

Att återanvända eller inte: är renat avloppsvatten en giftfri och hållbar resurs för framtiden? (REASSURE)

Risker förknippade med farliga
föroreningar vid återanvändning av
avloppsvatten och hur de kan minskas

Uzair Akbar Khan, Cecilia Stålsby
Lundborg, Lutz Ahrens, Karin Wiberg,
Lars Sonesten, Claudia Von Brömssen,
Foon Yin Lai



Att återanvända eller inte: är renat avloppsvatten en giftfri och hållbar resurs för framtiden? (REASSURE)

Risker förknippade med farliga föroreningar vid återanvändning av avloppsvatten och hur de kan minskas

av Uzair Akbar Khan, Cecilia Stålsby Lundborg, Lutz Ahrens, Karin Wiberg,
Lars Sonesten, Claudia Von Brömssen och Foon Yin Lai

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7173-8

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2024

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2024

Omslagsfoto: Unsplash

Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet “Att återanvända eller inte: är renat avloppsvatten en giftfri och hållbar resurs för framtiden? (REASSURE)”. Projektet är ett av fyra syntesprojekt som genomförts inom forskningssatsningen Avloppsvatten och övergödning.

Med de fyra syntesarbeten ville Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten få sammanfattad och analyserad kunskapsläge och kunskapsbehov inom områdena avloppsvatten och övergödning. Det övergripande syftet med synteserna var att bidra till policyutveckling inom hållbar vattenhantering så att vi uppnår miljömålen på lång sikt och att miljöns tillstånd förbättras. Utlysningen var inriktad på tre områden varav ett var avloppsvatten som resurs.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.

Rapporten har skrivits av Uzair Akbar Khan, Lutz Ahrens, Karin Wiberg, Lars Sonesten, Claudia Von Brömssen och Foon Yin Lai (huvudutredare), alla från SLU, med bidrag från Cecilia Stålsby Lundborg vid Karolinska Institutet.

Rapporten har granskats för vetenskaplig kvalitet av Åsa Davidsson (Lunds universitet) samt för praktisk relevans av Cezary Bose, Maximilian Lüdtke (båda Naturvårdsverket) samt Margareta Lundin Unger (Havs- och vattenmyndigheten).

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm i december 2024

Johan Bogren

Tf. avdelningschef, Hållbarhetsavdelningen

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	5
1. Inledning	7
2. Metodik	9
2.1 Jämförelse över nationsgränserna	9
2.2 Karaktärisering av farliga föroreningar i avloppsvatten	9
2.2.1 Sammanställning och förbehandling av data	9
2.2.2 Ekologisk riskbedömning och förutsägelse av hälsorisker	11
2.2.3 Poängsättning och prioritering	12
2.3 Sammanställning av information om avancerad behandlingsteknik	14
3. Resultat och diskussion	15
3.1 Nationella skillnader i återanvändning av avloppsvatten	15
3.2 Nuvarande och framtida återanvändningsbehov i Sverige	22
3.3 Kemikalier som hinder för återanvändning	23
3.3.1 Ekologisk riskbedömning	25
3.3.2 Bedömning av miljörisker	25
3.3.3 Bedömning av risker för människors hälsa	26
3.4 Mikroplaster och metaller som hinder för återanvändning	26
3.5 Källspårning uppströms	27
3.6 Avancerad behandlingsteknik	27
4. Slutsatser och framtida kommentarer	34
Tackord	36
Referenser	37
Bilaga I	45

Sammanfattning

Innovativa lösningar, som säker återanvändning, krävs inom vatten- och slamhantering för att uppnå en cirkulär ekonomi och för att hantera utmaningarna med global vattenbrist och förlust av näringsämnen i marken. I forskningsprojektet "REASSURE" var det övergripande målet att öka förståelsen för potentialen och hållbarheten i att använda avloppsvatten som en resurs i Sverige och utomlands, med fokus på oönskade kemiska föroreningar så som organiska mikroföroreningar, metaller och mikroplaster. Projektet hade följande specifika mål:

1. Identifiera faktorer som påverkar eller bestämmer graden av återanvändning av avloppsvatten och slam i olika länder;
2. Beskriva det aktuella läget för återanvändning av avloppsvatten i Sverige och förekomst av farliga föroreningar som hinder för återanvändning;
3. Utvärdera effektiviteten hos olika avancerade behandlingstekniker mot farliga föroreningar för bättre vattenkvalitet i utgående (renat) avloppsvatten;
4. Bedöma risker för miljö- och hälsoeffekter i samband med användning av avloppsvatten som en resurs.

För att uppnå mål 1 sammanställde vi data om nationell återanvändning av avloppsvatten och slam tillsammans med relevant nationell statistik. Slamdata sammanställs i denna rapport endast för jämförelser över nationsgränserna. Återanvändning av avloppsvatten visade en positiv korrelation med andel behandlat avloppsvatten, urbanisering, vattenstress och BNP per capita. I rapporten jämförs också situationen för återanvändning av avloppsvatten i utvalda länder, och vi kunde konstatera att praxis, policy och tillämpningar för återanvändning varierar mellan länder.

För att uppnå mål 2 och 4 utfördes en omfattande sammanställning av farliga föroreningar i avloppsvatten från svenska reningsanläggningar för kommunalt avloppsvatten, gråvatten och svartvatten genom sammanställning av data från den öppna litteraturen. Ett arbetsflöde för systematisk litteraturgenomgång, metaanalys och risk- och farlighetsbedömning av föroreningar (baserat på 14 parametrar) i utgående avloppsvatten etablerades. Dessutom utarbetade vi kriterier för en riskbaserad poängsättning, vilket möjliggjorde en rangordning och prioritering av föroreningarna. Detta resulterade i en prioriteringslista med 119 organiska mikro-förorening som kan utgöra ett hinder för en hållbar återanvändning av avloppsvatten. Av de prioriterade kemikalier som identifierades hade 30 (främst läkemedel) en riskkvot ≥ 1 , vilket indikerar en ekologisk risk. Dessutom flaggades 16 kemikalier som miljöfarliga på grund av sin persistens och rörlighet, medan cirka 60 kemikalier förknippades med positiva prognoser för minst fyra hälsofaror för människor. De 10 högst prioriterade kemikalierna var venlafaxin, bicalutamid, desvenlafaxin, diklofenak, amoxicillin, klaritromycin, dietyltoluamid, genistein, azitromycin och fexofenadin. Även om det kan finnas ett antal olika potentiella alternativ för återanvändning av avloppsvatten, har denna rapport primärt fokus på bevattning av jordbruk för återanvändning av avloppsvatten, med tanke på att jordbruket är den största konsumenten av sötvatten globalt (United Nations, 2024). I Sverige kan återanvändning av renat kommunalt avloppsvatten för bevattning vara särskilt fördelaktigt för jordbrukare i områden som upplever betydande vattenbrist under växtsäsongen (Naturvårdsverket, 2022).

För att uppnå mål 3 studerade projektet tillgängliga reningstekniker och kombinationer av dessa för att avskilja prioriterade kemikalier. Avskiljningseffektiviteten för kemiska föroreningar sammanställdes för olika reningstekniker från svensk litteratur, och effektiviteten för fem utvalda tekniker (granulärt aktivt kol (GAK), ozonering, membranbioreaktor (MBR), nanofiltrering (NF) och omvänd osmos (RO)) för 38 prioriterade kemikalier, från internationell litteratur, användes för att rangordna dessa tekniker. Dessutom undersöktes kopplingen mellan avancerad reningsteknik och föroreningarnas egenskaper, och en kostnadsanalys gjordes för de utvalda teknikerna. Med tanke på dess effektivitet när det gäller att avskilja organiska mikroföroreningar och den lägre kostnaden. Baserat på analysen kan GAK eller en kombination av olika tekniker med fördel användas för god rening och säker återvinning av avloppsvatten.

Det är viktigt att skapa kunskap om de drivande faktorerna för graden av återanvändning av avloppsvatten och slam för att kunna utvärdera potentialen för denna typ av återanvändning och för att kunna utveckla nya vattenförvaltningsplaner för återanvändning av avloppsvatten som en hållbar vattenresurs. Kunskap om kemiska föroreningar som identifierats som hinder för återanvändning av behandlat avloppsvatten kan bidra till att fastställa kriterier för riskhanteringsplaner enligt EU:s förordning om återanvändning av avloppsvatten (Förordning (EU) 2020/741). Riskkaraktärisering och policystöd är mycket relevant för Naturvårdsverket för deras möjlighet att kunna tillhandahålla riktlinjer för att minska spridningen av farliga föroreningar till miljön på grund av återanvändning av avloppsvatten. De avancerade behandlingsalternativ och strategier som presenteras här kommer att underlätta för kommuner och andra problemägare att ta beslut kring modernisering och nyanläggning av avloppsreningsverk. I framtida policydokument bör man överväga att fokusera på att minska förekomsten av prioriterade kemikalier i avloppsvatten genom att fastställa koncentrationsgränser och kräva avancerad reningsteknik, baserat på reningseffektivitet och ekologiska riskbedömningar. Detta bör vara en integrerad del av framtida regleringar. Eftersom datasetet härrör från tillgänglig litteratur kommer det att krävas ytterligare studier och omanalyser med hjälp av arbetsflödet för meta-analys för att ta itu med potentiella okända kemikalier.

1. Inledning

Som svar på de globala utmaningarna med vattenbrist och minskande mineraltillgångar ökar intresset för att använda renat hushållsavloppsvatten som en alternativ källa till vatten och näringsämnen. Återanvändning av vatten och relaterade frågor förväntas påverka den globala produktionen av grödor och därmed den globala livsmedelsförsörjningen (OECD, 2020). Vattenbrist förväntas drabba en fjärdedel av världens befolkning år 2050 (Förenta nationerna, 2015). Näringsämnen som tas upp av livsmedelsgrödor hamnar i avloppsvatten och slutligen i vattendrag, vilket leder till näringsförluster från marken och störningar i ekosystemets balans (Steffen et al., 2015). Att sluta kretsloppet för resurser i hushållsavloppsvatten är därför avgörande för en hållbar vatten- och jordbruksförvaltning i framtiden. Trots dessa potentiella fördelar är otillräcklig rening av avloppsvatten, särskilt när det gäller att avskilja farliga föroreningar (Söregård et al., 2019), ett hinder för en säker återanvändning av avloppsvatten. Avvägningen mellan återanvändning av avloppsvatten för att spara på vattenresurser och risken för att farliga föroreningar orsakar skada för människa och miljö leder till forskningsfrågan: Hur säkert och praktiskt genomförbart är det att använda avloppsvatten som resurs i en giftfri cirkulär ekonomi?

Återanvändning av hushållsavloppsvatten möjliggörs genom korrekt hantering och rening. Kommunalt avloppsvatten, som består av avloppsvatten från olika verksamheter/källor och dagvatten, är ofta källan till hushållsavloppsvatten som ska återanvändas. Återanvändningen av kommunalt avloppsvatten uppgår till cirka 1 miljard m³ i Europa (Europeiska kommissionen, 2024). I Sverige återanvänder avloppsvatten i mycket begränsad omfattning, men regionala skillnader finns. T.ex. använder södra Gotland 2.5 % av sitt kommunala avloppsvatten för bevattning (Bio av Deloitte, 2015). Situationen varierar kraftigt mellan olika länder och skillnaderna kan förklaras av olika faktorer, t.ex. vattentillgång och vattenbehov inom industri och jordbruk (Bio by Deloitte, 2015). Konsumenternas inställning, operatörernas ekonomiska incitament och andra faktorer påverkar också (Naturvårdsverket, 2022). Hittills är det dock oklart vilka faktorer som driver på införandet av återanvändningsmetoder på nationell nivå. Ny kunskap om dessa faktorer kan bidra till en mer hållbar hantering av vattenresurser och återanvändning världen över.

Tidigare studier har visat att konventionell rening är otillräcklig för att avskilja många farliga föroreningar som finns i hushållsavloppsvatten och kommunalt avloppsvatten (Gago-Ferrero et al., 2017; Haalck et al., 2021; Söregård et al., 2019). Många föroreningar är farliga för miljön och/eller människors hälsa, t.ex. antibiotika som är ett folkhälsoproblem kopplat till antimikrobiell resistens (Richardson och Kimura, 2020).

Den nya EU-förordningen om återanvändning av avloppsvatten (*Förordning (EU) 2020/741*) innehåller främst gränsvärden för mikroorganismer och traditionella vattenkvalitetsparametrar, men tar inte direkt upp farliga föroreningar vid bedömningen av avloppsvattnets kvalitet. I denna rapport från REASSURE-projektet presenteras en omfattande sammanställning av vanligt förekommande farliga föroreningar i avloppsvatten och deras konsekvenser för säker återanvändning av vatten, deras ekologiska risker och faror för miljön och människors hälsa samt nya strategier för att avskilja dessa föroreningar. Arbetet har utförts genom att samla

in och syntetisera fakta och data från den öppna litteraturen. Syftet har varit att besvara följande frågor:

1. Vilka faktorer är de mest relevanta för att förklara skillnader mellan olika länder när det gäller att använda avloppsvatten och slam som en resurs?
2. Finns det geografiska skillnader i återanvändning av avloppsvatten och vilka farliga föroreningar är av stor betydelse i konventionellt behandlade avloppsvatten i Sverige?
3. Hur kan avancerad reningsteknik hjälpa till att avskilja farliga föroreningar för att underlätta säker återanvändning?
4. I vilken utsträckning utgör farliga föroreningar en risk för miljön och människors hälsa i renat avloppsvatten?

2. Metodik

2.1 Jämförelse över nationsgränserna

För att studera faktorer som påverkar skillnader mellan olika länder när det gäller återanvändning av avloppsvatten och slam hämtades data från olika källor. Uppgifter om befolkning, bruttonationalprodukt (BNP) per capita, urbaniseringsgrad, andel bevattnad jordbruksmark, nivå av vattenstress och genomsnittlig årlig nederbörd etc. hämtades från World Bank Open Data¹. Uppgifter om den årliga genomsnittliga lufttemperaturen (uppmätt på 1.5–2 m höjd) hämtades från Världsbankens Climate Change Knowledge Portal². Linjär regression utfördes mellan dessa parametrar och andelen återanvänt avloppsvatten (%) och Spearman-korrelationskoefficienter (r_s) beräknades. Uppgifter om nationell produktion av avloppsvatten, grad av anslutning till reningsanläggningar, behandling och återanvändning av avloppsvatten hämtades från Jones et al. (2021) som baserats på rapporterade och förväntade värden. Andelen återanvänt avloppsvatten beräknades som förhållandet mellan återanvänt avloppsvatten och producerat avloppsvatten. Uppgifter om produktion och återanvändning av slam i Europa hämtades från Eurostat³. Andelen återanvänt slam (%) beräknades som förhållandet mellan slam användning i jordbruket och slamproduktion för 21 länder med tillgängliga uppgifter. De senaste tillgängliga data användes om inte en mycket större mängd data fanns tillgängliga för närliggande, tidigare år.

De fyra främsta länderna i de tre kategorierna av återanvändning av avloppsvatten, dvs. (1) total återanvändning av avloppsvatten, (2) återanvändning av avloppsvatten per capita och (3) återanvändning som en procentandel av totalt utvunnet vatten (Jimenez och Asano, 2008) valdes ut för närmare studier inom ramen för detta projekt. Detta resulterade i åtta länder (Kina, Mexiko, USA, Egypten, Qatar, Israel, Kuwait och Singapore). Sex andra länder (Chile, Spanien, Namibia, Cypern, Australien och Malta) togs också med i beräkningen, så att alla större geografiska regioner i världen fanns representerade. Dessa ytterligare länder valdes ut från topp 20 i de tre kategorier som beskrivs ovan. Sverige ingick också i urvalet för jämförelse.

2.2 Karaktärisering av farliga föroreningar i avloppsvatten

2.2.1 Sammanställning och förbehandling av data

En omfattande litteraturgenomgång av vetenskapliga artiklar och grå litteratur genomfördes på Web of Science, Scopus, DiVA-portalen och Google scholar med hjälp av noggrant utvecklade och validerade söksträngar både på engelska och

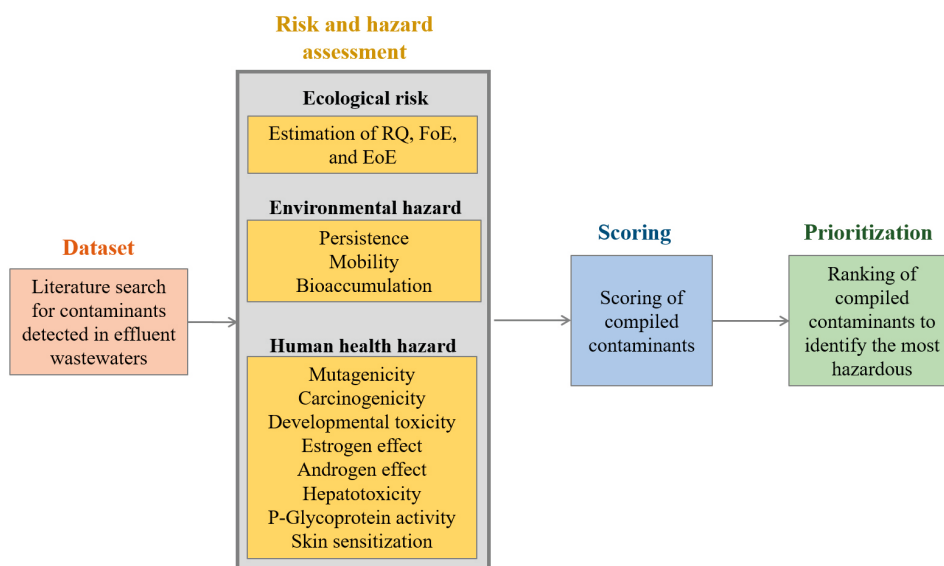
¹<https://data.worldbank.org/>

²<https://climateknowledgeportal.worldbank.org/>

³<https://data.europa.eu/en>

svenska (bilaga I). Kvalitetskontrollen av söksträngen utfördes med hjälp av namn på enskilda föroreningar i stället för grupper av föroreningar. Resultaten validerades med relevanta nyckelartiklar som var välkända för författarna. Granskning av abstrakt av de utvalda vetenskapliga artiklarna utfördes med hjälp av Rayyan (Ouzzani et al., 2016). Litteratur som publicerats under perioden januari 2000 till oktober 2022 inkluderades. Förteckningen över vetenskapliga artiklar och grå litteratur som ingår i studien presenteras i bilaga I. Extraherad information och data från de utvalda artiklarna och den grå litteraturen inkluderade föroreningens namn och användningsområde, koncentrationer i inflöde och/eller utflöde, detektions-/kvantifieringsgränser, antal prover, avloppsvattentyp, detaljer om reningsverk och provtagningsmetoder. Vid bedömning av fulltexter delade vi in träffar (både vetenskapliga artiklar och grå litteratur) i tre olika kategorier: i) avloppsvatten, ii) slam och iii) pilotstudier med ny teknik.

Förbehandling av data inkluderade screening för dubletter med olika namn men samma CAS-nummer (Chemical Abstract Service). Ett arbetsflöde för meta-analys, anpassat från Löffler et al. (2023), utvecklades baserat på förekomst och på risk- och farobedömning av kemiska föroreningar (figur 1). För ytterligare dataanalys och diskussion fokuserade vi på ämnen som hade minst 20 kvantifierbara datapunkter i datasetet och en kvantifierbar frekvens på mer än 50 %. Detta resulterade i 128 föroreningar, varav 119 kemiska föroreningar, fem metaller och fyra linjära alkylbensensulfonatföreningar. De fyra linjära alkylbensensulfonatföreningarna uteslöts från vidare risk- och farobedömning på grund av avsaknad av unika CAS-nummer. Koncentrationerna av linjära och grenade per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS) kombinerades i de fall de rapporterades separat.



Figur 1: Metaanalysens arbetsflöde, som omfattar litteratursökning, risk- och farobedömning, poängsättning och prioritering av ämnen. RQ: riskkvot; FoE: frekvens av överskridande; EoE: omfattning av överskridande. Anpassad från Khan et al. (2024).

2.2.2 Ekologisk riskbedömning och förutsägelse av hälsorisker

2.2.2.1 EKOLOGISK RISKBEDÖMNING

Ekologisk riskbedömning för varje kemikalie utfördes genom att jämföra den uppmätta koncentrationen i avloppsvatten från avloppsrening med den förväntade koncentrationen utan effekt (PNEC). Ekotoxikologiska data för kemikalier samlades in från US EPA:s ECOTOX-databas (USEPA, 2023), den svenska läkemedelsdatabasen FASS (FASS, 2023), Pesticides Properties Database (PPDB, 2023), Europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA, 2023) och den vetenskapliga litteraturen. PNEC-värdena fastställdes i enlighet med de europeiska riktlinjerna för riskbedömning (ECHA, 2008; EMA, 2018). För de känsligaste arterna tillämpades en relevant säkerhetsfaktor. Data för kronisk ekotoxicitet kom från studier med standardtestarter, såsom alger, daphnier och fisk i första hand, men även data för icke-standardarter beroende på tillgänglighet av data. Data från QSAR (Quantitative structure activity relationship) (ECOSAR, 2023) användes för datafattiga kemikalier varvid en säkerhetsfaktor på 1000 tillämpades på värdet för akut toxicitet för de känsligaste arterna.

Konventionell ekologisk riskkvot (RQ) (ekvation 1) beräknades för varje kemikalie:

$$RQ = \frac{MEC_{eff,max}}{PNEC} \quad (1)$$

där $MEC_{eff,max}$ är den uppmätta miljökoncentrationen, där maximal utflödeskoncentration i datasetet användes, och PNEC är den förväntade koncentrationen utan effekt. Eftersom återanvändning av avloppsvatten utgör ett alternativ till den vanliga metoden att använda ytvatten, grundvatten eller dräneringsvatten för bevattning i vissa områden i Sverige (Havs- och vattenmyndigheten, 2022), utförs bedömningen av avloppsvattnets kvalitet med avseende på ekologisk risk med hänsyn till PNEC för vattenlevande organismer.

Ytterligare två riskparametrar, frekvens av överskridande (FoE) (ekvation 2) och omfattning av överskridande (EoE) (ekvation 3) (Alygizakis et al., 2019; Slobodnik et al., 2012) inkluderades:

$$FoE = \frac{n}{N} \quad (2)$$

$$EoE = \frac{MEC_{eff,95\%tile}}{PNEC} \quad (3)$$

där n är antalet datapunkter med koncentrationer i utflödet som överstiger PNEC, N är det totala antalet dataposter, inklusive både kvantifierbara och icke-kvantifierbara datapunkter, och $MEC_{eff,95\%tile}$ är den uppmätta koncentrationen i utflödet av en kemisk förorening vid 95:e percentilen i datasetet.

En probabilistisk riskbedömning utfördes också, med hjälp av en anpassad version av metoden i Hanna et al. (2023). De rapporterade koncentrationerna rangordnades i stigande ordning och tilldelades en procentuell rangordning (j) med hjälp av Weibull-modellen (ekvation 4), där i är den numeriska rangordningen och n är antalet datapunkter. Linjär regression användes för att anpassa procentuell rangordning mot de logtransformerade koncentrationerna i utflödet. Regressionskoefficienterna användes för att uppskatta de centilvärden som motsvarar (PNEC) (ekvation 5).

$$j = \frac{i * 100}{n + 1} \quad (4)$$

$$\text{centile value} = ((\text{slope} * \log(\text{PNEC})) + \text{intercept}) \quad (5)$$

2.2.2.2 FÖRUTSÄGELSE AV MILJÖRISKER

Miljöfarliga indikatorer, persistens (P), mobilitet (M) och bioackumulering (B) förutspåddes med hjälp av VEGA *in silico*-plattformen (version 1.2.3) enligt Löffler et al. (2023). Följande modeller användes: i) IRFMN (version 1.0.1) för persistens i vatten (halveringstid), ii) IRFMN (version 1.0.2) för vattenlöslighet, iii) Opera (version 1.0.1) för fördelningskoefficienten organiskt kol-vatten, K_{oc} , och iv) CAESAR (version 2.1.15) för biokoncentrationsfaktor (BCF).

2.2.2.3 FÖRUTSÄGELSE AV HÄLSORISKER FÖR MÄNNISKOR

Det koncept för utvärdering av hälsorisker för människor som användes i denna studie anpassades från Bruks et al. (2022, 2021), Löffler et al. (2023) och Menger et al. (2023). Konceptet bygger på att använda *in silico*-metoder för att förutsäga mutagenicitet, carcinogenicitet, utvecklingstoxicitet, hudsensibilisering, östrogenreceptoreffekt, androgenreceptoreffekt, hepatotoxicitet och P-glykoproteinaktivitet som proxies för hälsofaror för människor. Följande modeller användes: Mutagenicity (Ames test) Consensus model (v.1.0.4), Carcinogenicity model (CAESAR) (v.2.1.10), Developmental Toxicity model (CAESAR) (v2.1.8), Skin Sensitization model (CAESAR) (v.2.1.7), Estrogen Receptor-mediated effect (IRFMN-CERAPP) (v.1.0.1), Androgen receptor-mediated effect (IRFMN-COMPARA) (v.1.0.1), Hepatotoxicity model (IRFMN) (v.1.0.1) och P-Glycoprotein activity model (NIC) (v1.0.1).

Prestanda för prediktionsmodeller för miljö- och hälsorisker för människor utvärderades genom att korsvis kontrollera att kemikalier på prioriteringslistan ingick i modellernas respektive tränings- och testdataset. De flesta modellerna innehöll mellan 5 och 48 av de rangordnade kemiska föroreningarna (Khan et al., 2024). Modellen för hudsensibilisering innehöll dock endast en kemikalie från listan och modellen för P-glykoproteinaktivitet innehöll ingen, så uppskattningar av dessa bör behandlas med försiktighet.

2.2.3 Poängsättning och prioritering

Risk- och faroparametrarna poängsattes mot kriterier för ekologiska risker och faror för miljön och människors hälsa (tabell 1). Varje parameter, utom *FoE*, gavs en poäng på antingen 0, om det inte fanns någon risk eller en negativ fara, eller 1, om det fanns en risk och en positiv fara. För *FoE* användes det beräknade numeriska värdet som poäng.

Den totala poängen för den ekologiska riskbedömningen ($Score_{Eco}$) (ekvation 6) beräknades enligt följande

$$Score_{Eco} = \frac{Score_{RQ} + Score_{EoE}}{2} + FoE \quad (6)$$

Den totala poängen för den förväntade miljörisken ($Score_{EH}$) (ekvation 7) beräknades enligt följande:

$$Score_{EH} = \frac{\sum_{i=1}^3 n_i}{3} \quad (7)$$

där n_i representerar poängen för persistens, mobilitet och bioackumulering.

Den totala poängen för faran för människors hälsa ($Score_{HH}$) (ekvation 8) beräknades enligt följande:

$$Score_{HH} = \frac{\sum_{i=1}^8 n_i}{8} \quad (8)$$

där n_i representerar poäng för mutagenicitet, carcinogenicitet, utvecklingstoxicitet, hudsensibilisering, östrogenreceptoreffekt, androgenreceptoreffekt, hepatotoxicitet och P-glykoproteinaktivitet.

Tabell 1: Parametrar och tillhörande poängsättningskriterier som användes vid prioritering av organiska mikroföroreningar i utgående avloppsvatten (Khan et al., 2024).

	Parameter	Risk/fara (poäng 1)	Ingen risk/fara (poäng 0)
Ekologisk risk	RQ	> 1	< 1
	EoE	> 1	< 1
	FoE	Ej tillämpligt	Ej tillämpligt
Miljöfara	Persistens (halveringstid i vatten)	> 40 dagar	< 40 dagar
	Mobilitet (vattenlöslighet och $\log K_{oc}$ (log L/kg))	> 0.15 mg/L och ≤ 4.5	< 0.15 mg/L och ≥ 4.5
	Bioackumulering (log BCF) (log L/kg våtvikt)	> 3.3	< 3.3
Risk för människors hälsa	Mutagenicitet Cancerframkallande egenskaper Utvecklingstoxicitet Hudsensibilisering Östrogenreceptorns effekt Androgenreceptorns effekt Hepatotoxicitet Aktivitet hos P-glykoprotein	Positiv	Negativ

En slutlig poäng (*Final score*) (ekvation 9) för varje kemisk förorening erhölls genom ekvation 9:

$$Final\ score = Score_{Eco} + Score_{EH} + Score_{HH} \quad (9)$$

Slutpoängen för varje kemikalie rangordnades i fallande ordning för att få fram en riskbaserad prioriteringslista. Högsta poäng för $Score_{Eco}$ var 2 jämfört med 1 för $Score_{EH}$ och $Score_{HH}$ vardera, därför hade $Score_{Eco}$ en högre vikt i slutpoängen. Den högsta slutpoängen var 4, vilket motsvarar den största farhågan, och den lägsta var 0, vilket motsvarar den minsta farhågan.

2.3 Sammanställning av information om avancerad behandlingsteknik

Information om tillgängliga avancerade reningstekniker och deras innehåll av kemiska föroreningar sammanställdes från öppen svensk litteratur (se 2.2.1). För att förenkla och sammanfatta denna information sammanslogs vissa tekniker. Inom membranteknikerna sammanslogs ultrafiltrering, nanofiltrering (NF) och omvänd osmos (RO) (dvs alla membranfiltreringsteknikerna), medan membranbioreaktor (MBR) fick utgöra en egen kategori. Granulärt aktivt kol (GAK) och pulveriserat aktivt kol (PAC) kategoriserades som aktivt kol.

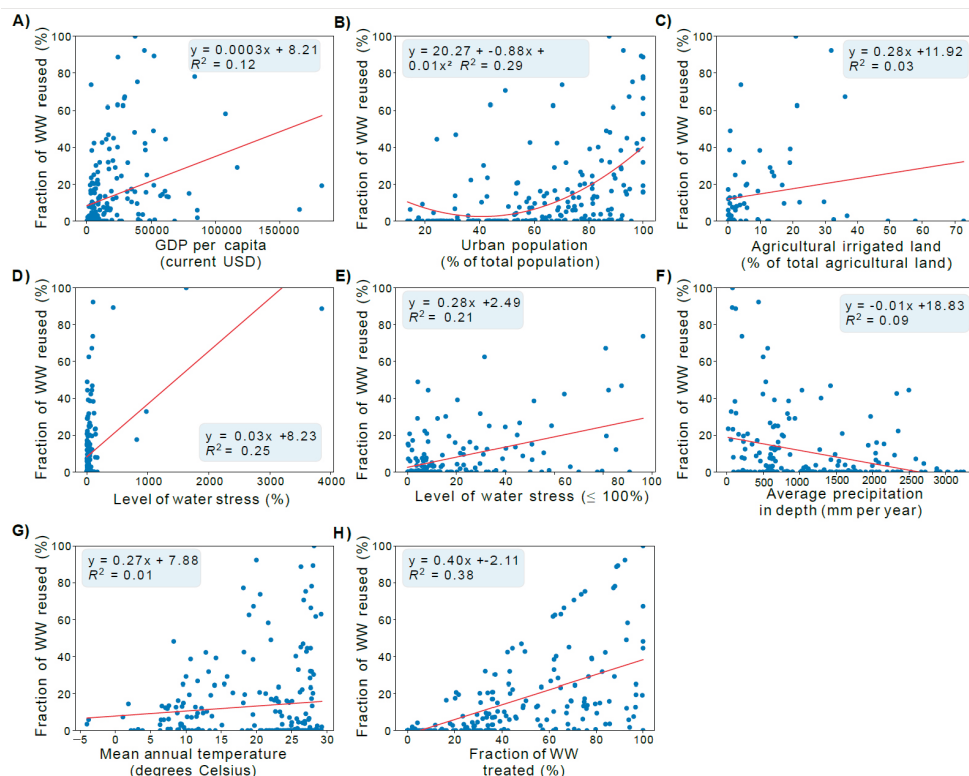
För ytterligare detaljerad dataanalys (korrelationer) fokuserade vi på fem vanligt förekommande tekniker inom vattenrening: GAK, ozonering, MBR, NF och RO. De representerar olika mekanismer för att avskilja föroreningar: adsorption och biologisk nedbrytning för GAK, kemiska reaktioner för ozonering och storleksuteslutning för MBR, NF och RO. Beräkningarna utfördes för 38 prioriterade kemikalier. Dessa hade valts ut genom två olika kriterier: (1) första kvartilen i vår prioritetslista ($n = 119$) och (2) ämnen som ingår i de föreslagna ändringarna av EU:s direktiv om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (*COM(2022) 541 final*) (Europeiska kommissionen, 2022)). De utvalda teknikernas högsta rapporterade avskiljningseffektivitet för de prioriterade kemikalierna hämtades från vetenskaplig litteratur. Sökningen genomfördes på Web of Science, Scopus och Google Scholar med hjälp av nyckelord för respektive kemikalie och reningsteknik. Baserat på medelvärdet av den maximala avskiljningseffektiviteten för alla rapporterade kemikalier rangordnades enskilda avancerade reningstekniker för att studera om de är lämpliga för att rena dessa prioriterade kemikalierna. Målet är att bedöma teknikens maximala kapacitet. Det innebär att vi strävar efter studier som visar den högsta möjliga avskiljningseffektivitet som kan uppnås med en viss teknik. Med andra ord representerar maxvärdet den högsta prestandatröskel som tekniken kan nå, vilket är den nyckelfaktor som vi är intresserade av när vi jämför olika tekniker.

Vi undersökte också korrelationen (Spearman-korrelationskoefficient) mellan fysikalisk-kemiska egenskaper (fördelningskoefficienten oktanol-vatten, $\log K_{ow}$; vattenlöslighet; fördelningskoefficienten organiskt kol-vatten, $\log K_{oc}$; syradissociationskonstant, pKa; och molekylvikt) hos dessa kemikalier och deras avskiljningseffektivitet. Molekylvikt och pKa-värden erhöles från onlinekällor (främst PubChem-databasen) och resterande egenskaper bestämdes med hjälp av VEGA *in silico*-plattformen (version 1.2.3). Även kapital-, drifts- och underhålls- samt energikostnader för de avancerade behandlingsteknikerna sammanställdes genom litteratursökning och jämfördes.

3. Resultat och diskussion

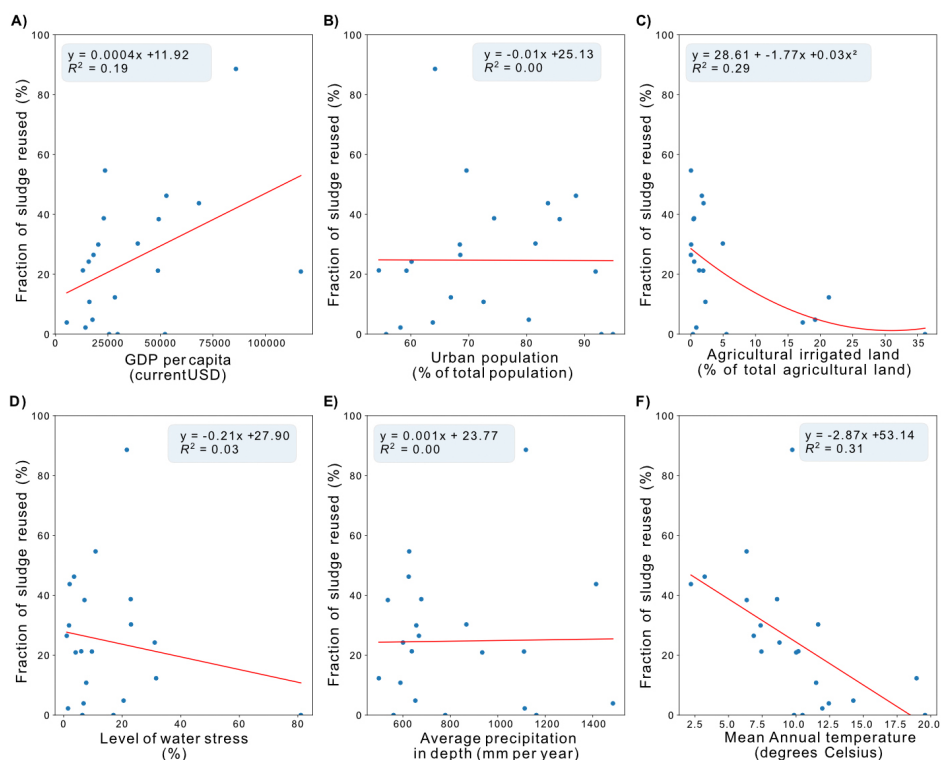
3.1 Nationella skillnader i återanvändning av avloppsvatten

Den globala återanvändningen av avloppsvatten uppskattas till cirka 41 miljarder m³/år, vilket motsvarar endast 11 % av det producerade avloppsvattnet (Jones et al., 2021). Andelen varierar kraftigt mellan olika länder, där vissa återanvänder en mycket hög andel av sitt producerade avloppsvatten (t.ex. i Förenade Arabemiraten (100 %), Israel (92 %), Kuwait (89 %) och Qatar (89 %)), medan andra, främst länder med låga reningsnivåer eller hög tillgång till vattenresurser, återanvänder låga andelar (Jones et al., 2021). Olika faktorer som representerar nationellt klimat, socio-ekonomiska förhållanden och situationen för vattenresurser undersöktes för att fastställa faktorer som kan förutsäga potentialen för återanvändning av behandlat avloppsvatten i ett land. Andelen återanvänt avloppsvatten var positivt korrelerad med BNP per capita ($r_s = 0.65$), urbanisering ($r_s = 0.54$), vattenstress ($r_s = 0.47$), andel bevattnad jordbruksmark ($r_s = 0.26$) och andel renat avloppsvatten ($r_s = 0.76$), och negativt korrelerad med genomsnittlig årlig nederbörd ($r_s = -0.37$) (figur 2). Alla dessa korrelationer var statistiskt signifikanta ($p < 0.05$). Linjära och kvadratiska regressionsmodeller gav dock inte någon bra anpassning till data, vilket framgår av de låga R²-värdena, vilket tyder på att fler variabler bör beaktas för att på ett tillförlitligt sätt förutsäga potentialen för återanvändning av avloppsvatten. För länder där det saknades uppgifter om återanvändning av avloppsvatten användes uppskattningar baserade på brist på bevattningsvatten, reningsnivå för avloppsvatten och avsaltningskapacitet per capita i källdatasetet (Jones et al., 2021). Därför bör dessa korrelationer behandlas med försiktighet. BNP och vattenstress har identifierats som de viktigaste påverkansfaktorerna för rening respektive återanvändning av avloppsvatten i Asien (Liao et al., 2021). Nästan alla länder med vattenstressnivåer långt över 100 % (Kuwait, Förenade Arabemiraten, Saudiarabien, Libyen, Qatar) ligger i Mellanöstern, en region som står för 39 % av den globala avsaltningskapaciteten, vilket tyder på att den är starkt begränsad när det gäller tillgången på färskvatten (Eke et al., 2020). Dessa länder har i allmänhet en mycket hög grad av återanvändning av vatten (89–100 %), med undantag för Libyen och Saudiarabien som endast återanvänder 18 % respektive 33 % av sitt avloppsvatten.

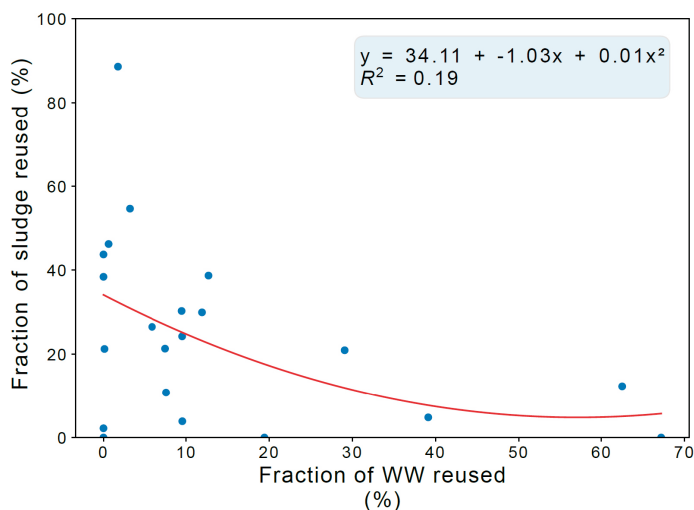


Figur 2. Regressionsanalys mellan andelen återanvänt avloppsvatten i relation till mängd återanvänt avloppsvatten av mängd producerat avloppsvatten (%) för olika länder och A) BNP per capita (USD) (n = 208), B) stadsbefolkning av total befolkning (%) (n = 214), C) bevattnad jordbruksmark av total jordbruksmark (%) (n = 67), D) vattenstressnivå representerad av förhållandet mellan totalt uttaget sötvatten och totala förnybara sötvattenresurser (%) (n = 178), E) vattenstressnivå (exklusive länder med > 100 % vattenstress) (n = 161), F) genomsnittlig nederbörd på djupet (mm/år) (n = 182), G) årlig medeltemperatur (°C) (n = 212), och H) andel behandlat avloppsvatten (förhållandet mellan behandlat avloppsvatten och producerat avloppsvatten) (%) (n = 214).

Faktorer som påverkar återanvändningen av slam undersöktes endast för Europa på grund av ej tillgängliga data för andra delar av världen. Endast två faktorer, bevattnad jordbruksmark ($r_s = -0.47$) och årlig medeltemperatur ($r_s = -0.74$), hade ett signifikant samband med återanvändning av slam (figur 3). Återanvändning av avloppsvatten och återanvändning av slam var omvänt korrelerade ($r_s = -0.35$) (figur 4), men korrelationen var inte signifikant ($p = 0.1$). Detta kan förklaras av skillnader i drivkrafter och motivation för införandet av slamåteranvändning och avloppsvattenåteranvändning. Återanvändning av vatten motiveras av begränsad tillgång till färskvattenresurser medan återanvändning av slam snarare drivs av jordbrukets behov av näringsämnen. Eftersom torra och varma perioder förutspås bli allt vanligare till följd av klimatförändringarna (Vicente-Serrano et al., 2020) kommer fler och fler länder att finna det nödvändigt att utforska möjligheterna till återanvändning av avloppsvatten. På samma sätt kommer klimatinducerade förändringar i näringsämnenas kretslopp och tillgänglighet (Brouder och Volenec, 2008) också att påverka slammets framtida roll vid gödsling av grödor. För operatörer av avloppsreningsverk är incitamenten för att återanvända slam också de höga kostnader som är förknippade med bortskaffande av slam (Domini et al., 2022).



Figur 3. Regressionsanalys mellan andelen återanvänt slam (förhållandet mellan mängden återanvänt slam och mängden producerat slam) (%) och A) BNP per capita (USD) (n = 21), B) stadsbefolkning av den totala befolkningen (%) (n = 21), C) bevattnad jordbruksmark av total jordbruksmark (%) (n = 19), D) vattenstressnivå representerad av förhållandet mellan totalt uttaget sötvatten och totala förnybara sötvattenresurser (%) (n = 21), E) genomsnittlig nederbörd på djupet (mm/år) (n = 21), F) och årlig medeltemperatur (°C) (n = 21). Uppgifterna omfattar länder i Europa.



Figur 4. Regressionsanalys mellan andelen slam som återanvänds och andelen avloppsvatten som återanvänds.

Återanvändning av avloppsvatten förekommer i varierande grad i de länder som valts ut för detta projekt (tabell 2). I Sverige renas ~80 % av det producerade avloppsvattnet, men mindre än 1 % återanvänds (Jones et al., 2021) (tabell 2). Den låga vattenstressnivån (3.5 %) verkar inte ge incitament till att återanvända avloppsvatten i stället för att använda sötvatten, till skillnad från vissa andra länder med hög vattenstress, t.ex. Förenade Arabemiraten (1600 %), Qatar (431 %) och Israel (100 %). Bevattnad jordbruksmark utgör dock endast 1.7 % av den totala jordbruksmarken i Sverige och de flesta grödorna är regnbevattnade (Grusson et al., 2021). Därför finns det potential för återanvändning av avloppsvatten för jordbruksbevattning under torrperioder. I en nyligen publicerad rapport från Naturvårdsverket (2022) som analyserade åtgärder för att genomföra EU:s förordning om återanvändning av vatten (*Förordning (EU) 2020/741*) identifierades områden i söder där bevattning behövs under växtsångerna och som därför har potential för (ökad) återanvändning. Återanvändning inom industrin och bevattning av icke-jordbruksområden, t.ex. golfbanor, kan också vara ett genomförbart alternativ. Studien (Naturvårdsverket, 2022) drog också slutsatsen att allmänhetens inställning till bevattning med renat avloppsvatten kommer att vara en avgörande faktor för framtida återanvändning av avloppsvatten från jordbruket i Sverige. I Sverige är den dominerande vattenanvändningen inom industrin. Tillverkningsindustrin står för 61 % av vattenförbrukningen, följt av hushållen med 23 %, övriga sektorer med 13 % och jordbruket med 3 % (Havs- och vattenmyndigheten, 2022).

Cypern och Malta är bland de europeiska länder som har en mycket hög andel återanvändning av avloppsvatten; båda återanvänder ~65 % (tabell 2) av sitt avloppsvatten (Duong och Saphores, 2015; Jones et al., 2021) även om nivån av vattenstress är helt olika mellan de två länderna, 32 % för Cypern och 81 % för Malta. Länderna är mycket lika när det gäller klimat (genomsnittlig årstemperatur och genomsnittlig nederbörd, BNP per capita och andel bevattnad jordbruksmark). Dessutom skiljer sig andelen renat avloppsvatten också ganska mycket åt, där Cypern renar 62 % av avloppsvattnet medan Malta renar 100 % (Jones et al., 2021).

I Spanien återanvänds cirka en fjärdedel av det producerade avloppsvattnet (tabell 2) och mer än 80 % av den totala återanvändningen sker för bevattning av jordbruk och städer (t.ex. parker och rekreationsområden) (Jodar-Abellan et al., 2019; Jones et al., 2021). Efterfrågan på icke-konventionella vattenkällor, som avsaltat och återvunnet vatten, är störst i den sydöstra delen av landet, som har den lägsta mängden tillgängligt sötvatten. Mer än tre fjärdedelar av återanvändningen av bevattning inom jordbruket sker i två sydöstra avrinningsdistrikt, dvs. Segura och *Júcar* (Jodar-Abellan et al., 2019). Den spanska förordningen för återanvändning av vatten (Real Decreto 1620/2007) definierar gränsvärden för vattenkvalitet i fem klasser (och 14 underklasser) med avseende på avsedd vattenåteranvändning. Vattenkvaliteten definieras av parametrarna intestinala nematoder, kolibakterier (*Escimerichia Coli*), suspenderade ämnen och grumlighet. För de flesta underklasserna krävs dessutom specifika kriterier, t.ex. att miljökvalitetsnormerna för farliga ämnen uppfylls. En ny lagstiftning, dvs. brådskande åtgärder i jordbruks- och vattenfrågor (Real Decreto-Ley 4/2023) upphävde alla bestämmelser i den tidigare förordningen 1620/2007 som stod i strid med EU:s nyligen antagna förordning om återanvändning av vatten (*Förordning (EU) 2020/741*).

I Egypten ligger reningsverken mestadels i urbana områden och betjänar cirka 60 % av befolkningen (Tawfik et al., 2021). Trots att det är olagligt är återanvändning av obehandlat avloppsvatten för bevattning vanligt i Nildeltat, vilket sker genom

utsläpp av obehandlat avloppsvatten i miljön, inklusive jordbruksavlopp (Tawfik et al., 2021). Detta har lett till ökade koncentrationer av föroreningar, t.ex. metaller, i marken (Alnaimy et al., 2021). Den egyptiska lagstiftningen förbjuder återanvändning av renat avloppsvatten för bevattning av råa grönsaker (ECP 501-2015) (Abdella Ahmed et al., 2022). För andra bevattningsändamål har fyra kategorier av renat avloppsvatten definierats baserat på reningsnivåer för bevattning av specifika grödor (Abdella Ahmed et al., 2022).

Qatar tillgodoser hela sitt vattenbehov genom avsättning av havsvatten (Ahmad och Al-Ghouti, 2020) även om andelen avloppsvatten som återanvänds uppgår till ~90 % (tabell 2). Cirka 39 % av det renade avloppsvattnet i Qatar används för jordbruk, och andra möjligheter till återanvändning har identifierats, t.ex. inom fjärrkylningsindustrin och byggsektorn etc. (Jasim et al., 2016). Grundvattnet används fyra gånger så mycket som det fylls på, vilket tyder på hög vattenstress (Qatar Foundation, 2022). Behandlat avloppsvatten används främst för att fylla på grundvattenakviferer, bevattna grönområden, odla djurfoder, injiceras i djupa akviferer eller släpps ut i laguner och havet (Jasim et al., 2016; Qatar Foundation, 2022).

I Israel är andelen avloppsvatten som återanvänds ca 90 % (tabell 2). Behandlat avloppsvatten täcker ~50 % av behovet av bevattningsvatten och 25 % av allt vattenbehov (Fanack Water, 2023; Rahav et al., 2017). Cirka 80 % av det renade avloppsvattnet används för bevattning, och de flesta fruktodlingar i Israel bevattnas med renat avloppsvatten (Rahav et al., 2017). Israel förlitar sig också i hög grad på avsättning, som står för 50 % av dricksvattenförsörjningen (Fanack Water, 2023). Det finns särskilda regler för beviljande av tillstånd för jordbruksbevattning baserat på reningsnivån för avloppsvattnet och barriärer mellan avloppsvatten och frukt. Dessutom finns det krav på bland annat fältplacering, varningsskyltar och åtgärder för att förhindra förorening av dricksvatten (Hälsoministeriet, 2023). För bevattning av offentliga trädgårdar finns det också detaljerade riktlinjer för säker drift av samexisterande dubbla vattensystem, dvs. ett dricksvattensystem och ett system för behandlat vatten (Hälsoministeriet, 2023).

Kuwait får sitt dricksvatten genom avsättning av havsvatten, men behandlar och återanvänder ändå ~90 % av sitt avloppsvatten (tabell 2). Ett av de fyra reningsverken i Kuwait har en omvänd osmos- och ultrafiltreringsbaserad återvinningsanläggning, vars avloppsvatten används för bevattning av grödor och naturreservat, medan de andra har konventionella behandlingar upp till en tertiär nivå för återanvändning av avloppsvatten för bevattning av landskap och foder (Aleisa, 2019).

USA producerar cirka 62 miljarder gallon (234 miljoner m³) renat avloppsvatten varje dag genom 16 000 reningsverk (ASCE, 2021). Andelen avloppsvatten som renas och återanvänds i USA är 68 % respektive 13 % (tabell 2) (Jones et al., 2021). I riktlinjerna för återanvändning av avloppsvatten från USA:s miljöskyddsmyndighet (USEPA, 2012) definieras kvaliteten på återvunnet vatten för olika återanvändningskategorier, inklusive återanvändning i städer, jordbruk, miljö och industri, uppdamningar, grundvattenbildning och indirekt återanvändning för dricksvatten. Riktlinjerna för återanvändning av jordbruksvatten omfattar pH, BOD⁴, turbiditet, fekala koliformer och restklor. Utöver USEPA:s riktlinjer har många amerikanska delstater sina egna riktlinjer och bestämmelser (Shoushtarian och Negahban-Azar, 2020; USEPA, 2012).

⁴ Biochemical oxygen demand (biokemisk syreförbrukning)

I Mexiko behandlas cirka 63 % av det producerade avloppsvattnet och ~70 % av det behandlade flödet släpps ut i olika vattendrag enligt Tabla-Vázquez et al. (2020). Resten (~30 %) används huvudsakligen för bevattning av jordbruksmark, golfbanor etc. En liknande uppskattning återanvändning av avloppsvatten (43 %) gjordes av Jones et al. (2021)(tabell 2). Utöver det renade avloppsvattnet återanvänds även obehandlat avloppsvatten för bevattning av jordbruksmark. I en studie i Mezquitaldalen rapporterades att stora mängder orenat avloppsvatten (50 m³/s) bevattade 80 000 ha jordbruksmark, vilket ledde till ackumulering av farliga föroreningar, särskilt metaller, i marken och grödorna (Ponce-Lira et al., 2020).

I Chile har mer än 70 % av avloppsreningsverken rening upp till och med det sekundära reningssteget, men avloppsvattnet får endast återanvändas för bevattning av grödor som inte är livsmedel (Villamar et al., 2018). Det mesta av avloppsvattnet släpps ut i olika vattendrag och mindre än 1 % återanvänds för bevattning av djurfodergrödor, gräsmarker etc. (Villamar et al., 2018).

Kina visar en stadig ökning av återanvändning av avloppsvatten under de senaste åren och nådde cirka 13 miljarder m³/år 2019 (Qu et al., 2022). Även med dessa volymer utgör återvunnet vatten mindre än 1 % av den totala vattenanvändningen (Zhu och Dou, 2018). Återanvändning är mest utbrett i Peking och Tianjing. Det mesta av det återvunna vattnet används för att förbättra urbana miljöer och ekologin (Qu et al., 2022). Endast 12 av de 31 provinserna i Kina använder återvunnet vatten för jordbruksbevattning, och endast 5 provinser använder det för grundvattenbildning eftersom det finns en försiktig inställning till dessa metoder på grund av upplevda miljörisker (Zhu och Dou, 2018).

I Singapore kommer ~40 % av dricksvattnet från återvinning (Kog, 2020). Fyra anläggningar för återvinning av vatten, baserade på konventionell avloppsvattenrening och membranfiltrering (mikrofiltrering/ultrafiltrering/omvänd osmos) med påföljande UV-desinfektion, tillhandahåller det renade avloppsvattnet för industriell återanvändning och indirekt dricksvattenåteranvändning efter återmineralisering i reservoarer (Lefebvre, 2018). Alternativ för direkt återanvändning av dricksvatten undersöks också som nästa steg.

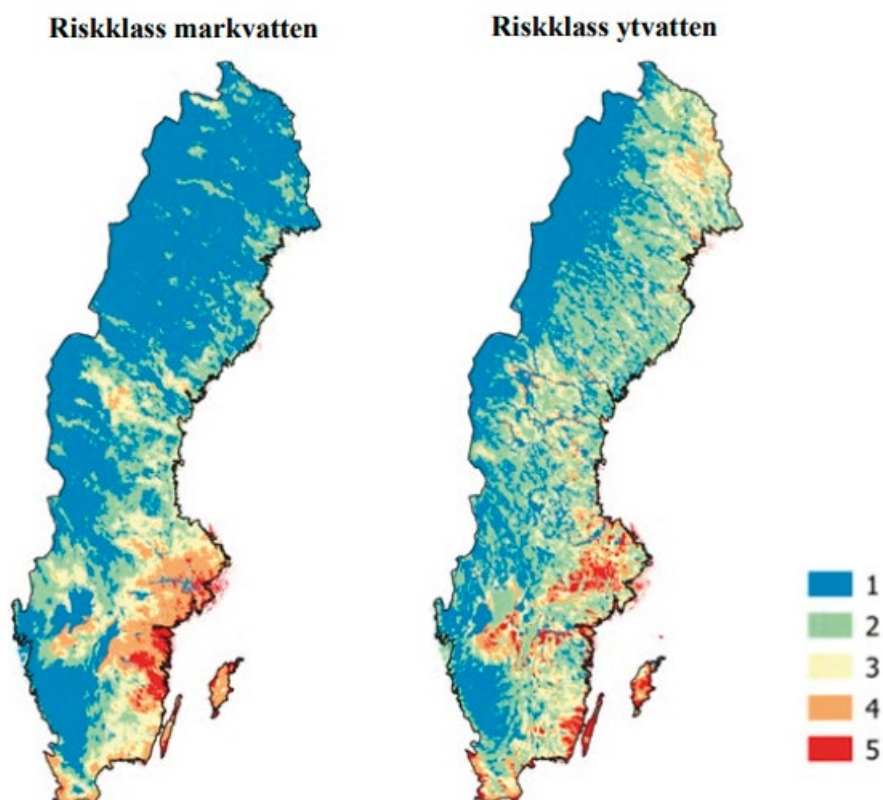
Tabell 2. BNP per capita (USD), bevattnad jordbruksmark (%), grad av vattenstress (%), genomsnittlig nederbörd (mm/år), andel behandlat avloppsvatten (%) och andel återanvänt avloppsvatten (%) för utvalda länder.

Regioner/ kontinenter	Land	BNP/capita* (USD)	Bevattnad jordbruksmark av total jordbruksmark* (%)	Nivå av vattenstress* (%)	Genomsnittlig nederbörd på djupet* (mm /år)	Andel behandlat avloppsvatten** (%)	Andel av avloppsvattnet som återanvänds** (%)
Europa	Sverige	52 838	1.7	3.5	624	80	0.6
	Spanien	26 984	14	40	636	71	24
	Cypern	28 281	21	32	498	63	63
	Malta	29 598	36	81	560	100	67
Mellanöstern/ Nordafrika	Egypten	3 572	NA	141	18	57	23
Mellanöstern	Qatar	52 316	NA	431	74	89	89
	Israel	44 847	32	100	435	92	92
	Kuwait	24 298	NA	3 850	121	89	89
Nordamerika	Förenta staterna	63 529	NA	28	715	68	13
	Mexiko	8 895	5.8	45	758	43	20
Sydamerika	Chile	13 174	NA	9	1 522	84	3.5
Asien	Kina	10 409	NA	44	645	49	14
Sydöstra Asien	Singapore	61 274	NA	82	2 497	100	44
Afrika	Namibia	4 252	NA	0.86	285	21	21
Oceanien	Australien	51 868	0.63	4.2	534	93	49

NA: ej tillgänglig; *World Bank Open Data; **baserat på Jones et al. (2021).

3.2 Nuvarande och framtida återanvändningsbehov i Sverige

Enligt Naturvårdsverket (2022) är det endast ett fåtal svenska län som har existerande anläggningar för återanvändning av avloppsvatten för bevattning, t.ex. Gotland, Kalmar, Skåne och Uppsala. Kombinerad risk för vattenbrist baserat på klimat, lagringskapacitet och vattenanvändning presenteras av Stensen et al (2019), med högre risk observerad i södra Sverige (Figur 5). Med hjälp av denna information kan man se att många fler län utöver de som nämns ovan, såsom Stockholm, Södermanland och Västmanland, skulle kunna dra nytta av tillgängligheten och tillgången till renat avloppsvatten för bevattning. Det produceras ca 1.2 miljarder m³ renat avloppsvatten årligen i Sverige⁵, och denna resurs skulle kunna användas för detta ändamål. Orsakerna till den begränsade återanvändningen är för närvarande bland annat allmänhetens och lantbrukarnas oro för farliga föroreningar i renat avloppsvatten, i likhet med oron för spridning av avloppsslam (Ekane et al., 2021) och osäkerhet om framtida regler för vattenkvalitet (Takman et al., 2023).

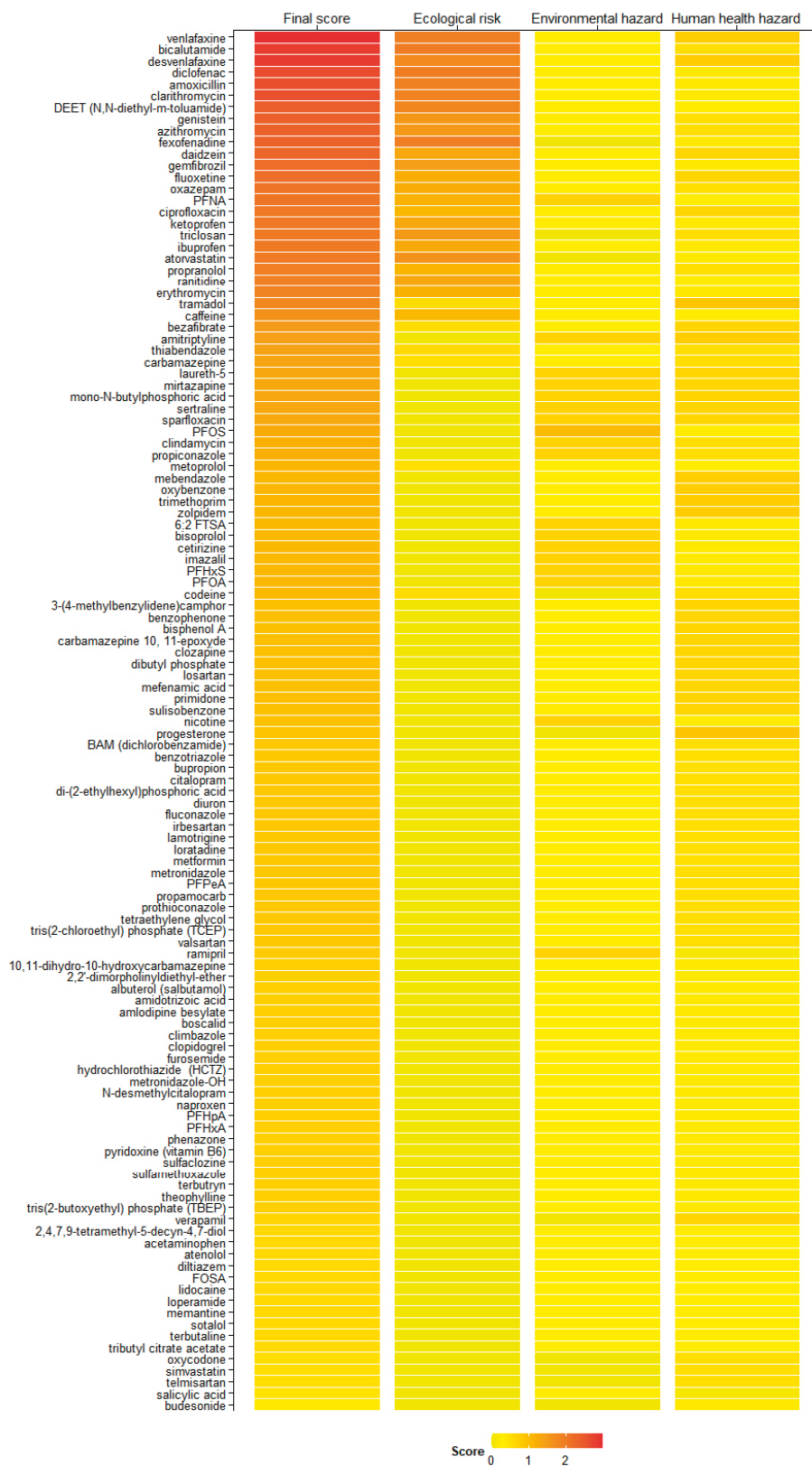


Figur 5. Risk för vattenbrist i Sverige baserat på klimat, lagringskapacitet och individuell vattenanvändning. 1 representerar lägsta risk och 5 representerar högsta risk. Figuren är hämtad från Stensen et al. (2019).

⁵ <https://www.statistikdatabasen.scb.se/>

3.3 Kemikalier som hinder för återanvändning

En prioriteringslista med 119 kemikalier (figur 6) togs fram inom ramen för detta projekt efter poängsättning och rangordning enligt ekologiska risker och faror för människa och miljö (tabell 1) (Khan et al., 2024). För närvarande kan förekomsten av dessa kemikalier anses vara ett av de största hindren för återanvändning av avloppsvatten i Sverige. Läkemedel står för en stor del av listan (69 ämnen), vilket är i linje med den senaste tidens ökade oro för läkemedel och deras risker (Chaturvedi et al., 2021; Wang et al., 2021). De 18 högst prioriterade föroreningarna hade en slutlig riskpoäng på 2–3 av en maximal poäng på 4. Dessa inkluderar 15 läkemedel, två produkter för personlig vård och en industrikemikalie. Noterbart är också att fyra antibiotikaklassade ämnen (amoxicillin, klaritromycin, azitromycin och ciprofloxacin) ingår i de arton främsta kemikalierna, och riskkvoten för antimikrobiell resistens (RQ_{AMR}) var > 1 för tre av dessa: ciprofloxacin ($RQ_{AMR} = 17$), klaritromycin (3.1) och amoxicillin (1.1). RQ_{AMR} baserades på PNEC för resistensurval från en tidigare studie (Bengtsson-Palme och Larsson, 2016). Ytterligare två antibiotika, metronidazol och trimetoprim, som ingår i listan över 119 kemikalier hade $RQ_{AMR} > 1$. Dessutom visade OH-metronidazol, en omvandlingsprodukt av metronidazol, också $RQ_{AMR} > 1$ baserat på $PNEC_{AMR}$ för modersubstansen (Löffler et al., 2023). Förutsedda miljökoncentrationer i jord och grödor med svensk bevattningsskontext finns i Khan et al. (2024).



Figur 6. Slutlig poäng, poäng för ekologisk risk (Score_{Eco}), poäng för miljöfara (Score_{EH}) och poäng för hälsorisk för människor för högprioriterade organiska mikroföroreningar i utflödesvatten (Score_{HH}) (Khan et al., 2024).

I vår lista återfinns 9 av 13 föreslagna kemikalierna i den revidering av EU:s direktiv om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (COM(2022) 541 final) (Europeiska kommissionen, 2022) som nyligen har föreslagits. Dessa kemikalier är diklofenak, klaritromycin, venlafaxin, bensotriazol, karbamazepin, citalopram, hydroklortiazid, irbesartan och metoprolol. De fyra kemikalier som inte finns med på listan är: amisulprid, candesartan och två metylbensotriazolisoimerer. 31 av de 119 prioriterade föreningarna i vår lista ingår också i den lista av 53 prioriterade föroreningar som Yang et al. (2022) har föreslagit baserat på ekologisk risk för vattenmiljön i recipienten.

3.3.1 Ekologisk riskbedömning

Trettio av kemikalierna på listan hade $RQ \geq 1$, vilket inkluderade 26 läkemedel, en livsmedelstillsats, ett insektsmedel, ett antimikrobiellt medel och en industrikemikalie (tabell A1). Klaritromycin hade de högsta RQ- och EoE-värdena på 390 respektive 79, följt av venlafaxin och diklofenak med RQ på 114 respektive 108 och $EoE > 1$. Antalet kemikalier som visade risk minskade från 30 till 24 för $EoE > 1$ (tabell A1). Kemikalier som inte längre uppvisade ekologisk risk inkluderade bezafibrat, karbamazepin, kodein, metoprolol, tiabendazol och tramadol. De högsta koncentrationerna av vissa av dessa kemikalier uppmättes i behandlat svartvatten (karbamazepin och metoprolol) (Leven et al., 2016) eller hushållsavloppsvatten som behandlats i markbäddar (tiabendazol) (Blum et al., 2017) vilket kan vara orsaken till skillnaden mellan de högsta koncentrationerna och den 95:e percentilen för koncentrationen i utflödet. För de andra kemikalierna kan provtagningsmetod, provtagnings säsong eller reningsverkets storlek och egenskaper vara orsaken till skillnaden. Vissa kemikalier påträffades nästan alltid i renat avloppsvatten i koncentrationer som låg långt över deras respektive PNEC, vilket framgår av deras höga FoE, t.ex. bikalutamid (0.97) (tabell A1). Å andra sidan hade vissa föroreningar sällan koncentrationer över sina PNEC-värden, t.ex. metoprolol och karbamazepin, som hade det lägsta FoE-värdet på 0.01. Högst total ekologisk poäng fick bikalutamid ($Score_{ECO} = 1.97$), följt av fexofenadin, diklofenak, venlafaxin och amoxicillin (figur 6). Koncentrationsintervallen för in- och utflöde tillsammans med den probabilistiska riskbedömningen för alla 119 prioriterade kemikalier presenteras i Khan et al. (2024).

3.3.2 Bedömning av miljörisker

En majoritet av kemikalierna hade ett $Score_{EH}$ på 0.33, vilket innebär att de överskred tröskelvärdet för minst ett av de tre farokriterierna (persistens (P), mobilitet (M), bioackumulering (B)) (figur 6, tabell A2). 17 kemikalier överskred tröskelvärdet för 2 kriterier ($Score_{EH} = 0.67$), varav 16 förutspåddes vara persistenta och mobila men inte bioackumulerande, och en (perfluorhexansulfonsyra) förutspåddes vara mobil och bioackumulerande men inte persistent. Den enda kemikalien med $Score_{EH} = 1$ var PFOS, som är välkänd för sina egenskaper att vara persistent, mobil och bioackumulerande (Brunn et al., 2023).

3.3.3 Bedömning av risker för människors hälsa

Ungefär hälften av de 119 kemikalierna hade positiva förutsägelser för minst fyra av de åtta parametrarna för hälsorisker (figur 6, tabell A3). Två kemikalier (progesteron och tramadol) hade positiva förutsägelser för sju av de åtta parametrarna, vilket resulterade i den högsta $Score_{HH}$ på 0.88. Dessa kemikalier förutsades endast vara negativa för mutagenicitet. 59 kemikalier hade positiva förutsägelser för fyra till sex hälsofarliga parametrar, vilket resulterade i $Score_{HH}$ på 0.50–0.75. De vanligaste parametrarna med positiva förutsägelser var hudsensibilisering, utvecklings-toxicitet, hepatotoxicitet och cancerframkallande egenskaper. Lägsta $Score_{HH}$ var 0.12, vilket var för ramipril och salicylsyra.

3.4 Mikroplaster och metaller som hinder för återanvändning

En av de största källorna till mikroplaster i miljön är reningsverk (Murphy et al., 2016). I vår litteraturstudie rapporterades data för mikroplaster i åtta artiklar. Konventionella avloppsreningsverk anses i allmänhet vara effektiva när det gäller att avskilja mikroplaster (Kelly et al., 2021; Murphy et al., 2016). Rasmussen et al. (2021) rapporterade t.ex. att 99 % av mikroplaster < 0.5 mm avlägsnades. Det finns dock fortfarande risk för utsläpp av stora mängder mikroplaster från reningsverk, särskilt från verk med höga flödes hastigheter (Kelly et al., 2021; Murphy et al., 2016). Mikroplaster är ett problem vid återanvändning av avloppsvatten för bevattning av jordbruksmark eftersom grödor kan assimilera dessa partiklar (Li et al., 2020), vilket leder till kontaminering av näringskedjor. Direkt överföring från jord till fauna kan också ske (Huerta Lwanga et al., 2017). Hos marina arter kan mikroplaster inte bara orsaka blockering av matsmältningskanalen, utan även orsaka toxiska effekter genom bioackumulering av giftiga ämnen (Derraik, 2002). Mikroplaster anses vara ett problem i det reviderade avloppsdirektivet (*COM(2022) 541 final*) (Europeiska kommissionen, 2022) med obligatorisk övervakning av inflöde, utflöde och slam för reningsverk för 10 000 personequivaler eller mer.

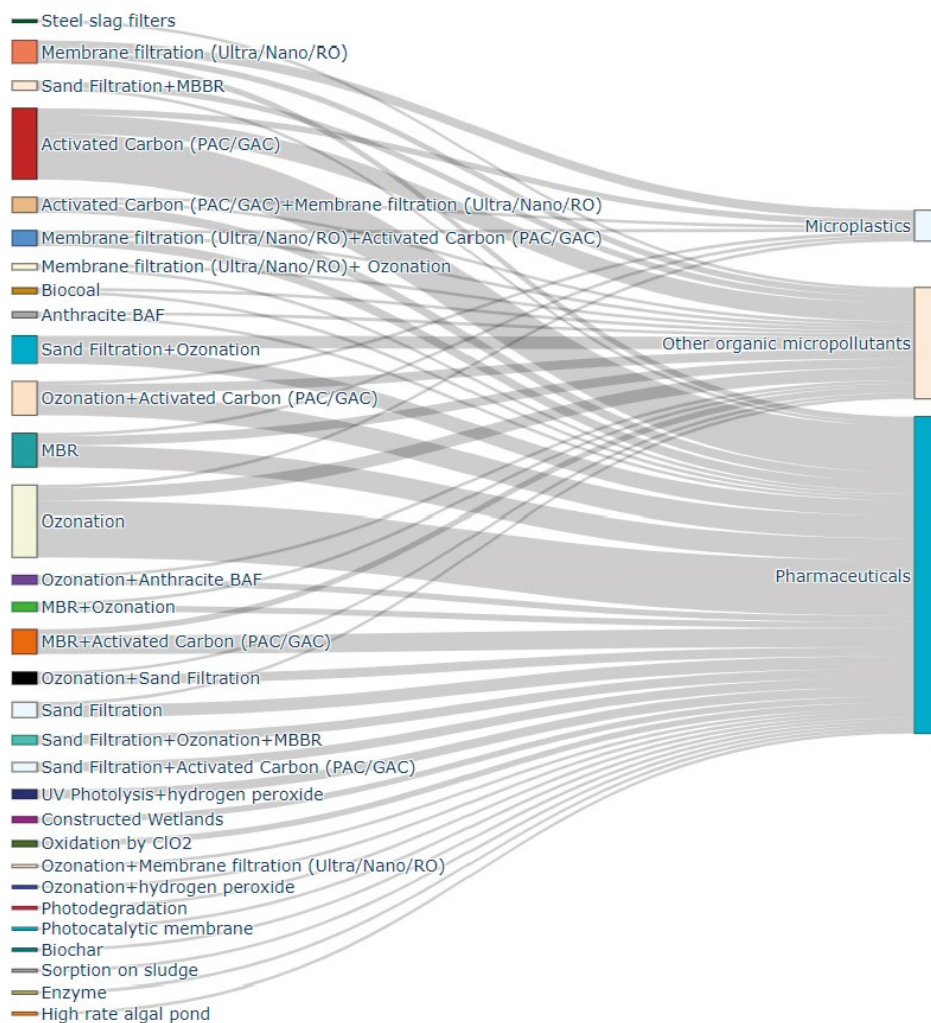
I avloppsvatten detekteras även många metaller (Sörme och Lagerkvist, 2002). Fem metaller i vårt dataset uppfyllde kriterierna för urval till fortsatta studier (≥ 20 kvantifierbara datapunkter och detektionsfrekvens > 50 %; se också 2.2.1), inklusive kobolt (Co), nickel (Ni), koppar (Cu), bly (Pb) och zink (Zn). Alla dessa ämnen, utom kobolt, har också gränsvärden i EU:s slamdirektiv (DIRECTIVE 86/278/EEG). Utöver dessa omfattar slamdirektivet även kadmium (Cd), kvicksilver (Hg) och krom (Cr). I datasetet var avskiljningseffektiviteten för dessa metaller: Co (32 %), Ni (37 %), Cu (89 %), Pb (97 %) och Zn (87 %) (mer information finns i Khan et al. (2024)). Den mycket varierande avskiljningsgraden tyder på att metallackumulering kan ske i mark och grödor som bevattnas med renat avloppsvatten. Risk- och faro-bedömning av metaller är mer komplicerad än motsvarande process för organiska ämnen, särskilt om information om metallernas speciering (förekomstform) saknas i den rapporterade koncentrationen, eftersom specieringen påverkar metallernas toxiska egenskaper (Uchimiya et al., 2020). Därför är det viktigt att information om speciering ingår i krav på rapportering och/eller bestäms med hjälp av modellering och beräkningsmetoder (Matheri et al., 2022).

3.5 Källspårning uppströms

Hantering av de kemikalier som identifierats som hinder för återanvändning av avloppsvatten är nödvändig för säker återanvändning av avloppsvatten. Hanteringen kan omfatta rening i avloppsreningsverk och/eller minskning av inflödet av dessa kemikalier till reningsverken. Det senare kräver i huvudsak att källan till dessa farliga ämnen spåras uppströms och att metoder används för att minska produktionen av dem och för bättre hantering/avfallshantering för att förhindra att de kommer in i kommunala reningsverk (Fairbairn et al., 2016). För läkemedel, som också utgör majoriteten av de prioriterade kemikalierna på vår lista, upprätthålls produktions- och försäljningsdata vanligtvis av läkemedelsföretagen, vilket kan användas för att spåra och kontrollera deras källor. För andra kemikalier skulle källor inom enskilda reningsverks upptagningsområde behöva identifieras och adresseras baserat på den risknivå som de utgör och tillgängliga åtgärder för att minska risken.

3.6 Avancerad behandlingsteknik

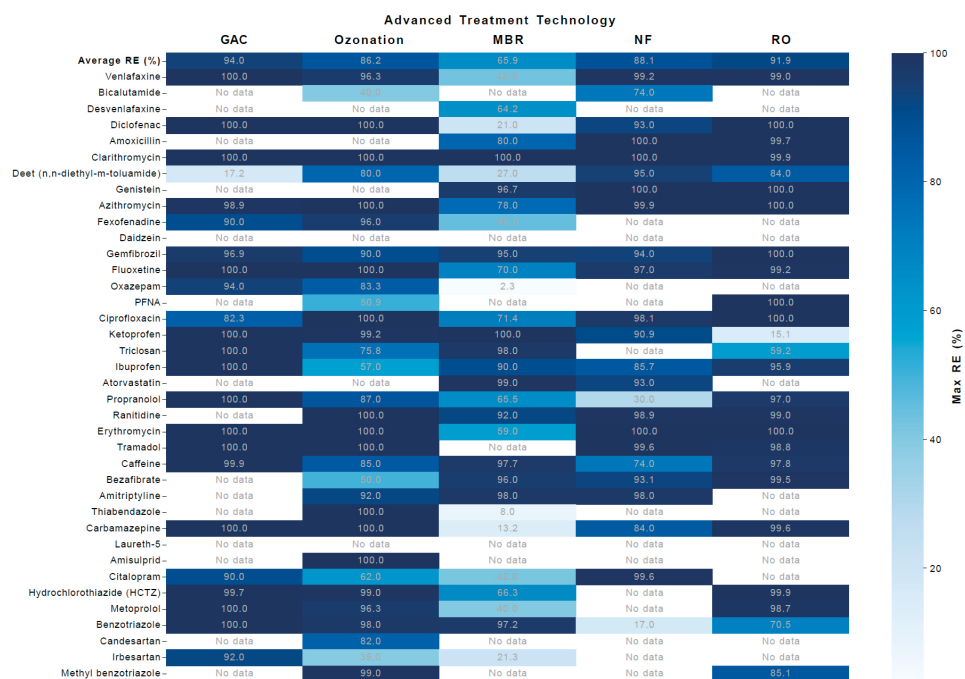
Totalt sammanställdes data för 31 olika tekniker och kombinationer av dem via en genomgång av öppen svensk litteratur med inriktning på olika föroreningar som ger anledning till oro (figur 7) i hushålls- och kommunalt avloppsvatten. Huvudfokus i dessa studier har legat på läkemedel, medan vissa också har undersökt mikroplaster och andra organiska mikroföroreningar, såsom PFAS och industrikemikalier. Ozonering och aktivt kol samt olika kombinationer av dessa var de tekniker som oftast studerades (figur 7).



Figur 7. Illustration av tekniker som använts för att avskilja organiska mikroföroreningar i avloppsvatten enligt den studerade litteraturen från Sverige (referenser i bilaga I). RO: omvänd osmos; MBBR: bioreaktor med rörlig bädd; PAC: pulveriserat aktivt kol; GAK: granulärt aktivt kol; BAF: biologiskt aktiv filtrering; MBR: membranbioreaktor; ClO₂: Klordioxid.

För de 38 utvalda kemikalierna (dvs. de 30 högst prioriterade kemikalierna och 8 från EU:s UWWTD, se kapitel 2.3) och de fem utvalda teknikerna för avancerad rening var den genomsnittliga avskiljningseffektiviteten högst för GAK (94 %; data för 23 kemikalier), följt av RO (92 %; 25 kemikalier), NF (88 %; 24 kemikalier), ozonering (86 %; 32 kemikalier) och MBR (66 %; 30 kemikalier) (figur 8). Data för omvandlingsprodukter var särskilt knapphändiga, t.ex. rapporterades avskiljning av desvenlafaxin endast med MBR (64 % avskiljning) (Hollman et al., 2020). Dessutom hittades inga data alls för avskiljning av två kemikalier (dvs. laureth-5 och daidzein). RO har i allmänhet mycket hög avskiljningseffektivitet för organiska mikroföroreningar, vilket också framgår av vårt dataset; ketoprofen var dock ett undantag (15 % avskiljning) (Rodriguez-Mozaz et al., 2015). På samma sätt fungerade GAK bra för alla rapporterade kemikalier, utom *N,N*-dietyl-m-toluamid (DEET, 17 % avskiljning) (Yang et al., 2011). På senare år har det blivit allt vanligare att konvertera befintliga bioreaktorer baserade på aktivslamprocessen till nedsänkt MBR, t.ex.

för att uppnå högre vattenkvalitet för återanvändning, på grund av teknikens enkelhet och låga energibehov (Obotey Ezugbe och Rathilal, 2020). Enbart MBR är dock inte tillräcklig för att effektivt avskilja ett stort antal av våra prioriterade kemikalier, t.ex. läkemedel (Wang et al., 2018). Membran som används i MBR har en större porstorlek (0.04–0.4 µm) (Mamo et al., 2016; Phan et al., 2014) än NF- (0.001–0.01 µm) och RO-membran (0.0001–0.001 µm) (Obotey Ezugbe och Rathilal, 2020). Läkemedelsmolekyler ligger i allmänhet i intervallet 300–1000 Da och kräver mindre porstorlekar än MBR-membran; därför har NF ofta använts för att avskilja läkemedel från vatten (Sun et al., 2011). Vårt dataset visar också att NF har en god avskiljningsförmåga för en majoritet av våra prioriterade kemikalier, med undantag för propranolol och bensotriazol (30 % respektive 17 % avskiljning). Molekylvikterna för propranolol (260 Da) och bensotriazol (119 Da) kan vara för låga för NF som i allmänhet har ett molekylviktsintervall på 200–10 000 Da⁶. RO-membran (molekylviktsgrens < 200 Da) är mer effektiva för dessa kemikalier. Det bör dock noteras att RO-membran arbetar vid ett högre tryck än NF-membran, vilket leder till högre energikostnader.



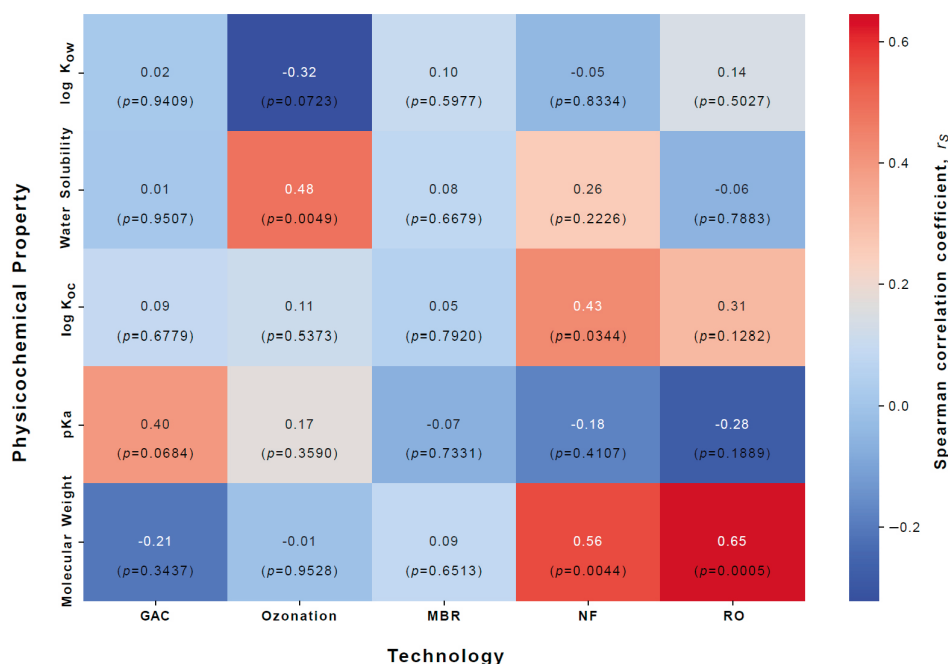
Figur 8. Maximal avskiljningseffektivitet (RE%) för 38 utvalda kemikalier och genomsnittlig (average) RE% (översta raden) med olika behandlingstekniker. GAK: granulärt aktivt kol; MBR: membranbioreaktor; NF: nanofiltrering; RO: omvänd osmos. Genomsnittlig RE beräknades efter att kemikalier utan data hade strukits. För referenser, se bilaga I.

Ett antal fysikalisk-kemiska egenskaper uppvisade antingen positiva eller negativa korrelationer med avskiljningseffektiviteten hos olika reningstekniker (figur 9). Som förväntat var kemikaliernas molekylvikt positivt korrelerad med avskiljningen för reningstekniker som baseras på fysikalisk separation (storleksuteslutnings-

⁶ <https://www.lenntech.com/services/mwco.htm>

mekanism), dvs RO ($r_s = 0.65, p < 0.05$), NF ($r_s = 0.56, p < 0.05$) och i mycket mindre utsträckning MBR ($r_s = 0.09, p = 0.65$) (figur 9). Avskiljningseffektiviteten hos GAK var positivt korrelerad med pKa ($r_s = 0.40, p = 0.07$) och negativt korrelerad med kemikalernas molekylvikt ($r_s = -0.21, p = 0.3$). Kemikalier kan vara antingen neutrala (icke-joniserade) eller joniserade beroende på kemikaliens pKa och lösningens pH-värde. GAK adsorberar i allmänhet icke-joniserade ämnen mer effektivt på grund av hydrofoba interaktioner. GAK-typer med ytladdning kan dock förbättra avskiljningen av joniserade ämnen genom jonisk interaktion. Avskiljningseffektiviteten vid ozonering var positivt korrelerad med vattenlösligheten ($r_s = 0.48, p < 0.05$) och negativt korrelerad med $\log K_{ow}$ ($r_s = -0.32, p = 0.07$). Andra viktiga korrelationer observerades för $\log K_{oc}$ vs. avskiljningseffektivitet för NF ($r_s = 0.43, p < 0.05$) och RO ($r_s = 0.3, p = 0.1$).

Med tanke på dessa korrelationer tycks NF och RO vara de bästa valen för kemikalier med hög molekylvikt och hög $\log K_{oc}$, t.ex. klaritromycin. Samtidigt kan kemikalier med högt pKa, t.ex. bensotriazol, behandlas effektivt med GAK. För kemikalier som är mycket vattenlösliga och har låg K_{oc} kan ozonering övervägas. Det kan dock finnas undantag från dessa allmänna korrelationer; t.ex. avskiljdes koffein, som är mycket vattenlöslig (låg K_{ow}), endast till 85 % genom ozonering (Hollman et al., 2020). Ozonering kräver i allmänhet ett påföljande behandlingssteg för att avskilja omvandlingsprodukter som potentiellt bildas vid ozonering. Därför kan en kombination av ozonering och GAK anses vara ett bra val för ett stort antal kemikalier, inklusive omvandlingsprodukter från ozonering (Reaume et al., 2015). Även om organiska mikroföroreningar avskiljs effektivt kan det i vissa fall hända att avloppsvatten som behandlas med NF inte är lämpligt som återvunnet vatten för bevattning på grund av höga halter av andra föroreningar som t.ex. klorid, natrium och kalcium (Hafiz et al., 2021). Å andra sidan kan både NF- och ultrafiltreringsmembran (det membran som används i MBR) samt ozonering avskilja *E. coli* till nivåer under kvantifieringsgränsen, medan GAK också är effektivt för att avskilja *E. coli* till nivåer under EU:s krav för återanvändning av vatten (Bouchenak Khelladi et al., 2021; Gomes et al., 2019; Schwermer et al., 2017). *E. coli*-koncentrationen är en viktig parameter för kvaliteten på återanvänt vatten och är en av de fyra parametrar (*E. coli*, 5-dagars biokemisk syreförbrukning, totalt suspenderat material och turbiditet) som ingår i EU-förordningen om återanvändning av vatten för bevattning av jordbruk (Förordning (EU) 2020/741).



Figur 9. Korrelationsmatris för fysikalisk-kemiska egenskaper hos kemikalier (n = 38) och deras avskiljningseffektivitet genom olika avancerade reningstekniker. GAK: granulärt aktivt kol; MBR: membranbioreaktor; NF: nanofiltrering; RO: omvänd osmos.

För att bättre förstå hur kostnadseffektiva de utvalda teknikerna är sammanställdes och jämfördes deras kapital-, drifts- och energikostnader (tabell 3). Enligt dessa data har GAK de lägsta kostnaderna med avseende på dessa aspekter, följt av ozonering, medan MBR har det högsta kapitalkravet. Det rapporterade intervallet för kapitalinvesteringar som krävs för MBR och för NF och RO överlappar varandra i viss utsträckning. Det är förståeligt att energibehovet för membranprocesser är många gånger högre än för GAK, på grund av tillämpningen av högt tryck som driver separationen av vatten från föroreningar över membranet (Hafiz et al., 2021). Ozonerings energibehov är ungefär lika stort som membranteknikernas, eftersom produktion av syre och generering av ozon från syre är energikrävande (Pistocchi et al., 2022). Det bör noteras att det tillvägagångssätt som används av olika författare för att beräkna dessa kostnader kan variera, och därför bör denna jämförelse ses som preliminär; t.ex. kan kapitalkostnaden för MBR inkludera kostnaden för hela den sekundära behandlingsenheten (bioreaktor med aktivt slam) inklusive MBR-skärmarna. På samma sätt omfattar driftskostnaden för GAK endast kostnaden för regenerering av GAK. Den faktiska kostnaden för ett system beror också på driftförhållandena, t.ex. drifttrycket i NF och RO och ozondosen vid ozonering.

Tabell 3. Kapital-, drifts- och energikostnader för olika avancerade behandlingstekniker.

	GAK		Ozonering		MBR		NF		RO	
	Kostnad	Referens	Kostnad	Referens	Kostnad	Referens	Kostnad	Referens	Kostnad	Referens
Kapitalkostnad (SEK/m ³ /dag)	400	Pistocchi et al., 2022	1300*	Pistocchi et al., 2022	4 000–75 000**	Guo et al., 2014; Rahman et al., 2023; Xiao et al., 2019	5 000–26 000	https://samcotech.com/much-reverse-osmosis-nanofiltration-membrane-systems-cost/	5 000–26 000	https://samcotech.com/much-reverse-osmosis-nanofiltration-membrane-systems-cost/
Driftskostnad (SEK/m ³)	0.15†	Pistocchi et al., 2022			1.4–2.5††	Xiao et al., 2019	0.9–7.5††	Abdel-Fatah, 2018; Shahmansouri and Bellona, 2015	1.09	Nazari Chamaki et al., 2023
Energi-kostnad‡ (SEK/m ³)	0.02	Pistocchi et al., 2022	0.20	Pistocchi et al., 2022	0.28–2.1	Rahman et al., 2023; Krzeminski et al., 2017	0.47–1.62‡‡	Hafiz et al., 2021	0.32–2.49	Hafiz et al., 2021; Nazari Chamaki et al., 2023

* Inklusiv sandfilter nedströms. Ozonering kräver i allmänhet GAK-behandling efteråt. Den totala kostnaden skulle då vara 1300 + 400 = 1700 SEK.

** Kostnadsberäkning år 2007–2019.

† Inkluderar endast kostnad för GAK-regenerering.

†† Inklusiv energikostnad (och kostnad för membranbyte vid MBR), kostnad för UF- + NF-installation för nanofiltrering. Kostnad för 2014 och framåt.

‡ Beräknat med hjälp av 2023 års energipriser i Sverige och energiförbrukningsdata från de angivna referenserna.

‡‡ Beräknat från nanofiltreringens specifika energiförbrukning för olika experimentella drifttryck.

Med tanke på dess effektivitet att avskilja organiska mikroföroreningar och de lägre kostnaderna för kapital, drift och energi, verkar GAK vara den mest lämpliga tekniken för återvinning av behandlat kommunalt avloppsvatten för jordbruksbevattnings. Det är dock inte säkert att GAK är det bästa valet under alla förhållanden, och det är inte säkert att GAK ensamt kan avskilja alla mikroföroreningar till en säker nivå. Därför bör beslutet om vilken teknik eller kombination av tekniker som ska användas fattas efter noggrant övervägande av organiska mikroföroreningar i avloppsvattnet, deras koncentrationer i det sekundärt (eller tertiärt) behandlade utflödet och säkra koncentrationer i det återvunna vattnet baserat på tillämpliga PNEC-värden. I stället för en enda teknik kan avancerad reningsteknik användas i kombination, t.ex. ozonering och GAK, för att bredda den kemiska domänen av de organiska mikroföroreningar som avskiljs under de kvartära reningsstegen. Renings-effektiviteten kan också variera under livslängden för en teknik som GAC. Därför bör detta beaktas vid val av teknik i framtiden.

4. Slutsatser och framtida kommentarer

Situationen med global vattenstress kan förvärras i ett förändrat klimat, och även länder som Sverige, som historiskt sett haft god tillgång till vattenresurser, kan behöva utforska alternativa vattentillgångar. Redan nu har tecken på vattenstress, såsom minskad tillgång till yt- och grundvatten och underskott på nederbörd, observerats i vissa delar av Sverige under de senaste decennierna (Grusson et al., 2021; Teutschbein et al., 2022). Behandlat kommunalt avloppsvatten kan användas som en alternativ vattenresurs, särskilt i tider och områden med vattenstress. För närvarande är det bara en handfull platser i Sverige som har existerande anläggningar för återanvändning av renat avloppsvatten. Eftersom den årligen tillgängliga mängden renat avloppsvatten i Sverige är betydande (1.2 miljarder m³) finns det en stor potential för att utöka återanvändningen av avloppsvatten. Sverige har också goda förutsättningar när det gäller socioekonomiska förhållanden, eftersom landet rankas högt på tre av de fyra faktorer som var positivt korrelerade med nationell återanvändning av avloppsvatten (BNP per capita, urbanisering och andel behandlat avloppsvatten). Den fjärde faktorn är nivån av vattenstress. Även om den övergripande nivån av vattenstress för närvarande är låg i Sverige är vissa platser redan utsatta för vattenstress. En viktig faktor för begränsad återanvändning är allmänhetens och lantbrukarnas oro för förekomst av farliga ämnen i renat avloppsvatten och de risker som är förknippade med detta. Dessa farhågor kan hanteras genom omfattande och effektiva riktlinjer och bestämmelser om vattenkvaliteten i renat avloppsvatten för återanvändning.

EU:s nuvarande förordning om återanvändning av vatten (EU-förordning 2020/741) saknar specifika riktlinjer för organiska mikroföroreningar, och de föreslagna ändringarna i direktivet om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (Urban Waste Water Treatment Directive (UWWTD) och föreslagna ändringar i *COM(2022) 541 final*; Europeiska kommissionen, 2022) omfattar endast 13 kemikalier, och inkluderingen av dessa är inte riskbaserad. EU:s förordning om återanvändning av vatten föreskriver dock riskhanteringsplaner för att hantera exponeringsrisker för miljön, människors hälsa och djurs hälsa under vissa plats-specifika förhållanden. Dessa åtgärder är dock otillräckliga, eftersom det fortfarande finns betydande brister vad gäller kriterier för säker återanvändning av avloppsvatten med avseende på risker med farliga föroreningar. Detta beror främst på att regelverken generellt inte beaktar långsiktiga ekologiska effekter och komplexa interaktioner mellan olika kemiska substanser. För att hantera denna fråga och för framtida politiska riktlinjer (t.ex. politiska sammanfattningar i ämnet) krävs det att man definierar och verkställer övre koncentrationsgränser för vissa prioriterade kemikalier med hög risk i avloppsvatten. En av styrkorna med detta arbete är att den lista över prioriterade kemikalier som presenteras i denna rapport och den underliggande risk- och farobedömningsmetoden kan vara användbar för detta ändamål och även för att utveckla riskhanteringsplaner för den svenska miljön. Vid utarbetandet av policydokument bör man ta hänsyn till resultaten i denna rapport, särskilt de prioriterade kemikalierna, och fokusera på att minska förekomsten av dessa

i avloppsvatten för återanvändning genom att fastställa gränsvärden för koncentrationer och göra det obligatoriskt att använda avancerad reningsteknik. Gränsvärdena för koncentrationer bör fastställas med hänsyn till både reningseffektiviteten hos de tekniker som används och bedömningen av de ekologiska riskerna med de koncentrationer som uppstår i avloppsvattnet. Detta bör vara viktiga komponenter i alla framtida regleringar och lagar. Det bör noteras att eftersom den sammanställda datauppsättningen baseras på tillgänglig litteratur, kan det finnas andra okända kemikalier som ännu inte har varit föremål för åtgärder tidigare. Därför skulle det vara fördelaktigt att inkludera ytterligare litteratur och omarbeta data med vårt arbetsflöde för metaanalys i framtiden.

Vid utvärderingen av effektiviteten hos olika avancerade reningstekniker har vi fokuserat på högprioriterade kemikalier i vår lista och de föreningar som ingår i det föreslagna UWWTD. Ett liknande tillvägagångssätt kan användas för att definiera målföreningar och krav på kemisk rening för kvartär rening och därmed utöka listan med 13 kemikalier som ingår i det föreslagna UWWTD. Dessutom skulle en reglering för säker återanvändning inte vara fullständig om den inte omfattade åtgärder för att minska risken för omvandlingsprodukter. Det finns endast ett fåtal omvandlingsprodukter (t.ex. OH-metronidazol, desvenlafaxin, *N-desmetylcitalopram*) i vår lista på grund av det begränsade fokus som finns på omvandlingsprodukter i litteraturen. Denna brist skulle behöva åtgärdas i framtida föreskrifter. Eftersom den här rapporten endast fokuserar på att förutse risker för människors hälsa baserat på kemiska strukturer, är en potentiell kunskapslucka att utforska i framtiden bedömningen av risker för människors hälsa i samband med exponering för de prioriterade kemikalierna genom konsumtion av grödor som bevattnats med avloppsvatten. I vår utvärdering visade sig GAK vara den mest lämpliga tekniken, även om den kan behöva användas tillsammans med andra tekniker för att effektivt avskilja alla prioriterade kemikalier.

Förutom rening i avloppsreningsverk är spårning och kontroll av källor uppströms en viktig del av strategin för att kontrollera exponeringen för farliga kemikalier. Vår riskbaserade lista över prioriterade kemikalier fungerar också som en lista över organiska mikroföroreningar som myndigheterna kostnadseffektivt kan fokusera på för källspårning uppströms och potentiell kontroll av utsläpp.

Tackord

Författarna vill tacka Francis Spilsbury vid Göteborgs universitet för tillhandahållande av kemiska ekotoxikologiska data och Paul Löffler vid SLU för risk- och farobedömning av kemikalier. Vi tackar också REASSURE:s referensgrupp för givande diskussioner om regionala och nationella perspektiv på vattenbehov och återanvändning. I referensgruppen ingick Maximilian Lüdtke, Cezary Bose och Anna Åkerblom (Naturvårdsverket), Anders Finnson (Svenskt Vatten), Margreta Lundin Unger (Havs- och vattenmyndigheten), Are Vallin (Länsstyrelsen i Kalmar län), Erika Wikdahl och Jessica Lerstorp (Österlen VA), Shadi El Habash (Region Gotland), Andreas Roos (Uddevalla kommun) samt Lisa Reiter och Ingrid Bornfeldt Persson (Jordbruksverket).

Referenser

- Abdel-Fatah, M.A., 2018. Nanofiltration systems and applications in wastewater treatment: Review article. *Ain Shams Eng. J.* 9, 3077–3092. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2018.08.001>
- Abdella Ahmed, A., Shalaby, M., Negim, O., Abdel-Wahed, T., 2022. Egyptian Reuse Standards of Treated Wastewater for Irrigation: “A Comparative Study of Physico-Chemical and Agronomic Controls”. *Mansoura Eng. J.* 47, 43–59. <https://doi.org/10.21608/bfemu.2022.233314>
- Ahmad, A.Y., Al-Ghouti, M.A., 2020. Approaches to achieve sustainable use and management of groundwater resources in Qatar: A review. *Groundw. Sustain. Dev.* 11, 100367. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100367>
- Aleisa, E., 2019. Analysis on Reclamation and Reuse of Wastewater in Kuwait. *J. Eng. Res.* 7.
- Alnaimy, M.A., Shahin, S.A., Vranayova, Z., Zelenakova, M., Abdel-Hamed, E.M.W., 2021. Long-Term Impact of Wastewater Irrigation on Soil Pollution and Degradation: A Case Study from Egypt. *Water* 13, 2245. <https://doi.org/10.3390/w13162245>
- Alygizakis, N.A., Besselink, H., Paulus, G.K., Oswald, P., Hornstra, L.M., Oswaldova, M., Medema, G., Thomaidis, N.S., Behnisch, P.A., Slobodnik, J., 2019. Characterization of wastewater effluents in the Danube River Basin with chemical screening, bioassays and antibiotic resistant genes analysis. *Environ. Int.*
- ASCE, 2021. A Comprehensive Assessment of America’s Infrastructure. Wastewater. American Society of Civil Engineers.
- Bengtsson-Palme, J., Larsson, D.G.J., 2016. Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: Proposed limits for environmental regulation. *Environ. Int.* 86, 140–149. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.10.015>
- Bio by Deloitte, 2015. Optimising water reuse in the EU – Final report prepared for the European Commission-DG ENV.
- Blum, K.M., Andersson, P.L., Renman, G., Ahrens, L., Gros, M., Wiberg, K., Haglund, P., 2017. Non-target screening and prioritization of potentially persistent, bioaccumulating and toxic domestic wastewater contaminants and their removal in on-site and large-scale sewage treatment plants. *Sci. Total Environ.* 575, 265–275. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.135>
- Bouchenak Khelladi, R.M., Fellah, A.C., Pontié, M., Shabani, M., Guellil, F.Z., 2021. Sand and activated carbon filtration in removing micro-organisms from wastewater. *DESALINATION WATER Treat.* 236, 213–225. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27677>
- Brouder, S.M., Volenec, J.J., 2008. Impact of climate change on crop nutrient and water use efficiencies. *Physiol. Plant.* 133, 705–724. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2008.01136.x>

Bruks, S., Andersson, P., Franke, V., Wiberg, K., 2022. Methods for early identification of chemicals that have the potential to harm human health or the environment: Improvement of workflow and application for identification of NERCs in the Danish EPA database on articles. (No. Research Report 2022). The Toxicological Council.

Bruks, S., Andersson, P., Franke, V., Wiberg, K., 2021. Methods for early identification of chemicals that have the potential to harm human health or the environment (No. Research Report 2021). The Toxicological Council.

Brunn, H., Arnold, G., Körner, W., Rippen, G., Steinhäuser, K.G., Valentin, I., 2023. PFAS: forever chemicals—persistent, bioaccumulative and mobile. Reviewing the status and the need for their phase out and remediation of contaminated sites. *Environ. Sci. Eur.* 35, 20. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00721-8>

Chaturvedi, P., Shukla, P., Giri, B.S., Chowdhary, P., Chandra, R., Gupta, P., Pandey, A., 2021. Prevalence and hazardous impact of pharmaceutical and personal care products and antibiotics in environment: A review on emerging contaminants. *Environ. Res.* 194, 110664. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110664>

COUNCIL DIRECTIVE of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture (86/278/EEC). 1986. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31986L0278>

Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 842–852. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)

Domini, M., Abbà, A., Bertanza, G., 2022. Analysis of the variation of costs for sewage sludge transport, recovery and disposal in Northern Italy: a recent survey (2015–2021). *Water Sci. Technol.* 85, 1167–1175. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.040>

Duong, K., Saphores, J.-D.M., 2015. Obstacles to wastewater reuse: an overview. *WIREs Water* 2, 199–214. <https://doi.org/10.1002/wat2.1074>

ECHA, 2023. URL <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals>

ECHA, 2008. Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment Chapter R. 10: Characterisation of Dose [Concentration] – Response for Environment. URL <https://echa.europa.eu/guidance-documents/guidance-on-information-requirements-and-chemical-safety-assessment>

Ekane, N., Barquet, K., Rosemarin, A., 2021. Resources and Risks: Perceptions on the Application of Sewage Sludge on Agricultural Land in Sweden, a Case Study. *Front. Sustain. Food Syst.* 5. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.647780>

Eke, J., Yusuf, A., Giwa, A., Sodiq, A., 2020. The global status of desalination: An assessment of current desalination technologies, plants and capacity. *Desalination* 495, 114633. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114633>

EMA, 2018. EMEA/CHMP/SWP/4447/00 Rev. 1 – Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use – Draft.

European Commission, 2024. Water reuse: Managing water resources more efficiently and facilitating water reuse in the EU. URL https://environment.ec.europa.eu/topics/water/water-reuse_en (accessed 4.2.24).

European Commission, 2022. Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment (recast). COM(2022) 541 final.

- Fairbairn, D.J., Arnold, W.A., Barber, B.L., Kaufenberg, E.F., Koskinen, W.C., Novak, P.J., Rice, P.J. and Swackhamer, D.L., 2016. Contaminants of emerging concern: mass balance and comparison of wastewater effluent and upstream sources in a mixed-use watershed. *Environmental Science & Technology*, 50(1), pp.36–45.
- Fanack Water, 2023. Water Resources in Israel. URL <https://water.fanack.com/israel/water-resources-in-israel/> (accessed 6.20.24).
- FASS, 2023. URL <https://www.fass.se/LIF/startpage?userType=2>
- Gago-Ferrero, P., Gros, M., Ahrens, L., Wiberg, K., 2017. Impact of on-site, small and large scale wastewater treatment facilities on levels and fate of pharmaceuticals, personal care products, artificial sweeteners, pesticides, and perfluoroalkyl substances in recipient waters. *Sci. Total Environ.* 601–602, 1289–1297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.258>
- Gomes, J., Frasson, D., Quinta-Ferreira, R.M., Matos, A., Martins, R.C., 2019. Removal of Enteric Pathogens from Real Wastewater Using Single and Catalytic Ozonation. *Water* 11, 127. <https://doi.org/10.3390/w11010127>
- Grusson, Y., Wesström, I., Joel, A., 2021. Impact of climate change on Swedish agriculture: Growing season rain deficit and irrigation need. *Agric. Water Manag.* 251, 106858. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106858>
- Guo, T., Englehardt, J., Wu, T., 2014. Review of cost versus scale: water and wastewater treatment and reuse processes. *Water Sci. Technol.* 69, 223–234. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.734>
- Haalck, I., Löffler, P., Baduel, C., Wiberg, K., Ahrens, L., Lai, F.Y., 2021. Mining chemical information in Swedish wastewaters for simultaneous assessment of population consumption, treatment efficiency and environmental discharge of illicit drugs. *Sci. Rep.* 11. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-92915-4>
- 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, 32. <https://doi.org/10.3390/membranes11010032>
- Hanna, N., Tamhankar, A.J., Lundborg, C.S., 2023. Antibiotic concentrations and antibiotic resistance in aquatic environments of the WHO Western Pacific and South-East Asia regions: a systematic review and probabilistic environmental hazard assessment. *Lancet Planet. Health* 7, E45–E54.
- Hollman, J., Khan, M.F., Dominic, J.A., Achari, G., 2020. Pilot-Scale Treatment of Neutral Pharmaceuticals in Municipal Wastewater Using Reverse Osmosis and Ozonation. *J. Environ. Eng.* 146, 04020121. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001777](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001777)
- Havs- och vattenmyndigheten, 2022. Sustainable Water Resource Management – A Proposed Strategy to Meet Current and Future Water Needs for Social Development and Ecosystems. Report 2022:3. Huerta Lwanga, E., Mendoza Vega, J., Ku Quej, V., Chi, J. de los A., Sanchez del Cid, L., Chi, C., Escalona Segura, G., Gertsen, H., Salánki, T., van der Ploeg, M., Koelmans, A.A., Geissen, V., 2017. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. *Sci. Rep.* 7, 14071. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14588-2>

- Jasim, S.Y., Saththasivam, J., Loganathan, K., Ogunbiyi, O.O., Sarp, S., 2016. Reuse of Treated Sewage Effluent (TSE) in Qatar. *J. Water Process Eng.* 11, 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2016.05.003>
- Jimenez, B., Asano, T., 2008. *Water Reuse: An International Survey of current practices, issues and needs* (No. Scientific and Technical Report No. 20). IWA Publishing.
- Jodar-Abellan, A., López-Ortiz, M.I., Melgarejo-Moreno, J., 2019. Wastewater Treatment and Water Reuse in Spain. Current Situation and Perspectives. *Water* 11, 1551. <https://doi.org/10.3390/w11081551>
- Jones, E.R., van Vliet, M.T.H., Qadir, M., Bierkens, M.F.P., 2021. Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. *Earth Syst. Sci. Data* 13, 237–254. <https://doi.org/10.5194/essd-13-237-2021>
- Kelly, J.J., London, M.G., McCormick, A.R., Rojas, M., Scott, J.W., Hoellein, T.J., 2021. Wastewater treatment alters microbial colonization of microplastics. *PLOS ONE* 16, e0244443. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0244443>
- Khan, U.A., Löffler, P., Spilsbury, F., Wiberg, K., Stålsby Lundborg, C. and Lai, F.Y., 2024. Towards sustainable water reuse: A critical review and meta-analysis of emerging chemical contaminants with risk-based evaluation, health hazard prediction and prioritization for assessment of effluent water quality. *Journal of Hazardous Materials*, 480, 136175.
- Kog, Y.C., 2020. Water Reclamation and Reuse in Singapore. *J. Environ. Eng.* 146, 03120001. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001675](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001675)
- Krzeminski, P., Leverette, L., Malamis, S., Katsou, E., 2017. Membrane bioreactors – A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects. *J. Membr. Sci.* 527, 207–227. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.12.010>
- Lefebvre, O., 2018. Beyond NEWater: An insight into Singapore’s water reuse prospects. *Curr. Opin. Environ. Sci. Health* 2, 26–31. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.001>
- Leven, L., Eveborn, D., Ljung, E., Gros Calvo, M., Dalahmeh, S., Jönsson, H., Ahrens, L., Wiberg, K., Lundin, G., 2016. Läkemedel i källsorterat klosettwater och latrin (No. RKA54), JTI rapport Kretslopp och avfall.
- Li, L., Luo, Y., Li, R., Zhou, Q., Peijnenburg, W.J.G.M., Yin, N., Yang, J., Tu, C., Zhang, Y., 2020. Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode. *Nat. Sustain.* 3, 929–937. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0567-9>
- Liao, Z., Chen, Z., Xu, A., Gao, Q., Song, K., Liu, J., Hu, H.-Y., 2021. Wastewater treatment and reuse situations and influential factors in major Asian countries. *J. Environ. Manage.* 282, 111976. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111976>
- Löffler, P., Escher, B.I., Baduel, C., Virta, M.P., Lai, F.Y., 2023. Antimicrobial Transformation Products in the Aquatic Environment: Global Occurrence, Ecotoxicological Risks, and Potential of Antibiotic Resistance. *Environ. Sci. Technol.*
- Mamo, J., Insa, S., Monclús, H., Rodríguez-Roda, I., Comas, J., Barceló, D., Farré, M.J., 2016. Fate of NDMA precursors through an MBR-NF pilot plant for urban wastewater reclamation and the effect of changing aeration conditions. *Water Res.* 102, 383–393. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.06.057>

Matheri, A.N., Mohamed, B., Ntuli, F., Ngila, J.C., Zvinowanda, C., 2022. Computational modelling of geochemical speciation of the trace metals in the wastewater treatment process optimization. *Appl. Water Sci.* 12, 279. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01805-1>

Menger, F., Andersson, P.L., Weiss, J.M., 2023. Integration of Chemicals Market Data with Suspect Screening Using In Silico Tools to Identify Potential New and Emerging Risk Chemicals, in: *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 1–20. https://doi.org/10.1007/698_2023_1056

Ministry of Health, 2023. Sewage and Treated Wastewater: Irrigation with Treated Wastewater. URL <https://www.gov.il/en/pages/reclaimed-water-pages?chapterIndex=3> (accessed 7.15.24).

Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B., 2016. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environ. Sci. Technol.* 50, 5800–5808. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>

Naturvårdsverket, 2022. Analys av vilka åtgärder som behövs för att genomföra EU-förordningen om minimikrav för återanvändning av vatten (No. NV-02172-21). Naturvårdsverket.

Nazari Chamaki, F., Jenkins, G.P., Hashemipour, M., 2023. Financial, Economic, and Environmental Analyses of Upgrading Reverse Osmosis Plant Fed with Treated Wastewater. *Energies* 16, 3292. <https://doi.org/10.3390/en16073292>

Obotey Ezugbe, E., Rathilal, S., 2020. Membrane Technologies in Wastewater Treatment: A Review. *Membranes* 10, 89. <https://doi.org/10.3390/membranes10050089>

OECD, 2020. Water and Agriculture. Agriculture Policy Brief.

Phan, H.V., Hai, F.I., Kang, J., Dam, H.K., Zhang, R., Price, W.E., Broeckmann, A., Nghiem, L.D., 2014. Simultaneous nitrification/denitrification and trace organic contaminant (TrOC) removal by an anoxic-aerobic membrane bioreactor (MBR). *Bioresour. Technol.*, Special Issue: CESE 2013 & Special Issue: ICABB 2013 165, 96–104. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.094>

Pistocchi, A., Andersen, H.R., Bertanza, G., Brander, A., Choubert, J.M., Cimbritz, M., Drewes, J.E., Koehler, C., Krampe, J., Launay, M., Nielsen, P.H., Obermaier, N., Stanev, S., Thornberg, D., 2022. Treatment of micropollutants in wastewater: Balancing effectiveness, costs and implications. *Sci. Total Environ.* 850, 157593. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157593>

Ponce-Lira, B., Serrano-Olvera, M., Rodríguez-Martínez, N., Sánchez-Herrera, S.G., 2020. Polluted Wastewater for Irrigation in the Mezquital Valley, Mexico, in: Otazo-Sánchez, E.M., Navarro-Frómata, A.E., Singh, V.P. (Eds.), *Water Availability and Management in Mexico*. Springer International Publishing, Cham, pp. 215–231. https://doi.org/10.1007/978-3-030-24962-5_10

PPDB, 2023. Pesticides Properties Database. University of Hertfordshire.

Qatar Foundation, 2022. Could Qatar use treated wastewater to quench agriculture's thirst? URL <https://www.qf.org.qa/stories/could-qatar-use-treated-wastewater-to-quench-agricultures-thirst> (accessed 6.20.24).

- Qu, J., Dai, X., Hu, H.-Y., Huang, X., Chen, Z., Li, T., Cao, Y., Daigger, G.T., 2022. Emerging Trends and Prospects for Municipal Wastewater Management in China. *ACS EST Eng.* 2, 323–336. <https://doi.org/10.1021/acsestengg.1c00345>
- Rahav, M., Brindt, N., Yermiyahu, U., Wallach, R., 2017. Induced heterogeneity of soil water content and chemical properties by treated wastewater irrigation and its reclamation by freshwater irrigation. *Water Resour. Res.* 53, 4756–4774. <https://doi.org/10.1002/2016WR019860>
- Rahman, T.U., Roy, H., Islam, M.R., Tahmid, M., Fariha, A., Mazumder, A., Tasnim, N., Pervez, M.N., Cai, Y., Naddeo, V., Islam, M.S., 2023. The Advancement in Membrane Bioreactor (MBR) Technology toward Sustainable Industrial Wastewater Management. *Membranes* 13, 181. <https://doi.org/10.3390/membranes13020181>
- Rasmussen, L.A., Iordachescu, L., Tumlin, S., Vollertsen, J., 2021. A complete mass balance for plastics in a wastewater treatment plant – Macroplastics contributes more than microplastics. *Water Res.* 201, 117307. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117307>
- Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas., n.d.
- Real Decreto-ley 4/2023, de 11 de mayo, por el que se adoptan medidas urgentes en materia agraria y de aguas en respuesta a la sequía y al agravamiento de las condiciones del sector primario derivado del conflicto bélico en Ucrania y de las condiciones climatológicas, así como de promoción del uso del transporte público colectivo terrestre por parte de los jóvenes y prevención de riesgos laborales en episodios de elevadas temperaturas., 2023.
- Reaume, M.J., Seth, R., McPhedran, K.N., da Silva, E.F., Porter, L.A., 2015. Effect of Media on Biofilter Performance Following Ozonation of Secondary Treated Municipal Wastewater Effluent: Sand vs. GAC. *Ozone Sci. Eng.* 37, 143–153. <https://doi.org/10.1080/01919512.2014.939741>
- Regulation (EU) 2020/741 of the european parliament and of the council of 25 May 2020 on minimum requirements for water reuse, 2020.
- Richardson, S.D., Kimura, S.Y., 2020. Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues. *Anal. Chem.* 92, 473–505. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.9b05269>
- Rodriguez-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. *J. Hazard. Mater., Advances in Analysis, Treatment Technologies, and Environmental Fate of Emerging Contaminants* 282, 165–173. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.09.015>
- Schwermer, C.U., Krzeminski, P., Wennberg, A.C., Vogelsang, C., Uhl, W., 2017. Removal of antibiotic resistant E. coli in two Norwegian wastewater treatment plants and by nano- and ultra-filtration processes. *Water Sci. Technol.* 77, 1115–1126. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.642>

Shahmansouri, A., Bellona, C., 2015. Nanofiltration technology in water treatment and reuse: applications and costs. *Water Sci. Technol.* 71, 309–319.

<https://doi.org/10.2166/wst.2015.015>

Shoushtarian, F., Negahban-Azar, M., 2020. Worldwide Regulations and Guidelines for Agricultural Water Reuse: A Critical Review. *Water* 12, 971. <https://doi.org/10.3390/w12040971>

Slobodnik, J., Mrafkova, L., Carere, M., Ferrara, F., Pennelli, B., Schüürmann, G., von der Ohe, P.C., 2012. Identification of river basin specific pollutants and derivation of environmental quality standards: A case study in the Slovak Republic. *Trac-Trends Anal. Chem.*

Sörengård, M., Campos-Pereira, H., Ullberg, M., Lai, F.Y., Golovko, O., Ahrens, L., 2019. Mass loads, source apportionment, and risk estimation of organic micro-pollutants from hospital and municipal wastewater in recipient catchments. *Chemosphere* 234, 931–941. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.041>

Sörme, L., Lagerkvist, R., 2002. Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Sci. Total Environ.* 298, 131–145. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00197-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00197-3)

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>

Stensen, K., Krunegård, A., Rasmusson, K., Matti, B., & Hjerdt, N., 2019. Sveriges vattentillgång utifrån perspektivet vattenbrist och torra : – Delrapport 1 i regeringsuppdrag om åtgärder för att motverka vattenbrist i ytvattentäkter. Retrieved from <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:smhi:diva-5434>

Sun, S.P., Hatton, T.A., Chung, T.-S., 2011. Hyperbranched Polyethyleneimine Induced Cross-Linking of Polyamide-imide Nanofiltration Hollow Fiber Membranes for Effective Removal of Ciprofloxacin. *Environ. Sci. Technol.* 45, 4003–4009. <https://doi.org/10.1021/es200345q>

Tabla-Vázquez, C.G., Chávez-Mejía, A.C., Orta Ledesma, M.T., Ramírez-Zamora, R.M., 2020. Wastewater Treatment in Mexico, in: Raynal-Villasenor, J.A. (Ed.), *Water Resources of Mexico*. Springer International Publishing, Cham, pp. 133–155. https://doi.org/10.1007/978-3-030-40686-8_8

Takman, M., Cimbritz, M., Davidsson, Å., Fünfschilling, L., 2023. Storylines and Imaginaries of Wastewater Reuse and Desalination: The Rise of Local Discourses on the Swedish Islands of Öland and Gotland. *Water Alternatives* 16, 207–243.

Tawfik, M.H., Hoogesteger, J., Elmahdi, A., Hellegers, P., 2021. Unpacking wastewater reuse arrangements through a new framework: insights from the analysis of Egypt. *Water Int.* 46, 605–625. <https://doi.org/10.1080/02508060.2021.1921503>

Teutschbein, C., Quesada Montano, B., Todorović, A., Grabs, T., 2022. Streamflow droughts in Sweden: Spatiotemporal patterns emerging from six decades of observations. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 42, 101171. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101171>

- Uchimiya, M., Bannon, D., Nakanishi, H., McBride, M.B., Williams, M.A., Yoshihara, T., 2020. Chemical Speciation, Plant Uptake, and Toxicity of Heavy Metals in Agricultural Soils. *J. Agric. Food Chem.* 68, 12856–12869. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.0c00183>
- United Nations (2024). *The United Nations World Water Development Report 2024: Water for Prosperity and Peace*. UNESCO, Paris.
- United Nations, 2015. UN World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. United Nations.
- USEPA, 2023. EPA ECOTOX database.
- USEPA, 2012. Guidelines for Water Reuse. U.S. Environmental Protection Agency.
- Vicente-Serrano, S.M., Quiring, S.M., Peña-Gallardo, M., Yuan, S., Domínguez-Castro, F., 2020. A review of environmental droughts: Increased risk under global warming? *Earth-Sci. Rev.* 201, 102953. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.102953>
- Villamar, C.-A., Vera-Puerto, I., Rivera, D., De la Hoz, F., 2018. Reuse and Recycling of Livestock and Municipal Wastewater in Chilean Agriculture: A Preliminary Assessment. *Water* 10, 817. <https://doi.org/10.3390/w10060817>
- Wang, H., Xi, H., Xu, L., Jin, M., Zhao, W., Liu, H., 2021. Ecotoxicological effects, environmental fate and risks of pharmaceutical and personal care products in the water environment: A review. *Sci. Total Environ.* 788, 147819. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147819>
- Wang, Y., Wang, X., Li, M., Dong, J., Sun, C., Chen, G., 2018. Removal of Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) from Municipal Waste Water with Integrated Membrane Systems, MBR-RO/NF. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15, 269. <https://doi.org/10.3390/ijerph15020269>
- Xiao, K., Liang, S., Wang, X., Chen, C., Huang, X., 2019. Current state and challenges of full-scale membrane bioreactor applications: A critical review. *Bioresour. Technol.* 271, 473–481. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.061>
- 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 Res.* 45, 5218–5228. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.07.026>
- Yang, Y., Zhang, X., Jiang, J., Han, J., Li, W., Li, X., Yee Leung, K.M., Snyder, S.A., Alvarez, P.J.J., 2022. Which Micropollutants in Water Environments Deserve More Attention Globally? *Environ. Sci. Technol.* 56, 13–29. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04250>
- Zhu, Z., Dou, J., 2018. Current status of reclaimed water in China: an overview. *J. Water Reuse Desalination* 8, 293–307. <https://doi.org/10.2166/wrd.2018.070>

Bilaga I

Söksträng för Web of Science

TS = (Swed* AND (wastewater OR sewage OR effluent* OR “black water” OR blackwater OR gr*ywater OR “grey water” OR “gray water” OR excreta OR sludge OR “source-separated” OR “source separated waste fraction*” OR “waste water”) AND (micropollutant* OR pharmaceutical* OR antibiotic* OR hormon* OR steroid* OR PFAS* OR PFAA* OR microplastic* OR “organic chemical*” OR “industr* chemical*” OR “persistent organic pollutant*” OR POP* OR NSAID* OR metal* OR nano* OR PPCP* OR “personal care product*” OR “contaminant* of emerging concern” OR contaminant* OR CEC* OR “New Emerging Risk Chemical*” OR NERC* OR “unwanted substance*” OR “unwanted chemical*” OR “antibiotic* resistance gene*”))

Söksträng för Scopus

TITLE-ABS-KEY (Swed* AND (wastewater OR sewage OR effluent* OR “black water” OR blackwater OR gr*ywater OR “grey water” OR “gray water” OR excreta OR sludge OR “source-separated” OR “source separated waste fraction*” OR “waste water”) AND (micropollutant* OR pharmaceutical* OR antibiotic* OR hormon* OR steroid* OR PFAS* OR PFAA* OR microplastic* OR “organic chemical*” OR “industr* chemical*” OR “persistent organic pollutant*” OR POP* OR NSAID* OR metal* OR nano* OR PPCP* OR “personal care product*” OR “contaminant* of emerging concern” OR contaminant* OR CEC* OR “New Emerging Risk Chemical*” OR NERC* OR “unwanted substance*” OR “unwanted chemical*” OR “antibiotic* resistance gene*”))

Tabell A1. Värden för ekologiska riskparametrar och deras poäng för de utvalda kemiska föreningarna. FoE: frekvens av överskridande; EoE: omfattning av överskridande; RQ: riskkvot.

Förening	CAS-nummer	FoE	EoE	RQ	Score _{RQ}	Score _{EoE}	(Score _{RQ} +Score _{EoE})/2	Score _{eco}
bicalutamid	90357-06-5	0.97	6.0	8.0	1	1	1	1.97
fexofenadin	83799-24-0	0.94	65.3	66.7	1	1	1	1.94
diklofenak	15307-86-5	0.91	43.9	108.3	1	1	1	1.91
venlafaxin	93413-69-5	0.89	14.3	114.2	1	1	1	1.89
amoxicillin	26787-78-0	0.88	64.9	70.3	1	1	1	1.88
klaritromycin	81103-11-9	0.86	78.4	390.0	1	1	1	1.86
DEET (N,N-dietyl-m-toluamid)	134-62-3	0.83	35.0	71.2	1	1	1	1.83
desvenlafaxin	93413-62-8	0.72	2.4	3.2	1	1	1	1.72
atorvastatin	134523-00-5	0.59	18.1	85.1	1	1	1	1.59
genistein	446-72-0	0.55	2.4	3.7	1	1	1	1.55
azitromycin	83905-01-5	0.51	4.3	8.9	1	1	1	1.51
triclosan	3380-34-5	0.50	8.0	11.5	1	1	1	1.5
gemfibrozil	25812-30-0	0.45	13.5	52.0	1	1	1	1.45
ranitidin	66357-35-5	0.31	2.8	4.5	1	1	1	1.31
daidzein	486-66-8	0.31	1.8	4.0	1	1	1	1.31
ketoprofen	22071-15-4	0.30	2.2	2.9	1	1	1	1.3
ibuprofen	15687-27-1	0.28	4.8	9.2	1	1	1	1.28
oxazepam	604-75-1	0.24	1.9	10.7	1	1	1	1.24
fluoxetin	54910-89-3	0.20	3.3	7.8	1	1	1	1.2
erytromycin	114-07-8	0.15	2.4	4.5	1	1	1	1.15
PFNA	375-95-1	0.14	1.6	7.6	1	1	1	1.14
propranolol	525-66-6	0.09	2.0	26.0	1	1	1	1.09
ciprofloxacin	85721-33-1	0.06	1.3	11.9	1	1	1	1.06
koffein	58-08-2	0.05	1.1	3.6	1	1	1	1.05
tiabendazol	148-79-8	0.05	0.5	2.7	1	0	0.5	0.55
tramadol	27203-92-5	0.04	0.8	1.9	1	0	0.5	0.54
kodein	76-57-3	0.03	0.8	2.5	1	0	0.5	0.53
bezafibrat	41859-67-0	0.02	0.2	1.4	1	0	0.5	0.52
metoprolol	51384-51-1	0.01	0.4	1.1	1	0	0.5	0.51
karbamazepin	298-46-4	0.01	0.4	1.0	1	0	0.5	0.51

Förorening	CAS-nummer	FoE	EoE	RQ	Score _{RQ}	Score _{EOE}	(Score _{RQ} +Score _{EOE})/2	Score _{eco}
metformin	657-24-9	0.00	0.8	0.9	0	0	0	0
sulfametoxazol	723-46-6	0.00	0.7	0.9	0	0	0	0
2,4,7,9-tetrametyl-5-decyn-4,7-diol	126-86-3	0.00	0.1	0.9	0	0	0	0
sertralin	79617-96-2	0.00	0.1	0.9	0	0	0	0
sulisobenzon	4065-45-6	0.00	0.8	0.9	0	0	0	0
karbamazepin 10,11-epoxid	36507-30-9	0.00	0.6	0.8	0	0	0	0
naproxen	22204-53-1	0.00	0.2	0.7	0	0	0	0
10,11-dihydro-10-hydroxikarbamazepin	29331-92-8	0.00	0.6	0.6	0	0	0	0
paracetamol	103-90-2	0.00	0.2	0.5	0	0	0	0
loperamid	53179-11-6	0.00	0.1	0.5	0	0	0	0
losartan	114798-26-4	0.00	0.1	0.4	0	0	0	0
amitriptylin	50-48-6	0.00	0.1	0.4	0	0	0	0
furosemid	54-31-9	0.00	0.0	0.4	0	0	0	0
tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP)	115-96-8	0.00	0.2	0.3	0	0	0	0
nikotin	54-11-5	0.00	0.1	0.3	0	0	0	0
n-desmetylcitalopram	62498-67-3	0.00	0.2	0.2	0	0	0	0
tris(2-butoxietyl)fosfat (TBEP)	78-51-3	0.00	0.2	0.2	0	0	0	0
memantine	19982-08-2	0.00	0.2	0.2	0	0	0	0
klindamycin	18323-44-9	0.00	0.1	0.2	0	0	0	0
fenazon	60-80-0	0.00	0.1	0.2	0	0	0	0
simvastatin	79902-63-9	0.00	0.1	0.2	0	0	0	0
terbutryn	886-50-0	0.00	0.1	0.2	0	0	0	0
citalopram	59729-33-8	0.00	0.0	0.1	0	0	0	0
laureth-5	3055-95-6	0.00	0.1	0.1	0	0	0	0
sotalol	3930-20-9	0.00	0.1	0.1	0	0	0	0
climbazole	38083-17-9	0.00	0.1	0.1	0	0	0	0
progesteron	57-83-0	0.00	0.0	0.1	0	0	0	0
3-(4-metylbenzyliden)kamfer	36861-47-9	0.00	0.1	0.1	0	0	0	0
budesonid	51333-22-3	0.00	0.0	0.1	0	0	0	0
dibutylfosfat	107-66-4	0.00	0.0	0.1	0	0	0	0
bisoprolol	66722-44-9	0.00	0.0	0.1	0	0	0	0

Förening	CAS-nummer	FoE	EoE	RQ	Score _{RQ}	Score _{EOE}	(Score _{RQ} +Score _{EOE})/2	Score _{eco}
clopidogrel	113665-84-2	0.00	0.1	0.1	0	0	0	0
bensotriazol	95-14-7	0.00	0.0	0.1	0	0	0	0
boscalid	188425-85-6	0.00	0.1	0.1	0	0	0	0
lidokain	137-58-6	0.00	0.0	0.1	0	0	0	0
diuron	330-54-1	0.00	0.0	0.1	0	0	0	0
bisfenol A	80-05-7	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
lamotrigin	84057-84-1	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
flukonazol	86386-73-4	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
terbutalin	23031-25-6	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
klozapin	5786-21-0	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
mebendazol	31431-39-7	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
protikonazol	178928-70-6	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
imazalil	35554-44-0	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
propikonazol	60207-90-1	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
tributylcitratacetat	77-90-7	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
atenolol	29122-68-7	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
mirtazapin	85650-52-8	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
valsartan	137862-53-4	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
di-(2-etylhexyl)fosforsyra	298-07-7	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
bensofenon	119-61-9	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
albuterol (salbutamol)	18559-94-9	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
amidotrizoesyra	117-96-4	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
diltiazem	42399-41-7	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
verapamil	52-53-9	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
salicylsyra	69-72-7	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
zolpidem	82626-48-0	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
trimetoprim	738-70-5	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
BAM (diklorbenzamid)	2008-58-4	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
telmisartan	144701-48-4	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
mono-n-butylfosforsyra	1623-15-0	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
bupropion	34841-39-9	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0

Förorening	CAS-nummer	FoE	EoE	RQ	Score _{RQ}	Score _{EOE}	(Score _{RQ} +Score _{EOE})/2	Score _{eco}
teofyllin	58-55-9	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
hydroklortiazid (HCTZ)	58-93-5	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
oxybenzon	131-57-7	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
amlodipin besylat	111470-99-6	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
primidon	125-33-7	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
mefenaminsyra	61-68-7	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
PFOS	1763-23-1	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
6:2 FTSA	27619-97-2	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
sulfaklozin	102-65-8	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
ramipril	87333-19-5	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
irbesartan	138402-11-6	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
2,2'-dimorfolinyldietyleter	6425-39-4	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
oxikodon	76-42-6	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
sparfloxacin	110871-86-8	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
metronidazol	443-48-1	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
pyridoxin (vitamin b6)	65-23-6	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
PFHpA	375-85-9	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
PFPeA	2706-90-3	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
loratadin	79794-75-5	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
metronidazol-OH	4812-40-2	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
cetirizin	83881-51-0	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
propamokarb	24579-73-5	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
tetraetylglykol	112-60-7	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
PFHxS	355-46-4	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
PFHxA	307-24-4	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
PFOA	335-67-1	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0
FOSA	754-91-6	0.00	0.0	0.0	0	0	0	0

Tabell A2. Värden och poäng för miljöfarliga parametrar för de utvalda kemiska föreningarna.

Ämnets namn	CAS-nummer	log BCF	Persistens vatten [dagar]	log Koc	Löslighet [log (mol/L)]	BCF poäng	Poäng för uthållighet	Poäng för mobilitet	Score _{EH}
PFOS	1763-23-1	3.73	57	2.5	0.4	1	1	1	1
sertralin	79617-96-2	3.29	44	3.6	1.2	0	1	1	0.67
PFOA	335-67-1	3.12	57	3.2	1.6	0	1	1	0.67
klindamycin	18323-44-9	0.01	82	2.2	6305.2	0	1	1	0.67
bisoprolol	66722-44-9	0.15	82	3.6	813.9	0	1	1	0.67
PFNA	375-95-1	2.58	57	3.5	0.3	0	1	1	0.67
mirtazapin	85650-52-8	1.25	44	2.8	156.3	0	1	1	0.67
amitriptylin	50-48-6	2.59	241	3.6	9.7	0	1	1	0.67
PFHxS	355-46-4	3.6	21	3.4	10.3	1	0	1	0.67
propikonazol	60207-90-1	1.78	44	3.4	110	0	1	1	0.67
cetirizin	83881-51-0	0.8	44	3	29.5	0	1	1	0.67
nikotin	54-11-5	0.4	141	2	10492.8	0	1	1	0.67
ramipril	87333-19-5	0.56	82	2.7	49.6	0	1	1	0.67
sparfloxacin	110871-86-8	0.37	82	2.6	6779.6	0	1	1	0.67
laureth-5	3055-95-6	-0.01	91	4.2	187	0	1	1	0.67
imazalil	35554-44-0	1.6	44	3.7	179.9	0	1	1	0.67
mono-n-butylfosforsyra	1623-15-0	0.19	149	1.5	35978.1	0	1	1	0.67
6:2 FTSA	27619-97-2	1.72	57	3	8.4	0	1	1	0.67
diklofenak	15307-86-5	2.7	0	3.8	2.4	0	0	1	0.33
naproxen	22204-53-1	1.42	7	2.7	15.9	0	0	1	0.33
oxazepam	604-75-1	0.83	22	2.6	141.9	0	0	1	0.33
trimetoprim	738-70-5	0.36	5	2.1	399.9	0	0	1	0.33
karbamazepin	298-46-4	1.35	15	2.8	112.1	0	0	1	0.33
citalopram	59729-33-8	1.63	23	3.4	24	0	0	1	0.33
ibuprofen	15687-27-1	1.62	8	2.1	21	0	0	1	0.33
flukonazol	86386-73-4	1.82	23	1.9	1104.7	0	0	1	0.33
metoprolol	51384-51-1	0.33	6	3.1	16911.3	0	0	1	0.33
sulfametoxazol	723-46-6	0.37	2	2	427.6	0	0	1	0.33
tramadol	27203-92-5	0.99	7	2.8	588	0	0	1	0.33
klaritromycin	81103-11-9	-1.6	82	4.7	2470.7	0	1	0	0.33
ketoprofen	22071-15-4	1.49	15	2.8	51	0	0	1	0.33

Ämnets namn	CAS-nummer	log BCF	Persistens vatten [dagar]	log Koc	Löslighet [log (mol/L)]	BCF poäng	Poäng för uthållighet	Poäng för mobilitet	Score _{EH}
atenolol	29122-68-7	0.08	6	2.5	13289.3	0	0	1	0.33
erytromycin	114-07-8	-1.65	82	4.6	2156.5	0	1	0	0.33
venlafaxin	93413-69-5	1.1	7	2.8	324.4	0	0	1	0.33
ciprofloxacin	85721-33-1	0.32	26	2.5	4653.1	0	0	1	0.33
koffein	58-08-2	0.02	5	1.8	7974.7	0	0	1	0.33
losartan	114798-26-4	1.07	26	4.1	2.1	0	0	1	0.33
furosemid	54-31-9	-0.01	3	1.5	73	0	0	1	0.33
irbesartan	138402-11-6	1.1	23	4.3	0.4	0	0	1	0.33
sotalol	3930-20-9	0.37	10	2	2180.2	0	0	1	0.33
diltiazem	42399-41-7	0.88	7	3.2	465.2	0	0	1	0.33
fluoxetin	54910-89-3	2.35	7	3.6	5.1	0	0	1	0.33
memantine	19982-08-2	1.95	2	3.7	119.5	0	0	1	0.33
tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP)	115-96-8	-0.18	36	1.2	1302.2	0	0	1	0.33
propranolol	525-66-6	0.84	6	2.5	61.6	0	0	1	0.33
metformin	657-24-9	0.24	13	1	972	0	0	1	0.33
PFHxS	307-24-4	1.75	15	3	23.6	0	0	1	0.33
hydroklortiazid (HCTZ)	58-93-5	-0.06	2	1.7	722.6	0	0	1	0.33
azitromycin	83905-01-5	-1.58	82	4.6	1293.6	0	1	0	0.33
metronidazol	443-48-1	0.15	6	1.8	9494.1	0	0	1	0.33
lamotrigin	84057-84-1	0.61	16	2.3	2.5	0	0	1	0.33
valsartan	137862-53-4	0.8	26	2.8	18.9	0	0	1	0.33
zolpidem	82626-48-0	0.96	23	3.3	21.1	0	0	1	0.33
lidokain	137-58-6	0.69	4	2.5	4101.3	0	0	1	0.33
2,4,7,9-tetramethyl-5-decyn-4,7-diol	126-86-3	1.59	8	1.9	468.9	0	0	1	0.33
bezafibrat	41859-67-0	1.35	7	4.1	28.6	0	0	1	0.33
DEET (N,N-dietyl-m-toluamid)	134-62-3	0.38	8	2.3	685	0	0	1	0.33
desvenlafaxin	93413-62-8	1	4	2.7	594.7	0	0	1	0.33
climbazole	38083-17-9	1.38	7	3.1	42	0	0	1	0.33
salicylsyra	69-72-7	0.34	2	1.6	2240.2	0	0	1	0.33
bensofenon	119-61-9	0.89	8	2.6	137	0	0	1	0.33

Ämnets namn	CAS-nummer	log BCF	Persistens vatten [dagar]	log Koc	Löslighet [log (mol/L)]	BCF poäng	Poäng för uthållighet	Poäng för mobilitet	Score _{EH}
bicalutamid	90357-06-5	0.97	23	2.2	1.8	0	0	1	0.33
gemfibrozil	25812-30-0	1.67	7	2.3	45.3	0	0	1	0.33
terbutryn	886-50-0	1.09	26	2.9	25	0	0	1	0.33
diuron	330-54-1	0.93	23	2.4	42	0	0	1	0.33
PFPeA	2706-90-3	1.4	7	2	89.9	0	0	1	0.33
tiabendazol	148-79-8	0.41	6	3.2	50	0	0	1	0.33
clopidogrel	113665-84-2	1.52	7	3.2	13.5	0	0	1	0.33
paracetamol	103-90-2	0.29	2	1.7	14011.8	0	0	1	0.33
karbamazepin 10,11-epoxid	36507-30-9	0.66	10	3.1	308.9	0	0	1	0.33
di-(2-etylhexyl)fosforsyra	298-07-7	0.64	23	3.2	182.2	0	0	1	0.33
fenazon	60-80-0	0.77	8	2	241.6	0	0	1	0.33
terbutalin	23031-25-6	0.32	4	2	2947.4	0	0	1	0.33
10,11-dihydro-10-hydroxikarbama- zepin	29331-92-8	0.83	26	2.8	116.2	0	0	1	0.33
3-(4-metylbenzyliden)kamfer	36861-47-9	2.28	23	3.2	4	0	0	1	0.33
albuterol (salbutamol)	18559-94-9	0.21	4	1.9	4639.7	0	0	1	0.33
BAM (diklorbenzamid)	2008-58-4	0.73	7	0.5	2727.9	0	0	1	0.33
dibutylfosfat	107-66-4	0.75	13	1.3	17207.4	0	0	1	0.33
n-desmetylcitalopram	62498-67-3	1.6	23	3	15.1	0	0	1	0.33
protikonazol	178928-70-6	1.63	4	2.9	11.1	0	0	1	0.33
tetraetylglykol	112-60-7	0.13	4	1	1000883.2	0	0	1	0.33
teofyllin	58-55-9	0.05	8	1.6	3333.1	0	0	1	0.33
tributylcitratacetat	77-90-7	0.46	7	2.3	66	0	0	1	0.33
2,2'-dimorfolinyldietyleter	6425-39-4	-0.03	3	2.4	267015.4	0	0	1	0.33
genistein	446-72-0	0.43	7	2.9	66.6	0	0	1	0.33
metronidazol-oh	4812-40-2	0.23	6	1.7	21598.6	0	0	1	0.33
primidon	125-33-7	0.54	4	2	500	0	0	1	0.33
mefenaminsyra	61-68-7	2.01	4	2.8	20	0	0	1	0.33
pyridoxin (vitamin b6)	65-23-6	0.08	2	1.9	63524.7	0	0	1	0.33
mebendazol	31431-39-7	1.26	7	2.4	71.3	0	0	1	0.33
amidotrizoesyra	117-96-4	0.87	4	2.5	419.5	0	0	1	0.33

Ämnets namn	CAS-nummer	log BCF	Persistens vatten [dagar]	log Koc	Löslighet [log (mol/L)]	BCF poäng	Poäng för uthållighet	Poäng för mobilitet	Score _{EH}
bensotriazol	95-14-7	0.37	6	1.7	19817.9	0	0	1	0.33
loratadin	79794-75-5	1.61	7	3.6	0.4	0	0	1	0.33
Oxybenzon	131-57-7	1.98	7	2.6	72.4	0	0	1	0.33
tris(2-butoxietyl)fosfat (TBEP)	78-51-3	0.76	23	4.1	1100.2	0	0	1	0.33
bisfenol A	80-05-7	1.64	4	3.2	120.1	0	0	1	0.33
boscalid	188425-85-6	1.92	22	3.2	2.7	0	0	1	0.33
sulfaklozin	102-65-8	0.12	4	2.5	330.1	0	0	1	0.33
daidzein	486-66-8	0.63	7	2.9	64.4	0	0	1	0.33
bupropion	34841-39-9	1.02	22	2.1	275.4	0	0	1	0.33
klozapin	5786-21-0	0.96	3	2.7	26.3	0	0	1	0.33
loperamid	53179-11-6	1.13	23	4.5	12.8	0	0	1	0.33
PFHpA	375-85-9	2	23	3.3	8.6	0	0	1	0.33
amoxicillin	26787-78-0	0.35	10	1.7	1681.5	0	0	1	0.33
amlodipin*	111470-99-6	0.23	7	1.6	161.8	0	0	1	0.33
propamokarb	24579-73-5	0.37	2	2.5	894 754.3	0	0	1	0.33
sulisobenzon	4065-45-6	0.41	7	2.3	1561.3	0	0	1	0.33
besylat (bensensulfonsyra)*	111470-99-6	0.3	2	1.5	48488.4	0	0	1	0.33
ranitidin	66357-35-5	0.16	3	3	654.3	0	0	1	0.33
FOSA	754-91-6	1.69	57	2.82	0.0672	0	1	0	0.33
kodein	76-57-3	0.69	7	4.9	9000.2	0	0	0	0
fexofenadin	83799-24-0	0.54	0	5.2	22.7	0	0	0	0
progesteron	57-83-0	1.91	23	5.7	8.8	0	0	0	0
atorvastatin	134523-00-5	0.35	26	5.4	28.3	0	0	0	0
telmisartan	144701-48-4	0.96	11	5.1	0.2	0	0	0	0
oxikodon	76-42-6	0.4	7	4.6	333.9	0	0	0	0
verapamil	52-53-9	0.64	7	5.2	0.8	0	0	0	0
budesonid	51333-22-3	0.56	26	4.7	40.8	0	0	0	0
simvastatin	79902-63-9	0.96	7	4.9	8.8	0	0	0	0
triclosan	3380-34-5	1.72	19	4.6	10	0	0	0	0

Tabell A3. Värden och poäng för parametrar som är farliga för människors hälsa för de utvalda kemiska föroreningarna.

Ämnets namn	CAS-nummer	Muta-genicitet	Cancer-fram-kallande egenskaper	Utvecklings-toxicitet	Östrogen-receptorns effekt	Androgen-receptorns effekt	Hepa-toxicitet	Aktivitet hos P-glyko-protein	Hud-sensibilisering	Muta-genicitets-poäng	Poäng för carcino-genicitet	Poäng för utvecklings-toxicitet	Effekt-poäng för östrogen-receptorer	Androgen-receptorns effekt-poäng	Hepa-toxicitets-poäng	Poäng för P-glyko-protein-aktivitet	Hud-sensibiliserings-poäng	Score _{HH}
fluoxetin	54910-89-3	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Inte	Ej aktiv	Toxisk	Inhibitor	Känslig-görare	0	0	1	1	0	1	1	1	0.62
flukonazol	86386-73-4	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig-görare	0	1	1	0	0	1	0	1	0.5
verapamil	52-53-9	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Aktiv	Ej aktiv	Giftig	Inhibitor	Känslig-görare	0	0	1	1	0	1	1	1	0.62
bicalutamid	90357-06-5	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Aktiv	Toxisk	Substrat	Känslig-görare	0	0	0	0	1	1	1	1	0.5
citalopram	59729-33-8	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Inte	Ej aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	0	1	1	1	0	0	0	1	0.5
n-desmetyl-citalopram	62498-67-3	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Inte	Ej aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	0	0	1	1	0	0	0	1	0.38
klozapin	5786-21-0	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Inhibitor	Känslig-görare	0	1	1	0	0	1	1	1	0.62
metformin	657-24-9	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Inte	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	0	0	1	1	0	1	0	1	0.5
memantine	19982-08-2	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	0	0	1	0	0	0	0	1	0.25
2,2'-dimorfolinyl-dietyleter	6425-39-4	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Ej giftigt	Möjligt	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	0	0	0	1	0	1	0	1	0.38
climbazole	38083-17-9	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
loperamid	53179-11-6	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Aktiv	Icke-toxisk	Inhibitor	Icke-sensibiliserande	0	0	0	0	1	0	1	0	0.25

Ämnets namn	CAS-nummer	Mutagenicitet	Cancerframkallande egenskaper	Utvecklings- toxicitet	Östrogen- receptorns effekt	Androgen- receptorns effekt	Hepatoxi- citet	Aktivitet hos P- glyko- protein	Hud- sensi- bili- sering	Muta- geni- citets- poäng	Poäng för carcino- genicitet	Poäng för utveck- lings- toxicitet	Effekt- poäng för östrogen- receptorer	Androgen- effekt- poäng	Hepa- toxi- citets- poäng	Poäng för P-glyko- protein- aktivitet	Hud- sensi- bili- serings- poäng	Score _{HH}
zolpidem	82626-48-0	Mutagena	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Inhibitor	Känslig- görare	1	1	1	0	0	1	1	1	0.75
atenolol	29122-68-7	Icke- mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke- toxisk	Icke	Känslig- görare	0	0	1	0	0	0	0	1	0.25
karbamazepin	298-46-4	Icke- mutagen	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig- görare	0	1	1	0	0	1	0	1	0.5
karbamazepin 10,11-epoxid	36507-30-9	Mutagena	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig- görare	1	1	1	0	0	1	0	1	0.62
10,11-dihydro-10-hydroxi- karbamazepin	29331-92-8	Icke- mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig- görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
BAM (diklorbenzamid)	2008-58-4	Icke- mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Möjligt	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	0	1	1	0	1	0	1	0.5
klindamycin	18323-44-9	Mutagena	Cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Inhibitor	Icke- sensi- biliser- ande	1	1	0	0	0	1	1	0	0.5
lidokain	137-58-6	Icke- mutagen	Icke cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig- görare	0	0	0	0	0	1	0	1	0.25
paracetamol	103-90-2	Icke- mutagen	Icke cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig- görare	0	0	0	0	0	1	0	1	0.25
diuron	330-54-1	Mutagena	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig- görare	1	0	1	0	0	1	0	1	0.5
boscalid	188425-85-6	Icke- mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig- görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
gemfibrozil	25812-30-0	Icke- mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
PFNA	375-95-1	Icke- mutagen	Cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Icke- sensi- biliser- ande	0	1	0	0	0	1	0	0	0.25

Ämnets namn	CAS-nummer	Muta-genicitet	Cancer- fram- kallande egenskaper	Utveck- lings- toxicitet	Östrogen- receptorns effekt	Androgen- receptorns effekt	Hepa- toxi- citet	Aktivitet hos P- glyko- protein	Hud- sensi- bili- sering	Muta- geni- citet poäng	Poäng för carcino- genicitet	Poäng för utveck- lings- toxicitet	Effekt- poäng för östrogen- receptorer	Androgen- receptorns effekt- poäng	Hepa- toxi- citet poäng	Poäng för P-glyko- protein- aktivitet	Hud- sensi- bili- serings- poäng	Score _{HH}
PFOA	335-67-1	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	1	0	0	0	1	0	1	0.38
PFHpA	375-85-9	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	1	0	0	0	1	0	1	0.38
PFHxA	307-24-4	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	1	0	0	0	1	0	1	0.38
PFPeA	2706- 90-3	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Ej giftigt	Möjligt	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	1	0	1	0	1	0	1	0.5
valsartan	137862- 53-4	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig- görare	0	1	1	0	0	1	0	1	0.5
bezafibrat	41859- 67-0	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Möjligt	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig- görare	0	1	1	1	0	1	0	1	0.62
fexofenadin	83799- 24-0	Icke- mutagen	Icke cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke- toxisk	Inhibitor	Känslig- görare	0	0	1	0	0	0	1	1	0.38
ibuprofen	15687- 27-1	Icke- mutagen	Icke cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig- görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
naproxen	22204- 53-1	Icke- mutagen	Icke cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
ketoprofen	22071- 15-4	Icke- mutagen	Icke cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
sparfloxacin	110871- 86-8	Mutagena	Icke cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Substrat	Känslig- görare	1	0	1	0	0	1	1	1	0.62
ciprofloxacin	85721- 33-1	Mutagena	Icke cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Substrat	Känslig- görare	1	0	1	0	0	1	1	1	0.62

Ämnets namn	CAS-nummer	Mutagenicitet	Cancerframkallande egenskaper	Utvecklings-toxicitet	Östrogen-receptorns effekt	Androgen-receptorns effekt	Hepatotoxicitet	Aktivitet hos P-glykoprotein	Hudsensibilisering	Mutagenicitetspoäng	Poäng för carcino-genicitet	Poäng för utvecklings-toxicitet	Effekt-poäng för östrogen-receptorer	Androgen-receptorns effekt-poäng	Hepatotoxicitets-poäng	Poäng för P-glykoprotein-aktivitet	Hudsensibiliserings-poäng	Score _{HH}
ramipril	87333-19-5	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Icke-sensibiliserande	0	0	0	0	0	1	0	0	0.12
amoxicillin	26787-78-0	Icke-mutagen	Cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig-görare	0	1	0	0	0	1	0	1	0.38
atorvastatin	134523-00-5	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Substrat	Icke-sensibiliserande	0	0	1	0	0	1	1	0	0.38
cetirizin	83881-51-0	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
diklofenak	15307-86-5	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig-görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
amidotrizoesyra	117-96-4	Icke-mutagen	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	0	1	1	0	0	0	0	1	0.38
salicylsyra	69-72-7	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke-toxisk	Icke	Icke-sensibiliserande	0	0	1	0	0	0	0	0	0.12
furosemid	54-31-9	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig-görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
mefenaminsyra	61-68-7	Icke-mutagen	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Möjligt	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig-görare	0	1	1	1	0	1	0	1	0.62
telmisartan	144701-48-4	Mutagena	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Möjligt	Ej aktiv	Okänd	Icke	Icke-sensibiliserande	1	0	1	1	0	1	0	0	0.5
tributylcitrat-acetat	77-90-7	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Inhibitor	Icke-sensibiliserande	0	0	0	0	0	1	1	0	0.25
clopidogrel	113665-84-2	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Inhibitor	Känslig-görare	0	0	0	0	0	1	1	1	0.38
amlodipin*	111470-99-6	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke-toxisk	Inhibitor	Känslig-görare	0	0	1	0	0	0	1	1	0.38

Ämnets namn	CAS-nummer	Mutagenicitet	Cancerframkallande egenskaper	Utvecklings toxicitet	Östrogenreceptorns effekt	Androgenreceptorns effekt	Hepatotoxicitet	Aktivitet hos P-glykoprotein	Hudsensibilisering	Mutagenicitetspoäng	Poäng för carcinogenicitet	Poäng för utvecklings toxicitet	Effekt-poäng för östrogenreceptorer	Androgenreceptorns effekt-poäng	Hepatotoxicitetspoäng	Poäng för P-glykoproteinaktivitet	Hudsensibiliseringspoäng	Score _{HH}
mebendazol	31431-39-7	Mutagena	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Inhibitor	Känslig-görare	1	1	1	0	0	1	1	1	0.75
diltiazem	42399-41-7	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Inhibitor	Icke-sensibiliserande	0	0	0	0	0	1	1	0	0.25
loratadin	79794-75-5	Mutagena	Cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke-toxisk	Substrat	Känslig-görare	1	1	0	0	0	0	1	1	0.5
propamokarb	24579-73-5	Mutagena	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	1	0	1	0	0	1	0	1	0.5
DEET (N,N-dietyl-m-toluamid)	134-62-3	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	0	0	1	0	0	0	0	1	0.25
bupropion	34841-39-9	Icke-mutagen	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	0	1	1	0	0	1	0	1	0.5
sulisobenzon	4065-45-6	Mutagena	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke-toxisk	Inhibitor	Känslig-görare	1	1	1	0	0	0	1	1	0.62
oxybenzon	131-57-7	Mutagena	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Möjligt	Ej aktiv	Icke-toxisk	Inte	Känslig-görare	1	1	1	1	0	0	1	1	0.75
bensofenon	119-61-9	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Möjligt	Ej aktiv	Okänd	Substrat	Känslig-görare	0	0	1	1	0	1	1	1	0.62
genistein	446-72-0	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig-görare	0	0	1	1	0	1	0	1	0.5
daidzein	486-66-8	Icke-mutagen	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Aktiv	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig-görare	0	1	1	1	0	1	0	1	0.62
fenazon	60-80-0	Icke-mutagen	Cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	0	1	0	0	0	1	0	1	0.38
budesonid	51333-22-3	Icke-mutagen	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke-toxisk	Inhibitor	Icke-sensibiliserande	0	1	1	0	0	0	1	0	0.38

Ämnets namn	CAS-nummer	Muta-genicitet	Cancer-fram-kallande egenskaper	Utvecklings-toxicitet	Östrogen-receptorns effekt	Androgen-receptorns effekt	Hepa-toxicitet	Aktivitet hos P-glyko-protein	Hud-sensibili-sering	Muta-genicitets-poäng	Poäng för carcino-genicitet	Poäng för utvecklings-toxicitet	Effekt-poäng för östrogen-receptorer	Androgen-receptorns effekt-poäng	Hepa-toxicitets-poäng	Poäng för P-glyko-protein-aktivitet	Hud-sensibili-serings-poäng	Score _{HH}
oxikodon	76-42-6	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Möjligt	Ej aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	0	1	1	1	0	0	0	1	0.5
irbesartan	138402-11-6	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Inhibitor	Känslig-görare	0	0	1	0	0	1	1	1	0.5
oxazepam	604-75-1	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Aktiv	Giftig	Icke	Känslig-görare	0	0	1	0	1	1	0	1	0.5
3-(4-metyl-benzyliden) kamfer	36861-47-9	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Möjligt	Aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	0	1	1	1	1	0	0	1	0.62
primidon	125-33-7	Mutagena	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Möjligt	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig-görare	1	0	1	1	0	1	0	1	0.62
teofyllin	58-55-9	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig-görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
koffein	58-08-2	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig-görare	0	0	0	0	0	1	0	1	0.25
erytromycin	114-07-8	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Substrat	Icke-sensibiliserande	0	0	1	0	0	1	1	0	0.38
klaritromycin	81103-11-9	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Substrat	Icke-sensibiliserande	0	0	1	0	0	1	1	0	0.38
azitromycin	83905-01-5	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Substrat	Icke-sensibiliserande	0	1	1	0	0	1	1	0	0.5
simvastatin	79902-63-9	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Inhibitor	Icke-sensibiliserande	0	1	1	0	0	1	1	0	0.5

Ämnets namn	CAS-nummer	Muta-genicitet	Cancer- fram- kallande egenskaper	Utveck- lings- toxicitet	Östrogen- receptorns effekt	Androgen- receptorns effekt	Hepa- toxi- citet	Aktivitet hos P- glyko- protein	Hud- sensi- bili- sering	Muta- geni- citet poäng	Poäng för carcino- genicitet	Poäng för utveck- lings- toxicitet	Effekt- poäng för östrogen- receptorer	Androgen- receptorns effekt- poäng	Hepa- toxi- citet poäng	Poäng för P-glyko- protein- aktivitet	Hud- sensi- bili- serings- poäng	Score _{HH}
progesteron	57-83-0	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Möjligt	Aktiv	Giftig	Inhibitor	Känslig- görare	0	1	1	1	1	1	1	1	0.88
mono-n-butyl- fosforsyra	1623-15-0	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Inte	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	1	1	1	0	1	0	1	0.62
di-(2-ethylhexyl) fosforsyra	298-07-7	Icke- mutagen	Icke cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Inhibitor	Känslig- görare	0	0	1	0	0	1	1	1	0.5
dibutylfosfat	107-66-4	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Inte	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	1	1	1	0	1	0	1	0.62
tris(2-kloretyl) fosfat (TCEP)	115-96-8	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	1	1	0	0	1	0	1	0.5
tris(2-butoxietyl) fosfat (TBEP)	78-51-3	Icke- mutagen	Icke cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
hydrokortiazid (HCTZ)	58-93-5	Icke- mutagen	Icke cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig- görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
sotalol	3930- 20-9	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke- toxisk	Icke	Känslig- görare	0	1	0	0	0	0	0	1	0.25
sulfaklozin	102-65-8	Icke- mutagen	Icke cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig- görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
sulfametoxazol	723-46-6	Icke- mutagen	Icke cancer- fram- kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig- görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
PFOS	1763-23-1	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Icke- sensi- biliser- ande	0	1	0	0	0	1	0	0	0.25
PFHxS	355-46-4	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	1	0	0	0	1	0	1	0.38
6:2 FTSA	27619- 97-2	Icke- mutagen	Cancer- fram- kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig- görare	0	1	0	0	0	1	0	1	0.38

Ämnets namn	CAS-nummer	Mutagenicitet	Cancerframkallande egenskaper	Utvecklings-toxicitet	Östrogen-receptorns effekt	Androgen-receptorns effekt	Hepatoxicitet	Aktivitet hos P-glykoprotein	Hudsensibilisering	Mutagenicitetspoäng	Poäng för carcinogenicitet	Poäng för utvecklings-toxicitet	Effekt-poäng för östrogen-receptorer	Androgen-receptorns effekt-poäng	Hepatoxicitetspoäng	Poäng för P-glykoprotein-aktivitet	Hudsensibiliserings-poäng	Score _{HH}
besylat (bensen-sulfonsyra)*	11470-99-6	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Inte	Ej aktiv	Okänd	Icke	Icke-sensibiliserande	0	0	1	1	0	1	0	0	0.38
ranitidin	66357-35-5	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	0	0	0	0	0	1	0	1	0.25
metronidazol	443-48-1	Mutagena	Cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig-görare	1	1	0	0	0	1	0	1	0.5
metronidazol-OH	4812-40-2	Mutagena	Icke cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	1	0	0	0	0	1	0	1	0.38
2,4,7,9-tetramethyl-5-decyn-4,7-diol	126-86-3	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	0	0	0	0	0	1	0	1	0.25
metoprolol	51384-51-1	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	0	0	1	0	0	0	0	1	0.25
bisoprolol	66722-44-9	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Möjligt	Ej aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	0	0	1	1	0	0	0	1	0.38
propranolol	525-66-6	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Möjligt	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig-görare	0	0	1	1	0	1	0	1	0.5
protiokonazol	178928-70-6	Mutagena	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	1	1	1	0	0	0	0	1	0.5
venlafaxin	93413-69-5	Icke-mutagen	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Möjligt	Aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	0	1	1	1	1	1	0	1	0.75
kodein	76-57-3	Icke-mutagen	Icke cancerframkallande	Giftigt ämne	Möjligt	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig-görare	0	0	1	1	0	1	0	1	0.5
tramadol	27203-92-5	Icke-mutagen	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Inte	Aktiv	Okänd	Inhibitor	Känslig-görare	0	1	1	1	1	1	1	1	0.88
tetraetylen-glykol	112-60-7	Icke-mutagen	Cancerframkallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	0	1	1	0	0	1	0	1	0.5

Ämnets namn	CAS-nummer	Muta-genicitet	Cancer-fram-kallande egenskaper	Utvecklings-toxicitet	Östrogen-receptorns effekt	Androgen-receptorns effekt	Hepa-toxicitet	Aktivitet hos P-glyko-protein	Hud-sensi-bili-sering	Muta-genicitets-poäng	Poäng för carcino-genicitet	Poäng för utvecklings-toxicitet	Effekt-poäng för östrogen-receptorer	Androgen-receptorns effekt-poäng	Hepa-toxicitets-poäng	Poäng för P-glyko-protein-aktivitet	Hud-sensi-bili-serings-poäng	Score _{HH}
laureth-5	3055-95-6	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Möjligt	Ej aktiv	Okänd	Inhibitor	Känslig-görare	0	0	1	1	0	1	1	1	0.62
losartan	114798-26-4	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Inte	Ej aktiv	Toxisk	Substrat	Känslig-görare	0	0	1	1	0	1	1	1	0.62
pyridoxin (vitamin b6)	65-23-6	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig-görare	0	1	0	0	0	1	0	1	0.38
terbutalin	23031-25-6	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	0	1	0	0	0	0	0	1	0.25
desvenlafaxin	93413-62-8	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Möjligt	Aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	0	1	1	1	1	1	0	1	0.75
bisfenol A	80-05-7	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Aktiv	Aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	0	0	1	1	1	1	0	1	0.62
albuterol (salbutamol)	18559-94-9	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	0	1	1	0	0	0	0	1	0.38
triclosan	3380-34-5	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	0	1	1	0	1	0	0	1	0.5
amitriptylin	50-48-6	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Inte	Aktiv	Toxisk	Inhibitor	Känslig-görare	0	0	1	1	1	1	1	1	0.75
sertralin	79617-96-2	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Aktiv	Okänd	Inhibitor	Känslig-görare	0	0	1	0	1	1	1	1	0.62
bensotriazol	95-14-7	Mutagena	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig-görare	1	0	1	0	0	1	0	1	0.5
terbutryn	886-50-0	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Känslig-görare	0	0	1	0	0	1	0	1	0.38
trimetoprim	738-70-5	Mutagena	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Aktiv	Toxisk	Substrat	Känslig-görare	1	0	1	0	1	1	1	1	0.75

Ämnets namn	CAS-nummer	Muta-genicitet	Cancer-fram-kallande egenskaper	Utvecklings-toxicitet	Östrogen-receptorns effekt	Androgen-receptorns effekt	Hepa-toxicitet	Aktivitet hos P-glyko-protein	Hud-sensi-bili-sering	Muta-genicitets-poäng	Poäng för carcino-genicitet	Poäng för utvecklings-toxicitet	Effekt-poäng för östrogen-receptorer	Androgen-effekt-poäng	Hepa-toxicitets-poäng	Poäng för P-glyko-protein-aktivitet	Hud-sensi-bili-serings-poäng	Score _{HH}
nikotin	54-11-5	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig-görare	0	0	0	0	0	1	0	1	0.25
mirtazapin	85650-52-8	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Inhibitor	Känslig-görare	0	1	1	0	0	1	1	1	0.62
imazalil	35554-44-0	Icke-mutagen	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Aktiv	Icke-toxisk	Icke	Känslig-görare	0	0	1	0	1	0	0	1	0.38
propikonazol	60207-90-1	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Aktiv	Toxisk	Icke	Känslig-görare	0	1	0	0	1	1	0	1	0.5
tiabendazol	148-79-8	Mutagena	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Toxisk	Icke	Känslig-görare	1	0	1	0	0	1	0	1	0.5
lamotrigin	84057-84-1	Mutagena	Icke cancer-fram-kallande	Giftigt ämne	Ej aktiv	Ej aktiv	Giftig	Icke	Känslig-görare	1	0	1	0	0	1	0	1	0.5
FOSA	754-91-6	Icke-mutagen	Cancer-fram-kallande	Ej giftigt	Ej aktiv	Ej aktiv	Okänd	Icke	Icke-sensi-biliser-ande	0	1	0	0	0	1	0	0	0.25

Referenser som använts för datasetet för riskbedömning och prioritering av kemikalier

- Ahrens, L., Hedlund, J., Dürig, W., Tröger, R., & Wiberg, K. (2016). Screening of PFAS in groundwater and surface water (No. NV-00305-15). Retrieved from <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-6444>
- Allard, A.-S., & Wahlberg, C. (2017). Förekomst och reduktion av fokusämnen i fyra reningsverk. Retrieved from IVL Svenska Miljöinstitutet website: <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2897>
- Almqvist, H., & Hanaeus, J. (2006). Organic hazardous substances in graywater from Swedish households. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING-ASCE*, 132(8), 901–908. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2006\)132:8\(901\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:8(901))
- Andersson, J., Woldegiorgis, A., Remberger, M., Kaj, L., Ekheden, Y., Dusan, B., ... Schlabach, M. (2006). Results from the Swedish National Screening programme 2005. Sub report 1 Antibiotics, Anti-inflammatory substances and Hormones. Retrieved from IVL Svenska Miljöinstitutet website: <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2464>
- Andreozzi, R., Marotta, R., & Paxeus, N. (2003). Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. *CHEMOSPHERE*, 50(10), 1319–1330. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00769-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00769-5)
- Barclay, V. K. H., Tyrefors, N. L., Johansson, I. M., & Pettersson, C. E. (2012). Trace analysis of fluoxetine and its metabolite norfluoxetine. Part II: Enantioselective quantification and studies of matrix effects in raw and treated wastewater by solid phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *JOURNAL OF CHROMATOGRAPHY A*, 1227, 105–114. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2011.12.084>
- Baresel, C., Malmberg, J., Ek, M., & Sehlen, R. (2016). Removal of pharmaceutical residues using ozonation as intermediate process step at Linköping WWTP, Sweden. *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 73(8), 2017–2024. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.045>
- Beijer, K., Bjorlenius, B., Shaik, S., Lindberg, R. H., Brunstrom, B., & Brandt, I. (2017). Removal of pharmaceuticals and unspecified contaminants in sewage treatment effluents by activated carbon filtration and ozonation: Evaluation using biomarker responses and chemical analysis. *CHEMOSPHERE*, 176, 342–351. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.127>
- Bendz, D., Paxeus, N., Ginn, T., & Loge, F. (2005). Occurrence and fate of pharmaceutically active compounds in the environment, a case study: Hoje River in Sweden. *JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS*, 122(3), 195–204. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.03.012>
- Bengtsson-Palme, J., Hammaren, R., Pal, C., Ostman, M., Bjorlenius, B., Flach, C.-F., . . . Larsson, D. G. J. (2016). Elucidating selection processes for antibiotic resistance in sewage treatment plants using metagenomics. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 572, 697–712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.228>

Bergqvist, P.-A., Augulyte, L., & Jurjonienė, V. (2006). PAH and PCB removal efficiencies in Umea (Sweden) and Siauliai (Lithuania) municipal wastewater treatment plants. *WATER AIR AND SOIL POLLUTION*, 175(1), 291–303. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9139-5>

Björklund, E., & Svahn, O. (2022). Total Release of 21 Indicator Pharmaceuticals Listed by the Swedish Medical Products Agency from Wastewater Treatment Plants to Surface Water Bodies in the 1.3 Million Populated County Skane (Scania), Sweden. *MOLECULES*, 27(1). <https://doi.org/10.3390/molecules27010077>

Björklund, E., Svahn, O., Jönsson, R., & Cimbritz, M. (2020). Utsläpp av 33 antibiotika, läkemedel och andra mikroföroreningar från Skånes Universitetssjukhus (SUS) i Malmö till Sjölanda avloppsreningsverk. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:hkr:diva-22299>

Blum, K. M., Andersson, P. L., Renman, G., Ahrens, L., Gros, M., Wiberg, K., & Haglund, P. (2017). Non-target screening and prioritization of potentially persistent, bioaccumulating and toxic domestic wastewater contaminants and their removal in on-site and large-scale sewage treatment plants. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 575, 265–275. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.135>

Boerjesson, S., Mattsson, A., & Lindgren, P.-E. (2010). Genes encoding tetracycline resistance in a full-scale municipal wastewater treatment plant investigated during one year. *JOURNAL OF WATER AND HEALTH*, 8(2), 247–256. <https://doi.org/10.2166/wh.2009.159>

Borjesson, S., Melin, S., Matussek, A., & Lindgren, P.-E. (2009). A seasonal study of the *mecA* gene and *Staphylococcus aureus* including methicillin-resistant *S. aureus* in a municipal wastewater treatment plant. *WATER RESEARCH*, 43(4), 925–932. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.036>

Breitholtz, M., Naslund, M., Strae, D., Borg, H., Grabic, R., & Fick, J. (2012). An evaluation of free water surface wetlands as tertiary sewage water treatment of micro-pollutants. *ECOTOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL SAFETY*, 78, 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.11.014>

Brorström-Lundén, E., Remberger, M., Kaj, L., Hansson, K., Holmquist, H., Haglund, P., ... Grabic, R. (2012). Screening of benzothiazoles, benzenediamines, dicyclohexylamine and benzotriazoles 2009. Retrieved from IVL Svenska Miljöinstitutet website: <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2643>

Daneshvar, A., Svanfelt, J., Kronberg, L., & Weyhenmeyer, G. A. (2010). Winter accumulation of acidic pharmaceuticals in a Swedish river. *ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH*, 17(4), 908–916. <https://doi.org/10.1007/s11356-009-0261-y>

El Marghani, A., Pradhan, A., Seyoum, A., Khalaf, H., Ros, T., Forsberg, L.-H., . . . Olsson, P.-E. (2014). Contribution of pharmaceuticals, fecal bacteria and endotoxin to the inflammatory responses to inland waters. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 488, 228–235. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.090>

Eriksson, U., Haglund, P., & Karrman, A. (2017). Contribution of precursor compounds to the release of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from waste water treatment plants (WWTPs). *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES*, 61, 80–90. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.05.004>

- Faltstrom, E., Olesen, K. B., & Anderberg, S. (2021). Microplastic Types in the Wastewater System-A Comparison of Material Flow-Based Source Estimates and the Measurement-Based Load to a Wastewater Treatment Plant. *SUSTAINABILITY*, 13(10). <https://doi.org/10.3390/su13105404>
- Ferrari, B., Paxeus, N., Lo Giudice, R., Pollio, A., & Garric, J. (2003). Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewaters: study of carbamazepine, clofibrac acid, and diclofenac. *ECOTOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL SAFETY*, 55(3), 359–370. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(02\)00082-9](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00082-9)
- Filipovic, M., & Berger, U. (2015). Are perfluoroalkyl acids in waste water treatment plant effluents the result of primary emissions from the technosphere or of environmental recirculation? *CHEMOSPHERE*, 129, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.082>
- Fick, J., Lindberg, R. H., Kaj, L., & Brorström-Lundén, E. (2011). Results from the Swedish National Screening Programme 2010 Subreport 3. Pharmaceuticals. Retrieved from IVL Svenska Miljöinstitutet website: <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2649>
- Gago-Ferrero, P., Krettek, A., Fischer, S., Wiberg, K., & Ahrens, L. (2018). Suspect Screening and Regulatory Databases: A Powerful Combination To Identify Emerging Micropollutants. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY*, 52(12), 6881–6894. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06598>
- Gao, Q., Blum, K. M., Gago-Ferrero, P., Wiberg, K., Ahrens, L., & Andersson, P. L. (2019). Impact of on-site wastewater infiltration systems on organic contaminants in groundwater and recipient waters. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 651, 1670–1679. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.016>
- Gobelius, L., Hedlund, J., Duerig, W., Troger, R., Lilja, K., Wiberg, K., & Ahrens, L. (2018). Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Swedish Groundwater and Surface Water: Implications for Environmental Quality Standards and Drinking Water Guidelines. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY*, 52(7), 4340–4349. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05718>
- Golovko, O., Fredriksson, F., Larsson, P., Yuen, N. T. C., Yeung, L., Kärrman, A., ... Wiberg, K. (2022). Spridning av mikroföroreningar och per- och polyfluoralkyl substanser (PFAS) till jordbruk vid bevattning med kommunalt avloppsvatten (No. NV-00325-21 and NV05418-21). Retrieved from Institutionen för vatten och miljö (IVM), Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) website: <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-10292>
- Golovko, O., Örn, S., Lundqvist, J., & Ahrens, L. (2020). Assessing the cumulative pressure of micropollutants in Swedish wastewater effluents and recipient water systems using integrated toxicological and chemical methods (No. NV-03301-18). Retrieved from: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-8452>
- Grabic, R., Fick, J., Lindberg, R. H., Fedorova, G., & Tysklind, M. (2012). Multi-residue method for trace level determination of pharmaceuticals in environmental samples using liquid chromatography coupled to triple quadrupole mass spectrometry. *TALANTA*, 100, 183–195. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2012.08.032>

Gros, M., Blum, K. M., Jernstedt, H., Renman, G., Rodriguez-Mozaz, S., Haglund, P., . . . Ahrens, L. (2017). Screening and prioritization of micropollutants in wastewaters from on-site sewage treatment facilities. *JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS*, 328, 37–45. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.12.055>

Haalck, I., Löffler, P., Baduel, C., Wiberg, K., Ahrens, L., & Lai, F. Y. (2021). Mining chemical information in Swedish wastewaters for simultaneous assessment of population consumption, treatment efficiency and environmental discharge of illicit drugs. *SCIENTIFIC REPORTS*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-92915-4>

Haglund, P. (2019). Miljöövervakning av utgående vatten & slam från svenska avloppsreningsverk : Resultat från år 2016–2017 och en sammanfattning av slamresultaten för åren 2004–2017. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-8207>

Hutinel, M., Larsson, D. G. J., & Flach, C.-F. (2022). Antibiotic resistance genes of emerging concern in municipal and hospital wastewater from a major Swedish city. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 812. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151433>

Johnson, A., Aerni, H., Gerritsen, A., Gibert, M., Giger, W., Hylland, K., . . . Wettstein, F. (2005). Comparing steroid estrogen, and nonylphenol content across a range of European sewage plants with different treatment and management practices. *WATER RESEARCH*, 39(1), 47–58. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.025>

Kaj, L., Lilja, K., Remberger, M., Allard, A.-S., Dusan, B., & Brorström-Lundén, E. (2008). Results from the Swedish National Screening Programme 2007 Subreport 4: Linear alkylbenzene sulfonate (LAS). Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-10210>

Karelid, V., Larsson, G., & Bjorlenius, B. (2017). Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon treatment at three wastewater treatment plants. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 193, 491–502. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.042>

Kharel, S., Stapf, M., Mieke, U., Ekblad, M., Cimbritz, M., Falås, P., . . . Bester, K. (2020). Ozone dose dependent formation and removal of ozonation products of pharmaceuticals in pilot and full-scale municipal wastewater treatment plants. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139064>

Krapner, N., Hutinel, M., Schumacher, K., Gray, D. A., Genheden, M., Fick, J., . . . Larsson, D. G. J. (2021). Evidence for selection of multi-resistant *E. coli* by hospital effluent. *ENVIRONMENT INTERNATIONAL*, 150. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106436> EA FEB 2021

Kuhn, I., Iversen, A., Finn, M., Greko, C., Burman, L., Blanch, A., . . . Mollby, R. (2005). Occurrence and relatedness of vancomycin-resistant enterococci in animals, humans, and the environment in different European regions. *APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY*, 71(9), 5383–5390. <https://doi.org/10.1128/AEM.71.9.5383-5390.2005>

- Larsson, E., al-Hamimi, S., & Jonsson, J. A. (2014). Behaviour of nonsteroidal anti-inflammatory drugs and eight of their metabolites during wastewater treatment studied by hollow fibre liquid phase microextraction and liquid chromatography mass spectrometry. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 485, 300–308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.055>
- Larsson, N., Petersson, E., Rylander, M., & Jonsson, J. A. (2009). Continuous flow hollow fiber liquid-phase microextraction and monitoring of NSAID pharmaceuticals in a sewage treatment plant effluent. *ANALYTICAL METHODS*, 1(1), 59–67. <https://doi.org/10.1039/b9ay00015a>
- Leven, L., Eveborn, D., Ljung, E., Gros Calvo, M., Dalahmeh, S., Jönsson, H., . . . Lundin, G. (2016). Läkemedel i källsorterat klosettwater och latrin (14014955 (ISSN)). Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ri:diva-27758>
- Li, Z., Undeman, E., Papa, E., & McLachlan, M. S. (2018). High-throughput evaluation of organic contaminant removal efficiency in a wastewater treatment plant using direct injection UHPLC-Orbitrap-MS/MS. *ENVIRONMENTAL SCIENCE-PROCESSES & IMPACTS*, 20(3), 561–571. <https://doi.org/10.1039/c7em00552k>
- Lindberg, R., Olofsson, U., Rendahl, P., Johansson, M., Tysklind, M., & Andersson, B. (2006). Behavior of fluoroquinolones and trimethoprim during mechanical, chemical, and active sludge treatment of sewage water and digestion of sludge. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY*, 40(3), 1042–1048. <https://doi.org/10.1021/es0516211>
- Lindberg, R., Wennberg, P., Johansson, M., Tysklind, M., & Andersson, B. (2005). Screening of human antibiotic substances and determination of weekly mass flows in five sewage treatment plants in Sweden. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY*, 39(10), 3421–3429. <https://doi.org/10.1021/es048143z>
- Lindberg, R. H., Fick, J., & Tysklind, M. (2010). Screening of antimycotics in Swedish sewage treatment plants – Waters and sludge. *WATER RESEARCH*, 44(2), 649–657. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.10.034>
- Lindberg, R. H., Ostman, M., Olofsson, U., Grabic, R., & Fick, J. (2014). Occurrence and behaviour of 105 active pharmaceutical ingredients in sewage waters of a municipal sewer collection system. *WATER RESEARCH*, 58, 221–229. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.076>
- Ljung, E., Olesen, K. B., Andersson, P.-G., Fältström, E., Vollertsen, J., Wittgren, H. B., & Hagman, M. (2018). Mikroplaster i kretsloppet (2018-13). Svenskt Vatten Utveckling. Retrieved from <https://www.svensktvatten.se/contentassets/7be8e202754e4011a400bcff4ed89b1c/mikSVu-rap-8-13.pdf>
- Lundstrom, E., Adolfsson-Erici, M., Alsberg, T., Bjorlenius, B., Eklund, B., Laven, M., & Breitholtz, M. (2010). Characterization of additional sewage treatment technologies: Ecotoxicological effects and levels of selected pharmaceuticals, hormones and endocrine disruptors. *ECOTOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL SAFETY*, 73(7), 1612–1619. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.05.012>
- Magnusson, K., & Norén, F. (2014). Screening of microplastic particles in and downstream a wastewater treatment plant. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-457>

Magnusson, K., & Wahlberg, C. (2014). Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-3000>

Manso, J., Larsson, E., & Jonsson, J. A. (2014). Determination of 4'-isobutylacetophenone and other transformation products of anti-inflammatory drugs in water and sludge from five wastewater treatment plants in Sweden by hollow fiber liquid phase microextraction and gas chromatography-mass spectrometry. *TALANTA*, 125, 87–93. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2014.02.056>

Nordgren, J., Matussek, A., Mattsson, A., Svensson, L., & Lindgren, P. E. (2009). Prevalence of norovirus and factors influencing virus concentrations during one year in a full-scale wastewater treatment plant. *WATER RESEARCH*, 43(4), 1117–1125. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.053>

Olofsson, U., Lundstedt, S., & Haglund, P. (2010). Behavior and fate of anthropogenic substances at a Swedish sewage treatment plant. *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 62(12), 2880–2888. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.987>

Örn, S., Fernström, L.-L., Golovko, O., Ahrens, L., Hansson, I., & Frosth, S. (2019). Screening of faecal bacteria and antibiotic resistance in urban wastewater and recipient river surface water. Retrieved from: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-8254>

Ostman, M., Bjorlenius, B., Fick, J., & Tysklind, M. (2019). Effect of full-scale ozonation and pilot-scale granular activated carbon on the removal of biocides, antimycotics and antibiotics in a sewage treatment plant. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 649, 1117–1123. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.382>

Ostman, M., Fick, J., Nasstrom, E., & Lindberg, R. H. (2014). A snapshot of illicit drug use in Sweden acquired through sewage water analysis. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 472, 862–871. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.081>

Ostman, M., Fick, J., & Tysklind, M. (2018). Detailed mass flows and removal efficiencies for biocides and antibiotics in Swedish sewage treatment plants. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 640, 327–336. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.304>

Ostman, M., Lindberg, R. H., Fick, J., Bjorn, E., & Tysklind, M. (2017). Screening of biocides, metals and antibiotics in Swedish sewage sludge and wastewater. *WATER RESEARCH*, 115, 318–328. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.011>

Palmquist, H., & Hanaeus, J. (2005). Hazardous substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary Swedish households. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 348(1), 151–163. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.12.052>

Paxéus, N. (2004). Removal of selected non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs), gemfibrozil, carbamazepine, b-blockers, trimethoprim and triclosan in conventional wastewater treatment plants in five EU countries and their discharge to the aquatic environment. *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 50(5), 253–260. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0335>

Paxéus, N., Bester, K., & El-Taliawy, H. (2016). Temporal variations and trends in loads of commonly used pharmaceuticals to large wastewater treatment plants in Sweden, a case study (Ryaverket). *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 73(12), 3049–3056. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.179>

- Pirzadeh, P., Svahn, O., & Milenkovski, S. (2021). Läkemedel i vattenrecipienter – Hur prioriterar vi framtidens rening? : En studie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten (978-91-7675-223-4 (ISBN)). Retrieved from: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-9877>
- Rasmussen, L. A., Iordachescu, L., Tumlin, S., & Vollertsen, J. (2021). A complete mass balance for plastics in a wastewater treatment plant-Macroplastics contributes more than microplastics. *WATER RESEARCH*, 201. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117307> EA JUN 2021
- Ricking, M., Schwarzbauer, J., Hellou, J., Svenson, A., & Zitko, V. (2003). Polycyclic aromatic musk compounds in sewage treatment plant effluents of Canada and Sweden – first results. *MARINE POLLUTION BULLETIN*, 46(4), 410–417. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00480-0](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00480-0)
- Ricklund, N., Kierkegaard, A., McLachlan, M. S., & Wahlberg, C. (2009). Mass balance of decabromodiphenyl ethane and decabromodiphenyl ether in a WWTP. *CHEMOSPHERE*, 74(3), 389–394. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.054>
- Rotander, A., Hjulström, N., Bäckström, M., & Kärrman, A. (2019). Monitoring microplastics in Örebro, Sweden – Characterization of stormwater and wastewater. Retrieved from: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-8548>
- Sorengard, M., Campos-Pereira, H., Ullberg, M., Lai, F. Y., Golovko, O., & Ahrens, L. (2019). Mass loads, source apportionment, and risk estimation of organic micro-pollutants from hospital and municipal wastewater in recipient catchments. *CHEMOSPHERE*, 234, 931–941. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.041>
- Sternbeck, J., Allmyr, M., & Österås, A. H. (2015). Screening of platinum group elements and silver in the Swedish environment. Retrieved from: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-6235>
- Sternbeck, J., Österås, A. H., & Woldegiorgis, A. (2012). Screening of TPPO, TMDD and TCEP, three polar pollutants. Retrieved from: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-1856>
- Svahn, O., & Björklund, E. (2017). Pharmaceutical emissions from Scanian wastewater treatment plants in 2017 : A development and collaborative project at Kristianstad University – in cooperation with Skåne and six Scanian treatment plant operators. Retrieved from: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:hkr:diva-21877>
- Svensson, A. (2009). Miljögifter i inkommande avloppsvatten och slam : – omfattande 8 reningsverk i Västra Götaland (1403168X (ISSN)). Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-8216>
- Tesfalidet, S. (2004). Screening of organotin compounds in the Swedish environment : SNV contract: 219 0102 : March 2004. Retrieved from: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:umu:diva-125771>
- Viktor, T., Bello, M. A., Waldetoft, H., & Esfahani, B. (2021). Läkemedel i Vitsån – Undersökning av koncentrationer i recipienten och fiskförsök med avloppsvatten från Fors reningsverk. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-10>

- Wahlberg, C., Bjorlenius, B., & Paxeus, N. (2011). Fluxes of 13 selected pharmaceuticals in the water cycle of Stockholm, Sweden. *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 63(8), 1772–1780. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.124>
- Wärnersson, I., & Larsson, J. (2007). Screening av läkemedelsrester i lakvatten, avloppsvatten och slam i Blekinge län. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-1922>
- Wennmalm, A., & Gunnarsson, B. (2005). Public health care management of water pollution with pharmaceuticals: Environmental classification and analysis of pharmaceutical residues in sewage water. *DRUG INFORMATION JOURNAL*, 39(3), 291–297. <https://doi.org/10.1177/009286150503900307>
- Woldegiorgis, A., Green, J., Remberger, M., Kaj, L., & Brorström-Lundén, E. (2007). Results from the Swedish screening 2006 Subreport 4: Pharmaceuticals. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-10208>
- Woldegiorgis, A., Remberger, M., Kaj, L., Green, J., Ekheden, Y., Palm Cousins, A., & Brorström-Lundén, E. (2007). Results from the Swedish Screening Programme 2006 Subreport 3: Zinc pyrithione and Irgarol 1051. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-10209>
- Yeung, L., Eriksson, U., & Kärrman, A. (2016). Pilotstudie avseende oidentifierade poly- och perfluorerade alkylämnen i slam och avloppsvatten från reningsverk i Sverige. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-7048>
- Zorita, S., Boyd, B., Jonsson, S., Yilmaz, E., Svensson, C., Mathiasson, L., & Bergstrom, S. (2008). Selective determination of acidic pharmaceuticals in wastewater using molecularly imprinted solid-phase extraction. *ANALYTICA CHIMICA ACTA*, 626(2), 147–154. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2008.07.051>
- Zorita, S., Martensson, L., & Mathiasson, L. (2009). Occurrence and removal of pharmaceuticals in a municipal sewage treatment system in the south of Sweden. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 407(8), 2760–2770. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.12.030>

Referenser för avancerad reningsteknik (figur 7):

- Andreozzi, R., Marotta, R., & Paxeus, N. (2003). Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. *CHEMOSPHERE*, 50(10), 1319–1330. Doi: 10.1016/S0045-6535(02)00769-5
- Antoniou, M. G., Hey, G., Rodriguez Vega, S., Spiliotopoulou, A., Fick, J., Tysklind, M., . . . Andersen, H. R. (2013). Required ozone doses for removing pharmaceuticals from wastewater effluents. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 456, 42–49. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.03.072
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magner, J., Dahlgren, L., . . . Karlsson, J. (2019). Sustainable treatment systems for removal of pharmaceutical residues and other priority persistent substances. *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 79(3), 537–543. doi:10.2166/wst.2019.080

Baresel, C., Malmborg, J., Ek, M., & Sehlen, R. (2016). Removal of pharmaceutical residues using ozonation as intermediate process step at Linköping WWTP, Sweden. *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 73(8), 2017–2024. doi:10.2166/wst.2016.045

Beijer, K., Bjorlenius, B., Shaik, S., Lindberg, R. H., Brunstrom, B., & Brandt, I. (2017). Removal of pharmaceuticals and unspecified contaminants in sewage treatment effluents by activated carbon filtration and ozonation: Evaluation using biomarker responses and chemical analysis. *CHEMOSPHERE*, 176, 342–351. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.02.127

Berglund, B., Khan, G. A., Weisner, S. E. B., Ehde, P. M., Fick, J., & Lindgren, P.-E. (2014). Efficient removal of antibiotics in surface-flow constructed wetlands, with no observed impact on antibiotic resistance genes. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 476, 29–37. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.12.128

Breitholtz, M., Naslund, M., Strae, D., Borg, H., Grabic, R., & Fick, J. (2012). An evaluation of free water surface wetlands as tertiary sewage water treatment of micro-pollutants. *ECOTOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL SAFETY*, 78, 63–71. doi:10.1016/j.ecoenv.2011.11.014

Ekblad, M., Falas, P., El-Taliawy, H., Nilsson, F., Bester, K., Hagman, M., & Cimbritz, M. (2019). Is dissolved COD a suitable design parameter for ozone oxidation of organic micropollutants in wastewater? *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 658, 449–456. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.12.085

Fedorova, G., Grabic, R., Nyhlen, J., Jarhult, J. D., & Soderstrom, H. (2016). Fate of three anti-influenza drugs during ozonation of wastewater effluents – degradation and formation of transformation products. *CHEMOSPHERE*, 150, 723–730. doi:10.1016/j.chemosphere.2015.12.051

Flyborg, L., Bjorlenius, B., & Persson, K. M. (2010). Can treated municipal wastewater be reused after ozonation and nanofiltration? Results from a pilot study of pharmaceutical removal in Henriksdal WWTP, Sweden. *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 61(5), 1113–1120. doi:10.2166/wst.2010.029

Hey, G., Grabic, R., Ledin, A., Jansen, J. I. C., & Andersen, H. R. (2012). Oxidation of pharmaceuticals by chlorine dioxide in biologically treated wastewater. *CHEMICAL ENGINEERING JOURNAL*, 185, 236–242. doi:10.1016/j.cej.2012.01.093

Hey, G., Vega, S. R., Fick, J., Tysklind, M., Ledin, A., Jansen, J. L. C., & Andersen, H. R. (2014). Removal of pharmaceuticals in WWTP effluents by ozone and hydrogen peroxide. *WATER SA*, 40(1), 165–173. doi:10.4314/wsa.v40i1.20

Karelid, V., Larsson, G., & Bjorlenius, B. (2017). Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon treatment at three wastewater treatment plants. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 193, 491–502. doi:10.1016/j.jenvman.2017.02.042

Karelid, V., Larsson, G., & Bjorlenius, B. (2017). Effects of recirculation in a three-tank pilot-scale system for pharmaceutical removal with powdered activated carbon. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 193, 163–171. doi:10.1016/j.jenvman.2017.01.078

- Kharel, S., Stapf, M., Mieke, U., Ekblad, M., Cimbritz, M., Falås, P., . . . Bester, K. (2020). Ozone dose dependent formation and removal of ozonation products of pharmaceuticals in pilot and full-scale municipal wastewater treatment plants. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 731. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139064
- Lundstrom, E., Adolfsson-Erici, M., Alsberg, T., Bjorlenius, B., Eklund, B., Laven, M., & Breitholtz, M. (2010). Characterization of additional sewage treatment technologies: Ecotoxicological effects and levels of selected pharmaceuticals, hormones and endocrine disruptors. *ECOTOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL SAFETY*, 73(7), 1612–1619. doi:10.1016/j.ecoenv.2010.05.012
- Lundstrom, E., Bjorlenius, B., Brinkmann, M., Hollert, H., Persson, J.-O., & Breitholtz, M. (2010). Comparison of six sewage effluents treated with different treatment technologies-Population level responses in the harpacticoid copepod *Nitocra spinipes*. *AQUATIC TOXICOLOGY*, 96(4), 298–307. doi:10.1016/j.aquatox.2009.11.011
- Nilsson, F., Ekblad, M., Jansen, J. I. C., & Jonsson, K. (2017). Removal of pharmaceuticals with ozone at 10 Swedish wastewater treatment plants. *WATER PRACTICE AND TECHNOLOGY*, 12(4), 871–881. doi:10.2166/wpt.2017.087
- Ostman, M., Bjorlenius, B., Fick, J., & Tysklind, M. (2019). Effect of full-scale ozonation and pilot-scale granular activated carbon on the removal of biocides, antimycotics and antibiotics in a sewage treatment plant. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 649, 1117–1123. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.08.382
- Svahn, O., & Bjorklund, E. (2015). Describing sorption of pharmaceuticals to lake and river sediments, and sewage sludge from UNESCO Biosphere Reserve Kristianstads Vattenrike by chromatographic asymmetry factors and recovery measurements. *JOURNAL OF CHROMATOGRAPHY A*, 1415, 73–82. doi:10.1016/j.chroma.2015.08.061
- Svebrant, S., Sporndly, R., Lindberg, R. H., Olsen Skoldstam, T., Larsson, J., Ohagen, P., . . . Jarhult, J. D. (2021). On-Site Pilot Testing of Hospital Wastewater Ozonation to Reduce Pharmaceutical Residues and Antibiotic-Resistant Bacteria. *ANTIBIOTICS-BASEL*, 10(6). doi:10.3390/antibiotics10060684
- Zhu, I. X., Wang, J., & Wieland, A. (2015). Ozone-Enhanced Biologically Active Filtration for Wastewater Reuse. *JOURNAL AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION*, 107(12), E685–E692. doi:10.5942/jawwa.2015.107.0165
- Allard, A.-S., & Wahlberg, C. (2017). *Förekomst och reduktion av fokusämnen i fyra reningsverk (978-91-88319-49-4 (ISBN))*. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2897>
- Alsberg, T., Adolfsson-Erici, M., Laven, M., & Yu, Y. (2009). *Förekomst av läkemedel och deras metaboliter, samt östrogener, östrogenlika ämnen och triclosan i avloppsvatten som behandlats med moderna reningstekniker (Rapport 9-2009)*.
- Baresel, C., & Malovanyy, A. (2019). *Införande av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket (978-91-7883-034-3 (ISBN))*. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2844>
- Baresel, C., Dahlgren, L., Almemark, M., Ek, M., Harding, M., Karlsson, J., . . . Björk, A. (2015). *Reuse of treated wastewater for non-potable use (ReUse)*. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2938>

Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Allard, A.-S., Karlsson, J., & Magnér, J. (2017). Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten (978-91-88319-83-8 (ISBN)). Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2889>

Baresel, C., Ek, M., Harding, M., & Bergström, R. (2014). Behandling av biologiskt renat avloppsvatten med ozon eller aktivt kol. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2998>

Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., & Olshammar, M. (2017). Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten (978-91-88319-54-8 (ISBN)). Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-293>

Persson, K., Ahniyaz, A., Magnér, J., Royen, H., & Filipsson, S. (2017). A Photocatalytic Membrane : for Treatment of Pharmaceuticals in Wastewater. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ri:diva-29884>

Renman, A., Engström, F., Strandkvist, I., Karlsson, S., & Renman, G. (2021). Water filtration with mineral-based byproducts as a sustainable treatment technology (0280249X (ISSN)). Retrieved from: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-295563>

Referenser för avskiljningseffektivitet för utvalda tekniker för avancerad rening (figur 8)

Abtahi, S. M., Marbelia, L., Gebreyohannes, A. Y., Ahmadiannamini, P., Joannis-Cassan, C., Albasi, C., . . . Vankelecom, I. F. J. (2019). Micropollutant rejection of annealed polyelectrolyte multilayer based nanofiltration membranes for treatment of conventionally-treated municipal wastewater. *Separation and Purification Technology*, 209, 470–481. doi:10.1016/j.seppur.2018.07.071

Arvaniti, O. S., Dasenaki, M. E., Asimakopoulos, A. G., Maragou, N. C., Samaras, V. G., Antoniou, K., . . . Stasinakis, A. S. (2022). Effectiveness of tertiary treatment processes in removing different classes of emerging contaminants from domestic wastewater. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 16(11). doi:ARTN 14810.1007/s11783-022-1583-y

Beier, S., Köster, S., Veltmann, K., Schröder, H. F., & Pinnekamp, J. (2010). Treatment of hospital wastewater effluent by nanofiltration and reverse osmosis. *Water Science and Technology*, 61(7), 1691–1698. doi:10.2166/wst.2010.119

Bollmann, A. F., Seitz, W., Prasse, C., Lucke, T., Schulz, W., & Ternes, T. (2016). Occurrence and fate of amisulpride, sulpiride, and lamotrigine in municipal wastewater treatment plants with biological treatment and ozonation. *Journal of Hazardous Materials*, 320, 204–215. doi:10.1016/j.jhazmat.2016.08.022

Borowska, E., Bourgin, M., Hollender, J., Kienle, C., McArdell, C. S., & von Gunten, U. (2016). Oxidation of cetirizine, fexofenadine and hydrochlorothiazide during ozonation: Kinetics and formation of transformation products. *Water Research*, 94, 350–362. doi:10.1016/j.watres.2016.02.020

- Büning, B., Rechtenbach, D., Behrendt, J., & Otterpohl, R. (2021). Removal of emerging micropollutants from wastewater by nanofiltration and biofilm reactor (MicroStop). *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 40(3). doi:ARTNe1358710.1002/ep.13587
- Cherif, H., Risse, H., Abda, M., Benmansour, I., Roth, J., & Elfil, H. (2023). Nanofiltration as an efficient tertiary wastewater treatment for reuse in the aquaponic system in Tunisia. *Journal of Water Process Engineering*, 52. doi:ARTN 10353010.1016/j.jwpe.2023.103530
- Clara, M., Strenn, B., Gans, O., Martinez, E., Kreuzinger, N., & Kroiss, H. (2005). Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. *Water Research*, 39(19), 4797–4807. doi:10.1016/j.watres.2005.09.015
- Diniz, V., Cunha, D. G. F., & Rath, S. (2023). Adsorption of recalcitrant contaminants of emerging concern onto activated carbon: A laboratory and pilot-scale study. *Journal of Environmental Management*, 325. doi:ARTN 11648910.1016/j.jenvman.2022.116489
- Dogrueel, S., Atesci, Z. C., Aydin, E., & Pehlivanoglu-Mantas, E. (2020). Ozonation in advanced treatment of secondary municipal wastewater effluents for the removal of micropollutants. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(36), 45460–45475. doi:10.1007/s11356-020-10339-5
- Egea-Corbacho, A., Ruiz, S. G., & Alonso, J. M. Q. (2019). Removal of emerging contaminants from wastewater using nanofiltration for its subsequent reuse: Full-scale pilot plant. *Journal of Cleaner Production*, 214, 514–523. doi:10.1016/j.jclepro.2018.12.297
- García-Araya, J. F., Beltrán, F. J., & Aguinaco, A. (2010). Diclofenac removal from water by ozone and photolytic TiO₂ catalysed processes. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 85(6), 798–804. doi:10.1002/jctb.2363
- Gouveia, T. I. A., Cristóvão, M. B., Pereira, V. J., Crespo, J. G., Alves, A., Ribeiro, A. R., . . . Santos, M. S. F. (2023). Antineoplastic drugs in urban wastewater: Occurrence, nanofiltration treatment and toxicity screening*. *Environmental Pollution*, 332. doi: 10.1016/j.envpol.2023.121944
- Hancock, N. T., Xu, P., Roby, M. J., Gomez, J. D., & Cath, T. Y. (2013). Towards direct potable reuse with forward osmosis: Technical assessment of long-term process performance at the pilot scale. *Journal of Membrane Science*, 445, 34–46. doi:10.1016/j.memsci.2013.04.056
- Hollender, J., Zimmermann, S. G., Koepke, S., Krauss, M., McArdell, C. S., Ort, C., . . . Siegrist, H. (2009). Elimination of Organic Micropollutants in a Municipal Wastewater Treatment Plant Upgraded with a Full-Scale Post-Ozonation Followed by Sand Filtration. *Environmental Science & Technology*, 43(20), 7862-7869. doi:10.1021/es9014629
- Hollman, J., Khan, M. F., Dominic, J. A., & Achari, G. (2020). Pilot-Scale Treatment of Neutral Pharmaceuticals in Municipal Wastewater Using Reverse Osmosis and Ozonation. *Journal of Environmental Engineering*, 146(11). doi:Artn 0402012110.1061/(Asce)Ee.1943-7870.0001777

- Isik, O., Erbil, M. C., Abdelrahman, A. M., Ersahin, M. E., Koyuncu, I., Ozgun, H., & Demir, I. (2022). Removal of micropollutants from municipal wastewater by membrane bioreactors: Conventional membrane versus dynamic membrane. *Journal of Environmental Management*, 303. doi:10.1016/j.jenvman.2021.114233
- Kårelid, V., Larsson, G., & Björlelius, B. (2017). Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon treatment at three wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 193, 491–502. doi:10.1016/j.jenvman.2017.02.042
- Kharel, S., Stapf, M., Mieke, U., Ekblad, M., Cimbritz, M., Falås, P., . . . Bester, K. (2021). Removal of pharmaceutical metabolites in wastewater ozonation including their fate in different post-treatments. *Science of the Total Environment*, 759. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.143989
- Kim, M., Guerra, P., Shah, A., Parsa, M., Alae, M., & Smyth, S. A. (2014). Removal of pharmaceuticals and personal care products in a membrane bioreactor wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, 69(11), 2221–2229. doi:10.2166/wst.2014.145
- Kisielius, V., Kharel, S., Skaarup, J., Lauritzen, B. S., Lukas, M., Bogusz, A., . . . Bester, K. (2023). Process design for removal of pharmaceuticals in wastewater treatment plants based on predicted no effect concentration (PNEC). *Chemical Engineering Journal*, 476. doi:10.1016/j.cej.2023.146644
- Kowalska, K., Felis, E., Sochacki, A., & Bajkacz, S. (2019). Removal and transformation pathways of benzothiazole and benzotriazole in membrane bioreactors treating synthetic municipal wastewater. *Chemosphere*, 227, 162–171. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.04.037
- Krzeminski, P., Schwermer, C., Wennberg, A., Langford, K., & Vogelsang, C. (2017). Occurrence of UV filters, fragrances and organophosphate flame retardants in municipal WWTP effluents and their removal during membrane post-treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 323, 166–176. doi:10.1016/j.jhazmat.2016.08.001
- Lajeunesse, A., Blais, M., Barbeau, B., Sauvé, S., & Gagnon, C. (2013). Ozone oxidation of antidepressants in wastewater – Treatment evaluation and characterization of new by-products by LC-QToFMS. *Chemistry Central Journal*, 7. doi:10.1186/1752-153x-7-15
- Lee, J., Lee, B. C., Ra, J. S., Cho, J., Kim, I. S., Chang, N. I., . . . Kim, S. D. (2008). Comparison of the removal efficiency of endocrine disrupting compounds in pilot scale sewage treatment processes. *Chemosphere*, 71(8), 1582–1592. doi:10.1016/j.chemosphere.2007.11.021
- Leiviskä, T., & Risteelä, S. (2022). Analysis of pharmaceuticals, hormones and bacterial communities in a municipal wastewater treatment plant – Comparison of parallel full-scale membrane bioreactor and activated sludge systems. *Environmental Pollution*, 292. doi:10.1016/j.envpol.2021.118433
- Li, R., Kadrispahic, H., Jorgensen, M. K., Berg, S. B., Thornberg, D., Mielczarek, A. T., & Bester, K. (2022). Removal of micropollutants in a ceramic membrane bioreactor for the post-treatment of municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 427. doi:10.1016/j.cej.2021.131458

- Loi, C. H., Buseti, F., Linge, K. L., & Joll, C. A. (2013). Development of a solid-phase extraction liquid chromatography tandem mass spectrometry method for benzotriazoles and benzothiazoles in wastewater and recycled water. *Journal of Chromatography A*, 1299, 48–57. doi:10.1016/j.chroma.2013.04.073
- Lopera, A. E. C., Ruiz, S. G., & Alonso, J. M. Q. (2019). Removal of emerging contaminants from wastewater using reverse osmosis for its subsequent reuse: Pilot plant. *Journal of Water Process Engineering*, 29. doi:10.1016/j.jwpe.2019.100800
- Mamo, J., Insa, S., Monclús, H., Rodríguez-Roda, I., Comas, J., Barceló, D., & Farré, M. J. (2016). Fate of NDMA precursors through an MBR-NF pilot plant for urban wastewater reclamation and the effect of changing aeration conditions. *Water Research*, 102, 383–393. doi:10.1016/j.watres.2016.06.057
- Matsubara, M. E., Helwig, K., Hunter, C., Roberts, J., Subtil, E. L., & Coelho, L. H. G. (2020). Amoxicillin removal by pre-denitrification membrane bioreactor (A/O-MBR): Performance evaluation, degradation by-products, and antibiotic resistant bacteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 192. doi:10.1016/j.ecoenv.2020.110258
- Nguyen, L. N., Hai, F. I., Kang, J. G., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2012). Removal of trace organic contaminants by a membrane bioreactor-granular activated carbon (MBR-GAC) system. *Bioresource Technology*, 113, 169–173. doi:10.1016/j.biortech.2011.10.051
- Östman, M., Björlenius, B., Fick, J., & Tysklind, M. (2019). Effect of full-scale ozonation and pilot-scale granular activated carbon on the removal of biocides, antimycotics and antibiotics in a sewage treatment plant. *Science of the Total Environment*, 649, 1117–1123. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.08.382
- Phan, H. V., Hai, F. I., Kang, J. G., Dam, H. K., Zhang, R., Price, W. E., . . . Nghiem, L. D. (2014). Simultaneous nitrification/denitrification and trace organic contaminant (TrOC) removal by an anoxic-aerobic membrane bioreactor (MBR). *Bioresource Technology*, 165, 96–104. doi:10.1016/j.biortech.2014.03.094
- Quiñones, O., & Snyder, S. A. (2009). Occurrence of Perfluoroalkyl Carboxylates and Sulfonates in Drinking Water Utilities and Related Waters from the United States. *Environmental Science & Technology*, 43(24), 9089–9095. doi:10.1021/es9024707
- Racar, M., Dolar, D., Karadacic, K., Cavarovic, N., Glumac, N., Asperger, D., & Kosutic, K. (2020). Challenges of municipal wastewater reclamation for irrigation by MBR and NF/RO: Physico-chemical and microbiological parameters, and emerging contaminants. *Science of the Total Environment*, 722. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137959
- Radjenovic, J., Petrovic, M., & Barceló, D. (2007). Analysis of pharmaceuticals in wastewater and removal using a membrane bioreactor. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 387(4), 1365–1377. doi:10.1007/s00216-006-0883-6
- Radjenovic, J., Petrovic, M., & Barceló, D. (2009). Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment. *Water Research*, 43(3), 831–841. doi:10.1016/j.watres.2008.11.043

- Ricart, M., Guasch, H., Alberch, M., Barceló, D., Bonnineau, C., Geiszinger, A., . . . Sabater, S. (2010). Triclosan persistence through wastewater treatment plants and its potential toxic effects on river biofilms. *Aquatic Toxicology*, 100(4), 346–353. doi:10.1016/j.aquatox.2010.08.010
- Rios-Miguel, A. B., Jetten, M. S. M., & Welte, C. U. (2021). Effect of concentration and hydraulic reaction time on the removal of pharmaceutical compounds in a membrane bioreactor inoculated with activated sludge. *Microbial Biotechnology*, 14(4), 1707–1721. doi:10.1111/1751-7915.13837
- Rodrigues-Silva, C., Porto, R. S., dos Santos, S. G., Schneider, J., & Rath, S. (2019). Fluoroquinolones in Hospital Wastewater: Analytical Method, Occurrence, Treatment with Ozone and Residual Antimicrobial Activity Evaluation. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 30(7), 1447–1457. doi:10.21577/0103-5053.20190040
- Rodriguez-Mozaz, S., Ricart, M., Köck-Schulmeyer, M., Guasch, H., Bonnineau, C., Proia, L., . . . 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. doi:10.1016/j.jhazmat.2014.09.015
- Rosal, R., Rodríguez, A., Perdigón-Melón, J. A., Petre, A., García-Calvo, E., Gómez, M. J., . . . Fernández-Alba, A. R. (2010). Occurrence of emerging pollutants in urban wastewater and their removal through biological treatment followed by ozonation. *Water Research*, 44(2), 578–588. doi:10.1016/j.watres.2009.07.004
- Rueda-Márquez, J. J., Moreno-Andrés, J., Rey, A., Corada-Fernández, C., Mikola, A., Manzano, M. A., & Levchuk, I. (2021). Post-treatment of real municipal wastewater effluents by means of granular activated carbon (GAC) based catalytic processes: A focus on abatement of pharmaceutically active compounds. *Water Research*, 192. doi:10.1016/j.watres.2021.116833
- Sadmani, A. H. M. A., Andrews, R. C., & Bagley, D. M. (2014). Rejection of pharmaceutically active and endocrine disrupting compounds by nanofiltration as a function of source water humic substances. *Journal of Water Process Engineering*, 2, 63–70. doi:10.1016/j.jwpe.2014.05.004
- 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. doi:10.1016/j.desal.2010.11.004
- Schoenell, E. K., Otto, N., Rodrigues, M. A. S., & Metzger, J. W. (2022). Removal of Organic Micropollutants from Treated Municipal Wastewater by O₃/UV/H₂O₂ in a UVA-LED Reactor. *Ozone-Science & Engineering*, 44(2), 172–181. doi:10.1080/01919512.2021.1900716
- Shivakoti, B. R., Tanaka, S., Fujii, S., Kunacheva, C., Boontanon, S. K., Musirat, C., . . . Tanaka, H. (2010). Occurrences and behavior of perfluorinated compounds (PFCs) in several wastewater treatment plants (WWTPs) in Japan and Thailand. *Journal of Environmental Monitoring*, 12(6), 1255–1264. doi:10.1039/b927287a
- Soliman, M. A., Pedersen, J. A., Park, H., Castaneda-Jimenez, A., Stenstrom, M. K., & Suffet, I. H. (2007). Human pharmaceuticals, antioxidants, and plasticizers in wastewater treatment plant and water reclamation plant effluents. *Water Environment Research*, 79(2), 156–167. doi:10.2175/106143006x111961

- Sui, Q., Huang, J., Deng, S. B., 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. doi:10.1016/j.watres.2009.07.010
- Tambosi, J. L., de Sena, R. F., Favier, M., Gebhardt, W., José, H. J., Schröder, H. F., & Moreira, R. D. P. M. (2010). Removal of pharmaceutical compounds in membrane bioreactors (MBR) applying submerged membranes. *Desalination*, 261(1–2), 148–156. doi:10.1016/j.desal.2010.05.014
- Tiwari, B., Ouarda, Y., Drogui, P., Tyagi, R. D., Vaudreuil, M. A., Sauve, S., . . . Dube, R. (2021). Fate of Pharmaceuticals in a Submerged Membrane Bioreactor Treating Hospital Wastewater. *Frontiers in Water*, 3. doi:10.3389/frwa.2021.730479
- Watkinson, A. J., Murby, E. J., & Costanzo, S. D. (2007). Removal of antibiotics in conventional and advanced wastewater treatment: Implications for environmental discharge and wastewater recycling. *Water Research*, 41(18), 4164–4176. doi:10.1016/j.watres.2007.04.005
- Wei, C. H., Wang, N., HoppeJones, C., Leiknes, T., Amy, G., Fang, Q., . . . Rong, H. W. (2018). Organic micropollutants removal in sequential batch reactor followed by nanofiltration from municipal wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 268, 648–657. doi:10.1016/j.biortech.2018.08.073
- Yanala, S. R., & Pagilla, K. R. (2020). Use of biochar to produce reclaimed water for irrigation use. *Chemosphere*, 251. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.126403
- 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. doi:10.1016/j.watres.2011.07.026

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Att återanvända eller inte: är renat avloppsvatten en giftfri och hållbar resurs för framtiden? (REASSURE)

Risker förknippade med farliga föroreningar vid återanvändning av avloppsvatten och hur de kan minskas

I forskningsprojektet REASSURE har forskarna undersökt om renat avloppsvatten kan vara en användbar resurs i framtiden. Syftet med forskningssyntesen är att förbättra kunskapen om potential och hållbarhet för användning av renat hushållsavloppsvatten såväl i Sverige som internationellt.

Det finns stora skillnader mellan olika länder. Både i praxis och om hur de ser på kvarvarande föroreningar, samt vilka hälsorisker det medför för människa och miljö. Forskarna har även utvärderat möjligheter med avancerad reningsteknik för farliga föroreningar.

Avskiljningseffektiviteten för kemiska föroreningar sammanställdes för fem utvalda tekniker. Resultatet visar att granulerat aktivt kol eller en kombination av olika tekniker kan användas för att uppnå en godtagbar rening av avloppsvatten.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.



Havs
och Vatten
myndigheten