningen kan ett trestegssystem utformas (Figur 21, t.h.) där vattnet först behandlas i ett biologiskt reningssteg enligt beskrivningen i kapitel 5.4.2, därefter med oxidation med ozon och slutligen med ett mindre biologiskt steg för att ta bort toxicitet och bryta ner metaboliter.


Figur 21: Ozon+MBBR eXenO₃TM. Till vänster tvåstegsprocess, till höger trestegsprocess.

5.5.4 PAK + UF, Opaline C+

Detta alternativ motsvarar i princip PAK+sedimentering som beskrevs i 5.1.3.1 men istället för att det pulveriserade aktiva kolet separeras genom tillsats av kemikalier och därefter sedimentering så separeras det med hjälp av ultrafiltrering. En fördel är att ett i princip partikelfritt vatten åstadkoms vilket säkerställer att inget läckage av aktivt kol sker. Vidare avskiljs även bakterier och virus med hjälp av UF-membranen. Eftersom bakterier med eventuella antibiotikaresistenta gener avskiljs med membranerna samtidigt som antibiotikasubstanser avskiljs genom adsorption i kolet så anses denna lösningen ge ett bättre skydd mot multiresistens i recipienten (Baresel m.fl. 2017a).

I Figur 22 nedan visas Veolias processlösning för PAK+UF – Opaline® C+. Lösningen bygger på att nytt pulveriserat aktivt kol doseras kontinuerligt till inkommande vatten varpå vattnet får reagera med det aktiva kolet i en kontakttank. Därefter separeras det aktiva kolet med hjälp av UF-membran och recirkuleras till kontakttanken vilket gör att en hög koncentration av aktivt kol upprätthålls i kontakttanken. Motsvarande mängd kol som doseras tas ut från kontakttanken som ett "överskottsslam". I membrantanken finns plastkuler som hjälper till att rengöra membranerna för att minska behovet av backspolning och rengöring.



Figur 22: PAK+UF – Opaline® C+

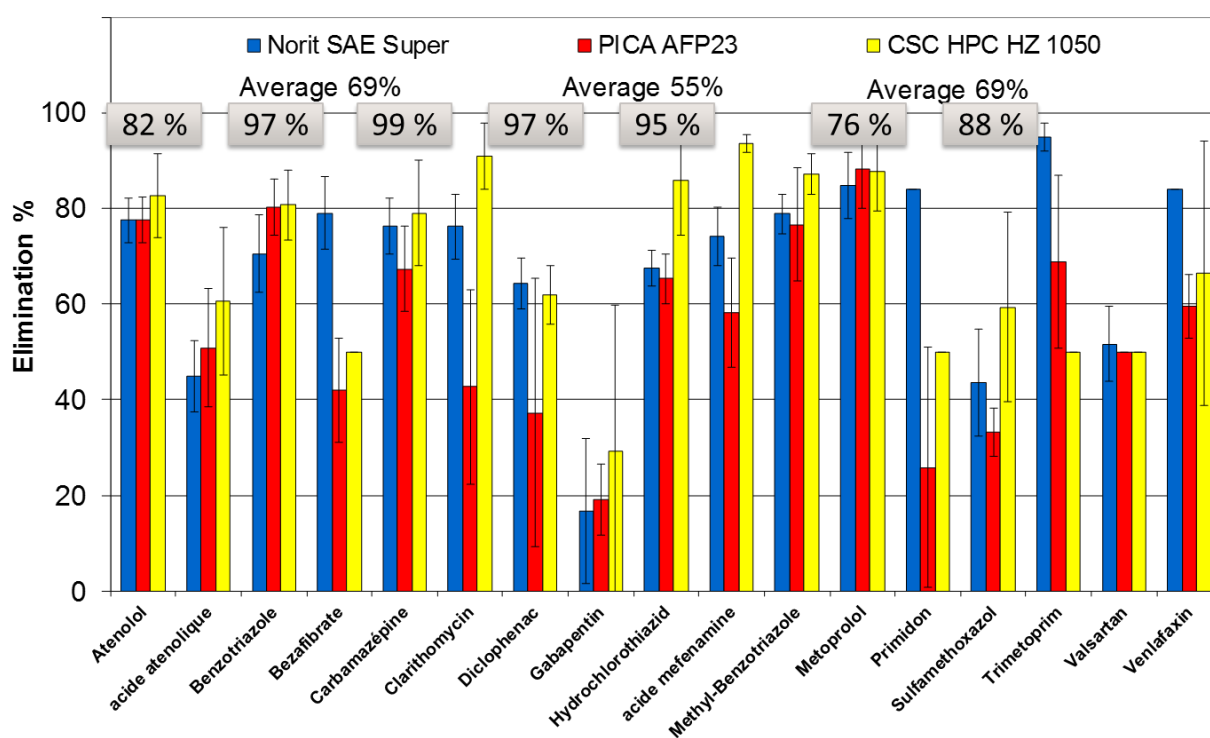
5.5.5 Ozon+GAK/BAF – kemisk oxidation och adsorption med granulärt aktivt kol

Reningseffekten när de två teknikerna Ozon och GAK/BAF kombineras anses vara otroligt hög och genom att styra ozondoseringen blir tekniken mycket dynamisk och kan anpassas mot inkommande föroreningar. Om tekniken placeras som sista reningssteg innebär det att vissa föroreningar redan har tagits bort och biologin i GAK/BAF-filtret utvecklas mot mer svårnedbrytbara föroreningar. Risken för igensättningar av filtret blir mindre då halten av partiklar är låg. En högre syrehalt i vattnet från ozon-behandlingssteget kommer gynna de biologiska nedbrytningsprocesserna, under förutsättning att inte ozonrester finns kvar. Dock har inte de båda teknikerna testats så mycket i kombination i försök (Baresel m.fl. 2017b).

5.5.6 Ozon+Actiflo® Carb – adsorption med pulveriserat aktivt kol med ozondosering

Pilottester genomfördes med Actiflo® Carb i kombination med ozon vid reningsverket i Avranches (Gaid m.fl. 2011). Resultaten från försöken visade att en liten ozondos (0,5-1,0 g/m³) ledde till en betydligt bättre avskiljningsgrad av läkemedelsrester vid samma koldosering som vid försöken i Cham (10 g/m³).

Resultaten visas i Figur 23 tillsammans med resultaten från försöken i Cham. Resultaten från Avranches visas i de gråa rutorna ovanför staplarna för respektive substans. Resultat finns inte för lika många substanser som för Cham. Resultaten som redovisas är baserade på tester med Norit SAE Super. Som man kan se i figuren så förbättrades avskiljningsgraden avsevärt för samtliga substanser utom metoprolol och exempelvis så ökade avskiljningsgraden för Diklofenak och Carbamazepin från ca 65 % och 75 % till 97 % och 99 %.



Figur 23: Resultat från försök med Actiflo® Carb och ozon vid reningsverket i Avranches

I Tabell 10 sammanfattas för- och nackdelar med Actiflo® Carb i kombination med ozon

Tabell 10: Sammanfattning av för- och nackdelar med Actiflo® Carb i kombination med ozon

Fördelar	Nackdelar
Flexibel process – både kol- och ozondosering kan anpassas efter belastning och reningsmål	Resurskrävande tillverkning av PAK om inte tillverkning sker från ”använt” GAK-kol
Extremt kompakt och snabb process	Ger upphov till ett nytt slam
Ozon och kol kombineras i samma process – inga separata volymer för ozon respektive kolbehandling	Ex-klassning av lagringssilo
Ingen risk för metaboliter och biprodukter på grund av den låga ozondosen	Kräver kemikalier
Ger även fosfor och suspreduktion	
Mycket hög reduktion av läkemedelsrester kan uppnås med en väldigt låg dos av ozon	

5.6 Ej beskrivna processer

Utöver de processer som har beskrivits finns ytterligare ett antal tekniska lösningar – mer eller mindre utvecklade. Några exempel är

- avancerade oxidationsprocesser med till exempel UV-ljus och titandioxid
- rening med enzymer
- oxidation med klordioxid
- fotokatalytisk rening

Det finns ytterligare exempel på metoder under utveckling som beskrivs i litteraturen. Dessa olika tekniska lösningar har inte beskrivits inom ramen för denna studie eftersom de inte anses relevanta i denna utvärdering, bland annat på grund av att de ännu inte är redo för fullskalig installation, på grund av osäkerheter kring reningseffektivitet eller andra faktorer.



6 Valda processer för Skebäcksverket

Under en workshop som anordnades på Skebäcksverket 2019-08-28 närvarade 13 personer varav 9 stycken från verket och 4 stycken från VA-ingenjörerna. Syftet med dagen var att utvärdera möjliga reningsmetoder utifrån bestämda randvillkor och besluta om 2 lämpliga metoder som skulle vara intressant för verket.

Vid workshopen presenterades huvudgrupperna av tekniska lösningar för läkemedelsrening:

- Adsorptionsprocesser (aktivt kol, pulveriserat eller granulerat)
- Oxidationsprocesser (i första hand behandling med ozon)
- Fysikalisk avskiljning (med mebranteknik)
- Biologisk rening
- Kombinationer av ovanstående

Vidare presenterades specifika processlösningar utifrån dessa olika grupper. Vid workshopen valdes fyra av totalt 10 presenterade processlösningar ut för vidare granskning. Dessa fyra lösningar jämfördes med avseende på flera olika parametrar som till exempel ytbehov, reningseffekt, energiförbrukning och kemikalieförbrukning. Slutligen enades mötet om att två lösningar var mest intressant att arbeta vidare med i detalj och ta fram drifts- och investeringskostnader för.

Från workshopen ett separat mötesprotokoll med ytterligare anteckningar kring diskussionerna och dokumentation kring hur de olika tekniska lösningarna jämfördes mot varandra.

6.1 Motivering

De två metoderna som beslutades att jobba vidare med för kostnadsanalys var

- Ozon + GAK/BAF-filter
- Ozon + Actiflo® Carb

Skebäcksverket valde att gå vidare med kombinationsprocesser för att få en robust anläggning, större driftsäkerhet och framförallt för att säkerhetsställa en hög reningsgrad. Läkemedelsrester och andra mikroföroreningar innefattar olika kemiska ämnen som uppträder olika vid olika förutsättningar vilket gör att en kombination av två olika tekniker som kan komplettera varandra ansågs vara att föredra. Det innebar att alla processer som inte hade ozon som försteg valdes bort.

När kombinationen ozon och GAK-filter används innebär det att en lägre dosering av ozonet behövs samtidigt som mindre aktivt kol kommer att förbrukas. För en Actiflo® Carb-anläggning behövs en mycket låg dos av ozon eftersom huvudsyftet inte är att oxidera föroreningarna utan att öka potentialen hos kolet. Dock behöver en tillsatts av flockningskemikalie och polymer ske i Actiflo® Carb medan det med Ozon + GAK/BAF krävs en högre eltillförsel.

En biologisk process tillsammans med ozon ansågs vara för otillförlitligt och inte tillräckligt robust och fysikalisk avskiljning kräver ett högt energibehov där det dessutom kräver ytterligare rening av högkoncentrerad delström.



Baresel m.fl. 2017a presenterar fyra olika scenarier med olika målsättning för en läkemedelsrening/rening av mikroföroreningar. Dessa fyra scenarier är följande:

1. En effektiv rening av läkemedelsrester
2. En effektiv rening av mikroplaster
3. En effektiv rening av läkemedelsrester och andra studerade föroreningar
4. En effektiv rening med minsta möjliga utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra studerade föroreningar

Om man avser ett kompletterande reningssteg, för rening av läkemedelsrester med >90 % reduktion, efter en redan existerande komplett rening för BOD och närsalter så rekommenderar författarna för alternativ 1 just ozon + GAK/BAF som förstahandsvalet på grund av bland annat följande argument:

- Effektiv rening av läkemedelsrester med oxidation, biologisk nedbrytning och adsorption
- Kan anpassas till varierande belastning och reningsmål
- Baseras på kända tekniker
- Tillåter regenerering av aktivt kol
- Mest kostnadseffektiv

Vidare anges ozon + GAK/BAF som ett fullvärdigt alternativ även för alternativ 3. I första hand rekommenderas ultrafiltrering följt av GAK/BAF men den enda nackdelen med ozon + GAK/BAF jämfört med UF + GAK/BAF som framgår är en viss ökad risk för antibiotikaresistens nedströms som UF-filtret anses skydda bättre mot.

För alternativ 2 och alternativ 4 kan inte ozon + GAK/BAF rekommenderas eftersom man endast kan förvänta sig en viss avskiljning av mikroplaster.

Actiflo® Carb i kombination med ozon är ett intressant alternativ då även det är en reningsteknik som ger mycket långtgående läkemedelsrening och är mycket flexibel genom att det går att anpassa både dosen av ozon och aktivt kol i förhållande till belastning eller reningsmål. Det är dessutom en mycket kompakt process och eventuellt skulle det vara möjligt att få plats med en installation i en eller två av slutsedimenteringsbassängerna.

En teknisk lösning som inte analyserades på workshopen är Opacarb F som omnämns i kapitel 5.1.2. När workshopen genomfördes fanns inte all information framme om det alternativet vilket gjorde att vi inte fokuserade på det. Opacarb F är en lösning som bygger på mikrogranulerat kol och skiljer sig från ett GAK-filter på det sättet att flödesriktningen är nerifrån och upp istället för uppifrån och ner vilket gör att bädden hålls fluidiserad. Opacarb F kan kombineras på ett liknande sätt som för Actiflo® Carb med ozondosering. Detta alternativ kommer inte att kostnadsberäknas men om man väljer att gå vidare med ozon+GAK/BAF rekommenderar vi att man jämför ozon+GAK/BAF med Opacarb F i kombination med ozon eftersom det kan vara ett kostnadseffektivt alternativ.

6.2 Processbeskrivning

6.2.1 Ozon + GAK/BAF

6.2.1.1 Processbeskrivning

Denna processlösning bygger på en kombination av olika tekniker och den placeras mest lämpligt efter slutsedimenteringarna för att minimera belastningen av suspenderade ämnen. Processlösningen kan förväntas ha en mycket hög reningsgrad av läkemedelsrester, PFAS-ämnen och östrogen effekt. Man kan

också förvänta sig en minskad antibiotikaresistens och desinfektion. Man kan förvänta sig en viss avskiljning av mikroplaster på grund av filtreringseffekten i GAK/BAF-filtret. Behovet av kemikalier är lågt medan energiförbrukningen blir hög på grund av energibehovet för produktion av ozon.

För bättre förståelse för processen, se flödesschema (Flödesschema ozon+GAK/BAF). Flödesschemat visar schematiskt en anläggning uppbyggd i en linje. Dock är våra kostnadsberäkningar baserade på ozonbehandling i en linje men GAK/BAF-filter i parallella linjer.

Utgående vatten från slutsedimenteringarna samlas upp och pumpas till ett ozonbehandlingssteg (kontakttank ozon). På inkommande ledning doseras ozon in före en statisk mixer. Tanken är försedd med bafflar som delar in bassängen i olika delvolym. De snabbaste reaktionerna sker i början av tanken medan de mer långsamma reaktionerna sker i slutet av tanken samtidigt som ozon-koncentrationen klingar av. Ozonet produceras i en ozongenerator och frånluften från kontakttanken leds till en ozondestruktör. En normal ozondos är 5-12 g/m³. Utgående vatten från ozonbehandlingen leds vidare till ett GAK/BAF-filter. Filtret är inte trycksatt och vattnet passerar nedåt genom filterbädden av granulerat aktivt kol. För att optimera förbrukningen av aktivt kol är systemet uppbyggt med två filter i serie så att utgående vatten från filter 1 leds vidare till filter 2 (genom pumpning). När filter 1 har mättats med föroreningar och kolet måste bytas ut/regenereras så växlar man flödesriktning så att det som tidigare var filter 1 blir filter 2. Detta gör att det filter med nyast kol hela tiden är sist i flödet. Eftersom det inte är möjligt att bygga filter som är 13 x 13 m bland annat på grund av att backspolningsflödet blir för högt så måste varje filter delas upp. Här har vi valt att dela upp varje filter i 6 mindre vilket gör att systemet i praktiken utgörs av totalt 24 filter som kan backspolas individuellt. Nivån i filtren övervakas med nivåsensorer och kan backspolas när nivån stiger för mycket. Utgående vatten passerar genom en pumptank varifrån vattnet pumpas vid backspolning.

6.2.1.2 Tekniska data och utformning

I nedanstående tabell (Tabell 11) redovisas tekniska data för processlösningen med ozon och GAK/BAF.

Tabell 11: Tekniska data ozon+GAK/BAF

Parameter	Enhet	Värde
Kontakttid ozon (vid Q _{dim})	min	15
Volym kontakttank ozon	m ³	650
Ytbehov kontakttank ozon	m ²	130
Vätskedjup kontakttank ozon	m	5
Kontakttid GAK (vid Q _{dim})	min, per filter	15
Total kontakttid GAK (vid Q _{dim})	min	30
Bäddvolym, per filter	m ³	325
Total bäddvolym	m ³	1 300
Ytbehov GAK-filter	m ²	650
Djup GAK-bädd	m	2
Ytbelastning GAK (vid Q _{dim})	m/h	7
Tryckförlust GAK-filter	mVp	0,6
Tryckförlust GAK-filter, max	mVp	1,0

I Figur 24 visas ett exempel på hur en anläggning med ozon+GAK/BAF skulle kunna se ut. Tillfartsvägar krävs för leveranser av flytande syre och för byte av aktivt kol vilket gör att hårdgjorda ytor med plats för lastbilar att vända eller köra runt slutsedimenteringarna tillkommer. Här har förutsatts att det krävs en maskinbyggnad på 160 m² för ozongenerator, utrustning för backspolning av GAK-filtar m.m. När maskinbyggnadens storlek har uppskattats har inga personalutrymmen, verkstad, analysrum eller liknande inkluderats.



Figur 24: Uppskattat ytbehov för Ozon+GAK/BAF

6.2.1.3 Förbrukningstal

För ozonering och GAK/BAF-filtar är det framförallt ozon och granulerat aktivt kol som förbrukas. Detta innebär att driftkostnaderna främst beror på hur mycket ozon som doseras och hur ofta GAK-bädden behöver bytas ut. I litteraturen och i rapporterna för de pilot- och labbförsök som genomförts rapporteras varierande siffror. Vilka ingående värden som är relevanta att använda för beräkning av förbrukningstal beror bland annat på inkommande vattenkvalitet, vilken reningsgrad som ska uppnås, vilket aktivt kol som används och hur anläggningen är designad. Genom att denna anläggning har utformats som en tvåstegsanläggning med ozonering följt av GAK/BAF-filtar så förväntas förbrukningen vara lägre jämfört med för vardera av processerna separat. Genom att dessutom ha GAK-filtar i serie så förväntas

kolförbrukningen bli lägre. Beräkningen av förbrukningstal blir dock osäker eftersom exakt denna utformning, med ozon följt av GAK-filter i serie inte har testats i pilotskala (resultat har inte publicerats i de rapporter som studerats inom ramen för denna förstudie). Nedan följer därför en sammanställning av förbrukningstal inom intervall som anses vara relevanta för denna processutformning baserat på de underlag som finns tillgängliga, utifrån dimensionerande vattenkvalitet samt information från leverantörer (Tabell 12).

Tabell 12: Förbrukningstal för ozon + GAK/BAF

Parameter	Specifik förbrukning		Årsförbrukning	
	Enhet	Värde	Enhet	Värde
Ozon	g/m ³	5-12	ton/år	90-210
GAK	g/m ³	20-40	ton/år	350-690
Elenergi ¹	-	-	MWh/år	860-2 070
Flytande syre	-	-	ton/år	820-1 980
Kylbehov ²	-	-	MWh/år	690-1 660

¹För ozonproduktion

²För kylning av ozongenerator

6.2.2 Actiflo® Carb + ozon

6.2.2.1 Processbeskrivning

Actiflo® Carb med ozon bygger på en kombination av Actiflo-processen och aktivt kol med tillsats av ozon. En viktig skillnad mot föregående process (se kapitel 6.2.1) är att ozondoseringen inte sker till en separat kontakttank för ozon utan att ozonet istället doseras till samma kontakttank som för det aktiva kolet. Ozondosen är mycket lägre och syftet är inte i första hand att oxidera föroreningarna utan att göra kolet mer aktivt och därmed öka effektiviteten. Reningsmässigt kan man förvänta sig att det är möjligt att nå samma effektivitet som med ozon+GAK/BAF med avseende på läkemedelsrester, PFAS-ämnen och antibiotikaresistens men eftersom ozondosen är betydligt lägre så kan man förvänta sig att denna lösning har en lägre effekt på desinfektion och östrogena effekter. Dessa parametrar har dock inte studerats specifikt för Actiflo® Carb och det finns därför en osäkerhet kring hur mycket reningseffektiviteten med avseende på dessa parametrar skiljer sig specifikt mot ozon+GAK/BAF.

För bättre förståelse för processen, se flödesschema (Flödesschema Actiflo® Carb+ozon). Flödesschemat visa schematiskt hur en anläggning i en linje skulle se ut men vår kostnadsuppskattning bygger på att man upprättar två linjer. Slamlinje, lagringstankar och polymerberedare blir dock gemensamt för de två linjerna.

Utgående vatten från slutsedimenteringarna samlas upp och pumpas till kontakttank för PAK och Ozon. På inkommande ledning doseras ozon. En normal ozondos är ca 0,5-1,5 g/m³. Ozon tillverkas i en ozongenerator från flytande syrgas. Pulveriserat aktivt kol lagras i en lagringssilo och doseras med hjälp av en doseringsutrustning till kontakttanken. För att nå >90 % reduktion med avseende på läkemedelsrester krävs en koldos mellan 10 och 30 g/m³. Till kontakttanken leds också PAK som recirkuleras i processen så att en PAK-koncentration i kontakttanken omkring 1-2 g PAK/m³ upprätthålls. I kontakttanken sker adsorption av mikrofföroreningar till det aktiva kolet och ozonet hjälper till att höja effektiviteten så att en högre avskiljningsgrad kan uppnås.

Från kontakttanken rinner vattnet vidare till fällningstanken. Koagulant (aluminium- eller järnbaserad) lagras i en lagringstank och doseras med hjälp av en doserpump flödesproportionellt till fällningstanken.

Vattnet rinner vidare till mognadstanken där polymer och mikrosand doseras. Mikrosanden recirkuleras i processen men en liten mängd försvinner med slammet och därför måste ny mikrosand doseras. Både ny mikrosand och recirkulerad mikrosand tillsätts till mognadstanken. Mikrosand förvaras i storsäckar och doseras med en speciell doserutrustning. Torr polymer används för att bereda polymerlösning i en polymerberedare.

I mognadstanken byggs stabila avskiljningsbara slamflockar upp som sedan separeras i den efterföljande lamelledimenteringen. Slammet som sedimenterar i lamelledimenteringen pumpas till en hydrocyklon där separation av slam och mikrosand sker. Mikrosanden separeras i botten av hydrocyklonen och leds direkt till mognadstanken. Slammet kommer ut i toppen av hydrocyklonen varifrån det leds till ett mindre fördelningskärl. Från fördelningskärl ledas en liten del av slammet vidare till slamhanteringslinjen och resten går i retur tillbaka till kontakttanken.

Det slam som ska till slamhanteringslinjen leds först till en omrörd bufferttank. Från bufferttanken pumpas slammet flödesstyrt till en förtjockare. Det förtjockade slammet leds till en omrörd bufferttank varifrån det pumpas till en dekantercentrifug för slutavvattnings. Före både förtjockning och slutavvattnings doseras polymer för att bilda stabila slamflockar som kan avvattnas. Från förtjockaren och avvattnaren leds vattnet till en pumptank för rejekt som det pumpas vidare från, förslagsvis till inkommande eller till biosteget. Det avvattnade PAK-slammet skruvas till en container där det samlas upp.

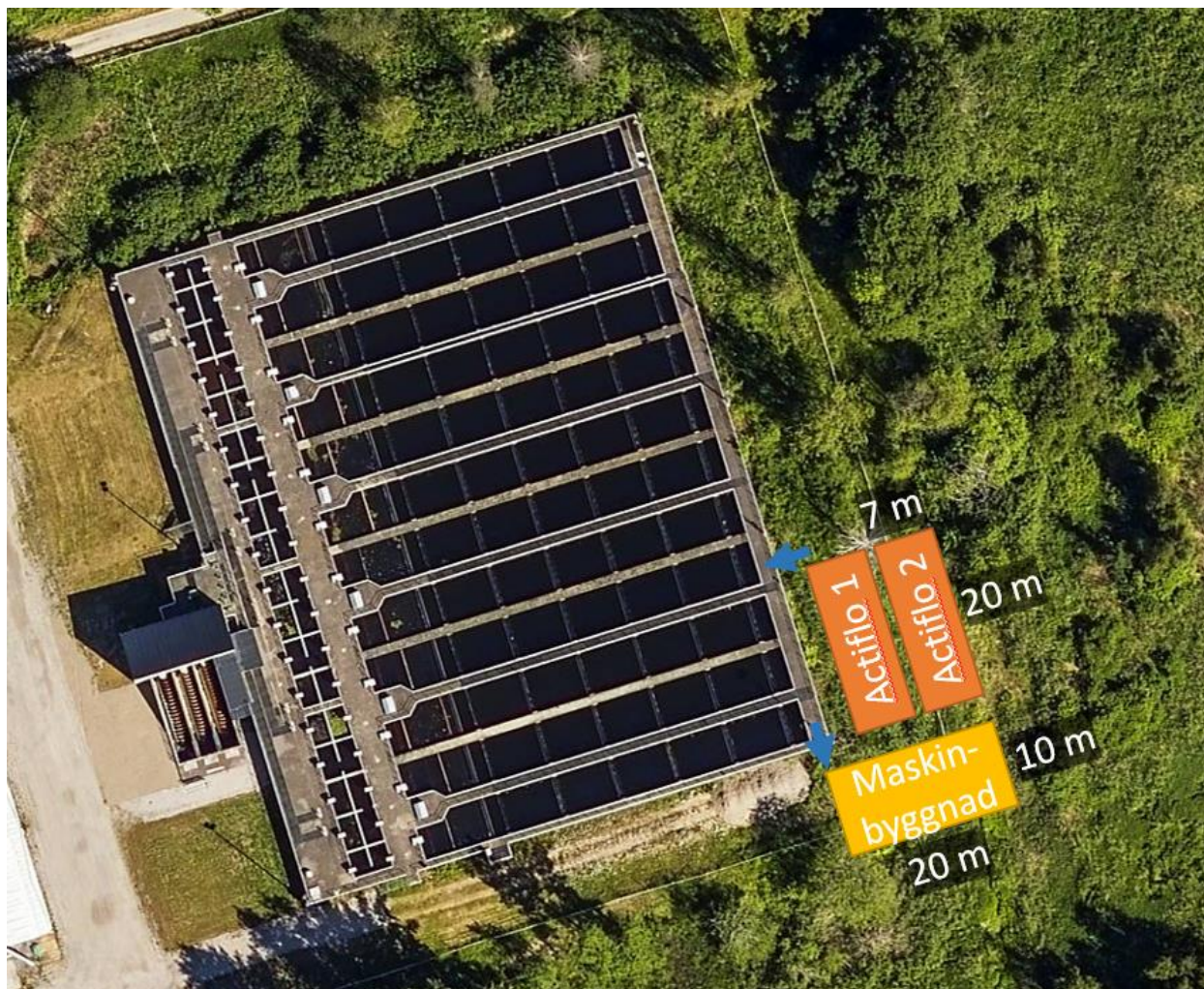
6.2.2.2 Tekniska data och utformning

I nedanstående tabell (Tabell 13) redovisas tekniska data för processlösningen med Actiflo® Carb.

Tabell 13: Tekniska data Actiflo® Carb

Parameter	Enhet	Värde
Total volym	m ³	1 530
Vätskedjup	m	5,5
Totalt ytbehov	m ²	280
Total uppehållstid (inklusive sedimentering)	min	35
Lagringstank koagulant	m ³	25
PAK-silo	m ³	25

I Figur 25 visas ett exempel på hur en anläggning med Actiflo® Carb skulle kunna se ut. I maskinbyggnaden som är uppskattad till en yta om 200 m² inryms ozongenerator, polymerberedare, doserpumpar, sanddosering, PAK-dosering och slamhantering. Kring området krävs även hårdgjord yta och körvägar för leverans av kemikalier och PAK samt för hämtning av PAK. Maskinbyggnaden har inte utrymme medräknat för personalutrymmen, lab/analyser, verkstad eller liknande. Ett annat alternativ är att använda en eller två av slutsedimenteringsbassängerna och installera Actiflo-enheter där istället.



Figur 25: Uppskattat ytbehov för Actiflo® Carb

6.2.2.3 Förbrukningstal

I en Actiflo® Carb med ozon doseras ozon, pulveriserat aktivt kol, polymer, fällningskemikalie och mikrosand. Jämfört med ozon+GAK/BAF så doseras här en mindre mängd ozon vilket gör att energiförbrukningen och förbrukningen av flytande syre blir lägre. De doserintervall som är angivna bygger på våra designriktlinjer och resultat från försök med läkemedelsrening. Doseringarna gäller för en anläggning som ska klara att reducera läkemedelsrester med >90 %.

I Tabell 14 nedan redovisas förbrukningstal för Actiflo® Carb.

Tabell 14: Förbrukningstal för Actiflo® Carb

Parameter	Specifik förbrukning		Årsförbrukning	
	Enhet	Värde	Enhet	Värde
Ozon	g/m ³	2-3	ton/år	35-52
PAK	g/m ³	15-30	ton/år	260-520
Energi ¹	-	-	MWh/år	350-520
Flytande syre	-	-	ton/år	330-490
Kylbehov ²	-	-	MWh/år	280-420
Polymer ³	-	-	ton/år	21-26
Fällningskem	g Al/m ³	5-7	ton/år ⁴	960-1340
Slamproduktion	-	-	ton/år ⁵	670-930
Mikrosand	g/m ³	3-5	ton/år	52-86

¹För ozonproduktion

²För kylning av ozongeneratoren

³Torr polymer både för flockbildning i Actiflo-enheten och för slamavvattning

⁴Ton produkt per år – räknat som PAX-XL100

⁵Som 100 % TS

6.3 Förväntat reningsresultat för valda processer

I Tabell 15 redovisas förväntat reningsresultat för de två utvalda processlösningarna. Bedömningen är baserad på dels resultat från pilotförsök och dels de förväntade reningsresultat som anges i litteraturen.

Båda processerna förväntas ge långtgående läkemedelsrening och det är möjligt att nå över 90 % avskiljningsgrad med båda alternativen. Reningsgraden definieras som >90 % reduktion som medelvärde för alla substanser som analyseras med ett analysresultat som är 10 ggr över detektionsgränsen i inkommande vatten. Sänker man kravet så kan doseringarna minskas.

PFAS-ämnen bedöms avskiljas likvärdigt i båda processerna främst genom adsorption i det aktiva kolet.

Båda lösningarna förväntas vara likvärdiga när det gäller avskiljning av biocider och förväntas ha en god reningseffekt.

Eftersom antibiotikasubstanser avskiljs i båda processlösningarna så ger de en måttlig reningseffekt på antibiotikaresistens. För att nå hög reningseffekt krävs även en komplett partikelavskiljning som avskiljer eventuella bakterier med resistent gener.















Enligt Baresel m.fl. 2017c ger ozon+GAK/BAF en hög reningsgrad av östrogena effekter vilket beror på ozoneringssteget. Samtidigt har det rapporterats kring indikationer på ökade östrogena effekter från fullskaleanläggningen i Knivsta (Cimbritz m.fl 2017) vilket är motstridiga uppgifter. Förutsatt att ozonbehandlingen ger en reningseffekt på östrogena effekter så kan man förmodligen förvänta sig lite sämre effekt i Actiflo® Carb eftersom ozondosen är betydligt lägre.




Ozondoseringen ger inte i något av fallen en fullständig desinfektion men eftersom ozondosen är högre i lösningen med ozon+GAK/BAF så förväntas desinfektionseffekten bli högre.

På grund av att fällningskemikalier doseras till Actiflo® Carb så sker utfällning av fosfor och processen kan därför även användas för fosforavskiljning.

När det gäller mikroplaster förväntas båda processlösningarna ge en viss reduktion. I Actiflo® Carb kan en del mikroplaster förväntas bindas in i PAK-slammet och med den andra lösningen kommer en del mikroplaster att avskiljas i GAK-filtret genom filtreringseffekten. Processerna är dock inte valda för att ge en god rening av mikroplaster. Hade det varit ett viktigt mål med reningen hade andra alternativ med mer effektiv filtrering blivit aktuella.

Tabell 15: Förväntat reningsresultat

Parameter	Actiflo® Carb	Ozon+GAK/BAF
Läkemedel	>90 %	>90 %
PFAS-ämnen		
Biocider		
Antibiotikaresistens		
Östrogena effekter		
Desinfektion		
Fosfor		
Mikroplaster		

-  Hög reningseffekt
-  Måttlig reningseffekt
-  Liten eller ingen reningseffekt

6.4 Tillsyn och underhåll

Lösningen som bygger på ozon+GAK/BAF har ett stort rörgalleri med en mängd ventiler för backspolning och flödesfördelning. Dessa förväntas på lång sikt kräva underhåll. Vidare kräver ozonanläggningen tillsyn och uppföljning. Det aktiva kolet måste bytas ut med jämna mellanrum. Totalt innehåller filterbäddarna 1 300 m³ aktivt kol. Ungefär en fjärdedel till hälften av den mängden förväntas bytas ut varje år. Detta sker då med hjälp av slamsugningsbil. Möjligheten till processoptimering och övervakning är begränsad eftersom det inte är så många parametrar som man kan påverka utöver ozondosen.

Actiflo® Carb med ozon förväntas kräva mer daglig tillsyn eftersom processlösningen innefattar både kemisk fällning och flockning samt slamavvattning och även kontinuerlig dosering av aktivt kol. Processen innefattar även mer maskinell utrustning vilket ökar behovet av tillsyn. Dock har man med Actiflo® mer möjligheter till optimering, styrning och övervakning genom att man till exempel kan variera dosen av fällningskemikalie, polymer, PAK och ozon. När det gäller instrumentering bedöms behovet av tillsyn för de två lösningarna vara likvärdigt.

6.5 Påverkan på biogasproduktion

Båda lösningarna genererar en ny restprodukt antingen i form av pulveriserat aktivt kol eller granulerat aktivt kol men eftersom ingen av dessa restprodukter ska blandas med övrigt slam från reningsverket så kommer det inte ha någon påverkan på slammängden eller kvaliteten på det slam som ska rötas. Båda lösningarna kommer således att ha ingen eller försumbar påverkan på biogasproduktionen.

6.6 Påverkan på slamkvalitet

Från Actiflo® Carb-processen genereras ett PAK-slam som kommer att hanteras helt separat från det övriga slammet. Dock kommer det att bildas rejektflöden från slamavvattningen som antingen kan avledas till den befintliga reningsprocessen eller tillbaka till inloppet till Actiflo®-enheterna. Om rejektflödena leds tillbaka till den befintliga reningsprocessen så kommer en liten mängd aktivt kol att följa med dit och blandas med övrigt slam.

Med GAK-BAF-lösningen genereras ett backspolningsvatten vid backspolning som måste avledas till den befintliga reningsprocessen. Detta innebär att små mängder aktivt kol och biofilm från aktivt kol-partiklarna kommer att avledas till den befintliga reningsprocessen och blandas med övrigt slam.

För båda lösningarna finns en risk för att små mängder partiklar från läkemedelsreningen blandas med övrigt slam. Detta bedöms vara så små mängder att påverkan på slamkvaliteten är försumbar. Vid framtida utredningar eller i samband med eventuella pilotförsök kan detta dock utredas vidare om man anser att det krävs.

6.7 Klimatpåverkan

Baresel m.fl. 2017c presenterar resultat från beräkningar av klimatpåverkan för olika tekniska lösningar för läkemedelsrening. Enligt deras resultat så har förbrukningen av nytt aktivt kol störst påverkan på klimatet, uttryckt som g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten. Genom att regenerera det aktiva kolet minskar klimatpåverkan från ca 180 g CO₂-ekv/m³ till ca 40 g CO₂-ekv/m³ för GAK-filter vid en förbrukning av aktivt kol om 20 g/m³. Klimatpåverkan för enbart ozonbehandling med en dos om 5 g ozon/m³ och användning av flytande syre hade beräknats till ca 7 g CO₂-ekv/m³.



Att göra en fullständig analys av klimatpåverkan för de två olika lösningarna som har valts inom ramen för denna utredning har det inte funnits möjlighet till och i studien som nämns ovan har ingen lösning som motsvarar Actiflo® Carb analyserats. Det man dock kan konstatera är att det i båda fallen är det aktiva kolet som kommer att ha störst klimatpåverkan och genom att minimera förbrukningen samt använda regenererad GAK eller PAK-kol som är tillverkad av förbrukad GAK kan man kraftigt minska klimatpåverkan. I övrigt så förbrukar Actiflo® Carb+ozon mindre energi för ozon-produktion på grund av den lägre dosen samtidigt som det krävs kemikalier för fällning och avvattning. Dock är det möjligt att fällningskemikalien som används i Actiflo® Carb-processen till viss del kan ersätta den som används till simultanfällning idag vilket man behöver ta hänsyn till för att få en helhetsbild av klimatpåverkan.

7 Kostnader

I litteraturen har kostnader för läkemedelsrening med mycket stor variation presenterats. Baresel m.fl. 2017c presenterar exempelvis en totalkostnad för ozon+GAK/BAF om 0,5 SEK/m³ för ett reningsverk med en storlek motsvarande 100 000 pe. Samtidigt redovisas kostnader från en studie för holländska förhållanden i Cimbritz m.fl. 2016 där kostnaden för enbart GAK-behandling anges till 0,31 euro ± 0,04 euro, d v s ca 3,4 kr/m³ för ett reningsverk motsvarande 100 000 pe. Inom RESVAV-projektet (Cimbritz 2018) presenteras kostnader för ozonering och GAK-filtrering om 0,3-0,4 respektive 0,8-1,1 kr/m³ för ett reningsverk motsvarande 100 000 pe. Summeras dessa ger det en kostnad för ozon+GAK/BAF om 1,1-1,5 kr/m³.

Det finns flera faktorer som påverkar vilken kostnad som beräknas, exempelvis vilka doseringar som används i beräkningarna och vilka kostnader för exempelvis aktivt kol och elenergi som används. När det gäller kostnaderna som presenteras i Baresel m.fl. 2017c så har man räknat med lite lägre doseringar än i denna studie och även lägre specifika kostnader. Här har en elenergikostnad om 1 kr/kWh och en kostnad för GAK om 30 000 kr/ton använts medan Baresel m.fl. 2017c har räknat med 0,8 kr/kWh och 20 000 kr/ton GAK. Den kostnad som använts för GAK och PAK i denna studie är baserat på kostnader för bulkleverans från en leverantör men det finns säkert en spridning om man jämför många leverantörer. Vidare har vi inte tagit hänsyn till den kostnadsbesparing som man skulle uppnå genom att regenerera det aktiva kolet eller använda biokol.

Man måste också ha i åtanke vilken reningsgrad som åsyftas och i detta fall har driftskostnaderna beräknats för att nå en reningsgrad >90 % som medelvärde för alla substanser som analyseras med ett analysresultat som är 10 ggr över detektionsgränsen i inkommande vatten. Sänker man kravet så kan doseringarna minskas.

Eftersom driftskostnaden blir en stor del av den totala kostnaden så får det väldigt stor påverkan på totalkostnaden vilka ingående värden man väljer i driftskostnadsberäkningen. För att förbättra precisionen på kostnadsberäkningen bör pilotförsök genomföras samt en mer detaljerad prisstudie genomföras. Från pilotförsök kan relevanta förbrukningstal fås fram vid olika reduktionsgrader vilket kan ligga till grund för driftskostnadsberäkningen.

7.1 Driftskostnader för valda processer

7.1.1 Förutsättningar

Följande förutsättningar har använts vid driftskostnadsberäkningarna:

- För kylning av ozongenerator används utgående avloppsvatten
- Flytande syre produceras inte lokalt utan köps in
- Inga personalkostnader har tagits hänsyn till
- Energibehov för pumpning, omrörare och liknande ingår inte
- Driftskostnaden för PAK och GAK bygger på att nytt aktivt kol av hög kvalitet köps in. Ingen regenerering.
- Driftskostnaderna är beräknade för att ett årsflöde om 17 282 430 m³ vatten ska behandlas
- Den specifika driftskostnaden (kr/m³) är beräknad för ovanstående årsflöde
- Inga destruktionskostnader för aktivt kol ingår
- Underhållskostnader är ej medräknade

Eftersom aktivt kol är en stor del av driftskostnaden för båda lösningarna så är det intressant att utreda vidare vilka möjligheter det finns att spara pengar på regenerering av aktivt kol eller på att använda biokol exempelvis.

Vidare redovisas intervall för driftskostnaderna. Dessa intervall innebär att det för vissa av förbrukningstalen även blir ett stort intervall för årskostnaden. Den främsta anledningen till att så pass stora intervall har valts är det begränsade underlag från fullskaliga anläggningar och långtids pilotförsök som finns tillgängligt för design men också en viss osäkerhet kring hur sammansättningen av avloppsvattnet på Skebäckverket påverkar vilken dosering som krävs för att nå den önskade reduktionsgraden.

7.1.2 Ozon+GAK/BAF

I Tabell 16 redovisas beräknade driftskostnader för ozon+GAK/BAF.

Tabell 16: Driftskostnader för ozon+GAK/BAF

Parameter	Enhet	Pris per enhet (SEK)	Årsförbrukning	Årlig kostnad (SEK)
Ozon	ton	-	90-210	-
Elenergi	MWh	1000	860-2 070	860 000-2 070 000
Flytande syre	ton	1000	820-1 980	820 000-1 980 000
GAK	ton	30 000	350-690	9 160 000-18 320 000
Summa				10 850 000-22 370 000
Vattenflöde	m ³	-	17 282 430	-
Specifik kost.	kr/m ³	-	-	0,6-1,3

7.1.3 Actiflo® Carb+ozon

I Tabell 17 redovisas beräknade driftskostnader för Actiflo® Carb+ozon.

Tabell 17: Driftskostnader för Actiflo® Carb+ozon

Parameter	Enhet	Pris per enhet (SEK)	Årsförbrukning	Årlig kostnad (SEK)
Ozon	ton	-	35-52	-
Elenergi	MWh	1000	350-520	350 000-520 000
Flytande syre	ton	1000	330-490	330 000-490 000
PAK	ton	26 500	260-520	6 870 000-13 740 000
Polymer	ton	50 000	21-26	1 050 000-1 290 000
Fällningskem.	ton	2 000	960-1340	1 920 000-2 690 000
Mikrosand	ton	1 000	52-86	52 000-86 000
Summa				10 570 000-18 820 000
Vattenflöde	m ³	-	17 282 430	
Specifik kost.	kr/m ³	-	-	0,6-1,1

7.2 Investeringskostnader för valda processer

7.2.1 Förutsättningar

Följande förutsättningar har använts vid investeringskostnadsberäkningarna:

Antaganden

- Markförhållande, gammal sjöbotten bestående av lera, "vattensjuk". Tidigare genomförda markarbeten i kringliggande områden har inneburit pålning ca 20 m till fast mark. Bör dock säkerställas genom en geoteknisk undersökning.
- Nyttjande av endast befintliga tillfartsvägar. Behov av kompletterande vägar för bättre åtkomst bör undersökas närmare i ett nästa skede.
- Lösning med självfall inte hydraulisk möjlig.
- Överbyggnad för hela ytan.
- Maskinbyggnad med plåtbeklädnad.

Ingår ej

- Ledningar till och från anläggning för
 - El
 - Kommunikation
 - Färskvatten
 - Backspolningsvatten (GAK)
 - Slam-/rejektvatten (Actiflo)
- Anpassning av utgående uppsamlingskanal från slutsedimenteringsblocket
 - Utloppsrännor från respektive slutsedimenteringsbassäng till ES1
 - Anordning (t.ex. lucka) för reglering (by-pass) av flöden över 2600 m³/tim

7.2.2 Ozon + GAK/BAF

I Tabell 18 redovisas beräknade investeringskostnader för ozon+GAK/BAF

Tabell 18: Investeringskostnader för ozon+GAK/BAF

Parameter	Pris (SEK)	Kommentar
Bygg	21 000 000	inkl överbyggnad 2m
Mark	14 000 000	Yta 42x30 m ²
VVS	2 000 000	
Maskin	140 000 000	
El	13 000 000	
Automation	10 000 000	
Entreprenad	200 000 000	
Projekt-/byggledning	20 000 000	+10%
Oförutsett	30 000 000	+15%
Anläggning	250 000 000	

Förtydligande

- Överbyggnad för GAK-filter, maskinbyggnad och ozonanläggning från överkant filter, höjd 2 m
- Pumpsteg in till anläggningen
- Pumpsteg mellan respektive seriekopplad GAK-enhet för alternering (GAK1 ↔ GAK3; GAK2 ↔ GAK4)

7.2.3 Ozon + Actiflo[®] Carb

I Tabell 19 redovisas beräknade investeringskostnader för Actiflo[®] Carb+ozon

Tabell 19: Investeringskostnader för Actiflo[®] Carb+ozon

Parameter	Pris (SEK)	Kommentar
Bygg	25 000 000	Inkl överbyggnad 7 m
Mark	7 000 000	Yta 30x20 m ²
VVS	3 000 000	
Maskin	80 000 000	
El	15 000 000	
Automation	10 000 000	
Entreprenad	140 000 000	
Projekt-/byggledning	14 000 000	+10%
Oförutsett	21 000 000	+15%
Anläggning	175 000 000	

Förtydligande

- Överbyggnad (med travers) för Actiflo och maskinbyggnad (inkl. ozonanläggning), höjd 7m
- Pumpsteg med flödesmätning in till anläggningen

8 Slutsatser och diskussion

Inom denna studie har en genomgång av tidigare läkemedelsanalyser på avloppsvattnet vid Skebäckverket genomförts. Genomgången visade att de läkemedelssubstanser som studien fokuserade på förekom i förväntade koncentrationer. Vidare fanns analysresultat som visade att utsläppen från Skebäckverket gör att koncentrationen av läkemedelsrester i recipienten, Svartån, ökar. Enligt VISS har förhöjda halter av PFOS i fisk mätts upp vilket gör att det finns en rekommenderad åtgärd att sänka PFOS-utsläppen.

Historiska data från reningsverket har analyserats och sammanställts och visar på mycket låga utgående suspalhalter från slutsedimenteringarna. Däremot finns det perioder med relativt höga halter susp ut från mellansedimenteringarna. Därför beslutades vid den gemensamma workshopen 2019-08-28 att ett framtida reningssteg för läkemedelsrening är mest lämpligt att placera efter slutsedimenteringarna. TOC-halterna (12 mg/l) är normala för ett reningsverk med den processkonfigurationen som Skebäckverket har och en beräkning visade att utgående DOC-halten är omkring 9 mg/l i medel.

Flödet som det framtida reningssteget ska behandla har beslutats till 2 600 m³/h vilket är baserat på ett beslut att flöden som förekommer mindre än 90 % av tiden ska kunna behandlas samt en marginal för befolkningsökning under en 10-årsperiod.

Det reningsmål som sattes upp gällande läkemedel är att man vill nå en reningsgrad som överstiger 90 % reduktion. Detta innebär att lösningen bör utformas som en kombinationsprocess. Dels för att säkerställa att reningsmålet kan uppnås men även för att få en bättre driftsekonomi. Med bara en reningsteknik är risken att doseringar måste anpassas efter några få substanser som är väldigt svåra att avskilja med just den tekniken men som skulle kunna avskiljas mycket mer effektivt med en annan teknik. Med en kombinationslösning kan man därför rena ett bredare spektra av substanser mer effektivt.

Vid den gemensamma workshopen 2019-08-28 presenterades olika tekniska lösningar för läkemedelsrening. Baserat på en gemensam utvärdering av de olika lösningarna togs ett beslut att arbeta vidare med två lösningar för att göra en mer detaljerad design samt kostnadsuppskattning för investering och drift. De två tekniska lösningarna som valdes ut är dels behandling med ozon och aktivt kol i granulerade aktivt kol-filter samt Actiflo[®] Carb med ozondosering.

De två tekniska lösningarna som har presenterats bedöms vara i det närmaste likvärdiga när det gäller förväntat reningsresultat. Båda bedöms kunna nå över 90 % rening för läkemedelssubstanser. Ozon+GAK bedöms vara lite bättre med avseende på östrogena effekter och desinfektion på grund av den högre ozondosen medan Actiflo[®] ger fosforrening på grund av doseringen av fällningskemikalie. Även vad gäller driftskostnader är de två lösningarna väldigt lika. En väldigt stor del av kostnaderna ligger på förbrukning av aktivt kol och ozon så att minimera förbrukningen av dessa och undersöka möjligheterna att regenerera GAK alternativt använda PAK som tillverkats av förbrukad GAK för respektive lösning är ett intressant nästa steg.



Vid jämförelse av investeringskostnaderna är lösningen med Actiflo®+ozon mer fördelaktig, främst genom sin kompakthet och sitt mindre behov av ozon. Ozon+GAK/BAF kräver generellt ett stort rörgalleri som förstärkts extra för denna valda lösning med GAK-filtrer i serie samt dess möjlighet till alternering. Detta gör att även den specifika kostnaden bli lägre för lösningen med Actiflo® Carb+ozon.

Investeringskostnaden för lösningen med Actiflo® Carb+ozon skulle kunna bli lägre om man utnyttjar en eller två befintliga slutsedimenteringsbassänger. Detta har dock inte kostnadsberäknats inom denna utredning.

Baserat på kostnadsberäkningarna har följande investerings- och driftskostnader beräknats.

	Ozon + granulerat aktivt kol	Actiflo® Carb + ozon
Entreprenadkostnad	200 MSEK	140 MSEK
Anläggningskostnad	250 MSEK	175 MSEK
Driftskostnad	10,9-22,4 MSEK/år	10,6-18,8 MSEK/år

Baserat på erhållna avskrivningstider har följande förenklade (rak) LCC-kalkyl beräknats.

	Ozon + granulerat aktivt kol	Actiflo® Carb + ozon
Anläggningskostnad, Bygg och mark på 50 år	0,8 MSEK/år	0,77 MSEK/år
Anläggningskostnad, Övrigt på 15 år	14 MSEK/år	9,1 MSEK/år
Driftskostnad	10,9-22,4 MSEK/år	10,6-18,8 MSEK/år
LCC-kostnad per år	25,7-37,2 MSEK/år	20,5-28,7 MSEK/år
LCC-kostnad per m³	1,48-2,15 kr/m ³	1,18-1,66 kr/m ³

I nästa steg rekommenderas att genomföra pilotförsök för att fastställa designdata och förbrukningstal vilket kan ligga till grund för en mer precis kostnadsberäkning både för investering och drift. Pilotförsök skulle också ge möjlighet för driften att se hur tekniken fungerar samt ge en bättre bild av vilka läkemedelssubstanser som förekommer i avloppsvattnet samt i vilka mängder.

För att få ytterligare information och kunskap kring de föreslagna reningsteknikerna är dock ett annat alternativ att åka på studiebesök eller studera andra pågående eller avslutade pilotförsök. Om man väljer att jobba vidare med ozon+GAK/BAF så kan Opacarb F i kombination med ozon vara ett intressant alternativ att undersöka vidare. Opacarb F är filtrering med mikrogranulerat kol i en fluidiserad bädd.

För att få en bättre bild av bidraget av läkemedelssubstanser till recipienten rekommenderas provtagning och analys av vatten från recipienten före och efter utsläppspunkten. Detta gör också att man får en klar nulägesbild att jämföra med efter en framtida utbyggnad med läkemedelsrening.



9 Bilagor

9.1 Flödesschema Actiflo[®] Carb + ozon

Flödesschema Actiflo Carb+ozon 191015.pdf

9.2 Flödesschema ozon + GAK/BAF

Flödesschema ozon+GAKBAF 191015.pdf

10 Referenser

2018. Miljörapport Skebäckverket.

Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., Olshammar, M. 2017a. Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten. IVL rapport C235.

Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Magnér, J., Allard, A-S., Karlsson, J. 2017b. Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten. IVL-rapport 2287.

Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, K., Fortkamp, U., Söhr, S. 2017c. Handbok för rening av mikroföroreningar vid reningsverk. IVL rapport B2288.

Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Bergström, R. 2014. Behandling av biologiskt renat avloppsvatten med ozon eller aktivt kol. IVL rapport B2203.

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.

Cimbritz, M., Mattsson, A., C. 2017. Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:7

Cimbritz, M. 2018. Reduktion av svårnedbrytbara föroreningar i avloppsvatten. VA-Teknik Södra rapport nr. 11.

Ek, M., Bergström, R., Magnér, J., Harding, M., Baresel, C. 2013. Aktivt kol för avlägsnande av läkemedelsrester ur behandlat avloppsvatten. IVL rapport B2089.

Gaid, K., Sauvignet, P. 2011. High rate PAC reactor with Ozone Oxidation for enhanced micro-pollutants removal from urban waste water. Direction Technique Veolia eau, 94417 Saint Maurice, France.

Hallin, S. 2018. Miljörapport Nykvarnsverket Linköping.

Hansson, K., Allard, A., Lexén, J. 2017. Screening av befintliga data avseende halter av oönskade substanser i spillvatten. IVL och VA-kluster Mälardalen, rapport B2295 samt excel-databas (<http://www.va-malardalen.se/forskning/forskningsprojekt.5.2aa2697816097278807189.html>).

Ljung, E., Borg Olesen, K., Andersson, P., Fältström, E., Vollertsen, J., Wittgren, H., Hagman, M. 2018. Mikroplaster i Kretsloppet. SVU rapport 2018-13.

Sehlén, R., Malmborg, J., Baresel, C., Ek, M., Magnér, J., Allard, A., Yang, J. 2015. Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten. IVL rapport B2218.



Sundin, A-M., Linderholm, L., Hedlund, B., Joyce, K., Klingspor, K. 2017. Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen. Naturvårdsverkets rapport 6766.

VISS Vatteninformationssystem Sverige. Svartån från Lindbacka till Hjälmarén.

<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA70693410>

VISS Vatteninformationssystem Sverige. Hemfjärden.

<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA40343455>