



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 19 051

Examensarbete 30 hp
Oktober 2019

Utredning av avloppsprocessers påverkan på recipientens mikro- biologiska status

Diana Arvidsson

REFERAT

Utredning av avloppsprocessers påverkan på recipientens mikrobiologiska status

Diana Arvidsson

Ett avloppsvatten innehåller olika föroreningar som påverkar recipientens vattenkvalitet. En förorening som reningsverken inte är optimerade för att reducera är mikroorganismer, som i recipienten påverkar bland annat badvattenkvaliteten. Syftet med examensarbetet var att ta reda på hur utvalda processteg i ett reningsverk påverkar utgående halter av mikroorganismer, hur utsläppen av mikroorganismer kan övervakas och hur mikroorganismerna påverkar recipientens badvattenkvalitet. Examensarbetet har uppfyllt syftet genom att undersöka hur biologiska reningssteg reducerar indikatororganismerna E.coli och intestinala enterokocker jämfört med slutreningsalternativen kontinuerligt sandfilter samt skivfilter. Provtagning genomfördes på två reningsverk och resultatet analyserades för att besvara frågan. Andra kvalitetsparametrar i avloppsvattnet samt flöde, lufttemperatur och nederbörd har jämförts med utgående koncentration av indikatororganismerna från reningsverk för att undersöka om det finns några samband som går att använda för att uppskatta det mikrobiologiska utsläppet. För undersökningen har de statistiska metoderna Kendalls Tau och Partial Least Squares använts. En litteraturstudie på hur implementering av läkemedelsrening med ozon kan desinficera avloppsvattnet, vilken dosering som krävs och vad den bör baseras på har genomförts. Efter avloppsutsläpp i en recipient sprids mikroorganismerna med vattnets strömmar och mikroorganismerna dör normalt av med tiden. Denna avdödandeprocess kan beskrivas med en ekvation av första ordningens kinetik. Ekvationens känslighet för variation i variabelerna solinstrålning, temperatur, siktdjup och tid har undersökts. Ekvationen har även använts för en fallstudie av avloppsutsläpp vid bräddning och hur det påverkar en badplats nedströms. För fallstudien fanns information om flödestid, utspädning och nedbrytningsvariablerna att tillgå.

Undersökningen visar att biologisk rening med biobädd reducerar indikatororganismerna effektivast av de undersökta reningsstegen. Sandfiltrets reduktionsförmåga var god men skivfiltret presterade sämre. Från provtagningen framkom också att koncentrationen av E.coli är konsekvent högre och reduktionen sämre än motsvarande för intestinala enterokocker. Indikatororganismernas koncentration i utgående avloppsvatten är enligt korrelationsanalysen slumpmässig och inget signifikant och starkt samband fanns till de undersökta parametrarna. På grund av detta är uppskattning av mikrobiologiska utsläpp med hjälp av mätning av andra parametrar inte tillförlitlig. Den genomförda litteraturgranskningen av ozondosering visar att dosen som krävs för desinfektion av avloppsvatten behöver anpassas för varje reningsverk samt att resultat från forskningen går isär om hur doseringen bör optimeras. I recipienten har siktdjupet störst betydelse för nedbrytningen och recipientens egenskaper är viktigare än utsläppets storlek för vattenkvaliteten enligt den modell som använts. Fallstudien visade att även vid bräddning på reningsverket hinner mikroorganismerna spädas ut och brytas ner tillräckligt för att badvattenkvaliteten inte ska klassas som otjänlig vid närliggande badplats.

Nyckelord: Mikroorganismer, avloppsvatten, sandfilter, skivfilter, badvattenkvalité

*Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU),
Box 7014, SE-750 07 Uppsala, Sverige*

ABSTRACT

Investigation of sewage processes impact on the microbiological status of the recipient

Diana Arvidsson

Depending on the efficiency of the processes used in a wastewater treatment plant, the recipient receives water containing various concentrations of microorganisms. These microorganisms might infect people using the recipient for recreational purposes. The thesis aims to investigate how some process choices affect the concentrations of microorganisms in sewage and how the concentration can be monitored with the use of other water quality measurements. Lastly the microbial degradation after discharge in a lake was investigated. Process choices were evaluated through sampling before and after two biological treatment steps, one sand filter facility and one disc filter facility. The obtained results demonstrate that among the investigated alternatives, a biological step using biofilm is the most efficient for removing microorganisms, followed by sand filtration and least efficient with high variability was disc filtration. The literature review suggests that the use of ozonation for reducing pharmaceutical residues could be efficient in reducing microorganisms, but the required dosage is not uniformly established in previous research. Statistical analysis on water quality measurements with Kendall's Tau and Partial Least Squares did not appear to be a good substitute to use for monitoring and prediction of bacterial concentrations. The water quality of the recipient, especially the transparency for UV-light, is more important for maintaining good bathing water quality than the outflow concentration of microorganisms in the sewage. In a small case study, it was shown that an official bathing site is not at risk for acute microbiological contamination even when extreme rainfalls causes overflow in the upstream waste water treatment plant.

Keywords: Microorganisms, wastewater, sand filter, disc filter, bathing water quality

*Department of water and environment, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU),
Box 7014, SE-750 07 Uppsala, Sweden*

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 hp och avslutar min studietid på civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet & Sveriges Lantbruksuniversitet. Examensarbetet har utförts på Sweco Environment i Västerås med Stina Welander som handledare. Stefan Bertilsson från institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet har varit ämnesgranskare. Stort tack till er båda för er tid och uppmuntran! Tack också till alla medarbetare på Sweco Environment, Västerås som har gett mig ett varmt välkomnande från dag ett och alla andra anställda på Sweco som bidragit med kunskap och tid.

Jag vill tacka alla inblandade som hjälpt till med provtagning och datainsamling. Tack till Mälarenergi för att ni delat med er av mätdata från Kungsängsverket. Tack till Enköpings kommun för att ni bidrog till finansieringen av provtagningskampanjen och tack till Västervik Energi & Miljö samt Värnamo kommun för assistans vid provtagning på era reningsverk. Ett stort tack till mor och far för er hjälp med logistik och husrum under provtagningsveckan och allt ert stöd under hela studietiden, det har varit ovärderligt. Slutligen, tack till alla vänner som gjort studietiden oförglömlig.

Diana Arvidsson
Uppsala, oktober 2019

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utredning av avloppsprocessers påverkan på recipientens mikrobiologiska status

Diana Arvidsson

En varm sommardag längtar de flesta till stranden för att få svalka sig med ett dopp i vattnet. Självklart vill du bada i ett rent och klart vatten men i svenska sjöar är detta inte alltid fallet. Avloppsvatten som släpps ut i sjön kan försämra vattenkvaliteten och vid officiella badplatser ska kommunen ta vattenprover. Dessa prover analyseras för mikroorganismer eftersom en del mikroorganismer kan göra dig som badar sjuk. Mikroorganismerna kan komma till sjön på flera sätt som till exempel med avloppsvatten, med regn som transporterar dem från djurs fekalier på betesmarker eller från fåglar som häckar i närheten av sjön. Avloppsvatten renas i Sverige antingen kommunalt i tätorter eller enskilt på tomten på landsbygden. De kommunala avloppsreningsverken har alla olika utformning och är således olika bra på att minska halten av mikroorganismer i avloppsvattnet. Skillnader i hur mycket mikroorganismer som finns vid en badplats beror också på sjöns egenskaper, så som storlek och vattenkvalitet.

I ett reningsverk finns först mekanisk rening som tar bort stora partiklar ur vattnet, som toalettpapper, och sedan ett biologiskt reningssteg. I det biologiska steget är det mikroorganismer som bryter ner näring i form av organiskt material och kväve för att förhindra övergödning i vattendrag och sjöar. Biologiska reningssteg kan vara olika avancerade och renar vattnet olika bra. I examensarbetet undersöktes ett biologiskt steg som förutom organiskt material och kväve även bryter ner fosfor och ett biologiskt steg som använder sig av biofilm. I en biofilm sitter mikroorganismerna tätt ihop på en yta och kan bryta ner näringen effektivare. Efter den biologiska reningen kan fosfor och partiklar tas bort genom att sjunka till botten vilket underlättas av kemikalier som gör att ämnena fastnar i varandra och blir tyngre. Istället för att partiklarna sjunker till botten kan de filtreras vilket gör reningen effektivare. Filtreringen kan utformas på olika sätt, till exempel genom filterdukar som sitter på skivor som roterar eller att vattnet pumpas genom en bädd av sand. Idag sker utveckling av reningsverk genom att lägga till rening som är designad för att bryta ner eller ta bort läkemedelsrester som kan ge effekt på vattenlevande organismer. Gasen ozon kan till exempel reagera med läkemedel så att de tar nya, mindre farliga former och är den metod som många kommuner kollar på att börja använda. Om ozon reagerar med mikroorganismerna förstörs de och kan inte längre föröka sig eller göra människor sjuka.

Genom att ta prover på avloppsvattnet före och efter ett reningssteg går det att få reda på vilket reningssteg som är bäst på att ta bort mikroorganismerna från avloppsvattnet. Det resultat som kom fram var att biologisk rening med biofilm var effektivast, då mer än 99 % av en av de inkommande mikroorganismerna togs bort. Filtrering av vattnet med sandfilter var också effektivt och tog bort ungefär 95 % av mikroorganismerna. Filtrervarianten med roterande skivor fungerade inte lika bra, då bara 50 % av mikroorganismerna togs bort över filtret. Det kan vara lättare att installera ett nytt reningssteg som filtrerar vattnet än att bygga om den biologiska reningen till en med biobädd på ett redan befintligt reningsverk. Detta innebär att om avloppsvattnet har hög koncentration av mikroorganismer efter biologisk rening kan det vara klokt att välja ett sandfilter för att få ner koncentrationen innan vattnet släpps ut i en sjö som används som badplats. Provtagning på hur väl rening med ozon fungerar var inte möjlig att genomföra eftersom inget reningsverk i Sverige ännu använder sig av metoden. Genom tidigare forskning framkom att ozon är effektivt på att förstöra mikroorganismerna men vilken dosering som krävs finns inget entydigt svar på. Olika forskningsprojekt säger olika och även att dosen som krävs beror på olika faktorer i avloppsvattnet. Det är därmed viktigt att ozondosen ställs in och effekten på läkemedel och mikroorganismer provtas på varje enskilt reningsverk där metoden ska användas.

I reningsverket sker sällan provtagning på mikroorganismer eftersom det inte finns lagliga krav på utsläpp av mikroorganismer. På andra ämnen i avloppsvattnet finns det däremot det, varför dessa analyseras kontinuerligt för att säkerställa att vattnet är tillräckligt rent innan det släpps ut i ett vattendrag, sjö eller hav. Exempel på ämnen är kväve, fosfor, partikelhalt och organiskt material. Väderparametrar som temperatur och nederbörd kan också påverka antalet mikroorganismer. Om något av avloppsvattnets andra ämnen är högt när koncentrationen av mikroorganismer är hög och tvärtom så kan utsläppet av mikroorganismer uppskattas genom mätning av

den andra parametern. Undersökning av andra parametrar gav ett svagt resultat där ingen parameter var lämplig för att uppskatta utsläppet av mikroorganismer. Anledning kan vara att mikroorganismerna varierade mer i sin koncentration än de övriga och att nederbörd har effekt på vattenkvaliteten först flera dagar efter att regnet fallit. Tyvärr innebär det att ingen smidig övervakning av utsläpp kan göras utan provtagning på mikroorganismerna måste göras för att veta hur högt utsläppet är.

Vad händer då med mikroorganismerna när avloppsvattnet har släppts ut i ett vattendrag, sjö eller hav innan de når en badplats där provtagning görs? Det beror på hur klart vattnet är eftersom solens strålar avdödar mikroorganismerna. Även vattentemperaturen påverkar, där hög temperatur innebär att fler mikroorganismer dör. Mikroorganismerna sprider sig med vattnets strömmar och de späds ut under transporten, så koncentrationen vid badplatsen är lägre än den som släpps ut från reningsverket. Hur lång tid det tar från reningsverket till badplatsen är mycket viktig, eftersom mer utspädning hinner ske vid lång transport och även mer nedbrytning med hjälp av solstrålning och temperatur. En undersökning om vad som händer med badvattenkvaliteten när delar av reningsverket inte fungerar och ett kraftigt regn faller gjordes för en badplats i Enköpings kommun. Avloppsvattnet släpps först ut i en å som sedan rinner ut i en vik där en badplats finns. Vid normala förhållanden är vattenkvaliteten bra vid badplatsen. Vid extrema scenarion med mycket avloppsvatten ut från reningsverket som inte renats ordentligt blir koncentrationen av mikroorganismerna förhöjda, dock blir de aldrig tillräckligt höga för att badplatsen enligt beräkningarna ska behöva stänga. Summerat betyder undersökningen av vad som händer med mikroorganismerna i en sjö att i många fall är sjöns kvalitet och storlek viktigare än hur mycket mikroorganismer som släpps ut från ett närliggande reningsverk. Om sjön är stor och vattnet klart kan du nästan alltid bada utan att oroa dig för att bli sjuk, även om ett reningsverk finns i närheten.

DEFINITIONER OCH BEGREPP

ARV		Förkortning för avloppsreningsverk.
BOD₇	[mg O ₂ /l/7d]	Biokemisk syreförbrukning (eng. Biochemical Oxygen Demand) är ett mått på hur mycket biologiskt nedbrytbar substans det finns i vatten och är av stor vikt för avloppsvattenrening.
CFU	[antal/100 ml]	Colonyforming units. Enhet som används vid analys av bakterier och indikerar halten levande och odlingsbara organismer per volymenhet.
DOC	[g C/m ³]	Dissolved Organic Carbon. Mått på organiskt material (kolföreningar) i vatten där löst kol räknas som de kolföreningar som kan passera genom ett 0,45 µm membranfilter (Katsoyiannis & Samara 2007).
Susp	[mg/l]	Förkortning för suspenderade ämnen som kan vara organiska eller oorganiska partiklar. Partiklarna kan sedimentera.
TOC	[g C/m ³]	Total Organic Carbon. Mått på organiskt material (kolföreningar) i vattnet där alla kolföreningar räknas in.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT	I
ABSTRACT	II
FÖRORD	III
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING	IV
DEFINITIONER OCH BEGREPP	VI
1 INLEDNING	1
1.1 BAKGRUND	1
1.2 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	2
1.3 AVGRÄNSNINGAR	3
2 TEORI	4
2.1 VATTENBURNA MIKROORGANISMER	4
2.1.1 Patogena mikroorganismer i avloppsvatten	5
2.1.2 Indikatororganismer i badvatten	5
2.1.3 Spridningsmekanismer	7
2.1.4 Avdödning i recipient	8
2.2 KONVENTIONELL AVLOPPSVATTENRENING	9
2.2.1 Mekanisk rening	10
2.2.2 Biologisk rening	11
2.2.3 Kemisk rening	12
2.3 SLUTRENING	13
2.3.1 Sandfilter	13
2.3.2 Skivfilter	15
2.4 DESINFEKTIONSMETODER	16
2.4.1 Klor	16
2.4.2 UV-ljus	16
2.5 LÄKEMEDELSRENINGSMETODER	17
2.5.1 Ozon	17
2.5.2 Aktivt kol	18
2.6 BRÄDDNING OCH PÅVERKAN PÅ MIKROBIOLOGISK STATUS	18
2.7 MIKROBIOLOGISKA BARRIÄRER I DRICKSVATTENVERK	19
3 MATERIAL OCH METODER	20
3.1 BESKRIVNING AV RENINGSVERKEN	20
3.1.1 Kungsängsverket, Mälarenergi	20
3.1.2 Påslunds ARV, Värnamo Kommun	20
3.1.3 Gamleby ARV, Västervik Miljö & Energi	21
3.2 PROVTAGNING, TILLGÄNGLIG DATA OCH DATABEARBETNING	21
3.2.1 Laborationsmetodik	22
3.2.2 Beräkning av reduceringseffektivitet och Log-reduktion	22
3.3 STATISTISKA ANALYSER	22
3.3.1 Grundläggande statistiska analyser	22
3.3.2 Kendalls Tau	23
3.3.3 Partial Least Squares	23
3.4 OZONS REDUCERINGSFÖRMÅGA PÅ MIKROORGANISMER	24
3.5 AVDÖDNING I RECIPIENT	24

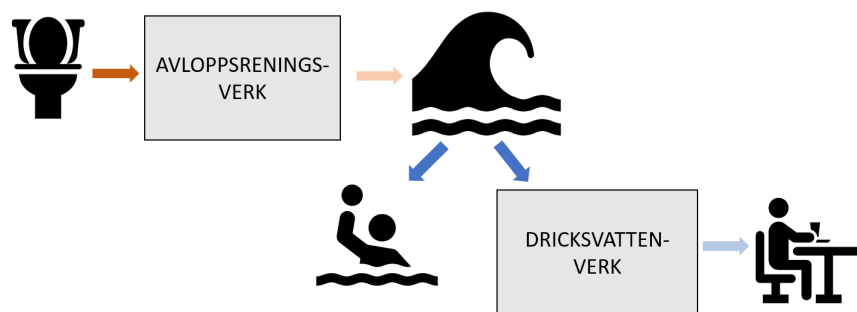
3.5.1	Känslighetsanalys	25
3.5.2	Fallstudie: Svinnegarnsviken	26
4	RESULTAT	29
4.1	RENINGSSTEGENS REDUKTIONSFÖRMÅGA	29
4.2	KORRELATIONSANALYS: INDIKATORORGANISMER OCH VATTENPARAMETRAR	30
4.2.1	PLS-analys	32
4.3	OZONS REDUKTIONSFÖRMÅGA PÅ MIKROORGANISMER	34
4.4	AVDÖDNING I RECIPIENTEN	35
4.4.1	Känslighetsanalys	35
4.4.2	Fallstudie: Svinnegarnsviken	36
5	DISKUSSION	39
5.1	RENINGSSTEGENS REDUKTIONSFÖRMÅGA	39
5.2	KORRELATIONSANALYS: INDIKATORORGANISMER OCH VATTENPARAMETRAR	40
5.2.1	PLS-analys	41
5.3	OZONS REDUKTIONSFÖRMÅGA PÅ MIKROORGANISMER	42
5.4	AVDÖDNING I RECIPIENTEN	43
5.4.1	Känslighetsanalys	44
5.4.2	Fallstudie: Svinnegarnsviken	45
6	SLUTSATSER	47
	REFERENSER	48
A	BILAGA	51
A.1	FULLSTÄNDIGA ANALYSRESULTAT FRÅN PROVTAGNING	51
A.2	BOXPLOTS ÖVER DATA FÖR KORRELATIONSANALYS	52
A.3	RMSEP-GRAFER FÖR PLS-ANALYS	53

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

Utveckling av det avloppsreningsystem som finns i dagens Sverige påbörjades på 1960-talet då den första biologiska reningen infördes och följdes sedan av kemisk rening på 1970-talet. Avloppsreningsverken utformades initialt för att minska halterna BOD₇ och senare fosfor i utgående vatten då vattenkvalitetsproblem med ökad eutrofiering i vatten nära tätorter uppmärksammats (Svenskt Vatten 2015a). Utvecklingen av kväverening skedde först på 1990-talet. Utbyggnad och utveckling av reningsverk har haft positiv effekt på recipientvattenkvaliteten då utsläppen av BOD₇, kväve och fosfor minskat stadigt (Svenskt Vatten 2015a). Få undersökningar och anpassningar av reningsprocesserna för att minska avloppsvattnets innehåll av mikroorganismer har dock gjorts. Detta trots att den tidiga utvecklingen av avloppsavledning och rening som påbörjades under 1800-talet var en följd av medvetenhet kring smittspridning från avlopp till dricksvatten efter ett stort utbrott av kolera i London (Åström & Rundahl 2018). Nutida utveckling av reningsverk är utbyggnad med slutreningssteg för att förbättra utgående vattenkvalitet, främst fosforhalter, samt implementering av läkemedelsrening. Dessa nya metoder har potential att förutom reduktion av fosfor respektive nedbrytning av läkemedelsrester, även reducera halterna mikroorganismer i vattnet (Baresel m fl. 2017). I nuläget reduceras halterna av läkemedelsrester i viss mån i det biologiska steget (Hörsing m fl. 2014). Utökad läkemedelsrening är en viktig utveckling av avloppsvattenreningen eftersom läkemedel kan påverka framförallt djurlivet i recipienten, till exempel har beteendeförändringar hos fiskar noterats (Baresel m fl. 2017).

Avloppsreningsverk är tillståndspliktiga (SFS 1998:808) och i ansökan om tillstånd ingår en miljökonsekvensbeskrivning där recipientbedömning är en viktig del. Miljökvalitetsnormer finns för bland annat badvattenkvalitet, men i jämförelse med utsläpp av näringsämnen (kväve och fosfor) finns det endast lite forskning om hur och i vilken omfattning olika typer av reningsverk ger upphov till utsläpp av mikroorganismer. Detta medför att det är svårt att bedöma påverkan på recipienten vid ny- eller ombyggnation, vilket försvårar för myndigheter att göra en korrekt bedömning om recipienternas tillstånd. Det finns heller inga krav på vilken koncentration av mikroorganismer ett avloppsreningsverk får släppa ut, även om det anges i 9 kap. 7 § Miljöbalken att "Avloppsvatten skall avledas och renas eller tas om hand på något annat sätt så att olägenhet för människors hälsa eller miljön inte uppkommer" (SFS 1998:808). Ett avloppsreningsverk bör reducera mikroorganismer så mycket som möjligt, i de fall då vattnet avleds till en recipient som används som dricksvattentäkt och/eller som badplats. Mikroorganismer kan orsaka olägenhet för människors hälsa eftersom de kan vara sjukdomsframkallande (patogena). De sjukdomsutbrott som uppmärksammats är främst från kontaminerat dricksvatten (WHO 2018), men risk för smitta via badplatser förekommer också, varför registrerade badplatser måste provtas för mikroorganismer (Havs- och Vattenmyndigheten 2013). Patogens smittovägar via avloppsvatten utgår från att någon ansluten person utsöndrar dem via fekalier och att om de inte renas i reningsverket sprids de därefter till recipienten. I recipienten kan människor åter komma i kontakt med mikroorganismerna och bli smittade genom badvatten eller att vattenverket inte klarar att rena det tillräckligt innan det distribueras till hushållen (Figur 1).



Figur 1: Möjliga smittovägar för mikroorganismer från en infekterad människa till andra människor via avloppsvatten.

Bedömning av hur avloppsreningsverken påverkar just badvattenkvalitet är av extra vikt för strandnära städer eftersom reningsverken ofta ligger nära populära rekreationsområden. Vid bedömning av vattenkvalitet används indikatororganismer för att underlätta analys. Indikatororganismerna *Escherichia coli* (*E.coli*) och intestinala enterokocker (IE) (se avsnitt 2.1.2) är bakterier som ofta används vid bedömning av badvattenkvalitet. På EU-badplatser ska indikatororganismerna provtas 3-4 gånger per sommar (Havs- och Vattenmyndigheten 2013). Resultatet rapporteras in av kommunen till Havs- och vattenmyndigheten och efter badsäsongens slut ges badplatsen en klassificering beroende på resultatet (Tabell 1) som är tillgänglig för allmänheten (Havs- och Vattenmyndigheten 2013). Klassificeringen görs enligt 95- eller 90-percentilsbedömning vilket gör att värdena för *Tillfredsställande kvalitet* är lägre än de för *Bra kvalitet* (HVFMS 2016:16).

Tabell 1: Tabell över klassificeringsgränser för bedömning av badvatten med indikatororganismerna *Escherichia coli* (*E. coli*) och intestinala enterokocker (IE). Enheten är CFU/100ml. * innebär att resultatet är baserat på en 95-percentilsbedömning. ** är baserat på en 90-percentilsbedömning (HVFMS 2016:16).

Indikatororganism	Utmärkt kvalitet	Bra kvalitet	Tillfredsställande kvalitet
<i>E. coli</i>	500*	1000*	900**
IE	200*	400*	330**

Förutom klassificeringen som görs på godkända EU-badplatser bedöms ett badvatten beroende på enstaka provresultat som tjänligt, tjänligt med anmärkning eller otjänligt (Tabell 2). Om vattnet bedöms som otjänligt måste badplatsen stängas av och en utredning genomföras. Bedömningen utförs och rapporteras löpande under badsäsongen (Havs- och Vattenmyndigheten 2013). Klassificeringen är enligt EU-standard medan bedömning om tjänlighet är enligt svensk lagstiftning, vilket är anledningen till att värdena inte överensstämmer.

Tabell 2: Tabell över gränsvärdena för bedömning av enstaka prover på badvatten med indikatororganismerna *Escherichia coli* (*E. coli*) och intestinala enterokocker (IE) (Havs- och Vattenmyndigheten 2013). Enheten är CFU/100ml.

Indikatororganism	Tjänligt	Tjänligt med anmärkning	Otjänligt
<i>E. coli</i>	≤ 100	>100-1000	>1000
IE	≤ 100	>100-300	>300

Det är viktigt att skilja på utgående vattenkvalitet från reningsverket och badvattenkvalitet eftersom det i recipienten sker avdödning och utspädning av mikroorganismer, se avsnitt 2.1.4 (Bäckström m fl. 2013). Koncentrationen ut från reningsverket är därmed högre än de uppmätta halterna vid badplatsen.

Förutom mikroorganismer förekommer det många andra föroreningar i avloppsvatten. Suspenderade partiklar samt BOD₇ har enligt tidigare studier visat sig korrelera med halten mikroorganismer, då mikroorganismer kan adsorberas till suspenderade partiklar eller biologiskt material och på så vis är lättare att filtrera bort (Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski 2003). Att undersöka om suspenderade ämnen och BOD₇ korrelerar med halten av mikroorganismer är av betydelse eftersom dessa analyseras billigare och således även mer frekvent i ett reningsverk, vilket gör att bevakning av mikroorganismer effektiviseras om det går att göra tillförlitligt via enbart analys av suspenderade ämnen och/eller BOD₇. Kontinuerlig mätning av turbiditet och suspenderade ämnen används redan på dricksvattenverk som kontroll på mikroorganismers avskiljning (Dufour m fl. 2003; Svenskt Vatten 2011). Andra faktorer som kan påverka halten mikroorganismer är näringsämnen i avloppsvattnet och omvärldsfaktorer som nederbörd och temperatur.

1.2 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Utredningens övergripande syfte är att ta reda på hur utvalda processteg i ett reningsverk påverkar utgående halter av mikroorganismer (*Escherichia coli* och intestinala enterokocker), hur utsläppen av mikroorganismer kan övervakas och i förlängningen hur dessa halter påverkar vattenkvaliteten i recipienten.

De frågeställningar som ska besvaras för att uppnå syftet är:

1. Hur påverkar biologisk rening och två olika slutreningsalternativ det utgående avloppsvattnets koncentration av mikroorganismer?
2. Hur väl korrelerar suspenderade ämnen och BOD₇ med mikroorganismerna i avloppsvattnet?
3. Verkar ozondosering anpassad för att rena läkemedelsrester även desinficerande på avloppsvattnet?
4. Är den utgående koncentrationen av mikroorganismer vid reningsverket avgörande för påverkan på badvattenkvalitet eller är andra parametrar i recipienten (temperatur, siktdjup, transporttid och solinstrålning) viktigare?

1.3 AVGRÄNSNINGAR

- Utredningen har avgränsats till att undersöka reduktionen av virus och parasiter genom litteraturstudier. För bakteriella indikatororganismerna har litteraturstudie, provtagning samt dataanalys utförts.
- Utredningen har begränsats av de reningsverk som varit tillgängliga och vilken processutformning dessa har. Inget avloppsreningsverk i Sverige har ännu fungerande ozonrening, så provtagning av dess faktiska reduceringsförmåga har inte kunnat göras.
- Ekonomisk begränsning i provtagning har gjort att enbart E.coli och intestinala enterokocker undersökts efter ett helt reningssteg och ingen jämförelse mellan olika filter eller biostegslinjer i samma verk eller i flera olika verk har kunnat göras.

2 TEORI

2.1 VATTENBURNA MIKROORGANISMER

Mikroorganismer definieras som encelliga organismer som är för små för att kunna ses med blotta ögat. Mikroorganismer är en bred grupp med många olika funktioner och utseenden så som kulformiga, stavformade, böjda eller spiralformade (Okafor 2001). Vattenburna mikroorganismer är ett samlingsnamn för de bakterier, virus, protozoer och helminter som finns i vatten. Bakterier är encelliga och förekommer oftast inom storleksordningen 0,2-2 μm (Svenskt Vatten 2013). Bakterier brukar delas in i 16 undergrupper beroende på släktskap. Bakterier förökar sig genom celledelning vilket innebär att cellen delar sig och dupliceras och den nya cellen är då en exakt kopia av den gamla. Delning innebär att vid gynnsamma förhållande ökar antalet mikroorganismer exponentiellt (Okafor 2001; Svenskt Vatten 2013). Bakteriernas tillväxtskurva börjar med en lag-fas för att sedan börjar öka exponentiellt. Efter den exponentiella ökningen planar kurvan ut till en stationär fas innan antalet börjar minska. Antalet bakterier räknas antingen som totalt antal vilket inkluderar döda celler eller som antalet viabla celler, det vill säga de celler som kan växa och föröka sig (Kumar 2012). En prokaryot bakteriecell skyddas av ett skal med cellvägg, membran av plasma och de transporterar sig ofta med hjälp av flageller (Kumar 2012). Cellväggen kan ha olika egenskaper och de två varianterna benämns som gram-positiva eller gram-negativa. De bakterier som är gram-positiva har ett tjockare lager av peptidoglykan, den polymer som cellväggen är uppbyggd av, och i lagret förekommer också teikosyror. Gram-negativa bakterier har ett yttre lager av lipid runt ett tunnare peptidoglykan-lager. Cellväggen på en gram-negativ bakterie innehåller proteiner som bidrar till bakteriecellens transport och metabolism (Kumar 2012). Det vanligaste är att bakterier är heterotrofa vilket innebär att de behöver näring och energi i form av organiskt material. Motsatsen till heterotrof är autotrof, och dessa bakterier behöver endast energi för att själva producera sina näringsämnen från enkla (oorganiska) beståndsdelar (Okafor 2001). Den fysiska miljön för att olika bakterier ska överleva och kunna föröka sig varierar mellan arterna med avseende på temperatur, syre, koldioxid och pH (Kumar 2012).

Virus är den minsta typen av mikroorganism och förmodligen också den minsta livsformen som är känd (Kumar 2012). Storleken på virus är bara 20-100 nm och de består endast av genetiskt material och ett proteinhölje. Virus kan transporteras långt i vatten även om de inte kan föröka sig utan en värdorganism (WHO 2018). Den delen av ett virus som orsakar infektion kallas för virion och består av en kärna med nukleinsyror (genom). Genomet är inkapslad av ett proteinhölje. Beroende på om generna är DNA eller RNA kallas virusen för deoxyribovirus respektive ribovirus (Kumar 2012). Samtliga virus har negativ laddning och adsorberar därför endast till positivt laddade ytor (Ferguson m fl. 2003). Virus förekommer i tre olika symmetrier; kubisk, spiralformad eller komplex (Kumar 2012). Protozoer är större organismer, 3-20 μm , men även de är encelliga. Protozoer är ofta predatorer och äter bland annat bakterier som inte är bundna till partiklar (Svenskt Vatten 2013; WHO 2018). Helminter, eller parasitmaskar, är mer komplexa organismer med flera celler och delas in i tre grupper; nematoder (rundmaskar), trematoder (flundremaskar) och cestoder (plattmaskar) (WHO 2018; Kumar 2012).

Vattenburna mikroorganismer av intresse för vattenrening kan delas upp i två grupper, patogena samt indikatororganismer. Utöver dessa förekommer i sötvatten upp till 10^7 bakterieceller/ml som är en del av sjöns naturliga mikroflora (Jiang m fl. 1992). En patogen kan orsaka infektion hos organismer som kommer i kontakt med dem. När en patogen mikroorganism kan orsaka infektion kallas de viabla. Indikatororganismer är naturligt förekommande i människor och djurs tarmflora och används för att spåra om ett vatten är kontaminerat med avloppsvatten vilket förutsätts innebära en högre smittorisk (Åström & Pettersson 2007). Både indikatororganismer och patogener kan inaktiveras vilket betyder att de inte kan föröka sig eller infektera andra organismer, trots att de fortfarande är vid liv (Bäckström m fl. 2013). Inaktivering, till skillnad mot avskiljning, innebär en risk för att patogenerna ska återhämta sig och bli viabla igen. Det är viktigt att avloppsvattnet är så rent som möjligt före inaktiveringen eftersom överskott av näring kan orsaka återväxt och komprimera effekten av reningen (Svenskt Vatten 2011). Avskiljning är precis som det låter att mikroorganismerna tas bort ur avloppsvattnet genom sedimentation eller filtrering.

2.1.1 Patogena mikroorganismer i avloppsvatten

Patogener förekommer i avloppsvatten beroende på hur många av de anslutna personerna som är infekterade. Infektionsdosen, antal patogener som krävs för att infektera en organism, varierar mellan olika patogener och mellan individer på grund av olika känslighet som beror av immunsystemet (Åström & Pettersson 2009). Nedan beskrivs några av de patogener som förekommer i avloppsvatten och därmed kan utgöra hälsofara.

Giardia intestinalis är den vanligaste protozoen som påverkar det mänskliga matsmältningssystemet. Giardia sprids främst via vatten och den orsakar diarré hos den infekterade personen. En smittad person kan utsöndra patogenen i flera veckor, även efter tillfrisknande (WHO 2018). Giardia förekommer i cystor som är tåliga i vatten med en överlevnadstid på veckor till månader. Cystorna går att desinficera kemiskt men de är tåligare än bakterier och kräver därmed högre dos (WHO 2017).

Cryptosporidium spp. är en annan protozo som orsakar diarré och ibland kräkningar. Den smittar ofta mellan personer men flera utbrott har skett genom mat- eller vattenburen smitta (WHO 2018). Cryptosporidium förekommer likt giardia som cystor, och de är än mer tåliga mot kemisk desinfektion. Cryptosporidium har en komplex livscykel och hög överlevnad i vatten. Det krävs en låg dos på cirka 10 cryptosporidium-cystor för att infektera en människa och det i samband med att de är svåra att inaktivera genom desinfektion gör dem till en av de vanligaste orsakerna till sjukdomsutbrott orsakat av dricksvatten (WHO 2017).

Campylobacter orsakar en stor andel av akuta magsjukor i världen. Campylobacter har en låg infektionsdos för att vara bakterie på enbart 1000 organismer. Särskilt småbarn är utsatta för smittor av campylobakter men sjukdomen går över av sig själv inom en vecka (WHO 2017). Campylobakter finns naturligt i djur, både vilda, lantbruksdjur och husdjur och smitta sker vanligtvis via mat med animaliskt ursprung men även vatten är av betydelse som smittokälla. Campylobakter är likt de flesta bakterier möjliga att inaktivera med kemisk desinfektion. Globalt sett verkar antalet utbrott av campylobakt-relaterade sjukdomsavbrott från dricksvatten öka (WHO 2017).

EHEC är en av flera varianter av E.coli (se avsnitt 2.1.2) som är patogen för människor. EHEC är den variant som är mest infektiös av de olika patogena E.coli, 100 organismer kan räcka för att infektera och infektionen orsakar akut diarré som kan vara blodig (WHO 2017). Patogenen återfinns i människor, djur, råa grönsaker samt i flertalet vattenmiljöer. Smitta sker vanligtvis mellan människor, vid kontakt med djur eller konsumtion av förorenad mat och vatten. Smitta av EHEC har uppdagats fler gånger från både rekreativsvatten och dricksvatten. Om, icke patogen, E.coli inte kan detekteras i dricksvattnet saknas förmodligen de patogena varianterna eftersom reduktion sker på samma sätt i vattenverket (WHO 2017).

Calicivirus är en familj av enkelsträngigt RNA-virus utan kapsel. Av gruppen calicivirus är det främst **Norovirus** som förekommer i avloppsvatten och kan infektera människor. Den är den vanligaste orsaken till magsjuka orsakad av virus med symtom som illamående, kräkningar och magkramper men även feber, huvudvärk och diarré förekommer hos sjuka personer (WHO 2017). Infektionen går ofta över fort men är väldigt smittsam. Eftersom sjuka individer utsöndrar calicivirusen återfinns de i avloppsvatten. Viruserna smittar via vatten, mat och mellan personer (WHO 2017).

Enterovirus inkluderar flera virussorter som infekterar människor. Enterovirus orsakar en rad sjukdomar, från feber till hjärnhinneinflammation och polio (WHO 2017). Infekterade personer kan bli kroniskt sjuka men även kortare sjukdomstillstånd ger upphov till en stor mängd utsöndrade virus med fekalier vilket gör att avloppsvatten ofta innehåller enterovirus. I råvatten har enterovirus hittats men inga fall av sjukdomsutbrott via dricksvatten har bekräftats (WHO 2017).

2.1.2 Indikatororganismer i badvatten

Indikatororganismer används för att undersöka och verifiera om fekal kontamination har skett samt för övervakning av råvatten och dricksvatten inom distributionsnätet. Indikatororganismernas användningsområde kan

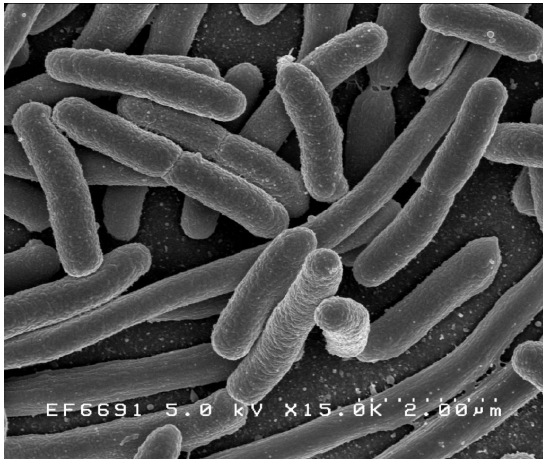
utvidgas till att undersöka hur effektivt reningsprocesser fungerar (WHO 2017). Analys av indikatororganismerna är mindre komplex och tidskrävande än analys av alla möjliga patogener som kan följa med avloppsvattnet (Åström & Pettersson 2009). En ideal fekal indikatororganism bör...

- vara lämplig för alla typer av vatten
- alltid finnas i avloppsvatten eller kontaminerat vatten när patogener finns och i större mängd än patogenerna
- efterlikna patogenernas överlevnad
- inte föröka sig
- inte vara patogena
- vara möjlig att detektera i lågt antal, billigt, snabbt och trovärdigt.

En mikroorganism som fullt ut uppfyller alla kraven går inte att hitta men vissa passar bättre än andra. För bakteriella patogener är det främst bakterier som fungerar som lämpliga indikatororganismer (Mara & Horan 2003). I badvatten är det bakterierna E.coli och IE som används som indikatorer för bedömning om tjänlighet (HVMFS 2016:16) samt för kvalitetsbedömning (Havs- och Vattenmyndigheten 2013). Gränsvärden för tjänlighet redovisades i avsnitt 1.1. Inom dricksvattenproduktion används även koliforma bakterier, presumtiva clostridier, aktinomyceter, mikrosvamp, vattnets odlingsbara mikroorganismer och långsamväxande bakterier som indikation om tjänlighet (LIVSFS 2017:2).

E.coli (Figur 2a) är en variant av fekala koliforma bakterier. Koliformer är en bakteriegrupp som definieras av att de använder laktos för att producera syre eller gas genom fermentation (Edberg m fl. 2000). Av de fem bakterier som ingår i gruppen är det bara E.coli som endast har fekalt ursprung, de övriga förekommer även i vegetation och jord. E.coli är termotoleranta, laktosfermenterande och Gram-negativa (Edberg m fl. 2000). E. coli förekommer nästan uteslutande i fekalier från människor och djur, där de återfinns i mycket hög koncentration vilket gör den lämplig som indikatororganism. E.coli är känslig för desinfektion, temperaturförändringar och andra miljöfaktorer vilket gör dem till en bra indikator på färsk fekal kontaminering (WHO 2017). E.coli överlever i vatten från en vecka upp till ett par månader (Edberg m fl. 2000).

IE (Figur 2b) är en grupp av fekala streptokocker som kunnat isoleras från fekalier från däggdjur och är även relativt specifika för fekal kontaminering, även om de kan förekomma i jord (WHO 2017). Enterokocker formar kedjor och är Gram-positiva (Dufour m fl. 2003). Fekala streptokocker är fakultativa anaerobier och kan förekomma både ensamma, i par eller i kedjor. IE är mer resistenta än E. coli i vattenmiljöer, till exempel överlever IE korta perioder av torka, salt och basiska pH-värden. Dessa egenskaper gör dem till en indikator på äldre fekal påverkan (WHO 2017). Deras överlevnadstid i vatten är några veckor och ännu längre i jord (Edberg m fl. 2000).



(a) Escherichia Coli, bilden *EscherichiaColi_NIAID* av Rocky Mountain Laboratories (Public Domain) (Rocky Mountain Laboratories u.å.)



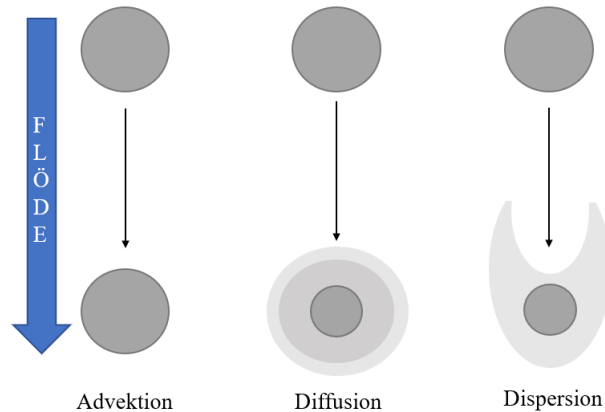
(b) Intestinala enterokocker, bilden *Enterococcus faecalis* av United States department of Agriculture (Public Domain) (United States Department of Agriculture 2009)

Figur 2: Bilder på E.coli och IE, under stark inzoomning i elektronmikroskop.

2.1.3 Spridningsmekanismer

Majoriteten av mikroorganismerna förflyttar sig endast genom att följa med vattnets rörelse, i likhet med andra små biologiska partiklar. Transportsättet kallas advektion. Vid advektion är sedimentationen kraftigt begränsad eftersom partiklarna är för lätta. När mikroorganismerna adsorberas till partiklar förändras deras rörelse och en ökad tyngd medför att sedimentation sker i högre grad. Adsorption av mikroorganismer avgörs främst av vilka egenskaper som vattenlösningen har, men även bakteriernas yta och partiklarnas beskaffenhet spelar in. De mest betydelsefulla egenskaperna i vattenlösningen är pH, saltkoncentration och halt organiskt material (Ferguson m fl. 2003). Olika förhållanden i recipienten påverkar mikroorganismer olika. För bakterier spelar storlek, ytans polaritet och dess laddning in i hur lätt de kan adsorberas. Inom en och samma organism kan dess egenskaper förändras vid olika näringsförhållanden. För bakterier och virus som har små diameter spelar deras förmåga att adsorbera stor roll för om de går att filtrera i reningsverk (Ferguson m fl. 2003). Organismens yta spelar störst roll för mikroorganismer runt 1 µm eftersom mer adsorption och i förlängningen sedimentation kan ske beroende på hur stor och vilka egenskaper ytan har (Gregory 2005). I recipienten ökar möjligheten till överlevnad med adsorptionsförmåga då organismen är mer skyddad i adsorberat tillstånd (Dechesne & Soyeux 2006; Edberg m fl. 2000).

Utspädning och transport av mikroorganismer sker även genom diffusion. Diffusion är utspridning av ett ämne som ökar med tiden genom vätskans turbulens, men även slumpvisa molekylära rörelser och ger en spridning i alla riktningar (Figur 3) (Åström & Pettersson 2007). Diffusion är den vanligaste spridningsmekanismen för partiklar mindre än 1 µm, det vill säga samtliga virus och en del bakterier. Diffusion förhindrar att sedimentation sker (Gregory 2005). Transport och utspädning sker även på grund av att allt vatten inte har samma hastighet, det går snabbare i mitten av röret eller vattendraget än längs kanterna. Denna variation av transporthastighet i ett tvärsnitt orsakar en utspädning som kallas för dispersion (Figur 3). Dispersion ökar längs transportsträcken och blir ofta den viktigaste spridningsmekanismen en sträcka nedströms utsläppet (Åström & Pettersson 2007). I recipienten sker en kombination av alla tre transportsätt och spridningsmekanismer.



Figur 3: Schematisk skiss över de tre transportsätten och spridningsmekanismerna som sker i vattendrag och sjöar efter utsläpp av mikroorganismer. Ju mörkare färg, desto mer koncentrerad är föroreningen.

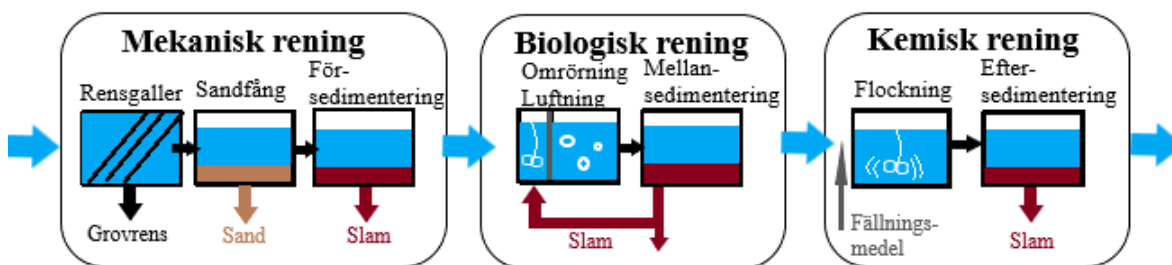
2.1.4 Avdödning i recipient

Patogenerns förmåga att infektera andra organismer, dess viabilitet, avtar med tiden. Hur lång tid beror på flera faktorer i recipienten och vilken patogen det rör sig om. Överlevnad beror starkt på hur vattnet är sammansatt med andra vattenlevande mikroorganismer som konkurrerar om näring, växtplankton, eller predation av djurplankton (Okafor 2001). Överlevnadstid i vatten är för bakterier från mindre än en vecka upp till en månad, virus överlever längre än en månad och parasiter från en vecka till mer än en månad beroende på art. Generellt kan patogenerna inte föröka sig i vattensystemet, med undantag av ett fåtal bakterier (Åström & Pettersson 2009). Inaktivering eller avdödning av patogener i recipienten drivs främst av parametrar som vattnets temperatur, ljusförhållanden och pH samt näringsförhållanden. Generellt så lever patogenerna längre vid lägre temperaturer och den främsta orsaken till detta verkar vara att andra organismer, som växt- och djurplankton, i sjön är mer aktiva vid högre temperaturer (Ferguson m fl. 2003; Noble, Lee & Schiff 2004). Statistisk analys har visat att förekomsten av fekala indikatorer är signifikant lägre på sensommaren än våren och hösten. Det är även på sensommaren som den snabbaste avdödningen har observerats (Sokolova m fl. 2011). UV-ljus används inom vattenverk som desinfektionsmetod och i recipienten har solljuset samma effekt. Solljuset kan vara direkt dödlig för såväl patogener som indikatorer genom att förstöra nukleinsyror i organismen. En del organismer kan vid måttlig skada återfå sin viabilitet när exponeringen minskat (Ferguson m fl. 2003). pH påverkar även hur känsliga organismerna är för UV-strålning, men effekt på inaktivering beroende på enbart pH är ovanlig förutom vid extremt låga eller höga värden. Virus påverkas sällan av pH ens vid extremvärden (Ferguson m fl. 2003). Avdödningen av koliformer sker oftast enligt första ordningens kinetik som beskrivs av en avdödningsskonstant, k , som avgör hastigheten beroende på olika parametrar i recipienten (Erichsen m fl. 2006).

Ammonium, inorganiskt kväve, bildas vid nedbrytning av fekalier eller gödsel framförallt vid höga temperaturer och högt pH. Cryptosporidiums cystor har visat vara känsliga för höga koncentrationer av ammonium, särskilt i kombination med högt pH (Ferguson m fl. 2003). Organiskt material förekommer i humuskomplex i vatten och är liksom virus negativt laddade så dessa konkurrerar om samma bindningsplatser. Ökning av organiska näringsämnen gynnar tillväxt av plankton i recipienten. Planktontillväxt ökar predationstrycket på patogener, men trots detta har E.coli visat sig överleva längre i näringsrika vatten (Dechesne & Soyeux 2006; Ferguson m fl. 2003). Sammanfattningsvis så påverkas olika patogener något olika av faktorerna som påverkar inaktivering, men överlag verkar solstrålning och temperatur vara de faktorerna med störst påverkan och predationstryck den med lägst påverkan (Dechesne & Soyeux 2006).

2.2 KONVENTIONELL AVLOPPSVATTENRENING

Konventionell avloppsvattenrening kan utformas på flera sätt och inget reningsverk är exakt likt ett annat. Samtliga reningsverk börjar dock med mekaniska reningssteg, även kallat grovrening, då större partiklar avskiljs med galler, silar och sedimentering (Naturvårdsverket 2010). Grovreningen efterföljs vanligtvis av ett biologiskt reningssteg, där näringsämnen i avloppsvattnet bryts ned med hjälp av mikroorganismer och bildar större komplex som kan sedimentera. Till sist förekommer i de flesta reningsverk ett kemiskt steg där kemikalier används för att mindre partiklar ska kunna bindas samman och sedimentera. Ett reningsverk med alla tre metoderna kallas trestegs-reningsverk (Figur 4). Samtliga reningssteg avslutas med sedimentering (för-, mellan- och eftersedimentering). Innan vattnet släpps ut i recipienten tillämpar en del reningsverk även slutrening, avsnitt 2.3, och ett fåtal reningsverk desinfektion, avsnitt 2.4 (Svenskt Vatten 2013).



Figur 4: Schematisk skiss över ett konventionellt trestegs-reningsverk. Särskilt biologisk rening kan utformas på flera andra sätt. In till rens gallret kommer orenat vatten och ut från eftersedimenteringen leds vattnet antingen till recipienten eller till ett slutreningssteg. Koncept hämtad från Naturvårdsverket (2010).

Reduktion av mikroorganismer i reningsverket mäts i antingen procent eller med \log_{10} -reduktion. \log_{10} -reduktion avser hur många tiopotenser som mikroorganismerna (eller annan förorening) minskar över ett processteg eller genom hela reningsverket (Svenskt Vatten 2015b). Reduktionen över ett reningsverk kan inte förväntas vara konstant, då den varierar med vattnets koncentration, temperatur, pH och andra egenskaper (Svenskt Vatten 2011). Reduktion av mikroorganismer i konventionell avloppsvattenrening sker till viss del genom hela reningsverket, med mest effektiv reduktion i den biologiska reningen med efterföljande sedimentering. Efter mekanisk och biologisk rening kan en reduktion på 96-99,9% mätas vilket motsvarar utflödeskoncentrationer på 10^1 - 10^5 CFU/100ml för E.coli och 10^3 - 10^5 CFU/100ml för enterokocker beroende på inflödeskoncentrationer samt val av biologisk rening (Rose, Farrah & Harwood 2005). Svenskt vatten (2015) uppger att 90-99% av patogenerna avskiljs i ett reningsverk.

Inflödesvariationer mellan olika reningsverk och förekomsten av mikroorganismer beror på antal anslutna till reningsverket och deras hälsostatus. Skillnaderna var dock störst mellan olika patogener, för indikatororganismerna kunde ingen signifikant skillnad detekteras mellan olika reningsverk (Rose, Farrah & Harwood 2005). Det kan dock uppstå svårigheter med att analysera koncentrationen indikatororganismer i orenat avloppsvatten då halterna är höga vilket även ger en stor osäkerhet i om halten faktiskt varierar eller om det är mätosäkerhet (Åström & Pettersson 2009). Utflödet av mikroorganismer från ett reningsverk är nödvändigtvis inte heller starkt beroende av inflödeskoncentration (Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski 2003). Enligt flertalet studier verkar koncentrationerna av indikatororganismer i inkommande avloppsvatten vara av storleksordningar runt 10^6 CFU/100 ml, med lite lägre koncentrationer för enterokocker jämfört med E.coli (Tabell 3).

Tabell 3: Inflödesvariationer av indikatororganismer i avloppsvatten baserat på ett antal andra studiers resultat. Åström & Pettersson (2007), Carlander m fl. (2012), Ottosson (2005), Edberg m fl. (2000) samt Ohlsson, Karlsson & Gustafsson (2011) är studier utförda i Sverige medan Rose, Farrah & Harwood (2005) är utförd i USA och Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski (2002) studie är utförd på finska reningsverk och Erichsen m fl. (2006) är utförd i Danmark.

Indikatororganism	CFU/100 ml	Källa
<i>E.coli</i>	10^5-10^7	(Rose, Farrah & Harwood 2005)
”	$1,9-2,3 \cdot 10^6$	(Åström & Pettersson 2007)
”	$2,5-5,0 \cdot 10^6$	(Carlander m fl. 2002)
”	$8 \cdot 10^6$	(Ottosson 2005)
”	10^6	(Edberg m fl. 2000)
”	$2 \cdot 10^7$	(Ohlsson, Karlsson & Gustafsson 2011)
”	$4,5 \cdot 10^7$	(Erichsen m fl. 2006)
<i>Intestinala enterokocker</i>	10^4-10^6	(Rose, Farrah & Harwood 2005)
”	$0,6-1,3 \cdot 10^6$	(Carlander m fl. 2002)
”	10^6	(Ottosson 2005)
”	10^4	(Edberg m fl. 2000)
”	10^6	(Ohlsson, Karlsson & Gustafsson 2011)
”	$3,4 \cdot 10^6$	(Erichsen m fl. 2006)

2.2.1 Mekanisk rening

Grovreningens syfte är att skydda resten av reningsverket mot material som sand, kaffesump, träflisor och trasor och annat som inte ska finnas i avloppsvattnet. Olika varianter av **galler** och **silar** används, där galler har spaltöppningar och silar har hål i ett masknät. Det som fastnar i galler och silar kallas för rensods och måste tas om hand genom avvattning, tvätt och bortforsling eller rötning. Dimensionering av galler och silar sker inte efter inkommande flöde utan av inkommande material som behöver rensas bort (Svenskt Vatten 2013). Mekanisk rening med rensogaller eller dylikt åstadkommer ingen signifikant avskiljning av mikroorganismer (Åström & Pettersson 2007). Efter galler eller sil placeras ofta ett **sandfång** eftersom sand blir erosivt på utrustning i reningsverket samt kan ackumuleras i rör, kanaler och bassänger (Svenskt Vatten 2013). Sandfång kan avskilja en del mikroorganismer om de är adsorberade till sandkornen. Sandfång dimensioneras med ytbelastning och uppehållstid (Svenskt Vatten 2013).

Försedimentering kallas de sedimenteringsbassänger som ligger efter grovreningen men före andra reningssteg. Bassängerna kan utformas på flera sätt - rektangulär med olika djup eller cirkulär som kan vara antingen plan eller konisk. Sedimenteringsbassängens kapacitet bestäms av förhållandet mellan flöde och yta (Svenskt Vatten 2013). Slammet som ackumuleras på botten av bassängen skrapas till slamfickor som slammet kan pumpas vidare ifrån. I runda bassänger skrapas slammet till en slamficka i mitten, med hjälp av snedställda skrapor som roterar (Svenskt Vatten 2013). Försedimentering kan ha två syften - antingen enbart att skydda efterföljande reningssteg genom att avskilja skadligt material eller att även minska belastningen på senare reningssteg, genom att låta fosfor och BOD₇ sedimentera med längre uppehållstid. I det första fallet kan bassängerna dimensioneras för höga flöden. Försedimentering resulterar normalt i en avskiljning på 50-70% av suspenderad substans, där största delen är BOD₇ (Svenskt Vatten 2013). All form av sedimentation är en nyckelprocess avseende reduktion av mikroorganismer eftersom det genom att reducera mängden suspenderade ämnen avskiljer de mikroorganismer som är adsorberade till partiklar (Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski 2003). 30-50% av fekala koliformer kan avskiljas i försedimenteringen och ett positivt samband med suspenderade partiklar har funnits (Mara & Horan 2003). En studie fann en avskiljning på $0,827 \pm 0,34 \log_{10}$ ($\approx 85\%$) i en försedimentering där fällningsmedel tillsattes, med syfte att öka fosforavskiljningen (Zhang & Farahbakhsh 2007). I försedimentering utan fällning har en avskiljning på $0,38 \log_{10}$ eller 58% uppmätts (George, Crop & Servais 2002).

2.2.2 Biologisk rening

Det biologiska reningssteget kan utformas på flera sätt men dess primära syfte är att reducera halterna av BOD₇ och kväve i avloppsvattnet. Det kallas för biologisk rening eftersom det är mikroorganismer, främst bakterier, som utför reduktionen av BOD₇ och kväve. Kvävet omvandling sker vanligen med nitrifikation och denitrifikation. Det är genom bakteriernas metabolism som kvävet bryts ner vilket kan ske aerobt eller anaerobt beroende på mikroorganism. Till mikroorganismernas metabolism krävs kol vilket främst finns i BOD₇ (Svenskt Vatten 2013). Om försedimentation tillämpas i reningsverket kan det bli för lite kol i det biologiska steget och en extern kolkälla kan då behövas. De vanligaste varianterna av biologisk rening är aktiv slamprocess (ASP), biologisk kväveavskiljning eller biobäddar samt kombinationer av dessa (Svenskt Vatten 2013). Det finns även de reningsverk som använder biologiska metoder för att avskilja fosfor, så kallad biologisk fosforrening (Svenskt Vatten 2013). Den biologiska reningen avskiljer mikroorganismer olika effektivt beroende på vilken av processerna som används. Sedimentering efter biosteget är av extra vikt för avskiljning av mikroorganismer (Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski 2003).

ASP fungerar genom att mikroorganismerna bryter ner organiskt material (BOD₇) för att få näring till tillväxt varvid det bildas slamflockar som kan sedimentera. Då nedbrytningen kräver syre så används en luftad bassäng, dels för syretillförsel men luftflödet kan även fungera som en omrörare för att mikroorganismerna ska hållas svävande och komma åt det organiska materialet (Svenskt Vatten 2013). Efter den luftade bassängen finns en sedimentationsbassäng (mellansedimentering) och från denna recirkuleras en stor del av slammet för att återföra mikroorganismerna till den luftade bassängen så att de kan fortsätta bryta ner BOD₇. Kritiska parametrar för ASP är slamålder och slamkvalitet vilket i hög grad påverkar reningseffektiviteten (Svenskt Vatten 2013).

Adsorption av mikroorganismer till fasta partiklar sker snabbt (< 1 h) och stabilt i en ASP så länge processen fungerar som den ska. Vid snabba och kraftiga förändringar som till exempel att luftningen försämras så att anaerobiska förhållanden uppstår, utspädning av de suspenderade partiklarna till <1000 mg/l eller att hydrauliska uppehållstiden förkortas kraftigt så kan betydande försämrad adsorbering av mikroorganismer ske. Sedimenteringen efter ASP är det viktigaste steget för reduktion av mikroorganismer inom ASP (Flapper m fl. 2012). Slamålder har enligt Rose m fl. (2005) en viktig inverkan på avskiljningen, då de reningsverk i studien med högst slamålder hade bättre avskiljningsgrad på flera av de undersökta patogenerna. Inaktivering av patogener kan ske genom ogynnsamma förhållanden inom ASP, inaktiveringsgraden varierar beroende på utformning med aeroba, anaeroba och anoxiska zoner. Ökande uppehållstider, för både vatten och slam, gör att predationen mellan mikroorganismerna ökar. Exakta värden på predation och som följd minskad viabilitet finns inte då det varierar mellan olika mikroorganismersamhällen men är relativt stabilt inom ett specifikt samhälle. Normalt bör en ASP åstadkomma 1-2 log₁₀-reduktion av bakterier och virus där huvudsakliga mekanismerna är adsorption och senare sedimentering samt predation av protozoer. Log₁₀-reduktionen är lägre för protozoerna, 1-1,5 för Giardia och 0,5-1,5 för cryptosporidium, men det är även mycket lägre koncentrationer av dessa från början jämfört med bakterier (Flapper m fl. 2012). Skillnaden kan eventuellt förklaras av att protozoerna är predatorer och hjälper till med avskiljningen av de andra (Flapper m fl. 2012). En äldre studie fann att reduktionen av E.coli och fekala streptokocker i en ASP var 1,4-1,5 log₁₀ (Nieuwstad I m fl. 1988). Reduktionsgraderna varierar mellan olika reningsverk beroende på drift, flöden, koncentrationer och om primär rening fanns före ASP. Protozoer verkar vara känsliga för problem med slambulkning och långa anaeroba förhållanden. Slamåterföringen som en ASP bygger på kan skapa problem i och med att protozoers cystor kan lagras i slammet och på så vis återföras till vatten (Flapper m fl. 2012).

En variant på ASP är satsvis biologisk rening, **SBR**, vilket innebär att en kontrollerad volym vatten genomgår en hel reningscykel innan nästa volym tas in i bassängen. Först är bassängen luftad så att nedbrytning och flockbildning kan ske, sen avbryts lufttillförseln och flockarna sedimenterar. Det renade vattnet leds vidare och en del av slammet likaså innan bassängen fylls med nytt avloppsvatten (Svenskt Vatten 2013). SBR bör ha samma avskiljningsgrad av mikroorganismer som en traditionell ASP. Ytterligare ett alternativ till ASP är en membranbioreaktor, **MBR**, där istället för sedimentering så leds vattnet genom ett membran så att slammet aldrig lämnar reaktorn. På membranet byggs även en biofilm upp efter hand vilket ökar reningsgraden i processen, se Biobäddar nedan (Ottoson m fl. 2006). MBR uppvisade enligt Francy et al. (2012) en konsekvent högre

median \log_{10} -reduktion än mer konventionella biologiska reningsmetoder, för både E.coli och enterokocker var \log_{10} -reduktionen på över 6 \log_{10} . I flera av fallen var antalet bakterier lägre än detektionsgränsen efter MBR (Francy m fl. 2012). Även Ottoson m fl. (2006) visade på effektiv reduktion av indikatororganismer med MBR, upp till 7 \log_{10} av enterokocker. Trots att membranets porer är större än virus så avskiljs även de efter att biofilmen byggts upp. Biofilmen består av en stor del predatorer som bryter ner genom att äta organiskt material, vilket inkluderar mikroorganismer (Ottoson m fl. 2006).

Biologisk kväveavskiljning sker genom assimilation när bakterierna växer samt omvandling från organiskt kväve till kvävgas som avgår till atmosfären. Det första steget är att omvandla ammonium (organiskt) till nitrit och sedan nitrit till nitrat (oorganiskt) och processen kallas nitrifikation. Nitrifikationsbakterierna kräver aero- ba förhållanden och lång tillökningstid, eftersom de utviner sin energi ur nedbrytningen av ammonium vilket är långsammare än att ta upp från BOD₇ (Svenskt Vatten 2013). Nedbrytningen från nitrat till kvävgas kallas denitrifikation vilket sker vid anoxiska miljöer då bakterierna använder syret i nitraten för sin respiration. För denitrifikationsprocessen krävs mycket energi. Om fällningsmedel används vid försedimentationen så minskar avloppsvattnets innehåll av organiskt material och då kan kolkälla i form av till exempel metanol behöva tillsättas. Utformningen och ordningen på den biologiska kväveavskiljningen kan variera mycket, men det är vanligt att slammet återförs på samma sätt som i ASP (Svenskt Vatten 2013). Reduktion av mikroorganismer bör för biologisk kväveavskiljning vara av liknande storlek som för ASP, med sedimentationen som nyckelprocess.

Biologisk fosforering innebär att en ökad avskiljning av fosfor sker i biosteget genom att Bio P-bakterier med förmåga att lagra polyfosfat som en del av sin metabolism finns i slammet. Bio P-bakterierna behöver en anaerob miljö först och sedan en areob för sin tillväxt och kräver lättillgänglig energi i form av fettsyror (Svenskt Vatten 2013). Det tar lång tid att starta upp och få en fungerande biologisk fosforering, varför metoden med kemisk fällning för fosforreduktion (Avsnitt 2.2.3) är vanligast i Sverige. Ingen information om avskiljning av mikroorganismer kunde hittas, men den antas vara av liknande storlek som för traditionell ASP.

Biobäddar bygger på principen att de mikroorganismer som förekommer i avloppsvattnet bildar en så kallad biofilm på en yta, antingen en bädd eller bärare. Lösa slampartiklar och lösta näringsämnen adsorberar respektive omvandlas på filmen. Transporten sker genom diffusion eftersom koncentrationen av syre och näring är hög i avloppsvattnet men låg inne i biofilmen. Tvärtom gäller för de ämnen som brutits ner i biobädden (Svenskt Vatten 2013). Det blir tillräckligt hög syrehalt i biobädden eftersom vatten fördelas på den med spridare så att ständig kontakt mellan vatten och luft sker. Det finns också syre i hålrum i bädden så ingen luftning krävs. Ett alternativ av biobäddar är när biofilmen tillväxer på suspenderade bärare som hålls svävande och i rörelse med luftare. Biobäddar är mer tåliga för tillfälligt höga flöden än de andra alternativen på biologisk rening. När biofilmen blir för tjock glider överskottet av och tas till slambehandling (Svenskt Vatten 2013). Med biologisk rening på biobäddar sker reduktion av patogener genom predation av andra mikroorganismer och även sedimentation (Ottoson m fl. 2006). Den mikrobiologiska avskiljningen bör därmed vara hög vid användning av biobäddar i likhet med MBR.

2.2.3 Kemisk rening

Kemisk rening tillämpas främst för att öka avskiljningen av fosfor i avloppsvattnet. Reningsprincipen är att ett fällningsmedel, metallsalt som oftast är aluminium- eller järnklorid, tillsätts under omrörning och bildar aluminium- eller järnfosfat som är svårlösligt. De svårlösta salterna börjar sedimentera och under tiden binder andra partiklar in till dem. Denna större partikel som byggs utifrån metallsaltet kallas för en flock. Eftersom löslighet är beroende av pH finns det ett optimalt pH för varje fällningsmedel (Svenskt Vatten 2013). Själva fällningsreaktionen har ett snabbt förlopp vilket ställer krav på att inblandningen sker hastigt så att fällningskemikalien fördelas jämnt i hela volymen. Detta sker antingen med speciell utrustning eller i en turbulent zon. Fällningskemikalien kan tillsättas på flera ställen i reningsverket. Direktfällning sker efter mekanisk rening, förfällning sker precis före biologiska reningen, för simultanfällning tillsätts kemikalien direkt i biobassängen och efterfällning är placerad efter biosteget. Om flera tillsattsställen används benämns det flerpunktsfällning. Efter inblandning och fällning sker flockbildning som tar längre tid och sker i större bassänger med långsam

omrörning eftersom för häftig omrörning innebär att flockarna kan slås sönder (Svenskt Vatten 2013).

När flockbildningsteget är färdigt avskiljs flockarna med sedimentation, flotation eller filtrering. Avloppsvatten måste ledas utan turbulens för att flockarna ska hålla ihop (Svenskt Vatten 2013). Sedimentering sker på samma vis som beskrivet med försedimentering under mekanisk rening ovan (avsnitt 2.2.1). Vid platsbrist kan lamellsedimentering användas, där lamellerna (snedställda skivor) skapar mer bottenyta. Snedställningen gör att slammet ansamlas på den faktiska botten och kan skrapas vidare för slambehandling. Lamellsedimentering är vanligast vid eftersedimentering. Vid direktfällning och efterfällning är även flotation ett alternativ, vilket innebär att luft pumpas in i bassängen. Luftbubblorna fastnar på flockarna så att de får lägre densitet och flyter upp till ytan. Filtrering för att avskilja flockar beskrivs i avsnitt 2.3 (Svenskt Vatten 2013).

Fällning, flockning och sedimentation har varierande förmåga att avskilja mikroorganismer. Mellan 0,2 och 2 \log_{10} -reduktion av bakterier, under 1 \log_{10} för virus och max 2 \log_{10} av cryptosporidium har funnits vid undersökningar (Dufour m fl. 2003). Avskiljningen varierar kraftigt beroende på hur väl den kemiska reningen fungerar. Det är flockningsbildandet och dess förmåga att binda in mikroorganismer som då kan sedimentera med flocken som är viktigast för en bra avskiljning (Dufour m fl. 2003).

2.3 SLUTRENING

Vanligtvis installeras någon form av slutrening, även kallat efterbehandling, om ett reningsverk har svårt att möta högt ställda krav på fosfor eller partikelavskiljning. De partiklar som inte sedimenterat i tidigare reningssteg är små och lätta. De reningsmetoder som passar är då filtrering med sand- eller skivfilter, mikrosilning eller flotation (Svenskt Vatten 2013). I det här kapitlet fokuseras det på filtreringsvarianterna, så kallade makrofiltrering i jämförelse med membranteknikerna som till exempel ultra- och nanofiltrering (Gómez m fl. 2006). Likt alla reningssteg så bildas det slam vid filtrering som leds bort och tas om hand. Eftersom partiklarna är så pass små tillämpar de flesta reningsverk kemisk fällning före filtrering, se avsnitt 2.2.3. En variant av kemisk rening är så kallad kontaktfiltrering, då fällningskemikalien tillsätts direkt i inflödet till ett filter. Utfällning och flockning sker i direkt anslutning till filtren och medför att små partiklar och fosfor fastnar i högre utsträckning (Svenskt Vatten 2013). Filtrering innebär att när vattnet passerar ett filtermedium så hålls de fasta partiklarna kvar medan vattnet passerar (Svenskt Vatten 2013). Vid filtrering så ackumulerar partiklarna på filterytan vilka i sin tur börjar filtrera vattnet, vilket möjliggör avskiljning av partiklar med mindre diameter än filtermediumets (Metcalf & Eddy 2014).

Filtreringsmetoderna har visat sig kunna vara effektiva på att reducera vissa grupper av mikroorganismer men är beroende på typ av filter samt driftstrategier (Gómez m fl. 2006). I jämförelse mellan sandfilter och skivfilter så hittades ingen signifikant skillnad mellan inflödet och utflödet från något av filtren för E.coli. Inte heller någon signifikant skillnad mellan de båda filtrens prestation kunde detekteras. För båda filtreringsmetoderna uppvisades ett starkt linjärt samband ($r^2 > 0.93$ för båda) mellan inflöde och utflöde till filtren (Gómez m fl. 2006). Filtrering som tertiärt reningssteg har visat sig vara effektivt för att reducera mikroorganismer när fällningsmedel används eftersom utan kemikalierna är partiklarna för små och fångas inte av filtren (Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski 2003). En ökning av reduceringsgraderna med 1,1 och 1,2 \log_{10} för E.coli respektive fekala streptokocker har noterats när fällning med järnklorid tillämpades före ett filter jämfört med inget fällningsmedel (Nieuwstad I m fl. 1988).

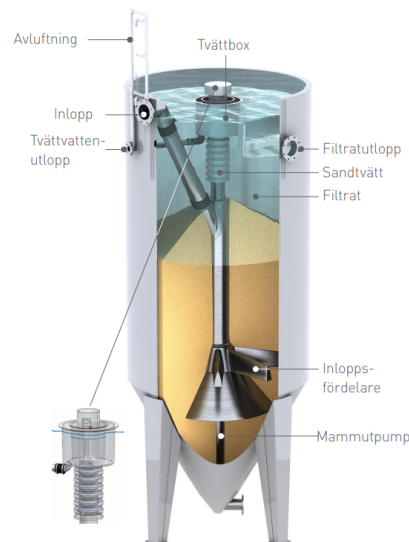
2.3.1 Sandfilter

Sandfilter består som namnet antyder av sand och är ett djupfilter, vilket innebär att partiklar avskiljs i hela filterbädden och inte bara på ytan. Dock avskiljs mer partiklar högre upp i filtret eftersom avskiljningen är proportionell mot partikelkoncentrationen, som naturligt är högst i början. Sandfilter kan bestå av enbart sand eller vara av flera material, där antracit eller expanderad lera är vanliga i kombination med sand. Vid val av filtermedia är det hög porositet som är eftersträvarvärt, vilket beror på form, storlek och densitet på sandkornen (Svenskt Vatten 2013). Filtren utformas vanligtvis som en rektangulär betongbassäng med öppen yta. I reningsverk brukar minst två filter finnas så att driften inte avbryts helt vid spolning samt att för stor yta inte

är önskvärt. Det som driver vattnet genom filtret är gravitation och trycket i bädden avgörs av vattennivån över filtret, inga pumpar behövs vid filter med öppen yta. Filtrets botten ska både leda bort renat vatten samt att vid spolning fördela vattnet jämnt över filterbotten. Vanligaste designalternativen för botten är rörsystem som ligger i ett stenlager eller att ha en så kallad falsk botten som täcker rören och den faktiska botten (Svenskt Vatten 2013).

Vid rening av avloppsvatten är intermittant spolande filter det vanligaste, det vill säga att filtren spolas vid behov och då avbryts driften tillfälligt. Spolning sker minst en gång per dygn för att undvika biologisk tillväxt i filtret. Det vatten som används till spolning är det avloppsvatten som filtrerats igenom tidigare och vattnet blandas ofta med luft för mer effektiv rening. En stor volym pumpas in för att uppnå fluidisering, det vill säga att hela bädden svävar i vattnet, vilket leder till expansion av bädden. Spolvattnet leds ofta sedan tillbaka till inflödet till reningsverket eftersom det innehåller mycket partiklar (Svenskt Vatten 2013). Vid drift av sandfilter är det viktigaste att hela bädden alltid är under vatten så att inte luft når porerna och minskar bäddens kapacitet. Ett sandfilter avskiljer 70-80% av partiklarna i vatten och därmed sker också effektiv avskiljning av fosfor när fällning tillämpas före filtret (Svenskt Vatten 2013).

Sandfilter som spolas kontinuerligt är så kallade uppströmsfilter där filtren är sorterade så att vattnet först filtreras igenom de grövsta kornen och sen blir kornen successivt mindre. Det kontinuerliga filtret som används i Sverige kallas DynaSand (Figur 5). I DynaSand pumpas vattnet in på botten av bädden och renas på vägen upp (Svenskt Vatten 2013). Sanden längst ner avskiljer mest partiklar och den pumpas sen upp för att spolas. Efter spolningen hamnar sanden överst i bädden vilket gör att sanden också cirkulerar med grövsta och smutsigast längst ner (Svenskt Vatten 2013). Kontinuiteten gör att allt filtrerat vatten bör ha samma reningsgrad (Nordic Water u.å.). Spolvattenflödet från ett DynaSand-filter är högt men eftersom det är kontinuerligt kan det underlätta driften vid mindre reningsverk (Svenskt Vatten 2013). Spolvattnet leds vanligtvis till inflödet till filtret igen (Nordic Water u.å.). DynaSand kan installeras antingen som fristående anläggning eller i betongbassänger. Designaspekter såsom filterdjup och -area samt luftningsförhållanden anpassas efter vad filtret ska användas till. DynaSand som slutrening tillämpar kontaktfiltrering där fällningskemikalien tillsätts i inloppet och flockningen sker i filtertanken vilket minskar ytbehovet då ingen flockningskammare krävs (Nordic Water u.å.).



Figur 5: DynaSands konstruktion, vattnet filtreras kontinuerligt nerifrån och upp i filtret. Det är mammutpumpen som transporterar den smutsiga sanden upp till sandtvätten. Publicerad med tillstånd från Nordic Water.

Vid användning av sandfilter där fällningsmedel tillsätts efter traditionell trestegsrening har visat sig kunna reducera ytterligare 2 \log_{10} av fekala koliformer än tidigare reningssteg. Utan fällningsmedel var reduktionen bara 0,4 \log_{10} (Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski 2003). En annan studie fann liknande reduceringsgrad över ett sandfilter med fällning före; 2-3 \log_{10} för bakterier, 1-3 \log_{10} för virus och 2-3 \log_{10} för protozoer (Dufour m fl. 2003). Ägg från helminter kan avskiljas till 100% i ett sandfilter (Mara & Horan 2003). Viktigt för att processen ska fungera optimalt är mikroorganismernas adsorptionsförmåga och hur stora porer sandfiltret har. Porer i ett sandfilter är ofta runt 1 mm. Trots den relativt stora porstorleken kan partiklar som är mycket mindre avskiljas eftersom elektrostatiske krafter gör att mindre partiklar adsorberas (Dufour m fl. 2003). I Rose, Farrah & Harwood (2005) jämfördes tygfilter, grunda sandfilter med djupa filter i antingen sand, antracit eller kombination. Filtrens driftparametrar skiljde sig också, så som spolningsfrekvens och volym samt om kemikalier användes och flödesbelastning. Koncentrationerna i utflödet från filtren varierade signifikant mellan de olika varianterna för indikatororganismerna. En del värden var även under detektionsgränsen. Det djupaste filtret presterade bäst av de undersökta sand- och/eller antracitfiltren men med stor variation på E.coli-koncentrationerna. I korrelationsanalys mellan mikroorganismer och filterdjup fanns ett starkare samband för enterokocker och cryptosporidium än för koliforma (Rose, Farrah & Harwood 2005). Avloppsvattenrening med fällning och sandfilter är en av de effektivaste avskiljningsmetoderna med avseende på mikroorganismer (Baresel m fl. 2015a).

2.3.2 Skivfilter

Skivfilter är en variant av mikrosil. Definitionen av mikrosil är att maskvidden är $<100\mu\text{m}$ (0,1 mm) (Svenskt Vatten 2013). Filterduken i ett skivfilter är av polyester eller rostfri stål (Metcalf & Eddy 2014). Skivfiltrens funktion är att partiklar med större porstorlek än maskvidden kommer att separeras på grund av fysisk blockering. Det finns olika varianter av skivfilter, där skillnaderna främst består av designen, hur spolningen fungerar och porstorleken (Persson m fl. 2006). För att undvika igensättning spolas skivfiltren ofta. Spolningen ställer krav på att partiklarna som ska filtreras är mindre än maskvidden och flockarna får inte spricka vid spolning. Det viktigaste vid design av skivfilter är att anpassa maskvidden efter avloppsvattnets sammansättning då för liten gör att filtren får låg kapacitet och för stor ger dålig avskiljningsgrad. Vid användning av skivfilter som slutrening är maskvidder på 10-30 μm brukligt (Svenskt Vatten 2013). Skivfiltret består av flera skivor (1-20 styck) med filter som är uppdelade i sex segment (Persson m fl. 2006). Respektive skiva har två filterdukar, och vattnet fördelas emellan dem och filtreras inifrån och ut (Metcalf & Eddy 2014). Skivorna sitter på en axel som roterar långsamt. Rotationen gör att filtren befinner sig växelsvis i vatten och i luft. Det är i luften som filtren spolas genom att dysor med högt tryck fördelar vatten över filtren (Svenskt Vatten 2013; Metcalf & Eddy 2014). I mitten av den roterande axeln finns två rör, ett som transporterar inflödet som fördelas ut i filtren. Det andra röret transporterar bort spolvattnet (Metcalf & Eddy 2014). Likt sandfilter återförs spolvattnet till inflödet.

Skivfilter klarar ungefär samma belastning och flöden som ett sandfilter, men kräver mycket mindre yta. Skivfilter har dock ett underhållsbehov då för smutsigt spolvatten kan sätta igen dysorna som fördelar spolvattnet så dessa behöver rengöras manuellt. Sildukarna kan också gå sönder på grund av främmande föremål. Om inte akut skada skett behöver dukarna ändå som regel bytas ca var femte år till följd av slitage (Svenskt Vatten 2013). Hela skivfiltret installeras antingen i en egen, försluten tank eller i en betongtank (Metcalf & Eddy 2014). Skivfilter används vid rening av ytvatten till dricksvatten, men är då placerad som första steg i processen för att ta bort alger och andra vattenlevande organismer (Svenskt Vatten 2010).

Skivfilters förmåga att reducera mikroorganismer har mätts i ett par studier med varierande resultat men de flesta pekar på en låg reduceringsgrad, åtminstone när fällning inte sker i samband med filtren. I en av dem analyserades reduktionen av E.coli till 33% över skivfiltren (Gómez m fl. 2006). Ett examensarbete fann att reduktionen av E.coli var av liknande storlek, 31%, medan enterokocker avskiljdes till högre grad, 62%. Båda indikatororganismerna hade hög standardavvikelse (Enerhall & Stenmark 2012). Samma studie fann negativ reduktion av norovirus, -119%. Viktigt att notera är att i ingen av ovan nämnda studier tillämpade reningsverken fällning i anslutning till skivfiltren, vilket bör påverka reduceringsgraden negativt. I Huskvarna där skivfilter används före en UV-anläggning, uppmättes ingen signifikant reduktion av mikroorganismer över skivfiltren. Inte heller i Huskvarna tillämpas fällning direkt före skivfiltren, utan enbart efter biosteg med efterföljande

sedimentering innan skivfiltren (Bäckström m fl. 2013). Metcalf & Eddy (2014) nämner även de att reduktion av mikroorganismer över ett skivfilter utan användning av kemikalier vanligtvis är så låg som mellan 0 och $1 \log_{10}$.

Partikelavskiljningen är dock god över ett skivfilter (Persson m fl. 2006), så reduktionen av mikroorganismer över ett skivfilter är beroende av att adsorptionen till partiklar fungerar väl. Detta eftersom maskstorleken är större än de flesta mikroorganismernas storlek (Tabell 4). Det kan därför bli bättre avskiljning av mikroorganismer över filtren i anläggningarna där fällning tillämpas i samband med filtren. För filter med mindre maskstorlek, som ultrafilter, har bättre avskiljning uppvisats även utan fällning (Baresel m fl. 2015b).

Tabell 4: Mikroorganismers storlek i jämförelse med skivfilters maskvidd (Svenskt Vatten 2013). Enbart vissa protozoer kan fastna i skivfiltret utan att vara absorberade till andra ämnen.

Organismtyp	Storlek (μm)	
<i>Bakterier</i>	0,2-2	Skivfilter
<i>Virus</i>	0,02-0,1	< 10-30 μm
<i>Protozoer</i>	3-20	maskvidd

2.4 DESINFEKTIONSMETODER

Desinfektion är en inaktiverande reningsmetod. Desinfektion används sällan på svenska reningsverk, men de varianter som finns och har använts historiskt eller internationellt är klorföreningar och ultraviolett-strålning (UV-ljus). Det är vanligare att metoderna tillämpas då vatten ska återanvändas eller inom dricksvattenverk (Baresel m fl. 2015b). Globalt sett är klorering det mest utbredda alternativet för att inaktivera patogener och undvika sjukdomsutbrott (Gómez m fl. 2006). Effekten av desinfektion bestäms främst av kontakttiden och koncentrationen för ett rent vatten, vilka multiplicerat med varandra blir ett Ct-värde (koncentration·tid) som används för dimensionering. Om en organism, som till exempel cryptosporidium, är motståndskraftig mot inaktivering genom desinfektion behövs ett högt Ct-värde. Virus och protozoer kräver generellt högre Ct-värde än bakterier. Patogena bakterier tenderar att vara känsligare än indikatorbakterierna. För avloppsvatten som innehåller mer partiklar och näringsämnen är dimensionering svårare, eftersom dessa påverkar desinfektionen negativt genom att till exempel reagera med klor (Svenskt Vatten 2011). Ozon har en allmänt saniterande effekt i vatten och kan användas som desinfektionsmedel, men behandlas inte här utan se avsnitt 2.5.1.

2.4.1 Klor

Flera olika klorföreningar kan användas för att desinficera vatten, några exempel är Cl_2 , ClO_2 , NaClO^- och NH_2Cl (Svenskt Vatten 2011). Mängden klor som behövs för att desinficera varierar beroende på vattentyp och kontaktid. Mängden ammonium i avloppsvattnet påverkar starkt dosen klor som behövs samt hur mycket restprodukter som bildas (Baresel m fl. 2015b). Övriga faktorer i vattnet som påverkar kloreffektivitet är turbiditet och suspenderade partiklar (Gómez m fl. 2006). Klor är reaktivt och när det reagerar med organiska ämnen kan klororganiska föreningar bildas som kan vara cancerogena och svårnedbrytbara. Biprodukterna utgör förmodligen en fara för människa och miljö (Svenskt Vatten 2011; Gómez m fl. 2006). Olika patogener och olika klorföreningar har varierande inaktiverande förmåga. ClO_2 är den effektivaste mot cryptosporidium medan NH_2Cl inte ger tillräcklig inaktivering för att säkerställa desinfektionseffekten (Svenskt Vatten 2011).

2.4.2 UV-ljus

UV-ljus (200-400 nm) har mycket energi och förstör mikroorganismernas DNA snabbt vilket resulterar i inaktivering och oförmåga att reproducera sig. Användning av UV-ljus resulterar normalt sett inte i kemiska restprodukter eller några andra skadliga effekter så som klor och ozon gör (Baresel m fl. 2015b). Problem har dock noterats med att UV-ljus kan reagera med nitrat som förekommer i avloppsvatten och då bildas nya föreningar, som visat sig vara mutagena (Gómez m fl. 2006). Dosering av UV-ljus, UV-dosen, beror av ljusets intensitet, Ct-värde och vattnets UV-absorbans som mäts vid våglängden 254 nm och har enheten J/m^2 (Svenskt Vatten 2011). Partiklar i vattnet minskar dess genomskinlighet för UV-ljuset varvid en sämre desinfektionseffekt erhålls (Svenskt Vatten 2011). Avloppsvattnet bör därför vara så rent som möjligt före användning av UV-ljus som

desinfektionsmetod. UV är den effektivaste metoden för inaktivering av protozoer, jämfört med klor och ozon. Detta gör att UV ger en bra allsidig desinfektion eftersom metoden även har bra effekt mot bakterier och är måttligt effektiv mot virus (Svenskt Vatten 2011). Huskvarna och Arvika kommun använder sig av UV-ljus som desinfektionsmetod på reningsverken, och ca 2 log₁₀-reduktion för E.coli och IE uppnått på båda reningsverken. Reduktionen av virus var på ca 1 log₁₀ efter analys av clostridier. Anläggningarna är bara i drift sommartid eftersom de är designade för att skydda badplatser (Bäckström m fl. 2013). Kombinerad desinfektion av vattnet med ozon (se avsnitt 2.5.1) och UV-ljus har gett allra bäst resultat då de är effektiva på olika mikroorganismer (Baresel m fl. 2015b; Svenskt Vatten 2011).

2.5 LÄKEMEDELSRENINGSMETODER

Läkemedelsrester förekommer i avloppsvatten och kan ha allvarlig påverkan på recipienten. Läkemedel är utvecklade för att vara svårnedbrytbara, så att de inte förstörs av till exempel magsyra vilket har konsekvensen att de är resistent i vatten också. Läkemedelsresterna som hamnar i avloppssystemet är en mycket heterogen grupp där varje substans har olik komposition, tålighet och reagerar olika på reningsmetoderna (Baresel m fl. 2017). Biologisk rening reducerar halterna läkemedel till en viss mån men vid höjda krav på läkemedelsavskiljning kan nya reningsmetoder behöva implementeras. De metoder som är aktuella att implementera på svenska reningsverk är främst ozon och aktivt kol, antingen pulveriserat (PAC) eller granulerat (GAC) (Hörsing m fl. 2014).

2.5.1 Ozon

Ozon (O₃) renar vatten genom att de ämnen som förekommer i det oxideras. Ozon är effektivt mot en rad svårnedbrytbara substanser och verkar desinficerande genom dels direkt oxidering av ozonet men även de hydroxylradikaler som bildas efter den initiala reaktionen kan bryta ner föreningar (Baresel m fl. 2017). Ozonering påverkar vattenkvaliteten genom att märkbart ta bort färg och odör samt öka vattnets genomskinlighet för UV-ljus. COD i vattnet minskar något, medan BOD₇ istället ökar eftersom större föreningar bryts ner till fler små (Baresel m fl. 2015b). Det vanligaste är att ozonreningen förläggs sist i reningskedjan och reningen gör anspråk på mindre yta än rening med aktivt kol. För rening av avloppsvatten med ozon behövs en ozongenerator som har styrning och nedkylningssystem, iblandningszon, en syrgasgenerator och -lagring, kontakttank, ozondestruktör och ett säkerhetssystem. Ozonreningen kräver mycket el vilket bör beaktas före implementation. Den viktigaste designaspekten är volymen på kontakttanken som även avgör uppehållstiden (Baresel m fl. 2017). En ozonanläggning är robust och reningseffektiviteten påverkas inte av drifttiden utan bara av vattenkvalitet, där höga partikelhalter till exempel har negativ inverkan (Baresel m fl. 2017). Olika doser har olika effekt främst beroende på vattnets komposition där organiskt material spelar störst roll (Antoniou m fl. 2013). Dosering av ozon för rening av läkemedel varierar även mellan olika substanser och eftersom koncentrationen av läkemedel i avloppsvattnet är heterogen krävs övervakning för att säkerställa den reningsnivå som önskas uppnås (Baresel m fl. 2017). Det förekommer arbetsmiljöproblem vid rening med ozon då ozongasen är instabil. Om temperaturen ökar kan den orsaka brand och på människor kan yttre skador på ögon och hud förekomma, samt luftvägsirritation och organskador efter långtidsexponering. Det är därför systemet behöver ha ett säkerhetssystem samt att driftpersonalen ska vara utrustade med gaslarm (Baresel m fl. 2017). Biprodukter som kan bildas vid oxidering är till exempel syreradikaler. Dessa kan ha mutagena effekter och påverka akvatiska system på annat sätt än läkemedelsresterna, varför ett reningssteg efter ozoneringen är att rekommendera för att avskilja biprodukterna. Mikrobiell nedbrytning har visat sig vara det mest effektiva varför biologiska filter, som till exempel sandfilter är vanligast (Magdeburg m fl. 2014; Baresel m fl. 2017).

Ozon desinficerar vattnet men det kan krävas större dos ozon för inaktivering än vad som krävs för läkemedel (Baresel m fl. 2017). Ozon har även en allmän oxiderande effekt och bryter ner det mesta som förekommer i vattnet, bland annat organiska ämnen som då blir mer lättillgängliga för mikroorganismer som kan få ökad tillväxt till följd av ökad mängd åtkomlig näring (Svenskt Vatten 2011). Återväxt av bakterier kan också ske om inaktiveringen inte är fullständig (Giannakis m fl. 2016). Därför bör ozondosen alltid vara tillräckligt hög så att inaktivering av patogener sker för att inte motsatt effekt ska fås av ozoneringen. Ozons desinfektionsförmåga har i ett försök gett en 4 log₁₀-reduktion för E.coli med flera mikroorganismer vilket innebär att förutom

nedbrytning av läkemedel, organiska föroreningar så är det också desinficerat (Ternes m fl. 2003). Generellt inaktiveras bakterier vid lägst dos, bakteriesporer kräver näst lägst dos följt av virus och till sist protozoer (Tabell 5) (Svenskt Vatten 2011).

Tabell 5: Ct-värden som krävs för inaktivering av mikroorganismer med ozon i dricksvatten med temperatur 4 °C (Svenskt Vatten 2011).

Organism & reduktion	Ct-värde
<i>Bakterier, 3 log</i>	0,5
<i>Virus, 3 log</i>	1,0
<i>Cryptosporidium, 2 log</i>	30

2.5.2 Aktivt kol

Läkemedelsrening med aktivt kol (GAC eller PAC) bygger på att föroreningarna adsorberas till kolet och på så vis avskiljas från avloppsvattnet (Kårelid, Larsson & Björleinius 2017). Aktivt kol kan användas på alla sorters vatten och avskiljer många sorters föroreningar. Föroreningarna avskiljs från vattnet och bryts inte ner, vilket innebär att inga biprodukter kan bildas. Det är aktivt kol-metodens största fördel jämfört med ozon och dess nackdel är att ingen desinfektion av vattnet sker (Baresel m fl. 2015b). För PAC sker en dosering av nytt pulveriserat kol, så på liknande sätt som ozon behöver en optimal dos testas fram. GAC tillsätts inte utan fungerar som ett filter och när det tappar i kapacitet behöver det regenereras eller bytas ut (Snyder m fl. 2006). Vid regenerering oxideras de organiska föroreningarna fullständigt vilket innebär att de oskadliggörs (Baresel m fl. 2015a). PAC kan doseras antingen som sista steg i reningsprocessen eller under den, till exempel under biosteget. Detta ger en hög reduktion av läkemedel men försämrar slamkvaliteten samt att regenerera PAC blir svårt när det är blandat med slam (Baresel m fl. 2015a). GAC kan designas som ett filter vars drift påminner om sandfilter med intermitterant spolning, som behöver ske relativt sällan. Effektiviteten på rening av läkemedel varierar beroende på vilket läkemedel. Ett sätt att öka kapaciteten på GAC är att installera dem i kolumner efter varandra så att de kan bytas ut eftersom och att deras fulla kapacitet kan utnyttjas. Detta sker dock till kostnad av mer yta och installationer (Baresel m fl. 2015a). Aktivt kol desinficerar inte vattnet men en viss avskiljning genom filtreringen kan ske, och på så vis kan bakteriehalter reduceras (Baresel m fl. 2015a; Dufour m fl. 2003). Det finns dock problem med att vid spolning och rengöring av filtret så frigörs adsorberat material vilket innebär att halten mikroorganismer i utgående vatten tillfälligt ökar istället (Baresel m fl. 2015a).

2.6 BRÄDDNING OCH PÅVERKAN PÅ MIKROBIOLOGISK STATUS

När flödet på ledningsnätet eller i reningsverket överstiger kapaciteten kan avloppsvattnet ledas direkt ut i recipienten utan rening vilket kallas att vattnet bräddas. Den vanligaste orsaken till bräddning är vid kraftiga regn eller felkopplingar av dagvattenledningar. Driftproblem och tillfälliga avbrott i reningsverk eller pumpstationer kan också vara en anledning till att avloppsvattnet bräddas (Åström & Pettersson 2007). Bräddning inom ett reningsverk sker oftast efter den mekaniska reningen, eftersom det är den biologiska reningen som är känslig för höga flöden. Vid för höga flöden kan slamflykt och utspolning av kvävereducerande mikroorganismer ske och reningen blir då försämrad en lång tid (Åström & Pettersson 2007). Bräddavlopp bör utformas så att översvämning undviks men även undvika utsläpp av onödigt mycket vatten. Bräddavloppet kan utformas så att mekanisk rening sker i viss mån genom att ha ett rengaller. Rengallret påverkar dock inte koncentrationen mikroorganismer i avloppsvattnet (Åström & Pettersson 2007).

Åström & Pettersson (2007) fann i sin studie av Göta älv en koppling mellan bräddning och ökad koncentration av *E.coli* nedströms bräddningsplatsen. Då bräddningen pågick en längre tid och därmed större volymer släpptes ut blev trenden tydligare. Ökning av *E.coli* fanns vid ett par tillfällen även utan att bräddning skett (Åström & Pettersson 2007). I Helsingborg har DHI undersökt och modellerat potentiella källor till kontaminering i havet som kan leda till tjänlig med anmärkning eller otjänlig badvattenkvalitet. Bräddning till följd av kraftiga regnskurar från de kommunala reningsverken identifierades som den främsta orsaken till otjänligt badvatten (DHI 2016). För modellering av spridning av indikatororganismerna från bräddvatten har DHI använt

koncentrationerna 10^6 CFU/100ml för E.coli och $0,17 \cdot 10^6$ CFU/100ml för IE. Hur recipienten påverkas av ett bräddvattenutsläpp beror på flera saker, bland annat om det är insjö eller kustområde (Wennberg, Nordlander & Hernebring 2017). I insjöar är det troligen sommartid då recipienten har låga flöden som en bräddning ger störst effekt på vattenkvalitet. I havet, där mängden vatten inte varierar på samma sätt, är det total mängd utsläppt bräddvatten som är viktigast (Wennberg, Nordlander & Hernebring 2017).

Bräddning som sker till följd av kraftiga regnskurar innebär också att föroreningar kan transporteras med avrinningen direkt till recipienten. När avrinningen ökar från omgivande marker ökar sjöns innehåll av partiklar och organiskt materiel (Nellis, Harrington & Wu 1998). Källor till spridning av mikroorganismer via avrinning är främst från tama och vilda djurs avföring (Selvakumar & Borst 2006). Beroende på markanvändning sprids olika mängd av mikroorganismer och partiklar. Enterokocker sprids i större utsträckning från lantbrukslandskap med betesdjur där halterna kan nå upp till 6600 CFU/100ml, för tätbefolkade områden är koncentrationen istället maximalt 5000 CFU/100ml. E.coli sprids med avrinningen med koncentrationer omkring 4000 CFU/100ml från tre olika typer av områden; tätbefolkade, mindre tätbefolkade och lantbrukslandskap (Selvakumar & Borst 2006). Totala belastningen är dock alltid högre från tätbefolkade områden eftersom vattenflödet är större när vattnet inte kan infiltrera. Studien visade även på signifikant skillnad mellan årstider, där sommaren har högst koncentrationer av E.coli och våren högst koncentration av IE (Selvakumar & Borst 2006).

2.7 MIKROBIOLOGISKA BARRIÄRER I DRICKSVATTENVERK

Dricksvattenverk är främst designade för att ta bort mikroorganismer, eftersom spridning av vattenburna sjukdomar är den allvarligaste risken med dricksvattenförsörjning. För att hålla koll så att detta inte sker mäts råvattnet och utgående vattens innehåll av mikroorganismer. Det finns krav från Livsmedelsverket på hur många mikrobiologiska barriärer som vattenverket måste ha, baserat på just råvattnets kvalitet (Svenskt Vatten 2011). Barriärer är ett ord för ett fysiskt eller kemiskt hinder och ett dricksvattenverk ska ha tillräckligt många barriärer för att leverera ett säkert dricksvatten utan mikroorganismer som utgör hälsorisk (Svenskt Vatten 2015b). En barriär bygger på en av reningsprinciperna avskiljning eller inaktivering. Enligt Livsmedelsverket räknas kort konstgjord infiltration, kemisk fällning med filtrering, långsamfiltrering eller filtrering genom membran (porvidd $\leq 0,1 \mu\text{m}$) samt primär desinfektion som mikrobiologiska barriärer. Den vanligaste avskiljningsmetoden är kemisk fällning med filtrering (Svenskt Vatten 2011), en metod som liknar det som även används på en del avloppsreningsverk. DynaSand är en variant på fällning och filtrering som kan användas inom dricksvattenverk som en barriär (Svenskt Vatten 2010). Reningen blir säkrast och effektivast om minst en avskiljande och minst en desinficerande metod används (Svenskt Vatten 2015b). Mikrosilar, som till exempel skivfilter, klassas inte som en mikrobiologisk barriär utan används främst före långsam- och snabbfilter för att minska risken att dessa sätts igen och behöver spolats ofta (Svenskt Vatten 2010). För att desinfektion med ozon ska räknas som mikrobiologisk barriär rekommenderas i Norge Ct-värden på 2 mg·min/l för bakterier och virus och 50 mg·min/l för cryptosporidium (Svenskt Vatten 2011).

3 MATERIAL OCH METODER

3.1 BESKRIVNING AV RENINGSVERKEN

De reningsverk som medverkat och bidragit till examensarbetet är Kungsängsverket i Västerås, som ägs och drivs av Mälarenergi AB, och som delat med sig av redan befintliga provtagningsdata på utgående vatten. Gamleby ARV i Västerviks kommun och Påslunds ARV i Värnamo kommun har bidragit genom att tillåta och assistera vid provtagning på deras reningsverk för undersökningen av hur olika reningssteg presterar avseende avskiljning av mikroorganismer.

3.1.1 Kungsängsverket, Mälarenergi

Kungsängsverket tar emot vatten från hela Västerås och har ett genomsnittligt inflöde på 2500 m³/h. Kungsängsverket har varit i drift sedan 1938 med flertalet utbyggnader sen driftstarten. 1965 byggdes en aktiv slamläggning och den kemiska fällning för att reducera utsläppen av fosfor togs i drift 1972. Den senaste renoveringen (1997) var att aktiv slamprocessen komplementerades med kvävereduktion (Mälarenergi u.å.). På Kungsängsverket är mekanisk rening kombinerad med kemisk rening. Utformningen är att först sker förfällning med järnsulfat följt av fyra rens-galler med spaltvidd på 3 mm, två luftade sandfång och sedan försedimentering i 18 bassänger. Biologiska reningen är kväverening i 12 luftade biobassänger som har en kapacitet på 5400 m³/h. Eftersedimentering sker i 18 bassänger där även polymer tillsätts (Mälarenergi u.å.). Avloppsvattnet avleds till Mälaren, men innan utsläpp sker finns en värmepump där fjärrvärme eller -kyla kan utvinnas ur avloppsvattnet. Genom rötning av slammet bildas biogas och slammet används även till jordbruk och täckning av deponier (Mälarenergi u.å.).

3.1.2 Påslunds ARV, Värnamo Kommun

Påslunds ARV, beläget i Värnamo Kommun som också är ansvariga för driften, är dimensionerat för 31 000 pe och ett maximalt flöde på 600 m³/h (Sweco 2015). Nuvarande flöde är enligt driftpersonalen omkring 4500 m³/d eller 190 m³/h. Påslund är ett nytt reningsverk som togs i drift 2015. Den mekaniska reningen består av rens-galler, sandfång och försedimentering (4 bassänger). Påslund har även en katastrofdamm som kan ta emot och lagra vatten vid höga flöden efter försedimenteringen för att minska risken för bräddning. Det biologiska reningssteget är kombinerad kväve och fosforrening i två identiska bassänger (Sweco 2015). Kvävereningen sker genom fördenitrifikation, bassängerna har både luftade och oluftade delar (Figur 6). Uppehållstid för avloppsvattnet i biobassängerna är 24-26 h. Slammets uppehållstid är omkring 10 dagar. Efter biologisk rening sedimenterar slammet och återförs. Slutrening tillämpas efter det biologiska steget med DynaSand-filter (24 enheter) som implementerats för att öka partikel och fosforavskiljningen. I inloppet till DynaSand-filtret tillsätts fällningskemikalien Ecoflock. Spolvattnet från DynaSand-filtret leds till lamellsedimentering där polymer tillsätts. Utgående spolvatten från lamellsedimenteringen leds tillbaka till DynaSand-filtret vid normala flöden (Sweco 2015).



(a) En av försedimenta- (b) En av biobassängerna med biologisk kväve och fos- (c) Några av DynaSand-
tionsbassängerna. forreduktion. filterenheter.

Figur 6: Bilder på reningsprocesserna som används på Påslunds ARV. Foto: Diana Arvidsson

3.1.3 Gamleby ARV, Västervik Miljö & Energi

Gamleby ARV, beläget i Västerviks kommun och drivs av Västervik Miljö & Energi byggdes 1972 och dimensionerades för 5800 pe. Genomsnittligt flöde är $70 \text{ m}^3/\text{h}$. En totalrenovering genomfördes 2014-2015 (Västervik Miljö & Energi 2017). Mekaniska reningen består endast av galler och sandfång, ingen försedimentering. Biologiska reningen består av en aktivslamdel som är uppdelad i zoner där luftning regleras efter utgående koncentration av ammonium och nitrat. Slammets uppehållstid är ca 7 dagar. Biobädd i form av plastbärare i slutan tank används för efterdenitrifikation efter ASP. Biobädden är en så kallad MBBR, *Moving Bed Biofilm Reactor*. Slutrening sker med två stycken skivfilterenheter, med 10 skivor vardera, där fällningskemikalie tillsätts i inloppet (Västervik Miljö & Energi 2017). Skivfilterna har en porstorlek på $20 \mu\text{m}$ och dysor på varje filter som spolar filtren vid igensättning (Figur 7).



(a) Automatiskt reglerad ASP, första (b) De två skivfilterenheter, stäng- (c) Öppet skivfilter med 10 skivor
delen i biosteget. da. och dysor på varje skiva.

Figur 7: Första delen av biosteget (MBBR saknas på bild) samt skivfiltren som används på Gamleby ARV. Foto: Diana Arvidsson

3.2 PROVTAGNING, TILLGÄNGLIG DATA OCH DATABEARBETNING

Kungsängsverket har bidragit med en längre dataserie med prover, tagna av deras processingenjör med 1-2 veckors frekvens under åren 2015-2017. Totalt fanns 101 värden av respektive parameter. Det analyserade parametrarna som använts är E.coli, IE, suspenderande ämnen, BOD_7 , total kväve, total fosfor, pH samt järn. Flöde och nederbörd har också använts vilka noterats på reningsverket vid samma tid som provtagningen. Värden som var under detektionsgränsen eller överskred maximal gräns sattes till detta min eller max-värde. Exempel för

E.coli är att >100 000 CFU/100ml sattes till 100 000 CFU/100ml. Dataserien från Mälarenergi har använts för att undersöka samband mellan vattenegenskaper och mikroorganismerna, se avsnitt 3.3.2 och 3.3.3.

Den provtagning som skett i examensarbetet utfördes 8, 10 samt 11 juli 2019 på Påslunds ARV och 9-11 juli på Gamlebys ARV. På båda reningsverken togs prover i tre dagar och på tre ställen i reningsverket. På Påslunds ARV togs proverna efter försedimentation, biosteg och sandfilter. På Gamleby ARV togs proverna efter rens-galler (inkommande vatten), biosteg och skivfilter. Provtagning skedde efter samtliga reningssteg och där olika linjer användes togs proverna där linjerna gått ihop så ingen jämförelse mellan till exempel olika filter har kunnat göras. Samtliga prover togs i tre upplagor, triplikat, för att få ett mer representativt underlag. Proverna som tagits har använts till att beräkna och jämföra reduktionen för olika reningssteg samt för referensutsläpp till känslighetsanalysen och till fallstudien.

3.2.1 Laborationsmetodik

SYNLAB:s ackrediterade laboratorium anlätades för att utföra analysen på mikroorganismerna. SYNLAB använder sig av standardmetoden S028167-2 MF (membranfilter) för att analysera E.coli. På grund av höga koncentrationer i avloppsvattnet späds proverna före analys. SYNLAB analyserar IE med standardmetoden SS-EN ISO 7899-2 som använder membranfiltrering för detektion och räkning av IE. Även dessa prover späds. Maximalt detektionsvärde på analyserna är trots utspädning 100 000 CFU/100 ml och lägsta detektionsvärdet är 10 CFU/100 ml.

3.2.2 Beräkning av reduceringseffektivitet och Log-reduktion

Ett reningsstegs effektivitet vad gäller att avskilja oönskade partiklar, såsom bakterier eller näringsämnen, kan beräknas med reduktionseffektiviteten, *Eff*. I examensarbetet beräknades reduktionseffektiviteten för de båda indikatororganismerna över de reningssteg som provtagits. Reduktionseffektiviteten beräknas genom att jämföra inflödeskoncentrationer med utflödeskoncentrationer (Ekvation 1).

$$Eff = \frac{C_{inflöde} - C_{utflöde}}{C_{inflöde}} \cdot 100\% \quad (1)$$

Log₁₀-reduktionen beräknades också för indikatororganismerna över reningsstegen enligt Ekvation 2. Sambandet mellan reduceringseffektivitet i % och uttryckt som log₁₀-reduktion är att 1 log₁₀ = 90%, 2 log = 99% etcetera (Svenskt Vatten 2015b).

$$Log_{10} - reduktion = \log_{10} \frac{C_{inflöde}}{C_{utflöde}} \quad (2)$$

Reningsseffektiviteten i % och som log₁₀-reduktion har räknats för båda reningsverkens samtliga dagar för biostegen och för filtren. Ett medelvärde för de tre dagarna för varje reningssteg beräknades.

3.3 STATISTISKA ANALYSER

Statistiska analyser har använts för att utvärdera och jämföra analysdata. Ett vanligt förhållningssätt i statistik är att använda sig av nollhypoteser för att se om datan på ett kvantitativt sätt kan fastslå den eller om den förkastas (Helsel & Hirsch 2002). Nollhypotesen är det som antas vara sant tills motsatsen bevisats. I samtliga tester har signifikansnivån 95% (p = 0,05) använts. P-värdet är ett mått på hur starkt bevisen för att något är korrekt är, så att förkasta en hypotes görs med en viss risk (p-värdet) för att så inte är fallet (Helsel & Hirsch 2002). p < 0,05 innebar att nollhypotesen kunde förkastas med konfidens på 95%. Programvaran som användes för att utföra de statistiska analyserna var *R Studio* samt *Microsoft Excel*.

3.3.1 Grundläggande statistiska analyser

Bestämning av en dataseries position görs ofta genom att använda medelvärde eller median och dess spridning beskrivs med standardavvikelse eller interquartile range (IQR). Medelvärde används tillsammans med standardavvikelse om data är normalfördelad (se nedan). Om det, som det ofta gör i miljödata, förekommer outliers är

median och IQR lämpligare för att beskriva datasetet (Helsel & Hirsch 2002). IQR är de 50% data som ligger i mitten av det sorterade datasetet, vilket innebär den 75:e percentilen minus den 25:e. För att illustrera miljödata är boxplots lämpliga att använda då det i boxplotten syns median, IQR, om datan är viktad åt något håll samt outliers (Helsel & Hirsch 2002).

En dataserie fördelning är viktig för att välja rätt statistiska tester, då parametriska tester endast kan användas på normalfördelad data. Normalfördelning är när värdena är jämnt utspridda runt ett medelvärde med färre och färre värden ju längre från medelvärdet. En vanlig metod för att testa normalfördelning är *Shapiro Wilk test* som har nollhypotesen att data är normalfördelad. Det medför att $p < 0,05$ innebär att data inte är normalfördelad. $p > 0,05$ innebär inte att data säkert är normalfördelad utan bara att normalfördelning inte kan förkastas, vilket gäller särskilt för dataserier med få värden (Helsel & Hirsch 2002).

3.3.2 Kendalls Tau

Kendalls Tau (τ) användes för att undersöka om det finns ett samband mellan indikatororganismerna och suspenderade ämnen och/eller BOD_7 i avloppsvattnet. Kendalls τ är ett icke parametriskt test av korrelation, och passar därmed för data som inte är normalfördelad. Värdet på τ beskriver hur starkt sambandet är mellan två parametrar. $\tau \geq 0,7$ innebär ett starkt samband. Fördelar med att använda Kendalls τ är att metoden inte påverkas av outliers samt undersöker både linjära och icke linjära samband (Helsel & Hirsch 2002). Nollhypotesen för Kendalls τ är att ingen korrelation finns mellan de undersökta parametrarna ($\tau = 0$). $p < 0,05$ innebär därmed att ett signifikant samband finns och då kan τ användas för att värdera dess styrka. τ beräknas genom att först sortera alla värden från lägsta till högsta för en av parametrarna i paret (x). Efter det kan τ beräknas med ekvation 3 där S är differensen mellan antalet gånger x ökar samtidigt som den andra parametern (y) ökar och antal gånger x ökar medans y minskar i värde (Helsel & Hirsch 2002).

$$\tau = \frac{S}{n(n-1)/2} \quad (3)$$

3.3.3 Partial Least Squares

Dataserien ifrån Kungsängsverket undersöktes med Partial Least Squares (PLS) i *R Studio* för att se om någon av parametrarna kan användas för att modellera koncentration av indikatororganismerna. Från reningsverket användes mätvärden på total kväve, total fosfor, järn, susp, BOD_7 , pH, flöde och nederbörd. Lufttemperatur för de aktuella datumen hämtades från SMHI, station 96350 och värdet kl 18 användes för respektive datum. PLS är en variant på regression, där flera variabler tas i beaktande för att hitta vilken eller vilka av de förklarande variablerna som bäst beskriver responsvariabeln (Tobias 1995). Till skillnad mot vanlig multipel regression så detekterar PLS vilka parametrar som är latenta, det vill säga inte bidrar till resultatet, och bygger då inte regressionsmodellen på dessa. PLS används för att kunna predikera ett väntat värde beroende på de förklarande variablerna men förhållandet mellan dessa undersöks inte (Tobias 1995). Resultatet från PLS ges som en ranking på hur de olika förklarande variablerna beskriver responsvariabeln i förhållande till varandra. PLS är en statistisk prediktionsmetod som fungerar för data som inte är normalfördelad. PLS använder sig inte av nollhypoteser (p -värden) som de andra statistiska analyserna utan är ett undersökande verktyg istället för hypotestestande.

Resultatet från en PLS-analys kan erhållas som en så kallad *korrelationscirkel* vilket visar i en två dimensionell yta hur nära relaterade två parametrar är. För positiv korrelation så är parametrarna bredvid varandra och för negativ korrelation är de i motsatta kvadranter av cirkeln (STHDA 2017). Riktningen på parametrarna berättar om de varierar samstämmigt och längden på strecken är indikation på hur bra modelleringen av respektive parameter är, där ju närmre cirkeln desto bättre. Den mest använda bedömningen för en PLS-modells prediktiva förmåga är Q^2 , även kallad *leave-one-out cross-validated R^2* ($LOO\ CV\ R^2$) (Golbraikh & Tropsha 2002). Q^2 beskriver, på samma sätt som R^2 i linjär regression, hur mycket av variansen i modellresultatet som kan förklaras. Ett högt Q^2 , ungefär $Q^2 \geq 0,5$, är ofta ett tecken på att modellen är robust och prediktiv (Golbraikh & Tropsha 2002).

För att testa PLS-analysens prediktiva förmåga tränades modellen på 80% av datan och sedan kördes den på resterande 20%. För datasetet från Kungsängsverket innebär det att de första 80 mättagarna användes till att träna modellen och mättagarna 81-102 användes för att köra modellen. Metoden som användes för att validera PLS-modellen var åter LOO CV. För att välja optimalt antal komponenter för beräkningen används *Root Mean Squared Error of Prediction* (RMSEP). Av RMSEP fås *CV* och *adjCV* som är olika korsvalideringsuppskattningar och skillnaden är att *adjCV* är biakorrigerad (Mevik & Wehrens 2019). RMSEP bedöms lättast genom att titta på värdena visuellt och på så vis finna vilket antal komponenter i PLS-analysen som ger lägst RMSEP, vilket är det önskvärda (Mevik & Wehrens 2019). När ett antal komponenter har valts görs en prediktion. De beräknade koncentrationerna för E.coli och IE jämfördes med de uppmätta sista 20% genom att räkna ut differensen och dess median och IQR. En plot för visuell jämförelse skapades också.

3.4 OZONS REDUCERINGSFÖRMÅGA PÅ MIKROORGANISMER

En mindre studie om ozons reduceringsförmåga på mikroorganismer har utförts. Tillgång på data är begränsad eftersom ingen läkemedelsrening med ozon ännu är i kontinuerlig drift i Sverige. Sammanställning av data på vilka doser som under pilotförsök använts för läkemedelsrening har gjorts med litteraturstudier och i de fall där även mikroorganismer har mätts före och efter behandlingen har detta sammanställts för att kunna beräkna en \log_{10} -reduktion (Ekvation 2). Ozondoser, Ct-värden och reduktionen av mikroorganismer i avloppsvatten har jämförts med vilka doser som krävs för reduktion av mikroorganismer i vattenverk. Detta har genomförts för att se om forskning på ozondesinfektion av dricksvatten, vilket det finns mer av än på avloppsvatten, även går att tillämpa på avloppsvatten.

Då studier visar att organiskt material i avloppsvattnet påverkar hur mycket ozon som krävs för inaktivering (Xu m fl. 2002; Margot m fl. 2013; Antoniou m fl. 2013) har mätserien från Mälarenergi använts för att undersöka halter och variation av TOC i det renade avloppsvattnet. TOC används som en approximation för DOC, eftersom i råvatten som ska bli dricksvatten har endast försumbar skillnad på koncentration TOC och DOC i vattnet detekterats (Köhler & Lavonen 2015). Anledningen att organiskt material påverkar hur mycket ozon som behöver tillsättas beror på att ozonets starka oxidationskraft även oxiderar och bryter ner det organiska materialet vilket gör att det förbrukas snabbt och högre dos behöver tillsättas för att uppnå desinfektionseffekt (Svenskt Vatten 2010). En undersökning över huruvida flöde och TOC korrelerar i avloppsvattnet från Mälarenergi görs för att undersöka om det är tillförlitligt att dosera efter flöde som är den vanligaste metoden eftersom kontinuerlig mätning av flöde är lättare än kontinuerlig mätning av TOC.

3.5 AVDÖDNING I RECIPIENT

Avdödningen samt spridningen av indikatororganismerna i avloppsvattnet när det når recipienten kan beskrivas på flera sätt, här har en statisk ekvation som beskriver första ordningens kinetik använts. Formeln är en sammansättning av de olika ekvationer som enligt Erichsen m fl. (2006) beskriver avdödningen i ljusa respektive mörka förhållanden. Ljusförhållanden är av stor vikt eftersom solljus är viktig för avdödningen, varför två olika värden för avdödningskonstanten k finns, k_m och k_l (Erichsen m fl. 2006). Den delen av exponentuttrycket som beskriver avdödningen i ljus har fler termer eftersom solljusets effekt beror på siktdjup och salinitet. Sammansättningen av ekvationerna i Erichsen m fl. (2006) ger ekvation 4 samt 5 (Sweco 2018a). Det är väsentligen samma ekvation med undantaget att IE bryts ner hälften så snabbt. Konstanterna i ekvationerna förklaras i Tabell 6 med värden och variabelernas innerbörd förklaras. Värdena på variablerna anpassas dock för varje undersökning, se avsnitt 3.5.1 samt 3.5.2.

$$C_{E.coli} = C_{E.coli,0} \cdot e^{(-((a_T \cdot T - k_{m0}) + (S_m \cdot \frac{(b_T T + K_{L0})}{(a \cdot S_m - \frac{1}{a} \cdot S)}) \cdot (I_0 \cdot e^{-(-\ln(0,15/SD)) \cdot z}))) \cdot t} \quad (4)$$

$$C_{IE} = C_{IE,0} \cdot e^{(-0,5((a_T \cdot T - k_{m0}) + (S_m \cdot \frac{(b_T T + K_{L0})}{(a \cdot S_m - \frac{1}{a} \cdot S)}) \cdot (I_0 \cdot e^{-(-\ln(0,15/SD)) \cdot z}))) \cdot t} \quad (5)$$

Tabell 6: Beskrivning av konstanterna i ekvation 4 och 5 i översta halvan av tabellen. Konstanterna är hämtade från Erichsen m. fl (2006). Övriga parametrar i ekvationerna är variabler och förklaras i nedre halvan av tabellen men deras värden anpassas efter varje undersökning.

	Värde	Förklaring
a_T [1/(°C·h)]	0,002425	Temperaturberoende för reaktion i mörker
b_T [m ² /(W·h·°C)]	0,133·10 ⁻³	Temperaturberoende för reaktion i ljus
S_m [psu]	34,5	Salinitet, referens
a [-]	1,54	Salinitet, korrektion
k_{m0} [1/h]	0,00826	Initial avdödningshastighet för reaktion i mörker
K_{L0} [m ² /(W·h)]	2,124·10 ⁻³	Initial avdödningshastighet för reaktion i ljus
C_0 [CFU/100ml]	-	Utsläppskoncentration av E.coli eller IE
I_0 [W/m ²]	-	Solinstrålning
T [°C]	-	Vattentemperatur
SD [m]	-	Siktdjup
t [h]	-	Transporttid
S [psu]	-	Salinitet

3.5.1 Känslighetsanalys

Känslighetsanalys kan utföras på en modell eller en formel för att veta hur resultatet är beroende av de parametrar som används. En känslighetsanalys på ekvation 4 utfördes för att se vilken parameter som påverkar koncentrationen av E.coli mest, vid typiska svenska sommarvärden på variablerna. Ekvation 5 används inte då den dels är mer osäker och dels ger samma resultat. Känslighetsanalysen utfördes genom att ändra variablerna (C_0 , I_0 , T , SD , t och S) utifrån ett standardvärde mellan ett lågt och högt alternativ. Att en parameter varierades i taget gör att det är en lokal känslighetsanalys och resultatet gäller enbart vid just denna specifika variabeluppsättning. I intervallet mellan högt och lågt värde beräknades flera punkter, totalt 10 punkter med jämna intervall, för att kunna presentera en graf för varje parameter på hur påverkan på indikatororganismernas koncentration ser ut. Hur $C_{E.coli}$ påverkades av förändring av variablerna ger en indikation om vilken parameter som är viktigast för avdödningshastigheten. Varje alternativ beräknades för djupet (z) 0 m samt 3 m och på dessa värden togs ett medelvärde för att få en uppskattning på koncentrationen i djupprofilen. Indikatororganismerna bryts ner mycket snabbare vid ytan än på djupet vilket är anledningen till att denna metod användes istället för att direkt beräkna på djupet 1,5 m.

De olika variablernas intervall och medelvärde bestämdes på olika sätt. Utsläppskoncentration, C_0 , är en uppskattning utifrån studiens provtagning. Standardvärdet är koncentrationen på vatten som släpps ut direkt efter konventionell biologisk rening, proverna från Påslunds ARV. Koncentrationen är på utgående avloppsvatten utan utspädning eftersom utspädningen varierar mycket mellan olika vattendrag och sjöar och i undersökningen är det avdödningshastighet, inte utspädning som är av intresse. Intervallet för solinstrålning, I_0 , bestämdes genom inspektion av SMHI:s graf över globalinstrålning i Stockholm mellan 1983-2014 (SMHI u.å.). Standard sattes till 250 W/m², eftersom det är ungefärligt dygnsmedel på sommaren då badsäsongen infinner sig. Högsta värdet sattes till 400 W/m² och lägsta till 100 W/m². För temperatur, T , och siktdjup, SD , användes data ifrån SLU:s Datavärdsrapport för sjöar och vattendrag. Data från samtliga sjöar i Mellansverige användes. Det innebär alla sjöar i Värmlands, Dalarnas, Gävleborgs, Uppsala, Södermanlands, Östergötalands, Örebro, Västmanlands och Stockholms län. Provtagningsdata från sjöarna under månaderna juni-augusti användes, då den officiella badsäsongen är (Havs- och Vattenmyndigheten 2013). På de mätvärden som fanns för sjöarna under sommaren togs ett medelvärde (15°C respektive 2,5 m) för att få standardvärdet till känslighetsanalysen. Sedan beräknades för temperatur och siktdjup den 95e (22°C och 5,5 m) och 5e percentilen (6°C och 0,5 m) för att ge ett högsta och ett lägsta värde till känslighetsanalysen. För transporttid, t , valdes lägsta värdet till 0, standard till 72 h och högsta som 168 h (7 dagar) då detta antogs vara ett representativt intervall. Salinitet, S , har samma lägsta värde och standardvärde eftersom resten av undersökningen är riktad mot insjöar. För att undersöka salinitetens

påverkan valdes högsta värdet 35 psu, motsvarande svenska västkusten (Havet.nu u.å.).

Tabell 7: Beskrivning av variablerna i ekvation 4 och 5 och hur de anpassats för att göra känslighetsanalys över avdödning i sjöar i Mellansverige. Standardvärdena är det som används när en annan parameter undersöks.

	Låg	Standard	Hög	Förklaring
$C_{E.coli,0}$ [CFU/100ml]	1 000	45 000	100 000	Utsläppskoncentration, provtagning
I_0 [W/m ²]	100	250	400	Solinstrålning, SMHI
T [°C]	6	15	22	Vattentemperatur, SLU Datavårdskap
SD [m]	0,5	2,5	5,5	Siktdjup, SLU Datavårdskap
t [h]	0	72	168	Tid från utsläppspunkt till sjön, uppskattning
S [psu]	0	0	35	Salinitet, havet.nu

3.5.2 Fallstudie: Svinnegarnsviken

Enköpings kommun ska bygga ett nytt reningsverk vilket ligger 1,5 km längre nedströms än det nuvarande vilket innebär att kortare tid för avdödning och omblandning i Enköpingsån innan vattnet når Svinnegarnsviken där Bredsands Camping med badplats ligger (Figur 8). Badplatsens vattenkvalitet kan vara hotad av spridning av mikroorganismer från det nya reningsverket, främst när flödet i reningsverket är så högt att vattnet måste bräddas och släppas ut delvis orenat (Sweco 2018a). Det nya reningsverket är dimensionerat för ett flöde på 500 m³/h och ett maximalt flöde på 2400 m³/h, eftersom detta är pumpstationens kapacitet. Reningsverkets mekaniska rening kommer att bestå av rensgaller, sandfång och fyra försedimenteringsbassänger varav två har möjlighet till förfällning som kan användas vid bräddning. Alla steg i mekaniska reningen är dimensionerade för att klara det maximala flödet. Den biologiska reningen planeras till att bestå av två biosteg med kvävereduktion, vardera med kapacitet på 500 m³/h. Slutligen sker rening med fyra skivfilter med fällning före, där varje enhet byggs för en kapacitet på 250 m³/h. Vid eventuell bräddning är det efter mekanisk rening som vattnet kan behöva ledas förbi den biologiska reningen, antingen direkt till recipienten eller via skivfiltren beroende på hur anläggningen konstrueras. Förbildningen har en kapacitet på 1400 m³/h. Höga flöden utreds för när ett biologiskt steg dessutom är ur drift, till exempel på grund av reparation, så att enbart 500 m³/h kan renas biologiskt. Detta görs för att skapa ett värsta möjliga scenario för hur stort ett mikrobiologiskt utsläpp kan bli från Enköpings ARV.

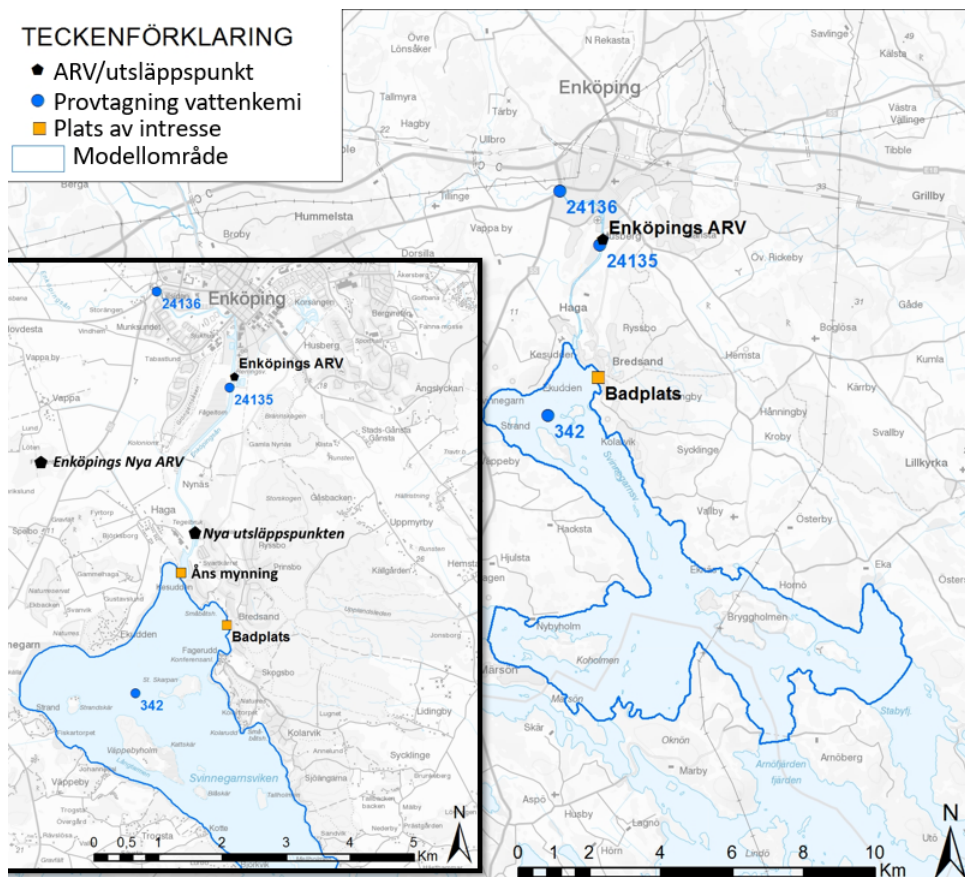
Koncentration av indikatororganismerna beräknas med hjälp av den utgående koncentrationen från biosteget på Pålslunds ARV eftersom det liknar det som är planerat till Enköpings ARV. På detta värde tillämpas reduktionen från skivfiltren på Gamleby ARV. Det erhållna värdet från uträkningen används som utgående koncentration för de 500 m³/h som renas fullständigt för alla scenarion. Reduktion i försedimentation med fällning beräknas för det vatten som bräddas, där en reduktion på 75 % antas för både E.coli och IE, lägre än medelvärdet men innanför standardavvikelsen från Zhang & Farahbaksh (2007) studie. Inkommande koncentration till reningsverket i CFU/100 ml sätts till 10⁶ för E.coli och 0,17·10⁶ för IE då det används av DHI för modellering av indikatororganismer från bräddvattenavlopp (DHI 2016). Samma inflödeskoncentration används för båda bräddningsscenariona trots att fraktionen avloppsvatten inte förändras när det späds ut ytterligare med dagvatten. Detta antagande görs för att reduceringsförmågan i försedimentationen bör minska när koncentrationen av suspenderade partiklar minskar, vilket innebär en kompensation för höga invärden (Flapper m fl. 2012). De scenarion och utsläpp som beräknats för Enköpings nya ARV är;

- Normalt flöde, 500 m³/h som renas fullständigt.
- Högt flöde, 1000 m³/h. 500 m³/h renas fullständigt, resterande 500 m³/h enbart försedimentation med fällning.
- Högt flöde, 1000 m³/h. 500 m³/h renas fullständigt, resterande 500 m³/h renas med försedimentation med fällning och filtreras av skivfiltren.
- Extremt högt flöde 1900 m³/h. 500 m³/h renas fullständigt. 1400 m³/h renas endast med försedimentation med fällning.

- Extremt högt flöde, 1900 m³/h. 500 m³/h renas fullständigt. Ytterligare 500 m³/h renas med försedimentation med fällning och filtreras av skivfiltren. Resterande 900 m³/h renas endast med försedimentation med fällning.

Utsläppen beräknas om till flöde av indikatororganismerna (CFU/s) och sedan till koncentration (CFU/100ml) där avloppsvattnet blandas med åns vatten. Utifrån denna koncentration vid utsläppspunkten kan spädnings i ån beräknas och fullständig omblandning antas. En enklare modellering av indikatororganismernas utspädning och transport till Svinnegarnsviken har utförts med ekvation 4 och 5. Ån muddras till 3 m djup och är 35 m bred och dess area är 75 m³ (Sweco 2018a). Medelflödet i ån sommartid är 0,54 m³/s enligt SMHI S-Hype vilket ger en medelhastighet på 0,0072 m/s. Avståndet från det nya reningsverket till åns mynning är 500 m vilket vid medelflöde i ån tar 19,3 h. Flödet i ån påverkar utsläppskoncentrationen till Svinnegarnsviken endast i viss mån, eftersom högre flöde ger mer utspädning men även snabbare transporttid vilket gör att mindre avdödning hinner ske (Sweco 2018a). Därför har enbart medelflödet använts för beräkningarna i fallstudien.

Transport från Enköpingsåns mynning till badplatsen i Bredsand har beräknats ta 2 dygn när strömningarna går ogynnsamt, det vill säga mot badplatsen så transporten går snabbt (Sweco 2018b). Beräkningen har gjorts med en hydrodynamisk beräkningsmodell (*TELEMAC 3D*) med modellområde definierat i Figur 8. Modelleringen är dynamisk och det är omöjligt att veta hur transporten kommer gå när bräddning på reningsverket sker. Utspädningen, 10 gånger från åns koncentration, har även den bestämts med hjälp av *TELEMAC 3D* och flödesberäkningarna. Utspädningen är väldigt låg på grund av att viken är trång och vattnet relativt stillastående, i jämförelse med kustvatten. De värden som använts på variablerna för Svinnegarnsviken (Tabell 8) är satt till sommarvärden, då badplatsen används, och är samma för både ån och viken. I₀, T, SD och z har hämtats från Swecos undersökning 2018, där solinstrålning är från globalstrålning Stockholm (SMHI u.å.) och temperatur och siktdjup är medelvärden för Svinnegarnsviken från SLU:s Datavärdskap. Djupet, z, har beräknats vid ytan (0 m) och vid 3 m djup, vilket är medeldjupet i viken mellan utsläpp och badplats. Medelvärdet på dessa två har sedan tagits för att få ett värde som är någorlunda representativt för djupprofilen. Undersökningen har gjorts på normala förhållanden i vik och å, det vill säga inte vid de mest ogynnsamma värdena som är tänkbara under badsäsong.



Figur 8: Två kartor, varav en förstoring av det aktuella området, med det nuvarande och det planerade reningsverket. Det nya reningsverkets utsläppspunkt är markerad och placeringen i förhållande till åns mynning och badplatsen vid Bredsands Camping syns. Provtagningspunkter för vattenkemi samt modellområdet som används i *TELEMAC 3D* för modellering av vattentransport är markerat. Kartor från Sweco, anpassade för att passa fallstudien.

Tabell 8: Beskrivning av variablerna i ekvation 4 och 5 och hur de valts för att göra beräkningen av spridning i Svinnegarnsviken (Sweco 2018a). Eftersom det är på sommaren som badplatsen används och därmed även då som den mikrobiologiska kvalitén är av intresse, så är värdena valda utifrån mätningar sommartid.

	Värde	Förklaring
I_0 [W/m^2]	220	Solinstrålning, SMHI
T [$^{\circ}C$]	15,5	Vattentemperatur, SLU Datavärdskap
SD [m]	1,25	Siktdjup, SLU Datavärdskap
z [m]	0-3	Djup där halten undersöks
t_1 [h]	19,3	Transporttid i ån, flödesberäkning
t_2 [h]	48	Transporttid i viken, flödesmodellering
S [psu]	0	Salinitet, sötvatten

4 RESULTAT

4.1 RENINGSSTEGENS REDUKTIONSFÖRMÅGA

Triplikaten för provpunkterna bio, sand- och skivfilter var samtliga dagar normalfördelade enligt Shapiro-Wilks test. För provpunkterna försedimentation respektive inkommande var analysdatan inte normalfördelad eftersom flera av värdena var samma värde, det maximala detektionsvärdet (100 000 CFU/100ml) (se Bilaga A.1). Eftersom värdena var normalfördelade eller det maximala detektionsvärdet beräknades medelvärde och standardavvikelse för triplikaten för varje provpunkt och dag (Tabell 9 och Tabell 10). Reduktionen av indikatororganismerna genom reningsverket för de tre provtagningsdagarna följer i stort samma mönster inom samma reningsverk och indikatororganism. Biosteget i Gamleby, som använder sig av biobädd efter ASP, avskiljer indikatororganismerna mer effektivt än det i Påslund, där istället sandfiltret reducerar mer. Generellt reduceras IE bättre och även med mindre variation mellan dagarna än E.coli.

Tabell 9: Analysresultat från Påslunds ARV. Medelvärde och standardavvikelse för varje dag och provpunkt där proverna är tagna efter respektive reningssteg.

	E.coli [CFU/100ml]			IE [CFU/100ml]		
	Försed.	Bio	Sandfilter	Försed.	Bio	Sandfilter
2019-07-08	93 000±9 400	44 000±10 000	1 500±920	≥100 000	18 000±1 200	500±160
2019-07-10	93 000±9 400	74 000±20 000	4 600±690	≥100 000	16 000±9 700	700±100
2019-07-11	87 000±19 000	42 000±3 900	4 600±170	≥100 000	14 000±2 900	770±150

Tabell 10: Analysresultat från Gamleby ARV. Medelvärde och standardavvikelse för varje dag och provpunkt där proverna är tagna efter respektive reningssteg.

	E.coli [CFU/100ml]			IE [CFU/100ml]		
	Inkommande	Bio	Skivfilter	Inkommande	Bio	Skivfilter
2019-07-09	≥100 000	717 ±16	170±22	≥100 000	190±2	18±13
2019-07-10	≥100 000	4 600±1 800	2 000±730	≥100 000	287±110	250±17
2019-07-11	87 000± 9400	9 700±5 400	7 800±6 500	≥100 000	1 100±440	590±140

För analysresultaten beräknades \log_{10} -reduktionen och reningseffektiviteten i % för biosteget och de två filtrena (Tabell 11 och 12). För de båda biosteget samt sandfiltret reduceras IE bättre än E.coli med störst skillnad för båda biosteget, 0,247 \log_{10} för E.coli och 0,793 \log_{10} för IE på Påslunds ARV. Motsvarande på Gamleby ARV var 1,48 \log_{10} och 2,41 \log_{10} . Skivfiltret avskiljer i princip lika mycket E.coli som IE. Av samtliga reningssteg avskiljer biosteget i Gamleby mest för både E.coli och IE med 94,5% respektive 99,5%. Sandfiltret presterar bättre än skivfiltret med avseende på mikrobiologisk avskiljning, nästan en \log_{10} bättre för både E.coli och IE. Skivfiltret har endast en avskiljning på runt 50% för båda indikatororganismerna. Sandfiltret presterar jämnast av alla reningssteg, med lägst standardavvikelse i förhållande till medelvärdet. Skivfiltrets reduktionsförmåga varierar mest, för E.coli är variationen nästan i samma storlek som medelvärdet. Reduktionen av IE är jämnare än reduktionen av E.coli i alla reningssteg utom skivfiltret.

Tabell 11: Beräknad \log_{10} -reduktion och reningseffektivitet i % för biosteget samt sandfiltret på Påslunds ARV.

	Biosteget				Sandfilter			
	E.coli		IE		E.coli		IE	
	\log_{10}	%	\log_{10}	%	\log_{10}	%	\log_{10}	%
2019-07-08	0,330	53,2	0,737	81,7	1,46	96,5	1,56	97,3
2019-07-10	0,0999	20,4	0,787	83,7	1,21	93,9	1,36	95,6
2019-07-11	0,311	51,2	0,854	86,0	0,961	89,1	1,26	94,5
<i>Medel</i>	<i>0,247</i>	<i>41,6</i>	<i>0,793</i>	<i>83,8</i>	<i>1,21</i>	<i>93,1</i>	<i>1,39</i>	<i>95,8</i>
<i>Standardavvikelse</i>	<i>0,10</i>	<i>15,0</i>	<i>0,05</i>	<i>1,77</i>	<i>0,20</i>	<i>3,09</i>	<i>0,12</i>	<i>1,14</i>

Tabell 12: Beräknad log₁₀-reduktion och reningseffektivitet i % för biosteget samt skivfiltret på Gamleby ARV.

	Biosteget				Skivfilter			
	E.coli		IE		E.coli		IE	
	log ₁₀	%	log ₁₀	%	log ₁₀	%	log ₁₀	%
2019-07-09	2,14	99,3	2,73	99,8	0,625	76,3	1,02	90,4
2019-07-10	1,34	95,4	2,54	99,7	0,369	57,2	0,0547	11,8
2019-07-11	0,950	88,8	1,97	98,9	0,0960	19,8	0,265	45,6
<i>Medel</i>	<i>1,48</i>	<i>94,5</i>	<i>2,41</i>	<i>99,5</i>	<i>0,363</i>	<i>51,1</i>	<i>0,445</i>	<i>49,3</i>
<i>Standardavvikelse</i>	<i>0,50</i>	<i>4,34</i>	<i>0,32</i>	<i>0,40</i>	<i>0,22</i>	<i>23,5</i>	<i>0,41</i>	<i>32,2</i>

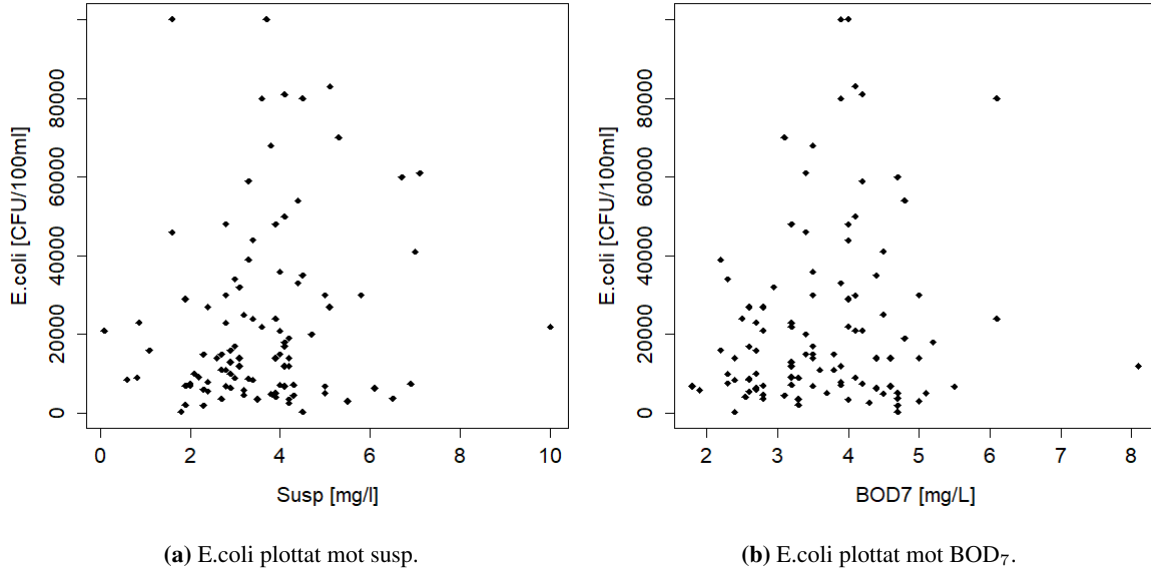
Den totala reduktionsförmågan är bättre och jämnare för IE än för E.coli (Tabell 13). Bäst reduktion fås av IE i Gamleby ARV, med en medelreduktion på nästan 3 log, vilket motsvarar 99,7%. Även om Gamleby ARV har högre reduktionsgrad i genomsnitt än vad Pålslunds ARV uppvisade så presterar Pålslunds ARV jämnare med lägre standardavvikelse för båda beräkningsmetoderna och indikatororganismerna.

Tabell 13: Beräknad log₁₀-reduktion och reningseffektivitet i % för hela reningsprocessen på båda reningsverken. * 2019-07-09 för Gamleby ARV.

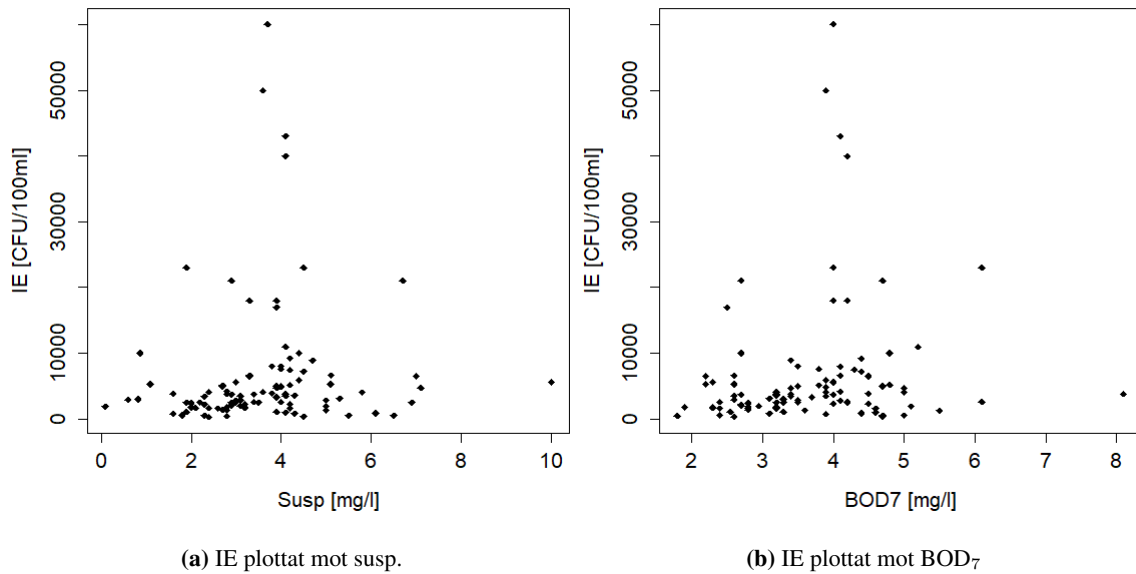
	Pålslunds ARV				Gamleby ARV			
	E.coli		IE		E.coli		IE	
	log ₁₀	%	log ₁₀	%	log ₁₀	%	log ₁₀	%
2019-07-08*	1,79	98,4	2,30	99,5	2,77	99,8	3,74	99,9
2019-07-10	1,31	95,1	2,15	99,3	1,71	98,0	2,60	99,7
2019-07-11	1,27	94,7	2,11	99,2	1,05	91,0	2,23	99,4
<i>Medel</i>	<i>1,46</i>	<i>96,0</i>	<i>2,19</i>	<i>99,3</i>	<i>1,84</i>	<i>96,3</i>	<i>2,86</i>	<i>99,7</i>
<i>Standardavvikelse</i>	<i>0,24</i>	<i>1,66</i>	<i>0,08</i>	<i>0,12</i>	<i>0,71</i>	<i>3,80</i>	<i>0,64</i>	<i>0,21</i>

4.2 KORRELATIONSANALYS: INDIKATORORGANISMER OCH VATTENPARAMETRAR

Vid undersökning av E.coli, IE, Susp och BOD₇:s respektive fördelning med Shapiro-Wilks test hade samtliga p < 0,05 vilket innebär att data inte är normalfördelad. Icke-parametriska test måste därmed användas för korrelationsanalys. Vid grafisk undersökning med boxplots (Bilaga A.2) syns att E.coli förekommer med högre koncentrationer och med större spridning än IE i avloppsvattnet. Susp och BOD₇ har jämnare spridning men fler outliers fanns för susp än BOD₇. I Figur 9 och 10 syns indikatororganismerna plottade mot susp respektive BOD₇. Inget tydligt samband går att utläsa grafiskt.



Figur 9: E.coli plottat mot susp och BOD₇ i utgående avloppsvatten från Kungsängsverket.



Figur 10: IE plottat mot susp och BOD₇ i utgående avloppsvatten från Kungsängsverket.

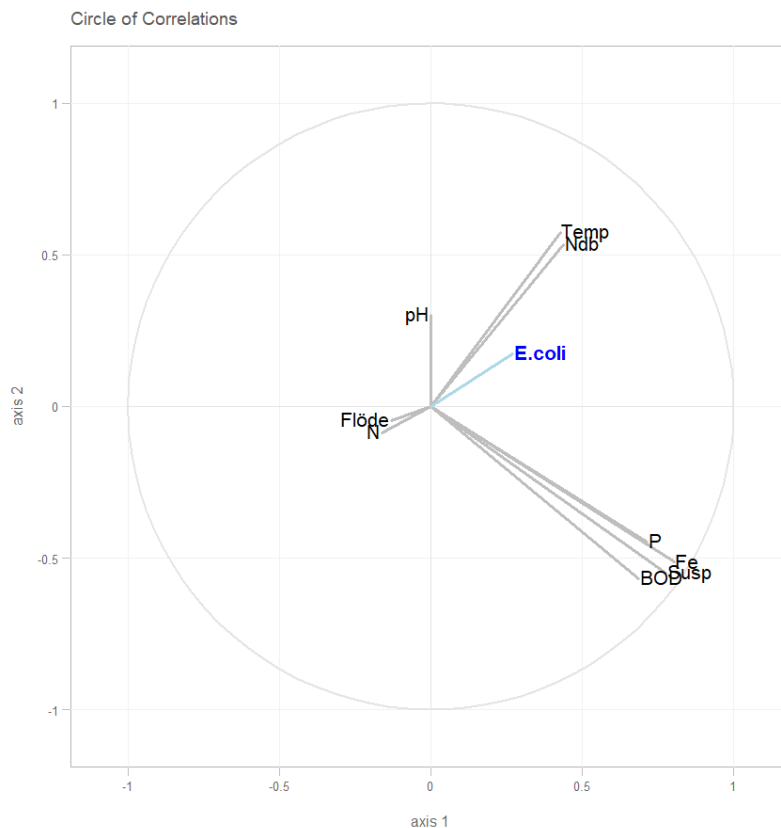
Vid korrelationsanalys med Kendalls τ uppvisar IE en signifikant korrelation, $p < 0,05$, med både susp och BOD₇ dock är τ svagt (Tabell 14). E.coli uppvisar inte signifikant korrelation med varken susp eller BOD₇. Vid undersökning av korrelationen mellan indikatororganismerna var den signifikant och relativt stark ($\tau \approx 0,5$) så trots skillnader i resultat mot susp och BOD₇ är indikatororganismernas koncentrationer relaterade till varandra.

Tabell 14: Resultat från korrelationsanalys med Kendalls τ . $p < 0,05$ innebär att ett signifikant samband finns och ju närmre ± 1 som τ är desto starkare är sambandet.

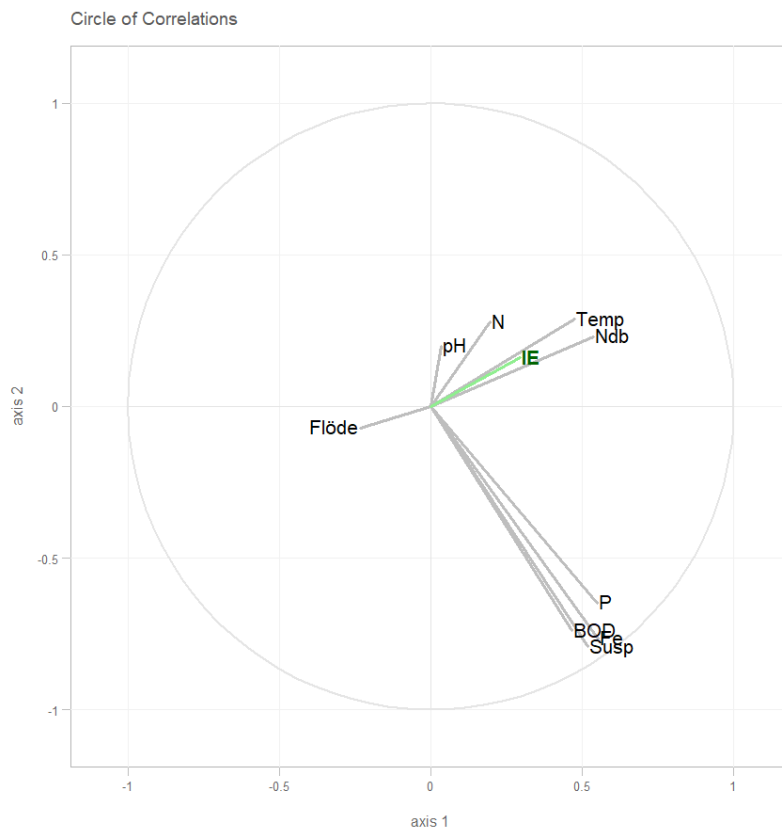
	p-värde	τ
E.coli ~ Susp	0,132	0,103
E.coli ~ BOD ₇	0,267	0,0763
IE ~ Susp	0,0223	0,157
IE ~ BOD ₇	0,0279	0,151
E.coli ~ IE	$1,87 \cdot 10^{-12}$	0,477

4.2.1 PLS-analys

En PLS-analys utfördes för att se om det finns någon annan faktor än susp och BOD₇ som indikatororganismernas koncentration beror på, enskilt eller i kombination med varandra. Resultatet från PLS-analysen presenteras som en *Circle of Correlations* för E.coli i Figur 11 och IE i Figur 12. Det kan utläsas att de parametrar som fungerat bäst att använda för modelleringen är susp, järn (Fe), BOD₇ och fosfor (P) vilket gäller för båda indikatororganismernas PLS-analys. För E.coli har modelleringen fungerat mindre bra när den baserats på flöde och kväve (N) och för IE var det pH och flöde som gick mindre bra att använda för modelleringen. Överlag har de båda bakteriernas halter samma mönster för vilken vattenkemisk parameter som kan användas för modellering, med undantag att kväve har olika riktning med nästan 180°. De parametrar som i båda fallen ligger närmast indikatororganismen är lufttemperatur (Temp) och nederbörd (Ndb). IE ligger mer i samma riktning som de nämnda parametrarna än E.coli. Q² för modellen är 0,45 för båda indikatororganismerna.

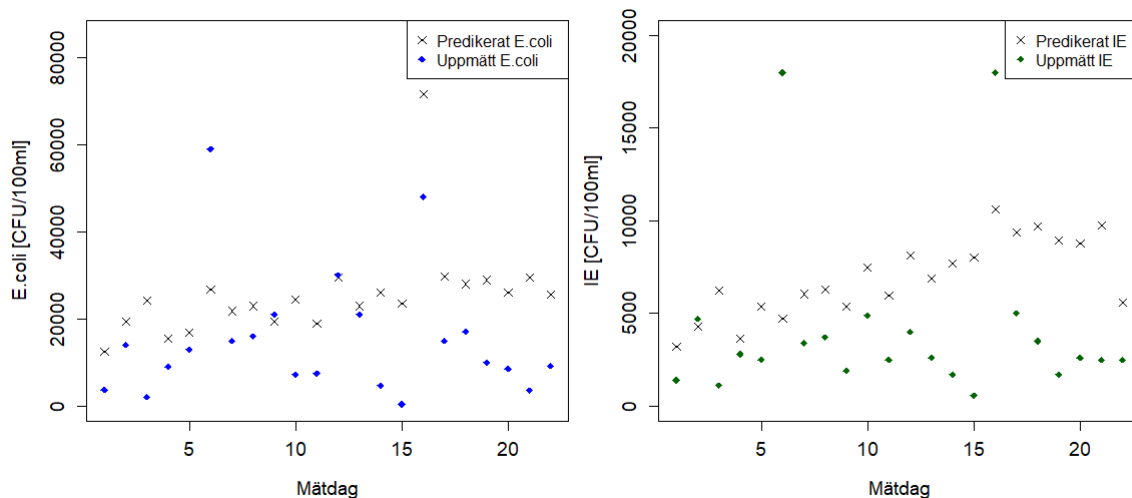


Figur 11: Circle of Correlation för PLS-analysen för E.coli. Lufttemperatur och nederbörd modellerar koncentrationen av E.coli bäst.



Figur 12: Circle of Correlation för PLS-analysen för IE. Lufttemperatur och nederbörd modellerar koncentrationen av IE bäst.

För träningsdatan (mätning 1-80) där samma nio parametrar som ovan används för att modellera E.coli respektive IE erhålls RMSEP-grafer, och från graferna kan det utläsas att två komponenter ger lägst RMSEP för både E.coli och IE (Bilaga A.3). Biaskorrigeringen (adjCV) är större för IE än för E.coli, annars följer deras korsvalideringsresultat ungefär samma kurva. PLS-modell med två komponenter ger för de sista 22 mätningarna en prediktion som generellt ger högre värden än de uppmätta för både E.coli och IE (Figur 13). Differensen mellan predikerat och uppmätt värde har för E.coli en median på 10 900 CFU/100ml och IQR på 15 500 CFU/100ml. Motsvarande för IE är 3 470 CFU/100ml respektive 3 200 CFU/100ml. De predikerade värdena visar en uppåtgående trend som inte finns i de uppmätta som är mer slumpmässigt placerade. Prediktionens precision är generellt låg. Uppmätt värde nummer 16 är högt för både E.coli och IE, modellen har delvis känt av detta eftersom prediktionens högsta värde är där. Det finns dock ett ännu högre värde (nummer 6) för både E.coli och IE som det predikerade värdena inte följer. Det syns i graferna att de predikerade värdena följer samma mönster för varje punkt fast med lägre koncentration för IE.



(a) Predikerade värden med PLS-modellen med två komponenter och motsvarande uppmätta värden av E.coli. (b) Predikerade värden med PLS-modellen med två komponenter och motsvarande uppmätta värden av E.coli.

Figur 13: Predikerade värden för PLS-modellen för E.coli och IE. De predikerade värdena visar en uppåtgående trend som inte finns i de uppmätta. Modellens prediktiva precision är inte bra.

4.3 OZONS REDUKTIONSFÖRMÅGA PÅ MIKROORGANISMER

I försök med ozon implementerat främst för läkemedelsrening har i ett par studier även förmåga att reducera mikroorganismer redovisats. För dessa studier har reduktionsgraden beräknats (Tabell 15). \log_{10} -reduktionen har beräknats från mätvärden för Baresel m fl. (2014) eller omräknats från %-reduktion för Margot m fl. (2013). Ternes m fl. (2003) uttryckte som \log_{10} -reduktion i rapporten. För respektive försök har även Ct beräknats samt halt organiskt material i avloppsvattnet uttryckt antingen som TOC eller DOC, dessa värden presenteras också i Tabell 15. För ozondos 5-5,7 g/m^3 har väldigt varierande resultat erhållits med avseende på \log_{10} -reduktion av fekala koliformer alternativt E.coli på -0,1 upp till och med 2,7 \log_{10} . Studien som gav högst reduktion hade även högst halt DOC i avloppsvattnet (Ternes m fl. 2003). För två av försöken med i princip samma Ct (177 och 180) erhöles \log_{10} -reduktion på 1,2 respektive 3,5 \log_{10} .

Tabell 15: Litteraturdata för \log_{10} -reduktion av mikroorganismer med ozon. För varje studie presenteras också uträknad Ct samt halt organiskt material i avloppsvattnet, antingen som TOC eller DOC.

Mikroorganism, ozondos, kontakttid	\log_{10} -reduktion	Ct [$\text{g}\cdot\text{min}/\text{m}^3$]	Organiskt material [g/m^3]	Källa
Fekala koliformer, 5 $\text{g O}_3/\text{m}^3$, 9,9 min	-0,1	50	TOC: 6,3-7,9	(Baresel m fl. 2014)
Fekala koliformer, 13 $\text{g O}_3/\text{m}^3$, 13,6 min	1,2	177	TOC: 6,3-7,9	(Baresel m fl. 2014)
Fekala koliformer, 5,7 $\text{g O}_3/\text{m}^3$, 20-60 min	>1,5	114-342	DOC: 7,3 \pm 1,9	(Margot m fl. 2013)
E.coli, 10 $\text{g O}_3/\text{m}^3$, 18 min	3,5	180	DOC: 23	(Ternes m fl. 2003)
E.coli, 5 $\text{g O}_3/\text{m}^3$, 18 min	2,7	90	DOC: 23	(Ternes m fl. 2003)

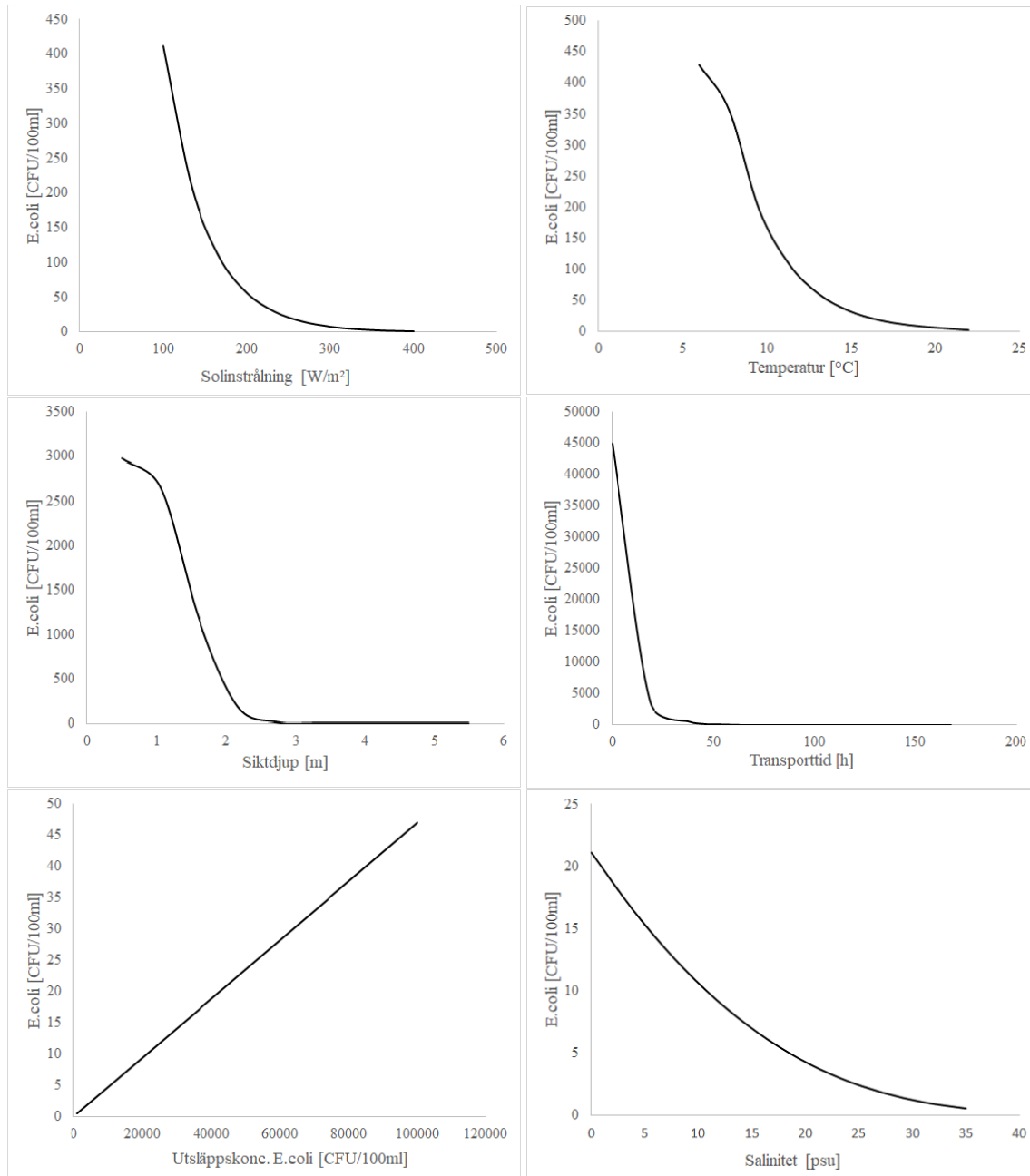
De 71 mätvärdena på TOC från Kungsängsverket uppvisade inte normalfördelning enligt Shapiro-Wilks test ($p = 0,01$). Medianen för mätvärdena var 12 g/m^3 och IQR 2 g/m^3 . Flöde för samma dagar som TOC uppmätts var inte normalfördelat ($p = 4 \cdot 10^{-12}$) med median $48\,000 \text{ m}^3/\text{d}$ och IQR $20\,000 \text{ m}^3/\text{d}$. Ett signifikant samband mellan flöde och TOC fanns med Kendalls τ ($p = 0,0003$, $\tau = -0,31$). Det negativa sambandet innebär att när flödet ökar så minskar halten TOC.

På utgående vatten från vattenverk, där ozonrening skulle implementeras för primär desinfektion, har följande värden på TOC uppmätts i tre olika vattenverk; 2,5, 4,1 och $4,7 \text{ g/m}^3$ (Köhler & Lavonen 2015). Värdena kan jämföras med dem från utgående avloppsvatten från Kungsängsverket samt i Tabell 15 som varierar mellan $6,3\text{-}23 \text{ g/m}^3$ TOC eller DOC. Ct-värdena och motsvarande \log_{10} -reduktion för avloppsvattnen kan också jämföras med vattenverkens riktlinjer vilket är att för $3 \log_{10}$ -inaktivering av bakterier krävs ett Ct-värde på endast 0,5 (Svenskt Vatten 2011).

4.4 AVDÖDNING I RECIPIENTEN

4.4.1 Känslighetsanalys

Koncentrationen E.coli i recipienten minskar med ökad solinstrålning, temperatur, siktdjup, transporttid och salinitet men ökar med ökad utsläppskoncentration enligt den lokala känslighetsanalysen på ekvation 4 (Figur 14). Temperatur och solinstrålning avdödning varierar inom ungefär samma spann ($500\text{-}0 \text{ CFU}/100 \text{ ml}$) i respektive undersökta intervall. Siktdjup påverkar solinstrålningen och variationer mellan 1 och 2 m har stor påverkan med skillnad från 2700 till $200 \text{ CFU}/100\text{ml}$. Transporttid har stor betydelse till en början men om transporttiden överskrider 3 dygn (72 h) är fortsatt reduktion marginell. Det första dygnet har störst påverkan i och med exponentiell reduktion då halten minskar från 45 000 till ca $1000 \text{ CFU}/100\text{ml}$. Utsläppskoncentrationen påverkar koncentrationen i recipienten linjärt, dock varierar halten i recipienten bara mellan $0\text{-}50 \text{ CFU}/100\text{ml}$ även när utsläppskoncentrationen ökar rejält. Ökande salinitet minskar halten E.coli något, men den har inte särskilt stor påverkan när salthalten varierades mellan sötvatten och Skagerraks koncentration på 35 psu. Koncentrationen E.coli påverkas enligt Figur 14 för den variabeluppsättning som använts i den lokala känslighetsanalysen, vid andra standardvärden kan ett annat resultat erhållas.



Figur 14: Grafer för hur koncentrationen av E.coli i recipienten påverkas av parametrarna solinstrålning, temperatur, siktdjup, transporttid, utsläppskoncentration samt salinitet.

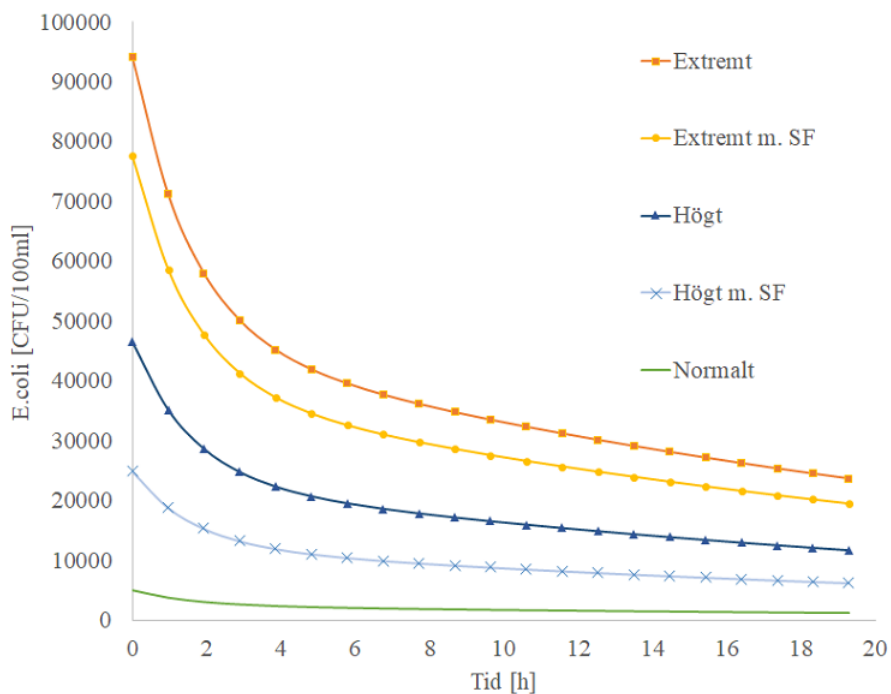
4.4.2 Fallstudie: Svinnegarnsviken

Efter uträkning med provtagningsresultat, litteratursiffror och antaganden blir koncentrationerna av E.coli och IE i utgående avloppsvatten från Enköpings nya ARV enligt Tabell 16 för de olika scenarierna med bräddning och driftstörning som har undersökts. För normalt utflöde från reningsverket utgör avloppsvattnet 21 % av års flöde, för högt flöde är motsvarande siffra 34 % och för extremt flöde är det 49 % och den koncentrationen som det blir utanför ARV efter spädning i ån utläses även den i Tabell 16.

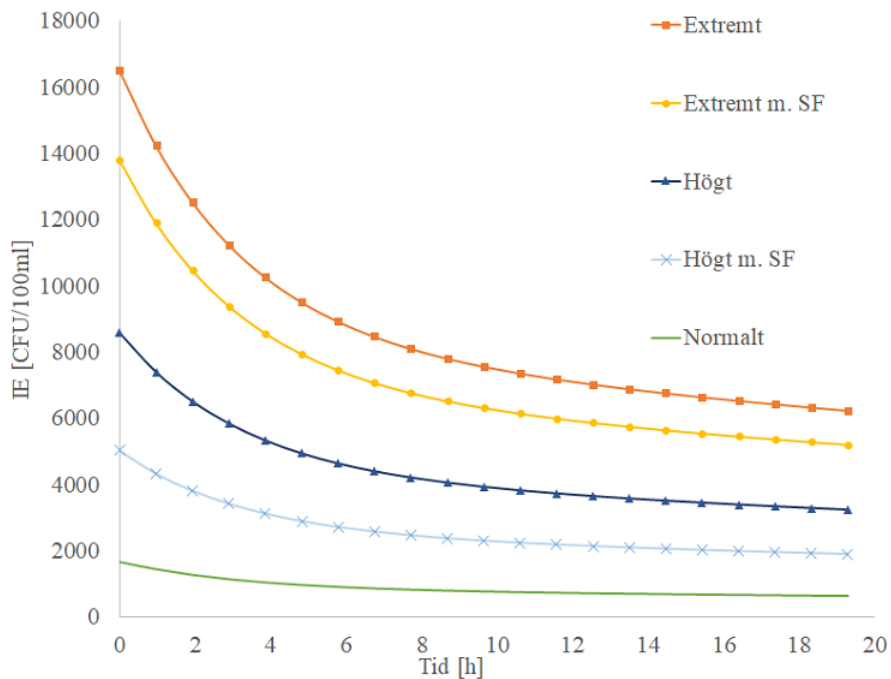
Tabell 16: Uträknade koncentrationer för indikatororganismerna ut från reningsverket och efter utspädning i ån vid medelflöde. SF innebär att 500 m³/h av det bräddade vattnet renats med skivfilter. Samtliga värden är i enheten CFU/100 ml.

Scenario	Utflyde		Utspätt i ån	
	E.coli	IE	E.coli	IE
Normalt	24 400	8 110	4 990	1 660
Högt	137 000	25 300	46 500	8 590
Högt m. SF	73 300	14 800	24 900	5 030
Extremt	191 000	33 500	94 400	16 600
Extremt m. SF	157 000	27 900	77 600	13 800

Efter utsläpp transporteras indikatororganismerna med åns vatten till Svinnegarnsviken och under transporten bryts indikatororganismerna ner (Figur 15 och 16). Avdödningen följer en exponentiell kurva och de olika scenarierna skiljer mindre efter transport i ån än vad de gör vid utsläppspunkten eftersom IE bryts ner långsammare än E.coli.



Figur 15: Avdödning av E.coli efter utsläpp i Enköpings ån till mynningen i Svinnegarnsviken för de olika möjliga scenarierna. SF innebär att det bräddade vattnet renats med skivfilter.



Figur 16: Avdödning av IE efter utsläpp i Enköpings ån till mynningen i Svinnegarnsviken för de olika möjliga scenarierna. SF innebär att det bräddade vattnet renats med skivfilter.

Koncentrationerna vid åns mynning späds ut 10 gånger när åns vatten blandas med Mälarens vatten i Svinnegarnsviken samt sker ytterligare avdödning när det transporteras i viken till badplatsen (Tabell 17). Vid åns mynning är bakteriehalterna så pass höga att bedömningen otjänligt erhålls för alla scenarion. Efter utspädning är koncentrationen av indikatororganismer i vattnet tillräckligt höga för att få bedömningen tjänligt med anmärkning för normalt flöde och högt flöde med skivfilter för E.coli. Resterande har för E.coli otjänliga värden även efter utspädning medan IE har tjänligt med anmärkning för samtliga, utom för normalt flöde där statusen är tjänlig. Vid badplatsen är det för scenarierna normalt och högt med skivfilter tjänligt för båda bakterierna och strax över gränsen för tjänligt för högt flöde. Övriga scenarion har tjänligt med anmärkning, inget scenario ger otjänligt badvattnet vid badplatsen.

Tabell 17: Resultat av avdödningsberäkningen för koncentrationen av indikatororganismer längs åns flöde till den mynnar i Svinnegarnsviken och späds ut 10 gånger. Från åns mynning transporteras indikatororganismer till badplatsen vid Bredsands camping och bryts ned ytterligare. SF innebär att det bräddade vattnet renats med skivfilter. Samtliga värden är i enheten CFU/100ml.

Scenario	Åns mynning		Utspätt		Badplatsen	
	E.coli	IE	E.coli	IE	E.coli	IE
Normalt	1 260	636	126	64	11	16
Högt	11 700	3 250	1 170	325	106	80
Högt m. SF	6 230	1 900	626	190	57	47
Extremt	23 700	6 250	2 370	625	214	154
Extremt m. SF	19 500	5 220	1 040	293	176	129

5 DISKUSSION

5.1 RENINGSSTEGENS REDUKTIONSFÖRMÅGA

Bäst reduktion av mikroorganismer, både enligt provtagningen och andra studier, sker i ett biologiskt reningssteg där biofilm används. MBBR som finns på Gamleby ARV har även andra fördelar så som ett litet platsbehov, ingen slamåterföring och att reningen inte försämras av tillfälligt höga flöden. Nackdelar jämfört med andra biologiska metoder är ett högre energibehov, behov av bärmaterial och att installationen är svår att underhålla vid behov. Det går inte heller att simultanfälla fosfor i en MBBR (Metcalf & Eddy 2014). Det ökade energibehovet gör att driften av MBBR blir dyrare än ASP. Vid bristande rening på små reningsverk kan MBBR ändå vara att föredra, eftersom det kräver så pass liten yta både i jämförelse med andra biosteg men även i jämförelse med sandfilter som i undersökningen gav näst bäst avskiljning av indikatororganismerna. Total reduktion av både E.coli och IE är högre för Gamleby ARV än för Påslunds ARV, vilket indikerar att ett effektivt biosteg (MBBR, MBR eller liknande med biobädd) är av större vikt än slutrening avseende mikrobiologisk avskiljning.

Sandfiltret på Påslunds ARV gav bra avskiljning av mikroorganismer, $1,2 \log_{10}$ för E.coli och $1,4 \log_{10}$ för IE. För ett DynaSand-filter där fällning tillämpas så erhöles en reduktion på $2 \log_{10}$ för fekala koliformer (Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski 2003) och reduktion av bakterier har uppmätts till 2-3 \log_{10} över ett intermittert spolat sandfilter med fällning (Dufour m fl. 2003). Anledningar till att DynaSand-filtret på Påslunds ARV presterar sämre kan vara att Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski (2003) mätte fekala koliformer och inte E.coli. Skillnader i drift, inklusive varierande dosering av fällningskemikalie (båda använder dock polyaluminiumklorid) och belastning samt olika inflödeskoncentration till filtret kan också påverka avskiljningen. Skillnad i djup kan vara anledningen till att ett intermittert spolat filter gav högre reduktion än DynaSand-filtret (Rose, Farrah & Harwood 2005). DynaSand-filtret presterade jämnast av alla reningssteg mellan provtagningsdagarna och kännetecknades av låg standardavvikelse. Jämnheten är en positiv effekt av att filtret är kontinuerligt spolat så att driften är jämn och reningen inte går förlorad, som den gör efter backspolning i ett intermittert spolat sandfilter. DynaSand-filter som slutrening ger ett pålitligt och bra reningsresultat med avseende på mikroorganismer, dock tar filtren mycket plats i anspråk vilket kan vara problematiskt om ett reningsverk har begränsad yta. Skivfiltren på Gamleby ARV reducerade omkring 50 % för båda indikatororganismerna vilket är högre än tidigare studier där resultat på kring 30 % erhöles för E.coli (Gómez m fl. 2006; Enerhall & Stenmark 2012) eller ingen signifikant avskiljning alls (Bäckström m fl. 2013). Dessa studier tillämpade inte fällning före filtren. Resultatet från Gamleby ARV är inom intervallet som Metcalf & Eddy (2014) anger är förväntad reduktion av mikroorganismer på 0-1 \log_{10} . Reduktionen över skivfiltren på Gamleby ARV varierade mycket, en dag var den för IE 90 % och nästa dag var den endast 12 %. Gómez m fl. (2006) och Enerhall & Stenmark (2012) fann även i sina studier att standardavvikelsen är mycket hög över ett skivfilter, i samma storlek som medelavskiljningen. Resultatet från provtagningen i samband med de tidigare studierna tyder på att indikatororganismerna avskiljs i viss mån över ett skivfilter, men resultatet är inte pålitligt då avskiljningen ibland blir nästantill obefintlig. Som förväntat erhöles något bättre avskiljning på Gamleby ARV där fällning tillämpas än de tidigare studierna, dock inte i närheten av den ökning av reduceringsgraderna med 1,1-1,2 \log_{10} som observerats när fällning med järnklorid lagts till i processen före ett filter (Nieuwstad I m fl. 1988). Koncentrationerna in till skivfiltren på Gamleby ARV är mycket låga på grund av den effektiva biologiska reningen, vilket kan vara en orsak till att skillnaden inte blev större jämfört med studierna utan fällning. Sammanfattningsvis är reduktionen av mikroorganismer över ett skivfilter måttlig och ojämn. Som slutrening är skivfiltrens fördel att de kräver lite yta (Metcalf & Eddy 2014).

Detektionsgräns för analysen är 100 000 CFU/100ml för både E.coli och IE vilket är ungefär 10 gånger lägre än litteraturvärdet för inkommande avloppsvatten (Tabell 3). För en del av provresultaten på inkommande E.coli var maximala detektionsgränsen istället 80 000 eller 60 000 CFU/100 ml (Bilaga A.1) och då har detta använts vid beräkning av medelvärde. Varför laboratoriet hade lägre maximal detektionsgräns för vissa prover är inte känt. För beräkning av \log_{10} -reduktion har det maximalt angivna värdet använts som inflöde till biosteget vilket förmodligen underskattar reduktionen. Om istället 10^6 används som inflöde till biosteget uppnås en reduktion på 1 \log_{10} högre än det redovisade i Tabell 11 och 12 för biosteget. Ökningen innebär för E.coli 1,3 \log_{10} för Påslunds ASP med fosforreduktion och 2,5 \log_{10} för Gamlebys ASP och MBBR. Dessa värden stämmer

bättre överens med litteraturvärden, som för ASP ligger mellan 1-2 \log_{10} (Rose, Farrah & Harwood 2005) eller 1,4-1,5 \log_{10} (Nieuwstad I m fl. 1988) och för biobädd i en MBR ska mycket hög reduktion kunna uppnås på upp till 6 \log_{10} (Francy m fl. 2012). Eftersom biobädd i MBR innebär att vattnet filtreras genom ett membran avskiljs slammet och stannar i bassängen. Därför är det rimligt att ännu högre reduktion erhålls för MBR än för biobädden i MBBR på Gamlebys ARV. På Gamlebys ARV var det under provtagningen dessutom problem med flytslam som förmodligen transporterade mikroorganismer ut från biosteget och minskade avskiljningen. Ingen jämförelse mellan försedimentering och ingen försedimentering kunde göras eftersom det maximala detektionsvärdet överskreds av båda. Det borde vara lägre koncentration in till biosteget på Påslunds ARV än på Gamleby ARV som saknar försedimentation, eftersom studier visat att försedimentation bör avskilja minst 30 % och upp till och med 85 % om fällning tillämpas (Mara & Horan 2003; Zhang & Farahbakhsh 2007; George, Crop & Servais 2002). IE reduceras bättre än E.coli i reningsverken, framförallt i båda biostegen där skillnaden mellan indikatororganismerna är 0,5-1 \log_{10} . Detta kan bero på att inflödet av IE förmodligen är lägre än det för E.coli (Tabell 3) och när det maximala detektionsvärdet används för båda indikatororganismerna blir reduktionen högre för IE. I andra studiers undersökning av biostegens förmåga att reducera mikroorganismer har ingen skillnad mellan E.coli och IE redovisats (Rose, Farrah & Harwood 2005; Nieuwstad I m fl. 1988; Francy m fl. 2012), vilket stärker tesen att det felaktigt blivit högre avskiljning av IE på grund av en egentlig lägre inkommande koncentration.

Resultatet av examensarbetets provtagning följer i stort de resultat som tidigare studier har påvisat. Svenskt Vatten (2015) uppger att en reduktion på 90-99 % är normalt i ett reningsverk. Detta stämmer överens med totala reduktionen på Påslunds och Gamleby ARV. Om korrigering av inflödeskoncentration görs blir reduktionen till och med högre än det angivna intervallet. Det är rimligt att Påslund och Gamleby ARV har hög reduktion eftersom de är nybyggda reningsverk med slutrening. De skillnader mellan olika reningssteg och litteraturen som finns kan bero på att endast tre dagar användes till provtagningen. Avloppsvatten är heterogent och skulle fler prover tas, både fler provtagningstillfällen och fler prover per tillfälle, skulle resultatet bli säkrare. En alternativ metod som också hade gett ett säkrare resultat är flödesproportionell provtagning som innebär att proverna tas i förhållande till volymen vatten (NFS 2016:6). En annan metodutveckling skulle kunna vara att ta proverna vid olika tidpunkter efter hur lång uppehållstiden i respektive reningssteg är så att "samma" vatten provtas vid de olika provpunkterna. Detta är en annan metod än flödesproportionell provtagning som kompenserar för inflödesvariationer. Problemet med det anlåtade laboratoriets maximala detektionsgräns är en stor felkälla till reduktionen i biosteget, som troligen är för låg med ungefär en \log_{10} . Åström & Pettersson (2009) nämner att även de stött på problem med provtagning på orenat avloppsvatten på grund av mycket höga koncentrationer.

5.2 KORRELATIONSANALYS: INDIKATORORGANISMER OCH VATTENPARAMETRAR

Resultatet från korrelationsanalysen mellan indikatororganismerna och susp samt BOD₇ gav inte det väntade resultatet att ett signifikant, starkt samband skulle finnas. IE hade signifikant samband till susp respektive BOD₇ men det var svagt. τ var endast $\approx 0,15$ för båda och är därför inget som kan användas för att uppskatta utsläpp av IE baserat på utflödeskoncentration av susp eller BOD₇. Att IE uppvisade ett signifikant samband men inte E.coli kan bero på att IE har dels lägre median framförallt mindre spridning än E.coli. Reningen av IE är jämnare och effektivare även på Kungsängsverket, i likhet med Påslund och Gamleby ARV. Både E.coli och IE har högre IQR än median för utflödeskoncentrationerna på Kungsängsverket, vilket innebär att de båda varierar mycket. Trots variationen var korrelationen mellan E.coli och IE signifikant, positiv och relativt stark vilket innebär att de flukturerar samstämmigt. Indikatororganismernas stora variation i kombination med att utflödeskoncentrationen av susp och BOD₇ är mycket jämnare gör att sambandet blir svagt eller obefintligt. En anledning till att sambandet inte var signifikant i den här undersökningen kan vara att tidigare studier har undersökt sambandet inne i reningsverket där koncentrationen av susp och BOD₇ är högre samt varierar mer, till exempel ut från försedimentering (Mara & Horan 2003; Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski 2003). Inflödeskoncentrationer av susp varierar mellan 80-1140 mg/l (Szélag m fl. 2017) vilket kan jämföras med utflödeskoncentrationen $3,6 \pm 1,4$ mg/l från Kungsängsverket. Det innebär att en stor och jämn reduktion av susp sker i reningsverket, relativt oberoende av inflödeskoncentration.

Kungsängsverket har inget filtrerings- eller desinfektionssteg i sin reningsprocess, så det viktigaste för avskiljning av mikroorganismer är sedimentation. Sedimentation bör avskilja mikroorganismerna effektivt, om de är adsorberade till de suspenderade partiklarna (Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski 2003). Anledning till att E.coli och IE inte avskiljs i samma utsträckning och med samma kontinuitet som suspenderade partiklar kan vara på grund av att adsorptionen inte fungerar optimalt. Hur bra adsorptionen blir beror på vattenkemin, som pH, saltkoncentration och organiskt innehåll. Svenskt vatten (2011) uppger att reduktionen, och därmed utflödeskoncentrationen, inte kan förväntas vara jämn eftersom parametrar som vattenkemin spelar in och dess olika parametrar varierar mer eller mindre hela tiden eftersom avloppsvatten är väldigt heterogent.

BOD₇ renas främst i det biologiska steget som är designat för att reducera just BOD₇ och kväve. Den biologiska reningen hade bäst avskiljning av mikroorganismer, enligt resultatet från provtagningen samt andra studier (Rose, Farrah & Harwood 2005), därmed antogs att ett samband skulle finnas mellan BOD₇ och indikatororganismerna i utgående vatten. Vid nedbrytning av BOD₇ bildas slamflockar som kan sedimentera (Svenskt Vatten 2013). Om BOD₇ bryts ner effektivt bildas fler flockar och mer mikroorganismer borde kunna adsorberas och sedimentera. Sedimenteringen efter biologisk rening är också där den största avskiljningen av mikroorganismer bör sker (Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski 2003). Eftersom så inte var fallet i den här studien skulle en utveckling vara att analysera BOD₇ och indikatororganismer in till biosteget och ut från det för att se om ett samband finns för och mellan provpunkterna. I likhet med susp varierar inte BOD₇ ut från reningsverket alls lika mycket som indikatororganismerna, vilket bör vara en av anledningarna till att det inte finns något starkt, signifikant samband.

5.2.1 PLS-analys

De parametrar som varierade mest samstämmigt med E.coli och IE var lufttemperatur och nederbörd. Temperatur är beskriven som en viktig faktor för avdödning i recipient vilket gör den positiva korrelationen trovärdig (Ferguson m fl. 2003; Noble, Lee & Schiff 2004). Den positiva korrelationen med nederbörd är förvånande, en negativ korrelation hade varit mer logisk eftersom nederbörd innebär utspädning av avloppsvattnet vilket borde innebära en minskning av indikatororganismernas koncentration. Anledningen till att sambandet är positivt kan vara att nederbörd märks först på den utgående vattenkvaliteten efter ett par dagar, då det utspädda vattnet dels ska transporteras genom ledningsnätet och sedan genom reningsverket. Ett mindre tillskott av indikatororganismer kan ske från omgivningen vid nederbörd, dock är koncentrationerna låga i jämförelse med avloppsvatten. Den positiva korrelationen till nederbörd kan därmed vara en slump, möjligtvis skapad av att det är många nollvärden i dataserien för nederbörd. Denna tes stärks av att korrelationen till flöde är negativ för båda indikatororganismerna, vilket innebär att en utspädning sker vid höga flöden. Flödesmätningen är på utgående vatten så förskjutningen som finns för nederbörd finns inte, vilket också kan utläsas ur cirkeln eftersom flöde och nederbörd inte varierar samstämmigt. Snösmältning ger också en fördröjd effekt av nederbörd, eftersom flödet kan påverkas långt senare än själva nederbörden fallit. Snösmältning har visat sig ha stor påverkan på avloppsvattnets kvalitet och sänker även vattentemperaturen (Wang, Kvaal & Ratnaweera 2017). Temperatur på avloppsvattnet fanns inte noterat vid provtagningstillfällena så korrelation mellan indikatororganismerna och vattentemperatur var ej möjlig att undersöka. Flödesmätning är inte ett tillförlitligt sätt att bedöma indikatororganismernas koncentration eftersom flöde inte gav bra modellering av bakterierna.

Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski (2003) fann att BOD₇, COD, susp och total fosfor var de parametrar som fungerade bäst att modellera medan total kväve, vattenflöde, pH och syrgaskoncentration fungerade sämre. De parametrar som fungerade sämre stämmer hyfsat bra med E.coli där pH, flöde och kväve ger svaga modelleringar samt att kväve är 90° i en annan riktning än E.coli. Att kväve är det som avviker mellan indikatororganismernas PLS-analys kan förklaras med att det är en av de parametrar som modellerade bakterierna sämst och resultatet är därför osäkert för båda parametrarna. De parametrar som fungerade bäst enligt Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski (2003) har även i denna studien modelleringsbara resultat, dock ca 90° felaktig riktning mot både E.coli och IE så ingen korrelation finns. För COD eller syrgaskoncentration fanns inte tillräckligt med mätvärden från Kungsängsverket för att kunna vara med i PLS-analysen.

pH verkar enligt PLS-analysen inte påverka koncentrationen av indikatororganismer vilket är rimligt för dels varierar pH väldigt lite i avloppsvattnet ($7,4 \pm 0,1$), dels har pH visat sig endast ha påverkan vid extrema värden (Ferguson m fl. 2003). Fosfor, järn, susp och BOD₇ är samtliga ämnen som avskiljs ur avloppsvattnet genom sedimentation efter antingen kemisk fällning eller biologisk nedbrytning (Svenskt Vatten 2013). Det är därför logiskt att de är positivt korrelerade med varandra med samma riktning i cirkeln. Det som däremot inte stämmer med teorin är att de inte har en positiv korrelation till E.coli och IE (ca 90° fel) eftersom indikatororganismerna också reduceras genom sedimentation på Kungsängsverket där filter och desinfektion saknas (Koivunen, Siitonen & Heinonen-Tanski 2003). Enligt Ferguson m fl. (2003) är vattnets saltkoncentration en viktig faktor för hur väl mikroorganismer kan adsorberas och på så vis avskiljas. Detta kunde inte inkluderas i PLS-analysen eftersom provtagningsresultat på salt eller klor i utgående vatten inte finns för Kungsängsverket. Att provta klor i samband med indikatororganismerna, susp och BOD₇ och göra en ny korrelationsanalys med PLS för att undersöka om salt höjer adsorptionsförmågan är ett förslag på framtida undersökning.

I undersökningen av PLS-modellens prediktiva förmåga är det inte förvånande att enbart två komponenter gav lägst RMSEP eftersom det enligt korrelationscirkeln var två parametrar (lufttemperatur och nederbörd) som låg i samma riktning som indikatororganismerna. Även i PLS-modellen märks det att E.coli har större variation och är svårare att modellera, eftersom differensen mellan predikerade och uppmätta ger ett IQR som är ungefär 50 % större än medianen. RMSEP är också drygt dubbelt så stort för E.coli än för IE, vilket betyder att det är svårare att predikera E.coli än IE med de variabler som använts. Modellen predikerar inte värdena särskilt bra eftersom de predikerade är högre än de uppmätta för alla värden förutom de riktigt höga. De predikerade värdena följer en uppåtgående trend vilket bevisar att modelleringen inte är bra, eftersom det i den riktiga datan inte finns någon trend. Modellering av de sista 22 värdena visar tydligt att det inte (med tillgänglig data) går att modellera utflödeskoncentrationen av E.coli och IE. Q² för PLS-analysen var 0,45 vilket egentligen indikerar att modellen fungerar ganska bra. Ett något högre Q² hade varit att önska då modellen anses som stabil och prediktiv för Q² ≥ 0,5 (Golbraikh & Tropsha 2002). Något för svagt Q² är ytterligare en anledning till att modellen inte är tillförlitlig att använda som alternativ metod för mätning av indikatororganismernas utflödeskoncentration utan vattenparametrarna bör enbart ses som indikatorer på att utsläppet kan vara högt.

Som helhet gav inte PLS-analysen det förväntade resultatet. Nederbördens positiva korrelation till E.coli och IE är inte trovärdig eftersom nederbörd bör ge en utspädning. Den uteblivna korrelationen till de andra parametrarna som renas genom sedimentation, som indikatororganismerna också gör på Kungsängsverket, är även den förvånande. Vid försök att uppskatta indikatororganismernas koncentration med PLS-modellen blev resultatet dåligt med stor differens mot de uppmätta värdena. Avloppsvattnets heterogenitet och laborationsmetodernas osäkerhet är troliga orsaker till variationen gentemot det väntade resultatet. Att det var omvärldsp parametrarna lufttemperatur och nederbörd som korrelerade bäst med E.coli och IE gör att det är svårt att använda resultatet i praktiken för att uppskatta koncentrationen av indikatororganismer.

5.3 OZONS REDUKTIONSFÖRMÅGA PÅ MIKROORGANISMER

Ct-konceptet som används för dimensionering och bedömning av ozons desinfektionsförmåga inom dricksvatten verkar enligt studien inte fungera på avloppsvatten. I princip samma Ct-värde gav en skillnad i avskiljning av bakterier på 2,3 log₁₀ (Tabell 15). Samtliga Ct-värden för avloppsvattnet var rejält högre än de för dricksvatten och ger inte samma reduktion av mikroorganismer. Forskning på dricksvatten om dosangivelser och rekommendationer för ozondesinfektion är inte applicerbara på avloppsvatten. Forskning inom avloppsvatten och desinfektion med ozon är enligt denna studies resultat bristande och går även isär på flertalet punkter. En studie anser att volymen på kontakttanken, vilket även avgör uppehållstiden, är det viktigaste för ozonreningen (Baresel m fl. 2017). En annan studie menar att tiden inte har någon betydelse, att samma rening av läkemedel uppnås oavsett tid i tanken, och att det istället är en lyckad massöverföring som är avgörande (Xu m fl. 2002)

TOC och flöde uppvisade ett signifikant negativt samband ($\tau = -0,31$). Eftersom halten organiskt material är viktigt för en effektiv rening med ozon (Margot m fl. 2013; Antoniou m fl. 2013) medför resultatet att om ozon-

dosen kontrolleras av flödet överdoseras ozon vid höga flöden. Det innebär onödigt höga kostnader utan bättre reningseffekt. Flödesdosering, istället för dosering efter TOC-halt, innebär också en underdosering vid låga flöden vilket resulterar i en bristande rening av både läkemedel och mikroorganismer. Att använda flödet för att räkna om vad TOC bör vara för det flödet skulle inte heller ge ett tillförlitligt resultat, eftersom sambandet inte är starkt ($\tau < 0,7$). Detta indikerar att TOC beror på annat än bara flödet, som till exempel reningseffektivitet vilken också varierar över tid. Om dosering ska ske efter faktiska mätningar på organiskt material rekommenderas olika doser från olika studier för att få en nedbrytning av de prioriterade läkemedelsresterna på >90%. Margot m fl. (2013) rekommenderar en dos på 0,85 g O₃/g DOC, Antoniou m fl. (2013) en dos på runt 1,4 g O₃/g DOC och Magdeburg m fl. (2014) på 0,7 g O₃/g DOC. I en undersökning där sex olika avloppsvatten jämfördes noterades att olika doser för alla avloppsvatten krävdes för samma reningsgrad av läkemedel (Antoniou m fl. 2013). Denna variation innebär att varje reningsverk behöver utreda effekten av ozondosen på sin vattenmatrix eftersom att forskningen går isär. I Baresel m fl. (2014) var TOC-halten låg eftersom vattnet renats i MBR före ozoneringen, endast runt 2-4 mg/l högre än i utgående dricksvatten (Köhler & Lavonen 2015). Dricksvatten kräver mycket lägre ozondoser för inaktivering av bakterier än avloppsvatten, trots den relativt låga skillnaden i organiskt innehåll. Den låga skillnaden tyder också på att inte TOC är det enda avgörande för vilken ozondos som krävs för rening av såväl läkemedel som bakterier.

Förutom att ozon bryter ner näring till en mer lättåtkomlig form för mikroorganismer (Svenskt Vatten 2011) finns även risken för återväxt om inaktiveringen inte är fullständig. Det viktigaste för att undvika risk för återväxt är att mikroorganismerna exponeras för en hög dos ozon så att DNA:t förstörs. Avloppsvattnets kvalitet spelar också stor roll, där MBR-renat vatten har minst risk och mekaniskt renat hade störst risk för återväxt efter desinfektion (Giannakis m fl. 2016). Vilken ozondos som krävs för att helt inaktivera mikroorganismer och undvika återväxt i avloppsvatten finns inte redovisat.

Implementering av ozon för läkemedelsrening innebär oftast att ett biologiskt filter, till exempel ett sandfilter, installeras efter själva ozontanken för att rena nedbrytningens biprodukter (Magdeburg m fl. 2014; Baresel m fl. 2017). Biologiska filter avskiljer biprodukterna genom dels filtrering men främst genom avdödning av mikroorganismer i den biofilm som bildas på ytan. Biofilmen bör även avskilja mikroorganismer, i likhet med resultatet från undersökningen av sandfilter och biobädd i biologiska rening (avsnitt 4.1) samt andra studier (Ottoson 2005; Baresel m fl. 2015a; Gómez m fl. 2006). Detta medför att om desinfektionen inte är tillfredsställande med ozon sker ytterligare reduktion i det biologiska filtret som används för minska biprodukter. Filtret avskiljer även de inaktiverade mikroorganismerna vilket minskar risken för återväxt. Det biologiska filtret bör innebära en ökad mikrobiologisk säkerhet utöver desinfektionen med ozon.

5.4 AVDÖDNING I RECIPIENTEN

Konstanterna som används i ekvation 4 och 5 (Tabell 6) är hämtade från Erichsen m fl. (2006) men ingen information om hur konstanterna är erhållna eller verifierade finns att tillgå. Denna brist på information gör det svårt att bedöma konstanternas giltighet och eventuella osäkerheter. Ekvationen för E.coli är trovärdigare eftersom det är vanligt att avdödningen av koliformer följer första ordningens kinetik. Problem uppstår med ekvationen för IE, eftersom IE troligen inte följer samma avdödningsmönster (Erichsen m fl. 2006). Som kompensation för en långsammare avdödning antas att hastigheten är hälften så snabb som den för E.coli, men ingen annan anpassning till en långsammare och mer komplex avdödning har gjorts på grund av bristande kunskap om detta. Ett exempel på varför IE bryts ner långsammare är att ingen avdödning alls sker i mörker för IE (Erichsen m fl. 2006). En betydande faktor enligt Dechesne & Soyeux (2006) som inte inkluderas i ekvationerna är näringsförhållanden och predationstryck. Näringsrika vatten gynnar E.colis överlevnad, även om konkurrens och predation ökar (Dechesne & Soyeux 2006; Ferguson m fl. 2003). Hur IE påverkas av näringsförhållanden är inte känt. Ekvationerna som använts har de viktigaste faktorerna för avdödning i recipient inkluderade, då dessa i tidigare studier varit solstrålning och temperatur. Predationstryck har lägre påverkan, så att det inte inkluderas kan vara av mindre betydelse (Dechesne & Soyeux 2006).

Ekvationerna tar bara hänsyn till avdödningen av indikatororganismerna, inte utspädning och spridning i re-

recipienten. Spridningsmekanismerna och den utspädning de innebär påverkar troligen koncentrationen av indikatororganismer per ml mer än vad avdödningen gör, eftersom avdödningsprocessen är långsammare än utspädningen. Mikroorganismernas transport genom advektion gör att de är påverkade av hur vattnets strömmar går (Ferguson m fl. 2003). Diffusion längs transportsträckan påverkar också koncentrationerna, genom att de blir lägre och lägre men påverkar ett större område (Gregory 2005). I sjöar, eller hav, spelar dispersion inte stor roll för utspädningen utan det är viktigare i floder, bäckar eller åar där flödet påverkas av kanterna (Åström & Pettersson 2007). Bäst kunskap om utspädningen och spridningen av mikroorganismer fås genom dynamiska spridningsmodeller, där strömningen i vattnet är av stor vikt (Erichsen m fl. 2006). Enbart användning av en dynamisk spridningsmodell beräknar halterna högt, eftersom avdödning inte inkluderas. Det finns mer tillförlitlig forskning och etablerade metoder för spridning av föroreningar, vilka fungerar för mikroorganismer med då de i stort beter sig som små partiklar när de sprids och transporteras i vatten. Därför bör spridningsmodellering ge ett säkrare resultat än nebrutningsberäkningar som det finns mindre forskning på. Vid fall där dynamisk modellering inte är tillämplig, kan statistiska metoder användas som kombinerar koncentrationerna med meteorologisk och hydrologisk data för att ge en sannolikhet för om badvattenkraven uppfylls eller inte (Erichsen m fl. 2006). Detta ger bara en sannolikhet för en specifik tidpunkt och övervakning av spridningen kan inte göras på samma sätt som med en dynamisk modell (Erichsen m fl. 2006).

Viktigt att komma ihåg är att undersökningen enbart undersökt indikatororganismer. Virus och protozoer bryts förmodligen ner långsammare, eftersom de i reningsverk är mer motståndskraftiga mot desinfektionsmetoderna (Svenskt Vatten 2011; Bäckström m fl. 2013). Virus som är mindre än indikatororganismer adsorberas och sedimenteras även i mindre utsträckning vilket gör att de kan spridas ännu längre med advektion och diffusion (Ferguson m fl. 2003). Detta innebär att om koncentrationen av indikatororganismer har brutits ner till under gränsvärdet för tjänligt badvatten kan det ändå finnas patogener kvar.

5.4.1 Känslighetsanalys

Avdödningshastigheten som bestäms av exponentuttrycket spelar större roll för koncentrationen E.coli i recipienten än utsläppskoncentrationen enligt känslighetsanalysen. Det här resultatet tyder på att valet av recipient har större betydelse för badvattenkvaliteten än själva utsläppet från reningsverket. Om recipienten är liten och har litet siktdjup bör därmed reningsverket med fördel ha reningsprocesser som avskiljer mikroorganismer i hög grad. Utsläppsvolymer och utsläpp över längre tid är inte medräknat, vilket enligt Åström & Pettersson (2007) är viktigt för koncentrationen E.coli i recipienten efter bräddutsläpp. Utsläppet bör också ha större påverkan ju kortare transporttiden är eftersom de första dagarna har störst påverkan. Dessa resultat är de som framkommit under en lokal känslighetsanalys med en uppsättning standardvärden, anpassade för sommarvärden på variablerna i Sverige. Om andra standardvärden valts för studien hade resultatet eventuellt blivit annorlunda. För att undersöka den allmänna känsligheten behöver en global känslighetsanalys göras, då alla parametrar varierar samtidigt. En global känslighetsanalys är mer tidskrävande och ett förslag till utveckling av examensarbetet.

Solinstrålning, främst UVA och UVB-ljus, har stor påverkan på koncentrationen av indikatororganismer (Erichsen m fl. 2006). Själva solinstrålningen varierar under ett dygn och med molnförhållanden men inga specifika omständigheter gör att solinstrålningen förändras mycket under eller mellan badsäsonger. Det som däremot varierar under badsäsongen och som påverkar hur väl solinstrålningen kan inaktivera E.coli är siktdjupet i recipienten. I den lokala känslighetsanalysen syns att en sänkning av siktdjupet från två till en meter innebär en skillnad i koncentrationen E.coli med nästan 2500 CFU/100ml. Detta medför att siktdjupet verkar vara den viktigaste faktorn för avdödningen av E.coli, med denna uppsättning av standardvärden. Siktdjupet påverkas av organiskt material och suspenderade partiklar i vattnet som hindrar ljuset från att transporteras. Vid ökad avrinning från omgivande marker, till exempel efter kraftiga regn eller längre regnperioder så ökar sjöns innehåll av partiklar vilket minskar siktdjupet (Nellis, Harrington & Wu 1998). Hur mycket sjön påverkas av ökad avrinning beror på markanvändning och karaktär samt avrinningsområdet och recipientens storlek. När mycket transport från avrinningsområdet till recipienten sker följer även mikroorganismer med från till exempel djur i området (Selvakumar & Borst 2006). Siktdjupets minskning efter regnskurar är av extra betydelse eftersom risken för utsläpp av mikroorganismer genom bräddning också ökar vid kraftiga regn (DHI 2016; Åström &

Pettersson 2007). Detta innebär att ett stort utsläpp av mikroorganismer troligtvis sammanfaller med sämre avdödning i recipienten. Själva bräddningen sänker även den siktdjupet eftersom bräddat avloppsvatten innehåller höga halter organiskt material och susp. Erichsen m fl. (2006) rekommenderar att för beräkning av ett specifikt utsläpp bör siktdjupet halveras mot normala förhållanden, om inte en ny siktdjupsmätning utförs i samband med utsläppet. En ny siktdjupsmätning kan dock visa oförändrade förhållande trots en kraftig ökning av löst organiskt material. Löst organiskt material absorberar mycket av UVB-strålarna som är viktiga för avdödningen, varvid en siktdjupsmätning kan vara missvisande (Erichsen m fl. 2006). Ett bättre mått skulle kunna vara UV-absorbans. En halvering av siktdjupet kan enligt den lokala känslighetsanalysen innebära mycket stor skillnad i hur väl avdödningen av E.coli fungerar, beroende på vilket siktdjup som recipienten normalt har. Vid en snabb inspektion av siktdjup från SLU Miljödatabas över sjöar i Mellansverige under badsäsongen syns det att det inte är ovanligt med variationer på omkring 0,5 m i samma sjö mellan olika somrar, vilket stärker tesen att siktdjupet är den parameter i ekvationen som har störst påverkan.

Vattentemperatur är den parameter tillsammans med solinstrålning som enligt studier har störst påverkan på avdödningen av mikroorganismer (Ferguson m fl. 2003; Noble, Lee & Schiff 2004; Dechesne & Soyeux 2006). Resultatet från den lokala känslighetsanalysen överensstämmer med att högre temperatur innebär mer avdödning än låg temperatur. Skillnaden är som störst mellan 5 och 10 grader och minst mellan 15 och 20 grader. Detta innebär att temperaturförändringar har störst påverkan tidigt på badsäsongen när temperaturen är lägre samt i större sjöar där temperaturen hålls lägre hela badsäsongen. Att vattentemperaturen är viktig för avdödningen stämmer med att lägst bakteriehalter i recipienter är funna på sensommaren, när temperaturen är som högst trots att solinstrålningen är lite lägre än på försommaren (Sokolova m fl. 2011). Salinitetens påverkan är låg i jämförelse med övriga parametrar. Det sker endast en svagt ökad avdödning av E.coli när vattnet blir saltare. Adsorptionen och på så vis ökad sedimentation av bakterier kan dock ske när salthalten ökar (Ferguson m fl. 2003), vilket gör att salthalten ytterligare kan bidra till sänkning av koncentrationen E.coli. Detta är inte inkluderat i ekvationen.

I känslighetsanalysen har ingen utspädning inkluderats, eftersom den kan variera från en till flera tusen gånger beroende på om utsläppet sker i litet vattendrag eller i öppet hav. Samtliga koncentrationer är därmed högt räknade, men känslighetsanalysen syftade inte på att visa exakta värden utan trender för att möjliggöra en inbördes jämförelse mellan parametrarna. Transporttiden i känslighetsanalysen har väldigt stor påverkan det första dygnet men avtar snabbt, efter tre dygn är skillnaden liten när tiden ökar mer. Transporttid har i praktiken förmodligen ännu mer effekt än vad ekvationen indikerar. Om spridningsmekanismer inkluderas kommer utspädningen fortsätta att öka ju längre tid som går, även när avdödningen sker långsammare.

5.4.2 Fallstudie: Svinnegarnsviken

Vid badplatsen uppnår badvattnet statusen tjänligt eller tjänligt med anmärkning (Havs- och Vattenmyndigheten 2013) samt utmärkt kvalitet (HVMFS 2016:16) för alla scenarion (Tabell 17). Vid normalt flöde är badplatsen lite påverkad av avloppsvattnet (11 respektive 16 CFU/100ml för E.coli och IE). Vid samtliga bräddnings- och driftproblemsscenario är badplatsen påverkad då kvalitén sjunker till tjänlig med anmärkning för tre av de undersökta scenariona, men framförallt är koncentrationen vid åns mynning hög. Det finns risk att människor badar där, men eftersom det inte är en officiell badplats kontrolleras inte vattnet och badplatsen kan inte stängas av. Även efter utspädning är vattnet otjänligt för vissa scenarion och det är därför olämpligt att bada. Enköpings nya ARV kan alltså komma att ha betydande påverkan på badvattenkvaliteten i närheten av åns mynning. Vid den närmsta officiella badplatsen, Bredsands Camping, har inte Enköpings nya ARV betydande påverkan vid normal drift och flöde. För de scenarion med både driftproblem och höga eller extrema flöden sänks dock vattenkvaliteten. Även om reningsverket inte gör vattnet otjänligt ens vid extremt flöde är det möjligt att ett prov ändå visar otjänligt eftersom vid ett kraftigt regn kommer föroreningar också med avrinningen. E.coli kan tillföras vattnet med koncentrationer på runt 4000 CFU/100 ml (Selvakumar & Borst 2006). Transporttiden för tillskott av mikroorganismer via avrinning till badplatsen kan vara kort så avdödning och utspädning blir begränsad. Det innebär att bräddning på Enköpings nya ARV inte är den enda betydande källan till mikroorganismer vid badplatsen vid kraftiga regn. Vid de extrema flödena som undersökts är det även troligt att det kommer bräddas

från pumpstationer på ledningsnätet. Bräddning från pumpstationer bidrar också till en försämrad vattenkvalitet. Oförklarligt höga koncentrationer vid både normala och extrema förhållanden kan även bero på att vattnet kontamineras av fåglar (Erichsen m fl. 2006).

Koncentrationerna för de olika scenarierna är mestadels baserade på antaganden, vilket medför en stor osäkerhet i allt resultat. Utgående avloppsvatten som renats fullständigt är den mest underbyggda koncentrationen eftersom det bygger på studiens egen provtagning på liknande anläggningar. De mest osäkra värdena är inflödeskoncentrationerna vid bräddning samt avskiljningen i försedimentation då dessa underbyggs av enbart en studie för varje (DHI 2016; Zhang & Farahbakhsh 2007). Inflödeskoncentrationen vid bräddning varierar förmodligen kraftigt mellan olika bräddningstillfällen så för att kunna beräkna koncentrationen vid badplatsen mer tillförlitligt när bräddning sker på reningsverket krävs provtagning. Fallstudiens koncentrationer är dock generellt valda högt för att motsvara ett värsta tänkbara scenario för utsläpp från reningsverket, vilket trots osäkerheterna tyder på att badplatsen kommer att ha tjänligt badvatten vid alla tillfällen oavsett vad som sker på reningsverket. Otjänligt badvatten kan eventuellt uppnås om recipientens vattenkvalitet är försämrad. Den variabeluppsättning som använts för fallstudien är enligt normala sommarförhållanden. För att få ett värsta möjliga scenario för badplatsen med avseende även på recipienten hade lägre värden på solinstrålning, siktdjup och temperatur kunnat användas i studien.

Till skillnad mot känslighetsanalysen har spridning och utspädning inkluderats i fallstudien för Svinnegarnsviken med hjälp av flödesdata från SMHI:s S-Hype för ån och den redan utförda dynamiska spridningsmodelleringen utförd av Sweco i *TELEMAC 3D*. I ån antas fullständig omblandning, vilket kan vara felaktigt eftersom transportsträckan är så pass kort. Om inte fullständig omblandning sker kan provtagning visa högre värden än de uträknade, eller tvärtom. Transporttiden till badplatsen, 2 dygn, är den snabbaste tiden som erhållits från modelleringen. I de allra flesta fall går strömmarna inte direkt från åns mynning till badplatsen utan spridningen tar längre tid. Detta är ytterligare ett antagande som gjorts för att skapa den värsta tänkbara situationen för badplatsens vattenkvalitet. En felkälla som däremot kan ha orsakat för låga koncentrationer vid åns mynning är att endast medelflödet i ån har räknats på. Vid högt flöde späds indikatororganismerna initialt ut mer, men transporten till mynningen går snabbare varvid mindre avdödning hinner ske. Swecos utredning (2018a) fann att skillnaden i koncentration av indikatororganismer vid badplatsen var obefintlig för IE och ungefär dubblad för E.coli när flödet i ån är högre. Om koncentration E.coli dubblas påverkas inte bedömningen vid badplatsen, utan tjänligt med anmärkning behålls med god marginal kvar till otjänligt. Ett högt flöde i ån är mycket möjligt att det sammanfaller med ett kraftigt regn, dock är de högsta värdena i Enköpings ån noterade vintertid, det vill säga inte i badsäsong. Medelflödet på vintern är $1,96 \text{ m}^3/\text{s}$ istället vilket är högre än högflöde (90-percentilen) sommartid som är $1,49 \text{ m}^3/\text{h}$ (Sweco 2018a). Samma vattenegenskaper (Tabell 8) har använts för avdödningen i både ån och viken vilket är en potentiell felkälla. Av parametrarna är det förmodligen siktdjupet som kan vara olika för ån och för viken. Särskilt vid bräddning på reningsverket lär siktdjupet framförallt minska i ån där avloppsvattnet för det extrema fallet utgör hälften av åns flöde. Ingen korrigering av siktdjupet har gjorts vid bräddningsförhållanden, även om Erichsen m fl. (2006) rekommenderar en halvering av siktdjupet vilket innebär mindre avdödning. Det potentiellt lägre siktdjupet i ån utjämnas eventuellt något mot att temperaturen i åns rörliga vatten möjligen är lägre än i viken, eftersom viken är relativt stillastående och har en lång uppehållstid (Sweco 2018a).

6 SLUTSATSER

Indikatororganismerna reduceras bäst i ett biologiskt reningssteg där biobädd finns. Av de undersökta slutreningsalternativen reducerar sandfiltret indikatororganismerna bättre och jämnare än skivfiltret som har en reduktion som är lägre och ojämn. E.coli har konsekvent högre utgående koncentration samt sämre reduktion än IE i samtliga reningssteg. Den största skillnaden är i biostegen vilket kan förklaras av att E.coli och IE felaktigt har samma inflödeskoncentration på grund av laboratoriets maximala detektionsgräns.

Undersökningen av susp och BOD₇:s korrelation till indikatororganismerna visade att ingen stark signifikant korrelation finns. PLS-analysen indikerar att nederbörd och temperatur korrelerar bäst med indikatororganismerna. PLS-modellen uppskattar koncentrationen av indikatororganismer generellt för högt och avvikelserna mot de uppmätta värdena är stora. Utgående koncentration av indikatororganismer är därmed svår att uppskatta med de vattenkvalitet- och omvärldsp parametrar som fanns tillhanda. Den stora osäkerheten i resultatet från båda korrelationsanalysen och PLS-modellen beror sannolikt på heterogenitet i avloppsvattnet, fördröjningar inom reningsverket och laborationsmetodens osäkerheter vid höga koncentrationer av indikatororganismerna.

Vilken ozondosering som är tillräcklig för rening av både läkemedelsrester och mikroorganismer och vad den bör baseras på finns det inget entydigt svar på. Kunskapen om ozon implementerat för läkemedelsrening och hur det påverkar mikrobiologiska vattenkvaliteten är bristfällig. Den slutsats som kan dras efter studien är att det är viktigt att ozondoseringen optimeras för varje reningsverk för att säkerställa god rening och kostnadseffektivitet. Om ozondoseringen efterföljs av ett biologiskt filter bör reduktionen av mikroorganismer öka och risken för återväxt minska.

Recipientens egenskaper är viktigare än utsläppskoncentrationen av indikatororganismer vid de värden som valts för en lokal känslighetsanalys. Speciellt siktdjupet verkar ha stor påverkan på badvattenkvaliteten i och med att siktdjupet minskar vid kraftiga regnskurar, samtidigt som stora utsläpp från reningsverk kan ske. Om Svinnegarnsviken har normala sommarvärden när stora mängder avloppsvatten bräddas från Enköpings nya ARV blir badvattenkvaliteten inte otjänlig vid Bredsands Camping.

REFERENSER

LAGAR OCH FÖRORDNINGAR

HVMFS 2016:16. *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om badvatten*. Stockholm: Miljödepartementet.

LIVSFS 2017:2. *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*. Stockholm: Näringsdepartementet.

NFS 2016:6. *Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse*. Stockholm: Miljödepartementet.

SFS 1998:808. *Miljöbalken*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet.

PUBLICERAT MATERIAL

Antoniou, M. G., Hey, G., Rodríguez Vega, S., Spiliotopoulou, A., Fick, J., Tysklind, M., Cour Jansen, J. Ia & Andersen, H. R. (2013). Required ozone doses for removing pharmaceuticals from wastewater effluents. *Science of the Total Environment*. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.03.072.

Åström, J. & Pettersson, T. (2007). Avloppsutsläpp och mikrobiologisk påverkan i råvattentäkten Göta älv. *Svenskt Vatten Utveckling*, (2007-11).

Åström, J. & Pettersson, T. (2009). Mikrobiologisk förorening av ytvattentäcker - kommunala avloppsutsläpp och stokastisk simulering. *Svenskt Vatten Utveckling*, (2009-04).

Åström, J. & Rundahl, P. (2018). Smittspridning från avloppsreningsverk -QMRA som beslutsstöd vid ombyggnation av Arvidstorps reningsverk. *Journal of Water Management and Research*, vol. 74 (4).

Bäckström, M., Jönsson, R., Mäki, A., Sjöstrand, A. & Wikström, A.-s. (2013). Metoder för att förhindra mikrobiell avloppspåverkan på råvatten. *Svenskt Vatten Utveckling*, (2013-22).

Baresel, C., Ek, M., Harding, M. & Bergström, R. (2014). *Behandling av biologiskt renat avloppsvatten med ozon eller aktivt kol*. Tekn. rapport, s. 1–28. Tillgänglig: www.ivl.se.

Baresel, C., Cousins, A. P., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U. & Söhr, S. (2015a). *Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants Review on concentrations, quantification, behaviour, and removal options*. Tekn. rapport. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.

Baresel, C., Dahlgren, L., Lazić, A., De Kerchove, A., Almemark, M., Harding, M., Ottosson, E., Karlsson, J., Yang, J., Allard, A.-S., Magnér, J., Ejhed, H. & Björk, A. (2015b). *Reuse of treated wastewater for non-potable use (ReUse)*. Tekn. rapport. IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K. & Olshammar, M. (2017). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. Tekn. rapport. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Carlander, A., Stenström, T. A., Albiñ, A. & Hasselgren, K. (2002). Hygieniska aspekter vid avloppsbehandling av Salixodlingar - undersökningar vid tre fullskaleanläggningar. *VA-FORSK*, (Nr 1 april 2002).

Dechesne, M. & Soyeux, E. (2006). Pathogens in source water. *Microrisk*, (April).

DHI (2016). *Badvatten i Helsingborgs stad - Analys av vattenkvalitet, kontrollprocedur, föroreningskällor, möjliga åtgärder, tidig varning och förtroendeskapande kommunikation*. Tekn. rapport.

Dufour, A., Snozzi, M., Koster, W., Bartram, J., Ronchi, E & Fewtrell, L (2003). *Assessing Microbial Safety of Drinking Water*. London: World Health Organization, the Organisation of Economic Co-operation and Development, IWA Publishing. DOI: 10.1787/9789264099470-en.

Edberg, S. C., Rice, E. W., Karlin, R. J. & Allen, M. J. (2000). Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection. *Symposium series (Society for Applied Microbiology)*, (29), ss. 106S–116S.

Enerhall, C & Stenmark, E (2012). *Disc Filters to Reduce Wastewater Pathogen Levels in Raw Water Sources*. Chalmers tekniska högskola, Institutionen för Bygg- och miljöteknik (Examensarbete 2012:54).

Erichsen, A. C., Kaas, H., Dannisøe, J., Mark, O. & Jørgensen, C. (2006). Etablering af badevandsprofiler og varslingsystemer i henhold til EU's nye badevandsdirektiv, (1101).

Ferguson, C., De Roda Husman, A. M., Altavilla, N., Deere, D. & Ashbolt, N. (2003). Fate and transport of surface water pathogens in watersheds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 33 (3), ss. 299–361. DOI: 10.1080/10643380390814497.

Flapper, T., Campbell, B., O'Connor, N & Keegan, A (2012). Quantification of pathogen removal in Australian Activated sludge plants (Phase 1 and 2), (March), ss. 114.

Francy, D. S., Stelzer, E. A., Bushon, R. N., Brady, A. M. G., Williston, A. G., Riddell, K. R., Borchardt, M. A., Spencer, S. K. & Gellner, T. M. (2012). Comparative effectiveness of membrane bioreactors, conventional secondary treatment, and chlorine and UV disinfection to remove microorganisms from municipal wastewaters. *Water Research*, vol. 46, ss. 4164–4178. DOI: 10.1016/j.watres.2012.04.044.

George, I., Crop, P. & Servais, P. (2002). Fecal coliform removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods. *Water Research*, vol. 36 (10), ss. 2607–2617. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00475-4.

Giannakis, S., Voumard, M., Grandjean, D., Magnet, A., De Alencastro, L. F. & Pulgarin, C. (2016). Micropollutant degradation, bacterial inactivation and regrowth risk in wastewater effluents: Influence of the secondary (pre)treatment on the efficiency of Advanced Oxidation Processes. *Water Research*, vol. 102, ss. 505–515. DOI: 10.1016/j.watres.2016.06.066.

Golbraikh, A. & Tropsha, A. (2002). Beware of q²!, vol. 20, ss. 269–276.

Gómez, M., De La Rúa, A., Garralón, G., Plaza, F., Hontoria, E & Gómez, M. A. (2006). Urban wastewater disinfection by filtration technologies. *Desalination*, vol. 190, ss. 16–28. DOI: 10.1016/j.desal.2005.07.014.

Gregory, J. (2005). *Particles in Water: Properties and Processes*. 1. utg. Boca Raton: CRC Press.

- Havs- och Vattenmyndigheten (2013). Vägledning för badvatten enligt direktiv 2006 / 7 / EG.
- Helsel, D. R. & Hirsch, R. M. (2002). *Statistical Methods in Water Resources*. Techniques of Water-Resources Investigations, Book 4. Chapter A3. U.S. Geological Survey. DOI: 10.2307/1269385.
- Hörsing, M., Wahlberg, C., Falås, P., Hey, G., Jes, A. L. & Jansen, L. C. (2014). Reduktion av läkemedel i svenska avloppsreningsverk - kunskapssammanställning. *Svenskt Vatten Utveckling*, vol. 2014-16.
- Jiang, S. C., Thurmond, J. M., Pichard, S. L. & Paul, J. H. (1992). Concentration of microbial populations from aquatic environments by Vortex Flow Filtration. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 80, ss. 101–107. Tillgänglig: <https://www.int-res.com/articles/meps/80/m080p101.pdf>.
- Kårelid, V., Larsson, G. & Björleinius, B. (2017). Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon treatment at three wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, vol. 193, ss. 491–502. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.02.042.
- Katsoyiannis, A. & Samara, C. (2007). The fate of Dissolved Organic Carbon (DOC) in the wastewater treatment process and its importance in the removal of wastewater contaminants. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 14 (5), ss. 284–292. DOI: 10.1065/espr2006.05.302.
- Köhler, S. J. & Lavonen, E. (2015). Löst organiskt kol i dricksvatten - En syntes av erfarenheter av GenoMembranprojektet. *Svenskt Vatten Utveckling*, (2015-13), ss. 1–48.
- Koivunen, J., Siitonen, A. & Heinonen-Tanski, H. (2003). Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. *Water Research*, vol. 37, ss. 690–698.
- Kumar, S. (2012). *Textbook of Microbiology*. New Delhi, India: Jaypee Brothers Medical Publishers LTD.
- Magdeburg, A., Stalter, D., Schlüsener, M., Ternes, T. & Oehlmann, J. (2014). Evaluating the efficiency of advanced wastewater treatment: Target analysis of organic contaminants and (geno-)toxicity assessment tell a different story. *Water Research*, vol. 50, ss. 35–47. DOI: 10.1016/j.watres.2013.11.041.
- Mara, D. & Horan, N. (2003). *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. Elsevier Inc., s. 57–68.
- Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., Alencastro, L. F. de, Abegglen, C., Thonney, D., Chèvre, N., Schärer, M. & Barry, D. A. (2013). Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon? *Science of the Total Environment*, vol. 461-462, ss. 480–498. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.05.034.
- Metcalf & Eddy (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. Fifth Edit. New York: McGraw-Hill Education.
- Mevik, B.-H. & Wehrens, R. (2019). *Introduction to the pls Package*. Tekn. rapport.
- Naturvårdsverket (2010). *Rening av avloppsvatten i Sverige 2016*. Tekn. rapport. Stockholm: Naturvårdsverket, s. 1–24.
- Nellis, M. D., Harrington, J. A. & Wu, J. (1998). Remote sensing of temporal and spatial variations in pool size, suspended sediment, turbidity, and Secchi depth in Tuttle Creek Reservoir, Kansas: 1993. *Geomorphology*, vol. 21 (3-4), ss. 281–293.
- Nieuwstad I, T. J., Mulder, E. P., Havelaar, A. H. & Van Olphen, M (1988). Elimination of micro-organisms from wastewater by tertiary precipitation and simultaneous precipitation followed by filtration. *Wat. Res.*, vol. 22 (11), ss. 1389–1397.
- Noble, R. T., Lee, I. M. & Schiff, K. C. (2004). Inactivation of indicator micro-organisms from various sources of faecal contamination in seawater and freshwater. *Journal of Applied Microbiology*, vol. 96 (3), ss. 464–472. DOI: 10.1111/j.1365-2672.2004.02155.x.
- Ohlsson, L., Karlsson, D. & Gustafsson, L.-G. (2011). Tätorters inverkan på recipienters bakteriella status. *Svenskt Vatten Utveckling*, (2011-08).
- Okafor, N. (2001). *Environmental Microbiology of Aquatic and Waste Systems*. New York: Springer.
- Ottoson, J., Hansen, A., Björleinius, B., Norder, H. & Stenström, T. A. (2006). Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant. *Water Research*, vol. 40 (7), ss. 1449–1457. DOI: 10.1016/j.watres.2006.01.039.
- Ottoson, J. (2005). *Comparative analysis of pathogen occurrence in wastewater: management strategies for barrier function and microbial control*. Stockholm: KTH.
- Persson, E., Ljunggren, M., Jansen, J., Strube, R & Jönsson, L (2006). Disc filtration for separation of flocs from a moving bed bio-film reactor. *Water Science & Technology*, vol. 53 (12), ss. 139–147.
- Rose, J., Farrah, S. & Harwood, V. (2005). *Reduction of Pathogens, Indicator Bacteria, and Alternative Indicators by Wastewater Treatment and Reclamation Processes*, s. 60.
- Selvakumar, A. & Borst, M. (2006). Variation of microorganism concentration in urban stormwater runoff with land use and seasons. *Journal of Water and Health*, vol. 4 (1), ss. 109–124. DOI: 10.2166/wh.2005.063. Tillgänglig: <https://iwaponline.com/jwh/article-pdf/4/1/109/396398/109.pdf>.
- Snyder, S. A., Adham, S., Redding, A. M., Cannon, F. S., Decarolis, J., Oppenheimer, J., Wert, E. C. & Yoon, Y. (2006). Role of membranes and activated carbon in the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals. DOI: 10.1016/j.desal.2005.12.052.
- Sokolova, E., ÅstroÅm, J., Pettersson, T., Bergstedt, O. & Hermansson, M. (2011). Decay of Bacteroidales Genetic Markers in Relation to Traditional Fecal Indicators for Water Quality Modeling of Drinking Water Sources. *Environment Science and Technology*, vol. 46 (Issue 2), ss. 892–900. DOI: 10.1021/es2024498.
- Svenskt Vatten (2010). *Dricksvattenteknik 3 - Yrvatten*. Svenskt Vatten, Publikation U8.
- Svenskt Vatten (2011). *Dricksvattenteknik 4 - Efterbehandling och distribution*. Svenskt Vatten, Publikation U9.
- Svenskt Vatten (2013). *Avloppsteknik 2 - Reningsprocessen*. 3. utg. Svenskt Vatten, Publikation U2.
- Svenskt Vatten (2015a). *Introduktion till Avloppsteknik*. Svenskt Vatten, Publikation U14.
- Svenskt Vatten (2015b). *Introduktion till mikrobiologisk barriäranalys, MBA*. Svenskt Vatten, Publikation P112.
- Szelag, B., Barbusiński, K., Studziński, J. & Bartkiewicz, L. (2017). Prediction of wastewater quality indicators at the inflow to the wastewater treatment plant using data mining methods. *E3S Web of Conferences*, vol. 22. DOI: 10.1051/e3sconf/20172200174.

- Ternes, T. A., Stüber, J., Herrmann, N., McDowell, D., Ried, A., Kampmann, M. & Teiser, B. (2003). Ozonation: A tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater? *Water Research*, vol. 37 (8), ss. 1976–1982. DOI: 10.1016/S0043-1354(02)00570-5.
- Tobias, R. D. (1995). An Introduction to Partial Least Squares Regression. *Analysis*, vol. 24 (5), ss. 1250–1257.
- Wang, X., Kvaal, K. & Ratnaweera, H. (2017). Characterization of influent wastewater with periodic variation and snow melting effect in cold climate area. *Computers and Chemical Engineering*, vol. 106, ss. 202–211. DOI: 10.1016/j.compchemeng.2017.06.009. Tillgänglig: <http://dx.doi.org/10.1016/j.compchemeng.2017.06.009>.
- Wennberg, C., Nordlander, H. & Hernebring, C. (2017). Omfattning av bräddning i svenska kommuner. *Svenskt Vatten Utveckling*, (2017-16).
- WHO (2017). WHO | Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum. *Who*, ss. 631.
- WHO (2018). *Guidelines on sanitation and health*, s. 1–220.
- Xu, P., Janex, M. L., Savoye, P., Cockx, A. & Lazarova, V. (2002). Wastewater disinfection by ozone: Main parameters for process design. *Water Research*, vol. 36 (4), ss. 1043–1055. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00298-6.
- Zhang, K. & Farahbaksh, K. (2007). Removal of native coliphages and coliform bacteria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: Implications to water reuse. *Water Research*, vol. 41 (12), ss. 2816–2824. DOI: 10.1016/j.watres.2007.03.010.

OPUBLICERAT MATERIAL

- Havet.nu (u.å.). *Västerhavet*. Tillgänglig: <https://www.havet.nu/?d=44>.
- MälarenErgi (u.å.). *Vattnets väg genom Kungsängens avloppsreningsverk*. Tillgänglig: <https://www.malarenergi.se/globalassets/dokument/anlaggningar/sa-fungerar-kungsangsverket.pdf>.
- Nordic Water (u.å.). *Kontinuerliga filter - välkänd teknologi med de senaste innovationerna*. Tillgänglig: https://www.nordicwater.com/wp-content/uploads/2016/04/S1501-DynaSand_SV_web-1.pdf.
- Rocky Mountain Laboratories (u.å.). *EscherichiaColi_NIAID*. Tillgänglig: https://sv.wikipedia.org/wiki/Escherichia_coli#/media/Fil:EscherichiaColi_NIAID.jpg.
- SMHI (u.å.). *Hourly_Stockholm.png (2815×1399)*. Tillgänglig: https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.91849!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainColl/file/Hourly_Stockholm.png.
- STHDA (2017). *PCA - Principal Component Analysis Essentials - Articles*. Tillgänglig: <http://www.sthda.com/english/articles/31-principal-component-methods-in-r-practical-guide/112-pca-principal-component-analysis-essentials/#eigenvalues-variances>.
- Sweco (2015). *PowerPoint: Utbildning Påslund*.
- Sweco (2018a). *PM Beräkning av påverkan på badvattenkvalitet vid Bredsand Camping*.
- Sweco (2018b). *PM Hydrodynamisk modellering av spädning från utloppet från Enköpings avloppsreningsverk*.
- United States Department of Agriculture (2009). *Enterococcus faecalis*. Tillgänglig: https://en.wikipedia.org/wiki/Enterococcus_faecalis#/media/File:Enterococcus_faecalis20023-300.jpg.
- Västervik Miljö & Energi (2017). *Ombyggnation av Gamleby Avloppsreningsverk*. Tillgänglig: <https://docplayer.se/38607366-Ombyggnation-av-gamleby-avloppsreningsverk.html>.

A BILAGA

A.1 FULLSTÄNDIGA ANALYSRESULTAT FRÅN PROVTAGNING

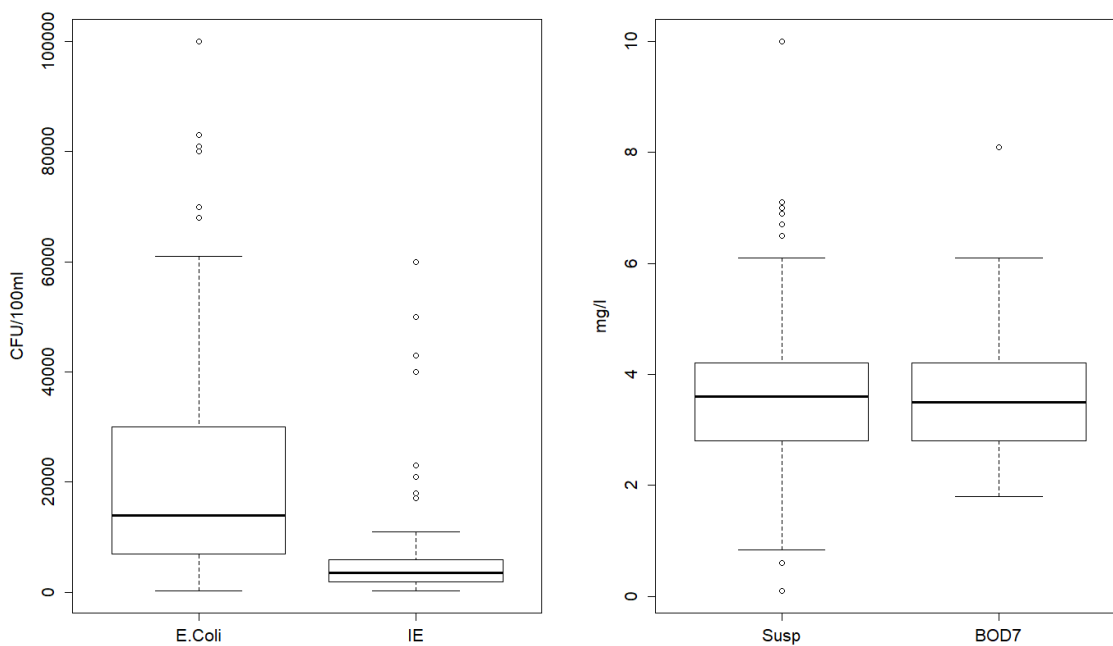
Tabell 18: Samtliga provtagningsresultat från provtagning på Pålslunds ARV.

	E.coli			IE		
	Försed.	Biosteget	Sandfilter	Försed.	Biosteget	Sandfilter
2019-07-08	>100 000	47 000	2 800	>100 000	17 000	340
2019-07-08	>80 000	30 000	740	>100 000	20 000	450
2019-07-08	>100 000	54 000	1 000	>100 000	18 000	710
2019-07-10	>80 000	>100 000	3 600	>100 000	10 000	580
2019-07-10	>100 000	71 000	5 000	>100 000	30 000	820
2019-07-10	>100 000	52 000	5 100	>100 000	9 000	740
2019-07-11	>60 000	44 000	4 400	>100 000	11 000	780
2019-07-11	>100 000	37 000	4 800	>100 000	18 000	950
2019-07-11	>100 000	46 000	4 700	>100 000	13 000	580

Tabell 19: Samtliga provtagningsresultat från provtagning på Gamleby ARV.

	E.coli			IE		
	Inkommande	Biosteget	Skivfilter	Inkommande	Biosteget	Skivfilter
2019-07-09	>100 000	830	180	>100 000	200	9
2019-07-09	>100 000	480	190	>100 000	210	9
2019-07-09	>100 000	840	140	>100 000	150	36
2019-07-10	>100 000	2 000	1 500	>100 000	440	260
2019-07-10	>100 000	6 000	1 400	>100 000	240	270
2019-07-10	>100 000	5 800	3 000	>100 000	180	230
2019-07-11	>80 000	17 000	7 400	>100 000	1 700	470
2019-07-11	>100 000	8 000	16 000	>100 000	810	500
2019-07-11	>80 000	4 200	<10	>100 000	730	790

A.2 BOXPLOTS ÖVER DATA FÖR KORRELATIONSANALYS

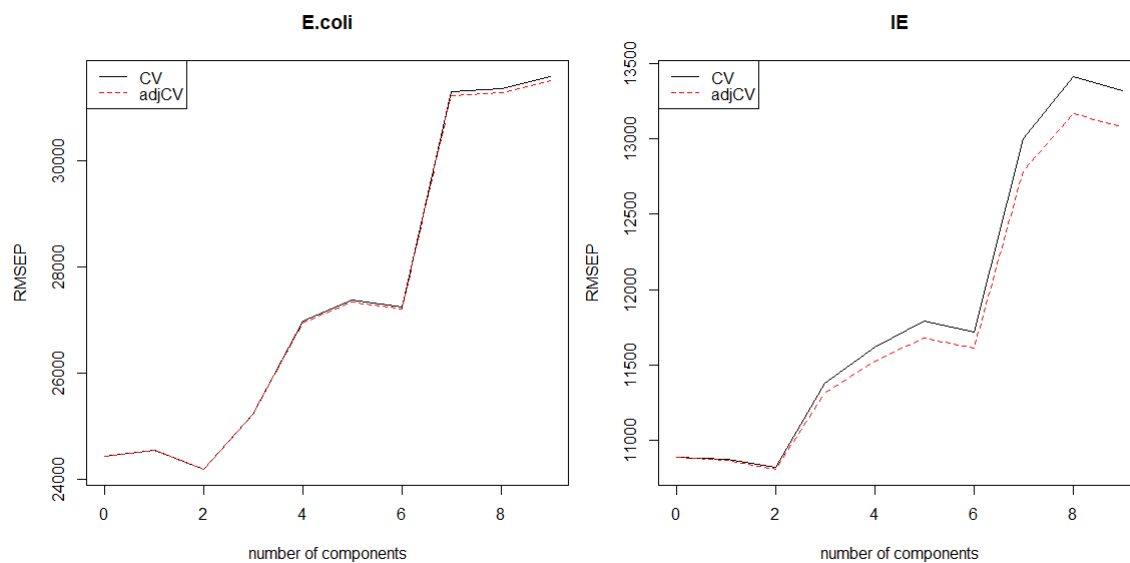


(a) Boxplot för indikatororganismerna E.Coli och IE. Median och IQR är för E.Coli 14 000 respektive 23 000 CFU/100ml. Motsvarande för IE är 3 500 respektive 4 000 CFU/100ml.

(b) Boxplot för de fysikaliska parametrarna Susp och BOD₇. Median och IQR är för Susp 3,6 respektive 1,4 mg/l. Motsvarande för BOD₇ är snarlikt, 3,5 respektive 1,4 mg/l. Dock har Susp fler outliers än BOD₇

Figur 17: Boxplots för indikatororganismerna samt de fysikaliska parametrarna susp och BOD₇. Proverna är tagna på utgående avloppsvatten från Kungsängsverket 2015-2017. Totalt 101 mätvärden för respektive parameter.

A.3 RMSEP-GRAFER FÖR PLS-ANALYS



Figur 18: RMSEP för E.coli och IE, där RMSEP är lägst för två komponenter för både E.coli och IE. AdjCV är biaskorrigerade värden för CV. För båda indikatororganismerna ger två komponenter lägst RMSEP.