



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 24005

Examensarbete 30 hp

Februari 2024



Åtgärder mot förhöjda halter av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i dagvatten

Styrande mål och riktvärden

Felicia Hagberg



UPPSALA
UNIVERSITET



Measures against elevated levels of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in stormwater

Felicia Hagberg

Abstract

Stormwater is a significant transport medium for pollutants to recipients located near cities. Substances commonly found in stormwater include nutrients, metals, organic substances, and particles. A group of pollutants detected in stormwater are per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). PFAS is a group of chemicals which have been proven to have harmful effects on health, such as endocrine disruptive effects. The most sensitive considered parameter today is effects on the immune system, but a few of these substances are also classified as carcinogenic or potentially carcinogenic. The distribution of PFAS to the environment is significant from both new and historical uses and sources, which continue to contribute to the environment due to high persistence of PFAS. The most significant point sources of PFAS in stormwater are industrial processes and manufacturing of PFAS-containing products, firefighting foam and hydraulic oil. Atmospheric deposition, building materials and traffic also contribute but in a smaller scale.

This thesis is based on a case study of a Swedish stormwater system and is aimed to evaluate which concentrations that can be classified as elevated in the stormwater system. Another aim is to investigate various remedial measures against the elevated levels of PFAS in the stormwater system. This was accomplished by a literature study of remediation techniques for PFAS applicable to a case study of an investigated stormwater system. The case study was carried out in different parts to estimate the risks and possible measures. The parts were action levels, site-specific guideline values, sampling, requirements for actions or remediation, and possible remediations techniques.

Action targets and site-specific guideline values were developed based on literature and results obtained using a conceptual model. The action target was stated as follow: *Stormwater must not contribute to the distribution of per- and polyfluoroalkyl substances which in a long term can result in levels in surface water that pose a risk to human health.* The site-specific guidelines of 4,4 ng/L PFOA-equivalents at the outlet of the stormwater, was developed based on background levels and environmental quality standards from EU:s water directive for surface water.

Sampling and analysis of 22 different PFAS compounds was carried out at 10 different sampling locations in the actual stormwater system of the case study. The measured levels were compared to the site-specific guidance value, and an assessment of requirements for actions or remediation was carried out. The measured levels in the stormwater system were calculated, 5,76 ng/L PFOA-equivalents. Finally, an investigation was done of possible remedial actions and suitable remediation techniques.

The stormwater system needed further investigations to make a legitimate decision about the need for stormwater treatment of PFAS. Investigations of potential point sources were suggested as adequate in order to apply the most resource efficient remedial action. Various remedial techniques were also considered for the stormwater system. The techniques were evaluated based on the criteria's; remedial capacity, water matrix, estimations of capital- and operating costs, energy requirements and availability on the market.

Keywords: PFAS, PFCA, PFSA, stormwater, guidelines, foam fractionation, activated carbon, ion exchangers.

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala

Handledare: Erik Ribeli Ämnesgranskare: Dan Berggren Kleja

Examinator: Fritjof Fagerlund



UPPSALA
UNIVERSITET



Åtgärder mot förhöjda halter av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i dagvatten

Felicia Hagberg

Referat

Dagvatten som rinner genom städer är ett betydande transportmedium för föroreningar till närliggande recipienter. Ämnesgrupper som vanligen förekommer i dagvatten är bland annat näringsämnen, metaller, organiska ämnen och partiklar. En ämnesgrupp som upptäcks i tilltagande utsträckning i dagvatten är per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS). PFAS är en kemikaliegrupp som påvisats hälsoskadliga effekter, som exempelvis påverkan på hormonsystemet. Den mest känsliga parametern som betraktats idag är påverkan på immunsystemet, men ett fåtal av dessa ämnen klassificeras dessutom ha cancerframkallande och potentiellt cancerframkallande effekter. Spridningen av PFAS till miljön är betydande från såväl nya som historiska bruk och källor, som fortsätter bidra på grund av ämnets höga persistens. De mest betydande källorna till PFAS i dagvatten är bland annat från industriprocesser och tillverkning av PFAS-produkter, brandskum och hydraulolja. Även atmosfärisk deposition, byggnadsmaterial och trafik kan bidra.

Detta arbete baseras på en fallstudie av ett dagvattensystem i Sverige och syftar till att utreda vilka halter som kan klassas som förhöjda i dagvattensystemet. Därutöver att undersöka olika åtgärder mot förhöjda halter av PFAS i dagvatten. Detta utfördes genom en litteraturstudie av reningstekniker för PFAS och en fallstudie av det undersökta dagvattensystemet. Fallstudien genomfördes i olika delar för att bedöma risker och möjliga åtgärder. De olika delarna bestod av framtagandet av åtgärds mål, platsspecifikt riktvärde, provtagning, åtgärds krav och en åtgärdsutredning.

Åtgärds mål och platsspecifikt riktvärde togs fram genom litteratur som studerats samt risker som bedömdes genom en konceptuell modell. Åtgärds målet fastslogs vara följande: *Dagvattnet ska ej bidra till spridning av per- och polyfluorerade alkylsubstanser som i längden kan leda till halter i recipienten som utgör en risk för människors hälsa.* Det platsspecifika riktvärdet 4,4 ng/L PFOA-ekvivalenter vid utloppet av dagvatten togs fram baserat på bakgrundshalter och miljö kvalitetsnormer framtagna inom EU:s vattendirektiv för ytvatten.

Totalt utfördes provtagning och analys av 22 olika PFAS i 10 olika provpunkter av dagvattennätet. De uppmätta halterna jämfördes sedan med det platsspecifika riktvärdet och en bedömning av kraven på potentiella åtgärder utträttades. De uppmätta halterna beräknades till 5,76 ng/L PFOA-ekvivalenter. Slutligen genomfördes en åtgärdsutredning baserat på risker och studerade tekniker.

I åtgärdsutredningen bedömdes fortsatta utredningar som relevanta för platsen för att kunna fatta ett beslut om behovet av dagvattenrening. Det bedömdes också relevant att utreda potentiella punktkällor till dagvattensystemet för att ta fram resurseffektiva åtgärder. För ett eventuellt framtida behov av rening av dagvattnet studerades olika reningstekniker. Teknikerna utvärderades utifrån följande kriterier; reningsgrad, vattenmatris, uppskattningar av kapital- och driftkostnader, energibehov och tillgänglighet på marknaden.

Nyckelord: PFAS, PFCA, PFSA, dagvatten, riktvärden, åtgärder, skumfraktionering, aktivt kol, jonbytare

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala

Handledare: Erik Ribeli Ämnesgranskare: Dan Berggren Kleja

Examinator: Fritjof Fagerlund

Förord

Examensarbetet omfattas av 30 högskolepoäng och utfördes inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Arbetet genomfördes i samarbete med Norconsult Sverige AB, som en fortsättning på deras pågående uppdrag. Handledare på Norconsult Sverige AB var Erik Ribeli, miljökonsult och PFAS-specialist. Ämnesgranskare vid Sveriges lantbruksuniversitet var Dan Berggren Kleja, professor i markkemi.

Jag vill rikta ett extra stort tack till Erik Ribeli och Sara Holmström på Norconsult Sverige AB, som har gett mig möjlighet att delta på flera olika studiebesök samt delta i det dagliga arbetet på avdelningen Miljö och Säkerhet Stockholm. Detta har gett kunskaper och förståelse som inte framkommer i detta examensarbete. Jag vill också tacka medarbetarna på avdelningen miljö och säkerhet Stockholm som gett mig ett varmt välkomnade och omhändertagande. Slutligen vill jag tacka Dan Berggren Kleja för hans expertkunskaper och tydliga feedback. Kurser som tidigare har studerats i civilingenjörsprogrammet där Dan har varit delvis ansvarig och delvis föreläsare, har varit en stor inspirationskälla till utförandet av detta arbete.

Felicia Hagberg

Uppsala, februari 2023

Copyright © Felicia Hagberg och Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU).

UPTEC W 24 005, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerad i DiVA, 2024, genom institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. (<http://www.diva-portal.org/>)

Populärvetenskaplig sammanfattning

Per- och polyfluorerade alkylsubstanter, PFAS, är en stor ämnesgrupp som uppskattas bestå av ungefär 10 000 olika ämnen. PFAS är framställt av människan och används inom impregnering av textilier och pappersförpackningar, skidvalla, kosmetika, brandskum och vatten- och fettavvisande medel för till exempel byggnadsmaterial, smartphones, solceller, på grund utav deras kemiska egenskaper. Ämnena består av en kolkedja och en funktionell grupp, kolkedjan kan ha olika längd vilket ger de olika ämnena varierande egenskaper. Det är vanligt förekommande att dela in ämnet i två grupper baserat på längden av kolkedjan, långa och korta PFAS. Korta PFAS är mer vattenlösliga och därav mer mobila i miljön.

PFAS har egenskaper som gör att de anses vara mycket stabila ämnen som ej bryts ned naturligt i miljön. På grund av deras benägenhet att binda till vätskor och i synnerhet till vatten, sprids de över långa avstånd i miljön samt bioackumuleras i organismer. Dessa egenskaper gör att kemikalierna idag finns utsprida i miljön i jord, ytvatten, grundvatten och dagvatten.

Dagvatten är vatten som uppstår från nederbörd, regn eller snö som avrinner från hårdgjorda ytor. Dagvatten som rinner genom städer är en transportväg för föroreningar till närliggande recipienter. I stadsmiljöer leds i allmänhet dagvattnet bort via brunnar, diken och ledningsnät och släpps sedan ut i närliggande recipienter utan någon form av rening. Föroreningar som förekommer i dagvatten är bland annat näringsämnen, metaller, organiska ämnen och partiklar. Ett av de nyare ämnena som upptäckts i dagvatten är PFAS, där vanligt förekommande källor till PFAS i dagvatten är industriprocesser och tillverkning av PFAS produkter, brandskum och hydraulolja men även atmosfärisk deposition, byggnadsmaterial och trafik kan bidra.

Då studier upptäckt att vissa av dessa PFAS är hälsoskadliga regleras framställning och användning för ett fåtal av dessa ämnen, men på grund av deras eftertraktade egenskaper tillverkas i stället andra liknande ämnen. PFAS har visat sig ha effekter på bland annat hormonsystemet och immunförsvaret, dock är det bara ett fåtal ämnen som är studerade och fler studier av ämnets toxicitet behövs för att kunna bedöma risker och effekter på människa.

Den mest riskfyllda exponeringsvägen för människor är genom intag av livsmedel och dricksvatten. För att begränsa intaget finns därför riktvärden som bestämmer hur hög halt PFAS livsmedel eller dricksvatten får innehålla. Riktvärden för PFAS i dricksvatten i Sverige är 4 ng/L för PFAS 4 och 100 ng/L för PFAS 21, vilket innebär en summering av fyra respektive 21 specifika PFAS-ämnen. Riktvärden finns även för PFAS i ytvatten, i Sverige gäller årsmedelvärde 0,65 ng/L för ämnet PFOS. Det finns ett förslag från EU att sänka riktvärden för ytvatten till ett årsmedelvärde på 4,4 ng/L PFOA- ekvivalenter, då EU:s vattendirektiv styr vilka riktvärden som ska gälla kan därför detta påverka riktvärdet för ytvatten i Sverige. PFOA-ekvivalenter innebär att olika PFAS räknas om med en relativ potensfaktor baserat på ämnets toxicitet och sedan summeras som PFOA-ekvivalenter. För dagvatten saknas det idag nationella riktvärden för PFAS, dock finns det miljömål i Sverige som uppmanar kommuner att ta fram strategier för kvaliteten på dagvatten.

Vid undersökningar av ett dagvattensystem i Sverige har PFAS detekteras. Syftet med detta examensarbete var att undersöka det aktuella dagvattensystemet genom att ta fram platsspecifika riktvärden samt genomföra provtagning och analys av PFAS-halterna i dagvattnet. Därutöver göra en bedömning utifrån de platsspecifika riktvärden om åtgärder för dagvattnet behövdes samt föreslå lämpliga åtgärder för området. Detta genomfördes genom en

litteraturstudie av tekniker för rening av PFAS samt en fallstudie av det aktuella dagvattensystemet.

De tekniker som studerades i litteraturstudien för separering av PFAS var aktivt kol, jonbytare, skumfraktionering, membranfiltrering genom nanofilter och omvänd osmos samt fyto Remediering. Studerade tekniker som används för att bryta ned eller mineralisera PFAS var förbränning, plasmadestruktion, superkritisk vattenoxidation, sonokemisk nedbrytning och elektrokemisk oxidation.

Fallstudien genomfördes genom att bedöma risker utifrån en modell av området, riskerna användes sedan för att ta fram platsspecifika mål och riktvärden för platsen baserat på den studerade litteraturen. Målet formulerades enligt: *Dagvattnet ska ej bidra till spridning av per- och polyfluorerade alkylsubstanser som i längden kan leda till halter i recipienten som utgör en risk för människors hälsa.* Det platsspecifika riktvärdet som beslutades gälla var 4,4 ng/L PFOA-ekvivalenter. Detta baserades på föreslagna riktvärden från EU samt bakgrundshalter som uppmätts i ytvatten i andra studier, för områden i närheten av det aktuella området.

Det undersökta området som provtogs bestod av en mindre tjärn som leder vatten till ett dagvattensystem i ett industri- och handelsområdet, som sedan leds ut till ett dike och slutligen mynnar ut i en ytvattentäkt. Provtagning av området utfördes av 22 olika PFAS¹ i 10 olika provtagningspunkter i dagvattensystemet. Proverna togs i 8 dagvattenbrunnar på området och två diken. Proverna skickades sedan på analys till SGS Analytics i Linköping. Utifrån resultatet från provtagningen och kraven som ställdes utifrån det platsspecifika riktvärdet gjordes sedan en åtgärdsutredning för platsen.

För det aktuella dagvattensystemet bedömdes det lämpligt att göra ytterligare utredningar utifrån de analyser som genomfördes, för att kunna utvärdera behovet av dagvattenrening. Då halterna från den genomförda provtagningen var relativt låga behövs sannolikt ingen avancerad teknik för att rena dagvattnet. Halter i dagvatten kan variera över året och därav bör en bedömning av åtgärdsbehovet genomföras med avsikt på fler mätresultat från fler provtagningar. Utifrån den utvärdering som gjordes av halter i olika provpunkter bedömdes det lämpligt att undersöka eventuella punktkällor på området. I allmänhet bedömdes teknikerna skumfraktionering, aktivt kol och jonbytare som lämpliga för rening av långa PFAS i dagvatten. Teknikerna förstör inte ämnet PFAS men separerar ämnet från vatten, vilket innebär att den koncentrerade lösningen sedan behöver förstöras genom exempelvis förbränning.

¹ PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS, PFOSA, 6:2 FTS.

Begreppslista

AFFF	Filmbildanden brandsläckningsskum (Aqueous Film-Forming Foam)
AIX	Anjonbytare
Anjon	Negativt laddad jon
Backspolning	Slam som samlats på material (till exempel AIX och GAK) avlägsnas
Bioackumulation	Upptaget av ett ämne i en organism sker fortare än det bryts ned eller utsöndras, vilket leder till en ökad koncentration i organismen
Dagvatten	Dagvatten är nederbörd i form av regn eller snö som avrinner från hårdgjorda ytor som leds bort till närliggande recipient
DOC	Löst organiskt kol (Dissolved organic carbon)
Fouling	Biologisk påväxt på filter
Fri radikal	En atom eller molekyl som är mycket reaktiv
GAK	Granulärt aktivt kol
In-situ metod	Åtgärdsmetoder där förorening behandlas på plats i jord eller vatten, utan att grävas eller pumpas upp
Katjon	Positivt laddad jon
Lakvatten	Vatten som varit i kontakt med avfall som ansamlas på en deponi
NF	Nanofilter
Oxidation	En kemisk reaktion där ett ämne avger en eller flera elektroner
PBT	Persistent, Bioackumulativ och Toxisk
PFAS	Per- och polyfluorerade alkylsubstanser
PFOA-ekvivalenter	En summering av PFAS i PFOA- ekvivalenter, baserat på de olika ämnernas toxicitet i förhållande till PFOA
POP: förordning	En förordning inom EU som förbjuder långlivade organiska föreningar
Prekursorer	Föregångare av PFAS som kan brytas ned till PFOS, PFOA eller liknande ämnen
Retentat	En koncentrerad lösning av avskilda ämnen från vatten
Regenerering	Återskapa material för att använda på nytt genom värme eller lösningsmedel
REACH	En förordning inom EU som syftar till att skydda människors hälsa och miljö mot kemikalier, genom att ställa krav på företag som behöver identifiera och bedöma risker
Recipient	Mottagande vattendrag, hav eller sjö som dagvatten leds ut till
RO	Omvänd osmos (Reverse osmosis)
Råvatten	Vatten som används som dricksvatten, till exempel ytvatten eller grundvatten
Sorption	Fysikalisk bindning av en molekyl till ett material
Spillvatten	Avloppsvatten som genomgår rening på avloppsreningsanläggning
Treatment train	En kombination av flera olika reningstekniker
Vattenmatris	Innehållet i vatten, till exempel partiklar, salter, föroreningar

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1. Syfte.....	2
1.2. Frågeställningar	2
1.3. Avgränsningar.....	2
2. Teori.....	3
2.1. Per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS)	3
2.1.1. Nomenklatur	3
2.1.2. Kemiska egenskaper.....	5
2.1.3. Källor och spridning	7
2.1.4. Hälsorisker.....	7
2.2. Lagstiftning och riktvärden för PFAS	8
2.2.1. Internationella gränsvärden och riktvärden	9
2.2.2. EU:s vattendirektiv	9
2.2.3. Nationella gränsvärden och riktvärden.....	12
2.2.4. Planetära gränser	14
2.2.5. Riktvärden och åtgärdskrav baserat på toxicitet.....	14
2.3. Dagvatten.....	15
2.3.1. Dagvattnets innehåll och punktkällor till föroreningar	15
2.3.2. Transport av partiklar och föroreningar i dagvatten.....	16
2.4. Lagstiftning och riktvärden för dagvatten	17
2.4.1. Sveriges miljömål.....	18
3. Litteraturstudie: Tekniker för rening av PFAS	20
3.1. Metod litteraturstudie.....	20
3.2. Separationstekniker.....	21
3.2.1. Aktivt Kol.....	21
3.2.2. Jonbyte.....	22
3.2.3. Fytoremediering	23
3.2.4. Skumfraktionering.....	23
3.2.5. Membranfiltrering med Nanofilter och Omvänd Osmos	24
3.2.6. Översikt separationstekniker	25
3.3. Destruktionstekniker.....	26
3.3.1. Förbränning	26
3.3.2. Superkritisk vattenoxidation.....	27
3.3.3. Plasmadestruktion.....	27

3.3.4.	Elektrokemisk Oxidation.....	28
3.3.5.	Sonokemisk nedbrytning.....	29
3.3.6.	Översikt destruktionstekniker.....	30
3.4.	Treatment Train	30
4.	Fallstudie.....	32
4.1.	Områdesbeskrivning	32
4.2.	Konceptuell modell.....	32
5.	Metod	35
5.1.	Övergripande åtgärds mål.....	35
5.2.	Platsspecifikt riktvärde	36
5.3.	Provtagning.....	38
5.4.	Åtgärdsutredning	39
6.	Resultat.....	55
6.1.	Övergripande åtgärds mål.....	55
6.2.	Platsspecifikt riktvärde	55
6.3.	Provtagning.....	57
6.4.	Åtgärdsutredning	59
6.4.1.	Åtgärdskrav	59
6.4.2.	Rekommenderade åtgärder	59
7.	Diskussion.....	68
7.1.	Åtgärds mål.....	68
7.2.	Platsspecifikt riktvärde	68
7.3.	Provtagning.....	69
7.4.	Åtgärdsutredning	69
8.	Slutsatser.....	58
8.1.	Platsspecifika riktvärden för dagvatten	58
8.2.	Åtgärder för dagvatten	58
9.	Referenser	59
10.	Bilagor.....	71

1. Inledning

Per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS) är en stor ämnesgrupp som påvisats ha effekter på människors hälsa (Kemikalieinspektionen, 2023a; Cousins et al., 2020; USEPA, 2023). Inom gruppen återfinns ämnena PFOA och PFOS som till en början var de mest uppmärksammade inom PFAS-gruppen (OECD, 2013), dessa ämnen blev under år 2023 klassificerade som cancerframkallande respektive potentiellt cancerframkallande (Zahm et al., 2023). Framställning och användningen av dessa två kemikalier regleras idag av bland annat EU (Ahrens et al., 2023; Kemikalieinspektionen, 2023a; Baresel et al., 2022) men på grund av dess stora användningsområden i samhället tillverkas idag likande ämnen som fortsatt förbrukas (Ahrens et al., 2023; Wang et al., 2014).

Den mest betydande källan till PFAS i miljön i Sverige har uppskattats vara brandskum innehållande PFAS som använts på brandövningsplatser som flygfält, brandstationer och oljedepåer. Men även avloppsreningsverk och deponier bidrar som transportmedier till spridningen av PFAS från produkter som använts och innehållit PFAS. För ett antal år sedan påvisades att 3000 olika PFAS-ämnen var i omlopp i olika produkter, men att alla ämnen ej går att mäta med dagens analysmetoder (Hansson et al., 2016).

Spridningen av PFAS i miljön är betydande både av nyare PFAS-ämnen (Ahrens et al., 2023) och ämnen från historisk användning som fortsätter bidra på grund av dess höga persistens (Cousins et al., 2020; Hansson et al., 2016; Prevedouros et al., 2006; Wang et al., 2017). Detta innebär att förorenade områden under en lång tid kan sprida PFAS och förorena omgivande jordlager, grundvatten, vattendrag och fauna (Naturvårdsverket 2016). Spridningen har dessutom skett över stora avstånd på grund av PFAS stabila egenskaper och höga vattenlöslighet (Cousins et al., 2022; Wang et al., 2017). Transporten kan ske både via vatten och atmosfärisk deposition (Ahrens & Bundschuh, 2014), där ytvatten och grundvatten som vanligen används som dricksvattenkällor riskerar att förorenas om halter stadigt ökar (Naturvårdsverket, 2016).

En av de mer betydelsefulla spridningsvägarna för föroreningar till ytvatten som ligger i närheten av städer, är genom transport med dagvatten (Alm et al., 2010). PFAS är ett av de nyare ämnen som undersökts och påträffats i dagvatten (Viklander et al., 2019). Dagvatten är nederbörd i form av regn eller snö som avrinner från hårdgjorda ytor som leds bort till närliggande recipient (SMHI, 2023). Dagvatten ingår under samlingsnamnet avloppsvatten som också inkluderar spillvatten och dräneringsvatten. I jämförelse kommer spillvatten från hushåll och vissa industrier som i allmänhet genomgår rening på avloppsreningsverk (Svenskt Vatten, 2022; SMHI, 2023).

Vid undersökningar av ett dagvattensystem i Sverige har halter av PFAS påträffats vid provtagning utförd av företaget Norconsult Sverige AB. Idag finns det inga nationella riktvärden för dagvatten (Alm et al., 2010; Stenvall & Söreljus, 2021) och därav heller inga krav på rening, vilket medfört osäkerheter för hur det ska behandlas. Konventionella metoder som används för rening av dagvatten, spillvatten, grundvatten och dricksvatten saknar idag dessutom förmåga att rena alla ämnen i gruppen PFAS (Rahman et al., 2014; Baresel et al., 2022; Naturvårdsverket, 2019).

1.1. Syfte

Syftet med examensarbetet var att utreda vilka halter som kan klassas som förhöjda i det undersökta dagvattenssystemet. Därutöver undersöka olika reningstekniker för PFAS i vatten, samt utreda vilka tekniker och åtgärder som är lämpliga för det undersökta dagvattenssystemet. Detta utfördes genom en litteraturstudie av reningstekniker för PFAS och en fallstudie av det undersökta området.

1.2. Frågeställningar

- Vad finns det för riktvärden för PFAS i allmänhet för vatten, och specifikt för dagvatten?
- Vad finns det för reningstekniker för PFAS och vilka är passande för dagvatten?
- Hur kan ett platsspecifikt riktvärde tas fram för det beaktade området?
- Vad är ett lämpligt riktvärde för området?
- Vilka åtgärder kan tillämpas för att uppfylla kraven som ställs av riktvärdet?

1.3. Avgränsningar

I detta arbete beaktas enbart dagvatten och ytvatten, inga andra medier. Data som används från provtagning baseras bara på ett provtagningstillfälle. Föroreningar som analyseras i dagvattnet är 22 PFAS, övriga PFAS och föroreningar analyseras inte. De analyserade PFAS-ämnena med fullständigt namn visas i Tabell 1.

Tabell 1. PFAS som analyseras i arbetet. Akronymer och fullständigt namn av de olika ämnena.

Akronym	Ämne
PFBA	Perfluorbutansyra
PFPeA	Perfluorpentansyra
PFHxA	Perfluorhexansyra
PFHpA	Perfluorheptansyra
PFOA	Perfluoroktansyra
PFNA	Perfluornanosyra
PFDA	Perfluordekansyra
PFUnDA	Perfluorundekansyra
PFDODA	Perfluordodekansyra
PFTrDA	Perfluortridekansyra
PFBS	PePerfluorbutansulfonsyra
PFPeS	Perfluorpentansulfonsyra
PFHxS	Perfluorhexansulfonsyra
PFPHpS	Perfluorheptansulfonsyra
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra
PFNS	Perfluornonsulfonsyra
PFDS	Perfluordekansulfonsyra
PFUnDS	Perfluorundekansulfonsyra
PFDODS	Perfluordodekansulfonsyra
PFTrDS	Perfluortridekansulfonsyra
PFOSA	Perfluoroktansulfonamid
6:2 FTS	6:2 Fluortelomersulfonsyra

2. Teori

Teorin behandlar ämnena PFAS och dagvatten, samt den lagstiftning och de riktvärden som finns idag avseende PFAS och dagvatten. För PFAS beskrivs dess terminologi, kemiska egenskaper, källor och spridningsvägar, men fokus riktas även på hälsorisker och hälsoeffekter. Riktvärden för PFAS redovisas för ett urval av internationella länder, från EU och de nationella riktvärden som finns för PFAS i vatten idag, detta då lagstiftningen skiljer sig avsevärt mellan olika länder. Avsnittet berör ej förbud av tillverkning och användning i någon större utsträckning. Dagvatten avsnittet behandlar föroreningar i allmänhet och dess källor i dagvatten samt hur föroreningar och partiklar transporteras i dagvattennätet. Teoriavsnittet avslutas med lagstiftning och riktvärden för dagvatten.

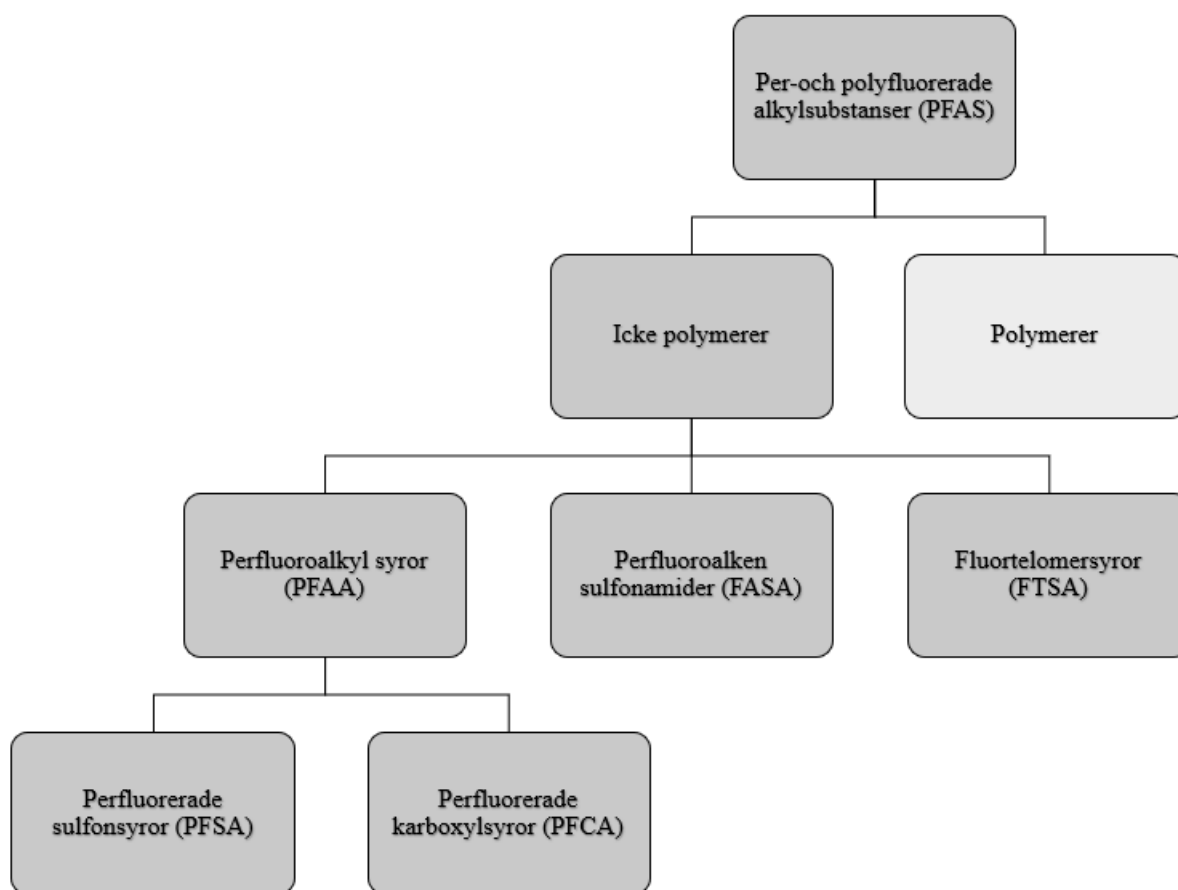
2.1. Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS)

Per-och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en komplex ämnesgrupp på över 10 000 olika ämnen (Kemikalieinspektionen, 2023a) som är skapade av människan och förekommer inte naturligt i miljön (Naturvårdsverket, u.å.a). Tillverkningen av PFAS startade på femtiotalet och sedan dess har ämnet använts i stor utsträckning inom industrin och kommersiellt (Buck et al., 2011). PFAS består av en hydrofob kolkedja och en hydrofil funktionell grupp som ger dem unika egenskaper (Svenska Geotekniska Föreningen, 2023), som fett-, smuts- och vattenavvisande (Kemikalieinspektionen, 2023a). De är användbara i bland annat impregnering av textilier, pappersförpackningar, skidvalla, kosmetika, men även som vatten- och fettavvisande medel för till exempel byggnadsmaterial, smartphones, solceller, samt som beståndsdel i brandskum (Kemikalieinspektionen, 2023a). På grund av en omfattande användning och dess kemiska egenskaper är PFAS idag utsprida i miljön och orsakar en ständig exponering för människor från bland annat livsmedel, luft, och damm (Naturvårdsverket, u.å.a).

2.1.1. Nomenklatur

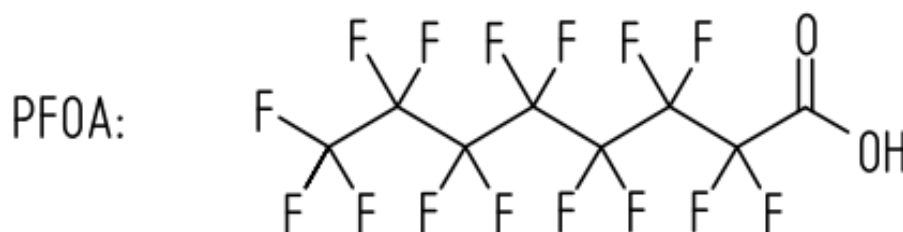
För att ge en helhetsbild över denna stora och komplexa grupp av kemikalier inleds detta avsnitt med en beskrivning av terminologi kring PFAS med utgångspunkten från en artikel av Buck et al. (2011) som är allmänt vedertagen.

Buck et al. författade under (2011) en artikel med syftet att skapa en konsekvent terminologi, namn och akronymer för de olika PFAS och deras grupper. PFAS delas in i två huvudgrupper, polymerer och icke polymerer. I detta arbete behandlas enbart gruppen icke polymerer, som i sin tur kan sedan delas in i flera olika undergrupper, till exempel perfluoralkylsyror (PFAA), perfluoralkensulfonamider (FASA) och fluortelomersyror (FTSA). Inom gruppen perfluoralkylsyror återfinns grupperna perfluoreradesulfonsyror (PFSA) och perfluoreradecarboxylsyror (PFCA) (Buck et al., 2011). Figur 1 nedan visar en överskådlig bild över den beskrivna indelningen. De är även dessa grupper som i huvudsak har undersökts och analyserats i detta arbete.

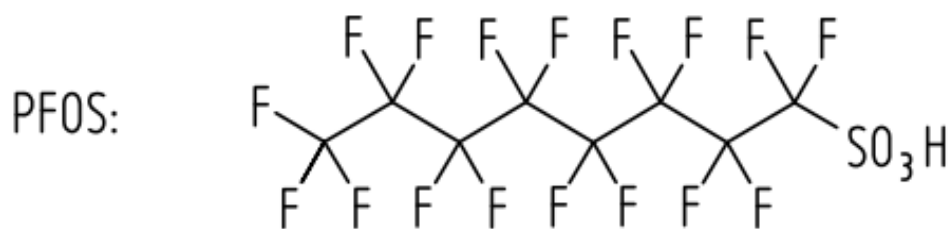


Figur 1. Urval av grupper inom icke polymer av per- och polyfluorerade alkylsubstanser som analyseras i arbetet.

Denna terminologi är accepterad och används bland annat av Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD (Kemikalieinspektionen, 2021). Inom gruppen icke-polymera PFAS hänvisas ofta till om de har en lång eller kort kedja, enligt OECD (2013) är definitionen för en lång eller kort kedja följande: En lång PFCA har sju eller fler perfluorerade kolatomer och lång PFSA har sex eller fler perfluorerade kolatomer, samt prekursorer som har potential att brytas ned till PFCA eller PFSA (OECD, 2013). De mest studerade ämnena återfinns i grupperna PFCA och PFSA, bland annat ämnet PFOS och PFOA som var det första ämnena som reglerades genom riktvärden (Kucharzyk et al., 2017). I Figur. 2 och 3 nedan visas bilder av molekylerna PFOA och PFOS.



Figur 2. Strukturformel av PFOA-molekylen som tillhör gruppen perfluorerade karboxylsyror. Figuren visar den perfluorerade kolkedjan med den funktionella gruppen karboxylsyra. Bild från Ribeli (2014).



Figur 3. Strukturformel av PFOS-molekylen som tillhör gruppen perfluorerade sulfonsyror. Figuren visar den perfluorerade kolkedjan med den funktionella gruppen sulfonat. Bild från Ribeli (2014).

2.1.2. Kemiska egenskaper

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser är en stor ämnesgrupp (Kemikalieinspektionen, 2023a) med varierande egenskaper som leder till att det är svårt att klassificera och reglera ämnena som grupp (Wang et al., 2017). Idag finns det internationella bestämmelser som exempelvis Stockholmskonventionen som begränsar användandet och produktionen av vissa PFAS. Konsekvensen är att det i stället produceras alternativa ämnen, däribland PFAS med längre eller kortare kolkedjor samt prekursorer, som i sin tur kan brytas ned till PFCA och PFSA (Ahrens et al., 2023).

PFAS kemiska egenskaper beror delvis på den hydrofoba kolkedjan men också av den hydrofila funktionella gruppen (Ahrens & Bundschuh, 2014; Baresel et al., 2022). Variationerna är otaliga, de kan till exempel vara polymerer eller icke polymerer, per- eller polyfluorerade, vara linjära eller grenade (Buck et al., 2011) neutrala, anjoniska, kationiska eller zwitterjoniska (Cousins et al., 2020), samt ha en lång eller kort kolkedja (OECD, 2013). Dessa olika egenskaper leder till olika effekter, till exempel kan substanserna vara i fast form, vätskor eller gaser, mobila, bioackumulativa och/eller toxiska (Cousins et al., 2020).

Gemensamt är att de består av kolkedjor där väteatomer är fullständigt eller delvis utbytta mot fluoratomer (Kemikalieinspektionen, 2021). För att klassas som ett ämne inom gruppen PFAS krävs att ämnet består utav minst en kolatom där alla väteatomer är utbytta mot fluor (Buck et al., 2011). En perfluorerad kolkedja innebär att alla väteatomer är utbytta medan en polyfluorerad innebär att de delvis är utbytta (Buck et al., 2011). Utbytet gör att dessa ämnen får unika egenskaper som kemisk och termisk stabilitet som beror på den starka bindningen som uppstår mellan kol och fluor (Buck et al., 2011). Kol-fluor bindningen är extremt stark och styrkan förstärks vid inbindning av fler fluor på samma kol. Med orsak av denna stabila struktur har väldigt få PFAS påvisat någon nedbrytningsförmåga (Cousins et al., 2020; Prevedouros et al., 2006; Wang et al., 2017). Även om vissa PFAS kan brytas ner är slutprodukten en stabil PFAS-molekyl, som till exempel grupperna PFCA och PFSA (Wang et al., 2017). Kolkedjans längd har en inverkan på ämnets vattenlöslighet, med en längre kedja blir molekylen mindre vattenlös (Baresel et al., 2022; Naturvårdsverket, 2019). Detta innebär att kortare kolkedjor är vanligen mer mobila i miljön och kan transporteras längre sträckor. Långa PFAS är mer hydrofoba och tenderar därav att binda starkare till partiklar (Ahrens & Bundschuh, 2014). Enligt studie av Ahrens et al. (2010) påvisades för gruppen PFCA att kolkedjor med färre än sju kolatomer främst detekterades i löst fas i vatten, medan kolkedjor med mellan 7–11 kolatomer påträffades i löst eller suspenderad fas, och kedjor med fler än 11 kolatomer i sediment.

Gruppen PFAA brukar vanligen förekomma i negativt laddad form, så kallade anjoner, under normalt pH för vatten. Men laddningen varierar med pH vilket innebär att de under andra förhållanden både kan vara katjoniska och zwitterjoniska (Baresel et al., 2022).

I det senaste lagförslaget i Vattendirektivet för ytvatten från EU identifieras flera PFAS-ämnen som bioackumulerande och toxiska ämnen, ett PBT (Persistent, bioackumulerande och toxiskt) ämne (Europaparlamentets och rådets direktiv 2022/540). Bioackumuleringspotentialen hos ett ämne brukar vanligen beräknas med hjälp av bioackumuleringsfaktorer, BCF. Men om dessa data saknas brukar en uppskattning göras för organiska ämnen med hjälp av fördelningskoefficienter som oktanol-vatten koefficienten K_{ow} (Wernersson & Pettersson, 2023). Oktanol-vatten koefficienten beskriver hur ämnet fördelar sig mellan vatten och organiskt material i vatten, ett högre värde på K_{ow} tyder på att det organiska ämnet tenderar att befinna sig i oktanolfasen framför vattenfasen (Viklander et al., 2019). Ett ämne som är mer fettlösligt antas då ha en högre förmåga att bioackumulera. För PFAS fungerar inte denna uppskattning då ämnet främst binder till proteiner och påträffas därför i högre grad i blod, lever, gälar och muskler. För vissa PFAS har en hög bioackumuleringsfaktor uppmätts men det verkar förekomma stora variationer mellan olika ämnen och arter. Exponeringsvägen verkar påverka vart PFAS ackumuleras i vävnaderna. Om PFAS tas upp via födan sker ansamlingen främst i levern sedan blodet och njurarna. Särskilt långa PFAS tenderar också att hellre befinna sig i sediment än i organismer (Wernersson & Pettersson, 2023). Tabell 2 visar olika kemiska egenskaper för de PFAS-ämnena som undersöktes i arbetet.

Tabell 2. PFAS-ämnena ur grupperna PFCA, PFSA, FASA, FTSA. I tabellen beskrivs olika egenskaper, kedjelängd, molekyylvikt och $\log K_{ow}$. Källor: Wang et al., 2011, ITRC 2022a, Kemikalieinspektionen 2021 och U.S Environmental Protection Agency u.å.a-v.

Ämne	Ämnesgrupp	Kedjelängd	Molekylvikt [g/mol]	$\log K_{ow}$, dry
PFBA	PFCA	Kort (C=3)	213.031	2.82
PFPeA	PFCA	Kort (C=4)	263.039	3.43
PFHxA	PFCA	Kort (C=5)	314.054	4.06
PFHpA	PFCA	Kort (C=6)	364.062	4.67
PFOA	PFCA	Lång (C=7)	413.063	5.30
PFNA	PFCA	Lång (C=8)	464.078	5.92
PFDA	PFCA	Lång (C=9)	514.086	6.50
PFUnDA	PFCA	Lång (C=10)	564.093	7.15
PFDoDA	PFCA	Lång (C=11)	614.101	7.77
PFTrDA	PFCA	Lång (C=12)	664.109	8.25
PFBS	PFSA	Kort (C=4)	300.090	3.90
PFPeS	PFSA	Kort (C=5)	350.100	-
PFHxS	PFSA	Lång (C=6)	400.110	5.17
PFHpS	PFSA	Lång (C=7)	450.120	-
PFOS	PFSA	Lång (C=8)	500.130	6.43
PFNS	PFSA	Lång (C=9)	550.130	-
PFDS	PFSA	Lång (C=10)	599.130	7.66
PFUnDS	PFSA	Lång (C=11)	650.150	-
PFDoDS	PFSA	Lång (C=12)	700.160	-
PFTrDS	PFSA	Lång (C=13)	750.160	-

Ämne	Ämnesgrupp	Kedjelängd	Molekylvikt [g/mol]	log K _{ow} , dry
PFOSA	FASA (Prekursor till PFOS)	Lång (C=8)	499.140	5.62
6:2 FTS	FTSA (Prekursor till PFCA).	Lång (C=8)	428.160	4.44

2.1.3. Källor och spridning

Källorna till PFAS brukar delas upp i direkta och indirekta källor. Direkta källor innebär tillverkning, användning och avfall av PFAS-produkter, medan indirekta källor är atmosfärisk deposition samt nedbrytningsprodukter från en direkt källa (Buck et al., 2011). Direkta källor till ytvatten kan till exempel vara industrier, avloppsreningsverk, deponier, civila och militära brandövningsplatser (Petre et al., 2022; Sörengård et al., 2022). Användandet av brandsläckningsskum, AFFF, har historiskt lett till stora utsläpp och haft en stor påverkan och förorening av närliggande jord eller grundvatten (Sörengård et al., 2022). Även betongytor som utsatts för till exempel AFFF kan bidra som pågående men också långsiktiga källor (CRC CARE, 2017). Det finns stora osäkerheter i mängden av PFAS-utsläpp, såväl historiska som framtida. Dagens regleringar berör ett fåtal PFAS, vilket potentiellt kan leda till en underskattning av exponeringen för dessa ämnen (Wang et al., 2017). Framför allt då flera ämnen kan fungera som långvariga källor (Wang et al., 2017), till exempel prekursorer som kan brytas ned till PFCA eller PFSA (Ahrens et al., 2023). En artikel publicerad av Dagborn et al. (2023) visar spridningen av PFAS i Europa, där över 17 000 platser har identifierats som förorenade med halter lika med eller över 10 ng/L. Totalt 21 000 potentiella platser identifieras där till exempel AFFF har använts och 2100 så kallade hotspots (källområden) vilket syftar på platser där halter överstiger 100 ng/L (Dagborn et al., 2023).

Spridning av PFAS har skett över mycket stora avstånd på grund av ämnernas stabila egenskaper, vattenlöslighet och låga nedbrytnings förmåga (Cousins et al., 2022; Wang et al., 2017). Transporten kan ske från källor via vatten eller aerosoler men även via atmosfärisk transport (Wang et al., 2017). Tidigare har man trott att PFAS skulle spädas ut och stanna i haven över en lång tid men en ny studie har visat att så behöver inte fallet vara. Studien påvisar att långa PFAA kan anrikas på aerosoler i havet och transporteras i atmosfären tillbaka till land där de kan deponeras i ytvatten och ytjordar (Cousins et al., 2022).

Naturvårdsverket publicerade (2016) en rapport om förekomsten av PFAS i Sveriges miljö, mätningar visar att PFAS återfinns i alla undersökta medier, däribland ytvatten, grundvatten, dricksvatten och fisk. Ämnet återfinns på platser där enbart atmosfärisk deposition kan ha påverkat men i betydande lägre koncentrationer än i närheten av en direkt källa (Naturvårdsverket, 2016). Mätningar som genomfördes 2013 i Sveriges åar och älvar från norr till söder påvisade ett medelvärde på 9,5 ng/L och en median på 4,2 ng/L. En slutsats från dessa mätningar är att källzoner sannolikt har en betydande påverkan på halterna av PFAS som uppmätts i ytvatten (Ahrens et al., 2014).

2.1.4. Hälsorisker

Beroende på deras skilda egenskaper som fluoreringsgrad, kedjelängd och funktionell grupp (Livsmedelsverket, 2022) har de också olika effekter på hälsan där vissa PFAS idag anses ha lägre hälsorisk än andra utifrån dagens kunskaper (Cousins et al., 2020; Livsmedelsverket,

2022). De mest uppmärksammade grupperna utifrån dess negativa hälsoeffekter är PFCA och PFSA, men även andra ämnen som har liknande egenskaper utgör en oro (Cousins et al., 2020).

En utav egenskaperna är dess persistens, vilket vanligen brukar beskrivas med halveringstid (Cousins et al., 2020). Halveringstid innebär tiden det tar för hälften av halten att minska i en individ, population eller ett ekosystem (Efsa, u.å.). PFAS av längre kedja till exempel PFOA och PFOS kan ha en halveringstid på flera år medan kortare kedjor till exempel PFBA och PFBS skattas ha en halveringstid på några dagar till en månad i människokroppen (Livsmedelsverket, 2022). Upptaget av PFAS i kroppen sker främst via mag-tarmkanalen som sedan sprider det till plasma och andra delar av kroppen (Livsmedelsverket, 2022), potentiella källor till PFAS för människan är därav främst livsmedel och vatten (Sörengård et al., 2022).

I början av 2000-talet uppmärksammades de första studierna som upptäckt det specifika ämnet PFOS i vilda djur och människoblod, och efter det har många studier publicerats inom den vetenskapliga litteraturen (Buck et al., 2011). Studier har bland annat visat att exponering för en viss halt av PFAS kan påverka hormonsystemet, blodtrycket hos gravida kvinnor, utvecklingen hos barn, öka risken för cancer i prostata och njurar, försvaga immunförsvaret samt påverka kolesterolhalter och öka risken för övervikt (USEPA, 2023). Men det saknas idag tillräckliga bevis från epidemiologiska studier för att påvisa många av dessa samband (Livsmedelsverket, 2022). Europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten (EFSA²) publicerade under 2020 en riskvärdering för PFAS och tog fram ett tolerabelt veckointag för fyra PFAS; PFOA, PFOS, PFHxS och PFNA. Det tolerabla veckointaget baserades på den mest sårbara faktorn, vilket var effekten på immunförsvaret hos små barn som exponeras under graviditet och amning (Livsmedelsverket, 2022). Påverkan på immunförsvaret anses ha mest evidens samt att de flesta studier idag har undersökt effekter av PFOS och PFOA. PFHxS och PFNA inkluderades då de anses ha liknande toxikokinetik och har uppmätts i samma halter i människor (Livsmedelsverket, 2022). Under 2023 publicerades en artikel från International Agency for Research on Cancer (IARC) där PFOS och PFOA utvärderades, PFOA konstaterades då vara cancerframkallande och PFOS potentiellt cancerframkallande (Zahm et al., 2023).

Dagens kunskap om hälsorisker av PFAS är baserat på ett fåtal PFAS-ämnen (Cousins et al., 2020) inom denna grupp av 10 000 olika ämnen (Kemikalieinspektionen, 2023a). Det saknas kunskap om tusentals individuella kemikalier (Cousins et al., 2020), och vad utfallet blir av fler studier återstår att se. Utvecklingen som går att se i dagsläget är att ökad kunskap har resulterat i striktare riktvärden för PFAS i dricksvatten. Som exempel har stater i USA sänkt sina gränser, 2002 var gränsen i West Virginia 100 000 ng/L medans under 2019 sänkte flera stater gränsvärden till under 10 ng/L (Cousins et al., 2020). Sverige har under 2022 sänkt gränsvärden för dricksvatten från 90 ng/L för PFAS³ 11 (Livsmedelsverket, 2022) till 4 ng/L för PFAS⁴ 4 och 100 ng/L för PFAS⁵ 21 (LIVSFS, 2022:12).

2.2. Lagstiftning och riktvärden för PFAS

Idag finns det ingen reglering eller lagstiftning för PFAS som grupp utan enbart av enskilda PFAS på olika nivåer i samhället; internationell nivå, EU-nivå och nationell nivå

² European food safety authority

³ Summan av; PFBS, PFHxS, PFOS, 6:2 FTS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA.

⁴ Summan av; PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS.

⁵ Summan av; PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA; PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTTrDA, PFBS, PFPS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFTTrDS, 6:2 FTS.

(Kemikalieinspektionen, 2023a). Regleringen av PFAS kan ses ur två perspektiv delvis förbud mot tillverkning och användning och delvis riktvärden för vilka typer av halter som anses acceptabla i naturen.

Förbud och begränsningar för användning gäller PFOS (samt dess prekursorer), PFOA och PFHxS (samt dess närbesläktade salter). Dessa ämnen finns idag med i Stockholmskonventionen som är lagstadgad genom EU:s POP-förordning. Vissa ämnen begränsas också via REACH-förordningen och det pågår ett arbete för att begränsa ytterligare PFAS-ämnen (Baresel et al., 2022).

Detta avsnitt fokuserar på riktlinjer och acceptabla halter i vatten; dricksvatten, råvatten, ytvatten, grundvatten, spillvatten och dagvatten, som sedan ska ligga till grund för framtagandet av ett platsspecifikt riktvärde i dagvatten i den genomförda fallstudien som presenteras i kommande avsnitt. Riktlinjer presenteras för ett urval av intressanta länder internationellt, från EU och slutligen en sammanställning över de riktlinjer som finns i Sverige.

2.2.2. Internationella gränsvärden och riktvärden

Riktvärden för PFAS varierar väldigt mycket i olika länder, den utvecklingstrend som visas är att gränsvärden sjunker i allmänhet när kunskapen om PFAS ökar (Cousins et al., 2020). I Tabell 3 nedan visas ett urval av länder med varierande riktvärden för dricksvatten och råvatten.

Tabell. 3 Internationella riktvärden för PFAS i dricksvatten och råvatten [ng/L]. Inom parentes vid land visas när riktvärden senast är uppdaterade. Källor: ITRC, 2023 (senast uppdaterad augusti 2023), Sveriges riktvärden är hämtade från LIVSFS, 2022:12.

Land	Sverige (2022)	Danmark (2021)	Tyskland (2006)	Australien (2020)	Kanada (2019)	USEPA (2022)	Michigan (2022)	California (2021)
PFOA	--	2	300	560	200	0,004	66	5
PFOS	--	2	300	70 ⁶	600	0,02	11	7
PFNA	--	2	--	--	20	--	--	--
PFBA	--	--	--	--	30 000	--	--	--
PFBS	--	--	--	--	15 000	2000	8300	500
PFHxS	--	2	--	70	600	--	--	3000
PFHxA	--	--	--	--	200	--	--	--
PFPeA	--	--	--	--	200	--	--	--
PFHpA	--	--	--	--	200	--	--	--
6:2 FTS	--	--	--	--	200	--	--	--
8:2 FTS	--	--	--	--	200	--	--	--
PFAS ⁷	4	--	--	--	--	--	--	--
PFAS ⁸	100	--	--	--	--	--	--	--

2.2.2. EU:s vattendirektiv

Vattendirektivet bestämmer vad EU-länder minst ska uppnå avseende vattenkvalitet och tillgång till vatten. Direktivet infördes i svensk lagstiftning år 2004, Vattenförvaltningsförordningen 2004:660 (Havs- och vattenmyndigheten, u.å). Till skillnad från resurser som finns inom våra landsgränser är vatten en gemensam resurs, vattendirektivet är ett gemensamt regelverk för EU länder med syftet att kommande generationer ska ha tillgång till vatten av bra kvalitet. Direktivet har utökats till flera direktiv och reglerar idag flera områden

⁶ Värdet för PFOS och PFHxS är ett kombinerat värde när båda är närvarande.

⁷ Summan av; PFOA, PFOS, PFNA, PFHxS.

⁸ Summan av; PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA; PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFBS, PFPS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS, 6:2 FTS.

när det kommer till vatten, till exempel dricksvatten, grundvatten, avloppsvatten och badvatten (Vattenmyndigheterna, u.å.).

För dricksvatten finns två olika riktvärden där det är upp till varje enskild medlemsstat i EU att besluta om vilket av värdena, eller om båda, ska tillämpas. Det ena riktvärdet benämns ”PFAS total” och syftar på summan av alla per- och polyfluoralkyl ämnen. Detta riktvärde ska dock ej tillämpas förrän tekniska riktlinjer för övervakning av denna parameter har utvecklats. Den andra benämns ”Summan av PFAS”⁹ och avser 20 ämnen som anses problematiska när det gäller dricksvatten. I Tabell 4 visas riktvärdena för PFAS total och Summan av PFAS i dricksvatten (Europaparlamentets och rådets direktiv, 2020/2184).

Tabell 4. Riktvärden i dricksvatten från EU:s vattendirektiv 2020/2184.

Summahalt	Riktvärde [ng/L]
PFAS totalt	500
Summan av PFAS⁹20	100

De gällande riktvärden för ytvatten visas i Tabell 5 nedan och berör enbart ämnet PFOS (Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105).

Tabell 5. Gällande riktvärden för ytvatten från EU:s vattendirektiv 2008/105.

Beaktade medier	PFOS
Inlandsytvatten¹⁰ årsmedelvärde [ng/L]	0,65
Andra ytvatten årsmedelvärde [ng/L]	0,13
Inlandsytvatten maximal tillåten koncentration [ng/L]	36 000
Andra ytvatten maximal tillåten koncentration [ng/L]	7200
Biota [ng/kg våtvikt]	9100

Under år 2022 tog Europeiska kommissionen fram ett nytt förslag för riktvärden för PFAS i ytvatten. Det nya förslaget berör summan av 24 PFAS som räknas om till PFOA-ekvivalenter. De förslagna riktvärdena visas i Tabell 6 nedan och de berörda PFAS och deras relativa potensfaktor visas i Tabell 7 (Europaparlamentets och rådets direktiv 2022/540).

Tabell 6. Förslag på nya riktvärden för ytvatten i EU:s vattendirektiv. (Europaparlamentets och rådets direktiv 2022/540).

Beaktade medier	Summan av PFOA-ekvivalenter
Inlandsytvatten årsmedelvärde [ng/L]	4,4
Andra ytvatten årsmedelvärde [ng/L]	4,4
Biota [ng/kg våtvikt]	7,7
Identifierat som ett farligt ämne	Ja

⁹ PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTTrDA, PFBS, PFPS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS och PFTTrDS.

¹⁰ Inlandsytvatten omfattar floder och sjöar, men också sammanhängande konstgjorda eller kraftigt modifierade vattenförekomster.

Beaktade medier	Summan av PFOA-ekvivalenter
Identifierat som ett allmänt förekommande långlivat, bioackumulerande och toxiskt ämne (allmänt förekommande PBT-ämne)	Ja
Identifierat som ett ämne som tenderar att ackumuleras i sediment och/eller biota	Ja

Tabell 7. Förslag på nya ämnen som omfattas och deras relativa potensfaktor, dvs PFOA-ekvivalenter. (Europaparlamentets och rådets direktiv 2022/540). Gråmarkerade PFAS är ämnen som ej analyseras i detta arbete.

Ämne	Relativ potensfaktor
PFOA	1
PFOS	2
PFHxS,	0,6
PFNA	10
PFBS	0,001
PFHxA	0,01
PFBA	0,05
PFPeA	0,03
PFPeS	0,3005
PFDA	7
PFDoDA	3
PFUnDA	4
PFHpA	0,505
PFTrDA	1,65
PFHpS	1,3
PFDS	2
PFTeDA	0,3
PFHxDA	0,02
PFODA	0,02
Gen X	0,06
8:2 FTOH	0,04
6:2 FTOH	0,02
ADONA	0,03
C604	0,06

Enligt remissvar från Sveriges myndigheter har de föreslagna gränsvärdena för ytvatten i EU:s vattendirektiv fått en del kritik. Livsmedelsverket antyder att det behöver finnas en harmonisering i PFAS-regleringen när det kommer till miljöövervakning och dricksvattendirektiv. Direktivet för dricksvatten omfattar enbart 20 PFAS medan det nya förslaget för miljöövervakning omfattar 24 PFAS. Detta försvårar provtagningen och medför krav på flera analyser. De olika värdena är också baserade på olika toxikologiska studier (Livsmedelsverket, 2023). Kemikalieinspektionen anser att de nya gränsvärden är bra utifrån dagens kunskapsläge, men att den relativa potensfaktorn bör omvärderas när ny vetenskap om effekter på immunförsvaret har tagits fram. Idag baseras potensfaktorn på effekter på levern hos

hanråttor. Kemikalieinspektionen är dock positiva till att bedöma effekten av kemikalier utifrån kombinationseffekter. De anser att det är mer representativt att bedöma exponeringen för människor och miljö utifrån den sammanlagda effekten. Kemikalieinspektionen vill också se ett förtydligande över vilka medier som det gäller, de anser att värdet bör appliceras för dricksvattentäkter (Kemikalieinspektionen, 2023c). I det nya förslaget på riktvärden för ytvatten från EU framgår det inte om förslaget gäller ytvatten i allmänhet eller om det gäller ytvatten som används till dricksvattenproduktion. Vid en jämförelse av riktvärden är de nya värdena satta som ett årsmedelvärde precis som tidigare gällande riktvärden för ytvatten. Ett antagande är då att det nya föreslagna årsmedelvärdet på 4,4 ng/L PFOA-ekvivalenter ska ersätta det gällande årsmedelvärdet för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L, det antas alltså gälla för ytvatten i allmänhet och inte enbart ytvatten som används som dricksvatten. Enligt Baresel et al. (2022) kommer riktvärden som beslutas gälla inom EU ha en betydande roll för vilka gränsvärden som kommer gälla i Sverige för ytvatten.

2.2.3. Nationella gränsvärden och riktvärden

Riktvärdena för PFAS i Sveriges regleras av olika myndigheter men beror på vilka beslut som fattas gällande EU:s vattendirektiv. I Tabell 8 visas riktvärden för PFAS i olika medier samt om riktvärdet är juridiskt bindande.

Dricksvattenföreskrifter regleras av Livsmedelsverket, nya värden är framtagna med utgångspunkt från EU:s direktiv om kvaliteten på dricksvatten från 2022. Dessa värden gäller för produktion och hantering av dricksvatten (LIVSFS, 2022:12).

Havs- och vattenmyndigheten reglerar riktvärden i ytvatten, kustvatten och biota, både det vatten som tillhör och de som ej tillhör dricksvattenförekomster enligt Vattenförvaltningsförordningen. Dessa värden kallas för miljökvalitetsnormer och ska tillämpas vid bedömning av kemisk ytvattenstatus i ytvattenförekomster. Ytvattenförekomsten kan bedömas enligt; uppnår god kemisk ytvattenstatus eller uppnår ej god kemisk ytvattenstatus (HVFMS, 2019:25). Värdena är årsmedelvärden och bedöms i övervakningspunkter enligt de operativa övervakningsprogram som tas fram av Vattenmyndigheterna enligt HVFMS (2015:26). De operativa övervakningsprogrammen innebär att övervakning och provtagning ska ske i kontrollpunkter om det anses att den kemiska ytvattenstatusen ej kan uppnås. Om den kemiska statusen inte uppnås i en av kontrollpunkterna är det avgörande för hela bedömningen (HVFMS, 2015:26). Värdena för vatten som klassas som dricksvattenförekomst enligt vattenförvaltningsförordningen ska enbart tillämpas i den punkt som är representativ för råvattenintag (HVFMS, 2019:25).

VISS är ett vatteninformationssystem som kartlägger status av vattenförekomster. När sökningar genomförts i systemet finns i dagsläget ingen klassning av status varken för PFAS 11 i dricksvattenförekomster eller PFOS i ytvatten i Sverige (VISS, u.å.). Det har ännu inte gjorts någon bedömning av ytvattenstatus av PFAS i Sverige som lagts in i informationssystemet. VISS har i detta arbete använts för att undersöka bakgrundshalter i ytvatten inom Sverige.

För grundvatten finns ett juridiskt bindande riktvärde för PFAS vilket är grundvatten som används till dricksvattenförsörjning och ett tröskelvärde som kan tillämpas som stöd vid utredningar, dessa regleras av Sveriges geologiska undersökning och tillämpas av Vattenmyndigheterna (Kemikalieinspektionen, 2023b). Det finns också ett preliminärt riktvärde för grundvatten som ej används som dricksvattenförekomst, framtaget av Sveriges geologiska

institut (Pettersson et al., 2015). För dagvatten saknas i dagsläget riktvärden (Alm et al., 2010; Stenvall & Sörelius, 2021).

Tabell 8. Sammanställning av riktvärden som gäller i Sverige för de olika medierna dricksvatten, ytvatten, kustvatten, grundvatten, biota, spillvatten och dagvatten. Källor visas under respektive ansvarig myndighet.

Medie	Halter	Ansvarig myndighet	Juridisk bindande ¹¹
Dricksvatten	PFAS ¹² 4: 4 ng/L PFAS ¹³ 21: 100 ng/L	Livsmedelsverket (LIVSFS, 2022:12)	Ja från och med 1 januari 2026.
Ytvatten (dricksvattenförekomst enligt vattenförvaltningsförordningen (2004: 660)).	PFAS ¹⁴ 11: 90 ng/L maximal tillåten koncentration	Havs- och vattenmyndigheten (HVFMS, 2019:25)	Ja, för vattenmyndigheten.
Ytvatten	PFOS: 0,65 ng/L årsmedelvärde PFOS: 36 000 ng/L maximal tillåten koncentration	Havs- och vattenmyndigheten (HVFMS, 2019:25)	Ja, för vattenmyndigheten.
Kustvatten och vatten i övergångszon (dricksvattenförekomst enligt vattenförvaltningsförordningen (2004: 660).)	PFAS 11: 90 ng/L	Havs- och vattenmyndigheten (HVFMS, 2019:25)	Ja, för vattenmyndigheten.
Kustvatten och vatten i övergångszon	PFOS: 0,13 ng/L årsmedelvärde PFOS: 7200 ng/L maximal tillåten koncentration	Havs- och vattenmyndigheten (HVFMS, 2019:25)	Ja, för vattenmyndigheten.
Biota (Fisk)	PFOS: 9100 ng/kg	Havs- och vattenmyndigheten (HVFMS, 2019:25)	Ja, för vattenmyndigheten.
Grundvatten som omfattas av EU:s vattendirektiv	Riktvärde PFAS 11: 90 ng/L Tröskelvärde PFOA-ekvivalenter: 4,4 ng/L	Statens geologiska undersökning (SGU-FS, 2023:1)	Ja det beskrivna riktvärdet är juridiskt bindande för vattenmyndigheten. Tröskelvärde används som stöd men är ej juridiskt bindande.
Grundvatten	PFOS 45 ng/L preliminärt riktvärde	Statens geotekniska institut (Pettersson et al., 2015)	Nej, används vid bedömning av hälsorisker i förorenade områden.

¹¹ Källa: Kemikalieinspektionen 2023b

¹² PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS

¹³ PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA; PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTTrDA, PFBS, PFPS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFTTrDS, 6:2 FTS

¹⁴ PFBS, PFHxS, PFOS, 6:2 FTS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA

Medie	Halter	Ansvarig myndighet	Juridisk bindande ¹¹
Spillvatten	Bestäm i varje enskilt fall vid tillståndsprövning. Bedöms utifrån påverkan på mottagande recipient.	Miljökontroll och tillsyn av verksamheter (Baresel et al., 2022).	-
Dagvatten	Saknas	Kommunalt ansvar (Alm et al., 2010; Stenvall & Sörelius, 2021)	Nej

2.2.4. Planetära gränser

Ett koncept som presenteras i en studie av Cousins et al. (2022) är att betrakta PFAS inom en planetär gräns. Planetära gränser är ett ramverk som beskriver inom vilka gränser som människan kan leva och frodas utan att påverka planeten irreversibelt. Gränserna är totalt nio och innefattar bland annat koldioxid i atmosfären men också kemiska föroreningar (Rockström et al., 2009). Enligt Cousins et al. (2022) har människan redan nått sin gräns för utsläpp av PFAS med motiveringen att riktlinjer för dricksvatten och hälsa kan ses som en gräns då de avser att skydda människors hälsa. Studien syftar till att visa att människan redan nått denna gräns då uppmätt nederbördsdata från olika länder påvisar en PFAS-halt som överskrider flera av riktvärdena som är framtagna för dricksvatten. Cousins et al. (2022) sammanställde fyra studier med nederbördsdata av uppmätt PFAS-halt i nederbörd. De uppmätta halterna i nederbörd från de olika studierna överskred rekommendationerna från US EPA dricksvattens hälsoråd som är 0,004 ng/L för PFOA och 0,02 ng/L för PFOS, flera av de uppmätta halterna överskred Danmarks riktvärden för dricksvatten som är 2 ng/L för summan av PFAS 4 (Cousins et al., 2022).

Således resulterar förbud, minskad produktion och användning av PFAS i dagsläget inte i ett tillräckligt skydd för människor och miljö. Åtgärder utöver förbud krävs för att få bukt med dessa persistenta kemikalier. Att fördröja saneringsåtgärder kan försvåra arbetet ytterligare. Detta kan orsaka betydande kontaminering av markområden och vattenförekomster, som sin tur leder till ökande kostnader och högre komplexitet för teknisk rening (Baresel et al., 2022).

2.2.5. Riktvärden och åtgärdskrav baserat på toxicitet

I den nya förslaget från EU presenteras riktvärden som baseras på skillnader i toxicitet hos olika PFAS. Det nya förslaget sticker ut i jämförelse med tidigare riktvärden där PFAS summeras, oavsett de olika ämnens egenskaper och bioackumuleringsförmåga. En liknande metodik togs fram i en studie av Malovanyy et al. (2021) för att bedöma kostnaden vid olika reningsmål för rening av lakvatten. Malovanyy et al. (2021) undersökte rening av PFAS-förorenat lakvatten, där ett av reningskraven baserades på halveringstiden hos olika PFAS-ämnen. I studien föreslogs en metodik med utgångspunkten att det inte är representativt att värdera alla PFAS lika, då negativa effekter enbart bevisats för vissa ämnen samt att olika PFAS har olika förmåga att bioackumulera. PFAS med kortare kolkedja har till exempel inte samma förmåga att bioackumulera som PFAS med längre kolkedjor, detta innebär inte att de ska uteslutas i reningskrav utan hellre bedömas utifrån dess egenskaper. Deras metodik baseras på tidigare

studier där man antar att det är PFAS-halten i blodet som är medför negativa hälsoeffekter och inte halten som människan får i sig via vatten. Utifrån konceptet beräknades PFOS-ekvivalenter för PFAS 11, baserat på PFAS-ämnenas halveringstid, ju längre tid ett ämne stannar i blodet desto farligare betraktades det vara (Malovanyy et al., 2021).

Det finns dock vissa osäkerheter och begränsningar i metodiken, till exempel antas det att oavsett ämne har de samma effekter, skillnaderna baseras alltså enbart på hur länge ämnet stannar i blodet och inte på att det kan finnas skillnader i toxicitet. Den tar inte hänsyn till att ämnen med kortare kolkedja har påvisats i förhöjda halter i lung- och hjärnvävnad, även fast de har en kort halveringstid. Därtill kan korta kolkedjor vara hälsoskadliga ur ett långsiktigt tidsperspektiv då de är väldigt persistenta. Bakgrundshalterna av korta PFAS kan med tiden öka i naturen om utsläpp ej förhindras, vilket kan leda till en långvarig exponering som orsakar tillräckligt höga halter i blodet som kan innebära att hälsoskadliga effekter uppstår. Studier visar idag att halveringstiden och bioackumuleringsförmågan varierar kraftig beroende på art, till exempel i människor är halveringstiden betydligt längre än i djur. Halveringstiden varierar också på individnivå med faktorer som kön och ålder. Slutligen baseras dagens kunskaper om halveringstiden hos korta PFAS på endast ett fåtal studier (Malovanyy et al., 2022).

2.3. Dagvatten

Dagvatten är vatten som uppstår från nederbörd, regn eller snö som avrinner från ytor, till exempel hustak, vägar och parkeringsytor. I stadsmiljöer leds i allmänhet dagvatten bort via brunnar, diken och ledningsnät till närliggande recipienter (SMHI, 2023). Dagvatten omfattas av begreppet avloppsvatten som också inkluderar spillvatten och dräneringsvatten. Spillvatten är vatten som kommer från hushåll, kontor, serviceinrättningar och vissa industrier och renas på ett avloppsreningsverk. Dräneringsvatten är vatten som dräneras från mark, till exempel husgrunder och leds vanligen till dagvattenledningarna. Det förekommer i äldre stadskärnor att dagvatten och spillvatten leds i gemensamma ledningar, därmed renas även dagvattnet i avloppsreningsverket (Svenskt vatten, 2022).

Med dagvattnet följer föroreningar som kan påverka vattendrag och sjöar (SMHI, 2023), dagvatten är ett betydande transportmedium för föroreningar till recipienter som ligger i närheten av städer (Alm et al., 2010). Sålades är det av vikt att bedöma dagvattnets potentiella påverkan på hälsa, miljö och samhälle (Viklander et al., 2019). Historiskt sett har dagvatten avletts till mark, hav och sjö utan någon form utav rening från föroreningar, men idag behöver åtgärder utföras i större utsträckning än vad som genomförs i nuläget, framför allt i urbana miljöer som industriområden och handelsplatser. De avgörande faktorerna för reningsbehov är halterna i dagvattnet samt acceptabel belastning på den mottagande recipienten (Naturvårdsverket, 2020).

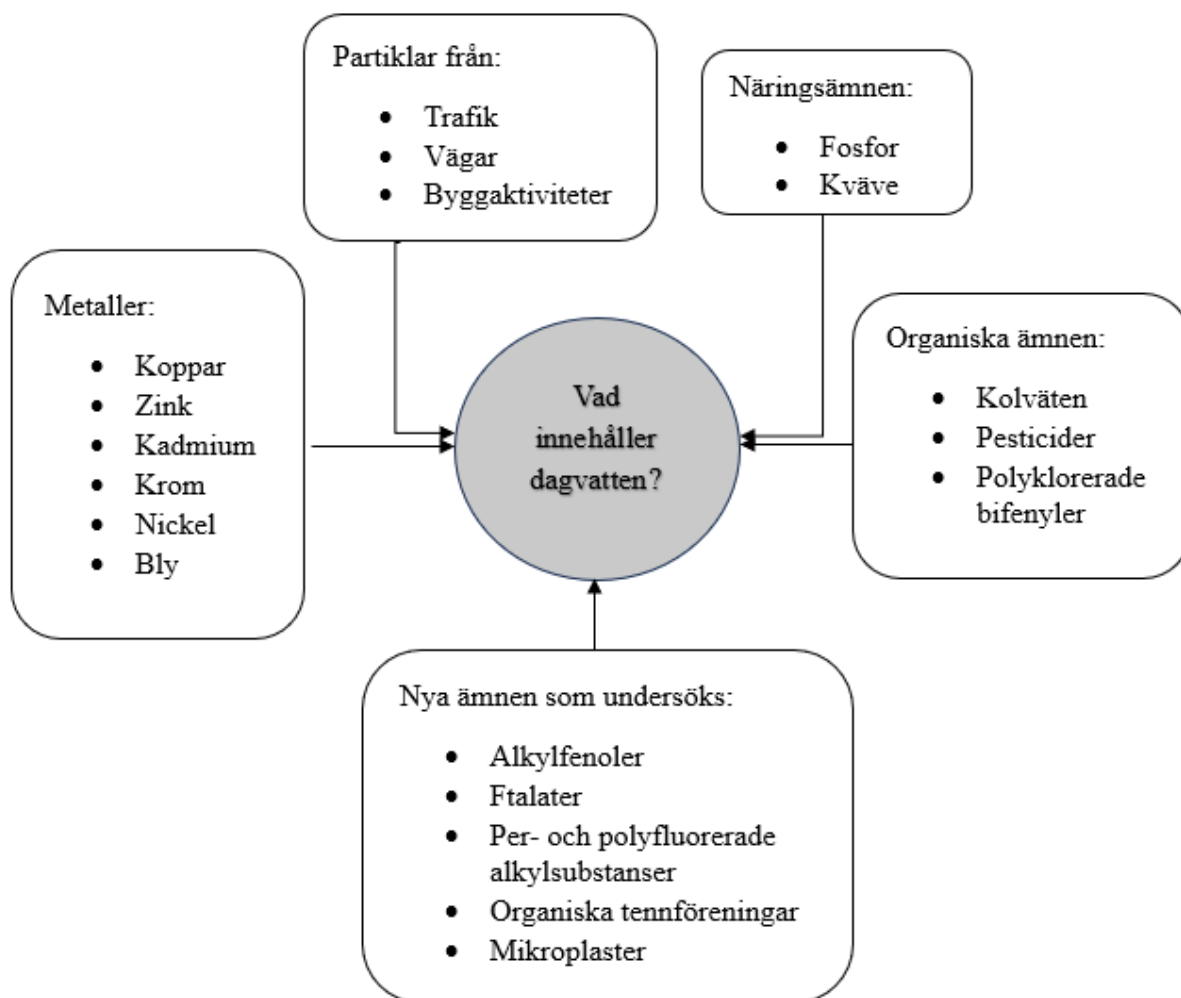
Halterna av föroreningar i dagvattnet varierar beroende på faktorer som nederbörd, intensitet, årstid (Naturvårdsverket, 2020) och plats (Viklander et al., 2019). Vid undersökningar och provtagning av dagvattnen är det därför viktigt att genomföra provtagning under alla årets säsonger men också att ta flera prover under ett nederbördstillfälle. I allmänhet är det svårt att ta fram standard eller schablonvärden för ämnen i dagvatten (Viklander et al., 2019).

2.3.1. Dagvattnets innehåll och punktkällor till föroreningar

Föroreningarna i dagvatten behöver inte vara från dagligt bruk utan kan ha ett historiskt ursprung (Alm et al., 2010). Innehållet påverkas utav säsong, markanvändning, avrinningsytor

och mänskliga aktiviteter som gatusopning, trafikbelastning, saltning och byggnadsmaterial. De högsta koncentrationerna av föroreningar i dagvatten kommer vanligen från avrinning i industriområden, handelsområden eller områden med mycket trafik (Viklander et al., 2019).

Dagvattnets karaktär är vanligtvis en komplex blandning av organiska och oorganiska material och substanser från naturliga och antropogena källor (Viklander et al., 2019). I Figur 4 nedan visas vilka typer av material och ämnen som förekommer i dagvatten.



Figur 4. Kartläggning över dagvatteninnehåll. Källa: Viklander et al. 2019.

De mest betydande källorna till PFAS i dagvatten är bland annat från industriprocesser och tillverkning av PFAS-produkter, brandskum och hydraulolja men även atmosfärisk deposition, byggnadsmaterial (Viklander et al., 2019) och trafik till kan bidra (Ejhed et al., 2018).

2.3.2. Transport av partiklar och föroreningar i dagvatten

Transporten av föroreningar beror på mängden tillgängliga föroreningar och på den hydrauliska kapaciteten till att transportera (Viklander & Bäckström, 2008). Dagvattnet för med sig föroreningar i löst och partikelbunden form från avrinningsytor (Alm et al., 2010). Partiklar verkar som bärare av ämnen och transporteras tillsammans med dagvattnet, partiklarna kan transporteras som bottensediment (förflyttning av större partiklar längs botten), suspenderad fas (transport i vattenfas som sedimenterar vid stillastående vatten) och i löst fas. De främsta

källorna till partiklar i dagvatten är vägytor och byggarbetsplatser. Även val av snöhantering som sandning och saltning har en stor effekt på mängden partiklar eller lösta ämnen i dagvatten, där vägsalt bidrar till en ökad halt fria joner och kolloider (Viklander et al., 2019). Kolloidal form innebär till skillnad från partikulär form att de ej sedimenterar utan stannar i lösning, de är vanligen negativt laddade vilket medför en attraktion av positivt laddade joner såsom metalljoner. Helt lösta joner som ej binds till kolloider beskrivs som äkta löst form, vilket är den mest biotillgängliga formen som enklast tas upp av vattenlevande växter eller andra organismer, det innebär alltså en högre toxicitet. Organiska ämnens fördelning mellan olika storleksfraktioner beror inte enbart på mängd och typ av partiklar utan även på ämnets volatilitet och vattenlöslighet, där ett sätt att beskriva fördelningen är med hjälp av oktanol-vattenkoefficienten K_{ow} (Viklander et al., 2019).

Högre vattenflöden kommer ge upphov till att en större mängd partiklar kan följa med. I början av ett avrinningstillfälle kommer koncentrationerna av föroreningar vara som högst och sedan avta med tiden, vilket brukar kallas för "first flush". Effekten av "first flush" är vanligast för föroreningar som transporteras i den partikulära fasen och från hårdgjorda ytor (Viklander et al., 2019), även PFAS har visat sig följa detta mönster (Saifur & Gardner, 2021). För transporten av PFAS i dagvatten verkar kedjelängden och formen, om den förekommer som en fri jon eller är partikulärt bunden, ha en stor inverkan (Saifur & Gardner, 2021). Som tidigare beskrivits i avsnitt 2.1.2, tenderar PFAS med lång kolkedja att absorberas till sediment eller suspenderat material i större utsträckning än korta kedjor (Ahrens et al., 2010; Ahrens & Bundschuh, 2014). Längre PFAS-kolkedjor har också en större potential att binda till jordpartiklar på grund av deras polaritet och att lösligheten minskar med längre kedja. Generellt förväntas lösligheten av PFAS minska i dagvatten på grund av närvaron av andra föroreningar. Studier har visat hur långa PFCA ökar i koncentrationen i en flod under "first flush" medan korta eller medellånga PFCA upptäcktes i liknande koncentrationer under hela avrinningstillfället. Det har också påvisats att korta kedjor som PFHxS är dominanta i dagvatten efter ett en belastning av mycket trafik. (Saifur & Gardner, 2021).

En annan viktig parameter för transporten av föroreningar är formen av nederbörd, framför allt i länder med kallt klimat som exempelvis Sverige där nederbörden ofta förekommer som snö under vinterhalvåret. Till skillnad från regn ackumuleras snö vanligen under en period innan avrinningstillfället, därutöver sker det mänsklig transport av snö i form av snöröjning vilket leder till en mer koncentrerad föroreningsmängd på en specifik plats. En snöflinga har dessutom större potential att lagra föroreningar under sin atmosfäriska färd i jämförelse med en regndroppe, på grund av den lägre hastigheten och större ytan att ackumulera föroreningar på. Resultatet vid snösmältningen blir då höga föroreningshalter i avrinningsvatten (Viklander & Bäckström, 2008).

2.4. Lagstiftning och riktvärden för dagvatten

Enligt Miljöbalken (1998:808) klassificeras dagvatten som avfallsvatten utifrån 9 kap. 2§ "vatten som avleds för sådan avvattning av mark inom detaljplan som inte görs för en viss eller vissa fastigheters räkning". Enligt 9 kap. 7§, ska då dagvatten behandlas på följande vis: "Avloppsvatten skall avledas och renas eller tas om hand på något annat sätt så att olägenhet för människors hälsa eller miljön inte uppkommer. För detta ändamål skall lämplig avloppsanordning eller andra inrättningar utföras" (SFS, 1998:808). Ansvaret för dagvattenhanteringen är enligt lagen om allmänna vattentjänster (LAV) kommunen eller ett

kommunalt bolag. Deras skyldigheter är att tillhandahålla vattenförsörjning eller avlopp i ett större sammanhang, säkra människors hälsa och miljö inom ett befintligt eller nybyggt område om behovet finns (Boverket, 2023). Den del av avloppsvattnet som utgörs av dagvatten ska enligt miljöbalken renas i den mening att det ej ska uppstå olägenhet för människors hälsa eller miljö.

Dagvatten är ett relativt nytt och outforskat ämne när det kommer till föroreningar (Pizadeh et al., 2015), speciellt då PFAS (Viklander et al., 2019). Fokus inom dagvattenhanteringen har varit på flödesproblem (Pizadeh et al., 2015) och översvämningsrisker (Viklander et al., 2019). Viklander et al. (2019) lyfter att det saknas en nationell strategi för att säkerställa en god dagvattenkvalitet i Sverige trots kunskap om dess effekter på ytvattenkvaliteten. Enligt Alm et al. (2010) finns varken nationella riktvärden för dagvatten eller en nationell metodik för att ta fram platsspecifika riktvärden. Detta medför att en stor del av ansvaret över dagvattnets kvalitet hamnar på enskilda kommuner (Viklander et al., 2019). Bristen på nationella riktvärden eller en metodik för att ta fram riktvärden utifrån vad recipienten tål medför ett svårt arbete för kommunerna att uppnå de miljökvalitetsnormer som finns (Stenvall & Sörelius, 2021).

Två kommuner som har utarbetat riktvärden för PFAS i dagvatten är Göteborgs stad och Linköpings kommun. Dessa riktvärden är främst framtagna för att underlätta arbetet för tillsynsmyndigheter och verksamhetsutövare, då det är verksamhetsutövaren som är ansvarig för utsläpp från sin verksamhet (Fröberg et al., 2021). Dessa riktlinjer tolkas då främst gälla för verksamhetsutövares utsläpp till dagvatten och inte dagvattenutsläpp till ytvattenrecipient.

Stenvall och Sörelius (2021) observerar att det finns oklarheter i vilken juridisk legitimitet dessa riktvärden har. Medan Förberg et al. (2021) beskriver att riktlinjer i den bemärkelsen inte är juridiskt bindande men att de är författade för att avspegla den rättspraxis och bestämmelser som finns.

Linköpings kommun tillsammans med Tekniska verken har tagit fram ett riktvärde för PFOS på 50 ng/L. Riktvärdet ska tillämpas i utsläppspunkt, vilket innebär för verksamheter en anslutningspunkt till dagvattensystem eller en direkt utsläppspunkt i dike, vattendrag eller sjö. De gäller för både tillfällig och permanenta verksamheter (Linköpings kommun, 2023).

Göteborgs stad har utgått ifrån Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten, deras riktvärde är satt till 90 ng/L för PFAS 11 och gäller också i utsläppspunkten för både tillfälliga och permanenta verksamheter. I rapporten från Göteborgs stad framgår det att riktvärdena gäller alla typer av utsläpp till dagvattenledning eller recipient, till exempel vatten från trafikområden eller förorenat länsvatten från markarbeten. De bedömer dock att det kan vara lämpligt att göra en platsspecifik bedömning för kontinuerliga dagvattenutsläpp. Riktvärdena är framtagna för att fungera som vägledning vid miljötillsyn (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2020).

2.4.1. Sveriges miljömål

Sveriges miljömål består av generationsmålet, etappmålet och de 16 miljökvalitetsmålen och definierar vilken miljö den svenska politiken ska styras mot (Naturvårdsverket, u.å.b). Två av etappmålen inom en hållbar stadsutveckling berör dagvattenhantering i befintlig eller ny bebyggelse. Syftet är främja en hållbar dagvattenhantering för att klimatanpassa samhället, minska spridning av föroreningar samt att bevara vatten som resurs. Föroreningarna som betraktas är skadliga kemikalier, mikroplaster, näringsämnen och andra föroreningar. Som en

del av detta etappmål uppmanas kommuner där dagvattnet har en betydande påverkan på mark, vatten eller den fysiska miljön i befintliga områden att ta fram handlingsplaner för en hållbar dagvattenhantering innan 2025. Handlingsplanerna ska tas fram i enlighet med vattenförvaltningens åtgärdsprogram och innefatta planer för en hållbar dagvattenhantering inom kommunen med avseende på kvantitet och kvalitet. Rapportering av antalet kommuner med en plan, strategi eller policy med avseende på dagvatten från 2019 påvisade att knappt hälften av alla kommuner har någon form av plan för dagvatten (Sveriges miljömål, 2023a). Följden av etappmålet som ska uppnås till 2025 kan då antas bli att fler kommuner tar fram riktvärden för dagvatten. Frågan är hur dessa värden skall tas fram då det inte finns en standardiserad metodik.

3. Litteraturstudie: Tekniker för rening av PFAS

Reningstekniker som finns idag för dagvatten består ofta av en kombination av flera processer, mekanisk, kemisk och biologisk avskiljning. Exempel på reningsprocesser är sedimentation, adsorption, växtupptag, nitrifikation och denitrifikation. Förekommande anläggningar är bland annat diken, översilningsytor, biofilter, infiltrationsanläggningar, och magasin som sedimentationsanläggningar, dammar eller våtmarker. En och samma anläggning kan rena olika ämnen genom olika processer beroende av ämnet och om det är i partikulär eller löst form (Larm och Blecken, 2019).

Vanligtvis renas idag inte PFAS med de konventionella reningsmetoder som finns för rening av dagvatten, industriellt och kommunalt spillvatten (Baresel et al., 2022; Borthakur et al., 2022). Även inom förorenade områden saknas det idag tekniker för rening av PFAS-förorenat vatten eller jord som är etablerade på marknaden (Naturvårdsverket, 2019).

Till följd därav pågår en teknisk utveckling av metoder för att rena PFAS-förorenat vatten (Naturvårdsverket, 2019; Pettersson et al., 2022; Smith, 2023). Tekniker som visat sig rena PFAS har också betydande begränsningar, reningsgraden beror delvis på halten PFAS såväl som förutsättningar i miljön som pH, närvaron av andra föroreningar och organiskt material (Naturvårdsverket, 2019). Reningen beror också på de varierande egenskaperna hos PFAS, till exempel har längden på kolkedjan en stor inverkan på vilka tekniker som fungerar och inte (Smith, 2023). Flera av teknikerna som testas idag för rening av PFAS har betydande osäkerheter (till exempelvis med avseende utformning och utförande då de flesta tekniker inte tillämpats i någon större omfattning) och kostnader (Naturvårdsverket, 2019; Lu et al., 2020; Pettersson et al., 2022).

För att förstå hur PFAS kan renas i dagvatten har en litteraturstudie utförts på ett urval av de tekniker som idag finns för rening av PFAS i vatten. I följande avsnitt beskrivs en metod för litteraturstudien, samt de utvalda reningsteknikerna uppdelad i två vanligt förekommande koncept, separation av PFAS och destruktion av PFAS.

3.1. Metod litteraturstudie

Litteraturen har främst sökts via Elsevier, ResearchGate och Google Scholar. Litteraturen har också erhållits från tips eller diskussioner med handledare och andra erfarna konsulter. Åtgärdsportalen från SGF har varit till stor hjälp för att skapa ett första intryck av vissa mer komplicerade tekniker. Till en början undersöktes främst litteratur som granskat flera olika metoder och tekniker för att få en överskådlig bild och jämförelse av teknikerna. Därefter söktes litteratur för specifika teknikerna.

Information som bedömdes intressant för detta arbete var bland annat funktionalitet, reningsgrad av PFAS (där både långa och korta PFAS har beaktats), skala som det tillämpas på eller används till idag (exempelvis labbskala eller pilotskala), energibehov, kostnad, begränsning med fokus på förutsättningar i dagvattnen som exempelvis vattenmatris, fördelar och nackdelar. Litteraturstudien fokuserar enbart på reningstekniker för vatten då jord ej betraktades relevant för detta arbete. Reningstekniker för vatten omfattar studier som har undersökt eller sammanfattat information om tekniken för rening av dricksvatten, spillvatten, grundvatten och i den mån som studier hittats gällande dagvatten.

Sökord som har använts är bland annat: PFAS, remediation, treatment, stormwater, review,

En fullständig lista över sökord för varje enskild artikel hittas i bilaga A. Bilagan visar författare, år, titel, sökord och utgivare.

3.2. Separationstekniker

Separationstekniker kan delas upp i koncentration (PFAS i vatten koncentreras i en mindre volym vatten) och sorption (PFAS tas upp av fastmaterial, bort från vattenfasen) (Smith, 2023). Dessa tekniker innebär inte en nedbrytning av PFAS utan enbart en separering från vatten, vilket medför att ett PFAS-förorenat avfall bildas som sedan behöver tas om hand (O’Conner et al., 2022; McCleaf et al., 2021; Ross et al., 2018; Liu et al., 2022). Koncentreringstekniker är bland annat skumfraktionering och membranfiltrering, medan sorptionstekniker är till exempel aktivt kol, jonbyte, och fyto Remediering (Smith, 2023).

3.2.1. Aktivt Kol

En teknik som använts länge inom dricksvattenrening för att rena organiska och oorganiska föreningar är aktivt kol (Baresel et al., 2022; Yadav et al., 2022), där granulärt aktivt kol (GAK) är en av de mest förekommande tekniker för rening av PFAS-ämnen idag (Franke et al., 2021; Smith, 2023; Belkouteb et al., 2020). Aktivt kol genereras från kol och andra kolrika material och fungerar bra som en absorbent då den har en stor yta och porös struktur. Adsorptionen av PFAS sker genom hydrofobiska interaktioner och elektrostatiska attraktioner, och adsorptionskapaciteten beror på absorbentens yta, pH, porstorleksfördelning och halten löst organiskt kol (Yadav et al., 2022). Två vanliga varianter av aktivt kol är pulver (PAK) och granulärt (GAK). PAK har större adsorptionsförmåga än GAK på grund av större tillgänglig yta men kräver lägre flödes hastighet och bedöms ej kostsamt eller praktiskt att driva i jämförelse med GAK, om det inte gäller en tillfällig källa (Yadav et al., 2022). Vid användning av GAK tillämpas ofta kolonndesign, där vatten får filtrera genom en kolonn med GAK (Åtgärdsportalen, 2023). Parametrar som kan påverka reningsgraden är bland annat kontakttiden och flödes hastigheten, där en minskad flödes hastighet resulterar i en högre reningsgrad (Belkouteb et al., 2020), kontakttiden är normalt mellan 10–20 min (Yadav et al., 2022). När filtret börjar sättas igen kan det regenereras med hjälp av etanol eller metanol som renar GAK-filtret från PFAS (Kucharzyk et al., 2017), den vanligaste metoden är dock att bryta ned genom termisk upphettning mellan 800–1000 grader (Franke, 2020). Regenerering anses vara den största kostnaden med metoden (Belkouteb et al., 2020), då de kräver hög energi eller användning av lösningsmedel (Smith, 2023). I en jämförelse av Franke et al. (2017) uppskattas GAK-filter ha en låg kostnad men en medelhög driftkostnad i jämförelse med andra separationsmetoder och avancerade redoxprocesser.

Reningsgraden varierar beroende av kedjelängd, funktionell grupp (Franke et al., 2021) och förgrening av kedja (Chow et al., 2022). Tekniken påvisar en högre reningsgrad av PFOS än av PFOA (Yadav et al., 2022) samt ett snabbare genombrott av PFAS med kortare kol kedjor (Kucharzyk et al., 2017; Franke et al., 2021; Belkouteb et al., 2020; Smith, 2023). I en studie av Appelman et al. (2014) beskrivs bland annat att andra tekniker behöver tillämpas om separering av PFBA är målet. Den låga reningseffektiviteten för kortare kedjor är en av teknikens begränsningar (Kucharzyk et al., 2017; Franke et al., 2021; Belkouteb et al., 2020), men metoden är också begränsad av vattenmatrisen, DOC-halt och närvaron av andra föreningar (Smith, 2023), samt att den kräver övervakning för genombrott eller regenerering av filter (Belkouteb et al., 2020). Fördelarna med metoden är att den inte bara renar PFAS utan

också andra mikroföroreningar som till exempel läkemedel (Baresel et al., 2022). Metoden har testats i fullskala under två års tid på en dricksvattenanläggning i Uppsala (Belkouteb et al., 2020).

3.2.2. Jonbyte

En ofta använd behandlingsteknik för förorenat vatten är jonbytare då de är effektiva, regenerativa (Dixit et al., 2021) och relativt enkla att applicera i olika skalor (Baresel et al., 2022). Metoden är en etablerad teknik inom dricksvattenrening (Baresel et al., 2022; Dixit et al., 2021) och förekommer även inom grundvattenrening av PFAS (Edel et al., 2018). Jonbytarmassor kan sorteras i katjon- eller anjonbytare (Yadav et al., 2022), där anjonbytare (AIX) används för PFAS då de främst förekommer som lösta anjoner i vatten (Baresel et al., 2022) under normalt pH (Yadav et al., 2022). Proceduren sker genom ett reversibelt utbyte av joner (Smith, 2023; Dixit et al., 2021) från ett plastmaterial i form av små pärlor som preparerats med laddade funktionella grupper (Baresel et al., 2021). Anjonbytarmassor består av funktionella grupper av positivt laddade aminogrupeer (Dixit et al., 2021). Reningen av PFAS sker inte enbart genom sorption utan också genom fysiosorption och molekyläraggregering (Boyer et al., 2021). Jonbytare drivs vanligen i trycktäta behållare som är fyllda till hälften med det polymera materialet. Orsaken är att volymen av den så kallade bädden ändras under processen. Vid förorenat grundvatten kan ett system exempelvis bestå av en pumpstation, ett grusfilter, två behållare av jonbytare och slutligen två filter av aktivt kol (Edel et al., 2018).

Jonbytare har i regel en bättre reningsgrad av PFAS i jämförelse med aktivt kol, både för långa och korta kedjor (Smith, 2023; Boyer et al., 2021). Tekniken kräver dessutom en kortare kontakttid mellan vattnet och jonbytarmassan, där tiden att passera genom filtret är cirka 1,5–3 minuter (Chow et al., 2022). Reningsgraden är i allmänhet högre för PFSA än PFCA, samt att det sker en högre reduktion för PFAS med långa kolkedjor än för kortare kolkedjor (Smith, 2023). En fördel med jonbytare är att de även renar vatten från andra ämnen som till exempel vissa läkemedel (Baresel et al., 2022).

Borthakur et al. (2022) har undersökt möjligheten att tillsätta jonbytare i form av en koagulant polydiallyldimethylammonium klorid (PDADMAC) till biofilter. PDADMAC är en dricksvatten-koagulant som tidigare har testats i grundvattensystem. Till skillnad från grundvatten innehåller dagvatten mycket högre halter av suspenderat material vilket ökar igensättningen av biofilter. Studien genomfördes med naturligt dagvatten och påvisade ett ökat upptag av PFAS med kort kolkedja samt en minskad igensättning av filtret (Borthakur et al., 2022).

En mycket begränsande faktor med metoden är dess känslighet av vattenmatrisen, då det förekommer konkurrensen med andra ämnen som sulfatet, fosfat, nitrat, organiska föreningar (Smith, 2023), uran, arsenik (Dixit et al., 2021) och DOC (Boyer et al., 2021). Vid en hög konkurrens om platserna behöver polymerer bytas mer frekvent, och det är svårt att avgöra när mättnad uppstått vilket innebär att kontinuerliga analyser krävs (Baresel et al., 2022). Jonbytarmassor kan regenereras med hjälp av oorganiska saltlösningar eller organiska lösningsmedel, och den koncentrerade PFAS-lösningen som fås ut efter regenerering behöver sedan destrueras. Massorna finns också som engångsmaterial vilket kräver förbränning efter utnyttjade för PFAS rening (Smith, 2023). En annan begränsning är att frost kan skada bytarmassan irreversibelt (Edel et al., 2018).

Kostnaden är medelhög för jonbytarmassor i en jämförelse gjord av Franke et al., (2017) och energibehovet är relativt lågt i jämförelse med till exempel aktivt kol eller membranfiltrering med nanofilter och omvänd osmos. Då inkluderas energibehov vid tillverkning och transport för jonbytarmassor och aktivt kol (Smith, 2023).

3.2.3. Fytoremediering

Fytoremediering är en in-situ metod där växter används för att rena mark eller vatten. Tekniken omfattar fler olika tillvägagångssätt, ackumulering av förorening i växten (fytoextraktion), immobilisering av förorening (fytostabilisering) eller nedbrytning (fytodegradering) (Nassazzi et al., 2023). För att åtgärda PFAS förorenat vatten tros mekanismen främst vara fytoextraktion samt sorption till jord (Chen et al., 2012; Smith, 2023).

Metoden anses vara kostnadseffektiv och har flera positiva aspekter utöver saneringsperspektivet, som exempelvis erosionskontroll och kolinbindning. Dock finns flera begränsningar som tid och toleransförmåga hos växter, risker som kontakt eller konsumtion av växter av djur eller människa samt säsongsvariationer över året (Mayakaduwege et al., 2022). Ett annat viktigt perspektiv ur synvinkel för sanering av PFAS är att växterna behöver tas om hand och brännas för att bryta ned PFAS (Smith, 2023).

Generellt finns det få studier som studerat fytoremediering som saneringsmetod för PFAS (Nassazzi et al., 2023), de flesta studier har fokuserat på PFOS och PFOA (Mayakaduwege et al., 2022). Chen et al. (2012) har genomfört en pilotskala med konstruerade våtmarker och undersökt upptaget av PFOA och PFOS. Resultatet påvisar ett genomsnittligt upptag av PFOA 77–82% och PFOS 90–95% efter 15 dagar. Flera växter undersöktes och *Hydrophilia pogoricalyx* gav högst verkan med ett upptag på 11.6–46 µg/g. Awad et al. (2022) påvisade att PFOA translokera lättare i växten medan PFOS absorberas lättare till rötterna, vid undersökningar av reningspotentialen för PFAS hos konstruerade flytande våtmarker. Studien genomfördes i labbskala med PFAS-koncentrationer på 2–30 µg/L (Awad et al., 2022). Förmågan att translokera verkar bero på PFAS strukturen, där en grenad PFAS lättare translokerar på grund av högre hydrofilicitet (Mei et al., 2021). Kortkedjiga PFAS translokeras lättare i växter på grund av polariteten och mobiliteten ökar med minskande kolkedja (Smith, 2023), medan långkedjiga PFAS lättare bioackumulerar i rötterna (Mayakaduwege et al., 2022). Kapaciteten att ackumulera PFAS beror dessutom på växtarten (Nassazzi et al., 2023). Fler studier behövs för att utvärdera möjligheterna för PFAS sanering i större skala, där ackumuleringspotentialen hos olika växter samt sanering av ersättningsprodukter av PFAS bör studeras vidare (Mayakaduwege et al., 2022).

3.2.4. Skumfraktionering

Tekniken skumfraktionering innebär att luft bubblas in i PFAS-förorenat vatten (Baresel et al., 2022), PFAS kemiska egenskaper medför en stark affinitet till luft-vattengränssnitt och adsorberas därav till luftbubblor. Dessa luftbubblor stiger sedan genom vattnet, ansamlas vid ytan och formar ett skum (Buckley et al., 2023; Smith et al., 2022; McCleaf et al., 2021). Det koncentrerade skummet avskiljs sedan från det renade vattnet (Buckley et al., 2023).

Metoden bedöms vara kostnadseffektiv (Yadav et al., 2022) och har en lägre energiåtgång i jämförelse med andra vanligt förekommande metoder som aktivt kol (GAK), jonbyte (AIX), och filtrering (NF, RO) (Smith, 2023). Om enbart elektrisk energi som förbrukas på platsen bedöms är skumfraktionering mer energikrävande än GAK och AIX (Smith, 2023).

Reningsgraden är hög för långa PFAS medan den är mindre effektiv för korta PFAS och icke ytaktiva PFAS (Smith et al., 2022; Buckley et al., 2023). I genomsnitt kan långa kedjor renas upp till 99% medan korta PFAS mellan 0–50% (Smith et al., 2022). McCleaf et al. (2021) påvisade att reningseffektiviteten ej beror på kedjelängden men att det är av stor vikt att undersöka vilka PFAS som är närvarande i det förorenade vattnet (McCleaf et al., 2021), vilket tyder på att det finns vissa osäkerheter kring reningsgraden av korta PFAS-kedjor. Smith (2023) undersökte reningsgraden av industrivatten där reduktionen av PFAS nådde 84%, och det mesta återfanns i skummet, ett bekymmer var dock att höga halter av PFAS återfanns i luften vilket påvisar att det är av vikt att installera filter för luftflöden från skumfraktioneringsreaktorn (Smith, 2023). Reningsgraden har påvisats öka med högre flödes hastighet på luften (längre uppehållstid), minskad storlek på bubblorna (högre adsorptionsyta) (McCleaf et al., 2021; Smith et al., 2022) samt högre konduktivitet (Smith et al., 2022). Tillsatser av kationiska ämnen har också visat sig öka reningsgraden för PFAS av kortare kedja (Buckley et al., 2023).

En möjlighet är att använda sig av ozon i stället för luft då det visat sig öka reningsgraden av vissa kortare kedjor, det behövs dock fortfarande mer forskning inom detta område. Vid användning av ozon är det viktigt att undersöka om det förekommer bromid i vattnet då det kan reagera med ozon och bilda cancerframkallande ämnen (Yadav et al., 2022).

De främsta fördelarna med metoden är det låga behovet av förbehandling av vatten, kemikalier och filtermaterial. Metoden är i jämförelse med andra tekniker relativt oberoende av vattenmatrisen vilket gör den gynnsam att använda vid komplexa matriser som exempelvis avloppsvatten (Smith et al., 2022). Begränsningarna med metoden är bland annat reningseffektiviteten av korta kedjor (Smith et al., 2022; Buckley et al., 2023), vid närvaro av höga koncentrationer av Na, K, Mg, och Ca kan det minska skumbildningen (Smith, 2023) samt att det koncentrerade PFAS skummet behöver brytas ned efter separering (Yadav et al., 2022). För nedbrytning av PFAS krävs destruktions tekniker som exempelvis plasmadestruktion (Buckley et al., 2023) eller avancerade oxidationsprocesser (kemisk oxidation eller reduktion, elektrokemisk oxidation, sonokemisk oxidation) eller förbränning (McCleaf et al., 2021). Skumfraktionering anses dock vara en passande metod som ett första steg i ett ”treatment train” (Smith et al., 2022).

3.2.5. Membranfiltrering med Nanofilter och Omvänd Osmos

Membranfiltrering med nanofilter (NF) eller omvänd osmos (RO¹⁵) har påvisat en hög separering av PFAS (Liu et al., 2022). Studier har påvisat resultat där PFAS renats med över 99% med RO-membran och mellan 90–99% med NF-membran (Liu et al., 2022; Kucharczyk et al., 2017). I en studie av Appelman et al. (2014) undersöktes RO, AIX och GAK i en dricksvattenanläggning där RO genererade högst reningsgrad, de undersökta PFAS-ämnena i inloppsvattnet (PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFBS, PFHxS, PFOS) var under detektionsgränsen för det renade vattnet (Appelman et al., 2014).

Membranprocessen består av semipermeabla (delvis genomsläppliga) membran som enbart släpper igenom väldigt små molekyler. På grund av detta kommer vatten kunna passera genom membranet medan större molekyler fastnar (Baresel et al., 2022; Franke et al., 2017) i det som brukar kallas retentatet (Franke et al., 2017). Retentatet brukar vara 10-20 % av den totala volymen och kräver efterbehandling (Franke et al., 2017). Till skillnad från osmos, som innebär

¹⁵ Reverse osmosis

en koncentrationsutjämning, medför omvänd osmos (RO) en skillnad i koncentration på båda sidor av membranet. Det uppnås genom att lägga på ett yttre tryck, där trycket behöver vara högre än det osmotiska trycket. Denna tryckskillnad leder då till att flödet vänder, vatten, salter men även en del små polära molekyler och joner passerar membranet och lämnar den koncentrerade lösningen. Detta innebär också att en högre koncentrerad lösning kräver ett högre tryck (Baresel et al., 2022). Allmänt kräver RO-tekniken mer energi än NF-tekniken på grund av att det krävs ett högre tryck och ett lägre vattenflöde (Franke et al., 2017), båda teknikerna är mer energikrävande i jämförelse med AIX och GAK (Smith, 2023).

Det finns fler studier genomförda på nanofilterteknik än omvänd osmos (Liu et al., 2022). NF-membranen är inte lika täta som RO-membran vilket medför att de släpper igenom fler större partiklar än vad RO-membranen gör (Baresel et al., 2022). RO-tekniken har en högre potential för rening av PFAS till priset av högre drift- och underhållskostnader samt lägre vattenflöden (Liu et al., 2022). Metoden anses som en dyr metod i jämförelse med till exempel GAK eller AIX (Appelman et al., 2014). Den största fördelen med RO-tekniken är att den även separerar kortare kedjor som exempelvis PFBA (Franke et al., 2017).

En begränsning med metoden är att det krävs förbehandling av vattnet innan det kan ledas genom membranet (Liu et al., 2022). Orsaken är att porer kan täppas igen eller ansamlas på membranytan (Franke et al., 2017). Detta brukar kallas för "fouling" och innebär sorption av organiska ämnen och biologisk påväxt (Baresel et al., 2022). För att använda denna metod i grundvatten behöver utredningar om hur suspenderat material och vattenkemi kan komma att påverka tekniken (Ross et al., 2018). Dessutom behöver det högkoncentrerade retentatet brytas ned (Ross et al., 2018; Liu et al., 2022).

3.2.6. Översikt separationstekniker

En rad faktorer kan påverka resultatet vid en jämförelse, förutsättningar i olika studier påverkar resultatet och är inte alltid överensstämmande. Faktorer som kan påverka resultatet är bland annat ursprungshalter av PFAS i vatten, vilka typer av PFAS (exempelvis långa eller korta PFAS) som undersöks, vattenmatris, om ett livscykelperspektiv beaktas eller inte, samt i vilken skala som tekniken har testats. Som exempel visas i Tabell 9 nedan att teknikerna NF och RO har en låg kostnad men en mycket hög energiåtgång, vilket är motsägelsefullt då en hög energiåtgång ofta innebär en hög kostnad. I den mån det varit möjligt har information hämtats från artiklar som jämfört tekniker och inte från specifika studier.

Tabell 9. Översikt av separationsteknikernas reningsgrad, kostnad, energiåtgång, skala och begränsningar.

Teknik	Reningsgrad	Kostnad ¹⁶	Energiåtgång ¹⁷	Skala: Under utveckling (U) eller tillämpad teknik (T)	Begränsningar
Aktivt kol	Medelhög till hög (beroende på material) (Franke et al., 2017)	Hög (Malovanyy et al., 2021)	Medelhög (Smith, 2023)	T (Baresel et al., 2022)	Korta kedjor (Belkouteb et al., 2020) och vattenmatris (Smith, 2023)
Jonbytarmassor	Medelhög till hög (beroende på material) (Franke et al., 2017)	Medel (Malovanyy et al., 2021)	Medel (Smith, 2023)	T (Baresel et al., 2022)	Vattenmatris och konkurrens med andra ämnen (Smith, 2023)
Fytoremediering	--	--	--	U (Mayakaduwege et al., 2022).	--
Filtrering NF/RO	Mycket hög (Franke et al., 2017)	Låg (Malovanyy et al., 2021)	Mycket hög (Smith, 2023)	T (Baresel et al., 2022)	Vattenmatrisen (Smith, 2023)
Skumfraktionering	Hög för långa och låg för korta PFAS (Smith et al., 2022; Buckley et al., 2023)	Medel (Malovanyy et al., 2021)	Låg (Smith, 2023)	U (Baresel et al., 2022)	Kortare kedjor (Smith, 2023)

3.3. Destruktionstekniker

Destruktionstekniker innebär tekniker som har potential att bryta ner eller mineralisera PFAS. Inom området för destruktionstekniker är det viktigt att skilja mellan mineralisering, nedbrytning och defluorering. Nedbrytning kan innebära att en PFAS molekyl kan brytas ned och bilda en annan molekyl till exempel att en lång kolkedja bryts ned till en kortare kolkedja. Mineralisering innebär att en molekyl delas upp fullständigt i sina atomära beståndsdelar, i PFAS-sammanhang avses då att alla fluoratomer från kolkedjan avlägsnats. Till skillnad från mineralisering innebär defluorering att enbart vissa fluoratomer lämnar kedjan (Smith, 2023). De flesta av destruktionsteknikerna som finns i dag har enbart testats i labbskala med PFAS i rent vatten (Smith, 2023). Den teknik som tillämpas i större skala är förbränning (O’Conner et al., 2022).

3.3.1. Förbränning

Den vanligaste destruktionstekniken är förbränning (O’Conner et al., 2022). Forskningsresultat påvisar olika krav på temperaturen som krävs vid förbränning för nedbrytning och mineralisering av PFAS, troligtvis är temperaturer under 900 °C otillräcklig för nedbrytning av PFAS (Baresel et al., 2022). Temperaturen kan eventuellt bero på vad för typ av material som

¹⁶ Utgår från studie som undersökt olika reningsmetoder för lakvatten. Kostnaderna innefattar såväl investering som drift och avfallshantering. Förbehandling har skett av vattnet.

¹⁷ Observera att produktion och transport inkluderas i energibehovet för aktivt kol och jonbyte. Om enbart energin på plats bedöms har skumfraktionering högre energibehov.

förbränns, vatten (Baresel et al., 2022), eller fast material som till exempel GAK är vanligt att förbränna (Kucharzyk et. 2017). Risker vid för låg temperatur är att kortare PFAS bildas som nedbrytningsprodukt och vid för hög temperatur kan i stället vätefluorid bildas som är giftigt (Baresel et al., 2022). Andra förekommande giftiga gaser som bildas vid förbränning är dioxiner och furaner (Vo et al., 2020). Enligt Kucharzyk et al. (2017) används en temperatur på över 1000 °C, men temperaturen som krävs beror på kedjelängden av PFAS. Studier har visat att vid tillsats av vissa ämnen som kalciumhydroxid (Baresel et al., 2022) krävs lägre temperaturer för nedbrytning av PFAS (Baresel et al., 2022; Vo et al., 2020). I Sverige är kraven på temperatur vid förbränning på avfallsförbränningsanläggningar minst 850 °C för ickefarligt avfall och minst 1100 °C för farligt avfall (Baresel et al., 2022).

3.3.2. Superkritisk vattenoxidation

Superkritisk vattenoxidation är en destruktions teknik som anses vara en av de mer kvalificerade metoderna för nedbrytning av kortkedjiga PFAS i avloppsvatten (O’Conner et al., 2022). Superkritisk vattenoxidation innebär vatten som befinner sig över en kritisk punkt, vilket är en temperatur på 374 °C och ett tryck på 22.1 MPa (Smith, 2023; Krause et al., 2021). Över denna punkt innehåller vatten ett högt antal fria radikaler vilket gör det till ett lämpligt medium för oxidationsreaktioner (Smith, 2023). Under dessa unika förhållanden löser sig organiska ämnen och mineraliseras fullständigt genom oxidationsreaktioner (Chiang et al., 2023) vid närvaro av ett oxidationsmedel som syre (Krause et al., 2021). Tekniken är lämplig för nedbrytning av flertalet ämnen som industriellt slam, spillolja och PFAS. Föreningar som är halogenerade exempelvis PFAS, bryts C-F bindningarna och anjoner (fluor) frigörs. Tekniken är komplex och i dagsläget är det osäkert hur nedbrytningen av PFAS går till (Chiang et al., 2023).

Metoden påvisar en hög reningsgrad av både långa och korta PFAS-kedjor (Smith, 2023). Studier har visat att nedbrytning kan nå upp till 99% nedbrytning för summan av PFAS (Krause et al., 2021) med en hög utvinning av fluorid, vilket tyder på en fullständig nedbrytning av PFAS och inte enbart en nedbrytning från längre kedjor till kortare kedjor (Smith, 2023). Reningsgraden har visat sig öka vid tillsats av nollvärda metaller som järn (Kucharzyk et al., 2017), zink, koppar och aluminium (Yadav et al., 2022).

Tekniken begränsas av salter som kan orsaka korrosion eller stopp i reaktorn (Smith, 2023). För att tekniken ska vara ekonomiskt och energimässigt hållbart krävs att energiinnehållet är tillräckligt högt för att utvinna energi som kan återanvändas, och att det inte är en för stor volym som ska behandlas. Detta gör tekniken mer lämplig för koncentrerade lösningar från till exempel GAK eller jonbytare. Dessutom krävs att avfallet har en viskositet som gör det pumpbart vilket begränsar metoden till vätskor och slam (Chiang et al., 2023). Krause et al. (2021) belyser att olika livscyklusfaktorer som drift och underhållskostnader, kontroller av luftutsläpp behöver undersökas för att ge bevis på att superkritisk vattenoxidation är en lämplig metod för nedbrytning av PFAS i jämförelse med till exempel förbränning.

3.3.3. Plasmadestruktion

Plasmadestruktion lyfts också som en av de mer framgångsrika teknikerna för nedbrytning av PFAS idag (Smith et al., 2022; Vo et al., 2020; Yadav et al., 2022; Wanninayake 2021; ITRC, 2022b). Nedbrytningen av PFAS sker genom att plasma bildas då en gas utsätts för tillräckligt hög temperatur. Det finns två sorters plasma, termisk plasma (även kallat varm) eller icke-termisk (kall). Den icke-termiska plasman anses fördelaktig för rening av vatten då det kräver lägre energi. I processen för icke-termisk plasma exciteras joner av den höga energin vilket

medför att olika kemiska och fysikaliska effekter initieras i vätskan, UV-strålning, stötvågor, och bildning av starka oxidativa och reduktiva ämnen. Detta medför att föroreningar bryts ned effektivt (ITRC, 2022b). Stratton et al. (2017) påvisar i en studie en nedbrytningsgrad på 90% av både PFOS och PFOA, varav 10% resulterade i korta PFAS-kedjor. Även om tekniken inte påvisar fullständig nedbrytning av PFAS bedöms tekniken i jämförelse med andra metoder ha en stor kapacitet att avlägsna PFAS (Franke et al., 2017). Plasmatekniken är därtill fördelaktig då nedbrytning inte påverkas om det förekommer andra föroreningar i det behandlade vattnet (Yadav et al., 2022; ITRC, 2022b) samt att nedbrytningen sker mycket snabbt (ITRC, 2022b).

Plasmatekniken klassificeras som en kostsam metod i nuläget (Vo et al., 2020). I en jämförelse med andra tekniker har plasmadestruktion en mycket hög kostnad (Franke et al., 2017). Ytterligare begränsningar som finns är att metoden inte har testats i fullskala (Franke et al., 2017) och anses inte heller redo att skalas upp (Vo et al., 2020). I kombination med andra metoder eller i liten skala för att rena punktkällor från väldigt höga koncentrationer kan tekniken dock vara applicerbar (Wanninayake, 2021).

3.3.4. Elektrokemisk Oxidation

Elektrokemisk oxidation är en av de mer studerade destruktionsteknikerna för nedbrytning av PFAS (Smith, 2023). Tekniken har flera fördelar, den är möjliga att tillämpa i olika skalor och samtidigt enkel att använda, den har dessutom ett lågt krav på tillsatser och kemikalier (Smith, 2023; Mirabediny et al., 2023).

Tekniken består av en elektrisk cell med en anod och en katod (Ryan et al., 2021) där PFAS oxideras vid anoden (Smith, 2023). Den mest förekommande anoden är gjord av bordopad diamant på grund av den höga stabiliteten och långa livslängden. Bordopade diamanter är dock dyra och det finns kontroversiella etiska aspekter som har påverkat att andra potentiella anoder undersöks för nedbrytning av PFAS (Smith, 2023). Oxidation kan uppstå på två sätt under elektrokemisk oxidation, antingen direkt oxidation på elektrodens yta eller indirekt oxidation genom fria radikaler som exempelvis hydroxyl (Ryan et al., 2021).

En studie genomförd av Smith (2023) påvisade en nedbrytningsgrad på 80% av PFAS, det bildades nedbrytningsprodukter av korta PFAA, som PFPeS och PFBA. Den behandlade volymen var 50 liter och pågick under på 8 timmar (Smith, 2023). Ett problem som uppmärksammas med metoden är att det ej sker en fullständig nedbrytning av PFAS, då längre kedjor enbart bildar kortare kedjor (Mirabediny et al., 2023). Smith et al. (2023) anger att detta är kopplat till den totala tillämpade energitätheten, eftersom vid en för låg energi kommer ej fullständig nerbrytning att ske. En faktor som kan påverka detta är bland annat avståndet mellan anod och katod (Baresel et al., 2022).

Vattenmatrisen har också en stor påverkan på energibehovet i den elektriska cellen. För att minska energibehovet och öka ledningsförmågan kan elektrolyter behöva tillsättas (Baresel et al., 2022). I dricksvattenrening kan den låga konduktiviteten i vattnet vara en nackdel för införandet av metoden på grund av den höga energin som då krävs. Genom att tillsätta elektrolyter inom gränser som är tillåtna för dricksvatten ökas konduktiviteten och därmed minskar energibehovet (Ryan et al., 2021). Närvaron av DOC eller ämnen som minskar antalet fria radikaler i vattnet kan minska oxidationshastigheten för PFAS (Smith, 2023).

Begränsningar som finns utöver energibehovet är att behandlingstiden är relativt lång vilket medför att behandlingen inte kan genomföras kontinuerligt utan behöver ske satsvis (Pettersson

et al., 2022). Dessutom kan den generera giftiga gaser (Mirabediny et al., 2023), som till exempel toxiska organiska halogenider eller bromat och perklorat, om det finns bromid och klorid tillgängligt i vattnet (Smith et al., 2023).

Kostnaden för metoden är i allmänhet hög med en mycket hög driftkostnad (Franke et al., 2017). En faktor som bidrar till detta är kostnaden för bordopad diamant, som delvis utgör en barriär för implementering av metoden inom dricksvattenrening (Ryan et al., 2021). I dagsläget erbjuder kommersiella aktörer treatment trains (se avsnitt 3.4) med skumfraktionering och elektrokemisk nedbrytning, men det saknas systematiska undersökningar inom den akademiska litteraturen (Smith, 2023). Enligt Mirabediny et al. (2023) krävs en lägre energikonsumtion och mer kunskap om nedbrytningsprodukter behövs innan metoden kan skalas upp i större skala.

3.3.5. Sonokemisk nedbrytning

Sonokemisk nedbrytning innebär att man utsätter vatten för ljudvågor av en hög frekvens, över 16kHz (Cao et al., 2020). Ljudvågorna orsakar två effekter som leder till nedbrytning av ämnen som PFAS, delvis utövas ett undertryck som medför att kavitationsbubblor (Cao et al., 2020; Smith, 2023) bildas som växer till en ostabil diameter och sedan kollapsar (Cao et al., 2020). Kollapsen genererar ett högt tryck och temperatur som bryter ned PFAS som ackumulerats vid bubblans gränssnitt (Cao et al., 2020; Smith, 2023). Nedbrytningen har visat sig öka vid högre frekvenser (Rodriguez-Freire et al., 2015), optimala ultraljudsfrekvenser är mellan 300–1000 kHz (Smith, 2023). Nedbrytning sker också genom oxidation med hydroxylradikaler som bildas i vattnet när det utsätts för ljudvågorna (Cao et al., 2020). För att förbättra effektiviteten och minska energibehovet kan tillsats av ämnen som ökar mängden fria radikaler medföra positiva effekter, tex sulfat, permanagat (Cao et al., 2020), persulfat och periodat (Franke et al., 2017; Cao et al., 2020). Även saltjoner har visat sig ha positiva effekter för nedbrytningen till exempel genom att öka hydrofobiciteten, ytspänningen och jonstyrkan vilket leder till starkare kollapsar av bubblor (Cao et al., 2020). Men studier har också visat motsatsen för saltjoner där de minskat effekten på nedbrytningen av PFOS och PFOA (Franke et al., 2017).

Nedbrytningsgraden är högre för längre kedjor än för kortare kedjor (Smith, 2023), och perfluorerade PFAS bryts ner lättare än polyfluorerade (Franke et al., 2017) samt att det sker en högre nedbrytning för PFCA än PFSA (Smith, 2023). Detta beror troligen på en lägre ytaktivitet hos PFAS av kortare kedja (Franke et al., 2017). Metodens effektivitet har visat sig minska med hög temperatur, optimal temperatur har uppmätts till 20°C (Cao et al., 2020). På grund av detta fungerar det bättre under förhållanden med argon i stället för med luft (Cao et al., 2020) då det hjälper till att bibehålla den låga temperaturen (Smith, 2023).

Cheng et al. (2008) undersökte nedbrytning av PFAS i grundvatten där det visat sig att nedbrytningen för PFOS och PFOA minskar markant i jämförelse med när tester genomförts med MilliQ vatten. Orsaken beror på närvaron av andra organiska ämnen som konkurrerar om adsorptionsplatser på bubblorna, där det främst är flyktiga organiska föreningar som minskar nedbrytningen. Det visade sig att löst organiskt material (DOC) ej har någon betydande effekt på nedbrytningsgraden (Cheng et al., 2008).

Studier har främst fokuserat på mindre skalor av tekniken och det finns områden som behöver studeras vidare innan det är lämpligt att använda metoden i större skala (Cao et al., 2020). I jämförelsen av Franke et al. (2017) av olika metoder bedöms sonokemisk nedbrytning ha en hög kostnad och en mycket hög driftkostnad.

3.3.6. Översikt destruktions tekniker

I Tabell 10 presenteras en översikt över de destruktions tekniker som studerats. Utifrån den litteratur som studerats bedöms kostnader och driftkostnader som mycket höga för samtliga metoder i dagsläget förutom för förbränning. Uppfattningen är att förbränning är den enda metoden som tillämpas idag och att övriga tekniker är under utveckling. I en sammanfattning av energibehovet för olika destruktions tekniker i Smith (2023) beskrivs svårigheter med att jämföra energibehovet av olika destruktions tekniker, för detaljer om olika teknikers energibehov hänvisas till Smith (2023). Även denna översikt påverkas av faktorer som beskrivs i avsnitt 3.2.6, som ett exempel kräver förbränning en hög temperatur i jämförelse med andra tekniker men bedöms i en annan studie ha en låg kostnad.

Tabell 10. Översikt av destruktions teknikernas reningsgrad, kostnad, energiåtgång, skala och begränsningar.

Teknik	Reningsgrad	Kostnad	Energiåtgång	Under utveckling (U) eller tillämpad teknik (T)	Begränsningar
Förbränning	Hög (Franke et al., 2017)	Låg (Franke et al., 2017)	--	T (Baresel et al., 2022)	Kräver hög temperatur och giftiga gaser (Baresel et. 2022)
Superkritisk vattenoxidation	Mycket hög (Smith, 2023, Krause et al., 2021)	Hög (O'Conner et al., 2022; Krause et al., 2021).	--	U (Baresel et al., 2022)	Salter (Smith, 2023)
Plasmadestruktion	Mycket hög (Franke et al., 2017)	Hög (Franke et al., 2017)	--	U (Franke et al., 2017)	Höga kostnader och ej testats i fullskala (Franke et al., 2017)
Elektrokemisk oxidation	Mycket hög (Franke et al., 2017)	Hög (Franke et al., 2017)	--	U (Baresel et al., 2022)	Vattenmatris (Baresel et al., 2022) och giftiga gaser (Mirabediny et al., 2023; Smith, 2023)
Sonokemisk nedbrytning	Mycket hög (Franke et al., 2017)	Hög (Franke et al., 2017)	--	U (Baresel et al., 2022)	Närvaro av andra organiska föreningar (Cheng et al., 2008)

3.4. Treatment Train

Bristen på fungerande tekniker för rening av samtliga PFAS som släppts ut har gett området ett stort forskningsfokus och många studier med nya tekniker publiceras i snabb takt (Pettersson et

al., 2022). De flesta av dessa nya tekniker har höga krav på driftförhållanden, en hög konsumtion av kemikalier, samt att de förbrukar mycket energi. Detta medför höga kostnader och svårigheter att tillämpa i stor skala (Lu et al., 2020). Den mest lovande metoden för att omhändertaga PFAS är så kallade treatment trains, vilket innebär en kombination av flera tekniker (Smith et al., 2022). Det vanligaste är att kombinera en icke energikrävande metod som exempelvis vissa separationstekniker för att få ut en koncentrerad PFAS lösning och sedan applicera en mer energikrävande metod som destruktions-tekniker för att bryta ned den koncentrerade lösningen. Det förekommer även studier med kombinationer av flera separationstekniker för att få till en ännu mer koncentrerad lösning (Smith, 2023). Med hjälp av att kombinera olika metoder finns möjligheter att förbättra effektiviteten, minska den totala kostnaden och minimera produktionen av skadliga produkter (Lu et al., 2020).

Studier och kombinationer som har förekommit är bland annat separation med GAK och nedbrytning med aktivt persulfat (Crimi et al., 2017), skumfraktionering kombinerat med elektrokemisk oxidation (Smith, 2023) och nanofiltrering följt av elektrokemisk oxidation (Soriano et al., 2017). En studie av Chiang et al. (2023) undersökte om superkritisk vattenoxidation kunde användas för nedbrytning av PFAS på använda GAK och jonbytarmassor. Nyare destruktions-tekniker som anses lämpliga i kombination med andra tekniker är bland annat plasmadestruktion (Wanninayake, 2021).

4. Fallstudie

I detta arbete utfördes en fallstudie av ett dagvattensystem i ett specifikt område, härnå kallat området. Syftet med denna fallstudie var att ta fram ett åtgärds mål, ett platsspecifikt riktvärde och genomföra en åtgärdsutredning för dagvattensystemet på området. I kommande avsnitt 4.1 och 4.2 beskrivs området samt en konceptuell modell.

4.1. Områdesbeskrivning

Det undersökta området är ett industri- och handelsområde i Sverige, där ett dagvattensystem leder bort vatten från olika fastigheter och hårdgjorda ytor. Området består till stor del av handel, industri, parkeringsytor och är relativt trafikerat. Området utgörs främst av hårdgjorda ytor men i vissa delar finns potentiella infiltrationsytor. Dagvattensystemet som undersökts består både av slutna ledningar och av öppna diken, som leder vatten från bland annat en mindre tjärn som ligger i närheten av en nedlagd deponi. Dagvattnet leds sedan till ett slutet dagvattensystem inom industri och handelsområdet, från området finns flera anslutningar från olika fastigheter. Dagvattensystemet leder sedan ut vattnet i ett utloppsdike som slutligen når en recipient. Figur 6 i avsnitt 5.3 visar en bild av området.

Recipienten som dagvattnet leds ut till klassas delvis som ett vattenskyddsområde för dricksvattentäkt, men det är inte i dessa delar som råvatten tas ut. Delar av området klassificeras som ett riksintresse för naturvård och friluftsliv. Enligt miljöbalken 3 kap. 6§ innebär områden av riksintresse för naturvård, kulturmiljövård och friluftsliv att ”Mark- och vattenområden samt fysisk miljö i övrigt som har betydelse från allmän synpunkt på grund av deras naturvärden eller kulturvärden eller med hänsyn till friluftslivet skall så långt möjligt skyddas mot åtgärder som kan påtagligt skada natur- eller kulturmiljön. Behovet av grönområden i tätorter och i närheten av tätorter skall särskilt beaktas” (SFS 1998:808).

Vid utredningar av den nedlagda deponin har PFAS påträffats i området. För att utreda om det finns en PFAS-problematik i dagvattensystemet har provtagning genomförts av företaget Norconsult Sverige AB på uppdrag av en beställare. Provtagning och utredning av området är vid tiden för detta arbete ett pågående uppdrag. Provtagning genomfördes i åtta dagvattenbrunnar och två diken inom dagvattensystemet, där totalt 22 olika PFAS¹⁸ analyserades. Denna fallstudie baseras på resultat från ett provtagningstillfälle som genomfördes i oktober år 2023 som beskrivs närmare i avsnitt 5.3.

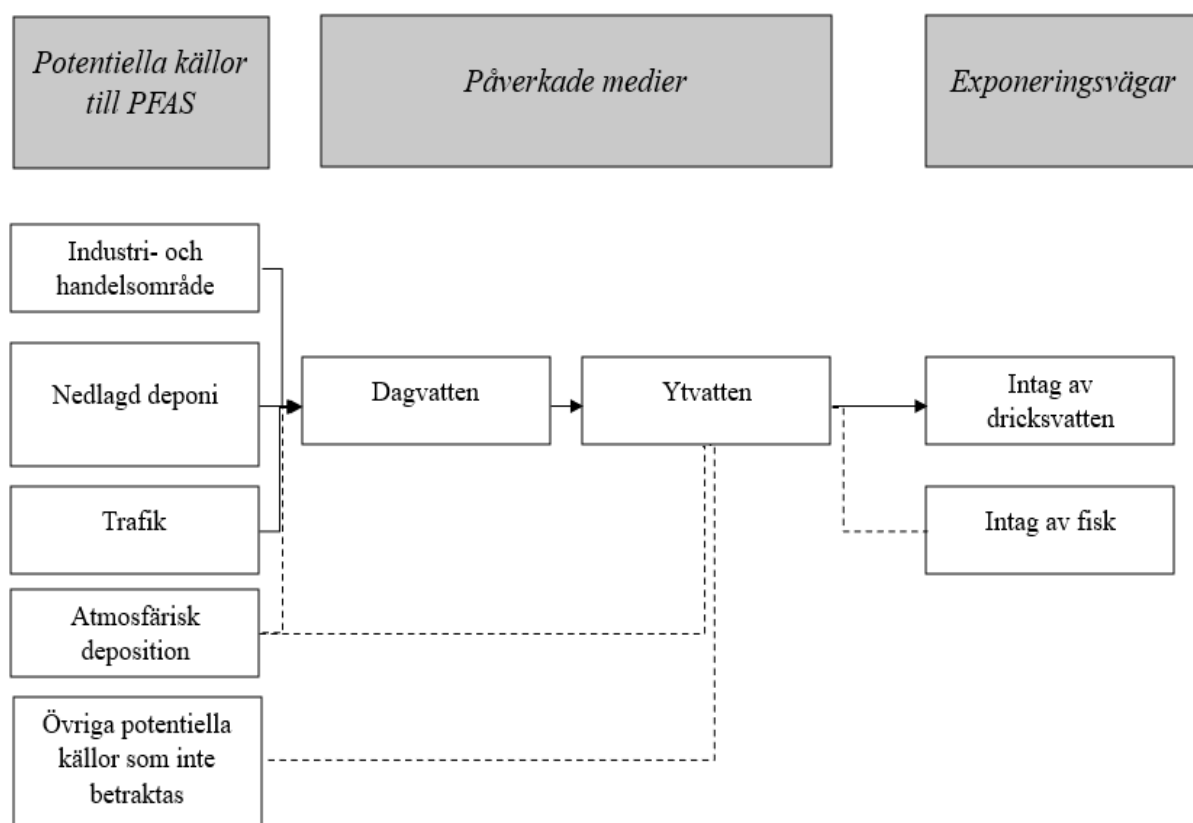
4.2. Konceptuell modell

En platsspecifik konceptuell modell togs fram för att illustrera spridningsförhållanden och potentiella skyddsobjekt. En konceptuell modell utarbetas i regel fram under riskbedömningen med syftet att illustrera en föroreningsituation inom ett område, påvisa effekter och potentiella spridningsvägar till skyddsobjekt och för att identifiera kunskapsluckor (Naturvårdsverket, 2023). Syftet med att ta fram en konceptuell modell i detta arbete var för att göra en enklare riskbedömning som kunde ligga till grund för framtagandet av platsspecifikt riktvärde och det potentiella behovet av sanering. Modellen är framtagen med hjälp av Naturvårdsverket (2023) samt CRC CARE (2017). En viktig aspekt är att ingen av dessa modeller är framtagen med

¹⁸ PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDODA, PFTrDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDODS, PFTrDS, PFOSA, 6:2 FTS.

hänsyn till dagvatten och därför har andra aspekter behövt vägas in. Vägledningen från CRC CARE (2017) är främst framtagen för PFOS och PFOA och behandlar inte heller andra PFAS-föreningar.

En konceptuell modell kan enligt CRC CARE (2017) beskrivas som en generell modell eller en platspecifik modell för PFOS och PFOA. Den generella modellen utarbetas för att påvisa allmänna källor till PFAS, frisättningsmekanismer, påverkade medier och transportmekanismer och potentiella receptorer. Medan den platsspecifika beskriver de specifika förutsättningarna för en plats under utredning (CRC CARE, 2017). Den platsspecifika modellen bör innehålla information om de potentiella källorna och dess utspridning, vilka möjliga medier som påverkats, hur transporten av PFAS kan ske samt andra fysikaliska och kemiska parametrar som kan påverka mobiliteten. Den bör också beskriva halterna som uppmätts på platsen och om de överskrider riktvärden. Den platsspecifika modellen ska också innehålla skyddsobjekt exempelvis människor eller ekosystem och på vilket sätt de kommer i kontakt med föroeningen, exempelvis genom förtäring, hudexponering och inandning. Där förtäring är den mer sannolika exponerings vägen för människor (CRC CARE, 2017). En viktig parameter att beakta är tidsperspektivet och att ange över vilken tid som den konceptuella modellen sträcker sig (Naturvårdsverket, 2023), detta bedöms vara av extra vikt i denna modell då PFAS är mycket persistent och bioackumulativ (CRC CARE, 2017). En bild av den konceptuella modellen visas i Figur 5.



Figur 5. Platsspecifik konceptuell modell för området. Framtagen med inspiration från CRC CARE (2017) och Svenska Geotekniska föreningen (2009).

Det aktuella området som beskrivits i tidigare avsnitt 4.1 är ett industri- och handelsområde, därav bedömdes främst sådana källor ge upphov till uppmätta PFAS-halter i dagvattenssystemet.

Även trafik och den nedlagda deponin bedömdes som potentiella direkta källor. En indirekt källa som bidrar med PFAS till dagvattensystemet är atmosfärisk deposition.

De påverkade medierna som har granskats i arbetet var dagvatten och ytvatten. Då andra medier ej beaktades i arbetet uteslöts de också i den konceptuella modellen. För en fullständig konceptuell modell bör egentligen alla medier beaktas, men detta arbete har avgränsats till att bara bedöma effekter av dagvatten. Transportvägen för föroreningar (PFAS) och partiklar i dagvattensystemet är via vatten som flödar i ett rörsystem och ut i ett dike som sedan mynnar ut i ytvatten. De fysikaliska och kemiska parametrar som kan påverka mobiliteten av PFAS är dagvattnets vattenmatris, samt andra förekommande ämnen som kan påverka löslighet eller sedimentering. Vattenflödena påverkas därutöver även av nederbörds mängd och snösmältning. Då längre PFAS med fler än 11 kolatomer främst upptäcks i sediment kan det eventuellt finnas risker för sedimentering i utloppsdiket, som kan bidra som en långvarig källa till ytvattnet. Främst om dessa ämnen har potential att brytas ned till mer mobila PFAS-föroreningar.

Det skyddsobjekt som betraktas i området är huvudsakligen människor och den eventuella exponeringsvägen är främst förtäring. Då dagvattnet är ett slutet system bedömdes riskerna för kontakt med människor som litet inom industriområdet. Den exponering som bedömdes avgörande för skydd av människor är intag av dricksvatten då dagvattnet leds ut i en ytvattentäkt som delvis tillhör en dricksvattenförekomst. Ytvattnet bör skyddas i den mening att PFAS ej ska förorena dricksvattenförekomsten, även om det ej är i detta område som råvatten tas ut och sannolikheten att det når det området är låg. Det förekommer därtill flera badplatser nedströms utsläppspunkten för dagvattnet som eventuellt kan utgöra en viss exponering vid bad och simning. Andra möjliga exponeringsvägar är intag av fisk från ytvattenförekomsten, då vissa PFAS kan bioackumuleras. Denna exponeringsväg iakttas inte som den huvudsakliga exponeringsvägen i detta arbete men kan eventuellt bidra. För att summera bör alltså ytvatten skyddas för att inte utgöra en risk för människors hälsa.

5. Metod

Nedan beskrivs de metoder och den litteratur som har använts för att ta fram ett övergripande åtgärds mål, ett platsspecifikt riktvärde, hur provtagning har gått till, kraven som ställs på en åtgärd utifrån riktvärdet och en åtgärdsutredning.

I detta arbete är syftet med det övergripande åtgärds målet, det platsspecifika riktvärdet, riskbedömning utifrån provtagning och åtgärds kravet grunden till åtgärdsutredningen. Åtgärds kravet bedöms utifrån en jämförelse av de uppmätta halterna och det platsspecifika riktvärdet samt åtgärds målet för att avgöra vilka åtgärder som är lämpliga för dagvattenssystemet.

5.1. Övergripande åtgärds mål

Ett övergripande åtgärds mål innebär enligt Naturvårdsverket (2009) det mål som ska uppnås med en efterbehandlingsåtgärd. Åtgärds målet ska utgöra ett underlag för en riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering. Ett övergripande åtgärds mål används också för att ta fram konkreta mätbara åtgärds mål (Svenska Geotekniska föreningen, 2009), vilket namnges som platsspecifikt riktvärde här och beskrivs närmare i avsnitt 5.2. I detta arbete utarbetades ett mål för den specifika platsen med hjälp av Naturvårdsverkets vägledning ”Att välja efterbehandlingsåtgärd” samt SGFs vägledning ”Åtgärds mål vid in-situ-sanering” (2009). En viktig aspekt är att dessa vägledningar är framtagna för förorenad mark och beaktar inte dagvatten.

Det övergripande åtgärds målet ska ange vilken användning ett område ska ha efter en genomförd efterbehandling och vilka störningar som anses acceptabla. Målet ska formuleras över ett långt tidsperspektiv och ska i synnerhet uttryckas på ett sätt som medför att det ej krävs ytterligare åtgärder efter avslutad efterbehandling. Målet bör beakta och ha sin utgångspunkt i bland annat nationella, regionala eller lokala miljömål. Målet bör också ta hänsyn till platsspecifika och ekonomiska förutsättningar, aktörers policys och ståndpunkter och Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling. Målet kan formuleras som en riskreduktion, minskad föroreningsmängd eller volym, minskad exponering eller skydd av naturresurser, markanvändning och andra intressen (Naturvårdsverket, 2009).

I detta arbete togs särskild hänsyn till nationella miljömål och platsspecifika förutsättningar. Arbetet avgränsades till att inte beakta ekonomiska förutsättningar och aktörers policys. De nationella miljömålen som berör ämnet är främst Giftfri miljö, målet definieras av Riksdagen enligt ”Förekomsten av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället ska inte hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Halterna av naturfrämmande ämnen är nära noll och deras påverkan på människors hälsa och ekosystem är försumbar. Halterna av naturligt förekommande ämnen är nära bakgrundsnivåerna” (Sveriges miljömål, 2023b). Målet syftar i första hand på att vi ska minska vår kemikalieanvändning och införa striktare kemikaliekontroll. Det behandlar också att spridningen av farliga ämnen behöver förebyggas och minskas för att skydda människor och den biologiska mångfalden (Sveriges miljömål, 2023b). Med denna bakgrund togs sedan ett övergripande åtgärds mål fram som visas i avsnitt 6.1.

5.2. Platsspecifikt riktvärde

Eftersom det saknas verktyg för att ta fram platspecifika riktvärden och nationella riktvärden för dagvatten gjordes en enklare riskbedömning av platsen där potentiella exponeringsvägar och skyddsobjekt togs fram, detta i form av en konceptuell modell som beskrivs i avsnitt 4.2. Där den känsligaste parametern bedömdes vara exponering för människor och därav effekter på ytvatten, som i detta fall delvis tillhör vattenskyddsområde för dricksvattentäkt. För att ta fram ett riktvärde för dagvattnet studerades därför litteratur för att utreda dagvattnets belastning på ytvatten. Litteratur för reningskrav på spillvatten samt bedömningar av belastning från förorenade områden på ytvatten recipienter studerades. Därutöver de nationella riktlinjer och den lagstiftning från EU som beskrivs tidigare i avsnitt 2.2, som bedömdes relevant för ytvattnet i området. Med utgångspunkt från den litteratur som studerades och beskrivs nedan beslutades sedan vilket riktvärde som gällde för det specifika fallet, se resultat i avsnitt 6.2.

Reningskraven för avloppsreningsverk bestäms idag utifrån varje enskilt fall vid en tillståndsprövning, med utgångspunkt att utsläppet av vatten inte ska försämra statusen på recipienten nedströms utläppspunkt. I detta arbete syftar detta på att dagvattnet ej ska försämra statusen i ytvatten nedströms, se Figur 6 i avsnitt 5.3 där utläppspunkt avser punkt J.

Vid bedömning av reningskravet för avloppsreningsverk klassificeras recipientens status utifrån representativa provpunkter, en eller flera. Detta innebär att för utsläpp från ett avloppsreningsverk till närliggande recipient behöver platsspecifika förutsättningar beaktas, till exempel om recipienten klassificeras som dricksvattenförekomst eller inlandsytvatten, samt utspädningseffekter som beror av volym och omsättningstid. En viktig aspekt att beakta är att det sällan är en källa som bidrar till PFAS i ytvatten, detta innebär att en verksamhet inte heller kan släppa ut hela kvoten som tillåts enligt riktvärden för ytvatten, utan hänsyn behöver tas till övriga verksamheter i området. Reningskravet bör sättas i relation till en specifik verksamhets utsläpp till vattenförekomster. Idag anses det inte krävas rening som uppfyller krav för dricksvattenförekomster då de flesta ytvattenförekomster inte överstiger dessa riktvärden (Baresel et al., 2022).

Fröberg et al. (2021) har tagit fram en vägledning för belastning på recipienter från förorenade områden. Riskerna från ett förorenat område bedöms vanligen utifrån koncentrationen som uppstår i mottagande recipient. Det vill säga man utgår ifrån vilken typ av utspädning som kommer ske i den sjö, älv eller hav som är mottagare. Att bedöma riskerna på detta vis överensstämmer ej med de nationella miljö kvalitetsmål som finns idag då det i många fall kan orsaka utsläpp av stora mängder med motiveringen att utspädningen blir stor (Fröberg et al., 2021). Som beskrivits i tidigare avsnitt är målet för giftfri miljö att halterna av naturfrämmande ämnen ska vara nära noll (Sveriges miljömål, 2023b). De angreppsätt som presenteras i vägledningen för bedömning av belastning är; jämförelse med effektbaserade koncentrationskriterier, jämförelse med bakgrundshalter, beräkning av akvatiskt fotavtryck och beaktande av andra faktorer såsom ämnets farlighet, förekomsten av flera ämnen samtidigt, tidsperspektiv och osäkerheter (Fröberg et al., 2021).

Koncentrationskriterier för ytvatten även kallat EQS är framtaget från Havs- och vattenmyndigheten för att kunna klassificera status utifrån miljö kvalitetsnormerna på ytvatten (Fröberg et al., 2021), de gällande miljö kvalitetsnormerna för ytvatten beskrivs i tidigare avsnitt 2.2.2. Dessa värden jämförs sedan genom att dividera det uppmätta värdet med EQS, vilket ger en riskkvot. En riskkvot högre än 1 bedöms oacceptabel då negativa effekter kan erhållas

(Fröberg et al., 2021). Koncentrationskriterierna som beaktas i detta arbete är vatten, men det kan också vara av intresse att jämföra med andra matriser som sediment eller biota (Fröberg et al., 2021).

Vid en jämförelse med bakgrundshalt brukar man jämföra halter uppströms källan med nedströms källan, där uppströmskällan då representerar bakgrundshalten. Detta kan dock vara problematiskt om det finns andra källor som också bidrar utöver den punktkälla som undersöks vilket leder till att den är svårare att besluta om vilken halt som ska anses acceptabel. Vid andra mer betydande källor som leder till att den aktuella bakgrundshalten är högre kan det medföra beslut om att inte åtgärda den undersökta punktkällan. I dessa fall är det viktigt att utreda i vilken utsträckning som det undersökta området bidrar till recipienten, men också att beakta att en liten mängd idag kan ur ett långsiktigt perspektiv bidra med betydande mängder. Om det inte finns en lämplig plats att jämföra halterna med kan man även undersöka ett annat område lokalt eller regionalt, helst samma recipient, som är opåverkad av källan. En möjlighet är också att jämföra med nationella bakgrundshalter (Fröberg et al., 2021).

Vid en bedömning bör andra faktorer också beaktas särskilt för ämnen som är persistenta, bioackumulerande och giftiga (PBT). Dessa ämnen innefattas vanligen under prioriterade ämnen i Vattendirektivet. Vissa av dessa ämnen förekommer idag i bakgrundshalter som återkommande överskrider de riktvärden som finns (Fröberg et al., 2021). Enligt Fröberg et al. (2021) är det av extra vikt att förhindra ytterligare tillförsel av dessa ämnen inom gruppen PBT bland annat PFAS, då riktvärden redan överskridits på många platser. För svårnedbrytbara ämnen som dessa bör ingen hänsyn tas till storleken på recipienten om uppmätta halter överskrider bakgrundshalter. Andra faktorer som bör beaktas är osäkerheter, tidsperspektivet och klimatförändringar. Exempel på hur klimatförändringar kan påverka är genom kraftigare nederbördstillfällen vilket ökar yterosionen eller låga flöden i samband med torka som orsakar en större sedimentering (Fröberg et al., 2021). Enligt Fröberg et al. (2021) bör en sammanvägd bedömning genomföras av de diskuterade angreppssätten ovan.

Ett annat möjligt perspektiv är att se på belastningsfrågan ur rättspraxis. Det finns dock ett fåtal domar som har behandlat belastning från förorenade områden på recipient i Mark- och miljööverdomstolen, som normalt är den högsta instansen i miljömål (Fröberg et al., 2021). Men andra domar kan vara av intresse för att tolka frågeställningar. En dom om tillstånd om deponering av massor inom ett natura 2000 område nekades då man bedömde att det fanns osäkerheter och brist på kunskap om områdets utbredning och bevarandestatus. Med motiveringen att bristen på kunskap inte ska gå ut över naturmiljön (Fröberg et al., 2021). Detta kan då tolkas enligt Fröberg et al. (2021) som att osäkerheter och okunskap inte bör gå ut över miljön när en utredning och bedömning av belastning genomförs.

Ett annat fall är PFAS-målet i Ronneby där drygt 150 personer har ansökt om skadestånd för personskada. De boende har fått i sig höga halter av PFAS i blodet via dricksvatten som varit förorenat av PFAS genom brandskum som använts vid brandövningar på Blekinge flygflottilj. Den 5 december 2023 beslutade Högsta domstolen att de boende fick rätt till skadestånd som grundades på produktansvarslagen. Lagen avser en produkt som orsakat personskada och då ska ersättas genom skadestånd, i fallet har då dricksvatten varit produkten som orsakat personskada på grund av säkerhetsbrister (Sveriges domstolar, 2023).

Ett begrepp som används inom miljökonsekvensbeskrivning är kumulativa effekter, vilket innebär att olika effekter kan vara additiva, synergistiska eller motverkande. Idag finns det

praxis för avloppsreningsanläggningar att beakta dessa effekter men det saknas för belastning från ett förorenat område. För ett förorenat område anser SGI, att man behöver ta hänsyn till kumulativa effekter, både föroreningsspridning ur ett långsiktigt perspektiv och andra potentiella källor som kan påverka (Fröberg et al., 2021).

I detta arbete har bakgrundshalter samt koncentrationskriterier och riktvärden från Sverige och EU använts för att ta fram platsspecifika riktvärden baserat på den data som tillhandahållits och hittats i studier. Hänsyn har också tagits till rättspraxis, tidsperspektiv och ämnets toxicitet, detta beskrivs närmare i avsnitt 6.2.

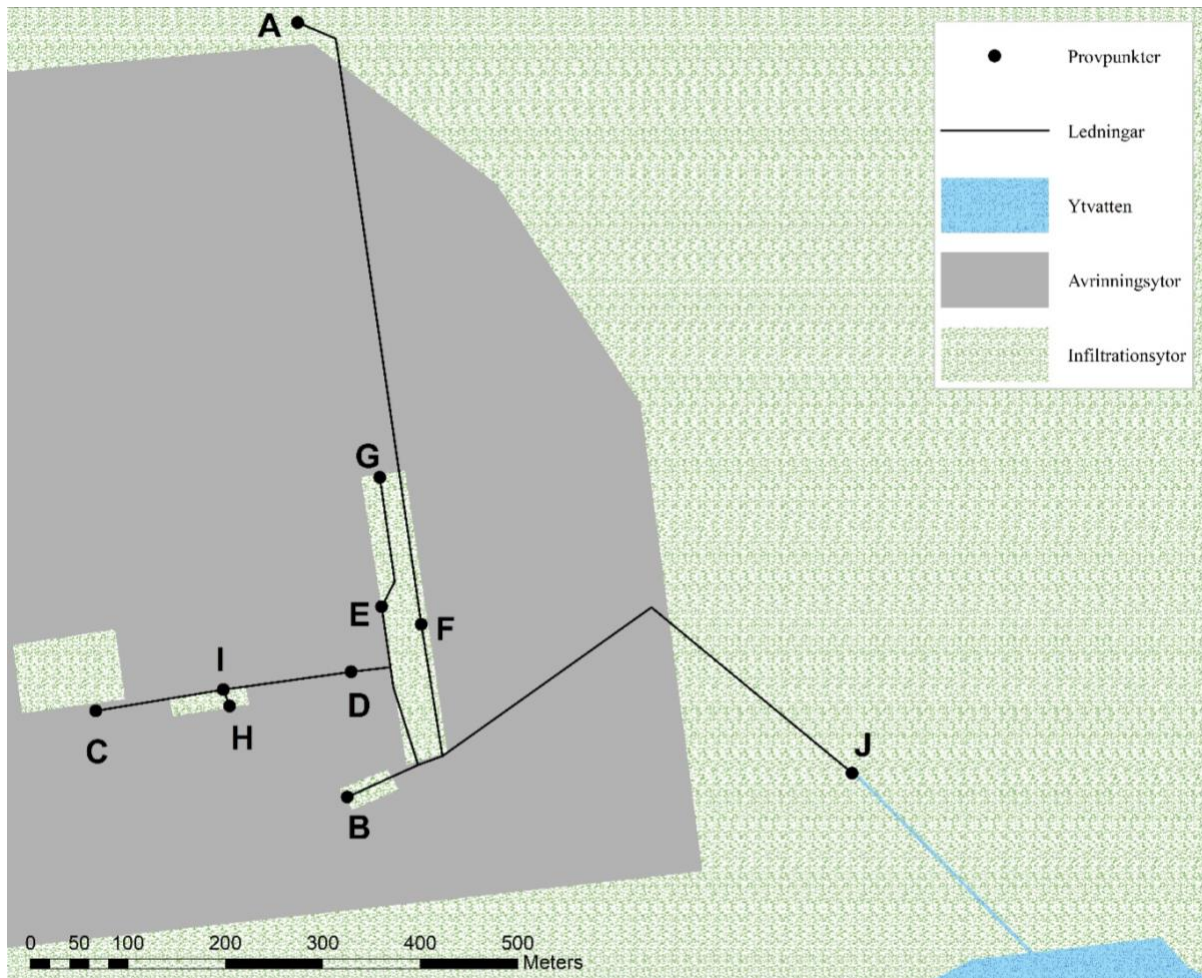
De riktvärden som är framtagna för dagvatten i Göteborgs stad och Linköpings kommun som beskrivits i tidigare avsnitt 2.4 granskades också. Även om dessa värden främst gäller för verksamhetsutövare betraktades det eventuellt vara av intresse om en specifik punktkälla bidrog med dominerande halter av den totala PFAS-halten i dagvattnet. Detta skulle till exempel vara att höga halter tillkommer i närheten eller i anslutning till en fastighet.

5.3. Provtagning

Detta arbete baserades på ett provtagningstillfälle av dagvattensystemet. Provtagningen genomfördes under oktober månad år 2023. Totalt togs prover i 10 punkter, varav två diken betecknade provpunkt A respektive J, och åtta dagvattenbrunnar B till I, se Figur 6.

I varje punkt fylldes två (av valt analyslaboratorium tillhandahållna) provtagningsflaskor för analys av PFAS, samt en provtagningsflaska för analys av kemiska och fysikaliska parametrar för dricksvattenkvalitet. Proverna togs med en vattenhämtare där en provtagningsflaska fästes. Anordningen användes sedan för att fylla provtagningsflaskan som skickades till laboratoriet. Den fästa provflaskan på vattenhämtaren byttes, i likhet med de av provtagaren burna nitrilhandskar, vid varje provpunkt för att undvika korskontaminering. Insamlade prover placerades i kylväskor för att sedan skickas på analys. Analyserna genomfördes av laboratoriet SGS Analytics i Linköping. Totalt analyserades 22 PFAS-ämnen¹⁹.

¹⁹ PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDODA, PFTrDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDODS, PFTrDS, PFOSA, 6:2 FTS



Figur 6. Karta över dagvattensystem och provpunkter på området skapad i GIS. Flödesriktning är från punkterna A, G, C och B mot punkten J. Källa: Felicia Hagberg (2023).

5.4. Åtgärdsutredning

En åtgärdsutredning för den specifika platsen genomfördes med hjälp av Naturvårdsverkets vägledning "Att välja efterbehandlingsåtgärd – En vägledning från övergripande till mätbara åtgärdsåtgärder" (Naturvårdsverket, 2009). Syftet med en åtgärdsutredning är att granska och bedöma tänkbara åtgärdsalternativ. Åtgärdsalternativen som tas fram i utredningen för att efterbehandla ett förorenat område genomgår en stegvis procedur där de sällas i olika steg beroende av olika utvärderingskriterier. Utgångspunkten i åtgärdsutredningen är det övergripande åtgärdsåtgärdet samt resultatet från en riskbedömning. Det övergripande angreppssättet i en utredning brukar vara att minska riskerna genom skyddsåtgärder eller reduktion av föroreningskällan (Naturvårdsverket, 2009).

Då Naturvårdsverkets vägledning är särskilt framtagen för förorenad mark bedömdes att vissa parametrar som framgick i vägledningen mindre relevanta och beaktades därav ej. Utifrån den studerade litteratur för dagvatten och PFAS framgick andra faktorer som mer relevanta, som ej beskrivs i vägledningen av Naturvårdsverket (2009). Utgångspunkterna nedan togs fram med hjälp av Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket, 2009) och anpassades utifrån det här arbetet.

- Åtgärden bör med rimliga kostnader och teknik säkerställa hälsa och miljö i framtiden.

- Åtgärden bör väljas utifrån bästa tillgängliga teknik (BAT²⁰) om det inte medför orimliga kostnader.
- Genomförandet av åtgärden ska ej orsaka skador som är större än vad som kan orsakas av spridning av PFAS, samt om möjligt genomföras innan akut situation uppstår.
- Valet av teknik bör beakta energikraven och väljas utifrån en så energisnål teknik som möjligt utan att det uppstår en målkonflikt med övriga krav.
- Åtgärden bör inte begränsa den framtida markanvändningen.
- Åtgärden bör inte störa andra intressen som riksintressen för natur- och kulturvård i någon större utsträckning.
- Åtgärden bör inte kräva underhåll och skötsel efter avslutad behandling, om inte beslut om skyddsåtgärd tas. Då bör viss eftersyn och övervakning ske, detsamma gäller även om obeprövad teknik har använts.
- Åtgärden bör vara av engångskaraktär och inte tillföra framtida spridning av PFAS efter avslutad åtgärd.
- Området ska behållas i ett skick som möjliggör ytterligare åtgärder om så krävs i framtiden på grund av kvarlämnande av förorening.

De olika stegen där åtgärder utvärderas och sällas i utredningen är identifiering av tänkbara åtgärdsalternativ, inledande alternativanalys, fördjupad alternativanalys och acceptabla åtgärdsalternativ. Vanligen presenteras åtgärderna som tas fram som ett nollalternativ, olika teknikalternativ varav ett bästa teknikalternativ och ett maxalternativ. Ett maxalternativ kan innebära en fullständig riskreduktion under realistiska förutsättningar utan någon hänsyn till kostnader, till skillnad från ett nollalternativ som innebär att ingen åtgärd genomförs (Naturvårdsverket, 2009).

Under identifieringen av tänkbara åtgärdsalternativ utgår man vanligen ifrån föroreningen, förorenade medier, föroreningens egenskaper, koncentration och tillgänglighet. Även platsspecifika förutsättningar som hydrologiska, hydrogeologiska och geotekniska är viktiga att beakta. I de kommande stegen sällas teknikerna utifrån tekniskgenomförbarhet, ekonomiska aspekter, intressenters förutsättningar, uppnådda resultat, övergripande åtgärds mål, risker och störningar (Naturvårdsverket, 2009). Som tidigare nämnt är Naturvårdsverkets vägledning framtaget för förorenad mark, vilket innebär att förutsättningarna för dagvatten skiljer sig delvis. Här nedan beskrivs vad som valde att beaktas i denna utredning utifrån litteraturen som studerats om dagvatten och PFAS, med hjälp av Naturvårdsverkets (2009) vägledning.

Åtgärdskrav

Först gjordes en bedömning av de uppmätta halterna i jämförelse med det platsspecifika riktvärde som togs fram, för att utreda behovet av att åtgärda platsen. Utifrån de beaktade riktvärdet bedömdes sedan riskerna och olika åtgärdsalternativ utreddes med utgångspunkt från utvärderingskriterierna som presenteras nedan. Utvärderingskriterierna är framtagna med stöd från den litteratur som studerats avseende PFAS, dagvatten samt Naturvårdsverkets (2009) vägledning.

Åtgärdsalternativ

²⁰ Best available technology

Åtgärderna som rekommenderas på platsen bedömdes utifrån följande utvärderingskriterier; koncentration som mätts upp i olika provpunkter av dagvattenssystemet, eventuella årstidsvariationer av nederbörd och flöden som kan orsaka variationer i halter, resurseffektivitet, ekonomiska aspekter, att åtgärden främst ska vara av engångskaraktär samt slutligen tillgängligheten att behandla vattnet i området.

Teknikalternativen som rekommenderas baserades på följande utvärderingskriterier: möjlighet att hantera vattenmatrisen, reningsgraden som tekniken visar för olika PFAS beroende på dess egenskaper, att tekniken ska finnas på marknaden idag och inte enbart testats i mindre skala, samt att det ska vara ekonomisk och energimässigt motiverat. Även störningar beaktades i den mån som var möjligt som skulle kunna orsakas av att tillämpa en viss åtgärd och teknik.

Resultatet från åtgärdsutredningen presenteras i avsnitt 6.4 och beskriver två åtgärdsalternativ som utvärderades som relevanta för dagvattenssystem ur ett långsiktigt tidsperspektiv. Det andra åtgärdsalternativet som presenteras lyfter flera olika teknikalternativ som är passande för rening av PFAS i dagvatten.

6. Resultat

I detta kapitel beskrivs och presenteras resultaten för det övergripande åtgärds målet, det platsspecifika riktvärdet, uppmätta halter från provtagningen samt åtgärds kravet. Slutligen presenteras vilka åtgärder som rekommenderas för vidare utredning i en riskvärdering och vilka tekniker som bedömdes lämpliga för rening av dagvatten.

6.1. Övergripande åtgärds mål

Det övergripande åtgärds målet formulerades enligt:

Dagvattnet ska ej bidra till spridning av per- och polyfluorerade alkylsubstanser som i längden kan leda till halter i recipienten som utgör en risk för människors hälsa.

Målet formulerades med utgångspunkt från den konceptuella modellen där skyddsobjekt (människa) och exponeringsväg (intag av dricksvatten) främst bedömdes vara ytvatten. Dagvattnet bedömdes då vara en potentiell källa för att sprida PFAS till ytvattnet i området, därav formulerades målet som en reduktion av förorenings spridning från den undersökta källan till området som eventuellt kan behöva skyddas. Enligt riksdagens definition av miljömålet Giftfri miljö ska PFAS-halterna i naturen vara nära noll, då det är ett antropogent ämne som inte förekommer naturligt i miljön. Halterna ska också enligt Riksdagen vara tillräckligt låga för att ha försumbara effekter på människors hälsa. PFAS har påvisat farliga hälsoeffekter som beskrivits i tidigare avsnitt 2.1.4, och har dessutom väldigt få bevis för att brytas ned naturligt i miljön. Ur ett långsiktigt perspektiv skulle dagvattnet kunna bidra med höga halter till ytvatten, därav ska dagvattnet ej bidra till spridning av per- och polyfluorerade alkylsubstanser som i längden kan leda till halter i recipienten som utgör en risk för människors hälsa.

6.2. Platsspecifikt riktvärde

Det platsspecifika riktvärde som föreslås gälla för platsen var ett årsmedelvärde på 4,4 ng/L PFOA-ekvivalenter i utloppspunkt J för dagvattensystemet (Tabell 11). Värdet är det förslag på riktvärde för ytvatten som tagits fram i EU:s vattendirektiv. Motiveringen till varför ett värde som inte beslutats gälla inom EU bedöms vara relevant på platsen är att ett långsiktigt perspektiv har beaktats. Utifrån den litteratur som studerats och som Cousins et al. (2020) beskriver medför en ökad kunskap med tiden i regel också striktare riktvärden. När det är dags att faktiskt verkställa en åtgärd på platsen kan riktvärden redan ha ändrats. För att ligga steget före utvecklingen av riktvärden bedömdes det därför som mer relevant att använda ett förslag från 2022 än ett riktvärde som är betydligt äldre.

Tabell 11. Platsspecifikt riktvärden för det aktuella dagvattensystemet i utloppspunkt J.

Riktvärde för dagvatten vid utloppspunkt
4,4 ng/L PFOA-ekvivalenter, årsmedelvärde

Enligt Fröberg et al. (2021) kan en jämförelse också göras med bakgrundshalter i ytvatten för att göra en bedömning om belastningen från ett förorenat område på ytvatten. Eftersom inga bakgrundshalter provtogs i detta arbete hämtades data på uppmätta PFAS-halter från områden i närheten av platsen. Data hämtades från Ahrens et al. (2014), uppmätta halter av PFAS i ytvatten från studien räknades sedan om till PFOA-ekvivalenter enligt ekvation 1. Bakgrundshalten beräknades till cirka 4,3 ng/L PFOA-ekvivalenter, vilket också motiverar

gränsvärdet 4,4 ng/L PFOA-ekvivalenter då halterna som släpps ut från dagvatten ej bör överskrida bakgrundshalten i ytvatten. Det riktvärdet som gäller för ytvatten idag är 0,65 ng/L PFOS, det tar alltså inte hänsyn till några andra PFAS-ämnen, även fast det finns belägg för flera PFAS-ämnen som påvisar likvärdiga hälsorisker (Cousins et al., 2020; Livsmedelsverket, 2022).

$$PFOA - \text{ekvivalent} \left[\frac{ng}{L} \right] = PFAS \left[\frac{ng}{L} \right] * \text{relativ potensfaktor} \quad (1)$$

Utloppspunkten i detta fall beaktas som utloppet vid provpunkt J. Detta innebär att hänsyn ej togs till utspädningseffekter som vanligen bedöms vid beslut om reningskrav av spillvatten enligt Baresel et al. (2022), eller som allmänt utförs vid bedömning av belastning på ytvatten från ett förorenat område enligt Fröberg et al. (2021). Även om halten i diket inte behöver motsvara den belastning som recipienten mottager tas detta beslut med följande motiveringar: Då provtagning inte har genomförts i recipienten finns i dagsläget inga värden för att beräkna riskkvoter enligt det tillvägagångssätt som beskrivs i Fröberg et al. (2021). Men beräknade bakgrundshalter från Ahrens et al. (2014) tyder på att dagvattnet inte bör bidra med högre halter än 4,3 ng/L PFOA-ekvivalenter. Då detta arbete enbart beaktade denna källa och inga ytterligare potentiella källor fanns ingen uppfattning om vilka totalhalter som skulle kunna uppnås i recipienten och vilket typ av bidrag dagvattnet potentiellt kan tillföra. Det var då heller inte möjligt att bedöma med vilken kvot dagvattnet tillför PFAS-ämnen till recipienten i förhållande till andra källor, och hur stor kvot av riktvärdet eller miljö kvalitets normer som dagvattnet skulle tilldelas.

Att ansätta strikta riktlinjer för PFAS i dagvatten som inte inkluderar utspädningseffekter motiverades av Fröberg et al. (2021) som skriver att tillförsel av PBT-ämnen till ytvatten är av extra vikt att förhindra då bakgrundshalter i många fall redan överskrids. Det motiveras också med den rättspraxis som beskrivits i avsnitt 5.2, enligt Fröberg et al. (2021) ska osäkerheter eller okunskap ej gå ut över miljövärden. I detta fall betraktades en osäkerhet vara att prover ej togs i ytvattnet, samt att en bedömning ej gjordes av andra punktkällor till ytvattnet utöver det aktuella dagvattensystemet. På grund av att halter i ytvattnet ej provtogs och därför inte kan jämföras med miljö kvalitets normer eller bakgrundshalter, bedömdes det mer relevant att välja en punkt där en faktiskt halt uppmättes, vilket i detta fall var i provpunkt J utloppsdiket. Okunskapen motiveras då det saknas kunskap om PFAS toxicitet (Cousins et al., 2020) samt att det eventuellt sker en underskattning av exponeringen då alla PFAS ämnen inte regleras idag (Wang et al., 2017). Med den begränsade kunskap som finns om PFAS idag bedömdes att belägg fanns för att ansätta strikta gränsvärden för det aktuella dagvattensystemet.

En slutgiltig motivering var också det åtgärds mål som tagits fram baserat på de nationella miljömålen, där främmande ämnen ska vara nära noll. Där nära noll i detta fall antogs vara under miljö kvalitets normerna för ytvatten.

I avsnitt 2.4 beskrivs hur Linköpings kommun och Göteborgs stad har tagit fram riktvärden för dagvatten. Dessa värden riktar sig delvis till verksamhetsutövare och utsläpp från deras verksamhet till dagvattnet. Riktvärden för verksamheter betraktades som relevant för området då det består av industrier och handel som ses som tänkbara källor till PFAS i dagvatten enligt Viklander et al. (2019). Riktvärden för specifika verksamheters utsläpp till dagvattensystemet har inte tagits fram i detta arbete, men rekommenderas om punktkällor påträffas vid provtagning.

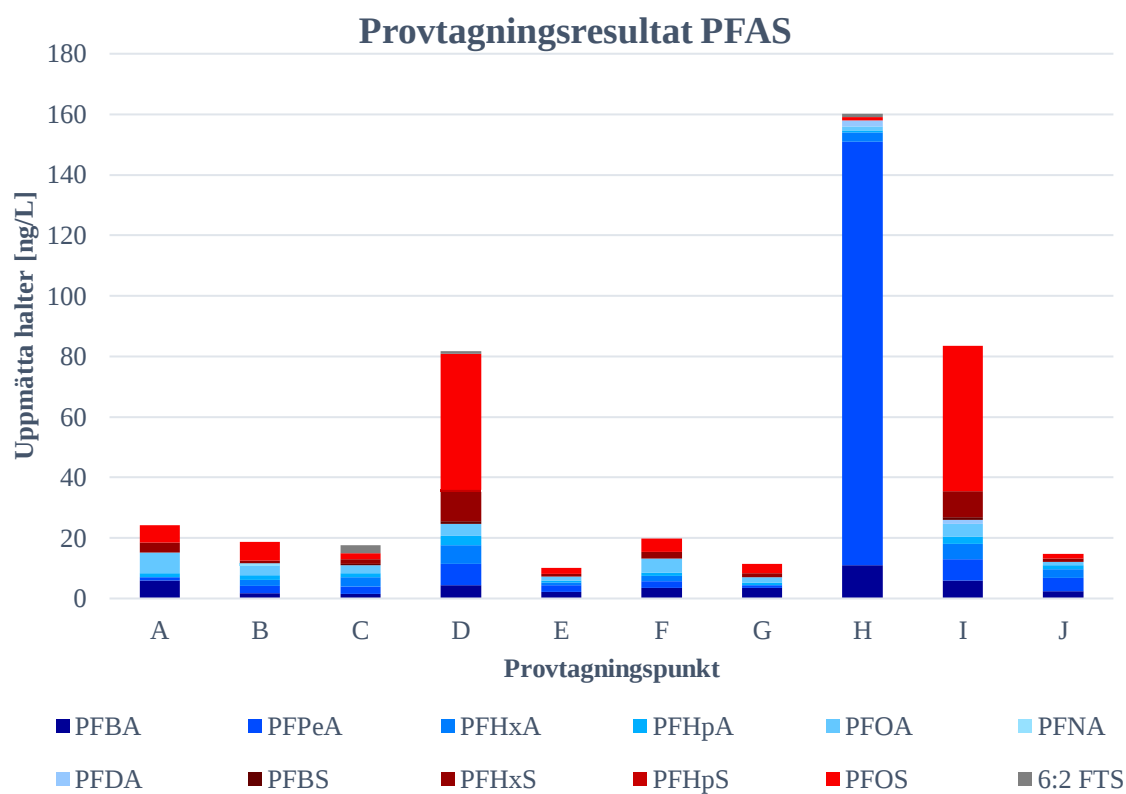
6.3. Uppmätta PFAS-halter

Provresultaten från provtagningen visas i Figurerna 7 och 8 nedan. Utifrån Figur 7 går det att utläsa halter som varierar mellan 10 ng/L till 160 ng/L för summan av de 22 analyserade PFAS²¹, enbart 12 PFAS detekterades och visas i Figur 7 och 8.

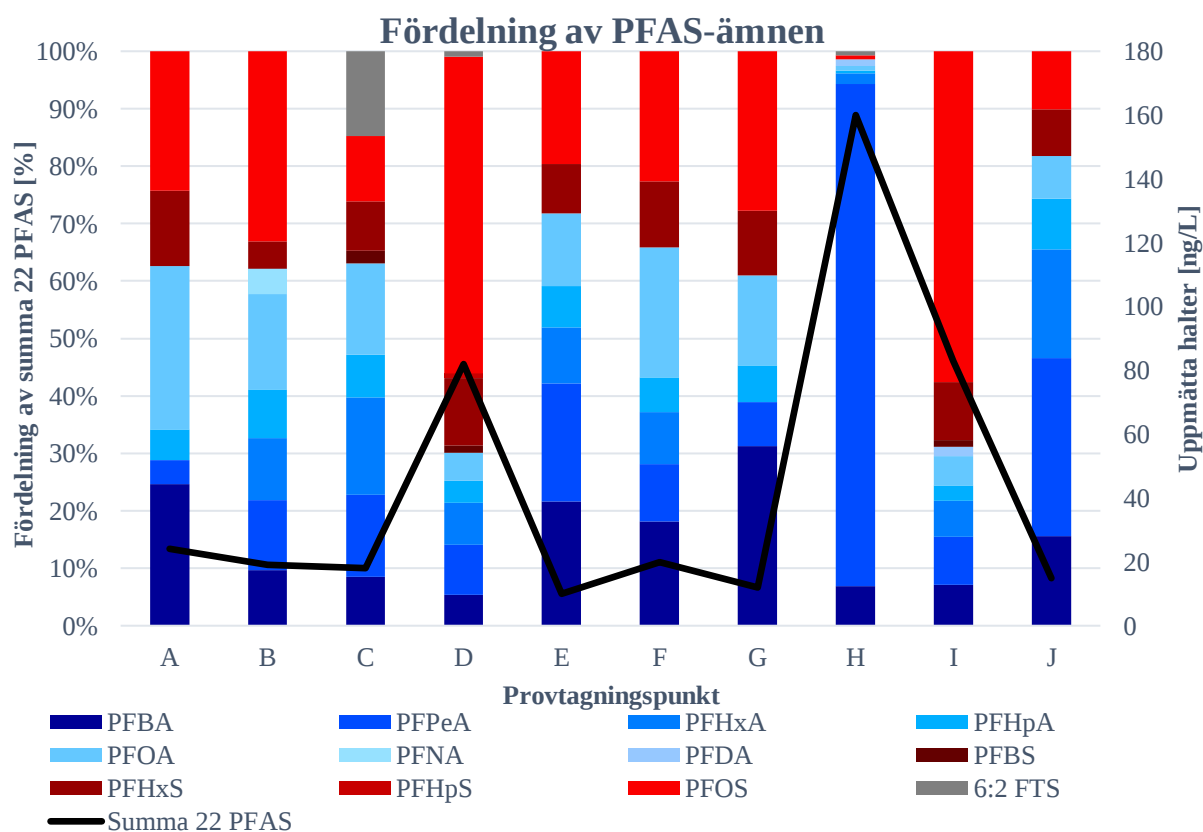
Stora variationer förekom i de olika provpunkterna och det högsta uppmätta värdet återfanns i provpunkt H på 160 ng/L. Med stor sannolikhet var detta vattenprov taget i fel brunn, vattenprovet togs troligen i en spillvattenbrunn och inte en dagvattenbrunn och analyserades därför inte i utredningen. Detta går att utläsa i Figur 7 och 8, i Figur 8 visas fördelningen av PFAS-ämnen och för provpunkt H dominerar framförallt korta kolkedjor av PFCA. Som tidigare har beskrivits är PFAS av korta kolkedjor mer mobila i vattenmiljön och en vanligt förekommande källa till PFAS i ytvatten är avloppsreningsverk. Därtill har studier visat att i det förekommer högre halter av PFCA än PFSA i svenska avloppsreningsverk (Ahrens et al., 2016). I övriga provtagningspunkter går det att utläsa ett liknande mönster i sammansättningen, samt att PFOS framträder i varje punkt, därav var brunn H sannolikt en spillvattenbrunn.

Ett samband går att se i brunn D och I som båda visade halter över 80 ng/L och även en liknande typ av fördelning av ämnen. Fördelningen visar att PFOS utgör mer än 50% av den totala summan för respektive punkt. Brunnarna ligger i serie med varandra längs samma del av ledningsnätet vilket visas i Figur 6. Provpunkt C som ligger i samma serie som I och D har betydande lägre halt och inte samma fördelning av PFAS-ämnen. De lägsta halterna uppmättes i punkt E på 10,19 ng/L och G på 11,52 ng/L vilket utifrån denna mätning antyder att den delen av nätet inte bidrar i någon större utsträckning till halterna av PFAS i dagvattnet. Även halterna från provpunkt A (insamlad i diket) och F (insamlat i dagvattenbrunn) har liknande fördelning av ämnen och halter, dock med betydligt lägre koncentrationer än i provpunkterna D och I. Provpunkt B kopplas på från en annan del av nätet och visade en halt på 18,1 ng/L vilket också var betydligt lägre än i provpunkt D och I. Den sista provpunkten J som återfinns i diket som leder vattnet till ytvatten visade en halt på 14,8 ng/L vilket antyder, utifrån denna mätning, att det sker en utspädning i dagvattensystemet innan halterna når diket. Detta gick dock inte att fastställa med utgångspunkt från enbart en mätning. För att kunna bekräfta detta behöver fler provtagningstillfällen utredas.

²¹ PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS, PFOSA, 6:2 FTS.



Figur 7. Provtagningsresultat för provpunkterna A till J i ng/L.



Figur 8. Fördelning av olika PFAS i provtagningspunkterna i procent [%]. Den svarta linjen visar summan av 22 PFAS som uppmättes i respektive provpunkt, vänster axel visar den totala halten för summan i ng/L.

6.4. Åtgärdsutredning

I detta avsnitt beskrivs resultatet från åtgärdsutredningen, dels en bedömning på vilka krav som kan ställas på en åtgärd utifrån uppfyllande av åtgärds målet, samt förslag på olika åtgärdsalternativ. De rekommenderade åtgärderna presenteras som två åtgärdsförslag med utgångspunkt från utvärderingskriterierna. I det andra åtgärdsförslaget presenteras olika tekniker som är lämpliga för rening av PFAS i dagvatten.

6.4.1. Åtgärdskrav

Ett första steg i åtgärdsutredningen var att bedöma behovet av en åtgärd utifrån riskerna som PFAS-halterna i dagvattnet utgör för skyddet av ytvattnet. Detta gjordes genom en jämförelse av det framtagna riktvärdet och de uppmätta halterna från provtagningstillfället. För att jämföra halterna räknades först de uppmätta halterna av PFAS 22 om till PFOA-ekvivalenter med den relativa potensfaktorn som framkom i EU:s förslag för riktvärden i ytvatten, enligt ekvation 1. Då riktvärdet beslutades gälla i utloppspunkten vid provpunkt J är detta även denna halt som jämförs med riktvärdet. Det platsspecifika riktvärdet var 4,4 ng/L PFOA-ekvivalenter och uppmätt halt i provpunkt J var PFOA-ekvivalenter var på 5,76 ng/L. De uppmätta halterna i provpunkt J överskrider det platsspecifika riktvärdet. Beräknade PFOA-ekvivalenter för hela dagvattenssystemet redovisas i bilaga C.

6.4.2. Rekommenderade åtgärder

Då det framtagna riktvärdet samt beräknade bakgrundshalter överskrids utifrån provtagningstillfället i oktober (2023) bedömdes att en åtgärd eventuellt kan komma att bli nödvändig för området i framtiden. Detta eftersom det kan förekomma stora variationer i föroreningshalter i dagvatten beroende på årstid och nederbörd, därför bör vidare utredningar av övriga genomförda provtagningstillfällen genomföras innan beslut om åtgärder verkställs. I denna utredning ges därför förslag på eventuella åtgärder som kan genomföras på platsen ifall det anses skäligt efter en fullständig riskbedömning av platsen. Åtgärderna som presenteras är inte enbart tekniska alternativ för rening av vatten utan också förslag på hur utredningar kan fortlöpa på platsen med syfte att välja den mest resurseffektiva tekniken och lösningen då halterna från mätningen inte bedöms vara oroväckande höga utifrån det aktuella provtagningstillfället.

Åtgärdsförslag 1: Utredda eventuella punktkällor.

Utifrån det genomförda provtagningstillfället visade det sig att stora variationer i koncentrationer förekom på olika platser i dagvattenssystemet. Ett intressant mönster som gick att utläsa från Figur 7 och 8 är att halterna är ungefär lika höga och påvisar liknande typ av fördelning av PFAS i provpunkt D och I. Som visas i Figur 6 ligger dessa i serie efter varandra i en del av ledningsnätet. Båda provpunkterna visar på de högsta halterna om H utesluts (som tidigare nämnt berodde det troligen på att prov togs i fel brunn).

En slutsats som nämnts tidigare från Ahrens et al. (2014) är att punktkällor kan ha en betydande påverkan på ytvatten och enligt Baresel et al. (2022) är det resurseffektivare att åtgärda förorening nära källa än i utspädda matriser. Att rena låga halter är mindre effektivt både ur reningsperspektiv och resursperspektiv (Baresel et al., 2022). Med denna utgångspunkt kan det därför vara lämpligt att utreda om det finns en direkt källa till dagvattenssystemet i området runt provpunkt D och I. Eventuellt om det kan finnas en fastighetanslutning som bidrar med högre halter från parkeringsytor och tak. Eller om någon verksamhet som har tillstånd att släppa ut

vatten till dagvattensystemet använder sig av PFAS-produkter. Det kan också finnas eventuella felkopplade ledningar, till exempel vatten som egentligen ska till spillvattensystemet men har blivit felkopplat till dagvattensystemet.

En annan möjlighet är att undersöka om det släckts några bränder på platsen, då brandskum anses vara den mest betydande PFAS-källan till miljön i Sverige (Hansson et al., 2016). Brandskum som innehåller PFOS och PFOA förbjöds från 2011 (Naturvårdsverket, 2019) men kan bidra som en punktkälla från tidigare bruk. Det är därutöver även oklart huruvida inköpt AFFF-skum använts upp även efter det att förbudet införts. Höga halter av PFOS uppmättes i provpunkt D och I, i jämförelse med andra delar av dagvattensystemet.

En första åtgärd som kan vara lämplig utifrån resultatet från det aktuella provtagningstillfället är att undersöka användandet av PFAS-produkter hos verksamheter på området, och också undersöka historisk verksamhet på platsen. Om en punktkälla upptäcks kan detta vatten ledas om och lämpligen genomgå rening innan det släpps ut till dagvattensystemet. Detta kräver ytterligare utredningar för att undersöka vad det är för typ av källa, om det är vatten eller jord som ska behandlas, och vilken typ av reningsteknik som då är adekvat. Reningstekniken behöver inte nödvändigtvis vara en teknik som är lämplig för rening av PFAS i dagvatten, beroende av denna vattenmatris.

En möjlighet vid utredandet av verksamheter på området är att ta fram riktvärden för utsläpp från verksamheter till dagvattensystemet. Detta ställer krav på verksamheterna och underlättar arbetet vid undersökningar av tillsynsmyndigheter. Enligt de nationella miljömålen ska krav ställas på dagvattenkvalitet enligt etappmålet och detta ligger i linje med det. Inspirationskällor för kraven kan vara Göteborgs stad och Linköpings kommun som har tagit fram riktlinjer för PFAS i dagvatten.

Ett viktigt perspektiv om valet av åtgärd blir att behandla en möjlig punktkälla är halterna av PFAS som förekommer i andra delar av dagvattensystemet, även om dessa ej bidrar med lika höga koncentrationer, är det fortfarande ett tillskott av ej naturligt förekommande ämnen som leds ut i ytvatten. Det bedöms lämpligt att utreda fler provtagningstillfällen för att undersöka hur halterna varierar i dessa delar av dagvattensystemet innan man går vidare med att enbart undersöka en punktkälla i området av provpunkterna D och I. Om halterna inte bedöms vara tillräckligt låga i övriga delar av dagvattensystemet kan det vara mer skäligen att rena allt dagvatten innan det leds ut i ytvattnet. Följande åtgärdsalternativ som presenteras utgår från rening av dagvattnet i dagvattensystemet i sin helhet.

Åtgärdsförslag 2: Rening av PFAS-förorenat dagvatten.

Denna åtgärd består av två delar, delvis att förhindra förorenat dagvatten från att nå recipienten och delvis rena dagvatten från PFAS.

Del 1: Förhindra förorenat vatten att nå ytvatten

För att skydda ytvatten behöver dagvattnet renas innan det släpps ut från diket med hänsyn till det platsspecifika riktvärde som togs fram. Genom att enbart applicera en reningsteknik innebär det inte att allt vatten renas, förorenat vatten kan fortsatt flöda ut till recipienten utan att genomgå rening. Det innebär stora osäkerheter på den faktiska reningsgraden och framför allt om det uppstår höga flöden. En möjlig åtgärd betraktades då vara att stoppa vattenflödet i utloppsdiket och rena vattnet innan det leds vidare till recipienten. Detta skulle kunna

genomförs genom att konstruera en damm vid utloppspunkt J, där vatten renas med lämplig teknik innan det leds vidare till recipienten. En viktig aspekt vid anläggandet av damm och rening med lämplig teknik är att det troligen inte kommer vara en åtgärd av engångskaraktär. Eftersom dagvattnet är ett system som beror på nederbörd kommer halterna att med stor sannolikhet fortgå över en lång tid, då källor till PFAS inte enbart behöver vara direkta källor utan lika gärna kan vara indirekta källor från till exempel atmosfärisk deposition. Om diffusa punktkällor finns på platsen kan de under lång tid bidra som källor till PFAS i dagvattensystemet eller om verksamheter använder sig av PFAS-produkter kommer ingen förändring ske innan förbud mot PFAS har införts.

Det som behöver undersökas är också om det uppstår höga halter i den föreslagna dammen vid utloppsdiket över tid, och om det då finns risk för att människor eller djur då kommer i kontakt med vatten från dammen. Eventuella störningar behöver också utredas på platsen då området där dammen förslagsvis skulle anläggas tillhör ett riksintresse för naturvård och friluftsliv.

En enklare beräkning genomfördes med hjälp av ekvation 2 för att ge en bild av vattenvolymen som dammen behövde hantera. Volymen baserades på en uppskattning av avrinningsområdets yta beräknad i GIS för det undersökta dagvattensystemet och nederbördsdata från ett år hämtat från SMHI (SMHI, u.å.). Beräkningen av avrinningsområdet i GIS gjordes med verktyget measure och utgick ifrån tillrinningsvägar och ytor kring dagvattensystemet. Nederbördsdata hämtad från SMHI är framtaget för ett område i närheten av det beaktade området och är därför inte exakt. Utifrån dessa data uppskattades att dammen behöver i genomsnitt kunna hantera cirka 900 m³ vatten per dag. Värdena togs fram för att ge en bild av volymen vatten som dammen behövde kunna hantera, och för att ha en jämförelse vid undersökningen av olika reningsteknikers kapacitet. Värdet bör inte användas för att dimensionera dammen då det förekommer stora variationer i nederbörd, värdet ett genomsnitt per dag och tar ej hänsyn till att nederbörden varierar beroende på faktorer som årstid eller olika situationer, till exempelvis skyfall.

$$\text{Vattenvolym per dag [m}^3/\text{dag]} = \frac{\text{Nederbörd per år [m/år]} * \text{avrinningsområdets yta [m}^2\text{]}}{365 [\text{dag/år}]} \quad (2)$$

Del 2: Utredning av lämpliga tekniker för rening av PFAS i dammen

Nästa steg är att vattnet i dammen behöver renas innan det leds ut i recipienten, för detta krävs en teknik som antingen separerar de uppmätta PFAS-ämnena från dagvattnet eller bryter ned PFAS-ämnena i dagvattnet. I detta stycke beskrivs därav lämpliga tekniker för att ta hand om PFAS i dagvatten, och i det aktuella fallet gäller det då PFAS som samlas upp i dammen. Utvärderingen baseras på faktorer som bedömdes vara viktiga utifrån den litteratur som studerats och med hjälp av Naturvårdsverkets vägledning ”Att välja efterbehandlingsmetod” från 2009 som beskrivs i avsnittet 5.4. Faktorer som bedömts viktiga vid val av teknik är vattenmatris, reningskapaciteten, kostnader, energibehov och att det ska finnas kommersiellt tillgängligt. Nedan beskrivs faktorerna och hur de påverkar valet av teknik.

Reningskapaciteten

En utav de utvärderingskriterier som bedömdes vara beaktansvärda för PFAS-sanering var reningskapaciteten. Då de flesta tekniker med rimliga kostnader har begränsad kapacitet att rena PFAS av kortare kedja, gjordes en bedömning av hur relevant det var att rena PFAS med korta kolkedjor på det undersökta området utifrån dagens kunskaper om toxicitet. Enligt Baresel et

al. (2022) är kunskaper om PFAS toxicitet betydande för att kunna prioritera rätt typ av åtgärder och sanering.

De studerade riktvärden i avsnitt 2.2 som gäller idag behandlar PFAS som en summa av ett antal ämnen, och tar ej hänsyn till att det kan förekomma olika hälsorisker beroende på vilket PFAS-ämne det gäller. Det föreslagna riktvärde som presenterades under 2022 från EU baserades på PFOA-ekvivalenter, och tar där med hänsyn till olika toxikologiska effekter utifrån ämnets egenskaper. Även om det förekommer osäkerheter i dessa värden och de fått en del kritik från myndigheter finns det fler som undersöker samma spår, bland annat studien av Malovanyy et al. (2021) som beskrivs i avsnitt 2.2.5. Både studien från Malovanyy et al. (2021) och EU:s förslag på riktvärden baseras på att det förekommer skillnader i effekter på människa och miljö av olika PFAS-ämnena utifrån ämnets varierande egenskaper. Studier från EFSA som presenteras i Livsmedelsverket (2022) antyder också att olika ämnen har olika påverkan på människor. Med dagens kunskaper om toxicitet, halveringstid och bioackumuleringsförmåga verkar längden på kolkedjan ha en betydande påverkan på effekter hos människor och djur. Med utgångspunkt från forskningen som finns idag bedöms då att olika PFAS inte bör uteslutas ur analyser och reningskrav som ställs men bör baseras på det specifika ämnets kända toxicitet.

På det undersökta området i provpunkt J (där riktvärdet beslutas gälla) är det främst PFAS som klassificeras ha långa kolkedjor, enligt OECD (2013), som bidrar till att det framtagna riktvärdet överskrids, se Tabell 12. Tabellen visar den totala PFOA-ekvivalent halten för PFAS med långa respektive korta kolkedjor. Av Tabell 12 går det att utläsa att den totala halten PFOA-ekvivalenter för långa kolkedjor (de PFAS-ämnena som klassificeras som långa har omvandlats till PFOA-ekvivalenter och sedan summerats) bidrar med den betydande halten till dagvattnet som medför att det platsspecifika riktvärdet överskrids, om rening av dessa sker kommer riktvärdet inte att överskridas. Observera att det är baserat på det enskilda provtagningstillfället som beaktas i detta arbete.

Tabell 12. Uppmätta PFAS-halter i provpunkt J (utloppsdike) omvandlat till PFOA-ekvivalenter, i parentes visas den egentliga halten som uppmätts. Enbart de PFAS som ingår i EU:s föreslagna riktvärden för ytvatten samt de PFAS som har analyserats i dagvattenssystemet visas i tabellen. De gråmarkerade raderna visar vilka som klassificeras som långa kedjor enligt OECD, och C står för antalet perfluorerade kol i kedjan. Halter som inte kunnat fastställas exakt bedöms ej.

PFAS	Uppmätta halter i provpunkt J omräknat till PFOA-ekvivalenter (inom parentes visas egentlig uppmätt halt)
PFTTrDA (C= 12)	<1,0
PFDODA (C= 11)	<1,0
PFUnDA (C= 10)	<1,0
PFDA (C=9)	<0,3
PFNA (C=8)	<0,3
PFOA (C=7)	1,1(1,1)
PFHpA (C=6)	0,6565 (1,3)
PFHxA (C=5)	0,028 (2,8)
PFPeA (C=4)	0,138 (4,6)
PFBA (C= 3)	0,115 (2,3)
PFDS (C= 10)	<1,0
PFOS (C= 8)	3 (1,5)
PFHpS (C=7)	<0,3

PFAS	Uppmätta halter i provpunkt J omräknat till PFOA-ekvivalenter (inom parentes visas egentlig uppmätt halt)
PFHxS (C=6)	0,72 (1,2)
PFPeS (C=5)	<0,3
PFBS (C=4)	<0,3
Total PFOA-ekv	5,7575 (14,8)
Total PFOA-ekv långa PFAS	4,82 (3,8)
Total PFOA-ekv korta PFAS	0,9375 (11)

Med motiveringen att de är PFAS med långa kolkedjor som har den avgörande rollen till att riktvärdet 4,4 ng/L PFOA-ekvivalenter överskrids på den undersökta platsen, bör därför tekniken väljas utifrån att den har en hög reduktion av PFAS med långa kolkedjor.

Vattenmatris

Flera av de undersökta teknikerna har begränsningar när det kommer till vattenmatrisen och kräver därför förbehandling av vatten. Då dagvatten kan innehålla alla möjliga ämnen, föroreningar och partiklar är det därför viktigt att tekniken inte begränsas i för stor utsträckning när det kommer till innehållet i dagvatten. De tekniker som inte anses lämpliga på grund av behovet av förbehandling är främst nanofiltrering och omvänd osmos på grund av problem som till exempel fouling, därav studerades de inte vidare. Utifrån litteraturen i avsnitt 3.2.5, som studerats har denna teknik i första hand undersökts för dricksvattenrening och har inte studerats närmare i vatten som kan tänkas likna dagvatten, som exempelvis lakvatten.

Kostnad, energibehov och tillgänglighet på marknaden

Utifrån kostnader och energibehov bedöms att de destruktions tekniker som studerats inte är relevanta för det aktuella dagvattenssystemet i dagsläget. Med undantag av förbränning som krävs för nedbrytning av vatten eller material som har separerats från vattenmatrisen. Metoderna anses utifrån den litteratur som studerats mycket dyra och energikrävande. Metoderna har inte testats i fullskala och det förekommer visa osäkerheter kopplat till reningsgrad och biprodukter se avsnitt 3.3.6. En möjlig lösning för dessa tekniker är konceptet treatment train där de enbart ska appliceras på en liten volym vatten, vilket anses vara mer resurseffektivt se avsnitt 3.4.

En uppfattning från de artiklar som studerats, bland annat Baresel et al. (2022) och Pettersson et al. (2022), är att många av dessa tekniker är under utveckling och testas i olika forskningsprojekt. Till exempel ett EU-projekt, där bland annat SLU och SGI är involverade, projektet utreder en deponi i Uppsala och en brandövningsplats i Spanien. De använder sig av olika tekniker i ett så kallat treatment train där nedbrytningen av PFAS sker genom elektrokemisk oxidation (LIFE SOuRCE, u.å.). I rapporten av Pettersson et al., (2022) beskrivs ett regeringsuppdrag med målsättningen att identifiera, testa och vidare utveckla tekniker för rening av PFAS-förorenade områden. De destruktions tekniker som lyfts som intressanta för vidare utveckling och forskning i rapporten är elektrokemisk oxidation, sonolys och superkritisk vattenoxidation. Där elektrokemisk oxidation och sonolys redan förekommer i forskningsprojekt genom Tuffo (Teknikutveckling och forskning inom förorenade område) idag (Pettersson et al., 2022). Med denna bakgrund kan det alltså finnas destruktions tekniker som är

relevanta i framtiden, och bör därför inte uteslutas fullständigt för framtida åtgärder, exempelvis genom nedbrytning av koncentrerade volymer.

De tekniker som inte sorterats ut är aktivt kol, jonbytarmassor och skumfraktionering. Alla dessa tekniker är dessutom i behov av förbränning och/eller regenerering av material för att bryta ned PFAS. För dessa tekniker behöver undersökningar genomföras med avseende på deras påverkan i form av störningar på området, med hänsyn till att det klassificeras som ett område av riksintresse. Eventuella störningar som ljudnivåer, lukt och avgränsningar av området behöver bedömas och värderas mot halterna av PFAS. Teknikerna beskrivs noggrannare nedan.

Teknikalternativ som rekommenderas att utreda vidare i en riskvärdering.

Aktivt kol

En metod som eventuellt är passande för dagvattenrening är aktivt kol. Tekniken är etablerad för behandling av dricksvatten och grundvatten (Baresel et al., 2022; Naturvårdsverket, 2019). Användandet vid rening av lakvatten är begränsad idag (Malovanny et al., 2021). Tekniken erbjuds som mobila lösningar av bland annat företagen Envytech och Eurowater i Sverige.

Vanligast är att använda GAK som filtermaterial i kolonner. För att kunna använda materialet till fullständig förbrukning och för att säkerställa rening är det vanligt att ha två kolonner i rad, vilket kallas för lead-lagdrift. Materialet förekommer i olika storleksfördelningar, och för spillvattenrening brukar partikelstorleken väljas mellan 0,4–1,7 mm för att uppnå ett bra förhållande mellan sorption och igensättning. Vid för små partiklar ökar risken för igensättning (Malovanny et al., 2021). Igensättning kan ses som ett bekymmer vid implementering för dagvattenrening. Enligt Envytech (u.å.) bör förbehandling ske med lamellavskiljare och fällning/flockning innan rening av PFAS sker i kolonner med GAK, detta för att öka effekt och livslängd på filtermassa vid komplexa vattenmatriser som lakvatten, ytvatten och avloppsvatten. I den av Malovanny et al. (2021) genomförda studien av lakvattenrening användes både biologisk behandling och sandfilter. Igensättningen påverkas delvis av suspenderat material (partiklar) och kräver backspolning. Utöver det påverkar DOC och halter av andra närvarande föroreningar genom förbrukning av adsorptionsplatserna (Malovanny et al., 2021; Smith, 2023). Utifrån detta behövs därför förbehandling av dagvatten innan filtrering med aktivt kol kan ske då det vanligen förekommer höga halter av suspenderat material och halter av andra ämnen i dagvatten, se avsnitt 2.3.1.

Specifik information om kapacitet samt kapital- och driftkostnader, från de olika företagen som erbjuder tjänsten, var svår att hitta i jämförelse med uppgifterna som fanns om andra tekniker. Enligt studie av Malovanny et al. (2021) av lakvatten var det enbart ekonomiskt försvarbart att rena med kol om den billigaste kolsorten används och att kravet på rening ställs på fler PFAS (PFAS 11) än PFOS. Reningskapacitet för GAK är högre för långa PFAS än för korta PFAS (Kucharzyk et al., 2017; Franke et al., 2021; Belkouteb et al., 2020; Smith, 2023). Men enligt en jämförelse av Smith (2023) är reningen av korta PFAS högre för GAK än med metoden skumfraktionering. Investeringskostnaden i studien av Malovanny et al. (2021) bedömdes vara cirka 5 000 000 kr och driftkostnaden cirka 12 kr/m³. GAK betraktades lämplig då DOC-halter var under 30 mg/l och när avskiljning av andra ämnen än enbart PFAS behövdes (Malovanny et al., 2021). För att avgöra om tekniken är lämplig på platsen behövs därför DOC-halt utvärderas och om det kan finnas ett behov av att rena flera föroreningar än PFAS. Det som kan behöva studeras vidare är vilken typ av övervakning som krävs för genombrott.

Jonbytare

Jonbytare är också en etablerad teknik inom dricksvattenrening (Baresel et al., 2022). Tekniken har en hög selektivitet för PFAS och det finns många olika sorters jonbytare på marknaden (Baresel et al., 2022). Vissa är särskilt framtagna för PFAS exempelvis Purolite PFA694E (Malovanny et al., 2021; Baresel et al., 2022). Jonbytare påvisar en hög reningsgrad av långa PFAS men en lägre rening av korta PFAS i jämförelse med GAK (Baresel et al., 2022). En slutsats från Malovanny et al. (2021) är att för rening av lakvatten och enbart PFOS är jonbytare den mest ekonomiska metoden när driften har optimerats för att undvika igensättningar. I jämförelsen av kostnader i studien av lakvatten bedömdes investeringskostnaden till cirka 3 000 000 kr och driftkostnaden till 7 kr/m³ (Malovanny et al., 2021). I allmänhet var det svårt att hitta uppgifter om pris och kapacitet av tekniken hos olika företag som erbjuder tjänsten. Tekniken erbjuds bland annat av företagen Envytech, Eurowater och ECT2 i Sverige.

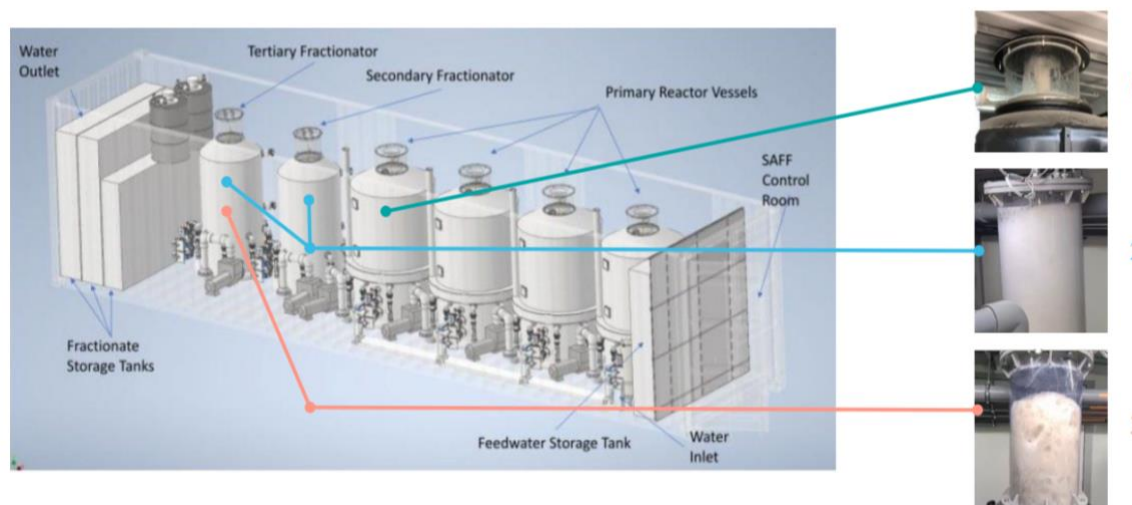
Den begränsande faktorn med metoden är vattenmatrisen där det förekommer konkurrens med andra föroreningar (Smith, 2023; Dixit et al., 2021; Boyer et al., 2021) vilket medför att det behöver ske ett byta av material mer frekvent (Baresel et al., 2022). Det anses vara svårt att avgöra när mättnad av materialet har uppstått vilket medför att kontinuerliga analyser krävs (Baresel et al., 2022). Igensättning av filtret är ett stort bekymmer orsakat av suspenderat material vilket kräver backspolning (Malovanny et al., 2021). På samma sätt som för aktivt kol antas det att förbehandling krävs av dagvatten innan rening kan genomföras med jonbytare.

Skumfraktionering

Skumfraktionering betraktades vara en av de mest fördelaktiga teknikerna för rening av dagvatten. Detta motiverades med att den har en hög reningsgrad av långa PFAS (Smith et al., 2022; Buckley et al., 2023) som anses som de mest problematiska på platsen för skydd av människan. Metoden har därutöver inga högre krav på förbehandling av vatten och är relativt oberoende av vattenmatrisen (Smith et al., 2022). Den är ej beroende av närvaron av andra föroreningar som till exempel organiska ämnen och metaller, partiklar, näringsämnen, pH eller annan vattenkemi (Envytech, u.å.). I studien av Malovanny et al. (2021) är en av slutsatserna att skumfraktionering är den mest kostnadseffektiva och driftsäkra tekniken för rening av de PFAS som klassificeras ha störst effekter på människors hälsa utifrån dagens kunskaper.

Ett företag i Sverige som tillhandahåller tekniken skumfraktionering är Envytech. Envytech erbjuder, i samarbete med EPOC/OPEC systems, lösningen SAFF (Surface Active Foam Fractionation). Envytechs SAFF består utav tre reningssteg, där lösningen koncentreras i varje steg, steg ett 10 gånger, steg två 1500 gånger och steg tre 50 till 200 gånger koncentrationen. Det koncentrerade skummet i det första steget rinner över en kant vid ytan som sedan avlägsnar skummet och en liten mängd av vattnet, som sedan transporteras till steg två för ytterligare koncentrerings och slutligen i det tredje steget sker en sista koncentrerings (Envytech, u.å.).

EPOC Envytech 40' containerised SAFF System



Figur 9. Bild över en SAFF 40 container och dess olika reningssteg med uppkoncentrering. Bilden är tillhandahållen och godkänd för användning av Anders Holttinen.

Kapaciteten för rening av vatten varierar mellan 20–40 m³/h och den beräknade energiåtgången är 0,4–0,7 kWh/behandlad m³. Kostnaden för att hyra eller köpa en behandlingsanläggning framgår inte men varierar och beror delvis på projektets längd. De kostnader som vanligen omfattas i ett projekt är etablering, hyra av eventuell förbehandling, hyra av SAFF system, drift och servicekostnader, avfallshantering och avetablering. En uppskattad servicetid är ungefär 8 timmar per månad (Envytech, u.å.). I studien av Malovanyy et al. (2021) som fått uppgifter av Envytech bedömdes investeringskostnaden till cirka 10 000 000 kr medan en hyra innebär en kostnad på 10 000kr/mån. Det framkommer att för investeringen ingår enbart koncentreringssteg 1 och 2. Driftkostnaden som beräknats i studien var cirka 7 kr/m³ (Malovanyy et al., 2021). I Tabell 13 redovisas en prisuppskattning som presenteras av Envytech (u.å.) och Malovanyy et al. (2021).

Tabell. 13 Prisuppgifter för skumfraktionering från Envytech (u.å.) samt Malovanyy et al. (2021)

Omfattning	Pris
Etablering	50 000–100 000 kr (Envytech, u.å.)
Eventuell förbehandling, lamellavskiljare	500 kr/dag (hyra) (Envytech, u.å.)
Hyra av SAFF system	10 000 kr/ månad (Malovanyy et al., 2021)
Driftkostnader	1,40 kr/kWh (Envytech, u.å.)
Avfallskostnader	-
Avetablering	-

Ett studiebesök gjordes på en av anläggningarna som är i drift idag hos Envytech. Vid studiebesöket berättade driftchefen för anläggningen Anders Holttinen²² att anläggningen har en uppkoncentrering genom tre steg, vilket rekommenderas för rening av lakvatten för att minimera avfallet. Anläggningen kräver delvis tillsyn men det mesta går att styra från en dator. Den besökta anläggningen provtas ungefär en gång i månaden och kapaciteten på anläggningen snittar på 16–17 m³/h. Det koncentrerade avfallet som bildas efter uppkoncentreringen av det

²² Anders Holttinen, Driftchef Envytech Solutions AB, studiebesök, 2023-11-16.

första steget är idag cirka 10 % av den totala behandlade vattenvolymen. Som exempel berättar han att för 30 000 m³ behandlat lakvatten bildas ett avfall på cirka 200 liter och för 50 000 m³ behandlat grundvatten fås en avfallsvolym på 10 liter. I jämförelse med samtliga andra tekniker på marknaden är systemet robust och fungerar utan reducerad effekt på grund av dess förmåga att hantera vattenmatrisen. Tekniken har visat sig fungera bättre för kallt vatten och för att undvika servicearbete filtreras vatten genom påsfilter med en maskstorlek på 100–200 µm innan rening av PFAS. Han berättar att Envytech genomför tester med olika tillsatser för att öka upptaget av PFAS av kortare kedjor men det är inget som är implementerat i dagsläget. Den behandlade volymen kan idag släppas ut i recipient alternativt behandlas vidare med tekniker för polering av korta PFAS eller andra ämnen om de kraven finns. Idag skickas den koncentrerade PFAS-lösningen till förbränning men de undersöker andra möjliga destruktions tekniker.



Figur 10 och 11. Bilder från studiebesök av SAFF40 tagna av Felicia Hagberg, med godkännande av Anders Holttinen.

7. Diskussion

Diskussionen tar upp de resultat som uppnåtts under arbetet avseende åtgärds målet, det platsspecifika riktvärdet, provtagningen och åtgärdsutredningen. Avsnittet lyfter också osäkerheter.

7.1. Åtgärds mål

Enligt Naturvårdsverket ska ett åtgärds mål tas fram med hänsyn till nationella, regionala och lokala miljömål, platsspecifika och ekonomiska förutsättningar, aktörers policys och ståndpunkter. I detta arbete beaktades främst de nationella miljömålet Giftfri miljö, och hänsyn togs inte till ekonomiska aspekter, aktörers ståndpunkter och policys. Åtgärds målet är formulerat strikt, och om hänsyn tagits till andra aspekter utöver de nationella målen kan formulering av målet blivit annorlunda. Till exempel att en åtgärd ska bedömas vara rimlig utifrån ett kostnadsperspektiv. Åtgärdernas kostnader och om det är rimligt att göra dessa investering beskrivs i åtgärdsutredningen.

7.2. Platsspecifikt riktvärde

Det platsspecifika riktvärdet 4,4 ng/L PFOA-ekvivalenter utgår ifrån det föreslagna riktvärdet från EU:s vattendirektiv. Det finns vissa osäkerheter med det nya värdet, bland annat den relativa potensfaktorn, då det förekommer osäkerheter i olika PFAS-ämnens toxicitet. Detta innebär att nyare studier med säkrare resultat kan påvisa andra kunskaper om de olika ämnens toxicitet, och därmed generera ett annat utfall för den relativa potensfaktorn. Det föreslagna riktvärdet från EU har dessutom fått en del kritik från svenska myndigheter (Livsmedelsverket och Kemikalieinspektionen), bland annat för att det är baserat på den toxiska effekten på levern hos hanrättor, och inte är grundat på studier av människor. Studier idag påvisar att halveringstiden hos olika PFAS varierar, men också att variationer förekommer hos olika arter såväl som hos olika individer. Även fast det förekommer osäkerheter bedömdes riktvärdet vara relevant för det aktuella dagvattensystemet som betraktas i arbetet, utifrån de studerade riktvärdena i avsnitt 2.2 och de platsspecifika förutsättningarna som mottagande recipient. Det värderades vara mer relevant att betrakta ett föreslaget värde för ytvatten som tar hänsyn till flera PFAS-ämnen, än att tillämpa det gällande äldre värdet för ytvatten som enbart reglerar PFOS. Detta motiveras med att det finns fler PFAS-ämnen som idag bedöms ha effekter på människors hälsa.

Hänsyn tas inte heller till eventuella utspädningseffekter i recipienten, vilket kan ha en stor påverkan på den faktiska halten som då skulle mätas upp nedströms utsläppspunkten. Halterna av PFAS som släpps ut i recipienten bör dock inte överskrida bakgrundshalter, i arbetet genomfördes en jämförelse med halter som provtogs år 2014 uppströms i recipienten och räknades om till 4,3 ng/L PFOA-ekvivalenter. Det kan därför vara relevant att göra nya mätningar av bakgrundshalter vid flera tillfällen i recipienten och göra en ny värdering av det platsspecifika riktvärdet utifrån dem. Det som är viktigt att tänka på när det kommer till bedömning av utspädningseffekter eller jämförelse av bakgrundshalter är att hänsyn bör tas till andra PFAS-källor till recipienten, med stor sannolikhet är inte dagvattensystemet det enda. Andra källor som potentiellt kan påverka PFAS-halterna i recipienten bör utredas för att kunna avgöra hur stor påverkan dagvattensystemet har i förhållande till dessa källor. Det finns alltså två framträdande osäkerheter när det kommer till riktvärden för dagvatten, utspädningseffekter och påverkan från andra källor, som inte har iakttagits i detta arbete.

7.3. Provtagning

En stor osäkerhet i denna bedömning är att arbetet enbart baseras på PFAS-halterna som mätts upp vid ett provtagningstillfälle. Eftersom det förekommer stora variationer i föroreningshalter och volymer vatten i ett dagvattensystem kan olika mätningar visa på stora variationer både i totalhalt och variationer i PFAS-ämnena. Det saknas information om det uppmätta PFAS-halterna är höga eller låga värden i förhållande till andra delar av året. För att kunna göra en pålitlig bedömning av åtgärdskrav samt för att ta fram lämpliga åtgärder och tekniker behöver fler provtagningstillfällen beaktas, gärna från olika tidpunkter över året och vid olika nederbördstillfällen. För det aktuella dagvattensystemet är detta ett pågående arbete hos företaget Norconsult Sverige AB.

7.4. Åtgärdsutredning

Åtgärdskravet bedömdes baserat på uppmätta halter omräknat till PFOA-ekvivalenter och jämfördes med det platsspecifika riktvärdet. Kravet som ställs tar inte hänsyn till osäkerheter som finns med de faktiska uppmätta halterna. Till exempel är de uppmätta halterna av kortkedjiga PFAS betydligt högre i provpunkt J än långkedjiga PFAS. Då toxiciteten bitvis är otillräckligt utredd samt att detta arbete baseras på nuvarande kunskap om toxicitet kan nya kunskaper om korta PFAS påverka framtida åtgärdskrav. Att åtgärdskravet bygger på PFOA-ekvivalenter har medfört att teknikerna som undersöks i åtgärdsutredningen enbart tar hänsyn till rening av långa PFAS, och korta PFAS mer eller mindre försummas. Risker som kan uppstå i framtiden om korta PFAS ej beaktas är att bakgrundshalter uppnår toxiska nivåer, om ämnet fortsatt produceras och används i samhället.

Åtgärderna som presenteras är som tidigare diskuterats baserat på ett provtagningstillfälle, vilket innebär att variationer kan förekomma och baserat på dessa variationer kan andra tekniker vara mer relevanta. Att rena källan och att utreda eventuella verksamheter på området är fördelaktig då det både kan bidra till minskade utsläpp av främmande ämnen till miljön i allmänhet och åstadkomma ett mer resurseffektivt resultat. Riskerna med att åtgärda en eventuell punktkälla kan vara att andra punktsläpp eller diffusa källor försummas i dagvattensystemet. Men det går också att ifrågasätta om allt vatten ska renas när det ej finns internationella riktlinjer som begränsar tillverkningen och användning av alla PFAS utan enbart ett fåtal. Om halter i regn överskrider riktvärden som appliceras på dricksvatten i vissa länder är frågan om reningen av dagvatten någonsin kommer att få ett slut. Enligt Naturvårdsverket ska åtgärden som tillämpas främst vara av engångskaraktär, om punktkällor på området renas kan tillförseln av PFAS i dagvatten fortfarande fortskrida via atmosfärisk deposition. Detta innebär att för att säkerställa åtgärds mål och riktvärden för platsen behöver kontinuerlig provtagning och rening genomföras till dess att riskerna kan bortses. Med stor sannolikhet kommer åtgärden inte vara av engångskaraktär.

De teknikalternativ som bedömts relevanta för dagvattenrening baseras på att de tidigare har tillämpats på komplexa vattenmatriser och är etablerade tekniker på marknaden. Det finns stora osäkerheter i faktiskt kostnader och påverkan på området. Störningar som lukt eller buller vid implementering i ett område av riksintresse för friluftsliv har inte kunnat utvärderas då information om dessa faktorer inte hittats. Kostnaderna är bland annat baserat på studier av lakvattenrening där vatten genomgått en förbehandling och inte specifikt på dagvatten. Skumfraktionering bedöms som den mest lämpliga metoden då den inte påverkas av vattenmatrisen i någon större utsträckning, men då tas ingen hänsyn till om det förekommer

andra föroreningar i dagvattnet som är av intresse att rena. Om det finns fler ämnen som är intressanta att rena kan det vara mer relevant att använda sig av GAK. För att utreda om GAK eller jonbytare är lämpligt i det aktuella området behövs provtagning genomföras av DOC halter, då det har en betydande påverkan på teknikernas funktionalitet.

De utredda teknikerna innebär en viss kostnad och energiåtgång, och frågan är om det är motiverat att göra dessa investeringar vid halter som kan klassificeras som låga i förhållande till punktkällor, även om de i detta fall överskrider riktvärdet. Detta skulle kunna motiveras med 2 kap. 7§ i miljöbalken om rimlighetsavvägning, paragrafen lyfter att hänsyn behöver tas till nyttan av en skyddsåtgärd och jämföras med kostnader (SFS, 1998:808). Utifrån den relativt låga halten i det aktuella dagvattensystemet och att det är PFAS med längre kolkedjor som är det största problemet skulle möjligtvis en enklare typ av reningsmetod kunna appliceras i dagvattensystemet. En potentiell åtgärd skulle kunna vara ett filter som stoppar suspenderat material. Detta då längre PFAS tenderar att absorberas till suspenderat material, och att lösligheten för PFAS generellt är låg i dagvatten på grund av närvaron av andra ämnen. På detta sätt bör inte PFAS nå recipienten i samma utsträckning och kostnaden kan då begränsas. Denna åtgärd baseras enbart på det undersökta dagvattensystemet, under antagandet att inga andra källor når recipienten, samt att det enbart beaktar halterna som mättes upp vid beskrivet provtagningstillfälle. Åtgärden rekommenderas att testats under kontrollerade förhållanden. En plan för efterbehandling av uppsamlade PFAS behöver därutöver formuleras.

8. Slutsatser

Slutsatserna som presenteras utgår ifrån de frågeställningar som examensarbetet bygger på som visas i avsnitt 1.2., och syftar till att besvara dessa.

8.1. Riktvärden för PFAS och platsspecifika riktvärden för dagvatten

Det förekommer stora variationer i riktvärden mellan olika länder och olika medier, med avseende på vilken PFAS-halt som tillåts samt vilka ämnen som inkluderas och inte i riktvärdena. De flesta riktvärden som förekommer idag summerar ett urval av PFAS-ämnena i en totalhalt, i ett nytt förslag från EU presenteras ett riktvärde baserat på olika ämnens toxicitet utifrån dagens kunskaper. En sammanställning av de riktvärden som har studerats i detta arbete visas i avsnitt 2.2.

En slutsats som kan dras från den studerade litteraturen är att det saknas nationella riktvärden för PFAS i dagvatten och det finns heller ingen uttalad standardiserad metodik för att ta fram riktvärden. Det finns dock verktyg och vägledningar för spillvatten och förorenade områden som kan användas för att ta fram platsspecifika riktvärden för dagvatten. Eftersom innehållet i dagvatten och dess påverkan på människor och miljö kan vara helt beroende av förutsättningarna på platsen bedöms det mer lämpligt att ta fram platsspecifika riktvärden än nationella riktvärden för dagvatten. För att säkerställa att rimliga platsspecifika riktvärden tas fram bör dock verktyg och metoder utarbetas för att stötta kommuner i deras arbete. Ett första steg i en metodik för att ta fram platsspecifika riktvärden för PFAS i dagvatten kan då vara att ta fram en konceptuell modell där risker och exponering bedöms. Den vanligaste exponeringsvägen för människor kommer sannolikt vara ytvatten som dricksvattenresurs. För skydd av ytvatten kan då dagvattnets belastning på recipienten bedömas med hjälp av bakgrundshalter, provtagning uppströms och nedströms utsläppspunkten, eventuellt genom en bedömning av beräknad utspädning samt en bedömning av andra potentiella källor till PFAS i ytvattnet.

För det aktuella dagvattensystemet bedömdes ett årsmedelvärde 4,4 ng/L PFOA-ekvivalenter vara ett rimligt riktvärde baserat på de föreslagna riktvärdena för ytvatten från EU och de bakgrundshalter som uppmätts i recipienten.

8.2. Åtgärder för dagvatten

Tre tekniker som framför allt är effektiva att avskilja långkedjiga PFAS i dagvatten utvärderades; skumfraktionering, GAK och jonbytare. Urvalet baserades på att en rening av långkedjiga PFAS gav den största effekten för att uppnå en tillräckligt god avskiljning av PFAS utifrån föreslagna miljö kvalitetsnormer för ytvatten i EU:s vattendirektiv. Teknikerna GAK och jonbytare kräver med stor sannolikhet att dagvattnet förbehandlas genom till exempel sandfilter innan filtrering kan ske genom jonbytarmassor eller GAK.

En vidare utredning av PFAS-halter från flera provtagningstillfällen för det aktuella dagvattnet i dagvattensystemet krävs för att kunna avgöra behovet av åtgärder och val av åtgärdslösning.

9. Referenser

- Ahrens, L. & Bundschuh, M. (2014). Fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: A review. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 33 (9). 1921-1929. DOI: 10.1002/etc.2663
- Ahrens, L. Hedlund, J. Dürig, W. Tröger, R. Wiberg, K. (2016). *Screening of PFASs in groundwater and surface water*. Rapport 2016:2. Swedish University of Agricultural Sciences. [ahrens_1_et_al_160330.pdf \(slu.se\)](https://www.slu.se/ahrens_1_et_al_160330.pdf)
- Ahrens, L. Rakovic, J. Ekdahl, S. Kallenborn, R. (2023). Environmental distribution of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) on Svalbard: Local sources and long-range transport to the Arctic. *Chemosphere*. 345. 140463. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140463>.
- Ahrens, L. Ribeli, E. Josefsson, S. Gustavsson, J. Nguyen, M.A. Wiberg, K. (2014). *Screening av perfluoroalkylerade ämnen och flamskyddsmedel i svenska vattendrag*. NV-2213-13-026. Naturvårdsverket. http://pub.epsilon.slu.se/11593/13/ahrens_1_et_al_141017.pdf
- Ahrens, L. Taniyasu, S. Yeung, L.W.Y. Yamashita, N. Lam, P.K.S. Ebinghaus, R. (2010). Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment from Tokyo Bay, Japan. *Chemosphere*. 79. 266- 272. doi:10.1016/j.chemosphere.2010.01.045.
- Alm, H. Banach, A. Larm, T. (2010). *Förekomst och rening av prioriterade ämnen, tungmetaller samt övriga ämnen i dagvatten*. (2010–06) Svenskt Vatten AB. Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten | Vattenbokhandeln (svensktvatten.se).[2023-11-01]
- Appelman, T.D. Higgins, C.P. Quiñones, O. Vanderford, B.J. Kolstad, C. Zeigler-Holady, Dickenson, E.R.V. (2014). Treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in U.S. full-scale water treatment systems. *Water Research*. 51. 246-255. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.067>
- Awad, J. Brunetti, G. Juhasz, A. Williams, M. Navarro, D. Drigo, B. Bougoure, J. Vanderzalm, J. Beecham, S. (2022). Application of native plants in constructed floating wetlands as a passive remediation approach for PFAS-impacted surface water. *Journal of Hazardous Materials*. 429. 128326. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128326>
- Baresel, C. Karlsson, L. Malovanyy, A. Thorsén, G. Goicoechea Feltdmann, M. Holmqvist, H. Dalahmeh, S. Ahrens, L. Winkens Pütz, K. (2022). *PFAS- hur kan Svenska avloppsreningsverk möta utmaningen?* (2022–7) Svenskt Vatten AB.
- Belkouteb, N. Franke, V. McCleaf, P. Köhler, S. Ahrens, L. (2020). Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in a full-scale drinking water treatment plant: Long-term performance of granular activated carbon (GAC) and influence of flow-rate. *Water Research*. 182. 115913. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115913>
- Borthakur, A. Das, T.K. Yunhui, Z. Libbert, S. Prehn, S. Ramos, P. Blotevogel, J. Mahendra, S. Mohanty, S.K. (2022). Rechargeable stormwater biofilters: In situ regeneration of

- PFAS capacity by using a cationic polymer, polydiallyldimethylammonium chloride. *Journal of Cleaner Production*. 375. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134244>
- Boverket. (2023). *Flera lagar reglerar dagvatten*. <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/planering/detaljplan/temadelar-detaljplan/dagvatten-i-detaljplan/flera-lagar-reglerar-dagvatten/> [2023-09-19]
- Buck, R.C. Franklin, J. Berger, U. Conder, J.M. Cousins, I.T. de Voogt, P. Astrup Jensen, A. Kannan, K. Mabury, S.A. van Leeuwen, S.P.J. (2011). Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances in the Environment: Terminology, Classification, and Origins. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 7 (4). 513-541. DOI: 10.1002/ieam.258
- Buckley, T. Karanam, K. Han, H. Vo, H. N. Shukla, P. Firouzi, M. Rudolph. V. (2023). Effect of different co-foaming agents on PFAS removal from the environment by foam fractionation. *Water Research*. 230. 119532. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119532>
- Cao, H. Zhang, W. Wang, C. Liang, Y. (2020). Sonochemical degradation of poly-and perfluoroalkyl substances- A review. *Ultrasonics- Sonochemistry*. 69. 105245. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2020.105245>
- Chen, Y. Lo, S. Lee, Y. (2012). Distribution and fate of perfluorinated compounds (PFCs) in a pilot constructed wetland. *Desalination and Water Treatment*, 37 (1-3). 178-184. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.661270>
- Cheng, J. Vecitis, C.D. Park, H. Mader, B.T. Hoffmann, M.R. (2008). Sonochemical Degradation of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and Perfluorooctanoate (PFOA) in Landfill Groundwater: Environmental Matrix Effects. *Environmental Science & Technology*. 42.8057-8063. DOI: [10.1021/es8013858](https://doi.org/10.1021/es8013858)
- Chiang, S.Y.D. Saba, M. Leighton, M. Ballenghien, D. Hatler, D. Gal, J. Deshusses, M.A. (2023). Supercritical water oxidation for the destruction of spent media wastes generated from PFAS treatment. *Journal of Hazardous Materials*. (460). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132264>.
- Chow, S.J. Croll, H.C. Ojeda, N. Klamerus, J. Capelle, R. Oppenheimer, J. Jacangelo, J.G. Schwab, K.J. & Prasse, C. (2022). Comparative investigation of PFAS adsorption onto activated carbon and anion exchange resins during long term operation of a pilot treatment plant. *Water Research*. 226.119198. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119198>
- Cousins, I.T. Dewitt, J.C. Glüge, J. Goldenman, G. Herzke, D. Lohmann, R. NG, C. A. Scheringer, M. Wang, Z. (2020). The high persistence of PFAS is sufficient for their management as a chemical class. *Environmental Science Process & Impacts*. 22, 2307. DOI: 10.1039/d0em00355g.
- Cousins, I.T. Johansson, J.H. Salter, M.E. Sha, B. Scheringer, M. (2022). Outside the Safe Operating Space of a New Planetary Boundary for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Environmental Science & Technology*. 56. 11172- 11179. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02765>.

- CRC CARE (2017). *Assessment, management and remediation guidance for perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) – Part 5 management and remediation of PFOS and PFOA (Technical report no. 38)*. CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment, Newcastle, Australia.
- Crimi, M. Holsen, T. Bellona, C. Divine, C. Dickenson, E. (2017) *In Situ Treatment Train for Remediation of Perfluoroalkyl Contaminated Groundwater: In Situ Chemical Oxidation of Sorbed Contaminants* (ISCO-SC). SERDP Project ER-2423.
- Dagborn, G. Aubert, R. Horel, S. Martinon, L. Steffen, T. (2023). Forever Pollution: Explore the map of Europe's PFAS contamination. *Le Monde*. 'Forever pollution': Explore the map of Europe's PFAS contamination (lemonde.fr) [2023-12-10].
- Dixit, F. Dutta, R. Barbeau, B. Berube, P. Mohseni, M. (2021). PFAS removal by ion exchange resins: A review. *Chemosphere*. 272.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129777>
- Edel, H-G. Klopp, D. Drubel, J. Korte, D. Kellner, C. Rehnig, U. (2018). PFAS Groundwater remediation: State of the art technology and comparison of costs. English translation Reprint from Handbuch Altastensanierung und Flächenmanagement. Uppdatering 3. broschur-englisch-fu 0001 (zueblin-umwelttechnik.com)
- Efsa (u.å.). *Halveringstid*. halveringstid | EFSA (europa.eu) [2023-12-17]
- Ejhed, H. Hansson, K. Olshammar, M. Lind, E. Nguyen, M. Hållén, J. Allard, A. Stadmark, J. Jutterström, S. Löfgren, S. Hellgren, S. (2018). *Belastning och påverkan från dagvatten*. (2018- 12) Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska institut. [2023-10-05]
- Envytech. (u.å.). *Reningstekniker för PFAS- förorenat vatten*. Reningstekniker för PFAS- förorenat vatten – Envytech [2023-12-12]
- Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2008/105 Konsoliderad text:
Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG. <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/105/2013-09-13> [2023-11-07]
- Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2020/2184 av den 16 december 2020 om kvaliteten på dricksvatten (omarbetning) <http://data.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj>
- Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2022/540 Förslag till
EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV om ändring av direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område, direktiv 2006/118/EG om skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring och direktiv 2008/105/EG om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område. EUR-Lex - 52022PC0540 - SV - EUR-Lex (europa.eu) [2023-10-13]
- Franke, V. (2020). *Treatment methods for the removal of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from drinking water*. Diss. Swedish University of Agricultural Sciences
<https://res.slu.se/id/publ/107689>

- Franke, V. McCleaf, P. Wiberg, K. Ahrens, L. (2017). *Hur kan PFAS avlägsnas i vattenverken? En granskning av nya och befintliga vattenreningstekniker*. (2017–20) Svenskt Vatten utveckling. Hur kan PFAS avlägsnas i vattenverken? En granskning av nya och befintliga vattenreningstekniker | Vattenbokhandeln (svensktvatten.se)
- Franke, V. Ullberg, M. McCleaf, P. Wålinder, M. Köhler, S. J. Ahrens, L. (2021). The Price of Really Clean Water: Combining Nanofiltration with Granular Activated Carbon and Anion Exchange Resins for the Removal of Per- And Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in drinking Water Production. *ACS EST Water* 1 (4), 782-795. DOI: 10.1021/acsestwater.0c00141
- Fröberg, M. Wernersson, A-S. Hermansson, S. Bengtsson, H. (2021). *Bedömning av förorenade områdens belastning på yt- och grundvatten*, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2021-12-14.
- Hansson, K. Palm Cousins, A. Norström, K. Graae, L. Stenmarck, Å. (2016). *Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS i svensk miljö*. C 182. IVL Svenska Miljöinstitutet. Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS i svensk miljö - IVL.se [2023-12-12]
- Havs- och vattenmyndigheten (u.å.). *Ramdirektivet för vatten- utgångspunkt för svensk vattenförvaltning*. Vattendirektivet - Vattenförvaltning - Planering, förvaltning och samverkan - Havs- och vattenmyndigheten (havochvatten.se) [2023-11-01]
- HVFMS, Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (2015:26). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om övervakning av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön*. Övervakning av ytvatten (HVMFS 2015:26) - Föreskrifter - Vägledning, föreskrifter och lagar - Havs- och vattenmyndigheten (havochvatten.se)
- HVFMS, Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (2019:25). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten*. Havs- och vattenmyndigheten. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten; (havochvatten.se)
- ITRC, Interstate Technology & Regulatory Council. (2022b). *PFAS Technical and Regulatory Guidance Document and Fact Sheets PFAS-1*. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, PFAS Team. <https://pfas-1.itrcweb.org/>. [2023-09-08]
- ITRC, Interstate Technology & Regulatory Council. 2022a. *PFAS Technical and Regulatory Guidance Document and Fact Sheets PFAS-1. 2.2 Chemistry, Terminology, and Acronyms*. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council. 2.2 Chemistry, Terminology, and Acronyms – PFAS — Per- and Polyfluoroalkyl Substances (itrcweb.org) [2023-12-06]
- ITRC. (2023). *PFAS Technical and Regulatory Guidance Document- PFAS Water and Soil Regulatory and Guidance Values Table Excel File*. PFAS — Per- and Polyfluoroalkyl Substances (itrcweb.org) [2023-12-10]

- Kemikalieinspektionen. (2021). *Kunskapssammanställning om PFAS*. (PM1/21).
Kemikalieinspektionen. PM 1/21 Kunskapssammanställning om PFAS -
Kemikalieinspektionen. [2023-11-15].
- Kemikalieinspektionen. (2023a). *PFAS*. PFAS - Kemikalieinspektionen. [2023-11-02]
- Kemikalieinspektionen. (2023b). *Gränsvärden och riktvärden för PFAS – 9 oktober 2023*.
Gränsvärden och riktvärden för PFAS (kemi.se)[2023-11-01]
- Kemikalieinspektionen. (2023c). *Remissvar om Europeiska kommissionens förslag till
revidering av ramdirektivet för vatten (2000/60/EC), prioämnesdirektivet
(2008/105/EC) och grundvattendirektivet (2006/118/EC)*. Kemikalieinspektionen.
M2022/01113.
- Krause, M.J. Thoma, E. Sahle- Damesessie, E. Crone, B. Whitehill, A. Shields, E. Gullett, B.
(2021). Supercritical Water Oxidation as an Innovative Technology for PFAS
Destruction. EPA Public Access J Environ Eng (New York). 2021 November 23;
148(2): 1–8. doi:10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001957.
- Kucharzyk, K. H. Darlington, R. Benotti, M. Deeb, R. Hawley, E. (2017). Novel treatment
technologies for PFAS compounds: A critical review. *Journal of Environmental
Management*. 204, part 2. 757-764. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.016>
- Larm, T. & Blecken, G. (2019) *Utformning och dimensionering av anläggningar för rening
och flödesutjämning av dagvatten*. (2019-20). Svenskt Vatten AB. Utformning och
dimensionering av anläggningar för rening och flödesutjämning av dagvatten |
Vattenbokhandeln (svensktvatten.se). [2023-11-07].
- Life SOuRCE (u.å.). *About the project*. Start - LIFE SOuRCE (life-source.se) [2023-12-12]
- Linköpings kommun & Tekniska verken (2023). *Vägledning och riktvärden vid utsläpp av
förorenat vatten till recipient och allmänt ledningsnät för dagvatten*. vagledning-om-
utslapp-av-foro-renat-vatten-2023-01-16.pdf (tekniskaverken.se) [2023-11-01]
- Liu, C. Zhao, X. Faria, A.F. Deliz Quiñones, K.Y. Zhang, C. He, J. Shen, Y. Zhi, Y. (2022).
Evaluating the efficiency of nanofiltration and reverse osmosis membrane processes
for the removal of per- and polyfluoroalkyl substances from water: A critical review.
Separation and Purification Technology. 302. 122161.
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122161>
- LIVSFS, Livsmedelsverkets författningssamling. (2022:12). *Livsmedelsverkets föreskrifter
om dricksvatten*. Livsmedelsverket. LIVSFS 2022:12 (livsmedelsverket.se)
- Livsmedelsverket. (2023). *Livsmedelsverkets yttrande över remiss från Miljödepartementet
angående Kommissionens förslag till revidering av ramdirektivet för vatten
2000/60/EC, prioämnesdirektivet 2008/105/EC och grundvattendirektivet
2006/118/EC*. Livsmedelsverket. Dnr 2022/04263.
- Livsmedelsverket. Gyllenhammar I, Lindfeldt E, Ankarberg EH. (2022). *Vetenskapligt
underlag för PFAS i dricksvatten*. Livsmedelsverkets PM. Uppsala.

- Lu, D. Sha, S. Luo, J. Huang, Z. Zhang Jackie, X. (2020) Treatment train approaches for the remediation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A critical review. *Journal of Hazardous Materials*. 386. 121963. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121963>
- Malovanny, A. Hedman, F. Goicoechea Feldtmann, M. Harding, M. Yang, J. (2021). *Rening av PFAS- förorenat vatten från avfallsanläggningar*. B 2412. IVL Svenska Miljöinstitutet. [Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar \(diva-portal.org\)](https://portal.org) [2023-08-30]
- Mayakaduwege, S. Ekanayake, A. Kurwadkar, S. Rajapaksha, A.U. Vithanage, M. (2022). Phytoremediation prospects of per- and polyfluoroalkyl substances: A review. *Environmental Research*. 212, Part B. 113311. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113311>
- McCleaf, P. Kjellgren, Y. Ahrens, L. (2021). Foam fractionation removal of multiple per- and polyfluoroalkyl substances from landfill leachate. *AWWA Water Science*. 3 (5). <https://doi.org/10.1002/aws2.1238>
- Mei, W. Sun, H. Song, M. Jiang, L. Li, Y. Lu, W. Ying, G. Luo, C. Zhang, G. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in the soil–plant system: Sorption, root uptake, and translocation. *Environmental International*. 156. 106642. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106642>
- Miljöförvaltningen Göteborgs stad (2020). *Riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till dagvattennät och recipient*. (R2020:13) Göteborgs stad. [Riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till dagvattennät och recipient \(goteborg.se\)](https://goteborg.se) [2023-11-01]
- Mirabediny, M. Sun, J. Yu, T.T. Åkermærk, B. Das, B. Kumar, N. (2023). Effective PFAS degradation by electrochemical oxidation methods-recent progress and requirement. *Chemosphere*. 321. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138109>
- Nassazzi, W. Wu, T. Jass, J. Lai, F.Y. Ahrens, L. (2023). Phytoextraction of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and the influence of supplements on the performance of short–rotation crops. *Environmental Pollution*. 333. 122038. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122038>
- Naturvårdsverket (2009). *Att välja efterbehandlingsåtgärd- en vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål*. (5978). Naturvårdsverket. [Att välja efterbehandlingsåtgärd – en vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål ISBN 978-91-620-5978-1 \(naturvardsverket.se\)](https://naturvardsverket.se) [2023-10-20]
- Naturvårdsverket (2020). *Avloppsvatten- Rening av avloppsvatten i Sverige 2020*. <https://www.naturvardsverket.se/4aa988/globalassets/media/publikationer-pdf/8800/978-91-620-8895-8.pdf>. [2023-08-21]
- Naturvårdsverket (2023). *Problembeskrivning och konceptuell modell*. [Problembeskrivning och konceptuell modell \(naturvardsverket.se\)](https://naturvardsverket.se) [2023-10-31]
- Naturvårdsverket (u.å.b.) *Sveriges miljömål*. [Sveriges miljömål \(naturvardsverket.se\)](https://naturvardsverket.se) [2023-09-20]

- Naturvårdsverket. (2016). *Högfluorerade ämnen PFAS och bekämpningsmedel- En sammantagen bild av förekomst i miljön*. Rapport 6709. Naturvårdsverket. [Högfluorerade ämnen \(PFAS\) och bekämpningsmedel \(naturvardsverket.se\)](https://naturvardsverket.se) [2023-08-30]
- Naturvårdsverket. (2019). *Vägledning om att riskbedöma och åtgärda PFAS-föroreningar inom förorenade områden*. Rapport 6871. Naturvårdsverket. [Att riskbedöma och åtgärda PFAS-föroreningar inom förorenade områden \(naturvardsverket.se\)](https://naturvardsverket.se) [2023-08-30]
- Naturvårdsverket. (u.å.a). *Högfluorerade ämnen i miljön, PFAS*. [Högfluorerade ämnen i miljön, PFAS \(naturvardsverket.se\)](https://naturvardsverket.se) [2023-11-02].
- Nguyen, M. A. Wiberg, K. Ribeli, E. Josefsson, S. Futter, M. Gustavsson, J. Ahrens, L. (2017). Spatial distribution and source tracing of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in surface water in Northern Europe. *Environmental Pollution*. 220. 1438-1446. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.089>.
- O’Conner, J. Bolan, N.S. Kumar, M. Nitai, A.S. Ahmed Boshir, M. Bolan S.S. Vithanage, M. Rinklebe, J. Mukhopadhyay, R. Srivastava, P. Sarkar, B. Bhatnagar, A. Wang, H. Siddique, H. Kirkham, M.B. (2022). Distribution, transformation, and remediation of poly- and per-fluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater sources. *Process Safety and Environmental Protection*. (164). 91-108. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.06.002>
- OECD (2013). *OECD/UNEP Global PFC Group. Synthesis paper on per- and polyfluorinated chemicals (PFCs)*. Environment, Health and Safety, Environment Directorate, OECD.
- Pétre, M.A. Salk, K.R. Stapleton, H.M. Ferguson, P.L. Tait, G. Obenour, D.R. Knappe, D.R.U. Genereux, D.P. (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in river discharge: Modeling loads upstream and downstream of a PFAS manufacturing plant in the Cape Fear watershed, North Carolina. *Science of the Total Environment*. 831. 154763. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154763>
- Pettersson, M. Ländell, M. Ohlsson, Y. Berggren Kleja, D. Tiberg, C. (2015) *Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten*. Statens geotekniska institut, SGI Publikation 21, Linköping.
- Pettersson, M. Montelius, M. Berggren Kleja, D. Enell, A. (2022). *Åtgärdstekniker för PFAS i jord och grundvatten, Kunskapssammanställning*. Statens geologiska institut, SGI, Linköping. [2023-11-07]
- Pirzadeh, P. Nihlen, C. Kylmä, M. (2015) *Dagvatten i Helsingborsstad -En undersökning av miljöfarliga ämnen*. (2015-10) Länsstyrelsen Skåne. https://www.lansstyrelsen.se/publikation?entry=2015_10&context=18
- Prevedouros, K. Cousins, I.T. Buck, R.C. Korzeniowski, S.H. (2006). Sources, fate and Transport of Perfluorocarboxylates. *Environmental Science & Technology*. 40 (1). <https://doi.org/10.1021/es0512475>

- Rahman, M. F. Peldszus, S. Anderson, W. B. (2014). Behaviour and fate of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in drinking water treatment: A review. *Water Research*. 50. 318-340. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.045>
- Ribeli, E. (2014). *Screening of endocrine disrupting compounds in Swedish rivers*. Sveriges lantbruksuniversitet. Institutionen för vattenvetenskap och bedömning. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:711574/FULLTEXT02.pdf>
- Rodriguez- Freire, L. Balachandran, R. Sierra- Alvarez, R. Keswani, M. (2015). Effect of sound frequency and initial concentration on the sonochemical degradation of perfluorooctane sulfonate (PFOS). *Journal of Hazardous Materials*. 300. 662-669. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.07.077>
- Ross, I. McDonough, J. Miles, J. Storch, P. Kochunarayanan, P. T. Kalve, E. Hurst, J. Dasgupta, S.S. Burdick, J. (2018). A review of emerging technologies for remediation of PFAS. *Remediation*. 28 (2). 101-126. <https://doi.org/10.1002/rem.21553>
- Ryan, D. R. Mayer, B.K. Baldus, C.K. McBeath, S.T. Wang, Y. McNamara, P.J. (2021). Electrochemical technologies for per- and polyfluoroalkyl substances mitigation in drinking water and water treatment residuals. *AWWA Water Science*. Volume 3 (5). <https://doi.org/10.1002/aws2.1249>
- Saifur, S. & Gardner, C. (2021) Loading, transport and treatment of emerging chemical and biological contaminants of concern in stormwater. *Water Science & Technology*. 83(12). 2863–2885. doi: 10.2166/wst.2021.187.
- SFS 1998:808. 2 kap. *Allmänna hänsynsregler m.m.* Miljöbalken
- SFS 1998:808. 3 kap. *Grundläggande bestämmelser för hushållning med mark- och vattenområden*. Miljöbalken.
- SFS 1998:808. 9 kap. *Miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd*. Miljöbalken
- SGU-FS, *Sveriges geologiska undersöknings författningssamling. (2023:1). Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om kartläggning, riskbedömning och klassificering av status för grundvatten*. Sveriges geologiska undersökning. [sgu-fs-2023-1.pdf](https://www.sgu.se/om-sgu/publikationer/2023-1.pdf)
- SMHI. (2023). *Dagvatten och spillvatten*. [Dagvatten och spillvatten | Klimatanpassning.se](https://www.smhi.se/klimat/klimatanpassning/dagvatten-och-spillvatten) [2023-12-04].
- SMHI. (u.å.). *Års- och månadsstatistik*. [Års- och månadsstatistik | SMHI](https://www.smhi.se/klimat/klimatanpassning/ars-och-månadsstatistik) [2023-12-11].
- Smith, S.J. (2023) *Innovative treatment technologies for PFAS-contaminated water*. Diss. Swedish University of Agricultural Sciences. <https://doi.org/10.54612/a.6p8i5lbs8l>
- Smith, S.J. Lauria, M. Ahrens, L. McCleaf, P. Hollman, P. Bjälkefur Seroka, S. Hamers, T. Arp, H.T.H. Wiber, K. (2023). Electrochemical Oxidation for Treatment of PFAS in Contaminated Water and Fractionated Foam- A Pilot-Scale Study. *ACS ES T Water* 15(4). 1201-1211. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00660>
- Smith, S.J. Wiberg, K. McCleaf, P. Ahrens, L. (2022). Pilot-Scale Continuous Foam Fractionation for the Removal of Per-and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from

- Landfill Leachate. *ACS EST Water*. 2. 5, 841-851.
<https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00032>
- Sörengård, M. Bergström, S. McCleaf, P. Wiberg, K. Ahrens, L. (2022). Long-distance transport of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in a Swedish drinking water aquifer. *Environmental Pollution*. 311. 119981.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119981>.
- Soriano, Á. Gorri, D. Urtiaga, A. (2017). Efficient treatment of perfluorohexanoic acid by nanofiltration followed by electrochemical degradation of the NF concentrate. *Water research*. 112. 147-156. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.043>
- Stenvall, B. & Söreljus, H. (2021). *Klassning av dagvattenreningsanläggningar- En utredning finansierad av Naturvårdsverket*. RISE Research Institutes of Sweden AB.
<https://www.naturvardsverket.se/493b6c/globalassets/amnen/avlopp/resultat/rapport-klassning-av-dagvattenreningsanlaggningar.pdf> [2023-11-13]
- Stratton, G. Dai, F. Bellona, C. Holsen, T. Dickenson, E. Medevic Thagard, S. (2017). Plasma-Based Water Treatment: Efficient Transformation of Perfluoroalkyl Substances in Prepared Solutions and contaminated Groundwater. *Environmental Science & Technology*. 51 (3). 1053-1940. DOI: 10.1021/acs.est.6b04215
- Svenska Geotekniska Föreningen. (2009). *Åtgärds mål vid in-situsanering*. Rapport 2: 2009. Svenska Geotekniska Föreningen. [SGF Website](http://www.sgf.se).
- Svenska Geotekniska Föreningen. (2023). *PFAS- Egenskaper*. [Egenskaper \(fororenadeomraden.se\)](http://fororenadeomraden.se) [2023-11-20].
- Svenskt Vatten. (2022). *Avloppsfakta*. [Avloppsfakta - Svenskt Vatten](http://svensktvatten.se) [2023-12-04].
- Sveriges domstolar. (2023). *Högsta domstolen meddelar dom i PFAS-målet*. Mål: T 486-23 [Högsta domstolen meddelar dom i PFAS-målet - Sveriges Domstolar](http://domstolar.se) [2023-12-05].
- Sveriges miljömål (2023a). *Dagvattenhantering i befintlig bebyggelse*. [Dagvattenhantering i befintlig bebyggelse - Sveriges miljömål \(sverigesmiljomal.se\)](http://sverigesmiljomal.se) [2023-09-20]
- Sveriges miljömål (2023b). *Giftfri miljö*. [Giftfri miljö - Sveriges miljömål \(sverigesmiljomal.se\)](http://sverigesmiljomal.se). [2023-12-04]
- U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.a). *CompTox Chemical Dashboard*. *Perfluorotridecanoic acid*. [Perfluorotridecanoic acid - Chemical Details \(epa.gov\)](http://comptox.epa.gov) [2023-12-06]
- U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.b.). *CompTox Chemical Dashboard*. *Perfluorododecanoic acid*. [Perfluorododecanoic acid - Chemical Details \(epa.gov\)](http://comptox.epa.gov) [2023-12-06]
- U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.c.). *CompTox Chemical Dashboard*. *Perfluoroundecanoic acid*. [Perfluoroundecanoic acid - Chemical Details \(epa.gov\)](http://comptox.epa.gov) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.d.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluorodecanoic acid. [Perfluorodecanoic acid - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.e.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluorononanoic acid. [Perfluorononanoic acid - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.f.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluorooctaneoate. [Perfluorooctanoate - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.g.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluoroheptanoic acid. [Perfluoroheptanoic acid - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.h.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluorohexanoic acid. [Perfluorohexanoic acid - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.i.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluoropentanoate. [Perfluoropentanoate - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.j.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluorobutanoate. [Perfluorobutanoate - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.k.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluorotridecanesulfonic acid. [Perfluorotridecanesulfonic acid - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.l.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluorododecanesulfonic acid. [Perfluorododecanesulfonic acid - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.m.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluoroundecanesulfonic acid. [Perfluoroundecanesulfonic acid - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.n.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluorodecanesulfonate. [Perfluorodecanesulfonate - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.o.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluorononanesulfonic acid. [Perfluorononanesulfonic acid - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.p.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluorooctanesulfonic acid. [Perfluorooctanesulfonic acid - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.q.). *CompTox Chemical Dashboard*.
Perfluoroheptanesulfonic acid. [Perfluoroheptanesulfonic acid - Chemical Details \(epa.gov\)](#) [2023-12-06]

- U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.r.). *CompTox Chemical Dashboard*. *Perfluorohexanesulfonic acid*. Perfluorohexanesulfonic acid - Chemical Details (epa.gov) [2023-12-06]
- U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.s.). *CompTox Chemical Dashboard*. *Perfluoropentanesulfonic acid*. Perfluoropentanesulfonic acid - Chemical Details (epa.gov) [2023-12-06]
- U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.t.). *CompTox Chemical Dashboard*. *Perfluorobutanesulfonic acid*. Perfluorobutanesulfonic acid - Chemical Details (epa.gov) [2023-12-06]
- U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.u.). *CompTox Chemical Dashboard*. *Perfluorooctanesulfonamide*. Perfluorooctanesulfonamide - Chemical Details (epa.gov) [2023-12-06]
- U.S. Environmental Protection Agency. (u.å.v.). *CompTox Chemical Dashboard*. *6:2 Fluorotelomer sulfonic acid*. 6:2 Fluorotelomer sulfonic acid - Chemical Details (epa.gov) [2023-12-06]
- USEPA. (2023). *Our Current Understanding of the Human Health and Environmental Risks of PFAS*. Our Current Understanding of the Human Health and Environmental Risks of PFAS | US EPA [2023-12-04].
- Vattenmyndigheterna. (u.å). *EU:s vattendirektiv*. EU:s vattendirektiv | Vattenmyndigheterna [2023-12-07]
- Viklander, M. Österlund H. Müller, A. Marsalek, J. Borris, M. (2019). *Kunskapssammanställning Dagvattenkvalitet*. (2019-2). Svenskt Vatten AB. [2023-08-29]
- Viklander, M & Bäckström, M. (2008). *Alternativ dagvattenhantering i kallt klimat*. (2008-15). Svenskt Vatten AB. Alternativ dagvattenhantering i kallt klimat | Vattenbokhandeln (svensktvatten.se). [2023-11-01]
- VISS (u.å.) *Vattenkartan*. Kartor (lansstyrelsen.se) [2023-12-01]
- Vo, H. Ngo, H. Guo, W. Nguyen, T. Li, J. Liang, H. Deng, L. Chen, Z. Nguyen, T. (2020). Poly- and Perfluoroalkyl substances in water and wastewater: A comprehensive review from sources to remediation. *Journal of Water Process Engineering*. 36 (101393). <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101393>
- Wang, Z. Cousins, I.T. Scheringer, M. Buck, R.C. Hungerbühler, K. (2014). Global emission inventories for C4–C14 perfluoroalkyl carboxylic acid (PFCA) homologues from 1951 to 2030, Part I: production and emissions from quantifiable sources. *Environmental International*. 70. 62-75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2014.04.013>
- Wang, Z. DeWitt, J. Higgins, C.P. Cousins, I.T. (2017). A Never-Ending Story of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS)? *Environmental Science & Technology*. 51. 2508-2518. DOI: 10.1021/acs.est.6b04806.
- Wang, Z. Macleod, M. Cousins, I.T. Scheringer, M. Hungerbühler, K. Using COSMOtherm to predict physiochemical properties of poly- and perfluorinated alkyl substances

- (PFAS). Accessory publication. *Environmental Chemistry*. 8. 389-398.
doi:10.1071/EN10143
- Wanninayake, D M. (2021). Comparison of currently available Pfas remediation technologies in water: A review. *Journal of Environmental Management*. 283 (111977).
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111977>
- Wernersson, A-S. & Pettersson, M. (2023). *Sekundärförgiftning vid förorenad mark och sediment, En genomgång av andra länders vägledning för riskbedömning*. Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2023-11-30.
- Yadav, S. Abrar, I. Al-Juboori, R.A. Singh, L. Ganbat, N. Kazwini, T. Karbassiyazdi, E. Samal, A.K. Subbiah, S. Altaee, A. (2022). Updated review on emerging technologies for PFAS contaminated water treatment. *Chemical Engineering Research and Design*. 182. 667-700. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2022.04.009>
- Zahm, S. Bonde, J.P. Chiu, W.A. Hoppin, J. Kanno, J. Abdallah, M. Blystone, C.R. Calkins, M.M. Dong, G. Dorman, D.C. Fry, R. Guo, H. Haug, L.S. Hofmann, J.N. Iwasaki, M. Machala, M. Mancini, F.R. Maria-Engler, S.S. Møller, P. Ng, J.C. Pallardy, M. Post, G.B. Salihovic, S. Schlezinger, J. Soshilov, A. Steenland, K. Steffensen, I. Tryndyak, V. White, A. Woskie, S. Fletcher, T. Ahmadi, A. Ahmadi, N. Benbrahim-Tallaa, L. Bijoux, W. Chittiboyina, S. de Conti, A. Facchin, C. Madia, F. Mattock, H. Merdas, M. Pasqual, E. Suonio, E. Viegas, S. Zupunski, L. Wedekind, R. Schubauer-Berigan, M.K. International Agency for Research on Cancer. (2023). Carcinogenicity of perfluorooctanoic acid and perfluorooctanesulfonic acid. *The Lancet Oncology*
[https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(23\)00622-8](https://doi.org/10.1016/S1470-2045(23)00622-8)
- Åtgärdsportalen (2023). *Filtrering – Kolfiltrering*. [Filtrering \(atgardsportalen.se\)](https://atgardsportalen.se) [2023- 10-09]

10. Bilagor

A- Litteraturstudie

Tabell 14. Översikt över artiklar som studerats i litteraturstudien.

Författare och år	Titel	Sökord	Utgivare
Smith. S.J. 2023	Innovative treatment technologies for PFAS-contaminated water	Rekommenderad av Ylva Bellander	Sveriges lantbruksuniversitet
Dixit, F. Dutta, R. Barbeau, B. Berube, P. Mohseni, M. 2021	PFAS removal by ion exchange resins: A review	Hittades genom andra referenser	Chemosphere
Envytech	Swedavia	Diskussion med Handledare Erik Ribeli	Hemsida
Edel, H-G. Klopp, D. Drubel, J. Korte, D. Kellner, C. Rehnig, U. 2018	PFAS Groundwater remediation: State of the art technology and comparison of costs.	Rekommenderad av Erik Ribeli	Handbuch Altastensanierung und Flächenmanagement
Franke, V. McCleaf, P. Wiberg, K. Ahrens, L. 2017	Hur kan PFAS avlägsnas i vattenverken? En granskning av nya och befintliga vattenreningstekniker	PFAS, dricksvatten	Svenskt Vatten AB
Yadav, S. Abrar, I. Al-Juboori, R.A. Singh, L. Ganbat, N. Kazwini, T. Karbassiyazdi, E. Samal, A.K. Subbiah, S. Altaee, A. 2022	Updated review on emerging technologies for PFAS contaminated water treatment	PFAS, treatment, review	Chemical Engineering Research and Design
Baresel, C. Karlsson, L. Malovanyy, A. Thorsén, G. Goicoechea Feltdmann, M. Holmqvist, H. Dalahmeh, S. Ahrens, L. Winkens Pütz, K. 2022	PFAS- hur kan Svenska avloppsreningsverk möta utmaningen?	PFAS, reningstekniker, dagvatten	Svensk Vatten AB
Chow, S.J. Croll, H.C. Ojeda, N. Klamerus, J.	Comparative investigation of PFAS adsorption onto activated carbon and anion	PFAS, activated carbon	Water Resarch

Författare och år	Titel	Sökord	Utgivare
Capelle, R. Oppenheimer, J. Jacangelo, J.G. Schwab, K.J. & Prasse, C. 2022	exchange resins during long term operation of a pilot treatment plant.		
Belkouteb, N. Franke, V. McCleaf, P. Köhler, S. Ahrens, L. 2020	Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in a full-scale drinking water treatment plant: Long-term performance of granular activated carbon (GAC) and influence of flow-rate.	PFAS, activated carbon	Water Research
Kucharzyk, K. H. Darlington, R. Benotti, M. Deeb, R. Hawley, E. 2017	Novel treatment technologies for PFAS compounds: A critical review	PFAS, treatment, review	Journal of Environmental Management.
Franke, V. 2020	Treatment methods for the removal of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from drinking water	Hittades genom andra referenser	Sveriges Lantbruksuniversitet
Franke, V. Ullberg, M. McCleaf, P. Wålinder, M. Köhler, S. J. Ahrens, L. 2021	The Price of Really Clean Water: Combining Nanofiltration with Granular Activated Carbon and Anion Exchange Resins for the Removal of Per- And Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in drinking Water Production.	PFAS, activated carbon	ACS EST Water
Åtgärdsportalen 2023	Filtrering- Kolfiltrering	Kunskap om sidan sedan tidigare.	Hemsida
Awad, J. Brunetti, G. Juhasz, A. Williams, M. Navarro, D. Drigo, B. Bougoure, J. Vanderzalm, J. Beecham, S. 2022.	Application of native plants in constructed floating wetlands as a passive remediation approach for PFAS-impacted surface water	PFAS, phytoremediation	Journal of Hazardous Materials
Nassazzi, W. Wu, T. Jass, J. Lai, F.Y. Ahrens, L. 2023	Phytoextraction of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and the influence of supplements on the	Hittades genom andra referenser	Environmental Pollution

Författare och år	Titel	Sökord	Utgivare
	performance of short-rotation crops.		
Mayakaduwege, S. Ekanayake, A. Kurwadkar, S. Rajapaksha, A.U. Vithanage, M. 2022	Phytoremediation prospects of per- and polyfluoroalkyl substances: A review.	PFAS, phytoremediation	Environmental Research
Chen, Y. Lo, S. Lee, Y. 2012	Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in the soil-plant system: Sorption, root uptake, and translocation	Hittades genom andra referenser.	Desalination and Water Treatment
Smith, S.J. Wiberg, K. McCleaf, P. Ahrens, L. 2022	Pilot-Scale Continuous Foam Fractionation for the Removal of Per-and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from Landfill Leachate	PFAS, foam fraction	ACS EST Water
Wanninayake, D M. 2021	Comparison of currently available Pfas remediation technologies in water: A review	PFAS, review, remediation	Journal of Environmental Management
ITRC Interstate Technology & Regulatory Council 2022	PFAS Technical and Regulatory Guidance Document and Fact Sheets PFAS-1.	Hittades genom andra referenser.	ITRC
Stratton, G. Dai, F. Bellona, C. Holsen, T. Dickenson, E. Medevic Thagard, S. 2017	Plasma-Based Water Treatment: Efficient Transformation of Perfluoroalkyl Substances in Prepared Solutions and contaminated Groundwater.	Hittades genom andra referenser	Environmental Science & Technology
Buckley, T. Karanam, K. Han, H. Vo, H. N. Shukla, P. Firouzi, M. Rudolph. V. 2023	Effect of different co-foaming agents on PFAS removal from the environment by foam fractionation	PFAS, foam fraction	Water Research.
McCleaf, P. Kjellgren, Y. Ahrens, L. 2021	Foam fractionation removal of multiple per- and polyfluoroalkyl substances from landfill leachate.	PFAS, foam fraction	AWWA Water Science
Borthakur, A. Das, T.K. Yunhui, Z. Libbert, S. Prehn, S. Ramos, P. Blotvogel, J.	Rechargeable stormwater biofilters: In situ regeneration of PFAS capacity by using a cationic polymer , polydiallyldimethylammonium chloride.	PFAS, treatment, stormwater	Journal of Cleaner Production

Författare och år	Titel	Sökord	Utgivare
Mahendra, S. Mohanty, S.K. 2022			
O'Conner, J. Bolan, N.S. Kumar, M. Nitai, A.S. Ahmed Boshir, M. Bolan S.S. Vithanage, M. Rinklebe, J. Mukhopadhyay, R. Srivastava, P. Sarkar, B. Bhatnagar, A. Wang, H. Siddique, H. Kirkham, M.B 2022	Distribution, transformation, and remediation of poly- and per-fluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater sources	PFAS, remediation	Process Safety and Environmental Protection.
Chiang, S.Y.D. Saba, M. Leighton, M. Ballenghien, D. Hatler, D. Gal, J. Deshusses, M.A. 2023	Supercritical water oxidation for the destruction of spent media wastes generated from PFAS treatment	Supercritical water, PFAS.	Journal of Hazardous Materials
Krause, M.J. Thoma, E. Sahle- Damesessie, E. Crone, B. Whitehill, A. Shields, E. Gullett, B. (2021).	Supercritical Water Oxidation as an Innovative Technology for PFAS Destruction	Supercritical water, PFAS.	EPA Public Access
Mirabediny, M. Sun, J. Yu, T.T. Åkermark, B. Das, B. Kumar, N. 2023	Effective PFAS degradation by electrochemical oxidation methods-recent progress and requirement.	Electrochemical oxidation, PFAS	Chemosphere
Smith, S.J. Lauria, M. Ahrens, L. McCleaf, P. Hollman, P. Bjälkefur Seroka, S. Hamers, T. Arp,	Electrochemical Oxidation for Treatment of PFAS in Contaminated Water and Fractionated Foam- A Pilot- Scale Study. ACS ES T Water	Electrochemical oxidation, PFAS	ACS ES T Water

Författare och år	Titel	Sökord	Utgivare
H.T.H. Wiber, K. 2023			
Ryan, D. R. Mayer, B.K. Baldus, C.K. McBeath, S.T. Wang, Y. McNamara, P.J. 2021	Electrochemical technologies for per- and polyfluoroalkyl substances mitigation in drinking water and water treatment residuals	Electrochemical, PFAS, treatment, review	AWWA Water Science
Pettersson, M. Montelius, M. Berggren Kleja, D. Enell, A. 2022	Åtgärds tekniker för PFAS i jord och grundvatten, Kunskapsammanställning	Åtgärds tekniker, PFAS	Statens geologiska institut
Cao, H. Zhang, W. Wang, C. Liang, Y. 2020	Sonochemical degradation of poly- and perfluoroalkyl substances- A review.	Sonochemical, treatment, PFAS	Ultrasonics- Sonochemistry
Rodriguez-Freire, L. Balachandran, R. Sierra-Alvarez, R. Keswani, M. 2015	Effect of sound frequency and initial concentration on the sonochemical degradation of perfluorooctane sulfonate (PFOS)	Hittades genom andra referenser.	Journal of Hazardous Materials
Cheng, J. Vecitis, C.D. Park, H. Mader, B.T. Hoffmann, M.R. 2008	Sonochemical Degradation of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and Perfluorooctanoate (PFOA) in Landfill Groundwater: Environmental Matrix Effects	Hittades genom andra referenser.	Environmental Science & Technology
Liu, C. Zhao, X. Faria, A.F. Deliz Quiñones, K.Y. Zhang, C. He, J. Shen, Y. Zhi, Y. 2022	Evaluating the efficiency of nanofiltration and reverse osmosis membrane processes for the removal of per- and polyfluoroalkyl substances from water: A critical review	Reverse osmosis, PFAS	Separation and Purification Technology
Appelman, T.D. Higgins, C.P. Quiñones, O. Vanderford, B.J. Kolstad, C. Zeigler-Holady, Dickenson, E.R.V. 2014	Treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in U.S. full-scale water treatment systems.	Hittade genom andra referenser	Water research
Ross, I. McDonough, J. Miles, J. Storch, P.	A review of emerging technologies for remediation of PFAS	Diskussioner med handledare	Remediation

Författare och år	Titel	Sökord	Utgivare
Kochunarayanan , P. T. Kalve, E. Hurst, J. Dasgupta, S.S. Burdick, J. 2018			
Lu, D. Sha, S. Luo, J. Huang, Z. Zhang Jackie, X. 2020	Treatment train approaches for the remediation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A critical review	Treatment train, PFAS	Journal of Hazardous Materials
Crimi, M. Holsen, T. Bellona, C. Divine, C. Dickenson, E. 2017	In Situ Treatment Train for Remediation of Perfluoroalkyl Contaminated Groundwater: In Situ Chemical Oxidation of Sorbed Contaminants (ISCO-SC)	Hittades i samband med diskussioner med handledare. Treatment train, Michelle crimi	SERDP
Soriano, Á. Gorri, D. Urtiaga, A. 2017	Efficient treatment of perfluorohexanoic acid by nanofiltration followed by electrochemical degradation of the NF concentrate	Hittades genom andra referenser	Water research

Bilaga B

I Tabell 15 visas de uppmätta halterna från provtagningstillfället i de olika provpunkterna A till J.

Tabell 15 Original data från provtagningstillfälle

PFAS [ng/L]	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
PFTrDA	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFDoDA	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFUnDA	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFDA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	1,9	1,4	<0,3
PFNA	<0,6	0,83	<0,3	<0,6	<0,3	<0,6	<0,3	<0,6	<0,3	<0,3
PFOA	6,9	3,1	2,8	4	1,3	4,5	1,8	1,4	4,2	1,1
PFHpA	1,3	1,6	1,3	3,1	0,73	1,2	0,74	0,67	2,3	1,3
PFHxA	<0,6	2	3	6	0,99	1,8	<0,6	3	5,2	2,8
PFPeA	1	2,3	2,5	7,1	2,1	2	0,88	140	7	4,6
PFBA	6	1,8	1,5	4,4	2,2	3,6	3,6	11	5,9	2,3
PFTrDS	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<2,0	<1,0	<1,0
PFDoDS	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<3,0	<1,0	<1,0
PFUnDS	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFDS	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0

PFNS	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,6	<0,3	<0,3
PFOS	5,9	6,2	2	45	2	4,5	3,2	1	48	1,5
PFHpS	<0,3	<0,3	<0,3	0,68	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,6	<0,3
PFHxS	3,2	0,88	1,5	9,6	0,87	2,3	1,3	<0,6	8,5	1,2
PFPeS	<0,6	<0,3	<0,3	<0,6	<0,3	<0,6	<0,3	<0,3	<0,6	<0,3
PFBS	<0,3	<0,6	0,39	1	<0,6	<0,3	<0,6	<0,3	0,9	<0,3
PFOSA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
6:2 FTS	<0,6	<0,3	2,6	0,74	<0,3	<0,3	<0,3	1,2	<0,3	<0,6
Summa 22 PFAS	24	19	18	82	10	20	12	160	83	15
Summa 4 PFAS [ng/L]	16	11	6,3	59	4,2	11	6,3	2,4	61	3,8
Summa 21 PFAS [ng/L]	24	19	18	82	10	20	12	160	83	15
Summa 11 PFAS [ng/L]	24	19	18	81	10	20	12	160	83	15

Bilaga C

Beräkning av PFOA-ekvivalenter genomfördes genom att multiplicera den relativa potensfaktor som visas i Tabell 7 för varje enskilt ämne och provpunkt. Sedan summerades resultatet för varje provpunkt i total halt av PFOA- ekvivalenter. I tabell 16 visas resultatet där de går markerade raderna indikerar på att det ej ingår i EU:s bedömning av PFAS i ytvatten. De rödmarkerade rutorna indikerar på att riktvärdet 4,4 ng/L överskrids. Inom parentes visas det verkliga uppmätta värdet från provtagningen.

Tabell 16. Beräknade PFOA- ekvivalenter i dagvattennätets olika provpunkter.

Provpunkt	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
PFTTrDA	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFDoDA	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFUnDA	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFDA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	13,3 (1,9)	9,8 (1,4)	<0,3
PFNA	<0,6	8,3 (0,83)	<0,3	<0,6	<0,3	<0,6	<0,3	<0,6	<0,3	<0,3
PFOA	6,9	3,1	2,8	4	1,3	4,5	1,8	1,4	4,2	1,1
PFHpA	0,6565(1, 3)	0,808 (1,6)	0,6565 (1,3)	1,5655 (3,1)	0,3686 5 (0,73)	0,606 (1,2)	0,373 7 (0,74)	0,3383 5 (0,67)	1,1615 (2,3)	0,656 5 (1,3)
PFHxA	<0,6	0,02 (2)	0,03 (3)	0,06 (6)	0,0099 (0,99)	0,018 (1,8)	<0,6	0,03 (3)	0,052 (5,2)	0,028 (2,8)
PFPeA	0,03 (1)	0,069 (2,3)	0,075 (2,5)	0,213 (7,1)	0,063 (2,1)	0,06 (2)	0,026 4 (0,88)	4,2 (140)	0,21 (7)	0,138 (4,6)
PFBA	0,3 (6)	0,09 (1,8)	0,075 (1,5)	0,22 (4,4)	0,11 (2,2)	0,18 (3,6)	0,18 (3,6)	0,55 (11)	0,295 (5,9)	0,115 (2,3)
PFTTrDS										
PFDoDS										
PFUnDS										
PFDS	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFNS										
PFOS	11,8 (5,9)	12,4 (6,2)	4 (2)	90 (45)	4 (2)	9 (4,5)	6,4 (3,2)	2 (1)	96 (48)	3 (1,5)

Provpunkt	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
PFHpS	<0,3	<0,3	<0,3	0,884 (0,68)	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
PFHxS	1,92 (3,2)	0,528 (0,88)	0,9 (1,5)	5,76 (9,6)	0,522 (0,87)	1,38 (2,3)	0,78 (1,3)	<0,6	5,1 (8,5)	0,72 (1,2)
PFPeS	<0,6	<0,3	<0,3	<0,6	<0,3	<0,6	<0,3	<0,3	<0,6	<0,3
PFBS	<0,3	<0,6	0,0003 9 (0,39)	0,001 (1)	<0,6	<0,3	<0,6	<0,3	0,0009 (0,9)	<0,3
PFOSA										
6:2 FTS										
Total halt PFOA- ekvivalent er	21,6065 (24,3)	25,31 5 (18,71)	8,5368 9 (17,59)	102,70 4 (81,62)	6,3735 5 (10,19)	15,74 4 (19,9)	9,560 1 (11,52)	21,818 4 (160,1 7)	116,81 9 (83,4)	5,757 5 (14,8)