



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 24012

Examensarbete 30 hp

Juni 2024

Tekniker för avancerad rening av avloppsvatten från antibiotika och bakterier

Utvärdering med multikriterieanalys för rening av
blandat avloppsvatten och svartvatten

Julia Hietala & Emilia Pazur



UPPSALA
UNIVERSITET



Techniques for advanced removal of antibiotics and bacteria from wastewater

Julia Hietala & Emilia Pazur

Abstract

The increasing development of antibiotic resistance constitutes a threat to today's society, and the existing wastewater treatment plants are not built to remove antibiotics from the wastewater. However, it is not only the removal of antibiotics from wastewater that is important to counteract the accelerated development of antibiotic resistance, the reduction of bacteria matters as well. An alternative to conventional waste water treatment is source separation of wastewater from households and treating blackwater separately from greywater.

The purpose of this study was to investigate which treatment technique that was most suitable to implement for the removal of antibiotics as well as bacteria from wastewater on existing wastewater treatment plants and on new facilities with source-separation of wastewater based on the following criteria: removal of antibiotics, bacteria reduction, operation cost, energy consumption, use of chemicals and surface area. The techniques were evaluated by using multicriteria analysis (MCA) where performance data were derived from literature and a survey where the importance of the criteria were graded by members of the SAFE-group. For the treatment of blackwater existing treatment options were further investigated to find out how effective they are at removing pharmaceuticals and reducing bacteria from blackwater. In addition the aim was also to investigate advantages and disadvantages of source separation of wastewater and treating blackwater separately from greywater. In order to determine this, members of the SAFE-group answered a survey and a literature study was done.

The selection of treatment technologies evaluated were based on antibiotic removal for mixed wastewater and included ozonation, GAC (granulated active carbon), nanofiltration, reverse osmosis, UV and hydrogen peroxide, activated sludge and MBBR (moving bed bioreactor). The removal technique that according to the MCA was most suitable to implement at a wastewater treatment plant and a new facility for source separated wastewater was ozonation. There are both advantages and disadvantages with source-separation. An advantage of treating black water separately is that it contains the majority of bacteria and pharmaceuticals residues, however a disadvantage is that the pre-treatment needs to be extensive in order for the treatment techniques that were investigated to achieve the same degree of removal as for mixed wastewater. The treatment techniques investigated in the study (ozonation, GAC, UV and hydrogen peroxide, nanofiltration, activated sludge and MBBR) are mainly applied for mixed wastewater and not as relevant for source separation of wastewater and separate treatment of blackwater. Instead, existing treatment techniques such as wet composting, anaerobic digestion, alkaline treatment and ammonia treatment with urea may be more relevant as they are techniques that are used for treating blackwater with rather good reduction of bacteria.

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten Uppsala universitet, Uppsala

Handledare: Jennifer McConville Ämnesgranskare: Annika Nordin

Examinator: Fritjof Fagerlund



UPPSALA
UNIVERSITET



Keywords: Antibiotics, antibiotic resistance, bacteria, degree of removal, wastewater treatment plant

Department of Energy and Technology, Swedish University of Agriculture. Box 7032.
75007 Uppsala.

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten Uppsala universitet, Uppsala

Handledare: Jennifer McConville Ämnesgranskare: Annika Nordin

Examinator: Fritjof Fagerlund

REFERAT

Tekniker för avancerad rening av avloppsvatten från antibiotika och bakterier

Julia Hietala & Emilia Pazur

Den ökade utvecklingen av antibiotikaresistens utgör ett hot mot dagens samhälle och befintliga avloppsreningsverk är inte byggda för att avloppsrena vattnet från antibiotika. Men det är inte bara rening av antibiotika från avloppsvattnet som är viktig för att motverka uppkomsten av antibiotikaresistens, utan även reduktion av bakterier. Det finns ett alternativ att källsortera avloppsvatten från hushåll och behandla det separat istället för att leda det till avloppsreningsverk.

Syftet med denna studie var att undersöka vilken reningsteknik som var mest lämplig att implementera för att rena avloppsvatten utifrån kriterierna rening av antibiotika, bakteriereduktion, driftkostnad, energiförbrukning, kemikalieanvändning samt behov av ytterligare yta och ombyggnation, på befintliga avloppsreningsverk och nya anläggningar där det sker källsortering. Teknikerna utvärderades genom en multikriterieanalys (MKA) baserad på en litteraturstudie för inhämtande av data och en enkät där medlemmar i SAFE-gruppen gav poäng till kriterierna utifrån hur viktiga de anser att de är. För behandling av svartvatten undersöktes ytterligare existerande behandlingsalternativ för att ta reda på hur effektiva de är på rening av läkemedelsrester och reduktion av bakterier från svartvatten. Ett ytterligare syfte var att utreda vilka för- och nackdelar som fanns med att källsortera avloppsvatten, vilket gjordes genom att medlemmar i SAFE-gruppen svarade på en enkät samt genom en litteraturstudie.

Urvalet av reningstekniker som undersöktes i denna studie baserades på deras rening av antibiotika för blandat avloppsvatten och dessa var ozonering, GAK (granulärt aktivt kol), UV och väteperoxid, nanofiltrering, omvänd osmos, aktivt kol och MBBR (biofilmreaktor med rörlig bädd). Den reningsteknik som var lämpligast att implementera på ett avloppsreningsverk och en ny anläggning för källsorterat avloppsvatten var ozonering som generellt presterade bra för majoriteten av kriterierna. Det fanns för- och nackdelar med att källsortera avloppsvatten. En fördel med att behandla svartvatten separat är att det innehåller majoriteten av bakterier och läkemedelsrester, däremot är en nackdel att förbehandlingen behöver vara omfattande för att reningsteknikerna som undersöktes ska åstadkomma samma reningsgrad som för blandat avloppsvatten. De reningstekniker som undersöktes i studien (ozonering, GAK, UV med väteperoxid, omvänd osmos, nanofiltrering, aktiv slambehandling och MBBR) är inte relevanta för källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartvatten. Istället kan i dag aktuella behandlingsalternativ som våtkompostering, rötning, alkalisk behandling och ammoniakbehandling med urea vara relevanta då de är tekniker som kan användas för behandling av svartvatten med påvisad reduktion av bakterier.

Nyckelord: Antibiotika, antibiotikaresistens, bakterie, reningsgrad, avloppsreningsverk.

Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet. Box 7032. 75007 Uppsala.

FÖRORD

Detta examensarbete är på 30 högskolepoäng och är det sista momentet på vår civilingenjörsutbildning inom miljö- och vattenteknik på Uppsala Universitet och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Detta arbete är en del av uppdraget “SAFE Återvinning - potential of source-separation to prevent risk from hazardous chemicals with circular systems” som utförs av SAFE-gruppen, bestående av representanter från Mälarenergi, Uppsala Vatten och Stockholm Vatten och Avfall, institutionen energi och teknik och institutionen för vatten och miljö på SLU

Vi vill rikta ett stort tack till vår handledare Jennifer McConville, forskare vid institutionen för energi och teknik vid Sveriges lantbruksuniversitet, för din vägledning under vårt arbete, speciellt i början och till vår ämnesgranskare Annika Nordin, forskare vid institutionen för energi och teknik vid Sveriges lantbruksuniversitet, för din återkoppling, kunskap och stöttning under projektets gång.

Slutligen vill vi rikta ett tack till medlemmarna i SAFE-gruppen för att ni har svarat på våra frågor och delat med er av er kunskap.

Julia Hietala & Emilia Pazur
Uppsala, juni 2024

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Antibiotika är ett läkemedel som har använts i över nästan 100 år för att behandla infektioner som tidigare hade dödliga konsekvenser. Nu riskerar dessa infektioner som tidigare har varit ofarliga och kunnat behandlas att återigen bli farliga och resultera i dödlig utgång. Detta beror på en ökad antibiotikaresistens, vilket är när bakterier som tidigare kunnat inaktiveras med antibiotika har utvecklat en motståndskraft mot det. Den accelererade ökningen av antibiotikaresistens är ett resultat av över- och felanvändning av antibiotika och en fara med det är att bakterier som har blivit resistenta kan sprida det vidare till andra bakterier. En plats där antibiotikaresistens utvecklas är avloppsreningsverk. De tar emot avloppsvatten från bland annat hushåll och i det vattnet finns det bakterier, både sådana som orsakar sjukdom och de som är ofarliga, och antibiotika. På avloppsreningsverk finns det inte någon rening för att specifikt ta bort antibiotika och bakterier från vattnet som släpps ut, vilket resulterar i att både antibiotika och bakterier som är resistenta och kan sprida vidare antibiotikaresistens när de hamnar i miljön.

För att kunna motverka utvecklingen av antibiotikaresistens behöver det ske åtgärder. Det kan antingen ske på avloppsreningsverk genom att lägga till en reningsteknik som kan rena avloppsvattnet från antibiotika och bakterier, eller på andra sätt. Ett annat sätt är källsortering av avloppsvatten, vilket är då svartvatten (vatten från toalett), som innehåller majoriteten av läkemedel, som antibiotika, och bakterier, samlas in och behandlas separat från gråvatten (vatten från bad, tvätt och kök). I denna studie undersöktes alternativet att behandla svartvattnen separat i en anläggning som är mindre i jämförelse med avloppsreningsverk. Fördelen med källsortering av avloppsvatten är att innehållet som behandlas är mer koncentrerat och har en mindre volym i jämförelse med blandat avloppsvatten.

Det finns ett flertal olika reningstekniker som kan användas för att rena avloppsvatten från antibiotika och bakterier. I denna studie undersöktes följande reningstekniker: ozonering, UV med väteperoxid, GAK (granulerat aktivt kol), aktivt slam, omvänd osmos, nanofiltrering samt MBBR (biofilmreaktor med rörlig bädd) och hur bra de presterade utifrån olika kriterier. De kriterierna var rening av antibiotika, reduktion av bakterier, energiförbrukning, kemikalieanvändning, driftkostnad samt behov av ytterligare yta och ombyggnation. Det utfördes en multikriterieanalys (MKA) där de olika reningsteknikerna rankades utifrån hur bra de presterade för varje kriterium. Informationen om deras prestation samlades in genom en litteraturstudie och för att ta reda på hur viktiga de olika kriterierna var för medlemmar i SAFE-gruppen, som består av representanter från olika avloppsreningsverk, besvarade de två enkäter. Den ena enkäten var för befintliga avloppsreningsverk och existerande förhållanden och den andra enkäten var för att bygga en ny anläggning där det skulle ske källsortering av avloppsvatten. Det kriterium som rankades högst betraktades som viktigast och den som rankades lägst som minst viktig utifrån SAFE-gruppens prioriteringar.

Resultatet blev att i båda fallen, befintligt avloppsreningsverk och källsortering av avloppsvatten, var ozonering den lämpligaste reningstekniken. Ozonering är en teknik där ozon, som är en kemikalie, i gasform reagerar med antibiotika och bryter ned det till mindre delar som inte är lika farliga. Fördelen med ozonering är att den är effektiv på att rena avloppsvatten från antibiotika och den kräver inte heller mycket energi, vilket gör den mindre kostsam. Det finns nackdelar med ozonering och det är att det kan bildas andra ämnen som kan vara farliga och den kräver stor yta och nybyggnation i jämförelse med de andra undersökta reningsteknikerna.

För- och nackdelar med källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartvatten undersöktes genom en litteraturstudie och en enkät där medlemmar från SAFE-gruppen svarade vilka för- och nackdelar som de tyckte fanns. De fördelar som identifierades är att en mindre volym avloppsvatten behöver behandlas eftersom det blandade avloppsvattnet delas upp, det är billigare ur perspektivet att tekniken inte kommer att slitas på samma sätt eftersom en mindre volym vatten behandlas. Det blir också mindre läkemedel i vattendrag då det renas bort vid behandling, innehållet är mer koncentrerat i jämförelse med blandat avloppsvatten eftersom majoriteten av bakterier och läkemedelsrester förekommer i svartvatten. Utöver det öppnas det upp för att flera reningsmöjligheter kan undersökas då det inte längre begränsas till avloppsreningsverk och det gynnar biologiska processer genom att det inte blir förändringar i temperaturen på samma sätt som i ett avloppsreningsverk. Nackdelarna var att svartvatten innehåller stora partiklar som exempelvis toalettpapper vilket behöver tas bort om det ska behandlas med samma teknik som blandat avloppsvatten och teknikerna behöver underhållas regelbundet för att effektivt kunna rena vattnet. Det är även dyrare att rena småskaligt, koncentrationen av bakterier är högre och det krävs förbehandling innan svartvattnet kan behandlas med någon av de teknikerna som har undersökts i denna studie.

Det finns ännu inga lagar eller krav på hur mycket läkemedelsrester som behöver renas från avloppsvatten, men det är troligt att det kommer i framtiden. De reningstekniker som har undersökts i studien är potentiella kandidater som kan implementeras på avloppsreningsverk i framtiden och av dessa tekniker var ozonering den lämpligaste, men även nanofiltrering och GAK presterade bra i multikriterieanalysen. Fullskalig rening med ozonering används redan nu på Nykvarnsverket i Linköping för att rena avloppsvatten från läkemedelsrester och Uppsala Vatten har ett pilotprojekt där de använder GAK. Källsortering av avloppsvatten och behandling av svartvatten separat är ett annat alternativ för att kunna rena svartvatten från läkemedelsrester och även bakterier, men problemet som uppstod gällande utvärdering av rening med de tekniker som undersöktes i denna studie var att det fanns brist på data om deras reningseffektivitet på svartvatten. Det kan bero på att dessa tekniker inte är lämpliga för behandling av svartvatten och istället bör andra reningsmöjligheter undersökas. Tekniker som är lämpliga för att behandla blandat avloppsvatten på avloppsreningsverk behöver inte nödvändigtvis vara lämpliga att använda för källsortering av avloppsvatten och behandling av svartvatten i en mindre anläggning eftersom det är olika förhållanden och förutsättningar på platsen.

För behandling av svartvatten är det mer fördelaktigt att använda andra behandlingsmetoder som våtkompostering, rötning, alkalisk behandling och ammoniakbehandling med urea. Deras effektivitet gällande rening av läkemedel och reducering av bakterier från svartvatten har undersökts i större utsträckning då majoriteten av behandlingsteknikerna redan används i Sverige. Det finns anläggningar där det sker våtkompostering och i Sverige finns det två stycken vars huvudsyfte är att behandla och hygienisera svartvatten. Rötning används på reningsverk för att behandla avloppsslam och det har undersökts hur effektiv den är på att rening av läkemedel från svartvatten. Vid alkalisk behandling skapas en miljö där bakterier kan inaktiveras och även denna teknik används på avloppsreningsverk för hygienisering. Ammoniakbehandling med urea är en relativt ny metod som har visat sig vara effektiv på att reducera mängden bakterier i svartvatten.

Tekniker för avancerad rening av avloppsvatten från antibiotika och bakterier



Antibiotika är läkemedel som används för att behandla infektioner som tidigare hade dödliga konsekvenser. Nu riskerar dessa infektioner att bli dödliga igen på grund av en ökande antibiotika-resistens. I vårt avlopp finns både antibiotika och antibiotikaresistenta bakterier. På avloppsreningsverk finns det inte någon rening för att specifikt ta bort antibiotika och bakterier vilka hamnar i miljön och kan fortsätta sprida vidare antibiotikaresistensen. För att kunna motverka utvecklingen av antibiotikaresistens behöver det ske åtgärder. En åtgärd kan vara att lägga till en reningsteknik som kan rena avloppsvattnet från antibiotika och bakterier.

metod



Olika tekniker för avloppsrening utvärderades genom multikriterieanalys. Utöver kriterierna rening av antibiotika och bakterier utvärderades kriterierna energiförbrukning, kemikalier, driftkostnad och yta. Data samlades in med en litteraturstudie och kriterierna viktades av representanter från olika avloppsreningsverk.



svartvatten

Källsortering innebär att olika avloppsfraktioner samlas in separat. Svartvatten kommer från toaletten och innehåller majoriteten antibiotika och bakterier. Fördelen med att behandla svartvatten separat i en lite anläggning är att insamlad avloppsvatten är mer koncentrerat på organiska föroreningar och därför behandlas det mindre volymer, vilket kan vara mindre kostsamt.



reningsverk

Det finns ett flertal olika reningstekniker som kan användas för att rena avloppsvatten från antibiotika och bakterier på avloppsreningsverk. I denna studie undersöktes ozonering, UV med väteperoxid, GAK, aktivt slam, omvänd osmos, nanofilter samt MBBR.

uppdelning av tekniker



sammanfattningsvis

Nya tekniker för avancerade rening kommer att implementeras i framtiden. Utvärdering av deras lämplighet för implementering på enskilda reningsverk, samt för etablering på nya reningsverk med källsortering behövs.

resultat



Både vid rening av blandat avloppsvatten i befintligt avloppsreningsverk och vid källsortering av svartvatten var **ozonering** den lämpligaste reningstekniken. Ozonering är en teknik där ozon, som är en kemikalie, i gasform reagerar med antibiotika, bakterier och organiskt material och bryter ned det till mindre delar som inte är lika farliga. Fördelen med ozonering är att den är effektivt på att rena avloppsvatten från antibiotika och den kräver inte mycket energi, vilket gör den mer kostnadseffektiv. Det finns nackdelar med ozonering som att det kan bildas ämnen som kan vara farliga och den kräver stor yta i jämförelse med de andra reningsteknikerna.

Källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartvatten har både för- och nackdelar.

Fördelar	Nackdelar
Mindre volym behöver behandlas	Innehåller stora partiklar som toalettpapper
Billigare	Regelbundet underhåll
Mindre läkemedel i recipient	Högre kostnad för småskalig behandling
Koncentrerat innehåll	Högre bakteriekoncentration
Majoritet av läkemedel avskiljs	Kräver förbehandling
Öppnar upp för flera reningssätt	-
Gynnar biologiska processer	-

framtid

Det finns ännu inga krav på hur mycket läkemedelsrester som behöver renas från avloppsvatten, men det är troligt att de kommer i framtiden. Ozonering var den lämpligaste reningstekniken som kan implementeras på avloppsreningsverk, enligt denna studie. Även nanofilter och GAK presterade bra överlag. Fullskalig rening med ozonering används redan nu på Nykvarnsverket i Linköping och Uppsala Vatten har ett pilotprojekt där de använder GAK. Källsortering av avloppsvatten och behandling av svartvatten separat är ett annat alternativ för att kunna rena svartvatten från läkemedelsrester och även bakterier. Tekniker som är lämpliga på avloppsreningsverk behöver inte nödvändigtvis vara lämpliga att använda för källsortering av avloppsvatten och behandling av svartvatten i en mindre anläggning.

ORDLISTA

Antibiotika = Ett läkemedel som används för att behandla infektioner orsakade av bakterier.

Antibiotikaresistens = När bakterier är motståndskraftiga mot antibiotika.

Bredspektrumantibiotika = Antibiotikum som kan inaktivera ett stort antal bakterierarter, både gramnegativa och grampositiva.

Detektionsgräns = Den lägsta halten som ett visst ämne kan detekteras i ett prov vid mätning.

Gramnegativa bakterier = Har cellvägg som är enkelt uppbyggd och färgas därför inte av ett gramfärgningstest eftersom färgen kan tvättas bort. Exempel på bakterier är Escherichia coli och Salmonella.

Grampositiva bakterier = Har en mer komplex cellvägg och färgas därför av ett gramfärgningstest då färgen inte kan tvättas bort. Exempelvis enterokocker.

Gråvatten = Avloppsvatten från kök, bad och tvätt

Patogen = En sjukdomsframkallande mikroorganism.

Retentionstid = Genomsnittliga uppehållstiden som material är i en reaktor.

Smalspektrumantibiotika = Antibiotikum som kan inaktivera ett fåtal bakteriearter.

Svartvatten = Avloppsvatten från toaletter

Vattenmatris = Vattnets komposition, exempelvis vilka föroreningar.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1 INLEDNING	1
1.1 SYFTE	3
1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR	3
1.3 AVGRÄNSNINGAR	3
2 TEORI	4
2.1 ANTIBIOTIKA	4
2.1.1 Klasser av antibiotika	4
2.1.2 Ciprofloxacin	4
2.1.3 Erytromycin	4
2.1.4 Trimetoprim	4
2.2 BAKTERIER	5
2.2.1 Antibiotikaresistens	5
2.2.2 <i>Escherichia coli</i>	5
2.2.3 <i>Salmonella</i>	5
2.2.4 Enterokocker	6
2.3 Reningstekniker	6
2.3.1 Framtida reningskrav	6
2.3.1 Fysikaliska metoder	7
2.3.1.1 Membranfiltrering	7
2.3.2 Kemiska metoder	9
2.3.2.1 Ozonering	9
2.3.2.2 UV-behandling	10
2.3.2.3 Aktivt kol	10
2.3.2 Biologiska metoder	11
2.3.2.1 Aktiv slambehandling	11
2.3.2.2 MBBR	11
2.4 SAFE-gruppen	12
2.5 Multikriterieanalys (MKA)	12
3 METOD	13
3.1 URVAL AV RENINGSTEKNIKER, BAKTERIER OCH ANTIBIOTIKA	13
3.1.1 Reningstekniker	13
3.1.2 Antibiotika	13
3.1.3 Bakterier	14
3.2 MULTIKRITERIEANALYS	14
3.3 LITTERATURSTUDIE	16
3.3.1 Insamling av data för multikriterieanalys	16
3.3.2 Litteratur om källsortering	17
3.4 ENKÄT KÄLLSORTERING	17
4 RESULTAT	17
4.1 LITTERATURSTUDIE	17
4.1.1 Kemikalier, energiförbrukning, driftkostnad, reningsgrad för antibiotika och bakterier	17
4.1.2 Resultat för behov av ytterligare yta och ombyggnation	21
4.2 ENKÄTSVAR FRÅN SAFE-GRUPPEN FÖR VIKTNING	22
4.3 MULTIKRITERIEANALYS	23
4.3.1 Scenario 1: blandat avloppsvatten (170 L)	23
4.3.2 Scenario 2: källsortering (50 L)	27

4.4 KÄLLSORTERING AV AVLOPPSVATTEN	31
4.4.1 För- och nackdelar med källsortering utifrån avancerade reningstekniker.....	31
4.4.2 Undersökning av existerande behandlingstekniker	32
4.2.2.1 Allmänt om rötning.....	32
4.2.2.2 Rening av läkemedel vid rötning	33
4.2.2.3 Reduktion av bakterier vid rötning	33
4.2.2.4 Allmänt om våtkompostering	35
4.2.2.5 Rening av läkemedel vid våtkompostering.....	35
4.2.2.6 Reduktion av bakterier vid våtkompostering	36
4.2.2.7 Allmänt om alkalisk behandling	36
4.2.2.8 Rening av bakterier vid alkalisk behandling.....	37
4.2.2.9 Allmänt om ammoniakbehandling.....	37
4.2.2.10 Rening av läkemedel vid ammoniakbehandling	37
4.2.2.11 Reduktion av bakterier vid ammoniakbehandling	37
5 DISKUSSION.....	38
5.1 DATA OCH KRITERIER	38
5.2 VIKTNING	41
5.3 SCENARIO 1: BLANDAT AVLOPPSVATTEN	42
5.4 SCENARIO 2: KÄLLSORTERAT SVARTVATTEN.....	44
5.5 RESULTAT KÄLLSORTERING.....	45
5.5.1 Avancerade reningstekniker	45
5.5.2 Existerande behandlingstekniker.....	46
5.5.2.1 Ammoniakbehandling.....	46
5.5.2.2 Våtkompostering.....	47
5.5.2.3 Rötning.....	48
5.5.2.4 Alkalisk behandling	50
5.5.2.5 Övergripande jämförelse av existerande behandlingstekniker	50
5.6 KÄNSLIGHETSANALYS	51
6 STYRKOR, SVAGHETER OCH FÖRBÄTTRINGAR	52
6.1 STYRKOR OCH SVAGHETER.....	52
6.1.1 Utbud av underlag i litteraturundersökning.....	52
6.1.2 Enskilda reningssteg	52
6.1.3 Subjektiva bedömningar	53
6.1.4 Vattenmatris.....	53
6.2 JÄMFÖRELSE MED TIDIGARE STUDIER.....	54
6.3 FÖRBÄTTRINGSMÖJLIGHETER.....	54
7 SLUTSATS	55
8 EFTERORD	56
9 REFERENSER	57
10 APPENDIX.....	76
10.1 ENKÄT FÖR UNDERLAG AV VIKTNING.....	76
10.1.1 Utformning av enkät för viktning	76
10.2 SVAR FRÅN ENKÄT OM FÖR- OCH NACKDELAR MED KÄLLSORTERING	77
10.3 BERÄKNINGAR	78
10.3.1 Befintligt reningsverk.....	78
10.3.1.1 Fördelning av 100 % på sex kriterier utifrån enkät	78
10.3.1.2 Beräkning av poäng efter viktning för reningstekniker	79
10.3.2 Källsortering	80
10.3.2.1 Fördelning av 100 % på sex kriterier utifrån enkät	80

10.4.2.2 Beräkning av poäng efter viktning för reningstekniker	81
10.4 RESULTAT FRÅN LITTERATURSTUDIE KRITERIER.....	82

1 INLEDNING

Modern sjukvård förlitar sig på antibiotika för att behandla infektioner som har orsakats av bakterier och i samband med operationer för att minska potentiell tillväxt av bakterier som kan orsaka infektioner i det område som operationen har utförts (WHO 2023; Gårdlund 2015). En del bakterier har naturligt en motståndskraft mot vissa typer av antibiotika, men det är också möjligt för bakterier att utveckla resistens mot antibiotika om de exponeras för dem i tillräckligt höga koncentrationer (Läkare utan gränser 2021).

Ett problem i dagens samhälle är en ökad utveckling av antibiotikaresistens, vilket är då bakterier inte längre påverkas av antibiotika och det kan resultera i att vanliga infektioner kan få dödliga konsekvenser. Utvecklingen av antibiotikaresistens sker naturligt genom genetiska förändringar i arvsmassan eller utbyte av arvs massa mellan bakterier. Denna process sker snabbare på grund av fel- och överanvändning av antibiotika (WHO 2023).

I Sverige har arbetet mot antibiotikaresistens pågått under en lång tid. Ett stort initiativ skedde år 1995 när Strama startades, vilket är ett program som främjar samarbete på samhällets alla nivåer, lokalt, regionalt och nationellt, för att motverka antibiotikaresistens. För att minska behovet av antibiotika krävs det preventivt arbete med vårdhygien och hygienrutiner för att förebygga infektioner och smittspridning (Folkhälsomyndigheten 2023). Dock är antibiotikaresistens inte begränsat till enskilda länder utan det är ett globalt problem som kräver globala lösningar (WHO 2023). År 2050 har det beräknats att antalet som dör varje år på grund av antibiotikaresistens kommer öka till tio miljoner (De Kraker et al. 2016).

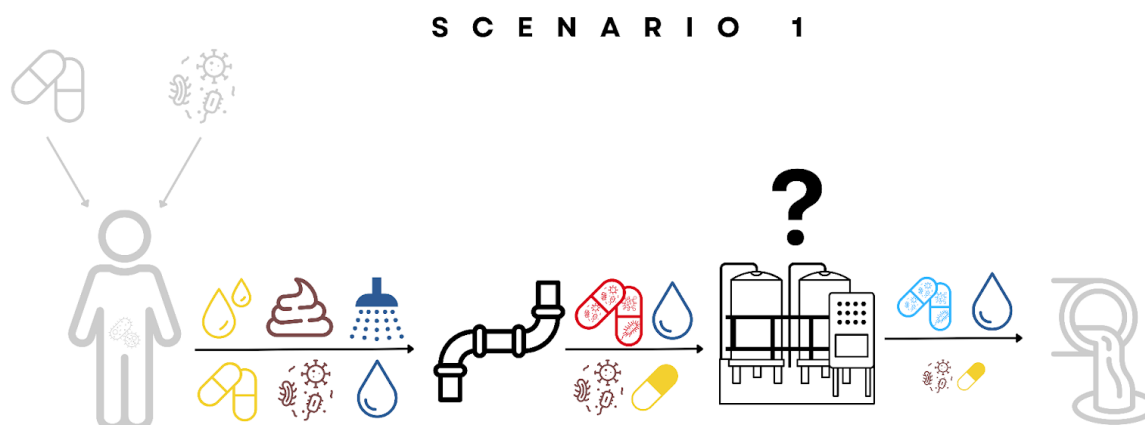
Avloppsreningsverk som tar emot kommunalt avloppsvatten kan verka som reservoar och hotspots för antibiotikaresistens eftersom i det inkommande vattnet finns det antibiotikaresistenta bakterier, som kan sprida resistensgener vidare, patogener och antibiotika (Sun et al 2023; Pazda et al. 2019). De avloppsreningsverk som finns idag i Sverige är inte byggda för att rena avloppsvatten från läkemedelsrester (Svenskt Vatten 2019). Det resulterar i att antibiotika kan hamna i miljön vilket i sin tur kan leda till en ökning av antibiotikaresistens hos bakterier, både patogena och icke-patogena (Svenskt Vatten 2020). Även om rening av antibiotika endast är en del av lösningen för att motverka den ökade resistensen av antibiotika kan den vara betydelsefull (Svenskt Vatten 2020).

Det finns olika tekniker som kan användas för att reducera mängden läkemedelsrester i det behandlade vattnet som lämnar avloppsreningsverket. Tekniker som redan används i fullskala för blandat avloppsvatten är ozonering, som har en hög reningsgrad av antibiotika och är kostnadseffektiv, och aktivt kol som även används för rening av dricksvatten och är effektiv för att rena avloppsvatten från antibiotika (Svenskt Vatten 2020). Det finns även andra tekniker som ultrafiltrering och MBBR (biofilmreaktor med rörlig bädd) vars reningseffektivitet av antibiotika har undersökts och vilka används på reningsverk för rening av antibiotika. Dock är det inte endast antibiotikan som har betydelse för risker relaterade till antibiotikaresistens i vattenmiljön, utan även de bakterier som finns i avloppsvattnet. Därför är det viktigt att teknikerna kan reducera mängden bakterier i det inkommande vattnet för att de inte ska hamna i naturen.

Antibiotika tas oftast i tablettform och utsöndras via urin eller avföring (Läkemedelsverket 2022b). Det innebär att majoriteten av antibiotika och patogener, det vill säga sjukdomsalstrande bakterier, påträffas i svartvatten, som är från toaletten, och inte i gråvattnet som kommer från bad, kök och tvätt (Ottoson & Stenström 2003).

I och med att städer utvecklas och nya områden byggs finns det en möjlighet att kunna undersöka nya alternativ för att behandla avloppsvatten på ett sätt som kan motverka ökningen av antibiotikaresistens. Källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartvatten är ett alternativ för att kunna minska utvecklingen av antibiotikaresistens istället för att endast rena blandat avloppsvatten på avloppsreningsverk. Det som källsortering i denna studie innebär är att svart- och gråvatten samlas in och svartvatten behandlas separat. Eftersom majoriteten av bakterier och läkemedelsrester finns i svartvattnet (Läkemedelsverket 2022b) behöver det genomgå mer omfattande rening, men volymen som behandlas blir betydligt mindre jämfört med blandat avloppsvatten. Gråvatten kräver inte lika omfattande behandling som svartvatten innan det kan släppas ut i miljön eftersom föroreningsgraden är lägre i jämförelse med svartvatten.

Denna studie undersökte två olika scenarier som skulle kunna vara aktuella för framtida rening av avloppsvatten. Det första scenariot var hur det i huvudsak ser ut idag, det vill säga allt avloppsvatten samlas in blandat och går till avloppsreningsverk för rening, se figur 1.



Figur 1. Avloppsvatten, som består av gråvatten, fekalier, urin, läkemedelsrester och bakterier, går från människan via avlopp till reningsverket och därefter ut i naturen.

I det andra scenariot utvärderades källsortering av avloppsvattnet i två fraktioner, grå- och svartvatten där svartvatten behandlades separat, se figur 2.

SCENARIO 2



Figur 2. Svart- och gråvatten sorteras vid källan för att behandlas separat. Frågetecken betyder att den teknik som ska användas är okänd.

1.1 SYFTE

Syftet med detta arbete var att undersöka vilken reningsteknik som var lämpligast för att rena hushållsavloppsvatten från antibiotika och bakterier för två scenarier. Det första scenariot var att blandat avloppsvatten samlas in och rening sker på avloppsreningsverk och det andra scenariot var att svartvatten sorterades ut och behandlas separat från gråvatten (bad-, disk- och tvättvatten). Utöver det undersöktes för- och nackdelar med källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartvatten. Arbetet utfördes för att ta fram jämförande kunskapsunderlag till stöd för VA-organisationer i deras strategiarbete för att motverka utvecklingen av antibiotikaresistens.

1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR

Frågeställningar som besvarades i detta arbete är följande:

1. Vilken teknik för rening av antibiotika och reduktion av bakterier i avloppsvatten är mest lämplig utifrån kriterierna: rening av antibiotika, reducering av bakterier, driftkostnad, energiförbrukning, kemikalieanvändning samt behov av ytterligare yta och ombyggnation för två olika scenarier?
2. Vilka för- och nackdelar finns det med att källsortera grå- och svartvatten och behandla svartvatten separat med avseende på i dag använda behandlingstekniker och reningstekniker som undersökts i denna studie?

1.3 AVGRÄNSNINGAR

Denna studie avgränsades till att endast undersöka vad som händer när fekalier och urin lämnar människan fram tills det att reningen i avloppsreningsverk har slutförts. Den tar varken hänsyn till vad som händer i människokroppen mellan antibiotika och bakterier eller hur de hamnade där och inte heller vad som händer efter att avloppsvattnet har renats och släppts ut i miljön.

Reningstekniker som undersöktes och utvärderades begränsades till de som har visat sig kunna rena avloppsvatten från både antibiotika och bakterier samt var tillgängliga på marknaden.

2 TEORI

2.1 ANTIBIOTIKA

2.1.1 Klasser av antibiotika

Antibiotika är läkemedel som används för att behandla olika typer av infektioner orsakade av bakterier. Antibiotika delas in i smalspektrum- eller bredspektrumantibiotika beroende på hur många arter av bakterier som den har en effekt på. Smalspektrumantibiotika, som endast påverkar ett fåtal arter av bakterier, är att föredra eftersom de endast påverkar de sjukdomsalstrande bakteriearterna medan bredspektrumantibiotika även påverkar de nyttiga bakteriearterna som finns i tarmen (Inera 2023).

Det finns fem huvudsakliga klasser av antibiotika och de har olika mekanismer för att hämma tillväxten av bakterier. I varje klass finns det olika typer av antibiotika som är effektiva mot olika bakterier, vilket innebär att det är viktigt att veta vad för bakterie som orsakar sjukdomen för att inte använda antibiotika i onödan. De olika klasserna är: betalaktamantibiotika, kinoloner, aminoglykosider, makrolider och folsyraantagonister, men det finns även antibiotika som inte tillhör någon av dessa klasser (Janusinfo 2018). De antibiotikum som undersöktes i denna studie var från klasserna kinoloner, makrolider och folsyraantagonister och är ciprofloxacin, erytromycin och trimetoprim. De valdes eftersom det finns dokumenterat hur effektiva olika reningstekniker är för dessa i större utsträckning än för andra antibiotikum.

2.1.2 Ciprofloxacin

Ciprofloxacin tillhör klassen kinoloner vars verkningsmekanism är att hämma bakteriens DNA-replikation genom att blockera ett enzym (Janusinfo 2018). Den är mest effektiv mot gramnegativa bakterier och används främst för behandling av urinvägsinfektion som kan utvecklas till allvarlig infektion (Sandberg 2023) och prostatit vilket är en inflammation i prostatakörteln (Inera 2021). Ciprofloxacin användes tidigare vid svår bakteriell tarminfektion, men inte längre på grund av en ökad resistens hos gramnegativa enteropatogener som *Escherichia coli* (*E. coli*). Vid svåra infektioner bör denna typ av antibiotika användas på ett mer restriktivt sätt på grund av ökad resistens (Bremell et al. 2022) och om det finns likvärdiga alternativ bör den inte användas (Janusinfo 2018). Det beror på att ciprofloxacin inte förändras signifikant när den utsöndras vilket gör att den har en stor påverkan på ekologin (Janusinfo 2018).

2.1.3 Erytromycin

Erytromycin är ett bredspektrumantibiotika som hämmar proteinsyntesen hos bakterier genom att binda in till ribosomer och den tillhör klassen makrolider (Läkemedelsverket 2022a). Antibiotikumet kan användas vid behandling av lunginflammation och kikhosta. Dock ska den inte användas för infektioner som har orsakats av pneumokocker eftersom det finns en risk för utveckling av antibiotikaresistens hos dessa (Bremell et al. 2022). Den är effektiv för behandling av de flesta grampositiva bakterier och vissa gramnegativa (Peckman & Kharel 2024).

2.1.4 Trimetoprim

Trimetoprim tillhör klassen folsyraantagonister och de hämmar bakteriernas syntes av folsyra

(Janusinfo 2018) och är ett bakteriostatiskt antibiotikum, vilket innebär att bakterier inte kan växa eller föröka sig. Läkemedlet är effektivt mot ett flertal olika bakteriearter som orsakar urinvägsinfektioner, både grampositiva bakterier och gramnegativa bakterier som *E. coli* och salmonella (Vardanyan & Hruby 2006). Dock är trimetoprim inte ett förstahandsval för behandling vid urinvägsinfektion som orsakas av exempelvis salmonella, eftersom de har en hög resistensnivå mot trimetoprim (Bremell et al. 2022).

Trimetoprim används oftast i kombination med sulfametoxazol, eftersom det möjliggör avdödning av bakterier. På grund av bakteriers höga resistens mot trimetoprim används den sällan ensam, men vid de tillfällen som den används är det mot sjukdomar som har orsakats av *E. coli* (Kester et al. 2012).

2.2 BAKTERIER

2.2.1 Antibiotikaresistens

Bakterier kan utveckla antibiotikaresistens på olika sätt, antingen genom spontana mutationer som ärvs vidare eller genom upptag av resistensgener från andra bakterier (Sundqvist u.å). Salmonella, patogena och opportunistiska *E. coli* och enterokocker som är opportunistisk patogen orsakar olika typer av infektioner som kan behöva behandlas med antibiotika (Hagberg 2024; Rosengren 2022; Folkhälsomyndigheten 2018). Dessa bakterier har utvecklat resistens mot olika typer av antibiotika i olika grad, vilket utgör en fara för modern sjukvård. Exempel på antibiotikum som *E. coli*, salmonella och enterokocker har utvecklat resistens mot i olika grad är ciprofloxacin, erytromycin och trimetoprim vilken ofta kombineras med sulfametoxazol (Gupta et al. 2021; Jadoon et al. 2015; Rakitin et al. 2022; Ramatla et al. 2021; Centers of Disease Control and Prevention 2019; Arzu Coleri et al. 2004).

2.2.2 *Escherichia coli*

E. coli är en bakterie som är en del av den naturliga tarmfloran hos människor och är vanligtvis inte patogen. Dock finns det vissa patogena stammar som kan orsaka infektioner. De flesta människor blir friska från infektionen utan att behöva uppsöka sjukvård, men barn och äldre människor riskerar att utveckla infektioner som kan vara dödliga. *E. coli* som är sjukdomsalstrande producerar ett toxin som skadar slemhinnan i tunntarmen och då kan en infektion uppstå (Mayo Clinic 2022).

Antibiotikaresistensen hos *E. coli* mot ciprofloxacin undersöktes i en studie av Jadoon et al. (2015) där prover togs från 166 patienter som uppvisade symtom för urinvägsinfektion eller vars urinodling var positiv för *E. coli*. Resultatet visade att 39,8 % av patienterna var infekterade med ciprofloxacinresistent *E. coli*, vilket är högt. I en annan studie av Kibret och Abera (2011) fanns *E. coli* isolerat i 446 olika prover från urin, sår och öronvätska och av dessa var resistensen mot erytromycin 89,4 %. Resistens mot trimetoprim i kombination med sulfametoxazol hos *E. coli* var 25,4 % i en studie där urinisolat med *E. coli* togs från kvinnliga öppenvårdspatienter (Kaye et al. 2021).

2.2.3 Salmonella

Salmonellabakterier förekommer över hela världen. Det finns cirka 2 000 olika typer av salmonella, men i Sverige är det endast cirka 20 stycken som ofta förekommer och de orsakar problem i mag- och tarmkanalen. De förekommer i livsmedel där de kan tillväxa och för att en människa ska bli sjuk krävs det en stor mängd bakterier. Hur allvarliga symptomen blir beror på vem det är som smittas, barn och äldre drabbas hårdare än friska vuxna (Folkhälsomyndigheten 2016).

Salmonella är en bakterie som kan orsaka dödliga infektioner som kräver antibiotika för behandling, vilket innebär att antibiotikaresistens är ett stort problem i detta fall. I en studie av Veeraraghavan et al. (2021) undersöktes 341 isolat för att undersöka resistensen mot ciprofloxacin och resultatet var en resistensgrad på 20 %. Resistensgraden för trimetoprim i kombination med sulfametoxazol var 59,38 % enligt en studie som gjordes av Rakitin et al. (2022) där de undersökte 32 isolat och för erytromycin var den 89,3 % när 6 824 prover från miljö, människor och djur undersöktes (Ramatla et al. 2021).

2.2.4 Enterokocker

Enterokocker är bakteriesläkte som finns i tarmarna hos människor och de är vanligen ofarliga. De kan dock orsaka urinvägsinfektion om de hamnar i urinvägarna, vilket kan behöva behandling med antibiotika (Vårdgivarguiden 2018). De kan också orsaka problem med material som hjärtklaffar och proteser i kroppen, vilket är farligt och kräver behandling (Folkhälsomyndigheten 2018).

Enterokocker är resistent mot ett flertal typer av antibiotika (Folkhälsomyndigheten 2018). En undersökning av antibiotikaresistens hos 23 stycken olika kliniska isolat av enterokocker utfördes av Coleri et al. (2004). För erytromycin var 39,1 % av isolaten resistent, medan för trimetoprim i kombination med sulfametoxazol var resistensen 47,8 % och för ciprofloxacin var resistensen 17,4 %.

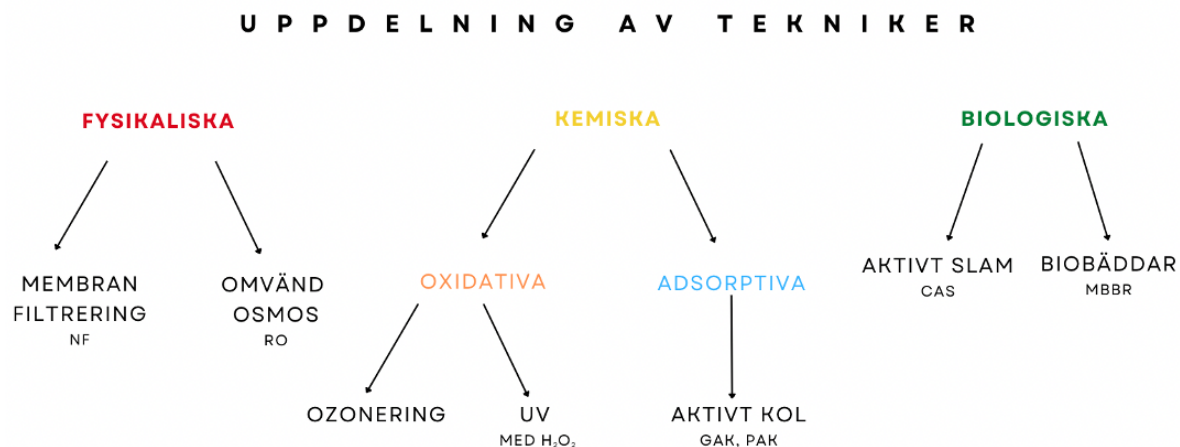
2.3 Reningstekniker

2.3.1 Framtida reningskrav

Konventionella avloppsreningssystem består oftast av primär-, sekundär- och uppföljningssteg vars syfte är att avlägsna organiskt material och näringsämnen, i huvudsak kväve och fosfor, innan vattnet släpps ut i miljön. När blandat avloppsvatten kommer in till konventionella avloppsreningsverk avlägsnas partiklar som silas eller bryts ned i processen, genom filtration, sedimentation eller biologisk behandling. Rening sker också i syfte att rena från biologiskt material, kväve och fosfor tillräckligt för att det ska kunna släppas ut i miljön (Cimbritz & Mattson 2018). Det har visats att användning av endast biologisk rening kan vara otillräcklig för att avlägsna vissa typer av läkemedelsrester (Kimura 2009). Denna metodik för avloppsvattenrening anses vara otillräcklig i framtiden med de nya direktiv som träder in på EU-nivå. År 2039 ska trestegs avancerad rening tillämpas på reningsverk och år 2045 ska fyrstegsrening införas för reningsverk som har mer än 150 000 personer anslutna (European Commission 2022/0345).

Ett flertal reningsmetoder kan användas för att reducera mängden läkemedelsrester, bland annat antibiotika, och bakterier i avloppsvatten. En del tekniker kan tillämpas som huvud- eller kompletterande reningssteg i avloppsreningsverk (Baresel et al. 2017). Alla reningstekniker kan delas in i tre olika typer beroende på deras funktion: fysikaliska, biologiska och kemiska. De kemiska metoderna som undersöktes i detta arbete delades i sin tur in i adsorptiva och oxidativa metoder, se figur 3.

Generellt kan olika reningstekniker kombineras för att få en ökad reningseffektivitet (Cimbritz & Mattson 2018). Enligt IVL Svenska Miljöinstitutet (2017) var de mest lämpliga reningsteknikerna för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester ozonering, GAK (granulerat aktivt kol), ultrafiltrering med membran och kombinationer av ovanstående tekniker. Ovan nämnda metoder har visats vara effektiva i rening från läkemedelsrester, men nackdelen är att de kan medföra negativa effekter som till exempel ökad toxicitet vid ozonering, vilket måste åtgärdas.



Figur 3. Uppdelning av tekniker för rening av läkemedelsrester i avloppsvatten (Cimbritz & Mattson 2018).

2.3.1 Fysikaliska metoder

Processer som renar vatten på mekaniskt sätt som sandfång, rengaller eller membranfiltrering för att avlägsna de fasta ämnena utan kemikalietillsats klassas som fysikaliska reningstekniker (Baresel u.å., MIVA 2015).

2.3.1.1 Membranfiltrering

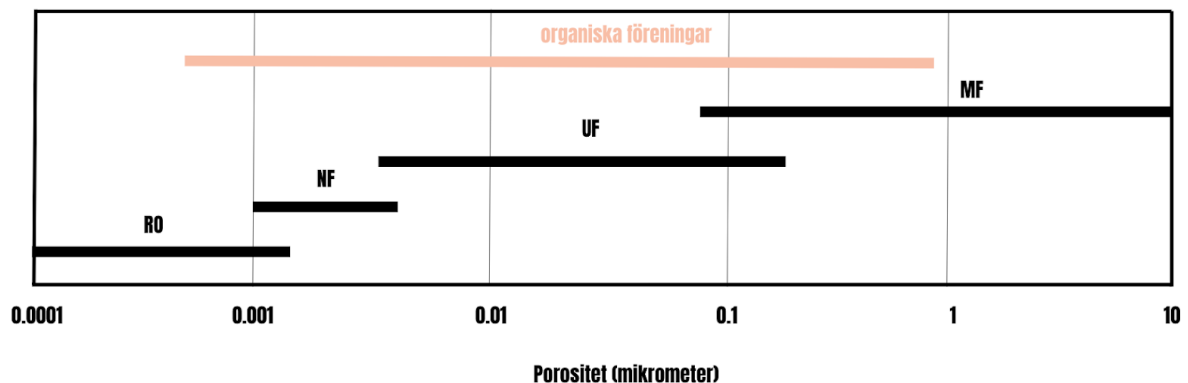
Ett membran definieras huvudsakligen som en barriär som separerar två faser och begränsar transporten av exempelvis kemikalier, bakterier eller läkemedelsrester mellan faserna. Det finns olika typer av membraner som har olika strukturer, symmetri och de kan till exempel vara homo- eller heterogena. De kan också ha en negativ eller positiv laddning, sakna laddning eller vara bipolära. Transport över membranen kan påverkas av konvektion eller diffusion av enskilda molekyler, beroende på om det finns närvaro av ett elektriskt fält samt vad det är för tryck, temperaturgradient, koncentration och porositet. Storleken på porerna brukar skilja åt i storlek från tio till några hundra mikrometer (Ravanchi et al. 2009).

Alla membran fungerar på liknande sätt. Vatten som kommer in introduceras under tryck i en kolonn där det finns membran. Det inkommande vattnet, det vill säga det vatten som matas in i reningssteget som innehåller oönskade föroreningar, potentiellt läkemedelsrester, passerar membranen och renat vatten flödar ut genom andra änden av kolonnen. Det koncentrerade vattnet med föroreningar hamnar i ett separat flöde och måste behandlas vidare, vilket är en nackdel för tekniken då flera steg krävs. Föroreningar avlägsnas för att inte membranet ska sättas igen, om det sker igensättning minskar den reningseffektiviteten. Membranen visar en sämre effektivitet med tiden eftersom en del igensättning sker under drift, men det kan motverkas med underhåll som backspolning av membran. Det behöver dock ske regelbundet och kan bli kostsamt. Den huvudsakliga fördelen med membranfiltrering är en hög reningseffektivitet, speciellt för omvänd osmos och nanofiltrering, där genomsläppligheten hos membranen är låg (Bhattacharya & Banerjee 2023; Water Professionals 2024; American Water Works Association 2024; Svenska Geotekniska Föreningen u.å.).

Det finns olika membranfilter som är vanliga inom avloppsvattenrening och dessa är följande (se figur 4):

- Mikrofiltrering (MF) har den största porstorleken och avvisar stora partiklar och mikroorganismer (Sagle och Freeman u.å.).

- Ultrafiltrering (UF) har mindre porstorlek och kan filtrera bort det som MF kan samt lösliga makromolekyler som proteiner (Sagle och Freeman u.å.).
- Omvänd osmos (RO) är en icke-porös variant av membran, vilket innebär att storleken på porerna är tillräckligt små för att klassas som icke-porös, och utesluter därför även partiklar med låg molmassa som saltjoner och organiska ämnen (Sagle och Freeman u.å.).
- Nanofiltrering (NF) har fina porer av storleksordning tio eller mindre ångströms och uppvisar egenskaper och beteende som är ett mellanting av ultrafiltrering och omvänd osmos (Sagle och Freeman u.å.).



Figur 4. Visualisering av porstorlek hos olika membrantyper (MF-mikrofiltrering, UF-ultrafiltrering, RO-omvänd osmos, NF-nanofiltrering) samt ungefärlig storlek på organiska föreningar baserad på information från Sagle och Freeman (u.å.).

Alla typer av membran klassas som tryckdrivna tekniker. De används inom avloppsvattenrening, från förbehandling till efterbehandling av avloppsvatten. Membranprocesser är beroende av hydrauliskt tryck för att uppnå separation. De skiljer sig åt i porstorlek och permeabilitet, där större tryck behövs för mindre porös media (Sagle och Freeman u.å.).

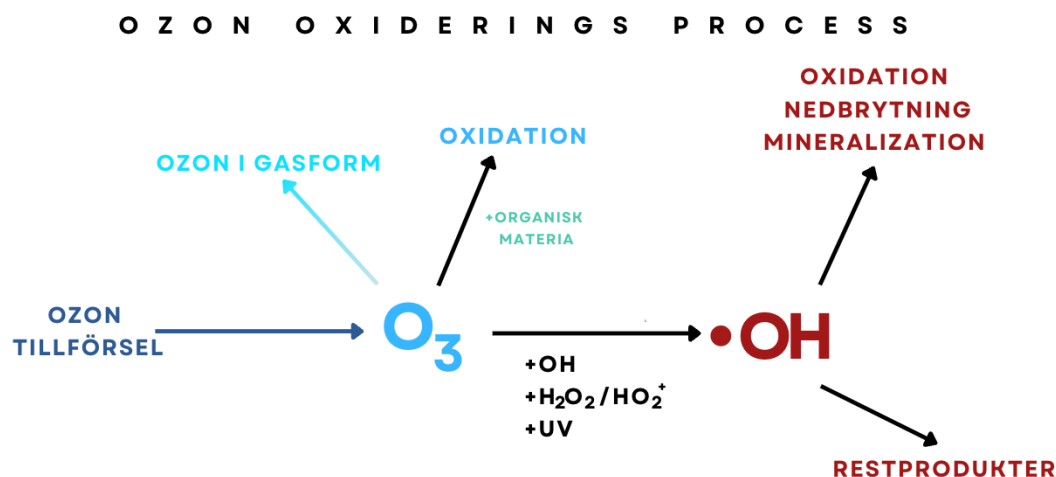
Några av dessa membrantechniker används idag antingen enskilt eller i kombination för att få en effektiv rening av olika typer av vatten, som till exempel dricksvatten, saltvatten och avloppsvatten, där nanofiltrering och omvänd osmos är vanligast. De är effektiva på att ta bort beståndsdelar som suspenderade fasta ämnen, organiskt kol och oorganiska joner i avloppsvatten (Sagle och Freeman u.å.). De två membranfilter som är mest lämpade för rening av läkemedelsrester är nanofilter och omvänd osmos, vilka är de finaste filterna. För att förhindra igensättning bör de kombineras med förbehandling med ett grövre filter som exempelvis mikrofilter för att minska grumligheten i det inkommande vattnet och avlägsna större partiklar. Det faktum att det krävs förbehandling för att vattnet ska vara tillräckligt rent kan betraktas som en nackdel med tekniken (Ezugbe och Rathilal 2020). Behandlingstekniker som kan implementeras som förbehandling är mikrofiltrering eller ultrafiltrering, men också biologiska behandlingar som aktivt slam eller MBBR är lämpliga (Kimura 2009).

Omvänd osmos är en teknik som använder asymmetrisk eller sammansatt typ av membran med tjocklek av innerlager på cirka 150 mikrometer, toppskikt med tjocklek på mindre än en mikrometer och porositet på mindre än två nanometer. Nanofilter har en sammansatt membranstruktur med samma tjocklek på innerlager och topplager som omvänd osmos, men med en porstorlek på cirka två nanometer, vilket ger den en högre porositet än för omvänd osmos (Ravanchi et al. 2009).

2.3.2 Kemiska metoder

2.3.2.1 Ozonering

Ozonering är en välbeprövad kemisk metod som används för rening av vatten från organisk materia. Ozon är ett starkt oxidationsmedel (Nationalencyklopedin u.å.b) och används i processen som består av två reaktionsvägar. Ozon reagerar direkt med organisk material, till exempel läkemedelsrester, som bryts ned till biprodukter. Dessa biprodukter är bland annat OH-radikaler som i sin tur också reagerar med bland annat läkemedelsrester (Östman 2018; Nationalencyklopedin u.å.b), se figur 5.



Figur 5. Oxideringsvägar för ozonering av vatten med organisk materia. Figuren är baserad på källor från rubriken ozonering.

Processen har använts länge för desinfektion av dricksvatten och den har också visat sig ha hög reningsförmåga av läkemedelsrester, vilket är anledningen till att den har börjat tillämpas för avloppsreningsverk för att rena avloppsvatten (Östman 2018). Den integreras oftast som ett slutpoleringssteg på befintliga avloppsvattenreningsverk och riktar sig mot reducering av svårnedbrytbara organiska komponenter. I hur stor utsträckning som reningsgraden påverkas beror på vilken dos ozon som används och hur lång kontakttiden är mellan vatten och ozon (Naturvårdsverket 2017). För att få en förståelse på vilken effekt som ozonering har på rening av avloppsvatten från läkemedelsrester i Sverige under verkliga förhållanden etablerades en pilotanläggning av oxideringsstegen av ozon på Knivsta avloppsvattenverk. Det finns även framtida planer på att implementera ozonering som ett permanent reningssteg på Tierp avloppsreningsverk (Svensk Vatten 2020).

Fördelen med ozonering är att den har en hög reningsgrad av läkemedelsrester, upp till 90%, och det kan uppnås med en relativt låg energiförbrukning, vilket är positivt ur ett ekonomiskt perspektiv. En nackdel med ozonering som reningssteg är att det krävs kontinuerlig monitorering och tillsyn. Ytterligare en nackdel är risken att det bildas biprodukter vid nedbrytning och oxidering som kan vara som mer toxiska än ursprungsprodukten, av den anledningen kombineras ofta tekniken med aktivt kolfilter i efterbehandlingen (Svensk vatten 2020; Naturvårdsverket 2017). Det är på grund av att det sker inkomplett mineralisering av läkemedelsrester till koldioxid med den relevanta doseringen för behandlingen som det bildas toxiska biprodukter under ozoneringsprocessen, dock har dessa biprodukter ofta känd toxicitet och struktur. En helt annat biprodukt kan vara N-nitrosodimethylamine (NDMA), som inte kommer från inkomplett mineralisering av läkemedelsrester, misstänks ha cancerogena effekter på organismer och bildas om vattnet som genomgår ozonering innehåller dimetylamin, vilket är en organisk förening (Nilsson 2018). En annan

grupp av substanser med misstänkta cancerogena effekter är bromater som bildas under processen när vatten som innehåller bromider oxideras. Bromater klassas som toxiska (Nilsson 2018) och har reglerats i den amerikanska lagstiftningen med ett tröskelvärde på tio milligram per liter i dricksvatten (USEPA 2018), medan rening av bromider från avloppsvatten i USA inte sker (Cadwallader 2018). På grund av de möjliga toxiska substanserna i utgående vatten efter ozonering är det viktigt att processen övervakas konstant och toxicitetstester bör utföras för att försäkra att de toxiska substanserna inte släpps ut i naturen (Nilsson 2018).

2.3.2.2 UV-behandling

För denna teknik tillförs strålningsenergi till systemet vilket resulterar i att molekyler genomgår homo- eller heterolys och fotojonisering. Homolys är den dominerande reaktionen och leder till bildande av radikaler och ger upphov till komplexa kedjereaktioner (Gomez-Pacheco et al. 2012).

De flesta läkemedel är fotoaktiva, vilket betyder att de absorberar ljusstrålning eftersom de vanligtvis innehåller aromatiska ringar, heteroatomer som är atomer utan väte och kol, och andra funktionella grupper som tillåter absorption av strålning (Rivera-Utrilla J. 2013). I regel beror nedbrytning av läkemedel genom fotokemiska reaktioner på strålningens våglängd, molekylens normala absorbans och kvantutbyte (Rivera-Utrilla J. 2013; Boreen, et al. 2003; Lin och Reinhard 2005). De mest använda våglängderna ligger inom intervallet 200-400 nanometer och ligger i det ultraviolettera spektrumet.

En metod där strålning får antibiotika att sönderfalla medför många fördelar som exempelvis att det inte krävs någon tillförsel av kemikalier, det sker direkt sönderfall av oönskad produkt, det krävs mindre oxidativa medel i processen och den är tålig för förändringar av pH (Boreen, et al. 2003; Lin & Reinhard 2005). Nackdelen med UV-behandling som reningsmetod är att den effekt som UV-ljus åstadkommer beror på radikal exponeringen per UV-index, vilket är lägre i grumligare avloppsvatten jämfört med i renat dricksvatten (Yuan et al. 2011). Metoden kombineras ofta med väteperoxid som neutraliserar toxiciteten av de biprodukter som UV-strålning genererar vid fotolysen när antibiotika inte bryts ned fullständigt (Yuan et al. 2011). Olika studier påvisade att UV-strålningsmetoden uppnådde låg reduktion av läkemedel i behandlat avloppsvatten, men om den komplementerades med väteperoxid kunde det resultera i hög reduktion, upp till 100% (Jung et al. 2012, Lekkerkerker-Teunissen 2012, Gomez-Pacheco et al. 2012, Yuan et al. 2011).

2.3.2.3 Aktivt kol

Aktivt kol är en beprövad och effektiv teknik för att rena vatten från föroreningar som antibiotika. Det finns två olika typer GAK (granulerat aktivt kol) och PAK (pulveriserat aktivt kol), de har liknande effekt där läkemedelsrester adsorberas på kolet (Svenskt Vatten 2020). GAK används som ett filter som kan regenereras vilket gör att de kan användas kontinuerligt och i kombination med sandfilter, medan PAK används satsvis och tillsätts till vattnet för att därefter separeras ut (Rodríguez-Reinoso 2001).

Det som gör aktivt kol till en effektiv teknik är dess egenskaper. Aktivt kol är en adsorbent som har en stor ytarea, porös struktur, hög adsorptionskapacitet och en varierande kemisk ytsammansättning. När den används för rening av vatten är porerna större än vid rening av gaser och det beror på att det snabbt behöver ske diffusion av vätskan till de inre kolpartiklarna och för att de molekyler som finns i vattnet ska fastna (Rodríguez-Reinoso 2001). Om aktivt kol ska användas som en reningsteknik för att behandla avloppsvatten

behöver innehållet av organiskt material vara lågt och det ska inte heller finnas några partiklar. Anledningen till detta beror på att det organiska materialet kan adsorberas till det aktiva kolet, vilket resulterar i att en mindre mängd läkemedelsrester kan adsorbera till ytan samt att det gör att kolet behöver bytas ut mer frekvent (Reningssystem u.å.).

I dagsläget används aktivt kol för rening av dricksvatten med syftet att förbättra smak och lukt samt ta bort organiska föreningar. GAK används när det finns organiska föreningar som bidrar till en försämrad kvalitet, lukt och smak, då de adsorberas till filtret. Efter en tid kommer filtret att mättas och inte kunna adsorbera lika effektivt och då behöver det regenereras. Det kan ske en gång per år och då tillsätts cirka 10 % nytt kol, men hur ofta kolet behöver regenereras beror på vad för typ av föroreningar som finns i vattnet, vilken vattenmatris som behandlas samt vilka krav det finns på reningen (Rodríguez-Reinoso 2001).

Aktivt kol kan kombineras med ozonering för att ge en effektivare rening än om teknikerna hade använts separat, vid kombination av dessa kunde reduktionen av läkemedelsrester vara 99,5 % (Käppala 2018). Det som sker är att ozonet reagerar med läkemedelsmolekyler och det aktiva kolet absorberar dem (Käppala 2018).

2.3.2 Biologiska metoder

2.3.2.1 Aktiv slambehandling

Aktiv slambehandling (CAS) består av mikroorganismer vars syfte är att bryta ned föroreningar i vattnet (Nationalencyklopedin u.å.a.). Detta är den biologiska tekniken som är vanlig på avloppsreningsverk och klassas som en konventionell reningsteknik. Processen sker i två olika faser: luftning och sedimentation. I den första fasen tillsätts syre både för att mikroorganismerna ska kunna respirera och för att se till att kontakttiden mellan mikroorganismerna och avloppsvattnet blir maximal. Den andra fasen sker i en sedimenteringstank. Avloppsvattnet kommer in i tanken och biomassan som finns sedimenteras och sätter sig på botten och bildar slam, medan vattnet kan gå vidare för ytterligare rening. Majoriteten av slammet återförs till luftningstanken för att det ska finnas tillräckligt med mikroorganismer för att processen ska kunna fungera och fortgå utan några uppehåll (Scholz 2024). Nackdelen med processen är att den genererar stora mängder av slam som innehåller föroreningar som metaller och bakterier, vilket måste omhändertas (Deegan et al. 2011).

Det är möjligt att avlägsna läkemedelsrester med aktivt slam och det sker genom två processer: biologisk nedbrytning och sorption (Joss et al. 2006). Den biologiska nedbrytningen kan vid rätta förhållanden av syresättning och tillväxt uppnå en hög reningsgrad (Abou-Elala & El-Khateeb 2015). Sorption är det andra sättet som läkemedelsrester kan avlägsnas. Det är sorptionen som har betydelse för att föroreningarna ska kunna fastläggas i slammet och om slammet exempelvis förbränns avlägsnas läkemedelsrester. Dock är förbränningen kostsam och det blir utsläpp som inte uppskattas (De Andrade et al. 2018).

2.3.2.2 MBBR

MBBR (biofilmreaktor med rörligbädd) är en biologisk reningsprocess för avloppsvatten (Xu et.al 2023). I den biologiska steget bryter specificerade mikroorganismer ner organiska föreningar i vatten som luftas med syre. Det som skiljer MBBR från aktivt slam är att mikroorganismer bildar en biofilm på plastbärarmedia, exempelvis plastringar, som flyter runt fritt i tanken, medan i aktiv slamprocessen är mikroorganismerna suspenderade i luftningstanken (Bengtsson u.å.).

Bärarmedierna hålls utspridda av ett system med diffus luft för en aerob process eller genom ett mekaniskt blandningssystem för en anoxisk eller anaerob process. En sil används vanligtvis vid tankens utlopp för att plastringarna ska stanna kvar i tanken (Bengtsson u.å.). Den kompakta storleken av bärarmedierna kräver mindre plats i jämförelse med aktivt slam och kostnaden för reningen är lägre, vilket är en fördel med tekniken. De flesta nackdelarna som finns med tekniken är i koppling med bärarmedier som kan gå sönder under behandlingens gång och behöver bytas ut. Det kan också uppstå problem om det är många plastringar i tanken eftersom det kan överflöda tanken samt blockera ut- och inflöde. Det kan finnas ihåliga former i plastringarna som kan täppas till genom att det blir en för stor biofilmtillväxt vilket i sin tur leder till att genomflödet av vatten förhindras (HeadWorks International 2024).

Idag används metoden främst för nitrifikation, denitrifikation och BOD/COD minskning i avloppsvatten (HeadWorks International 2024). MBBR har uppvisat potential för avlägsning av antibiotika, men information om underliggande mekanismer är begränsad (Xu et al. 2023). Målet med biofilmsystems funktion är att åstadkomma en lång slamålder med mikroorganismer i biofilmen som kan bryta ned läkemedelsmolekyler (Wahlberg et al. u.å.).

2.4 SAFE-gruppen

SAFE-gruppen består av representanter från Mälarenergi, Uppsala Vatten och Stockholm Vatten och Avfall. Namnet på projektet är "Potential of source-separation to prevent risks from hazardous chemicals with circular system" och handlar om återvinning genom källsortering för att förhindra risker från farliga kemikalier med cirkulära system. Målen med projektet är att avlägsna antimikrobiella ämnen och andra organiska mikroföroreningar i nuvarande avloppsvattenrening, minimera avloppsvattnets roll i koppling till antibiotikaresistens samt på ett säkert sätt kunna källsortera och återanvända grå- och svartvatten. De undersökningsplatser som de använder är Uppsala avloppsvattenreningsverk där de har en pilotstudie med GAK, Stockholm Skarpnäck och Stockholm NDS (Norra Djurgårdsstaden) och här är fokuset uppströmskällor samt Västerås avloppsvattenreningsverk som Munga är en del av. Det är i Munga som de undersöker källsortering av grå- och svartvatten. Efter separering går gråvattnet till en infiltrationsbädd, medan svartvatten inhämtas och urea tillsätts. Därefter förvaras svartvattnet sex månader i en tank innan det ska återanvändas som gödningsmedel.

Projektet ska vara klart till december 2025 och resultatet av projektet ska vara en vägledande broschyr för implementering av framtida avancerad rening i förhållande till antibiotikaresistens. Syftet med denna rapport, "*Tekniker för avancerad rening av avloppsvatten från antibiotika och bakterier*", var att undersöka olika avancerade reningstekniker och deras rening av antibiotika. Rapporten kartlade de undersökta teknikerna och kan användas som en utgångspunkt för vidare undersökning av lämpliga tekniker för rening av antibiotika.

2.5 Multikriterieanalys (MKA)

Multikriterieanalys är en samling verktyg som används för att undersöka hur eller om olika alternativ uppfyller ett syfte och den kan även bidra med underlag för beslutsfattande (Linkov et al. 2006). Den huvudsakliga rollen som multikriterieanalyser har är att möjliggöra för människor att hantera stora mängder av information på ett konsekvent sätt (Dodgson et al. 2009). Syftena som önskas uppfyllas beskrivs med ett flertal kriterier och dessa undersöks

individuellt innan de slås samman och ger en slutgiltig bedömning. Dessa kriterier kan både vara kvalitativa och kvantitativa och normaliseras för att kunna ge en sammansatt analys. För att få bra beslutsunderlag behöver syftet vara tydligt formulerat och de kriterier som används ska vara oberoende av varandra (Rosén et al. 2009). I multikriterieanalys utvärderas 'alternativ' som kan användas för att uppfylla ett syfte, vilket till exempel kan vara olika tekniker. En bedömning av kriterierna för de olika alternativen kan göras på olika sätt, varav ett av dem är att använda en poängskala. En fördel med att använda en poängskala är att det blir lättare att slå samman de olika kriterierna för att få en helhetsbedömning och även kunna jämföra alternativen mot varandra (Rosén et al. 2009).

Multikriterieanalys kan användas inom ett flertal olika områden som exempelvis för hållbarhets- eller sociala frågor. Ett exempel på när multikriterieanalys har använts var när Rosén et al. (2009) skulle jämföra olika alternativ för efterbehandling av förorenade områden, vilket gjordes med avseende på ekologisk, ekonomisk och social-kulturell hållbarhet.

För vissa typer av multikriterieanalys är det möjligt att använda sig av viktning för att få med deltagares prioriteringar i slutanalysen (Balasubramaniam et al. 2005). Viktningen grundar sig på en undersökning av deltagarnas åsikter och den undersökningen kan exempelvis utföras genom att deltagarna besvarar en enkät. Det rekommenderas av Balasubramaniam et al. (2005) att de deltagare som inkluderas är experter, allmänheten och aktörer.

Det finns både för- och nackdelar med multikriterieanalys. En fördel är att åsikter från flera olika personer kan tas i beaktande, vilket sker genom viktning. Nackdelen som finns med multikriterieanalys är att eftersom det finns många olika typer är det möjligt att få olika resultat med samma utgångspunkt (Rosén et al. 2009).

3 METOD

3.1 URVAL AV RENINGSTEKNIKER, BAKTERIER OCH ANTIBIOTIKA

3.1.1 Reningstekniker

För att ta reda på vilka reningstekniker som skulle undersökas i studien utfördes först en förstudie. Syftet med förstudien var att identifiera reningstekniker för rening av blandat avloppsvatten från antibiotika. De kandidater som valdes skulle finnas tillgängliga på marknaden och ha testats i pilotskala eller implementerats i fullskala på reningsverk. Dessa kandidater presenterades för SAFE-gruppen som godkände dem.

De tekniker som inkluderades i multikriterieanalysen var ozonering, UV med väteperoxid, GAK, aktivt slam, MBBR, omvänd osmos och nanofiltrering. Fokus för utvärderingen av tekniker låg på deras förmåga att rena bort antibiotika och att inaktivera eller reducera bakterier. Dessa tekniker utvärderades i båda scenarion, för blandat avloppsvatten och för källsorterat avloppsvatten med separat behandling av svartvatten.

3.1.2 Antibiotika

De antibiotika för vilka reningen utvärderades var ciprofloxacin, trimetoprim och erytromycin. Dessa valdes eftersom det fanns data om deras reningsgrad för de reningstekniker som skulle undersökas och de tillhör olika klasser av antibiotika. Valet av ciprofloxacin, trimetoprim och erytromycin presenterades för SAFE-gruppen som godkände det.

3.1.3 Bakterier

De bakterier för vilka reningsgraden studerades var mag-tarmbakterierna *E. coli* och enterokocker samt patogenen salmonella. De valdes eftersom det fanns data om reduktionen av dem för de studerade reningsteknikerna. Det fanns också dokumenterat att de har utvecklat resistens mot olika klasser av antibiotika, vilket gjorde att de ansågs vara relevanta i detta arbete. Enterokocker och *E. coli* är välanvända indikatororganismer och salmonella finns med i ett flertal regleringar.

3.2 MULTIKRITERIEANALYS

För att besvara frågeställningen om vilken reningsteknik som var mest lämplig för att reducera bakterier och antibiotika i avloppsvatten utfördes en multikriterieanalys.

De kriterier som ingick i analysen var reningsgrad av antibiotika, reducering av bakterier, behov av ytterligare yta och ombyggnation, energiförbrukning, kemikalieanvändning och driftkostnad. Dessa kriterier bestämdes i samråd med SAFE-gruppen.

Det utfördes två separata multikriterieanalyser, en för scenario 1 där blandat avloppsvatten gick till ett kommunalt avloppsreningsverk och en för scenario 2 där det skedde källsortering av svart- och gråvatten och separat behandling av svartvatten.

Informationen som användes i analysen samlades in genom en litteraturstudie och för varje kriterium och teknik beräknades ett medelvärde från tre olika källor. Kriterierna angavs i per capita för energiförbrukning, kemikalieanvändning och driftkostnad. Det togs inte hänsyn till att det var olika typer av kemikalier eller vilken typ av energikälla som användes i analysen. Reningsgrad av antibiotika angavs i procent [%] och för reducering av bakterier angavs den i log₁₀ reduktion. Kriteriet behov av ytterligare yta och ombyggnation bedömdes kvalitativt.

Volymen avloppsvatten som en person producerade per dygn antogs vara 170 liter och för svartvatten 50 liter per person och dygn (HVMFS 2016:17). För scenario 2 antogs det att 100 % av patogenerna och antibiotikan fanns i svartvatten som behandlades och antibiotika som ciprofloxacin, erytromycin och trimetoprim intogs som tabletter och utsöndrades antingen via urin eller avföring (Läkemedelsverket 2022b). Det antogs också att avloppsreningsverken som teknikerna skulle kunna implementeras på redan hade konventionell rening, det vill säga minst aktiv slambehandling (Stockholm Vatten och Avfall u.å.).

För varje kriterium (se tabell 1) rankades teknikerna utifrån sin prestanda med poäng från ett till sju, där sju var bästa och ett var sämsta. För varje teknik summerades poängen för kriterierna till en totalsumma där den med högst poäng var rankad lämpligast. Poängen tilldelades på följande sätt:

Tabell 1. Hur respektive kriterium poängsätts och vad för indikator de har

Kriterium	Indikator	Poängsättning
Energiförbrukning	kWh/capita	Lägst energiförbrukning ger högst poäng
Reningsgrad antibiotika	%	Högst reningsgrad ger högst poäng
Reningsgrad bakterier	log ₁₀	Högst reningsgrad ger högst poäng
Behov av ytterligare yta och ombyggnation	-	Minst behov ger högst poäng
Kemikalieanvändning	g/capita	Minst mängd ger högst poäng
Driftkostnad	SEK/capita	Lägst kostnad ger högst poäng

Om två stycken tekniker hade samma prestanda fick de samma poäng, men ett poäng lägre än om de varit ensamma på den platsen i rankningen. Till exempel om båda teknikerna hade samma reningsgrad och det var den högsta reningsgraden fick de sex poäng istället för sju och ingen teknik fick sju poäng.

För kriterierna behov av ytterligare yta och ombyggnation samt ibland bakterier angavs prestandan kvalitativt. För prestandan av kriteriet behov av ytterligare yta och ombyggnation gjordes kvalitativa uppskattningar. Det vill säga om tekniken redan fanns på platsen fick den högst poäng, om befintlig infrastruktur kunde användas fick den näst högst poäng, om de kunde staplas på varandra fick den näst lägst poäng och om det behövde byggas nytt fick den lägst poäng.

För att få de olika kriterierna, energi, driftkostnad och mängd kemikalier, per capita användes en ekvation för båda scenarierna:

$$y = x \cdot V \quad (1)$$

Där y var hur mycket av kriteriet som krävdes per capita, x var hur mycket av kriteriet som krävdes per kubikmeter och V var volymen avloppsvatten som en person producerade per dygn i kubikmeter.

För viktningen samlades det in information från två enkäter som besvarades av SAFE-gruppen där medlemmarna gav poäng till samtliga kriterier: rening av antibiotika, reduktion av bakterier, energiförbrukning, behov av ytterligare yta och ombyggnation, kemikalieanvändning och driftkostnad utifrån vad de ansåg var viktigt. Poängen var från ett till sex, där ett var 'minst viktigt' och sex var 'viktigast'. Den ena enkäten utgick från befintliga avloppsreningsverk och existerande förutsättningar och den andra enkäten utgick från att en ny anläggning skulle byggas där det skulle ske källsortering och separat behandling av svartvatten. I appendix, avsnitt 9.1.1, finns frågorna i enkäterna som besvarades. Viktningen utfördes på det sättet att 100 % fördelades för kriterierna utifrån poängsättningen från enkäten. För att ta fram andelen användes följande ekvation:

$$q_i = \frac{w_i}{z} \quad (2)$$

Där indexet, i , motsvarade ett kriterium (se tabell 4 och tabell 5), w_i var totalpoängen för varje kriterium, q_i var andelen av totalpoängen som fördelades till varje kriterium och z var den sammanlagda totalpoängen från enkäten (se tabell 4 och tabell 5). För befintliga reningsverk var den 84 och för källsortering av avloppsvatten var den 21.

Därefter beräknades de nya poängen, med viktning, för varje kriterium och summerades för att få fram dess totalpoäng. Ekvationen som användes för att beräkna totalpoängen för vardera teknik var följande:

$$p_{tot} = q_1 \cdot p_e + \frac{q_2}{3} \cdot p_{rc} + \frac{q_2}{3} \cdot p_{rt} + \frac{q_2}{3} \cdot p_{re} + \frac{q_3}{3} \cdot p_{rs} + \frac{q_3}{3} \cdot p_{rec} + \frac{q_3}{3} \cdot p_{ren} + q_4 \cdot p_y + q_5 \cdot p_k + q_6 \cdot p_d \quad (3)$$

Där q_1, q_2, q_3, q_4, q_5 och q_6 var andelen av totalpoängen för de olika kriterierna, i tabell 4 och tabell 5 står det vilket index som hör till vardera kriterium. q_2 och q_3 delades på tre eftersom rening av antibiotika hade tre kriterier för tre olika typer av antibiotika: ciprofloxacin, trimetoprim och erytromycin och reducering av bakterier hade tre bakterier som kriterier: *E. coli*, salmonella och enterokocker.

p var poängen utan viktning och indexen representerade de olika kriterierna där e var energiförbrukning, rc var reningsgrad för ciprofloxacin, rt var reningsgrad för trimetoprim, re var reningsgrad för erytromycin, rs var rening av Salmonella, rec var rening av *E. coli*, ren var rening av enterokocker, y var behov av ytterligare yta och ombyggnation, k var kemikalieanvändning och d var driftkostnad.

3.3 LITTERATURSTUDIE

3.3.1 Insamling av data för multikriterieanalys

I litteraturstudien hämtades data till multikriterieanalysen från databaserna SCOPUS, Web of Science Core Collection, ScienceDirect och DIVA, som fanns tillgängliga via Uppsala Universitetsbibliotek, samt via sökmotorn Google. På de databaserna och sökmotorn Google gjordes sökningar för de olika reningsteknikerna i kombination med samtliga kriterier. För att få fram väsentlig data som kunde användas i denna studie användes den booleska operatoren "AND", vilket innebar att sökorden blev exempelvis "GAK AND ciprofloxacin" och "ozonation AND energy AND consumption". Sökningarna gjordes på svenska och engelska.

De artiklar som valdes ut var publicerade mellan 1996 och 2024, detta för att informationen skulle vara relevant, de sorterades efter flest citeringar. Artiklarna var inte begränsade till specifika geografiska områden, utan information från hela världen användes. Detta på grund av att det fanns brist på tillräckligt med data från Sverige.

För data om reningsgrad av ciprofloxacin, trimetoprim och erytromycin, energiförbrukning, kemikalieanvändning och driftkostnad användes medelvärdet från tre olika studier för vardera reningsteknik. De studier som valdes för energiförbrukning, kemikalieanvändning, driftkostnad och reningsgrad av ciprofloxacin, trimetoprim och erytromycin var de som hade flest citeringar. Data om behov av ytterligare yta och ombyggnation samt reduktion av salmonella, *E. coli* och enterokocker togs endast från en källa eftersom det var brist på tillgänglig information, vilket innebar att medelvärde inte beräknades.

Då det fanns brist på vetenskaplig litteratur från databaserna användes sökmotorn Google för att få fram information från tillverkare, till exempel för kriteriet behov av ytterligare yta och ombyggnation, samt för att hitta rapporter som inte fanns tillgängliga på databaserna. Utöver det användes samma studie för reningsgrader av antibiotika om det hade utförts flera försök återgivet i en studie.

3.3.2 Litteratur om källsortering

Det genomfördes en litteraturstudie för att 1) ta reda på vilka för- och nackdelar som fanns med att källsortera grå- och svartvatten och behandla svartvatten separat och 2) sammanställning av tekniker som används fullskaligt och deras effekt på reduktion av bakterier och läkemedelsrester. Den information som valdes insamlades från litteratur som hämtades från databasen ScienceDirect och via sökmotorn Google. Sökord som användes var bland annat “black water composition” och “svartvatten källsortering”. Det fanns inga geografiska avgränsningar, utan informationen söktes internationellt. De källor som valdes var publicerade inom tidsintervallet år 1999 till 2024.

3.4 ENKÄT KÄLLSORTERING

För att insamla information om för- och nackdelar med källsortering av avloppsvatten med avseende på läkemedelsrening gjordes en enkät där frågan som SAFE-gruppen besvarade var: *“Viktigast för- och nackdelen med källsortering av avloppsvatten utifrån läkemedelsrening.”*. De skickades ut till 4 medlemmar av SAFE-gruppen.

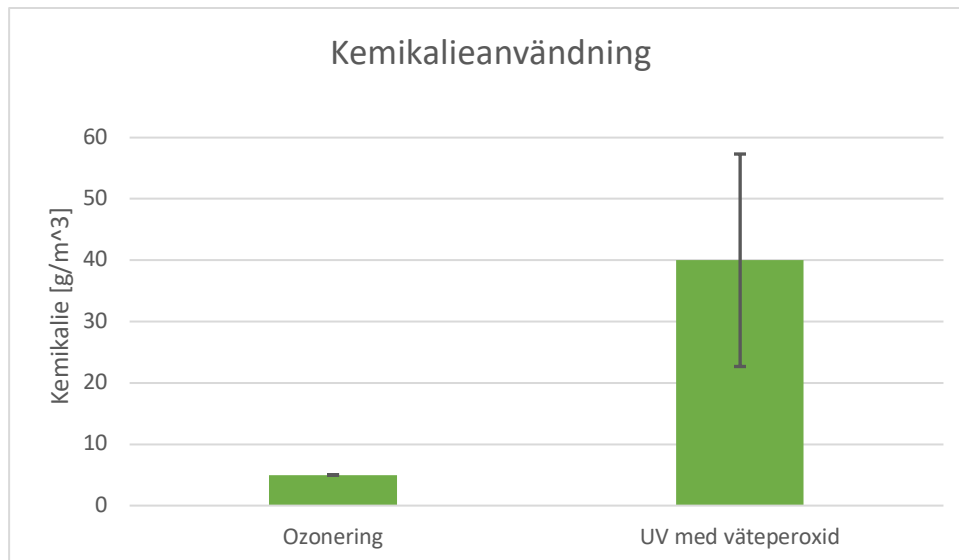
4 RESULTAT

4.1 LITTERATURSTUDIE

4.1.1 Kemikalier, energiförbrukning, driftkostnad, reningsgrad för antibiotika och bakterier

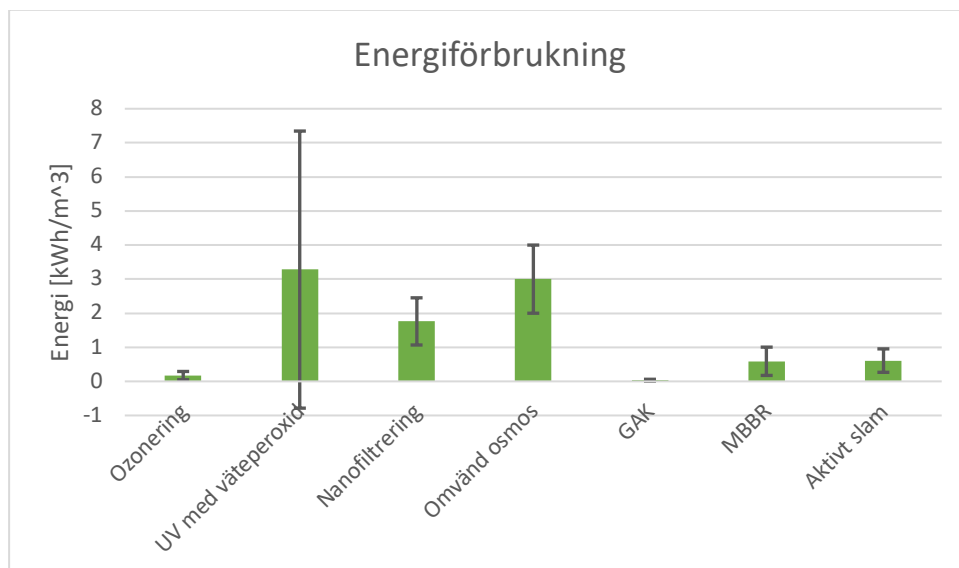
Figurerna i detta avsnitt baseras på data från litteraturstudien där tre källor för varje reningstekniker och kriterium insamlades. I figurerna visas medelvärdet för de tre källorna och standardavvikelsen. Den data som insamlades via litteraturstudien som utfördes i denna studie finns samlade i appendix 10.4 (se tabell A1-A6).

I figur 6 visas medelvärdet från tre källor av den data som samlades in från litteraturen för kemikalieanvändning (se tabell A1). Mängden kemikalier som krävs för teknikerna ozonering (ozon) och UV med väteperoxid (väteperoxid) anges i $[g/m^3]$. Standardavvikelsen för ozonering var noll eftersom värdet den data som användes vara samma för samtliga källor, medan för UV med väteperoxid var standardavvikelsen 17,32.



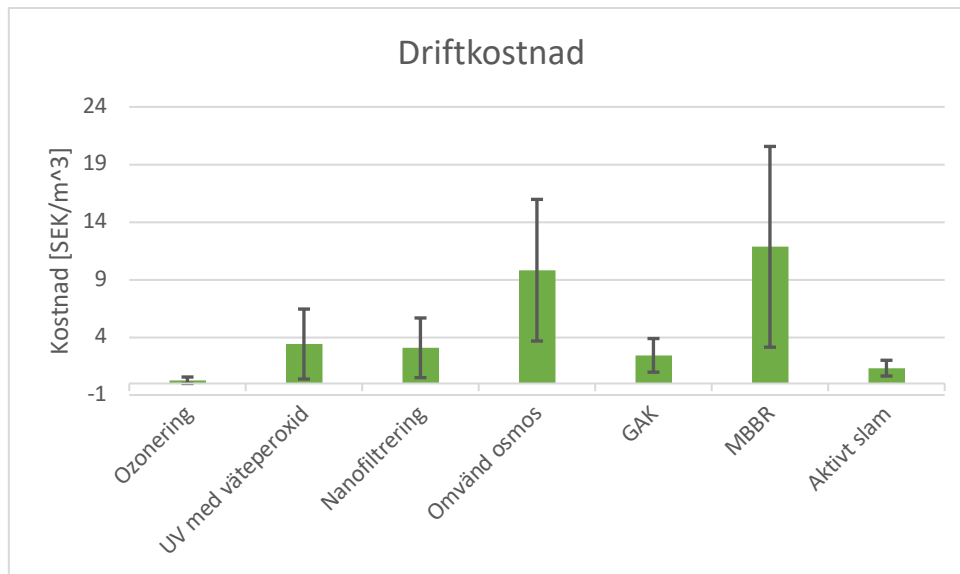
Figur 6. Medelvärdet av mängden kemikalier som används för ozonering och UV med väteperoxid med en felstapel som visar standardavvikelsen.

Den energi som krävs för samtliga reningstekniker visas i figur 7 och anges i $[g/m^3]$. Data samlades in från tre olika källor för vardera reningsteknik och ett medelvärde av de beräknades, vilket illustreras i figur 7. UV med väteperoxid hade den största standardavvikelsen (4,07), vilket innebär att den data som användes från litteraturen skiljde sig åt. Tekniken GAK hade den minsta standardavvikelsen (0,027).



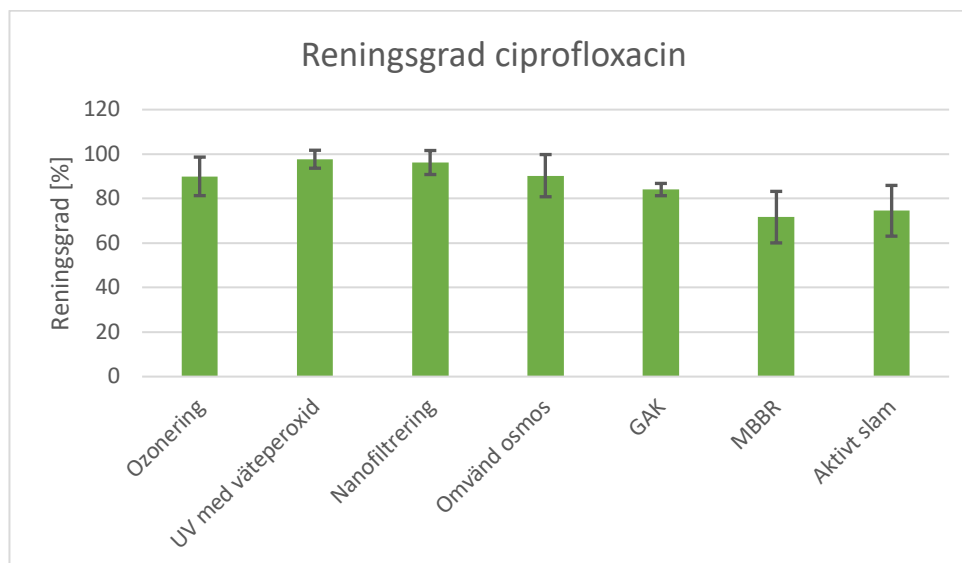
Figur 7. Medelvärdet av den energi som de olika teknikerna kräver vid drift och standardavvikelsen för dem.

I figur 8 visas medelvärdet av den driftkostnad som behövs för de olika teknikerna och den anges i $[SEK/m^3]$. Det fanns inte uppgifter för kombinerad rening med UV och väteperoxid, istället hämtades data om de separat och lades ihop. Det som ingick i driftkostnad är energi, kemikalier, slambehandling inklusive bortskaffande samt arbetskostnader. MBBR hade den största standardavvikelsen (8,71), medan ozonering hade den minsta (0,28).



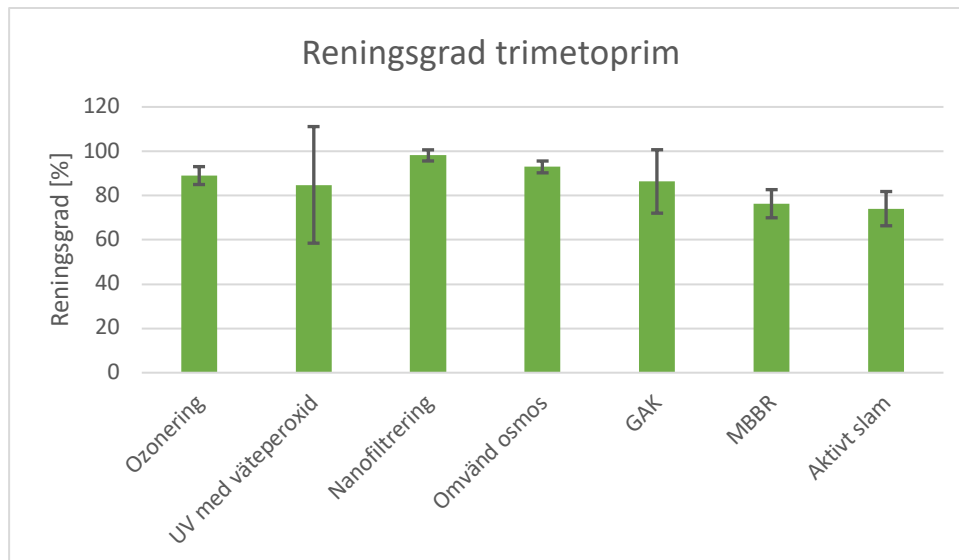
Figur 8. Medelvärde och standardavvikelsen av driftkostnaden för de olika teknikerna som undersöktes i studien.

Figur 9 illustrerar vad reningsgraden var för antibiotikan ciprofloxacin för samtliga kriterier och angavs i [%]. I figuren presenteras medelvärde för samtliga tekniker och deras standardavvikelse. MBBR hade den största standardavvikelsen (11,58) och GAK den minsta (2,76).



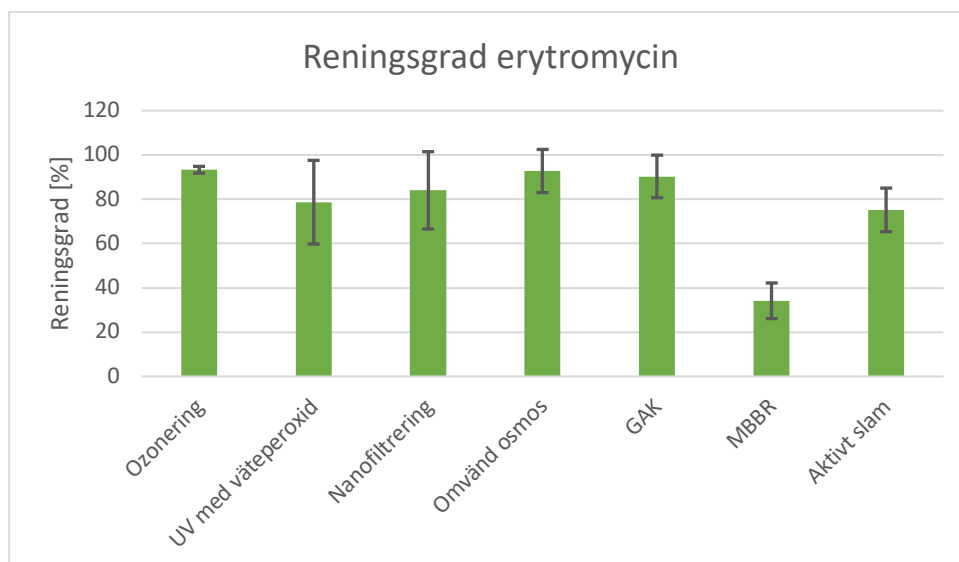
Figur 9. Medelvärde av reningsgraden för ciprofloxacin för samtliga tekniker och deras standardavvikelse.

I figur 10 visas medelvärde av reningsgraden för antibiotikan trimetoprim i [%] och standardavvikelsen. UV med väteperoxid hade den största standardavvikelsen (26,32), medan nanofiltrering hade den lägsta (2,51).



Figur 10. Medelvärde av reningsgraden för trimetoprim för samtliga tekniker och deras standardavvikelse.

Figur 11 visar medelvärde av reningsgraden för erytromycin och den anges i [%]. UV med väteperoxid hade den största standardavvikelsen (18,9) och ozonering hade den minsta (1,53).



Figur 11. Medelvärde av reningsgraden för erytromycin för samtliga tekniker och deras standardavvikelse.

För reningsgraden av salmonella, *E. coli* och enterokocker hittades färre referenser och prestandan kommer från en källa och är därmed inte medelvärde, vilket det var för de andra kriterierna. Enheten var $[\log_{10}]$ förutom för nanofiltrering och reningen av enterokocker vid användning av omvänd osmos där det var 'very high' istället, vilket var vad som presenterades i källorna.

Tabell 2. Reningsgraden av bakterier för olika reningstekniker

	Ozonering [log ₁₀]	UV med H ₂ O ₂ [log ₁₀]	Nanofiltrering [log ₁₀]	Omvänd osmos [log ₁₀]	GAK [log ₁₀]	MBBR [log ₁₀]	Aktivt slam [log ₁₀]
Salmonella	>5 ^a	4,12 ^d	Very high ^g	2,4 ^h	3,2 ⁱ	*	1 ^k
<i>E.coli</i>	4,4 ^b	4,9 ^e	Very high ^g	6 ^h	3,5 ^j	*	3 ^l
Enterokocker	3 ^c	0,43 ^f	Very high ^g	Very high ^g	*	*	2,1 ⁿ

* Saknar data.

^a Nahim-Granados et al. 2020. ^b Sousa et al. 2017. ^c Heß & Gallert 2015. ^d Hadjok et al. 2008. ^e Adeel et al 2024.

^f Koivunen och Heinonen-Tanski 2005. ^g Centers for Disease Control and Prevention 2008. ^h Jadoun et al. 2018.

ⁱ Rivera-Sánchez et al. 2020. ^j Racyte et al. 2014. ^k Yaziz och Lloyd 1982. ^l Devlin et al. 2011.

^m Barrios-Hernández et al. 2020

4.1.2 Resultat för behov av ytterligare yta och ombyggnation

Det utfördes en kvalitativ uppskattning av behov av ytterligare yta och ombyggnation utifrån information från litteraturstudie och rangordningen från det minsta behovet till största behovet av yta och ombyggnation presenteras nedan.

Aktivt slam finns redan på majoriteten av reningsverk i Sverige i nuläget och används för biologisk rening (Stockholm Vatten och Avfall u.å.), vilket innebär att det inte kommer krävas ytterligare yta än det som redan finns. För reningstekniken UV-behandling med väteperoxid behöver en UV-lampa monteras i de rör som avloppsvattnet passerar igenom (Wahlberg et al. u.å.). Installationen av lampan kan göras i befintliga rör på reningsverket och väteperoxid tillsätts i vattnet i bestämda doser. Befintliga bassänger på avloppsreningsverk kan användas för reningstekniken MBBR utan några större modifieringar (Salvetti et al. 2006). För teknikerna nanofiltrering och omvänd osmos passerar vattnet genom avlånga rör, så kallade tryckkärl, med hjälp av pumpar och rören kan staplas på varandra (Eurowater u.å.). Nanofiltrering används som teknik på Björklinge vattenverk och där har de 70 stycken 8-tums membranelement (Björks Rostfria AB u.å.). Det finns begränsat med data om hur stor yta som GAK kräver, vilket medför en osäkerhet om hur denna teknik skulle rankas. Dock kan det antas att det behöver ske ombyggnation och att befintlig infrastruktur inte kan användas utan modifieringar. I Sverige finns det en permanent fullskalig ozoneringsanläggning som används för rening av läkemedelsrester och det är i Linköping. Där blandas ozon med avloppsvatten i en 600 m³ stor reaktor (Tekniska verken u.å.). För att kunna etablera ozonering som en reningsteknik på ett reningsverk behöver det ske nybyggnationer, vilket kräver tillgänglig yta som är större än vad de andra teknikerna behöver.

Tabell 3. Rangordningen för de olika reningsteknikerna utifrån hur mycket ytterligare yta och ombyggnation som de behöver. Den som är först i rangordningen behöver minst ytterligare yta och ombyggnation och den som är sista behöver mest ytterligare yta och ombyggnation.

Rangordning	Reningsteknik
1	Aktiv slambehandling
2	UV med väteperoxid
3	MBBR
5	Nanofiltrering
5	Omvänd osmos
6	GAK
7	Ozonering

4.2 ENKÄTSVAR FRÅN SAFE-GRUPPEN FÖR VIKTNING

I tabell 4 presenteras hur en medlem i SAFE-gruppen har gett poäng till alla kriterier om en anläggning för källsortering av avloppsvatten ska byggas. Det kriterium som fick högst poäng och ansågs vara viktigast var driftkostnad, medan behov av ytterligare yta och ombyggnation tilldelades lägst poäng. Utifrån enkät svaret kommer driftkostnad att ha högst andel, rankas högst och väga tyngst i viktningen. Beräkningarna som utfördes för andel finns i appendix (avsnitt 9.3.2).

Tabell 4. Svar från enkäten som utgick från att en ny anläggning för källsortering skulle byggas (1 svar)

Kriterium/poäng	1	2	3	4	5	6	Total poäng	Index	Andel [%]	Rank
Energiförbrukning	-	-	1 st	-	-	-	3	1	14,29	4
Reningsgrad antibiotika	-	-	-	-	1 st	-	5	2	23,81	2
Reducering av bakterier	-	-	-	1 st	-	-	4	3	19,05	3
Behov av ytterligare yta och ombyggnation	1 st	-	-	-	-	-	1	4	4,76	6
Kemikalieanvändning	-	1 st	-	-	-	-	2	5	9,52	5
Driftkostnad	-	-	-	-	-	1 st	6	6	28,57	1
Summa totalpoäng							21			

I tabell 5 presenteras hur många poäng som tilldelades samtliga kriterier av fyra medlemmar från SAFE-gruppen för ett redan befintliga avloppsreningsverk med existerande förhållanden. Driftkostnad var det kriterium som fick högst poäng totalt och behov av ytterligare yta och

ombyggnation fick lägst. Kriterierna energiförbrukning och reducering av bakterier fick lika många poäng vilket innebär att deras andel i procent är lika stor.

Tabell 5. Svar från enkäten som utgick från att redan befintliga avloppsreningsverk (4 svar)

Kriterium/poäng	1	2	3	4	5	6	Total poäng	Index	Andel [%]	Rank
Energiförbrukning	-	2 st	-	2 st	-	-	12	1	14,29	5
Reningsgrad antibiotika	-	1 st	1 st	-	-	2 st	17	2	20,24	2
Reducering av bakterier	1 st	-	2 st	-	1 st	-	12	3	14,29	5
Behov av ytterligare yta och ombyggnation	1 st	1 st	1 st	1 st	-	-	10	4	11,90	6
Kemikalieanvändning	1 st	-	-	2 st	1 st	-	14	5	16,67	3
Driftkostnad	-	-	1 st	-	2 st	1 st	19	6	22,62	1
Summa totalpoäng							84			

4.3 MULTIKRITERIEANALYS

4.3.1 Scenario 1: blandat avloppsvatten (170 L)

I tabell 6 presenteras medelvärdena av den data som insamlades i litteraturstudien för samtliga kriterier per capita utifrån en volym på 170 liter per person och dygn. För kriteriet behov av ytterligare yta och ombyggnation saknades det kvantitativa värden och därför användes kvalitativ data. De kriterier som är markerade med ‘*’ betyder att det inte fanns tillgänglig data om dem. För GAK, aktivt slam, MBBR, omvänd osmos och nanofiltrering användes inga kemikalier och därför markerades de med ‘-’.

Tabell 7 visar hur många poäng som de olika kriterierna fick baserat på värdena i tabell 6 utan viktning. Färgerna är på en röd-grön skala där mörkgrön motsvarar högst poäng, mörkröd motsvarar lägst poäng och gul motsvarar mitten. Den teknik, rankning från ett till sju, med högst totalpoäng är lämpligast och har bäst prestanda. De kriterier som det saknades data för, markerade med ‘*’ i tabell 6 fick inga poäng vid multikriterieanalysen. Den teknik som fick högst totalpoäng för scenariot där både grå- och svartvatten går till avloppsreningsverk och behandlas var nanofiltrering, medan den som var minst lämplig var MBBR.

Poängen för de olika reningsteknikerna efter viktning presenteras i tabell 8. Ur tabellen går det att utläsa att ozonering är den teknik som fick högst totalpoäng efter viktning medan MBBR fick lägst. Enligt denna studie är alltså ozonering den lämpligaste och MBBR den minst lämpliga av de undersökta teknikerna.

Tabell 6. Värdena på de olika kriterierna per capita och dygn för de olika reningsteknikerna för scenario 1

	Energi- förbrukning [kWh]	Kemikalier [g]	Drift- kostnad [SEK]	Reningsgrad [%]			Behov av ytterligare yta och ombyggnation	Reduktionsgrad [log ₁₀]		
				Cipro- floxacin	Trimeto- prim	Erytro- mycin		Salmonella	<i>E. coli</i>	Enterokocker
Ozonering	0,029	0,85	0,047	90	89,33	93,3	Nybyggnation	5	4,4	3
UV med H₂O₂	0,56	6,8	0,58	97,7	84,8	78,67	Befintlig	4,12	4,9	0,43
GAK	0,006	-	0,41	84,07	86,35	90,3	Ombyggnation	3,2	3,5	*
Aktivt slam	0,10	-	0,23	74,53	69,41	75,2	Ingen	1	3	2,1
MBBR	0,10	-	2,01	71,67	76,3	34,17	Befintlig	*	*	*
Omvänd osmos	0,51	-	1,67	90,32	92,91	92,74	Liten	2,4	6	Very high
Nanofiltrering	0,30	-	0,53	96,22	98,11	84,04	Liten	Very high	Very high	Very high

* Saknas data

Tabell 7. Tilldelning för de olika reningsteknikerna utan viktning

	Energi- förbrukni ng	Kemikali er	Drift- kostn ad	Renings- grad ciprofloxa cin	Renings- grad trimetopr im	Renings- grad erytromy cin	Behov av ytterligare yta och ombyggnat ion	Renings- grad salmone lla	Renings- grad <i>E. coli</i>	Renings- grad enterokoc ker	Tota l poän g
Ozonering	6	2	7	4	5	7	1	6	4	5	47
UV med H₂O₂	1	1	3	7	3	3	5	5	5	3	36
GAK	7	3	5	3	4	5	2	4	3	-	36
Aktivt slam	4	3	6	2	1	2	7	2	2	4	33
MBBR	5	3	1	1	2	1	5	-	-	-	18
Omvänd osmos	2	3	2	5	6	6	3	3	6	6	42
Nanofiltrering	3	3	4	6	7	4	3	7	7	6	50

Tabell 8. Tilldelning av poäng för de olika reningsteknikerna med viktning för blandat avloppsvatten

	Energi- förbrukni ng	Kemikali er	Drift- kostn ad	Renings- grad ciprofloxa cin	Renings- grad trimetopr im	Renings- grad erytromy cin	Behov av ytterligare yta och ombyggnat ion	Renings- grad salmone lla	Renings- grad <i>E.coli</i>	Renings- grad enterokoc ker	Tota l poän g
Ozonering	0,86	0,33	1,58	0,27	0,34	0,47	0,13	0,29	0,19	0,24	4,69
UV med H₂O₂	0,14	0,17	0,68	0,47	0,20	0,20	0,60	0,24	0,24	0,095	3,08
GAK	1,00	0,50	1,13	0,20	0,28	0,34	0,24	0,19	0,14	-	4,01
Aktivt slam	0,57	0,50	1,36	0,14	0,067	0,13	0,83	0,095	0,095	0,14	3,98
MBBR	0,71	0,50	0,23	0,067	0,13	0,067	0,60	-	-	-	2,31
Omvänd osmos	0,29	0,50	0,45	0,34	0,40	0,40	0,36	0,14	0,29	0,29	3,46
Nanofiltrering	0,43	0,50	0,90	0,40	0,47	0,27	0,36	0,33	0,33	0,29	4,29

4.3.2 Scenario 2: källsortering (50 L)

Tabell 9 visar medelvärdet på den insamlade datan från litteraturstudien och värdena presenteras per capita och utgår ifrån en svartvattenförbrukning på 50 liter per person och dygn. Det saknas data om reningsgrad av salmonella, *E. coli* och enterokocker för reningstekniken MBBR och därför markeras de med '*'. Det användes inga kemikalier för teknikerna GAK, aktivt slam, MBBR, omvänd osmos och nanofiltrering, varför de är markerade med '-’.

Tabell 10 åskådliggör antalet poäng, utan viktning, för samtliga kriterier baserat på de värden som presenteras i tabell 9. Betydelsen av poängen tydliggörs genom en röd-grön skala där mörkgrön färg motsvarar högst poäng, mörkröd motsvarar lägst poäng och gul är mitten. Den teknik med högst totalpoäng var nanofiltrering, vilket innebär att det var den lämpligaste reningstekniken i detta scenario enligt denna studie. MBBR är den reningsteknik som hade lägst totalpoäng och det innebär att den är minst lämplig enligt denna studie.

Poängen för de olika reningsteknikerna efter viktning presenteras i tabell 11. Ur tabellen går det att utläsa att ozonering är den teknik som fick högst totalpoäng efter viktning medan MBBR fick lägst. Enligt denna studie är alltså ozonering den lämpligaste och MBBR den minst lämpliga av de undersökta teknikerna.

Tabell 9. Värdena på de olika kriterierna per capita för de olika reningsteknikerna för scenario 2

	Energi- förbrukning [kWh]	Kemikalier [g]	Drift- kostnad [sek]	Reningsgrad [%]			Behov av ytterligare yta och ombyggnation	Reduktionsgrad [log ₁₀]		
				Cipro- floxacin	Trimeto- prim	Erytro- mycin		Salmonella	<i>E. coli</i>	Enterokocker
Ozonering	0,0085	0,25	0,014	90	89,33	93,3	Nybyggnation	5	4,4	3
UV med H₂O₂	0,16	2	0,17	97,7	84,8	78,67	Befintlig	4,12	4,9	0,43
GAK	0,0018	-	0,12	84,07	86,35	90,3	Ombyggnation	3,2	3,5	*
Aktivt slam	0,031	-	0,067	74,53	69,41	75,2	Ingen	1	3	2,1
MBBR	0,030	-	0,59	71,67	76,3	34,17	Befintlig	*	*	*
Omvänd osmos	0,15	-	0,49	90,32	92,91	92,74	Liten	2,4	6	Very high
Nanofiltrering	0,088	-	0,15	96,22	98,11	84,04	Liten	Very high	Very high	Very high

* Saknas data.

Tabell 10. Tilldelningen av poäng för de olika reningsteknikerna, utan viktning

	Energi- förbrukni ng	Kemikali er	Drift- kostn at	Renings- grad ciprofloxa cin	Renings- grad trimetopr im	Renings- grad erytromy cin	Behov av ytterligare yta och ombyggnat ion	Renings- grad salmone lla	Renings- grad <i>E.coli</i>	Renings- grad enterokoc ker	Tota l poän g
Ozonering	6	2	7	4	5	7	1	6	4	5	47
UV med H₂O₂	1	1	3	7	3	3	5	5	5	3	36
GAK	7	3	5	3	4	5	2	4	3	-	36
Aktivt slam	4	3	6	2	1	2	7	2	2	4	33
MBBR	5	3	1	1	2	1	5	-	-	-	18
Omvänd osmos	2	3	2	5	6	6	3	3	6	6	42
Nanofiltrering	3	3	4	6	7	4	3	7	7	6	50

Tabell 11. Tilldelning av poäng för de olika reningsteknikerna med viktning för svartvatten

	Energi- förbrukni ng	Kemikali er	Drift- kostn ad	Renings- grad ciprofloxa cin	Renings- grad trimetopr im	Renings- grad erytromy cin	Behov av ytterligare yta och ombyggnat ion	Renings -grad salmone lla	Rening s-grad <i>E.coli</i>	Renings- grad enterokoc ker	Tota l poän g
Ozonering	0,86	0,19	2,00	0,32	0,40	0,56	0,048	0,38	0,25	0,32	5,32
UV med H₂O₂	0,14	0,095	0,86	0,56	0,24	0,24	0,24	0,32	0,32	0,19	3,19
GAK	1,00	0,29	1,43	0,24	0,32	0,40	0,095	0,25	0,19	-	4,21
Aktivt slam	0,57	0,29	1,71	0,16	0,079	0,16	0,33	0,13	0,13	0,25	3,81
MBBR	0,71	0,29	0,29	0,079	0,16	0,079	0,24	-	-	-	1,84
Omvänd osmos	0,29	0,29	0,57	0,40	0,48	0,48	0,14	0,19	0,38	0,38	3,59
Nanofiltrering	0,43	0,29	1,14	0,48	0,56	0,32	0,14	0,44	0,44	0,38	4,62

4.4 KÄLLSORTERING AV AVLOPPSVATTEN

4.4.1 För- och nackdelar med källsortering utifrån avancerade reningstekniker

Svartvatten innehåller avföring, urin och toalettpapper, vilket är vad som ger den dess karaktär av både suspenderat material, som är organiska och oorganiska partiklar som kan sedimentera (Göta Älvs Vattenvårdsförbund 2011), och föroreningskoncentrationer som skiljer sig från gråvatten. Det är även i svartvattnet som majoriteten av bakterierna hamnar, till exempel *E. coli* och salmonella (Xu et al. 2023). Enligt Terpstra (1999) kommer cirka 51 % av COD i avloppsvattnet från svartvattnet. I standard toaletter där varje spolning är 10 liter var halten COD 700 mg/l (Paulo et al. 2013).

Ett problem med svartvatten är att den innehåller suspenderat material som vid höga halter kan påverka effektiviteten av vissa reningstekniker, exempelvis genom igensättning av filter. För nanofiltrering behöver filtermaterialet bytas ut när effektiviteten börjar minska och om det inte görs kommer det vattnet som passerar inte renas. Avancerad rening, som nanofiltrering och omvänd osmos, kräver regelbundet underhåll och kontroller för att se till att den fungerar (Svenska Geotekniska Föreningen u.å.). Svartvattnets innehåll, bland annat toapapper, behöver filtreras bort mekaniskt innan reningen i finporiga filter kan ske (Naturvårdsverket u.å.) för att inte riskera störningar i resterande rening.

Vid källsortering av avloppsvatten behöver en mindre volym vatten att behandlas, istället för 170 liter per person och dygn blir det istället endast 50 liter per person och dygn (HVMFS 2016:17). Kostnaden för källsortering och behandling av endast svartvatten blir lägre per kubikmeter behandlat vatten jämfört med om det inte källsorteras.

Av de tekniker som studerades i detta arbete har bara omvänd osmos använts för källsorterat svartvatten i större skala, 130 hushåll i Skogaberg, Göteborg. I svartvattensystemet behandlades svartvatten tillsammans med organiskt köksavfall och separat från gråvatten. Den reningsteknik som användes i pilotskala var omvänd osmos i kombination med förbehandling i form av silning, syradosering och utjämning för att få ett jämnt flöde till membranläggningen. Det som de kom fram till var att energiförbrukningen var hög i jämförelse med vad det hade varit om det var en storskalig anläggning. Utöver det visade det sig att effektiviteten hos membranet minskade med tiden trots att de hade förbehandling, vilket skulle bidra med ytterligare kostnader och underhåll (Karlsson et al. 2008).

En sammanställning av för- och nackdelarna från litteraturstudien och enkäten presenteras nedan i tabell 12. För- och nackdelar beror av vilken reningsteknik som används och diskuteras vidare i avsnitt 5.5.

Tabell 12. Sammanställning av för- och nackdelar för källsortering av avloppsvatten och behandla svartvatten separat

Fördelar	Nackdelar
Mindre volym behöver behandlas	Innehåller stora partiklar som toalettpapper
Billigare	Regelbundet underhåll
Mindre läkemedel i recipient	Högre kostnad för småskalig behandling
Koncentrerat innehåll	Högre bakteriekoncentration
Majoritet av läkemedel avskiljs	Kräver förbehandling
Öppnar upp för flera reningsmöjligheter	-
Gynnar biologiska processer	-

Fyra olika medlemmar i SAFE-gruppen svarade på enkäten om för- och nackdel med källsortering av avloppsvatten med avseende på. Två stycken medlemmar gav svaret att mindre mängd läkemedel hamnar i recipienten vid källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartvatten än när vatten släpps ut från avloppsreningsverk. Två medlemmar påpekade att innehållet blir mer koncentrerat eftersom det är en mindre volym då gråvatten inte bidrar, men också att det krävs reningssteg före den avancerade reningstekniken för att de ska kunna användas resurssnålt och fungera. Då svartvatten ska behandlas behöver förbehandlingen vara mer omfattande än när blandat avloppsvatten behandlas. En medlem framhävde att eftersom det sker sortering av svart- och gråvatten avskiljs majoriteten av läkemedelsresterna, vilket resulterar i renare gråvatten. Utöver det var fördelarna med sortering av svartvatten att det kan öppna upp för att flera möjliga reningstekniker kan användas. Svartvatten blir varmare då inte tillskottsvatten hamnar i ledningarna. Det blir inte heller lika många temperaturväxlingar av avloppsvatten vid källsortering som det hade blivit på avloppsreningsverk, vilket gynnar biologiska processer.

4.4.2 Undersökning av existerande behandlingstekniker

4.2.2.1 Allmänt om rötning

Rötning är en process där mikroorganismer bryter ned organiskt material i frånvaro av syre och produkten som bildas är biogas, vilket består av metan och koldioxid, samt en näringsrik rötrest (Chaudhary et al. 2024). Den biologiska processen sker i en sluten tank för att kunna åstadkomma en syrefri miljö, vilket krävs för att processen ska fungera effektivt. En fördel med rötning enligt Chaudhary et al. (2024) är att patogener kan inaktiveras vilket därmed resulterar i att rötrest kan användas inom jordbruket. En nackdel som Chaudhary et al. (2024) tar upp är att rötning är en process som kräver noggrann övervakning och hantering för att kunna fungera effektivt.

Det finns flera olika faktorer som har en inverkan på hur effektiv nedbrytningsprocessen är och några av dessa är temperatur, pH-nivå och retentionstid (Chaudhary et al. 2024). Temperaturen har en inverkan på aktiviteten hos mikroorganismer och anaeroba bakterier är mest effektiva inom två olika temperaturintervall. Det ena temperaturintervallet är mellan 43 och 55 °C och där sker det termofil nedbrytning, medan det andra temperaturintervallet är

mellan 30 och 42 °C där det sker mesofil nedbrytning. För att det ska ske termofil rötning behöver det tillsättas värme, mer än vid mesofil rötning, vilket ökar nedbrytningen och produktionen av biogas. Även inaktiveringen av patogener är högre med termofil rötning, dock är termofil rötning instabilare än mesofil rötning. Vid mesofil rötning blir produktionen av biogas lägre i jämförelse med termofil rötning, men fördelarna är att mesofil rötning är stabilare och mer kostnadseffektiv (Chaudhary et al. 2024). Enligt EPA (2024) kan antibiotika vara skadligt för de anaeroba bakterierna vars syfte är att bryta ned organiskt material och omvandla det till biogas och biogödsel, dock har det inte visat sig vara ett problem vid fullskalig användning.

4.2.2.2 Rening av läkemedel vid rötning

Moerland et al. (2022) undersökte hur stor andel av läkemedel, till exempel trimetoprim, som avlägsnades under termofil rötning av svartvatten. Resultatet visade att mer än 95 % av trimetoprim avlägsnades under en termofil rötningsprocess. Moerland et al. (2022) drar slutsatsen att termofil rötning är fördelaktig vid behandling av svartvatten och för att minska mängden av mikroföroreningar, som trimetoprim, i de näringsämnen som återvinns.

En annan studie som undersökte hur effektiv termofil rötning (52 °C) och mesofil rötning (37 °C) var på att avlägsna läkemedel från fekalt slam var Gros et al. (2020). I studien upptäckte Gros et al. (2020) inte några signifikanta skillnader mellan hur effektiv rötning var på att avlägsna läkemedel under mesofila respektive termofila förhållanden.

Butkovskiy et al. (2015) undersökte rening av 14 läkemedel i en fullskalig källsorterings sanitetssystem där det skedde sortering av avloppsvatten och separat behandling av avloppsfraktionerna. Svartvattnet behandlades med rötning och i vattnet påträffades tio olika läkemedel och några av dem var ibuprofen, diklofenak och ciprofloxacin. Majoriteten av läkemedel som ingick i studien avlägsnades under rötningsprocessen, men för ibuprofen och diklofenak var det mindre än 50 % som avlägsnades. Det som studien antog var anledningen till att ciprofloxacin avlägsnades med cirka 83,7 % i rötningsreaktorn var att det skedde sorption till slam. Det förväntades ingen reduktion av ibuprofen eller diklofenak vid rötning, men enligt resultatet reducerades cirka 32,5 % av ibuprofen och 12,3 % av diklofenak. Författarna antog att detta kan bero på den långa slam retentionstiden (mer än 730 dagar). Butkovskiy et al. (2015) drar följande slutsatser: koncentrationen av läkemedel är högre i svartvatten jämfört med gråvatten, läkemedel som trimetoprim kan avlägsnas genom rötning med en lång retentionstid, koncentrationen av bland annat diklofenak och ibuprofen var höga i det utgående vattnet vilket innebär att det krävs efterbehandling samt att slammet från rötning behöver behandlas då det påträffades läkemedel i det.

Mängden av olika typer av läkemedel som kan renas från svartvatten genom rötning undersöktes i en studie av de Graaff et al. (2011). Några läkemedel som ingick var paracetamol, diklofenak och ibuprofen. Resultatet visade att efter anaerob behandling hade mer än 90 % paracetamol avlägsnats, 23 % ibuprofen och 22 % diklofenak. Detta visar på att för att åstadkomma en effektiv rening av läkemedel behövs flera behandlingssteg, antingen fysiska eller kemiska (de Graaff et al. 2011).

4.2.2.3 Reduktion av bakterier vid rötning

Rötning kan inaktivera bakterier som förekommer i organiskt material. *E. coli* är en bakterie som inaktiveras genom rötning, både under termofila och mesofila förhållanden. I en studie av Pandey och Soupir (2011) undersöktes hur stor reduktionen av *E. coli* var efter olika inkubationstider. Resultatet var att under mesofila förhållanden (37 °C) uppnåddes en 6 log₁₀

reduktion efter 41 dagar och under termofila förhållanden (52,5 °C) tog det 3,5 dagar innan en reduktion större än 7 log₁₀ uppnåddes (Pandey & Soupir 2011). Enligt en annan studie av Ma et al. (2022) var reduktionen av *E. coli* 6,0 log₁₀ efter 28,2 dagar under mesofila förhållanden och 6,0 log₁₀ efter 7 dagar under termofila förhållanden. För salmonella var reduktionen 8,6 log₁₀ efter 12,7 dagar under termofila förhållanden och 4,6 log₁₀ efter 10,1 dagar under mesofila förhållanden (Ma et al. 2022). Enligt Pandey et al. (2014) uppnåddes en reduktion av *E. coli* på 3,0 log₁₀ efter 32 dagar under mesofila förhållanden (37 °C), medan under termofila förhållanden (52,5 °C) var reduktionen 3,0 log₁₀ efter 2,5 dagar.

Moerland et al. (2020) undersökte hur stor reduktionen av *E. coli* var under rötning under mesofila och termofila förhållanden. De kom fram till att under mesofila förhållanden (35 °C) skedde det en ofullständig reduktion på 2,7 log₁₀ efter fyra dagar, medan under termofila förhållanden (55 °C) var reduktionen av *E. coli* 4,2 log₁₀ efter 6-11 dagar. I studien påpekar de att retentionstiden för termofil rötning kan vara kortare, mellan två och fyra dagar, utan att effekten av inaktivering av patogener påverkas (Moerland et al. 2020).

I en studie av Seruga et al. (2020) undersöktes inaktiveringen av enterokocker och salmonella under termofila förhållanden (55 °C). Resultatet visade att för salmonella var reduktionen större än 5,3 log₁₀ efter 9,9 timmar, medan för enterokocker uppnåddes reduktionen större än 7,5 log₁₀ efter 8,3 timmar.

Under mesofila förhållanden var reduktionen efter 25 dagar för *E. coli* 3,01 log₁₀ och för salmonella 3,72 log₁₀ (Chen et al. 2011). Watcharasukarn et al. (2009) rapporterade en reduktion större än 2,6 log₁₀ av *E. coli* vid en temperatur på 37 °C efter 5 dagar och vid en temperatur på 55 °C var reduktionen större än 4,4 log₁₀ efter 40 minuter. För enterokocker var reduktionen under mesofila förhållanden (37 °C) 3,13 log₁₀ efter 15 dagar och under termofila förhållanden (55 °C) var den 1,7 log₁₀ efter två dagar (Watcharasukarn et al. 2009).

I tabell 13 presenteras log₁₀ reduktionerna för *E. coli*, salmonella och enterokocker under termofila förhållanden.

Tabell 13: Reduktionen av *E. coli*, salmonella och enterokocker vid rötning under termofila förhållanden

<i>E. coli</i> [log ₁₀]	Salmonella [log ₁₀]	Enterokocker [log ₁₀]
>7 (52,5 °C, 3,5 dagar) ^a	8,6 (12,7 dagar) ^b	>7,5 (55 °C, 8,3 timmar) ^f
6 (7 dagar) ^b	>5,3 (55 °C, 9,9 timmar) ^f	1,7 (55 °C, 2 dagar) ^e
3 (2,5 dagar) ^c	-	-
>4,2 (55 °C, 6-11 dagar) ^d	-	-
>4,5 (55 °C, 40 min) ^e	-	-

^a Pandey & Soupir 2011. ^b Ma et al. 2022. ^c Pandey et al. 2014. ^d Moerland et al. 2020. ^e Watcharasukarn et al. 2009. ^f Seruga et al. 2020.

I tabell 14 visas log₁₀ reduktionerna för *E. coli*, salmonella och enterokocker under mesofila förhållanden.

Tabell 14: Reduktionen av *E. coli*, salmonella och enterokocker vid rötning under mesofila förhållanden

<i>E. coli</i> [log ₁₀]	Salmonella [log ₁₀]	Enterokocker [log ₁₀]
6 (37 °C, 41 dagar) ^a	4,6 (10,1 dagar) ^b	3,13 (37 °C, 15 dagar) ^f
6 (28,2 dagar) ^b	3,72 (25 dagar) ^c	-
3 (37 °C, 32 dagar) ^c	-	-
2,7 (35 °C, 4 dagar) ^d	-	-
3,01 (25 dagar) ^e	-	--
>2,6 (37 °C, 5 dagar) ^f	-	

^a Pandey & Soupir 2011. ^b Ma et al. 2022. ^c Pandey et al. 2014. ^d Moerland et al. 2020. ^e Chen et al. 2011.

^f Watcharasukarn et al. 2009.

4.2.2.4 Allmänt om våtkompostering

Våtkompostering är en biologisk behandling där organiskt material, vilket finns i exempelvis svartvatten, bryts ned av bakterier vid närvaro av syre i en sluten reaktor (Malmén 2005). För att behandlingen ska fungera krävs det energi och den energin används för att driva luftare, pumpar och omrörare. Skillnaden mellan våtkompostering och annan kompostering är att det material som ska brytas ned har en låg TS-halt på mellan två och tio procent, vilket innebär att materialet är lättare att pumpa och röra om (Malmén 2005). En låg TS-halt, mindre än tre procent, innebär att energiinnehållet i materialet är lågt (Norin et al. 2000). Det organiska materialet som ska brytas ned behöver ha ett högt energiinnehåll för att det ska kunna ske värmeavgivning. Värmen som avges är vad som inaktiverar bakterier och därmed hygieniserar materialet (Malmén 2005). Fördelarna med våtkompostering är att den har en hög nedbrytningskapacitet, effektiv inaktivering av patogener och behandlingsperioden är kort. En nackdel med att använda våtkompostering i fullskala är att energiförbrukningen är hög (Tashiro et al. 2018).

Det finns fem anläggningar för våtkompostering i Sverige och två av dessa är lokaliserade i Eskilstuna respektive Norrtälje. Det primära syftet för dem är att behandla och hygienisera svartvatten, men för att göra det behöver det tillsättas komplementmaterial som till exempel flytgödsel (Malmén 2005). Anledningen till att komplementmaterial kan behövas är att svartvatten kan vara så utspädd med spolvatten att det inte har tillräckligt med energi för att värmeavgivningen ska nå upp till den temperatur som är satt som krav för våtkompost, det vill säga minst 55 °C under minst 10 timmar (Malmén 2005).

4.2.2.5 Rening av läkemedel vid våtkompostering

I en studie gjord av Gros et al. (2020) undersöktes rening av 29 läkemedel i två källsorteringssystem. En av dessa var på ett fullskaligt reningsverk, lokaliserat i Södertälje, Sverige, där det skedde behandling av svartvatten genom våtkompostering följt av tillsats av urea. På platsen finns det två stycken reaktorer, R1 och R2, och de tog prover på det obehandlade svartvattnet, efter våtkompostering och efter tillsats av urea. Det som skiljde R1 från R2 i studien var att temperaturen i R1 var högre, 41 °C, än i R2, 35 °C, vid våtkompostering. På grund av det tog våtkomposteringsprocessen sex dagar längre för R2. Proven som togs efter tillsats av urea var efter sex dagar för R1 och tre dagar för R2. Resultatet visade att reningen av läkemedel var generellt högre i R2 än i R1 och det kan bero på att tiden för våtkompostering i R2 var längre än för R1. För de flesta läkemedel var

reningen mellan 30 och 80 % i både R1 och R2, dock hade sex stycken läkemedel en låg reningsgrad eller ingen rening överhuvudtaget. Det var endast tre stycken läkemedel som hade en reningsgrad på 80 %. Majoriteten av reningen av läkemedel skedde under våtkomposteringsprocessen, 53 % i medelvärde. I R1, den reaktor som hade kortare våtkomposteringsprocess, var det cirka 85 % av ciprofloxacin som avlägsnades efter våtkompostering och tillsats av urea. De halter av läkemedel som uppmättes i denna studie efter behandling var högre än vad som hade uppmätts i avloppsvatten från tätorter (Gros et al. 2020).

4.2.2.6 Reduktion av bakterier vid våtkompostering

Våtkompostering kan kombineras med tillsats av urea för att få en hög inaktivering av bakterier som *E. coli* och salmonella trots att en temperatur på 55 °C inte uppnås. En studie som gjordes av Nordin och Vinnerås (2015) visade att vid en temperatur mellan 41 och 45 °C och tillsats av urea till en koncentration på 0,5 % var reduktionen av *E. coli* större än 4 till 6 log₁₀ och reduktion av salmonella större än 2 log₁₀ efter tre dagar. Det var möjligt att uppnå en 5 log₁₀ reduktion av enterokocker efter sju dagar om temperaturen var över 40 °C och det hade skett tillsats av urea.

Tashiro et al. (2018) undersökte vad för effekt som våtkompostering hade på reduktionen av enterokocker. I det inkommande flödet av svartvatten till reaktorn påträffades enterokocker. I reaktorn var temperaturen högre än 50 °C. Efter sex dagar av behandling var reduktionen av enterokocker större än 2,8 log₁₀, även andra bakterier hade inaktiverats under processen vilket är fördelaktigt om produkten ska användas som gödningsmedel (Tashiro et al. 2018). I tabell 15 har data för reduktionen för *E. coli*, salmonella och enterokocker sammanställts.

Tabell 15: Reduktionen av *E. coli*, salmonella och enterokocker vid våtkompostering

<i>E. coli</i> [log ₁₀]	Salmonella [log ₁₀]	Enterokocker [log ₁₀]
>4-6 (41-45 °C, urea tillsats, 3 dagar) ^a	>2 (41-45 °C, urea tillsats, 3 dagar) ^a	5 (40 °C, 7 dagar, urea tillsats) ^a
-	-	>2,8 (50 °C, 6 dagar) ^b

^a Nordin & Vinnerås 2015. ^b Tashiro et al. 2018.

4.2.2.7 Allmänt om alkalisk behandling

Vid alkalisk behandling adderas kalk till det material som ska hygieniseras, vilket höjer pH. Det är den alkaliska miljön som anses vara den huvudsakliga anledningen till att det sker inaktivering av bakterier. För att behandlingen ska ske effektivt behövs stora mängder av kalk (Johannesdottir et al. 2023). Kalkningen resulterar i en pH-höjning samt en ökad temperatur om det är bränd kalk (CaO) som används. Användning av kalk för att hygienisera material har gjorts under en lång tid på avloppsreningsverk, till exempel på ett avloppsreningsverk i Kungsbacka. Det har även visat sig att slammet efter kalktillsats inte innehöll salmonella trots att bakterien förekom i ingående avloppsvatten (Johannesdottir et al. 2023). Nackdelen med att tillsätta kalk är att volymen ökar, vilket kräver plats men kalk bidrar till att materialet blir torrare och därmed gör det lättare att transportera (Johannesdottir et al. 2023). En annan nackdel är att tanken behöver vara tät för att inget läckage ska ske då alkalier är korrosiva och kan orsaka skada i miljön (Gensch et al. 2018). Det behandlade materialet kräver efterbehandling där pH neutraliseras och kan därefter användas vidare eller släppas ut i miljön på ett säkert sätt. Alkalisk behandling behöver hanteras av personer som har kunskap om processen och dess risker eftersom att kalk är korrosivt och det kan uppkomma arbetsskador

vid felhantering. Fördelar är att det är en billig, enkel och robust metod som kan användas för behandling av svartvatten (Gensch et al. 2018).

I Sverige använder mindre reningsverk kalk för att hygienisera slam istället för exempelvis rötning (Johannesdottir et al. 2023). Kalk kan också användas som komplement till rötning, dock är det inte vanligt i Sverige. Nackdelen med behandlingen är att det krävs stora ytor, men det som är positivt är att behandlingen kan ske på en annan plats men då måste materialet transporteras dit (Johannesdottir et al. 2023).

4.2.2.8 Rening av bakterier vid alkalisk behandling

Alkalisk behandling med kalk kan användas för att inaktivera patogener (Gensch et al. 2018). För att få en effektiv inaktivering rekommenderas det en dos på 10-17 gram släckt kalk per kilogram svartvatten med en retentionstid på minst 2 timmar. Dock kan dessa ändras beroende på kvaliteten på kalken och det svartvatten som ska behandlas, till exempel kan retentionstid behöva förlängas eller dosen kalk öka. Behandlingstiden för svartvatten är kort och det är möjligt att uppnå en 6 log₁₀ reduktion av *E. coli* på mindre än en dag (Gensch et al. 2018).

4.2.2.9 Allmänt om ammoniakbehandling

Behandling med ammoniak är en relativt ny metod som kan användas för att inaktivera patogener. Det som verkar hygieniserade i behandlingen är ammoniak i oladdad form (NH₃) och dess toxiska effekt på patogener (Vinnerås et al. 2017). Metoden bygger på att ammoniak är i ett jämviktsläge mellan NH₃ (oladdad form) och NH₄⁺ (laddad jonform) och i vilken mängd de förekommer i är beroende av pH och temperatur. Denna metod är effektivast när pH är högre än 8,5, det vill säga basiskt. Fördelen med ammoniakbehandling är att ammoniak inte förbrukas, utan finns kvar i materialet och det innebär att risken för bakterietillväxt är låg (Vinnerås et al. 2017). För behandlingen kan antingen urea eller en ammoniaklösning tillsättas till materialet, om det är svartvatten som ska behandlas finns det redan ammoniak i materialet som bidrar till inaktivering. Enligt studien av Vinnerås et al. (2017) är fördelarna att det är en enkel och säker behandling, den är skaloberoende och effektiv för reducering av bland annat salmonella. För att behandlingen ska fungera i praktiken behöver ammoniak stanna kvar i materialet som ska behandlas och det kan göras genom täckning (Vinnerås et al. 2017). Kostnaden för behandling beror på hur mycket ammoniak som behöver tillsättas, enligt en undersökning som utfördes i Uppsala (Vinnerås et al. 2017) var kostnaden cirka 5 kr per kilogram urea. Det som har en inverkan på kostnaden är hur hög torrsubstanshalten är, om halten är låg, det vill säga utspätt, krävs det mer ammoniak per personekvivalent. Det är en enkel metod som inte kräver komplicerade anläggningar, vilket minskar kostnaderna (Vinnerås et al. 2017).

4.2.2.10 Rening av läkemedel vid ammoniakbehandling

En försumbar effekt på att reducera de flesta läkemedel med urea behandling visades i en undersökning av Gros et al. (2020) som utfördes på 29 olika typer av läkemedel. Endast en reduktionsgrad på 25 % kunde observeras för citalopram, venlafaxin, oxazepam, valsartan och atorvastatin, men ingen reduktion för resterande läkemedel (Gros et al. 2020).

4.2.2.11 Reduktion av bakterier vid ammoniakbehandling

Vinnerås et al. (2017) gjorde ett försök med ammoniakbehandling där de tillsatte urea i olika mängder, 0,85 % vikt per vikt urea respektive 1,6 % vikt per vikt urea. Behandlingen gick till på det sättet att sju ton slam spreds ut i 0,5 meter tjocka lager, därefter tillsattes 110 respektive 220 kilogram urea. Därefter blandades det och tillsattes mer slam tills den totala massan var

cirka 65 ton. Strängarna var cirka 1,1 meter höga, 5,2 meter breda och 14 meter långa och täcktes med ensilageplast. Resultatet visade att vid en tillsats av 0,85 % urea var reduktionen av enterokocker 2,5 log₁₀ och för *E. coli* var den mer än 4,7 log₁₀ efter tolv dagar. Vid en tillsats av 1,6 % urea var reduktionen av enterokocker 4,5 log₁₀ och för *E. coli* 4,7 log₁₀ efter 145 dagar. För *E. coli* uppnåddes en reduktion under detektionsgränsen efter 12 dagar (Vinnerås et al. 2017). Det som de kom fram till var att när det var 0,85 % urea var inte inaktiveringen tillräckligt effektiv eftersom slammet buffrade mot den pH ökning som är fördelaktig, men för 1,6 % urea var det möjligt att uppnå en bra hygienisering.

I en studie utförd på laboratorieskala av Fidjeland et al. (2013) behandlades avloppsslam med urea för att inaktivera enterokocker och salmonella. Resultatet visade att efter tillsats av 1,5 % urea vid 10 °C var reduktionen av salmonella större än 5 log₁₀ efter lagring i en månad. Reduktionen av salmonella var också större än 5 log₁₀ vid tillsats av 0,5 % urea, en temperatur på 22 °C och lagring i en månad. För enterokocker uppnåddes en 2 log₁₀ reduktion efter mindre än sex veckor vid en tillsats av 2 % urea och samma reduktionen uppnåddes även vid 22 °C och en tillsats av 0,5 % urea. Fidjeland et al. (2013) rapporterade att en temperaturhöjning resulterade i en bättre reduktion av salmonella. Denna behandlingsmetod fungerar på svartvatten, kan inaktivera bakterier och är inte beroende av termofila temperaturer även om en högre temperatur leder till snabbare inaktivering (Johannesdottir et al. 2023).

I tabell 16 visas reduktionen av *E. coli*, salmonella och enterokocker efter ammoniakbehandling med urea.

Tabell 16: Reduktionen av *E. coli*, salmonella och enterokocker vid ammoniakbehandling

<i>E. coli</i> [log ₁₀]	Salmonella [log ₁₀]	Enterokocker [log ₁₀]
>4,7 (0,85 % urea) ^a	>5 (0,5 % urea, 42 dagar) ^b	2,5 (0,85 % urea) ^a
>4,7 (1,6 % urea) ^a	-	4,5 (1,6 % urea) ^a
-	-	2 (0,5 % urea, 42 dagar) ^b

^a Vinnerås et al. 2017. ^b Fidjeland et al. 2013.

5 DISKUSSION

5.1 DATA OCH KRITERIER

Den data som insamlades i litteraturstudien visade på variation för samtliga kriterier och för olika tekniker. Ett exempel var energiförbrukningen för UV med väteperoxid (se tabell A2) där energiförbrukning var 7,87 kWh/m³ enligt en källa och 0,15 kWh/m³ enligt en annan källa. Denna skillnad i förbrukningen kan bero på kvaliteten på det avloppsvatten som är ingående till behandling med tekniken, till exempel om partiklar i vattnet är stora eller om det är stora mängder av partiklar kan det krävas mer energi för att få en effektiv rening. Vilken typ av UV-lampa det är som används kan påverka, då det kan skilja mellan olika modeller. Vilken energikälla som används påverkar inte energiförbrukningen, men kan ha en påverkan på kostnaden och miljön. Energi från icke-förnybara energikällor som olja och kol har stora utsläpp av bland annat koldioxid och svaveldioxid, vilket har en negativ miljöpåverkan. Förnybara energikällor har också en miljöpåverkan men inte på samma sätt som icke-förnybara energikällor, utan det är snarare till exempel påverkan på djurs livsmiljöer. Vid tillverkningen av utrustning för förnybara energikällor som exempelvis vindkraftverk sker det

utsläpp, men under användningen sker det inte utsläpp av växthusgaser (Naturvårdsverket 2023).

I jämförelse med de andra kriterierna visade reningsgrad av antibiotika mindre spridning. Skillnaden mellan det högsta och lägsta värdet för reningsgraden av ciprofloxacin (se tabell A4) var exempelvis för UV och väteperoxid endast 7 procentenheter och för GAK 5,2 procentenheter. För MBBR och aktivt slam varierade reningen mer, skillnaden mellan högsta och lägsta reduktion för MBBR var 22,5 procentenheter och för aktivt slam 22,17 procentenheter. Detta kan bero på olika faktorer som vad för instrument som användes och dess känslighet, hur länge mätningarna pågick, på vilket sätt de utfördes och hur många som gjordes. Utöver det kan det bero på att deras syfte främst är BOD rening och inte rening av antibiotika, vilket innebär att utförande av processen varierar. Det är mikroorganismer som utför arbetet och det bidrar till att reningen kan variera då de påverkas av faktorer som temperatur och tillgång till näring. Vilket skick som tekniken befann sig i har en påverkan, exempelvis kan effektiviteten hos GAK förändras över tid. Resultatet kan skilja sig åt om filtret är nytt gentemot om den har varit i drift under en period och kan behöva bytas ut. De reningstekniker som undersöktes i denna studie krävde förbehandling av avloppsvatten för att de skulle fungera. Den förbehandling som utfördes i de olika studierna skiljde sig åt och i vissa studier fanns det inte beskrivet vilka reningssteg som vattnet hade genomgått innan det renades med exempelvis nanofilter.

Gällande omvänd osmos och nanofiltrering bör reningsgraden av antibiotika vara förutsägbar eftersom antibiotikamolekylen är större än porstorleken. Men enligt litteraturen var reningsgraden av erytromycin för nanofiltrering i en källa endast 64,39 % (se tabell A6). I de andra källorna och för de andra antibiotikumen renades med både nanofiltrering och omvänd osmos till över 80 % och majoriteten av reduktionsdatan visade på rening över 95 %. Anledningen till den stora skillnaden kan bero på att försöket utfördes på ett annat sätt och vid jämförelse med resultaten för samtliga antibiotikum och med omvänd osmos skiljde den sig från de andra. Därför kunde det antas att det var något som skedde under testperioden, exempelvis något med instrumentet eller vattenmatrisen. Delar av antibiotika i avloppsvattnet kan förekomma i storlekar som är mindre än membranets porstorlek och kan därmed ta sig igenom, vilket kan leda till att all antibiotika inte avlägsnas. Det kan resultera i att reningstekniken inte är 100 % effektiv för att rena avloppsvattnet från antibiotika, även om storleken på antibiotikan teoretiskt är större än porstorleken.

Rening av antibiotika med ozonering är en teknik som används i fullskala på avloppsreningsverk för att rena läkemedelsrester från avloppsvatten och förväntades vara effektiv. Data för rening av antibiotika (se tabell A4-7) visade för ozonering liten spridning och samtliga reningsgrader låg på minst 80 %. Hur effektivt rening med ozonering är generellt beror på vilken dos av ozon som används samt hur rent vattnet är, vilket innebär att om vattnet innehåller mycket organiskt material blir reningen inte lika effektiv.

Funktionen för aktivt slam och MBBR är biologisk nedbrytning, det som principiellt skiljer dem åt är att MBBR har mikroorganismer i en biofilm på en bärare, som exempelvis plastringar, och då dessa stannar kvar i tanken kräver MBBR mindre plats och har en kortare retentionstid jämfört med aktivt slam. Data visade att reningsgraden för samtliga antibiotikum i medeltal var lägre med biologisk behandling än för de fysikaliska och kemiska behandlingarna (se tabell A4-7). Dock var det inte stor skillnad mellan MBBR och aktivt slam för rening av ciprofloxacin och trimetoprim, men för erytromycin var reningen i aktiv slamprocess mer än dubbelt så stor jämfört med MBBR, 75,2 % respektive 34,17 %. Det kan

vara ett resultat av att det fanns mer tillgänglig data för aktivt slam för rening av erytromycin än för MBBR.

Medelvärdet för rening med MBBR från erytromycin var lågt, 34,17 %. Däremot var den hög för rening från ciprofloxacin och trimetoprim. För trimetoprim var reningsgraden 76,3 % och för ciprofloxacin var den 71,67 %. Det innebär att MBBR fortfarande kan vara en lämplig teknik för rening av antibiotika generellt eftersom i denna studie undersöktes endast tre typer av antibiotika och dessa behöver nödvändigtvis inte representera hur effektiv reningen av andra antibiotika är. De antibiotikum som valdes i denna studie tillhörde olika klasser i ett försök att vara representativa, men det finns fem olika klasser av antibiotika och i dessa klasser finns det flera olika typer av antibiotika. Dock hade det varit tidskrävande att hitta data för alla antibiotikatyper och det var också troligt att det saknas tillgänglig data för alla typer av antibiotika. Syftet med denna studie var att undersöka om de tekniker som valdes kunde rena avloppsvatten från antibiotika, vilket resultatet från litteraturstudien bekräftade att de kunde.

Det finns ännu inga lagkrav på hur mycket avloppsvattnet bör renas från läkemedelsrester, men i ett förslag till en ny avloppsvattenförordning från EU (EC 2022/0345) förordas att läkemedel som kan förorena vatten även i låga koncentration skall mätas och att en reningsgrad på i medeltal minst 80 % ska uppnås. De i förordningsförslag listade läkemedel inkluderar inte antibiotika, men det är möjligt att det kan komma att inkluderas i framtiden. Reningsgrad som bestäms för antibiotika behöver inte vara 80 %, utan den kan till exempel vara lägre och det skulle innebära att aktivt slam och MBBR kan vara lämpliga tekniker för att rena avloppsvatten från antibiotika trots att de har reningsgrader som är under 80 % (se tabell A4-7).

Skillnaden mellan den högsta och lägsta reningsgraden i medeltal mellan ciprofloxacin, trimetoprim och erytromycin var mindre än sju procentenheter (se tabell A4-7) för fyra tekniker (ozonering, GAK, omvänd osmos och aktivt slam). De tekniker som det skiljde sig mest mellan högsta och lägsta reningsgrad i medeltal var UV och väteperoxid, med 19,03 procentenheter mellan ciprofloxacin och erytromycin, nanofiltrering, med 14,07 procentenheter mellan trimetoprim och erytromycin, och MBBR, med 42,13 procentenheter mellan trimetoprim och erytromycin (se tabell A4-7). MBBR skiljde sig mest och det kunde bero på att det inte fanns mycket litteratur vilket resulterade i att även data med låga reningsgrader inkluderades.

Reduktionen av bakterier (se tabell 2) skiljde sig mellan samtliga tekniker förutom nanofiltrering och GAK. När reduktionen angavs som 'very high' i källor kan det kopplas ihop med att porstorleken för nanofilter är mindre än storleken på bakterierna. Dock bör det vara samma resultat för omvänd osmos som har mindre porstorlek än nanofilter, men resultatet var att endast enterokocker hade 'very high'. Det kan bero på hur mätningarna har gått till och hur vattenmatrisen var. Till skillnad från för de andra kriterierna användes bara en källa per bakterie och reningsteknik, eftersom det inte hittades mer data med den metod som användes i denna studie. Det bidrar med en osäkerhet då det är svårt att veta om reduktionen är en trend eller en avvikelse. Mag-tarm bakterierna *E. coli* och enterokocker används vanligen i hygieniseringsstudier då de är vanligt förekommande i avlopp, men de representerar även två olika bakteriegrupper som har olika tålighet.

5.2 VIKTNING

Viktningen baserades på vad medlemmar i SAFE-gruppen svarade på enkäterna. Svaren på enkäten för befintliga avloppsreningsverk var spridda och det var som mest två av fyra stycken medlemmar som gav samma poäng till ett kriterium. På kriteriet behov av ytterligare yta och ombyggnation gav samtliga medlemmar olika poäng och för kriteriet rening av antibiotika ansåg två personer att det var viktigast och gav högst poäng, medan två andra personer gav låga poäng (se tabell 5). Detta indikerar att, trots att medlemmarna jobbar på avloppsreningsverk eller är kopplade till dessa, hade de inte samma åsikter om vad som var viktigast och borde prioriteras.

Endast en person svarade på enkäten där de skulle poängsätta kriterierna utifrån att en ny anläggning för källsortering skulle byggas. Det ledde till att resultatet från denna enkäten inte var lika representativt för SAFE-gruppen som för den enkäten som gällde befintliga avloppsreningsverk. Eftersom det var en stor spridning på svaren från enkäten för befintliga avloppsreningsverk kunde det förväntas att det hade varit liknande på denna enkäten om flera av medlemmarna hade svarat. För en ny anläggning för källsortering av avloppsvatten och behandling av svartvatten var kriteriet behov av ytterligare yta och ombyggnation mindre viktigt (se tabell 4) än för befintliga avloppsreningsverk (se tabell 5). Befintliga reningsverk har troligen olika begränsningar i yta. Till exempel Henriksdals reningsverk, där en medlem i SAFE-gruppen arbetar, ligger inuti ett berg men även andra avloppsreningsverk som ligger nära stadskärnorna har kanske inte möjlighet att bygga ut, medan när det ska byggas en ny anläggning för källsortering är det inte samma begränsningar. För befintliga avloppsreningsverk var svaren spridda för kriteriet behov av ytterligare yta och ombyggnation, ingen av medlemmarna gav samma poäng, men de var bland de lägre poängen och resulterade i att behov av ytterligare yta och ombyggnation var det kriterium som fick lägst vikt (se tabell 4). Anledningen till att det var olika prioriterat kunde bero på att medlemmarna representerade olika avloppsreningsverk och hade därmed olika förutsättningar, exempelvis kan den som gav högst poäng jobba på Henriksdals reningsverk medan någon som jobbar på ett avloppsreningsverk som har utrymme att bygga ut gav lägre poäng. Enkäten besvarades anonymt och därför var det inte möjligt att koppla poängen till vilket reningsverk personen representerade.

För båda scenarierna var kriteriet behov av ytterligare yta och ombyggnation minst viktig och driftkostnad viktigast. I fallet med källsortering hamnade kemikalieanvändning på näst lägsta plats, medan för avloppsreningsverk hamnade den på tredje plats. De tekniker som behöver kemikalier är ozonering och UV med väteperoxid. Driftkostnaden är viktig eftersom det är fastighetsägare som står för kostnaden genom att betala VA-taxan och denna har höjts på flera olika platser i Sverige, till exempel i Kalmar där det skedde en ökning med 19 % för år 2023 och i Södertälje där den höjdes med 14,9 %. Anledningen till att taxan höjs beror exempelvis på att kostnaden för el och kemikalier har ökat. Därför är det viktigt att välja en reningsteknik som fungerar långsiktigt och har positiva effekter på reningen för att skapa acceptans hos kunderna (Svenskt Vatten 2023).

I enkäten fick medlemmarna i SAFE-gruppen ge poäng till summerade kriterier för “rening av bakterier” och “rening av antibiotika” trots att teknikerna värderades utifrån reduktion av tre typer av antibiotika respektive tre bakterier. I båda scenarierna rankades rening av antibiotika som näst viktigast av medlemmarna i SAFE-gruppen. Anledningen till tre antibiotikum summerades till “rening av antibiotika” i enkäten var att i avloppsreningsverk görs det inte någon större skillnad mellan olika typer av antibiotika.

Kriteriet reducering av bakterier rankades näst lägst vid rening av blandat avloppsvatten (se tabell 5) och i mitten vid rening av källsorterat svartvatten (se tabell 4). Medlemmar i SAFE-gruppen poängsatte reducering av bakterier vid rening av blandat avloppsvatten från lägsta till näst högsta poäng vilket visar på en stor variation i hur viktigt det ansågs.

5.3 SCENARIO 1: BLANDAT AVLOPPSVATTEN

Enligt multikriterieanalys som utfördes i denna studie var ozonering den teknik som var lämpligast att implementera på de avloppsreningsverk som SAFE-gruppens representerade. Det som styrker att ozonering var den lämpligaste tekniken var att den redan har implementerats på avloppsreningsverk i Sverige. Ett av dessa avloppsreningsverk är Nykvarns avloppsreningsverk i Linköping och tekniken har visat sig vara effektiv då över 90 % av läkemedelsresterna kunde avlägsnas från avloppsvattnet (Tekniska Verken u.å.). En nackdel med ozonering är att det bildas biprodukter som behöver hanteras, men på Nykvarns avloppsreningsverk löste de detta problem genom att ha en biologisk process efteråt som fångade upp biprodukterna (Tekniska Verken u.å.). Det finns andra sätt för att hantera biprodukterna och det kan vara exempelvis filter för att de inte ska kunna följa med det avloppsvattnet som blivit renat med ozonering tidigare i reningskedjan. På Henriksdals reningsverk har de sandfilter som slutsteg för att fånga upp partiklar (Stockholm Vatten och Avfall 2022). Implementering av ozonering på ett avloppsreningsverk var inte endast positivt ur perspektivet att rena avloppsvatten från läkemedelsrester, utan den kunde också förbättra den totala reningen av organiskt kol och kväve (Tekniska Verken u.å.). Reducering av bakterier var inte något som medlemmarna ur SAFE-gruppen tyckte var bland de viktigaste kriterierna, men ur ett perspektiv att försöka minska utvecklingen av antibiotikaresistens kan det vara lämpligt att ha en reningsteknik som kan reducera mängden bakterier som släpps ut i naturen eftersom vissa bakterier kan vara antibiotikaresistenta. De kan i naturen sprida vidare resistens till andra bakterier, men med ozonering var det möjligt att rena bort bakterier också (Tekniska verken u.å.). Detta bekräftades också utifrån den litteratur som användes i denna studie där reduktionen av bakterier med ozonering var hög (se tabell 2). För salmonella var reduktionen störst, vilket är positivt eftersom salmonella är en patogen som orsakar mag-tarmproblem. De reningstekniker som generellt var lika bra eller bättre på att reducera bakterier var omvänd osmos och nanofiltrering (se tabell 2). Enligt multikriterieanalysen var nanofiltrering den teknik som var näst mest lämplig att implementera och presterade bäst för kriterierna rening av salmonella, *E. coli* och enterokocker (se tabell 8). Innan viktning var nanofiltrering lämpligast, medan det efter viktning var ozonering. Det beror på att medlemmarna i SAFE-gruppen inte prioriterade reduktion av bakterier eller rening från antibiotika lika högt som driftkostnad, vilket ozonering presterade bäst på och det bidrog till att ozonering fick högre poäng.

Sehlén et al. (2015) utförde en pilotstudie innan ozonering implementerades på Nykvarns avloppsreningsverk. I den studien hade de en MBBR-process som efterbehandlingssteg för det ozonbehandlade avloppsvattnet. Resultatet från pilotstudien (Sehlén et al. 2015) var att MBBR fungerade bra förutom när det blev en stor ansamling av slam eftersom det gjorde att omrörningen försämrades och även ansamlingen av skum på ytan hade en negativ inverkan på omrörningen. För att processen skulle fungera på ett effektivt sätt behövde de spola rent regelbundet. MBBR var den reningsteknik som i denna studie var minst lämplig att implementera på ett avloppsreningsverk för att rena avloppsvatten från antibiotika. Dock visade Sehlén et al. (2015) att MBBR kunde användas för ett annat syfte, vilket var att fungera som ett kompletterande steg till den reningsteknik vars huvudsyfte är rening av antibiotika.

Användning av MBBR för att rena avloppsvatten från antibiotika och bakterier var inte lämplig enligt denna studie. Det som hade en inverkan på resultatet från multikriterieanalysen var att det inte fanns någon tillgänglig data för dess reduktion av bakterier, vilket resulterade i att inga poäng tilldelades till de kriterierna. Dessutom var dess reningsgrad för erytromycin låg, 34,17 % i medeltal, medan aktivt slam hade näst lägst reningsgrad på 75,2 % i medeltal (se tabell A6). Det finns inte någon specifik lag som säger hur mycket av de typer av antibiotika som har undersökts i denna studie som får släppas ut i naturen. Dock finns det ett förslag till EU-direktiv (EC 2022/0345) som säger att minst 80 % av vissa läkemedel måste avlägsnas från avloppsvattnet innan det kan släppas ut i miljön. Om denna gräns för reningsgrad kommer gälla för samtliga läkemedel i framtiden, det vill säga även ciprofloxacin, trimetoprim och erytromycin, stärker det MBBR:s olämplighet att implementeras på ett avloppsreningsverk med syfte att rena avloppsvatten från antibiotika eftersom enligt denna studie var samtliga reningsgrader av antibiotika för MBBR under 80 % (se tabell A4-7). Aktiv slambehandling som hamnade i mitten enligt resultatet från multikriterieanalysen skulle därmed också vara olämplig eftersom reningsgraden för samtliga antibiotikum som undersöktes i denna studien var under 80 % (se tabell A4-7). Dessa två reningstekniker hade istället kunnat implementeras som kompletterande steg, som i fallet med MBBR i kombination med ozonering (Sehlén et al. 2015).

GAK kom på tredje plats i rangordningen (se tabell 8) och denna uppnådde ett potentiellt krav på 80 % rening av läkemedel och hade den lägsta driftkostnaden av samtliga tekniker. Det som var negativt med GAK som bidrog till att den hamnade på tredje plats var dess låga reducering av bakterier, speciellt i jämförelse med ozonering som blev det bästa behandlingsalternativet i multikriterieanalysen. GAK är en reningsteknik som är en del i ett pilotprojekt som Uppsala Vatten har för att undersöka om det skulle kunna fungera som ett reningssteg på Kungsängsverket (Svenskt Vatten 2022). För att implementera GAK som ett reningssteg krävs det ombyggnationer. Henriksdals reningsverk i Stockholm ligger inuti ett berg och har begränsat med yta, vilket begränsar vilka tekniker som går att implementera. Det kanske inte är möjligt att göra som på Nykvarns avloppsreningsverk i Linköping och ha permanent fullskalig ozonering, men ett alternativ för befintliga avloppsreningsverk med begränsat utrymme kan vara att bygga om ett steg som redan finns.

På Henriksdals reningsverk har de påbörjat installation av ultrafilter, vilket medför att de inte längre har samma behov av att ha sandfilter som slutsteg i reningen. Därmed kan det vara möjligt att istället för sandfiltret ha GAK som ett steg. Det fungerar dock inte att bara byta ut sandfilter mot GAK utan det kräver som tidigare nämnt ombyggnationer samt att underhållet som krävs för GAK kan skilja sig åt från vad som krävdes för sandfilter. Ultrafiltret som de har är tillräckligt för att reducera mängden bakterier som släpps ut, men inte tillräckligt för att rena avloppsvattnet från läkemedelsrester. Om de hade använt nanofilter istället för ultrafilter hade de utöver reducering av bakterier även kunnat rena avloppsvattnet från antibiotika och andra läkemedelsrester. På Henriksdals reningsverk hade det inte varit möjligt att använda nanofilter istället för ultrafilter eftersom implementeringen av ultrafilter redan hade påbörjats. Det tar lång tid att undersöka vilken reningsteknik som kan uppfylla de krav som finns och sedan att implementera reningstekniken. Då det inte fanns några lagar om rening av avloppsvatten från läkemedelsrester var det förmodligen inte något som de tog i beaktande. Porstorleken för ultrafilter är tillräckligt liten för att bakterier inte ska kunna ta sig igenom. Det innebär att bakterier som bär på antibiotikaresistenta gener inte hamnar i miljön där de kan sprida vidare gener till andra bakterier, vilket kan bidra till att minska utvecklingen av antibiotikaresistens.

5.4 SCENARIO 2: KÄLLSORTERAT SVARTVATTEN

För källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartvatten var resultatet från multikriterieanalysen att ozonering var det lämpligaste alternativet med viktning, vilket var samma resultat som för scenario 1. Före viktning var nanofiltrering den lämpligaste tekniken, men efter SAFE-gruppens åsikter blev ozonering den lämpligaste tekniken i denna studie. Detta tyder på att utfall av resultat påverkas av de involverades, i detta fallet SAFE-gruppen, åsikter. Det var två faktorer som skiljde scenario 1 från scenario 2. Den första var volymen av vatten som skulle behandlas, i scenario 1 var volymen 170 liter och scenario 2 var volymen 50 liter. Det andra var hur de olika kriterierna viktades av SAFE-medlemmarna, i scenario 2 var det bara en medlem som svarade på enkäten medan i scenario 1 var det 4 medlemmar. I både scenarierna rankades driftkostnad högst följt av rening av antibiotika (se tabell 4 och tabell 5). Reducering av bakterier rankades trea i scenario 2 och femma i scenario 1 (se tabell 4 och tabell 5). Syftet med denna studie var att undersöka vilken reningsteknik som var lämplig för rening av antibiotika och bakterier, men trots det rankades reduktion av bakterier lågt i scenario 1. Den data för kriterierna som användes i denna studie baserades på litteratur kring behandling av blandat avloppsvatten och därför är resultatet från scenario 2 mer osäkert. Svartvatten är mer koncentrerat och vattenmatrisen är annorlunda i jämförelse med blandat avloppsvatten som teknikerna i huvudsak är utvecklade för. Omvänd osmos och nanofilter som båda har fina porer är olämpliga när det gäller behandling av svartvatten, som innehåller större partiklar, eftersom det lätt kan ske igensättning och de är ömtåliga. Underhållet som krävs för att motverka igensättningen behöver ske regelbundet, vilket kan öka kostnaden.

Beträffande källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartvatten kommer det vara mindre volymer än det som kommer till avloppsreningsverk och eventuellt är färre personer anslutna. Det är viktigt att välja en teknik som är anpassad efter behovet och är kostnadseffektiv för den aktuella volymen. Därför kan det vara onödigt att använda en teknik som är dyr och kräver mycket underhåll eftersom driftkostnaden per person blir högre. I driftkostnaden ingick det energi, kemikalier, slambehandling, bortskaffande av slam samt arbetskostnader och den var högst för MBBR och omvänd osmos med 0,59 respektive 0,49 SEK per person och dygn (se tabell 9). Det som inte var en del av multikriterieanalysen var investeringskostnader, vilket också har betydelse, speciellt om det är hushållen som ska betala och de kanske inte är villiga att betala höga kostnader. Av den anledningen kan det vara att föredra en enklare typ av rening, speciellt när det är en mindre anläggning och kostnaden är ofta högre när det är småskaligt.

Funktionen för aktivt slam och MBBR är biologisk nedbrytning och för att det ska fungera behöver bakterierna som finns där trivas och faktorer som påverkar är till exempel temperatur och tillgång till näring. I multikriterieanalysen var MBBR minst lämplig och aktivt slam hamnade i mitten (se tabell 11), men om rankingen från multikriterieanalysen hade bortsetts från kunde de biologiska teknikerna vara potentiella alternativ att implementera på en mindre anläggning, istället för ozonering eller nanofiltrering som rankades högst, om det är möjligt att ha förhållande som gynnar bakterier. Detta eftersom reningsgraden i medeltal för samtliga antibiotikum förutom för rening från erytromycin med MBBR var över 70 % (se tabell A4-7). Dock var det högst en 3 log₁₀ reduktion av bakterier med aktivt slam och med MBBR saknades det data, vilket är en kunskapslucka (se tabell 2).

UV och väteperoxid hamnade näst sist, vilket innebar att enligt multikriterieanalysen var denna behandling inte lämplig för svartvatten. Men eftersom den data som användes i

multikriterieanalysen inte var representativ för detta scenario utan bättre för det med befintliga avloppsreningsverk kan UV och väteperoxid möjligtvis vara ett potentiellt alternativ, utöver aktivt slam och MBBR. Det beror på att tekniken inte kräver mycket plats, vilket är fördelaktigt om anläggningen ska vara liten och det endast finns begränsat utrymme. För behandlingen, utifrån resultatet för litteraturstudien (se tabell 9), krävdes det 2 g väteperoxid per capita och dygn. Om exempelvis 200 hushåll är anslutna med fyra personer i varje hushåll krävs det 1,6 kg, vilket bör vara hanterbart på en mindre anläggning där det sker behandling av svartvatten. Eftersom datan från litteraturstudien var baserad på blandat avloppsvatten kan det krävas en större mängd väteperoxid per volymenhet för att uppnå en tillräckligt hög reningsgrad, dock innebär bortsortering av gråvatten att mindre organiskt material skall behandlas per capita och dygn. Tekniken presterade bra när det gällde reduktion av *E. coli* och salmonella, men sämre för enterokocker (se tabell 10), vilket innebär att den uppfyllde en del av syftet som var att implementera en reningsteknik som kunde reducera mängden bakterier. Detta kriterium rankades på tredje plats för scenariot med källsortering.

Ozonering, som enligt resultatet var bäst, lämpar sig bättre på större avloppsreningsverk där flera personer är anslutna än för en liten anläggning där svartvatten behandlas separat från ett visst område med färre personer anslutna. Det beror på att ozonering är en teknik som kräver kontinuerlig monitorering och det kan bildas biprodukter som behöver hanteras. För att hantera biprodukterna kan det behövas ett extra reningssteg, vilket tar plats och kräver underhåll. Svartvattnet behöver vara fritt från större partiklar för att ozonering ska fungera och det krävs då omfattande förbehandling.

5.5 RESULTAT KÄLLSORTERING

5.5.1 Avancerade reningstekniker

Resultatet från enkäten och litteraturstudien gällande för- och nackdelar för källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartvatten med de tekniker som har undersökts i denna studie var många. Det kan antas att medlemmarna besvarade enkäten med utgångspunkt att de reningstekniker som valdes kunde rena svartvatten lika effektivt som det kunde rena blandat avloppsvatten. Dock är det osäkert om så är fallet eftersom det inte fanns underlag med tillämpning av teknikerna för rening av svartvatten, och i verkligheten är det oklart hur teknikerna presterar för svartvatten. I avloppsreningsverk finns det många steg innan den avancerade reningen skulle implementeras, vilket resulterar i att vattnet är tillräckligt rent för behandling med dessa tekniker. Dock tar dessa steg plats och behöver underhållas, och utifrån de förhållandena som finns på anläggningen där det ska ske källsortering av avloppsvatten följt av behandling av svartvatten kanske det inte är möjligt att ha tillräckligt med rening innan. Det kan resultera i att svartvattnet inte är tillräckligt rent för att någon av teknikerna som undersöktes i denna studie ska fungera effektivt.

Fördelar med källsortering och separat behandling av svartvatten var att det är billigare, mindre läkemedel hamnar i recipienten och majoriteten av läkemedel avskiljs, men dessa är beroende av att tekniken fungerar på svartvatten vilket det inte är helt klarlagt om de tekniker som undersöktes här gör. En annan fördel var att källsortering av avloppsvatten öppnar upp för flera reningsmöjligheter som tidigare inte varit aktuella eftersom fokuset har varit rening av blandat avloppsvatten som sker på avloppsreningsverk. Om det utgår ifrån att de tekniker som undersöktes i denna studie inte är lämpliga att implementera för behandling av svartvatten kan det vara nödvändigt att undersöka andra alternativ.

I en studie gjord av Levén et al. (2016) undersöktes olika behandlingar och vad de hade för effekt på reducering av läkemedel i källsorterat klosettwater (svartwater) och latrin (urin och avföring). Fokuset för studien var återvinning av näringsämnen och att genom stabilisering och hygienisering av klosettwater och latrin kunde det vara möjligt att använda det som gödningsmedel på åkermark och därmed sluta kretsloppet. En behandlingsmetod som de testade på klosettwater var våtkompostering med närvaro av syre följt av behandling med ammoniak. Resultatet var en reducering av läkemedelsrester. De undersökte också rötning av latrin utan närvaro av syre och behandling i reningsverk och resultatet visade att reduceringen inte var lika stor som när det skedde våtkompostering. Det som påverkade effektiviteten av behandlingen var vilken typ av läkemedel och dess egenskaper. I studien (Levé et al. 2016) ingick antibiotikan ciprofloxacin och efter klosettwater behandling, det vill säga våtkompostering och ammoniakbehandling, hade cirka 70 % tagits bort.

En nackdel som togs upp i den här studien kring källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartwater var att kostnaden blir högre om behandling sker småskaligt och då kan det diskuteras om det är värt att behandla svartwater separat om möjligheten finns att istället implementera en teknik med känd reningsgrad och som redan har implementerats på avloppsreningsverk med positiva resultat. Ett exempel är Nykvarns avloppsreningsverk i Linköping där de har ozonering och renar 90 % av läkemedelsresterna från avloppsvattnet (Tekniska Verken u.å.). Det finns en anläggning för hygienisering av svartwater på Nackunga gård, Hölö, nära Södertälje. De tar emot svartwater från 600 hushåll som transporteras till Nackunga gård där det i en reaktor sker en komposteringsprocess. Hela processen från det att svartvattnet går in i reaktorn tills det att det är klart tar 14 dagar och därefter kan det förvaras tills det ska användas som näring på åkermark (Prejer 2013). Källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartwater kan ses som ett bra alternativ på landsbygden där det inte är möjligt att ansluta till det kommunala avloppet utan istället har enskilt avlopp vilket är fallet för cirka 6000-7000 hushåll i Karlskrona (Karlskrona 2024). Om det går att använda näringen från svartwater, som de har gjort i Nackunga gård (Prejer 2013), kan det vara möjligt att sluta kretsloppet.

De för- och nackdelar som presenteras i rapporten beror på vad för typ av reningsteknik som används. Till exempel fördelen som handlar om att det krävs förbehandling har större betydelse för omvänd osmos och nanofiltrering, där det lätt kan uppstå problem med igensättning, än för exempelvis aktivt slam vilket är en teknik som inte är i lika stort behov av underhåll. Fördelen om att det blir mindre läkemedel i recipienten och att majoriteten av läkemedels avskiljs gäller inte endast om det är svartwater, utan gäller även för blandat avloppsvatten. Hur effektiv reningen är beror på vilken teknik som används och hur rent vattnet som ska behandlas är, vilket varierar och är inte direkt kopplat till för- och nackdelar med källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartwater. Koncentrationen av bakterier i svartwater betraktas både som en för- och nackdelar. Där fördelen är att det är samlat på en liten volym och kan därmed eventuellt vara mer hanterbar än om den är utspädd eftersom de tekniker som används kan ha som huvudsyfte att reducera mängden bakterier och även läkemedel. Nackdelen är att det kan bli lättare för bakterier som är antibiotikaresistenta att dela med sig av sina gener till andra bakterier, men om behandling som utförs är effektiv på att reducera bakterier är risken att de hamnar i miljön och sprids vidare låg.

5.5.2 Existerande behandlingstekniker

5.5.2.1 Ammoniakbehandling

Ammoniakbehandling med urea kan vara ett alternativ för behandling av svartwater från nybyggda bostadsområden. Positiva aspekter med metoden är att den är enkel och robust, till

skillnad från exempelvis rötning som består av flera olika steg och mikroorganismer som kräver relativt avancerade reaktorer. Det som krävs för att kunna använda ammoniakbehandling är tillräckligt stor yta för brunnar där svartvattnet förvaras eftersom att enligt resultatet var retentionstiden för att uppnå en bra inaktivering av *E. coli* och enterokocker mellan 42 och 145 dagar. Generellt uppvisar ammoniakbehandling en effektiv inaktivering av bakterier enligt flera studier (se tabell 16), vilket är vad som är syftet med behandlingen. Den data som hittades i denna studie om hur effektiv ammoniakbehandling är för att rena svartvatten från läkemedel var begränsad, vilket kan vara problematiskt i framtiden om det kommer lagar som kräver rening av läkemedel. Den studie som hittades rapporterade att endast 25 % rening kunde observeras på vissa läkemedel som ingick i studien av Gros et al. (2020). Detta kan indikera att rening av läkemedel med ammoniakbehandling med urea inte är effektiv och om nya lagar träder i kraft kan det behövas komplettering med ytterligare behandlingstekniker. Däremot behövs det mer underlag för att kunna dra en slutsats om hur effektiv behandlingen är på att rena läkemedel från svartvatten. Utifrån detta resultat är det inte effektivt att använda ammoniakbehandling med urea för att rena läkemedel från svartvatten, dock är den effektiv på att reducera mängden bakterier. Det kan vara tillräckligt med att reducera mängden bakterier för att motverka den ökade utvecklingen av antibiotikaresistens eftersom att bakterier kan bära på antibiotikaresistenta gener.

Urea finns naturligt i svartvatten vilket är positivt, men det behöver undersökas om det som finns är tillräckligt för att åstadkomma den inaktivering som krävs. Enligt en studie var kostnaden cirka 5 kr per kilogram urea, vilket är relativt lågt i jämförelse med kostnaden för andra behandlingstekniker. Kostnaden blir högre ju lägre torrsubstanshalten av materialet är, vilket kan ske om materialet är utspädd, eftersom mängden av urea i materialet är för liten för att det ska ske självhygienisering. Därför kan det behövas tillsats av urea för att uppnå den inaktivering som krävs. Det var fördelaktigt att implementera vakuumtoaletter på nybyggda områden där det ska ske ammoniakbehandling eftersom materialet blir mindre utspädd. Vakuumtoaletter använder mindre vatten, vilket resulterar i en högre torrsubstanshalt i jämförelse med vanliga toaletter.

5.5.2.2 Våtkompostering

En anläggning där det sker våtkompostering består utav olika komponenter. I Eskilstuna finns det en anläggning och den består utav ett förlager på 92 m³, en reaktor på 32 m³ och även ett styr- och reglerhus och efterlager som tillsammans är på 1 430 m³ (Malmén 2005). En ny anläggning för våtkompostering kan vara lokaliserad utanför ett bostadsområde och svartvatten från bostäderna kan samlas in och transporteras dit för behandling. Nackdelen är att det blir kostsamt med transport, speciellt om det är stora volymer som ska behandlas. Det är då fördelaktigt att minska volymen svartvatten och det kan göras genom att exempelvis installera vakuumtoaletter som endast använder 0,5 liter vatten per spolning (Jets u.å.). Detta är en stor skillnad från vanliga toaletter som använder mellan tre och sex liter per spolning (NSVA u.å.). Om det ska byggas ett nytt bostadsområde är det motiverat och gynnsamt att installera vakuumtoaletter om våtkompostering ska användas som behandlingsmetod. Det är svårare att installera vakuumtoaletter i befintliga bostäder eftersom de redan är kopplade till avloppsrör och det kan därmed bli mer omfattande än vid en nybyggnation men det kan vara möjligt vid stambyte.

För att få en effektiv våtkompostering kan det behövas tillsättas komplementmaterial för att nå upp till den temperaturen som krävs för att inaktivera bakterier. Det material som används som komplementmaterial kan variera och kan vara exempelvis flytgödsel, men det är också

möjligt att använda matavfall. Det är positivt eftersom det därmed är möjligt att dra nytta av det matavfall som produceras i bostadsområden där svartvatten behandlas genom våtkompostering. I ett sådant fall kan matavfall och svartvatten samlas ihop och tillsammans transporteras till en anläggning. Det är enklare att åstadkomma detta i ett nytt bostadsområde eftersom en gemensam insamling kan byggas direkt istället för att ersätta något tidigare, vilket blir mer komplext.

Vid våtkompostering sker nedbrytning av organiskt material vid närvaro av syre. Mängden läkemedel som kunde avlägsnas genom våtkompostering varierade, enligt en studie av Gros et al. (2020) var reningen mellan 30 och 80 %, vilket är ett brett spann. Det breda spannet kan bero på att de läkemedel som ingick har olika egenskaper och strukturer vilket påverkar hur effektivt de bryts ned vid våtkompostering. Av de 29 stycken läkemedel som ingick i studien var det endast tre stycken där över 80 % hade avlägsnats, vilket kan indikera på att våtkompostering inte är effektiv för att rena läkemedel från svartvatten. När det gällde antibiotikum visade våtkompostering en reningsgrad på 85 % av ciprofloxacin från svartvatten, vilket är positivt eftersom syftet med denna studie var att hitta en teknik som bland annat kan rena svartvatten från antibiotika. Dock var detta resultat endast från en studie samt för en typ av antibiotika, vilket inte är representativt då det finns ett stort antal typer av antibiotika som kan bete sig på olika sätt. Av den anledningen är det inte möjligt att dra en slutsats om hur effektiv rening av avloppsvatten från antibiotika är generellt.

Reduktionen av bakterierna *E. coli*, enterokocker och salmonella var inom intervallet 2 till 6 $\log_{10}$ och den uppnåddes efter ungefär en vecka i några av fallen. I en av studierna (Nordin & Vinnerås 2015) tillsattes urea och reduktionen av enterokocker var 5 $\log_{10}$ efter 7 dagar, vilket skiljer sig från en annan studie där reduktionen var 2,8 $\log_{10}$ (se tabell 15). Detta kan indikera på att en tillsats av urea kan öka inaktiveringen av bakterier, vilket är positivt då de kan bära på antibiotikaresistensgener. Dock är det endast en studie och vidare undersökningar krävs för att kunna få ett säkrare resultat. En temperatur som är över 50 °C ger en effektiv hygienisering och eftersom behandlingen utförs satsvis och är en totalomblandad process är det möjligt att säkerställa en god hygienisering. En tillsats av urea kan göras om svartvattnet inte innehåller tillräckligt med energi för att nå upp till 55 °C, vilket kan vara fallet om det är från vanliga toaletter. Men om vakuumtoaletter används blir svartvattnet mer koncentrerat och om det behandlas genom våtkompostering kan en hög temperatur nås och möjligtvis även en högre reduktion av läkemedel.

5.5.2.3 Rötning

Enligt litteraturen var termofil rötning generellt mer effektiv på att inaktivera bakterier än mesofil rötning. Utöver att reduktionen vid termofila förhållanden var högre tog det även kortare tid, under mesofila förhållanden nåddes en reduktion på cirka 3 $\log_{10}$ efter 25 eller 32 dagar (se tabell 14). Rening av läkemedel var enligt Moerland et al. (2022) mer effektiv under termofila förhållanden, men enligt en annan studie gjord av Gros et al. (2020) kunde det inte påträffas några signifikanta skillnader. Det kan bero på hur studien utfördes och hur lång retentionstiden var.

Studier gjorda av Butkovskyi et al. (2015) och de Graaff et al. (2011) påvisade att avlägsnningen av läkemedel som diklofenak och ibuprofen var mellan 12,3 och 32,5 %, vilket är lågt. Det indikerar att denna behandlingsteknik främst är användbar för inaktivering av bakterier eftersom en hög reduktion kunde uppnås under en kortare tidsperiod, både under mesofila och termofila förhållanden. En lång retentionstid innebär att reaktorn där behandlingen sker behöver vara stor och det kräver mycket plats som kanske inte finns

tillgängligt. Det rötslam som bildas behöver tas om hand eftersom det kan innehålla läkemedel som exempelvis ciprofloxacin, vilket innebär att ytterligare behandlingssteg krävs. Det kan också behöva läggas till fler steg, fysiska eller kemiska, för att uppnå högre rening av läkemedel om det inte görs kan läkemedel hamna i miljön, vilket är något som ska motverkas. Detta tar mer plats och kräver mer underhåll för att processen ska fungera, vilket kan resultera i att det inte anses vara gynnsamt att behandla svartvatten separat utan det är mer gynnsamt att behandla blandat avloppsvatten på ett avloppsreningsverk istället.

Både bakterier och antibiotika kan bidra till den ökade utvecklingen av antibiotikaresistens. Bakterier kan bära på antibiotikaresistenta gener som kan spridas vidare om de hamnar i miljön och därför kan rötning vara ett bra alternativ eftersom studier har visat att den kan inaktivera bakterier effektivt (se tabell 14 och tabell 13). Inaktiveringen är effektivast under termofila förhållanden, men också mesofila förhållanden har visat på en hög inaktivering, dock tar det längre tid. Det är inte klarlagt om det är bakterier eller antibiotika som innebär störst risk för utveckling av antibiotikaresistens i miljön. Men om det är möjligt att inaktivera bakterier i en stor utsträckning minskar risken att antibiotikaresistenta gener sprids vidare, vilket kan innebära att trots att rening av läkemedel är låg kan det ändå vara fördelaktigt att etablera en röttningsanläggning. Inaktivering av patogener, oavsett om de bär på antibiotikaresistens eller inte, innebär en minskad risk för smittspridning från avlopp jämfört med dagens konventionella rening.

Rötning kräver noggrann övervakning för att den ska kunna fungera effektivt då processen består av många steg och mikroorganismer. Om det skulle uppstå problem i ett av stegen har det konsekvenser för efterföljande steg och på grund av detta kanske det inte är lämpligt att ha rötning som metod när små volymer ska behandlas. Rötning används på avloppsreningsverk för att ta tillvara på de restprodukter som bildas under reningsprocesserna (Stockholm Vatten och Avfall u.å.) och mängden som produceras är cirka 80 000 ton per år (Stockholm vatten och avfall 2023). Skillnaden mellan ett avloppsreningsverk och en ny anläggning för ett bostadsområde är att det är större volymer av vatten som behandlas på avloppsreningsverk och därmed mer slam som kan rötas, vilket gör att processen är mer gynnsam. Dock har en del av energin i materialet förbrukats från tidigare steg i reningsprocessen på avloppsreningsverk, medan i svartvatten finns det mer energi i materialet vilket skulle kunna resultera i att mer biogas kan produceras. Men eftersom volymen blandat avloppsvatten som behandlas i ett avloppsreningsverk är större i jämförelse med behandling av svartvatten från ett bostadsområde på en mindre anläggning kan det väga upp för att energimängden i materialet är mindre.

Om det hade etablerats en anläggning för rötning för att ta hand om svartvatten från bostadsområden hade det varit fördelaktigt att ha mesofila förhållanden eftersom det är mer stabilt och det är möjligt att uppnå en effektiv inaktivering av bakterier om uppehållstiden är tillräckligt lång (se tabell 14). Det finns dock anläggningar för bostadsområden som använder sig av termofil rötning av svartvattnet, till exempel i Sneek i Holland. Reduktionen av bakterier varierar och även hur lång tid det tar för att uppnå reduktionen skiljer sig åt. Den längsta tiden var 41 dagar, men då uppnåddes en reduktion på 6 log₁₀, annars för en reduktion på 3 log₁₀ tog det maximalt 32 dagar. Volymen som reaktorn behöver ha beror på hur lång retentionstiden är, vilket i sin tur beror på hur stor reduktion som önskas uppnå.

För rening av antibiotika fanns det begränsat med data från den litteratursökning som användes i denna studie. För trimetoprim avlägsnades 95 % under termofil rötning (Moerland et al. 2023) och Butkovskyi et al. (2015) drog slutsatsen att trimetoprim kan avlägsnas genom

rötning, men att det är tidskrävande. Det var inte möjligt att detektera ciprofloxacin efter rötningsprocessen (Gros et al. 2020) och enligt en annan studie förväntades det inte att ciprofloxacin skulle avlägsnas, men resultatet visade att cirka 83,7 % hade avlägsnats genom sorption till slam (Butkovskyi et al. 2015). Detta indikerar att det är möjligt att avlägsna antibiotika, men eftersom resultatet endast var för två olika typer av antibiotika är det inte representativt för antibiotika överlag. Det resultat som Butkovskyi et al. (2015) fick stämde inte överens med vad andra studier hade observerat, vilket bidrar med en osäkerhet. Koncentrationen av ciprofloxacin i slammet ökade enligt en studie av Butkovskyi et al. (2015) och det berodde på att det skedde sorption till slammet. Detta resultat innebär att det krävs fler steg för att rena ciprofloxacin från slammet om det ska användas på åkermark, vilket kräver ytterligare plats och kan bli kostsamt. En annan osäkerhet var att resultatet som Butkovskyi et al. (2015) fick skedde efter att slammet hade varit i reaktorn i över 730 dagar, vilket inte motsvarar hur det är i verkligheten där tidsspannet är kortare.

5.5.2.4 Alkalisk behandling

Alkalisk behandling med kalk är en enkel och robust metod, vilket är fördelaktigt om det ska implementeras för att ta hand om svartvatten från ett nybyggt bostadsområde. Däremot råder det brist på data om hur effektiv alkalisk behandling med kalk är på att rena svartvatten från läkemedel och bakterier utifrån den metod som användes i denna studie.

Nackdelen med alkalisk behandling är att volymen av materialet ökar på grund av tillsatsen av kalk, vilket är problematiskt eftersom det kan bli svårare att hantera och lagra eftersom det kräver mer plats. Vid alkalisk behandling är det möjligt att använda produkten på åkermark och en fördel med slutprodukten är att det är möjligt att höja pH i jord som är pH fattig.

Alkalisk behandling är effektiv på att inaktivera bakterier och har uppvisat en hög reduktion, 6 log₁₀, av *E. coli* på kort tid, det vill säga efter en dag. Detta i jämförelse med rötning som kräver cirka sju dagar för att uppnå samma reduktion (se tabell 13). Det är möjligt att behandla lika stor volym på kortare tid med alkalisk behandling i jämförelse med rötning.

5.5.2.5 Övergripande jämförelse av existerande behandlingstekniker

Överlag visar samtliga behandlingstekniker en god effekt på reduktionen av bakterier, men en sämre effekt på rening av läkemedel. Det som skiljer sig mellan reduktion av bakterier från rening av läkemedel är att reduktionen av bakterier har undersökts i större utsträckning än rening av läkemedel, vilket kan bero på att rening av läkemedel inte har varit av intresse i lika stor utsträckning. Dessa behandlingstekniker kan användas för att reducera bakterier, vilket är nödvändigt för att kunna använda produkter som bildas på åkermark och därmed bidra till ett cirkulärt samhälle. Ett exempel på detta är rötrest som bildas vid rötning av material och kan användas på åkermark. Dock kan inte alla behandlingstekniker som undersökts bidra till ett cirkulärt samhälle, till exempel den produkt som bildas efter alkalisk behandling kan inte användas cirkulärt på samma sätt som rötrest från rötning som kan användas på åkermark.

För majoriteten av teknikerna visade studier att högre temperatur bidrar till inaktiveringen av bakterier, vilket kan observeras för våtkompostering och rötning (se tabell 13 och tabell 15). Även vid ammoniakbehandling med urea kunde det observeras att lagring av material vid högre temperaturer hade en positiv inverkan på inaktivering av bakterier. Det som resultatet från Fidjeland et al. (2013) visade var att vid en högre temperatur kan en mindre mängd urea användas för att uppnå en hög inaktivering och tvärtom, det vill säga om temperaturen var låg krävdes det en större mängd urea. I studien (Fidjeland et al. 2013) ingick endast två bakterier,

salmonella och enterokocker, men resultatet från den studien kan indikera på att liknande förhållanden kan gälla för andra bakterier som har liknande egenskaper.

I en studie (Gros et al. 2020) undersöktes hur effektiv våtkompostering var på att rena läkemedel från avloppsvatten. Det som upptäcktes var att de halter av läkemedel som hade uppmätts efter behandling i studien var högre än vad som hade uppmätts i det avloppsvatten som kom från tätorter. Detta kan bland annat bero på att svartvatten är mer koncentrerat samt det inkommande vattnet till avloppsreningsverk är både från hushåll och industrier. Det innebär att koncentrationen av läkemedel är lägre i jämförelse med svartvatten eftersom volymen blir större och ger en ännu högre spädning än vad som räknades med i denna studie. Det kan också misstänkas att det sker inläckage till avloppsvattenledningar vilket också resulterar i att volymen inkommande vatten blir större och därmed blir koncentrationen av läkemedel lägre.

Samtliga tekniker kräver kvalificerade arbetare för att behandlingarna ska utföras på ett säkert sätt och fungera effektivt. Om dessa behandlingstekniker används i stor skala är det möjligt att de kan vara automatiserade, vilket minskar risken för skador på miljö och människa.

Det finns både enkla och avancerade tekniker för att behandla svartvatten, till exempel är våtkompostering och rötning mer tekniskt avancerade än alkalisk behandling och ammoniakbehandling med urea. Dock finns det risker med enkla tekniker som att om de är placerade under jord, vilket kan vara fallet för alkalisk behandling i brunnar, är det svårt att upptäcka om det sker läckage. Teknisk avancerade tekniker är ofta mer övervakade och därför är det lättare att upptäcka fel som uppstår under behandlingen.

5.6 KÄNSLIGHETSANALYS

Kriterierna för reningsgrad av salmonella, *E. coli* och enterokocker anses vara de mest osäkra kriterierna eftersom det inte fanns tillräckligt med data. Istället för att använda tre källor och ta medelvärde av dem kunde endast en källa användas. För MBBR saknades det data för reningsgraden av samtliga bakterier och för GAK saknades det data för reningsgrad av enterokocker. Om det hade funnits data för MBBR hade det inte haft en signifikant inverkan på rankingen eftersom poängskillnaden till nästa teknik var stor. Poängskillnaden mellan GAK och andra tekniker var inte lika stor, vilket hade resulterat i att om det fanns tillgänglig data för enterokocker hade det kunnat ha inverkan på rankingen.

I multikriterieanalysen hade rening av antibiotika och reducering av bakterier tre gånger mer vikt än resterande kriterier. Det innebär att om en reningsteknik hade hög reningsgrad av samtliga antibiotikum var dess inverkan på rankingen hög. Till exempel hade omvänd osmos hög reningsgrad för samtliga antibiotika och för två av tre bakterier, men presterade sämre på resterande kriterier. Det resulterade i att den rankades på tredje plats innan viktning, men om det endast fanns ett kriterium för antibiotika och ett för reducering av bakterier hade den förmodligen rankats lägre. Aktiv slambehandling rankades lågt och presterade dåligt för rening av antibiotika och reducering av bakterier. I jämförelse med omvänd osmos presterade aktiv slambehandling bättre eller lika bra för kriterierna som inte var rening av antibiotika eller reducering av bakterier, men eftersom bakterier och antibiotika fick tre gånger större vikt rankades aktiv slambehandling näst sist innan viktning (se tabell 7).

Nanofiltrering och ozonering fick de två högsta poängen utan viktning och med viktning i scenariot med befintligt avloppsreningsverk. De hade rankats högt även om det inte saknades

data för MBBR och GAK eller om reningen av antibiotikum och rening av olika bakterier inte hade kombinerats.

6 STYRKOR, SVAGHETER OCH FÖRBÄTTRINGAR

6.1 STYRKOR OCH SVAGHETER

6.1.1 Utbud av underlag i litteraturundersökning

Utbudet av data som användes som underlag i multikriterieanalysen var begränsad, vilket var en svaghet i denna studie. Det hade varit fördelaktigt om flera källor hade kunnat användas för varje reningsteknik och kriterium för att få ett mer trovärdigt resultat. Dock var det inte möjligt med den litteraturstudie som utfördes i denna rapport. I rapporten eftersträvades det att använda tre källor för varje teknik och kriterium, vilket bestämdes i samråd med SAFE-gruppen. På grund av det begränsade utbudet av data användes resultatet från två separata försök med samma reningsteknik trots att det var i samma studie. Detta gällde för reningsgraden av ciprofloxacin med MBBR (se tabell A4) och för reningsgraden av erytromycin med GAK (se tabell A6).

Data för reducering av bakterier var mest begränsad och endast en källa användes som underlag för multikriterieanalysen. Anledningar till bristen på data av bakteriereduktion kunde bero på att det inte rutinmässigt mäts på avloppsreningsverk samt att resultat från mätningar som utförts förblev internt hos reningsverken. Detta underminerade resultatet från multikriterieanalysen i denna studie eftersom kriteriet inte hade lika stort underlag som de resterande kriterierna. Data för reduceringen av samtliga bakterier för MBBR-tekniken saknades utifrån metoden som användes i denna studie (se tabell 2). Det kan bero på att användningen av MBBR inte är så utbredd och att metoden främst används för reduktion av organiskt material och inte reduktion av bakterier. Utöver det var viss litteratur inte tillgänglig med de licenser från Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitets som användes för eftersökningar i denna studie. Om utbudet av lämpliga databaser var större hade det varit möjligt att hitta mer data och det hade kunnat påverka resultatet om vilken reningsteknik som var lämpligast i olika scenarier. Svagheten med detta var att det kan finnas data som hade haft inverkan på resultatet, men som inte kunde hittas.

En positiv följd av denna studie var att bristen på tillgänglig data utifrån studiens metod har uppmärksamats. För att samla in mer data som kan stödja eller förkasta resultatet kan det göras fältmätningar för de olika reningsteknikerna eller ges tillgång till resultat från interna mätningar som har gjorts på avloppsreningsverk eller pilotförsök.

6.1.2 Enskilda reningssteg

I denna studie var fokuset att undersöka individuella reningstekniker, dock uppstod det svårigheter med det eftersom de tekniker som undersöktes i denna studie kombinerades med andra tekniker och skapar en reningskedja. De mätningar som utförs är ofta för en hel reningskedja och inte enskilda tekniker, vilket är en orsak till att det var svårt att hitta data för de olika kriterierna i multikriterieanalysen. I denna studie undersöktes hur teknikerna presterar enskilt eftersom det var av intresse för SAFE-gruppen, men oftast undersöks hur flera reningstekniker presterar i samverkan med varandra. Det är fördelaktigt att undersöka hur tekniker presterar individuellt och inte när den kombineras med andra tekniker eftersom kombinationen av olika reningstekniker varierar mellan olika avloppsreningsverk. Syftet med denna studie var att ge underlag till VA-organisationer och ge en överblick om vilka reningstekniker som kan vara aktuella att implementera på avloppsreningsverk utan hänsyn till vilka tekniker som redan används på plats.

Resultat från denna studie kan användas som utgångspunkt för vilken reningsteknik som kan vara lämplig att undersöka vidare i pilotskala, vilket är fördelaktigt innan det ska implementeras på avloppsreningsverk. Med hjälp av resultaten från denna studie kan reningstekniker som inte är lämpliga för rening av antibiotika och reducering av bakterier uteslutas från eventuella pilotstudier.

6.1.3 Subjektiva bedömningar

I denna studie användes metoden multikriterieanalys för att besvara frågeställning 1 som handlade om vilken reningsteknik som var lämpligast i två olika scenarier. En del av multikriterieanalysen är viktning, vilket är när olika kriterier viktas utifrån vad som ska prioriteras i analysen. Viktningen kan ske på olika sätt och den baseras vanligtvis på subjektiva bedömningar. I denna studie viktade medlemmar ur SAFE-gruppen kriterierna utifrån deras prioriteringar. Resultatet från en multikriterieanalys beror på viktningen och vad resultatet blir kan variera beroende på vem som gör bedömning och vad för bakgrund den personen har, till exempel om personen är ansvarig för ekonomi eller hållbarhet kan svaren skilja sig åt.

En subjektiv bedömning medför osäkerhet eftersom det utgår från olika perspektiv, men det är också en styrka eftersom de som gör bedömningen har kännedom och är insatta i ämnet. Medlemmarna i SAFE-gruppen är representanter för olika reningsverk, vilket medförde att deras bedömningar var oberoende av varandra eftersom de hade olika förutsättningar och behov på avloppsreningsverken. Även om det utfördes subjektiva bedömningar finns rådatan presenterad i rapporten (se tabell A1-8), vilket möjliggjorde för andra framtida analyser att genomföras med samma rådata och undersöka om resultatet förändrades.

Kriteriet behov av ytterligare yta och ombyggnation bedömdes subjektivt utifrån kvalitativa data från litteraturen som därefter omvandlades till kvantitativa värden. Vid bedömningen togs det inte hänsyn till hur stor volym vatten som varje reningsteknik kunde behandla inom ett specifikt tidsintervall. Utöver det togs det inte i beaktande att det till exempel kunde krävas flera bassänger med MBBR och att den yta som krävdes därmed kunde vara större än vad en fullskalig ozoneringsanläggning kräver.

Resultatet från multikriterieanalysen utan viktning var att nanofiltrering var den lämpligaste tekniken att implementera både på befintligt avloppsreningsverk och för källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartvatten. Efter viktningen, som bestämdes av SAFE-gruppen, var ozonering den teknik som var lämpligast i båda scenarierna. Detta indikerade att resultat från litteraturen om vilken reningsteknik som var lämpligast inte motsvarade det som var lämpligast utifrån SAFE-gruppens prioriteringar.

6.1.4 Vattenmatris

Den litteratur som användes i multikriterieanalysen hade inte samma vattenmatris, utan den varierade mellan studierna. Det kan resultera i att det blir svårare att jämföra olika reningsgrader av antibiotika mot varandra eftersom de inte har samma utgångspunkt. Det var en svaghet, men eftersom det fanns begränsat med data inkluderades studier som hade olika vattenmatriser. I denna studie fanns det två källor som skiljde sig signifikant från de resterande källorna eftersom en av dem testade rening av saltvatten från antibiotika och den andra undersökte rening av avjoniserat vatten från antibiotika, vilket var en svaghet.

6.2 JÄMFÖRELSE MED TIDIGARE STUDIER

På Kungsängsverket i Uppsala finns det en pilotanläggning där de undersöker GAK i kombination med anjonbytare för att utvärdera om det är lämplig att implementera som ett reningssteg på avloppsreningsverket (Kalecinska 2021). Innan pilotanläggningen etablerades gjordes en förstudie av Sweco (2021) för att utvärdera potentiella reningstekniker och en av dessa var ozonering. Syftet med förstudien var att utifrån potentiella reningstekniker hitta en teknik som var lämplig för att implementeras i pilotskala. Uppsala vatten tog därefter ett beslut i samarbete med IVL att implementera GAK i kombination med anjonbytare i pilotskala. I denna studie var ozonering den reningsteknik som var lämpligast att implementera på ett avloppsreningsverk, men ozonering var inte ett aktuellt alternativ eftersom det finns höga halter av bromid i det vatten som behandlas på Kungsängsverket.

En rapport av Sehlén et al. (2015) kom fram till samma resultat som denna studie, det vill säga att ozonering var den lämpligaste reningstekniken. Resultatet som Sehlén et al. (2015) grundades på ett pilotförsök där ozonering användes för att rena avloppsvatten från läkemedelsrester. Syftet med pilotstudien var att öka kunskapen kring ozonering som en avancerad reningsmetod för att i framtiden implementeras på Nykvarn avloppsreningsverk i Linköping. År 2017 invigdes den permanenta fullskaliga ozoneringsanläggning på Nykvarns avloppsreningsverk (Sehlén & Nilsson 2020).

Det har gjorts ett flertal studier där olika tekniker har undersökts för att hitta en teknik som effektivt kan rena avloppsvatten från antibiotika. Ett exempel på en teknik som inte undersöktes i denna studie och som hypotetiskt skulle kunna vara en lösning för scenario 2 som handlade om källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartvatten är våtmarksrening. Denna typ av rening är anpassad för mindre reningsverk där mindre volymer vatten hanteras i jämförelse med avloppsreningsverk som tar emot vatten från tätorter, till exempel Henriksdals reningsverk. I en studie gjord av Karungamye et al. (2023) hade våtmarksrening en reningsgrad av ciprofloxacin på 70 %, vilket inte når gränsen på 80 % rening som är ett förslag till EU-direktiv. Dock kan det vara av intresse eftersom gränsen som föreslås inte gäller för antibiotika och gränsen kan ändras innan det implementeras i svensk lag.

6.3 FÖRBÄTTRINGSMÖJLIGHETER

En av förbättringarna som skulle kunna göras är att utföra multikriterieanalyserna på ett annat sätt. I denna studien jämfördes reningsteknikernas prestanda utifrån deras relation till varandra. Det togs inte hänsyn till hur mycket prestandan skiljde sig åt mellan reningsteknikerna. En förbättringsmöjlighet är att i framtida studier poängsätta reningsteknikerna i proportion till deras prestation där den ställs i relation till exempelvis ett referensscenario eller vad som bedöms som ett minimikrav.

En annan förbättring som skulle kunna införas i framtida arbeten är att ta hänsyn till platsspecifika faktorer, det vill säga att tröskelvärden för de kriterier som ingick i denna studie eller andra kan anpassas utifrån vilka förutsättningar som finns på platsen. Exempel på sådana kriterier som har olika tröskelvärden kan vara till exempel ekonomi och tillgänglig yta. Den yta som är tillgänglig är beroende av vad för typ av område som det är lokaliserat på, till exempel om det är ett skyddsområde.

För att få ett trovärdigare resultatet kan egna mätningar utföras för rening av antibiotika och reducering av bakterier på avloppsreningsverk och jämföras med data från litteraturen. Det hade varit gynnsamt eftersom det fanns begränsat med data från litteraturen och därför hade

egna fältmätningar kunnat stärka resultatet. Utöver det hade egna mätningar på svenska avloppsreningsverk kunnat jämföras med data från litteraturen för att undersöka om reningsgraden skiljer sig åt mellan olika geografiska platser.

Det kan vara fördelaktigt att utföra mätningar om syftet med studien är att implementera en reningsteknik på ett specifikt avloppsreningsverk eftersom vattenmatrisen har betydelse för hur tekniker fungerar. Vattenmatrisen kan skilja sig åt mellan olika avloppsreningsverk och den är en viktig faktor vid beslutstaganden eftersom vissa ämnen som finns i avloppsvattnet kan leda till att vissa tekniker blir olämpliga. Exempel på detta är om vattnet innehåller bromider vilket gör att ozonering blir olämpligt eller om vattnet innehåller höga halter av suspenderat material vilket inte är lämpligt för rening med membran.

En annan aspekt som skulle kunna undersökas vidare i framtida studier är miljöpåverkan. Den ingick inte i denna studie eftersom fokuset var implementering av reningsteknik på avloppsreningsverk och det som var kopplat till tekniken, till exempel kemikalieanvändning och energiförbrukning. Det nämndes av en medlem i SAFE-gruppen att miljöpåverkan av olika reningstekniker är av intresse och kan vara en del av ett vidareutvecklat arbete.

På avloppsreningsverk finns det reningskedjor som består av flera olika reningssteg och dessa kan samverka olika beroende på hur de kombineras med varandra. Därför är det av intresse att i framtida studier undersöka en fullständig reningskedja för att hitta den kombination av tekniker som är lämpligast för att rena avloppsvatten från antibiotika och bakterier. Det kan även vara intressant att undersöka om det kan implementeras ett hygieniseringssteg efter den avancerade reningstekniken, om tekniken inte kan reducera bakterier effektivt. Detta för att minska mängden av eventuellt antibiotikaresistenta bakterier i det utgående avloppsvattnet.

7 SLUTSATS

Den slutsats som kunde dras utifrån multikriterieanalysen var att för befintliga reningsverk och källsortering av avloppsvatten med separat behandling av svartvatten var ozonering den teknik som var lämpligast efter viktningen, medan innan viktning var nanofiltrering den lämpligaste tekniken i båda scenarier. Den data som användes i analysen var baserad på blandat avloppsvatten och det innebär att prestandan hos reningsteknikerna för behandling av svartvatten är osäker. Det kan inte antas att reningen hade varit lika effektiv på svartvatten som för blandat avloppsvatten, vilket innebär att varken ozonering eller de andra reningsteknikerna (GAK, UV med väteperoxid, omvänd osmos, nanofiltrering, aktiv slambehandling och MBBR) som undersöktes i denna studie kan anses vara lämpliga att implementera för separat behandling av svartvatten enligt denna studie. Istället är andra behandlingsalternativ som våtkompostering, rötning, alkalisk behandling och ammoniakbehandling med urea mer aktuella eftersom att de är relevanta för behandling av svartvatten. Det finns begränsat med data om rening av antibiotika utifrån den litteratursökning som gjordes i denna studie, men de har visat sig vara effektiva för reduktion av bakterier.

En viktig fördel med källsortering av avloppsvatten och separat behandling av svartvatten är att svartvatten innehåller majoriteten av bakterier och läkemedelsrester. En nackdel är att det krävs omfattande förbehandling om de reningstekniker som undersöktes i denna studie skulle behandla svartvatten till samma reningsgrad som blandat avloppsvatten. Vilka för- och nackdelar som finns beror på vilken reningsteknik det är som används, exempelvis kräver omvänd osmos och nanofiltrering mer underhåll än exempelvis aktivt slam på grund av risk för igensättning.

8 EFTERORD

Detta arbete utfördes av Julia Hietala (JH) och Emilia Pazur (EP). Bakgrunden delades upp i fyra olika delar (antibiotika, bakterier, reningstekniker och SAFE-gruppen). EP fokuserade på reningsteknikerna som undersöktes i arbetet, medan JH skrev om antibiotika, bakterier och SAFE-gruppen. Metoden bestod av huvuddelarna: litteraturstudie, enkät och multikriterieanalys. JH hade huvudansvaret för metoden och främst multikriterieanalysen, EP bidrog till litteraturstudien och enkätutformningen. Insamlingen av data för de olika kriterierna som användes för att besvara frågeställning 1 utfördes tillsammans. EP insamlade data om reningsgraderna för ciprofloxacin, erytromycin och trimetoprim, medan JH inhämtade data om kemikalieanvändning, driftkostnad och energiförbrukning. JH och EP samlade både in data för reningsgraden av bakterier samt behov av ytterligare yta och ombyggnation. Beräkningarna för andelen som varje kriterium tilldelades utifrån svaren från enkäten och de nya poängen för de två scenarierna utfördes av JH. Sammanställningen av resultatet från enkäten för poängsättning av kriterier (avsnitt 4.2) och om för- och nackdelar med källsortering gjordes av EP (se tabell 17). Resultatet multikriterieanalys för båda scenarierna utfördes av JH (avsnitt 4.3). Den litteratur som användes för att besvara frågeställning 2 utfördes av JH och EP där JH fokuserade på våtkompostering och rötning, medan EP skrev om alkalisk behandling och ammoniakbehandling.

I diskussionen skrev JH om data och kriterier, viktning, känslighetsanalys samt resultat för scenario 1, scenario 2, källsortering, våtkompostering och rötning. EP skrev om styrkor och svagheter, förbättringsmöjligheter, jämförelse med tidigare studier, ammoniakbehandling och alkalisk behandling. Slutsatsen sammanställdes av EP. Inledning, referat och abstract skrevs av JH. Broschyren gjordes av EP och texten för den populärvetenskapliga sammanfattningen skrevs av JH.

Arbetet utfördes tillsammans där samtal skedde frekvent angående vad som skulle ingå i de olika avsnitten. Båda bidrog också med tankar och åsikter om det som hade skrivits och vad som skulle kunna läggas till eller tas bort.

9 REFERENSER

- Abou-Elela, S.I. & El-Khateeb, M. (2015). Performance Evaluation of Activated Sludge Process For Treating Pharmaceutical Wastewater Contaminated With β -Lactam Antibiotics. *Journal of Industrial Pollution Controll.* 31(1), 1-5.
https://www.researchgate.net/publication/271137279_Performance_Evaluation_of_Activated_Sludge_Process_For_Treating_Pharmaceutical_Wastewater_Contaminated_With_b-Lactam_Antibiotics [2024-02-07]
- Adeel, M., Maniakova, G. & Rizzo, L. (2024). Tertiary/quaternary treatment of urban wastewater by UV/H₂O₂ or ozonation: Microplastics may affect removal of E. coli and contaminants of emerging concern. *Science of The Total Environment.* 907, 167940.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167940>
- Alonso, J.J.S., El Kori, N., Melián-Martel, N. & Del Río-Gamero, B. (2018). Removal of ciprofloxacin from seawater by reverse osmosis. *Journal of Environmental Management.* 217, 337-345. [10.1016/j.jenvman.2018.03.108](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.108)
- Alruwaili Polesel, F., Andersen, H.R., Trapp, S. & Plosz, B.G. (2016). Removal of Antibiotics in Biological Wastewater Treatment Systems—A Critical Assessment Using the Activated Sludge Modeling Framework for Xenobiotics (ASM-X). *Environmental Science & Technology.* 50(19), 10316-10334. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01899>
- Al-Wasify, R.S., Alruwaili, M.M., Aljohani, F.S., Hamed, S.R. & Ragab, S. (2023). The Efficiency of Wastewater Treatment Plants for the Removal of Antibiotics. *Water Purification - Present and Future.* [10.5772/intechopen.111999](https://doi.org/10.5772/intechopen.111999)
- American Water Works Association (2024). *Targeting Contaminant Removal.*
<https://www.awwa.org/Resources-Tools/Resource-Topics/Membrane-Processes> [2024-01-26]
- Arif, A.U.A, Sorour, M.T. & Aly, S.A. (2020). Cost analysis of activated sludge and membrane bioreactor WWTPs using CapdetWorks simulation program: Case study of Tikrit WWTP (middle Iraq). *Alexandria Engineering Journal.* 59(6), 4659-4667.
<https://doi.org/10.1016/j.aej.2020.08.023>
- Arora et al. (2001). *Small Public Water System Technology Guide - UV Disinfection Educational Module.* University of New Hampshire.
https://www.unh.edu/wttac/WTTAC_Water_Tech_Guide_Vol2/uv_costs.html [2024-02-23]
- Balasubramaniam, A., Boyle, A.R. & Voulvoulis, N. (2007). Improving petroleum contaminated land remediation decision-making through the MCA weighting process. *Chemosphere.* 66(5), 791-798. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.06.039>
- Baresel, C. (u.å.). *Tekniker som kan och bör användas vid svenska reningsverk.* Nationella Konferensen Avlopp & Miljö.
<https://www.svensktvatten.se/globalassets/utbildning/konferenser-och-seminarier/2018/nam18/5-christian-baresel-ivl.pdf> [2024-04-12]
- Baresel, C., Harding, M. & Junestedt, Ch. (2019). *Removal of pharmaceutical residues from municipal wastewater using UV/H₂O₂.* (Rapport B2354). Stockholm: IVL Svenska

Miljöinstitutet. <https://www.ivl.se/download/18.694ca0617a1de98f4738c9/1628417207067/FULLTEXT01.pdf>

Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K. & Olshammar, M. (2017). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. (Rapport C235). Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://www.ivl.se/download/18.34244ba71728fcb3f3f8e2/1591705071470/B22%2088.pdf>

Barrios-Hernández, M.L., Pronk, M., Garcia, H., Boersma, A., Brdjanovic, D., van Loosdrecht, M.C.M. & Hooijmans, C.M. (2019). Removal of bacterial and viral indicator organisms in full-scale aerobic granular sludge and conventional activated sludge systems. *Water Research X*. 6, 100040. [10.1016/j.wroa.2019.100040](https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100040)

Bengtsson, H. H. (u.å.). *Biological Wastewater Treatment Processes II: MBBR Processes*. Continuing Education and Development. <https://www.cedengineering.com/userfiles/Biological%20Wastewater%20Treatment%20II%20-%20MBBR%20Processes%20R1.pdf>

Bhattacharya, P. & Banerjee, P. (2023). Antibacterial and Antifouling Properties of Membranes. I: Nadda, A.K., Banerjee, P., Sharma, S., Nguyen-Tri, P. (red). Springer. *Membranes for Water Treatment and Remediation*. 249-276. https://doi.org/10.1007/978-981-19-9176-9_10

Björks Rostfria AB (u.å). Nanofilter. <https://www.bjorksrostfria.se/produkter/nanofilter/> [2024-03-11]

Boreen, A. L., William, A. A. & McNeil, K. (2003). Photodegradation of pharmaceuticals in the aquatic environment: A review. *Aquatic Sciences*. 65, 320-341. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0672-7>

Bremell, D., Edlund, C., Edquist, P., Eliasson, E., Giske, C., Hamburger, H., Hedin, K., Hermansson, A., Hill, A., Lignell, A., Montelin, H., Nilsson Wimar, P., Petersson, J., Ternhag, A., Tängdén, T., Åhrén, A. & Åkerlund, A. (2022). *Antibiotikakompendium*. Referensgruppen för antibiotikafrågor (RAF). <https://www.sls.se/globalassets/raf/ovriga-dokument/raf-antibiotikakompendium.pdf>

Cadwallader, A.L. (2018). *Impacts of Bromide and Nitrogen Wastewater Discharges on Downstream Drinking Water Treatment Plant Disinfection Byproducts*. Diss. Carnegie Mellon University. <https://doi.org/10.1184/R1/6719927.v1>

Carabineiro, S.A.C., Thavorn-Amornsri, T., Pereira, M.F.R. & Figueiredo, J.L. (2011). Adsorption of ciprofloxacin on surface-modified carbon materials. *Water Research*. 45(15), 4583-4591. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.008>

Centers for Disease Control and Prevention (2008). *Healthy Water Fact Sheet for Healthy Drinking Water Drinking Water Treatment Technologies for Household Use*. [Faktablad]. https://www.cdc.gov/healthywater/pdf/drinking/Household_Water_Treatment.pdf [2024-02-11]

- Chaudhary, M.S., Waris, M. & Khan, M.Z. (2024). Using Anerobic Digestion in Methanol. *Reference Module in Chemistry, Molecular Sciences and Chemical Engineering*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-15740-0.00053-7>
- Chen. C.X., Aris A., Yong L. E. & Noor Z.Z. (2021). A review of antibiotic removal from domestic wastewater using the activated sludge process: removal routes, kinetics and operational parameters. *Environmental Science and Pollution Research*. 29, 4787-4802. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17365-x>
- Chen, Y., Karlsson, L., Holm, G., Robertson, S., Selmer, A., Öhrström, E. & Önnby, L. (2021). *Rening av mikroförorenningar vid Kungsängsverket i Uppsala*. (Uppdragsnummer 13011459). Sweco. <https://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/bestallargrupp/19-slutrapporter/uppsala-vatten-och-avfall-ab.pdf> [2023-05-10]
- Chen, Y., Fu, B., Wang, Y., Juang, Q. & Liu, H. (2012). Reactos performance and bacterial pathogen removal in response to sludge retention time in a mesophilic anaerobic digester treating sewage sludge. *Bioresource Technology*. 106, 20-26. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.093>
- Cimbritz, M. & Mattson, A. (2018). Reningstekniker för läkemedel och mikroförorenningar i avloppsvatten: Redovisning av åtta projekt som fått medel från Havs- och vattenmiljöanslaget 2014-2017. (2018:7). Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:havochvatten:diva-173>
- Coleri, A., Cokmus, C., Ozcan, B., Akcelik, M. & Tukul, C. (2004). Determination of antibiotic resistance and resistance plasmids of clinical Enterococcus species. *The Journal of General and Applied Microbiology*. 50(4), 213-219. <https://doi.org/10.2323/jgam.50.213>
- Costa, A.R. & de Pinho, M.N., (2006). Performance and cost estimation of nanofiltration for surface water treatment in drinking water production. *Desalination*. 196(1-3), 55-65. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.08.030>
- Cristóvão, M.B., Tela, S., Silva, A.F., Oliveira, M., Bento-Silva, A., Bronze, M. R., Barreto Crespo, M.T., Crespo J.G., Nunes, M. & Pereir, V.J. (2020). *Occurrence of Antibiotics, Antibiotic Resistance Genes and Viral Genomes in Wastewater Effluents and Their Treatment by a Pilot Scale Nanofiltration Unit*. [10.3390/membranes11010009](https://doi.org/10.3390/membranes11010009)
- De Andrade J.R., Oliveira M.F., da Silva M.G.C., Vieira M.G.A. (2018). Adsorption of Pharmaceuticals from Water and Wastewater Using Nonconventional Low-Cost Materials: A Review. *American Chemical Society*. 57(9), 3103-3127. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.7b05137>
- De Graaff, M.S., Vieno, N.M., Kujawa-Roeleveld, K., Zeeman, G., Temmink, H. & Buisman, C.J.N. (2011). Fate of hormones and pharmaceuticals during combined anaerobic treatment and nitrogen removal by partial nitrification-anammox in vacuum collected black water. *Water Research*. 45(1), 375-383. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.023>

- De Kraker, M.E.A., Stewardson, A.J. & Harbarth, S. (2016). Will 10 Million People Die a Year due to Antimicrobial Resistance by 2050?. *PLoS Med.* 13(11), 1002184. <https://doi.org/10.1371%2Fjournal.pmed.1002184>
- De la Cruz, N.D., Giménez, J., Esplugas, S., Grandjean, D., de Alencastro, L.F. & Pulgarín, C. (2012). Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge. *Water Research.* 46(6), 1947-1957. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.014>
- De Witte, B., Dewulf, J., Demeestere, K., Van De Vyvere, V., De Wispelaere, P. & Van Langenhove, H. (2008). Ozonation of Ciprofloxacin in Water: HRMS Identification of Reaction Products and Pathways. *Environmental Scientific Technology.* 42(13), 4889–4895. <https://pubs-acrs-org.ezproxy.its.uu.se/doi/10.1021/es8000689>
- De Witte, B., Van Langenhove, H., Hemelsoet, K., Demeestere, K., De Wispelaere, P., Van Speybroeck, V. & Dewulf, J. (2009). Levofloxacin ozonation in water: Rate determining process parameters and reaction pathway elucidation. *Chemosphere.* 76, 683-689. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.03.048>
- Deegan, A.M., Shaik, B., Nolan, K., Urell, K., Oelgemöller, M., Tobin, J. & Morrissey, A. (2011). Treatment options for wastewater effluents from pharmaceutical companies. *International Journal of Environmental Science & Technology.* 8, 649-666. <https://doi.org/10.1007/BF03326250>
- Delvin, D.C., Esteves, S.R.R., Dinsdale, R.M. & Guwy, A.J. (2011). The effect of acid pretreatment on the anaerobic digestion and dewatering of waste activated sludge. *Bioresource Technology.* 102(5), 4076-4082. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.043>
- Dodgson, J.S., Spackman, M., Pearman, A.D. & Phillips, L.D. (2009). *Multi-Criteria Analysis: A Manual*. Communities and Local Government Publications. https://www.researchgate.net/publication/30529921_Multi-Criteria_Analysis_A_Manual [2024-05-31]
- Dogan, E. C. (2016). Investigation of ciprofloxacin removal from aqueous solution by nanofilter process. *Global NEST Journal.* 18(2), 291-308. https://journal.gnest.org/sites/default/files/Submissions/gnest_01895/gnest_01895_published.pdf
- Dolar, D., Kosutic, K. & Pavlovic, D.M., Kunst B. (2009). Removal of emerging contaminants of industrial origin by NF/RO - A pilot scale study. *Desalination and Water Treatment.* 6(1-3), 197-203. <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.636>
- Dore, H. I. M., Khaleghi-Moghadam, A., Singh, R.G. & Achari, G. (1996). *Costs and the choice of drinking water treatment technology in small and rural systems*. [PowerPoint] <https://www.gov.nl.ca/ecc/files/waterres-training-adww-decade-05-mohammed-dore.pdf>. [2024-04-05]
- EC 2022/0345 (COD). Proposal for a directive of the European Parliament and of the council concerning urban wastewater treatment. European Commission.

- Ek, M., Bergström, R., Magner, J., Harding, M. & Baresel, C. (2013). *Aktivt kol för avlägsnande av läkemedelsrester ur behandlat avloppsvatten*. (B2089). IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn%3Anbn%3Ase%3Aivl%3Adiva-2562>
- Elazhar, F., Touir, J., Elazhar, M., Belhamidi, S., El Harrak, N., Zdeg, A., Hafsi, M., Amor, Z., Taky, M. & Elmidaoui, A. (2014). Techno-economic comparison of reverse osmosis and nanofiltration in desalination of a Moroccan brackish groundwater. *Desalination and Water Treatment*. 55(9), 2417-2477. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.959739>
- Environmental Protection Agency (2024). *Anaerobic System Design and Technology*. <https://www.epa.gov/agstar/anaerobic-system-design-and-technology> [2024-05-28]
- Eurowater (u.å). *Omvänd osmosanläggningar - demineraliserat vatten av hög kvalitet*. <https://www.eurowater.com/se/anlaeggningar-produkter/membranfiltrering/omvaend-osmosanlaeggning>. [2024-03-18]
- Ezugbe, E. & Rathilal, S. (2020). Membrane Technologies in Wastewater Treatment: A Review. *Membranes*. 10(5), 89. <https://doi.org/10.3390/membranes10050089>
- Fidjeland, J., Lalander, C., Jönsson, H. & Vinnerås, B. (2013). Ammonia sanitisation of sewage sludge using urea. *Water Science and Technology*. 68(8), 1866-1872. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.443>
- Folkhälsomyndigheten (2016). *Sjukdomsinformation om salmonellainfektion*. <https://www.folkhalsomyndigheten.se/smittskydd-beredskap/smittsamma-sjukdomar/salmonellainfektion/> [2024-01-24]
- Folkhälsomyndigheten (2018). *Sjukdomsinformation om vancomycinresistent enterokocker (VRE)*. <https://www.folkhalsomyndigheten.se/smittskydd-beredskap/smittsamma-sjukdomar/vancomycinresistent-enterokocker-vre/> [2024-01-25]
- Folkhälsomyndigheten (2023). *Antibiotika och antibiotikaresistens*. <https://www.folkhalsomyndigheten.se/smittskydd-beredskap/antibiotika-och-antibiotikaresistens/> [2024-01-22]
- Fornander, E. (2018). *Ozone Treatment Targeting Pharmaceutical Residues. Validation and Process Control in a Wastewater Treatment Plant*. Linköpings Universitet. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1281630/FULLTEXT01.pdf>
- Generous, M.M., Qasem, N. A.A., Akbar, U.A. & Zubair, S.M. (2021). Techno-economic assessment of electrodialysis and reverse osmosis desalination plants. Separation and Purification Technology. *Desalination*. 272, 118875. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.118875>
- Gensch, R., Jennings, A., Renggli, S. & Reymond, P. (2018). *Compendium of Sanitation Technologies in Emergencies*. 1 uppl., WSSCC
- Gidstedt, S., Betsholtz, A., Cimbritz, M., Davidsson, Å., Hagmen, M., Karlsson, S., Takman, M., Svahn, O. & Micolucci, F. (2022). Chemically enhanced primary treatment, microsieving, direct membrane filtration and GAC filtration of municipal wastewater: a pilot-scale study.

Environmental Technology. 45(1), 28-39. <https://doi-org.ezproxy.its.uu.se/10.1080/09593330.2022.2099307>

Gómez-Pacheco, C.V., Sánchez-Polo, M., Rivera-Utrilla, J. & López-Peñalver, J.J. (2012). Tetracycline degradation in aqueous phase by ultraviolet radiation. *Chemical Engineering Journal*. 187, 89-95. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.01.096>

Grela, A., Kuc, J., Klimek, A., Matusik, J., Pamuła, J., Franus, W., Urbański, K. & Bajda, T. (2023). Erythromycin Scavenging from Aqueous Solutions by Zeolitic Materials Derived from Fly Ash. *Molecules*. 28(2), 798. [10.3390/molecules28020798](https://doi.org/10.3390/molecules28020798)

Gros, M., Ahrens, L., Levén, L., Koch, A., Dalahmeh, S., Ljung, E., Lunding, G., Jönsson, H., Eveborn, D & Wiberg, K. (2020). Pharmaceuticals in source separated sanitation systems: Fecal sludge and blackwater treatment. *Science of The Total Environment*. 703, 135530. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135530>

Guo, K., Wu, Z., Yan, S., Yao, B., Song, W., Hua, Z., Zhang, X., Kong, X., Li, X. & Fang, J. (2018). Comparison of the UV/chlorine and UV/H₂O₂ processes in the degradation of PPCPs in simulated drinking water and wastewater: Kinetics, radical mechanism and energy requirement. *Water Research*. (147, 184-194. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.048>

Gårdlund, B. (2015). *Antibiotikaprofylax vid kirurgi och trauma*. Strama Stockholm. https://janusinfo.se/download/18.77ba562a161c1c1774772b/1586341066287/slutenv_profylax_trauma_2015.pdf [2024-01-22]

Göta Älvs Vattenvårdsförbund (2011). *Suspenderat material*. <https://www.gotaalvvvf.org/resultat/begreppsforklaringar/suspenderatmaterial.4.271d6b7512e53cf0cf980001043.html> [2023-03-12]

Hadjok, C., Mittal, G.S. & Warriner, K. (2008). Inactivation of human pathogens and spoilage bacteria on the surface and internalized within fresh produce by using a combination of ultraviolet light and hydrogen peroxide. *Journal of Applied Microbiology*. 104(4), 1014–1024. <https://doi-org.ezproxy.its.uu.se/10.1111/j.1365-2672.2007.03624.x>

Hagberg, L. (2024). *Vankomycinresistent enterokocker (VRE), behandling*. <https://www.internetmedicin.se/infektionssjukdomar/vankomycinresistent-enterokocker-vre-behandling> [2024-02-26]

Hafiz, M., Hawari, A.H., Alfahel, R., Hassan, M.K. & Altaee, A. (2021). Comparison of Nanofiltration with Reverse Osmosis in Reclaiming Tertiary Treated Municipal Wastewater for Irrigation Purposes. *Membranes*. 11(1), 32. [10.3390/membranes11010032](https://doi.org/10.3390/membranes11010032)

Hansen, K.M.S. & Andersen, H.R. (2012). Energy Effectiveness of Direct UV and UV/H₂O₂ Treatment of Estrogenic Chemicals in Biologically Treated Sewage. *Journal of Photoenergy*. 2012, 9. <https://doi.org/10.1155/2012/270320>

HeadWorks International (2024). *MBBR - IFAS*. <https://headworksinternational.com/product/mbbr-ifas/#product-tab2> [2024-02-12]

Hao, X.D., Li, J., van Loosdrecht, M.C.M. & Li, T.Y. (2018). A sustainability-based evaluation of membrane bioreactors over conventional activated sludge processes. *Journal of*

Environmental Chemical Engineering. 6(2), 2597-2605.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.03.050>

Heß, S. & Gallert, C. (2015). Sensitivity of antibiotic resistant and antibiotic susceptible *Escherichia coli*, *Enterococcus* and *Staphylococcus* strains against ozone. *Water Health*. 4, 1020–1028. <https://doi.org/10.2166/wh.2015.291>

Hu, H.Y., Goto, N. & Fujie, K. (2010). Statistical Analyses of Operating Conditions and Power Consumption Characteristics in Small-Scale Conventional Activated Sludge Plants for Sewage Treatment. *Environmental Technology*. 21(10), 1167-1172.
[10.1080/09593330.2000.9619003](https://doi.org/10.1080/09593330.2000.9619003)

HVMFS 2016:17. Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållsspillvatten. Havs- och vattenmyndigheten.

Iliopoulou, A., Arvaniti, O.S., Deligiannis, M., Gatidou, G. Vyrides, I., Fountoulakis, M.S. & Stasinakis, A.S. (2023). Combined use of strictly anaerobic MBBR and aerobic MBR for municipal wastewater treatment and removal of pharmaceuticals. *Journal of Environmental Management*. 343, 118211.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118211>

Inera (2021). *Akut prostatit*. <https://www.1177.se/Uppsala-lan/sjukdomar--besvar/konsorgan/prostata/akut-prostatit/> [2024-01-23]

Inera (2023). *Antibiotika*. <https://www.1177.se/Uppsala-lan/undersokning-behandling/behandling-med-lakemedel/lakemedel-utifran-diagnos/antibiotika/> [2024-01-24]

Jadoon, R.J., Jalal-ud-Din, M. & Khan, S.A. (2015). E. coli - Resistance to Ciprofloxacin and Common Associated Factors. *Journal Coll Physicians Surg Pak*. 25(11), 824-7.
<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26577970/>

Jadoun, J., Mreny, R., Saad, O. & Azaizeh, H. (2018). Fate of bacterial indicators and *Salmonella* in biofilm developed on ultrafiltration membranes treating secondary effluents of domestic wastewater. *Scientific Reports*. 8(18066). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36406-z>

Janusinfo (2018). *Om antibiotika*.
<https://janusinfo.se/behandling/stramastockholm/allmandelbehandlingsrekommendationer/allmandel/omantibiotika.5.2baa5e3e161e6f2218920f7f.html> [2024-01-23]

Jets (u.å.). *Vakuumtoalett - hur fungerar det?*. <https://jets.se/vakuumtoalett-hur-fungerar-det/> [2024-05-31]

Johannesdottir, S., Nordin, A., Persson, E., Kusoffsky, E. Johansen, A. (2023). *Slamhygienisering - kartläggning och utvärdering av tekniker*. (2023-12). Svenskt Vatten AB.
<https://www.google.com/url?q=https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2024/02/svu-rapport-2023-12.pdf&sa=D&source=docs&ust=1717407205839626&usg=AOvVaw2kQS38F1A1JrBDJFXvx-sW> [2024-06-03]

Joss, A., Zabczynski, S., Göbel, A., Hoffmann, B., Löffler, D., McArdell, C.S., Ternes, T.A., Thomsen, A. & Siegrist, H. (2006). Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme. *Water Research*. 40(8), 1686-1254. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.02.014>

Jung, Y.J., Kim, W.G., Yoon, Y., Kang, J., Hong, Y.M. & Kim, H.W. (2012). Removal of amoxicillin by UV and UV/H₂O₂ processes. *Science of The Total Environment*. 420, 160-167. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.12.011>

Kalecinska, M. (2021). Utvärdering av effektivitet för aktivt kol och anjonbytare vid reduktion av per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS) samt läkemedelssubstanter i avloppsvatten. (1401-5765). Sveriges lantbruksuniversitet & Uppsala universitet. Institutionen för vatten och miljö. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1584399/FULLTEXT01.pdf>

Karlskrona kommun (2024). *Enskilt avlopp*. <https://www.karlskrona.se/Bo-och-bygga/vatten-och-avlopp/enskilt-avlopp/> [2024-05-10]

Karlsson, P., Aarsrud, P. & de Blois, M. (2008). *Återvinning av näringsämnen ur svartvatten – utvärdering projekt Skogaberg*. (2008:10). Svenskt Vatten Utveckling. https://vav.griffel.net/filer/Rapport_2008-10.pdf

Karungamye, P., Rugaika, A., Mtei, K. & Machunda, R. (2023). The removal of ciprofloxacin from synthetic wastewater in constructed wetland. *HydroResearch*. 6, 138-146. <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2023.04.001>

Kasprzyk-Hordern, B., Dinsdale, R.M. & Guwy, A.J. (2009). The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Research*. 43(2), 363-380. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.10.047>

Katsoyiannis, I.A., Canonica, S. & von Gunten, U. (2011). Efficiency and energy requirements for the transformation of organic micropollutants by ozone, O₃/H₂O₂ and UV/H₂O₂. *Water Research*. 45(13), 811-3822. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.038>

Kaye, K.S., Gupta, V., Mulgirigama, A., Joshi, A.V., Scangarella-Oman, N.E., Yu, K., Ye, G. & Mitrani-Gold, F.S. (2021). Antimicrobial Resistance Trends in Urine *Escherichia coli* Isolates From Adult and Adolescent Females in the United States From 2011 to 2019: Rising ESBL Strains and Impact on Patient Management. *Clinical Infectious Diseases*. 73(11), 1992–1999. <https://doi.org/10.1093/cid/ciab560>

Kester, M., Karpa, K.D. & Vrana, K.E. (2012). *Elsevier's Integrated Review Pharmacology*. 2 uppl, Elsevier.

Kibret, M. & Abera, B. (2011). Antimicrobial susceptibility patterns of *E. coli* from clinical sources in northeast Ethiopia. *African Health Sciences*. 11(2011), 1729-0503. <https://www.ajol.info/index.php/ahs/article/view/70069>

Kim, I., Yamashita, N. & Tanaka, H. (2009). Performance of UV and UV/H₂O₂ processes for the removal of pharmaceuticals detected in secondary effluent of a sewage treatment plant in Japan. *Journal of Hazardous Materials*. 166(2-3), 1134-1140. [10.1016/j.jhazmat.2008.12.020](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.12.020)

Kim, S.D., Cho, J., Kim, I.S., Vanderford, B.J. & Snyder, S.A. (2007). Occurrence and removal of pharmaceuticals and endocrine disruptors in South Korean surface, drinking, and waste waters. *Water Research*. 41(5), 1013-1021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.034>

Kimura, K., Iwase, T., Kita, S. & Watanabe, Y. (2009). Influence of residual organic macromolecules produced in biological wastewater treatment processes on removal of pharmaceuticals by NF/RO membranes. *Water Research*. 43(15), 3751-3758 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.05.042>

Knopp, G., Prasse, C., Ternes, T.A. & Cornel, P. (2016). Elimination of micropollutants and transformation products from a wastewater treatment plant effluent through pilot scale ozonation followed by various activated carbon and biological filters. *Water Resources*. 100, 580-592. [10.1016/j.watres.2016.04.069](https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.04.069)

Koivunen, J. & Heinonen-Tanski, H. (2005). Inactivation of enteric microorganisms with chemical disinfectants, UV irradiation and combined chemical/UV treatments. *Water Research*. 39(8), 1519-1526. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.01.021>

Koroneos, C., Dompros, A. & Roubas, G. (2007). Renewable energy driven desalination systems modelling. *Journal of Cleaner Production*. 15, 449-464. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.07.017>

Košutić, K., Dolar, D., Ašperger, D. & Kunst, B. (2007). Removal of antibiotics from a model wastewater by RO/NF membranes. *Separation and Purification Technology*. 53(3), 244-249. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.07.015>

Kovalova, L., Siegrist, H., von Guntern, U., Eugster, J., Hagenbuch, M., Wittmer, A., Moser, R. & McAdell, C.S. (2013). Elimination of Micropollutants during Post-Treatment of Hospital Wastewater with Powdered Activated Carbon, Ozone, and UV. *Environmental Science & Technology*. 47(14), 7899-7908. <https://doi.org/10.1021/es400708w>

Käppala (2018). *Läkemedelsrening kommer i framtiden*. <https://www.kappala.se/hjalp-oss-och-miljon/miljotips-till-hushall/lamna-tillbaka-lakemedel-till-ett-apotek/lakemedelsrening-kommer-i-framtiden/> [2024-02-02]

Lariyah, M.S., Mohiyanden, H.A., Hayder, G., Hussein, A., Basri, H. & Sabri, A.F. (2016). Application of Moving Bed Biofilm Reaction (MBBR) and Integrated Fixed Activated Sludge (IFAS) for Biological River Water Purification System: A Short Review. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 32(012005). <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/32/1/012005/pdf>

Lekkerkerker-Teunissen, K., Benotti, M.J., Snyder, S.A. & van Dijk, H.C. (2012). Transformation of atrazine, carbamazepine, diclofenac and sulfamethoxazole by low and medium pressure UV and UV/H₂O₂ treatment. *Separation and Purification Technology*. 96, 33-43. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.04.018>

Leong, Y.C, L. Kuo, J. & Tang, C. (2008). *Disinfection of Wastewater Effluent – Comparison of Alternative Technologies*. 7 uppl., IWA Publishing.
<http://dx.doi.org/10.2166/9781780403670>

Levén, L., Calvo, M.G., Dalahmeh, S., Ljung, E., Lunding, G., Ahrens, L., Wiberg, K., Jönsson, H. & Eveborn, D. (2016). *Läkemedel i källsorterat klosettvatten och latrin - behandling och risker*. (Rapport 54, Kretslopp & Avfall). JTI - Institutet för jordbruks- och miljö teknik, Uppsala.

Liikanen, R., Yli-Kuivila, J., Tenhunen, J. & Laukkanen, R. (2006). Cost and environmental impact of nanofiltration in treating chemically pre-treated surface water. *Desalination*. 201(1-3), 58-70. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.520>

Lin, A.Y.C. & Reinhard, M. (2005). Photodegradation of common environmental pharmaceuticals and estrogens in river water. *Environ Toxicol Chem*. 24(11), 3000.
<https://doi.org/10.1897/04-236r.1>

Linkov, I., Satterstrom, F.K., Kiker, G., Seager, T.P., Bridges, T., Garderng, K.H., Rogers, H., Belluch, D.A. & Meyer, A. (2006). Multicriteria Decision Analysis: A Comprehensive Decision Approach for Management of Contaminated Sediments. *Risk Analysis*. 26(1), 61-78.
<https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2006.00713.x>

Liu, J., Sun, R., Wu, Y. & Xing, S. (2023). Regeneration of granular activated carbon adsorbent by peroxymonosulfate activation with MnO₂/MnFe₂O₄. *Journal of Water Process Engineering*. 56, 104567. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104567>

Liu, P., Zhang, H., Feng, Y., Shen, C. & Yang, F. (2015). Integrating electrochemical oxidation into forward osmosis process for removal of trace antibiotics in wastewater. *Journal of Hazardous Materials*. 296, 248-255. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.04.048>

Läkare utan gränser (2021). *Antibiotikaresistens*. <https://lakareutangranser.se/vad-vi-gor/vara-arbetsomraden/antibiotikaresistens> [2024-04-27]

Läkemedelsverket (2022a). Bipacksedel: information till användaren. https://docetp.mpa.se/LMF/Azithromycin%20STADA%2050%20mg%20film-coated%20tablet%20PL_09001bee8100b802.pdf [2024-01-25]

Läkemedelsverket (2022b). *Om läkemedel i miljön*. <https://www.lakemedelsverket.se/sv/om-lakemedelsverket/hallbar-utveckling/om-lakemedel-i-miljon#hmainbody1>

Ma, G., Chen, Y. & Ndegwa, P. (2022). Anaerobic digestions process deactivates major pathogens in biowaste: A meta-analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 153, 111752. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111752>

Malmén, L. (2005). *Våtkompostering - maten du åt kan bli bra gödsel*. [Faktablad]. 109.
Nelson, L. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:959370/FULLTEXT01.pdf> [2024-05-28]

Martin, M., Westfall, A., Steichen, M., Bishop, L. & Kazemi, S. (2009). *MBBR Technology for Urbanized Wastewater Treatment*. <https://fwrj.com/techarticles/0709%20tech3.pdf>

Mayo Clinic (2022). *E. coli*. <https://www.mayoclinic.org/diseases-conditions/e-coli/symptoms-causes/syc-20372058> [2024-01-29]

MIVA (2015). *Så produceras och renas vatten - Översiktligt information om hur vatten produceras och renas i Örnsköldsviks kommun*.

<https://miva.se/download/18.54f6f67017d0e18071c3d8c6/1639485184891/S%C3%A5%20produceras%20och%20renas%20vatten.pdf> [2024-03-08]

Moerland, M.J., Borneman, A., Chatzopoulos, P., Gonazales Fraile, A., van Eekert, M.H.A., Zeeman, G. & Buisman, C.J.N. (2020). Increased (Antibiotic-Resistant) Pathogen Indicator Organism Removal During (Hyper-)Thermophilic Anaerobic Digestions of Concentrated Black Water for Safe Nutrient Recovery. *Sustainability*. 12(22), 9336.

<https://doi.org/10.3390/su12229336>

Moerland, M.J., van Gijn, K., Ji, X., Buisman, C.J.N., Rijnaarts, H.H.M., Langenhoff, A.A.M. & van Eekert, M.H.A. (2022). Micropollutants removal during high rate thermophilic and hyper-thermophilic anaerobic digestion of concentrated black water. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 10(2), 107340.

<https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107340>

Mousel, D., Palmowski, L. & Pinnekamp, J. (2017). Energy demand for elimination of organic micropollutants in municipal wastewater treatment plants. *Science of The Total Environment*. 575, 1139-1149. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.197>

Murgolo, S., Giglio, O. D., Ceglie, C.D., Triggiano, F., Apollonio, F., Calia, C., Pousis, C., Marzella, A., Fasano, F., Giordano, M.E., Lionetto, M.G., Santoro, D., Santoro, O., Mancini, S., Di Iaconi, C., De Sanctis, M., Montagna, M.T. & Mascolo, G. (2024). Multi-target assessment of advanced oxidation processes-based strategies for indirect potable reuse of tertiary wastewater: Fate of compounds of emerging concerns, microbial and ecotoxicological parameters. *Environmental Research*. 241, 117881.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117661>

Nahim-Granados, S., Rivas-Ibáñez, G., Pérez, J.A.S., Oller, I., Malato, S. & Polo-López, M.I. (2020). *Synthetic fresh-cut wastewater disinfection and decontamination by ozonation at pilot scale*. *Water Research* (170):115304. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115304>

Nakada, N., Shinohara, H., Murata, A., Kiri, K., Managaki, S., Sato, N. & Takada, H. (2007). Removal of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and endocrine-disrupting chemicals (EDCs) during sand filtration and ozonation at a municipal sewage treatment plant. *Water Research*. 41(19), 4373-4382.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.038>

Nationalencyklopedin (u.å.a). *Aktivt slam*.

<https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/aktivt-slam> [2024-02-03]

Nationalencyklopedin (u.å.b). *Ozon*.

<https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/ozon> [2002-04-04]

Naturvårdsverket (2017). *Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen. Behov, teknik och konsekvenser. Redovisning av ett regeringsuppdrag.* (6766). Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/6700/978-91-620-6766-3.pdf>

Naturvårdsverket (2023). *Energins påverkan på miljön.*
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/klimatomstallningen/omraden/klimatet-och-energin/energins-paverkan-pa-miljon/> [2024-04-26]

Naturvårdsverket (u.å.). *Rening vid avloppsreningsverk.*
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/avlopp/rening-vid-avloppsreningsverk/> [2024-03-08]

Nestol Water (u.å.). *How much Power does 1000 LPH RO Plant Require.*
<https://www.netsolwater.com/how-much-power-does-1000-lph-ro-plant-require.php?blog=4770> [2024-02-11]

Nijdam, D., Blom, J. & Boere, J.A. (1999). Environmental Life Cycle Assessment (LCA) of two advanced wastewater treatment techniques. *Studies in Surface Science and Catalysis*. 120(B), 763-775. [https://doi.org/10.1016/S0167-2991\(99\)80378-4](https://doi.org/10.1016/S0167-2991(99)80378-4)

Nilsson, F. (2018). *Application of ozone in wastewater treatment. Oxidation of pharmaceuticals and filamentous bulking sludge.* Lund Universitet.
https://lucris.lub.lu.se/ws/portalfiles/portal/35615899/Application_of_ozone_in_wastewater_treatment_Oxidation_of_pharmaceuticals_and_filamentous_bulking_sludge.pdf

Nordin, A.C. & Vinnerås, B. (2015). Sanitising black water by auto-thermal aerobic digestion (ATAD) combined with ammonia treatment. *Water Science & Technology*. 72(12), 2112-2121. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.432>

Norin, E., Gruvberger, C. & Nilsson, P.O. (2000). *Hantering av svartvatten från Tegelvågens skola - kretsloppssystem med våtkompostering.* (VA-FORSK Rapport 2000-3). VA-FORSK.
http://vav.griffel.net/db.pl?template_file=db_link_pdf.html&link=a&pdf=VA-Forsk_2000-03.pdf [2024-05-28]

NSVA (u.å.). *Hur mycket vatten behöver du?.* <https://www.nsva.se/rad-och-tips/skola/vattenexperiment/hur-mycket-vatten-behoover-du/> [2024-05-31]

Ooi, G.T.H., Tang, K., Chhetri, R.K., Kaarsholm, K.M.S., Sundmark, K., Kragelund, C., Litty, K., Christensen, A., Lindholm, S., Sund, C., Christensson, M., Bester, K. & Andersen, H.R. (2018). Biological removal of pharmaceuticals from hospital wastewater in a pilot-scale staged moving bed biofilm reactor (MBBR) utilizing nitrifying and denitrifying processes. *Bioresource Technology*. 267, 677-687. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.077>

Ottoson, J. & Stenström, T.A. (2003). Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research*. 37(3), 645-655. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00352-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00352-4)

- Pandey, P.K., Biswas, S., Vaddella, V.K. & Soupir, M.L. (2014). *Escherichia coli* persistence kinetics in dairy manure at moderate, mesophilic, and thermophilic temperatures under aerobic and anaerobic environments. *Biprocess and Biosystems Engineering*. 38, 457-467. <https://doi.org/10.1007/s00449-014-1285-3>
- Pandey, P.K. & Soupir, M.L. (2011). *Escherichia coli* inactivation kinetics in anaerobic digestions of dairy manure under moderate, mesophilic and thermophilic temperatures. *AMB Express*. 1, 18. <https://doi.org/10.1186/2191-0855-1-18>
- Paulo, P.L., Azevedo, C., Begosso, L., Galbiati, A.F. & Boncz, M.A. (2013). Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. *Ecological Engineering*. 50, 95-100. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.022>
- Pazda, M., Kumirska, M., Stepnowski, P. & Mulkiewicz, E. (2019). Antibiotic resistance genes identified in wastewater treatment plant systems – A review. *Science of The Total Environment*. 697, 134023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134023>
- Peckman, B. & Kharel, M.K. (2024). Erythromycin. *Encyclopedia of Toxicology (Fourth Edition)*. 4, 347-356. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824315-2.00369-9>
- Pinto, J.M. (2020). *Energy Consumption and Desalination*. Energy Recovery Inc. <https://uh.edu/uh-energy/educational-programs/tieep/content/energy-recovery-presentation-2020-water-forum.pdf> [2024-02-13]
- Pinnekamp, J., Mousel, D., Krebber, K., Palmowski, L., Bolle, F.W., Gredigk-Hoffman, S., Genzowksy, K., Miethig, S., Kruger, M., Eckers, S., Simsheuser, C., Lylo, S. & Thole, D. (2015). *Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase II*. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/tx_mmkresearchprojects/Envelos_II_Langbericht_FINA_L.pdf
- Piterina, A.V., Bartlett, J. & Pembroke, T.J. (2010). Evaluation of the Removal of Indicator Bacteria from Domestic Sludge Processed by Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion (ATAD). *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 7(9), 3422-3441. <https://doi.org/10.3390/ijerph7093422>
- Polesel, F., Torresi, E., Loreggian, L., Escolà Casas, M., Christensson, M., Bester, K. & Plósz, B.G. (2017). Removal of pharmaceuticals in pre-denitrifying MBBR – Influence of organic substrate availability in single- and three-stage configurations. *Water Research*. 123, 408-419. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.068>
- Prejer, B. (2013). Vände negativt till positivt. *Jordbruksaktuellt*, 05-10-2013. <https://www.ja.se/artikel/43446/vande-negativt-till-positivt.html> [2024-04-29]
- Qalyoubi, L., Al-Othman, A. & Al-Asheh, S. (2022). Removal of ciprofloxacin antibiotic pollutants from wastewater using nano-composite adsorptive membranes. *Environmental Research*. 215, 114182. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114182>

Racyte, J., Langenhoff, A.A.M., Ribeiro, A.F.M.M.R., Paulitsch-Fuchs, A.H., Bruning, H. & Rijnaarts, H.H.M. (2014). Effect of granular activated carbon concentration on the content of organic matter and salt, influencing E. coli activity and survival in fluidized bed disinfection reactor. *Biotechnology and Bioengineering*. 111(10), 2009-2018.
<https://doi.org/10.1002/bit.25254>.

Rakitin, A.L., Yushina, Y.K., Zaiko, E.V., Bataeva, D.S., Kuznetsova, O.A., Semenova, A.A., Ermolaeva, S.A., Beletskiy, A.V., Kolganova, T.V. & Mardanov, A.V. (2022). Evaluation of Antibiotic Resistance of Salmonella Serotypes and Whole-Genome Sequencing of Multiresistant Strains Isolated from Food Products in Russia. *Antibiotics*. 11(1), 1.
<https://doi.org/10.3390/antibiotics11010001>

Ramatla, T., Tawana, M., Onyiche, T.E., Lekota, K.E. & Thekiso, O. (2021). Prevalence of Antibiotic Resistance in Salmonella Serotypes Concurrently Isolated from the Environment, Animals, and Humans in South Africa: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Antibiotics*. 10(12), 1435. <https://doi.org/10.3390/antibiotics10121435>

Ravanchi, M. T.; Kaghazchi, T. & Kargari, A. (2009). Application of membrane separation processes in petrochemical industry: a review. *Desalination*. 235(1-3), 199-244.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.10.042>

Reningsssystem (u.å.). *Vattenrening med aktivt kol*.
<https://www.reningsssystem.nu/produkter/vattenrening-och-reningsverk/vattenrening-aktivt-kol/> [2024-01-26]

Rivera-Sánchez, S.P., Ocampo-Ibáñez, I.D., Silva-Leal, J.A., Flórez-Elvira, L.J., Castaño-Hincapié, A.V., Dávila-Estupiñan, A., Martínez-Rivera, J.I. & Pérez-Vidal, A. (2020). A novel filtration system based on ceramic silver-impregnated pot filter combined with adsorption processes to remove waterborne bacteria. *Scientific Reports*. 10(1), 11198
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-68192-y>

Rizzo, L., Malato, S., Antakyali, D., Beretsou, V.G., Đolić, M.B., Gernjak, W., Heath, E., Ivancev-Tumbas, I., Karaolia, P., Lado Ribeiro, A.R., Mascolo, G., McArdell, C. S., Schaar, H., Silva, A.M.T. & Fatta-Kassinos, D. (2019). Consolidated vs new advanced treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater. *Science of The Total Environment*. 655, 986-1008.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.265>

Rodríguez-Chueca, G., della Giustina, S.D., Rocha, J., Fernandes, T., Pablos C., Encinas, Á., Barceló, D., Rodríguez-Mozaz, S., Manaia, C.M. & Marugán, J. (2019). Assessment of full-scale tertiary wastewater treatment by UV-C based-AOPs: Removal or persistence of antibiotics and antibiotic resistance genes?. *Science of The Total Environment*. 652, 1051-1061. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.223>

Rodríguez-Mozaz, S., Ricart, M., Köck-Schulmeyer, M., Guasch, H., Bonnineau, C., Proia, L., de Alda, M.L., Sabater, S. & Barceló, D. (2015). Pharmaceuticals and pesticides in reclaimed water: Efficiency assessment of a microfiltration–reverse osmosis (MF–RO) pilot plant. *Journal of Hazardous Materials*. 282, 165-173. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.09.015>

Rodríguez-Reinoso, F. (2001). Activated Carbon and Adsorption. I: Jürgen Buschow, K.H., Cahn, R., Flemings, M., Ilschne, B., Kramer, E., Mahajan, S., Veyssi re, P. (red) *Encyclopedia of Materials: Science and Technology (Second Edition)*. Elsevier. 22-34.
<https://doi.org/10.1016/B0-08-043152-6/00005-X>

Rosengren,  . (2022). *Escherichia coli och koliforma bakterier i dricksvatten från små dricksvattenanläggningar för privat bruk*. (14). Livsmedelsverket.
<https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/rapporter/2022/l-2022-nr-14-e.-coli-och-koliforma-bakterier-i-dricksvatten.pdf> [2024-02-26]

Rosén, L., Back, P-E., Söderqvist, T. & Soutukorva,  . (2009). *Multikriterieanalys (MKA) f r hållbar efterbehandling av förorenade områden: Metodutveckling och exempel på tillämpning*. (Rapport 5891). Naturvårdsverket. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1623657> [2024-05-31]

Sahar, E., David, I., Gelman, Y., Chikurel, H., Aharoni, A., Messalem, R. & Brenner, A. (2011). The use of RO to remove emerging micropollutants following CAS/UF or MBR treatment of municipal wastewater. *Desalination*. 273(1), 142-147.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.11.004>

Sagle, A. & Freeman, B. (u.  ). *Fundamentals of Membranes for Water Treatment*.
https://www.twdb.texas.gov/publications/reports/numbered_reports/doc/r363/c6.pdf [2024-01-29]

Sandberg, T. (2023). *Urinv gsinfektion, kvinnor*.
<https://www.internetmedicin.se/urologi/urinvagsinfektion-kvinnor> [2024-01-24]

Salvetti, R., Azzellino, A., Canziani, R. & Bonomo, L. (2006). Effects of temperature on tertiary nitrification in moving-bed biofilm reactors. *Water Research*. 40(15), 2981-2993.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.05.013>

Samco (u.Å.a). *How Much Do Biological Wastewater Treatment Systems Cost?*.
<https://samcotech.com/how-much-do-biological-wastewater-treatment-systems-cost-pricing/> [2024-03-04]

Samco (u. .b). *How Much Do Aerobic Wastewater Treatment Systems Cost?*.
<https://samcotech.com/how-much-do-aerobic-wastewater-treatment-systems-cost/> [2024-02-22]

Scholz, M. (2024). *Activated sludge processes*. 3 uppl., Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-443-13838-6.00015-X>

Sehlén, R., Malmborg, J., Baresel, C., Ek, M., Magn r, J., Allard, A.S. & Yang, J. (2015). *Pilotanl ggning f r ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten*. (B 2218). IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://www.tekniskaverken.se/siteassets/tekniska-verken/innovation/pilotanlaggning-for-ozonoxidation-av-lakemedelsrester-i-avloppsvatten.pdf> [2024-02-13]

- Sehlén, R. & Nilsson, J. (2020). *Evaluation and experiences of full-scale ozonation followed by MBBR post-treatment and comparison with previous pilot tests*. (Projektrapport). https://zenodo.org/record/4032487/files/CWPharma_GoA3_1_Report_publ.pdf?download=1
- Sekandari, A.W. (2019). Cost Comparison Analysis of Wastewater Treatment Plants. *International Journal of Science Technology & Engineering*. 6(1), 2349-784X. <https://www.ijste.org/articles/IJSTE6I1021.pdf>
- Seruga, P., Krzywonos, M., Paluszak, Z., Urbanowska, A., Pawlak-Kruczek, Niedźwiecki, L. & Pinkowska, H. (2020). Pathogen Reduction Potential in Anaerobic Digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Food Waste. *Molecules*. 25(2), 275. <https://doi.org/10.3390/molecules25020275>
- Siatou, A., Manali, A. & Gikas, P. (2020). Energy Consumption and Internal Distribution in Activated Sludge Wastewater Treatment Plants of Greece. *Water*. 12, 1204. <https://doi.org/10.3390/w12041204>
- Singh, N.K., Banyal, P. & Kazmi, A.A. (2016). Techno-Economic Assessment of Full Scale MBBRs Treating Municipal Wastewater Followed by Different Tertiary Treatment Strategies: A Case Study from India. *Nature Environment and Pollution Technology*. 15(4), 1311-1316). [https://www.neptjournal.com/upload-images/NL-58-32-\(30\)B-3339.pdf](https://www.neptjournal.com/upload-images/NL-58-32-(30)B-3339.pdf)
- Shi, Y., Shen, G., Geng, J., Fu, Y., Li, S., Wu, G., Wang, L., Xu, K. & Ren, H. (2021). Predictive models for the degradation of 4 pharmaceutically active compounds in municipal wastewater effluents by the UV/H₂O₂ process. *Chemosphere*. 263, 127944. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127944>
- Sousa, J.M., Macedo, G., Pedrosa, M., Becerra-Castro, C., Castro-Silva, S., Pereira, M.F.R., Silva, A.M.T., Nunes, O.C. & Manaia, C.M. (2017). Ozonation and UV254nm radiation for the removal of microorganisms and antibiotic resistance genes from urban wastewater. *Journal of Hazardous Materials*. 32, 434-441. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.03.096>
- Steven, E. & Williams, P.E. (u.å.). Energy usage comparison between activated sludge treatment and rotating biological contactor treatment of municipal wastewater. Williams & Works. http://www.walker-process.com/pdf/RBC_v_AS_energy_comparison.pdf
- Stockholm Vatten och Avfall (2022). *Stockholms framtida avloppsrening*. [Informationsbrev]. Stockholm Vatten och Avfall. https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/sfasajten/sfa2/pdf/nyhetsbrev-tryckta/sfa_infoblad_okt_2022_henriksdal.pdf [2024-05-09]
- Stockholm Vatten och Avfall (u.å.). *Utveckling av Henriksdals reningsverk*. <https://www.stockholmvattenochavfall.se/projekt/stockholms-framtida-avloppsrening/utveckling-av-henriksdals-reningsverk/> [2024-03-01]
- Sun, S., Wang, Q., Wang, N., Yang, S. & Qi, H. (2023). High-risk antibiotics positively correlated with antibiotic resistance genes in five typical urban wastewater. *Journal of Environmental Management*. 342, 118296. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118296>

Sui, Q., Huang, J., Deng, S., Yu, G. & Fan, Q. (2010). Occurrence and removal of pharmaceuticals, caffeine and DEET in wastewater treatment plants of Beijing, China. *Water Research*. 44(2), 417-426. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.07.010>

Sundqvist, M. (u.å.). *Antibiotikaresistens*. [PowerPoint].
<https://strama.se/wp-content/uploads/2019/04/Antibiotikaresistens-.pdf> [2024-01-24]

Svenska Geotekniska Föreningen (u.å.). *Filtrering*.
<https://atgardsportalen.se/vattenreningsmetoder/filtrering/?fbclid=IwAR0-XyKRb-JBBo033YugWfC0sZM87VCjwO4CoNLsjlPHTBOsQLbFTy9DBac> [2024-01-26]

Svenskt Vatten (2019). *Läkemedelsrening*.
<https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/lakemedelsrening/> [2024-01-23]

Svenskt Vatten (2020). *RenigsVRÅK - Läkemedelsrester i vår gemensamma vattenmiljö*.
https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2020/12/SvensktVatten_M149_Reningsvark.pdf [2024-01-23]

Svenskt Vatten (2022). *Pilotstudie för nytt reningssteg inleds i Uppsala*.
<https://www.svensktvatten.se/om-oss/nyheter-lista/pilotstudie-for-nytt-reningssteg-inleds-i-uppsala/> [2024-04-15]

Svenskt Vatten (2023). *2023 års taxestatistik*. Svenskt Vatten.
https://www.svensktvatten.se/globalassets/organisation-och-juridik/vass/taxa/sv_rapport_kommentar-2023-taxestatistik.pdf [2024-05-10]

Tashiro, Y., Kanda, K., Asakura, Y., Kii, T., Cheng, H., Poudel, P., Okugawa, Y., Tashiro, K. & Sakai, K. (2018). A Unique Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion Process Showing a Dynamic Transition of Physicochemical and Bacterical Characteristics from the Mesophilic to the Thermophilic Phase. *Applied and Environmental Microbiology*. 84(6), e02537-17.
<https://doi.org/10.1128/aem.02537-17>

Tekniska Verken (u.å.). *Rening av läkemedelsrester*. <https://www.tekniskaverken.se/om-oss/innovation/rening-av-lakemedelsrester/> [2024-03-11]

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*. 37, 1976-1982. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00570-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00570-5)

Terpstra, P.M.J. (1999). Sustainable water usage systems: models for the sustainable utilization of domestic water in urban areas. *Water Science & Technology*. 39(5), 65-72. <https://doi.org/10.2166/wst.1999.0223>

Torresi, E., Casas, M.E., Polesel, F., Plósz, B.G., Christensson, M. & Bester, K. (2017). Impact of external carbon dose on the removal of micropollutants using methanol and ethanol in post-denitrifying Moving Bed Biofilm Reactors. *Water Research*. 108, 95-105.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.068>

USEPA (1998). National primary drinking water regulations: disinfectants and disinfection by-products final rule. *Federal Register*. 63(241), 69389. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-1998-12-16/pdf/98-32887.pdf>

Vardanyan, R.S. & Hruby, V-J. (2011). *Synthesis of Essential Drugs*. Elsevier. <https://doi-org.ezproxy.its.uu.se/10.1016/B978-044452166-8/50033-9>

Vatteninformationssystem Sverige (2019a). *Ozonerings*. <https://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEA SURETYPE000763> [2024-02-06]

Vatteninformationssystem Sverige (2019b). *UV och väteperoxid*. <https://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEA SURETYPE000764> [2024-04-15]

Veeraraghavan, B., Pragasam, A.K., Ray, P., Kapil, A., Nagaraj, S., Pulti Bai Perumal, S., Saigal, K., Thomas, M., Gupta, M., Rongsen-Chandola, T., Ramaiah Jinka, D., Shastri, J., Alexander, A.P., Koshy, R.M., De, A., Singh, A., Ebenezer, S.E., Dutta, S., Bavdekar, A., More, D., Sanghavi, S., Nayakanti, R.R., Jacob, J.J., Amladi, A., Anandan, S., Abirami, B.S., Baktahavatchalam, Y.D., Sethuvel, D.P.M., John, J. & Kang, G. (2021). Evaluation of Antimicrobial Susceptibility Profile in Salmonella Typhi and Salmonella Paratyphi A: Presenting the Current Scernario in India and Strategy for Future Management. *The Journal of Infectious Diseases*. 224(5), S502-S516. <https://doi.org/10.1093/infdis/jiab144>

Verrecht, B., James, C., Germain, E., Birks, R., Barugh, A., Pearce, P. & Judd, S. (2011). Economical Evaluation and Operating Experiences of a Small-Scale MBR for Nonpotable Reuse. *Journal of Environmental Engineering*. 138(5). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000505](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000505)

Vinnerås, B., Nordin, A. & Jönsson, H. (2017). *Ammoniakhygienisering för säker användning av slam i odling*. (2017-10). Svenskt Vatten AB. https://www.google.com/url?q=http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2017-10.pdf&sa=D&source=docs&ust=1717405677046534&usg=AOvVaw2UjFsPS7cMpNh47lVM_wgT [2024-06-03]

Vårdgivarguiden. (2018). *VRE - information till patienter och närstående*. [Faktablad]. Region Stockholm. <https://vardgivarguiden.se/globalassets/kunskapsstod/smittskydd/publikationer/vre---information-till-patienter-och-narstaende.pdf?IsPdf=true> [2024-01-26]

Wahlberg, C., Björlenius, B. & Paxéus, N. (u.å.). *Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö Förekomst, förebyggande åtgärder och rening av avloppsvatten*. https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf/rapporter/avlopp/avloppsrening/akemedelsrapport_slutrapport.pdf [2024-01-29]

Watcharasukarn, M., Kaparaju, P., Steyer, J.P., Krogfel, K.A. & Angelidaki, I. (2009). Screening *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*, and *Clostridium perfringens* as Indicator Organisms in Evaluation Pathogen-Reducing Capacity in Biogas Plants. *Environmental Microbiology*. 58, 221-230. <https://doi.org/10.1007/s00248-009-9497-9>

Waterform Technologies (2023). *Operating Costs of an MBBR Waste Water Treatment System: for meat processors, Food & Beverage Processors and Rendering Sites*. <https://www.waterform.com.au/mbbr/mbbr-operational-cost> [2024-02-13]

Water Professionals (2024). *Nanofiltration*. <https://www.waterprofessionals.com/learning-center/nanofiltration/> [2024-01-26]

World Health Organization (2023). *Antimicrobial Resistance*. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/antimicrobial-resistance> [2024-01-22]

Xu, Y., Gu, Y., Peng, L., Wang, N., Chen, S., Liang, C., Liu, Y. & Ni, B., (2023). Unravelling ciprofloxacin removal in a nitrifying moving bed biofilm reactor: Biodegradation mechanisms and pathways. *Chemosphere*. 320, 138099. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138099>

Xu, J., Yang, L. & Zhou, X (2023). A systematical review of blackwater treatment and resource recovery: Advance in technologies and applications. *Resources, Conservation and Recycling*. 197, 107066. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107066>

Yang, X., Flowers, R.C., Weinberg, H.S. & Singer, P.C. (2011). Occurrence and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in an advanced wastewater reclamation plant. *Water Research*. 45(16), 5218-5228. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.07.026>

Yaziz, M.I. & Lloyd, B.J. (1982). The removal of *Salmonella enteritidis* in activated sludge. *Journal of Applied Bacteriology*. 53(2), 169–172. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.1982.tb04673.x>

Youcef, R., Sabba, N., Benhadji, A., Djelal, H., Fakhfakh, N. & Ahmed, T.M. (2022). Nanofiltration Treatment of Industrial Wastewater Doped with Organic Dye: A Study of Hydrodynamics and Specific Energy. *Processes*. 10, 2277. <https://doi.org/10.3390/pr10112277>

Yuan, F, Hu, C., Hu, X., Wei, D., Chen, Y. & Qu, J. (2011). Photodegradation and toxicity changes of antibiotics in UV and UV/H₂O₂ process. *Journal of Hazardous Materials*. 185(2-3), 1256-1273. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.10.040>

Zhang, S., Gitungo, S., Axe, L., Dyksen, J.E. & Raczko, R.F. (2016). A pilot plant study using conventional and advanced water treatment processes: Evaluating removal efficiency of indicator compounds representative of pharmaceuticals and personal care products. *Water Research*. 105, 85-96. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.033>

Östman, M. (2018). *Antimicrobials in sewage treatment plants. Occurrence, fate and resistance*. Diss. Umeå Universitet. <https://umu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1255290/FULLTEXT01.pdf>

10 APPENDIX

10.1 ENKÄT FÖR UNDERLAG AV VIKTNING

Två enkäter besvarades av medlemmar från SAFE-gruppen. De var utformade på samma sätt, skillnaden var att för den ena utgick de ifrån befintligt avloppsreningsverk och för den andra skulle det byggas nytt för källsortering.

10.1.1 Utformning av enkät för viktning

Energiförbrukning:

- ☐ 1 Minst viktig
- ☐ 2
- ☐ 3
- ☐ 4
- ☐ 5
- ☐ 6 Viktigast

Rening av antibiotika:

- ☐ 1 Minst viktig
- ☐ 2
- ☐ 3
- ☐ 4
- ☐ 5
- ☐ 6 Viktigast

Rening av bakterier:

- ☐ 1 Minst viktig
- ☐ 2
- ☐ 3
- ☐ 4
- ☐ 5
- ☐ 6 Viktigast

Behov av ytterligare yta och ombyggnation:

- ☐ 1 Minst viktig
- ☐ 2
- ☐ 3
- ☐ 4
- ☐ 5
- ☐ 6 Viktigast

Kemikalieanvändning:

- ☐ 1 Minst viktig
- ☐ 2
- ☐ 3
- ☐ 4
- ☐ 5
- ☐ 6 Viktigast

Driftkostnad:

- ☐ 1 Minst viktig
- ☐ 2
- ☐ 3
- ☐ 4
- ☐ 5
- ☐ 6 Viktigast

10.2 SVAR FRÅN ENKÄT OM FÖR- OCH NACKDELAR MED KÄLLSORTERING

Fråga som ställdes: “Viktigaste för och nackdelen med källsortering av avloppsvatten (inte näringsåtervinning, inte social acceptans) utifrån läkemedelrening.”

Svar från medlemmar i SAFE-gruppen:

- “var läkemedel hamnar. vad händer med det vattnet sen.”

- “var det hamnar någonstans. mindre läkemedel i recipienten”
- “+mer koncentrat -mer reningssteg före behövs för att kunna använda teknikerna resurssnålt”
- “Fördelar: Svartvattnet som innehåller mest läkemedelsrester avskiljs och vi får på så sätt ett renare BDT-vatten. Mer koncentrerad ström. Kan öppna upp för fler tekniker/reningsmöjligheter. Ett varmare vatten med inget tillskottsvatten i ledningarna. Inte lika mycket temperaturväxlingar, gynnar biologiska processer. Nackdelar: Läkemedelsrening kräver en förbehandling som kan vara mer omfattande för svartvatten än för rening av blandat vatten.”

10.3 BERÄKNINGAR

10.3.1 Befintligt reningsverk

10.3.1.1 Fördelning av 100 % på sex kriterier utifrån enkät

Beräkningarna för viktningen för de sex kriterierna. Beräkningarna utgick ifrån rangordningen av kriterierna som bestämdes från en enkät som besvarades av SAFE-gruppen.

För kriterierna driftkostnad, rening av antibiotika, kemikalieanvändning, behov av ytterligare yta och ombyggnation, energiförbrukning och reducering av bakterier användes ekvation 2.

- Beräkning av den andel som fördelades till energiförbrukning:

$$\frac{12}{84} = 0,1428$$

Där i var 1 och q_1 blev 14,28 %.

- Beräkning av den andel som fördelades till rening av antibiotika:

$$\frac{17}{84} = 0,2024$$

Där i var 2 och q_2 blev 20,24 %.

- Beräkning av den andel som fördelades till reducering av bakterier:

$$\frac{12}{84} = 0,1428$$

Där i var 3 och q_3 blev 14,28 %.

- Beräkning av den andel som fördelades till behov av ytterligare yta och ombyggnation:

$$\frac{10}{84} = 0,1190$$

Där i var 4 och q_4 blev 11,90 %.

- Beräkning av den andel som fördelades till kemikalieanvändning:

$$\frac{14}{84} = 0,1667$$

Där i var 5 och q_5 blev 16,67 %.

- Beräkning av den andel som fördelades till driftkostnad:

$$\frac{19}{84} = 0,2262$$

Där i var 6 och q_6 blev 22,62 %.

10.3.1.2 Beräkning av poäng efter viktning för reningstekniker

Vid beräkning av totalpoängen för varje reningsteknik efter viktning användes ekvation 3.

- Beräkning av totalpoäng för ozonering:

$$0,1429 \cdot 6 + \frac{0,2024}{3} \cdot 4 + \frac{0,2024}{3} \cdot 5 + \frac{0,2024}{3} \cdot 7 + \frac{0,1429}{3} \cdot 6 + \frac{0,1429}{3} \cdot 4 + \frac{0,1429}{3} \cdot 3 + 0,1190 \cdot 5 + 0,1667 \cdot 1 + 0,2262 \cdot 7 = 4,6872$$

Totalpoängen för ozonering blev 4,69.

- Beräkning av totalpoäng för UV med väteperoxid:

$$0,1429 \cdot 1 + \frac{0,2024}{3} \cdot 7 + \frac{0,2024}{3} \cdot 3 + \frac{0,2024}{3} \cdot 3 + \frac{0,1429}{3} \cdot 5 + \frac{0,1429}{3} \cdot 5 + \frac{0,1429}{3} \cdot 3 + 0,1190 \cdot 5 + 0,1667 \cdot 1 + 0,2262 \cdot 3 = 3,0795$$

Totalpoängen för UV med väteperoxid blev 3,08.

- Beräkning av totalpoäng för GAK:

$$0,1429 \cdot 7 + \frac{0,2024}{3} \cdot 3 + \frac{0,2024}{3} \cdot 4 + \frac{0,2024}{3} \cdot 5 + \frac{0,1429}{3} \cdot 4 + \frac{0,1429}{3} \cdot 3 + \frac{0,1429}{3} \cdot 0 + 0,1190 \cdot 2 + 0,1667 \cdot 3 + 0,2262 \cdot 5 = 4,0125$$

Totalpoängen för GAK blev 4,01.

- Beräkning av totalpoäng för aktivt slam:

$$0,1429 \cdot 4 + \frac{0,2024}{3} \cdot 2 + \frac{0,2024}{3} \cdot 1 + \frac{0,2024}{3} \cdot 2 + \frac{0,1429}{3} \cdot 2 + \frac{0,1429}{3} \cdot 2 + \frac{0,1429}{3} \cdot 4 + 0,1190 \cdot 7 + 0,1667 \cdot 3 + 0,2262 \cdot 6 = 3,9803$$

Totalpoängen för aktivt slam blev 3,98.

- Beräkning av totalpoäng för MBBR:

$$0,1429 \cdot 5 + \frac{0,2024}{3} \cdot 1 + \frac{0,2024}{3} \cdot 2 + \frac{0,2024}{3} \cdot 1 + \frac{0,1429}{3} \cdot 0 + \frac{0,1429}{3} \cdot 0 + \frac{0,1429}{3} \cdot 0 \\ + 0,1190 \cdot 5 + 0,1667 \cdot 3 + 0,2262 \cdot 1 = 3,4568$$

Totalpoängen för MBBR blev 2,31.

- Beräkning av totalpoäng för omvänd osmos:

$$0,1429 \cdot 2 + \frac{0,2024}{3} \cdot 5 + \frac{0,2024}{3} \cdot 6 + \frac{0,2024}{3} \cdot 6 + \frac{0,1429}{3} \cdot 3 + \frac{0,1429}{3} \cdot 6 + \frac{0,1429}{3} \cdot 6 \\ + 0,1190 \cdot 3 + 0,1667 \cdot 3 + 0,2262 \cdot 2 = 3,4568$$

Totalpoängen för omvänds osmos blev 3,46.

- Beräkning av totalpoäng för nanofiltrering:

$$0,1429 \cdot 3 + \frac{0,2024}{3} \cdot 6 + \frac{0,2024}{3} \cdot 7 + \frac{0,2024}{3} \cdot 4 + \frac{0,1429}{3} \cdot 7 + \frac{0,1429}{3} \cdot 7 + \frac{0,1429}{3} \cdot 6 \\ + 0,1190 \cdot 3 + 0,1667 \cdot 3 + 0,2262 \cdot 4 = 4,2902$$

Totalpoängen för nanofiltrering blev 4,29.

10.3.2 Källsortering

10.3.2.1 Fördelning av 100 % på sex kriterier utifrån enkät

Beräkningarna för viktningen för de sex kriterierna. Beräkningarna utgick ifrån rangordningen av kriterierna som bestämdes från en enkät som besvarades av SAFE-gruppen.

För kriterierna driftkostnad, rening av antibiotika, kemikalieanvändning, behov av ytterligare yta och ombyggnation, energiförbrukning och reducering av bakterier användes ekvation 2.

- Beräkning av den andel som fördelades till energiförbrukning:

$$\frac{3}{21} = 0,1429$$

Där i var 1 och q_1 blev 14,29 %.

- Beräkning av den andel som fördelades till rening av antibiotika:

$$\frac{5}{21} = 0,2381$$

Där i var 2 och q_2 blev 23,81 %.

- Beräkning av den andel som fördelades till reducering av bakterier:

$$\frac{4}{21} = 0,1905$$

Där i var 3 och q_3 blev 19,05 %.

- Beräkning av den andel som fördelades till behov av ytterligare yta och ombyggnation:

$$\frac{1}{21} = 0,0476$$

Där i var 4 och q_4 blev 4,76 %.

- Beräkning av den andel som fördelades till kemikalieanvändning:

$$\frac{2}{21} = 0,0952$$

Där i var 5 och q_5 blev 9,52 %.

- Beräkning av den andel som fördelades till driftkostnad:

$$\frac{6}{21} = 0,2857$$

Där i var 6 och q_6 blev 28,57 %

10.4.2.2 Beräkning av poäng efter viktning för reningstekniker

Vid beräkning av totalpoängen för varje reningsteknik efter viktning användes ekvation 3.

- Beräkning av totalpoäng för ozonering:

$$0,1429 \cdot 6 + \frac{0,2381}{3} \cdot 4 + \frac{0,2381}{3} \cdot 5 + \frac{0,2381}{3} \cdot 7 + \frac{0,1905}{3} \cdot 6 + \frac{0,1905}{3} \cdot 4 + \frac{0,1905}{3} \cdot 3 + 0,0476 \cdot 5 + 0,0952 \cdot 1 + 0,2857 \cdot 7 = 5,3182$$

Totalpoängen för ozonering blev 5,32.

- Beräkning av totalpoäng för UV med väteperoxid:

$$0,1429 \cdot 1 + \frac{0,2381}{3} \cdot 7 + \frac{0,2381}{3} \cdot 3 + \frac{0,2381}{3} \cdot 3 + \frac{0,1905}{3} \cdot 5 + \frac{0,1905}{3} \cdot 5 + \frac{0,1905}{3} \cdot 3 + 0,0476 \cdot 5 + 0,0952 \cdot 1 + 0,2857 \cdot 3 = 3,1909$$

Totalpoängen för UV med väteperoxid blev 3,19.

- Beräkning av totalpoäng för GAK:

$$0,1429 \cdot 7 + \frac{0,2381}{3} \cdot 3 + \frac{0,2381}{3} \cdot 4 + \frac{0,2381}{3} \cdot 5 + \frac{0,1905}{3} \cdot 4 + \frac{0,1905}{3} \cdot 3 + \frac{0,1905}{3} \cdot 0 + 0,0476 \cdot 2 + 0,0952 \cdot 3 + 0,2857 \cdot 5 = 4,2069$$

Totalpoängen för GAK blev 4,27.

- Beräkning av totalpoäng för aktivt slam:

$$0,1429 \cdot 4 + \frac{0,2381}{3} \cdot 2 + \frac{0,2381}{3} \cdot 1 + \frac{0,2381}{3} \cdot 2 + \frac{0,1905}{3} \cdot 2 + \frac{0,1905}{3} \cdot 2 + \frac{0,1905}{3} \cdot 4 + 0,0476 \cdot 7 + 0,0952 \cdot 3 + 0,2857 \cdot 6 = 3,8096$$

Totalpoängen för aktivt slam blev 3,81.

- Beräkning av totalpoäng för MBBR:

$$0,1429 \cdot 5 + \frac{0,2381}{3} \cdot 1 + \frac{0,2381}{3} \cdot 2 + \frac{0,2381}{3} \cdot 1 + \frac{0,1905}{3} \cdot 0 + \frac{0,1905}{3} \cdot 0 + \frac{0,1905}{3} \cdot 0 + 0,0476 \cdot 5 + 0,0952 \cdot 3 + 0,2857 \cdot 1 = 1,8414$$

Totalpoängen för MBBR blev 1,84.

- Beräkning av totalpoäng för omvänd osmos:

$$0,1429 \cdot 2 + \frac{0,2381}{3} \cdot 5 + \frac{0,2381}{3} \cdot 6 + \frac{0,2381}{3} \cdot 6 + \frac{0,1905}{3} \cdot 3 + \frac{0,1905}{3} \cdot 6 + \frac{0,1905}{3} \cdot 6 + 0,0476 \cdot 3 + 0,0952 \cdot 3 + 0,2857 \cdot 2 = 3,5879$$

Totalpoängen för omvänds osmos blev 3,59.

- Beräkning av totalpoäng för nanofiltrering:

$$0,1429 \cdot 3 + \frac{0,2381}{3} \cdot 6 + \frac{0,2381}{3} \cdot 7 + \frac{0,2381}{3} \cdot 4 + \frac{0,1905}{3} \cdot 7 + \frac{0,1905}{3} \cdot 7 + \frac{0,1905}{3} \cdot 6 + 0,0476 \cdot 3 + 0,0952 \cdot 3 + 0,2857 \cdot 4 = 4,6197$$

Totalpoängen för nanofiltrering blev 4,62.

10.4 RESULTAT FRÅN LITTERATURSTUDIE KRITERIER

Nedan presenteras resultatet från litteraturstudien i som gjordes för att besvara frågeställning 1 om reningsteknikers prestanda utifrån olika kriterier i tabellform. Kriterierna var följande: rening av antibiotika, reducering av bakterier, driftkostnad, energiförbrukning, kemikalieanvändning samt behov av ytterligare yta och ombyggnation.

I tabell A1 presenteras data om hur stor mängd kemikalier [g/m³] som krävs vid användningen

av teknikerna ozonering samt kombinationen av UV och väteperoxid. I tabellen visas också medelvärde av data för vardera reningsteknik.

Tabell A1. Mängden av kemikalier som krävs för olika reningstekniker

	Ozon [g/m³] (Ozonering)	Väteperoxid, H₂O₂ [g/m³] (UV och H₂O₂)
Källa 1	5 ^a	50 ^d
Källa 2	5 ^b	20 ^a
Källa 3	5 ^c	50 ^c
Medelvärde	5	40

^a Ternes et al. 2003. ^b Wahlberg et al. u.å. ^c Sehlén et al. 2015. ^d Cruz et al. 2009. ^e Baresel et al. 2019.

Hur stor mängd energi som krävs för samtliga reningstekniker presenteras i tabell A2 i enheten [kWh/m³]. Data samlades in från tre olika källor för vardera reningsteknik och de presenteras i tabellen tillsammans med medelvärdet av dem.

Tabell A2. Energi som krävs för olika reningstekniker

	Ozonering [kWh/m³]	UV (med H₂O₂) [kWh /m³]	Nanofiltre ring [kWh /m³]	Omvänd osmos [kWh /m³]	GAK [kWh /m³]	MBBR [kWh /m³]	Aktiv t slam [kWh /m³]
Källa 1	0,15 ^a	0,15 ^c	1 ^f	3 ^f	0,01 ^k	1 ⁿ	0,48 ^q
Källa 2	0,3 ^b	7,87 ^d	2,35 ^g	2 ⁱ	0,033 ^l	0,17 ^o	1 ^r
Källa 3	0,06 ^c	1,8 ^e	1,94 ^h	4 ^j	0,063 ^m	0,6 ^p	0,35 ^s
Medelvärde	0,17	3,28	1,76	3	0,035	0,59	0,61

^a Wahlberg et al. u.å. ^b Vatteninformationssystem Sverige 2019a. ^c Mousel et al. 2017. ^d Katsoyiannis et al. 2011. ^e Guo et al. 2018. ^f Hansen et al. 2012. ^g Hafiz 2021. ^h Youcef 2022. ⁱ Pinto 2020. ^j Nestol Water u.å. ^k Nijdam et al. 1999. ^l Pinnekamp et al. 2015. ^m Waterform Technologies Pty Ltd 2023. ⁿ Lariyah et al. 2016. ^o Singh et al. 2016. ^p Siatou et al. 2020. ^q Hu et al. 2010. ^r Steven & Williams u.å.

I tabell A3 presenteras information om vad driftkostnaden är för samtliga reningstekniker från tre olika källor och värdena presenteras i enheten [sek/m³]. Det fanns inte uppgifter för kombinerad rening med UV och väteperoxid, istället hämtades data om de separat och lades ihop. Kostnaden för väteperoxid är 0,012 sek/g (Vatteninformationssystem Sverige 2019b) och det krävs 40 g/m³, vilket motsvarar 0,48 sek/m³. Det som ingick i driftkostnad är energi, kemikalier, slambehandling inklusive bortskaffande samt arbetskostnader.

Tabell A3. Driftkostnad för rening av vardera teknik

	Ozonering [SEK/m ³]	UV (med H ₂ O ₂) [SEK/m ³] 	Nanofiltre ring [SEK/m ³]	Omvänd osmos [SEK/m ³] 	GAK [SEK/m ³] 	MBBR [SEK/m ³] 	Aktiv t slam [SEK/ m ³]
Källa 1	0,6 ^a	0,20 + 0,48 ^c	5,96 ^f	7,53 ^f	1 ^k	17,26 ⁿ	2,09 ^q
Källa 2	0,15 ^b	2,42 + 0,48 ^d	2,41 ^g	5,16 ⁱ	2,4 ^l	1,81 ^o	0,76 ^r
Källa 3	0,084 ^c	6,21 + 0,48 ^e	0,92 ^h	16,79 ^j	3,92 ^m	16,51 ^p	1,15 ^s
Medelvärde	0,28	3,42	3,097	9,83	2,44	11,86	1,33

^a Vatteninformationssystem Sverige 2019. ^b Fornander 2018. ^c Dore et al. 1996. ^d Arora et al. 2001. ^e Leong 2008. ^f Elazhar et al. 2014. ^g Costa & de Pinho 2006. ^h Liikanen et al. 2006. ⁱ Generous et al. 2021. ^j Koroneos et al. 2007. ^k Ek et al. 2013. ^l Wahlberg et al. u.å. ^m Verrecht et al. 2012. ⁿ Samco u.å.a. ^o Martin et al. 2009. ^p Samco u.å.b. ^q Athil et al. 2020. ^r Sekandari 2019. ^s Hao et al. 2018.

Tabell A4 visar vad reningsgraden var för antibiotikan ciprofloxacin för samtliga tekniker i enheten [%] samt medelvärdet av källorna för vardera reningsteknik.

Tabell A4. Reningsgraden hos olika reningstekniker för ciprofloxacin

	Ozonering [%]	UV med H ₂ O ₂ [%]	Nanofiltrering [%]	Omvänd osmos [%]	GAK [%]	MBBR [%]	Aktivt slam [%]
Källa 1	95 ^a	100 ^d	99,65 ^g	90 ^j	82 ^l	61,5 ^o	71,43 ^q
Källa 2	80 ^b	93 ^e	90 ^h	81 ^j	83 ^m	84 ^p	65 ^r
Källa 3	95 ^c	100 ^f	>99 ⁱ	99,96 ^k	87,2 ⁿ	68 ^p	87,17 ^s
Medelvärde	90	97,7	>96,22	90,32	84,07	71,67	74,53

^a De Witte et al. 2009. ^b Kovalova et al. 2013. ^c DeWitte et al. 2008. ^d Yuan et al. 2011. ^e Rodriguez-Chueca et al. 2019. ^f De la Cruz et al. 2012. ^g Qalyoubi et al. 2022. ^h Dogan 2016. ⁱ Cristóvão et al. 2020. ^j Liu et al. 2015. ^k Alonso 2018. ^l Carabineiro et al. 2011. ^m Gidstedt et al. 2022. ⁿ Liu et al. 2023. ^o Polesel et al. 2017. ^p Ooi et al. 2018. ^q Al-Wasify et al. 2023. ^r Polesel 2016. ^s Chen et al. 2021.

Reningsgraden för antibiotikan trimetoprim presenteras i tabell A5 tillsammans med medelvärdet för vardera reningsteknik.

Tabell A5. Reningsgraden hos olika reningstekniker för trimetoprim

	Ozonering [%]	UV med H₂O₂ [%]	Nanofiltrering [%]	Omvänd osmos [%]	GAK [%]	MBBR [%]	Aktivt slam [%]
Källa 1	93 ^a	100 ^d	99,9 ^g	90 ^c	90 ⁱ	80 ^l	83 ^o
Källa 2	85 ^b	100 ^e	99,2 ^h	93,5 ^f	98,5 ^k	80 ^m	69,6 ^p
Källa 3	90 ^c	54,41 ^f	95,24 ⁱ	95,24 ⁱ	70,56 ^f	69 ⁿ	69,62 ^q
Medelvärde	89	84,80	98,11	92,91	86,35	76,3	74,07

^a Rizzo et al. 2009. ^b Ternes et al. 2003. ^c Sui et al. 2010. ^d Kim et al. 2009. ^e Cruz et al. 2009. ^f Murgolo et al. 2024. ^g Dolar et al. 2009. ^h Kosutic et al. 2007. ⁱ Kim et al. 2007. ^j Yang et al. 2011. ^k Edefell et al. 2022. ^l Toressi et al. 2017. ^m Iliopoulou 2023. ⁿ Ooi et al. 2018. ^o Rodriguez-Mozaz et al. 2015. ^p Nakada et al. 2007. ^q Al-Wasify et al. 2023.

I tabell A6 presenteras reningsgraden av antibiotikan erytromycin från tre olika källor samt medelvärdet av dessa för vardera reningsteknik.

Tabell A6. Reningsgraden hos olika reningstekniker för erytromycin

	Ozonering [%]	UV med H₂O₂ [%]	Nanofiltrering [%]	Omvänd osmos [%]	GAK [%]	MBBR [%]	Aktivt slam [%]
Källa 1	93 ^a	100 ^d	90 ^g	>99 ^j	80 ^k	40 ^m	82 ^j
Källa 2	95 ^b	64 ^e	97,72 ^h	97,72 ^h	99 ^l	25 ⁿ	79,67 ^p
Källa 3	92 ^c	72 ^f	64,39 ⁱ	>81,50 ⁱ	92 ^k	37,5 ^o	63,92 ⁱ
Medelvärde	93,3	78,67	84,04	>92,74	90,3	34,17	75,2

^a Kovalova et al. 2013. ^b Rizzo et al. 2019. ^c Ternes et al. 2003. ^d Kim et al. 2009. ^e Zhang et al. 2016. ^f Shi et al. 2021. ^g Grela et al. 2023. ^h Kim et al. 2007. ⁱ Sahar et al. 2011. ^j Dolar et al. 2009. ^k Yang et al. 2011. ^l Knopp et al. 2016. ^m Casas et al. 2015. ⁿ Torresi et al. 2017. ^o Ooi et al. 2018. ^p Kasprzyk-Horden et al. 2009.