

BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN (BBT) VOOR DE ZUIVERING VAN MET PFAS BELAST BEDRIJFSAFVALWATER EN BEMALINGSWATER



Auteurs

Tim Goelen
Annouck Lescauwaet
Sander Vander Aa
Greet Janssens

Studie uitgevoerd door
het Vlaams Kenniscentrum
voor Beste Beschikbare Technieken (VITO)
in opdracht van het Vlaams Gewest

Eindrapport - December 2023

Deze uitgave kwam tot stand in het kader van het project ‘Vlaams kenniscentrum voor de Beste Beschikbare Technieken en bijhorend Energie en Milieu Informatie Systeem’ (BBT/EMIS) van het Vlaams Gewest.

BBT/EMIS wordt begeleid door een stuurgroep met vertegenwoordigers van de Vlaamse ministers van het departement Omgeving, het departement Economie, Wetenschap en Innovatie (EWI), en de agentschappen VLAIO, OVAM, VEKA, VLM, VMM en Zorg en Gezondheid.

Hoewel al het mogelijke gedaan is om de accuraatheid van de studie te waarborgen, kunnen noch de auteurs, noch VITO, noch het Vlaams Gewest aansprakelijk gesteld worden voor eventuele nadelige gevolgen bij het gebruik van deze studie. Specifieke vermeldingen van procédés, merknamen, enz. moeten steeds beschouwd worden als voorbeelden en betekenen geen beoordeling of engagement.

VOOR VERDERE INFORMATIE, KAN U TERECHT BIJ:

Vlaams BBT-kenniscentrum

VITO
Boeretang 200
B-2400 MOL
e-mail: bbt@vito.be
emis.vito.be/bbt

Alle rechten, waaronder het auteursrecht, op de informatie vermeld in dit document berusten bij de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek NV (“VITO”), Boeretang 200, BE-2400 Mol, RPR Turnhout BTW BE 0244.195.916. De informatie zoals verstrekt in dit document is vertrouwelijke informatie van VITO. Zonder de voorafgaande schriftelijke toestemming van VITO mag dit document niet worden gereproduceerd of verspreid worden noch geheel of gedeeltelijk gebruikt worden voor het instellen van claims, voor het voeren van gerechtelijke procedures, voor reclame of antireclame en ten behoeve van werving in meer algemene zin aangewend worden.

INLEIDING

Voor u ligt één van de BBT-studies die worden gepubliceerd door het BBT-kenniscentrum. Dit rapport behandelt de Beste Beschikbare Technieken voor 'de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater'.

WAT ZIJN BBT-STUDIES?

De BBT-studies zijn rapporten die de BBT beschrijven. Deze rapporten worden digitaal (<http://www.emis.vito.be>) verspreid, zowel naar de overheid als naar de bedrijven.

WAT ZIJN BBT?

Milieuvriendelijke technieken hebben als doel de milieu-impact van bedrijven te beperken. Het kunnen technieken zijn om afval te hergebruiken of te recyclen, bodem en grondwater te saneren, of afgassen en afvalwater te zuiveren. Vaker nog zijn het preventieve maatregelen die de emissie van vervuilende stoffen voorkomen en het gebruik van energie, grondstoffen en hulpstoffen verminderen. Wanneer zulke technieken, in vergelijking met alle andere, gelijkaardige technieken, ecologisch gezien het best scoren én ze bovendien betaalbaar zijn, dan wordt gesproken over Beste Beschikbare Technieken (BBT).

WAT IS HET BBT-KENNISCENTRUM?

In opdracht van de Vlaamse Regering heeft de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO) in 1995 een kenniscentrum voor Beste Beschikbare Technieken (BBT) opgericht. Het BBT-kenniscentrum inventariseert informatie over milieuvriendelijke technieken, evalueert per bedrijfstak de Beste Beschikbare Technieken (BBT) en formuleert BBT-aanbevelingen naar de Vlaamse overheid en bedrijven.

Het BBT-kenniscentrum wordt, samen met het zusterproject EMIS (<http://www.emis.vito.be>) gefinancierd door het Vlaamse Gewest. Het kenniscentrum wordt begeleid door een stuurgroep die wordt voorgezeten door het Departement Omgeving, afdeling Gebiedsontwikkeling, Omgevingsplanning en -projecten (GOP). De andere betrokken entiteiten in het beleidsdomein (diverse afdelingen van het Departement Omgeving en de Vlaamse Milieumaatschappij, OVAM, VEKA, VLM) zetelen eveneens in de stuurgroep.

WAAROM ZIJN BBT-STUDIES NUTTIG?

De vergunningsvoorwaarden die aan de bedrijven worden opgelegd en de Ecologiepremie die in Vlaanderen van kracht is, zijn in belangrijke mate gebaseerd op de BBT. Zo geven de sectorale voorwaarden uit VLAREM II vaak de mate van milieubescherming weer die met de BBT haalbaar is. Het bepalen van BBT is dus niet alleen nuttig voor de bedrijven, maar ook als referentie voor de overheid in het kader van het vergunningenbeleid. In bepaalde gevallen verleent de Vlaamse overheid ook subsidies aan de bedrijven als zij investeren in BBT.

Het BBT-kenniscentrum werkt BBT-studies uit voor een bedrijfstak of voor een groep van gelijkaardige activiteiten. Deze studies beschrijven de BBT en geven bovendien de nodige achtergrondinformatie. Die achtergrondinformatie helpt de vergunningverlenende overheid om de dagelijkse bedrijfspraktijk beter aan te voelen. Bovendien toont ze de bedrijven de wetenschappelijke basis voor de milieuvorwaarden in hun vergunning.

De BBT-studies formuleren ook aanbevelingen om de vergunningsvoorwaarden en de regels inzake Ecologiepremie aan te passen. De ervaring leert dat de Vlaamse overheid de aanbevelingen vaak ook werkelijk gebruikt voor nieuwe milieuregelgeving. In afwachting hiervan worden de aanbevelingen echter als niet-bindend beschouwd.

HOE KWAM DEZE STUDIE TOT STAND?

Elke BBT-studie is het resultaat van een intensieve zoektocht in de literatuur, bezoeken aan bedrijven, samenwerking met experts in de sector, bevestigingen van producenten en leveranciers, uitgebreide contacten met bedrijfs- en milieuverantwoordelijken en ambtenaren enzovoort. De beschreven BBT zijn een momentopname en bovendien niet noodzakelijk volledig: niet alle BBT die vandaag en in de toekomst mogelijk zijn, zijn in de studie opgenomen.

Voor de wetenschappelijke begeleiding van de studie werd een begeleidingscomité samengesteld met vertegenwoordigers van industrie en overheid. Dit comité kwam drie keer samen om de studie inhoudelijk te sturen (op 23/05/2022, 16/02/2023 & 11/9/2023). De namen van de leden van dit comité en van de externe deskundigen die aan deze studie hebben meegewerkt, zijn opgenomen in Bijlage 1. Het BBT-kenniscentrum heeft, voor zover mogelijk, rekening gehouden met de opmerkingen van de leden van het begeleidingscomité. Dit rapport is echter geen compromistekst. Het weerspiegelt de technieken die het BBT-kenniscentrum op dit moment als actueel beschouwt en de aanbevelingen die daaraan beantwoorden.

LEESWIJZER

In **Hoofdstuk 1** wordt het begrip Beste Beschikbare Technieken (BBT) en de invulling ervan in Vlaanderen toegelicht en vervolgens wordt het algemene kader van de voorliggende BBT-studie geschetst.

Hoofdstuk 2 beschrijft de algemene PFAS-problematiek inclusief enkele relevante aspecten, korte inventarisatie van de relevante sectoren waar PFAS wordt gebruikt en waar mogelijk emissies naar het water worden veroorzaakt, en een milieujuridische situering die kadert binnen de PFAS emissies naar water.

In **Hoofdstuk 3** komen de verschillende sectoren en processen meer in detail aan bod die mogelijke PFAS emissies naar water veroorzaken. Daarnaast beschrijft dit hoofdstuk de PFAS-problematiek in Vlaanderen op vlak van bedrijfsafvalwater en bemalingswater en geeft het een overzicht van de technieken voor de waterbehandeling van PFAS en de bijbehorende milieu-impact van deze technieken.

Hoofdstuk 4 geeft een overzicht van de technieken die bij de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater toegepast kunnen worden om de emissie van PFAS te voorkomen of te beperken.

In **Hoofdstuk 5** worden deze milieuvriendelijke technieken geëvalueerd en worden de BBT geselecteerd. Niet alleen de technische haalbaarheid, maar ook de milieuvoordelen en de economische haalbaarheid (kostenhaalbaarheid en -effectiviteit) worden daarbij in rekening gebracht.

Hoofdstuk 6 geeft aanbevelingen op basis van de BBT. Dit omvat aanbevelingen voor de milieuregelgeving, voor verder onderzoek en technologische ontwikkeling, en voor Ecologiepremie.

Hoofdstuk 7 ten slotte, beschrijft de technieken in opkomst.

SAMENVATTING

Het BBT-kenniscentrum, opgericht in opdracht van de Vlaamse Regering bij VITO, heeft tot taak het inventariseren, verwerken en verspreiden van informatie rond milieuvriendelijke technieken. Tevens moet het kenniscentrum de Vlaamse overheid adviseren bij het concreet maken van het begrip Beste Beschikbare Technieken (BBT). In het voorliggende rapport worden de BBT voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater in kaart gebracht. Het gaat om een nieuwe studie in de reeks van BBT-studies die het BBT-kenniscentrum van VITO opmaakt en publiceert via de EMIS-website.

De BBT-selectie en de adviesverlening is tot stand gekomen op basis van o.a. een vergelijking met buitenlandse regelgeving, bedrijfsbezoeken, informatie uit wetenschappelijke literatuur, rapporten, informatie aangeleverd door de leden van het begeleidingscomité en informatie uit 1-op-1 gesprekken met experts die tot op het moment van schrijven beschikbaar waren (informatie is geactualiseerd tot dd. 06/07/2023). Het is daardoor belangrijk om deze BBT-studie te lezen als een momentopname van de bij publicatie beschikbare informatie. Zo zijn bijvoorbeeld de technieken voornamelijk bekeken in het kader van de rapportagegrens van 100 ng/l, die op het moment van schrijven gedaald is tot 20 ng/l voor kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor indicatieve PFAS. Op het moment van publicatie zijn er nog steeds verschillende hiaten voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater door een beperkte beschikbaarheid van informatie en meetresultaten in Vlaanderen, waardoor verschillende vragen nog niet concreet beantwoord konden worden. Zo konden op het moment van schrijven geen algemeen haalbare eindconcentraties per waterbehandelingstechnologie bepaald worden. Bovendien evolueren deze technologieën zeer snel en komt er in een snel tempo nieuwe informatie ter beschikking die niet meer opgenomen kon worden in deze BBT-studie. Op het moment van schrijven waren reeds verschillende projecten, studies en initiatieven opgestart of in voorbereiding voor verder onderzoek naar beschikbare en innovatieve waterzuiveringstechnieken voor PFAS die waardevolle informatie zullen opleveren. Deze informatie kan verwerkt worden bij een herziening van deze BBT-studie. Een herziening zal de informatie over de waterzuiveringstechnieken verder kunnen actualiseren, eventueel de geformuleerde BBT concretiseren en bijkomende aanbevelingen formuleren.

Binnen deze studie werd een inventarisatie uitgevoerd van de voornaamste sectoren en activiteiten waarbij PFAS-emissies naar water kunnen plaatsvinden. Daarnaast is de doelstelling van deze studie de inventarisatie en evaluatie van technieken die toegepast of onderzocht worden in Vlaanderen of het buitenland voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Hierbij worden de relevante technieken vergeleken en beoordeeld op verschillende criteria. Er wordt specifiek rekening gehouden met de toepasbaarheid op bedrijfsafvalwater en bemalingswater, korte keten PFAS vs. lange keten PFAS, de aard van de matrix, en andere relevante contextuele informatie. Algemeen kunnen de waterbehandelingstechnieken onderverdeeld worden in twee grote groepen: scheidings- en concentratietechnologieën en afbraak- en destructietechnologieën. Op het moment van schrijven worden in Vlaanderen scheidings-/concentratietechnologieën het meest toegepast voor het behandelen van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Meer specifiek worden granulaire actief kool, ionenuitwisseling en membraan gebaseerde technieken reeds tot op een bepaald niveau op grote/commerciële schaal toegepast. Binnen de afbraak- en destructietechnologieën die PFAS kunnen afbreken/mineraliseren wordt op het moment van schrijven enkel de rechtstreekse verbranding van bedrijfsafvalwater op commerciële schaal toegepast. Echter zijn er bijkomende waterbehandelingstechnieken die potentieel toepasbaar zijn in Vlaanderen, terwijl andere technieken minder ver ontwikkeld zijn en bijkomend onderzoek vereisen.

Tijdens het uitwerken van deze BBT-studie werden de rapportagegrenzen voor bedrijfsafvalwater verlaagd van 100 ng/l tot 20 ng/l voor kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor indicatieve PFAS die opgenomen zijn in het WAC/IV/A/025 (trad in werking 10 dagen na publicatie van het Ministerieel Besluit op 09/03/2023). Voor de beschrijving van de technieken werd hoofdzakelijk informatie verzameld die

afgestemd is op het behalen van de rapportagegrens van 100 ng/l. In een beperkt aantal cases kon aangetoond worden dat zuiveringen tot <20 ng/l voor alle meetbare PFAS mogelijk zijn. Hoofdzakelijk met korte keten PFAS, PFBA in het bijzonder, worden moeilijkheden ervaren om deze te verwijderen onder deze grens. Voor lange keten PFAS zijn er reeds meerdere cases waarbij deze verwijderd konden worden tot onder 20 ng/l, echter bij zeer hoge influentconcentraties en/of complexe matrices blijft dit moeilijk realiseerbaar. Er is bijkomend onderzoek nodig om te bepalen welke bijkomende inspanningen geleverd dienen te worden om met de momenteel toegepaste techniek(en) aan de huidige rapportagegrenzen (20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS) te kunnen voldoen indien deze als lozingsnorm zouden worden opgelegd en of deze inspanningen opwegen ten opzichte van de geboekte milieuwinst.

In deze BBT-studie zijn vijf milieuvriendelijke technieken als BBT weerhouden waarvan twee technieken BBT van geval tot geval (v.g.t.g.) zijn, mits voldaan aan de geldende randvoorwaarden. De techniek specifiek voor bemalingswater werd beoordeeld in functie van de bemalingsduur en bemalingsdebiet waarbij drie categorieën werden gedefinieerd. De in deze BBT-studie voorgestelde aanpak vertrekt vanuit het principe dat PFAS dient verwijderd te worden door toepassing van één of een combinatie van technieken op bedrijfsafvalwater en bemalingswater van lange bemalingen of bemalingen met hoge debieten, en korte bemalingen met lage debieten die aan de randvoorwaarden voldoen. In deze BBT-studie werd vastgesteld dat elke situatie een specifieke benadering vereist voor de selectie en optimalisatie van de meest geschikte techniek of combinatie van technieken voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Bovendien zal de keuze van technieken in de meeste gevallen ondersteund moeten worden door de karakterisatie van het te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater eventueel aangevuld met verkennende labo-/piloottesten op de specifiek te behandelen waterstromen, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de aard van de matrix en de gewenste eindconcentraties om de toepasbaarheid en haalbaarheid voor elke specifieke situatie te evalueren. Bij de toegepaste waterbehandelingstechniek(en) is het belangrijk om de techniek(en) op te volgen en te monitoren, in bepaalde situaties voorbehandelingstechnieken toe te passen om de efficiëntie van de technieken te verbeteren en de werking ervan te beschermen, en om het ontwerp en beheer van deze techniek(en) te optimaliseren specifiek voor de verwijdering van PFAS.

Verder worden er in deze studie aanbevelingen geformuleerd voor bijkomende definities in VLAREM en worden er aandachtspunten opgesteld in het kader van individuele omgevingsvergunningen (bijzondere milieuvoorwaarden). Daarnaast worden er ook aanbevelingen geformuleerd voor Ecologiepremie, en verder onderzoek en technologische ontwikkeling voor de verbetering van de huidige kennis en het verder ontwikkelen van de technieken in opkomst.

Het formeel overleg met de contactpersonen uit de bedrijfswereld, studie bureaus, vertegenwoordigers van verschillende sectoren en specialisten uit de administraties gebeurde in een begeleidingscomité. De studie werd ter kritisch nazicht ook voorgelegd aan 17 externe lectoren.

ABSTRACT

The Centre for Best Available Techniques (BAT) is founded by the Flemish Government, and is hosted by VITO. The BAT knowledge centre collects, evaluates and distributes information on environmentally friendly techniques. Moreover, it advises the Flemish authorities on how to translate this information into its environmental policy. Central in this translation is the concept “BAT” (Best Available Techniques). BAT corresponds to the techniques with the best environmental performance that can be introduced at a reasonable cost. This report identifies the BAT for the treatment of PFAS-containing industrial wastewater and drainage water. This is a new study in the series of BAT studies that the BAT knowledge centre of VITO draws up and publishes via the EMIS website.

The selection of BAT and policy recommendations were established based on a comparison with foreign regulations, company visits, information from scientific literature, reports, information provided by the members of the technical working group, and information from one-on-one conversation with experts that were available at the time of writing (information has been updated to 06/07/2023). Therefore, it is important to read the BAT-study as a snapshot of the information available at the time of publication. At the time of publication, there are still various knowledge gaps in the treatment of PFAS-contaminated industrial wastewater and drainage water due to limited availability of information and data in Flanders, which means that various questions cannot be answered concretely at this point. For instance, general achievable final concentrations per water treatment technology could not be determined at the time of writing. Moreover, these technologies are evolving very rapidly, and new information is becoming available at a fast pace, which could not be incorporated into this BAT-study. At the time of writing, several projects, studies, and initiatives had already been initiated or were in preparation for further research into available and innovative PFAS water treatment technologies that will eventually provide valuable information. This information can be incorporated into a revision of this BAT study. A revision will be able to further update the information on water treatment technologies, potentially specify the formulated BAT, and provide additional recommendations.

In addition of reviewing the main sectors and activities which can cause PFAS emissions to water, the main goal of this study is to identify and assess the techniques that are currently applied or under research for the treatment of PFAS-containing industrial wastewaters and drainage waters in Flanders or abroad. In this assessment, the relevant techniques are evaluated and compared based on several criteria, specifically taking into account the applicability for industrial wastewater/drainage water, short vs. long-chain PFAS, the matrix and other relevant contextual information. Generally, water treatment techniques for the removal of PFAS can be subdivided into two main groups: separation/concentration techniques and destruction techniques. Currently, the separation/concentration techniques are most widely applied for the treatment of PFAS-containing industrial wastewaters and drainage waters in Flanders. More specifically, granular activated carbon, ion exchange resins and membrane-based techniques are currently applied to a certain level on a commercial scale. Within the group of destruction techniques, which can destruct/mineralize PFAS, only the direct incineration of industrial wastewater is currently applied on a commercial scale. Nevertheless, there are additional techniques with application potential in Flanders, while other techniques are still emerging and require additional research.

While drafting this BAT-study the reporting limit for industrial wastewater decreased from 100 ng/l to 20 ng/l for quantitative PFAS and 50 ng/l for PFAS that can be measured indicatively (came into effect 10 days after publication of the Ministerial Decree on 09/03/2023). The information collected for the description of techniques in this study originated mainly from techniques that are primarily designed to achieve the old reporting limit of 100 ng/l. Nevertheless, a limited number of cases could show the removal of all detectable PFAS below 20 ng/l. Mainly with short-chain PFAS, PFBA in particular, difficulties are encountered in removing them below this threshold. For long-chain PFAS, there have already been several cases where they could be removed to below 20 ng/l. However, this remains difficult to achieve at very high influent concentrations and/or complex matrices.

Five environmentally friendly techniques were retained as BAT in this study. Two of the techniques were identified as a case-by-case BAT, provided the applicable preconditions are met. The technique specifically for drainage water was assessed by taking into account the drainage flow and duration for which three categories were defined. The approach proposed in this BAT study is based on the principle that PFAS should be removed from industrial wastewater and drainage water from long drainages or drainages with high flows, and short drainages with low flows for which the preconditions are met through the application of one or a combination of techniques. In this BAT study, it was determined that each situation requires a specific approach for the selection and optimization of the most suitable technique or combination of techniques for the purification of industrial wastewater and drainage water contaminated with PFAS. Furthermore, the choice of techniques will depend in most cases on the characterization of the industrial wastewater/drainage water that needs to be treated. Depending on the situation, this can be supplemented with exploratory lab and/or pilot tests taking into account the PFAS type, influent concentrations, the matrix and the desired effluent concentrations to assess the applicability and feasibility for each specific situation. When applying the water treatment techniques, it is imperative to monitor and follow up on the techniques, to apply pretreatment techniques in certain situations to protect their efficiency and their operation, and to optimize the design and management of this technique(s) specifically for the removal of PFAS

In addition, this study formulates recommendations for additional definitions in VLAREM and lists points of attention in the context of individual environmental permits. Furthermore, recommendations for Ecology Premium plus, further research and technological development are formulated within this study.

Formal discussions were conducted within a technical working group. The selection of BAT in this study was carried out in close consultation with the industry, consulting firms, representatives from various sectors, and specialists from the government agencies. This study was also reviewed critically by 17 external lecturers.

INHOUD

INLEIDING	III
LEESWIJZER	V
SAMENVATTING	VI
ABSTRACT	VIII
INHOUD	X
HOOFDSTUK 1. OVER DEZE BBT-STUDIE	2
1.1 Beste Beschikbare Technieken in Vlaanderen	2
1.1.1 Definitie	2
1.1.2 Beste Beschikbare Technieken als begrip in het Vlaamse milieubeleid	2
1.2 BBT-studie voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater	3
1.2.1 Doelstellingen van studie	3
1.2.2 Inhoud van de studie	4
HOOFDSTUK 2. PFAS-PROBLEMATIEK, RELEVANTE SECTOREN & MILIEUJURIDISCHE SITUERING	6
2.1 Algemene informatie PFAS	6
2.1.1 Fysische en chemische eigenschappen van niet-polymeren PFAS	7
2.1.2 Fysische en chemische eigenschappen van PFAS polymeren	10
2.1.3 Verspreiding en toxiciteit van PFAS	10
2.2 Relevante toepassingen van PFAS	14
2.3 Alternatieven	16
2.4 Meetmethoden	17
2.5 Milieujuridische situering bij PFAS verwerkende sectoren	19
2.5.1 Milieuvorwaarden	20
2.5.1.1 VLAREM II - indelingslijst	20
2.5.1.2 VLAREM II - milieuvorwaarden	20
2.5.1.3 VLAREM III	23
2.5.2 Overige Vlaamse regelgeving	23
2.5.2.1 Tijdelijk handelingskader	23
2.5.3 Europese wetgeving	26
2.5.3.1 Verdrag van Stockholm inzake persistente organische verontreinigende stoffen	26
2.5.3.2 Verordening persistente organische verontreinigende stoffen (2019/1021)	27
2.5.3.3 REACH verordening	27
2.5.3.4 CLP verordening	29
2.5.3.5 EFSA	30
2.5.3.6 Drinkwater RICHTLIJN (2020/2184)	30
2.5.3.7 Kaderrichtlijn water (2000/60/EG)	30
2.5.4 Buitenlandse wetgeving	31
2.5.4.1 Overzicht	31
2.5.4.2 Nederland	31
2.5.4.3 Denemarken	33
2.5.4.4 Duitsland	33
2.5.4.5 Wereldgezondheidsorganisatie (Who)	33
HOOFDSTUK 3. PROCESBESCHRIJVING EN MILIEUASPECTEN	35
3.1 Beschrijving van PFAS-verwerkende sectoren	35

3.1.1	Chemische industrie (Productie van PFAS)	35
3.1.2	Voornaamste PFAS gebruik in de productieprocessen van eindtoepassingen	36
3.1.3	Andere Afvalverwerking	42
3.2	Verschillende types waterige stromen	44
3.2.1	Bedrijfsafvalwater.....	44
3.2.2	Percolaat.....	45
3.2.3	Rioolwater	45
3.2.4	Bemalingswater/grondwater	45
3.2.5	Drinkwaterproductie	46
3.3	PFAS-problematiek in Vlaams bedrijfsafvalwater/bemalingswater	47
3.3.1	Bedrijfsafvalwater.....	47
3.3.2	Bemalingswater/grondwater	50
3.4	Inventarisatie van waterbehandelingstechnieken	52
3.4.1	Scheidings-/concentratietechnologie.....	68
3.4.1.1	Actief kool.....	68
3.4.1.2	Ionenwisselingsharsen	78
3.4.1.3	Natuurlijke en oppervlakte gemodificeerde kleimineralen/zeolieten	87
3.4.1.4	Coagulatie/flocculatie	91
3.4.1.5	Membraan gebaseerde technieken	96
3.4.1.6	Schuimfractionatie en ozofractionatie.....	103
3.4.1.7	Indampen/Vacuümverdamping	110
3.4.2	Afbraak-/destructietechnologie	115
3.4.2.1	Niet-thermisch Plasmabehandelingstechnologie.....	115
3.4.2.2	Thermische degradatie en verbranding	121
3.5	Vergelijkend overzicht van de technieken.....	126
3.6	Handvaten voor de toepassing van één of een combinatie van technieken voor de zuivering van PFAS.....	132
3.6.1	Actief kool.....	132
3.6.2	Ionenwisselingsharsen	149
3.6.3	Natuurlijke en oppervlakte gemodificeerde kleimineralen/zeolieten	155
3.6.4	Coagulatie/flocculatie.....	157
3.6.5	Membraan gebaseerde technieken	163
3.6.6	Schuimfractionatie en ozofractionatie	168
3.6.7	Indampen/Vacuümverdamping	177
3.6.8	Niet-thermisch Plasmabehandelingstechnologie.....	180
3.6.9	Thermische degradatie en verbranding	182
3.7	Globale milieu-impact.....	184
3.7.1	Afvalwater	184
3.7.2	Energieverbruik	184
3.7.3	Materiaalverbruik.....	184
3.7.4	Afvalstoffen	185
3.7.5	Emissies naar lucht	186
3.7.6	Materiaal- en energiestromen in de keten	186
HOOFDSTUK 4. BESCHIKBARE MILIEUVRIENDELIJKE TECHNIEKEN		190
4.1	Algemene technieken voor bedrijfsafvalwater en bemalingswater.....	190
4.1.1	Opvolging en monitoring van de toegepaste waterbehandelingstechniek(en) voor de verwijdering van PFAS.....	190

4.1.2	Voorbehandeling van het bedrijfsafvalwater/bemalingswater ter verbetering van de efficiëntie en bescherming van de werking van de waterbehandelingstechnieken voor de zuivering van PFAS door toepassing van één of een combinatie van technieken.....	193
4.1.3	Optimalisatie van het ontwerp en beheer van de techniek of combinatie van technieken specifiek voor de verwijdering van PFAS voor de zuivering van bedrijfsafvalwater en bemalingswater	195
4.2	Techniek specifiek voor bedrijfsafvalwater	196
4.2.1	Verwijdering van PFAS uit bedrijfsafvalwater door toepassing van één of een combinatie van technieken.....	196
4.3	Techniek specifiek voor bemalingswater.....	199
4.3.1	Verwijdering van PFAS uit bemalingswater door toepassing van één of een combinatie van technieken.....	199
HOOFDSTUK 5. SELECTIE VAN DE BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN		204
5.1	Evaluatie van de beschikbare milieuvriendelijke technieken.....	204
5.2	Conclusies	212
HOOFDSTUK 6. AANBEVELINGEN OP BASIS VAN DE BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN.....		215
6.1	Aanbevelingen voor milieuvoorwaarden.....	215
6.1.1	Inleiding	215
6.1.2	Aanbevelingen voor de algemene voorwaarden in VLAREM.....	215
6.1.3	Aanbevelingen voor de sectorale voorwaarden in VLAREM.....	216
6.1.4	Aandachtspunten voor de bijzondere milieuvoorwaarden	216
6.2	Aanbevelingen voor verder onderzoek en technologische ontwikkeling.....	217
6.2.1	Inleiding	217
6.2.2	Aanbevelingen voor verbetering van huidige kennis	218
6.2.2.1	Verbetering van de huidige kennis rond de problematiek van PFAS in afval-/bemalingswater	218
6.2.2.2	Verbetering van beschikbare milieuvriendelijke technieken.....	225
6.2.3	Aanbevelingen voor ontwikkeling van nieuwe milieuvriendelijke technieken	226
6.3	Aanbevelingen voor Ecologiepremie	228
6.3.1	Inleiding	228
6.3.2	Toetsing van milieuvriendelijke technieken aan criteria voor Ecologiepremie	229
6.3.3	Stand van zaken LTL.....	229
6.3.4	Aanbevelingen voor LTL	231
6.3.4.1	Nieuwe technologieën voor LTL	231
6.3.4.2	Aanpassing van technologieën op LTL.....	232
HOOFDSTUK 7. TECHNIEKEN IN OPKOMST		234
7.1	Technieken in opkomst.....	234
7.1.1	Koolstof nanotubes	234
7.1.2	Biochar.....	234
7.1.3	Molecularly imprinted polymers	235
7.1.4	Elektrocoagulatie.....	235
7.1.5	Chemische oxidatie	236
7.1.6	Fotokatalyse	238
7.1.7	Superkritische wateroxidatie.....	238
7.1.8	Elektrochemische oxidatie	239
7.1.9	Chemische reductie	240
7.1.10	Micro-organisme gebaseerde bioremediatie/degradatie.....	241

7.1.11	Sonochemische degradatie	242
7.1.12	High-energy electron beam (eBeam)	243
7.1.13	Fotolyse	243
BIJLAGE 1: MEDEWERKERS VAN DE BBT-STUDIE		261
BIJLAGE 2: FINALE OPMERKINGEN		265

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1: PFAS componenten in WAC/IV/A/025	17
Tabel 2: Basismilieukwaliteitsnormen PFOS	21
Tabel 3: De verschillende fasen, “technology readiness levels”; TRL’s, in de ontwikkeling van een technologie naar de markt (Europese Commissie, 2017).	54
Tabel 4: Inventarisatie van scheidings-/concentratietechnologie voor de zuivering van PFAS uit waterige stromen met een korte definitie, een inschatting van de marktrijpheid, referenties en mogelijke verwijzingen naar bestaande technische fiches.	55
Tabel 5: Inventarisatie van afbraak-/destructietechnologie voor de zuivering van PFAS uit waterige stromen met een korte definitie, een inschatting van de marktrijpheid, referenties en mogelijke verwijzingen naar bestaande technische fiches.....	62
Tabel 6: Voor- en nadelen van actief kool voor PFAS verwijdering.	77
Tabel 7: Voor- en nadelen van ionenwisseling voor de verwijdering van PFAS.....	86
Tabel 8: Voor- en nadelen van zeolieten en oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen voor de verwijdering van PFAS.	91
Tabel 9: Voor- en nadelen van coagulatie/flocculatie voor de verwijdering van PFAS.	96
Tabel 10: Voor- en nadelen van membraan gebaseerde technieken voor de verwijdering van PFAS.103	
Tabel 11: Voor- en nadelen van schuimfractionatie en ozofractionatie voor PFAS verwijdering. ..	109
Tabel 12: Voor- en nadelen van indamping/vacuümverdamping voor de verwijdering van PFAS..	114
Tabel 13: Voor- en nadelen van niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie voor de verwijdering van PFAS.	120
Tabel 14: Overzicht van noodzakelijk verbrandingstemperaturen en condities voor de destructie van PFAS op basis van recente literatuur (Winchell et al., 2020).	122
Tabel 15: Voor- en nadelen van thermische degradatie en verbranding voor de verwijdering van PFAS.	124
Tabel 16: Vergelijkend overzicht van de scheidings-/concentratietechnieken en afbraak-/destructietechnieken voor de behandeling van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater.	129
Tabel 17: PFAS influentconcentraties doorheen de tijd bij Case 1 uitgedrukt in ng/l.	136
Tabel 18: PFAS influentconcentraties doorheen de tijd bij Case 3 uitgedrukt in ng/l.	141
Tabel 19: PFAS effluentconcentraties en gemiddelde verwijderingsrendementen doorheen de tijd bij Case 3 uitgedrukt in ng/l. Verwijderingsrendementen werden bepaald op de gemiddelde concentraties van de verschillende meetmomenten.	142
Tabel 20: PFAS influentconcentraties doorheen de tijd bij case 5 uitgedrukt in ng/l.....	146
Tabel 21: PFAS effluentconcentraties en gemiddelde verwijderingsrendementen doorheen de tijd bij case 5 uitgedrukt in ng/l. Verwijderingsrendementen werden bepaald op de gemiddelde concentraties van de verschillende meetmomenten.	148
Tabel 22: PFAS influentconcentraties op een gegeven tijdstip van de waterbehandeling in Case 8.161	
Tabel 23: PFAS concentraties van de som van de 14 target PFAS op vier verschillende meetmomenten in het influent, het effluent van de coagulatie en filtratiestap, en het effluent van de GAC filtratie in Case 8 uitgedrukt in µg/l.	162
Tabel 24: Influentconcentraties, en effluentconcentraties en verwijderingsrendementen van de coagulatie en filtratiestap voor acht specifieke target PFAS op het meetmoment in week 4 in Case 8 uitgedrukt in µg/l.....	162
Tabel 25: Influentconcentraties voor 11 PFAS doorheen de tijd bij Case 10 uitgedrukt in ng/l.....	171
Tabel 26: Effluentconcentraties voor 11 PFAS parameters en gemiddelde verwijderingsrendementen doorheen de tijd in Case 10 uitgedrukt in ng/l. Verwijderingsrendementen werden bepaald op de gemiddelde concentraties van de verschillende meetmomenten.	172
Tabel 27: Gemiddelde verwijderingsrendement over een periode van meer dan 12 maanden voor de opstelling met schuimfractionatie in Case 10.	173

Tabel 28: Influentconcentraties voor 11 PFAS doorheen de tijd bij Case 11 uitgedrukt in ng/l.....	174
Tabel 29: Effluentconcentraties voor 11 PFAS parameters en gemiddelde verwijderingsrendementen doorheen de tijd in Case 10 uitgedrukt in ng/l. Verwijderingsrendementen werden bepaald op de gemiddelde concentraties van de verschillende meetmomenten.	174
Tabel 30: Influentconcentraties van de schuimfractionatie van het effluent van de grondwatersanering van 12 PFAS parameters in Case 12 op één meetmoment uitgedrukt in ng/l.....	175
Tabel 31: Influentconcentraties van de schuimfractionatie van het grondwater van 12 PFAS parameters in Case 12 op één meetmoment uitgedrukt in ng/l.	176
Tabel 32: Effluentconcentraties en verwijderingsrendementen van 11 PFAS parameters van de piloottest op het effluent van de grondwatersanering in Case 12 op één meetmoment uitgedrukt in ng/l.....	176
Tabel 33: Effluentconcentraties en verwijderingsrendementen van 12 PFAS parameters van de piloottest op grondwater in Case 12 op één meetmoment uitgedrukt in ng/l.	177
Tabel 34: Evaluatie van beschikbare milieuvriendelijke technieken en selectie van BBT	209
Tabel 35: Overzicht van de kennishiaten van de technieken die in detail besproken werden in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2, en opgenomen zijn in Tabel 16.	225
Tabel 36: Overzicht van het lopend onderzoek in Vlaanderen voor de zuivering van PFAS.....	227

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1: Overzicht van klassen van PFAS-verbindingen (OVAM, 2018).....	6
Figuur 2: Voorbeelden van stoffen die wel en stoffen die niet worden beschouwd als PFAS. (Wang et al., 2021).....	7
Figuur 3: Het onderscheid tussen korte en lange keten PFAS en hun precursoren voor PFCA's en PFSA's.	9
Figuur 4: Verspreiding PFAS emissies (Magazine of the German Environment Agency 1/2020).	11
Figuur 5: PFAS eigenschappen (Workshop PFAS, ISC Westerschelde - Universiteit Wageningen)....	12
Figuur 6: Industriële sectoren en andere gebruikscategorieën waar PFAS gebruikt worden of werden. Het cijfer staat voor het aantal subcategorieën (Glüge et al., 2020).	15
Figuur 7: Verhouding tussen gevaarlijke stoffen, ZS in het Nederlandse beleid, en SVHC volgens REACH (bron: RI.V.M.).....	32
Figuur 8: Evolutie van individuele PFAS emissies in Vlaanderen voor alle bedrijven met PFAS in het bedrijfsafvalwater waarvoor data beschikbaar was in de jaren 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 en 2022. Elk punt stelt de gemiddelde concentratie PFAS van alle metingen van dat jaar voor van individuele PFAS afkomstig van één bedrijf. De metingen onder de toen geldende bepalingsgrens zijn niet mee opgenomen in deze gemiddelde waarden. De horizontale, rode stippellijn stelt de toenmalige rapportagegrens voor individuele PFAS (0,1 µg/l) voor en de horizontale volle rode lijn stelt de huidige rapportagegrens (0,02 µg/l) voor de meeste PFAS voor (m.u.v. 6:2 FTS) (VMM, 2023).....	48
Figuur 9: Individuele PFAS emissies in Vlaanderen voor alle bedrijven met PFAS in het bedrijfsafvalwater waarvoor data beschikbaar was in de jaren 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 en 2022. Elk punt stelt de gemiddelde concentratie PFAS van alle metingen van dat jaar van individuele PFAS afkomstig van één bedrijf uit een bepaalde sector. De metingen onder de toen geldende bepalingsgrens zijn niet mee opgenomen in deze gemiddelde waarden. De horizontale, rode stippellijn stelt de toenmalige rapportagegrens voor individuele PFAS (0,1 µg/l) voor en de horizontale volle rode lijn stelt de huidige rapportagegrens (0,020 µg/l) voor de meeste PFAS (m.u.v. 6:2 FTS) voor (VMM, 2023).	49
Figuur 10: Aantal gedetecteerde PFAS-parameters per meetlocatie in Vlaanderen (VMM, 2022). .	51
Figuur 11: Verspreiding en concentratie (ng/l) van (A) PFBS en (B) PFOS in ondiep freatisch grondwater in Vlaanderen (Overgenomen en aangepast uit VMM, 2022).	51
Figuur 12: Vereenvoudigde schematische weergave van een lead-lag configuratie van GAC filters voor de verwijdering van PFAS.	69
Figuur 13: PFAS verwijdering van 4 verschillende PFAS, d.i. PFBA, PFPeA, PFHxA en PFOA, via behandeling van grondwater via een bepaald type GAC met 13 & 26 min EBCT in filters op grote schaal. De influent concentraties van deze PFAS waren PFBA (~1400 ng/l), PFOA (~600 ng/l) en PFHxA (150 – 300 ng/l) (Kempisty et al., 2022).....	71
Figuur 14: Vereenvoudigde schematische weergave van een lead-lag configuratie van ionenwisselingshars filters voor de verwijdering van PFAS.	79
Figuur 15: Vereenvoudigde schematische weergave van een lead-lag configuratie van filters met oppervlakte gemodificeerde kleimineralen voor de verwijdering van PFAS.	88
Figuur 16: Waterbehandelingstrein toegepast door HMVT voor de verwijdering van PFAS in grondwater via coagulatie gevolgd door een actief kool nabehandeling.	93
Figuur 17: De poriegrootte van membranen, gehanteerde drukken en welke type stoffen verwijderd kunnen worden door de verschillende types membraan gebaseerde technieken (WASS, 2010).97	
Figuur 18: Vereenvoudigde schematische weergave van een membraan gebaseerde techniek voor de verwijdering van PFAS.	99
Figuur 19: Vereenvoudigde schematische weergave van meertrapsschuimfractionatie voor de verwijdering van PFAS (Burns et al., 2021).	105

Figuur 20: Vereenvoudigde schematische weergave van (A) mechanische damp recompressie en (B) vacuümverdamer (gebaseerd op WASS, 2010).....	111
Figuur 21: Vereenvoudigde schematische weergave van een voorbeeld van een batchreactoropstelling van niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie voor de verwijdering van PFAS.	116
Figuur 22: PFAS transformatie in kortere keten PFAS en concentratie verloop van verschillende PFAS tijdens de niet-thermisch plasma gebaseerde degradatie van een PFOA/PFOS mengsel bij verschillende startconcentraties en reactietijden (Khan et al., 2022).	117
Figuur 23: Schematische voorstelling van de opstelling van de waterbehandeling voor de zuivering van PFAS i.k.v. een bemaling in Case 1.	136
Figuur 24: Schematische voorstelling van de opstelling van de waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater in Case 2.	138
Figuur 25: Schematische voorstelling van de opstelling van de waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater in Case 3.	140
Figuur 26: Schematische voorstelling van de opstelling van de waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater in Case 4.	143
Figuur 27: Schematische voorstelling van de opstelling van de waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bemalingswater in Case 5.....	144
Figuur 28: Schematische voorstelling van de opstelling van de waterbehandeling voor de zuivering van PFAS in bedrijfsafvalwater in Case 6.	154
Figuur 29: Waterbehandelingstrein toegepast voor de verwijdering van PFAS in grondwater via coagulatie gevolgd door een actief kool nabehandeling in Case 7.	160
Figuur 30: Waterbehandelingstrein toegepast voor de verwijdering van PFAS in grondwater via coagulatie gevolgd door een actief kool nabehandeling in Case 8.	161
Figuur 31: Vereenvoudigde schematische voorstelling van de waterbehandelingstrein toegepast voor de verwijdering van PFAS in bedrijfsafvalwater via membraan gebaseerde technieken gevolgd door een nabehandeling van het permeaat met in Case 9.	166
Figuur 32: Vereenvoudigde schematische voorstelling van de waterbehandeling toegepast voor de verwijdering van PFAS in bedrijfsafvalwater via schuimfractionatie in Case 10.....	171
Figuur 33: Selectie van BBT op basis van scores voor verschillende criteria	207
Figuur 34: Electrocoagulatie mechanisme (Liu et al., 2022a)	236

LIJST VAN AFKORTINGEN

4:2 FTS	4:2 fluortelomeersulfonzuur
6:2 FTCA	6:2 fluortelomeercarbonzuur
6:2 FTS	6:2 fluortelomeersulfonzuur
6:2 FTSA	6:2 fluortelomeersulfonzuuramide
6:2 diPAP	6:2 fluortelomeerfosfaat diester
6:2/8:2 diPAP	6:2/8:2 fluortelomeerfosfaat diester
6:2 FTOH	6:2 fluortelomeeralcohol
6:2 PAP	6:2 fluortelomeerfosfaat monoester
8:2 diPAP	8:2 fluortelomeerfosfaat diester
8:2 FTOH	8:2 fluortelomeeralcohol
8:2 FTS	8:2 fluortelomeersulfonzuur
8:2 PAP	8:2 fluortelomeerfosfaat monoester
10:2 FTS	10:2 fluortelomeersulfonzuur
AOF	Adsorbeerbaar organisch fluor
AOP	Geavanceerde oxidatieprocessen
AOX	Adsorbeerbare Organische Halogeenverbindingen
ARP	Geavanceerde reductieprocessen
AWWA	American Water Works Association
BBT	Beste Beschikbare Technieken
BC	Begeleidingscomité
BDD	Boor-gedoteerd diamant/boron-doped diamond
BREF	BBT Referentie Document
BTEX	Benzeen, toluen, ethylbenzeen & xyleen
BVR	Besluit Vlaamse Regering
BZV	Biologisch zuurstofverbruik
CAPEX	Capital expenditure/investeringskosten
CLP	Classification, Labelling and Packaging
cMACS	Centre for Membrane separations, Adsorption, Catalysis and Spectroscopy
CMK	Centrum voor Milieukunde - Centre for Environmental Sciences
CNT	Koolstof nanotubes
cSBO	Cluster Strategisch Basisonderzoek
CSTR	Constant stirred tank reactor
CZV	Chemisch zuurstofverbruik
diPAP	Fosfaatdiesters
DAF	Dissolved air flotation
DONA	4,8-dioxa-3H-perfluornonaanzuur
EBCT	Empty Bed Contact Time
EC	Europese Commissie
ECF	Elektrochemische fluorinatie
ECHA	European Chemicals Agency
ECTFE	Ethyleen chlorotrifluorethyleen tetrafluorethyleen
EEA	European Environmental Agency
EFSA	Europese Autoriteit voor voedselveiligheid
EG	Europese Gemeenschap

EIPPCB	European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau
EMIS	Energie en Milieu Informatiesysteem voor het Vlaamse Gewest
EOF	Extraheerbaar organisch fluor
EPA	Environmental Protection Agency
ETFE	Ethyleen tetrafluorethyleen
EtFOSE	N-Ethylperfluor-n-octaansulfonamido-ethanol
EtPFOSA	N-ethylperfluor-n-octaansulfonamide
EtPFOSAA	N-ethylperfluor-n-octaansulfonamido-azijnzuur
EU	Europese Unie
FEP	Perfluorethyleen propylene
FTOH	Fluortelomeeralcohol
GAC	Granulair actief kool
GHS	Globally Harmonised System
GO	Grote onderneming
GPBV	Geïntegreerde Preventie en Bestrijding van Verontreiniging
HFPO-DA	Perfluor-2-propoxypropaan-2-yl azijnzuur; alternatieve benaming HexaFluorPropyleenOxide-Dimer Acid (GenX Technologie)
ITRC	Interstate Technology and Regulatory Council
KMO	Kleine of middelgrote onderneming
KRW	Kaderrichtlijn Water
LCIA	Life cycle impact assessment
LTL	Limitatieve technologieënlijst
MCL	Maximum Contaminant Level
MePFBSA	N-methylperfluor-n-butaansulfonamide
MePFBSAA	N-methylperfluor-n-butaansulfonylamide azijnzuur
MePFOSA	N-methylperfluor-n-octaansulfonamide
MePFOSAA	N-methylperfluor-n-octaansulfonamido-azijnzuur
MF	Microfiltratie
MIP	Molecularly imprinted polymers
MKN	Milieukwaliteitsnorm
MWCNT	multi-walled koolstof nanotube
MWCO	Molecular Weight Cutt-off
NB	Niet bepaald
NF	Nanofiltratie
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development
OESO	Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling
OO	Omgekeerde osmose
OPEX	Operating expenditure/operationele kosten
OVAM	Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij
PAC	Powdered activated carbon of polyaluminiumchloride
PAK	Polycyclische aromatische koolwaterstoffen
PBT	Persistent, Bioaccumulatief en Toxisch
PFA	Perfluoralkoxy ethaan
PFAA	Perfluoralkylzuren
PFAS	Per- en polyfluoralkylverbindingen
PFASA	Perfluoralkylsulfonamide
PFBA	Perfluor-n-butaanzuur

PFBS	Perfluor-n-butaansulfonaat
PFBSA	Perfluor-n-butaansulfonamide
PFCA	Perfluorcarbonsuren
PFDA	Perfluor-n-decaanzuur
PFDoDA	Perfluor-n-dodecaanzuur
PFDoDS	Perfluor-n-dodecaansulfonzuur
PFDS	Perfluor-n-decaansulfonzuur
PFECA	Per- en polyfluoralkylethercarbonzuur
PFECHS	Perfluor-4-ethylcyclohexaansulfonzuur
PFHpA	Perfluor-n-heptaanzuur
PFHpS	Perfluor-n-heptaansulfonzuur
PFHxA	Perfluor-n-hexaanzuur
PFHxDA	Perfluor-n-hexadecaanzuur
PFHxS	Perfluor-n-hexaansulfonzuur
PFHxSA	Perfluor-n-hexaansulfonamide
PFMPA	Perfluormethoxy propaanzuur
PFMVE	Perfluoralkyl vinyl ethers
PFNA	Perfluor-n-nonaanzuur
PFNS	Perfluor-n-nonaansulfonzuur
PFOA	Perfluor-n-octaanzuur
PFODA	Perfluor-n-octadecaanzuur
PFOS	Perfluor-n-octaansulfonzuur
PFOSA	Perfluor-n-octaansulfonamide
PFOSAA	Perfluor-n-octaansulfonamidoazijnzuur
PFPA	Perfluorfosfonzuren
PFPeA	Perfluor-n-pentaanzuur
PFPeS	Perfluor-n-pentaansulfonzuur
PFSA	Perfluorsulfonzuren
PFTrDA	Perfluor-n-tridecaanzuur
PFTrDS	Perfluor-n-tridecaansulfonzuur
PFTeDA	Perfluor-n-tetradecaanzuur
PFUnDA	Perfluor-n-undecaanzuur
PFUnDS	Perfluor-n-undecaansulfonzuur
POP	Persistente organische pollutanten
PPT	Parts per trillion
PREC	Periodically Reversing ElectroCoagulation
PTFE	Polytetrafluoretheen
PVDF	Polyvinylideen fluoride
REACH	Registratie, Evaluatie, Autorisatie en Restrictie van Chemische stoffen
RIE	Richtlijn Industriële Emissies (2010/75/EU)
RI.V.M.	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
RPF	Relative Potency Factor
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
SCWO	Superkritische wateroxidatie/Supercritical water oxidation
SDS	Veiligheidsinformatieblad (Safety Data Sheet)
SVHC	Zeer zorgwekkende stoffen (Substances of Very High Concern)
SWCNT	single-walled koolstof nanotube

TDI	Totale Dagelijkse Inname
TDS	Totaal opgeloste stoffen/Total dissolved solids
TFA	Trifluorazijnzuur
TFE	Tetrafluorethyleen
TOP	Totaal oxideerbare precursors
TRL	Technology readiness level
UF	Ultrafiltratie
UNEP	VN-Milieuprogramma
US EPA	U.S. Environmental Protection Agency
UV	Ultraviolet
v.g.t.g.	van geval tot geval
VCB	Vlaamse Confederatie Bouw
VITO	Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek
VLAREM II	Besluit van de Vlaamse regering houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne
VLAREM III	Besluit van de Vlaamse regering houdende bijkomende algemene en sectorale voorwaarden voor GPBV-installaties
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij
VOS	Vluchtige organische stoffen
vPvB	zeer Persistent en zeer Bioaccumulatief
VUV	Vacuüm ultraviolet licht
WAC	Compendium voor de monsterneming, meting en analyse van water
WASS	WAterzuiveringsSelectieSysteem
WTCB	Wetenschappelijk en Technisch Centrum voor het Bouwbedrijf
ZLD	Zero liquid discharge
ZS	Zwevende stoffen
ZVI	Zero valent ijzer
ZZS	Zeer Zorgwekkende Stoffen

HOOFDSTUK 1. OVER DEZE BBT-STUDIE



HOOFDSTUK 1. OVER DEZE BBT-STUDIE

In dit hoofdstuk wordt eerst het begrip Beste Beschikbare Technieken (BBT) toegelicht. Vervolgens wordt het algemene kader van deze Vlaamse BBT-studie geschetst. Onder meer de doelstellingen, de inhoud, de begeleiding en de werkwijze van de BBT-studie worden verduidelijkt.

1.1 BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN IN VLAANDEREN

1.1.1 DEFINITIE

Het begrip “Beste Beschikbare Technieken”, afgekort BBT, wordt in VLAREM II, artikel 1.1.2, gedefinieerd als:

“Het meest doeltreffende en geavanceerde ontwikkelingsstadium van de activiteiten en exploitatiemethoden, waarbij de praktische bruikbaarheid van speciale technieken om in beginsel het uitgangspunt voor de emissiegrenswaarden en andere vergunningsvoorwaarden te vormen is aangetoond, met het doel emissies en effecten op het milieu in zijn geheel te voorkomen of, wanneer dat niet mogelijk blijkt algemeen te beperken;”

- “technieken”: zowel de toegepaste technieken als de wijze waarop de installatie wordt ontworpen, gebouwd, onderhouden, geëxploiteerd en ontmanteld;
- “beschikbare”: op zodanige schaal ontwikkeld dat de betrokken technieken, kosten en baten in aanmerking genomen, economisch en technisch haalbaar zijn in industriële context en kunnen worden toegepast, onafhankelijk van de vraag of die technieken al dan niet op het grondgebied van het Vlaamse Gewest worden toegepast of geproduceerd, mits ze voor de exploitant op redelijke voorwaarden toegankelijk zijn;
- “beste: het meest doeltreffend voor het bereiken van een hoog algemeen niveau van bescherming van het milieu in zijn geheel.”

Deze definitie vormt het vertrekpunt om het begrip BBT concreet in te vullen voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater in Vlaanderen.

1.1.2 BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN ALS BEGRIP IN HET VLAAMSE MILIEUBELEID

ACHTERGROND BIJ BEGRIP

Bijna elke menselijke activiteit (b.v. woningbouw, industriële activiteit, recreatie, landbouw) beïnvloedt op de één of andere manier het leefmilieu. Vaak is het niet mogelijk in te schatten hoe schadelijk die beïnvloeding is. Vanuit deze onzekerheid wordt geoordeeld dat iedere activiteit met maximale zorg moet uitgevoerd worden om het leefmilieu zo weinig mogelijk te belasten. Dit stemt overeen met het zogenaamde voorzorgsbeginsel.

In haar milieubeleid, gericht op het bedrijfsleven, heeft de Vlaamse overheid dit voorzorgsbeginsel vertaald naar de vraag om de “Beste Beschikbare Technieken” toe te passen. Deze vraag wordt als zodanig opgenomen in de algemene voorschriften van VLAREM II (art. 4.1.2.1). Het toepassen van de BBT betekent in de eerste plaats dat iedere exploitant al wat technisch en economisch mogelijk is, moet doen om milieuschade te vermijden. Daarnaast wordt ook de naleving van de vergunningsvoorwaarden geacht overeen te stemmen met de verplichting om de BBT toe te passen.

Binnen het Vlaamse milieubeleid wordt het begrip BBT in hoofdzaak gehanteerd als basis voor het vastleggen van vergunningsvoorwaarden. Dergelijke voorwaarden die aan inrichtingen in Vlaanderen worden opgelegd steunen op twee pijlers:

- de toepassing van de BBT;
- de resterende milieu-effecten mogen geen afbreuk doen aan de vooropgestelde milieukwaliteitsdoelstellingen.

Ook de Europese Richtlijn Industriële Emissies (2010/75/EU) en haar voorganger, de “IPPC” Richtlijn (2008/1/EC), schrijven de lidstaten voor om op deze twee pijlers te steunen bij het vastleggen van vergunningsvoorwaarden.

CONCRETISERING VAN BEGRIP

Om concreet inhoud te kunnen geven aan het begrip BBT, dient de algemene definitie van VLAREM II nader verduidelijkt te worden. Het BBT-kenniscentrum hanteert onderstaande invulling van de drie elementen.

- “Beste” betekent “beste voor het milieu als geheel”, waarbij het effect van de beschouwde techniek op de verschillende milieucompartimenten (lucht, water, bodem, afval, ...) wordt afgewogen;
- “Beschikbare” duidt op het feit dat het hier gaat over iets dat op de markt verkrijgbaar en redelijk in kostprijs is. Het zijn dus technieken die niet meer in een experimenteel stadium zijn, maar effectief hun waarde in de bedrijfspraktijk bewezen hebben. De kostprijs wordt redelijk geacht indien deze haalbaar is voor een ‘gemiddeld’ bedrijf uit de beschouwde sector én niet buiten verhouding is tegenover het behaalde milieuresultaat;
- “Technieken” zijn technologieën én organisatorische maatregelen. Ze hebben zowel te maken met procesaanpassingen, het gebruik van minder vervuilende grondstoffen, end-of-pipe maatregelen, als met goede bedrijfspraktijken.

Het is hierbij duidelijk dat wat voor het ene bedrijf een BBT is dat niet voor een ander hoeft te zijn. Toch heeft de ervaring in Vlaanderen en in andere regio’s/landen aangetoond dat het mogelijk is om algemene BBT-lijnen te trekken voor groepen van bedrijven die dezelfde processen gebruiken en/of gelijkaardige producten maken. Dergelijke sectorale of bedrijfstak-BBT maken het voor de overheid mogelijk sectorale milieuvorwaarden vast te leggen. Hierbij zal de overheid doorgaans niet de BBT zelf opleggen, maar wel de milieuprestaties die met BBT haalbaar zijn als norm beschouwen.

Het concretiseren van BBT voor sectoren vormt tevens een nuttig referentiepunt bij het toekennen van steun bij milieuvriendelijke investeringen door de Vlaamse overheid. De regeling Ecologiepremie bepaalt dat bedrijven die milieu-inspanningen leveren die verdergaan dan de wettelijke vereisten, kunnen genieten van een investeringssubsidie.

1.2 BBT-STUDIE VOOR DE ZUIVERING VAN MET PFAS BELAST BEDRIJFSAFVALWATER EN BEMALINGSWATER

1.2.1 DOELSTELLINGEN VAN STUDIE

Deze BBT-studie bevat een sector overschrijdende BBT-analyse voor de Vlaamse activiteiten die PFAS emissies naar water veroorzaken. Het doel van de studie bestaat erin om:

- a) Een inventarisatie te maken van de voornaamste sectoren en activiteiten waarbij PFAS-emissies naar water kunnen plaatsvinden;

- b) Een inventarisatie en evaluatie te maken van alle mogelijke technieken die toegepast of onderzocht worden voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater of bemalingswater.
- c) Formuleren van BBT en aanbevelingen voor milieuvoorwaarden, verder onderzoek en technologische ontwikkeling, en Ecologiepremie voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater of bemalingswater.

1.2.2 INHOUD VAN DE STUDIE

Vertrekpunt van het onderzoek naar de Beste Beschikbare Technieken voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater is vooral een milieujuridische (met waar mogelijk een socio-economische) doorlichting (hoofdstuk 2).

In hoofdstuk 3 worden de verschillende sectoren en processen meer in detail toegelicht die mogelijke emissies naar water veroorzaken. Daarnaast beschrijft dit hoofdstuk de PFAS-problematiek in Vlaanderen op vlak van bedrijfsafvalwater en bemalingswater en geeft het een overzicht van de geïnterviewde technieken voor de waterbehandeling van PFAS en de bijbehorende milieu-impact van deze technieken. Tijdens het uitwerken van deze BBT-studie werden de rapportagegrenzen voor bedrijfsafvalwater verlaagd van 100 ng/l tot 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS die opgenomen zijn in het WAC/IV/A/025 (trad in werking 10 dagen na publicatie van het Ministerieel Besluit op 09/03/2023). Voor de beschrijving van deze technieken werd hoofdzakelijk informatie verzameld die afgestemd is op het behalen van de oude rapportagegrens van 100 ng/l. In een beperkt aantal cases kon aangetoond worden dat zuiveringen tot <20 ng/l voor alle PFAS mogelijk zijn. Hoofdzakelijk met korte keten PFAS, PFBA in het bijzonder, worden moeilijkheden ervaren om deze te verwijderen onder deze grens. Voor lange keten PFAS zijn er reeds meerdere cases waarbij deze verwijderd konden worden tot onder 20 ng/l, echter bij zeer hoge influentconcentraties en/of complexe matrices blijft dit moeilijk realiseerbaar.

Op basis van een uitgebreide literatuurstudie, aangevuld met gegevens van bedrijven, studie bureaus, technologieleveranciers en bedrijfsbezoeken, wordt in hoofdstuk 4 een inventaris opgesteld van milieuvriendelijke technieken voor de zuivering van PFAS belast afvalwater/bemalingswater. Vervolgens, in hoofdstuk 5, vindt voor elk van deze technieken een evaluatie plaats, niet alleen van het globaal milieurendement, maar ook van de technische en economische haalbaarheid. Deze grondige afweging laat ons toe de Beste Beschikbare Technieken te selecteren.

De BBT zijn op hun beurt de basis voor een aantal suggesties om de bestaande milieuregelgeving te evalueren, te concretiseren en aan te vullen (hoofdstuk 6). Tevens wordt in hoofdstuk 6 onderzocht welke van deze technieken in aanmerking komen voor investeringssteun in het kader van de Ecologiepremie en worden aanbevelingen voor verder onderzoek en technologische ontwikkeling geformuleerd. In hoofdstuk 7 wordt er verder ingegaan op de technieken in opkomst.

HOOFDSTUK 2. PFAS-PROBLEMATIEK, RELEVANTE SECTOREN & MILIEUJURIDISCHE SITUERING



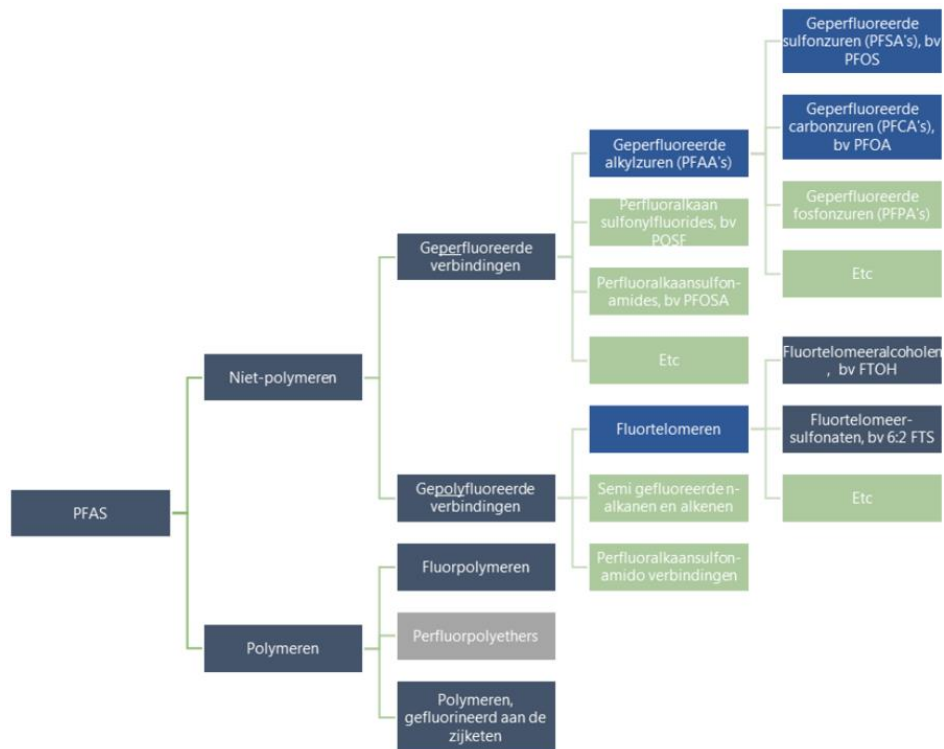
PFAS | Per- en
Polyfluoralkyl
Verbindingen

HOOFDSTUK 2. PFAS-PROBLEMATIEK, RELEVANTE SECTOREN & MILIEUJURIDISCHE SITUERING

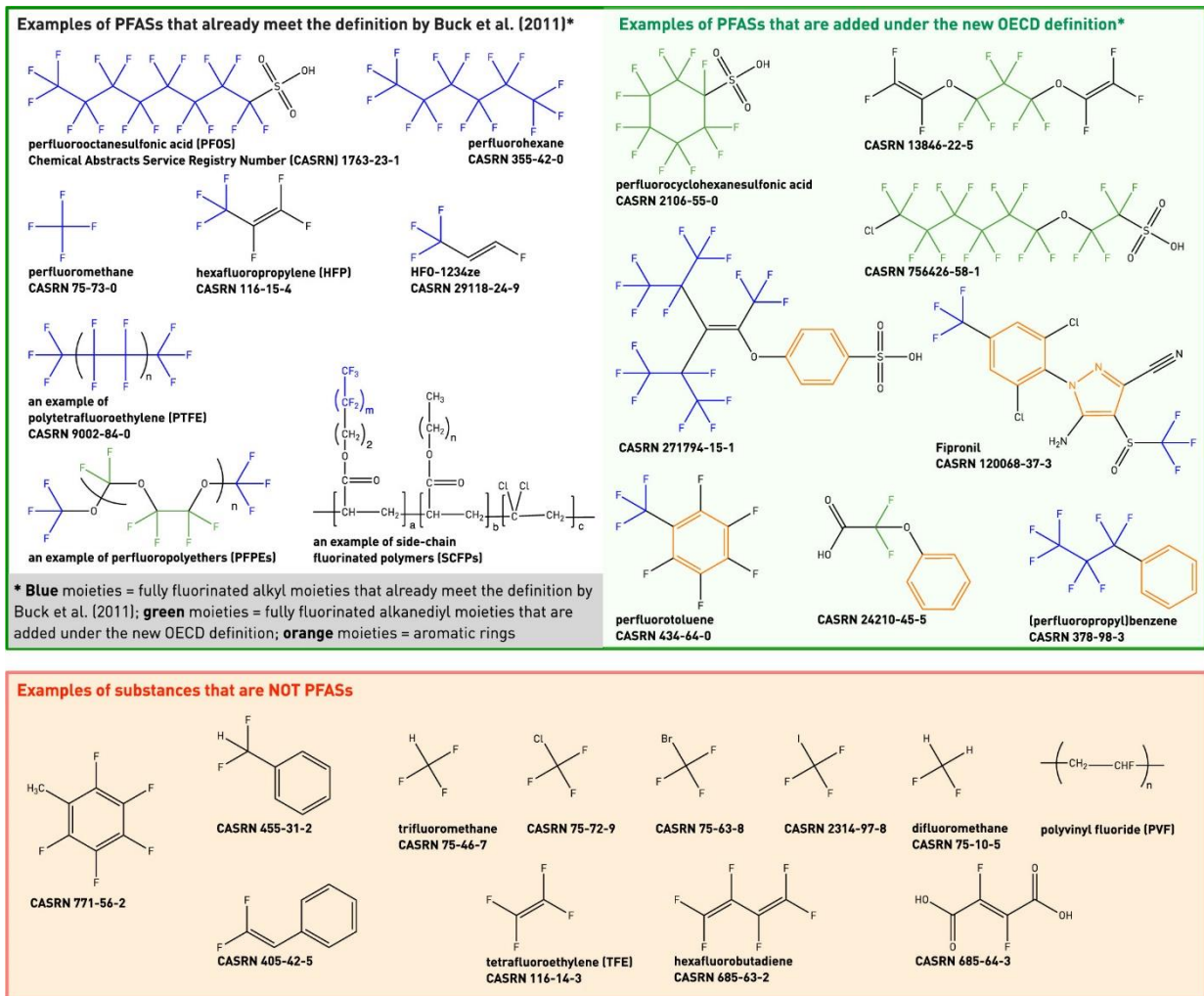
In dit hoofdstuk wordt een situering van de algemene PFAS-problematiek geschetst inclusief enkele relevante aspecten, korte inventarisatie van de relevante sectoren waar PFAS wordt gebruikt en waar mogelijk emissies naar het water vrijkomen, en een milieujuridische situering die kadert binnen de PFAS emissies naar water.

2.1 ALGEMENE INFORMATIE PFAS

Poly - en perfluoralkylverbindingen of PFAS zijn een grote familie van meer dan 6000 antropogene (door de mens gemaakte) stoffen die poly (gedeeltelijk)- of per (volledig)- gefluoreerde alkylgroepen bevatten. Er zijn verschillende definities voor PFAS (Hammel et al., 2022). Afhankelijk van de gehanteerde definitie kunnen sommige verbindingen al dan niet onder de noemer van PFAS vallen. OESO definieert PFAS als gefluoreerde verbindingen die ten minste één volledig gefluoreerd methyl (-CF₃) of methyleen (-CF₂-) koolstofatoom bevatten (zonder H/Cl/Br/I eraan verbonden) (OECD, 2021). De bekendste hiervan zijn PFOA (perfluorooctaanzuur), PFOS (perfluorooctaansulfonzuur) en HFPO-DA (Perfluor-2-propoxypropaan; gebruikte stof in GenX technologie). PFAS worden ingedeeld in twee grote groepen, namelijk polymeren en niet-polymeren. Figuur 1 toont een algemene onderverdeling van de PFAS parameters. Figuur 2 geeft een aantal voorbeelden van stoffen die volgens de OESO definitie wel beschouwd worden als PFAS, en stoffen die niet beschouwd worden als PFAS. PFAS worden sinds 1940 geproduceerd door de mens. Deze synthetische chemische stoffen komen niet van nature voor in het milieu en zijn niet of nauwelijks natuurlijk afbreekbaar.



Figuur 1: Overzicht van klassen van PFAS-verbindingen (OVAM, 2018).



Figuur 2: Voorbeelden van stoffen die wel en stoffen die niet worden beschouwd als PFAS. (Wang et al., 2021)

2.1.1 FYSISCHE EN CHEMISCHE EIGENSCHAPPEN VAN NIET-POLYMEREN PFAS

Niet-polymere PFAS bestaan typisch uit een hydrofobe per- of polyfluoralkylketen en vaak hydrofiele functionele groep (carboxylaat, sulfonaat, sulfaat, fosfaat, amine...) en zijn terug te vinden in vele toepassingen omdat ze zowel water-, vet- als vuilafstotende eigenschappen hebben, en omdat ze bestand zijn tegen hoge temperatuur. Het commerciële succes en het wijdverspreide gebruik van PFAS zijn toe te wijzen aan de corresponderende fysische en chemische eigenschappen, zoals een hoge graad aan thermische en chemische stabiliteit, en het vermogen om de oppervlaktespanning te verminderen. Dit is ook tegelijk een nadeel; dezelfde eigenschappen maken dat vele PFAS persistente en soms bioaccumulatieve stoffen zijn en moeilijk te behandelen zijn met klassieke zuiverings- en afbraaktechnieken. Vandaar dat PFAS bekend zijn onder de naam “forever chemicals”.

De hoge elektronegativiteit en de kleine grootte van het fluor atoom maakt dat de C-F binding één van de sterkste covalente bindingen is in de organische chemie. De grote hoeveelheid benodigde energie om deze binding te breken is verantwoordelijk voor de stabiliteit van PFAS in aanwezigheid van oxidanten en hoge temperaturen alsook hun weerstand voor chemische en biologische degradatie. Afname van de ketenlengte zal enkel de sterkte van de binding doen toenemen, waardoor het koolstof centrum meer positief wordt. Bijkomend, de lage polariseerbaarheid van fluor geeft PFAS coatings de unieke eigenschap van zowel hydrofoob als lipofob.

Hoewel de C-F binding algemeen is voor alle PFAS, is er een significante structurele variatie tussen deze componenten. Koolstofketenlengte wordt vaak gebruikt voor de classificatie van PFAS, aangezien het een belangrijke impact heeft op de eigenschappen van een component. Een toenemende koolstofketenlengte wordt geassocieerd met een toenemende lipofiliciteit en hydrofobiciteit. PFAS kan zowel in waterige als in vaste matrices gevonden worden, alhoewel de lange keten PFAS een grotere waarschijnlijkheid hebben om zich vast te hechten aan bodempartikels door het verschil in adsorptiepotentiaal. Deze verschillen in wateroplosbaarheid en adsorptiepotentialen veroorzaken ongelijkheden in mobiliteit en milieutransport. Bijgevolg is de verspreiding van PFAS in het milieu sterk afhankelijk van ketenlengte (Liu et al., 2022a). Lange keten PFAS adsorberen beter aan vaste (organische) materie en positief geladen ionen in de bodem, wat hen minder mobiel maakt, terwijl korte keten PFAS een hoge polariteit en oplosbaarheid vertonen, waardoor deze bijgevolg een hogere mobiliteit in waterige omgeving vertonen (Liu et al., 2022a).

Hoewel de ketenlengte belangrijk is, is het zeker niet de enige factor die de eigenschappen van PFAS bepaalt. De functionele groep, zoals bijvoorbeeld een carbonzuurgroep, sulfonzuurgroep en hydroxylgroep, hebben ook invloed op de chemische eigenschappen van PFAS. Bijvoorbeeld, meer elektrofile PFCA's, die een carboxylgroep bevatten, degraderen gemakkelijker dan PFSA's, die een sulfonzuurgroep bevatten, bij een zelfde aantal koolstofatomen in hun keten. Deze functionele groepen zorgen ervoor dat PFAS oplossen in hun ionische vorm in waterige oplossingen onder geschikte omstandigheden. Afhankelijk van de functionele groep, kan het gevormde ion anionisch, kationisch of zwitterionisch zijn. Echter komen de meeste PFAS in de omgeving voor als anionen. Verschillende ionische vormen gedragen zich verschillend in het milieu. Kationen worden meer waarschijnlijk geadsorbeerd aan de bodem, dat over het algemeen een netto negatieve lading heeft, terwijl de adsorptie van anionen over het algemeen lager is. De zuurtegraad (pH) kan verder het transport van ionische vormen via het milieu beïnvloeden (Meegoda et al., 2020).

Op basis van verscheidene bronnen in de literatuur worden verschillen vastgesteld naar definities voor de onderverdeling van korte en lange keten PFAS. Enerzijds wordt er in verschillende bronnen geen onderscheid gemaakt op basis van functionele groep wanneer korte en lange keten PFAS worden gedefinieerd. Anderzijds maken andere bronnen waaronder ook de OECD definitie (2018) enkel specifiek voor PFCA's en PFSA's en hun precursoren een onderscheid tussen korte en lange ketens.

Hierbij enkele relevante bronnen en hun respectievelijke definities voor korte en lange keten PFAS:

- Ateia et al., 2019:
 - Ultrakorte keten PFAS: C2 tot C3;(2 tot 3 koolstofatomen);
 - Korte keten PFAS: C4 tot C7(4 tot 7 koolstofatomen);
 - Lange keten PFAS: C8 en meer koolstofatomen. (8 en meer koolstofatomen).Deze bron maakt geen onderscheid op basis van de functionele groep van de PFAS.
- European Agency for Safety and Health at Work (Regulation No. 1907/2006):
 - Korte keten PFCA: C6 en minder koolstofatomen;
 - Lange keten PFCA: C7 en meer koolstofatomen;
 - Korte keten PFSA: C5 en minder koolstofatomen;
 - Lange keten PFSA: C6 en meer koolstofatomen.Deze bron maakt wel onderscheid op basis van de functionele groep van de PFAS.
- Garg et al., 2021:
 - Korte keten PFAS: C10 en minder koolstofatomen;
 - Lange keten PFAS: C11 en meer koolstofatomen.Deze bron maakt geen onderscheid op basis van de functionele groep van de PFAS.

- Lenka et al., 2021:
 - Ultrakorte keten PFAS: C3 en minder koolstofatomen);
 - Korte keten PFAS: C4 tot C6; (4 tot 6 koolstofatomen, bv. PFBA, PFBS, PFHxS, PFPeA);
 - Lange keten PFAS: C7 en meer koolstofatomen.
 Deze bron maakt geen onderscheid op basis van de functionele groep van de PFAS.

- Leonello et al., 2021:
 - Korte keten PFAS: C5 en minder koolstofatomen;
 - Lange keten PFAS: C6 en meer koolstofatomen.
 Deze bron maakt geen onderscheid op basis van de functionele groep van de PFAS.

- Riegel et al., 2020, Dixit et al., 2021 en US EPA op basis van de beschrijving van OECD/UNEP Global PFC Group, 2013:
 - Korte keten PFCA: C7 en minder koolstofatomen;
 - Lange keten PFCA: C8 en meer koolstofatomen;
 - Korte keten PFSA: C5 en minder koolstofatomen;
 - Lange keten PFSA: C6 en meer koolstofatomen.
 Deze bron maakt wel onderscheid op basis van de functionele groep van de PFAS.

Hierbij is op te merken dat vele bronnen zich concentreren op componenten met minstens 4 koolstofatomen, hoewel volgens de OESO definitie ook kleinere moleculen worden beschouwd als PFAS.

De definitie voor korte en lange keten PFAS die doorheen deze BBT-studie gehanteerd zal worden vertrekt van de uitgebreide definitie voor lange en korte keten PFAS zoals voorgesteld door OESO (OECD, 2015 & 2018). Het onderscheid tussen lange en korte keten PFAS wordt enkel gemaakt voor PFCA's en PFSA's en hun precursoren. Precursoren zijn chemische verbindingen die kunnen afbreken of transformeren ter vorming van stabiele PFAA's in de omgeving en levende organismen. Dit zijn bijvoorbeeld fluortelomeren, polyfluoralkylfosforzuurdiesters en perfluoralkaansulfonamides, maar er zijn veel mogelijke andere precursoren. Door het OESO werden reeds meer dan 1000 verschillende precursoren geïdentificeerd waarvan op het moment van schrijven slechts een beperkt aantal gemeten kunnen worden (OECD, 2018). In deze BBT-studie wordt het onderscheid tussen korte en lange keten PFAS en hun precursoren gemaakt op basis van het aantal koolstofatomen zoals geïllustreerd in Figuur 3 (OECD, 2015 & 2018):

	Ultra korte keten PFAS	Korte keten PFAS	Lange keten PFAS
PFCA	C2 C3	C4 C5 C6 C7	C8 C9 C10 >C10
PFSA	C2 C3	C4 C5	C6 C7 C8 C9 C10 >C10

Figuur 3: Het onderscheid tussen korte en lange keten PFAS en hun precursoren voor PFCA's en PFSA's.

Het verschil tussen PFCA en PFSA wordt gemaakt omdat de lengte van de gefluoreerde koolstofketen en de aard van de functionele groep een effect hebben op de fysicochemische eigenschappen dat het gedrag van deze PFAS in de omgeving en organismen, en hun mate van bioaccumulatie en (eco)toxiciteit beïnvloeden (Meegoda et al., 2020; OECD, 2018). PFCA's bevatten namelijk één extra niet-gefluoreerd koolstofatoom afkomstig van de carboxylgroep.

2.1.2 FYSISCHE EN CHEMISCHE EIGENSCHAPPEN VAN PFAS POLYMEREN

Naast de niet-polymeren en hun indeling, maken ook polymeren deel uit van de PFAS. Binnen de polymeren zijn er opnieuw belangrijke onderverdelingen te maken (ITRC, 2022; Vrancken, 2021):

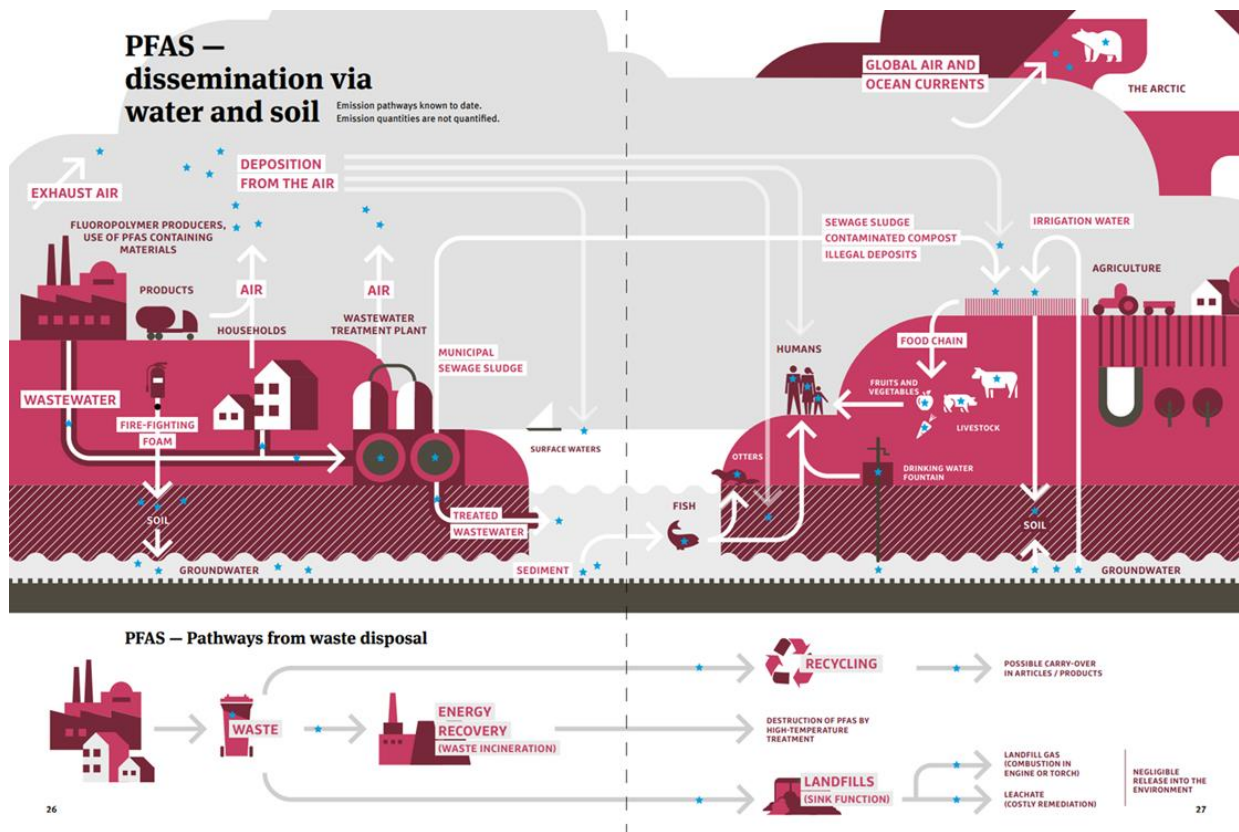
- fluoropolymeren: deze bestaan uit een koolstofketen uit zich herhalende monomeren, waarbij de koolstofatomen gepoly- of geperfluoreerd zijn;
- perfluorpolyethers: deze bestaan uit een koolstofketen van zich herhalende monomeren afgewisseld met etherverbindingen, waarbij de koolstofatomen geperfluoreerd zijn;
- polymeren met gefluoreerde zijketen: een niet-gefluoreerde koolstofketen uit zich herhalende monomeren, met zijketens van gepoly- of geperfluoreerde verbindingen.

Deze verschillende types polymeren hebben verschillende eigenschappen. Er werd gesteld dat fluoropolymeren zeer bestendig zijn tegen fysieke, chemische en biologische degradatie, en dat deze stoffen daarom typisch weinig redenen tot bezorgdheid geven bij normaal gebruik en bij het vrijkomen in het milieu (ze werden beschouwd als 'polymers of low concern'). Echter werd in het PFAS-groepsrestrictievoorstel, dat door ECHA begin 2023 gepubliceerd werd, een breed scala aan PFAS afgedekt. Dit restrictievoorstel vertrek net enkel vanuit de zeer persistente eigenschappen van deze specifieke PFAS. Bovendien, bij productie en eindelevensbehandeling van deze fluoropolymeren is nog meer onderzoek nodig, aangezien het wordt aangenomen dat PFAS hierbij vrijkomen en dus op die manier in het milieu kunnen terechtkomen. Het bekendste en meest gebruikte PTFE (polytetrafluoreethyleen) blijft stabiel bij langdurige blootstelling aan temperaturen tot 260°C. Pas bij temperaturen aanzienlijk boven 330°C wordt substantiële decompositie waargenomen, bij 450°C is dit in de grootteorde van 1% per uur. Voor andere (fluor)polymeren liggen deze temperaturen iets lager, maar ook zij worden beschouwd als stabiel (Henry et al., 2018). Andere PFAS polymeren, in het bijzonder deze met een gefluoreerde zijketen, zijn relatief minder stabiel en geven sneller aanleiding tot vorming van degradatieproducten zoals perfluoralkylzuren (PFAA's), hun precursoren of andere toxicologisch relevante PFAS (Lohmann et al, 2020; REACH, 2021). Meer onderzoek naar dergelijke omzetting is nodig, en andere condities in het milieu (redox, zuurtegraad, temperatuur, vochtigheid en microbiële activiteit) kunnen invloed hebben (ITRC, 2020).

2.1.3 VERSPREIDING EN TOXICITEIT VAN PFAS

Door gebruik in verschillende toepassingen, maar ook door emissies tijdens productieprocessen en calamiteiten, en tijdens verwerking van afvalstromen, kunnen PFAS uitgestoten worden naar de verschillende milieucompartimenten (bodem, lucht, sediment, grond- en oppervlaktewater) en kunnen mens en natuur blootgesteld worden aan PFAS.

Door hun oplosbaarheid, sorptie en resistentie tegen biologische en chemische afbraak, zijn PFAS wijdverspreid aanwezig in het milieu door de verspreiding via de lucht, en het oppervlakte- en grondwater. Globale studies hebben significante PFAS concentraties aangetoond in lucht, water, regenwater, bodem, planten en dierlijk weefsel op zowel stedelijke als landelijke sites verspreid over alle zes de continenten. Veel van de sites, bijvoorbeeld deze op Antarctica, bevinden zich op grote afstand van potentiële PFAS bronnen (Cousins et al., 2020; Giesy et al., 2001; Meegoda et al., 2020). Over het algemeen blijven ze lange tijd aanwezig, zowel in het milieu als het menselijk lichaam. Uiteraard is dit sterk afhankelijk van de verbinding en koolstofketenlengte van de PFAS in kwestie. De blootstelling van mensen aan PFAS gebeurt o.a. via drinkwater, voedsel, consumentenproducten, bodem en lucht (EEA, 2019; Figuur 4).



Figuur 4: Verspreiding PFAS emissies (Magazine of the German Environment Agency 1/2020).

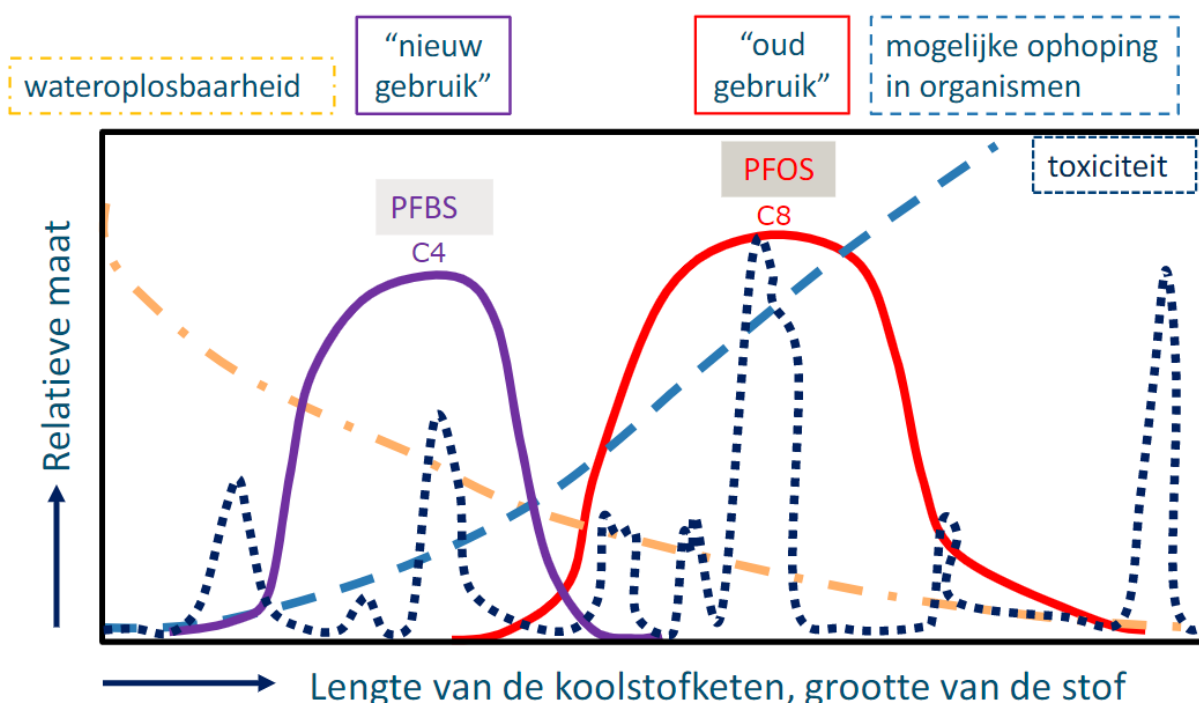
Enkele PFAS zijn onder de REACH wetgeving gekwalificeerd als PBT-verbindingen, namelijk Persistente, Bioaccumulatieve en Toxische verbindingen (Riegel et al., 2020). Verschillende studies hebben aangetoond dat deze stoffen de werking van verschillende weefsels en organen beïnvloeden (M&G, 2021). PFAS werden reeds gelinkt met:

- Verstoring van de hormoonbalans;
- Verstoring van de leverwerking;
- Vermindering van de kans om zwanger te worden;
- Vermindering van het geboortegewicht;
- Verhoogd risico op een hoge bloeddruk tijdens de zwangerschap en pre-eclampsie ('zwangerschapsvergiftiging');
- Invloed op de groei, leercapaciteit en gedrag van kinderen;
- Invloed op het afweersysteem van het lichaam;
- Verhogen van het kankerrisico;
- Verhoogd cholesterolgehalte.

De negatieve effecten van lange keten PFAS (PFCA's en PFSA's) zijn welgekend en onderzocht in verschillende studies. Dit resulteert in een algemene aanname dat hoe langer de koolstofketen is, hoe meer eigenschappen het vertoont van persistentie, bioaccumuleerbaarheid en toxiciteit. Hoe langer de koolstofketen, hoe minder wateroplosbaar en dus een hogere bioaccumuleerbaarheid. Bij korte ketens geldt het tegenovergestelde; hoe korter de koolstofketen, hoe hoger de polariteit, meer wateroplosbaar en bijgevolg een hogere mobiliteit in water en in het menselijk lichaam (Ateia et al., 2019; Liu et al., 2022a). PFAS met een korte keten vertonen echter vergelijkbare eigenschappen als congenere met een lange keten, waaronder persistent, bioaccumulerend en tot op zekere hoogte toxisch (Liu et al., 2022a).

Veel onderzoek en data dat in het verleden is uitgevoerd en verzameld, is gericht op de lange PFAS ketens. Onderstaande figuur (Figuur 5) is een conceptuele figuur die de wateroplosbaarheid enerzijds schetst, en de mogelijke ophoping in organismen anderzijds. Volgens de universiteit Wageningen is de verhouding tussen toxiciteit en de lengte van de koolstofketen niet lineair, en dus volledig PFAS parameter afhankelijk. De figuur is niet gebaseerd op data van achterliggend onderzoek, maar geeft een uitleg aan het concept van hoe PFAS zich gedragen. Waar oplosbaarheid en accumulatie grofweg wel evenredig zijn met de koolstofketenlengte, is toxiciteit dat niet. Concreet onderzoek zal door de Universiteit Wageningen, in opdracht van de RWS, in 2023 uitgevoerd worden. Een recente studie van Palazzolo et al., 2022 heeft getracht de toxiciteit van twee lange keten (PFOS en PFOA) en twee korte keten PFAS (PFBA en pentafluoropropionische anhydride) te evalueren en te vergelijken. Over het algemeen werd vastgesteld dat PFOS en PFOA meer toxisch zijn dan korte ketens PFAS. Echter werden er ook nadelige effecten waargenomen bij blootstelling aan korte keten PFAS (Palazzolo et al., 2022).

Kennis over de toxische eigenschappen van de individuele PFAS verschillend van PFOA en PFOS is duidelijk minder beschikbaar. De korte keten en ultrakorte PFAS die in een recent verleden en ook nu nog worden ingezet als alternatief voor lange keten PFAS zijn op dit vlak nog te weinig onderzocht. Verdere uitbreiding van de kennis van de toxiciteit en effecten van korte keten PFAS is zeer relevant in het kader van de verschuiving van de productie van de lange koolstofketen PFAS (hoofdzakelijk 8 koolstofatomen, C8, octyl) naar productie van C6 (6 koolstofatomen, hexyl) en vervolgens naar korte keten PFAS (4 koolstofatomen, C4, butyl). De verschuiving kwam als reactie op de restricties (Zie paragraaf 2.5.3.3) op productie/gebruik van de lange keten PFAS. Recent zijn de toxicologische waarden internationaal sterk aangescherpt, zie paragraaf 2.5.3.



Figuur 5: PFAS eigenschappen (Workshop PFAS, ISC Westerschelde - Universiteit Wageningen).

In Nederland heeft het RI.V.M. (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu) twee interessante methoden ontwikkeld, in verband met toxiciteit van PFAS:

- RPF-methode (Relative Potency Factor), zie ook paragraaf 2.5.4.2
- ZZS (Zeer Zorgwekkende Stoffen), zie ook paragraaf 2.5.4.2

Meer informatie hierover is terug te vinden op:

<https://www.rivm.nl/publicaties/mixture-exposure-to-pfas-a-relative-potency-factor-approach>
<https://rvs.rivm.nl/onderwerpen/zeer-zorgwekkende-stoffen>

Over ultrakorte keten PFAS met minder dan 4 koolstofatomen is de toxicologie minder beschreven, hoewel er wel enige informatie beschikbaar is over de gevareneigenschappen van bepaalde korte keten PFAA's, bijvoorbeeld trifluorazijnzuur (TFA(A)¹, CAS nr. 76-05-1)², en het natriumzout van trifluoracetaat (TFA, CAS nr. 2923-18-4)³. Ultrakorte keten PFAS zijn PFAS-verbindingen die vluchtig en erg mobiel zijn. Deze verbindingen zullen zich niet opstapelen in het menselijk lichaam maar verspreiden zich makkelijk via water en lucht. Er zijn zowel gasvormige als vloeibare ultrakorte keten PFAS.

Een Zweedse studie (Björnsdotter et al., 2019) trof verschillende vloeibare ultrakorte keten PFAS, zoals trifluorazijnzuur (TFA), perfluorpropaanzuur (PFPrA), trifluormethaansulfonzuur (TFMS), perfluorethaansulfonzuur (PFEtS) en perfluorpropaansulfonzuur (PFPrS), aan in verschillende waterbronnen, met concentraties tot 84 µg/l. Alhoewel deze ultrakorte keten PFAS niet in het lichaam opstapelen, kan hierdoor niet geconcludeerd worden dat deze niet toxisch zijn, zoals hierboven beschreven voor TFA en het natriumzout van trifluoracetaat. Het onderzoek van Neuwald et al. (2022) concludeert dat de ultrakorte keten PFAS TFA het meest dominante was qua concentratie in de geanalyseerde stalen, in verhouding met het totale gehalte aan PFAS.

Een deel van de gefluoreerde organische stoffen worden beschouwd als F-gassen. Gevormde poly- maar vooral perfluor-bijproducten en hun natuurlijke afbraakproducten zijn bovendien krachtige broeikasgassen door hun C-F binding.

Uit de weinige info die er is, wordt er niet aangetoond dat deze F-gassen zelf een grote bezorgdheid zouden zijn voor menselijke gezondheid of ecotoxiciteit. De voornaamste effecten blijken het broeikasgaseffect en het ozonafbrekend effect te zijn. Hoewel er specifieke regelgeving rond uitstoot van dergelijke F-gassen bestaat (EU-verordening 517/204 betreffende gefluoreerde broeikasgassen), is het relevant om in deze BBT-studie als cross-media effect aan te geven wanneer deze onbedoeld gevormd worden, bijvoorbeeld bij destructie van grotere PFAS moleculen. Ze vormen echter niet de

¹ In de literatuur wordt soms de afkorting TFA gebruikt om trifluorazijnzuur aan te geven. Soms echter wordt het gebruikt om trifluoracetaat aan te geven, en wordt voor trifluorazijnzuur de afkorting TFAA gebruikt.

² Geharmoniseerde indeling: H314 Huidcorrosie/-irritatie, gevarencategorie 1A, 1B en 1C "Veroorzaakt ernstige brandwonden en oogletsels."; H332 Acute toxiciteit bij inademing, gevarencategorie 4 "Schadelijk bij inademing."; H412 Chronisch gevaar voor het aquatisch milieu, gevarencategorie 3 "Schadelijk voor in het water levende organismen, met langdurige gevolgen.". Zie <https://echa.europa.eu/nl/substance-information/-/substanceinfo/100.000.846>

³ Niet-geharmoniseerde eigenschappen aangegeven door producenten/verdelers: H300 Acute orale toxiciteit, gevarencategorie 2 "dodelijk bij inslikken"; H400 Acuut gevaar voor het aquatisch milieu, gevarencategorie 1 "Zeer giftig voor in het water levende organismen."; H410 Chronisch gevaar voor het aquatisch milieu, gevarencategorie 1 "Zeer giftig voor in het water levende organismen, met langdurige gevolgen."; H315 Huidcorrosie/-irritatie, gevarencategorie 2 "Veroorzaakt huidirritatie."; H319 Ernstig oogletsel/oogirritatie, gevarencategorie 2A "Veroorzaakt ernstige oogirritatie."; H335 Specifieke doelorgaan toxiciteit bij eenmalige blootstelling, gevarencategorie 3, irritatie van de luchtwegen "Kan irritatie van de luchtwegen veroorzaken.". Zie <https://echa.europa.eu/nl/substance-information/-/substanceinfo/100.018.982>

focus van deze studie. Meer informatie hierover is terug te vinden in de BBT-studie ter beperking van PFAS luchtmissies (Vander Aa et al., 2023).

2.2 RELEVANTE TOEPASSINGEN VAN PFAS

Belangrijke PFAS-bronnen naar het milieu zijn productie van PFAS, toepassing in de industrie, gebruik van blusschuim, consumentenproducten en afvalverwerking (waaronder stortplaatsen, afvalverbrandingsinstallaties en waterzuiveringsinstallaties). Figuur 4 toont de typische verspreidingsroutes van PFAS aan. De typische oorsprong van PFAS emissies naar water wordt verder in detail besproken in paragraaf 3.1.

De productie en toepassing in productieprocessen van PFAS vindt plaats in verschillende industriële sectoren. Daarnaast worden de eindproducten op diverse plaatsen verder gebruikt, zowel in de industrie als in huishoudens, waardoor ook afval en afvalwater PFAS kunnen bevatten. In het onderzoek van Glüge et al. (2020), werden meer dan 200 gebruiken in 64 gebruikscategorieën geïdentificeerd voor meer dan 1400 individuele PFAS. De gebruikscategorieën worden in deze studie onderverdeeld in twee groepen, namelijk de 'industriële sectoren' en anderzijds de 'andere gebruikscategorieën'. In de studie wordt bekeken welke de belangrijkste gebruikscategorieën zijn wat betreft gebruikte hoeveelheden (Figuur 6).

Industry branches	
Aerospace (7)	Mining (3)
Biotechnology (2)	Nuclear industry
Building and construction (5)	Oil & gas industry (7)
Chemical industry (8)	Pharmaceutical industry
Electroless plating	Photographic industry (2)
Electroplating (2)	Production of plastic and rubber (7)
Electronic industry (5)	Semiconductor industry (12)
Energy sector (10)	Textile production (2)
Food production industry	Watchmaking industry
Machinery and equipment	Wood industry (3)
Manufacture of metal products (6)	
Other use categories	
Aerosol propellants	Metallic and ceramic surfaces
Air conditioning	Music instruments (3)
Antifoaming agent	Optical devices (3)
Ammunition	Paper and packaging (2)
Apparel	Particle physics
Automotive (12)	Personal care products
Cleaning compositions (6)	Pesticides (2)
Coatings, paints and varnishes (3)	Pharmaceuticals (2)
Conservation of books and manuscripts	Pipes, pumps, fittings and liners
Cook- and bakeware	Plastic, rubber and resins (4)
Dispersions	Printing (4)
Electronic devices (7)	Refrigerant systems
Fingerprint development	Sealants and adhesives (2)
Fire-fighting foam (5)	Soldering (2)
Flame retardants	Soil remediation
Floor covering including carpets and floor polish (4)	Sport article (7)
Glass (3)	Stone, concrete and tile
Household applications	Textile and upholstery (2)
Laboratory supplies, equipment and instrumentation (4)	Tracing and tagging (5)
Leather (4)	Water and effluent treatment
Lubricants and greases (2)	Wire and cable insulation, gaskets and hoses
Medical utensils (14)	

Figuur 6: Industriële sectoren en andere gebruikscategorieën waar PFAS gebruikt worden of werden. Het cijfer staat voor het aantal subcategorieën (Glüge et al., 2020).

In totaal werden respectievelijk 87 gebruiken, binnen 21 industriële sectoren, en 123 gebruiken binnen de 43 andere gebruikscategorieën geïdentificeerd. Onder de gebruikscategorieën hebben medische gebruiksvoorwerpen, de halfgeleiderindustrie en de auto-industrie het grootste aantal subcategorieën. In totaal is het gebruik voor meer dan 1400 individuele PFAS gevonden.

Glüge et al. (2020) identificeert onderstaande sectoren als belangrijkste PFAS producenten/gebruikers, gebaseerd op de drie individuele PFAS groepen:

- PFAA's en precursoren
 - Chemische industrie (meer specifiek de hulpstoffen voor de polymerisatie van fluorpolymeren)

- Oppervlaktebehandeling van metalen en kunststoffen (chromeren)
- Brandblusschuim
- Oppervlaktebehandeling van textiel, kleding, leder, tapijt en papier
- Fluorkoolwaterstoffen
 - Elektronische industrie
 - Machines en apparatuur
- Fluorpolymeren
 - Productie van plastic en rubber
 - Coatings en gespecialiseerde chemicaliën

Aanvullend op het onderzoek van Glüge et al. (2020) worden alsook volgende industrieën of sectoren vastgesteld:

- Fotografische industrie (valt in deze BBT-studie onder oppervlaktebehandeling metalen/kunststoffen/papier)
- Cosmetica

Het onderzoek van Glüge gaat niet over afvalverwerking. Deze sector is echter ook een belangrijke bron van PFAS die initieel afkomstig zijn uit andere sectoren (Pancras et al., 2021; Hofman et al., 2022), met name:

- Tankreinigers
- (Riool)waterzuiveringsinstallaties
- Afvalverbranding
- Stortplaatsen

De reiniging van grond en bodem verontreinigd met PFAS vereist specifieke aandacht, maar wordt niet verder specifiek behandeld in deze BBT-studie.

2.3 ALTERNATIEVEN

Het gebruik van PFAS zit vervat in een heel breed gamma aan toepassingen. Dat maakt de zoektocht naar alternatieven des te uitdagender, alsook zeer uitgebreid en belangrijk voor alle gebruikscategorieën.

Zoals andere bronnen, concludeert het onderzoek van Glüge et al. (2020), dat de focus vooral moet gaan naar de vervanging van PFAS en hun precursoren, in volgend gebruik: hulpstoffen voor de polymerisatie van fluorpolymeren, in de oppervlaktebescherming van textiel, kleding, leer, tapijten en papier, en in brandblusschuim. Uit het Glüge onderzoek blijken PFAS een breed gebruik te kennen in de elektronische sector, alsook in machines en equipment. Verder is een alternatief nodig in de productie van plastic en rubber, in coatings, verf en vernissen. Voor toepassingen waarin PFAS essentieel zijn, moet bekeken worden of een uitzondering mogelijk en te verantwoorden is. In paragraaf 3.1 wordt kort aangehaald voor welke sectoren een fluorvrij alternatief mogelijk is volgens de beschikbare informatie.

Onder andere op de website van PFAS Vlaanderen, wordt volgende systeemaanpak voorgesteld voor PFAS:

- 1) Om de verspreiding en blootstelling te beperken, moet er gestreefd worden naar een systeemaanpak in plaats van te focussen op alle individuele componenten, en een aanpak aan de bron: beperken van emissies, uitfaseren en saneren;

- 2) Een proactieve aanpak rond substitutie dringt zich op. Voor tal van toepassingen zijn alternatieve, vaak al bestaande oplossingen mogelijk;
- 3) Een verdere evolutie naar steeds strengere normen en meer en kwalitatievere metingen is noodzakelijk.

2.4 MEETMETHODEN

Bij de ontwikkeling van de analysemethode lag de focus op de parameter PFOS. Systematisch werden de PFAS-verbindingen waarnaar onderzoek werd gedaan uitgebreid. Momenteel staan er tientallen verbindingen op de radar. Meetmethodes worden namelijk vaak pas ontwikkeld en gevalideerd zodra er een nood is aan de controle van wettelijke normen. Standaardisatie en uitvoerige validatie van deze methodes wordt in het mate van het mogelijke gedaan. Met een accreditatie en/of een erkenning wordt de kwaliteit van de data bewaakt.

Erkenningen worden door de Vlaamse overheid toegekend aan laboratoria die een afgesproken gestandaardiseerd protocol hanteren. Op deze manier wordt aangetoond dat bepaalde parameters in bepaalde matrices met een bewezen kwaliteit geanalyseerd kunnen worden. Deze gestandaardiseerde methodes zijn gebundeld in compendia. De WAC-methode (het [compendium voor de monsterneming, meting en analyse van water](#)) (WAC/IV/A/025) is sinds 2016 voor PFAS in afvalwater, grondwater en drinkwater beschikbaar (EMIS, 2022a). Het WAC/IV/A/025 werd aangepast bij het Ministerieel Besluit van 23/01/2023 en trad in werking op 09/03/2023 (10 dagen na publicatie op 28/02/2023). Hierdoor daalde de rapportagegrenzen voor verschillende PFAS van 100 ng/l naar 20 ng/l. De erkende laboratoria hielden hier reeds (met terugwerkende kracht) rekening mee sinds 1/09/2023. Op het moment van schrijven werd het WAC/IV/A/025 nogmaals aangepast bij het Ministerieel Besluit van 16/06/2023 en trad in werking op 16/07/2023 (10 dagen na publicatie op 06/07/2023). De erkende laboratoria in de discipline water houden er al rekening mee (met terugwerkende kracht) sinds 15 januari 2023 (Tabel 1). Daarbij dalen de rapportagegrenzen voor een bijkomend aantal PFAS-verbindingen naar 20 ng/l voor afvalwater, en kan dan naast PFOS, PFOSA en PFOA ook voor MePFOSA, EtPFOSA en PFHxS een onderscheid gemaakt wordt tussen lineaire en vertakte vormen. Het WAC/IV/A/025 wordt jaarlijks geëvalueerd en aangepast waar nodig waardoor mogelijk extra PFAS-parameters toegevoegd kunnen worden en rapportagegrenzen (voor bepaalde parameters) kunnen wijzigen ten opzichte van de informatie in Tabel 1. Daardoor dient steeds de meest recente versie van het WAC/IV/A/025 geraadpleegd te worden:

[Compendium voor de monsterneming, meting en analyse van water \(WAC\)](#)

De rapportagegrens die van toepassing is voor de verschillende type PFAS die opgenomen zijn in het WAC/IV/A/025 zijn ook terug te vinden in [artikel 4 van bijlage 4.2.5.2 in VLAREM II](#).

Meer informatie hierover is terug te vinden op:

<https://www.vlaanderen.be/pfas-vervuiling/pfas-lozingsnormen-voor-bedrijven>

Tabel 1: PFAS componenten in WAC/IV/A/025

PFAS parameter	Afkorting
Perfluor-n-butaanzuur	PFBA
Perfluor-n-pentaanzuur	PFPeA
Perfluor-n-hexaanzuur	PFHxA

PFAS parameter	Afkorting
Perfluor-n-heptaanzuur	PFHpA
Perfluor-n-octaanzuur	PFOA
Perfluor-n-nonaanzuur	PFNA
Perfluor-n-decaanzuur	PFDA
Perfluor-n-undecaanzuur	PFUnDA
Perfluor-n-dodecaanzuur	PFDoDA
Perfluor-n-tetradecaanzuur	PFTeDA
Perfluor-n-hexadecaanzuur	PFHxDA
Perfluor-n-butaansulfonzuur	PFBS
Perfluor-n-pentaansulfonzuur	PFPeS
Perfluor-n-hexaansulfonzuur	PFHxS
Perfluor-n-heptaansulfonzuur	PFHpS
Perfluor-n-octaansulfonzuur	PFOS
Perfluor-n-nonaansulfonzuur	PFNS
Perfluor-n-decaansulfonzuur	PFDS
4:2 fluortelomeersulfonzuur	4:2 FTS
6:2 fluortelomeersulfonzuur (* voor afvalwater)	6:2 FTS
8:2 fluortelomeersulfonzuur	8:2 FTS
Perfluor-n-octaansulfonamide	PFOSA
N-methylperfluor-n-octaansulfonamide	MePFOSA
N-ethylperfluor-n-octaansulfonamide	EtPFOSA
N-methylperfluor-n-octaansulfonamido-azijnzuur	MePFOSAA
N-ethylperfluor-n-octaansulfonamido-azijnzuur	EtPFOSAA
8:2 fluortelomeerfosfaat diester	8:2 diPAP
Perfluor-2-propoxypropaan	HFPO-DA
4,8-dioxa-3H-perfluornonaanzuur	DONA
Perfluor-4-ethylcyclohexaansulfonzuur	PFECHS
perfluor-n-butaansulfonamide	PFBSA
N-methylperfluor-n-butaansulfonamide	MePFBSA
N-methylperfluor-n-butaansulfonylamide azijnzuur	MePFBSAA
Perfluor-n-hexaansulfonamide	PFHxSA

PFAS parameter	Afkorting
Perfluor-n-tridecaanzuur*	PFTrDA
Perfluor-n-octadecaanzuur*	PFODA
Perfluor-n-dodecaansulfonzuur*	PFDoDS
Perfluor-n-undecaansulfonzuur*	PFUnDS
Perfluor-n-tridecaansulfonzuur*	PFTrDS
10:2 fluortelomeersulfonzuur*	10:2 FTS
6:2 fluortelomeerfosfaat diester*	6:2 diPAP
6:2/8:2 fluortelomeerfosfaat diester*	6:2/8:2 diPAP

De verbindingen kunnen op het moment van schrijven bepaald worden vanaf een concentratie van 10 ng/l voor drink-, grond- en oppervlaktewater en 20 ng/l voor afvalwater. Voor enkele verbindingen, aangeduid met *, gelden er op het moment van schrijven rapportagegrenzen van 50 ng/l. Voor deze verbindingen kunnen afhankelijk van de toegepaste methode minder betrouwbare gehalten bekomen worden als gevolg van onvoldoende terugvinding, verlies door adsorptie, of mogelijke interferentie. De gemeten gehalten kunnen in dat geval enkel gerapporteerd worden als indicatief (EMIS, 2022a,b). Bij de ontwikkeling van de WAC-methodes en de georganiseerde proefrondes worden een vast aantal afvalwaterstalen betrokken. Hierdoor zijn de bepalingsgrenzen van de WAC-methode in de meeste situaties haalbaar. Echter is het niet mogelijk om de methode te valideren voor alle mogelijke soorten afvalwaters. Daardoor is het mogelijk dat in specifieke situaties de gevalideerde rapportagegrenzen uit een WAC-methode voor één of meerdere PFAS tijdens de analyses niet gehaald worden. Dit geldt niet enkel voor PFAS, maar ook voor andere WAC-parameters. In het uitzonderlijk geval dat deze niet haalbaar zijn, dient het laboratorium dit op het analyseverslag te vermelden in een opmerking; dit is zo voorzien in WAC/VI/A/004 ("Voorwaarden voor rapportering van monsternamengegevens en analyseresultaten door een erkend laboratorium"). Op basis van praktijkinformatie wordt aangetoond dat dit onder andere kan voorvallen bij metingen op PFBA als gevolg van enerzijds de hoge blanco-bijdrage en anderzijds door technische beperkingen tijdens de meting.

Wat betreft de erkenningen die momenteel zijn toegekend voor analyse van waters wordt verwezen naar volgend document:

https://assets.vlaanderen.be/image/upload/v1654004170/20220511_erkende_laboratoria_water_ejg_7or.pdf

2.5 MILIEUJURIDISCHE SITUERING BIJ PFAS VERWERKENDE SECTOREN

In onderstaande paragrafen wordt het milieujuridisch kader van deze BBT-studie geschetst. De aandacht gaat hierbij voornamelijk uit naar de regelgeving in Vlaanderen. Daarnaast komt ook de Europese regelgeving aan bod. Het Vlaamse afvalwaterbeleid wordt voor een groot deel Europees bepaald:

- De Kaderrichtlijn Water (KRW) legt kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater vast en deze worden verder op scherp gesteld door het Wezer-arrest: de doelstellingen moeten gehaald worden en er mag geen achteruitgang van de toestand zijn;
- De Richtlijn Industriële emissies (RIE) stelt dat lidstaten een vergunningensysteem moeten hebben dat gebaseerd is op de beste beschikbare technieken;
- Voor een aantal gevaarlijke stoffen zijn binnen het productbeleid markt- en gebruiksrestricties uitgevaardigd (REACH-verordening).

2.5.1 MILIEUVOORWAARDEN

VLAREM II (Besluit van de Vlaamse regering houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne) regelt de indeling en milieuvoorwaarden voor de hinderlijke inrichtingen in het Vlaamse Gewest. VLAREM III (Besluit van de Vlaamse regering houdende bijkomende algemene en sectorale bepalingen voor GPBV-installaties) geeft bijkomende milieuvoorwaarden voor GPBV-installaties.

2.5.1.1 VLAREM II - INDELINGSLIJST

In VLAREM II wordt onderscheid gemaakt tussen drie klassen van hinderlijke inrichtingen. De inrichtingen of activiteiten van de eerste klasse brengen de grootste risico's of hinder mee. De inrichtingen of activiteiten van de derde klasse brengen de minste risico's of hinder mee.

Tot welke klasse een inrichting hoort, hangt af van de voorkomende rubrieken, vermeld in bijlage 1 van VLAREM II 'Indelingslijst'.

Activiteiten gelinkt aan PFAS productie, verwerking of emissies naar water vallen niet onder één bepaalde rubriek van de indelingslijst of één bepaalde klasse. De BBT-studie richt zich wel op die activiteiten of inrichtingen die ingedeeld zijn volgens één of meerdere rubrieken van de indelingslijst.

2.5.1.2 VLAREM II - MILIEUVOORWAARDEN

VLAREM II beschrijft de milieuvoorwaarden waaraan ingedeelde inrichtingen moeten voldoen. Er worden drie soorten milieuvoorwaarden onderscheiden: algemene, sectorale en bijzondere. De algemene milieuvoorwaarden zijn van toepassing op alle hinderlijke inrichtingen. De sectorale milieuvoorwaarden zijn specifiek van toepassing op welbepaalde hinderlijke inrichtingen, en primeren op de algemene voorwaarden. Daarnaast voorziet VLAREM II ook de mogelijkheid om bijzondere milieuvoorwaarden op te leggen in de omgevingsvergunning.

Relevante algemene voorwaarden beschreven in [hoofdstuk 4 van VLAREM II](#) worden hieronder weergegeven, gevolgd door de sectorale voorwaarden ([hoofdstuk 5 van VLAREM II](#)).

ALGEMENE MILIEUVOORWAARDEN

De voor deze studie relevante algemene voorwaarden in hoofdstuk 4 van VLAREM II:

- algemene voorschriften ([hoofdstuk 4.1](#))
- beheersing van de oppervlaktewaterverontreiniging ([hoofdstuk 4.2](#))

Algemene voorschriften

De BBT vormen in Vlaanderen de referentie voor de vaststelling van de sectorale en bijzondere vergunningsvoorwaarden. Het VLAREM en de omgevingsvergunning verzekeren de vergunningverlenende overheden dat de milieuvoorwaarden van de installaties in Vlaanderen gebaseerd zijn op BBT. Indien lokale omstandigheden dit vereisen is het mogelijk dat strengere voorwaarden worden opgelegd. Indien de milieukwaliteitsnorm strengere voorwaarden vereisen dan die welke door toepassing van de BBT haalbaar zijn, worden strengere voorwaarden opgelegd in de vergunning.

[Art. 4.1.2.1. van VLAREM II](#) beschrijft dat de exploitant als normaal zorgvuldig persoon steeds de beste beschikbare technieken moet toepassen ter bescherming van mens en milieu, en dit zowel bij de keuze

van behandelingsmethodes op het niveau van de emissies, als bij de keuze van bronbeperkende maatregelen (aangepaste productietechnieken en -methoden, grondstoffenbeheersing en dergelijke meer). Deze verplichting geldt eveneens voor wijzigingen aan ingedeelde inrichtingen, alsook voor activiteiten die op zichzelf niet vergunnings- of meldingsplichtig zijn. De naleving van de voorwaarden in VLAREM II en/of de milieuvergunning wordt geacht overeen te stemmen met de verplichting om de Beste Beschikbare Technieken toe te passen.

Beheersing van oppervlakteverontreiniging

De Europese dochterrichtlijnen (richtlijnen onder de KRW) leggen milieukwaliteitsnormen (MKN) vast voor de prioritare stoffen (PS) die bepalend zijn voor de goede chemische toestand van het oppervlaktewater. De milieukwaliteitsnorm is de concentratie van een bepaalde verontreinigende stof of groep van verontreinigende stoffen die ter bescherming van de gezondheid van de mens en het milieu niet mag worden overschreden in het oppervlaktewater.

Prioritaire stoffen zijn gevaarlijke stoffen die een significant risico betekenen voor het aquatisch milieu en waarvoor maatregelen geformuleerd worden die gericht zijn op progressieve vermindering van de lozing van deze stoffen. Een aantal van deze stoffen zijn aangemerkt als prioritair gevaarlijke stof (PGS), waarvoor de maatregelen moeten gericht zijn op stopzetting van lozingen, emissies en verliezen.

In 2013 werd PFOS toegevoegd als prioritair gevaarlijke stof op de lijst van prioritare stoffen. Bovendien werden voor de parameter PFOS (perfluorooctaansulfonzuur en zijn derivaten) volgende basismilieukwaliteitsnormen opgenomen in [VLAREM II Bijlage 2.3.1 art. 3 §4](#) (Tabel 2).

Tabel 2: Basismilieukwaliteitsnormen PFOS

CAS-nummer	Parameter	Eenheid	RIVIEREN EN MEREN		OVERGANGSWATER		Milieu-kwaliteitsnorm maximum (MAC-MKN)	Bio-tanorm (µg/kg nat gewicht)	Indelings-criterium GS	Europese Context
			Milieu-kwaliteitsnorm gemiddelde (JG-MKN)	Milieu-kwaliteitsnorm maximum (MAC-MKN)	Milieu-kwaliteitsnorm gemiddelde (JG-MKN)	Milieu-kwaliteitsnorm maximum (MAC-MKN)				
1763-23-1	perfluorooctaansulfonzuur en zijn derivaten (PFOS)	µg/l	0,00065	36	0,00013	7,2	9,1	rapportagegrens	PGS (35)	

Deze milieukwaliteitsnormen werden opgenomen in bijlage 2.3.1 van VLAREM II via het besluit van de Vlaamse Regering dd. 16/10/2015. In deze bijlage worden alle milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater opgesomd. In tegenstelling tot de biologische en fysico-chemische parameters, wordt voor de normen voor gevaarlijke stoffen geen onderscheid gemaakt tussen types oppervlaktewater. Voor sommige paramaters is er wel een onderscheid tussen zoet of zout water.

De VLAREM wetgeving is zo opgebouwd dat gevaarlijke stoffen moeten opgenomen worden in de vergunning wanneer ze voorkomen in het afvalwater in concentraties boven het indelingscriterium:

VLAREM II art 4.2.3.1 3°

3° Van de gevaarlijke stoffen als bedoeld in bijlage 2C, mogen in concentraties hoger dan de indelingscriteria, vermeld in de kolom "indelingscriterium GS (gevaarlijke stoffen)" van [artikel 3](#)

van bijlage 2.3.1 [...], enkel die stoffen worden geloosd waarvoor in de omgevingsvergunning voor de exploitatie van de ingedeelde inrichting of activiteit emissiegrenswaarden zijn vastgesteld overeenkomstig het bepaalde in art. 2.3.6.1.

Het indelingscriterium is meestal gelijkgesteld aan de MKN, behalve voor die stoffen waarbij niet zo laag kan gemeten worden, daarvoor wordt het indelingscriterium gelijkgesteld aan de rapportagegrens. Dit is het geval voor PFOS. Wanneer de rapportagegrens daalt, dan daalt het indelingscriterium automatisch mee. Voor PFAS andere dan PFOS zijn (nog) geen milieukwaliteitsnormen en indelingscriteria opgenomen in VLAREM II. Ook alle andere PFAS worden echter als gevaarlijke stoffen beschouwd. Geen enkele PFAS mag daardoor geloosd worden zonder dat daarvoor in de omgevingsvergunning emissiegrenswaarden zijn vastgesteld conform [artikel 2.3.6.1 in VLAREM II](#), tenzij de concentratie lager is dan de rapportagegrens of bepalingsgrens.

Noot: om de aanpak voor de lozing van gevaarlijke stoffen zonder indelingscriterium te verduidelijken in VLAREM is op het moment van schrijven een ontwerpbesluit in opmaak.

Momenteel loopt een herziening van de dochterrichtlijn prioritaire stoffen (Richtlijn 2013/39/EU). Voor 24 PFAS wordt een groepsnorm voorgesteld van 4,4 ng/l uitgedrukt als PFOA- equivalenten; dit betekent dat bij de toetsing voor deze 24 stoffen het meetresultaat moet vermenigvuldigd worden met de respectievelijke relatieve potentie factoren (RPF; zie ook paragraaf 2.5.4.2) en die som moet kleiner zijn dan 4,4 ng/l. Verder wordt de bestaande biotanorm voor PFOS van 9,1 µg/kg natgewicht aangepast naar een norm van 0,077 µg/kg natgewicht voor de som van de 24 PFAS- stoffen.

Het Commissievoorstel voor aanpassing van de richtlijn moet nog goedgekeurd worden door de Europese Raad en het Europees Parlement, waarna bekendmaking in het Publicatieblad van de Europese Unie en omzetting in eigen wetgeving zal plaatsvinden.

In Vlaanderen zorgt de huidige concentratie van PFOS op zich al voor een overschrijding van de norm, zonder daarbij rekening te houden met de impact van andere PFAS. Dit betekent elke bijkomende lozing van PFAS zal leiden tot een druk die de draagkracht van het aquatische ecosysteem overschrijdt. Om die reden moeten al deze stoffen zover als mogelijk gezuiverd worden. De rapportagegrens of bepalingsgrens geldt daarbij als richtwaarde.

SECTORALE LOZINGSVOORWAARDEN VOOR BEDRIJFSAFVALWATER

Momenteel zijn er sectorale voorwaarden voor textiel opgenomen in VLAREM II ([VLAREM II, bijlage 5.3.2.44°](#), a)). Deze zullen geschrapt worden cfr. ontwerpbesluit lozing bedrijfsafvalwater zonder of met gevaarlijke stoffen. Verwacht wordt dat sectorale milieuvoorwaarden voor PFAS-parameters in de toekomst niet meer zullen opgenomen worden in VLAREM. In Vlaanderen zorgt de huidige concentratie van PFOS op zich al voor een overschrijding van de norm, zonder daarbij rekening te houden met de impact van andere PFAS. Er dient zoveel als mogelijk gestreefd te worden naar de rapportagegrens of bepalingsgrens als grens voor het lozen van PFAS in oppervlaktewater.

SPECIEFIEKE VOORSCHRIFTEN BIJ DE SECTORALE VOORWAARDEN VOOR DE WINNING VAN GRONDWATER

Onderafdeling [5.53.6.1 in VLAREM II](#) beschrijft de specifieke voorschriften voor bronbemalingen en draineringen bij de sectorale voorwaarden voor de winning van grondwater. Op het moment van schrijven moet bij bemalingen de bemalingscascade ([artikel 5.53.6.1.1, VLAREM II](#)) worden doorlopen waarbij in eerste instantie het onttrokken volume bemalingswater maximaal moet worden beperkt en maximaal opnieuw in de grond moet worden gebracht. Vervolgens wordt onderzocht of het bemalingswater nuttig kan gebruikt worden. In laatste instantie kan het bemalingswater geloosd worden, waarbij de voorkeur moet worden gegeven aan lozing in oppervlaktewater of in een kunstmatige afvoerweg voor hemelwater of in het gedeelte van de gescheiden riolering dat bestemd is

voor de afvoer van hemelwater. Deze bemalingscascade zal verder worden aangescherpt met de grondwaterrein.

BIJZONDERE MILIEUVOORWAARDEN

Overeenkomstig [hoofdstuk 3.3 van VLAREM II](#), kan de bevoegde overheid bijzondere milieuvoorwaarden opleggen. Bijzondere milieuvoorwaarden vullen de algemene en/of sectorale milieuvoorwaarden aan, of stellen bijkomende eisen. Ze worden opgelegd met het oog op de bescherming van de mens en het leefmilieu, en met het oog op het bereiken van de milieukwaliteitsnormen.

De praktijk leert dat er lozingsnormen worden opgelegd via de bijzondere milieuvoorwaarden daar waar PFAS parameters relevant zijn.

2.5.1.3 VLAREM III

VLAREM III geeft bijkomende milieuvoorwaarden voor GPBV-installaties. Het gaat hier om activiteiten die vallen onder het toepassingsgebied van Hoofdstuk II van de Richtlijn Industriële Emissies ([RIE, 2010/75/EU](#), zie paragraaf 2.4.4). Deze zogenaamde GPBV activiteiten zijn in de indelingslijst (Bijlage I van VLAREM II) aangeduid met een in de kolom X in de kolom 'Opmerkingen'.

[Art. 3.14.2.3.3. in VLAREM III](#) (meer bepaald afvalbehandeling) vermeldt PFOA en PFOS (m.b.t. voorziene meetfrequentie). Verder komt PFAS ook aan bod in de BREF TXT, waarvan de BBT- conclusies op 20/12/2022 werden gepubliceerd en binnenkort zullen opgenomen in de sectorale voorwaarden voor textiel in VLAREM III (Input leden BC, 2022; Roth et al., 2023).

2.5.2 OVERIGE VLAAMSE REGELGEVING

De onderstaande paragraaf geeft een oplijsting (niet-limitatieve lijst) van overige Vlaamse milieuregelgeving die relevant is voor de PFAS-geassocieerde activiteiten:

2.5.2.1 TIJDELIJK HANDELINGSKADER

In deze paragraaf wordt het tijdelijk handelingskader voor het lozen van afvalwater en retour/herinfiltratie bemalingswater voor PFAS kort weergegeven, zoals voorgesteld door de Vlaamse PFAS opdrachthouder in het "Eindrapport – De cirkel rond?" (gepubliceerd op 16/12/2022). Het gaat om een optimalisatie, uitbreiding en afstemming van bestaande en nieuwe regelgeving en kaders. Het is gericht op het maximaal beperken en voorkomen van PFAS-blootstelling, waarbij het essentieel is om alle bronnen en blootstellingsroutes te evalueren (Vrancken, 2022a,b).

HANDELINGSKADER LOZING AFVALWATER

Voor lozing van PFAS-houdend afvalwater is de visie dat dit afvalwater zo ver als mogelijk moet gezuiverd worden (tot beneden de rapportagegrens). Sinds 15 januari 2023 ligt de rapportagegrens op 20 ng/l voor de PFAS die kwantitatief tot op dit niveau bepaald kunnen worden. Voor de PFAS die indicatief bepaald kunnen worden ligt de rapportagegrens nu op 50 ng/l (zie paragraaf 2.4). Voor deze verbindingen kunnen afhankelijk van de toegepaste methode minder betrouwbare gehalten bekomen worden als gevolg van onvoldoende terugvinding, verlies door adsorptie, of mogelijke interferentie. De gemeten gehalten kunnen in dat geval enkel gerapporteerd worden als indicatief (EMIS, 2022a,b).

Voor bestaande lozingen adviseert de opdrachthouder in het daar beschreven handelingskader dat voor de toepassing van de nieuwe rapportagegrenzen die in [bijlage 4.2.5.2 van VLAREM II](#) staan, best een overgangperiode gehanteerd wordt zoals hierna uitgelegd. Voor PFAS-stoffen zijn de rapportagegrenzen ook de toetsingswaarden, waarboven een lozingsnorm moet aangevraagd worden (bij gebrek aan indelingscriteria voor deze stoffen). Voor PFOS is de toetsingswaarde eveneens gelijk aan

de rapportagegrens omdat de milieukwaliteitsnorm zo laag is dat deze niet meetbaar is. Dit betekent dat bedrijven waar één of meerdere PFAS-verbindingen aanwezig zijn in het afvalwater in concentraties boven de 20 ng/l of 50 ng/l hiervoor een vergunning moeten aanvragen. Omdat het voor bedrijven, die voorheen beneden de 100 ng/l loosden en dus niet vergunningsplichtig waren, niet mogelijk is om zich van de ene dag op de andere daarmee in regel te stellen is het aangewezen een overgangperiode te voorzien. Een dergelijke overgangperiode is ingeschreven in het voorliggende ontwerp van besluit Vlaamse Regering m.b.t. de lozing van bedrijfsafvalwater. Deze VLAREM-wijziging werd op 16/09/2022 een eerste maal principieel goedgekeurd door de Vlaamse Regering.

Deze overgangsmaatregel luidt als volgt: *“Voor bestaande lozingen van afvalwater gelden nieuwe of geactualiseerde toetsingswaarden als vermeld in paragraaf 4, eerste lid, binnen een termijn van twaalf maanden. Die termijn begint vanaf de datum van de publicatie van de nieuwe of geactualiseerde toetsingswaarden of de vaststelling van een nieuwe bepalingsgrens.”*

In deze paragraaf wordt onder bestaande lozingen van afvalwater verstaan: de lozingen van afvalwater die op de datum van de publicatie van de nieuwe of geactualiseerde toetsingswaarden of de vaststelling van een nieuwe bepalingsgrens zijn vergund, of waarvoor vóór die datum een aanvraag tot omgevingsvergunning voor exploitatie van de ingedeelde inrichting of activiteit is ingediend.”

Voor nieuwe lozingen in oppervlaktewater of riolering boven deze nieuwe rapportagegrenzen die niet kunnen vermeden worden, wordt onmiddellijk een lozingsnorm aangevraagd van zodra de rapportagegrenzen van kracht zijn.

Bedrijven die in hun vergunning reeds een lozingsnorm hebben voor deze PFAS-stoffen hoeven geen actie te ondernemen.

Meer informatie hierover is terug te vinden op:

<https://www.vlaanderen.be/pfas-vervuiling/pfas-lozingsnormen-voor-bedrijven>

Lozing bedrijfsafvalwater

Bedrijfsafvalwater mag enkel geloosd worden indien er voldaan is aan de lozingsvoorwaarden uit de vergunning. Er zijn momenteel 30 bedrijven die bijzondere lozingsnormen hebben voor PFAS. Het departement Omgeving heeft een bijstellingsprocedures opgestart voor de vergunningen van alle bedrijven met bijzondere lozingsnormen voor PFAS. Bedoeling is enerzijds om de lozing van PFAS verder te beperken door strengere lozingsnormen op te nemen in de vergunning, maar ook de lozing te beperken in de tijd. Parallel werd een voorstel tot aanpassing van VLAREM uitgewerkt (op 16/09/2022 een eerste keer principieel goedgekeurd door de Vlaamse Regering). Dit voorstel heeft enerzijds tot doel om te verduidelijken wanneer een bijzondere lozingsnorm voor gevaarlijke stoffen aangevraagd moet worden. Anderzijds zullen ook de sectorale lozingsnormen textiel voor PFAS worden aangepast zodat voor de lozing ervan door de exploitant een individuele norm dient aangevraagd te worden (zie paragraaf 2.5.1.2).

Lozing bemalingswater

Vanuit het algemeen kader voor de lozing van bemalingswater is het belangrijk dat er achtereenvolgens voorkeur gegeven moet worden aan:

- Netto bemalingsdebiet maximaal beperken⁴;
- Retour/herinfiltratie van het bemalingswater; kwantitatief in het kader van droogteresistentie is dit een vanzelfsprekende optie, maar ook kwalitatief kan het terug in de ondergrond brengen van bemalingswater met PFAS in dezelfde watervoerende laag voorkeur genieten op verplaatsing naar een ander milieucompartiment;
- In laatste instantie, wanneer beide voorgaande opties en nuttig gebruik van het bemalingswater niet mogelijk zijn, kan er overgegaan worden tot lozing in een waterloop of als ook dat niet mogelijk zou zijn in riolering. Het blijft noodzakelijk om lokaal af te wegen wat de beste piste is over de milieucompartimenten heen.

De huidige rapportagegrenzen per PFAS component gelden hierbij als uitgangspunt. Voor de beoordeling van de impact op oppervlaktewater is de lozing van bemalingswater te beschouwen als een nieuwe lozing. Om te vermijden dat alle grote en kleine bouwprojecten geen doorgang meer zouden kunnen vinden, wordt daarom een aanpak op lange en korte termijn voorgesteld zodat maximaal in overeenstemming met de doelstellingen van de KRW en de bijhorende rechtspraak van het Europees Hof van Justitie kan gehandeld worden.

Op **korte termijn** dient er voor de lozing van bemalingswater een lozingsnorm te worden gehanteerd tussen de nieuwe rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS, en 100 ng/l per individuele stof.

Op **langere termijn** zal er een systeembenadering uitgewerkt worden met implementatie van watercompensatiemaatregelen die ertoe leiden dat een achteruitgang van de toestand van het oppervlaktewaterlichaam wordt voorkomen en de verbetering niet wordt gecompromitteerd.

Dit kan als volgt gemotiveerd worden:

- Lozingen van PFAS-houdend bemalingswater zijn geen intentionele lozingen door de uitvoerder. De verontreinigende PFAS zijn reeds historisch aanwezig op bepaalde plaatsen in het grondwater;
- Bemalingen zijn meestal tijdelijke projecten waarbij een werflocatie vaak beperkender is voor inzet van zuiveringstechnieken, bovendien gaat het dan ook om tijdelijke impact;
- Bouwprojecten beogen een hoger openbaar belang hetzij voor het aanleggen van projecten van openbaar nut, hetzij voor de aanleg van woningen en gebouwen;
- vanwege technische onhaalbaarheid of onevenredig hoge kosten (energieverbruik, afvalproductie, ...) is het niet te verantwoorden om voor al deze projecten dergelijke doorgedreven maatregelen op te leggen;
- De toepassing van de bemalingscascade en alle andere haalbare stappen worden ondernomen om de negatieve effecten op de toestand van het waterlichaam tegen te gaan. Er wordt PFAS-houdend grondwater opgepompt en dit zal hoe dan ook moeten gezuiverd worden om aan de lozingsnorm te voldoen waardoor er netto minder PFAS in het leefmilieu zal aanwezig zijn;
- globaal genomen zou er steeds minder PFAS via bemalingen in het oppervlaktewater terecht komen omdat:
 - de (strikttere) toepassing van de cascaderегeling er dient voor te zorgen dat het volume bemalingswater dat moet geloosd worden steeds kleiner wordt;

⁴ Er wordt in Vlaanderen gestreefd naar meer verdichting met meer ondergronds ruimtegebruik waardoor net meer bemaling noodzakelijk is. Als alternatief om minder water op te pompen worden steeds meer waterremmende wanden geplaatst. Permanente invloed op de grondwaterstroming is nog onvoldoende onderzocht, maar wordt wel bekeken door in bestaande onderzoeksprojecten zoals COOCK-project Grondwaterbeheersing bij bouwprojecten.

- er veel meer aandacht is voor PFAS. Er moet gemeten worden op verdachte locaties en gezuiverd worden daar waar men zich vroeger niet bewust was van de mogelijke concentraties aan PFAS.

VOORSTEL HANDELINGSKADER RETOUR/HERINFILTRATIE BEMALINGSWATER

Kwantitatief en kwalitatief kan het terug in de ondergrond brengen van bemalingswater met PFAS in dezelfde watervoerende laag de voorkeur genieten op verplaatsing naar een ander milieucompartment (door lozing in riolering of waterloop). Het blijft evenwel steeds noodzakelijk om lokaal af te wegen wat de beste piste is over de milieucompartmenten heen.

Rekening houdende met de bestaande wetgeving (BVR 27 maart 1985 en VLAREM), wordt voorgesteld om het terug in de ondergrond brengen van bemalingswater toe te laten indien voldaan is aan de volgende voorwaarden:

- De retour gebeurt in dezelfde watervoerende laag
- Som PFAS 20 (totale concentratie voor 20 geselecteerde stoffen) is lager dan 0,1 µg/l
- Som van de kwantitatieve componenten is lager dan 0,5 µg/l

De in dit kader voorgestelde toetsingswaarden zijn overgenomen uit de Europese drinkwaterrichtlijn.

Ook de rapportagegrenzen voor grondwater zijn gedaald voor de meeste PFAS-verbindingen naar 10 ng/l (of voor een aantal naar 50 ng/l). Bij het terug in de ondergrond brengen van bemalingswater geldt als kwaliteitseis de milieukwaliteitsnormen voor grondwater. Aangezien er voor PFAS-verbindingen geen milieukwaliteitsnormen voor grondwater zijn, geldt in dat geval de rapportagegrens. Dit werd gewijzigd in [artikel 5.53.6.1.1, §4](#) van titel II van het VLAREM door de VLAREM-trein 2019, die voor deze bepaling in werking is getreden op 12 december 2022. In de VLAREM-trein 2019 is hiervoor eveneens een overgangsbepaling ingeschreven: *“Voor bestaande ingedeelde inrichtingen of activiteiten geldt een nieuwe, strengere waarde zoals bedoeld in het eerste lid na twaalf maanden. Die termijn begint vanaf de datum van de inwerkingtreding van deze nieuwe waarde. In dit artikel wordt verstaan onder bestaande ingedeelde inrichtingen of activiteiten: de ingedeelde inrichtingen of activiteiten die zijn vergund of waarvan akte genomen is voor de inwerkingtreding van de nieuwe waarde.”*

Meer informatie over de tijdelijke handelingskaders is terug te vinden op:

<https://www.vlaanderen.be/publicaties/de-cirkel-rond-eindrappport-van-de-opdrachthouder-voor-de-aanpak-van-de-pfas-problematiek-aangesteld-door-de-vlaamse-regering>

2.5.3 EUROPESE WETGEVING

Gebruik van PFAS in Vlaanderen wordt gereguleerd door de EU-wetgeving. In volgende paragrafen worden de relevante wetteksten beschreven.

2.5.3.1 VERDRAG VAN STOCKHOLM INZAKE PERSISTENTE ORGANISCHE VERONTREINIGENDE STOFFEN

Het Verdrag van Stockholm inzake persistente organische verontreinigende stoffen is een internationaal milieuverdrag dat op 22 mei 2001 werd aangenomen tijdens de conferentie van de Verenigde Naties over persistente organische verontreinigende stoffen in Stockholm. Bepaalde PFAS-stoffen zijn opgenomen in het mondiale POP's-Verdrag (Verdrag van Stockholm i.v.m. persistente organische verontreinigende stoffen). Voor PFOS (2009) en PFOA (2019) is dit het geval. Voor de stoffen PFHxS en C9-14 PFCA's wordt de opname in dit Verdrag voorbereid. Het Verdrag liet in 2009 nog toe dat er voor PFOS nog specifieke belangrijke toepassingen mogelijk waren. Ondertussen is gebruik van PFOS nog slechts erg uitzonderlijk toegelaten.

Meer informatie hierover is terug te vinden op:

<http://www.pops.int/>

2.5.3.2 VERORDENING PERSISTENTE ORGANISCHE VERONTREINIGENDE STOFFEN (2019/1021)

Het bovenvermelde verdrag van Stockholm is in het Europese Recht geïmplementeerd in de POP-verordening (verordening 2019/1021, geamendeerd door verordening 2022/2400 & rectificaties). Deze verordening regelt het verbod op de vervaardiging, het in de handel brengen en het gebruik van een aantal persistente organische pollutanten, waaronder PFOS, PFOA en PFHxS. Verder zijn er bepalingen voor afvalbeheer voor afvalstromen die bepaalde gehalten van POP's overschrijden. Voor PFOS, PFOA en PFHxS, hun derivaten en aanverwante verbindingen zijn er een concentratiegrenswaardes opgenomen waarboven vernietiging of onomkeerbare omzetting van deze POP's moet worden verzekerd, en slechts de handelingen en met de beperkingen vernoemd in bijlage V van de verordening (chemische/fysische behandeling D9, verbranding D10, brandstof voor opwekken van energie R1 en bepaalde recycling/terugwinning van metalen en metaalverbindingen R4). De grenswaarden bedragen voor PFOS en derivaten (50 mg/kg), voor zowel PFOA en PFHxS en hun zouten (1 mg/kg), en hun respectievelijke aanverwante verbindingen (40 mg/kg). Verder geldt een algemene verplichting voor producenten en houders van afval om alle redelijke inspanningen te verrichten om, waar mogelijk, verontreiniging van dit afval met in bijlage IV opgenomen stoffen (dus o.a. PFOS) te voorkomen (ECHA, 2022b).

De geconsolideerde versie van de verordening is terug te vinden op:

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/HTML/?uri=CELEX:02019R1021-20230610>

2.5.3.3 REACH VERORDENING

REACH staat voor: Registratie, Evaluatie, Autorisatie en restrictie van Chemische stoffen. De verordening is van toepassing op alle chemische stoffen, zowel voor industriële processen als voor gebruik in ons dagelijks leven. Om aan de verordening te voldoen, moeten de risico's van geproduceerde of verhandelde stoffen (in de EU) geïnventariseerd en gecontroleerd worden.

REGISTRATIES

Bedrijven zijn verantwoordelijk voor het verzamelen van informatie over de eigenschappen en de gebruiksvormen van de stoffen die zij vervaardigen of importeren in hoeveelheden van meer dan één ton per jaar. Ze moeten ook de gevaren en potentiële risico's van de stof beoordelen. Deze informatie wordt aan ECHA bekendgemaakt door middel van een registratiedossier met daarin de gevareninformatie en, indien relevant, een beoordeling van de risico's die het gebruik van de stof kan opleveren en de wijze waarop deze risico's moeten worden beheerst (ECHA, 2022a,b). Polymeren, waaronder ook polymeren die onder de PFAS definitie vallen, worden uitgesloten van registratie.

AUTORISATIE

De autorisatieprocedure is bedoeld om er zeker van te zijn dat zeer zorgwekkende stoffen (ZZS/SVHC – Substances of Very High Concern) geleidelijk worden vervangen door minder gevaarlijke stoffen of technologieën als er technisch en economisch haalbare alternatieven beschikbaar komen. De identificatie van ZZS volgt uit criteria die zijn vastgelegd in artikel 57 van de [REACH Verordening \(EG\) 1907/2006](#).

Stoffen met één of meer van de volgende eigenschappen voldoen aan deze criteria:

- kankerverwekkend (C)
- mutageen (M)
- giftig voor de voortplanting (R)

- persistent, bioaccumulerend en giftig (PBT)
- zeer persistent en zeer bioaccumulerend (vPvB)
- soortgelijke zorg (zoals hormoonverstorende stoffen)

De stoffen opgenomen in de kandidaatslijst voor [REACH Bijlage XIV](#) zijn ZZS/SVHC.

RESTRICTIES

Geperfluoreerde carbonzuren (C9-C14 PFCA's), zouten en precursoren zullen verboden zijn in de EU vanaf februari 2023, volgende op een beslissing genomen door de Europese Commissie op basis van een voorstel door de Duitse en Zweedse overheden.

Noorwegen heeft een restrictie voorgesteld van perfluorhexaansulfonzuur (PFHxS), zouten en gerelateerde stoffen. ECHA's wetenschappelijke comité heeft haar opinie verkondigd ondersteunend aan de restrictie van juni 2020. Dit voorstel is vervolgens doorgevloeid naar de internationale Stockholm conventie (POP-verordening), sinds kort is PFHxS dan ook toegevoegd aan dit internationaal verbod.

Duitsland heeft een verdere restrictie voorgesteld van PFHxA, zouten en gerelateerde stoffen. Dit voorstel werd alsook ondersteund door ECHA's wetenschappelijke comité in december 2021. De Europese Commissie zal op korte termijn, samen met de EU landen, een beslissing nemen omtrent de restrictie.

ECHA heeft begin 2023 een PFAS-groepsrestrictievoorstel gepubliceerd. Het voorstel werd ingediend door Nederland, Duitsland, Noorwegen, Denemarken en Zweden en dekt een breed scala aan PFAS af. De belangrijkste bezorgdheid die wordt geuit voor alle PFAS en/of hun afbraakproducten die binnen dit restrictievoorstel vallen, is de zeer hoge persistentie, die het criterium voor zeer persistent (vP) volgens bijlage XIII van de REACH-verordening ruimschoots overschrijdt.

Wanneer deze stoffen en hun afbraakproducten in het milieu blijven vrijkomen, zal de concentratie in het milieu toenemen, aangezien er voor de PFAS geen mineralisatie onder natuurlijke omstandigheden plaatsvindt. Eenmaal in het milieu aanwezig, is de verwijdering van PFAS uit oppervlaktewater, grondwater, bodem, sediment en biota technisch uiterst moeilijk en zeer duur of niet mogelijk. Milieumonitoring van PFAS in de Europese Unie toont de alomtegenwoordige verspreiding in het milieu aan (ook in afgelegen en ongerepte gebieden) waardoor blootstelling onvermijdelijk en onomkeerbaar is voor nu en toekomstige generaties. Biomonitoring bij mensen toont het wijdverspreid voorkomen van PFAS in de menselijke populatie aan, waarbij sterk blootgestelde gemeenschappen de hoogste niveaus vertonen. Met de constant toenemende concentraties van PFAS in het milieu vanwege hun persistentie en voortdurende emissies, zal de blootstelling van mens en milieu aan deze stoffen onvermijdelijk leiden tot negatieve effecten.

Met de publicatie van het voorstel gaan de officiële raadplegingsprocedures in het kader van de REACH-wetgeving van start. Het kan verwacht worden dat de procedure bij ECHA zal lopen over 2023 en 2024. De indiening bij de Europese Commissie wordt ten vroegste begin 2025 verwacht. Gezien de brede scope en het huidige ruime gebruik van PFAS, kan er ook verwacht worden dat er vele reacties zullen zijn tijdens de procedure, waardoor verlenging mogelijk is. De restrictie voorziet ook overgangstermijnen (tot 12 jaar), waardoor een reëel verbod op PFAS-gebruik dus niet kan worden verwacht binnen de volgende 3 jaar. Vanuit dat oogpunt is het belangrijk dat de industrie proactief wordt gemotiveerd om nu reeds (vrijwillig) met de substitutie van PFAS in alle toepassingen te starten en om in te zetten op doeltreffende verwijderingstechnieken.

Verder heeft ECHA in januari 2022 een restrictievoorstel ingediend voor het gebruik van PFAS in brandblusschuim. Een consultatie van dit voorstel was open van 23 maart tot en met 23 september 2022. Dit gebruik is niet opgenomen in het voorstel voor de bredere PFAS restrictie die momenteel door de vijf Europese landen werd ingediend (ECHA, 2022b).

Meer informatie hierover is terug te vinden op:

<https://echa.europa.eu/nl/hot-topics/perfluoroalkyl-chemicals-pfas>

https://europa.eu/youreurope/business/product-requirements/chemicals/registering-chemicals-reach/index_nl.htm

<https://echa.europa.eu/nl/regulations/reach/understanding-reach>

2.5.3.4 CLP VERORDENING

Verordening ((EG) nr. 1272/2008) betreffende de indeling, etikettering en verpakking (Classification, Labelling and Packaging - CLP) is gebaseerd op het mondiaal geharmoniseerd systeem (Globally Harmonised System - GHS) van de Verenigde Naties en heeft tot doel een hoog niveau van bescherming van de gezondheid en het milieu te waarborgen, alsmede het vrije verkeer van stoffen, mengsels en voorwerpen. De CLP-verordening wijzigde de richtlijn gevaarlijke stoffen (67/548/EEG), de richtlijn gevaarlijke preparaten (1999/45/EG) en Verordening (EG) nr. 1907/2006 (REACH), en sinds 1 juni 2015 is het de enige wetgeving die in de EU van kracht is voor indeling en etikettering van stoffen en mengsels. CLP is wettelijk bindend in alle lidstaten en rechtstreeks van toepassing op alle bedrijfstakken. Uit hoofde van CLP zijn fabrikanten, importeurs of downstreamgebruikers van stoffen of mengsels verplicht hun gevaarlijke chemische stoffen op passende wijze in te delen, te etiketteren en te verpakken alvorens ze in de handel te brengen.

Een van de hoofddoelstellingen van de CLP is om te bepalen of een stof of mengsel eigenschappen bezit die tot indeling als gevaarlijk leiden. In dit verband is indeling het uitgangspunt voor het kenbaar maken van gevaren. Als relevante informatie (bijv. toxicologische gegevens) over een stof of mengsel voldoet aan de indelingscriteria in CLP worden de gevaren van een stof of mengsel geïdentificeerd door toekenning van een bepaalde gevarenklasse en -categorie. De gevarenklassen in CLP hebben betrekking op fysische, gezondheids-, milieu- en aanvullende gevaren. Als een stof of mengsel is ingedeeld, moeten de geïdentificeerde gevaren kenbaar worden gemaakt aan de andere actoren in de toeleveringsketen, waaronder consumenten. Door middel van gevarenetikettering kan de gevarenindeling, met etiketten en veiligheidsinformatiebladen, kenbaar worden gemaakt aan de gebruikers van een stof of mengsel, om hen te wijzen op de aanwezigheid van een gevaar en de noodzaak om de bijbehorende risico's te beheren.

CLP beschrijft gedetailleerd criteria voor de etiketteringselementen: pictogrammen, signaalwoorden en standaardzinnen voor gevaar, preventie, respons, bewaring en verwijdering voor elke gevarenklasse en -categorie. Ook beschrijft CLP algemene verpakkingsnormen om de veilige levering van gevaarlijke stoffen en mengsels te waarborgen. Naast het kenbaar maken van gevaren door middel van etiketteringseisen vormt CLP ook de grondslag voor veel wettelijke bepalingen over het risicobeheer van chemische stoffen (ECHA).

Op dit moment zijn er slechts enkele PFAS geklasseerd onder de CLP verordening ((EG) nr. 1272/2008) betreffende de indeling, etikettering en verpakking (Classification, Labelling and Packaging) die ook erkend zijn als PBT/vPvB (persistent, bioaccumulerend en toxisch / zeer persistent en zeer bioaccumulerend onder de REACH verordening). Hierdoor wordt er niet vaak melding gemaakt van PFAS stoffen op de SDS-fiche. Daarnaast komen PFAS die wel PBT/vPvB zijn, soms in heel lage concentraties voor in een mengsel (<0,1%), waardoor ze niet op de SDS-fiche vermeld staan. Voor stoffen die persistent, bioaccumulerend en toxisch (PBT) of zeer persistent en zeer bioaccumulerend (vPvB) zijn, stoffen die persistent, mobiel en toxisch (PMT) of zeer persistent en zeer mobiel (vPvM) zijn en voor hormoonverstoorders, werden nieuwe indelingscriteria vastgesteld in CLP. Deze zullen in de komende jaren van toepassing zijn. Momenteel is de CLP-verordening onder herziening, die werd aangekondigd in de op 14 oktober 2020 goedgekeurde strategie voor duurzame chemische stoffen. Met deze gerichte

herziening wordt getracht het veilige gebruik van chemische stoffen in de EU te verbeteren en de bestaande CLP-regels te vereenvoudigen.

Meer informatie hierover is terug te vinden op:

<https://echa.europa.eu/nl/regulations/clp/understanding-clp>

2.5.3.5 EFSA

De Europese Autoriteit voor voedselveiligheid (EFSA) geeft onafhankelijk wetenschappelijk advies aan de Europese Commissie over voedselgerelateerde risico's. Inzake PFAS zijn er een gezondheidskundige grenswaarde opgenomen voor de som van 4 PFAS stoffen (PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA). Deze TWI (toegelaten wekelijkse inname) uit 2020 is TWI 4.4 ng/week.kg lichaamsgewicht. (equivalent per dag: 0.63 ng/dag.kg lichaamsgewicht).

Dit houdt een aanzienlijke verstrenging in ten opzichte van de in 2008 vastgestelde waarden van 150 ng/dag.kg lichaamsgewicht voor PFOS en 1500 ng/dag.kg lichaamsgewicht voor PFOA.

Meer informatie hierover is terug te vinden op:

<https://www.efsa.europa.eu/>

2.5.3.6 DRINKWATER RICHTLIJN (2020/2184)

De nieuwe Europese drinkwaterrichtlijn werd goedgekeurd op 16 december 2020. Hierin zijn parameterwaarden voor PFAS opgenomen. Voor 'PFAS-totaal' bedraagt de parameterwaarde 0,5 µg/l (= 500 ng/l) en is het totaal van alle per- en polyfluoralkylverbindingen. Voor de 'som van deze PFAS' is een parameterwaarde van 0,1 µg/l (= 100 ng/l) opgenomen. 20 PFAS zijn opgenomen in bijlage III van de Europese Drinkwaterrichtlijn, en worden als risicovol geacht voor drinkwater. De Vlaamse PFAS opdrachthouder heeft in het "Eindrapport – De cirkel rond?" (gepubliceerd op 16/12/2022) reeds een tijdelijk handelingskader voor PFAS in verschillende milieucapartimenten voorgesteld waarbij de Europese Drinkwaterrichtlijn over het algemeen het uitgangspunt vormt (zie paragraaf 2.5.2.1). Sinds januari 2023 (Besluit van Vlaamse Regering over de kwaliteit, kwantiteit en levering van water bestemd voor menselijke consumptie dd. 20/01/2023) is PFAS genormeerd in de Vlaamse drinkwaterwetgeving waarbij ervoor gekozen werd om zowel de parameters PFAS-totaal als som PFAS op te nemen in deze wetgeving. Uiterlijk op 12 januari 2026 moet aan de parameterwaarde van 0,5 µg/l voor PFAS-totaal en 0,1 µg/l som PFAS worden voldaan. De waterleverancier streeft ernaar om de streefwaarde van 4 ng/l, uiterlijk vijf jaar na goedkeuring van dit besluit, voor de som van de volgende vier stoffen: PFHxS, PFNA, PFOA en PFOS niet te overschrijden aan het leveringspunt.

Meer informatie hierover is terug te vinden op:

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/LSU/?uri=CELEX:32020L2184#:~:text=de%20toegang%20tot%20voor%20menselijke,de%20waterkwaliteit%20in%20te%20voeren>
<https://codex.vlaanderen.be/PrintDocument.ashx?id=1038091&datum=&geannoteerd=false&print=false>

2.5.3.7 KADERRICHTLIJN WATER (2000/60/EG)

De Kaderrichtlijn Water (KRW) is bepalend voor de kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater. De richtlijn vraagt van de lidstaten dat de goede toestand gehaald wordt en intussen werd dit ook verder verduidelijkt in het Wezer-arrest. Concreet moet de uitvoering van de KRW ervoor zorgen dat zoveel mogelijk de milieukwaliteitsnormen van oppervlakte- en grondwater behaald worden, verdere achteruitgang vermeden wordt, beschermde gebieden veilig gesteld worden en de verontreiniging door prioritaire stoffen geleidelijk verminderd of beëindigd wordt (zie ook paragraaf 2.5.1.2).

Deze doelstelling situeert zich op het spanningsveld ecologie-economie. De maatschappij wil een goede waterkwaliteit, maar evengoed een gezond economisch leven, m.a.w. men wil dat de gevraagde inspanningen proportioneel en betaalbaar zijn. Zowel de KRW als de RIE hanteren het belangrijke basisbeginsel: als het nodig is omwille van het behalen van de goede toestand (naleven MKN en geen achteruitgang) dan moet er verder gezuiverd worden dan BBT:

KRW: art. 10.3

Wanneer op grond van een kwaliteitsdoelstelling of kwaliteitsnorm, vastgesteld overeenkomstig deze richtlijn, de in bijlage IX genoemde richtlijnen of overeenkomstig andere communautaire wetgeving strengere voorwaarden vereist zijn dan die welke zouden voortvloeien uit de toepassing van lid 2, worden er dienovereenkomstig strengere emissiebeheersingsmaatregelen vastgesteld.

RIE: art. 18

Indien met het oog op een milieukwaliteitsnorm strengere voorwaarden moeten gelden dan die welke door toepassing van de beste beschikbare technieken haalbaar zijn, moeten in de vergunning extra voorwaarden worden gesteld, onverminderd andere maatregelen die getroffen kunnen worden om aan de milieukwaliteitsnormen te voldoen.

Meer informatie hierover is terug te vinden op:

<https://eur-lex.europa.eu/NL/legal-content/summary/good-quality-water-in-europe-eu-water-directive.html>

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013L0039&from=NL>

2.5.4 BUITENLANDSE WETGEVING

2.5.4.1 OVERZICHT

Het Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC) geeft een nuttig overzicht van geldende regelgeving die van toepassing is in verschillende landen. In dit overzicht zijn er verschillende wetgevende kaders weergegeven, waaronder dat van afvalwater.

Meer informatie hierover is terug te vinden op:

https://pfas-1.itrcweb.org/wp-content/uploads/2022/11/ITRCPFASWaterandSoilValuesTables_OCT2022-FINAL.xlsx

2.5.4.2 NEDERLAND

RPF-METHODE (RELATIVE POTENCY FACTOR)

De toxiciteit en andere eigenschappen van PFOA, samen met PFOS, zijn tegenwoordig goed bekend. Dit is niet het geval voor de meeste andere verbindingen in deze stofgroep. Bijgevolg heeft het RI.V.M. onderzocht in welke mate het mogelijk is om de schadelijkheid van een aantal PFAS ten opzichte van PFOA uit te drukken. Door het toepassen van deze methode kan het gecombineerde effect bij blootstelling aan een mengsel van chemicaliën worden berekend. Hierbij wordt rekening gehouden met de toxische potentie en concentratie van elke component. Deze worden uitgedrukt in verhouding tot de toxische potentie van PFOA (de referentiestof).

- Stoffen die minder toxisch zijn in vergelijking met de referentiestof hebben een RPF < 1;
- Stoffen die toxischer zijn in vergelijking met de referentiestof hebben een RPF > 1.

Een belangrijke voorwaarde bij deze methode is dus beschikbaarheid van toxiciteitsgegevens voor individuele PFAS-verbindingen.

ZZS-BELEID

In Nederland wordt het vergunningsbeleid rond ZZS (Zeer Zorgwekkende Stoffen) niet louter gebaseerd op de bijlagen van de REACH Verordening (EG) 1907/2006 (zie ook 2.5.3.3), maar wordt ook naar andere Europese wetgeving en verdragen gekeken om ZZS te identificeren:

- stoffen in de CLP Verordening (EG) 1272/2008 geclassificeerd als C, M, of R categorie 1A of 1B
- gelijkwaardige zorgstoffen in de POP Verordening (EU) 2019/1021
- prioritair gevaarlijke stoffen in de Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG
- stoffen op de OSPAR lijst voor prioritaire actie

De groep van ZZS is dus groter dan de groep van SVHC. Bijvoorbeeld stoffen die onder de CLP Verordening zijn geclassificeerd als C, M, of R categorie 1A of 1B worden als ZZS bestempeld, terwijl deze stoffen niet allemaal onder REACH zijn beoordeeld. Voor mengsels geldt over het algemeen een concentratiegrens van 0,1 gewichtsprocent (g/g). Een mengsel dat een ZZS bevat in een concentratie van 0,1% of meer, geldt dus zelf ook als ZZS.



Figuur 7: Verhouding tussen gevaarlijke stoffen, ZZS in het Nederlandse beleid, en SVHC volgens REACH (bron: RI.V.M.)

Het Nederlandse Activiteitenbesluit verplicht bedrijven hun lozingen en uitstoot van ZZS naar water te vermijden. Als dat niet haalbaar is, dan moeten emissies zo veel mogelijk worden beperkt (minimalisatieverplichting). Het Informatiepunt Leefomgeving (IPL0) geeft uitgebreide informatie over het Nederlandse ZZS-beleid en de implementatie ervan. Het bestaat uit volgende onderdelen:

- Bronaanpak: voorkomen dat ZZS in het milieu terecht komen. Dit kan door ze te vervangen door minder schadelijke stoffen, en/of door het aanpassen van processen.
- Minimalisatie: als emissies van ZZS niet zijn te voorkomen, worden deze geminimaliseerd.
- Continu verbeteren: elke vijf jaar dienen bedrijven te onderzoeken of ze via de bronaanpak of via de minimalisatie de emissies verder kunnen verminderen.
- Stimuleren van innovatie en substitutie: vervanging van ZZS door minder gevaarlijke stoffen of vervanging van processen waardoor ZZS niet meer nodig zijn en/of niet meer vrijkomen.

Deze stappen zijn uitgewerkt in het vermijdings- en reductie programma ZZS. Bedrijven met emissies van ZZS moeten zo'n programma opstellen. In dit programma onderzoekt het bedrijf de mogelijkheden voor bronaanpak en reductiemaatregelen.

Verder sensibiliseert het beleid bedrijven over het principe 'Safe and Sustainable by Design': producten en processen zo ontwerpen, dat ze in de hele levenscyclus geen schadelijke gevolgen hebben voor mens en milieu. Het is één van de acties die de EU inzet vanuit de Chemicals Strategy for Sustainability. Hierrond is een website.

Bij vergunningplichtige activiteiten levert een bedrijf informatie over de emissie van ZZS (informatieverplichting). Vervolgens neemt het bevoegd gezag in de vergunning voorschriften op voor emissiebeperking en continue verbetering. De wettelijke verplichtingen voor emissies naar water in de Algemene Beoordelingsmethodiek (ABM) en het Handboek Immissietoets, zie ook IPLO over ZZS en afvalwater.

Deze en meer informatie is te vinden op:

[Zeer Zorgwekkende Stoffen | Risico's van stoffen \(rivm.nl\)](#)
[Identificatie Zeer Zorgwekkende Stoffen | Risico's van stoffen \(rivm.nl\)](#)
[Zeer Zorgwekkende Stoffen en lucht - Informatiepunt Leefomgeving \(iplo.nl\)](#)
[ZZS PFAS - Detail ZZS-lijst | Risico's van stoffen \(rivm.nl\)](#)

2.5.4.3 DENEMARKEN

Denemarken heeft vanaf 1 juli 2020 een volledige verbod opgelegd voor het gebruik van gefluoreerde verbindingen in papier- en kartonmaterialen die in contact komen met voedsel.

2.5.4.4 DUITSLAND

De Duitse drinkwater commissie heeft aanvaardbare richtwaarden afgeleid voor PFOA en PFOS. Sinds 2016 zijn er gezondheid gebaseerde maximum waarden (richtwaarden en gezondheid gerelateerde indicatorwaarden) voor 13 PFAS, b.v. 0,1 µg/l als a richtwaarde voor PFOA en PFOS.

2.5.4.5 WERELDGEZONDHEIDSORGANISATIE (WHO)

De gespecialiseerde organisatie van de Verenigde Naties heeft een sturende en coördinerende rol op het gebied van gezondheid en welzijn. De WHO heeft onder andere internationale normen op vlak van water kwaliteit en menselijke gezondheid uitgebracht in de vorm van richtlijnen. In de huidige 'Guidelines of the Drinking-water Quality' zijn er geen PFAS opgenomen. Momenteel zijn deze richtlijnen in revisie. PFAS, met een focus op PFOS en PFOA, worden overwogen om opgenomen te worden in de herziening. Volgende richtwaarden (Guideline values) worden voorgesteld:

- Individuele (voorlopige) richtwaarden van 0,1 µg/l voor PFOS en PFOA;
- Een gecombineerde (voorlopige) richtwaarde van 0,5 µg/l voor totale PFAS.

Meer informatie hierover is terug te vinden op:

<https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/water-sanitation-and-health/water-safety-and-quality/drinking-water-quality-guidelines>

HOOFDSTUK 3. PROCESBESCHRIJVING EN MILIEUASPECTEN



HOOFDSTUK 3. PROCESBESCHRIJVING EN MILIEUASPECTEN

In dit hoofdstuk wordt allereerst een inzicht gegeven in de relevante sectoren die PFAS gebruiken met mogelijke PFAS emissies. Vervolgens wordt kort de PFAS-problematiek in bedrijfsafvalwater en grondwater in Vlaanderen geschetst, en een overzicht gegeven van de sector overschrijdende inventarisatie van waterbehandelingstechnieken voor de verwijdering van PFAS.

Dit vormt de achtergrond om in hoofdstuk 4 de milieuvriendelijke technieken te beschrijven die toegepast kunnen worden om de milieu-impact te verminderen.

De details van de procesvoering, en de volgorde van de toegepaste processen, kunnen in de praktijk variëren van bedrijf tot bedrijf. Niet alle mogelijke varianten in procesvoering worden in dit hoofdstuk beschreven. Ook kan de procesvoering in de praktijk complexer zijn dan hier beschreven.

Het is in geen geval de bedoeling van dit hoofdstuk om een uitspraak te doen over het al dan niet BBT zijn van bepaalde technieken. Het feit dat een techniek in dit hoofdstuk wel of niet vermeld wordt, betekent dus geenszins dat deze techniek wel of niet BBT is.

3.1 BESCHRIJVING VAN PFAS-VERWERKENDE SECTOREN

Er is voor Vlaanderen een selectie gemaakt van de meest relevante sectoren, dit op basis van het Glüge et al. (2020) onderzoek en gesprekken met leden uit het begeleidingscomité. Een korte uitleg over het productieproces is opgenomen. Verder werd er getracht een inventaris te maken van de belangrijkste gebruikte PFAS in elke sector (zowel historisch gebruik als huidig gebruik), alsook de belangrijkste emissiepunten in elke sector, voor zover deze informatie ter beschikking was. Tot slot wordt bekeken of en welke alternatieven reeds beschikbaar zijn. De beschrijving van PFAS-verwerkende sectoren is onderverdeeld in de productie van PFAS door de chemische industrie, het gebruik van PFAS in productieprocessen voor eindtoepassingen en de afvalverwerking.

3.1.1 CHEMISCHE INDUSTRIE (PRODUCTIE VAN PFAS)

ELEKTROCHEMISCHE FLUORINATIE (ECF)

Productieproces

Dit is een technologie waarin een organische grondstof een elektrolyse in een watervrij HF ondergaat, met als resultaat dat alle H-atomen vervangen worden door F-atomen. Aangezien het proces van nature vrij radicaal is, leidt dit tot koolstofketen herschikkingen en brekingen, resulterend in een mix van lineaire en vertakte (verhoudingen zijn doorgaans 70% tot 80% lineair en 20% tot 30% vertakt) perfluor isomeren en homologen van de grondstof (Buck et al., 2011). In Vlaanderen is er één productiesite van PFAS waarbij gebruik gemaakt wordt van het ECF-proces.

Veel voorkomende/geproduceerde PFAS

Historisch werd er voornamelijk PFOS, PFOSA en PFOA geproduceerd. Specifiek in Vlaanderen was dit voornamelijk PFOS tot voor 2002. Daarnaast werd er tot 2001 eveneens PFHxA, PFHxS en PFHxSA geproduceerd. Dit werd vervangen door voornamelijk korte keten PFAS (20-tal o.a. PFBS, geperfluoreerde ketonen en amines, DONA). Sinds 2022 worden de C4 Protective Materials en C4 Speciality Materials zoals PFBA, PFBS en PFBSA niet meer geproduceerd (Input leden BC, 2022).

Onder meer PFSA's (bv. PFHxS of PFBS) werden typisch geproduceerd door ECF. PFCA's (bv. PFHxA of PFBA) kunnen door middel van ECF geproduceerd worden. (Input leden BC, 2022).

Emissiepunten

- Emissie via het afvalwater waarin polymerisatie hulpstoffen en restproducten van het productieproces aanwezig kunnen zijn.
- Historische verontreiniging van leidingen, bodem en grondwater door productieprocessen uit het verleden kunnen op dit moment nog steeds zorgen voor emissies in het milieu.

Mogelijke fluor-vrije alternatieven

Momenteel is er geen alternatief voor de polymerisatie hulpstof.

TELOMERISATIE

Productieproces

Dit is een technologie waarin in een eerste stap perfluoralkyl jodide (meest voorkomende pentafluoroethyl) reageert met tetrafluorethyleen, waarbij een mengsel van perfluoralkyl jodiden met langere geperfluoreerde ketens ontstaat. Hierna wordt, in een tweede stap, ethyleen toegevoegd aan het mengsel van perfluoralkyl jodiden, $C_mF_{2m+1}(CF_2CF_2)_n$. Dit proces produceert primair, en bijna uitsluitend, lineaire PFAS (Buck et al., 2011). Bij dit productieproces worden eveneens PFAS hulpstoffen gebruikt om de reactie mogelijk te maken. Dit productieproces wordt niet toegepast in Vlaanderen.

De productie van fluorpolymeren (Gen-X-proces) wordt toegepast in een Nederlands bedrijf. Het Belgische zusterbedrijf betreft fluorpolymeren en additieven van zusterbedrijven om hier de formulering van coatings te doen.

Veel voorkomende/geproduceerde PFAS

Historisch werd er PFOS en PFOA geproduceerd. Dit is momenteel vervangen door korte ketens PFAS (20-tal oa PFBS, perfluorketonen en amines, HFPO-DA). PFCA's kunnen door ECF of door telomerisatie geproduceerd worden. Vele substituten voor PFOS, PFOA en andere lange keten PFAA's, worden via telomerisatie geproduceerd, waaronder fluortelomeren als 6:2 FTS.

Emissiepunten

Geleide emissies: Tijdens de productie kunnen de geproduceerde PFAS, gebruikte hulpstoffen en gevormde bijproducten in het bedrijfsafvalwater terechtkomen.

Mogelijke fluor-vrije alternatieven

Momenteel is er geen alternatief voor de polymerisatie hulpstof. Echter worden er reeds tests uitgevoerd met een alternatief bij een Nederlandse producent.

3.1.2 VOORNAAMSTE PFAS GEBRUIK IN DE PRODUCTIEPROCESSEN VAN EINDTOEPASSINGEN

GALVANISATIE (VERCHROMEN)

Proces en veel gebruikte/voorkomende PFAS

Bij de oppervlaktebehandeling van metalen en kunststoffen werd PFOS vooral gebruikt als nevelonderdrukker bij het verchromen. Bij dit proces kan schadelijk chroom(VI) vrijkomen door nevelvorming afkomstig van de chroombaden. Om de werknemers te beschermen, werd PFOS toegevoegd om de nevelvorming te onderdrukken en vervolgens de emissies van chroom(VI) te vermijden. In theorie is het gebruik van PFOS enkel nog toegestaan voor niet-decoratieve hardverchroming met chroom(VI) indien men beschikt over een autorisatie, eventueel via de leverancier. In Vlaanderen wordt echter geen PFOS meer gebruikt bij hardverchroming. Momenteel wordt in de EU en in Vlaanderen de PFAS 6:2 fluortelomeersulfonzuur (6:2 FTS) als belangrijkste alternatief voor PFOS

als nevelonderdrukker toegepast. Alternatieven voor PFOS werken minder efficiënt, waardoor grotere hoeveelheden/concentraties nodig zijn voor eenzelfde effectiviteit (Poulsen et al., 2020). De leverancier benadrukt dat op basis van hun studies over de stabiliteit van hun nevelonderdrukker in de oxidatieve chroombaden, geen afbraak van het gebruikte product optreedt. Echter worden bij het gebruik van 6:2 FTS vaak andere kortere keten PFAS teruggevonden in de chroombaden en het spoelwater.

Emissiepunten

- Vervanging van afgewerkte baden
- Afvalwater: Spoelwater (spoelstappen tussen de behandelingsbaden)
- Afval: PFAS met hogere adsorptiepotentiaal zal gebonden worden aan het metaalhydroxide slib.
- Het verwijderen van de chroomlaag van afgekeurde stukken en productdragers. Door adsorptie en desorptie op stukken uit plastic kunnen PFAS ook verspreid worden naar andere behandelingsbaden in de productielijn. Hierdoor kan er ook PFAS voorkomen in afgewerkte ontvettingsbaden.
- Lucht: Door het elektrolytisch proces worden er gasbelletjes gevormd in het chroombad waardoor deze kunnen zorgen voor de vorming van nevel. Ondanks het gebruik van een nevelonderdrukker, bevestigt de leverancier dat er nog een minimale mistvorming met de emissie van chroom(VI) kan optreden. De baden zijn daardoor vaak uitgerust met een afzuiging met eventueel een nabehandeling. Afhankelijk van de aard van de PFAS in het chroombad zouden er mogelijk ook PFAS emissies via deze nevel/aerosolen kunnen optreden.

Mogelijke fluor-vrije alternatieven

Fluor-vrije alternatieven (zowel chemische stoffen als technologie) zijn beschikbaar en reeds in gebruik (o.a. voor decoratieve als niet-decoratieve hardverchroming toepassingen). Dit heeft echter invloed op de effectiviteit, kwaliteit en bijkomende risico's. Een leverancier van nevelonderdrukkers geeft aan dat er lopend onderzoek is naar fluor-vrije alternatieven voor niet-decoratieve hardverchroming. Er zijn alternatieven ontwikkeld waarbij de nevel gevangen wordt onder een gevormde schuimlaag, maar deze stoffen waren niet stabiel genoeg om op lange termijn toegepast te worden in chroombaden. Het gebruik van deze producten leidt tot een nood voor heel regelmatig doseren en zorgt uiteindelijk voor verlies van performantie van de coating door de vorming van afbraakproducten. Een andere leverancier bevestigt dat er sinds eind 2021 een PFAS-vrij alternatief op de markt is gebracht voor mistonderdrukkers voor hardverchroming (Leveranciersinformatie, 2022). Bijkomend onderzoek is noodzakelijk om de effectiviteit van dit alternatief in de praktijk te bepalen.

TOEVOEGING AAN BRANDBLUSSCHUIM EN HET GEBRUIK ERVAN

Proces en veel gebruikte/voorkomende PFAS

PFAS worden in brandblusschuimen gebruikt omdat deze in staat zijn om zeer snel een afsluitende filmlaag te vormen. Doordat de gebruikte PFAS chemisch en thermisch zeer stabiel zijn bij extreme omstandigheden blijft het schuim voor lange tijd intact ondanks de extreme omstandigheden. Hierdoor wordt het schuim bijvoorbeeld toegepast bij het blussen van zeer agressieve zure of basische brandstoffen en chemicaliën op onder andere vliegvelden, raffinaderijen, bulkopslag chemicaliën en andere locaties waar gewerkt wordt met grote volumes van brandbare vloeibare koolwaterstoffen (OVAM, 2018). In het verleden (tot 2001) werden in deze toepassing hoofdzakelijk PFOS en PFOA gebruikt. Door de lange houdbaarheid van schuimconcentraten is PFOS-houdend brandblusschuim mogelijk nog gebruikt na 2001 tot het gebruik ervan werd verboden in 2011. Deze worden momenteel vervangen door kortere keten PFAS en polyfluoralkylverbindingen zoals 6:2 FTS en 8:2 FTS. De samenstelling van deze brandblusschuimen zijn vaak niet gekend (concentraties moeten niet vermeld worden op de SDS-fiches) en verschillen naargelang de producent (OVAM, 2018). Doorgaans bevatten deze brandblusschuimen meerdere PFAS verbindingen, inmiddels zijn er reeds 240 verschillende PFAS gedetecteerd (Barzen-Hanson et al., 2017).

Emissiepunten

Deze emissiepunten bestaan voornamelijk uit historische verontreinigingen van bodem en grondwater op plaatsen waar blusschuimen werden getest of waar ze zijn ingezet om een zware industriële brand te blussen. De [PFAS-verkenner](#) die in het kader van de opdracht van de Vlaamse PFAS opdrachthouder werd opgesteld, geeft een overzicht van deze locaties die vastgesteld zijn op basis van verkennende bodemonderzoeken door OVAM en AZG.

Mogelijke fluor-vrije alternatieven

Volledig fluor-vrij blusschuim, vb F3 schuim

Meer info is te vinden op:

<https://www.saval.be/nieuws/aangescherpte-eu-regelgeving-pfas-in-blusschuim/>

<https://echa.europa.eu/nl/fluorine-free-foams>

OPPERVLAKTEBEHANDELING VAN TEXTIEL, KLEDING, LEDER EN TAPIJT

Proces en veel gebruikte/voorkomende PFAS

Het grootste gerapporteerde gebruik van PFAS in de textiel sector zijn fluorpolymeren (voornamelijk PTFE), maar ook niet-polymeer PFAS en side-chain fluorinated polymers (polymeren met gefluoreerde zijketen). Kledij met waterafstotende coatings, zoals Gore-tex®, bestaat bijvoorbeeld uit:

- 1° Een ademende laag die PTFE polymeer bevat. Ondanks dat PTFE als inert beschouwd wordt, is de vrijstelling van PTFE monomeren tijdens productie (en door slijtage en tijdens de afvalverwerking) niet uitgesloten;
- 2° Een laag met polymeren met fluorhoudende zijketens als beschermende buitenlaag. Deze zijketens kunnen tijdens het dragen, slijtage en wassen als niet-polymeer PFAS worden vrijgesteld.

In het verleden gebruikte de lederindustrie voor de impregnatie EtFOSE polymeren (tot 15% van de massa) waarin PFOS (tot 2% van de massa) kon voorkomen als verontreiniging. Meer recent worden kortere keten (C4) alternatieven gebruikt zoals PFBS-gerelateerde polymeren (Hofman et al., 2022). In het verleden werd voor geperfluoreerde moleculen met een ketenlengte van 8 koolstoffen of langer vaak gesproken over perfluortensiden in deze sector, bijvoorbeeld in de BBT-studie voor de textielindustrie - Beperking van emissies van een aantal micropolluenten via het afvalwater (Derden et al., 2013).

In Vlaanderen werden vroeger spraytechnieken toegepast, voornamelijk bij tapijtbehandeling. Het is niet duidelijk in hoeverre dit nog het geval is, en of hierbij PFAS gebruikt worden. Navraag bij de Vlaamse sector leert dat bij minstens één bedrijf een C6 PFAS wordt toegepast via een schuimapplicatie in de ververij (exacte component niet gekend, niet medegedeeld door leverancier). Vermoedelijk gaat het om een precursor van PFAA's, omdat het bedrijf in de emissies voornamelijk pentaan gebaseerde, dus C5 PFAS verwacht). Van andere via spray of schuimapplicatie toegepaste producten voor het afstoten van water, vuil en vet is het niet geweten of er PFAS in voorkomen, enkel dat ze vrij zijn van PFOS. Deze processen vinden plaats in gesloten apparatuur.

De meeste behandeling van textiel met PFAS-houdende producten gebeurde en gebeurt in Vlaanderen echter door onderdompeling of door aanbrengen met rollen. Het aanbrengen gebeurt typisch in open baden (foulard) waarna het textiel doorgaans eerst mechanisch geperst wordt met opvang van product, en vervolgens gedroogd bij temperaturen van 80-180°C. Dit was bijvoorbeeld bij tapijten, nabehandeling van stukverf, of coaten van textiel voor matrassen (Derden et al., 2013). Het is niet steeds duidelijk in welke mate hierbij vandaag nog PFAS-houdende producten worden gebruikt, maar dit is vermoedelijk eerder beperkt, in het bijzonder bij kledij en tapijten, aangezien een aanzienlijk aantal bedrijven, zowel

textielbedrijven als hun klanten, werken binnen eisen en beperkingen van marktlabels (OEKO-TEX, GUT, ...). OEKO-TEX klasse 1, bijvoorbeeld verplicht voor doeken voor baby's, is verplicht PFAS-vrij. Verder komen een aantal PFAS voor op MRSL (Manufacturing Restricted Substances List). C6 en C4 PFAS worden echter nog door een aantal bedrijven gebruikt, onder meer voor productie van technisch textiel, beschermkledij, filters, enz. Bevraging bij de Vlaamse sector leert dat C4 in mindere mate wordt gebruikt wegens gebrekkige performantie, en resterende toepassingen vooral C6 PFAS gebruiken, onder meer in de vorm van fluorcarbon-emulsies die gefluoreerde acrylaatverbindingen (fluoracrylaat copolymeren) bevatten, bijvoorbeeld voor automobielstoffen, militaire toepassingen, beschermkledij voor brandweer, politie, piloten enz., werkkledij (o.a. EN471), medische toepassingen, doeken voor waszakken en pilootjassen en andere specifieke ontwikkelingen die technisch textiel vereisen. Verder worden ook fluorpolymeren voor automobielstoffen toegepast. C8 PFAS wordt enkel nog gebruikt voor enkele speciale toepassingen waarvoor nog toegestaan (bv. militaire toepassingen). Vanaf juni 2023 mag dit niet meer gebruikt worden, zo blijkt uit de bevraging. Er is verder geen informatie over huidig gebruik van niet-polymere PFAS met ketenlengte C8 of langer, dus vermoedelijk is overig gebruik ervan in Vlaanderen onbestaande of zeer uitzonderlijk.

Uit de bevraging blijkt een duidelijke uitfasering waar alternatieven beschikbaar zijn, zie ook hieronder. Verder besteedt minstens één bedrijf aandacht aan het "zo licht mogelijk" kiezen van het recept waar het gebruik van PFAS niet vermeden kan worden.

Wat betreft de filterdoeken die gebruikt worden als mitigerende maatregel, is één van de veelgebruikte basismaterialen voor de filterdoeken is PTFE, een PFAS polymeer (Input leden BC, 2022).

Emissiepunten (gebruik van eindproducten)

D.m.v. diffuse emissies van PFAS uit water- en vuilafstotende coatings in textiel, tapijt en leder (UNEP-POPs, 2017). Gore-tex® bijvoorbeeld bestaat uit:

- 1° PTFE polymeer in ademende laag. PTFE wordt beschouwd als inert, maar vrijstelling van PTFE monomeren tijdens productie, slijtage en tijdens de afvalverwerking kunnen niet worden uitgesloten;
- 2° laag met fluorpolymeren (fluorhoudende zijketens) als beschermende buitenlaag. Deze zijketens kunnen tijdens het dragen, slijtage en wassen als niet-polymeer PFAS worden vrijgesteld.

Voor textiel, tapijt en leder wordt ingeschat dat de voornaamste PFAS emissies plaatsvinden tijdens productie en gebruik (Pancras, 2021). In Vlaanderen worden slechts beperkte PFAS emissies waargenomen bij textielbedrijven. Dit is mogelijk te verklaren door het feit dat het procesbad bij de textielbedrijven maximaal gerecupereerd wordt voor een volgend gebruik. Wat niet langer kan gerecupereerd worden wegens bijv. verontreiniging wordt opgevangen en extern verwerkt. Ook het eerste spoelwater wordt apart gehouden voor externe verwerking (zie o.a. BBT micropolluenten voor de textielindustrie) (Input leden BC, 2022). Bovendien is het volgens de BREF voor de textielsector voor GPBV-bedrijven BBT om emissies naar water van bepaalde verbindingen, waaronder PFAS, te verminderen door voorbehandeling van afvalwaterstromen om PFAS te verwijderen die onvoldoende met een biologische behandeling gezuiverd kunnen worden (Roth et al., 2023). Uit analyserapporten van het afvalwater van negen textielbedrijven die aan natte veredeling doen, blijken er bij twee van de negen bedrijven bedrijven een aanwezigheid van enkele PFAS in het afvalwater (Bedrijf A: perfluoropentaanzuur (PFPA) 0,18 µg/l, perfluorhexaanzuur (PFHxA) 0,20 µg/l; Bedrijf B: perfluorhexaanzuur (PFHxA) 0,11 µg/l). Bij deze analyses werd een set van 33 PFAS-verbindingen gemeten. Bij de overige zeven bedrijven werden geen PFAS boven de toenmalige rapportagegrens van 100 ng/l gemeten (Input leden BC, 2023; Oeko Tex®, 2023).

Mogelijke fluor-vrije alternatieven

- a) Mogelijk voor water- en vuil afstotende eigenschappen (o.a. paraffine, dendrimeren, polysiloxanen, gemodificeerde melamine harsen of polyurethanen)
- b) Momenteel geen alternatieven voor olieafstotende eigenschappen en textiel dat meerdere functies biedt of aan bepaalde technische normen voor bescherming moet voldoen (technisch textiel, bv brandweer- en legerkledij). Wel mogelijk om de hoeveelheid te reduceren door toevoeging van "extenders" (gebaseerd op bijvoorbeeld hypervertakte en radiaal vertakte polyurethanen)

In de bevraging geven Vlaamse bedrijven problemen aan bij het gebruik van fluorvrije alternatieven, waaronder:

- Qua proces:
*"- Deze producten geven veel sneller problemen qua aanlading en bijhorende bevuilding op ons weefsel. Hierdoor is er vaker weefsel dat afgekeurd wordt door vlekken en voor verlies zorgt. Tevens moeten we het weefsel voor behandeling vaak een extra spoelbeurt geven.
- De opbrengst van fluorvrije producten is vaak minder egaal op het weefsel, waardoor het eindaspect minder mooi is.
- In combinatie met coaten of lamineren, zorgen fluorvrije producten voor een hoger risico op delaminatie."*
- Qua weefsels:
*"- Geen olie-afstoting mogelijk.
- Geen chemische afstoting mogelijk.
- De initiële waterafstoting is bij sommige weefsels beduidend lager.
- Na wassen is de waterafstoting beduidend lager, waardoor herimpregnatie noodzakelijk is.
- De touché van het weefsel is harder.
- De brandwerendheid van het weefsel wordt verminderd."*

WASSERIJ EN DROOGKUIS VAN INDUSTRIËLE KLEDIJ

Proces en veel gebruikte/voorkomende PFAS

Er worden geen PFAS gebruikt bij het reinigen van kledij, maar de PFAS aanwezig in coatings op het textiel kunnen vrijkomen bij reiniging. Sommige wasserijen bieden ook diensten aan waarbij de technisch beschermde coating (vet- en zuurbestendig) opnieuw aangebracht wordt op technisch textiel, waarbij producten met PFAS gebruikt worden.

Emissiepunten

- Emissies van bv. fluortelomeren (C6) naar het afvalwater zijn mogelijk. Er zijn gevallen gekend waarin deze in een (biologische) waterzuivering door biotransformatie worden omgezet tot PFAA's.

Mogelijke fluor-vrije alternatieven

Zie 'oppervlaktebehandeling van textiel'

OPPERVLAKTEBEHANDELING VAN PAPIER, VERPAKKINGSMATERIAAL EN GEPRINTE ZAKEN EN HET RECYCLEREN ERVAN⁵

Veel gebruikte/voorkomende PFAS

⁵ Report summary food contact materials and packaging

De meerderheid van de gebruikte componenten zijn fluor-gebaseerde surfactanten, waarvan de meeste als zuivere telomeren of als telomeren in de zijketens van polymeren.

- Telomeer sulfonamides zoals perfluorooctyl sulfonamide;
- Sulfonzuren zoals perfluorbutaansulfonzuur;
- Fluorotelomeeralcoholen (fosfaatdiesters, diPAP's) zoals (8:2 FTOH) difosfaat;
- Perfluoralkylfosfonzuren (PFPA's);
- Propion/butaandion/heptaanzuur esters en als zijketens van een polymeer;
- Polyacrylaten met pergefluoreerde zijketens;
- Fluorsiliconen/siloxanen.

Deze componenten werden en worden voornamelijk gebruikt in het veredelen (vuil- en vetafstotend maken) van papier. Er is geen kennis dat dit in Vlaanderen nu nog gebeurt, in het verleden werd het wel gedaan bij minstens één fabrikant. Papierverwerkers in Vlaanderen kopen het veredeld papier aan in het buitenland.

Via inzameling en recyclage van oud papier en karton kunnen PFAS-houdende materialen als niet-intentionele verontreiniging bij producenten van pulp, papier en karton terechtkomen, en dus leiden tot mogelijke emissies, ook in Vlaanderen. Er is geen informatie gevonden over hoeveelheden of concentraties die via recyclage bij de producenten terechtkomen. Er is geen industriële scheidingstechniek beschikbaar voor deze PFAS-houdende materialen.

Emissiepunten

Emissies naar water bij papierrecyclage zijn niet uitgesloten. Er is slechts beperkte informatie over mogelijke concentraties bij wateremissies (zie paragraaf 3.3.1).

Mogelijke fluor-vrije alternatieven

- Natuurlijk vetbestendig papier
- Klei coatings
- Siliconen
- Biopolymeren
- Synthetisch plastic
- Waxen

COATINGS EN GESPECIALISEERDE CHEMICALIËN

Proces en veel gebruikte/voorkomende PFAS

PFAS werden/worden toegepast in (productie van) coatings (inkten, verven, vernissen...). Er is beperkte kennis dat PFAS worden gebruikt bij formulatie door producenten in Vlaanderen, en dit is vermoedelijk enkel bij een beperkt aantal bedrijven en producten. Gespecialiseerde coatings voor productie van halfgeleiders en chips bevatten uiteenlopende PFAS, van C4 PFAA's tot al dan niet-aromatische PFAS met hoog moleculair gewicht. Er worden in Vlaanderen verschillende PFAS-houdende coatings geformuleerd en geproduceerd op basis van fluorpolymeren voor onder andere de productie van coatings voor kookgerei, bakplaten, auto-onderdelen en farmaceutische toepassingen.

Emissiepunten water

Bij de Vlaamse producent van coatings wordt geen PFAS-houdend bedrijfsafvalwater geloosd. In dit bedrijf ontstaat bedrijfsafvalwater met een complexe samenstelling en hoge belasting door het spoelen en reinigen van de batchketels. Al dit afvalwater wordt afgevoerd voor verbranding. Het bedrijfsafvalwater is te complex om via andere waterbehandelingstechnieken te behandelen. Hierdoor is er in dit specifieke geval geen/een beperkt risico voor de emissie naar water.

Mogelijke fluor-vrije alternatieven

Er zijn geen fluor-vrije alternatieven gekend voor gespecialiseerde coatings voor productie van halfgeleiders en chips. Daarnaast zijn er potentiële fluor-vrije alternatieven voor de overige coatings.

3.1.3 ANDERE AFVALVERWERKING

(RIOOL)WATERZUIVERINGSINSTALLATIES (RWZI) & EXTERNE BEHANDELING VAN AFVALWATER⁶

Veel gebruikte/voorkomende PFAS

Geen gebruik of productie van PFAS. Vervuiling door historische en actuele productie, en aanwezigheid van PFAS in industriële of consumentenproducten. Mogelijke PFAS aanwezigheid bij externe verwerking van afvalwater en tankreiniging van derden.

Emissiepunten

- Afvalwater: De zuiveringstechnieken toegepast in klassieke RWZI's zorgen maar voor een beperkte of geen verwijdering van PFAS waardoor deze in het afgevoerde water van de RWZI's aanwezig blijven. Bovendien kan de biologische behandeling ervoor zorgen dat PFAA precursoren worden omgezet in stabiele PFAA's, wat zelfs kan leiden tot negatieve verwijderingsrendementen (zie Rol van PFAA precursoren) (Berkse & Baltussen, 2021). Bij externe verwerking van afvalwater en tankreinigers worden verschillende soorten afvalwaters behandeld met mogelijke aanwezigheid van PFAS die intentioneel of niet-intentioneel aanwezig kunnen zijn. Bij hoge concentratie PFAS kunnen de lozingsvoorwaarden voor deze bedrijven mogelijk overschreden worden indien de zuiveringstechnieken daar niet op afgesteld zijn. Deze bedrijven hebben geen directe controle op de aanwezigheid van PFAS in hun proces. Een specifiek acceptatiebeleid en eventuele controles van inkomende stromen kunnen deze mogelijk beperken.
- Afval: Mogelijk grote fracties van PFAS in het influent kunnen in het slib van de fysicochemische en biologische behandeling van RWZI's terecht komen (Berkse & Baltussen, 2021; Input leden BC, 2022). Dit kan een effect hebben op slibverbranding (zie BBT-studies voor PFAS luchtmissies).

Rol van PFAA precursoren

Op basis van een uitgebreide studie over de aanwezigheid van PFAS in influent, effluent en zuiveringsslib van rioolwaterzuiveringsinstallaties in Nederland werd aangetoond dat de aanwezige PFAS in het influent niet of nauwelijks verwijderd worden door RWZI's (Berkse & Baltussen, 2021). Bovendien werden bij de meeste RWZI's voor verschillende PFAS negatieve verwijderingsrendementen waargenomen. Dit betekent dat hogere concentraties PFAS werden waargenomen in het effluent in vergelijking met wat binnenkomt in het influent. In de meeste gevallen gaat het hier over PFAA's. De oorzaak wordt gelegd bij de aanwezigheid van (on)bekende PFAA precursoren in het influent. De precursoren zijn niet stabiel en worden doormiddel van biologische transformatie in de RWZI omgezet tot stabielere andere precursoren of PFAA's (Berkse & Baltussen, 2021). Typisch wordt door de afbraak van precursoren PFOA en andere PFCA's met ketelengte C4-C7 en PFOS gevormd (Berkse & Baltussen, 2021). Deze transformatie van PFAA precursoren werd eveneens waargenomen in andere studies (Lenka et al., 2021; O' Connor et al., 2022; Pancras et al., 2021).

Op basis van verschillende interviews in het kader van deze BBT-studie werden eveneens verschillende cases vastgesteld waarbij PFAS in beperkte mate of zelfs niet-detecteerbaar aanwezig waren in afvalwater van bedrijven, maar hoge concentraties PFAS gemeten werden na de biologische

⁶ Report summary waste

zuiveringsstap van deze bedrijven. Dit bevestigt dat dit probleem zich niet enkel stelt bij RWZI's, maar ook bij individuele bedrijven die een biologische behandlungsstap hebben in hun waterzuivering. Verder onderzoek is nodig om te bepalen in welke mate deze transformatie van (on)bekende precursoren kan plaatsvinden in Vlaamse RWZI's en bedrijven.

STORTPLAATSEN⁷

Veel gebruikte/voorkomende PFAS

Het percolaat van stortplaatsen kan een verhoogde PFAS concentraties bevatten. De PFAS concentratie wordt beïnvloed door het type afval waaruit zo'n stortplaats bestaat, alhoewel de exacte toewijzing van het type afval niet bepaald kan worden.

Emissiepunten

Percolaat doorstroming naar de bodem en grondwater in het geval de stortplaats niet uitgerust is met mitigerende maatregelen (geologische barrière en een bodem liner). Indien mitigerende maatregelen aanwezig zijn, kunnen er nog emissies van PFAS optreden als de voorziene waterbehandelingen op het percolaat geen of geen efficiënte verwijdering van PFAS realiseren.

Mogelijke fluor-vrije alternatieven

Niet van toepassing

AFVALVERBRANDING EN AFVALMEEVERBRANDING

Proces en veel voorkomende PFAS

Verbranding wordt gedefinieerd als de destructie (mineralisatie) van pollutanten door middel van warmte in de aanwezigheid van zuurstof. De warmte wordt rechtstreeks in contact gebracht met de vloeibare of vaste afvalstromen in een verbrandingsinstallatie. Er zijn verschillende uitvoeringen van verbrandingsovens die gebruikt worden voor afvalverbranding zoals roosterovens, wervelbedovens en draaitrommelovens. Parameters die hierbij belangrijk zijn om een hoge destructie-efficiëntie te bereiken zijn verbrandingstemperatuur, verblijftijd en turbulentie. Typische waarden die hier gehanteerd worden zijn 600 – 1000°C en 2 – 4 seconden verblijftijd voor vloeibare afvalstromen en 1 - 1,5u verblijftijd voor vaste afvalstromen (EPA, 2020; Winchell; 2021). De verschillende type ovens hebben elk hun eigen typische mogelijkheden op vlak van deze parameters. De afgassen van verbranding doorlopen een uitgebreide rookgaszuivering, bij de draaitrommelovens in Vlaanderen gaat het om een naverbrander (minstens 2 seconden op 950°C), elektrostatische precipitator (stofverwijdering), gaswassers (verwijdering van gasvormige componenten) en actief koolfilter ('polishing' van de afgassen, verwijderen van laatste organische componenten, in de praktijk voornamelijk gericht op dioxinen en furanen).

Ook andere afvalstromen met verhoogde concentraties PFAS, die strikt genomen niet als POP-houdend beschouwd worden, worden in een draaitrommeloven op eenzelfde manier als POP-houdende stromen behandeld. Hierbij wordt typisch een grens van 50 mg PFAS/kg afval gehanteerd, in lijn met de huidige grenswaarde voor PFOS en derivaten. PFAS-houdende producten komen echter ook terecht in de roosterovens en wervelbedovens, typisch in afvalstromen met lagere concentraties PFAS, bv. via huishoudelijk afval of ongevaarlijk industrieel afval (Input leden BC, 2022). In Vlaanderen vindt de verbranding van huishoudelijk en ongevaarlijk afval in roosterovens plaats (minstens 2 seconden op 850°C) (Input leden BC, 2022). De verbranding van o.a. (RWZI)-slibs (vaak samen met vast, ongevaarlijk afval) gebeurt hoofdzakelijk in wervelbedovens (minstens 6 seconden bij 830°C) (Input leden BC, 2022).

Emissiepunten

⁷ Report summary waste

De PFAS aanwezig in de afvalstromen die worden verbrand kunnen terecht komen in het water dat gebruikt wordt in de gaswassers en scrubbers van de rookgaszuivering van de installatie. Hierdoor kunnen grote hoeveelheden PFAS in het bedrijfsafvalwater terecht komen die verder behandeld dienen te worden voordat het afvalwater geloosd wordt.

Mogelijke fluor-vrije alternatieven

Niet van toepassing

3.2 VERSCHILLENDE TYPES WATERIGE STROMEN

Vooraleer dieper wordt ingegaan op behandelingstechnieken, is het ook belangrijk om te onderzoeken welke verschillende soorten waterige stromen er mogelijk behandeld zullen moeten worden. Onderzoek en praktijk (Input leden BC, 2022, Kucharzyk et al. 2017) heeft namelijk aangetoond dat, in de aanwezigheid van organische stoffen (CZV, BZV) en/of andere polluenten (ijzer, mangaan,...), het verwijderingsrendement van PFAS sterk wordt beïnvloed. Om dit goed in beeld te brengen, wordt er gekeken naar karakteristieken/samenstelling van de verschillende soorten waterige stromen.

3.2.1 BEDRIJSAFVALWATER

Bedrijfsafvalwater is alle afvalwater dat niet voldoet aan de definitie van huishoudelijk afvalwater (of koelwater). Als huishoudelijk afvalwater en bedrijfsafvalwater samen geloosd worden, wordt het geheel gezien als bedrijfsafvalwater. In VLAREM wordt een onderscheid gemaakt tussen bedrijfsafvalwater belast met gevaarlijke stoffen en bedrijfsafvalwater zonder gevaarlijke stoffen. Wat volgens de wetgeving gevaarlijke stoffen zijn, is terug te vinden in bijlage 2C bij titel II van het VLAREM. PFAS-verbindingen worden vervat onder verschillende punten die in de bijlage worden opgelijst, met name “1) organische halogeenverbindingen en stoffen die in water dergelijke verbindingen kunnen vormen”, “5) persistente koolwaterstoffen en persistente en bioaccumuleerbare organische toxische stoffen” en “10) stoffen die rechtstreeks of onrechtstreeks schadelijk kunnen zijn voor de gezondheid van de mens, van de flora of de fauna”. Bedrijfsafvalwater met (meetbare) PFAS wordt steeds beschouwd als bedrijfsafvalwater met gevaarlijke stoffen. Bedrijfsafvalwater kan geloosd worden op oppervlaktewater en/of riolering. In dit laatste geval maakt het bedrijfsafvalwater deel uit van het rioolwater dat kan gezuiverd worden door een RWZI (zie paragraaf 3.2.3).

Afhankelijk van de sector waar het bedrijfsafvalwater zijn oorsprong vindt, zal het afvalwater voornamelijk bestaan uit (Vandecasteele & Block, 2006):

- Een organisch verontreiniging:
 - Voedingsindustrie
 - (Petro)chemische industrie
- Een anorganische verontreiniging:
 - Mijnbouw en delfstoffenverwerkende industrie
 - Metaalverwerkende industrie
 - Chemische industrie
- Een organische en anorganische verontreiniging:
 - Papierindustrie
 - Textielindustrie
 - Verfindustrie

- Auto-industrie
- Chemische industrie

Meer specifiek kan bedrijfsafvalwater over het algemeen hogere concentraties bevatten van zwevende stoffen, organische componenten (CZV, TOC), zware metalen, anorganische ionen (hoge geleidbaarheid), zoals nitrieten, nitraten, sulfaten, fosfaten, en oliën en vetten. In specifieke gevallen kunnen daarbij eveneens specifieke componenten zoals bijvoorbeeld PCB's, PAK's, dioxines, BETX en PFAS in het afvalwater aanwezig zijn.

3.2.2 PERCOLAAT

Percolaat is iedere vloeistof die door de gestorte afvalstoffen sijpelt en afkomstig is uit de stortplaats of zich daarin bevindt (VLAREM II 1.1.2) en is een vorm van bedrijfsafvalwater (zie paragraaf 3.2.1).

De samenstelling van het percolaat is uiteraard afhankelijk van de aard van de stortplaats. Over het algemeen worden volgende verontreinigende stoffen teruggevonden: zwevende stoffen, organische verontreinigingen, minerale verbindingen en zware metalen (Input leden BC, 2022).

3.2.3 RIOOLWATER

Stedelijk afvalwater is het huishoudelijk afvalwater of het mengsel van huishoudelijk afvalwater en/of bedrijfsafvalwater en/of afvloeiend hemelwater (VLAREM II art. 1.1.2). Bedrijven en huishoudens kunnen aangesloten zijn op een openbare RWZI waardoor deze afzonderlijk of een combinatie van huishoudelijk afvalwater en bedrijfsafvalwater (zie paragraaf 3.2.1) kunnen behandelen. De definitie en samenstelling van bedrijfsafvalwater werd hierboven reeds beschreven.

Huishoudelijk afvalwater is afvalwater dat enkel bestaat uit water afkomstig van normale huishoudelijke activiteiten, sanitaire installaties, keukens, de reiniging van gebouwen zoals woningen, kantoren, kazernes, onderwijsinrichtingen met of zonder internaat, kapsalons, restaurants, drankgelegenheden en afvalwater afkomstig van wassalons waar de toestellen enkel door de klanten zelf worden bediend. Het lozen van huishoudelijk afvalwater is in principe niet gebonden aan een omgevingsvergunning indien afkomstig van woongelegenheden (VLAREM II art. 1.1.2). Het huishoudelijk afvalwater op zich valt niet binnen de scope van deze BBT-studie.

De gemiddelde samenstelling van verontreinigingen in huishoudelijk afvalwater bestaat uit zuurstofverbruikende stoffen, met parameters biologisch zuurstofverbruik (BZV) en chemisch zuurstofverbruik (CZV), zwevende stoffen (ZS) en nutriënten stikstof (N) en fosfor (P) (Vandecasteele & Block, 2006).

De samenstelling van het rioolwater dat behandeld wordt door de RWZI wordt bepaald door de aard van de bedrijven en huishoudens die lozen op het aangesloten rioleringsnetwerk. Na de zuivering van het ontvangen rioolwater wordt het afgevoerd naar het oppervlaktewater.

3.2.4 BEMALINGSWATER/GRONDWATER

Bemalingswater is opgepompt grond- en bodemwater bij een bemaling. Grondwater is al het water dat zich onder het bodemoppervlak in de verzadigde zone bevindt en dat in direct contact met bodem of ondergrond staat. Bodemwater is het water aanwezig in de onverzadigde zone tussen het aardoppervlak en de grondwatertafel (VLAREM II art. 1.1.2).

Grondwater kan een verhoogde concentratie bevatten van Ca-, Na-, Fe- en/of Mn-zouten (Vandecasteele & Block, 2006). Naast kationen bevat grondwater eveneens anionen zoals sulfaten, chlorides of bicarbonaten. In sommige gevallen kunnen verhoogde concentraties humus- en

fulvinezuren voorkomen (Held & Reinhard, 2020). In het kader van bemalingen kan het grondwater geretourneerd worden naar een watervoerende laag, geherinfiltrated worden via infiltratiegrachten en -putten, of geloosd worden op oppervlaktewater of riolering. Afhankelijk van de locatie en mogelijke (historische) verontreiniging van bodem en grondwater kunnen er ook andere parameters in het bemalingswater aanwezig zijn, zoals PFAS, BTEX, PAK's, zware metalen, hoge geleidbaarheid en andere verontreinigingen (Input leden BC, 2022). Belangrijke aspecten bij bemalingen zijn de wijzigende concentratie van de verschillende parameters in functie van de tijd, wijzigende debieten binnen dezelfde bemaling, en het verschil in type van de werkzaamheden en verschil in duurtijd tussen verschillende bemalingen. Door de wijzigende concentraties en debieten kan de dimensionering en optimalisatie van waterbehandelingen moeilijker zijn in vergelijking met meer constante afvalwaterstromen. Bovendien kunnen tijdens bemalingen puntvervuilingen van andere locaties aangetrokken worden, die in het opgepompte bemalingswater terecht kunnen komen (Input leden BC, 2022).

Op het moment van schrijven werd er een nieuw kader voor lozing van bemalingswater uitgewerkt dat in VLAREM zal opgenomen worden via de grondwatertrein. Hierin krijgt bemalingswater een apart statuut naast huishoudelijk- en bedrijfsafvalwater. Hierin zal een afzonderlijke rubriek (met voorwaarden) uitgewerkt worden voor bemalingswater. Op het moment van schrijven moet bij bemalingen de bemalingscascade (artikel 5.53.6.1.1, VLAREM II) worden doorlopen waarbij in eerste instantie het onttrokken volume bemalingswater maximaal moet worden beperkt en maximaal opnieuw in de grond moet worden gebracht. Vervolgens wordt onderzocht of het bemalingswater nuttig kan gebruikt worden. In laatste instantie kan het bemalingswater geloosd worden, waarbij de voorkeur moet worden gegeven aan lozing in oppervlaktewater of in een kunstmatige afvoerweg voor hemelwater of in het gedeelte van de gescheiden riolering dat bestemd is voor de afvoer van hemelwater. Deze bemalingscascade zal verder worden aangescherpt met de grondwatertrein.

3.2.5 DRINKWATERPRODUCTIE

Voor de productie van drinkwater in Vlaanderen wordt gebruik gemaakt van oppervlaktewater of grondwater. De aard van de winningen is afhankelijk van de locatie in Vlaanderen. Afhankelijk van de technieken die gebruikt worden bij de productie van drinkwater kunnen afvalwaterstromen gevormd worden. In het geval van een klassieke installatie met fysicochemische en eventueel chemische/biologische behandeling worden geen bijkomende afvalwaterstromen gevormd. Bij de toepassing van membraan gebaseerde technieken kunnen concentraatstromen ontstaan (Input leden BC, 2022).

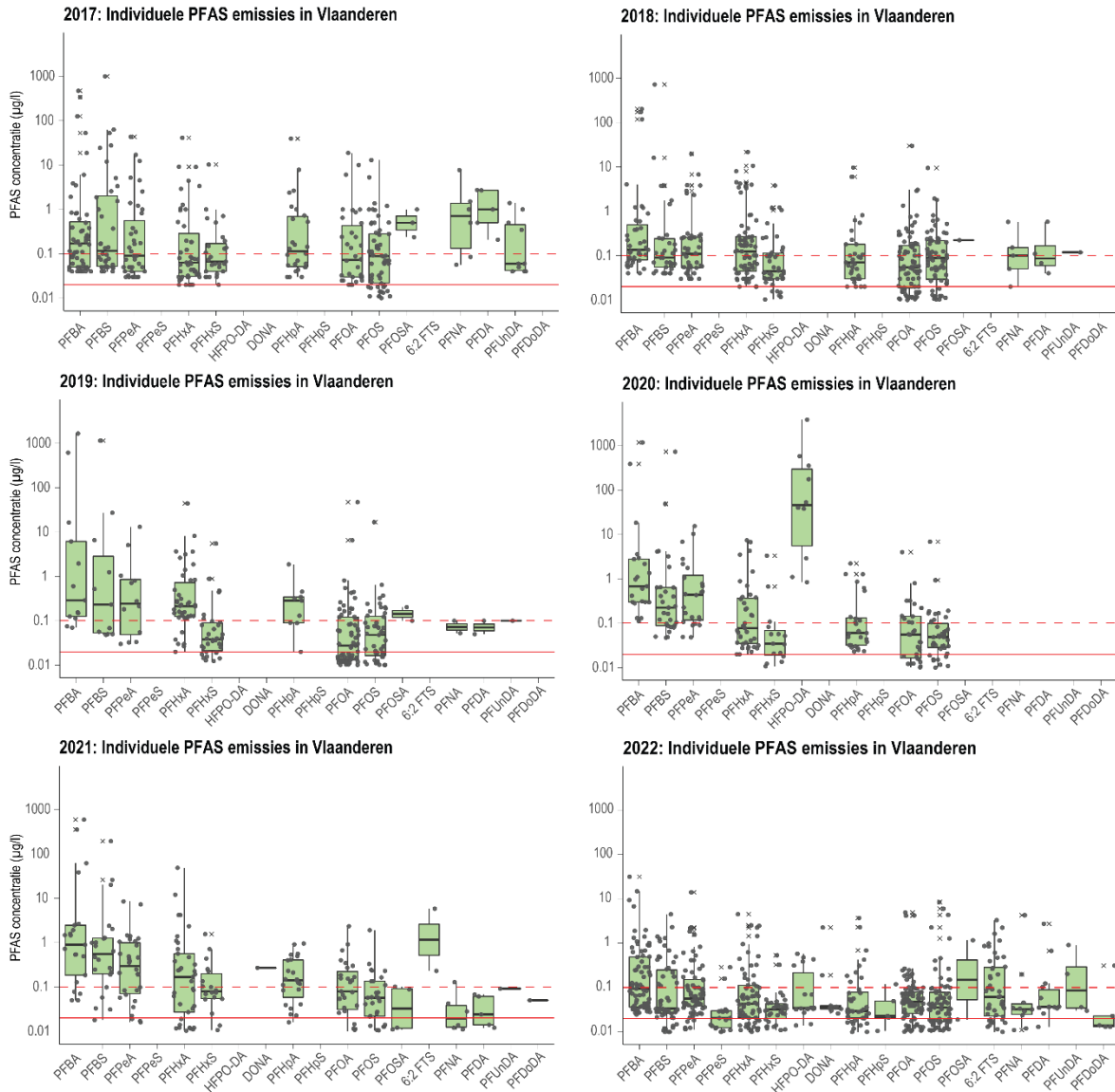
3.3 PFAS-PROBLEMATIEK IN VLAAMS BEDRIJFSAFVALWATER/BEMALINGSWATER

Onderstaande paragrafen geven een situering van de PFAS-problematiek in Vlaanderen wat betreft PFAS-emissies via bedrijfsafvalwater en PFAS-concentraties in ondiep grondwater in Vlaanderen die relevant zijn voor bemalingen. Het doel van deze paragrafen is een inzicht te geven in welke verscheidenheid aan PFAS en PFAS-concentraties verwacht kunnen worden bij de respectievelijke behandeling van met PFAS belast afvalwater of bemalingswater.

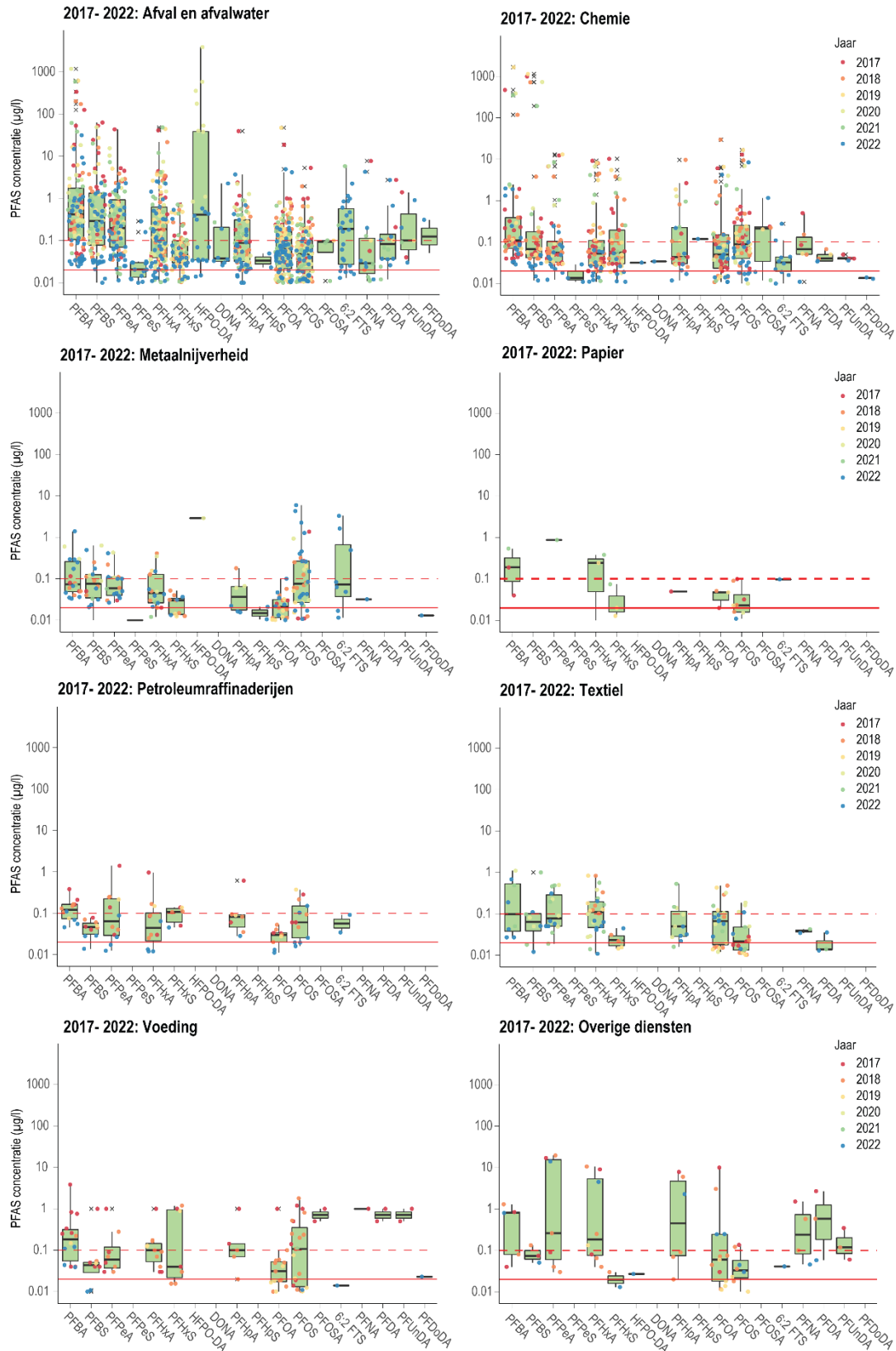
3.3.1 BEDRIJFSAFVALWATER

Door de productie en wijdverspreide toepassing van PFAS in industrie komen PFAS in het bedrijfsafvalwater van een groot aantal bedrijven terecht. In sommige gevallen is dit het gevolg van de doelgerichte vorming van PFAS in de productie of het intentioneel gebruik van PFAS in specifieke toepassingen. In andere gevallen kan dit het gevolg zijn van het feit dat bedrijven specifieke producten/grondstoffen gebruiken waarin PFAS aanwezig zijn zonder dat bedrijven daarvan specifiek op de hoogte zijn. Daarnaast kan PFAS ook in het bedrijfsafvalwater terechtkomen door de aanwezigheid van PFAS in het gecapteerd oppervlaktewater of grondwater door een eventuele historische bodemverontreiniging (vb. blusoefenterreinen). In de afvalverwerkingssector worden eveneens PFAS-houdende afvalstromen opgeslagen en verwerkt wat vervolgens kan resulteren in percolaatwater van de opslag en PFAS-houdend afvalwater van het verwerkingsproces. Zij hebben daardoor geen directe controle over de concentratie aan PFAS die verwerkt dient te worden.

Figuur 8 geeft een overzicht van de gemiddelde PFAS concentraties van één jaar in het bedrijfsafvalwater van bedrijven met PFAS in het afvalwater over alle sectoren heen in Vlaanderen voor de jaren 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 en 2022 op basis van metingen van VMM (metingen onder de bepalingsgrens zijn niet mee opgenomen in deze gemiddelde waarden). De horizontale, rode stippellijn stelt de toenmalige rapportagegrens voor van individuele PFAS in afvalwater (0,1 µg/l) en de horizontale volle lijn stelt de huidige rapportagegrens (20 ng/l) voor de meeste PFAS voor (6:2 FTS kan in bedrijfsafvalwater enkel indicatief bepaald worden met een rapportagegrens van 50 ng/l). Het is belangrijk om bij deze meetgegevens te vermelden dat per jaar geen volledig beeld van de PFAS concentraties wordt geschetst omdat vaak een beperkte set aan parameters werd gemeten. Bovendien evolueren de meetmethodes continue waardoor in het verleden minder PFAS gemeten konden worden dan nu (zie paragraaf 2.4). Uit Figuur 8 valt onmiddellijk op dat er een grote spreiding zit op de concentratie en het type PFAS die aanwezig zijn in de verschillende bedrijfsafvalwaters. Concentraties van individuele PFAS kunnen variëren van waarden dicht tegen de rapportagegrens van 20 ng/l tot waarden van meer dan 5 mg/l. Dit bevestigt dat er een grote verscheidenheid aan concentratie en samenstelling mogelijk is voor bedrijfsafvalwater. Over het algemeen valt op dat doorheen de jaren een dalende trend waar te nemen is tot onder de toenmalige rapportagegrens (0,1 µg/l) voor de langere keten PFAS zoals PFOS, PFOA en PFHpA. Voor de kortere keten PFAS is over de jaren heen die trend nog niet waar te nemen en zit er steeds een grote spreiding op de concentraties in het afvalwater tot 2021. In 2022 liggen duidelijk meer metingen inclusief deze van korte keten PFAS onder de toenmalige rapportagegrens van 0,1 µg/l. Dit weerspiegelt de recente inspanningen die bedrijven reeds geleverd hebben om hun PFAS-emissies te verlagen.



Figuur 8: Evolutie van individuele PFAS emissies in Vlaanderen voor alle bedrijven met PFAS in het bedrijfsafvalwater waarvoor data beschikbaar was in de jaren 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 en 2022. Elk punt stelt de gemiddelde concentratie PFAS van alle metingen van dat jaar voor van individuele PFAS afkomstig van één bedrijf. De metingen onder de toen geldende bepalingsgrens zijn niet mee opgenomen in deze gemiddelde waarden. De horizontale, rode stippellijn stelt de toenmalige rapportagegrens voor individuele PFAS (0,1 µg/l) voor en de horizontale volle rode lijn stelt de huidige rapportagegrens (0,02 µg/l) voor de meeste PFAS voor (m.u.v. 6:2 FTS) (VMM, 2023).



Figuur 9: Individuele PFAS emissies in Vlaanderen voor alle bedrijven met PFAS in het bedrijfsafvalwater waarvoor data beschikbaar was in de jaren 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 en 2022. Elk punt stelt de gemiddelde concentratie PFAS van alle metingen van dat jaar van individuele PFAS afkomstig van één bedrijf uit een bepaalde sector. De metingen onder de toen geldende

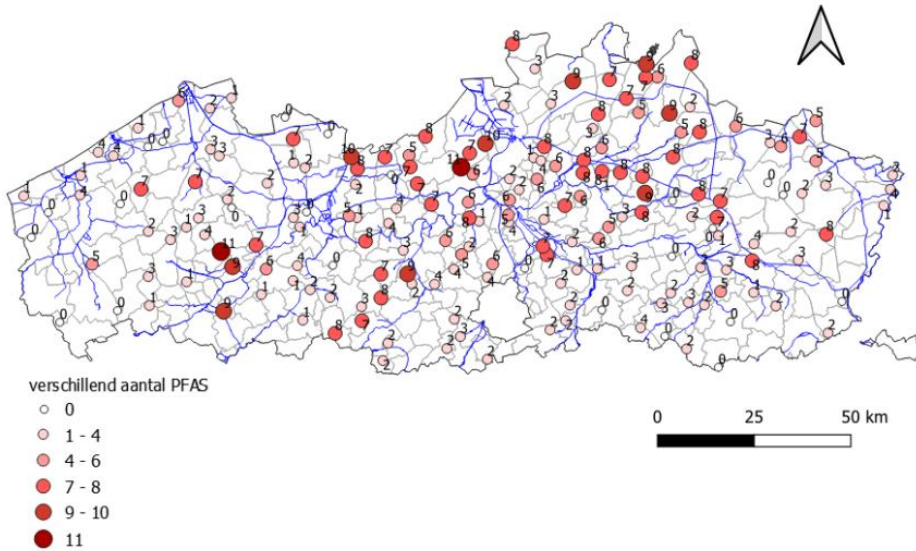
bepalingsgrens zijn niet mee opgenomen in deze gemiddelde waarden. De horizontale, rode stippellijn stelt de toenmalige rapportagegrens voor individuele PFAS (0,1 µg/l) voor en de horizontale volle rode lijn stelt de huidige rapportagegrens (0,020 µg/l) voor de meeste PFAS (m.u.v. 6:2 FTS) voor (VMM, 2023).

Figuur 9 geeft een meer gedetailleerd overzicht van de gemiddelde PFAS concentraties in het bedrijfsafvalwater per sector over de zes jaren 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 en 2022 heen. Hieruit valt op dat de meeste bedrijven waarvoor PFAS emissies worden waargenomen in het bedrijfsafvalwater, afkomstig zijn uit de sectoren afval en afvalwater, en chemie. Deze sectoren vertonen eveneens de grootste spreiding op PFAS emissies, waarvan een groot aantal bedrijven emissies vertonen van lange keten PFAS onder de toenmalige rapportagegrens (0,1 µg/l), maar waar de emissies van de korte keten PFAS voornamelijk boven de toenmalige rapportagegrens zit. Hierbij dient vermeld te worden dat bij de sector afval en afvalwater afvalstromen verwerkt worden komende uit de verschillende andere sectoren waaronder ook huishoudelijk afvalwater. Het feit dat hier nog steeds PFAS gemeten worden, bevestigt het persistente karakter van deze PFAS. Op basis van een onderzoek binnen chemische sector werd vastgesteld dat het grootste deel van deze bedrijven PFAS in het afvalwater hebben door de opname van oppervlaktewater dat verontreinigd was met PFAS, door de aanwezigheid van een PFAS-verontreinigd blusoefenterrein of door bronbemaling (vb. door buurbedrijf). Een kleinere fractie heeft PFAS in het afvalwater door productie of intentioneel gebruik van PFAS (Input leden BC, 2022). Bij de sectoren zoals papier en textiel worden slechts beperkte PFAS emissies waargenomen. Dit is mogelijk te verklaren door het feit dat dit water intensieve sectoren zijn waar veel water wordt hergebruikt en maar beperkte hoeveelheden worden geloosd, waardoor minder PFAS emissies mogelijk zijn. Een voorbeeld hiervan is het procesbad bij de textielbedrijven dat maximaal gerecupereerd wordt voor een volgend gebruik. Wat niet langer kan gerecupereerd worden wegens bijv. verontreiniging wordt opgevangen en extern verwerkt. Ook het eerste spoelwater wordt apart gehouden voor externe verwerking (zie o.a. BBT micropolluenten voor de textielindustrie) (Input leden BC, 2022). Ten slotte valt op dat er in het verleden relatief hoge PFAS emissies waargenomen werden in de voedingssector, terwijl dit in de literatuur niet wordt vermeld als een relevante emissiebron. Mogelijks gaat het hier om PFAS aanwezig in voedselverpakking, het gebruikte water, de voedingsmiddelen zelf en/of in reinigings- of onderhoudsmiddelen. Bij de overige diensten worden vooral lage, recente emissies van PFOA en PFOS waargenomen en hogere emissies korte en lange keten PFAS in het verleden. Hieronder vallen hoofdzakelijk de wasserijen.

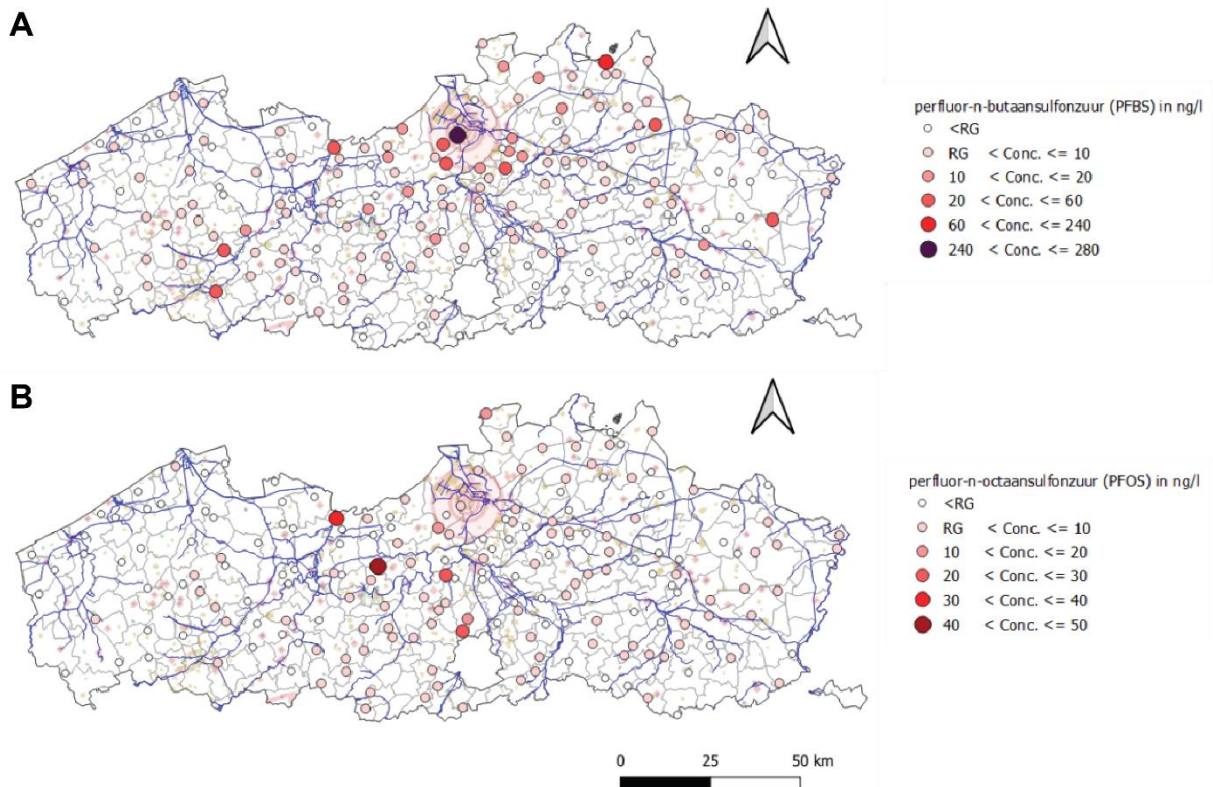
3.3.2 BEMALINGSWATER/GRONDWATER

Bij bemalingen wordt grond- en bodemwater opgepompt en afhankelijk van de situatie terug in de ondergrond gebracht, of geloosd op de riolering of oppervlaktewater. Door de productie en wijdverspreide toepassing van PFAS in industrie en in huishoudelijke producten in combinatie met hun persistente en mobiele eigenschappen, zijn PFAS wijdverspreid in het milieu waaronder ook in het grondwater. Om een beter zicht te krijgen op de ‘achtergrondconcentraties’ en dus de diffuse verspreiding van PFAS in het grondwater in Vlaanderen, heeft de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) een ruime screening uitgevoerd. De meetcampagne diende de aanwezigheid te bepalen van 45 PFAS-verbindingen in het freatisch grondwater (ter hoogte van 194 willekeurig aangeduide locaties in Vlaanderen). Uit dit onderzoek wordt geconcludeerd dat van de meeste stoffen die werden teruggevonden (17 stoffen werden gedetecteerd - 28 stoffen werden niet terug gevonden), het om de kortere koolstofketens gaat die gekenmerkt zijn door een betere mobiliteit in water. In 88% van de meetlocaties werden PFAS concentraties gemeten. Volgende stoffen komen in minstens de helft van de meetlocaties voor in het ondiepe grondwater: PFBS (66%), PFOA (65%), PFBA (52%) en/of PFOS (50%). Verder komen PFHxA, PFPeA, PFHxS en PFHpA op minstens 25% van de meetlocaties voor (Figuur 10). De PFAS-parameters die het meest frequent voorkomen, gaan ook gepaard met hogere concentraties. Indien rekening gehouden wordt met het meest strenge toetsingskader dat gehanteerd werd in deze studie (de norm van 4,4 ng/l PFAS-20), is te zien dat in 46% van de locaties de norm overschreden wordt. Er zijn nog plaatsen in Vlaanderen waar geen PFAS wordt gedetecteerd, behalve in de provincie

Antwerpen en omgeving. Hier worden net het meest aantal locaties met detectie van meerdere stoffen teruggevonden, met hogere concentraties en uitschieters (VMM, 2022).



Figuur 10: Aantal gedetecteerde PFAS-parameters per meetlocatie in Vlaanderen (VMM, 2022).



Figuur 11: Verspreiding en concentratie (ng/l) van (A) PFBS en (B) PFOS in ondiep freatisch grondwater in Vlaanderen (Overgenomen en aangepast uit VMM, 2022).

De teruggevonden individuele PFAS achtergrondconcentraties variëren afhankelijk van de type component. Vooral korte keten PFAS zoals PFBS en PFBA worden teruggevonden in hogere concentraties tot 280 ng/l voor PFBS. Echter wordt in het overgrote deel van Vlaanderen lagere

achtergrondconcentraties tussen 10 – 60 ng/l aangetroffen (Figuur 11A). De lange keten concentraties zoals voor PFOS liggen over het algemeen lager in Vlaanderen met de hoogste concentraties tot 50 ng/l (Figuur 11B).

Aangezien er op het moment van het opstellen van dit rapport in Vlaanderen geen normen vastgelegd waren voor het grondwater, werd in het rapport rekening gehouden met vier voorgestelde normenkaders (VMM, 2022):

- Norm 0,5 µg/l voor de som van alle gemeten PFAS wordt overschreden op 1 locatie (<1% van de locaties);
- Norm 0,1 µg/l voor de som van 20 PFAS van de Drinkwaterrichtlijn (EU Richtlijn 2020/2184) werd overschreden door 12 locaties (6%);
- Risicogrens 0,004 µg/l voor de som van de EFSA-4 stoffen (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS) werd op 75 locaties (39%) overschreden;
- Risicogrens 0,0044 µg/L PFOA-equivalent voor de som van 20 PFAS van de Drinkwaterrichtlijn (EU Richtlijn 2020/2184) berekend op basis van ‘Relative Potency Factor’ (RPF) per stof (indien niet gekend: RPF=1) werd op 90 locaties (46%) overschreden.

Naast deze achtergrondconcentraties zijn er ook verhoogde PFAS concentraties waar te nemen in grondwater van risicolocaties. In 2018 werd door OVAM reeds een onderzoek gevoerd naar de aanwezigheid van PFAS in grondwater, bodem en waterbodem ter hoogte van risicoactiviteiten in Vlaanderen. Hierin werd aangetoond dat er een grote variabiliteit is in de concentraties PFAS van risicolocaties (totaal van 18 locaties). De grootste concentraties werden waargenomen in brandweeroefenplaatsen van verschillende sectoren, brandweerkazernes en militaire locaties (1 – 2200 µg/l) gevolgd door stortplaatsen (0,5 – 4,5 µg/l), textielindustrie (0,1 – 1,5 µg/l), coatingsindustrie (0,1 – 0,5 µg/l) en oppervlaktebehandelingsindustrie (0 – 0,1 µg/l). In het grondwater van deze risicolocaties werd relatief het meest PFOS, PFOA en 6:2 FTS teruggevonden, maar ook korte keten PFAS zoals PFBS en hoofdzakelijk PFCA's werden ook aangetroffen (OVAM, 2018). In het kader van de opdracht van de Vlaamse PFAS opdrachthouder werd de [PFAS-verkenner](#) opgesteld. Deze tool geeft een overzicht van bijkomende risicolocaties waar voornamelijk historische verontreinigingen van bodem en grondwater hebben plaatsgevonden door het testen van blusschuimen of waar deze ingezet werden om een zware industriële brand te blussen. Deze locaties werden vastgesteld op basis van verkennende bodemonderzoeken door OVAM en AZG. Deze locaties zijn bijkomende risicolocaties voor grondwater en bemalingen.

3.4 INVENTARISATIE VAN WATERBEHANDELINGSTECHNIEKEN

Algemeen worden waterbehandelingstechnieken onderverdeeld in twee grote groepen: scheidings-/concentratietechnologieën en afbraak-/destructietechnologieën. Op het moment van schrijven worden scheidings-/concentratietechnologieën het meest toegepast voor het behandelen van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater in Vlaanderen. In deze technieken kan verder een onderscheid gemaakt worden tussen adsorptietechnieken, coagulatie/flocculatietechnieken en vloeistof-vloeistof scheidingstechnologie. Enkele van deze technieken, waaronder granulaire actief kool, ionenuitwisseling en membraan gebaseerde technieken worden reeds tot op een bepaald niveau op commerciële schaal toegepast in Vlaanderen. Het nadeel van deze categorie van technieken is dat ze PFAS niet afbreken, maar het enkel overdragen naar een vaste fase of concentreren in een concentraatstroom (Meegoda et al., 2020). Dit PFAS-houdend residu dient steeds verder behandeld of verwerkt te worden, met mogelijke milieu-impact door materialen-, water, of energieverbruik, en mogelijke emissies naar lucht of water bij de verwerker. Het voordeel aan deze technieken is dat ze grote hoeveelheden stromen kunnen

behandelen met lage PFAS concentraties, waarbij een significante volumereductie van de gevormde afvalstromen optreedt (Input leden BC, 2022; Meegoda et al., 2020).

Anderzijds zijn er de afbraak-/destructietechnologieën die PFAS kunnen afbreken. Deze technologieën kunnen mogelijk als één van de laatste stappen toegepast worden in een behandelingstrein om kleinere volumes met hoge concentratie PFAS te verwijderen. De focus ligt hier voornamelijk op de behandeling van kleinere volumes zijn doordat een grote hoeveelheid energie nodig is om PFAS efficiënt te kunnen afbreken (Riegel et al., 2020). Afhankelijk van de toegepaste techniek kan er mogelijk nog een polishingstap nodig zijn. Op het moment van schrijven zijn veel van deze afbraak-/destructietechnieken nog in onderzoeks- of pilootfase. Enkel de rechtstreekse verbranding van bedrijfsafvalwater wordt op het moment van schrijven op grote schaal toegepast in Vlaanderen.

Tabel 4 en Tabel 5 geven een overzicht van respectievelijk de scheidings-/concentratietechnieken en de afbraak-/destructietechnieken die behandeld zullen worden in deze BBT-studie. Hierbij wordt steeds een korte definitie gegeven van elk van de technieken alsook een inschatting van Schaal/Marktrijpheid/TRL voor de toepassing op PFAS-verwijdering, referenties en mogelijke technische fiches. De inschatting van schaal of marktrijpheid van een techniek wordt telkens uitgedrukt in “technology readiness levels, TRL’s. Tabel 3 geeft een kort overzicht van de betekenis van deze TRL’s, namelijk de verschillende fasen in de ontwikkeling van een technologie naar de markt (Europese Commissie, 2017). In deze BBT-studie wijzen de TRL’s op de stand van de techniek specifiek voor de verwijdering van PFAS.

Tabel 3: De verschillende fasen, “technology readiness levels”; TRL’s, in de ontwikkeling van een technologie naar de markt (Europese Commissie, 2017).

Ontdekkingsfase	Omschrijving
TRL 1 – basisprincipes waargenomen	fundamenteel onderzoek: onderzoeken van het innovatieve idee en basisprincipes van de innovatie
TRL 2 – technologisch concept geformuleerd	toegepast onderzoek: formuleren van technologische concept en praktische toepassingen
TRL 3 – experimenteel proof-of-concept	Proof-of-concept: onderzoeken van toepasbaarheid van het concept op experimentele basis
Ontwikkelingsfase	
TRL 4 – technologie gevalideerd in het labo	implementatie en test prototype: op laboschaal testen van proof-of-concept van innovatie
TRL 5 – technologie gevalideerd in een relevante omgeving	validatie prototype: onderzoeken van werking van technologische concept in een relevante omgeving
TRL 6 – technologie gedemonstreerd in een relevante omgeving	demonstratie prototype in testomgeving: uitgebreid testen en valideren van concept in een relevante testomgeving
Demonstratie fase	
TRL 7 – demonstratie prototype in operationele omgeving	testen en demonstreren van concept in gebruikersomgeving om werking in een operationele omgeving te bewijzen
TRL 8 – product/ dienst is compleet en operationeel	innovatie krijgt definitieve vorm; technologische werking is getest en bewezen
Marktintroductie	
TRL 9 – product/ dienst is bewezen in operationele omgeving	innovatie technisch en commercieel gereed; productierijp en klaar voor lancering in gewenste marktomgeving

Tijdens de inventarisatie werden nog enkele bijkomende technieken geïdentificeerd die potentieel PFAS kunnen verwijderen zoals elektroselectie, Periodically Reversing ElectroCoagulation (PREC), elektrokatalyse, foto-elektrokatalyse, constructed wetlands, enzymen en proteïnen voor bioremediatie en hydrothermische processen. Op het moment van schrijven was er onvoldoende informatie beschikbaar over deze technieken, waardoor deze niet mee werden opgenomen in onderstaand overzicht. Ten slotte worden in deze inventarisatie enkel algemene technieken besproken en worden geen specifieke merknamen vermeld. De rest van dit hoofdstuk geeft een meer gedetailleerde beschrijving en evaluatie van de verschillende waterbehandelingstechnieken die op het moment van schrijven in een bepaalde vorm de demonstratiefase hebben bereikt tijdens hun ontwikkeling (TRL \geq 7). Deze beschrijving is gebaseerd op informatie uit wetenschappelijke literatuur, publieke en interne rapporten, informatie aangeleverd door de leden van het begeleidingscomité en informatie uit 1-op-1 gesprekken met bedrijven, studie bureaus en technologieleveranciers. De beschrijving en evaluatie van deze technieken moet het mogelijk maken kandidaat BBT te formuleren die verder beschreven worden in Hoofdstuk 4. De overige technieken vermeld in Tabel 4 en Tabel 5 die op het moment van schrijven minder marktrijp zijn (TRL $<$ 7), komen verder aan bod in Hoofdstuk 7 Technieken in opkomst.

Tabel 4: Inventarisatie van scheidings-/concentratietechnologie voor de zuivering van PFAS uit waterige stromen met een korte definitie, een inschatting van de marktrijpheid, referenties en mogelijke verwijzingen naar bestaande technische fiches.

Techniek	Definitie	Schaal/Marktrijpheid/TRL	Referenties	Technische fiches
Adsorptie				
Activated carbon Actief kool	Een niet-gevaarlijk, koolstof houdend materiaal met een poreuze structuur en hoog inwendig oppervlak geschikt voor de adsorptie van een breed gamma aan organische micropolluenten, CZV, en in mindere mate ook metalen in organische complexen door hydrofobe en elektrostatistische interacties (WASS, 2010; Desotec, persoonlijke communicatie, 2022)	TRL 9	Arcadis, 2021 Ateia et al., 2019 Gagliano et al., 2021 Garg et al., 2021 Input leden BC, 2022 ITRC, 2020 Kempisty et al., 2022 Kucharzyk et al., 2017 Lenka et al., 2021 Leveranciersinformatie, 2022 Li et al., 2020 Liu et al., 2022a Meegoda et al., 2020 O'Conner et al., 2022 OVAM, 2021 Pancras et al., 2018 Peyrelasse et al., 2021 Riegel et al., 2020 Roest et al., 2021 Ross et al., 2018 Verma et al., 2021 Vu & Wu, 2020 Wanninayake, 2021 Westreich et al., 2018 Yadav et al., 2022	https://emis.vito.be/nl/node/19258 https://emis.vito.be/nl/node/19259

Techniek	Definitie	Schaal/Marktrijpheid/TRL	Referenties	Technische fiches
Ion exchange resins Ionenwisselingsharsen	<p>Het uitwisselen van ionen met andere ionen (zoals bijvoorbeeld Cl⁻ en Ca²⁺) doormiddel van polymeer kunstharsen. De kunstharsen kunnen verschillende functionele groepen bevatten, waardoor op selectieve wijze geladen ionen, d.i. kation, anion, of bepaalde complexen uitgewisseld kunnen worden. De aard van de functionele groep, de matrix en de porositeit bepalen de selectiviteit van het kunsthars. Naast de uitwisseling is er omwille van de porositeit en aard van polymeer ook directe adsorptie mogelijk. Afhankelijk van de selectiviteit / sterkte van de binding kan een ionenwisselaar al dan niet geregenereerd en hergebruikt worden (Leveranciersinformatie, 2023; Yadav et al., 2022).</p>	<p>TRL 9 (zonder regeneratie) TRL 7 (met regeneratie)</p>	<p>Arcadis, 2021 Ateia et al., 2019 Boyer et al., 2021a Boyer et al., 2021b Dixit et al., 2021 Gagliano et al., 2021 Garg et al., 2021 Input leden BC, 2022 ITRC, 2020 Lenka et al., 2021 Leveranciersinformatie, 2022 Li et al., 2020 Liang et al., 2022 Liu et al., 2022a Meegoda et al., 2020 O'Conner et al., 2022 OVAM, 2021 Pancras et al., 2018 Riegel et al., 2020 Roest et al., 2021 Ross et al., 2018 Verma et al., 2021 Vu & Wu, 2020 Wanninayake, 2021 Yadav et al., 2022</p>	<p>https://emis.vito.be/nl/node/19257</p>
Natural and surface-modified clay minerals/zeolites Natuurlijke en oppervlakte gemodificeerde kleimineralen/zeolieten	<p>Silica, zeolieten, organische kleiverbindingen en hun oppervlaktegemodificeerde materialen zijn natuurlijke, minerale adsorbentia met een groot intern contactoppervlak die toegepast worden voor chemische zuivering, scheiding en sorptie van organische polluenten en zware metalen (Verma et al., 2021; Wanninayake, 2021).</p>	<p>TRL 5 - 7 (kleimaterialen) TRL 4 - 6 (zeolieten)</p>	<p>Garg et al., 2021 Input leden BC, 2022 ITRC, 2020 Mukhopadhyay et al., 2021 OVAM, 2021 Riegel et al., 2020 Roest et al., 2021 Van den Bergh et al., 2021 Verma et al., 2021 Vu & Wu, 2020 Wanninayake, 2021</p>	

Techniek	Definitie	Schaal/Marktrijpheid/TRL	Referenties	Technische fiches
Biochar	Een koolstofrijk adsorbens dat geproduceerd wordt door pyrolyse van natuurlijke materialen (zoals organisch afval, slib, mest, algen, ...) in de afwezigheid van zuurstof. Het materiaal kan in vergelijkbare opstelling toegepast worden als actief kool voor de verwijdering van verontreinigende stoffen uit water door hydrofobe interacties (Militao et al., 2021; Yadav et al., 2022).	TRL 4 - 6	Iery, 2019 ITRC, 2020 Militao et al., 2021 Yadav et al., 2022	-
Carbon nanotubes (CNT) Koolstof nanotubes	Carbon nanotubes zijn nanomaterialen waarbij het water doorheen nanobuizen wordt geperst doormiddel van geluid in plaats van druk. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen single-walled CNTs (SWCNTs) en multi-walled CNTs (MWCNTs). Deze techniek wordt toegepast voor de verwijdering van biologische contaminanten en moleculen groter dan water (Garg et al., 2021; Watercircle, 2021).	TRL 3 - 4	Ateia et al., 2019 Garg et al., 2021 Li et al., 2020 Verma et al., 2021 Vu & Wu, 2020	https://watercircle.be/publicaties/database-waterzuivering-en-behandelingstechnieken/acoustic-nanotube-technology/ https://watercircle.be/publicaties/database-waterzuivering-en-behandelingstechnieken/nanotechnologie/
Molecularly imprinted polymers (MIP)	Een molecular imprinted polymer (MIP) is een polymeer dat gevormd wordt in aanwezigheid van een stof die er later uitgehaald wordt. Daardoor blijven in het polymeer complementaire ruimten achter met een affiniteit voor de betreffende stof. Deze gaten kunnen ook chemisch gelijkaardige moleculen binden (Kucharzyk et al., 2017).	TRL 3	Gagliano et al., 2021 Garg et al., 2021 Kucharzyk et al., 2017 Li et al., 2020 Militao et al., 2021 Ross et al., 2018 Vu & Wu, 2020 Wanninayake, 2021 Xu et al., 2017	

Techniek	Definitie	Schaal/Marktrijpheid/TRL	Referenties	Technische fiches
Coagulatie				
Coagulation/flocculation Coagulatie/flocculatie	De toepassing van coagulanten of flocculanten in een waterbehandelingstechniek voor de verwijdering van zwevende, colloïdale en sommige opgeloste stoffen. De chemische additieven worden toegevoegd aan het te behandelen water om de pollutanten te verplaatsen naar een toestand waarbij ze eenvoudiger afgescheiden kunnen worden door bezinking, filtratie of flotatie (Riegel et al., 2020).	TRL 6 - 8	Cornelsen et al., 2021 Garg et al., 2021 Input leden BC, 2022 ITRC, 2020 Leveranciersinformatie, 2022 Liu et al., 2022a OVAM, 2021 Riegel et al., 2020 Roest et al., 2021 Tow et al., 2021 Verma et al., 2021	https://emis.vito.be/nl/node/19223
Electrocoagulation Elektrocoagulatie	De adsorptie van pollutanten aan neerslagen die gegenereerd worden door het aanleggen van een elektrische stroom door een oplossing aan de hand van een anode en kathode. Afhankelijk van het type anode worden verschillende metaalhydroxides gevormd. Door de vorming van H ₂ en O ₂ gas aan de elektrodes worden de neerslagen met geadsorbeerde pollutanten naar de oppervlakte gedreven waarna deze afgescheiden kunnen worden (Pancras et al., 2018; Liu et al., 2022a).	TRL 5	Garg et al., 2021 Liu et al., 2022a Pancras et al., 2018 Tow et al., 2021 Santiago et al., 2022 Verma et al., 2021	https://emis.vito.be/nl/node/19225
Membraan gebaseerde technieken				

Techniek	Definitie	Schaal/Marktrijpheid/TRL	Referenties	Technische fiches
<p><u>Reverse osmosis (RO)</u> <u>Omgekeerde osmose (RO)</u></p>	<p>Een membraan-gebaseerd proces waarbij nagenoeg alle opgeloste componenten afgescheiden worden door de transfer van water doorheen een semi-permeabel membraan met poriegroottes van < 1nm door het aanleggen van een hoge druk boven de osmotische druk van de oplossing. Door de toepassing van RO membranen ontstaat een kleine fractie concentraatstroom en grotere fractie zuiver permeaat (Riegel et al., 2020; Yadav et al., 2022).</p>	<p>TRL 9</p>	<p>Arcadis, 2021 Ateia et al., 2019 Garg et al., 2021 Input leden BC, 2022 ITRC, 2020 Kucharzyk et al., 2017 Leveranciersinformatie, 2022 Lee et al., 2022 Liu et al., 2022b Li et al., 2020 Mastropietro et al., 2021 Meegoda et al., 2020 O'Conner et al., 2022 Pancras et al., 2018 Peyrelasse et al., 2021 Riegel et al., 2020 Roest et al., 2021 Ross et al., 2018 Tow et al., 2021 Verma et al., 2021 Wanninayake, 2021 Yadav et al., 2022</p>	<p>https://emis.vito.be/nl/node/19250</p>

Techniek	Definitie	Schaal/Marktrijpheid/TRL	Referenties	Technische fiches
Nano filtration Nanofiltratie (NF)	Een druk-gedreven membraan-gebaseerd proces met poriegroottes tussen 1 en 10 nm. Door de toepassing van NF membranen ontstaat een kleine fractie concentraatstroom en grotere fractie zuiver permeaat (Riegel et al., 2020; Yadav et al., 2022).	TRL 9	Arcadis, 2021 Ateia et al., 2019 Garg et al., 2021 Input leden BC, 2022 ITRC, 2020 Kucharzyk et al., 2017 Leveranciersinformatie, 2022 Lee et al., 2022 Liu et al., 2022b Li et al., 2020 Lu et al., 2020 Mastropietro et al., 2021 Meegoda et al., 2020 O'Conner et al., 2022 Pancras et al., 2018 Peyrelasse et al., 2021 Riegel et al., 2020 Roest et al., 2021 Ross et al., 2018 Verma et al., 2021 Wanninayake, 2021 Yadav et al., 2022	https://emis.vito.be/nl/node/19249
Diverse technieken				
Indampen/Vacuümverdamping	Het concentreren van opgeloste pollutanten in een concentraatstroom of vast restproduct en het destilleren van gezuiverd water uit het afvalwater (WASS, 2010).	TRL 7 - 9	Input leden BC, 2022 Riegel et al., 2020 Roest et al., 2021 Tow et al., 2021	https://emis.vito.be/nl/bbt/bbt-tools/techniefiches/indampen

Techniek	Definitie	Schaal/Marktrijpheid/TRL	Referenties	Technische fiches
Foam fractionation and ozofractionation Schuimfractionatie en ozofractionatie	Het opconcentreren en afscheiden van oppervlakte-actieve stoffen uit een oplossing in een schuimfase door het introduceren van gasbellen in de oplossing. De gasbellen worden gecreëerd door aanbrengen van een gas (meestal lucht of stikstofgas) aan de onderkant van de oplossing. De oppervlakte-actieve stoffen hechten zich aan het gas-water oppervlak van de gasbellen en worden zo meegenomen naar de schuimlaag aan het oppervlak (Yadav et al., 2022).	TRL 7 - 8	Arcadis, 2021 Buckley et al., 2022 ITRC, 2020 Leveranciersinformatie, 2022 Meegoda et al., 2020 OVAM, 2021 Pancras et al., 2018 Peyrelasse et al., 2021 Riegel et al., 2020 Roest et al., 2021 Ross et al., 2018 Tow et al., 2021 Vo et al., 2023 Wanninayake, 2021 Yadav et al., 2022	

Tabel 5: Inventarisatie van afbraak-/destructietechnologie voor de zuivering van PFAS uit waterige stromen met een korte definitie, een inschatting van de marktrijpheid, referenties en mogelijke verwijzingen naar bestaande technische fiches.

Techniek	Definitie	Schaal/Marktrijpheid/TRL	Referenties	Technische fiches
Geavanceerde oxidatietechnieken (AOP)				
Chemical oxidation Chemische oxidatie - waterstofperoxide - natriumpersulfaat - Na/K-permanganaat - ozon - ozon/peroxide	De partiële of volledige oxidatie van organische polluenten door toevoeging of productie van chemische oxidantia tijdens de waterbehandeling (WASS, 2010).	TRL 6	Ahmed et al., 2020 Berg et al., 2021 Garg et al., 2021 ITRC, 2020 Kucharzyk et al., 2017 Nzeribe et al., 2019 Riegel et al., 2020 Ross et al., 2018 Tow et al., 2021 Trang et al., 2022 Verma et al., 2021 Wanninayake, 2021 Yadav et al., 2022	https://emis.vito.be/nl/node/19231
Photocatalytic degradation Fotokatalyse	Degradatie van organische polluenten door toepassing van fotokatalysatoren zoals titanium oxide of indium oxide nanopartikels en UV-straling. Tijdens de reactie van het UV-licht met de fotokatalysator worden hydroxide radicalen gevormd die zorgen voor de afbraak van de organische polluenten tijdens de waterbehandeling (Verma et al., 2021).	TRL 5 - 6	Ahmed et al., 2020 Ateia et al., 2019 Garg et al., 2021 Leonello et al., 2021 Li et al., 2020 Liu et al., 2022a OVAM, 2021 Tow et al., 2021 Verma et al., 2021 Xu et al., 2017 Yadav et al., 2022	https://watercircle.be/publicaties/database-waterzuivering-en-behandelingstechnieken/photocatalytic-water-purification-technology/

Techniek	Definitie	Schaal/Marktrijpheid/TRL	Referenties	Technische fiches
<p>Supercritical water oxidation Superkritische wateroxidatie</p>	<p>De volledige oxidatie van organische polluenten door de introductie van een zuurstofhoudend oxidans zoals lucht, O₂ of waterstofperoxide onder superkritische omstandigheden van water waarbij hoge drukken (22,1 MPa) en temperaturen vereist (374°C) zijn. Het bereiken van de superkritische toestand van water zorgt voor het oplossen en een versnelde oxidatie van een grote verscheidenheid aan polluenten (Berg et al., 2021; Tow et al., 2021).</p>	<p>TRL 4 - 6</p>	<p>Arcadis, 2021 Berg et al., 2021 Krause et al., 2021 Leveranciersinformatie, 2022 Li et al., 2022 McDonough et al., 2022 Pinkard et al., 2021 Tow et al., 2021 Yadav et al., 2022</p>	<p>https://emis.vito.be/nl/node/19264</p>

Techniek	Definitie	Schaal/Marktrijpheid/TRL	Referenties	Technische fiches
Electrochemical oxidation Elektrochemische oxidatie	Een verwijderingstechniek voor organische pollutanten via de productie van hydroxide radicalen door het splitsen van water door middel van anodes uit specifieke materialen zoals boor-gedoteerd diamant of metaaloxides, zonder de toevoeging van chemische additieven (Santiago et al., 2022; Yadav et al., 2022).	TRL 3 - 5	Arcadis, 2021 Ateia et al., 2019 Berg et al., 2021 ITRC, 2020 Li et al., 2020 Liu et al., 2022a Lu et al., 2020 Meegoda et al., 2020 Nienhauser et al., 2022 Nzeribe et al., 2019 O'Conner et al., 2022 OVAM, 2021 Riegel et al., 2020 Ross et al., 2018 Santiago et al., 2022 Sharma et al., 2022 Veciana et al., 2022 Verma et al., 2021 Wanninayake, 2021 Yadav et al., 2022	
Geavanceerde reductietechnieken (ARP)				
Non-thermal plasma treatment technology Niet-thermisch lasmabehandelingstechnologie	De degradatie van pollutanten door de productie van hoog-reactieve oxidatieve en reductieve substanties (zowel opgelost als vrije elektronen) door de inwerking van een niet-thermisch plasma van een inert gas (vb. argon). Een plasma is een hoog energetische toestand van een gas door de toevoeging van energie waarbij een mix ontstaat van ionen, hoog energetische elektronen, fotonen en radicalen (Yadav et al, 2022; Input leden BC, 2022).	TRL 6 - 8	Ahmed et al., 2020 Arcadis, 2021 Input leden BC, 2022 ITRC, 2020 Khan et al., 2022 Leung et al., 2022 Liu et al., 2022a Meegoda et al., 2020 Nau-hix et al., 2021 Nzeribe et al., 2019 O'Conner et al., 2022 Palma et al., 2022 Riegel et al., 2020 Roest et al., 2021 Santiago et al., 2022 Singh et al., 2019 Singh et al., 2021 Tow et al., 2021	

Techniek	Definitie	Schaal/Marktrijpheid/TRL	Referenties	Technische fiches
			Verma et al., 2021 Wanninayake, 2021 Yadav et al., 2022	
Chemical reduction Chemische reductie - Zero valent ijzer (ZVI) - UV/sulfiet systeem	De partiële of volledige reductie van polluenten door toevoeging van reductantia eventueel in combinatie met specifieke activatiemethoden om hoog reactieve componenten te produceren die polluenten kunnen afbreken of mineraliseren tot minder toxische componenten (Yadav et al., 2022).	TRL 5	Cui et al., 2020 ITRC, 2020 Kucharzyk et al., 2017 Li et al., 2020 Nzeribe et al., 2019 Riegel et al., 2020 Ross et al., 2018 Santiago et al., 2022 Tow et al., 2021 Verma et al., 2021 Wanninayake, 2021 Yadav et al., 2022	
Biologische behandelingstechnieken				
Microbe-based bioremediation Micro-organisme gebaseerde bioremediatie/degradatie	Microbiologische afbraak of biotransformatie van organische polluenten door toepassing van specifieke micro-organismen zoals bacteriën en schimmels (Zhang et al., 2022).	TRL 3 - 4	Ateia et al., 2019 Berksen & Baltussen, 2021 Garg et al., 2021 ITRC, 2020 Kucharzyk et al., 2017 Li et al., 2020 Pancras et al., 2018 Tow et al., 2021 Verma et al., 2021 Wanninayake, 2021 Zhang et al., 2022	

Techniek	Definitie	Schaal/Marktrijpheid/TRL	Referenties	Technische fiches
Diverse technieken				
Thermal degradation and incineration Thermische degradatie en verbranding	De afbraak van polluenten door verbranding in verbrandingsinstallaties en thermische naverbranders (Input leden, BC).	TRL 8 - 9	Garg et al., 2021 Hofman & Berghmans, 2021 Input leden BC, 2022 ITRC, 2020 Longendyke et al., 2022 O'Conner et al., 2022 Riegel et al., 2020 Tow et al., 2021 Wanninayake, 2021	
Sonochemical degradation Sonochemische degradatie	De toepassing van een lage of hoge frequentie (20 kHz tot 1 MHz) ultrasone golven waardoor cavitatie ontstaat in gevormde belletjes dat zorgt voor de afbraak van polluenten. De afbraak wordt gerealiseerd door hoge temperatuur aan het beloppervlak, hoge damp temperatuur en door reactie met vrije hydroxide radicalen die tijdens dit proces gevormd worden (Yadav et al., 2022).	TRL 4 - 5	Arcadis, 2021 Garg et al., 2021 ITRC, 2020 Li et al., 2020 Liu et al., 2022a Meegoda et al., 2020 Nzeribe et al., 2019 OVAM, 2021 Pancras et al., 2018 Riegel et al., 2020 Ross et al., 2018 Sharma et al., 2022 Tow et al., 2021 Verma et al., 2021 Wanninayake, 2021 Yadav et al., 2022	

Techniek	Definitie	Schaal/Marktrijpheid/TRL	Referenties	Technische fiches
High-energy electron beam	Het degraderen van pollutanten door het produceren van ioniserende straling zonder het gebruik van radioactieve isotopen. Door middel van elektronversnellers worden grote hoeveelheden hoog-energetische elektronen gegenereerd van elektriciteit die op hun beurt verschillende hoog reactieve componenten vormen zoals waterstof radicalen, gesolvateerde elektronen en hydroxyl radicalen (ITRC, 2020).	TRL 4	ITRC, 2020 Jiang et al., 2022 Lassalle et al., 2021 Londhe et al., 2021 Lu et al., 2020 Ross et al., 2018 Tow et al., 2021 Yadav et al., 2022	
Photolysis Fotolyse	Het gebruik van licht (UV-straling) voor de directe afbraak van pollutanten of indirecte afbraak door de bijkomende toevoeging van chemicaliën (ITRC, 2020; Yadav et al., 2022).	TRL 3 - 4	Chen et al., 2022 ITRC, 2020 Leonello et al., 2021 Li et al., 2020 Nzeribe et al., 2019 Riegel et al., 2020 Tian et al., 2021 Tow et al., 2021 Yadav et al., 2022	

3.4.1 SCHEIDINGS-/CONCENTRATIETECHNOLOGIE

3.4.1.1 ACTIEF KOOL

ALGEMENE BESCHRIJVING

Actief kool is een micro poreuze, inerte koolstofmatrix, met een zeer groot intern oppervlak (700 tot 1 500 m²/g). De grootte en onderlinge verhoudingen van de poriën worden bepaald door de gebruikte grondstof en de activeringsmethode. Het intern oppervlak maakt het uitermate geschikt voor de adsorptie van een breed gamma aan organische micropolluenten, CZV, en in mindere mate ook metalen in organische complexen. Actief kool wordt geproduceerd uit verschillende materialen zoals: hout, steenkool en kokos. Elk type actief kool wordt gekenmerkt door een specifiek oppervlak, korrelgrootte en poriëndiameter. Actief kool kan ingezet worden in poedervorm (Powder Activated Carbon; PAC), in granulaire vorm (Granular Activated Carbon; GAC) of in geïmpregneerde vorm. In de meeste industriële toepassingen worden gesloten filters gebruikt in een lead-lag configuratie met 2 of meerdere filters in serie. Wanneer de eerste filter verzadigd is wordt deze verwijderd, schuiven de overige filters een plaats op en wordt er een nieuwe bij geplaatst op de laatste plaats in de serie. Bij vervanging wordt de beladen actief kool meestal teruggenomen door de leverancier die het als (chemisch) afval afvoert, regeneert of reactiveert (WASS, 2010; Watercircle, 2021). De eerste filter verwijdert de bulk van de verontreiniging, terwijl de volgende filter(s) dienen als een polishing stap (Riegel et al., 2020).

Meer gedetailleerde beschrijving van deze techniek is terug te vinden in onderstaande technische fiches:

[WASS – Adsorptietechnieken](#)

[Watercircle – Adsorptietechnieken](#)

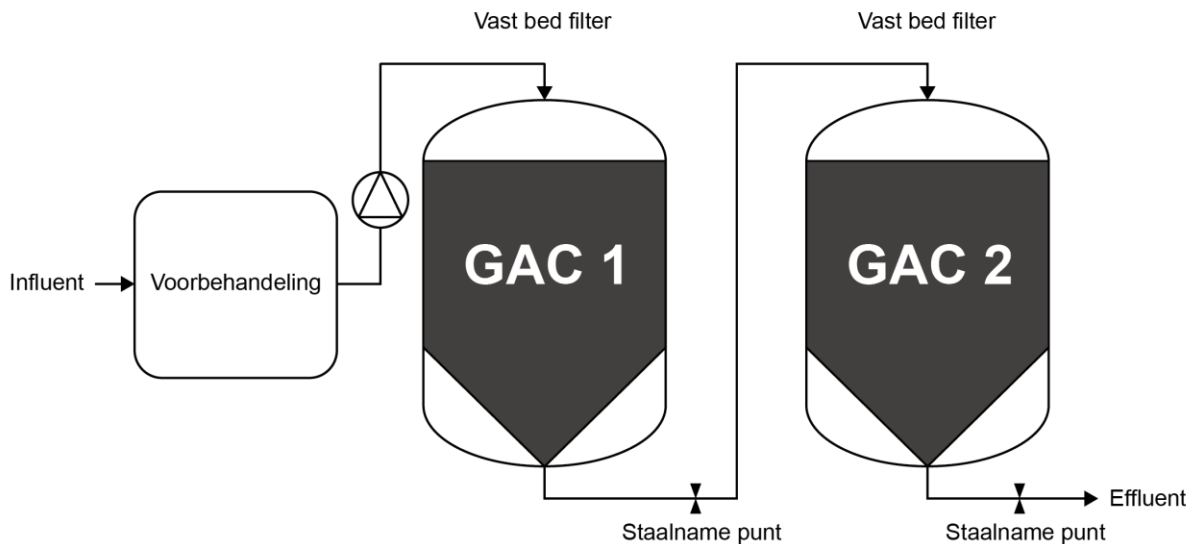
STAND VAN DE TECHNIEK

Actief kool wordt op het moment van schrijven het meest toegepast in verschillende sectoren in Vlaanderen voor de verwijdering van PFAS uit bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Adsorptie van PFAS door actief kool is een bewezen techniek (TRL 9) gekenmerkt door lage energie- en onderhoudskosten, eenvoud en betrouwbaarheid (Iery, 2019; Arcadis, 2021; Liu et al., 2022a; WASS, 2010; Watercircle, 2021).

Op basis van deze informatie kan besloten worden dat in het algemeen actief kool kan toegepast worden op bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Deze techniek kan op zichzelf toegepast worden of als een onderdeel van een behandelingstrein met andere technieken voor de verwijdering van PFAS. Echter dient dit voor elke specifieke situatie bevestigd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel aanvullende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, influent concentraties, de matrix en de gewenste eindconcentraties.

ONTWERP EN UITVOERING VOOR PFAS VERWIJDERING

In de praktijk wordt actief kool het meest toegepast als GAC in een continu zuiveringsproces met vast bed kolommen in een lead-lag configuratie (Figuur 12).



Figuur 12: Vereenvoudigde schematische weergave van een lead-lag configuratie van GAC filters voor de verwijdering van PFAS.

De uitvoering, de grootte van de opstelling en de standtijd wordt vooral bepaald door de influent concentraties van PFAS en andere componenten in de matrix (vb. organische belasting), de gewenste effluent concentraties van PFAS en het te verwerken debiet. Bij de behandeling van bedrijfsafvalwater komt het vaak voor dat net de andere componenten in de matrix de limiterende factor zijn en niet noodzakelijk de influent concentratie van PFAS. In elk van de gevallen wordt in overleg met de leverancier en op basis van metingen op de afvalwaterstroom de uitvoering van de opstelling en het type GAC bepaald. Typisch gaat het hier over filters gaande van 5 m³ tot 25 m³ waarbij, afhankelijk van de toepassing, het verwerkte debiet typisch kan variëren tussen 0,1 m³/u tot 100 m³/u. Bij bemalingen worden de gemiddelde debieten afhankelijk van de grootte van het project ingeschat op 10 – 50 m³/u (Desotec, persoonlijke communicatie, 2022; Input leden BC, 2022). Bij drinkwaterproductie kan dit zelfs gaan tot 2000 m³/u. De gemiddelde verblijftijd of Empty Bed Contact Time (EBCT) ligt algemeen tussen 15 – 45 min, maar kan in sommige situaties oplopen tot 60 - 120 min (Roest et al., 2021; Input leden BC, 2022). Het is belangrijk dat hier steeds gekeken wordt naar de specifieke samenstelling van de te behandelen stromen om uitvoering van de techniek vast te leggen (Input leden BC, 2022). De EBCT kan gebruikt worden om het totaal benodigd filtervolume te bepalen. Een EBCT van 20 min en een debiet van 15 m³/u vertaalt zich in een totaal filtervolume van 5 m³ per filter (Roest et al., 2021).

Actief kool kan ook in mobiele filters toegepast worden, waardoor ze eveneens geschikt zijn voor in-situ zuivering van bijvoorbeeld bemalingswater. Deze opstellingen zijn eenvoudig te transporteren en te plaatsen, en bieden bijkomend het voordeel dat er geen actief kool dient gemanipuleerd te worden omdat de mobiele filters dienst doen als transport en adsorptie container. Bovendien kunnen deze mobiele filters snel gewisseld worden waardoor de waterbehandeling minimaal of niet stilgelegd dient te worden (Chemviron, persoonlijke communicatie, 2022; Desotec, persoonlijk communicatie, 2022). Hierdoor wordt vaak de voorkeur aan dergelijke mobiele filters gegeven. Vaak wordt hierbij eenzelfde filter hergebruikt binnen eenzelfde installatie/project, om crosscontaminatie vanuit deze filter naar het behandelde water van een andere locatie te voorkomen. Daarnaast kunnen meerdere filters of een specifieke behandelingslijn ook in 10 of 20 voet containers ingebouwd worden om in situ zuiveringen uit te voeren. Vaste opstellingen worden daardoor eerder beperkt toegepast in Vlaanderen. Deze type opstellingen vereisen voldoende ruimte om het GAC te laden en uit te wisselen (Input leden BC, 2022).

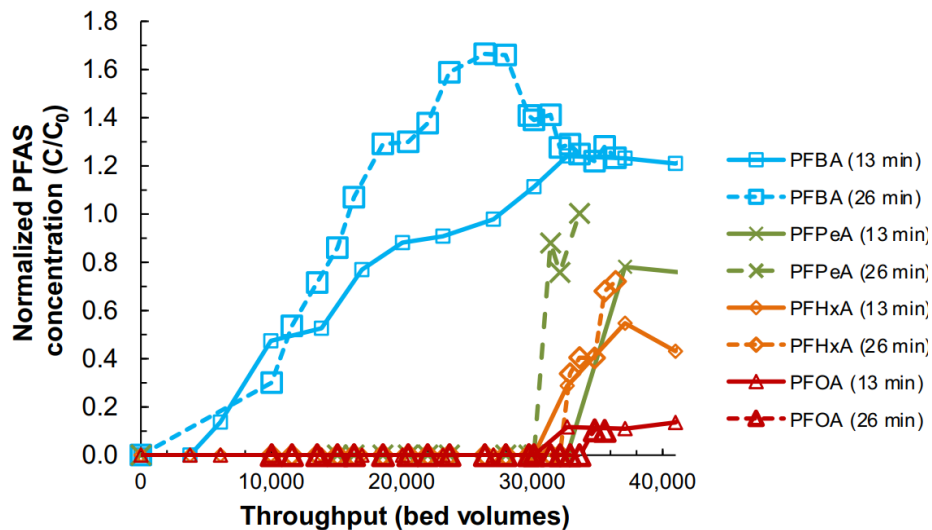
Naast het gebruik van GAC zijn echter ook specifieke situaties waarin PAC wordt toegepast in een batch proces. Hierbij wordt het PAC rechtstreeks gedoseerd aan reactor van de biologische afvalwaterbehandeling of deelstroombehandeling in een batch proces. Dit wordt vaak toegepast op

afvalwaterstromen met hoge CZV of hoog gehalte aan zwevende stoffen die moeilijk behandeld worden via vast bed filters. Op basis van gewicht heeft PAC een hogere adsorptiecapaciteit voor PFAS dan GAC door een hoger specifiek oppervlak en kortere interne diffusieafstanden. Desalniettemin moeten grotere hoeveelheden PAC gedoseerd worden in vergelijking met GAC (Van den Bergh et al., 2021; Liu et al., 2022a).

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE EN KORTE KETEN VS. LANGE KETEN

Over het algemeen kan met actief kool een verwijderingsefficiëntie van 90 tot zelfs >99% voor PFAS bekomen worden (Iery, 2019), maar dit is sterk afhankelijk van het type PFAS, het type GAC gebruikt, de aanwezigheid van andere componenten in het influent, de standtijd van de filters en het aantal filters in serie dat wordt gehanteerd (Input leden BC, 2022). Onder praktijkomstandigheden, afhankelijk van het type PFAS, kunnen sterk variërende verwijderingsrendementen effectief gerealiseerd worden met spreidingen tot 50% (Belkouteb et al., 2020; Riegel et al., 2020; Gagliano et al., 2021). Een nadeel van actief kool is dat de beladingscapaciteit voor PFAS relatief beperkt is waardoor sneller doorbraak optreedt in vergelijking met andere micropolluenten. Voor andere organische componenten zoals vluchtige organische chloorkoolwaterstoffen bedraagt de adsorptiecapaciteit ongeveer 7 – 10%. Terwijl de maximale, gemiddelde beladingsgraad voor PFOS onder praktijkomstandigheden in filters ongeveer gelijk is aan 0,05% (500 mg PFOS/kg GAC) (OVAM, 2021). Voor PFAS in het algemeen wordt dit zelfs ingeschat op ca. 0,01% (100 mg PFAS/kg GAC) omdat de adsorptiecapaciteit afneemt voor kortere keten PFAS (OVAM, 2021). Hierdoor zal na een bepaalde standtijd van de filters de verwijderingsefficiëntie afnemen indien deze niet tijdig vervangen worden (Belkouteb et al., 2020). Bovendien is deze adsorptiecapaciteit sterk afhankelijk van de co-contaminanten aanwezig in de matrix en de eigenschappen van het type gebruikt GAC (Roest et al., 2021). Indien de waterbehandeling met GAC gestuurd wordt op basis van de PFAS die als eerste zal doorbreken dan kunnen de werkelijke beladingen van GAC met PFAS significant lager liggen in de range van 10 – 20 mg PFAS/kg GAC (Input leden BC, 2023).

Actief kool heeft een hogere affiniteit voor lange keten PFAS dan voor korte keten PFAS omdat er meer hydrofobe interacties mogelijk zijn met de langere gefluoreerde koolstofketen. Hierdoor neemt de effectiviteit van de verwijdering van PFAS af naarmate de keten korter is ($C_8 > C_4$), maar ook precursoren worden vaak minder efficiënt afgescheiden (vb. HFPO-DA) (Liu et al., 2022a; Meegoda et al., 2020; Input leden BC, 2022). Hierdoor kan in de praktijk voor lange keten PFAS verwijderingsefficiënties bekomen worden van >90% tot tegen 100% (onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS), maar voor korte keten PFAS kunnen zeer variabele rendementen bekomen worden van <50% - 99% (Input leden BC, 2023; Roest et al., 2021). Elke individuele PFAS heeft een andere adsorptiecapaciteit op GAC en corresponderende doorbraaktijden (ITRC, 2020). Concreet betekent dit dat voor korte keten PFAS en sommige precursoren minder bedvolumes behandeld kunnen worden dan voor lange keten PFAS voor er doorbraak optreedt (Ross et al., 2018; Westreich et al., 2018; Kempisty et al., 2022). Figuur 13 geeft een overzicht van het aantal bedvolumes waarna doorbraak optreedt van 4 verschillende PFAS via behandeling van grondwater via een bepaald type GAC met 13 & 26 min EBCT in filters op grote schaal. De beperkte capaciteit voor korte keten PFAS kan deels opgevangen worden door de standtijd in te korten en te werken met een langere EBCT (Arcadis, 2021). Daarnaast wordt de adsorptie van PFAS ook beïnvloed door de aard van de functionele groep. Over het algemeen worden PFSA's en PFASA's (perfluoralkylsulfonamide) beter geadsorbeerd dan hun corresponderende PFCA's (ITRC, 2020; Gagliano et al., 2021; Liu et al., 2022a). In de meeste gevallen treedt er eerst doorbraak op van PFBA, PFPeA en PFBS (Input leden BC, 2022). Indien de opgelegde normen voor PFAS dezelfde zijn als PFBA dient de sturing van zuiveringsproces gestuurd te worden op PFBA omdat deze steeds als eerste doorbraak zal vertonen. Indien de sturing op andere parameters zoals PFOS of PFOA zou verlopen is het risico groot dat er reeds andere kortere keten PFAS doorgebroken zijn (Input leden BC, 2022). Indien de waterbehandeling gestuurd wordt op de PFAS-parameter die eerst zal doorbreken kunnen in sommige situaties korte keten PFAS incl. PFBA eveneens met een hoog rendement verwijderd worden tot 99 of waar nodig zelfs 99,9% (Input leden BC, 2023).



Figuur 13: PFAS verwijdering van 4 verschillende PFAS, d.i. PFBA, PFPeA, PFHxA en PFOA, via behandeling van grondwater via een bepaald type GAC met 13 & 26 min EBCT in filters op grote schaal. De influent concentraties van deze PFAS waren PFBA (~1400 ng/l), PFOA (~600 ng/l) en PFHxA (150 – 300 ng/l)⁸ (Kempisty et al., 2022).

De keuze van het type actief kool heeft een significante invloed op de verwijderingsefficiëntie en capaciteit van het adsorptiemedium. Dit wordt niet enkel beïnvloed door het bronmateriaal (vb. steenkool, kokosnoot, hout, bamboe) waaruit het actief kool geproduceerd is, maar ook de wijze van activatie en of hierbij re-agglomeratie wordt toegepast. Bij re-agglomeratie wordt het actief kool voor het activatie proces fijn gemalen tot een poeder en terug samengepakt. Dit zorgt voor een meer gelijkmatige activatie van het materiaal en de vorming van macroscopische poriën. Deze macroscopische poriën zorgen voor een verlaagde diffusieweerstand waardoor snellere adsorptie mogelijk is. Bovendien laat dit betere reactivatie van het actief kool toe (Chemviron, persoonlijke communicatie, 2022). In de meeste gevallen wordt gekozen voor actief kool op basis van steenkool voor de verwijdering van PFAS omdat deze goedkoper is en over het algemeen beter presteert dan bijvoorbeeld actief kool op basis van kokosnoten (Westreich et al., 2018; Iery, 2019; ITRC, 2020; Chemviron, persoonlijke communicatie, 2022). Over het algemeen presteert actief kool met een groter aandeel middelmatige en grote poriën, meso- en macro poriën, het best voor de verwijdering van PFAS (Arcadis, 2021; Pancras et al., 2018). Dit kan deels verklaard worden doordat vooral de grootte en onderlinge verhoudingen van de poriën een grote invloed hebben op de verwijderingsefficiëntie van PFAS, wat kan verschillen i.f.v. het gekozen bronmateriaal. Zelfs tot op het niveau van het type steenkool (Pancras et al., 2018; Chemviron, persoonlijke communicatie, 2022). Hoewel soms tegenstrijdige informatie gevonden wordt hierover, waarbij aangegeven wordt dat net microporeuze GAC net beter geschikt is voor de verwijdering van korte keten PFAS (ITRC, 2020; Riegel et al., 2020; Garg et al., 2021; Input leden BC, 2022). Daarnaast wordt de keuze van het type actief kool ook beïnvloed door het type PFAS dat moet verwijderd worden. Zo is de GAC die geoptimaliseerd is voor de verwijdering van PFOS niet noodzakelijk ook optimaal geschikt voor de verwijdering van andere PFAS (Kucharzyk et al., 2017; Gagliano et al., 2021).

De frequentie waarmee de filters vervangen worden, wordt bepaald door het moment dat doorbraak optreedt van PFAS in de eerste filter (voorlaatste filter indien meer dan twee in serie worden geplaatst). Dit is afhankelijk van de beoogde eindconcentratie van PFAS, de influent concentraties, de ketenlengte

⁸ De influent concentratie voor PFPeA werd niet vermeld in Kempisty et al., 2022.

van de te behandelen PFAS, de adsorptiecapaciteit van de GAC, de aanwezigheid van andere componenten die de adsorptiecapaciteit kunnen beïnvloeden, de aard van de gebruikte opstelling en het beheer van deze opstelling (Riegel et al., 2020; Input leden BC, 2022). In de praktijk wordt op basis van metingen op PFAS concentraties in het behandeld water tussen de actief kool filters beslist wanneer de filters worden gewisseld, d.i. bij registratie van doorbraak. De beperking bij deze manier van opvolging is de tijd nodig voor het ontvangen van de analysesresultaten. In de praktijk kan dit één tot twee weken duren voor de analysesresultaten beschikbaar zijn. Daardoor kan het voorvallen dat er al enige tijd doorbraak optreedt voordat dit kan geregistreerd worden en ingegrepen kan worden (Input leden BC, 2022). In andere situaties wordt op basis van voorgaande ervaring met meetcampagnes een vaste wisselperiode vastgelegd waarin de kans klein is dat er doorbraak zal optreden. Desondanks worden er nog steeds metingen gedaan ter controle. Dit is enkel mogelijk in situaties waar een relatief stabiele stroom behandeld wordt en bijvoorbeeld niet bij bemalingen die vaak geconfronteerd worden met wijzigende debieten en concentraties doorheen de behandeling. In de praktijk komt dit neer op een gemiddelde standtijd van 2 – 4 weken, wat redelijk kort is in vergelijking met andere actief kool toepassingen waar men standtijden heeft van meerdere maanden of zelfs jaren (Input leden BC, 2022). Deze korte standtijden zijn vaak nodig om ook de korte keten PFAS (bv. PFHxA, PFPeA, PFBA en PFBS) voldoende te kunnen verwijderen wanneer GAC op zichzelf als verwijderingstechniek wordt toegepast. Door het hanteren van een lead-lag configuratie met twee of meerdere filters in serie kunnen over het algemeen de standtijden verlengd worden en kunnen hogere beladingsgraden per kolom bekomen worden (Input leden BC, 2022).

Over het algemeen zouden door toepassing van actief kool concentraties lager dan 0,1 µg/l voor individuele PFAS gehaald moeten kunnen worden, maar dit vereist mogelijk meerdere filters in serie (Input leden BC, 2022; Riegel et al., 2020). Echter dient dit voor elke specifieke situatie bevestigd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel aanvullende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, en de aard van de matrix.

- In cases waar de matrix weinig complex is en er hoofdzakelijk lange keten PFAS aanwezig zijn, kunnen effluent concentraties onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS gerealiseerd worden;
- In andere cases waar de matrix complex is en waar voornamelijk korte keten PFAS aanwezig zijn, kan het moeilijk zijn om voor alle PFAS onder 0,1 µg/l te geraken binnen technisch en economisch haalbare grenzen. Zeker in het geval van de parameter PFBA blijkt dit moeilijker realiseerbaar (zie ook verder). In verschillende cases werd waargenomen dat er reeds na minder dan een week doorbraak kan optreden voor PFBA na het wisselen van de actief kool filters (Input leden BC, 2022);
- Desalniettemin wordt op basis van recente praktijkgegevens aangetoond dat voor bepaalde matrices, ondanks de aanwezigheid van onder andere metalen, AOX en CZV, influent concentraties van 50 µg/l lange en korte keten PFAS (inclusief PFBA) kunnen verwijderd worden tot onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS indien voldoende filters in serie worden geplaatst en de standtijd voldoende kort gehouden wordt (Input leden BC, 2022 & 2023).

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

Over het algemeen is de adsorptie van PFAS op actief kool toepasbaar voor elk type waterige stroom, zoals bedrijfsafvalwater, bemalingswater, oppervlaktewater, percolaatwater, proceswater bij fysicochemische bodemsanering, etc. Desalniettemin kunnen de andere componenten die aanwezig zijn in het afvalwater/bemalingswater, de matrix, een negatieve invloed hebben op het verwijderingsrendement van PFAS. De adsorptie op actief kool is niet selectief waardoor er competitie

kan optreden met andere componenten, maar ook tussen verschillende PFAS onderling (Van den Bergh et al., 2021).

- De aanwezigheid van een hoog gehalte **zwevende stoffen (ZS)** kan zorgen voor verstopping van de actief kool filter en op zijn beurt zorgen voor een daling van de adsorptiecapaciteit en verwijderingsefficiëntie. Daarom wordt er in de meeste gevallen een zandfiltratie als voorbehandeling toegepast om de grootste hoeveelheid ZS te verwijderen en de actief kool filter te beschermen. In de praktijk wordt aangeraden om het ZS gehalte lager dan 10 - 30 mg/l te houden om PFAS kostenefficiënt te verwijderen (Chemviron, persoonlijke communicatie, 2022; Desotec, persoonlijke communicatie, 2022). Daarnaast is ultrafiltratie (UF) een alternatieve techniek. Indien de ZS niet vooraf behandeld worden, kan dit de nood voor terugspoelingen verhogen. Terugspoelingen zorgen voor onderbreking van de waterbehandeling. Daarnaast kunnen in sommige situaties terugspoelingen de capaciteit van de filter negatief beïnvloeden (Chemviron, persoonlijke communicatie, 2022; Desotec, persoonlijke communicatie, 2022).
- Actief kool heeft een hoge affiniteit voor de **meeste organische stoffen**, waardoor een hoog CZV-gehalte een negatieve invloed kan hebben op de verwijderingsefficiëntie van PFAS (Riegel et al., 2020). In de praktijk wordt aangeraden om het CZV-gehalte lager dan 150 – 250 mg/l te houden om PFAS kostenefficiënt te verwijderen. Het verwijderen van PFAS uit stromen met hoger CZV-gehalte is mogelijk maar dit zal de operationele kosten verhogen omdat meer frequente filterwisselingen nodig zullen zijn (ITRC, 20220). In de meeste gevallen moet er gewerkt worden met een stroom die uit de biologische behandeling komt en vaak enkel nog een gehalte aan recalcitrante CZV bevat (Desotec, persoonlijke communicatie, 2022; Input leden BC, 2022). Afhankelijk van de matrix en de voorgaande behandelingen kan het interessant zijn om nog extra GAC behandeling toe te voegen of een biologische behandeling toe te voegen voor de bulk verwijdering van CZV, of een coagulatie/flocculatie stap toe te voegen (Input leden BC, 2022). De adsorptiecapaciteit voor bepaalde CZV neemt af naarmate de pH toeneemt, terwijl de adsorptie van PFOA en PFOS constant blijft. Daardoor kan een pH verhoging mogelijk zorgen voor verminderde competitie met de andere organische componenten in de matrix (Arcadis, 2021). Bovendien zal de competitie veroorzaakt door andere organische componenten niet hetzelfde zijn. Individuele componenten kunnen verschillende effecten hebben op de verwijderingsefficiëntie (Input leden BC, 2022). Zo zullen matrices die zwaar gecontamineerd zijn met aardolie moeilijk te behandelen zijn met GAC alleen en zullen bijkomende voorbehandelingen noodzakelijk zijn (Roest et al., 2021). Er is nood aan bijkomend onderzoek om te bepalen wat de invloed is van andere specifieke (organische) componenten.
- In bemalingswater kunnen hoge gehalten **Fe** en **Mn** voorkomen die ook een negatieve invloed hebben op een verdere behandeling met actief kool. Ze zorgen niet voor competitie met PFAS voor adsorptie op de GAC, maar zoals bij ZS kunnen zij zorgen voor verstopping van de filter na precipitatie in het vast bed van GAC (Riegel et al., 2020; Input leden BC, 2022). Deze kunnen eenvoudig verwijderd worden via een fysico-chemische voorbehandeling zoals een beluchte buffertank voor de zandfilter (Input leden BC, 2022). Voor kort durende bemalingen (vb. 1 maand) kan voor economische redenen overwogen worden om geen beluchting en zandfilter toe te passen. Voor langere periodes van bemaling (vb. 4 tot 8 maanden) is dit wel aangewezen. Het wordt aangeraden om vanaf 5-10 mg/l Fe een ontijzering toe te voegen aan de waterbehandeling (Input leden BC, 2022). Het gevormde slib dat ijzeroxide bevat adsorbeert eveneens een bepaalde fractie PFAS. Bij retourbemalingen kan het retourneren van belucht bemalingswater leiden tot verstopping van de bodem. In deze situaties moet overwogen worden om geen of alternatieve techniek voor verwijdering van Fe/Mn toe te passen. Voor korte bemalingen met beperkte ijzerconcentraties kan overwogen worden om geen beluchte buffertank toe te voegen. Dit kan echter mogelijk leiden tot een verhoogde nood aan

terugspoelingen (langer stilliggen van de installatie) en/of hogere wisselfrequentie van de filters afhankelijk van de dimensionering van het project (Input leden BC, 2022).

- Er zijn indicaties dat een lagere **pH** in sommige situaties kan zorgen voor een verbeterde verwijdering van PFAS dan bij neutrale pH (Input leden BC, 2022). Bovendien kan de competitie met bepaalde organische componenten verminderen naarmate de pH van het afvalwater toeneemt (Arcadis, 2021). Dit contrasteert met een andere concrete case in Vlaanderen waarin werd aangetoond dat bij extreem hoge pH (13 -14) effectieve verwijdering van korte en lange keten PFAS bekomen kon worden (Shamrock, persoonlijke communicatie, 2022). Mogelijk spelen hier eveneens bijkomende effecten die de verwijdering van PFAS beïnvloeden zoals hydrolyse van concurrerende organische stoffen. Hierdoor is op het moment van schrijven het effect van pH op verwijdering van specifieke PFAS nog niet goed gekend.

Bovendien zijn de korte keten PFAS gevoeliger voor interferentie met de matrix. Daarnaast wordt de interferentie van de matrix belangrijker naarmate de influent PFAS concentraties lager liggen (Input leden BC, 2022). Er zijn situaties in de praktijk waarbij na omwisseling van de lead en lag filters en na enige standtijd van deze filters doorbraak optreedt van PFBA zonder dat er op dat moment PFBA gemeten wordt in het influent of net in hogere concentraties dan in het influent. Dit wordt mogelijk veroorzaakt doordat het eerder geadsorbeerde PFBA in een latere fase terug kan desorberen door de competitie voor adsorptieplaatsen met andere langere keten PFAS of andere organische componenten. Vaak is dit initieel in hogere concentraties dan wat voorheen waargenomen werd in het influent (Input leden BC, 2022). Deze doorbraak van PFBA in de eerste filter treedt meestal nagenoeg onmiddellijk op na het omwisselen van de filters. De tweede 'verse' filter vangt deze initiële doorbraak verder op, maar verkort de standtijd van het hele systeem. In een andere case werd waargenomen dat de PFBA concentratie toeneemt naarmate er meer GAC filters in serie doorlopen worden, waarbij de effluent concentratie tot 14 maal hoger lag dan de influent concentratie. Ook in deze situatie vermoed men dat er desorptie optreedt van PFBA na het doorschuiven van de filters in serie van hun waterbehandelingsopstelling (Input leden BC, 2022).

Een andere mogelijke oorzaak kan zijn dat PFBA gevormd wordt uit precursoren zoals bijvoorbeeld een fluortelomeer. Er is nood aan verder onderzoek om te bepalen wat de precieze oorzaak is van deze toenemende PFBA concentraties en of dit met wijziging van procescondities kan verholpen worden of bijkomende technieken noodzakelijk zijn om de emissie van PFBA te vermijden/beperken. Een potentiële maatregel is het voorzien van een toegewijde actief koolfilter voor korte keten PFAS als laatste in serie in de zuiveringstrein, die niet mee wordt opgenomen in een doorschuifstelsel, en dus geen competitie ondervindt van lange keten PFAS en andere componenten, die reeds eerder uit de matrix verwijderd zijn. Deze filter bevat mogelijk een ander type GAC dat meer geschikt is voor de verwijdering van korte keten PFAS (cfr. microporeuze GAC) (Desotec, persoonlijke communicatie, 2022; Input leden BC, 2022). Een andere potentiële maatregel is het proces te sturen op doorbraak van PFBA na de eerste filter. Hierdoor zullen de filters doorgeschoven worden nog voor PFBA kan geadsorbeerd worden op de tweede filter, waardoor geen desorptie mogelijk is vanop deze filter na het doorschuiven. Concreet betekent dit dat een hogere frequentie aan wisselingen nodig zijn om het proces op deze manier te kunnen sturen omdat PFBA relatief snel doorbraak vertoont (Input leden BC, 2022).

FINANCIËLE ASPECTEN

Er is een grote verscheidenheid in de verwijderingsefficiëntie en de geassocieerde prijs van verschillende types GAC. Het verschil in prijs van GAC van hoge en lage kwaliteit kan variëren met een factor 5 tot 10 (Roest et al., 2021). De gemiddelde kost van het GAC filtermateriaal komt neer op 1,5 – 6 EUR/kg GAC. De prijs kan echter variëren in functie van de afgenomen hoeveelheid, type actief kool en de keuze voor al dan niet gereactiveerd GAC (Input leden BC, 2022 & 2023).

In veel gevallen wordt gewerkt met een mobiele filter waarvoor vaak een huurprijs wordt aangerekend die kan variëren van 600 – 1500 EUR/maand/filter afhankelijk van het type GAC en grootte van de filter (Input leden BC, 2022). Vaak is in dit geval enkel nood aan installatiekosten van pompen en leidingen. De werkelijke operationele kosten kunnen sterk variëren tussen 0,04 – 0,20 EUR/m³ behandeld afhankelijk van de influent concentratie PFAS, de gewenste effluent PFAS concentraties, de samenstelling van de matrix, de te verwerken capaciteit en de standtijd van de filters (Roest et al., 2021; Input leden BC, 2022). Afhankelijk van de situatie kunnen deze kosten sterk oplopen tot 11 - 48 EUR/m³ behandeld (Input leden BC, 2022). Verder kunnen de kosten verder aangevuld worden met transportkosten, wisselkosten, reinigingskosten, afvalverwerkingskosten en/of reactivatiekosten. De kosten hiervoor worden ingeschat op basis van een voorbeeldsituatie voor de wisseling van een GAC filter met 8,5 ton GAC en transportafstand van 110 km voor een behandeling van bedrijfsafvalwater:

- Transportkosten: 650 - 850 EUR/rit;
- Wisselkosten 8,5 ton GAC geschikt voor de verwijdering van PFAS: 52 000 EUR/vulling;
- Verwerkingskosten GAC: Deze zijn afhankelijk van de aanwezigheid van PFAS en eventueel andere componenten zoals bijv. kwik die de verwerkingskost kunnen verhogen: 376 EUR/ton – 1673 EUR/ton;
- Reinigingskosten mobiele filter: 625 EUR/filter.

Op basis van leveranciersinformatie wordt aangegeven dat de kosten voor de vervanging van 8,5 ton GAC kunnen variëren tussen 25 000 – 55 000 EUR afhankelijk van het type GAC en de afnamehoeveelheden dat het specifieke bedrijf heeft. Verder kunnen de kosten lager zijn in de range van 15 000 – 20 000 EUR voor 8,5 ton indien gereactiveerd GAC gebruikt wordt (Input leden BC, 2023). Daarnaast zijn er bijkomende kosten voor de noodzakelijke monitoring voor de sturing van de waterbehandeling zoals het moment van PFAS doorbraak uit de kolom (Wanninayake, 2021; zie paragraaf 4.1.1). Afhankelijk van de samenstelling van de matrix kunnen de investerings- en operationele kosten hoger zijn doordat bijkomende voorbehandelingen noodzakelijk zijn (Roest et al., 2021).

In het specifieke geval van bemalingen zijn de kosten typisch afhankelijk van de PFAS influent concentraties en de aanwezige ijzergehaltes in het grondwater. Zo worden de kosten voor een bemaling van 20 m³/u met een lead-lag configuratie van de filters conservatief ingeschat op 0,5 tot 2,6 EUR/m³ afhankelijk van de PFAS concentratie (1 – 10 µg/l) en ijzerconcentraties (1 – 20 mg/l). Dit zijn de ingeschatte kosten op basis van de behandeling van andere organische verontreinigingen inclusief de voorbehandeling voor de verwijdering van ijzer en exclusief de kosten voor (afval)verwerkingskosten. De kosten voor bemalingen met hogere debieten zullen relatief gezien afnemen (Input leden BC, 2022). Langs de andere kant kunnen de kosten verder oplopen bij de aanwezigheid van andere organische belastingen en hogere concentraties korte keten PFAS (Input leden BC, 2022).

In de praktijk wordt er niet steeds gebruik gemaakt van de hoogste kwaliteit GAC. In sommige situaties waarbij de influent concentraties van PFAS gering zijn, wordt mogelijk een afweging gemaakt tussen prijs-kwaliteit van het gebruikte GAC. In dit geval kan het voordeliger zijn om een goedkopere GAC met iets meer wisselingen toe te passen om PFAS tot onder de lozingsnorm te verwijderen (Input leden BC, 2022).

MILIEU-IMPACT

Het voordeel van adsorptie via actief kool is dat er relatief weinig energie nodig is voor de toepassing ervan. Er is enkel elektriciteit nodig voor het aandrijven van pompen om de drukval over de kolom op te vangen. Op basis van leveranciersinformatie en informatie uit de literatuur wordt dit ingeschat op een verbruik van 0,01 – 0,2 kWh/m³. Het energieverbruik wordt voornamelijk beïnvloed door het debiet, aantal filters in serie en de korrelgrootte van het gebruikte GAC. Bij de opstart van de techniek ontstaat

er een afvalwaterstroom met fijne koolstofdeeltjes (Input leden BC, 2022). De toepassing van GAC vereist geen toevoeging van andere hulpstoffen en heeft beperkt onderhoud nodig (Roest et al., 2021). Bij het toepassen van specifieke voorbehandelingen zoals coagulatie/flocculatie, zandfilters en zakkenfilters zijn bijkomende hulpstoffen noodzakelijk en wordt mogelijk slib of ander afval gevormd (Input leden BC, 2022). In verschillende cases worden ongecontroleerde aerobe of anaerobe processen gerapporteerd bij de toepassing van actief koolfilters waar H₂S gevormd wordt uit sulfaatrijke waters of waar nitriet gevormd wordt uit ammonium of nitraat tot boven het indelingscriterium gevaarlijke stoffen (Input leden BC, 2022).

Nadelen aan deze techniek zijn het verbruik van al dan niet hernieuwbaar materiaal met inherente milieu-impact, en het ontstaan van een PFAS-houdende afvalfractie van verzadigd actief kool, die grote hoeveelheden kan aannemen indien de filters frequent moeten gewisseld worden. Afhankelijk van de leverancier en het POP-gehalte van het verzadigde actief kool kan het in aanmerking komen voor thermische reactivatie of wordt het verwerkt via verbranding in een verbrandingsoven.

Bij thermische reactivatie van het actief kool wordt via een pyrolyse proces de PFAS moleculen van het GAC gedesorbeerd en afgebroken bij verhoogde temperatuur (300 tot 1200°C) met de vorming van HF, CO₂, CO, CAF₂ en H₂O (Baghirzade et al., 2021; Chemviron, persoonlijke communicatie, 2022). Naast temperatuur zijn er nog andere factoren zoals verblijftijd, turbulentie en chemische omstandigheden die de afbraak van PFAS beïnvloeden tijdens reactivatie (Input leden BC, 2022). Het gevormde HF moet afgevangen en geneutraliseerd worden mits een scrubber-installatie (Riegel et al., 2020). In een recente studie werd aangetoond dat 99,99% tot 99,999% van de target PFAS (bv. PFOA, PFOS en PFBS) aanwezig in het GAC kan afgebroken worden tijdens het reactivatieproces. De grootste fractie van de afbraak vond plaats tijdens het pyrolyseproces met een kleinere fractie die werd afgebroken in de thermische naverbrander (DiStefano et al., 2022). Echter werden in deze studies geen non-target PFAS analyses uitgevoerd en zijn er nog resterende vragen bij de fluoridebalans in het proces door het ontbreken van een gevalideerde meetmethode om dit te kunnen vaststellen. Hierdoor is er nog geen volledige duidelijkheid over de volledigheid van de afbraak van PFAS in het proces.

Het voordeel van thermische reactivatie is dat PFAS afgebroken wordt en het resterende GAC terug kan ingezet worden. Over het algemeen treedt er een verlies van 15 gew.% GAC op tijdens dit proces (Baghurzade et al., 2021). Het gebruik van gereactiveerd GAC zorgt voor lagere filterwisselkosten vergeleken met nieuw GAC (ITRC, 2020). Een andere methode die toegepast wordt voor de regeneratie en hergebruik van GAC in bepaalde toepassingen is lage temperatuur regeneratie. In dit proces worden geadsorbeerde componenten verwijderd doormiddel van de injectie van stoom of verhit stikstofgas. Bij dit proces liggen de temperaturen over het algemeen rond de 100°C waardoor dit proces niet geschikt is voor de verwijdering en destructie van PFAS uit gebruikt GAC (Chemviron, 2023).

Als de temperaturen tijdens thermische reactivatie onvoldoende zijn om PFAS volledig te mineraliseren, is op het moment van schrijven verbranding mogelijk de beste alternatieve verwerkingsoptie. Hier dienen de temperaturen, turbulentie en verblijftijden eveneens voldoende te zijn om alle PFAS te kunnen afbreken. Via verbranding bij hoge temperatuur kan een destructie-efficiëntie van >99,9999% bekomen worden. Deze afbraak is momenteel onvolledig en op het moment van schrijven is het nog onduidelijk welke temperaturen en verblijftijden minstens nodig om alle PFAS volledig af te breken en op deze manier emissies van PFAS naar de lucht te vermijden. De afgassen die geproduceerd worden tijdens deze processen moeten verder behandeld worden om zeker te zijn van volledige verwijdering (Roest et al., 2021). De BBT-studie ter beperking van PFAS luchtmissies gaat hier verder op in (Vander Aa et al., 2023).

Bij thermische reactivatie en verbranding van GAC is een grote hoeveelheid energie nodig en zal bijgevolg zorgen voor emissies naar de lucht. Tijdens het verbrandingsproces kan GAC optreden als bijkomende energiebron. Op basis van leveranciersinformatie waarin de volledige levenscyclus van actief kool beschouwd wordt, wordt ingeschat dat het gebruik van gereactiveerd GAC resulteert in een totale

CO₂-uistoot van 2 ton CO₂/ton GAC en dit voor nieuw GAC inclusief verbranding gaat naar 11 ton CO₂/ton GAC. Door het toepassen van gereactiveerd GAC t.o.v. nieuwe GAC kan een significante reductie in de CO₂-voetafdruk gerealiseerd worden (Roest et al., 2021).

VOOR- EN NADELEN VAN DE TECHNIEK

Tabel 6: Voor- en nadelen van actief kool voor PFAS verwijdering.

Voordelen	Nadelen
Efficiënte verwijdering van lange keten PFAS	Effectiviteit neemt af naarmate de ketenlengte van PFAS afneemt
Mogelijkheid tot reactivatie	Competitie met ander organisch materiaal en contaminanten
Hoge volumereductie van afvalstroom mogelijk (10.000 - 100.000:1)	Beperkte capaciteit voor PFAS vergeleken met ander organische componenten
Lage energievraag (excl. reactivatie/verbranding)	Onzekerheid over de volledigheid van de afbraak en geassocieerde luchtmissies bij reactivatie en verbranding van GAC ⁹
Eenvoudige, flexibele en algemeen toegepaste opstelling	Hoog materiaalverbruik en kapitaalkosten bij grote capaciteiten die verwerkt moeten worden met grote milieu-impact als gevolg, indien reactivatie niet mogelijk is
	PFAS-houdende afvalstof wordt gevormd die afgevoerd en verwerkt moet worden

KENNISHIATEN

- Onzekerheid over luchtmissies bij reactivatie en verbranding van actief kool door gebrek aan gevalideerde meetmethode voor PFAS in luchtmissies;
- Nood aan verder onderzoek om de toepassing van actief kool in behandelingstrein optimaal in te zetten in combinatie met andere behandelingstechnieken. Zeker in de situatie met hoge concentratie korte keten PFAS en hoge CZV concentraties;
- Impact van specifieke organische co-contaminanten op verwijderingsefficiëntie;
- Onduidelijkheid over de effectieve verwijdering van PFBA via actief kool, onder welke omstandigheden desorptie optreedt en hoe die vermeden of beperkt kan worden.

⁹ Dit wordt verder behandeld in de BBT-studie 'Beste Beschikbare Technieken ter beperking van PFAS luchtmissies'.

3.4.1.2 IONENWISSELINGSHARSEN

ALGEMENE BESCHRIJVING

Een ionenwisselaar bestaat uit een behuizing gevuld met kunsthars, waarmee ongewenste ionen uit een waterige stroom worden verwijderd door ze uit te wisselen met minder schadelijke ionen. Naast de verwijdering van deze ongewenste ionen kan met deze techniek ook de terugwinning van waardevolle ionen, waaronder zware metalen, nagestreefd worden.

Ionenwisselaars hebben maar een bepaalde capaciteit waarna ze verzadigd zijn en geregenereerd moeten worden. Regeneratie gebeurt door het hars te spoelen met een regeneratievloeistof. Deze bevat een hoge concentratie regeneratiemiddel (zout, zoutzuur, natronloog, solvent) met een bepaalde pH. Hierdoor verschuift het evenwicht opnieuw en gaan de uitgewisselde ongewenste ionen opnieuw in oplossing. Het type regeneratiemiddel is afhankelijk van het type ionenwisselaar. Door na te spoelen met behandeld water wordt restvervuiling verwijderd en is de ionenwisselaar weer gebruiksklaar.

Meer gedetailleerde beschrijving van deze techniek is terug te vinden in onderstaande technische fiches:

[WASS - Ionenuitwisseling](#)

[Watercircle - Ionenuitwisseling](#)

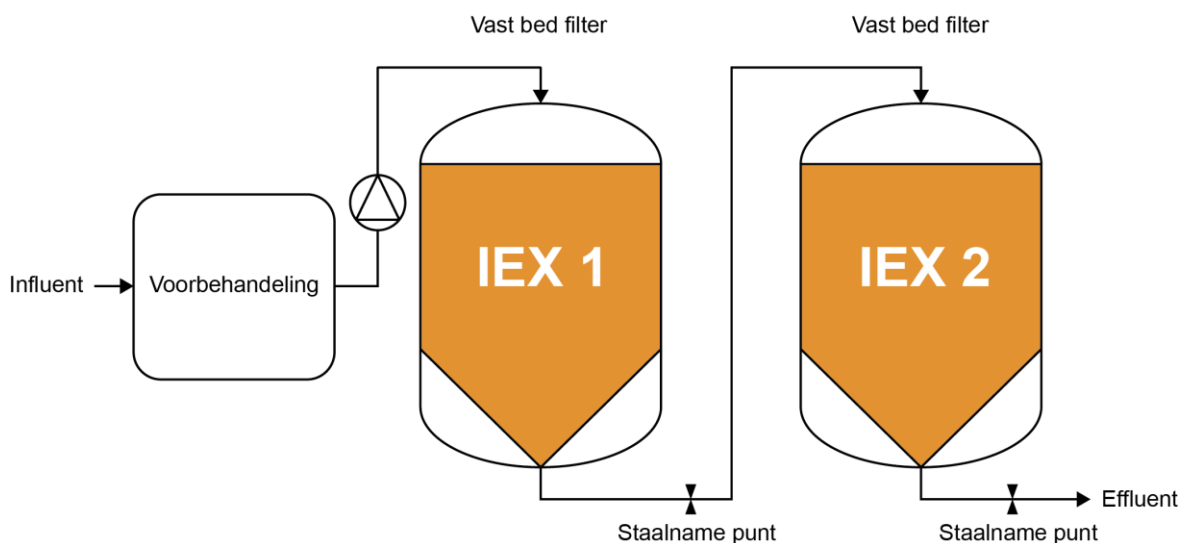
STAND VAN DE TECHNIEK

Ionenwisseling is een bewezen techniek die veelvuldig wordt toegepast in Vlaanderen voor ontharding, demineralisatie en selectieve verwijdering van pollutanten zoals zware metalen. Deze techniek wordt gekenmerkt door hoge effectiviteit, eenvoudig in toepassing, grote absorptiecapaciteiten, klein materiaalverbruik en mogelijkheid tot regeneratie (Dixit et al., 2021). Daarnaast is ionenwisseling ook een bewezen techniek voor de verwijdering van PFAS waarbij het hars eenmalig gebruikt wordt (TRL 9). De techniek waarbij het hars geregenereerd wordt, zit op het moment van schrijven eerder in de pilootfase waar mogelijk enkele concrete cases op grote schaal bestaan (TRL7) (Roest et al., 2021). Op het moment van schrijven wordt ionenwisseling voor de verwijdering van PFAS slechts in enkele specifieke cases in Vlaanderen toegepast. Er wordt steeds meer gekeken naar deze techniek om ook de korte keten PFAS efficiënt te kunnen verwijderen uit bedrijfsafvalwater en bemalingswater (Input leden BC, 2022). Op het moment van schrijven wordt er in Vlaanderen een piloottest uitgevoerd met regeneerbare harsen op met PFAS belast bemalingswater. In een containeropstelling wordt een fractie (1 m³/u) van het bemalingswater behandeld door verschillende behandelingstreinen. Verder zal eveneens bekeken worden wat de effectiviteit is van het geregenereerde hars (Input leden BC, 2022). In het buitenland zijn verschillende cases beschikbaar waar ionenwisseling ingezet wordt voor de verwijdering van PFAS uit oppervlaktewater, grondwater, bemalingswater, drinkwater en bedrijfsafvalwater in pilootopstellingen of op grote schaal (Vu & Wu, 2020). In de Verenigde Staten en Australië zijn er concrete cases waar ionenwisseling met regeneratie op grote schaal worden uitgevoerd met verwerkte debieten tussen 11,5 m³/u tot 415 m³/u (Leveranciersinformatie, 2022).

Op basis van deze informatie kan besloten worden dat in het algemeen ionenwisselingsharsen waarbij het hars eenmalig gebruikt wordt, toepasbaar zijn op bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Deze techniek kan op zichzelf toegepast worden of als een onderdeel van een behandelingstrein met andere technieken voor de verwijdering van PFAS. Echter dient dit voor elke specifieke situatie bevestigd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel aanvullende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de matrix en de gewenste eindconcentraties.

ONTWERP EN UITVOERING VOOR PFAS VERWIJDERING

De opstelling die toegepast wordt bij ionenwisseling is vergelijkbaar met de opstelling voor GAC. Bij ionenwisseling wordt ook gewerkt met verticale, vast bed filterkolommen beladen met een bepaalde hoeveelheid hars (Input leden BC, 2022; Figuur 14). Deze harsen kunnen bestaan uit een polymeer matrix uit polystyreen of polyacryl met specifieke functionele groepen (quaternair of tertiair ammonium, aminogroep) waarop specifieke tegenionen gebonden zijn die specifiek ontworpen en selectief zijn voor PFAS. De mate van cross-linking bepaalt verder de interne structuur (macroporeus of gel-structuur). Selectieve verwijdering van PFAS kan gerealiseerd worden door onderzoek te doen naar en keuze te maken van de meest geschikte harsen of rekening te houden met specifieke harseigenschappen zoals matrix, functionele groepen en poriegroottes (Li et al., 2020). Doordat de meeste PFAS negatief geladen zijn bij normale pH's, worden er typisch anion uitwisselingsharsen gebruikt voor de verwijdering van PFAS (Riegel et al., 2020; Dixit et al., 2021). De meeste toepassingen gebruiken hierbij sulfaationen, carbonaat of chloride-ionen als tegenionen (Dixit et al., 2021; Garg et al., 2021). Echter zijn niet alle PFAS negatief geladen, maar kunnen ze ook kationisch, zwitterionisch en neutraal zijn, zoals bijvoorbeeld de fluortelomeeralcoholen (FTOH). Desalniettemin kunnen deze PFAS eveneens tot op een bepaald niveau verwijderd worden door anion uitwisselingsharsen door de adsorptie van de PFAS op de hars polymeermatrix (Leveranciersinformatie, 2023).



Figuur 14: Vereenvoudigde schematische weergave van een lead-lag configuratie van ionenwisselingshars filters voor de verwijdering van PFAS.

De aard van de functionele groepen, het type materiaal van de harsen en de porositeit bepaalt de mate waarin PFAS kan geadsorbeerd worden (Garg et al., 2021). Bij het type materiaal blijkt de hydrofobiciteit van de harsen een belangrijke rol te spelen in de adsorptie van PFAS (Garg et al., 2021; Wanninayake, 2021). Bij deze harsen wordt er een onderscheid gemaakt tussen zwakke basische ionenwisselaars (lading afhankelijk van pH) en sterk basische ionenwisselaars (permanent positief geladen functionele groepen) (Boyer et al., 2021a). Zwak basische ionenwisselaars vertonen over het algemeen beperktere adsorptiecapaciteit in vergelijking met sterke basische ionenwisselaars, maar de zwak basische ionenwisselaars zijn daardoor net beter regenererbaar (Li et al., 2020; Riegel et al., 2020). Door hun hogere hydrofobiciteit worden hogere adsorptiecapaciteiten voor PFAS waargenomen in polyacryl harsen met hogere opnamesnelheden in vergelijking met polystyreen harsen (Wanninayake, 2021). Daarnaast hebben de macroporeuze harsen een hogere adsorptie capaciteit dan de gel korrels (Dixit et al., 2021). Ten slotte wordt er een onderscheid gemaakt tussen single-use harsen die gebruikt worden tot doorbraak optreedt en daarna als afval afgevoerd worden, en regenererbare harsen die hergebruikt kunnen worden na een regeneratiestap (Meegoda et al., 2020). Een verscheidenheid aan harsen zijn

commercieel beschikbaar voor de verwijdering van PFAS en dient geselecteerd te worden specifiek voor de te verwijderen PFAS en geassocieerde matrix van het te behandelen water (Dupont, 2020).

Bij toepassing van deze techniek wordt PFAS verwijderd door een combinatie van ionenwisseling en adsorptie (ITRC, 2021). De functionele groepen (vb. sulfonyl- of carboxylgroepen) op de PFAS-moleculen kunnen bindingen aangaan met de functionele groepen op de harsen waardoor de tegenionen uitgewisseld worden met de PFAS-moleculen. Terwijl de hydrofobe keten van de PFAS-moleculen zorgen voor de rechtstreekse adsorptie op het materiaal van de hars zelf. Des te langer de keten, des te hoger de graad van adsorptie. Bij korte keten PFAS treedt hoofdzakelijk ionenwisseling op. Dit verklaart de lagere capaciteit voor korte keten PFAS in vergelijking met de lange keten PFAS (zie verder).

Zowel vaste opstellingen als mobiele opstellingen in containers of verticale mobiele filters zijn mogelijk (Input leden BC, 2022). De EBCT kan sterk variëren afhankelijk van de te behandelen stroom tussen 2 – 120 min, maar in de meeste waterbehandelingen voor de verwijdering van PFAS wordt 2 – 10 min gehanteerd (Iery, 2019; Arcadis, 2021; Input leden BC, 2022; Leveranciersinformatie, 2022). Door de snellere kinetiek van de PFAS-verwijdering via harsen kan de EBCT significant minder zijn in vergelijking met GAC. Hierdoor zijn deze installaties typisch kleiner in omvang dan die van actief kool, waardoor deze goedkoper kunnen zijn (ITRC, 2021; Leveranciersinformatie, 2022). Single-use harsen hebben over het algemeen kortere EBCT nodig om dezelfde verwijdering te realiseren dan regenererbare harsen, waardoor deze installaties weer net iets groter moeten zijn. Door de hogere capaciteit van harsen kunnen via ionenwisseling langere standtijden gehanteerd worden in vergelijking met GAC (Input leden BC, 2022). De toegepaste debieten zijn afhankelijk van de EBCT en grootte van de filters. Op basis van leveranciersinformatie zijn er installaties voor de verwijdering van PFAS uit grondwater gebruikt met capaciteiten tot 400 m³/h. Daarnaast werd een installatie geïdentificeerd in de Verenigde Staten waar 22 filters (11 parallelle straten van twee filters in lead-lag configuratie) met ionenwisselingsharsen worden gebruikt als hoofdtechniek voor de verwijdering van PFAS uit grondwater met een debiet van 4000 m³/u (Brzozowski, 2022).

De techniek wordt vaak als een laatste polishing stap toegepast bijvoorbeeld na actief kool of andere techniek waarbij eerst de bulk PFAS verwijderd wordt. Doordat ionenwisseling een betere verwijderingsefficiëntie heeft voor korte keten PFAS dan GAC, kan deze na een behandeling met GAC worden toegepast om ook deze korte keten PFAS te verwijderen (Riegel et al., 2020; Input leden BC, 2022). In specifieke situaties waarbij enkel of hoofdzakelijk korte keten PFAS verwijderd dienen te worden, is het mogelijk economisch interessanter om enkel ionenwisselingsharsen toe te passen (Input leden BC, 2022).

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE EN KORTE KETEN VS. LANGE KETEN

Via ionenwisseling kan over het algemeen een verwijderingsefficiëntie van 90 tot zelfs >99% voor een mengsel van PFAS (zowel korte als lange keten) bekomen worden, maar dit is sterk afhankelijk van het type PFAS, het type hars gebruikt, de aard van de matrix, de standtijd van de filters en het aantal filters in serie dat wordt gehanteerd (Riegel et al., 2020; Arcadis, 2021; Dixit et al., 2021; Input leden BC, 2022). Ionenwisselingsharsen zijn reeds toegepast voor de verwijdering van PFAS met concentraties > 100 µg/l tot onder de toenmalige rapportagegrens (0,1 µg/l) voor korte en lange keten PFAS (Liang et al., 2022; ITRC, 2021).

Door het gecombineerde mechanisme van adsorptie en ionenuitwisseling hebben ionenwisselingsharsen een hogere capaciteit voor PFAS, een kortere contacttijd en lager materiaalverbruik dan technieken die enkel berusten op adsorptie zoals GAC (Meegoda et al., 2020). In de literatuur wordt aangegeven dat de capaciteit voor PFOA zes keer hoger is en voor PFOS mogelijk acht keer hoger (Arcadis, 2021). Afhankelijk van het type hars kunnen adsorptiecapaciteiten van 100 – 2000 g/kg hars bereikt worden (Wanninayake, 2021). In de praktijk worden vaak minder hoge verschillen in capaciteit waargenomen van 1,5 tot 4 keer hogere capaciteit ten opzichte van GAC doordat de invloed

van de matrix de capaciteit kan beïnvloeden (Input leden BC, 2022). Bovendien is de capaciteit van harsen voor korte keten PFAS lager in vergelijking met lange keten PFAS doordat de aard van de interacties die mogelijk zijn met het hars beperkter zijn (Boyer et al., 2021a; Wanninayake, 2021). Zo wordt PFBA nagenoeg uitsluitend doormiddel van ionenwisseling verwijderd (Boyer et al., 2021a; Liu et al., 2022a). Daardoor is het verschil in capaciteit in vergelijking met GAC voor korte ketens ook kleiner. Zo is de capaciteit voor PFBA in de praktijk typisch 1,5 keer hoger voor ionenwisseling in vergelijking met GAC (Input leden BC, 2022). Over het algemeen worden korte keten PFAS minder goed verwijderd dan lange keten PFAS en worden korte keten PFCA's minder goed verwijderd dan korte keten PFSA's (Gagliano et al., 2021). Voor de behandeling van grondwater konden 80 000 tot 150 000 bedvolumes behandeld worden voor de verwijdering van lange keten PFAS. Echter werden korte keten PFAS minder goed afgescheiden waardoor er al doorbraak kan optreden vanaf 10 000 tot 30 000 bedvolumes (Riegel et al., 2020). Concreet betekent dit dat de filters mogelijk 2,5 tot 15 keer sneller gewisseld moeten worden bij korte keten PFAS. De verwijdering van korte keten PFAS kan mogelijk geoptimaliseerd worden door de keuze van het hars of door verschillende harsen toe te passen. Zo zouden aminegebaseerde functionele groepen zorgen voor een verhoogde verwijdering van korte keten PFAS door verbeterde elektrostatische interacties (Gagliano et al., 2021). Bovendien zouden harsen met een gelstructuur meer geschikt zijn voor korte keten PFAS, in tegenstelling tot lange keten PFAS waarvoor macroporeuze harsen beter geschikt zijn (Li et al., 2020). Over het algemeen vertonen polystyreenharsen een betere verwijdering van PFAS dan polyacrylharsen. Echter kan dit sterk verschillen in functie van het aard en type van de harsen en de ketenlengte van de PFAS (Li et al., 2020; Boyer et al., 2021a). Zo is aangetoond dat net polyacrylharsen beter zijn voor de verwijdering van korte keten PFAS (Li et al., 2020). Daarnaast kan de verwijdering van korte keten PFAS verbeterd worden door de verblijftijd te verlengen tot bijvoorbeeld 10 min (Input leden BC, 2022).

De verwijderingsefficiëntie is sterk afhankelijk van de aard van de PFAS-samenstelling van het influent en de aard van de harsen. Naast de ketenlengte wordt deze ook sterk beïnvloed door de functionele groepen van de PFAS. Zo zullen PFAS met sulfonamidegroep beter afgescheiden worden dan, sulfonzuurgroepen, die op hun beurt beter afgescheiden worden dan carboxylgroepen (Boyer et al., 2021a; Input leden BC, 2022; Liu et al., 2022a). Ionenwisselingsharsen zijn uitermate geschikt om lage concentraties PFAS in de ng/l te verwijderen tot onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS uit waterige stromen waar slechts een beperkte invloed van de matrix kan verwacht worden. Desalniettemin kunnen ook hogere concentratie PFAS in >100 mg/l range behandeld worden, zeker wanneer regenerereerbare harsen worden toegepast (ITRC, 2021; Riegel et al., 2020). Over het algemeen is de verwijderingsefficiëntie van PFAS voor single-use harsen groter dan deze van regenerereerbare harsen (ITRC, 2021).

Over het algemeen zouden door toepassing van ionenwisseling concentraties lager dan 0,1 µg/l voor individuele PFAS gehaald moeten kunnen worden, maar dit vereist mogelijk meerdere filters in serie (Riegel et al., 2020). Echter dient dit voor elke specifieke situatie bevestigd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel aanvullende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de aard van de matrix en de gewenste eindconcentraties.

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

Ionenwisselingsharsen zijn typisch gevoeliger voor verstopping dan GAC en vereisen daardoor een 'zuiverder' influent om een efficiënte behandeling mogelijk te maken. Bovendien kunnen zowel anorganische als organische co-contaminanten een significante impact hebben op de verwijderingsefficiëntie van PFAS. Hierdoor is in combinatie met deze techniek vaak een voorbehandeling noodzakelijk (ITRC, 2021; Input leden BC, 2022). Een gedetailleerde analyse van de matrix van het te behandelen water is cruciaal om de capaciteit van de ionenwisselingsharsen in te schatten en de operationele condities te optimaliseren (Leveranciersinformatie, 2022).

- **Anorganische ionen** die typisch teruggevonden worden in bedrijfsafvalwaters en/of bemalingswaters zoals sulfaten, nitrieten, nitraten, chloriden, fosfaten, carbonaten, bicarbonaten, etc. kunnen een negatieve impact hebben op de verwijderingsefficiëntie (Dixit et al., 2021; ITRC, 2021; Input leden BC, 2022; Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022). Bij selectieve harsen is de affiniteit voor PFAS hoger dan voor deze ionen, maar doordat deze ionen vaak in veel hogere concentraties (vaak drie ordegrottes hoger) voorkomen dan PFAS, kunnen deze zorgen voor directe competitie met de bindingsplaatsen op het hars (ITRC, 2021). Daardoor wordt het afgeraden om deze techniek toe te passen op afvalwaters met hoge concentraties van deze ionen of hoge geleidbaarheid, of is er een geschikte voorbehandeling noodzakelijk. Over het algemeen zorgen sulfaten voor de grootste competitie met PFAS, gevolgd door fosfaten en nitraten (Dixit et al., 2021). Sulfaat concentraties vanaf 200 mg/l kunnen reeds een negatieve invloed hebben op de verwijdering van PFAS (Riegel et al., 2020). Het is aangetoond dat hogere concentraties van sulfaat, nitraat, bicarbonaat en fosfaat tot 50 mmol/L de adsorptie van PFAS met 10% kunnen doen verminderen. Het werd aangetoond dat zeer hoge concentraties van NaCl (60 g/l) kunnen zorgen voor een nog sterker verminderde adsorptie van PFAS met 30% (Boyer et al., 2021a). Het wordt aangeraden dat de concentratie aan anorganische ionen in het behandelde water voldoende laag gehouden wordt (10 – 250 mg/L afhankelijk van de specifieke aard van de ionen). Het effect van anorganische ionen op de verwijdering van korte keten PFAS is minder bekend. Doordat bij korte keten PFAS de elektrostatistische interacties (ionenuitwisseling) belangrijker worden, kan er verondersteld worden dat de competitie tussen korten keten PFAS en anorganische ionen meer uitgesproken zal zijn (Boyer et al., 2021a). Desalniettemin zijn er meer selectieve harsen ontwikkeld die zouden kunnen omgaan met de aanwezigheid van hoge concentratie sulfaat- en chloride-ionen in het afvalwater (Leveranciersinformatie, 2022).
- In eerste instantie is een eerste fysicochemische behandeling zoals coagulatie en/of filtratie noodzakelijk om **zwevende stoffen** en sommige andere opgeloste stoffen te verwijderen. In Vlaanderen wordt hier meestal gewerkt met een zandfiltratie, maar in sommige cases wordt ook gewerkt met ultrafiltratie of een combinatie van membraan gebaseerde technieken (Input leden BC, 2022). Deze voorbehandeling is noodzakelijk om het ionenwisselingshars te beschermen. Het wordt aangeraden om het gehalte ZS in het influent zo laag mogelijk te houden met een maximum tot 0,5 - 1 mg/l. De vooropgestelde grenswaarde is afhankelijk van het aantal bedvolumes dat behandeld zullen worden met de filter. 1000 bedvolumes vereist een maximale concentratie aan ZS van 0,8 mg/l en 100 000 bedvolumes een concentratie van 0,008 mg/l (Input leden BC, 2022 Leveranciersinformatie, 2022 & 2023). Terugspoelen van het hars wordt best zoveel mogelijk vermeden omdat het de pakking van het bed verstoort (Leveranciersinformatie, 2022);
- Naast zwevende stoffen kunnen andere opgeloste componenten zoals **Fe, Mn en calciumcarbonaat** mogelijk neerslaan in de filters wat kan leiden tot verstoppingen of degradatie van de harsen (ITRC, 2021; Input leden BC, 2022). Deze componenten komen typisch voor bij de behandeling van bemalingswater. Fe en Mn kunnen eenvoudig verwijderd worden via een fysico-chemische voorbehandeling zoals een beluchte buffertank voor de zandfilter (Input leden BC, 2022). Wanneer coagulatie als voorbehandeling wordt toegepast, wordt best geen gebruik gemaakt van FeCl₃ om te vermijden dat er nog opgelost ijzer in de filters voor ionenwisseling terecht komt (Input leden BC, 2022). Op basis van leveranciersinformatie wordt aangeraden de concentraties van zware metalen zoals Fe en Mn lager dan 0,05 – 0,1 mg/l te houden in het influent.
- Het voordeel van harsen op basis van polystyreen is dat ze een preferentiële verwijdering vertonen van PFAS t.o.v. **natuurlijke organische stoffen** (OVAM, 2021). Het voordeel ten opzichte van actief kool is dat over het algemeen ionenwisseling minder beïnvloed wordt door

hoge concentraties CZV in vergelijking met GAC (Arcadis, 2021). Aan de andere hand kunnen specifieke harsen op basis van polyacryl simultaan verwijdering van PFAS (>99%) combineren met de verwijdering van opgeloste organische stoffen (>90%). Bij harsen op basis van polystyreen is dat minder het geval (20% – 40% verwijdering van opgelost organisch materiaal) (Dixit et al., 2021). Door deze eigenschappen wordt algemeen bevonden dat de verwijderingsefficiëntie van PFAS minimaal beïnvloed wordt door de aanwezigheid van natuurlijke organische componenten. Competitie wordt voornamelijk veroorzaakt door organische componenten met hoog moleculair gewicht, hoge ladingsdichtheid en een hoog gehalte aan aromaten (Boyer et al., 2021a). Specifieke organische componenten zoals bijvoorbeeld adsorbeerbare organische halogeenverbindingen (AOX) en humuszuren kunnen de verwijderingsefficiëntie wel significant negatief beïnvloeden wanneer ze ook tot op een bepaald niveau kunnen adsorberen op het hars (Input leden BC, 2022). In de aanwezigheid van humuszuren zijn negatieve invloeden reeds waargenomen bij concentraties vanaf 5 mg/l (Riegel et al., 2020), waarbij verminderde adsorptie van 10 tot 50% werd waargenomen voor PFOA en PFOS bij toepassing van polyacrylharsen (Boyer et al., 2021a). Humuszuren kunnen een zeer negatieve invloed hebben op de verwijdering van PFAS doordat ze eveneens in staat zijn de poriën van de harsen te blokkeren waardoor de adsorptiecapaciteit vermindert (Dixit et al., 2021). Humuszuren komen natuurlijk voor in oppervlaktewater en grondwater waardoor deze bij bemalingen een negatief effect op de verwijdering van PFAS kunnen hebben. Een mogelijke oplossing hiervoor is het toepassen van een filtratietechniek zoals ultrafiltratie om humuszuren te verwijderen voor de toepassing van ionenwisseling (Input leden BC, 2022). Op basis van leveranciersinformatie wordt aangeraden ionenwisselingsharsen toe te passen met GAC als voorbehandelingsstap om reeds opgeloste organische stoffen te verwijderen tot < 1 mg/l.

- **Olie en grote organische moleculen** moeten verwijderd worden voordat het water behandeld kan worden via ionenuitwisseling. Deze stoffen kunnen zorgen voor fouling en verstopping van het filtermateriaal. Dit kan gerealiseerd worden met GAC, synthetische adsorbentia of bij hoge graad van verontreiniging met een coalescentiefilter (Dupont, 2020; Leveranciersinformatie, 2022).
- **Vrij chloor** (> 0,05 mg/l) en **andere oxidanten** zoals ozon, permanganaat en waterstofperoxide zorgen bij langdurige contacttijden voor irreversibele degradatie van de ionenwisselingsharsen (Leveranciersinformatie, 2022).
- Bij de toepassing van zwakke basische ionenwisselaars kunnen er negatieve effecten van **pH** optreden wanneer deze waarden aanneemt van meer dan 7 – 8. Omdat de lading van PFAS-moleculen over het algemeen niet beïnvloed wordt door neutrale pH waarden, worden er geen negatieve effecten van pH verwacht bij de toepassing van sterk basische ionenwisselaars (Riegel et al., 2020; Boyer et al., 2021a; Liu et al., 2022a). Over het algemeen wordt aangeraden om de pH tussen 5 – 10 te houden en pH fluctuaties te vermijden. Als de pH te laag is, kunnen de carboxylgroepen van PFAS geprotoneerd zijn (Leveranciersinformatie, 2022 & 2023).

Doordat de matrix een significante invloed kan hebben op de verwijderingsefficiëntie is het essentieel dat het influent gekarakteriseerd wordt om te bepalen welke specifieke voorbehandelingen noodzakelijk zijn en wat de finale impact is op de verwijderingsefficiëntie van PFAS (ITRC, 2021; Input leden BC, 2022). Daardoor wordt de ontwikkeling en installatie van ionenwisselingssystemen typisch voorafgegaan door een uitvoerige testperiode waarin het influent in een reeks van labo- en piloottesten wordt onderzocht. Deze testperiode kan mogelijk 3 – 6 maanden in beslag nemen vooraleer een specifieke installatie kan voorzien worden (Input leden BC, 2022; Leveranciersinformatie, 2022). Hier dient rekening mee gehouden te worden bij het overwegen van deze techniek. In het geval van saneringen waar een complexe co-contaminant matrix kan verwacht worden, zullen voorbehandelingen noodzakelijk zijn, terwijl specifieke stromen met eenvoudige matrices mogelijk enkel beperkte voorbehandelingen zoals een zandfilter nodig hebben (ITRC, 2021; Input leden BC, 2022). In theorie kunnen huurcontainers zonder

voorafgaande labo- en piloottesten geplaatst worden, maar dan kan geen garantie gegeven worden over de standtijd en het verwijderingsrendement (Leveranciersinformatie, 2022). In situaties waarbij de samenstelling van het influent van het afvalwater sterk kan variëren zoals bijvoorbeeld bij de behandeling van externe afvalwaters is de toepassing van deze techniek niet altijd mogelijk. In de verwerkte afvalwaters kunnen grote fluctuaties aan bijvoorbeeld chloriden, sulfaten, ammonium, CZV en metalen voorkomen die de efficiëntie van de ionenwisseling sterk kunnen beperken waardoor het voordeel ten opzichte van GAC wegvallen door de hogere eenheidsprijs. Door de wijzigende samenstelling van het influent is het opzetten van labo- en piloottesten en de verdere optimalisatie van de waterbehandeling minder evident (Input leden BC, 2022).

FINANCIËLE ASPECTEN

In de meeste gevallen zal er geopteerd worden voor de toepassing van mobiele installatie, waarbij er vaak een huurprijs wordt aangerekend. Deze huurprijzen, energiekosten en bijkomende transportkosten, reinigingskosten, en afvalverwerkingskosten zijn vergelijkbaar met deze van GAC omdat de opstellingen voor mobiele filters analoog is (zie paragraaf 3.4.1.1). Vaak is in dit geval enkel nood aan installatiekosten van pompen en leidingen. De materiaalkost van de gebruikte harsen komt over het algemeen neer op 12 – 15 EUR/kg (Riegel et al., 2020; Input leden BC, 2022). De werkelijke operationele kosten voor ionenwisseling met mobiele filters kunnen sterk variëren tussen 0,05 – 0,8 EUR/m³ (inclusief single-use filtermateriaalkosten en exclusief verwerkingskosten) behandeld afhankelijk van de influent concentratie PFAS, de gewenste effluent PFAS concentraties, de samenstelling van de matrix en de te verwerken capaciteit (Riegel et al., 2020; Input leden BC, 2022). Daarnaast zijn er bijkomende kosten voor de noodzakelijke monitoring voor de sturing van de waterbehandeling zoals het moment van PFAS doorbraak uit de kolom (Wanninayake, 2021; zie paragraaf 4.1.14.1.1). Afhankelijk van de samenstelling van de matrix kunnen de kosten hoger zijn doordat bijkomende voorbehandelingen noodzakelijk zijn (Roest et al., 2021). Daarnaast kunnen de noodzakelijk regeneratie- of afvalverwerkingskosten de kosten verder doen oplopen (Input leden BC, 2022). De afvoer en verwerkingskosten voor verbranding van PFAS-houdend afval worden ingeschat op 700 – 2000 EUR/ton (Input leden BC, 2022; Roest et al., 2021). Op het moment van schrijven zijn er nog geen concrete kostprijnsinschattingen voor regeneratie van harsen beschikbaar.

De installatiekosten voor een vaste installatie zijn mogelijk hoger voor ionenwisseling in vergelijking met GAC (Arcadis, 2021). De operationele kosten (excl. voorbehandelingstechnieken) liggen op langere termijn mogelijk lager in vergelijking met GAC door de hogere adsorptiecapaciteit, relatief kleinere installatie voor harsen, kortere EBCT, minder materiaal gebruik en mogelijkheid tot regeneratie (Ross et al., 2018; Leveranciersinformatie, 2022). Leveranciers benadrukken dat de kosten sterk afhankelijk zijn van de gewenste eindconcentraties, influent concentraties en de aard van de matrix waarvoor uitgebreide labo- en piloottesten noodzakelijk zijn waarop de installatie- en werkingskosten berekend worden. Voor een vaste filterkolom met 4,5 m³ inhoud met maximaal debiet van 65 - 90 m³/h worden de installatiekosten ingeschat op 2 000 000 EUR en de jaarlijkse operationele kosten met gebruik van single-use harsen op 100 000 EUR/jaar of 0,25 EUR/m³ behandeld.

Het wordt pas economisch interessant om regenererbare harsen toe te passen wanneer de kostenuitsparingen die gedaan kunnen worden door de harsen te hergebruiken, opwegen ten opzichte van het regelmatig uitwisselen van single-use harsen. Dit is vooral het geval bij de behandeling van stromen met hogere PFAS concentraties en waarbij lage eindconcentraties bereikt moeten worden (Input leden BC, 2022; ITRC, 2021). Afhankelijk van de gewenste effluent concentraties en de aard van de matrix, kan het interessant zijn om regenererbare harsen te overwegen bij influent concentraties PFAS vanaf 10 µg/l. In deze situaties kunnen de operationele kosten en kosten voor afvalverwijdering afnemen (ITRC, 2021). Deze overweging dient echter voor elke specifieke situatie op zich te gebeuren, door de verschillende factoren die verwijdering van PFAS kunnen beïnvloeden. Bij de toepassing van regeneratie zijn grote hoeveelheden solventen en/of brijn nodig, die de complexiteit en de kosten voor de toepassing van deze techniek verhogen. Indien het solvent en/of het brijn gerecupereerd kunnen

worden na regeneratie, kunnen deze kosten verlaagd worden, maar dit verhoogt de complexiteit van het systeem (Input leden BC, 2022).

MILIEU-IMPACT

Op het moment van schrijven worden ionenwisselingsharsen hoofdzakelijk toegepast in single-use toepassingen. Hierdoor ontstaat net als bij GAC een PFAS-houdende afvalstroom die verder verwerkt of behandeld dient te worden (ITRC, 2022). In de meeste gevallen gaan deze harsen naar verbranding wat gepaard gaat met groot energieverbruik en specifieke luchtmissies. Aan deze optie wordt vaak de grootste voorkeur gegeven en dit wordt ook vaak door de leverancier aangeraden doordat dit de meest eenvoudige manier van toepassing is, zeker voor kleine installaties (Dixit et al., 2021; Leveranciersinformatie, 2022). Echter is er aangetoond dat ook de productie van harsen één van de elementen is die de grootste impact heeft op het milieu. Door het frequent uitwisselen van filters met nieuwe harsen kan dit globaal een grotere impact op het milieu hebben dan situaties met regeneratie en hergebruik (Dixit et al., 2021). De milieu-impact van harsen zou lager liggen dan GAC (Leveranciersinformatie, 2021). Op basis van een vergelijkende levenscyclusanalyse voor GAC en ionenwisseling werd aangetoond dat de totale milieu-impact, gaande van productie, gebruik tot verwerking, voor GAC en ionenwisseling ongeveer gelijk is voor de behandeling van lage concentratie PFAS (< 0,7 µg/l). Voor hogere PFAS concentraties (>7 µg/l) werd vastgesteld dat de milieu-impact van GAC steeds groter wordt ten opzichte van die van ionenwisseling. Het grootste aandeel hierin werd veroorzaakt door de productie en verwerking van GAC (Emery et al., 2019). Dit verschil in impact kan gereduceerd worden indien gereactiveerd GAC wordt ingezet (Desotec, persoonlijke communicatie, 2023).

Er zijn sommige harsen commercieel beschikbaar die regenererbaar zijn. Hierbij zijn verschillende mogelijkheden: (i) het hars wordt opgehaald en extern geregenereerd en verwerkt, (ii) het hars wordt ter plaatse geregenereerd en de regeneratievloeistof wordt afgevoerd voor verwerken of (iii) een volledige regeneratie-eenheid wordt ter plaatse geïnstalleerd waar het hars kan worden geregenereerd en de regeneratievloeistof kan worden verwerkt (Input leden BC, 2022). Op basis van een levenscyclusanalyse werd vastgesteld dat de algemene milieu-impact van het regenereren en hergebruiken van harsen kleiner is dan het verbranden van single-use harsen (Boyer et al., 2021b). Het regenereren van harsen vereist grote hoeveelheden solventen en/of brijn indien deze niet gerecupereerd kunnen worden. Het solvent zorgt voor de desorptie van PFAS, terwijl de brijn zorgt voor het breken van de ionische binding en het uitwisselen met een tegenion (ITRC, 2021). In de meeste gevallen wordt hier gebruik gemaakt van een oplossing met hoge concentratie methanol of ethanol, en chloriden (vb. NaCl-oplossing) of basen (vb. NaOH) (Riegel et al., 2020; Boyer et al., 2021a; Input leden BC, 2022). Typisch zijn er vijf bedvolumes regeneratievloeistof nodig om alle PFAS van de filter te elueren (Input leden BC, 2022). Dit in combinatie met de vluchtige, eventueel toxische en ontvlambare eigenschappen van de solventen maakt dat deze regeneratie minder haalbaar is voor grote waterbehandelingen (Wanninayake, 2021). Indien toegepast onder de juiste condities kunnen regenererbare harsen op deze manier meerdere malen tot op hun volledige capaciteit hergebruikt worden (Input leden BC, 2022). Op voorwaarde dat contact met sterke oxidatoren, componenten die kunnen neerslaan in de filter of verstoppingen kunnen veroorzaken, en chemische/mechanische stress vermeden wordt (ITRC, 2021). Op basis van leveranciersinformatie werd aangegeven dat over een periode van 5 jaar de gebruikte harsen reeds 35 keer geregenereerd zijn en dat deze nog steeds 98% van de adsorptiecapaciteit bevatten. Het aantal keer dat een hars kan geregenereerd worden is sterk afhankelijk van de behandelde waterkwaliteit en de opzet van de installatie. Dixit et al. (2021) geven een meer uitgebreide beschrijving van verschillende regeneratieprotocollen en hun effectiviteit. In het kort worden de beste resultaten bekomen voor regeneratievloeistoffen op basis van methanol (concentraties tot 70%) en NaCl (concentraties tot 1%). Verdere combinaties van basen en anorganische zouten worden nader onderzocht om alternatieven voor solventen te identificeren (Dixit et al., 2021).

Uit de regeneratievloeistof kan het solvent mogelijk teruggewonnen worden doormiddel van destillatie, waarbij een klein volume PFAS-houdend destillaat of vaste afvalstof overblijft die verder behandeld of verwerkt moet worden (ITRC, 2021). Dit zorgt voor een verdere reductie van de resterende PFAS-houdende afvalstroom. Op basis van leveranciersinformatie zou hier een totale volume reductie van 1 000 000: 1 mogelijk zijn. Concreet betekent dit dat dat 1 000 m³ afvalwater herleid kan worden tot 1 liter PFAS-concentraat. Echter zijn er op het moment van schrijven nog maar beperkte cases beschikbaar waarbij regenererbare harsen effectief gebruikt worden op grote schaal voor de verwijdering van PFAS (Dixit et al., 2021; ITRC, 2021). De limiterende factor is hier hoofdzakelijk de behandeling van de PFAS-houdende brijnen/solventen (Dixit et al., 2021). Hierbij wordt vooral gekeken in de richting van plasma degradatie, elektrochemische degradatie en super critical water oxidation (SCWO) (Dixit et al., 2021; Input leden BC, 2022). In situaties in het buitenland waar dergelijke regeneratie wordt toegepast, worden op het moment van schrijven de PFAS-houdende brijnen/solventen gestockeerd totdat een geschikte verwerking mogelijk is, of ze worden verbrand (Input leden BC, 2022).

VOOR- EN NADELEN VAN DE TECHNIEK

Tabel 7: Voor- en nadelen van ionenwisseling voor de verwijdering van PFAS.

Voordelen	Nadelen
Efficiënte PFAS verwijdering met hogere capaciteit vergeleken met GAC	Hogere materiaaldensiteit in de filter kan zorgen voor hoger energieverbruik van het pompsysteem
Efficiëntere verwijdering van korte keten PFAS vergeleken met GAC	Regeneratie wordt niet algemeen toegepast en vereist grote hoeveelheden solventen en/of brijn
Hoog volumereductie van afvalstroom mogelijk (300 000:1 – 1 000 000:1)	Gevoeliger voor verstoppingen door aanwezigheid van zwevende stoffen en sommige opgeloste stoffen in de matrix vergeleken met GAC
Kortere contacttijden en kleiner materiaalverbruik mogelijk vergeleken met GAC	Vaak intensievere voorbehandeling noodzakelijk
Lagere operationele kost op lagere termijn ondanks de duurdere materiaalkost per kg materiaal	PFAS-houdende afvalstof wordt gevormd die afgevoerd en verwerkt moet worden
	Onzekerheid over de volledigheid van de afbraak en geassocieerde luchtmissies bij verbranding van single-use harsen of concentraatstromen van de regeneratie ¹⁰

KENNISHIATEN

- Selectieve PFAS harsen met efficiënte verwijdering van alle PFAS, die toch goed regeneerbaar zijn.

¹⁰ Dit wordt verder behandeld in de BBT-studie 'Beste Beschikbare Technieken ter beperking van PFAS luchtmissies'.

- Verder onderzoek naar optimale regeneratie en hergebruik van harsen is noodzakelijk om de kost van de behandeling verder te drukken en de behandeling meer circulair te maken;
- Efficiënte technieken voor de destructie van PFAS in de regeneratievloeistof;
- Aantal cycli dat harsen hergebruikt kunnen worden na regeneratie;
- Betere inzichten nodig in totale milieu-impact en de operationele kosten op langere termijn;
- Verwijdering van PFAA precursoren en korte keten PFAS via ionenwisseling.

3.4.1.3 NATUURLIJKE EN OPPERVLAKTE GEMODIFICEERDE KLEIMINERALEN/ZEOLIETEN

ALGEMENE BESCHRIJVING

Zeolieten, organische kleiverbindingen en hun oppervlakte gemodificeerde materialen zijn natuurlijke, minerale adsorbentia met een groot intern contactoppervlak die toegepast worden voor chemische zuivering, scheiding en sorptie van organische pollutanten en zware metalen (Verma et al., 2021; Wanninayake, 2021). Zeolieten zijn natuurlijk voorkomende aluminosilicaten bestaande uit SiO_4 en AlO_4 die een poreuze kristalstructuur vormen met kleine uniforme poriegroottes en met een hoog intern oppervlak (Verma et al., 2021; Van den Bergh et al., 2021). Zeolieten kunnen ook artificieel worden geproduceerd (Van den Bergh et al., 2021). Natuurlijke klei mineralen hebben een verschillende chemische en kristalstructuur dan zeolieten, maar zijn vergelijkbaar qua samenstelling (Verma et al., 2021). Kleimineralen zoals montmorilloniet, kaolinit en palygorskiet zijn het meest onderzocht als adsorbentia (Darlington et al., 2019). Het oppervlak van natuurlijke kleimineralen kunnen ook gemodificeerd worden om de adsorptiecapaciteit van de mineralen te verhogen voor bepaalde stoffen (Verma et al., 2021; Darlington et al., 2019).

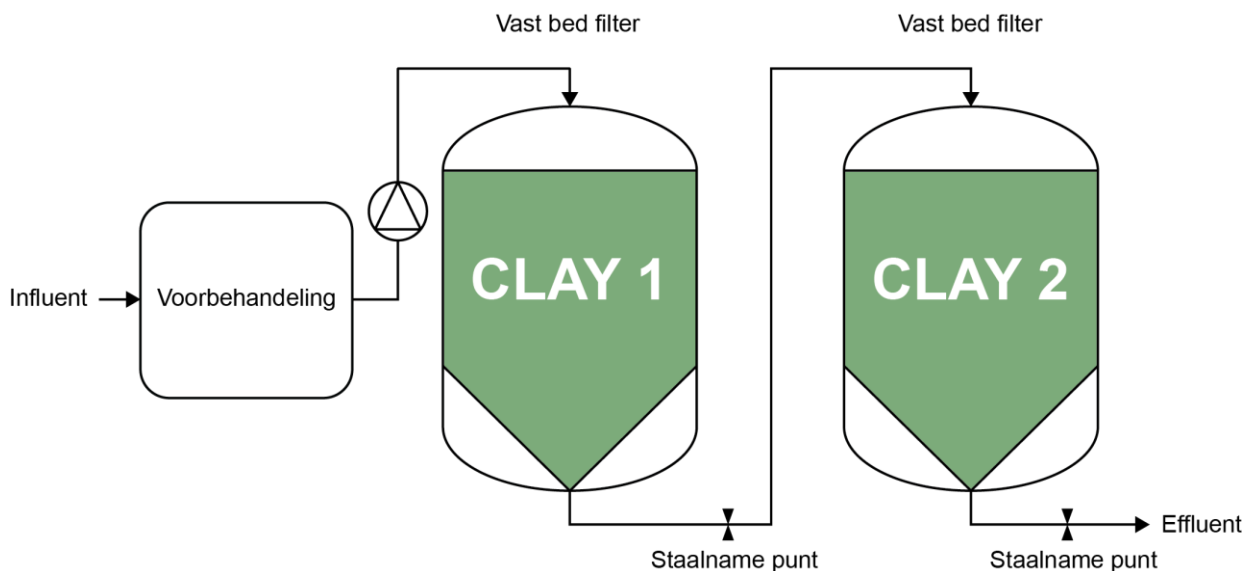
STAND VAN DE TECHNIEK

Op het moment van schrijven bevindt de toepassing van zeolieten en oppervlakte gemodificeerde kleimineralen voor de verwijdering van PFAS zich vooral in de onderzoeks- en pilootfase (zeolieten: TRL 4 – 6; oppervlakte gemodificeerde kleimineralen: TRL 5 - 7). Het initiële onderzoek focust zich hoofdzakelijk op de verwijdering van PFOS en PFOA, maar recent onderzoek kijkt ook naar korte keten PFAS. In Vlaanderen en het buitenland lopen enkele labo- en piloottesten met zeolieten en oppervlakte gemodificeerde materialen waarin verwijdering van PFAS onderzocht worden (Input leden BC, 2022; Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022; Riegel et al., 2020; Verma et al., 2021). Riegel et al. 2021 registreerde één case waarin oppervlakte gemodificeerde kleimineralen op grote schaal ingezet werden om PFOS en PFOA te verwijderen uit brandblusafvalwater op een luchtmachtbasis in Australië. Op het moment van schrijven is oppervlakte gemodificeerd kleimineraal commercieel beschikbaar bij een Australische leverancier. Het adsorbens is beschikbaar als granulair materiaal en is gebaseerd op palygorskiet waarvan het oppervlak gemodificeerd is met alifatische amines (Riegel et al., 2020). Daarnaast is een ander adsorbens op basis van bentoniet commercieel beschikbaar bij een leverancier uit de Verenigde Staten (Roest et al., 2021).

Deze adsorptiematerialen vertonen vergelijkbare adsorptie eigenschappen met en kunnen op een vergelijkbare manier ingezet worden dan GAC en ionenwisselingsharsen. Ondanks de beperkte beschikbare informatie geeft dit een indicatie dat deze technieken toegepast kunnen worden op zowel bedrijfsafvalwater als bemalingswater. Deze techniek kan op zichzelf toegepast worden of als een onderdeel van een behandelingstrein met andere technieken voor de verwijdering van PFAS. Echter dient dit voor elke specifieke situatie bevestigd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel aanvullende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de matrix en de gewenste eindconcentraties.

ONTWERP EN UITVOERING VOOR PFAS VERWIJDERING

Niet-gemodificeerde natuurlijke kleimineralen hebben een hydrofiel negatief geladen oppervlak, waardoor ze weinig geschikt zijn om hydrofobe anionische componenten zoals PFAS te adsorberen. Echter door de modificatie van het oppervlak met kationische oppervlakte-actieve stoffen, amines of aminogroepen worden de adsorptie eigenschappen voor PFAS aanzienlijk verbeterd (Verma et al., 2019). Oppervlakte gemodificeerde kleimineralen en zeolieten kunnen in vergelijkbare opstellingen als GAC en ionenwisselingsharsen ingezet worden in verticale gepakte bed kolommen (zie paragrafen 3.4.1.1 en 3.4.1.2; Figuur 15). Door de verhoogde adsorptiecapaciteit van oppervlakte gemodificeerde kleimineralen zijn kleinere filters nodig in vergelijking met GAC, waarbij deze opstelling tot 50% - 75% kleiner zijn in vergelijking met GAC. Bovendien worden hiermee ook kortere EBCT mee gerealiseerd van 2 – 15 min. De capaciteiten die verwerkt kunnen worden zijn vergelijkbaar met GAC, 0,1 – 100 m³/u (Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022).



Figuur 15: Vereenvoudigde schematische weergave van een lead-lag configuratie van filters met oppervlakte gemodificeerde kleimineralen voor de verwijdering van PFAS.

Het verwijderingsmechanisme is gebaseerd op hydrofobe interacties van de PFAS koolstofketen met het oppervlakte van het adsorbens. Daarnaast zijn ook elektrostatische interacties mogelijk met het positief geladen oppervlak en kunnen zoals bij ionenwisselingsharsen de anionische functionele groep van de PFAS binden met functionele groepen aan het oppervlak (Mukhopadhyay et al., 2021; Riegel et al., 2020; Verma et al., 2021). Lange keten PFAS worden hoofdzakelijk geadsorbeerd door hydrofobe interacties, terwijl korten keten PFAS hoofdzakelijk geadsorbeerd worden door elektrostatische interacties en ionenuitwisseling (Mukhopadhyay et al., 2021). Organokleimineralen worden eveneens toegepast voor de verwijdering van olie uit afvalwater, waardoor dit adsorbens mogelijk kan ingezet worden voor de verwijdering van PFAS in bedrijfsafvalwater of bemalingswater dat verontreinigd is met olie (Riegel et al., 2020).

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE EN KORTE KETEN VS. LANGE KETEN

Zeolieten worden momenteel enkel nog op laboschaal onderzocht voor hun toepassing van PFAS verwijdering. Op basis van Vlaams onderzoek werd aangetoond dat een zeoliet dat enkel uit silica bestaat een zeer hoge affiniteit en selectiviteit heeft voor PFAS. De experimenten werden enkel uitgevoerd op PFOS en PFOA, maar deze tonen het potentieel aan van deze materialen om effectief PFAS te verwijderen in gepakte bed adsorptiekolommen. De capaciteit van deze zeolieten voor PFOS zijn vergelijkbaar met GAC bij hoge concentraties (0,1 – 250 mg/l). Echter bij lage concentraties bleken de zeolieten een veel hogere affiniteit te vertonen voor PFAS in vergelijking met GAC. Voor PFOA vertoonden de zeolieten

zowel bij hoge als lage concentraties hogere affiniteit voor PFAS in vergelijking met GAC (Van den Bergh et al., 2021).

De praktische toepassing van oppervlakte gemodificeerde kleimineralen beperkt zich hoofdzakelijk tot de verwijdering van lange keten PFAS zoals PFOS en PFOA. Voor deze twee PFAS kon een verwijderingsefficiëntie van 99% bekomen worden bij de behandeling van brandblusafvalwater (Riegel et al., 2021). De leverancier van het commercieel beschikbaar materiaal claimt dat ook korte keten PFAS efficiënt verwijderd kunnen worden (Riegel et al., 2020). Labotesten uit onderzoek in Vlaanderen tonen aan dat ook korte keten PFAS en precursoren verwijderd kunnen worden met oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen (Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022). De algemene verwijderingsefficiëntie voor PFAS onder praktische omstandigheden is 90 – 99% (Mukhopadhyay et al., 2021). De haalbare verwijderingsrendementen zijn voornamelijk afhankelijk van de contacttijd en de standtijd van de filters (Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022). De prestaties van oppervlakte gemodificeerde kleimineralen ten opzichte van GAC zijn afhankelijk van de aard van de matrix van het behandelde water. Voor specifieke afvalwaterstromen kunnen oppervlakte gemodificeerde kleimineralen betere verwijderingsefficiënties bekomen dan GAC getest op hetzelfde afvalwater. Over het algemeen vertonen oppervlakte gemodificeerd organokleimineralen hogere adsorptiecapaciteiten voor PFAS in vergelijking met GAC. Lagere verwijderingsefficiënties in vergelijking met GAC werden vastgesteld bij afvalwaters met hoge chloride concentraties (Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022). Er zijn indicaties dat korte keten PFSA's efficiënt verwijderd kunnen worden, maar dat de adsorptie voor korte keten PFCA's mogelijk beperkter is waaronder voor PFBA en PFPeA (Mukhopadhyay et al., 2021; Roest et al., 2021). Dit werd eveneens bevestigd door kolomtesten in Vlaams onderzoek waarbij werd aangetoond dat oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen korte keten PFAS zoals PFBA, PFBS en PFPeA beter adsorbeert dan GAC. Er werd echter ook waargenomen dat de adsorptie door beide adsorbentia afneemt naar het einde van de kolomtesten toe. Deze afname was beperkter bij oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen in vergelijking met GAC (Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022).

Over het algemeen zouden door toepassing van oppervlakte gemodificeerde kleimineralen concentraties lager dan 0,1 µg/l voor individuele PFAS gehaald moeten kunnen worden, maar dit vereist mogelijk meerder filters in serie (Riegel et al., 2020; Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022). Echter dient dit voor elke specifieke situatie bevestigd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel aanvullende labo-, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de aard van de matrix en de gewenste eindconcentraties. Op het moment van schrijven is er nog meer onderzoek nodig op de effectiviteit van de behandeling van afvalwater/bemalingswater met lage concentratie PFAS (Riegel et al., 2020). Voor de toepassing van zeolieten is hiervoor nog bijkomend onderzoek noodzakelijk.

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

Zeolieten en oppervlakte gemodificeerde kleimineralen vertonen mogelijk dezelfde gevoeligheden voor de matrix als actief kool. Als gevolg hiervan zijn de noodzakelijke voorbehandelingen eveneens gelijkaardig (Riegel et al., 2021; zie paragraaf 3.4.1.1).

- Labo-onderzoek toont aan dat zeolieten geen gewijzigde adsorptie van PFOA vertonen in de aanwezigheid van chloride- en carbonaationen (Van den Bergh et al., 2021). Labotesten op oppervlakte gemodificeerde kleimineralen tonen aan dat **hoge zoutconcentraties** de verwijdering van PFAS mogelijk negatief kunnen beïnvloeden (Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022). Zo werd reeds aangetoond dat een verhoogde NaCl concentratie leidt tot verminderde adsorptie van korte keten PFAS (Stebel et al., 2019). Het effect van specifieke ionen op de verwijdering van PFAS is echter afhankelijk van de aard van de lading. Kationen kunnen de adsorptie van anionische PFAS stimuleren, terwijl anionen net kunnen zorgen voor een sterk gereduceerde PFAS adsorptie (Mukhopadhyay et al., 2021). Hoge concentratie kationen kunnen

een positief effect hebben op de verwijdering van korte keten PFAS zoals PFHxA en PFBA (Xiao et al., 2011; Zhang et al., 2019).

- Het onderzoek van Van den Bergh et al. 2021 toont aan dat zeolieten robuustere verwijdering van PFOS en PFOA vertonen ten opzichte van GAC in de aanwezigheid van hoge concentratie van andere **organische stoffen**. De zeolieten vertoonden geen verschil in adsorptie ten opzichte van het referentie-experiment (afwezigheid organische stoffen), terwijl de verwijdering van PFOS en PFOA door GAC een significante afname in adsorptie vertoonden ten opzichte het referentie-experiment. Voor oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen werd vastgesteld dat de aanwezigheid van organische stoffen een negatief effect kan hebben op de verwijdering van PFAS door competitie, maar deze competitie zou beperkter zijn in vergelijking met GAC (Mukhopadhyay et al., 2021; Roest et al., 2021). Deze competitie zou relatief sterker zijn voor korte keten PFAS in vergelijking met lange keten PFAS (Mukhopadhyay et al., 2021). De adsorptiecapaciteit voor PFAS wordt echter niet negatief beïnvloed door minerale olie, BTEX, VOCl en beperkte gehalten aan organisch materiaal (Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022).
- Het verlagen van de **pH** kan een positief effect hebben op de verwijdering van PFAS met oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen doordat het de positieve lading aan het oppervlak verhoogt. Deze toename in positieve lading verbetert de elektrostatische interacties met PFAS anionen (Mukhopadhyay et al., 2021).

FINANCIËLE ASPECTEN

Op basis van leveranciersinformatie worden de materiaalkosten voor oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen ingeschat op 5 – 6 EUR/kg (Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022). Deze huurprijzen, energiekosten en bijkomende transportkosten, reinigingskosten, en afvalverwerkingskosten zijn vergelijkbaar met deze van GAC omdat de opstellingen voor mobiele filters analoog is (zie paragraaf 3.4.1.1). De afvoer en verwerkingskosten voor verbranding van PFAS-houdend afval worden ingeschat op 700 – 2000 EUR/ton (Input leden BC, 2022; Roest et al., 2021). Daarnaast zijn er bijkomende kosten voor de noodzakelijke monitoring voor de sturing van de waterbehandeling zoals het moment van PFAS doorbraak uit de kolom (Wanninayake, 2021; zie paragraaf 4.1.1). Afhankelijk van de samenstelling van de matrix kunnen de investerings- en operationele kosten hoger zijn doordat bijkomende voorbehandelingen noodzakelijk zijn (Roest et al., 2021). Op basis van een specifieke case voor de behandeling van bemalingswater aan 30 m³/u met twee filters in serie van elk 3 m³ met oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen, worden de totale kosten ingeschat op 70 000 EUR, inclusief de kosten voor monitoring en opvolging. In deze case wordt verondersteld dat de gebruikte filters niet vervangen zouden moeten worden in functie van de matrix en de hoeveelheid PFAS dat verwijderd dient te worden (Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022).

MILIEU-IMPACT

De toepassing van zeolieten en oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen zijn adsorptieprocessen. Hierdoor wordt een adsorbens gebruikt en ontstaat steeds een PFAS-houdende vaste afvalstof die verder behandeld of verwerkt moet worden. Op het moment van schrijven wordt voor de toepassing van oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen aangeraden om deze eenmalig te gebruiken en daarna af te voeren voor verbranding. Daarnaast wordt onderzocht of deze materialen ook thermisch geregenereerd kunnen worden om hergebruik mogelijk te maken. Door de hogere adsorptiecapaciteit van deze materialen is de hoeveelheid PFAS-houdend adsorbens dat verwerkt moeten worden minder in vergelijking met GAC, waardoor de impact op het milieu daalt. Op basis van eerste inzichten is er 50% tot 75% minder adsorbens nodig in vergelijking met GAC. Bovendien is de impact op het milieu van de productie van deze materialen significant kleiner. Het wordt ingeschat dat er ongeveer 10 keer minder energie nodig is voor de productie van oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen in vergelijking met GAC, maar meer onderzoek is nodig om dit beter in kaart te

brengen (Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022). Het energieverbruik is te vergelijken met GAC en ionenwisselingsharsen (Input leden BC, 2022).

VOOR- EN NADELEN VAN DE TECHNOLOGIE

Tabel 8: Voor- en nadelen van zeolieten en oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen voor de verwijdering van PFAS.

Voordelen	Nadelen
Veelvoorkomend natuurlijk materiaal	Minder informatie beschikbaar voor verwijdering korte keten PFAS
Hogere adsorptie capaciteit in vergelijking met GAC waardoor verdere volumereductie (20.000 – 400.000:1) van afvalstroom mogelijk is	PFAS-houdende afvalstof wordt gevormd die afgevoerd en verwerkt moet worden
Hoeveelheid PFAS-houdende afvalstof is kleiner i.v.m. GAC	Hoge zoutconcentraties hebben een negatieve invloed op de verwijdering van PFAS
Milieu-impact tijdens productie is kleiner i.v.m. GAC	Onzekerheid over de volledigheid van de afbraak en geassocieerde luchtemissies bij verbranding van zeolieten of oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen ¹¹
Adsorptiecapaciteit wordt niet negatief beïnvloed door de aanwezigheid van andere specifieke organische componenten	

KENNISHIATEN

- Verwijderingsefficiënties voor korte keten PFAS moeten verder onderzocht worden;
- Verwijderingsefficiënties voor lage concentraties PFAS in bedrijfsafvalwater en bemalingswater;
- Effecten van de matrix op verwijdering van PFAS;
- Milieu-impact van productie en verwerking in vergelijking met andere adsorbentia;
- Wisselfrequenties van filters voor toepassingen op grote schaal.

3.4.1.4 COAGULATIE/FLOCCULATIE

ALGEMENE BESCHRIJVING

Het doel van coagulatie is het destabiliseren van een colloïdale oplossing, zodat vervuilende stoffen kunnen samenklonteren tot vlokken. Colloïdale of zwevende deeltjes hebben een negatieve lading en

¹¹ Dit wordt verder behandeld in de BBT-studie 'Beste Beschikbare Technieken ter beperking van PFAS luchtemissies'.

zijn stabiel in water: ze bezinken niet uit zichzelf. Het coaguleren gebeurt door toevoegen van een coagulant, bijvoorbeeld Fe(III)Cl_3 , polyaluminiumchloride (PAC) of laag-moleculaire polymeren. Door toevoeging van het coagulant zal de afstoting tussen de colloïdale deeltjes worden verlaagd (gedestabiliseerd). De vlokken die hierbij ontstaan zijn klein en kunnen alleen verder groeien door rustig te roeren zodat deeltjes verder samen kunnen klonteren. Een flocculant (hoog-moleculaire stoffen (polymeren) met diverse functionele groepen) kan verder toegevoegd worden zodat afscheiding via flotatie of bezinking gemakkelijker gebeurt. Coagulatie en flocculatie worden vaak in combinatie gebruikt. In sommige gevallen is het gebruik van louter coagulant of flocculant echter voldoende om goed bezinkbare of floteerbare vlokken te vormen (WASS, 2010).

STAND VAN DE TECHNIEK

Onderzoek heeft aangetoond dat de toepassing van conventionele coagulanten gevolgd door sedimentatie of filtratie niet zorgt voor efficiënte verwijdering van PFAS. Enkel wanneer de coagulatie werd toegepast in combinatie met een flotatiestap (dissolved air flotation; DAF) konden hogere verwijderingsrendementen voor PFOS bekomen worden (Riegel et al., 2020). Deze verwijdering is mogelijks niet toe te schrijven aan de coagulatiestap, maar mogelijks door de adsorptie van PFAS aan de fijne luchtbelletjes die worden toegepast in dit proces, vergelijkbaar met schuimfractionatie (zie paragraaf 3.4.1.6). De techniek op zich is een reeds gevestigde techniek voor de verwijdering van deeltjes en specifieke componenten via sedimentatie of flotatie. Voor de specifieke verwijdering van PFAS bevindt deze techniek zich op het moment van schrijven in de piloot-fase met enkele commercieel beschikbare coagulanten/reactanten (TRL 6 – 8).

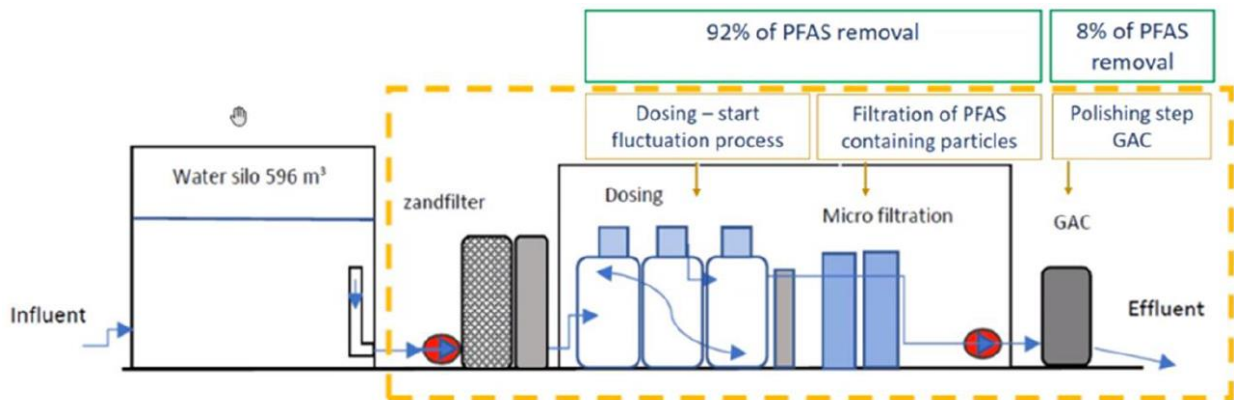
Er zijn verschillende coagulanten/reactanten ontwikkeld voor de specifieke verwijdering van PFAS doordat deze kunnen interageren met de chemische structuur van PFAS. Deze coagulanten zijn bekend onder specifieke merknamen afkomstig van verschillende leveranciers (Riegel et al., 2020). In Vlaanderen zijn er geen cases bekend waar deze techniek specifiek toegepast wordt voor de verwijdering van PFAS in bedrijfsafvalwater of bemalingswater. In Vlaanderen wordt deze techniek momenteel concreet toegepast voor de reiniging van brandweerwagens en sprinklerinstallaties die in het verleden PFAS-houdend brandblusschuim hebben gebruikt, zodat deze terug kunnen ingezet worden voor blusactiviteiten met PFAS-vrije blusschuimen. De toepassing van coagulanten in combinatie met het spoelen zorgt voor een betere desorptie van PFAS vanop de oppervlakken in de opslagtank en de hele blusinstallatie (Sodecon, persoonlijke communicatie, 2022). In Nederland werd deze techniek reeds door HMVT toegepast voor de zuivering van met PFAS belast grondwater (OVAM, 2021). In het buitenland, zoals bijvoorbeeld Duitsland, zijn cases bekend waarbij in een pilootopstelling en op grote schaal coagulatie/flocculatie wordt toegepast voor de verwijdering van PFAS uit grondwater en afvalwater verontreinigd met PFAS-houdende blusschuimen (Riegel et al., 2020; Roest et al., 2021). Bij enkele buitenlandse leveranciers zijn mobiele (pilootopstellingen) in containervorm beschikbaar (Riegel et al., 2020).

Op basis van deze informatie kan besloten worden dat in het algemeen coagulatie/flocculatie kan toegepast worden op bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Deze techniek wordt vaak als een onderdeel van een behandelingstrein toegepast in combinatie met andere technieken voor de verwijdering van PFAS, maar een toepassing op zichzelf is ook mogelijk (Riegel et al., 2020). Echter dient dit voor elke specifieke situatie bevestigd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel aanvullende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de matrix, de gewenste eindconcentraties, de looptijd en omvang van bemaling. Hierbij is het vooral belangrijk dat de optimale dosis van het coagulant en procescondities bepaald worden. Hierbij kan eveneens rekening gehouden worden met de toevoeging van andere reagentia voor de simultane verwijdering van andere pollutanten (Held & Reinhard, 2020).

ONTWERP EN UITVOERING VOOR PFAS VERWIJDERING

In het algemeen wordt in deze toepassing het coagulant of reactant in bepaalde dosis toegevoegd aan één of meerdere constant stirred tank reactors (CSTR's) in serie waarbij PFAS-houdend slib verwijderd wordt via sedimentatie, filtratie of een combinatie daarvan. Voor waterige stromen met beperkte verontreiniging en waterbehandelingsprocessen die reeds een filtratiestap bevatten is de sedimentatiestap vaak niet noodzakelijk (Riegel et al., 2020). Deze techniek wordt over het algemeen toegepast als een eerste bulkverwijdering van PFAS bij relatief hogere concentraties (>0,3 µg/l tot in de mg/l PFAS range) (Roest et al., 2021) waarna nog een polishingstap noodzakelijk is om de gewenste PFAS eindconcentraties te bekomen (Riegel et al., 2020; Roest et al., 2021). Over het algemeen zorgt deze techniek voor een bescherming van de nageschakelde polishingstappen zoals actief kool of ionenwisselingsharsen zodat deze voor een langere duur in operatie kunnen gehouden worden en waardoor deze een significant beter zuiveringsresultaat kunnen opleveren (OVAM, 2021; Riegel et al., 2020). Dit resulteert mogelijk in een meer economisch verantwoord waterbehandelingsproces bij hoge PFAS concentraties of moeilijke matrixcondities (OVAM, 2021). De dosis van het toegevoegde coagulant/reactant kan geoptimaliseerd worden afhankelijk van het type PFAS dat dient verwijderd te worden en de aard van de matrix, en varieert typisch tussen 25 mg/l tot 2 g/l (Riegel et al., 2020). De contacttijd in de reactoren ligt over het algemeen tussen 30 – 60 min. Afhankelijk van de aard van de vlokken die gevormd worden en scheidingstechniek die toegepast wordt, kan de afscheiding 5-10 min (zandfilter of flotatie) tot 40 min (sedimentatie) in beslag nemen (Roest et al., 2021). Wanneer bijkomende polishingstappen toegepast worden kan de contacttijd verder oplopen.

In de specifieke case van HMVT waar een containeropstelling wordt toegepast voor de verwijdering van PFAS uit grondwater werd een waterbehandelingstrein toegepast bestaande uit een zandfilter, drie doseringseenheden, een microfiltratie-eenheid en nageschakelde actief koolfilters (2m³ totaal) voor een debiet van 1,5 – 2,0 m³/u (Figuur 16).



Figuur 16: Waterbehandelingstrein toegepast door HMVT voor de verwijdering van PFAS in grondwater via coagulatie gevolgd door een actief kool nabehandeling.

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE EN KORTE KETEN VS. LANGE KETEN

Door toevoeging van het coagulant/reactant en eventuele bijkomende additieven wordt PFAS verwijderd door middel van elektrostatische en/of hydrofobe interacties tussen het coagulant/reactant en PFAS (Roest et al., 2021). Het verwijderingsrendement is sterk afhankelijk van het type PFAS, influent concentraties en de aard van de matrix (Roest et al., 2021). Enkel wanneer voorafgaande testen op de te behandelen matrix worden uitgevoerd, kan bepaald worden of deze techniek efficiënt is voor de verwijdering van PFAS in die specifieke situatie (Leveranciersinformatie, 2019). Via deze testen kunnen bijkomend de optimale dosis en verblijftijden in de reactor(en) bepaald worden (Riegel et al., 2020). Deze techniek is voornamelijk efficiënt in de verwijdering van hoge concentraties PFAS (Held & Reinhard, 2020).

Doordat deze techniek typisch als een eerste bulkverwijdering wordt toegepast zijn de verwijderingsrendementen over het algemeen beperkter (Riegel et al., 2020). Echter kan afhankelijk van de influent PFAS concentraties, type PFAS en gewenste effluent concentraties mogelijk geen nabehandeling nodig zijn (Cornelsen et al., 2021). Afhankelijk van het type coagulant/reactant en de dosis die wordt toegepast kunnen verwijderingsrendementen bekomen worden van >90% tot 99,99% voor lange keten PFAS. De verwijdering van korte keten PFAS zoals bijvoorbeeld PFPeA is beperkter tot 40 – 60% afhankelijk van de gebruikte dosis (Riegel et al., 2020). Een hogere dosis zorgt voor een hoger verwijderingsrendement, zeker voor korte keten PFAS (Roest et al., 2021). Het onderzoek van Cornelsen et al., 2021 heeft aangetoond dat de toepassing van een specifiek reactant voor coagulatie niet alleen zorgt voor een verwijdering van meetbare PFAS, maar ook kan zorgen voor een significante daling in het totaal organisch gebonden fluor. Bijkomend kan de toepassing van het coagulant/reactant zorgen voor de ontkleuring en verwijdering van ijzer en zwevende deeltjes, wat voordelig is voor de nageschakelde nabehandelingen (Riegel et al., 2020).

In de specifieke case van HMVT werd 92% van de totale PFAS tegengehouden in het PFAS-houdend slib van de behandeling met het reactant en 8% werd nog verwijderd door de nabehandeling tot een eindconcentratie van 1 µg/l (HMVT, persoonlijke communicatie, 2022). Door het toepassen van verdergaande nabehandelingsstappen zouden lagere eindconcentraties mogelijk zijn (HMVT, persoonlijke communicatie, 2022; Input leden BC, 2022).

Afhankelijk van het gekozen coagulant/reactant kan de toepassing van coagulatie/flocculatie concentraties lager dan 0,1 µg/l voor individuele PFAS behalen, maar enkel in situaties met beperkte influent PFAS concentraties (Input leden BC, 2022; Riegel et al., 2020). Echter dient dit voor elke specifieke situatie bevestigd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel aanvullende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, en de aard van de matrix. Op het moment van schrijven is er nog meer onderzoek nodig op de effectiviteit van de behandeling van afvalwater/bemalingswater met lage concentratie PFAS. In situaties met hoge influent PFAS concentraties kunnen de effluentconcentraties mogelijk hoger liggen dan 0,1 µg/l en zijn bijkomende polishingstappen met bijvoorbeeld adsorptietechnieken noodzakelijk (Riegel et al., 2020).

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

Onderzoek naar het effect van de matrix op de verwijdering van PFAS via coagulatie/flocculatie is beperkt. Het wordt ingeschat dat er geen of slechts beperkte interferentie zal optreden met andere organische stoffen (Cornelsen et al., 2021). Echter kunnen hoge concentraties van ander oppervlakte-actieve stoffen zorgen voor de nood aan hogere dosis coagulant/reactant (Riegel et al., 2020). Het effect van geleidbaarheid en pH op de verwijderingsefficiëntie is op het moment van schrijven niet bekend (Riegel et al., 2020).

Door de toepassing van een coagulant/reactant gevolgd door een scheidingsstap wordt ijzer mee neergeslagen en verwijderd uit het afvalwater. Hierdoor is geen bijkomende voorbehandeling noodzakelijk voor bijvoorbeeld bemalingswater dat rijk aan ijzer is. Echter wordt mangaan niet verwijderd tijdens dit proces. Daardoor kan in de aanwezigheid van hoge concentraties mangaan een voorbehandeling noodzakelijk zijn om de nageschakelde nabehandelingen te beschermen (Riegel et al., 2020). Deze techniek is robuust onder wijzigende matrixcondities en debiet (Cornelsen et al., 2021).

FINANCIËLE ASPECTEN

Het voordeel van coagulatie is de hoge adsorptie-efficiëntie voor beperkte kosten (Liu et al., 2022a). Op het moment van schrijven is er enkel beperkte concrete informatie beschikbaar over de installatie- en operatiekosten van deze techniek. De economische voordelen van deze techniek zijn mogelijk het meest uitgesproken bij de behandeling van afvalwater of bemalingswater met hoge concentratie PFAS (Held & Reinhard, 2020).

Een containeropstelling voor de toepassing van een specifiek reactant met zandfilter, doseringseenheden, microfiltratie-eenheid en nageschakelde actief koolfilters (2m³ totaal) voor een debiet van 1,5 – 2,0 m³/u heeft een maandelijks huurprijs van 7500 EUR/maand (Prijsgegevens van 2018). Deze kostprijs is exclusief de kosten voor reactant, afvoer en verwerking van beladen actief kool en afvoer en verwerking van PFAS-houdend slib. De gemiddelde kostprijs voor de zuivering van met PFAS belast afvalwater met dergelijke installatie wordt ingeschat op 20 – 25 EUR/m³ behandeld (HMVT, persoonlijke communicatie, 2022). Een microfiltratiestap elimineert de nood voor een bijkomende sedimentatiestap. Op basis van de informatie uit een andere bron worden de operationele kosten (zonder de huur van de filter) ingeschat op 0,055 – 0,68 EUR/m³ behandeld, waarbij slechts 0,04 EUR/m³ toegewezen wordt aan het gebruik van het coagulant. De omvang van de operationele kosten worden hoofdzakelijk bepaald door de influent concentratie van PFAS (Held & Reinhard, 2020).

De afvoer en verwerkingskosten voor verbranding van PFAS-houdend afval worden ingeschat op 700 – 2000 EUR/ton (Input leden BC, 2022; Roest et al., 2021). Daarnaast zijn er bijkomende kosten voor de noodzakelijke monitoring voor de sturing van de waterbehandeling (Wanninayake, 2021; zie paragraaf 4.1.1). Afhankelijk van de samenstelling van de matrix en de combinatie van technieken die worden toegepast kunnen de investerings- en operationele kosten hoger zijn doordat bijkomende voorbehandelingen noodzakelijk zijn (Roest et al., 2021).

MILIEU-IMPACT

De toepassing van de techniek vereist de toevoeging van coagulant/reactant en eventuele bijkomende additieven. Bij de toepassing van deze techniek wordt een PFAS-houdend slib gevormd dat ontwaterd en verder behandeld of verbrand dient te worden om PFAS te vernietigen. De hoeveelheid slib per verwerkt influent is op het moment van schrijven nog niet bekend, maar is afhankelijk van de aard van de matrix, de dosering van het coagulant/reactant, en de PFAS influentconcentraties en de mogelijkheid tot het ontwateren van het slib (Roest et al., 2021). Op basis van de case van HMVT werd voor de behandeling van een totaal van 4000 m³ grondwater een beperkte hoeveelheid van 500 L PFAS-houdend slib gevormd (HMVT, persoonlijke communicatie, 2022). Doordat vaak nog een nabehandelingsschap nodig is zoals actief kool of ionenwisseling om voldoende lage concentratie PFAS te halen, ontstaat er mogelijk nog een PFAS-houdend adsorbens afvalfractie (Roest et al., 2021). Deze hoeveelheid is echter significant kleiner in vergelijking met PFAS-verwijdering waarin uitsluitend adsorbentia worden toegepast. Een levenscyclusanalyse op de verwijdering van PFAS uit afvalwater van PFAS-houdende brandblusschuimen toonde aan dat de algemene milieu-impact bij de toepassing van de combinatie coagulatie en actief kool, lager is dan wanneer uitsluitend actief kool wordt toegepast (Maga et al., 2021).

Het energieverbruik geassocieerd met deze techniek is afhankelijk van de aard van de opstelling waarin deze techniek zal worden toegepast. Indien er enkel een CSTR nodig is en geen bijkomende filters, omdat deze al in de waterbehandeling aanwezig zijn, zal het energieverbruik beperkt zijn tot het verbruik van de motor van de CSTR. Echter zullen de filters vaker een terugspoeling nodig hebben waardoor het energieverbruik van de benodigde pompen iets verder oploopt. Wanneer het gevormde PFAS-houdend slib ontwaterd wordt, zal dit zorgen voor bijkomend energieverbruik (Roest et al., 2021). Op het moment van schrijven kan er geen inschatting gemaakt worden van het specifiek energieverbruik van deze techniek.

VOOR- EN NADELEN VAN DE TECHNIEK

Tabel 9: Voor- en nadelen van coagulatie/flocculatie voor de verwijdering van PFAS.

Voordelen	Nadelen
Hoge volumereductie van de PFAS-houdende fractie (8000:1)	Minder efficiënt in de verwijdering van korte keten PFAS, maar optimalisering met dosering mogelijk
Robuust onder wijzigende matrixcondities en debiet	Nabehandeling vaak nog noodzakelijk
Procesparameters eenvoudig aan te passen	PFAS-houdende afvalstof wordt gevormd die afgevoerd en verwerkt moet worden
Goede verwijdering van hoge concentratie lange keten PFAS	Onzekerheid over de volledigheid van de afbraak en geassocieerde luchtmissies bij verbranding van PFAS-houdend slib ¹²

KENNISHIATEN

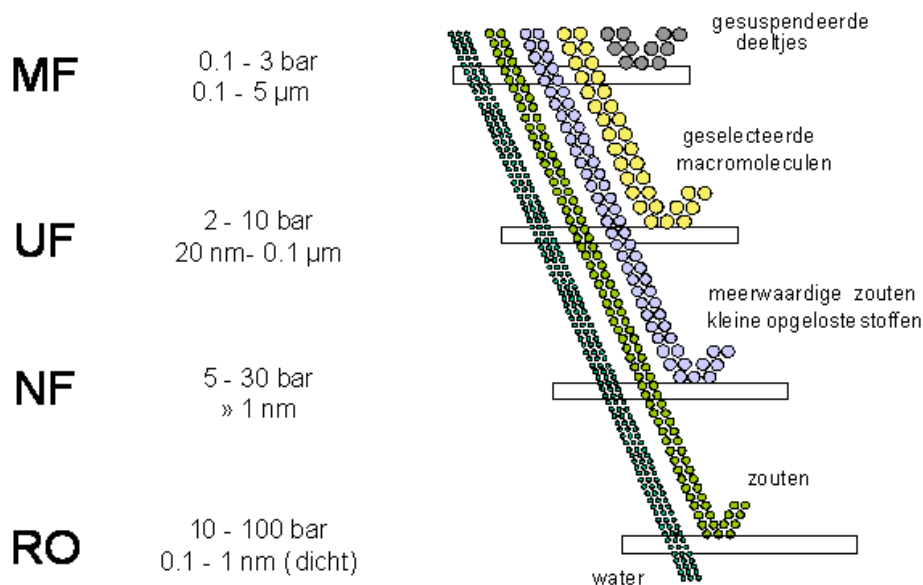
- De verwijderingsrendementen voor korte keten PFAS zijn minder bekend;
- De invloed van de matrix op de verwijdering van PFAS;
- De hoeveelheid PFAS-houdend slib dat tijdens dit proces gevormd wordt en verder behandeld dient te worden;
- De concrete toepassing voor bedrijfsafvalwater op grote schaal.

3.4.1.5 MEMBRAAN GEBASEERDE TECHNIKEN

ALGEMENE BESCHRIJVING

Membraan gebaseerde technieken verwijderen, al dan niet selectief, stoffen uit een waterige stroom door middel van membranen. Courant toegepaste membraan gebaseerde technieken zijn microfiltratie (MF), ultrafiltratie (UF), nanofiltratie (NF) en omgekeerde osmose (RO). De aard van de techniek bepaalt welke stoffen kunnen worden verwijderd en welke drukken er hierbij gehanteerd worden (WASS, 2010). Het verwijderingsmechanisme is gebaseerd op fysische scheiding op basis moleculair gewicht/molecule grootte en door chemische interacties met het membraanmateriaal. De techniek resulteert in twee afzonderlijke waterstromen, namelijk het gezuiverde permeaat en het concentraat (Roest et al., 2021).

¹² Dit wordt verder behandeld in de BBT-studie 'Beste Beschikbare Technieken ter beperking van PFAS luchtmissies'.



Figuur 17: De poriegrootte van membranen, gehanteerde drukken en welke type stoffen verwijderd kunnen worden door de verschillende types membraan gebaseerde technieken (WASS, 2010).

De studie Concentraatstromen geeft een verdere beschrijving van variaties op (courant toegepaste) membraan gebaseerde technieken, al dan niet in combinatie met andere (membraan gebaseerde) technieken in het kader van de behandeling en valorisatie van concentraatstromen. In deze studie worden specifieke cases meer in detail behandeld waar (combinaties van) technieken mogelijk ook toepasbaar zijn op PFAS-houdende afvalwaterstromen (Derden et al., 2023).

Meer gedetailleerde beschrijving van de afzonderlijke types membraan gebaseerde technieken zijn terug te vinden in onderstaande technische fiches:

[WASS – Microfiltratie](#)

[WASS – Ultrafiltratie](#)

[WASS – Nanofiltratie](#)

[WASS – Omgekeerde osmose](#)

STAND VAN DE TECHNIEK

Membraan gebaseerde technieken zijn bewezen technieken die in Vlaanderen toegepast worden in verschillende sectoren voor onder andere (biologische) afvalwaterzuivering, ontzilting van brak- en zeewater, drinkwaterproductie, waterontharding en proceswaterproductie. Bovendien kunnen deze technieken ook ingezet worden voor de behandeling en valorisatie van concentraatstromen (Derden et al., 2023). Daarnaast zijn de membraan gebaseerde technieken NF en RO bewezen technieken voor de verwijdering van PFAS (TRL 9). Op het moment van schrijven wordt deze techniek maar in één bepaalde case toegepast in Vlaanderen als onderdeel van een waterbehandelingstrein voor de specifieke verwijdering van PFAS uit bedrijfsafvalwaterstromen. Daarnaast zijn er ook cases waargenomen waar membraan gebaseerde technieken zoals RO toegepast worden voor andere doeleinden, maar waar ook PFAS verwijderd kunnen worden zoals voor drinkwaterproductie of voor intern waterhergebruik in waterrijen. In het buitenland zijn verschillende cases waargenomen waarin membraan gebaseerde technieken op pilotschaal en grote schaal worden toegepast op grondwater of bedrijfsafvalwater (Appleman et al., 2014; Franke et al., 2019; Garg et al., 2021; Leveranciersinformatie, 2022; Mastropietro et al., 2021; Riegel et al., 2020). De meeste cases situeren zich wel binnen de drinkwaterproductie waar oppervlaktewater of grondwater behandeld wordt. Ondanks dat RO een bewezen techniek is voor de verwijdering van organische pollutanten, en uit onderzoek blijkt dat PFAS effectief verwijderd kunnen

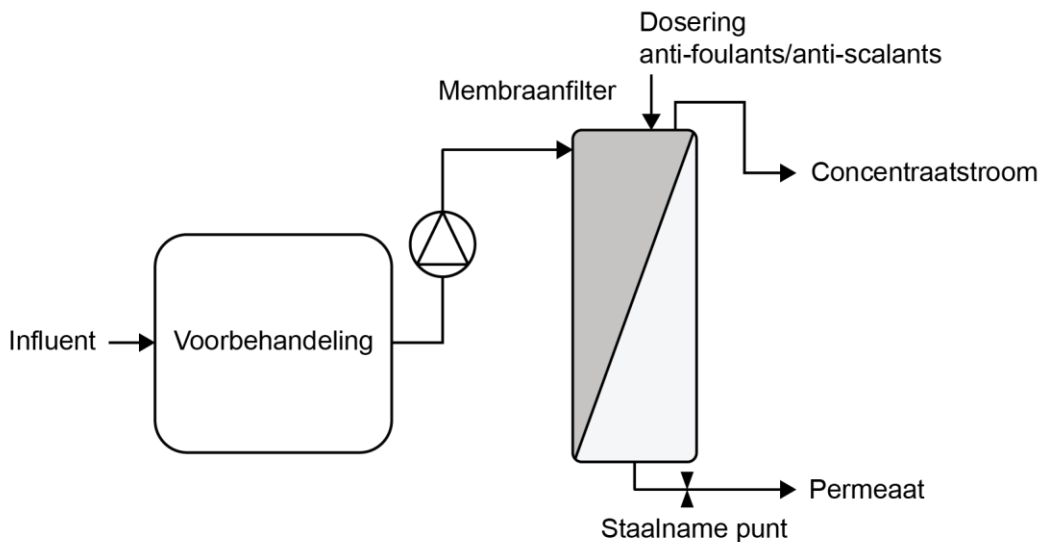
worden, is de beschikbaarheid van cases van toepassing van RO voor verwijdering van PFAS op grote schaal beperkter in vergelijking met NF (Liu et al., 2022b). Een mogelijke verklaring hiervoor is de hogere operationele kosten in vergelijking met andere technieken zoals NF (Liu et al., 2022b; Yadav et al., 2022). Het initiële onderzoek naar de verwijdering van PFAS focuste zich voornamelijk op PFAS met langere ketens zoals PFOS, PFOA en PFHxA, maar in recent onderzoek wordt ook steeds meer naar korte keten PFAS gekeken. Onderzoek naar precursoren is eerder beperkt (Liu et al., 2022b).

Op basis van bovenstaande informatie en bijkomende informatie aangeleverd door de leden van het BC zouden membraan gebaseerde technieken over het algemeen toepasbaar zijn op bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Deze kunnen hoofdzakelijk toegepast worden als onderdeel van een behandelingstrein met andere technieken voor de verwijdering van PFAS, maar er zijn situaties waar de techniek op zichzelf kan worden toegepast. Een belangrijk aandachtspunt hierbij is de verdere behandeling van de gevormde concentraatstromen. Echter dient dit voor elke specifieke situatie bevestigd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel aanvullende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de matrix en de gewenste eindconcentraties. Intensieve voorbehandelingen kunnen noodzakelijk zijn om bepaalde matrices van bedrijfsafvalwater te kunnen behandelen. In het geval van bemalingswater dient ook de looptijd en capaciteit mee in overweging genomen te worden.

ONTWERP EN UITVOERING VOOR PFAS VERWIJDERING

Verschillende membraan gebaseerde technieken werden getest op de verwijdering van PFAS uit waterstromen. Hieruit is gebleken dat omgekeerde osmose (RO) en nanofiltratie (NF) het meest geschikt zijn voor de verwijdering van PFAS, terwijl microfiltratie (MF) en ultrafiltratie (UF) weinig efficiënt zijn (Garg et al., 2021; Meegoda et al., 2020). Echter kunnen MF of UF wel gebruikt worden in combinatie met andere waterbehandelingstechnieken voor de verwijdering van PFAS om bijvoorbeeld PFAS-houdend slib te verwijderen (zie paragraaf 3.4.1.4) of nageschakelde technieken te beschermen (Garg et al., 2021).

De opstelling bestaat typisch uit één of meerdere membraaneenheden in serie, waarbij een bepaald type membraan (NF of RO) in een specifieke uitvoering (vb. buisvorming, spiraalgewonden of holle vezels) wordt gekozen (Figuur 18). In het geval van RO wordt gewerkt met zeer kleine poriëgroottes (<0,5 nm). Bij NF wordt gewerkt met poriën die iets groter zijn (0,5 – 2 nm). De poriëgrootte bepaalt de Molecular Weight Cutt-off (MWCO). Dit is het laagste moleculair gewicht van een opgeloste component die voor 90% kan tegengehouden worden. Het scheidingsmechanisme berust op het aanleggen van een drukverschil over een semipermeabel membraan waardoor het water doorheen het membraan wordt geduwd. Hierdoor ontstaat een gezuiverd permeaat en blijft er een concentraat over aan de andere zijde van het membraan (AWWA, 2020; Roest et al., 2021). Polluenten kunnen via verschillende mechanismen verwijderd worden afhankelijk van het gekozen membraan, de aard van de pollutent en de aard van de matrix (AWWA, 2020). Over het algemeen worden PFAS via RO verwijderd op basis van molecuulgrootte. De poriën van het RO-membraan zijn voldoende klein om de meeste PFAS te verwijderen. In het geval van NF zullen naast de molecuulgrootte ook andere mechanismen zoals adsorptie en elektrostatische interacties meespelen. Zo zullen negatief geladen membranen effectiever zijn in de verwijdering van negatief geladen moleculen door de afstotende elektrostatische interacties. Deze andere mechanismen maken het mogelijk om via NF componenten te verwijderen met moleculaire gewichten lager dan de MWCO van het toegepaste membraan (AWWA, 2020; Garg et al., 2021).



Figuur 18: Vereenvoudigde schematische weergave van een membraan gebaseerde techniek voor de verwijdering van PFAS.

Door de kleine poriën van de gebruikte membranen zijn grote drukken nodig voor de toepassing van NF (4 – 10 bar) en RO (10 – 100 bar) (Roest et al., 2021; WASS, 2010). Een andere belangrijke procesparameter is de recovery van het proces. De recovery wordt bepaald door het permeaat debiet ten opzichte van het totaal behandeld debiet. Deze kan liggen tussen 65 – 90%, maar bedraagt typisch 80% (Arcadis, 2021; AWWA, 2020; Roest et al., 2021). Belangrijke voordelen van de techniek zijn dat de omvang van de techniek onafhankelijk is van de te behandelen PFAS concentraties en dat het een consistente verwijdering van PFAS kan garanderen in tegenstelling tot adsorptietechnieken (Arcadis, 2021; AWWA, 2020). Deze technieken worden vaak in combinatie met andere technieken voor de verwijdering van PFAS toegepast om de gevormde concentraatstroom verder te behandelen (AWWA, 2020; Roest et al., 2021). Deze technieken zijn beschikbaar in vaste opstellingen, maar opstellingen in mobiele containers zijn ook beschikbaar (Input leden BC, 2022).

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE EN KORTE KETEN VS. LANGE KETEN

Op het moment van schrijven zijn verschillende commerciële NF/RO membranen reeds getest dewelke over het algemeen >90% tot >99% PFAS en hun precursoren kunnen verwijderen. De verwijderingsefficiëntie is afhankelijk van het type membraan en het type PFAS aanwezig in het influent (ITRC, 2020; Li et al., 2020; O’Conner et al., 2022; Riegel et al., 2020; Roest et al., 2021). NF heeft over het algemeen verwijderingsefficiënties van >95% voor lange keten PFAS met een beperktere verwijdering van korte keten PFAS (50% – 99%) door de hogere MWCO van de membranen (Arcadis., 2021; Input leden BC, 2022; Tow et al., 2021). Wanneer echter optimale NF membranen worden toegepast, kunnen korte keten PFAS zoals PFHxA voor meer dan 96% verwijderd worden. Desalniettemin was de verwijdering van korte keten PFAS zoals PFBS nog steeds beperkt tot <69% (Li et al., 2020). Voor RO is aangetoond dat zowel korte keten (inclusief PFBA) als lange keten PFAS efficiënt verwijderd kunnen worden met een efficiëntie van >99% en met optimale membranen zou zelfs 99,9% voor de meeste PFAS mogelijk zijn (Arcadis., 2021; Input leden BC, 2022; Liu et al., 2022b; O’Conner et al., 2022; Yadav et al., 2022). Op het moment van schrijven is RO één van de weinige beschikbare technieken die instaat is om eveneens ultrakorte keten PFAS zoals bijvoorbeeld TFA met een hoog verwijderingsrendement te verwijderen (Adlunger et al., 2021). Yadav et al., 2022 en Liu et al., 2022b geven een overzicht van verschillende NF/RO membranen die in de literatuur onderzocht werden voor de verwijdering van PFAS. Membraan gebaseerde technieken kunnen toegepast worden voor de verwijdering van PFAS op een grote range aan influent concentraties tussen 1 ng/l – 1500 mg/l (Input leden BC, 2022; Riegel et al., 2020).

Haalbare eindconcentraties van deze techniek zijn afhankelijk van de influent concentraties, type PFAS, aard van de matrix en de aard van de gebruikte membranen. Bij hoge influent PFAS concentraties zullen bijkomende nabehandelingen noodzakelijk zijn om waarden lager dan de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS te kunnen behalen. Bij lage influent concentraties (enkele ng/l), zoals deze worden waargenomen bij bijvoorbeeld drinkwaterproductie uit oppervlaktewater of grondwater, kan de techniek op zichzelf voldoende zijn om eindconcentraties lager dan de rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS te bekomen (AquaFlanders, persoonlijke communicatie, 2022). Bovendien dient steeds de gevormde concentraatstroom verder behandeld of verwerkt worden. Op het moment van schrijven wordt hiervoor gekeken in de richting van een bijkomende RO-stap of indamping (zie paragraaf 3.4.1.7) om PFAS op te concentreren in een kleiner volume, combinatie met coagulatie/flocculatie, en combinatie met adsorptietechnologieën zoals actief kool of ionenwisselingsharsen (Franke et al., 2019; Input leden BC, 2022; Roest et al., 2021). Deze en andere technieken werden beoordeeld voor de specifieke behandeling van PFAS-houdende NF/RO concentraatstromen door Tow et al., 2021. Daarnaast onderzochten Franke et al., 2019 de toepassing van GAC en ionenwisselingsharsen op NF concentraatstromen. Hierin werd aangetoond dat de combinatie van NF met GAC en ionenwisseling zorgde voor een meer efficiënte verwijdering van PFAS in vergelijking met GAC en ionenwisseling op zichzelf. Daarnaast wordt ook gekeken naar de combinatie van membraan gebaseerde technieken met afbraak-/destructietechnologie voor PFAS (Lee et al., 2022; Liu et al., 2022b).

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

Membraan gebaseerde technieken zijn typisch gevoelig aan vervuiling ter hoogte van het membraan door fouling, waardoor bijkomende voorbehandelingen noodzakelijk zijn om deze technieken efficiënt te kunnen toepassen en verstopping van de membranen te voorkomen. Fouling zorgt voor een verlies van permeaat debiet door de accumulatie van zwevende en opgeloste organische stoffen, neerslag van anorganische zouten (scaling) en/of microbiële groei ter hoogte van de membranen (biofouling) (ITRC, 2020; Riegel et al., 2020). Er zijn verschillende maatregelen om fouling te voorkomen: (i) de wijziging van procescondities, (ii) aanpassing van het membraan en (iii) het aanpassen van het influent door toevoeging van anti-foulants/anti-scalants voor het filtratiesysteem. De kwaliteit van het voedingswater van de membraan gebaseerde technieken moet voldoen aan de eisen van de leverancier van de membranen om het gewenste permeaat debiet te garanderen.

- De aanwezigheid van **zwevende stoffen** in het voedingswater van NF/RO kan leiden tot fouling van de membranen. Daardoor is het belangrijk dat het gehalte aan zwevende stoffen zo laag mogelijk wordt gehouden. De zwevende stoffen kunnen verwijderd worden door het toepassen van een zandfiltratie of andere membraan gebaseerde technieken zoals MF of UF (Riegel et al., 2020). De keuze van het membraantype bepaalt de resistentie van de membranen tegen zwevende stoffen (Roest et al., 2021).
- **Fe, Mn, nitrieten, nitraten, Ca- en Ba-zouten** kunnen mogelijk neerslaan ter hoogte van de membranen wat kan leiden tot verstoppingen (scaling) met een verlaagd permeaat debiet als gevolg (Riegel et al., 2020; Input leden BC, 2022). Fe en Mn komen typisch voor bij de behandeling van bemalingswater en kunnen eenvoudig verwijderd worden door middel van een beluchte buffertank gevolgd door zandfiltratie (Riegel et al., 2020). Het wordt aangeraden om de Fe- en Mn-concentratie lager te houden dan 0,05 mg/l Fe en 0,02 mg/l Mn, respectievelijk (Roest et al., 2021). Het neerslaan van slecht oplosbare Ca- en Ba-zouten zoals CaCO₃, CaSO₄ en BaSO₄ kan voorkomen worden door het doseren van zuren en/of anti-scalants (Roest et al., 2021).
- Het effect van hoge geleidbaarheid op de verwijdering van PFAS is afhankelijk van het type PFAS. Een hoge **geleidbaarheid** kan een negatief effect hebben op de verwijdering van korte keten PFAS met een negatieve lading, zoals PFBS en PFHxA, door vermindering van de elektrostatische

interacties door de aanwezigheid van hoge concentratie ionen (Ateia et al., 2019; Li et al., 2020; Liu et al., 2022b; Yadav et al., 2022). Lange keten PFAS zoals PFOS, PFOA en PFHxS vertonen mogelijk een verbeterde verwijdering bij hoge geleidbaarheid doordat verwijdering op basis van moleculair gewicht hier meer dominant wordt ("bridging effect") (Li et al., 2020; Liu et al., 2022b; Yadav et al., 2022). Het werd aangetoond dat hogere concentraties aan multivalente ionen zoals Ca^{2+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-} en PO_4^{3-} een positieve invloed hadden op de verwijdering van lange keten PFAS zoals PFOS. Terwijl de aanwezigheid van Na^+ en Cl^- ionen een beperkt tot geen effect hadden op de verwijdering van deze lange keten PFAS (Yadav et al., 2022).

- Specifieke **opgeloste organische stoffen** kunnen neerslaan op het membraan en het permeaat debiet beïnvloeden (Riegel et al., 2020; Yadav et al., 2022). De neergeslagen organische stoffen veranderen de porositeit, morfologie en oppervlakte eigenschappen van het membraan. Dit heeft een effect op de verwijderingsefficiëntie voor PFAS (Liu et al., 2022b). In verschillende cases werden verhoogde verwijderingsefficiënties voor PFAS waargenomen bij fouling van het membraan door organische stoffen. Dit effect is afhankelijk van het type PFAS en de aard van de organische stoffen. Om voldoende permeaat debiet te garanderen moeten de membranen tijdig gereinigd worden om de fouling te verwijderen (Liu et al., 2022b).
- Het effect van **pH** om de verwijdering van PFAS is afhankelijk van het type PFAS en de aard van de gebruikte membranen. Hierover worden in de literatuur vaak tegenstrijdige effecten van de pH op PFAS verwijdering gerapporteerd (Yadav et al., 2022). De pH bepaalt de mate van afstoting tussen anionische PFAS en het membraanoppervlak met specifieke functionele groepen doordat dit hoofdzakelijk de lading van het membraanoppervlak wijzigt (Li et al., 2020; Liu et al., 2022b). Er zijn indicaties dat een daling van de pH een positieve invloed kan hebben op de verwijdering van korte keten PFAS (Ateia et al., 2019). Dit wordt mogelijk veroorzaakt door het krimpen van geprotoneerde membranen bij lage pH's (Li et al., 2020). Echter werd in ander onderzoek een negatief effect op de verwijdering van PFAS door NF waargenomen bij lage pH's door verminderde elektrostatistische interacties, terwijl hogere pH's net zorgden voor een betere verwijdering (Garg et al., 2021; Li et al., 2020).
- **Temperatuur** kan een invloed hebben op het permeaat debiet en PFAS verwijdering. Lagere temperatuur zorgen voor een verhoogde viscositeit waardoor het permeaat debiet significant kan afnemen bij een constante druk over het membraan. Het permeaat debiet kan constant gehouden worden door de druk over het membraan te verhogen. De keuze van het membraantype bepaalt voor een deel de resistentie tegen viskeuze vloeistoffen (Roest et al., 2021). De temperatuur van het voedingswater heeft ook een invloed op de poriegrootte van membranen. Bij verhoogde temperaturen gaan de poriën uitzetten waardoor meer PFAS het membraan kunnen passeren, wat leidt tot een lagere verwijderingsefficiëntie (ITRC, 2020; Riegel et al., 2020). Temperatuur controle is daarom belangrijk in dit proces, wat mogelijk minder evident is in mobiele systemen.
- Membraan fouling kan ook optreden door **adsorptie van PFAS** op het membraan, waardoor een significante daling van het permeaat debiet kan ontstaan (Garg et al., 2021).

Een goede keuze van het membraan en effectieve voorbehandeling kan zorgen dat de mate van fouling afneemt. Afhankelijk van de kwaliteit van het voedingswater kunnen voorbehandelingen zoals filtratietechnieken voor zwevende stoffen, pH correctie, toevoeging van biocides voor microbiële groei te beperken en toevoeging van anti-fouling/anti-scaling producten noodzakelijk zijn (Yadav et al., 2022). Het reinigen van membranen is een essentiële stap voor deze technieken om de integriteit van de membranen en de efficiëntie van deze technieken te bewaren. Afhankelijk van het type membraan en de matrix kan het voldoende zijn om te reinigen met water. In de meeste gevallen worden chemische middelen gebruikt bij de reiniging van membranen (ITRC, 2020; Lee et al., 2022; Roest et al., 2021).

FINANCIËLE ASPECTEN

De kwaliteit van het voedingswater van de membraan gebaseerde technieken moet voldoen aan de eisen van de leverancier van de membranen om het gewenste permeaat debiet te garanderen. Lagere kwaliteit van het voedingswater zal resulteren in een lager permeaat debiet, wat op zijn beurt zorgt voor een nood aan een verhoogd membraanoppervlak en groter aantal membraaneenheden om de behandeling te realiseren. Dit zorgt voor verhoogde installatiekosten en omvang van het systeem. Een geschikte voorbehandeling kan de omvang van het systeem en geassocieerde installatiekosten beperken (ITRC, 2020).

Membraan gebaseerde technieken zijn over het algemeen significant duurder in vergelijking met adsorptietechnieken en worden daardoor vaak geassocieerd met hoge investerings- en operationele kosten. De exacte installatiekosten zijn afhankelijk van de aard van de matrix, noodzakelijke voorbehandeling, de procesvoering (bv. druk en temperatuur), te behandelen capaciteit en de aard en aantal van de membraaneenheden (Roest et al., 2021). Deze technieken worden mogelijk economisch interessant wanneer hoge influent concentraties moeten behandeld worden waardoor er te snelle kolomwissels nodig zijn bij adsorptiemedia zoals GAC en ionenwisseling (AWWA, 2020; O'Conner et al., 2022). Op het moment van schrijven zijn er geen concrete installatiekosten beschikbaar voor NF/RO specifiek voor de toepassing op PFAS verwijdering. Hoe meer geavanceerd de techniek, hoe hoger wellicht de kostprijs:

- hoogwaardige membranen die bv. bestand zijn tegen zoutconcentraties, druk en/of temperatuur worden duurder ingeschat in vergelijking met standaardmembranen;
- installaties (bv. pompen, leidingen uit hoogwaardige materialen) die bestand zijn tegen hoge drukken zijn vermoedelijk ook duurder in aankoop.

Energiekosten worden voornamelijk toegeschreven aan het aanleggen van hoge druk door middel van pompen. Deze kosten worden ingeschat op 0,05 – 0,10 EUR/m³. Bijkomende kosten worden bepaald door dosering van chemicaliën voor reiniging en anti-fouling/anti-scaling, vervanging van membranen en mogelijke verwerkingskosten voor de gevormde concentraatstromen (Riegel et al., 2020). Het wordt ingeschat dat 15% van de totale werkingskosten gaat naar reiniging van de membranen (Lee et al., 2022). De frequentie voor het vervangen van membranen wordt bepaald door de procescondities en de aard van de matrix (Roest et al., 2021). De leeftijd van commerciële membranen wordt ingeschat op twee tot vijf jaar (Yadav et al., 2022). Door deze verschillende factoren is het moeilijk om een algemene inschatting van de totale werkingskosten te maken (Roest et al., 2021). Op basis van informatie van de leden van het BC worden de operationele kosten ingeschat op 0,5 – 1,5 EUR/m³ behandeld voedingswater (Input leden BC, 2022).

MILIEU-IMPACT

De toepassing van membraan gebaseerde technieken zorgt voor de vorming van een aanzienlijke fractie PFAS-houdende concentraatstromen (10% - 35% van het influent) door de beperkte volumereductie van deze technieken. Voor behandelingen met hoge debieten is het niet economisch haalbaar geacht om de gevormde concentraatstromen te laten verbranden of extern te laten verwerken. In de meeste gevallen vereisen deze concentraatstromen daardoor een verdere behandeling met andere technieken om PFAS verder te verwijderen (Input leden BC, 2022).

Het belangrijkste aspect bij de toepassing van deze techniek is het energiegebruik van de pompen voor het aanleggen van de hoge drukken. Het energieverbruik voor NF wordt ingeschat op 0,4 kWh/m³ behandeld (Riegel et al., 2020). RO hanteert membranen met kleinere poriën waardoor de aangelegde drukken en geassocieerd energieverbruik hoger is in vergelijking met NF (Roest et al., 2021). Essentiële voorbehandelingen en mogelijke concentraatstroombehandelingen zijn bijkomende aspecten die het energieverbruik kunnen verhogen (Roest et al., 2021).

De toepassing van deze technieken vereist het gebruik van reinigingsproducten en/of anti-fouling/anti-scalant producten. De chemische reiniging van NF- en RO-membranen kan zorgen dat PFAS aanwezig is in de gebruikte reinigingsoplossingen die op een geschikte manier verwerkt/behandeld moeten worden (ITRC, 2020).

VOOR- EN NADELEN VAN DE TECHNIEK

Tabel 10: Voor- en nadelen van membraan gebaseerde technieken voor de verwijdering van PFAS.

Voordelen	Nadelen
Efficiënte verwijdering van PFAS	Beperkte volume reductie (3:1 – 5:1)
Grootte van de installatie is onafhankelijk van de PFAS concentraties	Hoge investeringskosten en operationele kosten
Mogelijkheid tot het verwerken van grote debieten	Hoog energieverbruik
Betrouwbaar en stabiel proces	Membranen zijn gevoelig voor fouling. Voorbehandeling is noodzakelijk
Bijkomende verwijdering van andere pollutanten	Verdere behandeling van het concentraat is noodzakelijk
	Onzekerheid over de volledigheid van de afbraak en geassocieerde luchtmissies bij verbranding van PFAS-houdende concentraatstromen ¹³

KENNISHIATEN

- Efficiënte behandeling van het PFAS-houdend NF/RO concentraat;
- Ontwikkeling van sterk negatief geladen NF membranen voor verbeterde verwijdering van korte keten PFAS via NF;
- Bijkomend onderzoek naar de efficiënte verwijdering van korte keten PFAS en precursoren.

3.4.1.6 SCHUIMFRACTIONATIE EN OZOFRACTIONATIE

ALGEMENE BESCHRIJVING

Het concentreren en afscheiden van oppervlakte-actieve stoffen uit een oplossing in een schuimfase door het introduceren van gasbellen in een nauwe kolom van de oplossing. De gasbellen worden gecreëerd door het injecteren van een gas aan de onderkant van de oplossing via een aantal in serie geschakelde reactoren. De oppervlakte-actieve stoffen hechten zich aan het gas-water oppervlak van de gasbellen en worden zo meegenomen naar de schuimlaag aan het oppervlak (ITRC, 2020; OVAM; 2021; Yadav et al., 2022). Verschillende gassen kunnen worden toegepast om de gasbellen te genereren waardoor mogelijk de effecten van co-contaminanten in de matrix kunnen verminderd worden (Input leden BC, 2022). In de meeste gevallen wordt lucht of stikstofgas toegepast (Yadav et al., 2022), maar bij

¹³ Dit wordt verder behandeld in de BBT-studie 'Beste Beschikbare Technieken ter beperking van PFAS luchtmissies'.

ozofractionatie wordt specifiek ozon toegepast. Bij deze variant van de techniek wordt het water behandeld met micro en nano ozon gasbellen ($< 200 \mu\text{m}$) die bijkomend zorgen voor de chemische oxidatie van andere pollutanten in de matrix (Meegoda et al., 2020; Riegel et al., 2020). De toepassing van één kolom en enkele kolommen in serie voor een meertrapsbehandeling is een batch proces. Om een continue behandeling mogelijk te maken moeten meerdere kolommen in parallel geplaatst worden (Roest et al., 2021).

STAND VAN DE TECHNIEK

De techniek op zich is een reeds gevestigde techniek voor het afscheiden van moleculen met oppervlakte-actieve eigenschappen. Meer specifiek kan het toegepast worden in bestaande waterzuiveringen voor de verwijdering van recalcitrante componenten, zoals surfactanten en kleurstoffen, die niet door klassieke behandelingen kunnen verwijderd worden (Buckley et al., 2022). Voor de specifieke verwijdering van PFAS zitten deze technieken vooral nog in de pilootfase met enkele op het moment van schrijven 20 gekende toepassingen op grote schaal (TRL 7 – 8). In het geval van in-situ behandeling zijn er reeds enkele mobiele container opstellingen commercieel beschikbaar. Deze techniek is commercieel beschikbaar via buitenlandse leveranciers (Riegel et al., 2020). Op het moment van schrijven is er één case bekend waarin schuimfractionatie op grote schaal wordt toegepast op bedrijfsafvalwater in Vlaanderen. In Australië wordt momenteel een waterbehandeling van grondwater op grote schaal toegepast waar $250 \text{ m}^3/\text{d}$ behandeld wordt via schuimfractionatie (ITRC, 2020; Wanninayake, 2021). Verder zijn er nog cases op grote schaal geïdentificeerd in Zweden, Noorwegen, Spanje, Verenigd Koninkrijk en Verenigde Staten voor de behandeling van grondwater, bemalingswater, oppervlaktewater, percolaatwater, brandblusafvalwater en een concentraatstroom van omgekeerde osmose via schuimfractionatie (Leveranciersinformatie, 2022). Over het algemeen zouden debieten $0,5$ tot $40 \text{ m}^3/\text{u}$ behandeld kunnen worden met deze techniek (Input leden BC, 2022; Riegel et al., 2020). Op basis van leveranciersinformatie wordt ingeschat dat debieten van meer dan $300 \text{ m}^3/\text{u}$ haalbaar zijn indien bijkomende vaten worden geïnstalleerd (Input leden BC, 2022).

Op basis van de beschikbare informatie kan besloten worden dat over het algemeen schuimfractionatie toepasbaar is op bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Deze techniek kan op zichzelf toegepast worden of als een onderdeel van een behandelingstrein met andere technieken voor de verwijdering van PFAS. Echter dient dit voor elke specifieke situatie bevestigd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel aanvullende labo-/ , rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de matrix en de gewenste eindconcentraties. In het geval van bemalingen dient hierbij ook de looptijd en te verwerken debiet mee in beschouwing genomen te worden.

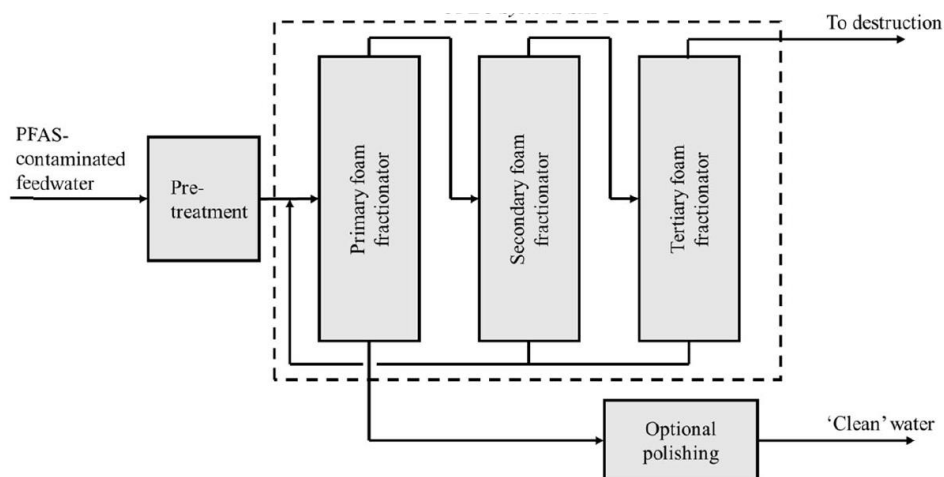
ONTWERP EN UITVOERING VOOR PFAS VERWIJDERING

Schuimfractionatie en ozofractionatie zijn technieken die gebruik maken van de oppervlakte-actieve eigenschappen van PFAS waardoor ze zich opstapelen ter hoogte van de gas-vloeistof interfase (Arcadis, 2021). Wanneer het gas in de te behandelen vloeibare stroom geïnjecteerd wordt, gaan de PFAS moleculen zich hechten aan het groot contactoppervlak van de gasbellen waardoor ze naar het vloeistofoppervlak getransporteerd worden. Hierdoor ontstaat een geconcentreerde schuimfractie met PFAS aan het vloeistofoppervlak. De gasbelgrootte is een belangrijke parameter die bepaald wordt door de gaskeuze (ozon zorgt voor kleinere gasbellen dan lucht), type van gasinjectie, gasdebiet en de matrix van de te behandelen stroom. Kleinere gasbellen bewegen trager richting het vloeistofoppervlak waardoor de contacttijd toeneemt (Roest et al., 2021; Leveranciersinformatie, 2022). Door de frequentie en timing van dit injectiesysteem te optimaliseren kan de grootte en de snelheid van de gevormde gasbellen beïnvloed worden, wat kan gebruikt worden op het proces te optimaliseren voor de verwijdering van specifieke PFAS (Input leden BC, 2022).

Deze techniek kan een grote range aan influent concentraties ($0,1 - 100\,000 \mu\text{g}/\text{l}$) behandelen (Riegel et al., 2020). Echter wordt deze techniek vaak niet op zichzelf toegepast, maar als een eerste

voorbehandeling waarna nog verdere nabehandlingsstappen nodig zijn om lage eindconcentraties voor alle PFAS te bekomen (Ross et al., 2018). Het is vooral een efficiënte techniek om eerste bulk verwijdering van hoge concentratie PFAS te realiseren (Input leden BC, 2022). In het kader van bemalingen met voldoende looptijd kan het interessant zijn om deze techniek toe te passen als hoge concentraties PFAS worden vastgesteld in het bemalingswater. Zeker wanneer de matrix mogelijk een negatieve invloed heeft op andere technieken (Input leden BC, 2022). In de praktijk wordt deze techniek typisch toegepast op stromen met PFAS concentraties >10 µg/L en daarom vaak gecombineerd met GAC en/of ionenwisselingsharsen (Riegel et al., 2020; Burns et al., 2021; Leveranciersinformatie, 2022). Doordat de grote bulk door de fractionatie verwijderd wordt, wordt de levensduur van deze filters significant verlengd (Burns et al., 2021). Echter zal de nood voor een nabehandeling bepaald worden door de aard van de PFAS aanwezig in het influent. Indien enkel lange keten PFAS aanwezig zijn kunnen deze efficiënt tot op ng/l niveau verwijderd worden zonder de nood aan een specifieke nabehandeling (zie verder). Deze techniek kan eveneens toegepast worden op lage PFAS concentraties tot 0,050 µg/l indien voldoende schuimstabiliteit bekomen kan worden (Riegel et al., 2020; Vo et al., 2023). Daarnaast kan in het geval van grote debieten deze techniek ook gecombineerd worden met andere volumereductietechnieken zoals membraan gebaseerde technieken (Input leden BC, 2022).

De geconcentreerde schuimfractie zorgt voor een sterke reductie van het verontreinigd volume tot 0,5 – 2% van het behandeld volume en kan eenvoudig afgescheiden worden door middel van een vacuüm extractiesysteem aan de bovenzijde van de kolommen waardoor dit als een batchproces uitgevoerd wordt. De geconcentreerde schuimfractie met PFAS concentraties tot 1000x de influent concentratie dient verder behandeld of vernietigd te worden (Pancras et al., 2018; Ross et al., 2018; Riegel et al., 2020; Arcadis, 2021). In het geval van meertrapschuimfractionatie (met drie trappen) kan een volume reductie naar 0,0025% van het initiële volume bekomen worden (Riegel et al., 2020). In deze meertrapsfractionatie worden drie kolommen in serie geplaatst waar de afgezogen schuimfractie de voeding vormt voor de volgende kolom. Het gezuiverde water van de tweede en de derde trap wordt teruggevoerd naar de instroom van de eerste kolom. Het gezuiverde water van de eerste kolom wordt via de onderzijde van de kolom afgevoerd en passeert mogelijk een nabehandlingsstap (Burns et al., 2021; Figuur 19).



Figuur 19: Vereenvoudigde schematische weergave van meertrapschuimfractionatie voor de verwijdering van PFAS (Burns et al., 2021).

Deze techniek wordt gekenmerkt door typische verblijftijden per behandelingstank per volume-eenheid van gemiddeld 30 – 45 min (Roest et al., 2021). Temperatuurscontrole tijdens dit proces is vooral belangrijk voor de schuimvorming en stabiliteit, wat mogelijk minder eenvoudig is in in-situ toepassingen (Burns et al., 2021; Input leden BC, 2022). Desalniettemin zou deze techniek geschikt zijn voor de behandeling van bedrijfsafvalwater en bemalingswater (Input leden BC, 2022). De procescondities moeten echter aangepast worden in functie van de te behandelen stroom. In gevallen van

bedrijfsafvalwater met hoge concentratie PFAS kan een te grote schuimvorming optreden indien het proces onvoldoende wordt afgesteld (Roest et al., 2021). Deze techniek is beschikbaar als volledig geautomatiseerd proces in mobiele 20' of 40' container opstellingen via buitenlandse leveranciers (Burns et al., 2021; Leveranciersinformatie, 2022). Net als bij actief kool en ionenwisseling benadrukken de leveranciers dat labo- en piloottesten nodig zijn om het proces op de situatie specifieke eigenschappen en aard van de te verwerken stromen af te stemmen. Deze testen kunnen een inschatting maken van de haalbaarheid, geassocieerde kosten en potentiële nood aan optimalisatie voor verwijdering van korte keten PFAS (Leveranciersinformatie, 2022). Om deze redenen is het belangrijk om de samenstelling van het influent zo constant mogelijk te houden omdat te sterke wijzigingen kunnen resulteren in de nood voor verdere optimalisatie. In sommige gevallen kan dit betekenen dat het aanleggen van een buffer voor de zuivering noodzakelijk is (Input leden BC, 2022).

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE EN KORTE KETEN VS. LANGE KETEN

De toepassing van schuimfractionatie is vooral geschikt voor de verwijdering van langere keten PFAS, d.i. PFHxS, PFOS, PFOA, PFNA, PFDA, maar blijkt minder effectief voor korte keten PFAS zoals PFBA, PFBS, PFPeA, PFHxA, TFA (Input leden BC, 2022; Yadav et al., 2022). Dit is het gevolg van het feit dat de oppervlakte-actieve eigenschappen van PFAS afnemen naarmate de lengte van de hydrofobe, alifatische keten afneemt. Deze korte keten PFAS zijn hierdoor minder geneigd om zich te hechten ter hoogte van de gas-vloeistof interfase, waardoor ze minder efficiënt afgescheiden kunnen worden via de schuimfractie (Tow et al., 2021; Yadav et al., 2022). Op basis van laboratoriumexperimenten kan verwijderingsefficiëntie bekomen worden van 99% zonder nabehandelingsstap (Riegel et al., 2020). In praktijktoepassingen van deze technieken konden verwijderingsefficiënties van 99,97 tot 100% bekomen worden zonder nabehandelingsstap voor lange keten PFAS (vb. PFOA, PFOS, PFHxS, PFNA), maar met beperktere verwijdering van korte keten PFAS en precursoren die lager kunnen liggen dan 50% (Riegel et al., 2020; Leveranciersinformatie, 2022). Er zijn optimalisatiemogelijkheden om korte keten PFAS beter te verwijderen zoals een meer intensieve beluchting of de toevoeging van specifieke polymeren of oppervlakte-actieve stoffen die de verwijdering van korte keten PFAS kunnen verbeteren (Leveranciersinformatie, 2022; Leung et al., 2022; Vo et al., 2023). Op basis van enkele voorbeeld cases op grote schaal waar schuimfractionatie wordt toegepast voor de verwijdering van PFAS uit grondwater, oppervlakte water en percolaat konden ranges voor verwijderingsrendementen voor specifieke PFAS worden bepaald. De gegevens tonen aan dat een efficiënte verwijdering (> 99,5%) van lange keten PFAS mogelijk is (PFHxS tot PFDA), maar dat de aard van het afvalwater en de sturing van het proces mogelijk toch een invloed kan hebben op de verwijderingsefficiëntie van korte keten PFAS. Na de optimalisatie voor de verwijdering van korte keten PFAS kon het verwijderingsrendement opgetrokken worden tot 36% voor PFBA en tot boven de 89% voor andere korte keten PFAS (Leveranciersinformatie, 2022; Leung et al., 2022). Deze techniek is voornamelijk efficiënt in de verwijdering van hoge concentraties PFAS (Held & Reinhard, 2020). In een ander recent onderzoek door Vo et al., 2023 werd onderzocht of de toevoeging van vier verschillende soorten oppervlakte-actieve stoffen (met functionele groepen met verschillende ladingen) de verwijdering van PFAS kunnen verbeteren. Lage PFAS concentraties in het te behandelen afvalwater kunnen soms te beperkt zijn om stabiele schuimvorming te realiseren. Door toevoeging van oppervlakte-actieve stoffen kan de schuimvorming en vervolgens PFAS verwijdering verbeterd worden. Uit het onderzoek op schuimfractionatie voor de verwijdering van PFAS uit percolaat blijkt dat alle oppervlakte-actieve stoffen een positief effect hebben op de verwijdering van lange keten PFAS (93,7 – 99,99%) en dat kationische en zwiterionische oppervlakte-actieve stoffen een significante invloed hebben op de verwijdering van korte keten PFAS. Hierdoor konden korte keten PFAS zoals PFBS en PFPeS voor 90 – 99% verwijderd worden. PFBA kon slechts in beperkte mate verwijderd worden (Vo et al., 2023).

In combinatie met een nabehandeling zoals ionenwisseling kunnen verwijderingsefficiënties van 99,9 – 99,99% voor alle PFAS bekomen worden (Riegel et al., 2020). Hoge concentratie PFAS kunnen behandeld worden door meertrapsfractionatie toe te passen waar 2 of 3 kolommen in serie worden geplaatst (Riegel et al., 2020). Afhankelijk van de stabiliteit van het gevormde schuim in het proces kan de

verwijderingsefficiëntie afnemen tot 60-90% indien deze niet optimaal toegepast wordt (Roest et al., 2021). Schuimfractionatie, eventueel in combinatie met nageschakelde technieken zoals GAC of ionenwisseling, is succesvol toegepast voor de verwijdering van PFAS uit grondwater, bedrijfsafvalwater, percolaatwater en oppervlaktewater (Riegel et al., 2020; Leveranciersinformatie, 2022)

Ozofractionatie kan zorgen voor transformatie van precursoren naar eindstandige PFAA en de chemische oxidatie van andere pollutanten in de matrix zoals organische stoffen en aardoliecomponenten door de oxidatieve eigenschappen van ozon (Riegel et al., 2020; Arcadis, 2021). De eindstandige PFAA hebben sterkere oppervlakte-actieve eigenschappen dan de precursoren waardoor deze beter afgescheiden worden in het proces (OVAM, 2021). Over het algemeen zouden hogere verwijderingsefficiënties mogelijk zijn met ozofractionatie dan met schuimfractionatie (Meegoda et al., 2020). Bijkomend werd aangetoond dat ozofractionatie een beter verwijderingspotentieel heeft voor korte keten PFAS dan schuimfractionatie (Ross et al., 2018). Desalniettemin kan de transformatie van precursoren leiden tot de vorming van kortere keten PFAS en ultrakorte keten PFAS die moeilijker te verwijderen zijn (Input leden BC, 2022; Leung et al., 2022).

Wanneer schuimfractionatie of ozofractionatie in combinatie met een nabehandelingsstap (actief kool of ionenwisseling) wordt toegepast zouden over het algemeen concentraties lager dan 0,1 µg/l en zelfs de huidige rapportagegrenzen van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS voor individuele PFAS gehaald moeten kunnen worden. Bij beperkte influent PFAS concentraties kunnen door de toepassing van de techniek zonder nabehandelingsstap concentraties lager dan 0,1 µg/l gehaald worden voor individuele PFAS (Riegel et al., 2020). Echter dient dit voor elke specifieke situatie bevestigd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel aanvullende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de matrix en de gewenste eindconcentraties.

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

Schuimfractionatie en ozofractionatie zorgen voor een specifieke verwijdering van oppervlakte-actieve stoffen zoals PFAS en is op zichzelf niet gevoelig voor andere componenten in de matrix zoals andere koolwaterstoffen, zwevende stoffen of metalen. Tijdens het fractionatieproces stijgen fijne deeltjes via de gevormde gasbellen mee naar het oppervlak en kunnen deze met het schuim afgevoerd worden. De zwaardere deeltjes kunnen via sedimentatie in de kolom verwijderd worden (Ross et al., 2018). Daardoor kan de techniek op zichzelf toegepast worden op stromen met hoge concentratie zwevende stoffen (Yadav et al., 2022). Desalniettemin kunnen voorbehandelingen voor de fractionatie nodig zijn om eventuele nabehandelingsstappen zoals actief kool of ionenuitwisseling te beschermen (Riegel et al., 2020). In de praktijk wordt deze techniek daarom vaak voorafgegaan door een verwijderingstechniek voor zwevende stoffen zoals een zandfilter, zakkenfilter of sedimentatietank (Ross et al., 2018; Riegel et al., 2020; Burns et al., 2021). Het grote voordeel van ozofractionatie is dat deze techniek in staat is om andere organische componenten te oxideren/verwijderen zonder competitie met de verwijdering van PFAS (Ross et al., 2018). Dit maakt de techniek geschikt om afvalwaterstromen te behandelen die een hoog (resterend) CZV gehalte hebben en daardoor minder geschikt zijn voor de verwijdering via bijvoorbeeld actief kool. Bovendien kunnen de aanwezigheid van andere contaminanten de schuimvorming verbeteren en zo de verwijdering van PFAS positief beïnvloeden (Roest et al., 2021).

Voor andere oppervlakte-actieve stoffen dan PFAS en sommige PFAS is aangetoond dat een hogere zout concentratie kan zorgen voor een verhoogde afscheiding van deze stoffen in de schuimfractie (Riegel et al., 2020; Burns et al., 2021; Tow et al., 2021). Dat maakt dat deze techniek geschikt is om concentraatstromen met hoge zoutconcentraties effectief te behandelen (Burns et al., 2021; Tow et al., 2021).

Effecten van temperatuur en druk op behandelingsproces is op het moment van schrijven nog niet bekend (Roest et al., 2021).

FINANCIËLE ASPECTEN

Op basis van informatie van leden van het BC wordt de installatiekost voor een vaste installatie voor 20 m³/u ingeschat op 4 900 000 EUR. De installatiekosten voor ozofractionatie kunnen mogelijk hoger zijn door de nood van een ozon productie-eenheid. Hiervoor zijn op het moment van schrijven geen kostprijsgegevens voor beschikbaar. In het geval van mobiele opstellingen voor schuimfractionatie kan een containeropstelling gehuurd worden. Op basis van leveranciersinformatie worden de kosten hiervoor ingeschat op 10 000 EUR/maand voor de behandeling van 3 m³/h en tot 30 000 – 45 000 EUR/maand voor behandelingen van 20 – 40 m³/h. De kosten per m³/u behandeld zal afnemen met stijgende capaciteiten en wanneer grotere fractionatievaten kunnen worden gebruikt (Leveranciersinformatie, 2022; Input leden BC, 2022).

Afhankelijk van de toepassing van schuimfractionatie of ozofractionatie kan de werkingskost variëren tussen 0,25 – 1 EUR/m³ behandeld water. Deze kosten worden hoofdzakelijk toegewezen aan het elektriciteitsverbruik nodig voor de circulatiepompen en de gasinjectie (Input leden BC, 2022). De afvalverwerking van de schuimfractie zorgt voor een bijkomende kost voor deze technieken. Door Roest et al. (2021) wordt een inschatting gemaakt van de noodzakelijke verwerkingskosten van 0,025 - 0,11 EUR/m³ behandeld voor meertrapsschuimfractionatie en 5 - 20 EUR/m³ voor ozofractionatie. Door de grote volumereductie die mogelijk is (zie verder) met meertrapsschuimfractionatie zijn de kosten voor de afvalverwerking van de geconcentreerde schuimfractie zeer beperkt. De noodzakelijke contacttijden zijn vooral afhankelijk van de influent concentraties van PFAS, gewenste eindconcentraties en de aanwezigheid van andere contaminanten (Arcadis, 2021). Indien optimalisatie voor korte keten PFAS noodzakelijk is, zijn er additionele kosten voor de toevoeging van oppervlakte-actieve stoffen met een kost van 3 – 8 EUR/kg. Door de beperkte noodzakelijke hoeveelheid zijn deze kosten eerder beperkt (Vo et al., 2023). Bijkomende kosten kunnen toegewezen worden aan transport, reiniging en onderhoud (Input leden BC, 2022). De economische voordelen van deze techniek zijn mogelijk het meest uitgesproken bij de behandeling van bedrijfsafvalwater of bemalingswater met hoge concentratie PFAS (Held & Reinhard, 2020). Indien een nabehandelingsstap met actief kool of ionenwisseling nodig is, zijn hier bijkomende kosten aan verbonden. Daarnaast zijn er bijkomende kosten voor de noodzakelijke monitoring voor de sturing van de waterbehandeling (Wanninayake, 2021; zie paragraaf 4.1.1).

MILIEU-IMPACT

Er ontstaat een geconcentreerde schuimfractie die PFAS bevat dat verder behandeld of vernietigd moet worden (Arcadis, 2021). De omvang van de schuimfractie bedraagt typisch 0,0025% van het influent voor schuimfractionatie en 0,5 – 2% van het influent voor ozofractionatie (Roest et al., 2021). De hoeveelheid van de afvalfractie wordt hoofdzakelijk bepaald door de hoeveelheid van PFAS dat dient verwijderd te worden (Leveranciersinformatie, 2022). In afvalwaterstromen met beperkte PFAS-concentraties en eenvoudige matrices zoals bijvoorbeeld bemalingswater is een reductie van PFAS-houdende schuimfractie mogelijk tot 0,00000025%. Concreet komt dit neer op 10 l PFAS-houdende schuimfractie op 40 000 m³ verwerkt afvalwater (Leveranciersinformatie, 2022). In een specifieke case voor de behandeling van 1000 m³ grondwater verontreinigd met hoge concentratie lange keten PFAS wordt ingeschat dat er slechts 0,6 l PFAS-houdende schuimfractie wordt gevormd door toepassing van meertrapsschuimfractionatie. In cases voor de behandeling van percolaatwater van stortplaatsen met hoge concentratie PFAS wordt bij de behandeling van 30 000 m³ afvalwater een PFAS-houdende schuimfractie van 0,2 – 1 m³ verwacht. Indien nog een nabehandelingsstap zoals actief kool of ionenwisseling nodig is om voldoende lage concentratie korte keten PFAS te halen, ontstaat er nog een PFAS-houdend adsorbens afvalfractie (Roest et al., 2021). Desalniettemin zal de hoeveelheid van het gevormde PFAS-houdend adsorbens significant lager zijn dan wanneer deze op zichzelf zou worden toegepast. De geconcentreerde schuimfractie kan rechtstreeks verbrand worden of mogelijk nog nabehandeld worden via vacuümverdamping (zie 3.4.1.7) om de afvalfractie verder te reduceren (Input leden BC; Yadav et al., 2022). Dit laatste is enkel zinvol voor toepassingen met hoge debieten en hoge PFAS concentraties waardoor grote hoeveelheden PFAS-houdende schuimfractie gevormd wordt (Input

leden BC, 2022). In recente cases wordt ook gekeken naar PFAS afbraak-/destructietechnieken zoals superkritische wateroxidatie (SCWO) om de PFAS in de schuimfractie in-situ af te breken.

Door de injectie van gas in het systeem bestaat de mogelijkheid tot luchtmissies van PFAS. Dit is op het moment van schrijven nog niet verder onderzocht (Input leden BC, 2022). Wanneer de PFAS-houdende gasbellen geen schuim vormen, maar openspatten aan het vloeistofoppervlak kunnen mogelijk PFAS-houdende aerosolen gevormd worden (Tow et al., 2021). Om deze mogelijke emissies te vermijden heeft de leverancier van deze techniek uit voorzorg een actief kool filter voor de afgezogen lucht van het vacuüm extractiesysteem voorzien. Hun labotesten hebben geen PFAS emissies in deze lucht gedetecteerd (Leveranciersinformatie, 2022).

Bij schuimfractionatie is het energieverbruik beperkt en wordt ingeschat op 0,1 – 0,7 kWh/m³ behandeld (Roest et al., 2021; Leveranciersinformatie, 2022). Het elektriciteitsverbruik nodig voor de circulatiepompen en de gasinjectie bepalen de grootste deel van het energieverbruik (Input leden BC, 2022). De grootte van het energieverbruik wordt voornamelijk bepaald door de ketenlengte van de PFAS die behandeld worden. Lange keten PFAS worden vaak met kortere cyclustijden behandeld waardoor het energieverbruik lager ligt dan voor korte keten PFAS die vaak langere cyclustijden nodig hebben in het proces. In het geval van ozofractionatie is er een bijkomend energieverbruik door de ozongenerator (Riegel et al., 2020). Waardoor het energieverbruik kan variëren tussen 2,5 – 7 kWh/m³ behandeld (Riegel et al., 2020).

Bij schuimfractionatie zijn in tegenstelling tot GAC en ionenwisseling geen bijkomende hulpstoffen nodig omdat enkel omgevingslucht gebruikt wordt bij de gasinjectie. Dit gecombineerd met de grote volumereductie van meertrapsfractionatie en klein energieverbruik maakt de impact van deze techniek op het milieu beperkt. Bij de optimalisatie voor verwijdering van korte keten PFAS kan de toevoeging van hulpstoffen zoals polymeren of oppervlakte-actieve stoffen nodig zijn. Bij ozofractionatie wordt ozon gebruik dat ter plaatse geproduceerd kan worden van omgevingslucht of op basis van vloeibaar zuurstof (Roest et al., 2021).

VOOR- EN NADELEN VAN DE TECHNIEK

Tabel 11: Voor- en nadelen van schuimfractionatie en ozofractionatie voor PFAS verwijdering.

Voordelen	Nadelen
Grote volumereductie mogelijk (40 000:1 tot 40 000 000:1) bij meertrapsfractionatie	Geconcentreerde PFAS-houdende schuimfractie moet nog verder verwerkt worden
Efficiënte eerste verwijderingsstap voor lange keten PFAS in hoge concentraties	Hoog energieverbruik bij ozofractionatie
Beperkt energieverbruik voor schuimfractionatie	Minder geschikt voor verwijdering korte keten PFAS voor schuimfractionatie, maar optimalisatie is mogelijk
Geen gebruik van hulpstoffen. Bij optimalisatie voor korte keten PFAS kunnen additieven toegevoegd worden	Onzekerheid over de volledigheid van de afbraak en geassocieerde luchtmissies bij verbranding van geconcentreerde PFAS-houdende schuimfractie ¹⁴

¹⁴ Dit wordt verder behandeld in de BBT-studie 'Beste Beschikbare Technieken ter beperking van PFAS luchtmissies'.

Voordelen	Nadelen
Specifieke verwijdering van enkel oppervlakte-actieve stoffen	
Bijkomende oxidatie van co-contaminanten bij ozofractionatie zonder competitie met PFAS	

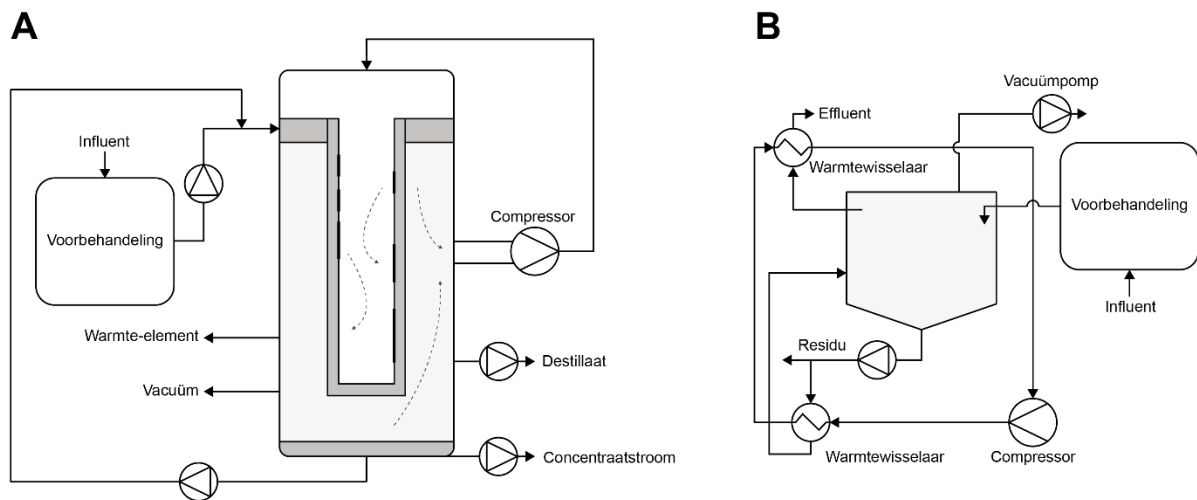
KENNISHIATEN

- Het moet verder onderzocht worden of er luchtmissies van PFAS kunnen ontstaan bij het toepassen van deze techniek;
- De meest geschikte nabehandeling voor de geconcentreerde PFAS-houdende schuimfractie moet nog nader bepaald worden;
- Verbetering van verwijderingsefficiënties van korte keten PFAS;
- Er is meer onderzoek nodig naar opschaling van deze techniek voor toepassingen op grote schaal;
- Optimalisatie van de fractionatie-opstelling die nodig is om verschillende afvalwaterstromen te behandelen.

3.4.1.7 INDAMPEN/VACUÛMVERDAMPING

ALGEMENE BESCHRIJVING

Indamping is een techniek waarbij het volume van afvalwaterstromen verder kan gereduceerd worden door het verwijderen van water via verdamping. In deze techniek blijven de niet-vluchtige componenten achter in de geconcentreerde restfractie en wordt het gezuiverde water via destillatie teruggewonnen. Vluchtige verbindingen kunnen niet afgescheiden worden in deze installatie en hebben een aparte (na)behandeling nodig. In de meeste gevallen is de restfractie een concentraatstroom, maar in specifieke toepassingen waar gestreefd wordt naar zero liquid discharge (ZLD) is een bijkomende kristallisatiestap of droogstap nodig om de opgeloste stoffen te kristalliseren en de laatste waterfractie te verwijderen (Tow et al., 2021; WASS, 2010). Een mogelijke uitvoeringsvorm is mechanische damp recompressie eventueel gecombineerd met vallende-filmverdamping (Figuur 20A). Vacuümindampen (Figuur 20B) is een andere uitvoeringsvorm, waarbij gewerkt wordt met een vacuümverdamer met warmtepomp. Deze laatste uitvoeringsvorm is geschikt voor de behandeling afvalwater met eerder lage debieten en hoge concentraties (Input leden BC, 2022; Tow et al., 2021). Bij de huidige technieken wordt de warmte die vrijkomt bij de condensatie van het gezuiverde water teruggewonnen en terug ingezet voor de verdamping van het te behandelen water. Hierdoor kan het totale energieverbruik gereduceerd worden (WASS, 2010).



Figuur 20: Vereenvoudigde schematische weergave van (A) mechanische damp recompressie en (B) vacuümverdamer (gebaseerd op WASS, 2010).

Meer gedetailleerde beschrijvingen van mechanische dampcompressie en vacuümverdamping zijn terug te vinden in onderstaande technische fiche:

[WASS - Indampen](#)

STAND VAN DE TECHNIEK

De techniek is reeds een gevestigde techniek voor het concentreren van (afval)waterstromen in verscheidende sectoren zoals voedingsindustrie, farmaceutische sector, petrochemie, oppervlaktebehandeling van metalen, etc. Voor de specifieke verwijdering van PFAS bevindt de technologie zich op het moment van schrijven in de pilootfase met beperkte toepassingen op grote schaal (TRL 7 – 9) (Input leden BC, 2022; Riegel et al., 2020; Roest et al., 2021; Tow et al., 2021). De technologie is op zichzelf of in combinatie met plasma destructie commercieel beschikbaar, specifiek voor PFAS verwijdering (Riegel et al., 2020). In Vlaanderen wordt op het moment van schrijven deze techniek door verschillende bedrijven en studie bureaus onderzocht op de verwijdering van PFAS. Er zijn verschillende cases waar dit reeds op pilotschaal verder onderzocht wordt. In een specifieke case, in een Vlaams bedrijf voor oppervlaktebehandeling van metalen, werd vacuümverdamping toegepast voor intern waterhergebruik, maar niet specifiek voor PFAS verwijdering. In deze case werd een effectieve afscheiding van PFAS in de concentraatstroom vastgesteld (Input leden BC, 2022). Er zijn meerdere textielbedrijven en bedrijven voor oppervlaktebehandeling van metalen in Vlaanderen waar geconcentreerde deelstromen afzonderlijk opgevangen en ingedampt worden voorafgaand aan externe verwerking. Dit is hoofdzakelijk gericht op andere componenten zoals vlamvertragers en zware metalen, maar dit zou eveneens realiseerbaar zijn voor PFAS (Input leden BC, 2022). In de Verenigde Staten zijn op het moment van schrijven enkele installaties specifiek voor de verwijdering van PFAS op grote schaal opgestart (Input leden BC, 2022).

De opschaling van de techniek wordt beperkt door een hoog energieverbruik per behandeld volume (Input leden BC, 2022). Op basis van bovenstaande informatie alsook informatie aangeleverd door de leden van het BC, zou indamping/vacuümverdamping over het algemeen toepasbaar zijn op bedrijfsafvalwater. Dit kan hoofdzakelijk toegepast worden als onderdeel van een behandelingstrein voor de verwijdering van PFAS, in combinatie met andere technieken, die reeds zorgen voor een volumereductie van de te behandelen stroom. Echter dient dit voor elke specifieke situatie bevestigd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel aanvullende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de matrix en de gewenste eindconcentraties. Een belangrijk aandachtspunt hierbij is de verdere behandeling van de gevormde concentraatstromen. In de meeste gevallen zullen deze

concentraatstromen op het moment van schrijven bij beperkte volumes rechtstreeks worden verbrand (Input leden BC, 2022).

ONTWERP EN UITVOERING VOOR PFAS VERWIJDERING

Deze techniek vereist een grote hoeveelheid energie in de vorm van thermische of elektrische energie afhankelijk van de gekozen techniek (Input leden BC, 2022; Tow et al., 2021). Daardoor wordt deze techniek vaak enkel toegepast op stromen met beperkte volumes. Het kan onder andere toegepast worden in combinatie met andere volumereductie technieken zoals membraan gebaseerde technieken, omdat hier reeds een beperkte concentraatstroom geproduceerd wordt (Input leden BC, 2022). Op basis van informatie van de leden van het BC wordt ingeschat dat stromen met een capaciteit tot 3 m³/u verwerkt kunnen worden met deze techniek waarbij de volumes van de behandelde stromen verder gereduceerd kunnen worden met 80 – 98% (Roest et al., 2021; Tow et al., 2021). Desalniettemin kunnen beschikbare commerciële installaties debieten van 0,05 – 100 m³/u behandelen. Doordat deze techniek zorgt voor de vorming van concentraatstromen waarin de concentratie van bijvoorbeeld chlorides toenemen, dient aandacht besteed te worden aan het risico van corrosie. Afhankelijk van de toepassing kunnen hierdoor hoogwaardige materialen noodzakelijk zijn voor het vervaardigen van de installatie, wat de kosten verder kan verhogen (Input leden BC, 2022; WASS, 2010). Bij opschaling van de techniek dient aandacht besteedt te worden aan de overdracht van PFAS naar het destillaat door schuimvorming of meesleep van druppels. Deze overdracht van PFAS kan beperkt of behandeld worden door toepassing van antischuimmiddelen en demisters (Input leden BC, 2022).

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE EN KORTE KETEN VS. LANGE KETEN

De verwijderingsefficiëntie is afhankelijk van het type PFAS. Voor de meeste PFAS kunnen concentraties in het destillaat onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS bekomen worden en worden typisch verwijderingsrendementen van 99% gerealiseerd (Input leden BC, 2022). Op basis van labo- en pilootproeven kon bepaald worden dat deze techniek geschikt is voor de behandeling van stromen met totaal PFAS concentraties tussen 20 – 1000 µg/l. Bij hogere influent concentraties zouden bijkomende nabehandeling van het distillaat nodig zijn om resterende 1% te verwijderen tot onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS (Input leden BC, 2022). Deze techniek kan zowel korte als lange keten PFAS efficiënt verwijderen (Input leden BC, 2022; Roest et al., 2021). Op basis van laboproeven kon vastgesteld worden dat verschillende korte keten PFAS efficiënt tot boven de 99% verwijderd konden worden (Input leden BC, 2022). De verwijderingsefficiëntie is hoofdzakelijk afhankelijk van de vluchtigheid van de aanwezige PFAS, waardoor ze meer of minder gevoelig zijn voor het overgaan in het destillaat. Over het algemeen kan aangenomen worden dat PFCA's beter verwijderd kunnen worden dan PFSA's die op hun beurt beter verwijderd worden dan perfluoralkylamides (Input leden BC, 2022).

Tijdens het indampen blijven de PFAS achter in de concentraatstroom door hun beperkte vluchtigheid (Roest et al., 2021). Op basis van labo- en pilootproeven werd bepaald dat sommige PFAS toch aanwezig zijn in het destillaat waaronder enkele perfluoralkylamides zoals MePFBSA (Input leden BC, 2022). Het wordt verwacht dat vluchtige precursoren zoals fluortelomeeralcoholen minder efficiënt verwijderd kunnen worden met deze techniek (Roest et al., 2021). Afhankelijk van het type PFAS in het influent en de influentconcentraties kunnen bijkomende nabehandelingen van het destillaat nodig zijn om concentraties lager dan 0,1 µg/l voor individuele PFAS te bereiken (Riegel et al., 2020).

In de concrete case van een Vlaams bedrijf voor oppervlaktebehandeling van metalen werd PFAS hoofdzakelijk verwijderd via de ionenwisselingsharsen die ingezet werden voor de terugwinning van metalen. Afhankelijk van het behandelde water konden resterende PFAS concentraties gemeten worden in het effluent van de ionenwisseling dat verder behandeld werd via een vacuümverdampers. In het destillaat van de vacuümverdampers werden geen resterende PFAS concentraties boven de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS vastgesteld.

Het destillaat werd intern hergebruikt en het concentraat werd afgevoerd voor verbranding (Input leden BC, 2022).

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

Over het algemeen heeft de aard van de matrix geen specifieke invloed op de verwijderingsefficiëntie van PFAS (Input leden BC, 2022; Roest et al., 2021). Hierdoor is deze techniek mogelijk geschikt voor bedrijven met complexe, geconcentreerde, maar beperkte afvalwaters die niet eenvoudig te behandelen zijn via de courant gebruikte technieken zoals GAC of ionenwisselingsharsen of waar lozing niet mogelijk is.

- **Opgeloste stoffen** zoals Fe, Mn en zouten kunnen neerslaan op het oppervlak van de warmtewisselaar waardoor de warmteoverdracht gereduceerd wordt (Input leden BC, 2022; Riegel et al., 2020).
- Door het concentreren van **hoge concentratie zouten** kan corrosie een probleem vormen (Input leden BC, 2022; WASS, 2010).
- Niet alle stromen kunnen verwerkt worden via deze techniek. Stromen waarin hoge concentraties **vluchtige gehalogeneerde stoffen** aanwezig zijn kunnen niet behandeld worden (Input leden BC, 2022).
- De verwijdering van PFAS lijkt beter te verlopen bij hogere **pH**. Bij een hogere pH is de fractie van geladen PFAS moleculen in de oplossing groter dan bij een neutrale pH en verdampen ze daardoor moeilijker over naar het destillaat. Op basis van laboproeven werd vastgesteld dat bij een pH van 12 de meeste PFAS efficiënt verwijderd worden via deze techniek. Enkel MePFBSA werd slechts voor 50% verwijderd bij deze pH (Input leden BC, 2022).

FINANCIËLE ASPECTEN

Op het moment van schrijven zijn slechts beperkte gegevens over de financiële aspecten beschikbaar. Investeringskosten voor een vacuümverdamer kunnen sterk variëren en zijn afhankelijk van de specifieke situatie. Deze investeringskosten worden in de Studie concentraatstromen ingeschat op 88 000 – 2 300 000 EUR (Derden et al., 2023). De werkingskosten worden hoofdzakelijk bepaald door het energieverbruik. Deze worden ingeschat op 10 - 40 EUR/m³ behandeld water. De verwerking van de gevormde concentraatstromen/restfracties worden ingeschat op 700 – 2000 EUR/ton (Input leden BC, 2022). Afhankelijk van de aard van de matrix kan het economischer zijn om de te verwerken stromen eerst op te concentreren via indamping in vergelijking met klassieke adsorptietechnieken. De energiekosten moeten hier afgewogen worden ten opzichte van kosten van materiaalverbruik en verwerkingskosten van afgevoerde stromen (Input leden BC, 2022). In situaties waar voldoende restwarmte beschikbaar is, kunnen de energiekosten verder worden gedrukt. Gezien de hoge investeringskost, is deze techniek enkel rendabel bij een minimale capaciteit (Derden et al., 2023). Daarnaast zijn er bijkomende kosten voor de noodzakelijke monitoring van het destillaat voor de sturing van de waterbehandeling (zie paragraaf 4.1.1). Afhankelijk van de samenstelling van de matrix kunnen de investerings- en operationele kosten hoger zijn doordat bijkomende voorbehandelingen noodzakelijk zijn (Roest et al., 2021).

¹⁵ Deze kosten werden ingeschat op basis van gegevens voor de energiecrisis. Met hogere energieprijzen kunnen deze kosten hoger liggen.

MILIEU-IMPACT

Deze techniek zorgt voor een significante reductie van de PFAS-houdende fractie tot 2 - 20% van het influent dat verder behandeld of verbrand dient te worden (Input leden BC, 2022; Tow et al., 2021). Doordat deze techniek vaak reeds op een (sterk) geconcentreerde stroom wordt toegepast kan de concentratie PFAS in de gevormde afvalfractie zeer hoog zijn. Deze hoge concentratie kan mogelijk nadelig zijn bij de verdere verwerking doormiddel van verbranding waar de impact op de emissies van PFAS naar lucht momenteel nog onduidelijk zijn (zie paragraaf 3.4.2.2).

Door de verdamping van vluchtige PFAS zijn emissies van PFAS naar de lucht mogelijk (Input leden BC, 2022; Tow et al., 2021). Ondanks de mogelijkheden tot het terugwinnen van energie tijdens de condensatie van het destillaat wordt deze techniek gekenmerkt door een hoog energiegebruik. Het energieverbruik is afhankelijk van welk type installatie wordt toegepast. Voor warmtepomp vacuümverdamers wordt dit ingeschat op 130 - 250 kWh/m³ (Leveranciersinformatie, 2022; WASS, 2010). Voor mechanische damp recompressie wordt het energieverbruik lager ingeschat op 50 – 60 kWh/m³ (Leveranciersinformatie, 2022; Riegel et al., 2020).

VOOR- EN NADELEN VAN DE TECHNIEK

Tabel 12: Voor- en nadelen van indamping/vacuümverdamping voor de verwijdering van PFAS.

Voordelen	Nadelen
Significante reductie van PFAS-houdende restroom (5:1 – 50:1)	Hoog energieverbruik
Lagere verwerkingskosten van afgevoerde reststromen	Hoge investerings- en operationele kosten
Efficiënte verwijdering van lange en korte keten PFAS	Sommige vluchtige PFAS worden minder efficiënt verwijderd
Beperkte invloed van de matrix	PFAS emissies naar lucht mogelijk
	PFAS-houdende afvalstof wordt gevormd die afgevoerd en verwerkt moet worden
	Onzekerheid over de volledigheid van de afbraak en geassocieerde luchtmissies bij verbranding van PFAS-houdende concentraatstroom/afvalstof ¹⁶

KENNISHIATEN

- Verwijderingsrendementen voor specifieke PFAS;
- Welke PFAS aanwezig kunnen zijn in het destillaat;
- Kosten/baten analyse voor PFAS verwijdering.

¹⁶ Dit wordt verder behandeld in de BBT-studie 'Beste Beschikbare Technieken ter beperking van PFAS luchtmissies'.

3.4.2 AFBRAAK-/DESTRUCTIETECHNOLOGIE

3.4.2.1 NIET-THERMISCH PLASMABEHANDELINGSTECHNOLOGIE

ALGEMENE BESCHRIJVING

Een plasma is een hoog energetische toestand van een gas. Deze toestand komt tot stand door de toevoeging van thermische of elektrische energie waarbij een mix ontstaat van ionen, hoog energetische vrije elektronen, fotonen en radicalen. In de meeste gevallen wordt gewerkt met een inert gas zoals argon, lucht of zuurstof verrijkte lucht. Voor verwijdering van pollutanten uit waterstromen op basis van plasmatechnologie wordt over het algemeen gewerkt met niet-thermisch plasma. Dit niet-thermisch plasma wordt gekenmerkt door een niet-thermodynamisch evenwicht, hierbij hebben de elektronen een hoger energie niveau dan de rest van de gasfase. Concreet betekent dit dat de elektronen zich op zeer hoge temperatuur (>10 000 K) bevinden, terwijl de overige bulk gasmoleculen zich op lage temperatuur bevindt dicht bij kamertemperatuur. Hierdoor kan het plasma behouden worden op lagere drukken met een lager energieverbruik als gevolg (Input leden BC, 2022; Nzeribe et al., 2019; Palma et al., 2022; Yadav et al., 2022). Het plasma wordt gecreëerd door de elektrische ontlading tussen twee elektrodes waarover een hoog spanningsverschil wordt aangelegd. Dit zorgt voor de productie van hoog reactieve reductieve en oxidatieve species zoals bijvoorbeeld hydroxyl-, zuurstof-, en waterstofradicalen, ozon, waterstof peroxide, vrije elektronen, geëxciteerde elektronen, ionen en fotonen die zorgen voor de afbraak van pollutanten (Input leden BC, 2022; Riegel et al., 2020; Yadav et al., 2022). De manier waarop de ontlading gecreëerd wordt, is afhankelijk van type reactor en opstelling die gebruikt wordt (Leung et al., 2022).

STAND VAN DE TECHNIEK

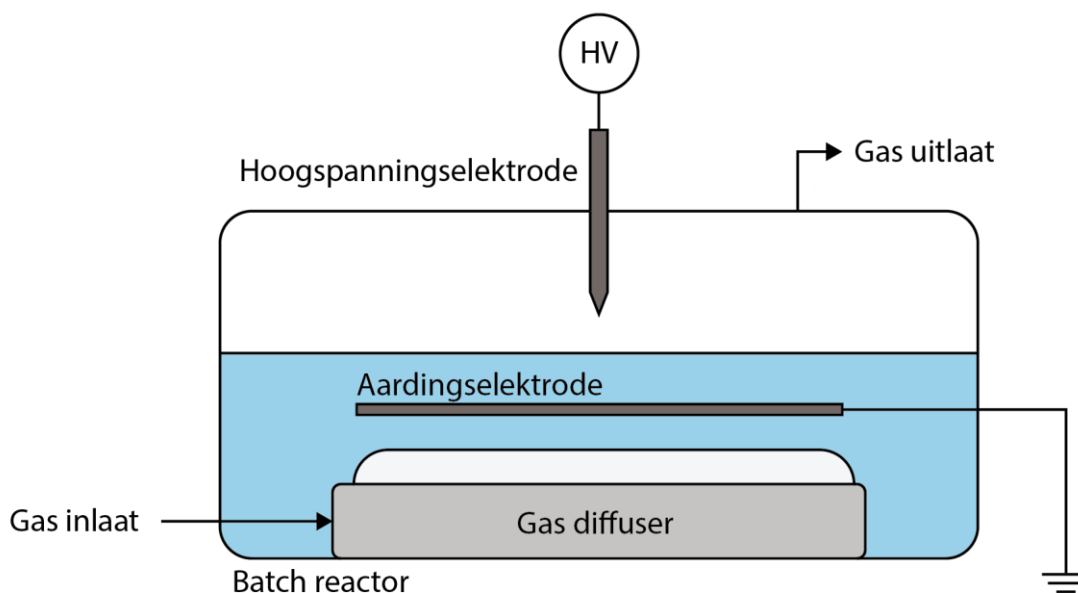
Op het moment van schrijven wordt de transitie waargenomen van experimenten op labo-/pilootschaal naar enkele potentiële commerciële toepassingen (TRL 6 – 8). Er zijn momenteel enkele buitenlandse leveranciers die niet-thermisch plasmareactoren commercieel aanbieden voor de verwijdering van verschillende componenten zoals fenol, lignine, furfural, pesticiden en farmaceutische componenten uit bedrijfsafvalwater. Er is een Australische leverancier die externe verwijdering van PFAS op basis van niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie kan uitvoeren of een mobiele installatie hiervoor ter beschikking kan stellen. Deze leverancier geeft aan dat hiermee grondwater, bemalingswater, brandblusafvalwater, percolaat van stortplaatsen en reeds behandeld water kan behandeld worden met deze techniek. Indien PFAS aanwezig is, kan het geconcentreerd worden voor de plasmabehandeling (Leveranciersinformatie, 2022). In Vlaanderen is er één leverancier die beschikt over een pilootopstelling waarin debieten getest kunnen worden tot 300 l/u. Met deze opstelling zijn reeds succesvolle testen gebeurd op de verwijdering van PFAS met niet-thermisch plasma. Deze leverancier geeft aan dat ze deze opstelling kunnen opschalen naar een installatie voor de behandeling van debieten van 0,5 tot 30 m³/u, afhankelijk van de te behandelen stroom voor verwijdering van PFAS. In de loop van 2023 wordt een inzetbare opschaling van deze technologie door een Vlaamse technologieleverancier verwacht. De installatie kan ingezet worden door het behandelen van lage en hoge concentratie PFAS. Deze niet-thermisch plasmabehandelingsinstallatie is beschikbaar in huurvorm of als vaste installatie (Input leden BC, 2022).

Op basis van bijkomende informatie van de leden van het BC zouden niet-thermisch plasmabehandelingstechnieken in theorie over het algemeen toepasbaar zijn op bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Echter dient dit voor elke specifieke situatie bevestigd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel aanvullende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de matrix en de gewenste eindconcentraties. De hogere geassocieerde investeringskosten en energieverbruik (zie verder) zijn potentieel limiterende factoren voor de toepassing op bemalingswater. Zeker in het geval van bemalingswater met korte looptijd. Niettegenstaande de hogere geassocieerde kosten wordt op basis

van leveranciersinformatie ingeschat dat in bepaalde situaties de totale kost per behandelde m³ water lager zijn dan de courant toegepaste adsorptietechnieken (Input leden BC, 2022).

ONTWERP EN UITVOERING VOOR PFAS VERWIJDERING

Er bestaat een grote variatie in het ontwerp van plasmareactoren voor de afbraak van pollutanten in water. Hoofdzakelijke verschillen in reactoren zijn: elektrode configuraties, elektrode materialen, aard van ontlading, aangelegde spanning en gebruikte gassen (Nzeribe et al., 2019; Palma et al., 2022). Afhankelijk van de opstelling en de positionering van de elektrodes (aardingselektrode en hoogspanningselektrode) kan de elektrische ontlading plaatsvinden net boven het vloeistofoppervlak (indirecte methode), in de vloeistoffase (directe methode) of in de vorm van gasbellen in de vloeistof (ITRC, 2021; Palma et al., 2022). De efficiëntie van niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie is afhankelijk van deze verschillende ontwerp- en procesparameters zoals reactortype, elektrodemateriaal, geleidbaarheid, aangelegde spanning, het type PFAS, gebruikt vermogen, pulsherhalingsfrequentie, pH, temperatuur, geleidbaarheid, type gas en gasinvoer (Nzeribe et al., 2019). De opstelling kan uitgevoerd worden in een batchreactor (Figuur 21) of een semi-continue uitvoering waarbij buffers voor en na de behandeling nodig zijn. Het influent van de semi-continue uitvoering kan op deze manier meerdere malen over de zelfde reactor geleid worden. In deze doorstroomreactoren betreffen de reactietijden slechts enkele (milli)seconden, maar wordt een hogere reactietijd bekomen door het afvalwater verschillende keren door de reactor te laten stromen (Input leden BC, 2022). Dit biedt flexibiliteit naar verwijderingsefficiëntie van het systeem, maar beperkt het debiet dat kan verwerkt worden bij een groot aantal passages over de reactor. Typische reactietijden die gehanteerd worden in batchreactoren zijn 30 tot 120 min (Palma et al., 2022). Op basis van leveranciersinformatie kan de opstelling voor doorstroomreactoren eveneens ingebouwd worden in mobiele containeropstellingen waarmee debieten van 0,5 m³/u tot 30 m³/u behandeld kunnen worden afhankelijk van de te behandelen stromen. Grotere debieten zoals bijvoorbeeld bij bemalingen kunnen verwerkt worden door meerdere installaties parallel in te zetten (Input leden BC, 2022).



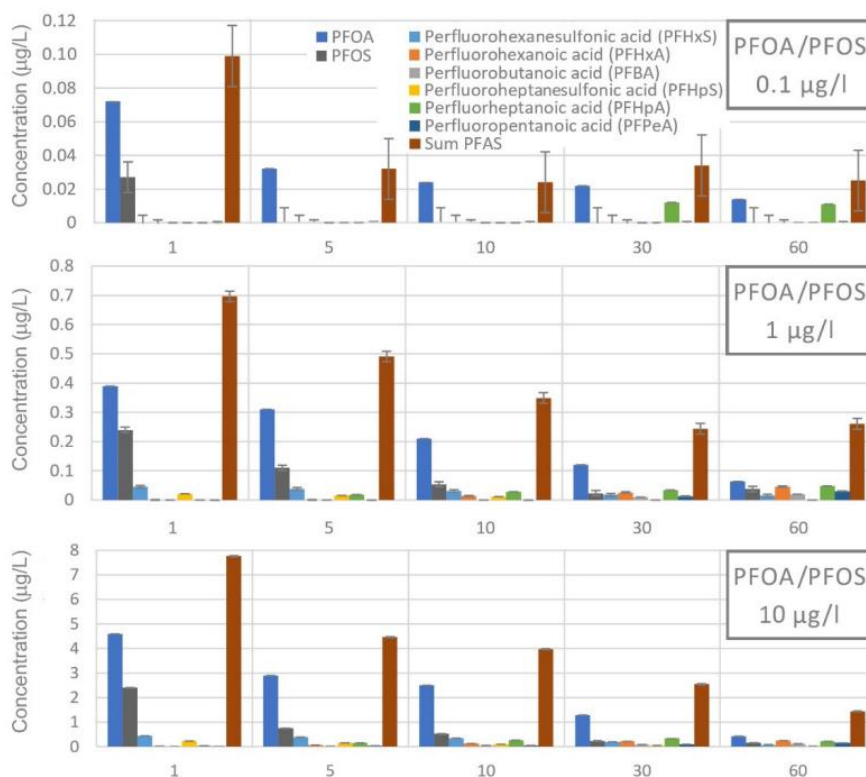
Figuur 21: Vereenvoudigde schematische weergave van een voorbeeld van een batchreactoropstelling van niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie voor de verwijdering van PFAS.

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE EN KORTE KETEN VS. LANGE KETEN

Het degradatiemechanisme van PFAS door middel van niet-thermisch plasma wordt op het moment van schrijven nog verder onderzocht. Er zijn hypothetische afbraakmechanismes voorgesteld in de literatuur (ITRC, 2021; Meegoda et al., 2020). Het ene mechanisme spreekt over het splitsen van de

koolstofluorverbindingen waarbij directe afbraak in gasvormige restproducten zoals koolstofdioxide wordt gerealiseerd zonder het vormen van kortere PFCA's. Andere hypothesen geven aan dat er een stapsgewijze reductie/oxidatie kan plaatsvinden van de originele PFAS molecule, waarbij er steeds kortere PFAS gevormd worden. Vervolgens worden deze kortere PFAS volledig afgebroken door verdere oxidatie- en reductiereacties indien de reactietijd voldoende lang is. De gevormde intermediaire moleculen zijn onder andere: instabiele perfluoralylradicalen, perfluoralcoholen en -ketonen. (ITRC, 2021; Singh et al., 2019). Bij volledige mineralisatie zouden de PFAS volledig afgebroken worden tot CO₂, H₂O, HF en SO₄²⁻ (Input leden BC, 2022; Liu et al., 2022a).

Niet-thermisch plasma kan onder de juiste omstandigheden zowel korte keten als lange keten PFAS efficiënt verwijderen. In vergelijking met lange keten PFAS is voor korte keten PFAS een langere contacttijd noodzakelijk om deze volledig af te breken. Dit kan gerealiseerd worden door meerdere passages over een reactor, grotere reactoren of verdere optimalisatie van plasma/reactor parameters. Dit is inherent aan de degradatiemechanismen waarbij langere keten PFAS eerst afgebroken worden ter vorming van kortere keten PFAS die op hun beurt verder worden afgebroken. Concreet betekent dit dat de concentratie van korte keten PFAS tijdens de reactie eerst zullen toenemen voordat ze verder zullen afnemen met toenemende reactietijd (Singh et al., 2019; Khan et al., 2022). Echter zal de totale PFAS concentratie steeds afnemen tijdens dit proces, wat aantoont dat ook complete degradatie zal optreden (Khan et al., 2022). Bovendien zou met deze technologie mogelijk ook ultrakorte keten PFAS afgebroken worden met de juiste procescondities en indien voldoende reactietijd in de reactor plaatsvindt (Input leden BC, 2023). De PFAS transformatie en concentratieverloop van verschillende PFAS tijdens niet-thermisch plasma gebaseerde degradatie van een PFOS/PFOA mengsel wordt geïllustreerd in Figuur 22.



Figuur 22: PFAS transformatie in kortere keten PFAS en concentratie verloop van verschillende PFAS tijdens de niet-thermisch plasma gebaseerde degradatie van een PFOA/PFOS mengsel bij verschillende startconcentraties en reactietijden (Khan et al., 2022).

Bij een reactietijd van 60 min in een batchreactor kan 90% van PFOS en PFOA afgebroken worden waarbij meer dan 50% afgebroken wordt tijdens de eerste 5 – 10 min (Khan et al., 2022). De degradatie van PFOS

blijkt efficiënter te verlopen dan die van PFOA. Wanneer dezelfde experimenten uitgevoerd worden op grondwaterstalen werden beperktere reducties in PFAS tot 70% waargenomen (Khan et al., 2022).

De bepalende factor in de PFAS verwijderingsefficiëntie is de reactietijd van het proces (Khan et al., 2022). Figuur 22 toont aan dat bij beperkte contacttijden resterende kortere keten PFAS kunnen achterblijven in het effluent door onvolledige mineralisatie van de gevormde korte keten PFAS (Kahn et al., 2022; Riegel et al., 2020; Yadav et al., 2022). In onderzoek naar de gevormde bijproducten bij degradatie van PFOA en PFOS door niet-thermisch plasma werd de aanwezigheid van PFHpA, PFHxA en PFPeA vastgesteld. De concentraties van deze bijproducten waren 10% van de concentraties van de gedegradeerde PFOA en PFOS, wat significant lager is dan de korte keten PFAA's gevormd in andere degradatieprocessen (Nzeribe et al., 2019; Stratton et al., 2017). In recenter onderzoek werden naast deze PFAS ook nog PFHpS, PFHxS, PFBA en PFBS, en korte keten organische zuren zoals TFA, azijnzuur en mierenzuur waargenomen (Khan et al., 2022; Singh et al., 2019). In de gasfase werden bijkomend ook cyclische perfluoralkanen als degradatieproducten in beperktere mate waargenomen zoals perfluorcyclobutaan en perfluorcyclohexaan (Palma et al., 2022).

Huidig onderzoek heeft zich vooral gefocust op de effectieve degradatie van lange keten PFAS zoals PFOS en PFOA en op het moment van schrijven is het onderzoek naar de degradatie van korte keten PFAS nog beperkt (Khan et al., 2022; Liu et al., 2022a; Meegoda et al., 2020; Palma et al., 2022). Over het algemeen kan besloten worden dat voor een vaste reactietijd lange keten PFAS een hogere verwijderingsefficiëntie hebben dan korte keten PFAS. De waargenomen verwijderingsefficiënties zijn zeer variabel en afhankelijk van de gekozen opstelling. Waarden van >90% - 99,9% zijn haalbaar voor lange keten PFAS en de waarden 0% - 99,9% zijn zeer uiteenlopend voor korte keten PFAS (Nau-Hix et al., 2021; Palma et al., 2022). Een langere reactietijd, meerdere passages door de reactor of het toevoegen van kationische oppervlakte-actieve stoffen kan zorgen voor betere een verwijderingsefficiëntie voor korte keten PFAS tot meer dan 88% (Nau-Hix et al., 2021; Palma et al., 2022). PFSA's worden sneller afgebroken dan PFCA's met eenzelfde aantal koolstoffen bij gelijke beginconcentraties. Op basis van leveranciersinformatie zouden lange keten PFAS met concentraties van 20 µg/l (>C8) efficiënt afgebroken kunnen worden tot concentraties lager dan 0,02 µg/l. Voor korte keten PFAS is bijkomend onderzoek nodig om dit te bepalen (Input leden BC, 2023). Pilootschaalproeven hebben aangetoond dat in principe de meeste individuele gefluoreerde organische verbindingen volledig (tot beneden de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS) afgebroken kunnen worden indien de verblijftijden hoog genoeg zijn. Door de reactorconfiguraties in serie te plaatsen en afhankelijk van zowel de influent concentraties als de gewenste eindconcentraties kunnen verwijderingsrendementen bekomen worden die volstaan om dit te realiseren. Deze reactorconfiguraties en bijhorende verwijderingsrendementen kunnen verder aangepast worden in functie van specifieke matrices (Input leden BC, 2022).

De toepassing van niet-thermisch plasma zou efficiënter zijn dan andere afbraak-/destructietechnologieën zoals elektrochemische oxidatie, geavanceerde reductieprocessen en sonolyse (Yadav et al., 2022; zie HOOFDSTUK 7).

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

In de literatuur wordt aangegeven dat de verwijderingsefficiëntie van PFAS voor een groot deel niet wordt beïnvloed door de aard van de matrix (ITRC, 2021; Yadav et al., 2022). De review van Palma et al. 2022 beschrijft de invloed van pH, geleidbaarheid, nitraat concentratie en opgeloste organische stoffen op de degradatie van PFAS met niet-thermisch plasma:

- Tijdens de afbraak van PFAS met niet-thermisch plasma kan de pH afnemen met toenemende reactietijd. De mate van pH-afname is afhankelijk van het reactortype en de gebruikte gasfase. De sterkste pH-afnames worden waargenomen bij het gebruik van een stikstofatmosfeer. De pH-afname kan uiteindelijk een negatief effect hebben op de afbraak van PFAS (Palma et al.,

2022; Leung et al., 2022). De initiële pH en de pH-evolutie zijn daarom belangrijke controleparameters in het proces. Bij zeer lage pH kan CaOH toegevoegd worden als base (Input leden BC, 2023);

- Afhankelijk van de gebruikte opstelling kan de **geleidbaarheid** een invloed hebben op de efficiëntie van de niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie. Bij hogere geleidbaarheid werden lagere verwijderingsefficiënties waargenomen (Palma et al., 2022). Door de reactorconfiguraties en elektrodeafstanden aan te passen in functie van de geleidbaarheid kunnen de gewenste verwijderingsefficiënties bekomen worden (Input leden BC, 2022);
- **Nitraat** reageert zeer effectief met de hoog reactieve elektronen in het gevormde plasma waardoor deze niet kunnen reageren met PFAS en deze geen bijkomende reactieve species meer kunnen produceren. Dit heeft over het algemeen voor een negatief effect op de PFAS verwijderingsefficiëntie. Hoge nitraatconcentraties in bedrijfsafvalwater kunnen daardoor een limiterende factor zijn voor de verwijdering van PFAS met niet-thermisch plasma (Palma et al., 2022).
- Niet-thermisch plasma zorgt voor de niet-selectieve degradatie van **opgeloste organische** componenten (Palma et al., 2022). Hierdoor is een gelijktijdige afbraak van andere pollutanten en CZV mogelijk tijdens het proces. Een algemene daling van CZV met 20% - 60% werd vastgesteld (Input leden BC, 2022). Deze bijkomende CZV verwijdering heeft geen rechtstreekse invloed op de PFAS verwijderingsefficiëntie zelf, maar wel een invloed op de capaciteit van het gehele systeem (Input leden BC, 2022).
- Op basis van leveranciersinformatie wordt aangeraden een zandfiltratie uit te voeren voor het proces om de reactoren te beschermen tegen hoge concentratie **zwevende stoffen** (Input leden BC, 2022).

De beperkte invloed van de matrix maakt deze techniek geschikt voor zuivering van afvalwater/bemalingswater met complexe, geconcentreerde samenstelling (vb. hoge concentratie organische stoffen, zeer hoge zoutconcentraties, extreme pH, ...) en beperkte capaciteit die niet eenvoudig te behandelen zijn via de courant gebruikte technieken zoals GAC of ionenwisselingsharsen of waar lozing niet mogelijk is.

FINANCIËLE ASPECTEN

Op het moment van schrijven zijn slechts beperkte gegevens beschikbaar over de financiële aspecten. Op basis van leveranciersinformatie worden de kosten voor het energieverbruik ingeschat op 0,5 – 2 EUR/m³ behandeld. De energie-efficiëntie zal toenemen naar mate de installatie groter wordt, waardoor de geassocieerde kosten relatief zullen afnemen (Input leden BC, 2022). De investeringskosten zijn meerdere malen hoger dan deze voor GAC, maar de verbruiks-, onderhouds- en verdere verwerkingskosten liggen bij GAC dan weer hoger in vergelijking met niet-thermisch plasmabehandelingstechnieken (Input leden BC, 2022). De investeringskosten voor een vaste installatie zijn sterk afhankelijk van de capaciteit en de gemiddelde PFAS concentratie die behandeld dient te worden (Input leden BC, 2023). Op basis van leveranciersinformatie wordt ingeschat dat in bepaalde situaties de totale kost per behandelde m³ water lager zijn dan de courant toegepaste adsorptietechnieken. Daarnaast zijn er bijkomende kosten voor de noodzakelijke monitoring voor de sturing van de waterbehandeling (zie paragraaf 4.1.1). Afhankelijk van de samenstelling van de matrix kunnen de investerings- en operationele kosten hoger zijn doordat bijkomende voorbehandelingen noodzakelijk zijn.

MILIEU-IMPACT

De degradatie van PFAS via niet-thermisch plasma vereist enkel energie en geen bijkomende toevoeging van grondstoffen doordat de hoog reactieve reductieve en oxidatieve species gevormd worden door de elektrische plasmaontlading. Er is echter een grote hoeveelheid energie noodzakelijk voor de productie van het niet-thermisch plasma. Het energieverbruik is sterk afhankelijk van de opstelling en uitvoering van de techniek. De geassocieerde energieverbruiken die waargenomen worden zijn zeer uiteenlopend gaande van 1 – 100 kWh/m³ (Palma et al., 2022). Bijkomend onderzoek is noodzakelijk om de totale energievraag bij volledige afbraak van PFAS vast te stellen. Afhankelijk van het reactortype kan de gasinvoer van een inert gas zoals helium of argon noodzakelijk zijn. Bij atmosferisch niet-thermisch plasma wordt lucht gebruikt eventueel aangereikt met zuurstof (Khan et al., 2022; Palma et al., 2022). Op basis van operationele testen met doorstroomreactoren door de leverancier blijken de energieverbruiken te variëren te tussen ongeveer 1kWh/m³ voor stromen met beperkte PFAS belading en ongeveer 5 - 15 kWh/m³ voor stromen met hoge PFAS belading (>10 µg/l) (Input leden BC, 2022 & 2023).

De afbraak van PFAS zorgt voor de productie van HF waarvoor een afgasbehandeling mogelijk noodzakelijk is zoals een scrubber met NaOH om deze zure afgassen te neutraliseren (Palma et al., 2022; Riegel et al., 2020). Gezien de beperkte PFAS-concentraties zijn de gevormde HF concentraties echter beperkt (Input leden BC, 2022). Bij hoge Ca²⁺ concentraties (>500 mg/L) in het behandelde afvalwater kan er CaF₂ gevormd worden (Input leden BC, 2023). Onvolledige afbraak leidt tot de vorming van kortere keten PFAS in het effluent, die mogelijk moeilijker te verwijderen zijn door nageschakelde technieken (Leung et al., 2022; Palma et al., 2022).

Het moet verder onderzocht worden of er luchtemissies van PFAS optreden tijdens het proces.

VOOR- EN NADELEN VAN DE TECHNIEK

Tabel 13: Voor- en nadelen van niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie voor de verwijdering van PFAS.

Voordelen	Nadelen
Efficiënte verwijdering van lange keten PFAS	Hoge initiële investeringskosten
Beperkte invloed van de matrix	Potentieel hoger energieverbruik bij sterk verontreinigde stromen
Lagere totale verbruik-, onderhouds- en werkingskosten (in vergelijking met GAC en andere technieken)	Bij onvoldoende lange verblijftijd bij de toepassing van niet-thermisch plasma kunnen korte keten PFAS of ultrakorte keten PFAS gevormd worden
Andere organische pollutanten worden mee gedegrademd	
Geen resterende PFAS-houdende afvalstof of concentraatstroom	

KENNISHIATEN

- Beperkte (publieke) informatie over concrete cases voor de toepassing op bedrijfsafvalwater en grondwater/bemalingswater;

- Inzichten in verwijderingsefficiëntie van korte keten PFAS;
- Inzichten op totale energieverbruik van volledige PFAS mineralisatie;
- Inzichten in de vorming van korte en/of ultrakorte keten PFAS bij onvoldoende verblijftijd in de reactor.

3.4.2.2 THERMISCHE DEGRADATIE EN VERBRANDING

ALGEMENE BESCHRIJVING

Verbranding wordt gedefinieerd als de destructie (mineralisatie) van pollutanten door middel van warmte in de aanwezigheid van zuurstof. De warmte wordt rechtstreeks in contact gebracht met de vloeibare stromen in een verbrandingsinstallatie. Er zijn verschillende uitvoeringen van verbrandingsovens die gebruikt worden voor afvalverbranding zoals roosterovens, wervelbedovens en draaitrommelovens. Parameters die hierbij belangrijk zijn om een hoge destructie-efficiëntie te bereiken zijn verbrandingstemperatuur, verblijftijd en turbulentie. Typische waarden die hier gehanteerd worden zijn 600 – 1000°C en 2 – 4 seconden verblijftijd (EPA, 2020). De verschillende type ovens hebben elk hun eigen typische mogelijkheden op vlak van deze parameters. Naast verbranding zijn er nog enkele andere veelgebruikte verwerkingsmethodes voor thermische degradatie van afval zoals “smoldering” of pyrolyse, maar deze technieken verwerken typisch geen vloeibare afvalstromen, waardoor deze hier niet verder behandeld worden (Hofman & Berghmans, 2021; Longendyke et al., 2022).

STAND VAN DE TECHNIEK

Verbranding is een bewezen techniek voor de destructie van pollutanten in verschillende soorten vaste en vloeibare afvalstromen (ITRC, 2020). Daarnaast is verbranding eveneens een gevestigde techniek voor de specifieke destructie van PFAS in vaste en vloeibare afvalstromen (TRL 8-9). Bovendien wordt op het moment van schrijven verbranding beschouwd als het meest efficiënte destructieproces voor PFAS (Hofman & Berghmans, 2021) dat op commerciële schaal wordt toegepast in Vlaanderen. In Vlaanderen zijn er verschillende cases waar (een deelstroom van) afvalwaterstromen afgevoerd worden voor verbranding. Voorbeelden werden hier geregistreerd bij bedrijven die aan externe behandeling doen van afvalwater, een bedrijf voor oppervlaktebehandeling van metalen, productiebedrijven, en een recyclagebedrijf. De toepassing van deze techniek op afvalwaterstromen werd ook bevestigd door enkele studie bureaus.

Naast het afvoeren van vloeibare afvalstromen naar klassieke afvalverbrandingsinstallaties, wordt er in sommige gevallen in Vlaanderen ook geopteerd om (een deel van) het PFAS-houdend afvalwater te laten verbranden in een cementoven omdat hier hoge temperaturen tot 2000°C kunnen bereikt worden. In deze ovens wordt het afvalwater niet aan de massa toegevoegd, maar rechtstreeks geïnjecteerd aan de vlam. Hierdoor kan een verblijftijd van 2 seconden bij 1400 - 2000°C gegarandeerd worden. Ten slotte zijn er twee cases bekend waar een deel van het PFAS-houdend afvalwater mee verbrand wordt in de thermische naverbrander van de afgasbehandelingsinstallatie (Input leden BC, 2022). Momenteel worden er via niet-geaccrediteerde emissiemetingen uitgevoerd. Echter dient dit nog getoetst te worden met een geaccrediteerde meetmethode.

Over het algemeen is deze techniek toepasbaar voor zeer beperkte volumes bedrijfsafvalwater. De hoge kosten geassocieerd met deze techniek (zie verder) zijn een limiterende factor voor de toepassing op grote capaciteiten bedrijfsafvalwater en bemalingswater. In de case van een productiebedrijf wordt 35 m³/maand afgevoerd voor verbranding in een cementoven. De maximale jaarlijkse capaciteit aan input van afvalstoffen bedraagt 300.000 ton. Daarnaast is er ook een beperkte capaciteit aan vloeibare afvalstromen dat kan verwerkt worden in de beschikbare (afval)verbrandingsovens in Vlaanderen (Input leden BC, 2022).

ONTWERP EN UITVOERING VOOR PFAS VERWIJDERING

Op het moment van schrijven is verbranding de belangrijkste destructietechniek die op grote schaal toegepast wordt in Vlaanderen voor vast en vloeibaar PFAS-houdend afval (Input leden BC, 2022). De installatie waarin het PFAS-houdend afval verbrand wordt, is algemeen ontworpen voor de verbranding van verschillende afvalstromen, maar er wordt benadrukt dat in deze verbrandingsovens PFAS efficiënt afgebroken kunnen worden indien dit plaatsvindt bij de juiste verbrandingstemperatuur, verblijftijd en turbulentie (Input leden BC, 2022). De verbranding van afvalwaterstromen wordt uitgevoerd in draaitrommelovens. Er zijn indicaties dat roosterovens minder geschikt zijn voor de verbranding van vloeibare stromen (Riegel et al., 2020). Voor afvalstromen met concentraties van PFOS en derivaten van meer dan 50 mg/kg moet volgens de POP-verordening de vernietiging of onomkeerbare omzetting van de POP's verzekerd worden, en is dit slechts met behandelingen en met de beperkingen vernoemd in bijlage V van de verordening. Verbranding (D10) is één van de geschikte behandelingen vermeld in bijlage V van de verordening (ECHA, 2022b). Op het moment van schrijven is er in de POP-verordening slechts een concentratiegrens opgenomen voor PFOS en niet voor andere PFAS. Er lopen initiatieven op EU-niveau om concentratiegrenzen voor onder meer PFOA en PFHxS en hun zouten toe te voegen (1 mg/kg; 40 mg/kg voor gerelateerde verbindingen die ernaar kunnen ontbinden).

Deze techniek wordt op het moment van schrijven steeds toegepast in off-site afvalverbrandingsovens of cementovens. Daardoor vereist deze techniek steeds het transport van het afvalwater naar de site waar de verbranding uitgevoerd wordt. Enkel in specifieke cases waar een deel van het PFAS-houdend afvalwater mee verbrand wordt in de thermische naverbrander van de afgasbehandelingsinstallatie, worden deze op de site zelf behandeld (Input leden BC, 2022).

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE EN KORTE KETEN VS. LANGE KETEN

De consensus heerst dat hoge verbrandingstemperaturen van meer dan 1000°C noodzakelijk zijn om PFAS af te breken bij een specifieke verblijftijd en turbulentie (Longendyke et al., 2022). Winchell et al. (2020) geven een overzicht van noodzakelijke temperaturen en condities om efficiënt PFAS af te breken (Tabel 14).

Tabel 14: Overzicht van noodzakelijk verbrandingstemperaturen en condities voor de destructie van PFAS op basis van recente literatuur (Winchell et al., 2020).

SOURCE	TEMPERATURE NOTED	COMMENTARY
Pancras et al. (2016)	1,000–1,200°C	High-temperature incineration is required for complete PFOS degradation
Kucharzyk et al. (2017)	1,000°C or greater	High-temperature incineration is required to destroy PFAS adsorbed to spent activated carbon
USEPA (2020c)	1,000°C	Studies found PFOA is removed to nondetect levels using laboratory-scale combustion experiments
UNEP (2019a)	1,100°C	Combustion at hazardous waste incineration process parameters (2 s residence time at temperature) is the most appropriate way to handle PFOS waste
Ross et al. (2018)	1,100°C	High temperatures are required for destruction of gas-phase PFAS
ITRC (2020)	1,000°C or greater	PFAS destruction can be achieved at high temperature

Bij de volledige destructie van PFAS wordt de volledige molecule gedefluoreerd en omgezet naar HF, CO/CO₂, water en/of zwavel moleculen (Longendyke et al., 2022). Afhankelijk van de aard van de PFAS zijn over het algemeen temperaturen boven de 1000 – 1200 °C voldoende om deze te mineraliseren. Echter werd vastgesteld dat verschillende PFAS niet in dezelfde mate worden afgebroken bij éénzelfde verbrandingstemperatuur (Hofman & Berghmans, 2021). Over het algemeen wordt onderstaande volgorde van thermische stabiliteit verondersteld (Bakker et al., 2021):

PFCs¹⁷ > PFSA's > PFCA's > PFECA's¹⁸ > FTOH's > PFASA's¹⁹

Op basis van enkele concrete voorbeelden kan onderstaande volgorde worden gesteld:

CF₄ > C₂F₆ > PFOS > PFOA > 6:2 FTOH > PFOSA

CF₄ is de meest thermisch stabiele component waarvoor temperaturen van 1440 °C bij 1s verblijftijd nodig zijn om deze voor 99,99% af te breken. Voor C₂F₆ is dit 961°C. Echter treedt er reeds degradatie van beide parameters op bij lagere temperaturen van respectievelijk 1100°C en 750°C (Bakker et al., 2021). De toevoeging van additieven zoals calcium voor de neutralisatie van HF kan zorgen voor zowel een snellere mineralisatie als een verlaging van de benodigde destructietemperatuur (Hofman & Berghmans, 2021; Tow et al., 2021). Over het algemeen wordt aangenomen dat met de geschikte verbrandingsinstallaties een destructie verwijderingsefficiëntie voor target PFAS van >99,99% kan bereikt worden voor zowel lange als korte keten PFAS (Hofman & Berghmans, 2021; Input leden BC, 2022). Belangrijk hierbij is een onderscheid te maken tussen target destructie en volledige destructie. Target destructie is de transformatie van partieel gefluoreerde originele PFAS waardoor deze specifieke PFAS in concentratie afneemt of niet meer detecteerbaar is. Volledige destructie betekent mineralisatie of volledige defluorering van PFAS waarbij enkel CO/CO₂, SO₂, HF en water wordt gevormd (Longendyke et al., 2022; Weber et al., 2023).

Bij onvolledige mineralisatie worden kortere keten PFAS als bijproducten gevormd die in de bodemassen, vliegassen of afgassen terecht kunnen komen. De belangrijkste bijproducten die ontstaan bij hoge temperaturen (>800°C) die in de literatuur vermeld worden zijn: CF₄, CHF₃, C₂F₆, C₂F₄, C₃F₆, TFA, en andere ultrakorte en korte keten PFAS (Bakker et al., 2021; Hofman & Berghmans, 2021; Longendyke, et al., 2022). Bakker et al. (2021) en Hofman & Berghmans (2021) gaan dieper in op de aard en samenstelling van deze gevormde bijproducten. Het type en concentratie aan gevormde bijproducten is afhankelijk van temperatuur, zuurstofbeschikbaarheid, verblijftijd, katalysatoren, etc. Indien hoge concentraties PFAS behandeld worden, kunnen eveneens spoorconcentraties van de originele PFAS worden geëmitteerd (Hofman & Berghmans, 2021). Bijkomend onderzoek is nodig om de aard en samenstelling van de gevormde bijproducten en de condities waarin deze gevormd worden verder te bepalen.

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

De matrix van de te behandelen afvalwaterstromen heeft geen invloed op de verwijdering van PFAS tijdens het verbrandingsproces, waardoor geen specifieke voorbehandelingen op de te behandelen afvalwaterstroom noodzakelijk zijn (Riegel et al., 2020; Roest et al., 2021). Door de hoge kosten geassocieerd met deze techniek en beperkte beschikbare capaciteit is het wel aangeraden om concentrerende voorbehandelingstechnieken zoals bijvoorbeeld coagulatie/flocculatie (3.4.1.4), membraan gebaseerde technieken (3.4.1.5), schuim-/ozofractionatie (3.4.1.6) of indamping (3.4.1.7) toe te passen om het volume van de PFAS-houdende stromen die verbrand moeten worden te verkleinen (Riegel et al., 2020). Deze techniek is een potentiële techniek voor bedrijven met complexe, geconcentreerde, maar beperkte afvalwaters die niet eenvoudig te behandelen zijn via de courant gebruikte technieken zoals GAC of ionenwisselingsharsen, waar lozing niet mogelijk is en waar verder concentreren niet (meer) mogelijk is.

¹⁷ Volledig gefluoreerde perfluoralkyl verbindingen

¹⁸ Per- en polyfluoralkylethercarbonsuren

¹⁹ Perfluoralkylsulfonamides

FINANCIËLE ASPECTEN

De afvoer en verwerkingskosten zijn hoog en worden ingeschat op 700 – 2000 EUR/m³ (Input leden BC, 2022; Roest et al., 2021). Daardoor is het toepassen van deze technieken op afvalwater enkel haalbaar voor beperkte volumes (Input leden BC, 2022). Naast de verbranding zelf worden de kosten ook beïnvloed door nageschakelde afgasbehandeling die noodzakelijk is (Riegel et al., 2021).

MILIEU-IMPACT

De milieu-impact voor verbranding van PFAS-houdend afvalwater wordt hoofdzakelijk bepaald door het transport, de verbranding zelf, de afgasbehandeling en de mogelijke bijkomende brandstof nodig om de verbranding te ondersteunen. De verbranding van PFAS-houdende afvalwaterstromen is een energie-intensief proces dat geassocieerd wordt met emissies zoals CO, CO₂, SO_x, NO_x, dioxines, zware metalen en HF, maar potentieel ook PFAS-degradatieproducten die niet volledig gemineraliseerd zijn (ITRC, 2020; Input leden BC, 2022; Riegel et al., 2020). Op het moment van schrijven is de volledigheid van de afbraak van PFAS en potentieel gevormde restproducten nog niet volledig gekend (Hofman & Berghmans, 2021; ITRC, 2020; Input leden BC, 2022). Bijkomende afgasbehandeling is noodzakelijk om de emissies van dergelijke PFAS degradatieproducten te beperken. Sommige van de gevormde bijproducten zoals CF₄ en C₂F₆ zijn zeer krachtige broeikasgassen met global-warming potential van 5700 en 11 900, respectievelijk (Hofman & Berghmans, 2021; Wanninayake, 2021). Bij de volledige destructie van PFAS wordt de volledige molecule gedefluenceerd en omgezet naar HF en CO/CO₂. Het gevormde HF wordt vaak via een nabehandeling met basen geneutraliseerd. Het gevormde CO₂ wordt vaak verwijderd via scrubbers in de afgasbehandeling (Hofman & Berghmans, 2021).

VOOR- EN NADELEN VAN DE TECHNIEK

Tabel 15: Voor- en nadelen van thermische degradatie en verbranding voor de verwijdering van PFAS.

Voordelen	Nadelen
Hoge destructie verwijderingsefficiëntie (>99,99%)	Energie-intensief proces
Efficiënte verwijdering van lange en korte keten PFAS	Hoge verwerkingskosten
Geen invloed van de matrix	Vorming van ultrakorte keten PFAS, korte keten PFAS en andere bijproducten bij onvolledige mineralisatie. Onzekerheid over de volledigheid van de afbraak en geassocieerde luchtmissies bij verbranding van PFAS-houdende concentraatstroom/afvalstof ²⁰
	Bepaalde verwerkingscapaciteit voor vloeibare afvalstromen in huidige installaties

²⁰ Dit wordt verder behandeld in de BBT-studie 'Beste Beschikbare Technieken ter beperking van PFAS luchtmissies'.

KENNISHIATEN

- Kennis over de graad van destructie dat optreedt en de optimale condities op vlak van temperatuur, verblijftijd, turbulentie en chemische condities die nodig zijn om deze mineralisatie te bekomen;
- Aard een hoeveelheid van gevormde PFAS-bijproducten in het verbrandingsproces en in welke mate deze voorkomen in luchtmissies;
- Capaciteiten die verwerkt kunnen worden in de geschikte en beschikbare ovens.

3.5 VERGELIJKEND OVERZICHT VAN DE TECHNIEKEN

Tabel 16 geeft een samenvattend overzicht van de verschillende technieken die besproken werden in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2. Deze overzichtstabel laat toe een snelle vergelijking te maken tussen de verschillende technieken op basis van de criteria die in vorige paragrafen per techniek behandeld werden. Bovendien maakt deze tabel de mogelijkheid om de meest geschikte technologie(ën) te selecteren voor de behandeling van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater voor elke specifieke situatie. Karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater is steeds noodzakelijk om deze gebalanceerde keuze te ondersteunen. Daarnaast kunnen in bepaalde situaties aanvullende, verkennende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de matrix en de gewenste eindconcentraties noodzakelijk zijn om deze keuze van de techniek of combinatie van technieken verder te ondersteunen. Deze tabel mag niet als een losstaand gegeven gebruikt worden, maar moet steeds in het globale kader gezien worden dat geschetst werd in hoofdstuk 3. Dit betekent dat men zowel rekening dient te houden met de inhoud van de tabel en de beschrijving van de waterbehandelings technieken in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2.

Onderstaande paragrafen geven een korte toelichting bij de inhoud van de criteria in Tabel 16: Vergelijkend overzicht van de scheidings-/concentratietechnieken en afbraak-/destructietechnieken voor de behandeling van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater.

STAND VAN DE TECHNIEK

In deze kolom wordt telkens de TRL op de stand van de techniek specifiek voor de verwijdering van PFAS vermeld. Deze TRL geeft een inschatting van de schaal, marktrijpheid of fase in de ontwikkeling naar de markt van een techniek. Tabel 3 in hoofdstuk 3.4 geeft een kort overzicht van de betekenis van deze TRL's.

TOEPASBAARHEID

De toepasbaarheid geeft aan of de betreffende techniek over het algemeen kan toegepast worden op bedrijfsafvalwater en/of bemalingswater:

- “-“: niet toepasbaar op bedrijfsafvalwater/bemalingswater;
- “+“: toepasbaar op bedrijfsafvalwater/bemalingswater.

Dit dient echter voor elke specifieke situatie afzonderlijk geëvalueerd te worden door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater en eventueel bevestigd te worden door aanvullende, verkennende labo-/piloottesten. Het is mogelijk dat deze technieken in specifieke situaties toch niet toepasbaar zijn voor bepaalde afvalwaters/bemalingswaters door de aard van de matrix, specifieke plaatsbeperkende en/of tijdsbeperkende factoren.

ONTWERP EN UITVOERING VOOR PFAS VERWIJDERING

Deze kolommen geven twee belangrijke procesparameters mee die geassocieerd worden met de betreffende techniek wanneer die specifiek voor de verwijdering van PFAS toegepast wordt:

- EBCT of verblijftijd van de techniek uitgedrukt in minuten of seconden;
- Capaciteit die behandeld kan worden door de techniek uitgedrukt in m³/u;
- Volumereductie van de resterende PFAS-houdende fractie ten opzichte van het influent.

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE

De PFAS verwijderingsefficiëntie voor korte keten en lange keten PFAS uitgedrukt in %. De weergegeven waarden zijn een samenvatting van de beschrijvingen in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2. De PFAS verwijderingsefficiënties die bereikt kunnen worden met een specifieke techniek zijn afhankelijk van een

groot aantal factoren waaronder het type PFAS, influent concentratie, aard van de matrix en aard van de gebruikte opstelling/uitvoeringsvorm alsook het beheer ervan.

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

In deze sectie van het vergelijkend overzicht van de technieken wordt voor enkele specifieke parameters aangegeven of de betreffende techniek goed kan omgaan met de aanwezigheid van die parameters in het behandelde water, waarvoor een voorbehandeling mogelijk noodzakelijk is:

- “-“: De techniek kan niet goed omgaan met en ondervindt negatieve effecten van een hoge concentratie van de betreffende parameter op de verwijderingsefficiëntie van PFAS;
- “-/+“: De specifieke aard van de parameter bepaald of de techniek goed kan omgaan met een hoge concentratie van de betreffende parameter. De techniek ondervindt al dan niet een negatief effect van een hoge concentratie van de betreffende parameter op de verwijderingsefficiëntie van PFAS. Het effect is afhankelijk van de specifieke aard van de parameter;
- “+“: De techniek kan goed omgaan met en ondervindt geen effect of mogelijk een positief effect van een hoge concentratie van de betreffende parameter op de verwijderingsefficiëntie van PFAS.

Het betreft de parameters ZS, Fe/Mn, CZV/specifieke organische stoffen, hoge geleidbaarheid en pH. In het geval van pH wordt aangegeven of de pH een invloed kan hebben op de verwijderingsefficiëntie van PFAS (“-“) of niet (“+”).

KOSTEN

Op basis van de beschrijving in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2 wordt een relatieve inschatting gemaakt van de investeringskosten (CAPEX) en operationele kosten (OPEX) van elk van de technieken uitgedrukt in een aantal “€”-symbolen:

- “€”: Beperkte kosten;
- “€€”: de techniek leidt tot een verhoging van de kosten, de bijkomende kosten worden over het algemeen haalbaar geacht en staan in een redelijke verhouding ten opzichte van de gerealiseerde milieuwinst;
- “€€€”: de techniek leidt tot een significante verhoging van de kosten, de bijkomende kosten zijn mogelijk niet haalbaar in alle situaties, maar afhankelijk van de situatie kunnen de kosten opwegen ten opzichte van de toepassing van alternatieve technieken. In de meeste gevallen staan de kosten in een redelijke verhouding ten opzichte van de gerealiseerde milieuwinst;
- “€€€€”: de techniek leidt tot een zeer hoge kosten, de bijkomende kosten zijn niet haalbaar in alle situaties. Enkel in een beperkt aantal situaties kunnen de kosten opwegen ten opzichte van de toepassing van alternatieve technieken en staan de kosten in een redelijke verhouding ten opzichte van de gerealiseerde milieuwinst.

MILIEU-IMPACT

Deze sectie van het vergelijkend overzicht van de technieken geeft een overzicht van de globale milieupact van de techniek op het verbruik van energie, productie van afval, emissies naar lucht, verbruik van chemicaliën en ketenaspecten. Deze milieucompartmenten worden verder toegelicht in hoofdstuk 3.6:

- “-“: negatief effect;

- “0”: geen/verwaarloosbare impact;
- “+”: positief effect.

Tabel 16: Vergelijkend overzicht van de scheidings-/concentratietechnieken en afbraak-/deconstructietechnieken voor de behandeling van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater.

Techniek	Stand van de techniek	Toepasbaarheid		Ontwerp en uitvoering			Verwijderingsefficiëntie		Matrixeffecten					Kosten		Milieu-impact				
		Bedrijfs-afvalwater	Bemalings-water	EBCT/verbleeftijd	Capaciteit	Volumereductie	Korte keten PFAS	Lange keten PFAS	ZS	Fe/Mn	CZV	Geleidbaarheid	pH	CAPEX	OPEX	Energie	Afval	Lucht	Chemicaliën	Ketenaspecten
Actief kool	TRL 9	+	+	15-45 min ²¹	0,1-100 m ³ /u	10.000 - 100.000:1	<50 - 99% ²²	90 -100%	-	-	-	nb ^{23,24}	-/+	€ ²⁵	€€ - €€€	0	-	0	0	-
Ionenuitwisselings-harsen	TRL 9	+	+	2-10 min ²⁶	0,1-100 m ³ /u	30.000- 1.000.000:1	90 - >99% ²⁷	90 - >99%	--	-	- /+ ²⁸	-	0 ²⁹	€ ³⁰	€€ - €€€	0	-. ³¹	0	0	-
Natuurlijk oppervlakte gemodificeerde kleimineralen/zeolieten	TRL 5 - 7 (klei)	+	+	2-15 min	0,1-100 m ³ /u	20.000 – 400.000:1 ³²	90-99% ³³	99%	-	-	-/+	-/+	+	€ ³⁴	€€	0	-. ³⁵	0	0	-/0
	TRL 4 - 6 (zeoliet)																			

²¹ In sommige situaties kan dit oplopen tot 60 min

²² Indien de waterbehandeling gestuurd wordt op de PFAS-parameter die eerst zal doorbreken (vb. PFBA) kunnen in sommige situaties korte keten PFAS incl. PFBA eveneens met hoog rendement verwijderd worden

²³ nb = niet bepaald

²⁴ Er zijn indicaties dat hoge chloride concentraties een negatieve invloed kunnen hebben om de verwijdering van PFAS via GAC

²⁵ Indien huurfilters worden toegepast

²⁶ Kan afhankelijk van de situatie mogelijk variëren tussen 2 – 120 min met hogere verblijftijden voor meer complexe matrices

²⁷ Korte keten PFAS worden in vergelijking met lange keten PFAS minder efficiënt verwijderd, maar de verwijdering is efficiënter in vergelijking met GAC

²⁸ De competitie met CZV is vooral waarneembaar bij polyacrylharsen en in beperktere mate bij polystyreenharsen. Competitie wordt voornamelijk veroorzaakt door organische componenten met hoog moleculair gewicht, hoge ladingsdichtheid en een hoog gehalte aan aromaten. Bijvoorbeeld olie en grote organische moleculen moeten verwijderd worden voordat het water behandeld kan worden via ionenuitwisseling.

²⁹ Enkel bij zwakke basische ionenwisselaars kunnen er negatieve effecten van pH optreden wanneer deze waarden aanneemt van meer dan 7 – 8

³⁰ Indien huurfilters worden toegepast

³¹ Door de hogere adsorptiecapaciteit is de hoeveelheid PFAS-houdend afval minder i.v.m. GAC

³² Adsorptiecapaciteit is hoger in vergelijking met GAC waardoor hogere volumereductie mogelijk is. Deze inschatting geldt voor oppervlakte gemodificeerde kleimineralen.

³³ Korte keten PFAS worden in vergelijking met lange keten PFAS minder efficiënt verwijderd, maar de verwijdering is efficiënter in vergelijking met GAC

³⁴ Indien huurfilters worden toegepast

³⁵ Door de hogere adsorptiecapaciteit is de hoeveelheid PFAS-houdend afval minder i.v.m. GAC

Techniek	Stand van de techniek	Toepasbaarheid		Ontwerp en uitvoering			Verwijderingsefficiëntie		Matrixeffecten					Kosten		Milieu-impact				
		Bedrijfsafvalwater	Bemalingswater	EBCT/verblijftijd	Capaciteit	Volumereductie	Korte keten PFAS	Lange keten PFAS	ZS	Fe/Mn	CZV	Geleidbaarheid	pH	CAPEX	OPEX	Energie	Afval	Lucht	Chemicaliën	Ketenaspecten
Coagulatie/flocculatie	TRL 6 - 8	+	+	30-60 min	nb ³⁶	8000:1	40 – 60%	90-99,99%	+	+	+ ³⁷	nb	nb	€	€€€	-/0 ³⁸	-/+	0	-	-/0
Membraan gebaseerde technieken	TRL 9	+	+	nvt	0,1 – 1000 m ³ /u	3 – 5:1	50-99% (NF) ³⁹ >99% (RO)	95-99% (NF) >99% (RO)	--	- ⁴⁰	-/+	-/+	-/+	€€€	€€€	-	-	0	-	-
Schuimfractionatie en ozofractionatie	TRL 7 - 8	+	+	30-45 min	0,5-40 m ³ /u	40.000-40.000.000:1 (schuim) 50-200:1 (ozo)	0-50% (a) 36-99% (b) ⁴¹	99,5 – >99,99	+	+	+	+	nb	€€€ (vast) € (mobiel)	€ (vast) €€€ (mobiel)	-	+	-/0	0	0
Indampen/ Vacuümverdamping	TRL 7 - 9	+	-	nb ⁴²	0,05 – 100 m ³ /u	5-50:1	99%	99% ⁴³	+	-	+ ⁴⁴	+	+	€€€€	€€€€	- ⁴⁵	+	-	0	-/0

³⁶ In een case voor de behandeling van grondwater werd een debiet van 2 m³/u behandeld

³⁷ Hoge concentraties van ander oppervlakte-actieve stoffen zorgen voor de nood aan hogere dosis coagulant/reactant

³⁸ Indien er in de waterbehandelingstrein reeds een filtratiestap aanwezig is, zijn geen bijkomende filtratie-/sedimentatiestappen noodzakelijk

³⁹ De verwijderingsefficiëntie voor korte keten PFAS kan verbeterd worden door de juiste keuze van NF membranen

⁴⁰ Het wordt aangeraden om de Fe- en Mn-concentratie lager te houden dan 0,05 mg/l Fe en 0,02 mg/l Mn, respectievelijk.

⁴¹ (a) zonder optimalisatie voor korte keten PFAS en (b) met optimalisatie voor korte keten PFAS door wijziging procescondities en gebruik van additieven

⁴² In een case voor de externe behandeling van bedrijfsafvalwaters werd een verblijftijd van 36 min gehanteerd

⁴³ Vluchtige PFAS kunnen toch aanwezig zijn in het destillaat waaronder enkele perfluoralkylamides zoals MePFBSA en vluchtige FTOH

⁴⁴ Niet alle stromen kunnen verwerkt worden via deze techniek. Stromen waarin hoge concentraties vluchtige gehalogeneerde stoffen aanwezig zijn kunnen niet behandeld worden. Vluchtige stoffen in het algemeen kunnen niet afgescheiden worden via deze techniek.

⁴⁵ Een gedeelte van de energie kan teruggewonnen worden met mechanische damprecompressie. In situaties waar voldoende restwarmte beschikbaar is, kunnen de energiekosten verder worden gedrukt.

Techniek	Stand van de techniek	Toepasbaarheid		Ontwerp en uitvoering			Verwijderingsefficiëntie		Matrixeffecten					Kosten		Milieu-impact				
		Bedrijfsafvalwater	Bemalingswater	EBCT/verbliftijd	Capaciteit	Volumereductie	Korte keten PFAS	Lange keten PFAS	ZS	Fe/Mn	CZV	Geleidbaarheid	pH	CAPEX	OPEX	Energie	Afval	Lucht	Chemicaliën	Ketenaspecten
Niet-thermisch Plasmabehandelingstechnologie	TRL 6 - 8	+	-/+ ⁴⁶	30-120 min (batch) Enkele sec (doorstr.)	0,5 – 30 m ³ /u	nvt	0 – 99,9% ⁴⁷	90 – 99,9%	-	+	- /+ ⁴⁸	-/+	- /+ ⁴⁹	€€€€ ⁵⁰	€ - €€	-	+	-/0	0	0
Thermische degradatie En verbranding	TRL 8 - 9	+	-	2-4 s	nb ⁵¹	nvt	>99,99%	>99,99%	+	+	+	+	+	nvt ⁵²	€€€€	-	+	-	0	0

⁴⁶ Behandeling van bemalingswater is mogelijk bij relatief beperkte debieten indien de PFAS concentraties beperkt zijn. Het te behandelen debiet is afhankelijk van de concentraties in het influent.

⁴⁷ Bij geschikte opstellingen voor de toepassing van niet-thermisch plasma en voldoende lange contacttijd kunnen korte keten PFAS met hoge verwijderingsrendementen verwijderd worden.

⁴⁸ Deze bijkomende CZV verwijdering heeft geen rechtstreekse invloed op de PFAS-verwijderingsefficiëntie zelf, maar wel een invloed op de capaciteit van het gehele systeem

⁴⁹ De pH wordt niet noodzakelijk beïnvloed door een niet-thermisch plasma, maar in bepaalde gevallen kan een pH-afname tijdens de waterbehandeling een negatief effect hebben op de afbraak van PFAS.

⁵⁰ Kosten kunnen lager zijn bij huurvorm van de installatie (nog geen concrete informatie beschikbaar)

⁵¹ Op basis van een concrete case wordt er 35 m³/maand afgevoerd voor verbranding in een cementoven

⁵² In de meeste situaties wordt het bedrijfsafvalwater extern verbrand. In sommige gevallen kan de verbranding van deel van het afvalwater in de thermische naverbrander van de afgasbehandeling mogelijk zijn.

3.6 HANDVATEN VOOR DE TOEPASSING VAN ÉÉN OF EEN COMBINATIE VAN TECHNIEKEN VOOR DE ZUIVERING VAN PFAS

Deze paragraaf vat de belangrijkste aspecten van de verschillende technieken besproken in paragraaf 3.4 samen. Deze informatie kan als leidraad gebruikt worden bij het ontwerp en de implementatie van deze technieken voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater.

3.6.1 ACTIEF KOOL

TOEPASBAARHEID

In verschillende sectoren in Vlaanderen wordt actief kool, op het moment van schrijven, het meest toegepast voor de verwijdering van PFAS uit bedrijfsafvalwater en bemalingswater (TRL 9).

- toepasbaar in vaste en mobiele installaties;
- verblijftijden tussen 15 – 45 min, maar dit kan oplopen tot 60 - 120 min voor complexe matrices of korte keten PFAS;
- typisch debieten van 0,1 – 100 m³/u worden behandeld. Hogere debieten kunnen toegepast worden door gebruik van een vaste installatie of het in parallel plaatsten van meerdere mobiele filters zoals bijvoorbeeld bij bemalingen met hoge debieten;
- Mogelijkheid tot reactivatie van GAC.

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE

In de praktijk kunnen lange keten PFAS efficiënter verwijderd worden dan korte keten PFAS:

- Lange keten PFAS: >90% tot 100% (onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS);
- Korte keten PFAS: variabele rendementen van <50% - 99,9% afhankelijk van de aard van de matrix.

Indien de waterbehandeling correct gestuurd wordt op de PFAS-parameter die eerst zal doorbreken, kunnen in sommige situaties korte keten PFAS incl. PFBA met een hoog rendement verwijderd worden tot 99% of waar nodig zelfs 99,9%.

Technisch gezien kan GAC zorgen voor de verwijdering van PFAS tot onder de huidige rapportagegrenzen van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS in bedrijfsafvalwater en bemalingswater zolang er voldoende filters in serie worden geplaatst. Echter in de praktijk zal dit niet voor alle situaties haalbaar zijn gezien in bepaalde gevallen een (zeer) hoge hoeveelheid GAC nodig is, o.a. voor:

- bedrijfsafvalwater/bemalingswater met complexe matrices en hoge PFAS concentraties;
- bedrijfsafvalwater/bemalingswater met hoge concentraties korte keten PFAS zoals PFBA omdat hier snel doorbraak zal optreden.

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIEKEN

Onderstaande componenten kunnen een negatieve invloed hebben op de PFAS verwijdering bij de toepassing van GAC⁵³:

- Zwevende stoffen (> 10 – 30 mg/l);
- Organische stoffen/CZV (> 150 – 250 mg/l);
- Fe & Mn (> 5 – 10 mg/l);
- Het effect van pH is nog onduidelijk.

Korte keten PFAS zijn gevoeliger voor de interferentie met de matrix. Daarnaast wordt de interferentie van de matrix belangrijker naarmate de influent PFAS concentraties lager liggen.

Afhankelijk van de aard van de matrix kunnen specifieke voorbehandelingen noodzakelijk zijn om de efficiëntie van GAC te verbeteren en de werking ervan te beschermen (zie ook paragraaf 4.1.2). In de meeste gevallen worden GAC-filtraties minstens voorafgegaan door een zandfiltratie om zwevende stoffen te verwijderen. In het kader van bemalingen wordt bijkomend meestal een beluchte buffertank voor de zandfiltratie geplaatst om Fe en Mn te verwijderen. Deze beluchte buffertank maakt het bijkomend mogelijk om de wisselende debieten van bemalingswater te kunnen opvangen. Bij kort durende bemalingen (vb. 1 maand) (economische redenen) of bij retourbemalingen (praktische redenen) kan overwogen worden om geen beluchting en zandfilter toe te passen. Voor langere periodes van bemaling (vb. 4 tot 8 maanden) is dit wel aangewezen.

OPTIMALISATIE

Hieronder worden enkele punten samengevat die de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater met GAC in bepaalde situaties kan optimaliseren (voor korte keten PFAS):

- Proces sturen op PFAS die als eerste zal doorbreken (vb. PFBA);
- Proces sturen op doorbraak in de eerste filter in een lead-lag configuratie of voorlaatste filter indien meerdere filters in serie worden geplaatst;
- Standtijd voldoende kort houden/voldoende hoge wisselfrequentie;
- EBCT verhogen door debiet te verkleinen of grotere filters te gebruiken;
- Gebruik van specifieke GAC soorten afgestemd op het type PFAS aanwezig in het bedrijfsafvalwater/bemalingswater:
 - Korte keten PFAS: GAC op basis van steenkool⁵⁴ met groter aandeel micro poriën;
 - Lange keten PFAS: GAC op basis van steenkool⁵⁴ met groter aandeel meso- en macro poriën.

Het positief effect van specifieke GAC soorten valt mogelijk weg bij complexe matrices;

- Installeren van een toegewijde GAC-filter voor korte keten PFAS als laatste in serie in de zuiveringstrein, die niet mee wordt opgenomen in een doorschuifstelsel, en dus geen competitie ondervindt van lange keten PFAS en andere componenten, die reeds eerder uit de matrix verwijderd zijn;

⁵³ De waarden tussen haakjes achter de parameters zijn de waarden waaronder in de meeste gevallen geen noemenswaardige invloed meer ondervonden wordt van deze parameters en waarvoor mogelijk geen voorbehandelingen noodzakelijk zijn.

⁵⁴ In de meeste gevallen wordt gekozen voor actief kool op basis van steenkool voor de verwijdering van PFAS omdat deze goedkoper is en over het algemeen beter presteert dan andere basismaterialen. Desalniettemin zijn er ook niet-steenkool gebaseerde alternatieven die performant zijn voor de verwijdering van PFAS.

- Bij korte bemalingen de GAC filters dimensioneren zodat deze niet gewisseld hoeven te worden.

De wisselfrequentie van de filters is afhankelijk van de beoogde eindconcentratie van PFAS, de influent concentraties, de ketenlengte van de te behandelen PFAS, de adsorptiecapaciteit van de GAC, de aanwezigheid van andere componenten die de adsorptiecapaciteit kunnen beïnvloeden, de aard van de gebruikte opstelling en het beheer van deze opstelling. In de praktijk komt dit typisch neer op wisselfrequenties van 2 - 4 weken tot enkele maanden.

COMBINATIE MET ANDERE TECHNIEKEN

GAC kan op verschillende manieren toegepast worden binnen een waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater:

- op zichzelf als losstaande techniek met twee of meerdere filters in serie;
- als voorbehandeling voor ionenwisselingsharsen om lange keten PFAS en interfererende componenten te verwijderen, en de harsen te beschermen;
- Polishing stap om resterende (korte keten) PFAS te verwijderen na een techniek voor bulkverwijdering van PFAS zoals:
 - Coagulatie/flocculatie;
 - Membraan gebaseerde technieken;
 - Schuimfractionatie en ozofractionatie;
 - Indampen/Vacuümverdamping

VOORBEELDSITUATIES

Hieronder worden enkele niet-limitatieve voorbeeldsituaties geschetst waarin GAC op zichzelf zou toegepast kunnen worden voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Hier worden enkel algemene situaties geschetst. Voor elke specifieke situatie zal afzonderlijk moeten geëvalueerd worden of de voorgestelde behandeling van toepassing kan zijn.

Bedrijfsafvalwater

Voor lange keten PFAS en weinig complexe matrices zijn over het algemeen lagere EBCT nodig in vergelijking met korte keten PFAS en complexe matrices.

- Bedrijfsafvalwater dat reeds een biologische behandeling ondergaan is met weinig complexe matrix: zandfilter + 2 of meerdere GAC filters in serie (filteraantal in functie van aard van de matrix, PFAS concentratie en gewenste eindconcentraties). In de meeste gevallen zullen 2 filters in serie voldoende zijn. Bij hoge concentratie (korte keten) PFAS kan mogelijk een derde filter in serie noodzakelijk zijn;
- Bedrijfsafvalwater zonder biologische behandeling met CZV-gehalte hoger dan 250 mg/l⁵⁵: zandfilter + 3 of meer GAC filters in serie (filteraantal in functie van aard van de matrix, PFAS concentratie en gewenste eindconcentraties). De extra GAC filter zal zorgen voor een initiële verwijdering van organische belasting waarna het grootste deel PFAS opgevangen zal worden door de daaropvolgende GAC filters. Afhankelijk van de specifieke aard van de matrix en de influent PFAS concentraties kan het interessanter en voordeliger zijn om een andere techniek of combinatie van technieken toe te passen, zoals in het geval van hoge PFAS concentraties;
- Bedrijfsafvalwater met complexe matrix: zandfilter + meer dan 2 GAC filters in serie. Het aantal filters in serie dat noodzakelijk is bij complexe matrices (bv. 5 – 8 GAC filters) is afhankelijk van de specifieke matrix, PFAS concentratie en gewenste eindconcentraties. In principe kan deze techniek toegepast worden voor de verwijdering van korte en lange keten

⁵⁵ Deze waarde is enkel indicatief. De invloed van specifieke organische componenten op de verwijdering van PFAS kan verschillend zijn waardoor gelijke CZV-gehalten een verschillende invloed kunnen hebben.

PFAS, maar in specifieke situaties kunnen andere technieken of een combinatie van technieken mogelijk voordeliger zijn, zoals in het geval met hoge PFAS concentraties.

Bemalingswater

Bij korte bemalingen worden de filters over het algemeen zo gedimensioneerd dat deze onder normale omstandigheden niet gewisseld moeten worden. Bij lange bemalingen wordt de dimensionering afgesteld op de te verwachte debieten en EBCT die nodig is om efficiënt de PFAS in de specifieke matrix te verwijderen. Voor lange keten PFAS en weinig complexe matrices zijn over het algemeen lagere EBCT nodig in vergelijking met korte keten PFAS en complexe matrices. Indien de Fe/Mn concentraties hoger zijn dan 5 – 10 mg/l kan overwogen worden om een beluchte buffertank voor de zandfilter te plaatsen. Voor lange bemalingen is dit aangewezen. Een buffertank kan bovendien bijkomend variërende debieten helpen opvangen. Bij bemalingen met lagere debieten (<60-100 m³/u) kunnen de beschikbare mobiele filters toegepast worden. Voor hogere debieten kunnen mogelijk parallelle straten van dezelfde type filters naast elkaar geplaatst worden om dergelijke capaciteiten te behandelen.

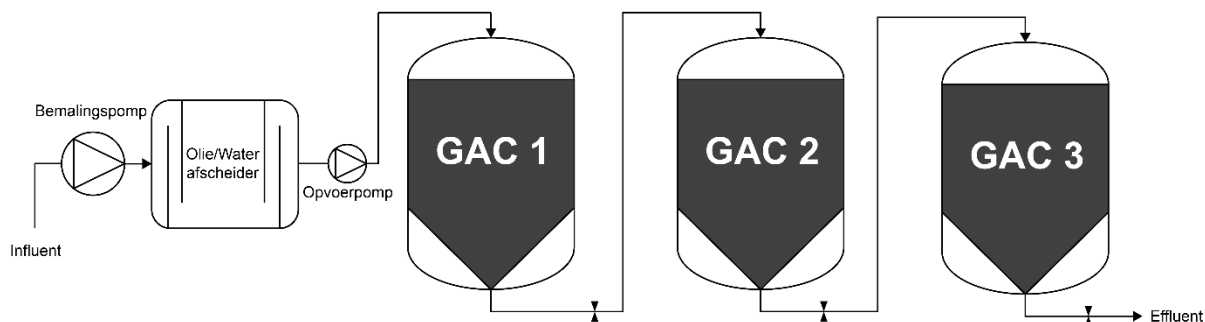
- Korte (vb. 1 maand) en lange bemalingen met weinig complexe matrix en relatief lage PFAS concentraties: (beluchte buffertank) + zandfilter + 2 GAC filters in serie;
- Korte bemalingen (vb. 1 maand) met weinig complexe matrix en relatief hoge PFAS concentraties: (beluchte buffertank) + zandfilter + 2 of meerdere GAC filters in serie. De PFAS concentraties en type PFAS zullen bepalen of extra filters in serie noodzakelijk zijn om alle PFAS voldoende te kunnen verwijderen. In de meeste gevallen zullen 3 filters in serie voldoende zijn;
- Lange bemalingen met weinig complexe matrix en relatief hoge PFAS concentraties: (beluchte buffertank) + zandfilter + 2 of meerdere GAC filters in serie. De PFAS concentraties en type PFAS zullen bepalen of extra filters in serie noodzakelijk zijn om alle PFAS voldoende te kunnen verwijderen. In sommige gevallen (bv. voornamelijk lange keten PFAS) is het mogelijk voordeliger om een techniek voor bulkverwijdering van PFAS toe te passen in combinatie met een eventuele nabehandeling voor korte keten PFAS;
- Korte en lange bemalingen met complexe matrix: (beluchte buffertank) + zandfilter + meer dan 2 GAC filters in serie. De aard van de matrix bepaald het aantal GAC filters in serie dat noodzakelijk is. In specifieke gevallen is het mogelijk voordelig om andere technieken of een combinatie van technieken toe te passen, zoals in het geval met hoge concentratie PFAS.

CASE-INFORMATIE

Case 1 - bemaling in PFAS verontreinigde bodem in Vlaanderen

Opstelling

In het kader van een bodemsanering van een terrein met PFAS verontreinigde bodem in Vlaanderen werd een bemaling van 25 dagen toegepast om de bodem op bepaalde plaatsten tot op 2,5 m te kunnen afgraven. De waterbehandeling bestond uit een olie-water afscheider die dienst deed als buffer om wisselende debieten te kunnen opvangen en drie GAC-filters van elk 1 m³ in serie (Figuur 33). Er werd gekozen voor een derde filter in serie uit voorzorg voor de hoge influent PFAS concentraties.



Figuur 23: Schematische voorstelling van de opstelling van de waterbehandeling voor de zuivering van PFAS i.k.v. een bemaling in Case 1.

De opstelling werd gedimensioneerd op basis van metingen op PFAS parameters op grondwater uit enkele pijlbuizen. De opstelling werd met volgende parameters toegepast:

- 3 GAC filters van 1 m³ (1250 kg GAC/filter, nieuw GAC);
- Er werden geen voorafgaande labotesten uitgevoerd om het type GAC te bepalen. Er werd een standaard type GAC (niet specifiek voor PFAS) gebruikt;
- Het debiet varieerde tussen 4 m³/u (stationair) tot 11 m³/u;
- Totaal van 2807 m³ water werd geloosd in het oppervlaktewater;
- EBCT: 30 min/filter;
- De PFAS concentraties van het influent, de stroom tussen de eerste en tweede filter en het effluent werden gemiddeld om de vier dagen opgevolgd volgens het WAC/IV/A/025. Veertig PFAS parameters werden kwantitatief bepaald en 8 PFAS parameters werden indicatief bepaald;
- Het proces werd niet gestuurd op een bepaalde parameter omdat de filters niet werden gewisseld tijdens deze bemaling;
- Het PFAS-houdend GAC werd afgevoerd voor verbranding.

Influentconcentraties

De som van de kwantitatieve PFAS varieerde van 10 µg/l in het begin van de bemaling tot 3,9 µg/l op het einde van de bemaling met een gemiddelde van 5,8 µg/l. Het verontreinigde bemalingswater bevatte voornamelijk relatief hoge concentraties van zowel lange als korte keten PFCA's en daarnaast vooral lange keten PFSA's. De hoogste concentraties werden gemeten voor PFOA (2,9 µg/l), PFHxA (1,9 µg/l) en PFOS (1,8 µg/l). Tabel 1 geeft een overzicht van de PFAS influentconcentraties doorheen de tijd waarvoor metingen werden uitgevoerd en waarvan metingen boven de bepalingsgrens werden waargenomen.

Tabel 17: PFAS influentconcentraties doorheen de tijd bij Case 1 uitgedrukt in ng/l.

PFAS Parameter	Dag 1	Dag 5	Dag 9	Dag 13	Dag 16	Dag 19
PFBA	470	350	240	250	280	240
PFPeA	1200	720	510	590	590	550
PFHxA	1900	1300	880	1500	1400	850
PFHpA	850	730	430	390	400	400
PFOA	2900	2400	1200	1200	1600	1200
PFNA	140	100	31	24	31	32
PFDA	150	230	23	13	21	27

PFAS Parameter	Dag 1	Dag 5	Dag 9	Dag 13	Dag 16	Dag 19
PFUnDA	<5	8	<1	<1	<1	<2
PFDoDA	<5	3	<1	<1	<1	<1
PFBS	36	47	47	48	66	41
PFPeS	<5	4	5	<5	1	7
PFHxS	34	33	19	21	19	18
PFHpS	27	20	6	<2	7	9
PFOS	1100	990	190	96	190	250
6:2 FTS	<5	4	5	6	12	7
8:2 FTS	<5	1	<1	<1	<1	<1
PFOSA	210	400	11	<9	<1	38
MePFOSAA	<10	2	<1	<2	<2	<3
EtPFOSAA	320	510	25	19	11	57
8:2 diPAP	<50	1	<1	<1	<1	<3
PFECHS	<5	4	<1	<1	<1	<2
PFBSA	<10	6	3	<3	<2	<5

Matrix

De aard van de matrix werd niet geanalyseerd. Er werd een ophoping van ZS waargenomen in de eerste GAC filter waardoor een slibfractie samen met het PFAS houdend GAC afgevoerd werd voor verbranding. Deze ZS zorgden voor een verhoging van de drukval over de eerste filter. Er werd vastgesteld dat normaal ook een zandfilter toegepast had moeten worden, maar door de korte duur van de bemaling was het mogelijk om dit nog zonder voorbehandeling uit te voeren.

Effluentconcentraties

Doorheen de hele periode van de bemaling konden de PFAS concentraties in het effluent van de waterbehandeling onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l gehouden worden. De hoogste concentraties in het effluent werden gemeten voor PFOA (5 ng/l), PFHxA (3 ng/l) en PFPeA (2 ng/l) in het begin van de bemaling. Voor het grootste deel van deze PFAS (incl. PFBA) konden verwijderingsrendementen van >99,5% worden gerealiseerd. Enkel bij lage influentconcentraties in de buurt van de rapportagegrens van 20 ng/l kon het verwijderingsrendement beperkter zijn door het kleinere concentratieverschil. In totaal werd in deze bemaling 16,2 g PFAS verwijderd.

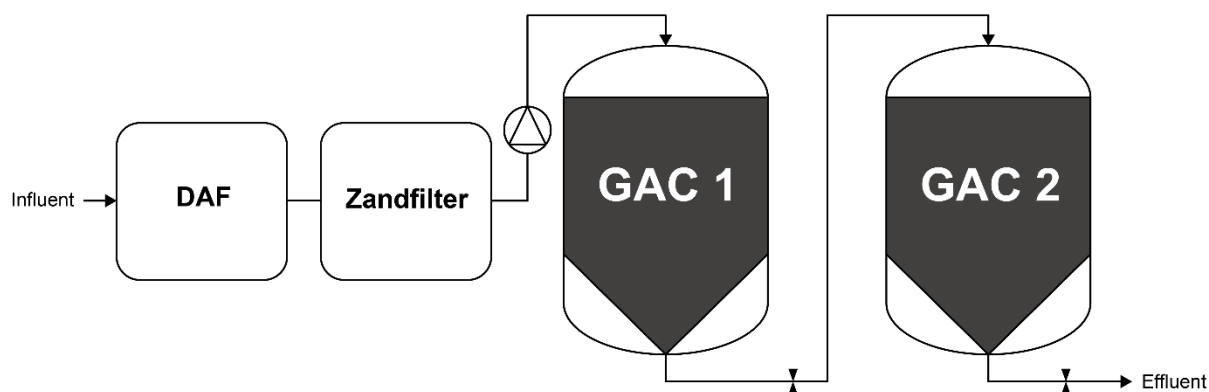
Financiële aspecten

De kosten voor de exploitatie van de waterbehandeling, de huur van de filters en de olie-water afscheider, de installatie van de pompen en de aankoop van 3750 kg GAC bedroegen 3500 EUR. De kosten voor de verwerking van het PFAS-houdende GAC en slib bedroegen 4000 EUR (700 EUR/ton). Hierdoor komen de totale kosten voor deze zuivering in Case 1 op 7500 EUR of 2,67 EUR/m³.

Case 2 – zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater

Opstelling

Voor de zuivering van PFAS belast bedrijfsafvalwater in een specifieke case in Vlaanderen wordt een opstelling gebruikt die bestaat uit een dissolved air flotation (DAF) eenheid, een zandfilter en twee GAC filters in serie van elk 20 m³ (Figuur 24). Zowel de DAF als zandfilter staan voornamelijk in voor de verwijdering van ZS voordat het bedrijfsafvalwater behandeld wordt door de GAC filters.



Figuur 24: Schematische voorstelling van de opstelling van de waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater in Case 2.

De opstelling wordt met volgende parameters toegepast:

- 2 GAC filters van 20 m³ (8000 kg GAC/filter, meestal gereactiveerde GAC afhankelijk van de situatie soms ook nieuwe GAC mogelijk);
- Er wordt een debiet van 20 m³/u behandeld;
- EBCT: 60 min/filter;
- Het proces wordt voornamelijk gestuurd op PFBA, maar door de lange duurtijd tussen de analyses wordt er voor gekozen om op een vast tijdstip de filters te wisselen, op totaal koolstof (TC) te sturen of indien uit analyses blijkt dat de lozingsnorm overschreden wordt. In de praktijk komt dit neer op een gemiddelde wisselfrequentie van 3 – 4 weken. Dit is voldoende om de huidige lozingsnorm te halen, maar voor lagere waarden in de toekomst wordt dit mogelijk uitdagender;
- Afhankelijk van de PFAS-belading op het GAC (analyses door de leverancier) wordt het GAC afgevoerd voor reactivatie of verbranding. In de meeste gevallen wordt het GAC gereactiveerd.

Influentconcentraties

De som van de kwantitatieve PFAS kan sterk variëren tussen 0,1 – 10 µg/l. De samenstelling van de type PFAS kan eveneens variëren en kan zowel lange als korte keten PFCA's en PFSA's bevatten. Een overzicht van de influentconcentraties van de verschillende type PFAS konden niet gedeeld worden in het kader van deze case. Op basis van de metingen uit het jaar 2022 konden gemiddelde waarden voor de som van de kwantitatieve PFAS bepaald worden:

- De PFAS influentconcentratie van de biologie die voor de waterbehandeling voor PFAS komt, was gemiddeld 8,74 µg/l;
- De PFAS influentconcentratie van de DAF (het filtraat van de biologie) was gemiddeld 7,49 µg/l. Dit toont aan dat een deel van de PFAS reeds mee via het slib van de biologie verwijderd kan worden (14%) en dat het afgescheiden slib van de biologie eveneens PFAS kan bevatten.

Matrix

Het behandelde bedrijfsafvalwater bevat een complexe matrix dewelke gemiddeld bestond uit:

- ZS: 20 – 30 mg/l;
- CZV: 100 – 200 mg/l;
- Sulfaten: 2000 mg/;
- Chloriden 4000 mg/l;
- Fe: 6 mg/l;

- Mn: 2 mg/l;
- Fosfor: 2 mg/l;
- Daarnaast kunnen er afhankelijk van de situatie ook bepaalde gehalten aan nikkel, koper, stikstof en kalk aanwezig zijn in de matrix.

De DAF en zandfilter konden samen gemiddeld 30 – 50% van de aanwezige ZS verwijderen. Daarnaast werd eveneens waargenomen dat een deel van de PFAS in het influent door adsorptie aan de ZS mee verwijderd werden in deze stappen van de waterbehandeling (gemiddeld 17%). Dit toont aan dat het gevormde slib in deze stappen van de behandelingstrein eveneens PFAS kan bevatten. De relatief hogere ZS concentraties zorgden voor regelmatige verstoppingen van de GAC filter waardoor terugspoelingen van de filter nodig waren. Daarnaast werd eveneens vastgesteld dat de aanwezige CZV, kalk en sulfaten een negatief effect hadden op de verwijdering van PFAS via de GAC filters. Des te hoger het CZV-gehalte in het influent, des te sneller er doorbraak optrad van PFAS in de GAC filters.

Effluentconcentraties

De gemiddelde effluentconcentraties van de verschillende type PFAS konden niet gedeeld worden in deze case. In het geval van lage influentconcentraties konden onder sommige omstandigheden lage eindconcentraties van 0,1 µg/l gehaald worden, maar gemiddeld over het jaar 2022 was de som van de kwantitatieve PFAS in het effluent van de GAC filters gelijk aan 3,66 µg/l. In het jaar 2022 kon met deze opstelling gemiddeld gezien een verdwijderingsrendement van 49% voor de som van de kwantitatieve PFAS bereikt worden. De PFAS parameters waarvoor het snelst doorbraak werd vastgesteld in deze opstelling waren PFBA, PFPeA en PFHxA. In sommige gevallen kon reeds na 3 – 7 dagen doorbraak van deze parameters vastgesteld worden. Na een periode van 15 dagen kon in sommige gevallen doorbraak van bijkomende PFAS parameters vastgesteld worden. De aanvraagtijd (1 – 2 weken) voor vervanging van GAC en de lange tijd tussen de staalnamen en het ontvangen van de analyseresultaten worden als limiterende factoren aangehaald om een snellere wisseling van de filters te realiseren.

Financiële aspecten

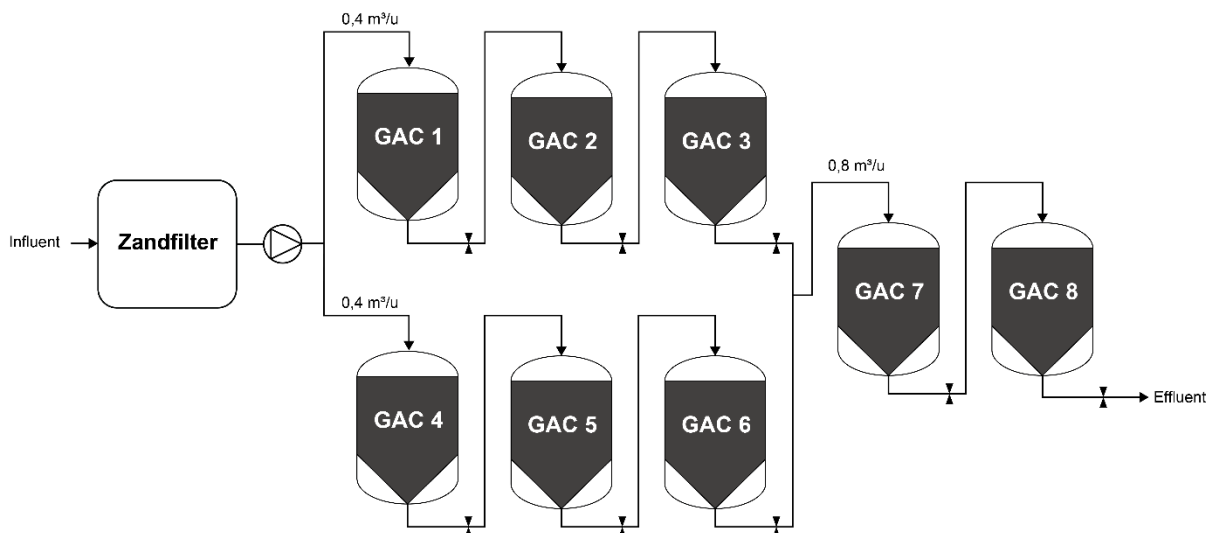
Voor deze specifieke waterbehandeling voor PFAS in Case 2 werden enkel operationele kosten aangegeven:

- Reinigen van de filter 500 EUR;
- Huur van de filter 700 EUR/filter/maand;
- Vervanging van 8 ton GAC: 13 000 – 14 000 EUR voor geractiveerde GAC (1,6 – 1,75 EUR/ton) en 25 000 EUR voor nieuwe GAC (3,13 EUR/ton);
- De kosten voor reactivatie of verbranding van het PFAS-houdende GAC werden niet gedeeld in het kader van deze case;
- Om de huidige lozingsnormen van het bedrijf te halen worden de jaarlijkse kosten voor deze waterbehandeling voor een gemiddelde PFAS influentconcentratie van 3 – 6 µg/l en een gemiddeld debiet van 20 m³/u ingeschat op 534 000 EUR/jaar.

Case 3 – zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater

Opstelling

In een Vlaams bedrijf wordt 6:2 FTS gebruikt in het productieproces om emissie van chroom (VI) via aerosolen te vermijden. Voor de zuivering van het hieruit resulterende PFAS belast bedrijfsafvalwater wordt een waterbehandelingstrein gebruikt die bestaat uit een zandfilter en twee parallelle straten van elk drie GAC filters waarvan het effluent nabehandeld wordt door twee GAC filters (Figuur 25). Het gezuiverde water gaat vervolgens naar de verdere interne waterbehandeling waarna het geloosd wordt op de riolering. De twee parallelle straten moeten debietswijzigingen in de waterbehandeling kunnen opvangen. Bij lage debieten kan één straat gebruikt worden tijdens de zuivering. Bij hogere debieten zullen beide parallelle straten gebruikt worden tijdens de zuivering.



Figuur 25: Schematische voorstelling van de opstelling van de waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater in Case 3.

De opstelling werd met volgende parameters toegepast:

- 8 GAC filters van $0,3 \text{ m}^3$ ($375 \text{ kg GAC/filter}$, nieuw GAC);
- De meeste geschikte GAC werd geselecteerd op basis van voorafgaande labotesten met het afvalwater;
- Debiet van $0,4 \text{ m}^3/\text{u}$ per parallelle straat en $0,8 \text{ m}^3/\text{u}$ in de laatste 2 GAC filters ($7,5 \text{ m}^3/\text{d}$);
- EBCT: 45 min/filter in de parallelle straten en $22,5 \text{ min/filter}$ in de laatste 2 GAC filters;
- In de waterbehandeling is er een verband tussen het chroomgehalte en de PFAS concentratie in het te behandelen bedrijfsafvalwater. Hoe meer chroom, hoe geconcentreerde de PFAS (6:2 FTS) aanwezig is in het afvalwater. De wisselfrequentie van de filters wordt bepaald door een afweging tussen theoretisch zuiveringsvermogen en de gemiddelde belading op basis van het chroomgehalte van het influent. Dit wordt bevestigd door regelmatige staalnamen met voldoende marge om doorbraak van PFAS te vermijden. De standtijd bij de opzet van de waterbehandelingstrein werd bepaald door enkele staalnamen na de eerste GAC filters (GAC1 en GAC 4 in Figuur 25). Enkele honderden ng/l na de eerste filter is samen met de fluctuatie van de belasting in de tijd doorslaggevend geweest voor de bepaling van de vervangingsfrequentie. Afhankelijk van de aard van de belasting wordt er gekozen om enkel de eerste filters te wisselen en de rest door te schuiven of alle filters tegelijkertijd te wisselen (bij periodes van hoge belasting);
- De gemiddelde wisselfrequentie van de filters bedraagt 2 – 4 maanden afhankelijk van de bedrijfsvoering. Een periode van 4 maanden is mogelijk bij lagere chroomconcentraties;
- Het PFAS-houdend GAC werd afgevoerd voor verbranding.

Influentconcentraties

De som van de kwantitatieve PFAS in het influent varieerde tussen $7,7 - 15,7 \text{ mg/l}$ over een periode van ongeveer 2 maanden. De hoogste concentraties werden gemeten voor 6:2 FTS (13 mg/l) en PFOS

(1,8 mg/l). De hoge PFOS concentraties zijn mogelijk te wijten door het historisch gebruik van PFOS in het proces. Tabel 18 geeft een overzicht van de PFAS influentconcentraties van verschillende type PFAS op verschillende meetmomenten doorheen de tijd.

Tabel 18: PFAS influentconcentraties doorheen de tijd bij Case 3 uitgedrukt in ng/l.

PFAS parameter	Week 1	Week 3	Week 8	Week 9	Week 11
PFBA	1800	1100	1400	690	820
PFPeA	3100	1900	1400	1400	2900
PFHxA	4300	2000	11 000	5200	3500
PFHpA	2500	1100	9200	4700	3300
PFOA	19	< 1	360	< 270	870
PFNA	5	3	< 6	< 63	4
PFDA	13	11	9	8	7
PFBS	17 000	13 000	180 000	30 000	31 000
PFPeS	660	430	2000	750	680
PFHxS	5300	1800	43 000	8900	9000
PFHpS	1200	2700	49 000	17 000	5200
PFOS	1 800 000	340 000	1 800 000	1 600 000	540 000
PFNS	240	990	2100	3800	970
PFDS	190	580	2700	930	< 220
PFUnDS	< 31	< 32	< 180	< 230	160
PFDoS	1	< 22	< 160	< 250	< 72
PFTTrDS	8	< 124	< 170	< 680	< 190
PFBSA	170	67	110	110	78
4:2 FTS	5700	3700	9500	5300	7800
6:2 FTS	13 000 000	8 400 000	11 000 000	7 300 000	6 100 000
8:2 FTS	5100	2200	9300	10 000	530
10:2 FTS	760	< 810	600	560	520
6:2DiPAP	< 10	< 10	< 1	< 10	< 10
6:2/8:2 DiPAP	690	150	< 230	600	86
PFOA vertakt	16	< 1	38	< 110	230
PFOA lineair en vertakt	35	1	400	270	1100
PFOS vertakt	500 000	150 000	2 600 000	620 000	410 000
PFOS lineair en vertakt	2 300 000	490 000	4 400 000	2 200 000	950 000

Matrix

Er is weinig informatie beschikbaar over de aard van de matrix in deze case. Er wordt aangegeven dat er hoge chroomconcentraties aanwezig zijn in het afvalwater in de aanwezigheid van H₂SO₄ en NaHSO₃. Hierdoor heeft het afvalwater een zeer lage pH rond een waarde van 2. Hoge olieconcentraties kunnen in sommige gevallen de adsorptiecapaciteit voor PFAS beïnvloeden. Calamiteiten met hoge chroomconcentraties dienen vermeden te worden omdat deze eveneens aanleiding gaven aan hoge PFAS concentraties.

Effluentconcentraties

Alle PFAS worden via deze waterbehandelingstrein verwijderd tot concentraties < 20 ng/l, met uitzondering van PFOS en 6:2 FTS omdat deze PFAS in de hoogste concentraties voorkomen in het

influent van het bedrijfsafvalwater. Hierdoor konden de effluentconcentraties voor deze parameters variëren tussen 7 – 60 ng/l afhankelijk van de influentconcentraties. De meeste PFAS vertonen een gemiddelde verwijderingsefficiëntie van 99 - 99,99% met uitzondering van enkele PFAS die reeds lage influentconcentraties hadden. Tabel 19 geeft een overzicht van PFAS effluentconcentraties en verwijderingsrendementen van verschillende type PFAS op dezelfde meetmomenten als voor de influentconcentraties in Tabel 18.

Tabel 19: PFAS effluentconcentraties en gemiddelde verwijderingsrendementen doorheen de tijd bij Case 3 uitgedrukt in ng/l. Verwijderingsrendementen werden bepaald op de gemiddelde concentraties van de verschillende meetmomenten.

PFAS parameter	Week 1	Week 3	Week 8	Week 9	Week 11	Verwijderingsrendement
PFBA	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	>99,57%
PFPeA	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,95%
PFHxA	2	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,96%
PFHpA	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,97%
PFOA	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,67%
PFNA	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>93,75%
PFDA	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>98,58%
PFBS	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,99%
PFPeS	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,89%
PFHxS	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,99%
PFHpS	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,99%
PFOS	7	6	14	14	59	99,99%
PFNS	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,93%
PFDS	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,89%
PFUnDS	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,20%
PFDoS	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,10%
PFTTrDS	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,57%
PFBSA	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	>98,13%
4:2 FTS	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,98%
6:2 FTS	7	18	37	20	5	99,99%
8:2 FTS	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>99,98%
10:2 FTS	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	>99,38%
6:2DiPAP	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	-
6:2/8:2 DiPAP	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	96,77%
PFOA vertakt	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	>98,73%
PFOA lineair en vertakt	1	1	1	1	1	99,72%
PFOS vertakt	3	1	8	6	7	99,99%
PFOS lineair en vertakt	10	7	22	20	66	99,99%

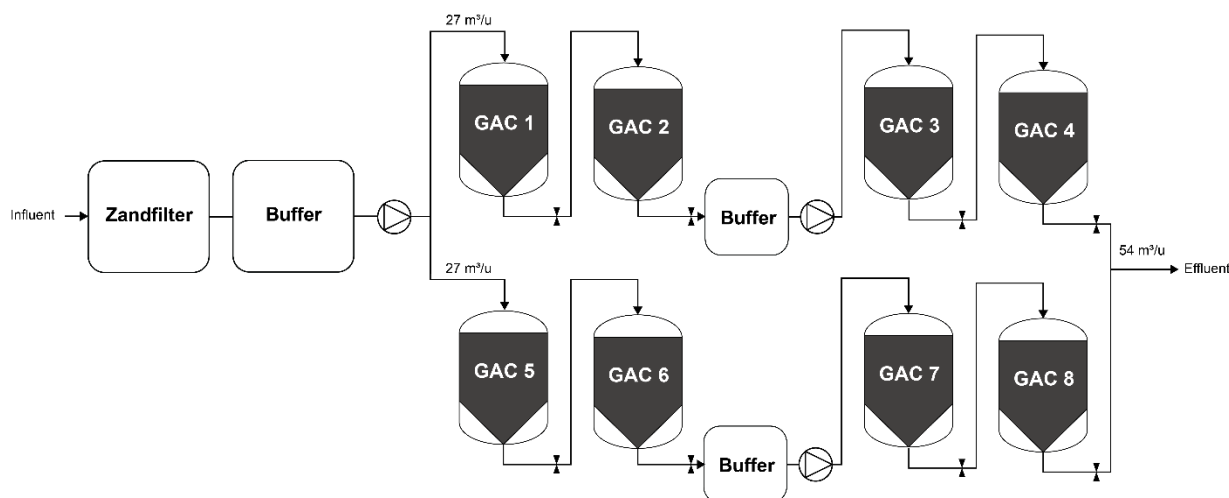
Financiële aspecten

De operationele kosten (wisseling GAC inclusief werkuren en exclusief verwerkingskosten) worden ingeschat op 1250 EUR/filter. Dit komt neer op 312,50 – 625 EUR/filter/maand of 2500 – 5000 EUR/maand afhankelijk van de bedrijfsvoering. De verwerkingskosten worden ingeschat op 375 – 500 EUR/filter. Afhankelijk van de bedrijfsvoering komt dit neer op 94 – 250 EUR/filter/maand of 750 – 2000 EUR/maand.

Case 4 - zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater

Opstelling

In deze case wordt een zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater toegepast via een waterbehandelingstrein die bestaat uit een zandfilter, een buffer en twee parallelle straten van elk vier GAC filters in serie. In beide parallelle straten wordt een buffer tussen de GAC filters voorzien (Figuur 26). Het effluent van de behandelingstrein wordt uiteindelijk via de meetgoot geloosd in het oppervlaktewater. De parallelle straten worden toegepast om debietswijzigingen te kunnen opvangen. Bij lagere debieten zal slechts één van de twee parallelle straten worden gebruikt tijdens de zuivering. De buffers in elke parallelle straat zijn noodzakelijk in deze opstelling omdat vier GAC filters in serie plaatsen niet mogelijk is. De drukval over de filters zou dan te hoog worden om de zuivering praktisch te kunnen uitvoeren.



Figuur 26: Schematische voorstelling van de opstelling van de waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater in Case 4.

De opstelling werd met volgende parameters toegepast:

- 8 GAC filters van 20 m³ (8 ton GAC/filter, nieuw GAC);
- Verschillende soorten GAC werden getest, maar er bleek weinig verschil te zitten op de preformantie van verschillende soorten (waaronder enkele meer specifiek voor PFAS) op het te behandelen bedrijfsafvalwater;
- Gemiddeld debiet van 27 m³/u per parallelle straat. Het totale debiet varieert over het algemeen tussen 50 – 60 m³/u;
- EBCT: 30 min/filter;
- De waterbehandeling wordt doorgaans gestuurd op doorbraak van PFBA na de filters. Het effluent van alle GAC filters worden wekelijks of tweewekelijks gemonitord op verschillende PFAS parameters. De beladingsgraad van de verschillende PFAS op de GAC filters is leidend in de filterwissels;
- De gemiddelde wisselfrequentie van de filters bedraagt 7 – 8 dagen;
- Het PFAS-houdend GAC werd afgevoerd voor verbranding.

Influentconcentraties

Er werden geen influentconcentraties gedeeld in deze case.

Matrix

Er werden geen specifieke concentratieranges van specifieke parameters gedeeld in deze case. Er werd aangegeven dat het een complexe matrix betreft met hoge concentraties van volgende parameters:

- Zwevende stoffen;
- Chloriden;
- Broom;
- Sulfaten;
- Boor;

Effluentconcentraties

Alle PFAS uit het WAC/IV/A/025 konden verwijderd worden tot concentraties < 20 ng/l, inclusief PFBA. Er werden geen specifieke verwijderingsrendementen voor verschillende type PFAS gedeeld in deze case.

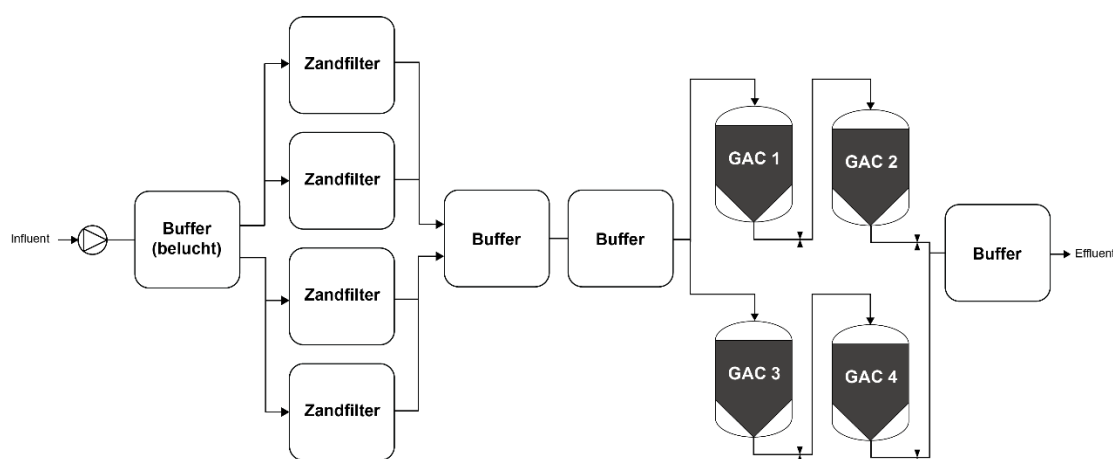
Financiële aspecten

Er konden geen kosten gedeeld worden in deze case.

Case 5 – zuivering van met PFAS belast bemalingswater

Opstelling

In deze case wordt een zuivering van met PFAS belast bemalingswater toegepast via een waterbehandelingstrein die bestaat uit een beluchte influentbuffer, vier parallelle zandfilters die een bepaald debiet kunnen behandelen, twee buffers in serie, twee parallelle straten van melk twee GAC filters in serie en een effluentbuffer (Figuur 27). Hierna wordt het behandelde bemalingswater geloosd op het oppervlaktewater. De beluchte influentbuffer zorgt voor een ontijzering van het bemalingswater en egalisatie van de samenstelling. De aanwezige buffers en parallelle straten worden toegepast om debietswijzigingen te kunnen opvangen. Bij lagere debieten zal slechts één van de twee parallelle straten worden gebruikt tijdens de zuivering. De bemaling loopt voor een periode van twee jaar.



Figuur 27: Schematische voorstelling van de opstelling van de waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bemalingswater in Case 5.

De opstelling werd met volgende parameters toegepast:

- 4 GAC filters van 20 m³ (8 ton GAC/filter, nieuw GAC);

- Op basis van kolomtesten op laboschaal en overleg met de leverancier werd de meest geschikte actief kool voor de GAC-filters bepaald;
- Deze waterbehandelingstrein is ontworpen voor een gemiddeld debiet van 60 m³/u en een maximaal debiet van 105 m³/u. De behandelde (geregistreerde) debieten variëren van 5-1500 m³/dag met een gemiddelde van 475 m³/dag;
- EBCT: 17 min/filter;
- De waterbehandeling wordt doorgaans gestuurd op doorbraak van PFAS na de eerste filter in serie om te garanderen dat de emissies onder de opgelegde lozingsnormen blijven. Het influent (influentbuffer) en effluent (effluentbuffer) van de waterbehandelingstrein wordt wekelijks bemonsterd en geanalyseerd op 46 PFAS parameters. Het effluent van de eerste GAC-filter in serie wordt dagelijks bemonsterd en geanalyseerd op 46 PFAS parameters. Daarnaast wordt het effluent van de zandfilters ook wekelijks gemonitord op zwevende stoffen om te garanderen dat de GAC-filters geen te hoge concentratie zwevende stoffen moeten verwerken;
- De gemiddelde wisselfrequentie van de filters bedraagt 3,5 – 4 maanden;
- Het PFAS-houdend GAC wordt afgevoerd voor verbranding.

Influentconcentraties

De som van de kwantitatieve PFAS in het influent varieerde tussen 5,7 en 67,9 µg/l met een gemiddelde van 17 µg/l over een periode van ongeveer 1 jaar. De hoogste concentraties werden gemeten voor PFOA (16 µg/l) en PFOS (18 µg/l). Tabel 20 geeft een overzicht van de PFAS influentconcentraties van verschillende type PFAS op enkele meetmomenten doorheen de tijd.

Tabel 20: PFAS influentconcentraties doorheen de tijd bij case 5 uitgedrukt in ng/l.

PFAS parameter	Maand 1	Maand 2	Maand 3	Maand 4	Maand 5	Maand 6	Maand 7	Maand 8	Maand 9	Maand 10	Maand 11
PFBA	1100	1400	1300	990	990	2800	2600	1700	1700	740	820
PFPeA	370	480	470	350	410	1900	4300	1400	860	270	350
PFHxA	770	960	1100	710	870	5900	6600	4300	2200	770	910
PFHpA	410	640	540	390	470	1900	2900	2200	1300	400	490
PFOA	3300	4600	4600	3000	3100	13 000	16 000	12 000	8600	2600	3200
PFNA	<20	<20	<20	<20	<20	<40	47	27	<20	<20	<20
PFBS	420	480	480	320	390	1700	2900	1400	770	300	400
PFPeS	85	100	110	81	110	860	600	650	320	110	130
PFHxS	1200	1500	1400	1100	1300	9000	6900	6800	3900	1100	1300
PFHpS	60	73	75	64	82	470	320	410	280	83	90
PFOS	500	420	490	630	340	12 000	13 000	5700	2600	1100	730
6:2 FTS	<20	150	21	<20	<20	<100	<20	<20	<20	<20	<20
PFOSA	<20	<20	<20	<20	<20	22	44	<20	<20	<20	<20
MePFOSAA	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	25	<20
EtPFOSAA	210	250	230	160	200	580	1300	510	350	130	170
HPFO-DA	30	26	<50	<20	<20	39	<20	60	<20	<20	<20
PFECHS	41	60	<50	61	61	480	450	<20	110	53	52
PFBSA	520	650	620	480	650	2700	4000	2000	1100	340	490
MePFBSA	1100	1400	1300	990	990	2800	2600	1700	1700	740	820
MePFBSAA	370	480	470	350	410	1900	4300	1400	860	270	350
PFHXSA	770	960	1100	710	870	5900	6600	4300	2200	770	910

Matrix

Er is weinig informatie beschikbaar over de aard van de matrix in deze case. Op basis van peilbuisgegevens werden weinig andere organische verbindingen aangetroffen. In sommige peilbuizen werd hoge geleidbaarheid gemeten met hoge concentraties chloriden. Door de aanwezigheid van ijzer in het bemalingswater was een beluchte buffertank noodzakelijk om het aanwezige ijzer te oxideren en te laten neerslaan.

Effluentconcentraties

De meeste PFAS worden via deze waterbehandelingstrein verwijderd tot concentraties < 20 ng/l, met uitzondering van PFBA en enkele andere PFAS, zoals PFPeA, PFOS, en 6:2 FTS, die af en toe metingen boven de rapportagegrens van 20 ng/l vertonen. De PFAS effluentconcentratie varieert tussen < 20 – 1200 ng/l en wordt hoofdzakelijk bepaald door de PFBA concentratie. De PFAS met relatief hogere influentconcentraties vertonen een verwijderingsefficiëntie 86 - 99,6%. Enkele PFAS vertonen ook lagere verwijderingsefficiënties omdat ze minder goed verwijderd werden of reeds lage influentconcentraties vertoonden. Tabel 21 geeft een overzicht van PFAS effluentconcentraties en verwijderingsrendementen van verschillende type PFAS op dezelfde meetmomenten als voor de influentconcentraties in Tabel X.

Financiële aspecten

De totale investeringskosten worden ingeschat op 8 miljoen EUR. Hierin zitten eveneens de bijkomende kosten geassocieerd met de fundering en bijbehoren van de waterbehandelingstrein. De gehele waterbehandelingstrein is geplaatst op een betonnen funderingsplaat (met opstaande rand) en is voorzien van een terreinriolering en pompput. Eventuele lekken, drainagewater afkomstig van de actieve koolfilters en hemelwater worden op deze manier opgevangen en kunnen mee behandeld worden door de waterbehandelingstrein. Alle onderdelen, leidingen, ... werden zo veel als mogelijk bovengronds voorzien. De benodigde installaties en voorzieningen werden voorzien in verschillende containers.

De installatie wordt dagelijks opgevolgd en moet eveneens onderhouden te worden om de continue werkingen van de installatie te kunnen garanderen. De onderhoudskosten alleen werden ingeschat op 84 000 – 100 000 EUR/jaar. Daarnaast zijn er nog bijkomende kosten voor verwisseling van GAC, afvoer en verwerkingskosten van het PFAS-beladen GAC, energieverbruik en analysekosten. De totale operationele kost wordt ingeschat op 300 000 – 330 000 EUR/jaar.

Tabel 21: PFAS effluentconcentraties en gemiddelde verwijderingsrendementen doorheen de tijd bij case 5 uitgedrukt in ng/l. Verwijderingsrendementen werden bepaald op de gemiddelde concentraties van de verschillende meetmomenten.

PFAS Parameter	Maand 1	Maand 2	Maand 3	Maand 4	Maand 5	Maand 6	Maand 7	Maand 8	Maand 9	Maand 10	Maand 11	Verwijderingsrendement
PFBA	1200	1100	<20	140	280	<20	40	<20	<20	290	280	>71,2%
PFPeA	<20	36	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	>95,8%
PFHxA	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	>98,3%
PFHpA	<20	<20	<20	<20	<20	<40	<20	<20	<20	<20	<20	>96,8%
PFOA	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	20	<20	<20	<20	>99,6%
PFNA	<20	<20	<20	<20	<20	<40	<20	<20	<20	<20	<20	>41,7%
PFBS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	>96,2%
PFPeS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	>86,1%
PFHxS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	>98,9%
PFHpS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	>80,7%
PFOS	<20	<20	<20	<20	<20	71	28	<20	<20	<20	<20	>97,4%
6:2 FTS	<20	180	<20	<20	<20	<100	<20	<20	<20	<20	<20	>4,8%
PFOSA	<20	<20	<20	<20	<20	<20	26	<20	<20	<20	<20	>25%
MePFOSAA	<20	<20	<20	<20	<20	<40	<20	<20	<20	<20	<20	>31%
EtPFOSAA	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	>20%
HPFO-DA	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	>56,6%
PFECHS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	>16,7%
PFBSA	<20	<20	<50	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	>90,6%
MePFBSA	<20	<20	<50	<20	<20	<20	<20	39	<20	<20	<20	>35,0%
MePFBSAA	<20	<20	<50	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	>72,1%
PFHXSA	<20	<20	<50	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	>96,7%

3.6.2 IONENWISSELINGSHARSEN

TOEPASBAARHEID

Ionenwisseling is een bewezen techniek voor de verwijdering van PFAS waarbij het hars eenmalig gebruikt wordt (TRL 9). De techniek waarbij het hars geregenereerd wordt, zit op het moment van schrijven eerder nog in de pilootfase, enkele concrete cases op grote schaal bestaan in het buitenland (TRL7). Op het moment van schrijven wordt ionenwisseling voor de verwijdering van PFAS slechts in enkele specifieke cases op bedrijfsafvalwater of bemalingswater in Vlaanderen toegepast. In het buitenland zijn verschillende cases beschikbaar waar ionenwisseling ingezet wordt voor de verwijdering van PFAS uit oppervlaktewater, grondwater, bemalingswater, drinkwater en bedrijfsafvalwater.

- Toepasbaar in vaste en mobiele installaties;
- verblijftijden tussen 2 – 10 min, maar dit kan oplopen tot 60 - 120 min voor complexe matrices en/of korte keten PFAS;
- typisch debieten van 0,1 – 100 m³/u worden behandeld. Hogere debieten kunnen toegepast worden door gebruik van één grote vaste installatie of het in parallel plaatsten van meerdere mobiele filters zoals bijvoorbeeld bij bemalingen met hoge debieten;
- door snellere kinetiek en hogere adsorptiecapaciteit voor PFAS in vergelijking met GAC zijn kleinere, goedkopere installaties mogelijk voor hetzelfde debiet met een lager materiaalverbruik;
- Mogelijkheid tot regeneratie afhankelijk van het gebruikte type hars.

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE

Korte keten PFAS worden in vergelijking met lange keten PFAS minder efficiënt verwijderd, maar de verwijdering is, afhankelijk van de aard van de matrix, efficiënter in vergelijking met GAC:

- Lange keten PFAS: 90% tot >99% (onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS);
- Korte keten PFAS: 90% tot >99% afhankelijk van de aard van de matrix.

Over het algemeen worden korte keten PFCA's minder goed verwijderd dan korte keten PFSA's. De ketenlengte en concentratie van de aanwezige PFAS bepalen welk aantal bedvolumes er behandeld kunnen worden en bijgevolg hoe snel de filters gewisseld moeten worden. Over het algemeen is de verwijderingsefficiëntie van PFAS voor single-use, sterk basische harsen groter dan deze van zwak basische, regenererbare harsen.

Technisch gezien kunnen ionenwisselingsharsen zorgen voor de verwijdering van PFAS tot onder de huidige rapportagegrenzen van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS in bedrijfsafvalwater en bemalingswater zolang er voldoende filters in serie worden geplaatst. Echter in de praktijk zal dit niet voor alle situaties haalbaar zijn gezien in bepaalde gevallen een (zeer) hoge hoeveelheid ionenwisselingsharsen nodig zullen zijn, o.a. voor:

- bedrijfsafvalwater/bemalingswater met complexe matrices en hoge PFAS concentraties;
- bedrijfsafvalwater/bemalingswater met zeer hoge concentraties korte keten PFAS zoals PFBA omdat hier snel doorbraak zal optreden.

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIEKEN

Onderstaande componenten kunnen een negatieve invloed hebben op de PFAS verwijdering bij de toepassing van ionenwisselingsharsen⁵⁶:

- Anorganische ionen zoals bijvoorbeeld sulfaten, nitrieten, nitraten, chloriden, fosfaten, carbonaten, bicarbonaten (> 10 – 250 mg/l afhankelijk van de specifieke aard van de ionen);
- Zwevende stoffen (>0,5 – 1 mg/l);
- Fe & Mn (> 0,05 – 0,1 mg/l);
- Natuurlijke organische stoffen zoals humuszuren (> 1 mg/l). Competitie wordt voornamelijk veroorzaakt door organische componenten met hoog moleculair gewicht, hoge ladingsdichtheid en een hoog gehalte aan aromaten;
- Olie en grote organische moleculen;
- Vrij chloor (> 0,05 mg/l) en andere oxidanten zoals ozon, permanganaat en waterstofperoxide;
- Bij sterk basische harsen is de invloed van pH beperkt. Te lage pH waarden kunnen een negatief effect hebben op zwak basische harsen.

Korte keten PFAS zijn gevoeliger voor de interferentie met de matrix. Daarnaast wordt de interferentie van de matrix belangrijker naarmate de influent PFAS concentraties lager liggen.

Over het algemeen wordt ionenwisseling minder beïnvloed door hoge CZV-gehalten dan GAC, maar grote organische moleculen zoals humuszuren kunnen de verwijderingsefficiëntie wel sterk beïnvloeden. Polystyreen harsen kunnen beter omgaan met hogere CZV-gehalten door een preferentiële verwijdering van PFAS t.o.v. organisch materiaal.

Afhankelijk van de aard van de matrix kunnen specifieke voorbehandelingen noodzakelijk zijn om de efficiëntie van ionenwisselingsharsen te verbeteren en de werking ervan te beschermen (zie ook paragraaf 4.1.2). In de meeste gevallen worden filters met ionenwisselingsharsen minstens voorafgegaan door een zandfiltratie om ZS te verwijderen. Ionenwisselingsharsen zijn typisch gevoeliger voor verstopping dan GAC. In sommige gevallen zullen, meer doorgedreven voorbehandelingen noodzakelijk zijn om voldoende lage concentratie ZS te bereiken zoals bijvoorbeeld de toepassing van membraangebaseerde technieken. De aanwezige concentratie ZS zal het aantal bedvolumes dat behandeld kan worden beïnvloeden: 1000 bedvolumes vereist een maximale concentratie aan ZS van 0,8 mg/l en 100 000 bedvolumes een concentratie van 0,008 mg/l. In het geval van complexe matrices kan het voordeel van verhoogde adsorptiecapaciteiten t.o.v. sterk verminderen.

In het kader van bemalingen wordt bijkomend meestal een beluchte buffertank voor de zandfiltratie geplaatst om Fe en Mn te verwijderen. Deze beluchte buffertank maakt het bijkomend mogelijk om de wisselende debieten van bemalingswater te kunnen opvangen.

OPTIMALISATIE

Hieronder worden enkele punten samengevat die de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater met ionenwisselingsharsen in bepaalde situaties kan optimaliseren (voor korte keten PFAS):

⁵⁶ De waarden tussen haakjes achter de parameters zijn de waarden waarvoor in de meeste gevallen geen noemenswaardige invloed meer ondervonden wordt van deze parameters en waaronder mogelijk geen voorbehandelingen noodzakelijk zijn.

- Proces sturen op PFAS die als eerste zal doorbreken (vb. PFBA);
- Proces sturen op doorbraak in de eerste filter in een lead-lag configuratie of doorbraak in de voorlaatste filter indien meerdere filters in serie worden geplaatst;
- Standtijd voldoende kort houden/voldoende hoge wisselfrequentie;
- Bij voornamelijk korte keten PFAS de EBCT verhogen tot 10 min of langer door debiet te verkleinen of grotere filters te gebruiken;
- Bij (zeer) complexe matrices EBCT verhogen tot 1 – 2 uur;
- Stel de keuze van de ionenwisselingsharsen of combinatie van harsen af op de aard van de matrix.
 - Er zijn meer selectieve harsen ontwikkeld die in bepaalde situaties beter zouden kunnen omgaan met de aanwezigheid van hoge concentratie sulfaat- en chloride-ionen in het afvalwater;
 - Over het algemeen is de verwijderingsefficiëntie van PFAS voor single-use harsen groter dan deze van regenerereerbare harsen;
 - PFAS selectieve harsen kunnen zorgen voor lagere eindconcentraties bij beperkte influentconcentraties;
 - Bepaalde harsen kunnen beter overweg met hoge debieten en hoge PFAS concentraties;
- Gebruik van specifieke harsen afgestemd op het type PFAS aanwezig in het bedrijfsafvalwater/bemalingswater:
 - Korte keten PFAS: polyacryl harsen, harsen met een gelstructuur en/of amine-gebaseerde functionele groepen;
 - Lange keten PFAS: macroporeuze harsen;
 - Over het algemeen vertonen polystyreenharsen een betere verwijdering van PFAS dan polyacrylharsen.
- Bij korte bemalingswater de filters met ionenwisselingsharsen dimensioneren zodat deze niet gewisseld hoeven te worden.

De wisselfrequentie van de filters is afhankelijk van de beoogde eindconcentratie van PFAS, de influent concentraties, de ketenlengte van de te behandelen PFAS, de adsorptiecapaciteit van de ionenwisselingsharsen, de aanwezigheid van andere componenten die de adsorptiecapaciteit kunnen beïnvloeden, de aard van de gebruikte opstelling en het beheer van deze opstelling.

COMBINATIE MET ANDERE TECHNIEKEN

Ionenwisselingsharsen kunnen op verschillende manieren toegepast worden binnen een waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater:

- op zichzelf als losstaande techniek met twee of meerdere filters in serie. In specifieke situaties waarbij enkel of hoofdzakelijk korte keten PFAS verwijderd dienen te worden, is het mogelijk economisch interessanter om enkel ionenwisselingsharsen toe te passen;
- In combinatie met een voorafgaande GAC filter die instaat voor de verwijdering van lange keten PFAS en interfererende componenten, en om de nageschakelde harsen te beschermen. De harsen zorgen voornamelijk voor bijkomende verwijdering van korte keten PFAS;
- Polishing stap om resterende (korte keten) PFAS te verwijderen na een techniek voor bulkverwijdering van PFAS zoals:
 - Coagulatie/flocculatie;
 - Membraan gebaseerde technieken;
 - Schuimfractionatie en ozofractionatie;
 - Indampen/Vacuümverdamping

VOORBEELDSITUATIES

Hieronder worden enkele niet-limitatieve voorbeeldsituaties geschetst waarin ionenwisselingsharsen zouden toegepast kunnen worden voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Hier worden enkel algemene situaties geschetst. Voor elke specifieke situatie zal afzonderlijk moeten geëvalueerd worden of de voorgestelde behandeling van toepassing is. Afhankelijk

van de aard van de matrix kan het interessant zijn om de behandeling met ionenwisselingsharsen te combineren met een voorafgaande GAC filter om interfererende componenten zoals natuurlijk organisch materiaal te verwijderen en de nageschakelde harsen te beschermen. Andere leveranciers geven net de voorkeur aan een opstelling met drie filters ionenwisselingshars in serie (lead, lag en polish) zonder het gebruik van een GAC filter.

Bedrijfsafvalwater

Voor lange keten PFAS en weinig complexe matrices zijn over het algemeen lagere EBCT nodig in vergelijking met korte keten PFAS en complexe matrices.

- Bedrijfsafvalwater dat reeds een biologische behandeling ondergaan heeft met weinig complexe matrix: zandfilter + 2 of meerdere filters met ionenwisselingsharsen in serie (filteraantal in functie van aard van de matrix, PFAS concentratie en gewenste eindconcentraties). Deze behandeling kan voordeliger zijn dan GAC in het geval van hoofdzakelijk hoge concentraties korte keten PFAS;
- Bedrijfsafvalwater zonder biologische behandeling met CZV-gehalte hoger dan 250 mg/l⁵⁷: zandfilter + GAC filter + 2 of meer filters met ionenwisselingsharsen in serie (filteraantal in functie van aard van de matrix, PFAS concentratie en gewenste eindconcentraties). Over het algemeen wordt ionenwisseling minder beïnvloed door hoge CZV-gehalten, maar grote organische moleculen zoals humuszuren, kunnen de verwijderingsefficiëntie wel sterk beïnvloeden. Polystyreen harsen kunnen beter omgaan met hogere CZV-gehalten door een preferentiële verwijdering van PFAS t.o.v. organisch materiaal. Mogelijk kunnen verschillende harsen gecombineerd worden in de afzonderlijke filters om het gewenste resultaat te bekomen. De voorgeschakelde GAC filter zorgt voor de bescherming van de nageschakelde ionenwisselingsharsen en zal reeds organische stoffen uit de afvalstroom verwijderen;
- Bedrijfsafvalwater met complexe matrix: zandfilter + GAC filter + 2 of meer filters met ionenwisselingsharsen in serie. Het aantal filters in serie dat noodzakelijk is bij complexe matrices is afhankelijk van de specifieke matrix, PFAS concentratie en gewenste eindconcentraties. In een specifiek voorbeeld waarbij twee filters worden toegepast kan in de eerste filter gekozen worden voor een macroporeuze hars voor hoofdzakelijke verwijdering van de bulk (lange keten) PFAS gevolgd door een selectieve hars voor de polishing van het afvalwater en verwijdering van korte keten PFAS. Hoge concentraties anorganische ionen kunnen de capaciteit van harsen sterk negatief beïnvloeden waardoor in specifieke situaties andere technieken of een combinatie van technieken mogelijk voordeliger zijn.

Bemalingswater

Bij korte bemalingswater worden de filters over het algemeen zo gedimensioneerd dat deze onder normale omstandigheden niet gewisseld moeten worden. Bij lange bemalingswater wordt de dimensionering afgesteld op de te verwachte debieten en EBCT die nodig is om efficiënt de PFAS in de specifieke matrix te verwijderen. Voor lange keten PFAS en weinig complexe matrices zijn over het algemeen lagere EBCT nodig in vergelijking met korte keten PFAS en complexe matrices. Indien de Fe/Mn concentraties hoger zijn dan 0,05 mg/l wordt best een beluchte buffertank voor de zandfilter geplaatst, zowel bij korte als lange bemalingswater. In het geval van hoge concentraties ZS en Fe/Mn zijn meer doorgedreven voorbehandeling noodzakelijk. Een buffertank kan bijkomend variërende debieten helpen opvangen. Bij

⁵⁷ Deze waarde is enkel indicatief. De invloed van specifieke organische componenten op de verwijdering van PFAS kan verschillend zijn waardoor gelijke CZV-gehalten een verschillende invloed kunnen hebben.

bemalingen met lagere debieten (<60-100 m³/u) kunnen de beschikbare mobiele filters toegepast worden. Voor hogere debieten kunnen parallelle straten van dezelfde type filters naast elkaar geplaatst worden om dergelijke capaciteiten te behandelen.

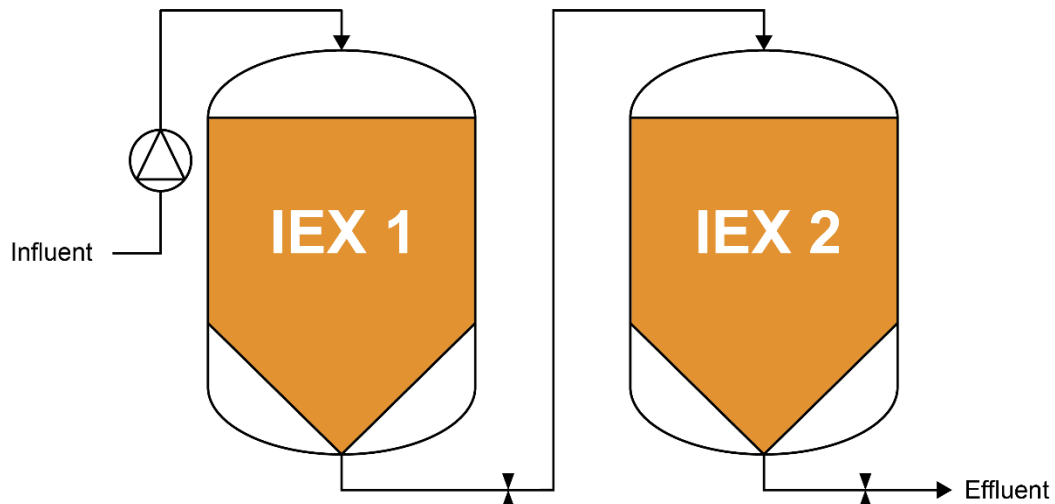
- Korte (vb. 1 maand) en lange bemalingen met weinig complexe matrix en relatief lage PFAS concentraties: (beluchte buffertank) + zandfilter + 2 filters met ionenwisselingsharsen in serie. Deze behandeling kan voordeliger zijn dan GAC in het geval van hoofdzakelijk hoge concentraties korte keten PFAS;
- Korte bemalingen (vb. 1 maand) met weinig complexe matrix en relatief hoge PFAS concentraties: (beluchte buffertank +) zandfilter + 2 of meerdere filters met ionenwisselingsharsen in serie. De PFAS concentraties en type PFAS zullen bepalen of extra filters in serie noodzakelijk zijn om alle PFAS voldoende te kunnen verwijderen. In specifieke gevallen kunnen 2 filters voldoende zijn, in de meeste gevallen zullen 3 filters in serie nodig zijn;
- Lange bemalingen met weinig complexe matrix en relatief hoge PFAS concentraties: (beluchte buffertank +) zandfilter + 2 of meerdere filters met ionenwisselingsharsen in serie. De PFAS concentraties en type PFAS zullen bepalen of extra filters in serie noodzakelijk zijn om alle PFAS voldoende te kunnen verwijderen. In sommige gevallen (bv. voornamelijk lange keten PFAS) is het mogelijk voordeliger om een techniek voor bulkverwijdering van PFAS toe te passen in combinatie met een eventuele nabehandeling voor korte keten PFAS;
- Korte en lange bemalingen met complexe matrix: (beluchte buffertank +) zandfilter + GAC filter + 2 of meerdere filters met ionenwisselingsharsen in serie. De aard van de matrix bepaalt het aantal filters in serie dat noodzakelijk is. In specifieke gevallen is het mogelijk voordeliger om andere technieken of een combinatie van technieken toe te passen. Hoge concentraties anorganische ionen kunnen de capaciteit van harsen sterk negatief beïnvloeden.

CASE-INFORMATIE

Case 6 – zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater

Opstelling

In deze case werd een specifieke behandeling op basis van selectieve ionenwisselingsharsen toegepast voor de verwijdering van hoofdzakelijk lange keten PFAS uit bedrijfsafvalwater. De PFAS waren aanwezig in het gebruikte water en werden geïntroduceerd door hulpstoffen die gebruikt werden tijdens het proces. De behandelingstrein die werd toegepast, bestond uit een lead-lag configuratie van twee filters met ionenwisselingsharsen (Figuur 28). In deze case werden specifiek ionenwisselingsharsen verkozen boven GAC filters omdat (i) een hoge verwijdering van andere organische stoffen niet noodzakelijk was en (ii) bij het gebruik van GAC zouden vijf maal meer filters, hogere hoeveelheid GAC, bijkomende leidingen, pompen, ruimte en monitoring nodig zijn om het zelfde resultaat te bekomen. In deze case werd niet gekozen voor een behandeling met omgekeerde osmose omdat de gevormde concentraatstroom de verdere behandeling te gecompliceerd zou maken.



Figuur 28: Schematische voorstelling van de opstelling van de waterbehandeling voor de zuivering van PFAS in bedrijfsafvalwater in Case 6.

De opstelling werd met volgende parameters toegepast:

- 2 filters met elk 2,7 m³ selectieve ionenwisselingshars;
- Er werd een debiet van 80 m³/u behandeld;
- EBCT: 2 min/filter;
- Het hars werd kort teruggespoeld om de capaciteit te maximaliseren;
- Het proces werd de eerste paar maanden wekelijks gemonitord. Daarna werd overgeschakeld op maandelijkse monitoring van de PFAS parameters. Het proces werd gestuurd op de totale PFAS concentratie. Wanneer concentraties van 30 – 40 ng/l (doorbraak) werden gemeten na de eerste filter werden de filters gewisseld en doorgeschoven in de lead-lag configuratie. Het PFAS-houdende hars werd afgevoerd voor verbranding;
- Via deze opstelling zouden 150 000 bedvolumes behandeld moeten kunnen worden. Hierdoor zouden de filters slechts na 200 – 300 dagen gewisseld moeten worden.

Influentconcentraties

De gemiddelde som van de kwantitatieve PFAS die behandeld werden was 2,9 µg/l. De waterbehandeling werd ontworpen voor de hoofdzakelijke verwijdering van PFOA (0,2 µg/l), PFOS (1,2 µg/l), PFHpA (0,7 µg/l), PFNA (0,1 µg/l) en HFPO-DA (0,3 µg/l). De concentratie van de overige PFAS in het influent was gemiddeld 0,2 µg/l, maar deze werden verder niet gespecificeerd in deze case.

Matrix

Het behandelde bedrijfsafvalwater bevat een weinig complexe matrix dewelke gemiddeld bestond uit:

- Zwevende stoffen: < 1 mg/l;
- TOC: < 20 mg/l (waarvan geen aromaten werden gedetecteerd);
- Chloriden: 120 mg/l;
- Sulfaten: 8 mg/l;
- Nitraten: 11 mg/l;
- pH: 9.

Doordat er slechts een lage concentratie zwevende stoffen aanwezig was in het behandelde bedrijfsafvalwater werd er geen zandfilter gebruikt.

Effluentconcentraties

De gemiddelde effluentconcentraties van de verschillende type PFAS werden niet gedeeld in deze case. De som van de kwantitatieve PFAS was bij de toepassing van deze waterbehandeling steeds < 0,01 µg/l.

Financiële aspecten

Er werden geen kostprijgegevens gedeeld in deze case.

3.6.3 NATUURLIJKE EN OPPERVLAKTE GEMODIFICEERDE KLEIMINERALEN/ZEOLIETEN

TOEPASBAARHEID

Op het moment van schrijven bevindt de toepassing van zeolieten en oppervlakte gemodificeerde kleimineralen voor de verwijdering van PFAS zich vooral in de onderzoeks- en pilootfase (zeolieten: TRL 4 – 6; oppervlakte gemodificeerde kleimineralen: TRL 5 - 7). Op het moment van schrijven is enkel oppervlakte gemodificeerd kleimineraal commercieel beschikbaar via buitenlandse leveranciers waardoor deze handvaten zich enkel zullen toespitsen op deze techniek. Dit adsorptiemateriaal vertoont vergelijkbare adsorptie eigenschappen met GAC en ionenwisselingsharsen en kunnen op een vergelijkbare manier ingezet worden. Ondanks de beperkte beschikbare informatie geeft dit een indicatie dat deze technieken toegepast kunnen worden op zowel bedrijfsafvalwater als bemalingswater.

- Toepasbaar in vaste en mobiele installaties;
- verblijftijden tussen 2 – 15 min;
- typisch debieten van 0,1 – 100 m³/u worden behandeld. Hogere debieten kunnen toegepast worden door gebruik van één grote vaste installatie of het in parallel plaatsten van meerdere mobiele filters zoals bijvoorbeeld bij bemalingen met hoge debieten;
- Door de verhoogde adsorptiecapaciteit van oppervlakte gemodificeerde kleimineralen zijn kleinere filters nodig in vergelijking met GAC, waardoor deze opstelling tot 50% - 75% kleiner is. Hierdoor zijn goedkopere installaties mogelijk voor hetzelfde debiet met een lager materiaalverbruik;
- Regeneratie of reactivatie is niet mogelijk.

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE

Korte keten PFAS worden in vergelijking met lange keten PFAS minder efficiënt verwijderd, maar de verwijdering is, afhankelijk van de aard van de matrix, efficiënter in vergelijking met GAC:

- Lange keten PFAS: 99% (onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS mogelijk);
- Korte keten PFAS: 90% tot 99% afhankelijk van de aard van de matrix.

De algemene verwijderingsefficiëntie voor PFAS onder praktische omstandigheden is 90 – 99%. De praktische toepassing van oppervlakte gemodificeerde kleimineralen beperkt zich op het moment van schrijven hoofdzakelijk tot de verwijdering van lange keten PFAS zoals PFOS en PFOA. Huidig onderzoek toont aan dat ook korte keten PFAS en precursoren verwijderd kunnen worden met oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen. Er zijn indicaties dat korte keten PFSA's efficiënt verwijderd kunnen worden, maar dat de adsorptie voor korte keten PFCA's mogelijk beperkter is. Desalniettemin

werd aangetoond dat de verwijdering van deze korte keten PFCA's zoals PFBA, PFBS en PFPeA efficiënter is dan bij GAC.

Technisch gezien kunnen oppervlakte gemodificeerde kleimineralen zorgen voor de verwijdering van PFAS tot onder de huidige rapportagegrenzen van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS in bedrijfsafvalwater en bemalingswater zolang er voldoende filters in serie worden geplaatst. Echter in de praktijk zal dit niet voor alle situaties haalbaar zijn gezien in bepaalde gevallen een (zeer) hoge hoeveelheid oppervlakte gemodificeerde kleimineralen nodig zullen zijn, o.a. voor:

- bedrijfsafvalwater/bemalingswater met complexe matrices en hoge PFAS concentraties;
- bedrijfsafvalwater/bemalingswater met zeer hoge concentraties korte keten PFAS zoals PFBA omdat hier snel doorbraak zal optreden.

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

Onderstaande componenten werden tot op het moment van schrijven waargenomen als parameters die een invloed kunnen hebben op de PFAS verwijdering bij de toepassing van oppervlakte gemodificeerde kleimineralen:

- Anorganische ionen (hoge zout concentraties). Het effect van specifieke ionen op de verwijdering van PFAS is echter afhankelijk van de aard van de lading. Kationen kunnen de adsorptie van anionische PFAS stimuleren, terwijl anionen net kunnen zorgen voor een sterk gereduceerde PFAS adsorptie. Hoge concentratie kationen kunnen een positief effect hebben op de verwijdering van korte keten PFAS zoals PFHxA en PFBA;
- Organische stoffen/CZV. Deze competitie zou beperkter zijn in vergelijking met GAC. De adsorptiecapaciteit voor PFAS wordt echter niet negatief beïnvloed door minerale olie, BTEX, VOCl en beperkte gehalten aan organisch materiaal;
- Daling van de pH kan een positief effect hebben op de verwijdering van PFAS.

OPTIMALISATIE

Hieronder worden enkele punten samengevat die de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater met oppervlakte gemodificeerde kleimineralen in bepaalde situaties kan optimaliseren (voor korte keten PFAS):

- Proces sturen op PFAS die als eerste zal doorbreken (vb. PFBA);
- Proces sturen op doorbraak in de eerste filter in een lead-lag configuratie of doorbraak in de voorlaatste filter indien meerdere filters in serie worden geplaatst;
- Standtijd voldoende kort houden/voldoende hoge wisselfrequentie;
- Bij voornamelijk korte keten PFAS de EBCT verhogen tot 15 min of langer door debiet te verkleinen of grotere filters te gebruiken;
- Organokleimineralen worden eveneens toegepast voor de verwijdering van olie uit afvalwater, waardoor dit adsorbens mogelijk kan ingezet worden voor de verwijdering van PFAS in bedrijfsafvalwater of bemalingswater dat verontreinigd is met olie;
- De competitie met organische stoffen zou beperkter zijn in vergelijking met GAC. Bovendien wordt de adsorptiecapaciteit voor PFAS niet negatief beïnvloed door minerale olie, BTEX, VOCl en beperkte gehalten aan organisch materiaal;
- Voor specifieke afvalwaterstromen kunnen oppervlakte gemodificeerde kleimineralen betere verwijderingsefficiënties bekomen dan GAC getest op hetzelfde afvalwater;
- Bij korte bemalingen de filters met oppervlakte gemodificeerde kleimineralen dimensioneren zodat deze niet gewisseld hoeven te worden.

De wisselfrequentie van de filters is afhankelijk van de beoogde eindconcentratie van PFAS, de influent concentraties, de ketenlengte van de te behandelen PFAS, de adsorptiecapaciteit van de oppervlakte gemodificeerde kleimineralen, de aanwezigheid van andere componenten die de adsorptiecapaciteit kunnen beïnvloeden, de aard van de gebruikte opstelling en het beheer van deze opstelling.

COMBINATIE MET ANDERE TECHNIEKEN

Oppervlakte gemodificeerde kleimineralen kunnen op verschillende manieren toegepast worden binnen een waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater:

- op zichzelf als losstaande techniek met twee of meerdere filters in serie;
- In combinatie met een voorafgaande GAC filter die instaat voor de verwijdering van lange keten PFAS en interfererende componenten, en om de nageschakelde filters te beschermen. De filters met oppervlakte gemodificeerde kleimineralen zorgen dan voornamelijk voor bijkomende verwijdering van korte keten PFAS;
- Polishing stap om resterende (korte keten) PFAS te verwijderen na een techniek voor bulkverwijdering van PFAS zoals:
 - Coagulatie/flocculatie;
 - Membraan gebaseerde technieken;
 - Schuimfractionatie en ozofractionatie;
 - Indampen/Vacuümverdamping

VOORBEELDSITUATIES

De praktijkervaringen met oppervlakte gemodificeerde kleimineralen is op het moment van schrijven zeer beperkt doordat deze techniek zich voornamelijk nog in de onderzoeks- en pilootfase bevindt. Dit adsorptiemateriaal vertoont vergelijkbare adsorptie eigenschappen met GAC en ionenwisselingsharsen en kunnen op een vergelijkbare manier ingezet worden. Hierdoor kunnen de voorbeeldsituaties beschreven bij GAC en ionenwisselingsharsen als een goede basis dienen bij het ontwerp en de concrete implementatie van deze techniek voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Het wordt steeds aangeraden om een minimaal een zandfilter te plaatsen voor een (serie van) filter(s) met oppervlakte gemodificeerde kleimineralen.

CASE-INFORMATIE

Op basis van een specifieke case voor de behandeling van bemalingswater aan 30 m³/u met twee filters in serie van elk 3 m³ oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen, worden de totale kosten ingeschat op 70 000 EUR, inclusief de kosten voor monitoring en opvolging. In deze case wordt verondersteld dat de gebruikte filters niet vervangen zouden moeten worden in functie van de matrix en de hoeveelheid PFAS dat verwijderd dient te worden.

In een recente case in het Verenigd Koninkrijk wordt een filter met oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen gebruikt als een polishingstap op het effluent van schuimfractionatie dat oppervlaktewater behandelt.

Verdere informatie over specifieke cases kon op het moment van schrijven niet worden aangeleverd.

3.6.4 COAGULATIE/FLOCCULATIE

TOEPASBAARHEID

Deze techniek bevindt zich op het moment van schrijven in de piloot-fase met enkele commercieel beschikbare coagulanten/reactanten (TRL 6 – 8). Er zijn verschillende coagulanten/reactanten ontwikkeld voor de specifieke verwijdering van PFAS. In Nederland werd deze techniek reeds toegepast voor de zuivering van met PFAS belast grondwater. In het buitenland, zoals bijvoorbeeld Duitsland, zijn cases bekend waarbij in coagulatie/flocculatie wordt toegepast voor de verwijdering van PFAS uit

grondwater en afvalwater verontreinigd met PFAS-houdende blusschuimen. Ondanks de beperkte beschikbare informatie geeft dit een indicatie dat deze technieken toegepast kunnen worden op zowel bedrijfsafvalwater als bemalingswater.

- Toepasbaar in vaste en mobiele installaties;
- Contacttijd tussen 30 – 60 min;
- Debieten van 0,1 – 10 m³/u kunnen worden behandeld. Hogere debieten zijn op het moment van schrijven niet beschikbaar, werden niet verder onderzocht en zijn mogelijk niet economisch interessant;
- Hoofdzakelijk ingezet voor de initiële bulkverwijdering van PFAS in afvalwaterstromen met relatief hogere PFAS concentraties (>0,3 µg/l) en complexere matrices;
- De dosis van het toegevoegde coagulant/reactant kan geoptimaliseerd worden afhankelijk van het type PFAS dat dient verwijderd te worden en de aard van de matrix, en varieert typisch tussen 25 mg/l tot 2 g/l;
- Er ontstaat een PFAS-houdend slib dat via sedimentatie en/of filtratie verwijderd wordt.

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE

Het verwijderingsrendement is sterk afhankelijk van het type PFAS, influent concentraties en de aard van de matrix. Deze techniek is voornamelijk efficiënt in de verwijdering van hoge concentraties PFAS en de verwijderingsrendementen zijn over het algemeen beperkter. In de praktijk kunnen lange keten PFAS efficiënter verwijderd worden dan korte keten PFAS:

- Lange keten PFAS: >90% tot 99,99% (onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS);
- Korte keten PFAS: variabele rendementen van 40% - 60% afhankelijk van de gebruikte dosis.

Een hogere dosis zorgt voor een hoger verwijderingsrendement, zeker voor korte keten PFAS. Afhankelijk van het gekozen coagulant/reactant kan de toepassing van coagulatie/flocculatie concentraties lager dan 0,1 µg/l voor individuele PFAS behalen, maar enkel in situaties met beperkte influent PFAS concentraties. In situaties met hoge influent PFAS concentraties kunnen de effluentconcentraties mogelijk hoger liggen dan 0,1 µg/l en zijn bijkomende polishingstappen met bijvoorbeeld adsorptietechnieken noodzakelijk.

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

Deze techniek is robuust onder wijzigende matrixcondities en debiet. Onderstaande componenten kunnen een invloed kunnen hebben op de toepassing van coagulatie/flocculatie:

- Geen of slechts beperkte interferentie zal optreden met andere organische stoffen;
- Hoge concentraties van ander oppervlakte-actieve stoffen zorgen voor de nood aan hogere dosis coagulant/reactant;
- Het effect van geleidbaarheid en pH op de verwijderingsefficiëntie is op het moment van schrijven niet bekend;
- De toepassing van de techniek zorgt voor de ontkleuring en de verwijdering van zwevende stoffen, wat voordelig is voor de eventuele nageschakelde nabehandelingen;
- De toepassing van de techniek zorgt voor een verwijdering van ijzer. Echter wordt mangaan niet verwijderd tijdens dit proces.

OPTIMALISATIE

Hieronder worden enkele punten samengevat die de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater met coagulatie/flocculatie in bepaalde situaties kan optimaliseren:

- Voorafgaande testen op de te behandelen matrix bepalen de optimale dosis en verblijftijden in de reactor(en);
- De dosis van het toegevoegde coagulant/reactant wordt geoptimaliseerd afhankelijk van het type PFAS en de aard van de matrix, en varieert typisch tussen 25 mg/l tot 2 g/l;
- Geen bijkomende voorbehandeling noodzakelijk voor bijvoorbeeld bemalingswater dat rijk aan ijzer is. Echter wordt mangaan niet verwijderd tijdens dit proces. Daardoor kan in de aanwezigheid van hoge concentraties mangaan een voorbehandeling noodzakelijk zijn om de eventueel nageschakelde nabehandelingen te beschermen. Indien deze techniek op zichzelf wordt toegepast zonder nageschakelde nabehandelingen is deze voorbehandeling niet noodzakelijk;
- De voordelen van deze techniek zijn het meest uitgesproken bij de behandeling van bedrijfsafvalwater of bemalingswater met hoge concentratie PFAS;
- De hoeveelheid slib per verwerkt influent is afhankelijk van de aard van de matrix, de dosering van het coagulant/reactant, de PFAS influentconcentraties en de mogelijkheid tot het ontwateren van het slib.

COMBINATIE MET ANDERE TECHNIEKEN

Deze techniek wordt over het algemeen toegepast als een eerste bulkverwijdering van PFAS bij relatief hogere concentraties (>0,3 µg/l tot in de mg/l PFAS range) waarna nog een polishingstap op basis van adsorptietechnieken noodzakelijk is om de gewenste PFAS eindconcentraties te bekomen. Echter kan afhankelijk van de PFAS influentconcentraties, type PFAS en gewenste effluent concentraties mogelijk geen nabehandeling nodig zijn.

VOORBEELDSITUATIES

De praktijkervaringen met coagulatie/flocculatie zijn op het moment van schrijven eerder beperkt. De voordelen van deze techniek zijn het meest uitgesproken bij de behandeling van bedrijfsafvalwater en bemalingswater met hoge PFAS concentraties met beperkte capaciteiten (max. 10 m³/u). Zeker in het geval van een groot aandeel lange keten PFAS. De toepassing van coagulatie/flocculatie zorgt voor een initiële bulkverwijdering van PFAS waarna de resterende PFAS concentraties kunnen verwijderd worden door de toepassing van één of meerdere filters met een specifiek adsorbens (GAC, ionenwisselingshars en/of oppervlakte gemodificeerde kleimineralen). Het aantal filters en de aard van het adsorbens is afhankelijk van de resterende PFAS concentraties, type PFAS, aard van de matrix en gewenste eindconcentraties. De coagulatie/flocculatie stap zorgt voor een bescherming van de eventueel nageschakelde polishingstappen zodat deze voor een langere duur in operatie kunnen gehouden worden en waardoor deze een significant beter verwijderingsrendement kunnen opleveren met beperkter materiaalverbruik dan wanneer deze op zichzelf zouden worden toegepast. In het geval van lage PFAS influentconcentraties (50 - 200 ng/l), hoofdzakelijk lange keten PFAS en gewenste eindconcentraties rond 100 ng/l kunnen nabehandelingen niet noodzakelijk zijn.

Bovendien is deze techniek robuust onder wijzigende matrixcondities en debiet waardoor deze geschikt is voor de behandeling van bemalingswater. Daarnaast kunnen complexere matrices met hogere CZV-gehalten, zwevende stoffen en ijzer behandeld worden zonder invloed op de initiële bulkverwijdering van PFAS. Hier door komen bedrijfsafvalwaters zonder biologische behandeling met hoger CZV-gehalte en andere parameters hiervoor ook mogelijk in aanmerking.

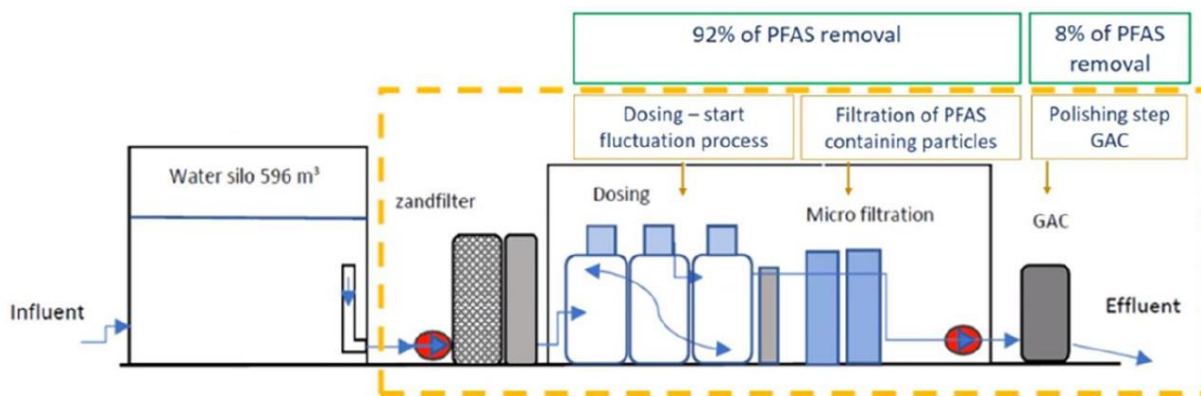
Door de toepassing van een coagulant/reactant gevolgd door een scheidingsstap wordt ijzer mee neergeslagen en verwijderd uit het afvalwater. Hierdoor is geen bijkomende voorbehandeling met beluchte buffertank noodzakelijk voor bemalingswater dat rijk aan ijzer is. In het geval van hoge concentratie ZS is het aangewezen om een zandfilter voor de coagulatie/flocculatie stap te plaatsen indien nabehandelingen op basis van adsorptie worden toegepast.

CASE-INFORMATIE

Case 7 – zuivering van PFAS-verontreinigd grondwater

Opstelling

In een specifieke case in voor de verwijdering van PFAS uit grondwater werd een waterbehandelingstrein, in een containeropstelling, toegepast bestaande uit een zandfilter, drie doseringseenheden, een microfiltratie-eenheid en nageschakelde actief koolfilters (2 m³ totaal) met een debiet van 1,5 – 2,0 m³/u (Figuur 29). Op basis van voorgaande labotesten met deze techniek en andere technieken zoals adsorptie, NF en RO werd deze techniek als meest beloftevolle geselecteerd. De waterbehandeling werd voor een periode van zeven maanden uitgevoerd. De GAC filter diende hier niet vervangen te worden. Het PFAS-houdend slib en GAC werden naar een stortplaats afgevoerd.



Figuur 29: Waterbehandelingstrein toegepast voor de verwijdering van PFAS in grondwater via coagulatie gevolgd door een actief kool nabehandeling in Case 7.

Influentconcentraties

De influentconcentratie van de som van kwantitatieve PFAS varieerde tussen 13,7 – 27,8 µg/l. De concentraties van individuele PFAS werden niet gedeeld in deze case.

Matrix

In deze case werd geen gedetailleerde informatie over de aard van de matrix gedeeld. Er was olie aanwezig in het influent dat geen invloed had op PFAS verwijdering via deze opstelling.

Effluentconcentraties

De gewenste eindconcentratie van 1 µg/l voor de som van kwantitatieve PFAS kon behouden worden over een periode van zeven maanden. 92% van de totale PFAS in het influent werd weerhouden in het PFAS-houdend slib van de behandeling met het reactant en 8% werd bijkomend verwijderd door de nabehandeling met GAC tot de gewenste eindconcentratie van maximaal 1 µg/l. Door het toepassen van verdergaande nabehandelingstappen zouden lagere eindconcentraties mogelijk geweest zijn. Het verwijderingsrendement varieerde sterk in functie van de aard en concentratie van de PFAS in het influent. Bij voornamelijk hoge concentraties lange keten PFAS zoals PFOS en PFOA in het influent konden verwijderingsrendementen van 93% bekomen worden. Wanneer voornamelijk hoge concentraties korte keten PFAS zoals PFBS en PFHxA aanwezig waren in het influent was het verwijderingsrendement gemiddeld 43%.

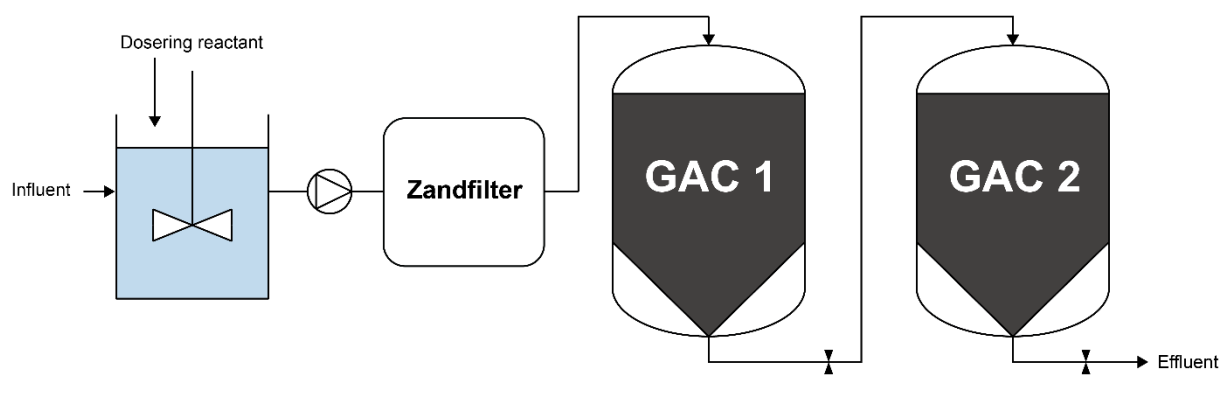
Financiële aspecten

De containeropstelling had een maandelijkse huurprijs van 7500 EUR/maand (Prijsgegevens van 2018). Deze kostprijs is exclusief de kosten voor reactant, afvoer en verwerking van beladen actief kool en afvoer en verwerking van PFAS-houdend slib. De gemiddelde kostprijs voor de zuivering van met PFAS belast afvalwater met deze containeropstelling werd ingeschat op 20 – 25 EUR/m³ behandeld.

Case 8 – zuivering van PFAS-verontreinigd grondwater

Opstelling

In een specifieke case voor de verwijdering van PFAS uit grondwater werd een waterbehandelingstrein toegepast bestaande uit een doseringseenheid in een CSTR, een zandfilter en twee in serie geschakelde GAC filters met een debiet van 5 m³/u (Figuur 30). Het reactant werd gedoseerd in een concentratie van gemiddeld 25 mg/l. De zandfilter zorgt voor de afscheiding van het gevormde PFAS-houdend slib en ZS. De GAC filters zorgen voor een finale polishing van het behandelde water. De waterbehandeling werd uitgevoerd over een periode van minimaal 2,5 maanden.



Figuur 30: Waterbehandelingstrein toegepast voor de verwijdering van PFAS in grondwater via coagulatie gevolgd door een actief kool nabehandeling in Case 8.

Influentconcentraties

De som PFAS influentconcentratie voor 14 target PFAS varieerde tussen 380 – 480 µg/l met hoge concentraties PFOS (240 µg/l) en PFHxS (120 µg/l) en relatief lagere concentraties (enkele µg/l) van andere korte en lange keten PFAS. Tabel 22 geeft een overzicht van de influentconcentraties van enkele PFAS op een gegeven tijdstip tijdens de waterbehandeling.

Tabel 22: PFAS influentconcentraties op een gegeven tijdstip van de waterbehandeling in Case 8.

PFAS parameter	Concentratie
PFBA	3,3 µg/l
PFPeA	6,7 µg/l
PFHxA	17 µg/l
PFHpA	3,7 µg/l
PFOA	6,7 µg/l
PFBS	11 µg/l
PFHxS	120 µg/l
PFOS	240 µg/l

PFAS parameter	Concentratie
Som PFAS	408 µg/l

Matrix

Het behandelde grondwater bevatte een weinig complexe matrix dewelke gemiddeld bestond uit:

- Opgeloste organische stoffen: 9 mg/l;
- BTEX: 4 µg/l;
- VOS: 27 µg/l;
- Fe: 26 mg/l;
- pH: 5,6.

De behandeling ondervond geen invloed van de aanwezige DOC, VOC en BTEX en relatieve hoge concentratie ijzer.

Effluentconcentraties

De coagulatie en filtratiestap op zichzelf zorgde reeds voor een verwijdering van 86,7% - 98,1% van de 14 target PFAS aanwezig in het influent. In het effluent van de GAC filtratiestap werden waarden lager dan de rapportagegrens van 20 ng/l gemeten met uitzondering van één moment waar de som van de 14 target PFAS gelijk was aan 0,09 µg/l. De concentratie van PFOS was steeds < 20 ng/l. Hierdoor varieerde het verwijderingsrendement van de gehele behandelingstrein over een periode van 2,5 maanden tussen 99,98 – 100% (onder de rapportagegrens van 20 ng/l) voor de 14 target PFAS. Tabel 23 geeft een overzicht van de som van de 14 target PFAS op vier afzonderlijke meetpunten in het influent, het effluent van de coagulatie en filtratiestap, en het effluent van de GAC filtratie.

Tabel 23: PFAS concentraties van de som van de 14 target PFAS op vier verschillende meetmomenten in het influent, het effluent van de coagulatie en filtratiestap, en het effluent van de GAC filtratie in Case 8 uitgedrukt in µg/l.

Meetmoment	Influent	Effluent coagulatie & filtratie	Effluent GAC
Week 1	480	64	0
Week 2	380	13	0
Week 4	408	7,8	0
Week 11	390	16	0,09

Tabel 24 geeft een overzicht van de influentconcentraties, en effluentconcentraties en verwijderingsrendementen van de coagulatie en filtratiestap voor acht specifieke target PFAS. Dit schetst enkel het verwijderingsrendement van de coagulatie en filtratiestap en niet van de volledige behandelingstrein.

Tabel 24: Influentconcentraties, en effluentconcentraties en verwijderingsrendementen van de coagulatie en filtratiestap voor acht specifieke target PFAS op het meetmoment in week 4 in Case 8 uitgedrukt in µg/l.

PFAS parameter	Influent	Effluent coagulatie & filtratie	Verwijderingsrendement
PFBA	3,3	2,1	36,4%
PFPeA	6,7	1,9	71,6%
PFHxA	17	1,5	91,2%

PFAS parameter	Influent	Effluent coagulatie & filtratie	Verwijderingsrendement
PFHpA	3,7	0,18	95,1%
PFOA	6,7	0,1	97,8%
PFBS	11	0,89	91,9%
PFHxS	120	< 0,001	> 99,2%
PFOS	240	1,1	99,5%
Som PFAS	408	7,82	98,1 %

Financiële aspecten

Er werden geen kostprijsgegevens gedeeld in deze case.

3.6.5 MEMBRAAN GEBASEERDE TECHNIEKEN

TOEPASBAARHEID

Membraan gebaseerde technieken NF en RO zijn bewezen technieken voor de verwijdering van PFAS (TRL 9). Er bestaan cases in Vlaanderen en het buitenland waarin membraan gebaseerde technieken specifiek voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater/grondwater worden ingezet.

- toepasbaar in vaste en mobiele installaties;
- typische debieten van 0,1 – 1000 m³/u kunnen worden behandeld;
- aard van membraan en poriegrootte bepaalt welke PFAS verwijderd kunnen worden;
- meer consistente PFAS verwijdering in vergelijking met adsorptietechnieken;
- nood aan vergaande voorbehandelingen bij bepaalde matrices in bedrijfsafvalwater;
- er ontstaan concentraatstromen die verder behandeld of verwerkt moeten worden.

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE

In de praktijk kunnen via NF lange keten PFAS efficiënter verwijderd worden dan korte keten PFAS:

- NF: lange keten PFAS: 95% – 99%;
- NF: korte keten PFAS: 50% – 99% variabele rendementen afhankelijk van de aard van de matrix en type PFAS.

Via RO kunnen ultrakorte, korte en lange keten PFAS efficiënt verwijderd worden:

- RO: lange keten PFAS: 99% – 99,9% (onder huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS);
- RO: ultrakorte en korte keten PFAS: 99% – 99,9% (onder huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS).

Bij de toepassing van membraan gebaseerde technieken worden de PFAS opgeconcentreerd in een concentraatstroom die verder verwerkt of behandeld moet worden. Op het moment van schrijven worden hiervoor verschillende technieken toegepast zoals bijkomende membraan gebaseerde stappen, indamping, GAC en ionenwisselingsharsen of een combinatie van deze technieken. Bij de toepassing van deze nageschakelde technieken moet rekening gehouden worden met het feit dat naast PFAS, ook de andere elementen in de matrix mee opgeconcentreerd worden. Door de volumereductie van de PFAS-

houdende afvalwaterstroom komen afbraak-/destructietechnieken mogelijk ook in aanmerking. Ultrakorte keten PFAS kunnen eveneens verwijderd worden via omgekeerde osmose door het op te concentreren in de concentraatstroom waarna deze uiteindelijk afbraak of destructie ondergaat. Bij hoge influent concentraties (vb. > 20 µg/l) kunnen nabehandelingen van het permeaat nodig zijn om PFAS concentraties lager dan de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS te bereiken.

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIEKEN

Onderstaande parameters kunnen een invloed hebben op de PFAS verwijdering bij de toepassing van membraan gebaseerde technieken⁵⁸:

- zwevende stoffen (i.f.v. membraantype);
- Fe/Mn (Fe: > 0,05 mg/l; Mn: > 0,02 mg/l);
- Specifieke ionen (nitraten, nitrieten) en zouten (Ca-, Ba-zouten) (scaling);
- Hoge geleidbaarheid (i.f.v. ketenlengte);
- Opgeloste organische stoffen (fouling);
- Temperatuur;
- pH (i.f.v. type PFAS en membraantype).

Membraan gebaseerde technieken zijn typisch gevoelig aan vervuiling ter hoogte van het membraan door fouling/scaling, waardoor bijkomende voorbehandelingen noodzakelijk zijn om deze technieken efficiënt te kunnen toepassen en verstopping van de membranen te voorkomen. Afhankelijk van de kwaliteit van het voedingswater kunnen voorbehandelingen zoals filtratietechnieken voor zwevende stoffen (DAF, zandfiltratie, MF, UF, ...), pH correctie, fysicochemische voorbehandeling, toevoeging van biocides voor microbiële groei te beperken en toevoeging van anti-fouling/anti-scaling producten noodzakelijk zijn. Het reinigen van membranen is een essentiële stap voor deze technieken om de integriteit van de membranen en de efficiëntie van deze technieken te bewaren.

In het kader van bemalingen wordt meestal een beluchte buffertank voor de filtratiestap geplaatst om Fe en Mn te verwijderen. Deze beluchte buffertank maakt het bijkomend mogelijk om de wisselende debieten van bemalingswater te kunnen opvangen.

OPTIMALISATIE

Hieronder worden enkele punten samengevat die de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater met membraan gebaseerde technieken in bepaalde situaties kan optimaliseren (voor korte keten PFAS):

- Membraantype kiezen i.f.v. type PFAS en aard van de matrix van het bedrijfsafvalwater/bemalingswater;
- In specifieke situaties kan de combinatie NF en GAC of ionenwisselingshars efficiënter zijn dan bijvoorbeeld GAC of ionenwisseling op zichzelf omdat de efficiëntie van de adsorptietechnieken op deze manier verhoogd kan worden. Deze technieken worden mogelijks economisch

⁵⁸ De waarden tussen haakjes achter de parameters zijn de waarden waarvoor in de meeste gevallen geen noemenswaardige invloed meer ondervonden wordt van deze parameters en waaronder mogelijk geen voorbehandelingen noodzakelijk zijn.

interessant wanneer hoge influent concentraties moeten behandeld worden waardoor er te snelle kolomwissels nodig zijn bij adsorptiemedia zoals GAC en ionenwisseling;

- Fouling/scaling van de membranen voorkomen door (i) de wijziging van procescondities, (ii) de aanpassing van het membraan en (iii) het aanpassen van het influent door toevoeging van anti-foulants/anti-scalants voor het filtratiesysteem. De kwaliteit van het voedingswater van de membraan gebaseerde technieken moet voldoen aan de eisen van de leverancier van de membranen om het gewenste permeaat debiet te garanderen. Een geschikte voorbehandeling kan de omvang van het systeem en geassocieerde installatiekosten beperken;
- Om voldoende permeaat debiet te garanderen moeten de membranen tijdig gereinigd worden om de fouling te verwijderen;
- Om voldoende permeaat debiet te garanderen en consistent PFAS verwijderingsrendement te behouden is temperatuurscontrole belangrijk in dit proces, wat mogelijk minder evident is in mobiele systemen.

COMBINATIE MET ANDERE TECHNIEKEN

Membraan gebaseerde technieken kunnen op verschillende manieren toegepast worden binnen een waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater:

- NF of RO op zichzelf als losstaande techniek met één of meerdere membraaneenheden in serie;
- NF of RO gevolgd door een polishing stap op het permeaat om resterende (korte keten) PFAS te verwijderen door middel van een adsorptietechniek of een combinatie daarvan;
- NF of RO gevolgd door een nabehandeling op het concentraat om de meer opgeconcentreerde PFAS te verwijderen door middel van een adsorptietechniek of een combinatie daarvan;
- NF of RO gevolgd door het concentreren van de gevormde concentraatstroom tot een meer geconcentreerde stroom door middel van bijkomende membraan gebaseerde stappen, schuimfractionatie of indamping;
- NF of RO gevolgd door een afbraak-/deconstructietechniek op het concentraat.

In de meeste gevallen vereisen membraan gebaseerde technieken een intensieve voorbehandeling om de werking van de techniek te garanderen en te beschermen. Daardoor kunnen ze voorafgegaan worden door één of een combinatie van fysicochemische voorbehandeling, DAF, zandfilter, UF, MF,

VOORBEELDSITUATIES

Hieronder worden enkele niet-limitatieve voorbeeldsituaties geschetst waarin membraan gebaseerde technieken zouden toegepast kunnen worden voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Hier worden enkel algemene situaties geschetst. Voor elke specifieke situatie zal afzonderlijk moeten geëvalueerd worden of de voorgestelde behandeling van toepassing is. Deze technieken worden mogelijk economisch interessant wanneer hoge influent concentraties bij hoge debieten moeten behandeld worden waardoor er (te) snelle kolomwissels nodig zijn bij adsorptietechnieken zoals GAC en ionenwisselingsharsen. Bij lage debieten kan de resulterende concentraatstroom mogelijk afgevoerd worden voor verbranding. Specifiek voor bemalingen zijn deze technieken mogelijk interessant bij langere bemalingen met hoge capaciteiten. Bedrijfsafvalwater zonder biologische behandeling met hoger CZV-gehalte en andere parameters (complexe matrix) komen mogelijk ook in aanmerking.

- Bedrijfsafvalwater/bemalingswater met weinig complexe of complexe matrix en voornamelijk lange keten PFAS: voorbehandeling (DAF, zandfiltratie, UF) + NF;
- Bedrijfsafvalwater/bemalingswater met een weinig complexe matrix en lage PFAS concentraties: voorbehandeling (DAF, zandfiltratie, UF) + RO + nabehandeling concentraat met ionenwisselingsharsen en/of GAC filters;

- Bedrijfsafvalwater met een weinig complexe of complexe matrix en hoge PFAS concentraties: voorbehandeling + RO + bijkomende RO stappen of indamping voor verdere opconcentratie;
- Bedrijfsafvalwater met een weinig complexe of complexe matrix en hoge PFAS concentraties: voorbehandeling + RO + niet-thermisch plasmabehandelingstechniek voor de destructie PFAS in concentraatstroom;
- Bedrijfsafvalwater/bemalingswater met weinig complexe of complexe matrix en hoge PFAS concentraties: voorbehandeling + RO of NF + polishing permeaat met adsorptie techniek zoals GAC of ionenwisseling, of een combinatie er van;
- Bedrijfsafvalwater met weinig complexe of complexe matrix, hoge PFAS concentraties en beperkte debieten: voorbehandeling + RO + verbranding concentraatstroom.

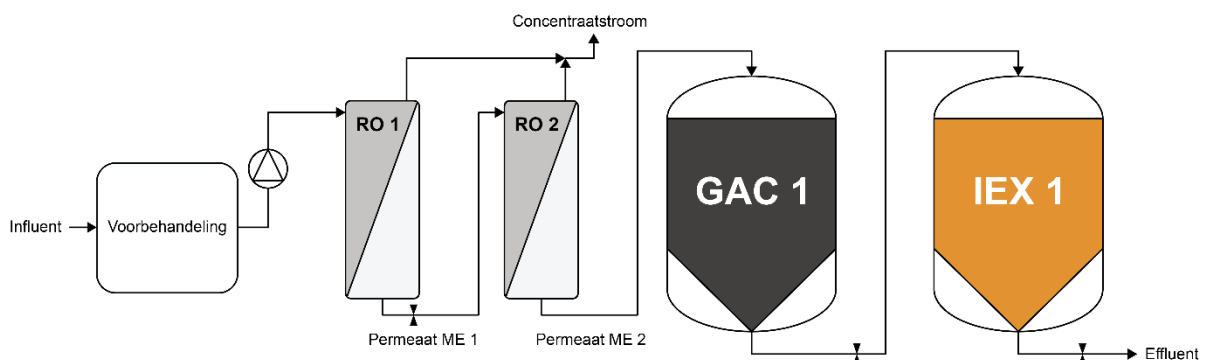
Indien bij bemalingen de Fe/Mn concentraties hoger zijn dan 0,02 – 0,05 mg/l wordt best een beluchte buffertank aan de voorbehandeling toegevoegd.

CASE-INFORMATIE

Case 9 - zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater

Opstelling

In deze case werd een specifieke behandeling voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater uitgevoerd waarin een combinatie van drie verschillende technieken werd toegepast. De waterbehandeling voor de verwijdering van korte en lange keten PFAS bestond uit een zandfilter, omgekeerde osmose met twee membraaneenheden, een GAC filter en een filter met ionenwisselingshars (Figuur 31). De eerste membraaneenheid (RO 1) bevatte een membraan specifiek voor hoge concentratie opgeloste vaste stoffen (TDS). De tweede membraaneenheid (RO 2) bevatte een ander membraan voor de verdere nabehandeling van het permeaat van de eerste eenheid. In deze case werd voor deze opstelling gekozen om zwevende stoffen te kunnen verwijderen, de PFAS te kunnen concentreren in een totaalvolume van 20% van het originele volume, residuele organische stoffen te verwijderen en het permeaat te kunnen nabehandelen om het PFAS-vrije water te kunnen inzetten voor stoomproductie. Voor het bedrijf deze behandeling toepaste werd al het afvalwater afgevoerd voor verbranding. De belangrijkste doelstelling was daardoor de reductie van het volume van het water dat verder behandeld dient te worden.



Figuur 31: Vereenvoudigde schematische voorstelling van de waterbehandelingstrein toegepast voor de verwijdering van PFAS in bedrijfsafvalwater via membraan gebaseerde technieken gevolgd door een nabehandeling van het permeaat met in Case 9.

De opstelling werd met volgende parameters toegepast:

- De opstelling werd eerst getest in pilotschaal waarna de opstelling op grote schaal werd geïnstalleerd en toegepast;

- Er was geen specifieke informatie over de grootte van de GAC filters en de filters met ionenwisselingshars;
- EBCT: 8 – 10 min/GAC filter en 2 – 3 min/filter met ionenwisselingshars;
- Er werd een debiet van 25 m³/u behandeld;
- Recovery: 80%;
- Er werden verschillende PFAS en andere parameters gemonitord, maar de monitoringsfrequentie werd niet gedeeld in deze case;
- De concentraatstroom (20% van het originele volume), GAC en hars werden afgevoerd voor verbranding.

Influentconcentraties

De gemiddelde som van de kwantitatieve PFAS die behandeld werden was 2,80 µg/l en waren voor een deel reeds aanwezig in het gebruikte water en werden voor een deel toegevoegd door het gebruik van PFAS-houdende hulpstoffen in het proces. De belangrijkste PFAS in het influent waren PFOS (1,15 µg/l), PFBA (0,12 µg/l), PFHxA (0,50 µg/l) en PFMPA (0,94 µg/l). De concentratie van de overige PFAS in het influent was gemiddeld 0,09 µg/l, maar deze werden verder niet gespecificeerd in deze case.

Matrix

Het behandelde bedrijfsafvalwater bevatte een complexe matrix dewelke gemiddeld bestond uit:

- Zwevende stoffen: 10 mg/l;
- TOC: 550 mg/l (waarvan geen aromaten werden gedetecteerd);
- Verschillende alcoholen (< C7): 150 mg/l;
- Natrium: 6520 mg/l;
- Sulfaten: 6630 mg/l;
- Totaal opgeloste stoffen (TDS): 17 335 mg/l;
- pH: 9,6.

Door de relatief hoge concentratie zwevende stoffen aanwezig in het behandelde bedrijfsafvalwater werd er een zandfilter toegepast voor de membraan gebaseerde technieken en werd in de eerste membraaneenheid gebruik gemaakt van een membraan specifiek voor hoge concentratie opgeloste vaste stoffen.

Effluentconcentraties

De gemiddelde effluentconcentraties van de verschillende type PFAS werden niet gedeeld in deze case, maar er werd aangegeven dat met deze waterbehandelingstrein alle PFAS tot onder de rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS verwijderd konden worden en dat het permeaat (80 % van het behandeld volume) als PFAS-vrij water kon ingezet worden voor stoomproductie. Elk van de twee membraaneenheden reduceerde de PFAS concentratie in het permeaat met minstens 99,9%. De GAC filters stonden in voor een eventuele resterende PFAS verwijdering en verwijdering van residuele organische stoffen. De ionenwisselingshars stond niet in voor de verwijdering van PFAS. Deze behandelingsstap stond voornamelijk in voor de reductie van de geleidbaarheid van het permeaat naar 0,06 µS/cm om als water voor stoomproductie te kunnen dienen.

Financiële aspecten

Er werden geen kostprijsgegevens gedeeld in deze case. Door de reductie van het volume van het bedrijfsafvalwater (naar 20% van het behandeld volume) dat afgevoerd moest worden voor verbranding kon in deze case jaarlijks 1 000 000 Dollar aan operationele kosten bespaard worden. Daarnaast kon het waterverbruik van deze case gereduceerd worden met meer dan 80% door het hergebruik van het permeaat voor stoomproductie.

3.6.6 SCHUIMFRACTIONATIE EN OZOFRACTIONATIE

TOEPASBAARHEID

Op het moment van schrijven zitten deze technieken vooral nog in de pilootfase met 20 toepassingen op grote schaal in het buitenland voor onder andere bedrijfsafvalwater en bemalingswater (TRL 7 – 8). Op het moment van schrijven is er één case bekend waarin schuimfractionatie op grote schaal wordt toegepast op bedrijfsafvalwater in Vlaanderen.

- Toepasbaar in vaste en mobiele installaties;
- verblijftijden tussen 30 – 45 min;
- typisch debieten van 0,5 – 40 m³/u worden behandeld. Op basis van leveranciersinformatie wordt ingeschat dat debieten van meer dan 300 m³/u haalbaar zijn indien bijkomende vaten worden geïnstalleerd;
- Grote volumereductie mogelijk (40 000:1 tot 40 000 000:1) bij meertrapsschuimfractionatie waardoor de omvang van de PFAS-houdende afvalstof dat dient verwerkt te worden sterk gereduceerd kan worden. Bij ozofractionatie zijn de volumereducties beperkter (50 – 200:1);
- Het beperkte grondstoffenverbruik gecombineerd met de grote volumereductie van meertrapsschuimfractionatie en een klein energieverbruik maakt de impact van deze techniek op het milieu beperkt.

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE

In de praktijk kunnen lange keten PFAS efficiënter verwijderd worden dan korte keten PFAS:

- Lange keten PFAS: 99,5% - >99,99% (onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS);
- Korte keten PFAS: variabele rendementen van 0 - 50% zonder optimalisatie voor korte keten PFAS. Variabele rendementen 36 - 99% met optimalisatie voor korte keten PFAS door wijziging procescondities en gebruik van additieven.

In combinatie met een nabehandeling zoals bijvoorbeeld ionenwisselingsharsen kunnen verwijderingsefficiënties van 99,9 – 99,99% voor alle PFAS bekomen worden. In deze combinaties kunnen eindconcentraties lager dan de huidige rapportagegrenzen van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS gehaald worden. Bij beperkte influent PFAS concentraties kunnen door de toepassing van de techniek zonder nabehandelingsstap concentraties lager dan 0,1 µg/l gehaald worden voor individuele PFAS. Over het algemeen zouden hogere verwijderingsefficiënties mogelijk zijn met ozofractionatie dan met schuimfractionatie. Bijkomend kan ozofractionatie een beter verwijderingspotentieel hebben voor korte keten PFAS dan schuimfractionatie. Desalniettemin kan de transformatie van precursoren leiden tot de vorming van kortere keten PFAS en ultrakorte keten PFAS die moeilijker te verwijderen zijn (Input leden BC, 2022; Leung et al., 2022).

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

Onderstaande parameters kunnen een invloed hebben op de PFAS verwijdering bij de toepassing van schuimfractionatie en ozofractionatie:

- Toevoeging van specifieke polymeren en oppervlakte-actieve stoffen kunnen de verwijdering van korte en lange keten PFAS verbeteren;
- Een hoge zoutconcentratie zou kunnen zorgen voor een verhoogde verwijdering van PFAS.

Schuimfractionatie en ozofractionatie zijn niet gevoelig voor andere componenten in de matrix zoals andere koolwaterstoffen, zwevende stoffen of metalen. De techniek kan op zichzelf toegepast worden op stromen met hoge concentratie zwevende stoffen. Desalniettemin kunnen voorbehandelingen voor de fractionatie nodig zijn om eventuele nabehandelingsstappen zoals GAC of ionenuitwisseling te

beschermen. In de praktijk wordt deze techniek daardoor vaak voorafgegaan door een verwijderingstechniek voor zwevende stoffen zoals een zandfilter, zakkenfilter of sedimentatietank.

OPTIMALISATIE

Hieronder worden enkele punten samengevat die de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater met schuimfractionatie en ozofractionatie in bepaalde situaties kan optimaliseren (voor korte keten PFAS):

- Voorafgaande testen op de te behandelen matrix bepalen de optimale verblijftijden, de optimale procesparameters in de fractionatievaten, hoeveel fractionatievaten best worden toegepast en welke additieven moeten worden gebruikt;
- De gasbelgrootte is een belangrijke procesparameter die bepaald wordt door de gaskeuze, type gasinjectie, gasdebiet en de matrix van de te behandelen stroom;
- Door de frequentie en timing van dit injectiesysteem te optimaliseren kan de grootte en de snelheid van de gevormde gasbellen beïnvloed worden ter optimalisatie van de verwijdering van specifieke PFAS;
- De nood voor een nabehandeling wordt onder andere bepaald door het type PFAS aanwezig in het influent. Indien enkel lange keten PFAS aanwezig zijn kunnen deze efficiënt tot op ng/l niveau verwijderd worden zonder de nood aan een specifieke nabehandeling;
- Temperatuurscontrole tijdens dit proces is vooral belangrijk voor de schuimvorming en stabiliteit, wat mogelijk minder eenvoudig is in in-situ toepassingen;
- Het is belangrijk om de samenstelling van het influent zo constant mogelijk te houden omdat te sterke wijzigingen kunnen resulteren in de nood voor verdere optimalisatie. In sommige gevallen is het aanleggen van een buffertank noodzakelijk;
- Verwijdering van korte keten PFAS kan geoptimaliseerd worden door een meer intensieve beluchting, of de toevoeging van specifieke polymeren of oppervlakte-actieve stoffen;
- Controle op een stabiele schuimvorming is belangrijk. Lage PFAS concentraties in het te behandelen afvalwater kunnen soms te beperkt zijn om stabiele schuimvorming te realiseren. Door toevoeging van oppervlakte-actieve stoffen kan de schuimvorming en vervolgens PFAS verwijdering verbeterd worden.

COMBINATIE MET ANDERE TECHNIEKEN

Deze techniek wordt over het algemeen toegepast als een eerste bulkverwijdering van PFAS bij relatief hogere concentraties (>10 µg/l tot in de mg/l PFAS range) waarna nog een polishingstap op basis van adsorptietechnieken noodzakelijk is om de gewenste PFAS eindconcentraties te bereiken. Echter kan afhankelijk van de PFAS influentconcentraties, type PFAS en gewenste effluent concentraties mogelijk geen nabehandeling nodig zijn. Indien de techniek op zichzelf wordt toegepast zijn er typisch geen voorbehandelingen noodzakelijk. Indien er nabehandelingen op basis van adsorptietechnieken worden toegepast zullen bijkomende voorbehandelingen noodzakelijk zijn om deze nabehandelingen te beschermen.

De beperkte volumes van de PFAS-houdende schuimfractie kunnen afgevoerd worden voor verbranding, verder geconcentreerd worden via indamping/vacuümverdamping of behandeld worden door een andere PFAS afbraak-/deconstructietechniek zoals niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie of superkritische wateroxidatie.

VOORBEELDSITUATIES

Hieronder worden enkele niet-limitatieve voorbeeldsituaties geschetst waarin schuimfractionatie en ozofractionatie zouden toegepast kunnen worden voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Hier worden enkel algemene situaties geschetst. Voor elke

specifieke situatie zal afzonderlijk moeten geëvalueerd worden of de voorgestelde behandeling van toepassing is.

Deze technieken worden mogelijk economisch interessant wanneer hoge influent concentraties moeten behandeld worden waardoor er (te) snelle filterwissels nodig zijn bij adsorptietechnieken zoals GAC en ionenwisselingsharsen. Daardoor wordt deze techniek vaak ingezet voor een eerste bulk verwijdering van hoge concentratie PFAS te realiseren. Ook in het kader van lange bemalingswater kan het interessant zijn om deze techniek toe te passen als hoge concentraties PFAS worden vastgesteld in het bemalingswater. Zeker wanneer de matrix mogelijk een negatieve invloed heeft op andere technieken. Deze technieken zijn op het moment van schrijven mogelijk beperkt tot debieten van max. 40 m³/u, maar de leverancier geeft aan dat de mobiele installaties in containers in parallel geschakeld kunnen worden om ook hogere debieten te kunnen behandelen. Daarnaast zijn deze technieken niet gevoelig voor andere componenten in de matrix waardoor deze ook in aanmerkingen komen voor bemalingswater en bedrijfsafvalwater met complexe matrices (vb. bedrijfsafvalwater zonder biologische behandeling met hoger CZV-gehalte).

- Bedrijfsafvalwater/bemalingswater met weinig complexe of complexe matrix en hoge PFAS concentraties: Zandfilter + fractionatie (mogelijk met optimalisatie korte keten) + GAC of ionenwisselingshars;
- Bedrijfsafvalwater/bemalingswater met weinig complexe of complexe matrix en lage PFAS concentraties: Fractionatie;
- Bedrijfsafvalwater/bemalingswater met weinig complexe of complexe matrix en hoofdzakelijk lange keten PFAS: Fractionatie;
- Bedrijfsafvalwater/bemalingswater met weinig complexe of complexe matrix en hoofdzakelijk korte keten PFAS: Zandfilter + fractionatie (inclusief optimalisatie voor korte keten) + GAC of ionenwisselingshars;

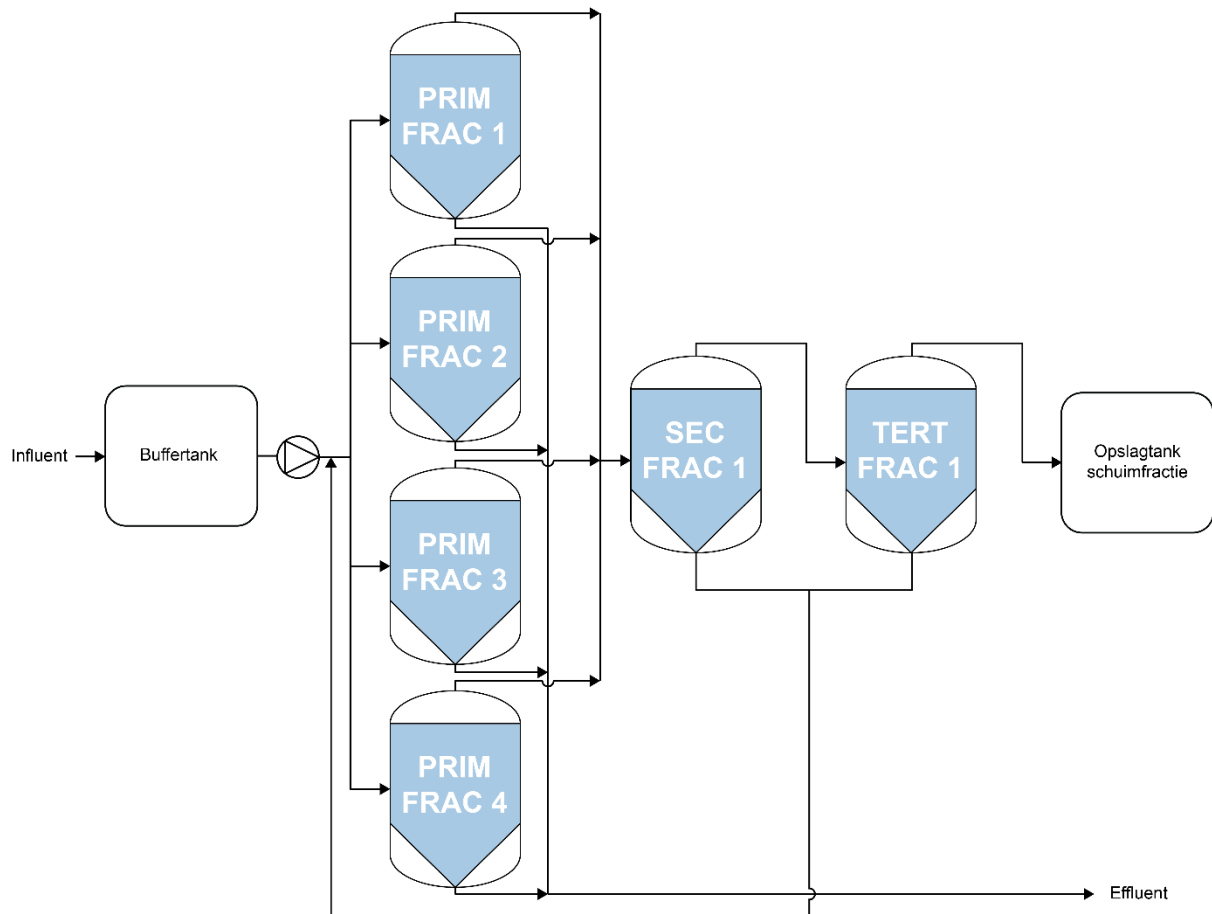
De beperkte volumes van de PFAS-houdende schuimfractie kunnen afgevoerd worden voor verbranding of behandeld worden door een andere PFAS afbraak-/destructietechniek zoals niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie of superkritische wateroxidatie.

CASE-INFORMATIE

Case 10 – zuivering van met PFAS belast percolaatwater

Opstelling

In deze case voor de zuivering van met PFAS belast percolaatwater van een stortplaats werd een mobiele opstelling voor schuimfractionatie gebruikt. Deze opstelling bestond uit een buffertank voor het influent, 4 parallel geschakelde primaire fractionatievaten, 1 secundair fractionatievat, 1 tertiair fractionatievat en een opslagtank voor de PFAS-houdende schuimfractie (Figuur 32).



Figuur 32: Vereenvoudigde schematische voorstelling van de waterbehandeling toegepast voor de verwijdering van PFAS in bedrijfsafvalwater via schuimfractionatie in Case 10.

De opstelling werd met volgende parameters toegepast:

- De opstelling werd eerst op laboschaal en pilotschaal getest waarna de opstelling op grote schaal werd geïnstalleerd en toegepast;
- Er werd geen specifieke voor- of nabehandeling toegepast in deze case;
- Contacttijd: 18 min/fractionatievat;
- Er werd een debiet van 20 m³/u behandeld;
- Er werd geen optimalisatie voor korte keten PFAS toegepast;
- De opstelling bevatte een geautomatiseerde controle-eenheid dat controle op afstand toeliet.

Influentconcentraties

De som van 11 PFAS parameters varieerde tussen 1,9 – 3,4 µg/l over een periode van één maand met de hoogste concentraties voor PFHxA (1,1 µg/l), PFPeA (590 ng/l), PFOA (510 ng/l), en PFHpA (450 ng/l). Tabel 25 geeft een overzicht van de PFAS influentconcentraties voor 11 PFAS parameters op vijf verschillende meetmomenten.

Tabel 25: Influentconcentraties voor 11 PFAS doorheen de tijd bij Case 10 uitgedrukt in ng/l.

PFAS parameter	Week 1	Week 2	Week 3	Week 4	Week 5
PFBA	270	260	310	330	310
PFPeA	390	430	480	510	590

PFAS parameter	Week 1	Week 2	Week 3	Week 4	Week 5
PFHxA	390	430	470	640	1100
PFHpA	120	120	140	160	450
PFOA	350	340	280	390	510
PFNA	76	49	34	43	54
PFDA	9,7	2,9	1,4	2,3	2,4
PFBS	96	120	130	110	170
PFHxS	65	60	42	64	84
PFOS	310	110	84	100	110
6:2 FTS	34	27	25	39	45

Matrix

De aard van de matrix werd geanalyseerd voor een beperkt aantal parameters. Het behandelde percolaatwater bevatte een complexe matrix dewelke gemiddeld bestond uit:

- zwevende stoffen: 75 -300 mg/l;
- totaal organisch koolstof (TOC): 69 – 100 mg/l;
- opgeloste organische stoffen: 45 – 81 mg/l.

Het behandelde percolaatwater bevatte een zichtbare contaminatie met micro-organismen. Desondanks werd er geen voorbehandeling voor de schuimfractionatie toegepast.

Effluentconcentraties

De som van de concentraties van 11 PFAS parameters varieerde tussen 0,81 en 1,3 µg/l over een periode van 1 maand. De hoogste effluentconcentraties werden gemeten voor PFBA (330 ng/l), PFPeA (520 ng/l) en PFHxA (370 ng/l). Tabel 26 geeft een overzicht van de effluentconcentraties van 11 PFAS parameters op dezelfde vijf meetmomenten als de influentconcentraties in Tabel 25.

Tabel 26: Effluentconcentraties voor 11 PFAS parameters en gemiddelde verwijderingsrendementen doorheen de tijd in Case 10 uitgedrukt in ng/l. Verwijderingsrendementen werden bepaald op de gemiddelde concentraties van de verschillende meetmomenten.

PFAS parameter	Week 1	Week 2	Week 3	Week 4	Week 5	Verwijderingsrendement
PFBA	230	260	310	300	330	4,8%
PFPeA	300	400	410	520	460	13,3%
PFHxA	200	360	260	370	340	44,2%
PFHpA	3,9	31	1,5	3,1	1,7	93,5%
PFOA	1,5	1,8	1,2	5,7	1,0	99,4%
PFNA	1,3	< 1,0	1,0	< 1,0	1,0	> 97,8
PFDA	2,7	< 1,0	1,0	< 1,0	1,0	>56,2% ⁵⁹
PFBS	75	120	100	98	97	29%
PFHxS	< 1,0	1,7	1,0	< 1,0	1,0	>98,1%
PFOS	< 1,0	2,1	1,1	2,5	1,0	>98,6%
6:2 FTS	< 1,0	< 1,0	1,0	< 1,0	1,0	>96,9%

⁵⁹ Het verwijderingsrendement van PFDA is hier beperkt door de lage influentconcentraties.

Over een periode van meer dan 12 maanden werd meer dan 100 000 m³ percolaatwater behandeld met deze opstelling. Tabel 27 geeft een overzicht van de gemiddelde verwijderingsrendementen voor 11 PFAS parameters over deze gehele periode. Bij de behandeling van 40 000 m³ percolaatwater werd ongeveer 1 – 2 m³ PFAS-houdende schuimfractie gevormd dat afgevoerd werd voor verbranding.

Tabel 27: Gemiddelde verwijderingsrendement over een periode van meer dan 12 maanden voor de opstelling met schuimfractionatie in Case 10.

PFAS parameter	Verwijderingsrendement
PFBA	1%
PFPeA	16%
PFHxA	50%
PFHpA	99%
PFOA	100%
PFNA	100%
PFDA	93%
PFBS	29%
PFHxS	100%
PFOS	99%
6:2 FTS	100%

Financiële aspecten

Er werden geen kostprijsgegevens gedeeld in deze case.

Case 11 - zuivering van met PFAS belast percolaatwater

Opstelling

In deze case voor de zuivering van met PFAS belast percolaatwater van een stortplaats werd een mobiele opstelling voor schuimfractionatie gebruikt. Hierbij werd dezelfde mobiele opstelling toegepast als beschreven in Case 10: een buffertank voor het influent, 4 parallel geschakelde primaire fractionatievaten, 1 secundair fractionatievat, 1 tertiair fractionatievat en een opslagtank voor de PFAS-houdende schuimfractie (Figuur 32).

De opstelling werd met volgende parameters toegepast:

- De opstelling werd eerst op laboschaal en pilotschaal getest waarna de opstelling op grote schaal werd geïnstalleerd en toegepast;
- Er werd geen specifieke voor- of nabehandeling toegepast in deze case;
- Contacttijd: 19 min/fractionatievat;
- Er werd een debiet van 18 m³/u behandeld;
- Er werd geen optimalisatie voor korte keten PFAS toegepast;
- De opstelling bevatte een geautomatiseerde controle-eenheid dat controle op afstand toeliet.

Influentconcentraties

De som van concentraties van 11 PFAS parameters varieerde tussen 3,8 – 4,7 µg/l over een periode van één maand met de hoogste concentraties voor PFPeA (690 ng/l), PFHpA (1000 ng/l), en 6:2 FTS (880 ng/l). Tabel 28 geeft een overzicht van de PFAS influentconcentraties voor 11 PFAS parameters op vijf verschillende meetmomenten.

Tabel 28: Influentconcentraties voor 11 PFAS doorheen de tijd bij Case 11 uitgedrukt in ng/l.

PFAS parameter	Week 1	Week 2	Week 3
PFBA	470	310	340
PFPeA	690	660	530
PFHxA	600	640	590
PFHpA	280	1000	740
PFOA	330	560	490
PFNA	31	30	21
PFDA	11	19	8
PFBS	140	140	120
PFHxS	130	200	140
PFOS	240	230	120
6:2 FTS	870	880	830

Matrix

Het behandelde percolaatwater bevatte een minder complexe matrix dewelke gemiddeld bestond uit:

- Totaal organisch koolstof (TOC): 43 – 154 mg/l;
- BZV: 7 – 174 mg/l;
- Totaal stikstof: 15 – 61 mg/l;
- Ammoniumstikstof: 4 – 39 mg/l;
- Totaal fosfor: 0,5 – 3,8 mg/l;
- Hydrocarbon oil index: 0,1 – 0,5 mg/l;
- Lood: 1,8 – 6,0 mg/l;
- Cadmium: 0,07 – 0,2 mg/l;
- Koper: 12 – 35 mg/l;
- Chroom: 5,9 – 15 mg/l.

Effluentconcentraties

De som van de concentraties van 11 PFAS parameters varieerde tussen 0,81 en 1,3 µg/l over een periode van 1 maand. De hoogste effluentconcentraties werden gemeten voor PFBA (330 ng/l), PFPeA (520 ng/l) en PFHxA (370 ng/l). Tabel 29 geeft een overzicht van de effluentconcentraties van 11 PFAS parameters op dezelfde vijf meetmomenten als de influentconcentraties in Tabel 25.

Tabel 29: Effluentconcentraties voor 11 PFAS parameters en gemiddelde verwijderingsrendementen doorheen de tijd in Case 10 uitgedrukt in ng/l. Verwijderingsrendementen werden bepaald op de gemiddelde concentraties van de verschillende meetmomenten.

PFAS parameter	Week 1	Week 2	Week 3	Verwijderingsrendement
PFBA	440	310	400	2%
PFPeA	650	740	630	2%
PFHxA	570	620	420	12%
PFHpA	110	19	50	82%
PFOA	4,3	7,3	3,8	99%
PFNA	< 1,0	< 1,0	< 1,0	100%
PFDA	< 1,0	< 1,0	< 1,0	100%
PFBS	130	140	99	8%
PFHxS	3,1	3,3	1,8	98%
PFOS	5,5	3,4	2,6	98%
6:2 FTS	32	22	10	98%

Over een periode van ongeveer 4 maanden werd 27 000 m³ percolaatwater behandeld met deze opstelling. Hierbij werd 0,22 m³ PFAS-houdende schuimfractie gevormd dat afgevoerd werd voor verbranding.

Financiële aspecten

Er werden geen kostprijsgegevens gedeeld in deze case.

Case 12 – piloottest PFAS-verontreinigd grondwater en effluent van grondwater behandelingsinstallatie

Opstelling

In deze case werd in een bestaande grondwatersanering voor gechloreerde vluchtige organische stoffen (VOCl) eveneens de aanwezigheid van PFAS vastgesteld door het gebruik van PFAS-houdende brandblusschuimen in het verleden. Voor een tijdelijke behandeling werden er filters met ionenwisselingshars toegepast. Er werd een pilootopstelling voor schuimfractionatie getest om te onderzoeken of de ionenwisselingshars kon vervangen worden door schuimfractionatie. Hierbij werd dezelfde mobiele opstelling toegepast als beschreven in Case 10: een buffertank voor het influent, 4 parallel geschakelde primaire fractionatievaten, 1 secundair fractionatievat, 1 tertiair fractionatievat en een opslagtank voor de PFAS-houdende schuimfractie (Figuur 32).

De opstelling werd met volgende parameters toegepast:

- De opstelling werd op initieel op laboschaal en vervolgens op pilotschaal getest om de werking van schuimfractionatie op het grondwater te evalueren. Deze testen waren noodzakelijk om de behandeling te kunnen afstellen op de locatie specifieke eigenschappen. Hierbij konden optimale waarden voor beluchtingstijd, beluchttingsintensiteit en noodzaak voor optimalisatie voor korte keten PFAS worden bepaald. Bovendien lieten deze testen toe de toepasbaarheid, economische haalbaarheid en benodigd energieverbruik in te schatten;
- In deze case werd zowel het effluent van de bestaande waterbehandeling voor grondwatersanering (luchtstripper voor VOCl verwijdering) getest als het grondwater op zich;
- Contacttijd: 20 min/fractionatievat;
- Er werd een debiet van 72 m³/u behandeld;
- Er werd optimalisatie voor korte keten PFAS toegepast door toevoeging van oppervlakte-actieve stoffen omdat er niet voldoende schuimvorming optrad zonder optimalisatie waardoor initieel niet de gewenste PFAS eindconcentraties konden gehaald worden.

Influentconcentraties

De som van concentraties van 11 PFAS parameters in het effluent van de grondwatersanering was op één meetmoment 519 ng/l met de hoogste concentraties voor PFPeA (44 ng/l) en PFNA (320 ng/l). Tabel 30 geeft een overzicht van de PFAS influentconcentraties voor 11 PFAS parameters op één meetmoment.

Tabel 30: Influentconcentraties van de schuimfractionatie van het effluent van de grondwatersanering van 12 PFAS parameters in Case 12 op één meetmoment uitgedrukt in ng/l.

PFAS parameter	Concentratie (ng/l)
PFBA	14,7
PFPeA	44
PFHxA	27,2
PFHpA	21,1
PFOA	18,3

PFAS parameter	Concentratie (ng/l)
PFNA	320
PFBS	2,43
PFHxS	3,28
PFOS	8,9
6:2 FTS	18,3
8:2 FTS	5,8

De som van concentraties van 12 PFAS parameters in het grondwater van de site zelf was op één meetmoment 11,7 µg/l met de hoogste concentraties voor PFPeA (582 ng/l), 6:2 FTS (1040 ng/l) en PFNA (7820 ng/l). Tabel 31 geeft een overzicht van de PFAS influentconcentraties voor 12 PFAS parameters op één meetmoment.

Tabel 31: Influentconcentraties van de schuimfractionatie van het grondwater van 12 PFAS parameters in Case 12 op één meetmoment uitgedrukt in ng/l.

PFAS parameter	Concentratie (ng/l)
PFBA	147
PFPeA	582
PFHxA	369
PFHpA	404
PFOA	419
PFNA	7820
PFBS	13
PFHxS	74
PFHpS	3
PFOS	151
6:2 FTS	1040
8:2 FTS	282

Matrix

De aard van de matrix van beide geteste afvalwaterstromen werd niet bepaald. Het grondwater van de site zelf bevatte hoge concentraties VOCl. Deze bleken geen invloed te hebben op verwijdering van PFAS in de piloottest.

Effluentconcentraties

De som van concentraties van 11 PFAS parameters in het effluent van de piloottest op het effluent van de grondwatersanering was op één meetmoment 17 ng/l met de hoogste concentraties voor PFPeA (4,7 ng/l) en PFBA (9,4 ng/l). Tabel 32 geeft een overzicht van de PFAS effluentconcentraties en verwijderingsrendementen voor 11 PFAS parameters op één meetmoment tijdens de piloottest.

Tabel 32: Effluentconcentraties en verwijderingsrendementen van 11 PFAS parameters van de piloottest op het effluent van de grondwatersanering in Case 12 op één meetmoment uitgedrukt in ng/l.

PFAS parameter	Concentratie (ng/l)	Verwijderingsrendement
PFBA	9,4	36%
PFPeA	4,7	89%
PFHxA	< 1,0	>97%
PFHpA	< 1,0	>98%
PFOA	< 1,0	>98%
PFNA	1,5	99,5%

PFAS parameter	Concentratie (ng/l)	Verwijderingsrendement
PFBS	< 1,0	>84%
PFHxS	< 1,0	>89%
PFOS	< 1,0	>96%
6:2 FTS	1,4	93%
8:2 FTS	1,5	74%

De som van concentraties van 12 PFAS parameters in het effluent van de piloottest op het grondwater van de site zelf was op één meetmoment 207 ng/l met de hoogste concentraties voor PFPeA (56,7 ng/l) en PFBA (84,3 ng/l). Tabel 33 geeft een overzicht van de PFAS effluentconcentraties en verwijderingsrendementen voor 12 PFAS parameters op één meetmoment tijdens de piloottest.

Tabel 33: Effluentconcentraties en verwijderingsrendementen van 12 PFAS parameters van de piloottest op grondwater in Case 12 op één meetmoment uitgedrukt in ng/l.

PFAS parameter	Concentratie (ng/l)	Verwijderingsrendement
PFBA	84,3	40%
PFPeA	56,7	89%
PFHxA	3,9	99%
PFHpA	1,8	99,5%
PFOA	1,4	99,6%
PFNA	30	99,6%
PFBS	< 1,0	>96%
PFHxS	< 1,0	>77%
PFHpS	< 1,0	>99,6%
PFOS	1,7	99,8%
6:2 FTS	2,7	99,7%
8:2 FTS	9,8	95%

Financiële aspecten

Er werden geen kostprijsgegevens gedeeld in deze case.

3.6.7 INDAMPEN/VACUÛMVERDAMPING

TOEPASBAARHEID

Op het moment van schrijven is indampen/vacuümverdamping reeds een gevestigde techniek voor het concentreren van (bedrijfsafval)waterstromen in verscheidende sectoren in Vlaanderen. Voor de specifieke verwijdering van PFAS bevindt de technologie zich op het moment van schrijven in de pilootfase voor bedrijfsafvalwater met beperkte toepassingen op grote schaal (TRL 7 – 9).

- Toepasbaar in vaste installaties;
- Enkel toepasbaar op bedrijfsafvalwater;
- Met commerciële installaties kunnen debieten van 0,05 - 100 m³/u behandeld worden. Door het hoog energieverbruik per behandeld volume is deze techniek op het moment van schrijven mogelijk gelimiteerd tot beperktere debieten;
- Indampen/vacuümverdamping laat een significante reductie (5 – 50:1) van het volume bedrijfsafvalwater toe;
- Stromen met hoge concentraties vluchtige gehalogeneerde stoffen kunnen niet behandeld worden. Vluchtige stoffen in het algemeen kunnen niet afgescheiden worden via deze techniek.

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE

In de praktijk kan via indampen/vacuümverdamping korte en lange keten PFAS efficiënt verwijderd worden:

- Lange keten PFAS: 99%;
- Korte keten PFAS: 99%.

PFCA's worden beter verwijderd dan PFSA's die op hun beurt beter verwijderd worden dan perfluoralkylamides. De verwijderingsefficiëntie is hoofdzakelijk afhankelijk van de vluchtigheid van de aanwezige PFAS, waardoor ze meer of minder gevoelig zijn voor het overgaan in het destillaat. Vluchtige PFAS kunnen daardoor toch aanwezig zijn in het destillaat waaronder enkele perfluoralkylamides zoals MePFBSA en vluchtige FTOH. Afhankelijk van het type PFAS en de influentconcentraties kunnen bijkomende nabehandelingen van het destillaat nodig zijn om concentraties lager dan de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS voor individuele PFAS te bereiken.

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

Onderstaande parameters kunnen een invloed hebben op de PFAS verwijdering bij de toepassing van indamping/vacuümverdamping:

- Fe, Mn (neerslag);
- Hoge concentratie zouten (neerslag & corrosie);
- Stromen met hoge concentraties vluchtige gehalogeneerde stoffen kunnen niet behandeld worden;
- Hoge pH kan zorgen voor betere verwijdering van PFAS.

In het geval van hoge concentratie Fe, Mn en/of zwevende stoffen is het aangeraden een voorbehandeling toe te passen (vb. zandfilter, DAF, MF, ...) voor deze techniek. Voor de rest heeft de aard van de matrix geen specifieke invloed op de verwijderingsefficiëntie van PFAS. Hierdoor is deze techniek mogelijk geschikt voor bedrijven met complexe, geconcentreerde, maar beperkte afvalwaters die niet eenvoudig te behandelen zijn via de courant gebruikte technieken zoals GAC of ionenwisselingsharsen of waar lozing niet mogelijk is.

OPTIMALISATIE

Bij opschaling van de techniek dient aandacht besteedt te worden aan de overdracht van PFAS naar het destillaat door schuimvorming of meesleep van druppels. Deze overdracht van PFAS kan beperkt of behandeld worden door toepassing van antischuimmiddelen en demisters (Input leden BC, 2022).

Bij bedrijfsafvalwater met beperkte volumes, hoge concentraties PFAS en complexe matrix is het mogelijk economisch meer interessant om deze te verwerken stromen eerst op te concentreren via indamping in vergelijking met klassieke adsorptietechnieken. De werkingskosten van deze techniek worden hoofdzakelijk bepaald door het energieverbruik. De energiekosten moeten daardoor afgewogen worden ten opzichte van kosten van materiaalverbruik en verwerkingskosten van afgevoerde stromen bij de alternatieve toepassing van bijvoorbeeld adsorptietechnieken. In situaties waar voldoende restwarmte beschikbaar is, kunnen de energiekosten verder worden gedrukt.

COMBINATIE MET ANDERE TECHNIKEN

Deze techniek kan op zichzelf toegepast worden op deelstromen van bedrijfsafvalwater met beperkte debieten. In de meeste gevallen zal deze techniek toegepast worden als onderdeel van een behandelingstrein voor de verwijdering van PFAS, in combinatie met andere technieken, die reeds zorgen voor een volumereductie van de te behandelen stroom. Indamping/vacuümverdamping kan op

verschillende manieren toegepast worden binnen een waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater:

- Op zichzelf als losstaande techniek voor het concentreren van bedrijfsafvalwater;
- Indampen/vacuümverdamping gevolgd door polishing van het destillaat met adsorptietechnieken zoals GAC, ionenwisselingsharsen en/of oppervlakte gemodificeerde kleimineralen;
- Indampen/vacuümverdamping gevolgd door nabehandeling van het concentraat met adsorptietechnieken zoals GAC, ionenwisselingsharsen en/of oppervlakte gemodificeerde kleimineralen;
- NF of RO gevolgd door verder concentreren van de gevormde concentraatstroom met indampen/vacuümverdamping eventueel gevolgd door polishing van het destillaat;
- Schuimfractionatie of ozofractionatie gevolgd door verder concentreren van de gevormde PFAS-houdende schuimfractie met indampen/vacuümverdamping eventueel gevolgd door polishing van het destillaat.

VOORBEELDSITUATIES

Hieronder worden enkele niet-limitatieve voorbeeldsituaties geschetst waarin indamping/vacuümverdamping zou toegepast kunnen worden voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater. Hier worden enkel algemene situaties geschetst. Voor elke specifieke situatie zal afzonderlijk moeten geëvalueerd worden of de voorgestelde behandeling van toepassing zijn.

- Bedrijfsafvalwater met beperkte debieten, lage PFAS concentraties (vb. $< 2\mu\text{g/l}$) en complexe matrix: indamping/vacuümverdamping + verbranding concentraat of nabehandeling concentraat via adsorptietechnieken (GAC, ionenwisselingsharsen of oppervlakte gemodificeerde kleimineralen);
- Bedrijfsafvalwater met beperkte debieten, hoge PFAS concentraties (vb. $> 2\mu\text{g/l}$) en complexe matrix: indamping/vacuümverdamping + polishing destillaat via adsorptietechnieken (GAC, ionenwisselingsharsen of oppervlakte gemodificeerde kleimineralen) + verbranding concentraat;
- Bedrijfsafvalwater met hoge debieten, lage PFAS concentraties en weinig complexe of complexe matrix: voorbehandeling (DAF, zandfiltratie of UF) + NF of RO + indampen/vacuümverdamping op concentraat;
- Bedrijfsafvalwater met hoge debieten, hoge PFAS concentraties en weinig complexe of complexe matrix: voorbehandeling (DAF, zandfiltratie of UF) + NF of RO + indampen/vacuümverdamping op concentraat + polishing destillaat via adsorptietechnieken (GAC, ionenwisselingsharsen of oppervlakte gemodificeerde kleimineralen);
- Bedrijfsafvalwater met hoge debieten, hoge PFAS concentraties en complexe matrix: schuimfractionatie of ozofractionatie + indampen/vacuümverdamping op schuimfractie + polishing destillaat via adsorptietechnieken (GAC, ionenwisselingsharsen of oppervlakte gemodificeerde kleimineralen);

De beperkte volumes van het gevormde concentraat kunnen afgevoerd worden voor verbranding, verder geconcentreerd worden via bijkomende indamping/vacuümverdamping of behandeld worden door een andere PFAS afbraak-/destructietechniek zoals niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie.

CASE-INFORMATIE

In een concrete case van een bedrijf voor oppervlaktebehandeling van metalen werd PFAS hoofdzakelijk verwijderd via de ionenwisselingsharsen die ingezet werden voor de terugwinning van metalen. Afhankelijk van het behandelde water konden resterende PFAS concentraties gemeten worden in het effluent van de ionenwisseling dat verder behandeld werd via een vacuümverdamer. In het destillaat

van de vacuümverdamer werden geen resterende PFAS concentraties boven de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS vastgesteld. Het destillaat werd intern hergebruikt en het concentraat werd afgevoerd voor verbranding. Zocchi et al. (2022) beschrijft een case waar een opstelling op grote schaal werd toegepast voor de behandeling van 10 m³/u percolaatwater van een stortplaats. In deze waterbehandeling worden verschillende voorfiltratiestappen toegepast waarna het afvalwater behandeld wordt door omgekeerde osmose met drie membraaneenheden. Het gevormde concentraat van de tweede en derde eenheid werd terug behandeld door de eerste eenheid waardoor een sterk geconcentreerde concentraatstroom gevormd werd uit deze eerste eenheid. Het permeaat werd steeds verder behandeld door de volgende eenheid. De maximale capaciteit was 200 m³/d waaruit maximaal 60 m³/d concentraat werd gevormd (140 m³/d werd minimaal geloosd). Het gevormde concentraat werd vervolgens verder opgeconcentreerd door een reeks van drie vacuümverdampingstappen in serie om PFAS-houdende afvalfase verder te reduceren. Het uiteindelijk gevormde concentraat werd afgevoerd voor verbranding. Het destillaat werd terug mee behandeld vanaf de tweede omgekeerde osmose eenheid. De totale PFAS influentconcentratie was gemiddeld 12,3 µg/l. Alle PFAS konden verwijderd worden tot < 10 ng/l. Via deze waterbehandeling kon bijkomend CZV, BZV en ZS verwijderd worden.

Verdere informatie over specifieke cases kon op het moment van schrijven niet worden aangeleverd.

3.6.8 NIET-THERMISCH PLASMABEHANDELINGSTECHNOLOGIE

TOEPASBAARHEID

Op het moment van schrijven wordt de transitie waargenomen van experimenten op labo-/pilootschaal naar enkele potentiële commerciële toepassingen (TRL 6 – 8). Er zijn buitenlandse leveranciers en een Vlaamse die deze techniek aanbieden met het de mogelijkheid tot de behandeling van bedrijfsafvalwater en bemalingswater.

- toepasbaar in vaste en mobiele installaties;
- verblijftijden tussen 30 – 120 min voor batchreactoren;
- verblijftijden van enkele seconden voor doorstroomreactoren. Deze kunnen verlengd worden door het aantal cycli doorheen de reactor te laten toenemen;
- typische debieten van 0,5 – 30 m³/u kunnen worden behandeld met doorstroomreactoren. Het aantal cycli doorheen de reactor kan voor een bepaalde installatie het maximumdebiet beïnvloeden. Hogere debieten zouden toegepast kunnen worden door het in parallel plaatsten van meerdere reactoren;
- De degradatie van PFAS via niet-thermisch plasma vereist enkel energie en geen bijkomende toevoeging van grondstoffen;
- Afbraak van korte en lange keten PFAS.

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE

Lange keten PFAS worden sneller afgebroken dan korte keten PFAS:

- Lange keten PFAS: 90% tot 99,9% (onder de huidige rapportagegrens);
- Korte keten PFAS: variabele rendementen van 0% - 99,9% afhankelijk van reactortype en procescondities.

Voor een vaste reactietijd hebben lange keten PFAS een hogere verwijderingsefficiëntie dan korte keten PFAS. Korte keten PFAS vereisen een langere contacttijd om deze volledig af te breken in vergelijking

met lange keten PFAS. Totale PFAS concentratie neemt af tijdens het verloop van de waterbehandeling, maar de concentratie van korte keten PFAS kunnen tijdelijk toenemen door de aard van het afbraakproces. PFSA's worden sneller afgebroken dan PFCA's. De toepassing van niet-thermisch plasma zou efficiënter zijn dan andere afbraak-/destructietechnologieën. Op basis van leveranciersinformatie zouden hoge concentraties lange en korte keten PFAS afgebroken kunnen worden tot onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS met de juiste procescondities en indien voldoende reactietijd in de reactor plaatsvindt. Bovendien zou met deze technologie mogelijk ook ultrakorte keten PFAS afgebroken worden met de juiste procescondities en indien voldoende reactietijd in de reactor plaatsvindt (Input leden BC, 2023).

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNIKEN

Onderstaande parameters kunnen een invloed hebben op de PFAS verwijdering bij de toepassing van niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie:

- zwevende stoffen;
- Hoge geleidbaarheid;
- Nitraten;
- Lage pH kan een negatieve invloed hebben op PFAS verwijdering.

Op basis van leveranciersinformatie wordt aangeraden een zandfiltratie uit te voeren voor het proces om de reactoren te beschermen tegen hoge concentratie zwevende stoffen. De relatief beperkte invloed van de matrix maakt deze techniek geschikt voor zuivering van afvalwater/bemalingswater met complexe, geconcentreerde samenstelling (vb. hoge concentratie organische stoffen, zeer hoge zoutconcentraties, extreme pH, ...) en beperkte capaciteit die niet eenvoudig te behandelen zijn via de courant gebruikte technieken zoals GAC of ionenwisselingsharsen of waar lozing niet mogelijk is.

Het energieverbruik is afhankelijk van de aard van de matrix en de PFAS influentconcentraties.

OPTIMALISATIE

Hieronder worden enkele punten samengevat die de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater met niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie in bepaalde situaties kan optimaliseren (voor korte keten PFAS):

- De afbraak van korte keten kan geoptimaliseerd worden door meerdere cycli over een reactor (langere reactietijden), grotere reactoren of het toevoegen van kationische oppervlakte-actieve stoffen;
- Hogere debieten zouden toegepast kunnen worden door het in parallel plaatsten van meerdere reactoren;
- Door reactorconfiguraties in serie te plaatsen en afhankelijk van de influentconcentraties kunnen verwijderingsrendementen bekomen worden waarmee eindconcentraties lager dan de huidige rapportagegrenzen van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS bereikt worden. Deze reactorconfiguraties en bijhorende verwijderingsrendementen kunnen verder aangepast worden in functie van specifieke matrices;
- Door de reactorconfiguraties en elektrodeafstanden aan te passen in functie van de geleidbaarheid kunnen de gewenste verwijderingsefficiënties bekomen worden;
- De initiële pH en de pH-evolutie zijn belangrijke controleparameters in het proces. Bij zeer lage pH kan CaOH toegevoegd worden als base om een pH daling tijdens het proces tegen te gaan.

COMBINATIE MET ANDERE TECHNIKEN

Niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie kan op verschillende manieren toegepast worden binnen een waterbehandeling voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater:

- Op zichzelf als losstaande techniek met één of meerdere reactoren in serie of parallel;
- Niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie op de concentraatstromen van RO of NF;
- Niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie op de PFAS-houdende schuimfractie van schuimfractionatie of ozofractionatie;
- Niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie op de concentraatstromen van indampen/vacuümverdamping.

VOORBEELDSITUATIES

Hieronder worden enkele niet-limitatieve voorbeeldsituaties geschetst waarin niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie op zichzelf zou toegepast kunnen worden voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Hier worden enkel algemene situaties geschetst. Voor elke specifieke situatie zal afzonderlijk moeten geëvalueerd worden of de voorgestelde behandeling van toepassing is.

Bedrijfsafvalwater

- Bedrijfsafvalwater zonder biologische behandeling met CZV-gehalte hoger dan 250 mg/l⁶⁰ met lage of hoge PFAS concentraties: zandfilter + niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie;
- Bedrijfsafvalwater met complexe matrix en hoge of lage PFAS concentraties: zandfilter + niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie;

Bemalingswater

- Lange bemalingen met weinig complexe matrix en hoge PFAS concentraties: (beluchte buffertank) + zandfilter + niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie;
- Lange bemalingen met complexe matrix en lage of hoge PFAS concentraties: (beluchte buffertank) + zandfilter + niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie;

Verder worden in voorgaande paragrafen voorbeeldsituaties aangehaald waar niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie in voorbeeldsituaties kan toegepast worden in combinatie met andere technieken.

CASE-INFORMATIE

Op het moment van schrijven kon geen informatie over specifieke cases worden aangeleverd.

3.6.9 THERMISCHE DEGRADATIE EN VERBRANDING

TOEPASBAARHEID

Verbranding is een bewezen techniek voor de destructie van pollutanten in verschillende soorten vaste en vloeibare afvalstromen, inclusief de verbranding van bedrijfsafvalwater voor de specifieke destructie van PFAS (TRL 8-9).

- op het moment van schrijven is verbranding het meest efficiënte destructieproces voor PFAS;

⁶⁰ Deze waarde is enkel indicatief. De invloed van specifieke organische componenten op de verwijdering van PFAS kan verschillend zijn waardoor gelijke CZV-gehalten een verschillende invloed kunnen hebben.

- het bedrijfsafvalwater wordt via transport afgevoerd naar een verbrandingsinstallatie. In beperkte situaties kan een deelstroom van het bedrijfsafvalwater mee verbrand worden in de thermische naverbrander van de afgasbehandelingsinstallatie;
- Enkel toepasbaar voor zeer beperkte volumes bedrijfsafvalwater.

PFAS VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE

Bij de juiste verbrandingstemperatuur (> 1000 - 1440°C), verblijftijd en turbulentie worden korte en lange keten PFAS efficiënt afgebroken:

- Lange keten PFAS: > 99,99%;
- Korte keten PFAS: > 99,99%;

MATRIXEFFECTEN EN VOORBEHANDELINGSTECHNOLOGIE

De matrix van de te behandelen afvalwaterstromen heeft geen invloed op de verwijdering van PFAS tijdens het verbrandingsproces, waardoor geen specifieke voorbehandelingen op de te behandelen afvalwaterstroom noodzakelijk zijn. Door de hoge kosten geassocieerd met deze techniek en beperkte beschikbare capaciteit is het wel aangeraden om concentrerende voorbehandelingstechnieken zoals bijvoorbeeld coagulatie/flocculatie, membraan gebaseerde technieken, schuim-/ozofractionatie of indamping toe te passen om het volume van de PFAS-houdende stromen die verbrand moeten worden te verkleinen.

OPTIMALISATIE

De toevoeging van additieven zoals calcium voor de neutralisatie van HF kan zorgen voor zowel een snellere mineralisatie als een verlaging van de benodigde destructietemperatuur. Het type en de concentratie aan gevormde bijproducten tijdens verbranding van PFAS-houdend bedrijfsafvalwater is afhankelijk van temperatuur, zuurstofbeschikbaarheid, verblijftijd, katalysatoren, etc.

COMBINATIE MET ANDERE TECHNIEKEN

Verbranding van bedrijfsafvalwater kan op verschillende manieren toegepast worden in de waterbehandeling voor de zuivering van PFAS:

- Rechtstreekse verbranding van een (deelstroom) van het bedrijfsafvalwater;
- Verbranding van vloeibaar slib van coagulatie/flocculatie;
- Verbranding van de concentraatstromen van RO of NF;
- Verbranding van de PFAS-houdende schuimfractie van schuimfractionatie of ozofractionatie;
- Verbranding van de concentraatstromen van indampen/vacuümverdamming.

VOORBEELDSITUATIES

Deze techniek is een potentiële techniek voor bedrijfsafvalwater met complexe, geconcentreerde matrix, met hoge PFAS concentraties, maar beperkte volumes die niet eenvoudig te behandelen zijn via de courant gebruikte technieken zoals GAC of ionenwisselingsharsen, waar lozing niet mogelijk is en waar verder concentreren niet (meer) mogelijk is. In voorgaande paragraaf worden de type bedrijfsafvalwaters aangehaald die hier mogelijk voor in aanmerking kunnen komen.

CASE-INFORMATIE

In Vlaanderen zijn er verschillende cases waar (een deelstroom van) afvalwaterstromen afgevoerd worden voor verbranding. Voorbeelden werden hier geregistreerd bij bedrijven die aan externe behandeling doen van afvalwater, een bedrijf voor oppervlaktebehandeling van metalen,

productiebedrijven, en een recyclagebedrijf. Hierbij werden hoeveelheden tussen 5 – 35 m³/maand behandeld. De toepassing van deze techniek op afvalwaterstromen werd ook bevestigd door enkele studie bureaus.

Verdere informatie over specifieke cases kon op het moment van schrijven niet worden aangeleverd.

3.7 GLOBALE MILIEU-IMPACT

Verregaande zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater vergt in de meeste gevallen de toepassing van één of een combinatie van technieken die een bepaalde hoeveelheid *energie* verbruiken en/of gebruik maken van *chemicaliën of grondstoffen*. Afhankelijk van de specifieke techniek kan er een PFAS-houdende *afvalfractie* of *concentraatstroom* gevormd worden en een emissie naar *lucht* mogelijk zijn. In de meeste gevallen ontstaat er bij de toepassing van deze technieken afvalwater met een lagere of een niet-detecteerbare concentratie PFAS.

3.7.1 AFVALWATER

De verwijdering of afbraak van PFAS in het afvalwater/bemalingswater door toepassing van één of een combinatie van technieken is het belangrijkste milieuvoordeel. In de meeste technieken ontstaat er opnieuw afvalwater met een lagere of een niet-detecteerbare concentratie PFAS. Bij de toepassing van membraan gebaseerde technieken ontstaat een concentraatstroom die op een geschikte wijze verder verwerkt of behandeld moet worden.

3.7.2 ENERGIEVERBRUIK

Het energieverbruik van de waterbehandelingstechnieken voor PFAS verschillen sterk afhankelijk van de techniek. De adsorptietechnieken hebben over het algemeen een beperkt energieverbruik. Er is enkel elektriciteit nodig voor het aandrijven van pompen om de drukval over de kolom op te vangen. Voor deze technieken is energie niet de meest bepalende factor voor de toepassing ervan. De overige scheidings-/concentratietechnieken hebben een hoger energieverbruik in toenemende volgorde voor coagulate/flocculatie, schuimfractionatie, membraan gebaseerde technieken en indampen/vacuümverdamping. Dit wordt veroorzaakt door de nood aan extra filtratiestappen, gasinjectie, ozongeneratie, het aanleggen van hoge drukken of het toevoegen van warmte. Voor sommige van deze technieken, zeker in het geval van membraan gebaseerde technieken en indampen/vacuümverdamping, kan het energieverbruik een bepalende factor zijn in de keuze van de technologie.

De afbraak-/destructietechnieken zijn beide energie-intensieve technieken waardoor de kosten voor de toepassing sterk kunnen oplopen. Voor deze technieken zal de afweging gemaakt moeten worden of het energieverbruik en geassocieerde kosten opwegen ten opzichte van de milieuwinst, en hoe deze zich verhouden ten opzichte van alternatieve technieken. Desalniettemin ligt het energieverbruik van niet-thermisch plasmatechnologie lager dan voor thermische degradatie en verbranding, zeker in het geval van lage PFAS concentraties.

3.7.3 MATERIAALVERBRUIK

De courant toegepaste adsorptietechnieken voor de verwijdering van PFAS maken gebruik van een significante hoeveelheid adsorbens dat in de meeste gevallen na eenmalig gebruik afgevoerd moet worden voor verbranding. In het geval van GAC is reactivatie en hergebruik mogelijk, maar dit wordt niet door alle leveranciers toegepast of aanvaard indien PFAS aanwezig is. Het voordeel van ionenwisselingsharsen is dat sommige types regenererbaar zijn, maar voor de specifieke toepassing van PFAS wordt die nog volop onderzocht en wordt dit slechts in beperkte mate op grote schaal toegepast

in het buitenland. De meeste leveranciers raden voorlopig aan om single-use harsen te gebruiken. Op het moment van schrijven worden verschillende regeneratiecondities en potentiële terugwinning van solventen onderzocht. De regeneratie van ionenwisselingsharsen biedt het potentieel voor het hergebruik van de harsen en de verdere reductie van het volume van de PFAS-houdende afvalfractie. Over het algemeen hebben ionenwisselingsharsen, oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen en zeolieten een hogere adsorptiecapaciteit voor PFAS dan GAC waardoor het materiaalgebruik voor deze technieken lager zal liggen in vergelijking met GAC.

Voor situaties met een hoge concentratie (korte keten) PFAS kan het materiaalverbruik aan adsorbentia zeer hoog liggen indien de filters frequent gewisseld moeten worden wanneer er doorbraak optreedt. In deze gevallen moet steeds in overweging genomen worden of de inspanningen die geleverd worden om PFAS te verwijderen en het daaraan gekoppelde materiaalverbruik opwegen ten opzichte van de milieuwinst, en hoe deze zich verhouden ten opzichte van alternatieve technieken of combinaties van technieken. De toepassing van adsorptietechnieken vereisen geen toevoeging van andere hulpstoffen en heeft beperkt onderhoud nodig. Bij het toepassen van specifieke voorbehandelingen zoals coagulatie/flocculatie, zandfilters en zakkenfilters zijn bijkomende hulpstoffen noodzakelijk.

De toepassing van schuimfractionatie en ozofractionatie vereist over het algemeen geen toevoeging van hulpstoffen, maar indien de techniek geoptimaliseerd dient te worden voor korte keten PFAS kan de toevoeging van specifieke polymeren of oppervlakte-actieve stoffen noodzakelijk zijn. De toepassing van coagulatie/flocculatie vereist de toevoeging van coagulant/reactant en eventuele bijkomende additieven. Niet-thermisch plasmabehandelingstechnieken vereisen over het algemeen geen bijkomende toevoeging van chemicaliën, maar wanneer deze uitgevoerd wordt in een inerte atmosfeer is de toevoegingen van gassen zoals bijvoorbeeld argon of helium noodzakelijk. Ten slotte vereisen membraan gebaseerde technieken het gebruik van reinigingsproducten en/of anti-fouling/anti-scalant producten om het membraan op regelmatige basis te onderhouden, en de techniek operationeel te houden. Daarnaast vereisen deze technieken een intensieve voorbehandeling waardoor bijkomende hulpstoffen noodzakelijk zijn.

3.7.4 AFVALSTOFFEN

Het belangrijkste aspect van de scheidings-/concentratietechnologieën is dat steeds een PFAS-houdende afvalfractie gevormd wordt die verder behandeld of verwerkt dient te worden. Bij de adsorptietechnieken ontstaat steeds een vaste afvalfractie. Over het algemeen hebben ionenwisselingsharsen, oppervlakte gemodificeerde organokleimineralen en zeolieten een hogere adsorptiecapaciteit voor PFAS waardoor het materiaalgebruik en de resulterende afvalfractie voor deze technieken lager zal liggen in vergelijking met GAC. Bij de overige technieken ontstaat een concentraatstroom die eventueel nog verder behandeld kan worden met andere technieken ter vorming van een meer geconcentreerde stroom of vaste afvalfractie. Bij membraan gebaseerde technieken is de volumereductie beperkt en ontstaat nog een aanzienlijk volume concentraatstroom. Op het moment van schrijven is verbranding de meest toegepaste techniek in Vlaanderen voor de verwerking van deze PFAS-houdende afvalstoffen. Een alternatief is het storten in zoutcelcondities om verder risico op verspreiding te voorkomen, maar algemeen wordt het storten van brandbare fracties ontraden (Input leden BC, 2022). Bij de implementatie van deze technieken is het belangrijk om een afweging te maken of de hoeveelheid van de gevormde afvalstoffen, en de kosten en emissies geassocieerd met de verwerking van de hoeveelheid van de gevormde afvalstoffen opwegen ten opzichte van de milieuwinst, en hoe deze zich verhouden ten opzichte van alternatieve technieken of combinatie van technieken.

Het grote voordeel van de afbraak-/destructietechnieken is dat deze zorgen voor de actieve destructie van PFAS en dat PFAS niet overdragen worden naar een ander milieucompartiment zoals dat wel het geval is bij de scheidings-/concentratietechnieken. Voor deze technieken moet echter nog verder onderzocht worden wat de mogelijke impact is op de emissies naar de lucht.

Verschillende van de waterbehandelingstechnieken vereisen in de meest gevallen de toepassing van specifieke voorbehandelingen zoals coagulatie/flocculatie, zandfilters, zakkenfilters en/of membraan gebaseerde technieken waardoor bijkomende afvalstoffen gegenereerd worden.

3.7.5 EMISSIES NAAR LUCHT

De meeste van de behandelde technieken hebben geen rechtstreekse emissies naar de lucht. Indien er rekening gehouden wordt met de verdere verwerking en verbranding van vaste of vloeibare afvalstromen, zijn er specifieke luchtmissies aan verbonden. Dit is een belangrijk ketenaspect waarbij de verwijdering van PFAS een impact heeft op de emissies bij de verwerking van de PFAS-houdende afvalstoffen verderop in de keten (zie paragraaf 3.7.6).

Op het moment van schrijven is verbranding de meest toegepaste techniek in Vlaanderen voor de verwerking van de PFAS-houdende afvalstoffen die ontstaan bij de toepassing van de meeste waterbehandelingstechnieken. Op het moment van schrijven is er nog een onzekerheid over de volledigheid van destructie van PFAS en de potentieel gevormde bijproducten die mogelijk via de lucht geëmitteerd worden waardoor ook luchtverontreiniging een relevante verspreidingsroute van PFAS kan zijn. Dit moet verder onderzocht en opgevolgd worden bij de betrokken (afval)verbrandingsinstallaties in Vlaanderen. Hierop wordt verder ingegaan in de BBT-studie ter beperking van PFAS luchtmissies (Vander Aa et al., 2023). Bijkomend wordt thermische degradatie en verbranding gekarakteriseerd door specifieke luchtmissies waaronder CO, CO₂ en HF.

Vluchtige PFAS zoals fluortelomeeralcoholen en perfluoralkylamides kunnen mogelijk niet efficiënt verwijderd worden via indampen/vacuümverdamping waardoor deze (gedeeltelijk) mee over gaan in het destillaat. Het moet verder onderzocht worden of emissies van PFAS naar de lucht mogelijk zijn in deze situaties (Input leden BC, 2022; Tow et al., 2021). Bij schuimfractionatie en niet-thermisch plasmabehandelingstechnieken is eveneens verder onderzoek noodzakelijk over het potentieel van PFAS-emissies naar de lucht.

3.7.6 MATERIAAL- EN ENERGIESTROMEN IN DE KETEN

Een bepaalde sector is onlosmakelijk verbonden met een aantal andere sectoren in de productketen. Binnen deze keten worden energie- en materiaalstromen uitgewisseld. De output van de ene sector vormt hierbij de input voor een andere. Milieuproblemen die zich in de ene sector voordoen, kunnen hun oorsprong (en dus ook hun oplossing) vinden in een andere sector. Met het oog op een vergroening van de economie, is het van groot belang om niet alleen aandacht te hebben voor de rechtstreekse milieu-impact van de sector, maar om ook rekening te houden met de interacties in de keten.

MATE VAN KRINGLOOPLUITING

De reactivatie van actief kool en de regeneratie van andere adsorbentia zoals ionenwisselingsharsen bieden het potentieel om het adsorbens te hergebruiken. Hierdoor kan het materiaalgebruik en de hoeveelheid gevormde PFAS-houdende afvalstoffen sterk gereduceerd worden. Bij de regeneratie van ionenwisselingsharsen kunnen grote hoeveelheden solvent en/of brijn nodig zijn. Indien het solvent eveneens kan gerecupereerd worden tijdens het regeneratieproces kan het materiaalverbruik verder gereduceerd worden. Voor actief kool is reactivatie niet altijd toepasbaar omwille van de POP-verordening (2019/1021) of is er nog onzekerheid over de volledigheid van PFAS destructie tijdens het reactivatieproces. Indien de concentratie voor PFOS en derivaten, PFOA en PFHxS en hun zouten, en hun respectievelijke aanverwante verbindingen hun specifieke grenswaarden (zie paragraaf 2.5.3.2) overschrijden in het gebruikte actief kool dan moet de vernietiging of onomkeerbare omzetting van deze POP's worden verzekerd, door toepassing van de handelingen met de beperkingen vernoemd in bijlage V van de POP-verordening (chemische/fysische behandeling D9, verbranding D10, brandstof voor opwekken van energie R1 en bepaalde recycling/terugwinning van metalen en metaalverbindingen R4).

Daarnaast is de regeneratie van ionenwisselingsharsen voor de verwijdering van PFAS nog in de onderzoeksfase en nog maar beperkt toegepast op grote schaal in het buitenland. Verder onderzoek is noodzakelijk om regeneratie van ionenwisselingsharsen toe te kunnen passen op grote schaal in Vlaanderen.

Verregaande zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater kunnen significante hoeveelheden gezuiverd water opleveren die opnieuw ingezet kunnen worden als proceswater of andere toepassingen. Dit kan het waterverbruik van de installatie mogelijk verlagen. Bodemsaneerders die PFAS-verontreinigde gronden ex-situ saneren hebben een grote hoeveelheid water nodig in de fysicochemische reiniging om de bodem te wassen en vervolgens PFAS uit te logen. In de praktijk wordt al het hierin gebruikte water in een relatief beperkte mate gezuiverd via bijvoorbeeld actief kool en terug ingezet in het proces. Doordat er geen water geloosd wordt, moet het water niet noodzakelijk tot onder de rapportagegrens gezuiverd worden. De concentratie PFAS moet enkel voldoende laag zijn om uitloging van PFAS uit de gewassen bodem mogelijk te houden (Input leden BC, 2022).

MILIEUPROBLEMEN IN ANDERE SECTOREN DIE HUN OORSPRONG VINDEN IN DE ZUIVERING VAN MET PFAS BELAST BEDRIJFSAFVALWATER EN BEMALINGSWATER

Zoals reeds werd aangehaald in voorgaande paragrafen is een belangrijk ketenaspect de impact van de verwijdering van PFAS op de emissies bij de verwerking van de PFAS-houdende afvalstoffen verder op in de keten. Deze kunnen mogelijk leiden tot significante emissies indien grote hoeveelheden PFAS-houdend afval geproduceerd wordt in de toepassing van de waterbehandelingstechnieken. Dit treedt voornamelijk op bij de toepassing van adsorptietechnieken indien er hoge wisselfrequenties zijn van de filters om doorbraak van PFBA te vermijden. In deze situaties worden grote hoeveelheden adsorbens gebruikt voor de zuivering van PFAS, met een grote impact van de verdere verwerking van het PFAS-houdend afval dat ontstaat.

Eveneens de productie van actief kool, ionenwisselingsharsen en andere adsorbentia moet in rekening gebracht worden indien de volledige milieu-impact van de deze technieken beschouwd wordt. Op basis van een vergelijkende levenscyclusanalyse voor GAC en ionenwisseling werd aangetoond dat de totale milieu-impact, gaande van productie, gebruik tot verwerking, voor GAC en ionenwisselingsharsen ongeveer gelijk is voor de behandeling van lage concentraties PFAS (< 0,7 µg/l). Voor hogere PFAS concentraties (>7 µg/l) werd vastgesteld dat de milieu-impact van GAC steeds groter wordt ten opzichte van die van ionenwisseling. Het grootste aandeel hierin werd veroorzaakt door de productie en verwerking van GAC (Emery et al., 2019). Regeneratie of reactivatie van de adsorbentia kan de milieu-impact van productie en verwerking van deze materialen sterk beperken door (partieel) hergebruik van het adsorbens.

MILIEUPROBLEMEN IN DE ZUIVERING VAN MET PFAS BELAST BEDRIJFSAFVALWATER EN BEMALINGSWATER DIE HUN OORSPRONG VINDEN IN ANDERE SECTOREN

RWZI's, bedrijven voor externe behandeling van afvalwater en bodemsaneerders moeten stromen behandelen die een PFAS kunnen bevatten waardoor deze vervolgens mogelijk in hun eigen afvalwater terechtkomen.

- RWZI's worden onvermijdelijk geconfronteerd met de aanwezigheid van PFAS in hun influent door lozingen van PFAS in huishoudelijk afvalwater, bedrijfsafvalwater en mogelijk de (bio)transformatie van precursoren in deze afvalwaters. Op basis van een uitgebreide studie over de aanwezigheid van PFAS in influent, effluent en zuiverings-slib van rioolwaterzuiveringsinstallaties in Nederland werd aangetoond dat de aanwezige PFAS in het influent niet of nauwelijks verwijderd worden door RWZI's (Berkse & Baltussen, 2021). Hierdoor dringen bijkomende waterbehandelingen zich op voor de zuivering van PFAS om emissies naar het oppervlaktewater te voorkomen/beperken indien er nog PFAS gemeten worden in het effluent.

- Bedrijven voor externe behandeling van afvalwater bepalen zelf welke stromen ze kunnen behandelen door hun eigen acceptatiebeleid. Tijdens deze BBT-studie werd waargenomen dat verschillende van deze bedrijven momenteel enkel nog stromen verwerken met beperkte PFAS concentraties ($< 1 \mu\text{g/l}$) om aan hun eigen lozingsvoorwaarden voor PFAS te kunnen blijven voldoen. Hierdoor zijn er op het moment van schrijven bedrijven die hun hoge concentratie PFAS-houdende afvalwaters niet meer verwerkt krijgen (Input leden BC, 2022).
- Bodemsaneerders die PFAS-verontreinigde gronden ex-situ saneren hebben een grote hoeveelheid water nodig in de fysicochemische reiniging om de bodem te wassen en vervolgens PFAS uit te logen. In de praktijk wordt al het hierin gebruikte water hergebruikt waardoor dit niet noodzakelijk leidt tot lozing van PFAS (Input leden BC, 2022).
- Stortplaatsen die PFAS-houdend afval ontvangen en opslaan van andere industriële sectoren of huishoudelijk afval waarvan de aanwezigheid van PFAS niet gekend of bepaald is kan er verontreinigd hemelwater afstromen dat PFAS bevat. Deze percolaatwaters van stortplaatsen worden opgevangen en ondergaan een waterzuivering voordat deze geloosd worden. In het algemeen bevatten deze bedrijfsafvalwaters hogere concentraties CZV, zware metalen, natuurlijk organische componenten zoals bijvoorbeeld humuszuren en andere type verontreinigen die de zuivering van PFAS negatief kunnen beïnvloeden.

HOOFDSTUK 4. BESCHIKBARE MILIEUVRIENDELIJKE TECHNIEKEN



HOOFDSTUK 4. BESCHIKBARE MILIEUVRIENDELIJKE TECHNIEKEN

In dit hoofdstuk worden de verschillende maatregelen toegelicht die geïmplementeerd kunnen worden om milieuhinder te voorkomen of te beperken. Bij de bespreking van de milieuvriendelijke technieken komen telkens volgende punten aan bod:

- beschrijving van de techniek;
- toepasbaarheid van de techniek;
- milieuvoordeel van de techniek;
- financiële aspecten van de techniek.

De informatie in dit hoofdstuk vormt de basis waarop in hoofdstuk 5 de BBT-evaluatie zal gebeuren. Het is dus niet de bedoeling om reeds in dit hoofdstuk (hoofdstuk 4) een uitspraak te doen over het al dan niet BBT zijn van bepaalde technieken. Het feit dat een techniek in dit hoofdstuk besproken wordt, betekent m.a.w. niet per definitie dat deze techniek BBT is.

4.1 ALGEMENE TECHNIEKEN VOOR BEDRIJSAFVALWATER EN BEMALINGSWATER

4.1.1 OPVOLGING EN MONITORING VAN DE TOEGEPASTE WATERBEHANDELINGSTECHNIEK(EN) VOOR DE VERWIJDERING VAN PFAS

BESCHRIJVING

Een belangrijk aspect bij het goed beheer van de toegepaste waterbehandelingstechnieken voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater is de opvolging van de techniek en de monitoring van verschillende PFAS parameters. In eerste instantie laat monitoring toe een overzicht te creëren van de aanwezigheid van PFAS in de verschillende deelstromen van het proces en de stromen van de waterbehandelingstechniek(en). Daarnaast laat monitoring toe de uitvoering van de waterbehandelingstechniek(en) te sturen zodat emissies van PFAS naar water beperkt/vermeden worden.

Doordat bij het uitvoeren van de analyses op PFAS meerdere parameters tegelijkertijd gemeten worden, kan een breed beeld geschetst worden van de verwijdering van verschillende PFAS. Bij de erkende labo's kunnen de PFAS parameters die opgenomen zijn in het Compendium voor de monsterneming, meting en analyse van water (WAC) voor de bepaling van perfluorverbindingen in water met LC-MS/MS (WAC/IV/A/025; zie paragraaf 2.4) gemeten worden volgens een gevalideerde meetmethode. Sommige erkende labo's kunnen eveneens de ultrakorte keten TFA en PFPrA meten, maar met hogere rapportagegrenzen dan de WAC/IV/A/025-parameters (Input leden BC, 2022).

Bij adsorptietechnieken gebeurt de sturing van de techniek best op de PFAS parameter waarbij eerst doorbraak (dit is het moment waarop een bepaalde PFAS gedetecteerd wordt in het effluent of een bepaalde vooropgestelde concentratie overschreden wordt) zal optreden en waarvoor de laagste norm wordt opgelegd. In de meeste situaties zal dit PFBA zijn. Indien de opgelegde normen voor PFAS dezelfde zijn als voor PFBA dient de sturing van het zuiveringsproces gestuurd te worden op PFBA. Indien de sturing op andere parameters zoals PFOS of PFOA zou worden afgestemd is het risico groot dat er reeds andere kortere keten PFAS doorgebroken zijn (Input leden BC, 2022). In bedrijfsafvalwaters/bemalingswaters waar slechts een beperkte set aan PFAS aanwezig is, kunnen verkennende labo-/pilotproeven uitwijzen welke van de PFAS het eerste doorbraak zal vertonen bij de toepassing van de techniek. In sommige gevallen kan dit ook HFPO-DA zijn.

Van het moment dat er doorbraak waargenomen wordt, zou de tweede filter moeten doorschuiven zodat deze de eerste filter wordt en zou de originele eerste filter moeten vernieuwd worden en als laatste in de serie geplaatst worden in een klassieke lead-lag configuratie. De sturing gebeurt in deze opstelling best op de analyses van het effluent van de eerste filter of in het geval van meerdere filters in serie de voorlaatste filter. Op deze manier zal bij registratie van doorbraak bij de eerste filter (voorlaatste filter) de PFAS verder worden geadsorbeerd in de tweede filter (laatste filter). In het ideale geval vinden er in deze situatie geen PFAS-emissies plaats. Voor situaties met een stabiele afvalwaterstroom kan op basis van ervaring uit eerdere analyses een vaste wisselperiode vastgelegd worden om te vermijden dat er doorbraak optreedt. Dit is echter niet haalbaar voor alle stromen en alle situaties.

Bij alle waterbehandelingstechnieken zijn de metingen op het influent en effluent van de waterbehandelingstrein voor PFAS belangrijk om de effectieve PFAS-emissies te monitoren, het verwijderingsrendement van de installatie in te schatten en de waterbehandeling op zich te kunnen sturen. De monitoringsfrequentie die hierbij toegepast wordt is bedrijfsspecifiek en afhankelijk van de aard van de opstelling, de eventuele verblijftijden en gemiddelde standtijden die gehanteerd worden in de techniek of combinatie van technieken. Bij technieken waarbij langere standtijden gehanteerd worden ligt de monitoringsfrequentie mogelijk lager dan bij technieken waarbij korte standtijden gehanteerd worden. Daarnaast wordt de monitoringsfrequentie eveneens beïnvloed door de fase waarin de waterbehandeling zich bevindt. In de opstartfase is een hogere monitoringsfrequentie belangrijk om het verloop van de opstart en efficiëntie van de techniek of combinatie van technieken goed te kunnen inschatten. De informatie uit de monitoring tijdens deze fase kan gebruikt worden voor het vaststellen van gemiddelde standtijden waarop de waterbehandeling mogelijk gestuurd kan worden. Na deze opstartfase kan stelselmatig, op basis van ervaring met de waterbehandeling, de monitoringsfrequentie mogelijk afgebouwd worden. Dit is echter niet mogelijk voor alle bedrijfsafvalwaters en bemalingswaters. De monitoringsfrequenties voor dezelfde techniek op relatief constante versus variabele bedrijfsafvalwaters of bemalingswaters liggen mogelijk anders. Bij variabele bedrijfsafvalwaters en bemalingswaters zal een hogere monitoringsfrequentie nodig zijn om de waterbehandeling goed te kunnen opvolgen en bij te sturen.

Omdat niet alle PFAS, zoals sommige precursoren, meetbaar zijn volgens de huidige gevalideerde meetmethode wordt mogelijk een deel van de PFAS-emissies gemist. Daardoor kunnen bijkomende analyses zinvol zijn om een beeld te krijgen van de totale verwijdering en emissies van PFAS via specifieke groepsparameters. Meetmethoden die screenen op adsorbeerbaar organisch fluor (AOF), extraheerbaar organisch fluor (EOF) en/of totaal oxideerbare precursors (TOP) kunnen daarbij zinvol zijn. Een voorbeeldsituatie waar dit mogelijk relevant kan zijn, is de situatie waarbij geen biologische behandelingsstap aanwezig is in de waterbehandeling en waar het afvalwater op de riolering geloosd wordt. In deze situatie zouden PFAS precursoren in het afvalwater gemist kunnen worden door enkel de monitoring van WAC/IV/A/025-parameters, doordat hier geen (bio)transformatie van de precursoren tot meetbare PFAA's optreden. Op het moment van schrijven zijn de analyses voor AOF, EOF en TOP niet opgenomen in het WAC/IV/A/025. Voor AOF bestaat reeds een gestandaardiseerde procedure waarin de rapportagegrens van 2 µg/l gedefinieerd wordt. Hierdoor kan deze analyse op het moment van schrijven enkel toegepast worden op bedrijfsafvalwater of bemalingswater met hogere PFAS concentraties (> 2 µg/l). Voor de analyses EOF en TOP zijn op dit moment nog geen gestandaardiseerde procedures beschikbaar en is bijkomend onderzoek en optimalisatie nodig.

TOEPASBAARHEID

Opvolging en monitoring van de waterbehandelingstechniek(en) wordt technisch haalbaar geacht voor de behandeling van bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Belangrijk hierbij is dat bij het ontwerp van de installatie rekening gehouden wordt met de mogelijkheid tot staalname. Een knelpunt voor monitoring is de tijdspanne tussen de staalname en het ontvangen van de analyseresultaten. In de praktijk kan deze tijdsspanne een periode van 5 tot 20 dagen innemen. Dit zorgt ervoor dat er een significante vertraging zit op de waarneming van het moment van doorbraak bij adsorptietechnieken. Hierdoor kan pas vanaf het moment dat de analyseresultaten bekend zijn, ingegrepen worden in de

toepassing van de techniek. Hierdoor wordt er in sommige situaties mogelijk al PFAS geloosd op het moment dat de effectieve waarneming gedaan wordt. Dit probleem wordt mogelijk nog relevanter bij opgelegde normen die gelijk zijn aan de huidige rapportagegrenzen, 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS, omdat bij standaard metingen de doorbraak pas op de rapportagegrens zelf (en dus de lozingsnorm) zal gemeten worden, en er dus niet eerder ingegrepen kan worden. In uitzonderlijke gevallen kunnen de bepalingsgrenzen bij de analyses hoger liggen dan de gevalideerde rapportagegrenzen uit de WAC/IV/A/025-methode voor één of meerdere PFAS, zoals bijvoorbeeld PFBA (zie paragraaf 2.4).

MILIEUVOORDEEL

Door een adequaat monitoringschema toe te passen op de waterbehandelingstechniek(en) kan tijdig waargenomen worden wanneer er doorbraak optreedt bij adsorptietechnieken of wanneer andere behandelingstechnieken dienen te worden bijgestuurd. Op deze manier wordt de goede werking van de techniek frequent gecontroleerd en worden emissies van PFAS naar water vermeden of beperkt. Hoe hoger en instabieler de gemeten concentraties, hoe hoger de meerwaarde van meer frequente metingen. Een nadelige impact op het milieu wordt veroorzaakt door verbruik van materialen en transport van stalen bij metingen.

FINANCIËLE ASPECTEN

De kosten voor de monitoring van PFAS parameters zijn steeds een bijkomende kost bij de toepassing van een bepaalde techniek. De kosten voor analyses worden bepaald door het aantal parameters dat gemeten moet worden en de vereiste rapportagegrens waarop de stalen gemeten dienen te worden. De kosten kunnen in beperkte mate variëren tussen de verschillende erkende labo's. Over het algemeen worden de kosten ingeschat op 150 – 260 EUR/staal voor het meten van 42 – 44 PFAS parameters van het WAC/IV/A/025-lijst met een rapportagegrens van 20 ng/l. Echter, de prijzen voor analyses die doorgaans gehanteerd worden zijn 230 – 260 EUR/staal. Voor bedrijven die jaarcontracten afsluiten of grote aantallen stalen aanleveren worden lagere kosten aangerekend van ongeveer 150 – 170 EUR/staal (Input leden BC, 2023). Bij sommige erkende labo's kunnen de stalen eveneens tot een rapportagegrens van 0,5 – 1 ng/l gemeten worden voor een meerkost van ongeveer 10 EUR/staal. Indien slechts een beperkte lijst van 12 PFAS parameters gemeten wordt tot een rapportagegrens van 100 ng/l zijn de kosten lager, maar met de daling van de rapportagegrens van 100 ng/l naar 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS zijn deze metingen niet meer relevant. Het zijn net de metingen tot een rapportagegrens van 0,5 – 1 ng/l die in de toekomst mogelijk relevanter zullen worden voor de sturing van de technieken (Input leden BC, 2022). De uiteindelijke kosten worden bepaald door de meetfrequentie, het aantal parameters en de gewenste rapportagegrens.

Sommige bedrijven overwegen het aankopen van eigen analyseapparatuur om hun eigen metingen te kunnen doen om zo sneller de waterbehandelingstechnieken te kunnen sturen. De kosten voor dergelijke apparatuur zijn erg hoog en zijn daardoor niet haalbaar voor de meeste bedrijven. Afhankelijk van de gewenste sensitiviteit worden de aankoopkosten voor dergelijke apparatuur ingeschat op 300 000 – 450 000 EUR en de operationele kosten worden ingeschat op 120 000 EUR per jaar. Een deel van deze operationele kosten worden bepaald door loonkosten, en de aankoop van interne standaarden en gelabelde componenten (Input leden BC, 2022 & 2023).

4.1.2 VOORBEHANDELING VAN HET BEDRIJFSAFVALWATER/BEMALINGSWATER TER VERBETERING VAN DE EFFICIËNTIE EN BESCHERMING VAN DE WERKING VAN DE WATERBEHANDELINGSTECHNIEKEN VOOR DE ZUIVERING VAN PFAS DOOR TOEPASSING VAN ÉÉN OF EEN COMBINATIE VAN TECHNIEKEN

BESCHRIJVING

Op basis van de beschrijving van de technieken in paragraaf 3.4.1 en 3.4.2 en het vergelijkend overzicht van de technieken (Tabel 16) wordt aangetoond dat verschillende technieken gevoelig zijn voor bepaalde parameters waaronder (maar niet limiterend tot) zwevende stoffen, Fe/Mn, CZV, geleidbaarheid en pH. Deze parameters, inclusief andere bijkomende parameters, vormen de matrix waaruit PFAS verwijderd dient te worden. De parameters in de matrix die een negatief effect hebben op het verwijderingsrendement van PFAS in de waterbehandelingstechnieken dienen door middel van één of een combinatie van voorbehandelingstechnieken zo veel als mogelijk verwijderd/aangepast te worden om de efficiëntie van de toegepaste waterbehandelingstechniek(en) voor de zuivering van PFAS te verbeteren en de werking ervan te beschermen. De aard van de matrix kan worden vastgesteld door de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater en bemalingswater door minstens de hieronder aangehaalde parameters te analyseren.

Noot: *Het rechtstreeks afvoeren van het afvalwater voor thermische degradatie en verbranding vereist geen bijkomende voorbehandeling. In specifieke gevallen waarbij coagulatie/flocculatie (3.4.1.4), schuimfractionatie/ozofractionatie (3.4.1.6) en Indampen/Vacuümverdamping (3.4.1.7) op zichzelf toegepast worden zonder nageschakelde waterbehandelingstechnieken, is het mogelijk dat er geen voorbehandelingen noodzakelijk zijn. Dit dient voor elke specifieke situatie afzonderlijk beoordeeld te worden op basis van de aard van de matrix en de gebruikte waterbehandelingstechnieken.*

Zwevende stoffen

Een groot deel van de waterbehandelingstechnieken zijn gevoelig voor ZS (zie Tabel 16). Voor deze technieken is het belangrijk dat ZS verwijderd worden om de efficiëntie te verbeteren en de werking van de techniek te beschermen. Indien te hoge concentraties ZS aanwezig zijn in het influent van de waterbehandelingstechnieken zal dit uiteindelijk een negatief effect hebben op de verwijderingsefficiëntie van PFAS.

Zwevende stoffen kunnen verwijderd worden door toepassing van één of een combinatie van onderstaande technieken:

- [Zandfilter](#);
- [Coagulatie/flocculatie](#);
- [Flotatie doormiddel van lucht](#) (DAF; Dissolved Air Flotation);
- Membraan gebaseerde technieken ([MF/UF](#)).

Voor meer informatie over deze technieken wordt in bovenstaande lijst gelinkt naar de relevante technische fiches. Het type van de nageschakelde waterbehandelingstechniek kan mogelijk de vereiste techniek beïnvloeden. Ionenwisselingsharsen en membraan gebaseerde technieken (NF/RO) zijn gevoeliger voor ZS dan bijvoorbeeld GAC, waardoor het aanvaardbare gehalte aan ZS hiervoor lager kan zijn (zie paragraaf 3.4.1). Technieken zoals flocculatie/coagulatie, schuimfractionatie, indamping/vacuümverdamping, en thermische degradatie en verbranding zijn niet gevoelig voor zwevende stoffen en vereisen daardoor niet noodzakelijk een specifieke voorbehandeling. Sommige van deze technieken kunnen eveneens zorgen voor een simultane verwijdering van zwevende stoffen. Echter wanneer deze technieken in combinatie gebruikt worden met andere, nageschakelde

waterbehandelingstechnieken, die wel gevoelig zijn voor ZS, kan het in sommige gevallen toch noodzakelijk zijn om een voorbehandeling uit te voeren.

Fe/Mn

Een groot deel van de waterbehandelingstechnieken zijn eveneens gevoelig voor de aanwezigheid van ijzer en mangaan in het te behandelen water (Tabel 16). Deze parameters komen voornamelijk voor in bemalingswater. Om de efficiëntie te verbeteren en de werking van de techniek te beschermen wordt hiervoor best een beluchtingstank voor bijvoorbeeld de zandfiltratie geplaatst. Door middel van deze beluchting gaat het Fe/Mn oxideren en neerslaan, en kan dan mee verwijderd worden via de zandfiltratie. Bij ijzerconcentraties boven 15 mg/l kan een bezinkingstap voor de [zandfiltratie](#) noodzakelijk zijn om frequentie van terugspoelingen te verminderen (WASS, 2010). Bij retourbemalingen kan het terug in de ondergrond brengen van belucht bemalingswater leiden tot verstopping van de bodem. In deze situaties moet overwogen worden om geen of een alternatieve techniek voor verwijdering van Fe/Mn toe te passen.

Technieken zoals flocculatie/coagulatie, schuimfractionatie, niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie, en thermische degradatie en verbranding zijn niet gevoelig voor Fe/Mn en vereisen daardoor niet noodzakelijk een specifieke voorbehandeling. Sommige van deze technieken kunnen eveneens zorgen voor een simultane verwijdering van ijzer. Echter wanneer deze technieken in combinatie gebruikt worden met andere, nageschakelde waterbehandelingstechnieken, die wel gevoelig zijn voor Fe/Mn, kan het in sommige gevallen toch noodzakelijk zijn om een voorbehandeling uit te voeren.

CZV, geleidbaarheid, pH en andere

Verschillende technieken ondervinden een negatieve invloed van specifieke organische componenten of hoge CZV-gehalten, en hoge geleidbaarheid van het afvalwater/bemalingswater. Daarnaast kan de pH ook een effect hebben op de verwijderingsefficiëntie van PFAS in sommige technieken (Tabel 16). De aanwezigheid en aard van deze parameters zijn specifiek voor elk situatie waardoor niet één algemene voorbehandeling mogelijk is. In sommige situatie zijn er voorbehandelingen ter beschikking om deze storende parameters specifiek aan te pakken zoals bijvoorbeeld de toepassing van GAC voor de initiële verwijdering van opgeloste organische stoffen. In andere gevallen dient men hiermee om te gaan door de juiste selectie van de waterbehandelingstechniek of combinatie van technieken voor de verwijdering van PFAS.

Naast bovenvermelde parameters kunnen er bijkomend nog andere parameters zijn die een negatieve invloed hebben op de verwijderingsefficiëntie van PFAS, zoals bijvoorbeeld (maar niet limiterend tot) specifieke organische stoffen, natuurlijke (grote) organische moleculen (vb. humuszuren en fulvinezuren), olie en vet, oxidansen (vb. vrij chloor, ozon, permanganaat), oppervlakte-actieve stoffen en vluchtige gehalogeneerde stoffen.

TOEPASBAARHEID

Voorbehandelingen zoals de verwijdering van ZS en Fe/Mn worden algemeen toegepast bij de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. De aard van de te behandelen stromen, de omvang van de zuivering, de eventuele looptijd, de plaatsspecifieke eigenschappen en de aard van de matrix van het te behandelen afvalwater bepalen de techniek of combinatie van technieken die kunnen worden toegepast. Zandfiltratie wordt over het algemeen het meest courant toegepast in combinatie met waterbehandelingstechnieken voor de verwijdering van PFAS. Indien reeds membraan gebaseerde technieken toegepast worden voor de verwijdering van PFAS worden in de praktijk vaak bijkomende MF of UF toegepast om ZS te verwijderen.

De hogergenoemde voorbehandelingstechnieken kunnen in vaste of mobiele opstelling worden toegepast.

MILIEUVOORDEEL

Het belangrijkste milieuvoordeel is de verbetering van de efficiëntie en de bescherming van de werking van de nageschakelde waterbehandelingstechniek. Op deze manier kan de beoogde verwijderingsefficiëntie van PFAS aangehouden worden, waardoor bijkomende PFAS emissies naar water vermeden kunnen worden.

Op basis van recent onderzoek werd aangetoond dat een voorbehandeling door coagulatie/flocculatie en flotatie door middel van lucht reeds kan zorgen voor een verwijdering van PFAS via het afgescheiden slib (Riegel et al., 2020). Daarnaast kan er bij ontijzering eveneens PFAS binden aan de gevormde neerslag (Input leden BC, 2022). Dit PFAS-houdend slib moet echter op een correcte manier afgevoerd en verwerkt worden. Zandfiltratie, MF en UF zorgen niet voor een initiële verwijdering van PFAS (Input leden BC, 2022).

De toepassing van één of combinatie van deze voorbehandelingstechnieken zorgt voor een bijkomend gebruik van hulpstoffen/chemicaliën en energie, en hierbij kunnen (PFAS-houdende) afvalstoffen gevormd worden.

FINANCIËLE ASPECTEN

De toepassing van één of een combinatie van deze voorbehandelingstechnieken zorgt voor bijkomende kosten. Deze kosten zullen echter opwegen ten opzichte van de kosten voor de dimensionering, uitvoering en onderhoud van de nageschakelde waterbehandelingstechnieken indien deze voorbehandelingen niet zouden worden toegepast. De kosten zijn sterk afhankelijk van de aard en combinatie van technieken die worden toegepast. Over het algemeen is zandfiltratie de goedkoopste techniek en lopen de kosten op in volgorde voor coagulatie/flocculatie, flotatie door middel van lucht en membraan gebaseerde technieken. De grootste bepalende factor hierbij is het debiet dat dient verwerkt te worden.

4.1.3 OPTIMALISATIE VAN HET ONTWERP EN BEHEER VAN DE TECHNIEK OF COMBINATIE VAN TECHNIEKEN SPECIFIEK VOOR DE VERWIJDERING VAN PFAS VOOR DE ZUIVERING VAN BEDRIJFSAFVALWATER EN BEMALINGSWATER

BESCHRIJVING

Bij het bepalen van de waterbehandelingstechnieken voor zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater is niet enkel de keuze van de meest geschikte techniek(en) van belang, maar ook een juist ontwerp, beheer en optimalisatie specifiek voor de verwijdering van PFAS zijn noodzakelijk om een efficiënte PFAS verwijdering te realiseren. De karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater is daarbij steeds noodzakelijk om de optimalisatie van de geselecteerde technieken te ondersteunen. Daarnaast kunnen in bepaalde situaties aanvullende, verkennende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de matrix en de gewenste eindconcentraties noodzakelijk zijn om de optimalisatie van de techniek of combinatie van technieken verder te ondersteunen. Naast de optimalisatie van elke techniek afzonderlijk moeten alle technieken in een behandelingstrein op elkaar afgestemd zijn. In het algemeen dient rekening gehouden te worden met:

- Afhankelijk van de geselecteerde techniek of combinatie van technieken moet het type adsorptiemateriaal, type membranen, en type en dosering van coagulant/reactant specifiek geselecteerd worden voor de verwijdering van PFAS. Daarnaast moet eveneens de dimensionering van deze technieken specifiek afgestemd zijn op de verwijdering van PFAS. PFAS kunnen bijvoorbeeld langere verblijftijden vereisen in adsorptietechnieken in vergelijking met andere componenten;

- Het verschil tussen de influent PFAS concentraties en de gewenste eindconcentraties/opgelegde normen bepaalt de totale verwijderingsefficiëntie die nodig zal zijn. Bij lage influent concentraties tot enkele honderden ng/l kan een verwijderingsrendement van >90% reeds voldoende zijn. Bij hogere influent PFAS concentraties in de µg/l range of enkele mg/l zijn hogere verwijderingsrendementen tot >99% of >99,99% noodzakelijk. Het benodigde verwijderingsrendementen kan mee de keuze van de techniek of combinatie van technieken bepalen;
- Het type PFAS dat verwijderd dient te worden uit het bedrijfsafvalwater of bemalingswater bepaalt mee de optimalisatie van de techniek of combinatie van technieken. Indien slechts een beperkte set PFAS aanwezig is in het afvalwater, kan de noodzakelijke waterbehandeling relatief eenvoudig zijn in vergelijking met afvalwater met een brede set aan zowel korte als lange keten PFAS;
- Afhankelijk van de aard van de matrix en toegepaste waterbehandelingstechnieken kunnen specifieke voorbehandelingen noodzakelijk zijn om de efficiëntie te verbeteren en de werking van de waterbehandelingstechnieken te beschermen (zie ook paragraaf 4.1.2);
- Het debiet dat behandeld dient te worden bepaalt de dimensionering van de techniek(en). De dimensionering moet in functie van dit debiet geoptimaliseerd worden om de noodzakelijke verblijftijd te garanderen om de specifieke type PFAS te kunnen verwijderen.

TOEPASBAARHEID

De optimalisatie van het ontwerp en het beheer van de geselecteerde techniek of combinatie van technieken is algemeen toepasbaar en noodzakelijk om een efficiënte verwijdering van PFAS te realiseren.

MILIEUVOORDEEL

Door de optimalisatie van het ontwerp en het beheer van de geselecteerde techniek of combinatie van technieken kan een efficiënte zuivering van PFAS worden gerealiseerd voor die specifieke situatie met een geoptimaliseerd materiaal- en energieverbruik, beperkte productie van PFAS-houdende afvalstoffen die verder verwerkt/verbrand moeten worden, en beperkte impact op de keten.

FINANCIËLE ASPECTEN

De optimalisatie van het ontwerp en het beheer van de geselecteerde techniek of combinatie van technieken zal zorgen voor de meest kosteneffectieve verwijdering van PFAS met de geselecteerde techniek of combinatie van technieken in die specifieke situatie. In het geval van adsorptietechnieken kunnen de soorten absorptentia specifiek voor de verwijdering van PFAS een duurdere eenheidsprijs hebben dan alternatieve soorten die niet specifiek voor PFAS zijn.

4.2 TECHNIEK SPECIFIEK VOOR BEDRIJSAFVALWATER

4.2.1 VERWIJDERING VAN PFAS UIT BEDRIJSAFVALWATER DOOR TOEPASSING VAN ÉÉN OF EEN COMBINATIE VAN TECHNIEKEN

BESCHRIJVING

Het verwijderen van PFAS uit bedrijfsafvalwater kan gerealiseerd worden door toepassing van één of een combinatie van technieken die beschreven worden in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2. Deze selectie van de techniek(en) voor elke specifieke situatie kan ondersteund worden door het vergelijkend overzicht van de technieken in Tabel 16 en de handvaten in paragraaf 3.6. De overzichtstabel laat toe een snelle vergelijking te maken tussen de verschillende technieken op basis van verschillende criteria. Deze tabel mag niet als een losstaand gegeven gebruikt worden, maar moet steeds in het globale kader gezien

worden dat geschetst wordt in deze BBT-studie. Dit betekent dat men zowel rekening dient te houden met de inhoud van de tabel en de beschrijving van de waterbehandelingstechnieken in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2. Op basis van Tabel 16 komen onderstaande technieken op het moment van schrijven mogelijk in aanmerking voor de behandeling van met PFAS belast afvalwater in Vlaanderen:

- Actief kool (specifiek geselecteerd voor de verwijdering van PFAS);
- Ionenwisselingsharsen (specifiek geselecteerd voor de verwijdering van PFAS);
- Natuurlijke en oppervlakte gemodificeerde kleimineralen/zeolieten (specifiek geselecteerd voor de verwijdering van PFAS);
- Coagulatie/flocculatie;
- Membraan gebaseerde technieken (NF en/of RO);
- Schuimfractionatie en ozofractionatie;
- Indampen/Vacuümverdamping;
- Niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie;
- Thermische degradatie en verbranding (beperkte volumes).

Bedrijfsafvalwater heeft over het algemeen een complexe samenstelling. Naast de aanwezigheid van PFAS zijn er andere organische en anorganische componenten in de matrix aanwezig die de verwijdering van PFAS mogelijk negatief kunnen beïnvloeden. Hierdoor is de toepassing van één techniek vaak niet voldoende om PFAS efficiënt te kunnen verwijderen en is er nood aan een combinatie van technieken.

De techniek of combinatie van technieken die geselecteerd worden voor de behandeling van het met PFAS belast afvalwater zijn afhankelijk van verschillende factoren, waaronder het type PFAS, concentratie van PFAS in het influent, de aard van de matrix, de capaciteit/debiet dat moet behandeld worden en de eindconcentraties die behaald moeten worden. Hierdoor is er geen algemene techniek die past voor elke situatie en dringt er zich een individuele benadering op voor elke specifieke situatie. Hierbij dient de keuze van de techniek of combinatie van technieken ondersteund te worden door een karakterisatie van het bedrijfsafvalwater eventueel aangevuld met bijkomende labo/piloot testen. Daarenboven moet het ontwerp en het beheer van deze techniek(en) geoptimaliseerd zijn voor de verwijdering van PFAS uit bedrijfsafvalwater (zie hoofdstuk 4.1.3), moeten de noodzakelijk voorbehandelingstechnieken toegepast worden (zie hoofdstuk 4.1.2) en dient de techniek correct opgevolgd en gemonitord te worden (zie hoofdstuk 4.1.1).

TOEPASBAARHEID

Het zuiveren van met PFAS belast bedrijfsafvalwater tot op een bepaald niveau wordt algemeen toepasbaar geacht. Technisch gezien is de keuze voor één adsorptietechniek op zichzelf geschikt voor de verwijdering van PFAS uit bedrijfsafvalwater zolang er voldoende filters in serie worden geplaatst. Dit wordt technisch haalbaar geacht voor bedrijfsafvalwater met eenvoudige matrices en beperkte PFAS concentraties. Hierbij is het belangrijk dat het meest optimale type adsorptiemateriaal (type actief kool, ionenwisselingshars of kleimineraal/zeoliet) geselecteerd wordt specifiek voor het type PFAS dat dient verwijderd te worden (vb. korte en/of lange keten PFAS) (zie paragraaf 4.1.3). Voor bedrijfsafvalwaters met complexe matrices en hoge PFAS concentraties zijn mogelijk zeer grote hoeveelheden adsorbentia nodig indien slechts één adsorptietechniek op zichzelf wordt toegepast. Dit kan eveneens het geval zijn voor situaties met vooral hoge concentraties korte keten PFAS zoals PFBA omdat hier snel doorbraak zal optreden en daardoor frequente filterwissels nodig zullen zijn. Dit zorgt voor een grote milieu-impact door de productie en uiteindelijke verwerking (reactivatie, regeneratie of verbranding) van de adsorbentia en weegt dit mogelijk niet op ten opzichte van de milieuwinst. Daardoor zal in de meeste gevallen voor dergelijke situaties een combinatie van technieken noodzakelijk zijn. Hierbij kunnen drie sporen gevolgd worden:

- Een techniek of combinatie van technieken voor de initiële bulk verwijdering van PFAS gevolgd door één of meerdere polishingstappen op basis van adsorptietechnieken om de resterende PFAS concentraties te verwijderen;
- Een techniek of combinatie van technieken voor het concentreren van de PFAS verontreiniging tot een kleiner volume concentraatstroom die verder behandeld kan worden met andere technieken of afgevoerd kan worden voor verbranding. Een eventuele polishingstap door adsorptietechnieken kan eveneens noodzakelijk zijn. Het concentreren van PFAS kan zorgen voor de verbetering van de efficiëntie van de nageschakelde technieken zowel op vlak van verwijderingsefficiëntie als op vlak van energieverbruik (Riegel et al., 2020);
- Rechtstreekse afbraak van PFAS door toepassing van niet-thermisch plasmabehandelingstechnieken of door het afvoeren van beperkte volumes voor rechtstreekse verbranding van het afvalwater of de gevormde concentraatstroom.

De karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater is steeds noodzakelijk om de gebalanceerde keuze van de techniek(en) te ondersteunen. Daarnaast kunnen in bepaalde situaties aanvullende, verkennende labo-/piloottesten, noodzakelijk zijn om deze keuze van de techniek of combinatie van technieken verder te ondersteunen. Onderstaande parameters kunnen de keuze van de techniek of combinatie van technieken bepalen:

- Het verschil tussen de influent PFAS concentraties en de gewenste eindconcentraties/opgelegde normen bepaalt de totale verwijderingsefficiëntie die nodig zal zijn. Dit bepaalt welke technieken hiervoor mogelijk in aanmerking komen of voor die specifieke situatie technisch haalbaar worden geacht;
- Het type PFAS dat verwijderd dient te worden uit het bedrijfsafvalwater bepaalt mee de keuze van de techniek of combinatie van technieken. Indien slechts een beperkte set PFAS aanwezig is in het afvalwater, kan de noodzakelijke waterbehandeling relatief eenvoudig zijn in vergelijking met afvalwater met een brede set aan zowel korte als lange keten PFAS. Over het algemeen worden lange keten PFAS meer efficiënt verwijderd dan korte keten PFAS. Indien het bedrijfsafvalwater voornamelijk bestaat uit enkel korte of enkel lange keten PFAS zal dit een andere techniek of combinatie van technieken vereisen voor een efficiënte verwijdering;
- De aard van de matrix bepaalt welke technieken of combinatie van technieken mogelijk zijn in die specifieke situatie. Voor sommige matrices kunnen specifieke voorbehandelingen toegepast worden om de efficiëntie te verbeteren en de werking van de waterbehandelingstechnieken te beschermen. Voor andere matrices (zoals bijvoorbeeld bij hoge ionenconcentraties) kunnen bepaalde technieken technisch niet haalbaar zijn. Over het algemeen laten weinig complexe matrices eenvoudige waterbehandelingen toe en vereisen complexe matrices de toepassing van een combinatie van verschillende technieken.
- Het debiet dat behandeld dient te worden bepaalt mogelijk de keuze van de techniek of combinatie van technieken. Sommige technieken kunnen maar tot een bepaald debiet op een technisch en/of economisch haalbaar niveau worden toegepast. Dit kan in sommige situaties mogelijk opgelost worden door meerdere uitvoeringen van dezelfde techniek in parallel te plaatsten (Input leden BC, 2022).

MILIEUVOORDEEL

De verwijdering of afbraak van PFAS in het bedrijfsafvalwater is het belangrijkste milieuvoordeel. Bij elk van de technieken zijn er echter nadelige cross-media effecten (afhankelijk van de aard en de samenstelling van het afvalwater, en de techniek in kwestie), waaronder de vorming van al dan niet PFAS-houdende afvalstoffen die verder verwerkt/verbrand moeten worden, verhoogd energieverbruik, verhoogd materialenverbruik, potentiële (PFAS) emissies naar de lucht en/of een specifieke impact op de keten. Deze milieu-impact wordt voor elk van de technieken afzonderlijk besproken in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2, en samengevat in hoofdstuk 3.7.

Voor elke situatie en alle geselecteerde technieken moet afgewogen worden of de milieuwinst van de verwijdering van PFAS opweegt ten opzichte van de cross-media effecten. Algemeen zal dit meer het geval zijn bij hogere PFAS concentraties.

FINANCIËLE ASPECTEN

De kosten van de toegepaste techniek(en) zijn zeer uiteenlopend. Over het algemeen zijn op het moment van schrijven de adsorptietechnieken het goedkoopst, maar bij hoge concentraties en de aanwezigheid van korte keten PFAS kunnen de kosten snel oplopen. Daardoor kan in sommige situaties de combinatie met andere technieken resulteren in een meer efficiënte en goedkopere verwijdering van PFAS. Dit dient bij de selectie van de techniek (of combinatie van technieken) voor elke specifieke situatie in overweging genomen te worden. Indampen/Vacuümverdamping, niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie, en thermische degradatie en verbranding zijn de meest kost-intensieve technologieën die slechts in een beperkt aantal situaties het meest economisch gunstig zijn. In de meeste gevallen worden deze technieken gecombineerd met technieken die concentraatstromen produceren om het te behandelen volume te reduceren. De zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater tot op een bepaald niveau wordt algemeen economisch haalbaar geacht.

4.3 TECHNIEK SPECIFIEK VOOR BEMALINGSWATER

4.3.1 VERWIJDERING VAN PFAS UIT BEMALINGSWATER DOOR TOEPASSING VAN ÉÉN OF EEN COMBINATIE VAN TECHNIEKEN

BESCHRIJVING

Het verwijderen van PFAS uit bemalingswater kan gerealiseerd worden door toepassing van één of een combinatie van technieken die beschreven worden in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2. Deze selectie van de techniek(en) voor elke specifieke situatie kan ondersteund worden door het vergelijkend overzicht van de technieken in Tabel 16 en de handvaten in paragraaf 3.6. De overzichtstabel laat toe een snelle vergelijking te maken tussen de verschillende technieken op basis van verschillende criteria. Deze tabel mag niet als een losstaand gegeven gebruikt worden, maar moet steeds in het globale kader gezien worden dat geschetst wordt in deze BBT-studie. Dit betekent dat men zowel rekening moet houden met de inhoud van de tabel en de beschrijving van de waterbehandelingstechnieken in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2. Op basis van Tabel 16 komen onderstaande technieken op het moment van schrijven mogelijk in aanmerking voor de behandeling van met PFAS belast afvalwater in Vlaanderen:

- Actief kool (specifiek geselecteerd voor de verwijdering van PFAS);
- Ionenwisselingsharsen (specifiek geselecteerd voor de verwijdering van PFAS);
- Natuurlijke en oppervlakte gemodificeerde kleimineralen/zeolieten (specifiek geselecteerd voor de verwijdering van PFAS);
- Coagulatie/flocculatie;
- Membraan gebaseerde technieken (NF en/of RO);
- Schuimfractionatie en ozofractionatie;
- Niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie (lage debieten).

De behandeling van bemalingswater wordt over het algemeen gekenmerkt door grote capaciteiten/debieten met weinig complexe samenstelling en lage concentratie PFAS. Daardoor zijn er vaak geen of slechts een beperkt aantal andere organische en anorganische componenten in de matrix aanwezig die de verwijdering van PFAS mogelijk negatief kunnen beïnvloeden. Hierdoor is het in de meeste gevallen voldoende om één of een beperkte combinatie van adsorptietechnieken toe te passen. In de meeste gevallen zijn er in het bemalingswater ijzer, mangaan en zwevende stoffen aanwezig die

verwijderd moeten worden door voorbehandelingstechnieken zoals bijvoorbeeld een beluchte buffertank en een zandfilter om het negatieve effect van deze componenten op de PFAS verwijdering te vermijden. In specifieke gevallen kunnen, afhankelijk van de locatie, specifieke parameters of (historische) andere verontreinigingen voorkomen alsook hoge PFAS concentraties aanwezig zijn in het bemalingswater. In deze specifieke gevallen is een combinatie van verschillende technieken noodzakelijk.

De selectie van de techniek of combinatie van technieken voor de behandeling van het met PFAS belast bemalingswater is afhankelijk van verschillende factoren waaronder het type PFAS, concentratie van PFAS in het influent, de aard van de matrix, de capaciteit/het debiet dat moet behandeld worden, de eindconcentraties die behaald moeten worden, de duur van de bemaling en plaatsbepurende factoren op de werf of exploitatie. Hierdoor is er geen algemene techniek die past voor elke situatie en dringt er zich een individuele benadering op voor elke specifieke situatie. Hierbij dient de keuze van de techniek of combinatie van technieken ondersteund te worden door een karakterisatie van het bemalingswater eventueel aangevuld met bijkomende labo/piloot testen. Daarenboven moet het ontwerp en het beheer van deze techniek(en) geoptimaliseerd zijn voor de verwijdering van PFAS uit bemalingswater (zie hoofdstuk 4.1.3), moeten de noodzakelijk voorbehandelingstechnieken toegepast worden (zie hoofdstuk 4.1.2) en dient de techniek correct opgevolgd en gemonitord te worden (zie hoofdstuk 4.1.1).

In deze BBT-studie worden bemalingen in functie van twee factoren opgedeeld in drie categorieën⁶¹:

- Categorie “Zeer korte bemalingen met zeer lage debieten”: niet ingedeelde of in de derde klasse ingedeelde lozingen van bemalingswater (toekomstige rubriek 3.8) (vb. aanleg septische put, aanleg regenput, herstelling van leidingen t.g.v. calamiteiten);
- Categorie “Korte bemalingen met lage debieten”: in de tweede klasse ingedeelde lozingen van bemalingswater (toekomstige rubriek 3.8) (vb. bouw van particuliere woningen en constructies met beperkte oppervlaktes, aanleg lijninfrastructuur);
- Categorie “Lange bemalingen of bemalingen met hoge debieten”: in de eerste klasse ingedeelde lozingen van bemalingswater (toekomstige rubriek 3.8) (vb. grotere constructieprojecten).

Noot: De voorbeelden vermeld bij bovenstaande categorieën zijn uitsluitend illustratief om het onderscheid tussen de categorieën te verduidelijken, waarbij dergelijke types van werken onder deze categorieën kunnen vallen. Het is echter mogelijk dat in de praktijk bepaalde types van werken toch in een andere categorie vallen door de aard van het bemalingsdebiet en/of de bemalingsduur in die specifieke situatie.

TOEPASBAARHEID

De technische haalbaarheid voor de zuivering van met PFAS belast bemalingswater wordt hoofdzakelijk bepaald door het bemalingsdebiet en de bemalingsduur. De zuivering van PFAS belast bemalingswater bij grote bemalingen of hoge bemalingsdebieten wordt algemeen technisch haalbaar geacht. Voor zeer korte bemalingen met zeer lage debieten en korte bemalingen met lage debieten is de technische haalbaarheid afhankelijk van de specifieke situatie. Technisch gezien is de keuze voor één adsorptietechniek op zichzelf in de meeste gevallen voldoende voor de verwijdering van PFAS in bemalingswater zolang er voldoende filters in serie worden geplaatst. Dit wordt technisch haalbaar geacht voor bemalingswater met eenvoudige matrices en beperkte PFAS concentraties. Zelfs in de aanwezigheid van beperkte concentraties korte keten PFAS kan de toepassing van GAC voldoende zijn bij korte bemalingen van enkele dagen tot enkele weken. Het is belangrijk dat het meest optimale type adsorptiemateriaal (type actief kool, ionenwisselingshars of kleimineraal/zeoliet) geselecteerd wordt

⁶¹ Het onderscheid tussen deze types bemalingen zal meer specifiek gemaakt worden in toekomstig beleid betreffende bemalingswater (cfr. grondwatertrein) door de invoering van rubriek 3.8 – lozen van bemalingswater.

specifiek voor het type PFAS dat dient verwijderd te worden (vb. korte en/of lange keten PFAS) (zie paragraaf 4.1.3). Voor bemalingswater met een langere looptijd moet per situatie bekeken worden welke combinatie van adsorptietechnieken voldoende is voor de verwijdering van PFAS. In specifieke situaties kunnen verhoogde concentraties anionen (zoals sulfaten, chlorides of bicarbonaten), en humus- en fulvinezuren aanwezig zijn in het bemalingswater die een negatieve invloed kunnen hebben op de verwijdering van PFAS via adsorptietechnieken (Held & Reinhard, 2020). Bovendien kunnen er afhankelijk van de locatie en mogelijke (historische) verontreiniging van bodem en grondwater ook andere parameters in het bemalingswater aanwezig zijn, zoals BTEX, PAK's, zware metalen, hoge geleidbaarheid, etc. (Input leden BC, 2022). Voor deze situaties en voor bemalingswater met hoge PFAS concentraties zouden zeer hoge hoeveelheden adsorbentia nodig zijn. Dit is eveneens het geval voor situaties met vooral hoge concentraties korte keten PFAS zoals PFBA omdat hier snel doorbraak zal optreden en daardoor frequente filterwissels nodig zullen zijn. Hierdoor kan dit in die situaties als niet technisch haalbaar worden geacht en zorgt dit bovendien voor een grote milieu-impact door de productie en uiteindelijke verwerking (reactivatie, regeneratie of verbranding) van de adsorbentia. Dit weegt mogelijk niet op ten opzichte van de milieuwinst. Daardoor zal in deze specifieke gevallen een combinatie van technieken noodzakelijk zijn waarbij drie sporen gevolgd kunnen worden analoog aan de behandeling van bedrijfsafvalwater:

- Een techniek of combinatie van technieken voor de initiële bulk verwijdering van PFAS gevolgd door één of meerdere polishingstappen op basis van adsorptietechnieken om de resterende PFAS concentraties te verwijderen;
- Een techniek of combinatie van technieken voor het concentreren van de PFAS verontreiniging tot een kleiner volume concentraatstroom die verder behandeld kan worden met andere technieken of die afgevoerd kan worden voor verbranding. Een eventuele polishingstap door adsorptietechnieken kan eveneens noodzakelijk zijn. Het concentreren van PFAS kan zorgen voor de verbetering van de efficiëntie van de nageschakelde technieken zowel op vlak van verwijderingsefficiëntie als op vlak van energieverbruik (Riegel et al., 2020);
- Rechtstreekse afbraak van PFAS door toepassing van niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie bij beperkte debieten.

De karakterisatie van het te behandelen bemalingswater is steeds noodzakelijk om de gebalanceerde keuze van de techniek(en) te ondersteunen. Daarnaast kunnen in bepaalde situaties aanvullende, verkennende labo-/piloottesten noodzakelijk zijn om deze keuze van de techniek of combinatie van technieken verder te ondersteunen. Onderstaande parameters kunnen de keuze van de techniek of combinatie van technieken bepalen:

- Het verschil tussen de influent PFAS concentraties en de gewenste eindconcentraties/opgelegde normen bepaalt de totale verwijderingsefficiëntie die nodig zal zijn. Dit bepaalt welke technieken hiervoor mogelijk in aanmerking komen of voor die specifieke situatie technisch haalbaar worden geacht;
- Het type PFAS dat verwijderd dient te worden uit het bemalingswater bepaalt mee de keuze van de techniek of combinatie van technieken. Indien slechts een beperkte set PFAS aanwezig is in het afvalwater, kan de noodzakelijke waterbehandeling relatief eenvoudig zijn in vergelijking met afvalwater met een brede set aan zowel korte als lange keten PFAS. Over het algemeen worden lange keten PFAS meer efficiënt verwijderd dan korte keten PFAS. Indien het bemalingswater voornamelijk bestaat uit enkel korte of enkel lange keten PFAS zal dit een andere techniek of combinatie van technieken vereisen voor een efficiënte verwijdering;
- De aard van de matrix bepaalt welke technieken of combinatie van technieken mogelijk zijn in die specifieke situatie. Voor sommige matrices kunnen specifieke voorbehandelingen toegepast worden om de efficiëntie te verbeteren en de werking van de waterbehandelingstechnieken te beschermen. Voor andere matrices (zoals bijvoorbeeld bij hoge ionenconcentraties) kunnen bepaalde technieken niet technisch haalbaar zijn. Over het algemeen laten weinig complexe

matrices eenvoudige waterbehandelingen toe en vereisen complexe matrices de toepassing van een combinatie van verschillende technieken.

- Het debiet dat behandeld dient te worden bepaalt mogelijk de keuze van de techniek of combinatie van technieken. Sommige technieken kunnen maar tot een bepaald debiet op een technisch en/of economisch haalbaar niveau worden toegepast. Dit kan in sommige situaties mogelijk opgelost worden door meerdere uitvoeringen van dezelfde techniek in parallel te plaatsten (Input leden BC, 2022). Op werven of exploitaties waar plaatsgebrek een knelpunt is, zijn dergelijke parallelle uitvoeringen van een bepaalde techniek niet altijd praktisch haalbaar bij bemalingen (Input leden BC, 2022 & 2023).
- Naast het debiet kunnen bij bemalingen bijkomende tijds- en plaatsbepurende factoren de keuze van de techniek of combinatie van technieken beïnvloeden. Bij korte bemalingen van enkele dagen tot enkele weken met laag debiet wordt in de meeste gevallen geopteerd voor de toepassing van één of een combinatie van adsorptietechnieken zoals GAC. In deze gevallen worden de technieken zo gedimensioneerd dat vervanging van de filters niet nodig zal zijn (Input leden BC, 2022). Voor lange bemalingen of bemalingen met hoge debieten moet per situatie bekeken worden welke combinatie van technieken voldoende is voor de verwijdering van PFAS. Een belangrijk aspect bij bemalingen is dat de concentratie van de verschillende parameters wijzigt in functie van de tijd. Hierdoor kan de dimensionering en optimalisatie van de waterbehandelingstechniek(en) moeilijker zijn in vergelijking met meer constante afvalwaterstromen. Bovendien kunnen tijdens bemalingen puntvervuilingen van andere locaties aangetrokken worden, die in het opgepompte bemalingswater terecht kunnen komen (Input leden BC, 2022).

MILIEUVOORDEEL

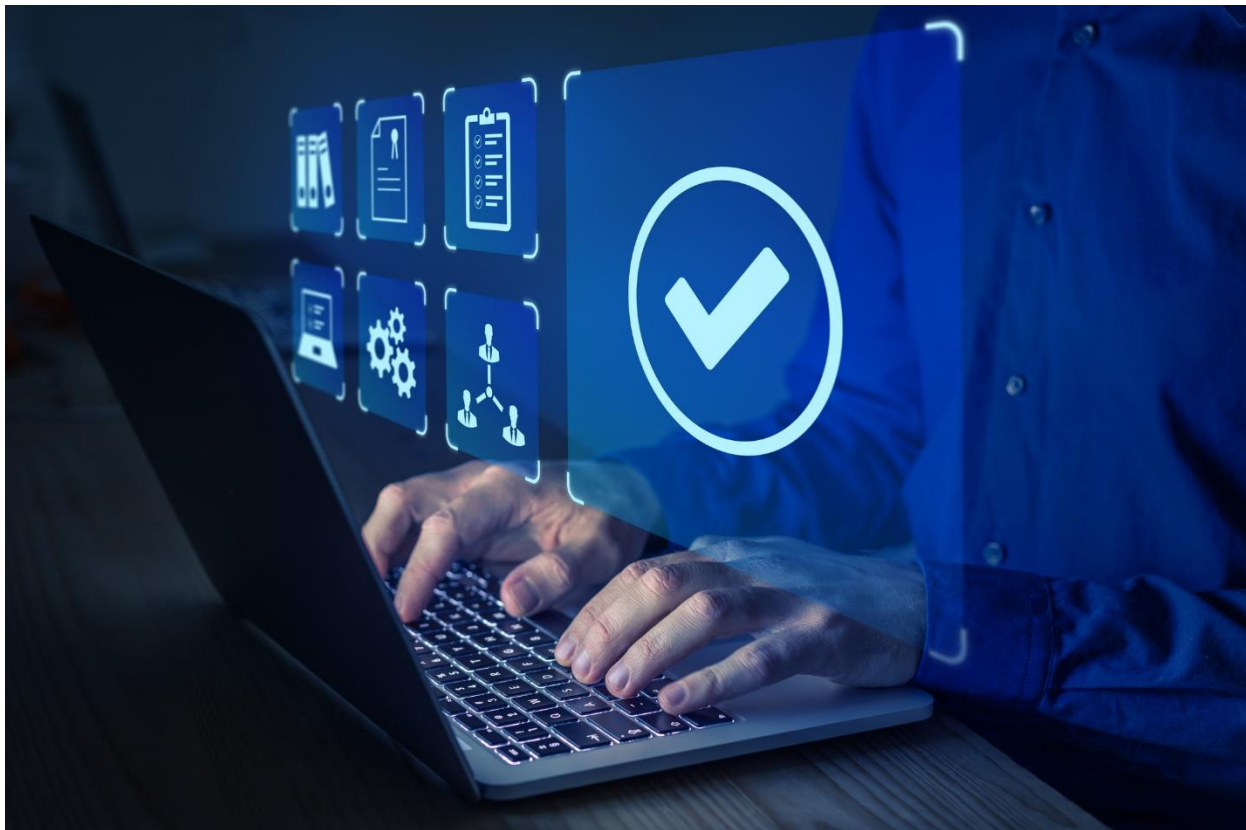
De verwijdering of afbraak van PFAS in het bemalingswater is het belangrijkste milieuvoordeel. Bij elk van de technieken zijn er echter nadelige cross-media effecten. Afhankelijk van de aard en de samenstelling van het afvalwater, en de techniek in kwestie, is er vorming van al dan niet PFAS-houdende afvalstoffen die verder verwerkt/verbrand moeten worden, een toename van het energieverbruik, een toename van het materialenverbruik, potentiële (PFAS) emissies naar de lucht en/of een specifieke impact op de keten. Deze milieu-impact wordt voor elk van de technieken afzonderlijk besproken in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2, en samengevat in hoofdstuk 3.7.

Voor elke situatie en alle geselecteerde technieken moet afgewogen worden of de milieuwinst van de verwijdering van PFAS opweegt ten opzichte van de cross-media effecten. Algemeen zal dit meer het geval zijn bij hogere PFAS concentraties.

FINANCIËLE ASPECTEN

De kosten van de toegepaste techniek(en) zijn zeer uiteenlopend. Over het algemeen zijn op het moment van schrijven de adsorptietechnieken het goedkoopst, maar bij hoge concentraties en de aanwezigheid van korte keten PFAS kunnen de kosten hier snel oplopen. Daardoor kan in sommige situaties de combinatie met andere technieken resulteren in een meer efficiënte en goedkopere verwijdering. Dit dient bij de selectie van de techniek of de combinatie van technieken voor elke specifieke situatie in overweging genomen te worden. Indampen/Vacuümverdamping, niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie, en thermische degradatie en verbranding zijn de meest kost-intensieve technologieën die slechts in een beperkt aantal situaties het meest economisch gunstig zijn. In de meeste gevallen worden deze technieken gecombineerd met technieken die concentraatstromen produceren om het te behandelen volume te reduceren. De zuivering van met PFAS belast bemalingswater tot op een bepaald niveau wordt economisch haalbaar geacht bij lange bemalingen of bemalingen met een hoog debiet. Voor korte bemalingen met een laag debiet moet de economische haalbaarheid per situatie ingeschat worden. Voor zeer korte bemalingen met zeer laag debiet wordt de zuivering niet economisch haalbaar geacht.

HOOFDSTUK 5. SELECTIE VAN DE BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN



HOOFDSTUK 5. SELECTIE VAN DE BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN

In dit hoofdstuk worden de milieuvriendelijke technieken uit hoofdstuk 4 geëvalueerd naar hun technische haalbaarheid, milieu-impact en economische haalbaarheid, en wordt aangegeven of de aangehaalde milieuvriendelijke technieken al dan niet als BBT aanzien kunnen worden voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater.

De in dit hoofdstuk geselecteerde BBT worden als BBT beschouwd voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater. Dit wil niet zeggen dat elk bedrijf ook zonder meer elke techniek die als BBT aangegeven wordt, kan toepassen. De bedrijfsspecifieke omstandigheden moeten steeds in acht genomen worden.

De BBT-selectie in dit hoofdstuk mag niet als een losstaand gegeven gebruikt worden, maar moet in het globale kader van de studie gezien worden. Dit betekent dat men zowel rekening dient te houden met de beschrijving van de milieuvriendelijke technieken in hoofdstuk 4 als met de vertaling van de BBT-selectie naar aanbevelingen en concretisering van de milieuregelgeving in hoofdstuk 6.

5.1 EVALUATIE VAN DE BESCHIKBARE MILIEUVRIENDELIJKE TECHNIEKEN

In Tabel 34 worden de beschikbare milieuvriendelijke technieken uit hoofdstuk 4 getoetst aan een aantal criteria. Deze multi-criteria analyse laat toe te oordelen of een techniek als Beste Beschikbare Techniek (BBT) kan beschouwd worden. De criteria hebben niet alleen betrekking op de milieucompartimenten (water, lucht, energie, afval, materiaalverbruik), maar ook de technische haalbaarheid en de economische aspecten worden beschouwd. Dit maakt het mogelijk een integrale evaluatie te maken, conform de definitie van BBT (cf. Hoofdstuk 1).

Toelichting bij de inhoud van de criteria in Tabel 34.

TECHNISCHE HAALBAARHEID

- **bewezen:** geeft aan of de techniek zijn nut bewezen heeft in de industriële praktijk (“-”: niet bewezen; “+”: wel bewezen);
- **algemeen toepasbaar:** geeft aan of de techniek zonder technische beperkingen algemeen toepasbaar is (“-”: niet algemeen toepasbaar; “+”: wel algemeen toepasbaar);
- **veiligheid:** geeft aan of de techniek, bij correcte toepassing van de gepaste veiligheidsmaatregelen, aanleiding geeft tot een verhoging van de risico’s op brand, ontploffing en arbeidsongevallen in het algemeen (“-”: verhoogt risico; “0”: verhoogt risico niet; “+”: verlaagt risico);
- **kwaliteit:** geeft aan of de techniek een invloed heeft op de kwaliteit van het eindproduct (“-”: verlaagt kwaliteit; “0”: geen effect op kwaliteit; “+”: verhoogt kwaliteit);
- **globaal:** schat de globale technische haalbaarheid van de techniek in (“+”: als voorgaande alle “+” of “0”; “-/ +”: als voorgaande alle “+” of “0” en toepasbaarheid “-”; “-”: als minstens één van voorgaande (behalve toepasbaarheid) “-”).

MILIEUVOORDEEL

- **watervverbruik:** hergebruik van afvalwater en beperking van het totale watervverbruik;
- **afvalwater:** inbreng van verontreinigde stoffen in het water ten gevolge van de exploitatie van de inrichting;
- **lucht:** inbreng van verontreinigde stoffen in de atmosfeer ten gevolge van de exploitatie van de inrichting;

- bodem: inbrengen van verontreinigde stoffen in de bodem en het grondwater ten gevolge van de exploitatie van de inrichting;
- afval: het voorkomen en beheersen van afvalstromen;
- energie: energiebesparingen, inschakelen van milieuvriendelijke energiebronnen en hergebruik van energie;
- chemicaliën: invloed op de gebruikte chemicaliën en de hoeveelheid;
- effect op de keten: invloed op de voor en naketen, exclusief het effect op de toeleveranciers van energie en water;
- globaal: ingeschatte invloed op het gehele milieu.

Per techniek wordt voor elk van bovenstaande criteria een kwalitatieve beoordeling gegeven, waarbij:

- “-”: negatief effect;
- “0”: geen/verwaarloosbare impact;
- “+”: positief effect;
- “+/-”: soms een positief effect, soms een negatief effect.

ECONOMISCHE HAALBAARHEID

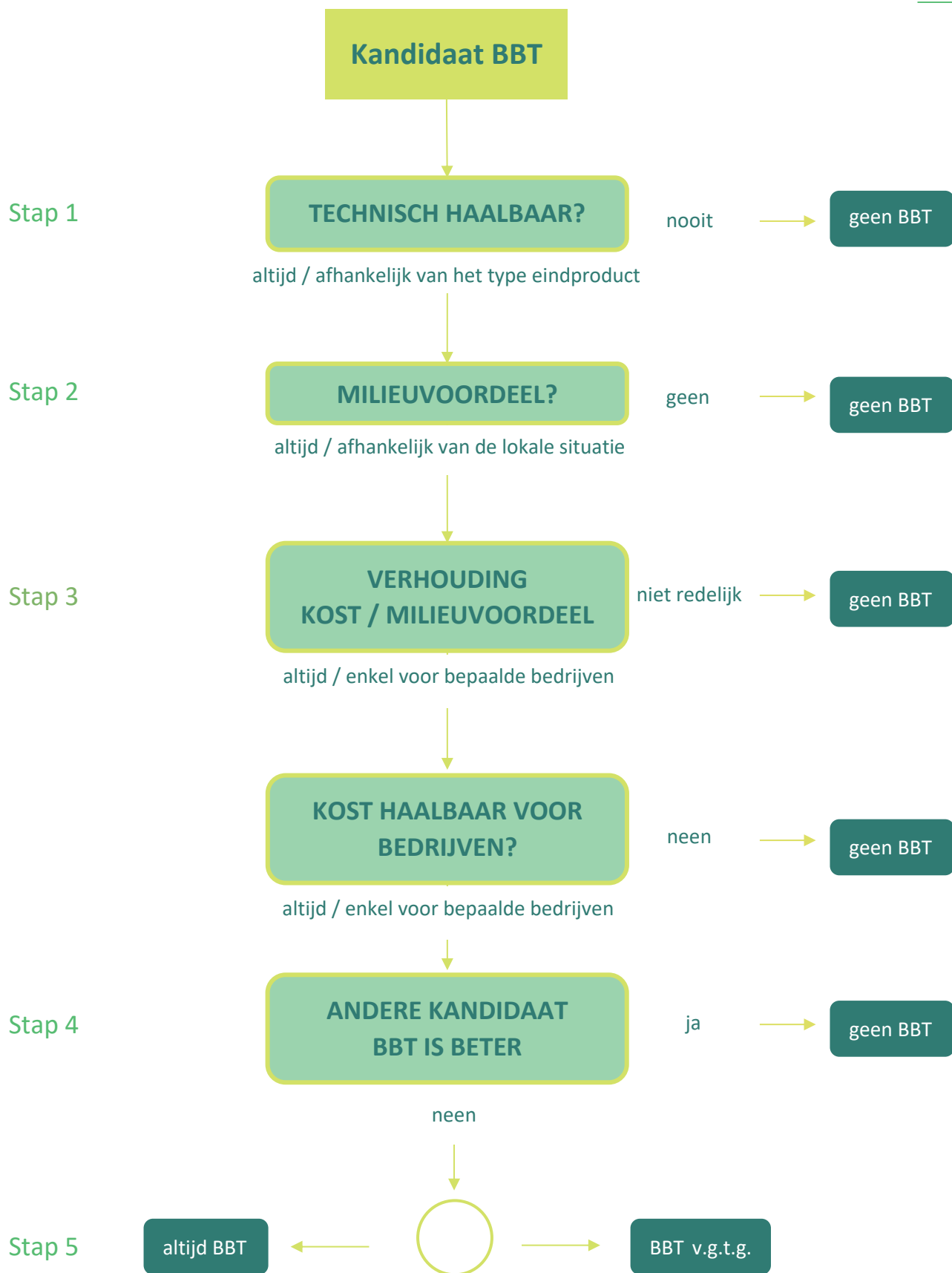
- “+”: de techniek werkt kostenbesparend;
- “0”: de techniek heeft een verwaarloosbare invloed op de kosten;
- “-”: de techniek leidt tot een verhoging van de kosten, de bijkomende kosten worden draagbaar geacht en staan in een redelijke verhouding ten opzichte van de gerealiseerde milieuwinst;
- “- -”: de techniek leidt tot een verhoging van de kosten, de bijkomende kosten worden niet draagbaar geacht, of staan niet in een redelijke verhouding ten opzichte van de gerealiseerde milieuwinst.

Uiteindelijk wordt in de laatste kolom telkens beoordeeld of de beschouwde techniek als beste beschikbare techniek kan geselecteerd worden (BBT: ja of BBT: nee). Waar dit sterk afhankelijk is van de beschouwde instelling en/of lokale omstandigheden wordt BBT: v.g.t.g. (van geval tot geval) als beoordeling gegeven.

Het proces dat gevolgd wordt bij de BBT-selectie, is schematisch voorgesteld in Figuur 33:

- Eerst wordt nagegaan of de techniek (de zogenaamde “kandidaat BBT”) technisch haalbaar is, waarbij rekening wordt gehouden met de kwaliteit van het product en de veiligheid (stap 1).
- Wanneer de techniek technisch haalbaar is, wordt nagegaan wat het effect is op de verschillende milieucompartimenten (stap 2). Door een afweging van de effecten op de verschillende milieucompartimenten te doen, kan een globaal milieuoordeel geveld worden. Om dit laatste te bepalen worden de volgende elementen in rekening gebracht:
- Zijn één of meerdere milieuscores positief en géén negatief, dan is het globaal effect steeds positief;
- Zijn er zowel positieve als negatieve scores dan is het globaal milieu-effect afhankelijk van de volgende elementen:
 - de verschuiving van een minder controleerbaar naar een meer controleerbaar compartiment (bijvoorbeeld van lucht naar afval);
 - relatief grotere reductie in het ene compartiment ten opzichte van toename in het andere compartiment;
 - de wenselijkheid van reductie gesteld vanuit het beleid; onder andere afgeleid uit de milieukwaliteitsdoelstellingen voor water, lucht,...(bijvoorbeeld “distance-to-target” benadering).

- Wanneer het globaal milieu-effect positief is, wordt nagegaan of de techniek bijkomende kosten met zich meebrengt, of deze kosten in een redelijke verhouding staan tot de bereikte milieuwinst, en draagbaar zijn (stap 3).
- Kandidaat BBT die onderling niet combineerbaar zijn (omdat combinatie niet mogelijk of niet zinvol is) worden onderling met elkaar vergeleken, en enkel de beste wordt als kandidaat BBT weerhouden (stap 4).
 - Uiteindelijk wordt beoordeeld of de beschouwde techniek als beste beschikbare techniek (BBT) kan geselecteerd worden (stap 5). Een techniek is BBT indien hij technisch haalbaar is, een verbetering brengt voor het milieu (globaal gezien), economisch haalbaar is (beoordeling “-“ of hoger), en indien er geen “betere” kandidaat BBT bestaan. Waar dit sterk afhankelijk is van de beschouwde instelling en/of lokale omstandigheden kunnen aan de BBT-selectie randvoorwaarden gekoppeld worden.



Figuur 33: Selectie van BBT op basis van scores voor verschillende criteria

Belangrijke opmerkingen bij het gebruik van Tabel 34:

Bij het gebruik van onderstaande tabel mag men volgende aandachtspunten niet uit het oog verliezen:

- De beoordeling van de diverse criteria is onder meer gebaseerd op:
 - ervaring van exploitanten met deze techniek;
 - BBT-selecties uitgevoerd in andere (buitenlandse) vergelijkbare studies;
 - adviezen gegeven door het begeleidingscomité;
 - inschattingen door de auteurs;
 - Waar nodig, wordt in een voetnoot bijkomende toelichting verschaft. Voor de betekenis van de criteria en de scores wordt verwezen naar de beschrijvingen in het begin van dit hoofdstuk.
- De beoordeling van de criteria is als indicatief te beschouwen, en is niet noodzakelijk in elk individueel geval van toepassing. De beoordeling ontslaat een exploitant dus geenszins van de verantwoordelijkheid om b.v. te onderzoeken of de techniek in zijn/haar specifieke situatie technisch haalbaar is, de veiligheid niet in gevaar brengt, geen onacceptabele milieuhinder veroorzaakt of overmatig hoge kosten met zich meebrengt. Tevens is bij de beoordeling van een techniek aangenomen dat steeds de gepaste veiligheids-/milieubeschermdende maatregelen getroffen worden.
- De tabel mag niet als een losstaand gegeven gebruikt worden, maar moet in het globale kader van de studie gezien worden. Dit betekent dat men zowel rekening dient te houden met de beschrijving van de milieuvriendelijke technieken in hoofdstuk 4 als met de vertaling van de tabel naar aanbevelingen en concretisering van de milieuregelgeving in hoofdstuk 6.
- De tabel geeft een algemeen oordeel of de aangehaalde milieuvriendelijke technieken al of niet als BBT aanzien kunnen worden voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater. Dit wil niet zeggen dat elk bedrijf ook zonder meer elke techniek die als BBT aangegeven wordt, kan toepassen. De bedrijfsspecifieke omstandigheden moeten steeds in acht genomen worden.

Tabel 34: Evaluatie van beschikbare milieuvriendelijke technieken en selectie van BBT

TECHNIEK	TECHNISCHE HAALBAARHEID					MILIEUVOORDEEL									KOSTENHAALBAARHEID- EN EFFECTIVITEIT	BBT
	Bewezen	Veiligheid	Algemeen toepasbaar	Kwaliteit	Globaal	Waterverbruik	Afvalwater	Lucht	Bodem	Afval	Energie	Chemicaliën	Effect op de keten	Globaal		

4.1 Algemene technieken voor bedrijfsafvalwater en bemalingswater

4.1.1 Opvolging en monitoring van de toegepaste waterbehandelingstechniek(en) voor de verwijdering van PFAS	+	0	+	+	+	0	+	0	0	0	0	-	0	+	-	Ja
4.1.2 Voorbehandeling van het bedrijfsafvalwater/bemalingswater ter verbetering van de efficiëntie en bescherming van de werking van de waterbehandelingstechnieken voor de zuivering van PFAS door toepassing van één of een combinatie van technieken	+	0	-	+	-/+	-/0	+	0	0	-	-/0	-/0	0	+	-	v.g.t.g. ⁶²
4.1.3 Optimalisatie van het ontwerp en beheer van de techniek of combinatie van technieken specifiek voor de verwijdering van PFAS voor de zuivering van bedrijfsafvalwater en bemalingswater	+	0	+	+	+	0	+	0	0	+	+	+	+	+	-	Ja

⁶² Deze techniek is BBT wanneer één of een combinatie van technieken worden toegepast voor de zuivering van met PFAS belast afvalwater/bemalingswater waarbij minstens één van de gebruikte technieken gevoelig is aan de aanwezigheid van één of meerdere bijkomende parameters aanwezig in de matrix, de toegepaste technieken zelf geen effect hebben op de betreffende parameter(s) en waarbij een voorbehandeling de efficiëntie van de waterbehandelingstechniek(en) kan verbeteren en/of de werking ervan kan beschermen. Het rechtstreeks afvoeren van het afvalwater voor thermische degradatie en verbranding vereist geen bijkomende voorbehandeling.

TECHNIEK	TECHNISCHE HAALBAARHEID					MILIEUVOORDEEL									KOSTENHAALBAARHEID- EN EFFECTIVITEIT	BBT
	Bewezen	Veiligheid	Algemeen toepasbaar	Kwaliteit	Globaal	Waterverbruik	Afvalwater	Lucht	Bodem	Afval	Energie	Chemicaliën	Effect op de keten	Globaal		

4.2 Techniek specifiek voor bedrijfsafvalwater

4.2.1 Verwijdering van PFAS uit bedrijfsafvalwater door toepassing van één of een combinatie van technieken	+ ⁶³	0	+ ⁶⁴	+	+	-/0	+	-/0	0	-/+	-/0	-/0	-/0	+ ⁶⁵	-	Ja
---	-----------------	---	-----------------	---	---	-----	---	-----	---	-----	-----	-----	-----	-----------------	---	----

⁶³ Voor de beschrijving van de technieken werd hoofdzakelijk informatie verzameld die afgestemd is op het behalen van de oude rapportagegrens van 100 ng/l. In een beperkt aantal cases kon aangetoond worden dat zuiveringen tot <20 ng/l voor alle meetbare PFAS mogelijk zijn. Hoofdzakelijk met korte keten PFAS, PFBA in het bijzonder, worden moeilijkheden ervaren om deze te verwijderen onder deze grens. Voor lange keten PFAS zijn er reeds meerdere cases waarbij deze verwijderd konden worden tot onder 20 ng/l, echter bij zeer hoge influentconcentraties en/of complexe matrices blijft dit moeilijk realiseerbaar.

⁶⁴ Op voorwaarde dat aanvaarbare overgangstermijnen worden voorzien rekening houdende met de matrix van het bedrijfsafvalwater, PFAS-concentraties en al dan niet intentioneel gebruik of productie van PFAS. In bepaalde situaties kunnen aanvullende, verkennende labo-/pilottesten noodzakelijk zijn om deze keuze van de techniek of combinatie van technieken verder te ondersteunen.

⁶⁵ De keuze van de specifieke techniek of combinatie van technieken heeft een specifieke impact op het milieu zoals beschreven in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2, en verder samengevat in hoofdstuk 3.7. Voor elke situatie en geselecteerde techniek(en) moet afgewogen worden of de milieuwinst van de verwijdering van PFAS opweegt ten opzichte van de cross-media effecten.

4.3 Techniek specifiek voor bemalingswater

4.3.1 Verwijdering van PFAS uit bemalingswater door toepassing van één of een combinatie van technieken voor ⁶⁶ :																
Zeer korte bemalingen met zeer lage debieten	+ ⁶⁷	0	-	+	-/+	-/0	+	-/0	0	-/+	-/0	-/0	-/0	+ ⁶⁸	--	Nee
Korte bemalingen met lage debieten	+ ⁶⁷	0	-	+	-/+	-/0	+	-/0	0	-/+	-/0	-/0	-/0	+ ⁶⁸	-/--	v.g.t.g. ⁶⁹
Lange bemalingen of bemalingen met hoge debieten	+ ⁶⁷	0	+	+	+	-/0	+	-/0	0	-/+	-/0	-/0	-/0	+ ⁶⁸	-	Ja

⁶⁶ Het onderscheid tussen deze types bemalingen zal meer specifiek gemaakt worden in toekomstig beleid betreffende bemalingswater (cfr. grondwatertrein).

⁶⁷ Voor de beschrijving van de technieken werd hoofdzakelijk informatie verzameld die afgestemd is op het behalen van de oude rapportagegrens van 100 ng/l. In een beperkt aantal cases kon aangetoond worden dat zuiveringen tot <20 ng/l voor alle meetbare PFAS mogelijk zijn. Hoofdzakelijk met korte keten PFAS, PFBA in het bijzonder, worden moeilijkheden ervaren om deze te verwijderen onder deze grens. Voor lange keten PFAS zijn er reeds meerdere cases waarbij deze verwijderd konden worden tot onder 20 ng/l, echter bij zeer hoge influentconcentraties en/of complexe matrices blijft dit moeilijk realiseerbaar.

⁶⁸ De keuze van de specifieke techniek of combinatie van technieken heeft een specifieke impact op het milieu zoals beschreven in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2, en verder samengevat in hoofdstuk 3.7. Voor elke situatie en geselecteerde techniek(en) moet afgewogen worden of de milieuwinst van de verwijdering van PFAS opweegt ten opzichte van de cross-media effecten.

⁶⁹ Afhankelijk van de specifieke situatie rekening houdende met de toepasbaarheid en economische haalbaarheid in functie van tijds- en plaatsbeperkende factoren, de aard van de matrix, type PFAS, PFAS concentraties en de aard van het ontvangende oppervlaktewater.

5.2 CONCLUSIES

Op basis van Tabel 34 kunnen volgende conclusies geformuleerd worden voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater.

Het is BBT om PFAS te verwijderen door toepassing van één of een combinatie van technieken voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater op voorwaarde dat aanvaardbare overgangstermijnen worden voorzien rekening houdende met de matrix van het bedrijfsafvalwater, de PFAS-concentraties en het al dan niet intentioneel gebruik of de productie van PFAS. De techniek specifiek voor bemalingswater werd beoordeeld in functie van de bemalingsduur en het bemalingsdebiet waarbij drie categorieën werden gedefinieerd:

- Het is geen BBT om PFAS te verwijderen uit bemalingswater bij zeer korte bemalingen met zeer lage debieten (niet ingedeelde of in de derde klasse ingedeelde lozingen van bemalingswater volgens toekomstige rubriek 3.8);
- Het is BBT v.g.t.g. voor korte bemalingen met lage debieten (in de tweede klasse ingedeelde lozingen van bemalingswater volgens toekomstige rubriek 3.8) afhankelijk van de specifieke situatie rekening houdende met de toepasbaarheid en economische haalbaarheid in functie van tijds- en plaatsbeperkende factoren, de aard van de matrix, type PFAS, PFAS concentraties en de aard van het ontvangende oppervlaktewater;
- Het is BBT om PFAS te verwijderen door toepassing van één of een combinatie van technieken voor de zuivering van met PFAS belast bemalingswater voor lange bemalingen of bemalingen met hoge debieten (in de eerste klasse ingedeelde lozingen van bemalingswater volgens toekomstige rubriek 3.8).

Het onderscheid tussen deze types bemalingen zal meer specifiek gemaakt worden in het toekomstig beleid betreffende bemalingswater (cfr. grondwatertrein) door de invoering van rubriek 3.8 – lozen van bemalingswater. Het vergelijkend overzicht van de technieken in Tabel 16 en de handvaten in paragraaf 3.6 vormen een leidraad voor de selectie van de specifieke techniek of combinatie van technieken voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater.

Een belangrijke conclusie van deze BBT-studie is dat elke situatie een specifieke benadering vereist voor de selectie en optimalisatie van de meest geschikte techniek of combinatie van technieken voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Bovendien zal dit in de meeste gevallen een karakterisatie van het te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater vereisen om deze gebalanceerde keuze en optimalisatie te ondersteunen. Daarnaast kunnen in bepaalde situaties aanvullende, verkennende labo-/piloottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties, de matrix en de gewenste eindconcentraties, noodzakelijk zijn om deze selectie en optimalisatie van de techniek of combinatie van technieken verder te ondersteunen, en om de toepasbaarheid en haalbaarheid voor elke specifieke situatie te evalueren.

Het is BBT om de toegepaste waterbehandelingstechniek(en) voor de verwijdering van PFAS uit bedrijfsafvalwater en bemalingswater op te volgen en te monitoren. Het meten van de PFAS-parameters op het influent en effluent van de waterbehandelingstechniek(en) maakt het mogelijk om de verwijderingsefficiëntie van de techniek(en) op te volgen, effectieve PFAS-emissies te monitoren en de techniek(en) tijdig te kunnen bijsturen indien nodig. Dit is essentieel om bijkomende emissies van PFAS ten gevolge van slecht afgestelde/toegepaste technieken te voorkomen/beperken.

De voorbehandeling van het afvalwater/bemalingswater ter verbetering van de efficiëntie en bescherming van de werking van de waterbehandelingstechnieken voor de zuivering van PFAS door toepassing van één of een combinatie van technieken is BBT van geval tot geval, onder specifieke randvoorwaarden, d.i.:

- wanneer één of een combinatie van technieken worden toegepast voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater waarbij minstens één van de gebruikte

technieken gevoelig is aan de aanwezigheid van één of meerdere bijkomende parameters aanwezig in de matrix;

- de toegepaste technieken zelf geen effect hebben op de betreffende parameter(s);
- en waarbij een voorbehandeling de efficiëntie van de waterbehandelingstechniek(en) kan verbeteren en/of de werking ervan kan beschermen.

Dit dient voor elke specifieke situatie afzonderlijk beoordeeld te worden op basis van de aard van de matrix en de gebruikte waterbehandelingstechnieken. Het rechtstreeks afvoeren van het afvalwater voor thermische degradatie en verbranding vereist geen bijkomende voorbehandeling.

Het is BBT om het ontwerp en het beheer van de geselecteerde techniek of combinatie van technieken specifiek voor de verwijdering van PFAS te optimaliseren om een efficiënte en kost effectieve PFAS verwijdering in bedrijfsafvalwater en bemalingswater te realiseren.

Deze BBT en de informatie in de rest van de BBT-studie zijn het resultaat van de inventarisatie en evaluatie van technieken voor de behandeling van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater, gebaseerd op alle op het moment van schrijven beschikbare informatie uit wetenschappelijke literatuur, rapporten, informatie aangeleverd door de leden van het begeleidingscomité en informatie uit 1-op-1 gesprekken met experts. Bijgevolg zijn de beschreven BBT en de informatie in de rest van de BBT-studie een momentopname (informatie is geactualiseerd tot dd. 06/07/2023) en bovendien niet noodzakelijk volledig: niet alle waterbehandelingstechnieken die vandaag en in de toekomst mogelijk zijn, zijn in de studie opgenomen. Zo zijn bijvoorbeeld de technieken voornamelijk bekeken in het kader van de rapportagegrens van 100 ng/l. In een beperkt aantal cases kon aangetoond worden dat zuiveringen tot <20 ng/l voor alle meetbare PFAS mogelijk zijn. Hoofdzakelijk met korte keten PFAS, PFBA in het bijzonder, worden moeilijkheden ervaren om deze te verwijderen onder deze grens. Voor lange keten PFAS zijn er reeds meerdere cases waarbij deze verwijderd konden worden tot onder 20 ng/l, echter bij zeer hoge influentconcentraties en/of complexe matrices blijft dit moeilijk realiseerbaar. Er is bijkomend onderzoek nodig om te bepalen welke bijkomende inspanningen geleverd dienen te worden om met de huidig toegepaste techniek(en) aan de huidige rapportagegrenzen (20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS) te voldoen indien deze als lozingsnorm zouden worden opgelegd en of deze inspanningen opwegen ten opzichte van de geboekte milieuwinst.

Technieken die op het moment van schrijven nog techniek in opkomst zijn, hebben het potentieel om in een later stadium uit te groeien tot commercieel beschikbare technieken voor de zuivering van PFAS en hebben bijgevolg het potentieel om mee opgenomen te worden in de BBT. Op het moment van publicatie zijn er nog steeds verschillende hiaten voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater door een beperkte beschikbaarheid van informatie en meetresultaten in Vlaanderen waardoor verschillende vragen nog niet concreet beantwoord konden worden. Zo konden op het moment van schrijven geen algemeen haalbare eindconcentraties per waterbehandelingstechnologie bepaald worden. Bovendien evolueren deze technologieën zeer snel en komt er in een snel tempo nieuwe informatie ter beschikking die niet meer opgenomen kon worden in deze BBT-studie. Op het moment van schrijven waren reeds verschillende projecten, studies en initiatieven opgestart of in voorbereiding voor verder onderzoek naar beschikbare en innovatieve waterzuiveringstechnieken voor PFAS die waardevolle informatie zullen opleveren. Deze informatie kan verwerkt worden bij een herziening van deze BBT-studie. Een herziening zal de informatie over de waterzuiveringstechnieken verder kunnen actualiseren, eventueel de geformuleerde BBT concretiseren en bijkomende aanbevelingen formuleren.

HOOFDSTUK 6. AANBEVELINGEN OP BASIS VAN DE BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN



HOOFDSTUK 6. AANBEVELINGEN OP BASIS VAN DE BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN

In dit hoofdstuk wordt op basis van de BBT-analyse een aantal concrete aanbevelingen en suggesties geformuleerd. Hierbij worden 3 sporen gevolgd:

- aanbevelingen voor milieuvorwaarden: er wordt nagegaan hoe de BBT kunnen vertaald worden naar milieuvorwaarden, en formuleren suggesties om de bestaande milieuregelgeving te concretiseren en/of aan te vullen;
- aanbevelingen voor verder onderzoek: er wordt nagegaan hoe de informatie in de BBT-studie kan vertaald worden naar onderzoeksnoden voor het verbeteren van de beschikbare informatie en huidige kennis, voor de verbetering van bestaande technieken en ontwikkeling van nieuwe technieken;
- aanbevelingen voor de milieusubsidieregeling: er wordt nagegaan welke milieuvriendelijke technieken in aanmerking kunnen genomen worden voor Ecologiepremie.

6.1 AANBEVELINGEN VOOR MILIEUVORWAARDEN

6.1.1 INLEIDING

De BBT vormen een belangrijke basis voor het opstellen en concretiseren van de milieuregelgeving.

Artikel 2.8.2.4 van VLAREM II specificeert dit als volgt:

“Na iedere Vlaamse BBT-studie evalueert de afdeling Milieu, bevoegd voor de omgevingsvergunning, in overleg met de betrokken adviesverlenende overheidsorganen, ... , en de afdeling Milieu-Inspectie, de noodzaak om aan de Vlaamse minister een ontwerp van besluit van de Vlaamse Regering tot het bepalen van de algemene of sectorale milieuvorwaarden te bezorgen. In voorkomend geval, legt de Vlaamse minister het ontwerp van besluit tot het bepalen van de algemene of sectorale milieuvorwaarden voor aan de Vlaamse Regering.”

De finaliteit van deze BBT-studie is om maatregelen af te dwingen via verankering in VLAREM a.d.h.v. middelvoorschriften.

6.1.2 AANBEVELINGEN VOOR DE ALGEMENE VORWAARDEN IN VLAREM

In het kader van deze BBT-studie worden voorstellen geformuleerd voor aanvullende definities in VLAREM II. Verder worden er op basis van deze studie geen bijkomende aanbevelingen gedaan voor algemene voorwaarden in VLAREM.

VOORSTEL TOT AANVULLING DEFINITIES IN ARTIKEL 1.1.2 VAN VLAREM II

Op het moment van schrijven zijn er in VLAREM geen definities opgenomen voor PFAS en het onderscheid tussen korte en lange keten PFAS. Hieronder worden een aantal **definities** voorgesteld die kunnen opgenomen worden in [Artikel 1.1.2 van VLAREM II](#) voor zover deze termen zouden gebruikt/vermeld worden in de regelgeving:

- **PFAS:** per- en polyfluoralkylverbindingen (PFAS) zijn gefluoreerde verbindingen die ten minste één volledig gefluoreerd methyl (-CF₃) of methyleen (-CF₂-) koolstofatoom bevatten (zonder H/Cl/Br/I eraan verbonden).
- **PFAA:** Perfluoralkylzuren (PFAA's) zijn PFAS-verbindingen die bestaan uit een geperfluoreerde koolstofketen van variabele lengten en met een alkylzuurgroep als functionele groep.
- **PFCA:** Perfluorcarbonszuren (PFCA's) zijn perfluoralkylzuren met een carbonzuur als functionele groep.
- **PFSA:** Perfluorsulfonzuren (PFSA's) zijn perfluoralkylzuren met een sulfonzuur als functionele groep.
- **PFAA precursoren:** Chemische verbindingen die in het milieu en in levende organismen kunnen afbreken of transformeren ter vorming van stabiele perfluoralkylzuren (PFAA's).
- **Ultrakorte keten PFAS:** Perfluorcarbonszuren (PFCA's) en perfluorsulfonzuren (PFSA's), en hun precursoren met twee tot en met drie koolstofatomen.
- **Korte keten PFAS:** Perfluoralkylverbindingen met een beperkt aantal koolstofatomen met een onderscheid tussen:
 - Perfluorcarbonszuren (PFCA's) en hun precursoren met vier tot en met zeven koolstofatomen;
 - Perfluorsulfonzuren (PFSA's) en hun precursoren met vier tot en met vijf koolstofatomen.
- **Lange keten PFAS:** Perfluoralkylverbindingen met een groot aantal koolstofatomen met een onderscheid tussen:
 - Perfluorcarbonszuren (PFCA's) en hun precursoren met acht of meer koolstofatomen;
 - Perfluorsulfonzuren (PFSA's) en hun precursoren met zes of meer koolstofatomen

6.1.3 AANBEVELINGEN VOOR DE SECTORALE VOORWAARDEN IN VLAREM

Op basis van deze studie worden geen aanbevelingen gedaan voor de sectorale voorwaarden in VLAREM.

6.1.4 AANDACHTSPUNTEN VOOR DE BIJZONDERE MILIEUVOORWAARDEN

Niet alle BBT lenen zich tot een rechtstreekse vertaling in de sectorale voorwaarden, bijvoorbeeld omdat de toepasbaarheid, het milieuvoordeel of de economische haalbaarheid geval per geval moet beoordeeld worden. Het kan echter wel nuttig zijn voor de vergunningsverlener om ook rekening te houden met dergelijke BBT maatregelen in de vergunning en hier indien nodig bijzondere milieuvoorwaarden voor op te leggen. Hieronder worden enkele aandachtspunten voor de bijzondere milieuvoorwaarden opgelijst. Voor de volledige beschrijving en evaluatie van de maatregelen wordt verwezen naar Hoofdstuk 4 en 5 van deze studie.

In deze BBT-studie werd vastgesteld dat elke situatie een specifieke benadering vereist voor de selectie en optimalisatie van de meest geschikte techniek of combinatie van technieken voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Bovendien is de karakterisatie van het specifiek te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater noodzakelijk om voor elke situatie na te gaan of de geselecteerde technieken geschikt zijn voor de te behandelen stromen in kwestie, eventueel aangevuld met verkennende labo-/pilottesten, rekening houdende met het type PFAS, de influent concentraties,

de gewenste eindconcentraties, aard van de matrix en de te behandelen capaciteit. Het uitgangspunt hierbij is de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater dat aan de randvoorwaarden voldoet tot onder de huidige rapportagegrenzen van de PFAS opgenomen in het Compendium voor de monsterneming, meting en analyse van water (WAC) voor de bepaling van perfluorverbindingen in water met LC-MS/MS (WAC/IV/A/025; zie paragraaf 2.4) om de kwaliteit van de Vlaamse waterlopen te beschermen. Bij uitbreiding geldt volgens VLAREM II dat alle PFAS gevaarlijke stoffen zijn en vervolgens niet geloosd mogen worden zonder dat daarvoor in de omgevingsvergunning emissiegrenswaarden zijn vastgelegd conform [artikel 2.3.6.1 van VLAREM II](#). De lozing van PFAS is vergunningsplichtig in concentraties hoger dan de rapportagegrenzen, of bij het ontbreken daarvan, de bepalingsgrens. Nieuwe regelgeving om te verduidelijken vanaf welke toetsingswaarden de lozing van gevaarlijke stoffen vergunningsplichtig is, is in opmaak maar op het moment van schrijven nog niet definitief goedgekeurd (voorzien voor artikel 4.2.3.1, §4 van VLAREM II). Volgens het algemeen principe in het [artikel 4.3.2.1, 1° in VLAREM II](#) geldt dat de lozing van gevaarlijke stoffen maximaal voorkomen dient te worden door toepassing van de BBT. Indien nieuwe lozingen in oppervlaktewater of riolering boven de huidige rapportagegrenzen van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS niet kunnen vermeden worden, wordt onmiddellijk een lozingsnorm aangevraagd. Voor bestaande lozingen is een overgangstermijn voorzien (zie paragraaf 2.5.2.1).

Tijdens de opmaak van deze BBT-studie werd echter waargenomen dat het zuiveren van PFAS tot onder de huidige rapportagegrenzen van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS niet altijd realiseerbaar is voor alle PFAS in elke specifieke situatie door de aard van de matrix, het type PFAS, tijds- en plaatsbeperkende factoren en/of de limieten van de beschikbare technieken binnen technisch en economisch haalbare grenzen. Hoofdzakelijk met korte keten PFAS, PFBA in het bijzonder, worden moeilijkheden ervaren om deze te verwijderen onder deze grens. Voor lange keten PFAS zijn er reeds meerdere cases waarbij deze verwijderd konden worden tot onder 20 ng/l, echter bij zeer hoge influentconcentraties en/of complexe matrices blijft dit moeilijk realiseerbaar. Daardoor wordt vanuit deze BBT-studie aanbevolen om voor elke specifieke situatie te beoordelen welke techniek of combinatie van technieken technisch en economisch haalbaar zijn, waarbij de milieu-impact van deze technieken opweegt ten opzichte van de milieuwinst van de verwijdering van PFAS en welke eindconcentraties daarbij haalbaar zijn.

De BBT in deze BBT-studie, het vergelijkend overzicht van de technieken in Tabel 16 en de handvaten in paragraaf 3.6 vormen een leidraad voor het selecteren en aanbevelen van een techniek of combinatie van technieken voor de verwijdering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater via de bijzondere voorwaarden. Tabel 16 mag niet als een losstaand gegeven gebruikt worden, maar moet steeds in het globale kader gezien worden dat geschetst werd in deze BBT-studie. Deze tabel weerspiegelt de bevindingen op vlak van performantie, beschikbaarheid op de markt, milieu-impact en de technische haalbaarheid op het moment van schrijven.

6.2 AANBEVELINGEN VOOR VERDER ONDERZOEK EN TECHNOLOGISCHE ONTWIKKELING

6.2.1 INLEIDING

In deze paragraaf worden suggesties gedaan voor verder onderzoek en technologische ontwikkeling. Dit gebeurt volgens 2 sporen:

- aanbevelingen voor het verbeteren van de beschikbare informatie en huidige kennis (zie paragraaf 6.2.2);
- aanbevelingen voor de ontwikkeling van nieuwe (uitvoeringsvormen van) milieuvriendelijke technieken (zie paragraaf 6.2.3).

6.2.2 AANBEVELINGEN VOOR VERBETERING VAN HUIDIGE KENNIS

Bij het opstellen van de BBT-studie werden een aantal hiaten in de beschikbare kennis/informatie opgemerkt, zowel met betrekking tot de algemene problematiek van PFAS in afvalwaterstromen als met betrekking tot de beschikbare milieuvriendelijke technieken. Verder onderzoek op deze domeinen is aanbevolen om deze hiaten weg te werken. Hieronder worden tevens een aantal reeds lopende onderzoeksprojecten aangegeven die bij het opstellen van de BBT-studie werden opgemerkt, doch deze lijst is niet noodzakelijk volledig.

6.2.2.1 VERBETERING VAN DE HUIDIGE KENNIS ROND DE PROBLEMATIEK VAN PFAS IN AFVAL-/BEMALINGSWATER

PREVENTIEVE EN PROCESGEÏNTEGREERDE MAATREGELEN VOOR HET VOORKOMEN OF BEPERKEN VAN PFAS EMISSIES DOOR LOZING VAN BEDRIJFSAFVALWATER

Een eerste stap in het beperken/voorkomen van PFAS emissies is een inventarisatie van PFAS-risico's binnen het bedrijf. Met PFAS-risico's worden bedoeld zowel de gekende aanwezigheid van PFAS componenten, als de industriële toepassingen waarbij het mogelijk of aannemelijk is dat PFAS ongekend aanwezig zijn. Deze inventarisatie zal een beeld geven van de PFAS-risico's die voorkomen, of kunnen voorkomen, in gebruikte grondstoffen (ook gerecycleerde of secundaire grondstoffen) of additieven, of die kunnen gevormd worden in het proces, bijvoorbeeld door een omzetting van precursoren. De inventaris kan onderdeel zijn van een ruimere chemische inventaris, bijvoorbeeld bij bedrijven die gebruik maken van uiteenlopende chemicaliën, en kan eveneens kijken naar emissies naar lucht.

Tijdens de gesprekken die gevoerd werden in het kader van deze BBT-studie werd duidelijk dat bedrijven niet altijd op de hoogte zijn/waren van het gebruik van PFAS in hun proces. In de meeste gevallen is dit het gevolg van het gebruik van een specifiek product onder een bepaalde merknaam waarin PFAS aanwezig is. In sommige gevallen wordt de aanwezigheid van PFAS vermeld op de SDS-fiches, maar indien de concentraties lager zijn dan 0,1%, dan moet de aanwezigheid niet vermeld worden op de SDS-fiches. Pas na contact met de leverancier wordt duidelijk dat er PFAS aanwezig is in het product. De aanwezigheid van PFAS in het proces kwam in deze situaties pas aan het licht door analyses van PFAS tijdens een controle of zelfcontrole. Desalniettemin delen of verspreiden meer en meer leveranciers actief informatie over de aan- of afwezigheid van PFAS in hun producten, soms met labeling/claims dat een product PFAS-vrij is. Hierbij is wel aandacht geboden voor mogelijk misleidende of verwarrende claims zoals de afwezigheid van perfluoralkylstoffen of van PFAA's (maar dan nog wel met andere PFAS zoals fluortelomeren die een precursor kunnen zijn voor eindstandige PFAA's).

Bij verwerkers van afval of afvalwater, kan deze inventaris onderdeel zijn van, of afgestemd zijn op, de procedures voor afvalkarakterisatie en (pre)acceptatie. Dergelijke bedrijven hebben niet altijd een direct zicht op de PFAS belading van de stromen die ze behandelen of verwerken. Hierdoor is het voor hen moeilijk om de waterbehandeling van PFAS te dimensioneren en af te stellen omdat de concentraties en type PFAS sterk kunnen fluctueren doorheen de tijd. Bovendien hebben zij zelf geen directe controle over de aanwezigheid en samenstelling van PFAS in deze stromen.

Indien de PFAS-risico's in kaart gebracht zijn kunnen emissies van PFAS vermeden/beperkt worden door de aanwezigheid van PFAS in de procesvoering te verminderen. De twee mogelijke manieren om dit te realiseren zijn substitutie en minimalisatie. Bij substitutie worden PFAS vervangen door PFAS-vrije alternatieven of, indien dat niet mogelijk blijkt, door het beperken/verminderen van het gebruik van PFAS verbindingen. In situaties waar substitutie niet (volledig) haalbaar is kan minimalisatie zorgen voor een beperking in het gebruik van PFAS of PFAS-houdende producten. Waar het gebruik of voorkomen van PFAS in het proces niet kan worden vermeden, is het van belang het proces zo te beheersen en indien mogelijk te sturen, dat emissies zo veel mogelijk aan de bron beperkt worden.

Al deze bovenvermelde topics hebben in principe niet enkel betrekking op PFAS, maar kaderen binnen een breder beleid rond zeer zorgwekkende stoffen (ZZS). Voor de inventarisatie van PFAS-risico's, beperking van de aanwezigheid van PFAS en procesbeheersing ter beperking van PFAS emissies werden in de BBT-studie 'Beste Beschikbare Technieken ter beperking van PFAS luchtmissies' reeds kandidaat BBT geformuleerd die mogelijk ook voor bedrijfsafvalwater van toepassing kunnen zijn.

Aanbevelingen:

- Er is bijkomend onderzoek nodig voor de ontwikkeling van efficiënte preventieve en procesgeïntegreerde maatregelen zoals in het inventariseren PFAS-risico's (eventueel binnen het bestaande chemisch beheersystemen) en voor een beter gebruik van beschikbare data om emissies van PFAS via bedrijfsafvalwater te voorkomen of beperken. Projecten zoals het [Hazbref project](#) kunnen hier een waardevol vertrekpunt zijn. In dit project wordt de kennis over industriële bronnen van gevaarlijke stoffen en hun reductiemaatregelen verder uitgediept door analyses van het gebruik van gevaarlijke stoffen in verschillende industriële sectoren;
- Bijkomend onderzoek is noodzakelijk om te bekijken of de opbouw van SDS-fiches gewijzigd kan worden zodat PFAS en bij uitbreiding Zeer Zorgwekkend Stoffen vermeld kunnen worden in de samenstelling van het product bij concentraties lager dan 0,1%;
- Bijkomend onderzoek is nodig om te bepalen hoe de zuiveringen van bijvoorbeeld afvalverwerkingsbedrijven kunnen afgesteld worden op variabele PFAS samenstellingen van de afvalstromen die behandeld of verwerkt worden, en hoe deze technisch en economisch haalbaar geïmplementeerd kunnen worden in deze sector;
- Bijkomend onderzoek is nodig om te bepalen in welke bestaande processen PFAS kunnen gesubstitueerd worden door PFAS-vrije alternatieven of minder schadelijke componenten en hoe het PFAS-gebruik of aanwezigheid van PFAS in deze processen geminimaliseerd kan worden indien (volledige) substitutie niet mogelijk is;
- Het moet verder onderzocht worden hoe bestaande processen beter gestuurd kunnen worden zodat de aanwezigheid/emissies van PFAS aan de bron geminimaliseerd kunnen worden en er zo weinig mogelijk PFAS verwijderd dient te worden met een end-of-pipe behandeling van het bedrijfsafvalwater.

ONDERSTEUNING BIJ HET BEPALEN VAN EEN HAALBARE TECHNIEK OF COMBINATIE VAN TECHNIEKEN VOOR BEMALINGSWATER

Deze BBT-studie biedt een leidraad en handvaten voor de selectie en optimalisatie voor een techniek of combinatie van technieken voor de zuivering van met PFAS belast bemalingswater. De selectie, optimalisatie en afweging van de haalbaarheid ervan zal in de praktijk hoofdzakelijk gebeuren door onder andere bouwheren, aannemers, studiebureaus en lokale overheden. In de praktijk zullen leveranciers, watertechnologiebedrijven en studiebureaus met de nodige kennis deze selectie en afwegingen kunnen ondersteunen. De [leidraad voor het bepalen van de Beste Beschikbare Technieken op bedrijfsniveau](#) kan hier een belangrijk hulpmiddel in zijn.

Aanbeveling: Verder onderzoek is nodig om te bekijken hoe en in welke mate partijen zoals bouwheren, aannemers, studiebureaus en lokale overheden beter ondersteund kunnen worden in de selectie, optimalisatie en afweging van de haalbaarheid van een techniek of combinatie van technieken voor de zuivering van met PFAS belast bemalingswater.

(BIO)TRANSFORMATIE VAN PRECURSOREN

In een recent onderzoek door Stowa (Berksen & Baltussen, 2021) over de aanwezigheid van PFAS in het influent, effluent en zuiveringsslib van rioolwaterzuiveringsinstallaties in Nederland werd aangetoond dat (on)bekende precursoren door middel van biologische transformatie in de RWZI omgezet worden tot stabielere andere precursoren of PFAA's (Berksen & Baltussen, 2021). Hierdoor werd bovendien aangetoond dat voor de meeste RWZI's de concentraties van meetbare PFAS hoger waren in het effluent dan in het influent van de RWZI's. Op basis van verschillende interviews in het kader van deze BBT-studie werden eveneens verschillende cases vastgesteld waarbij PFAS in beperkte mate of zelfs niet-detecteerbaar aanwezig waren in afvalwater van bedrijven, maar hoge concentraties PFAS gemeten werden na de biologische zuiveringsstap van deze bedrijven. Dit bevestigt dat dit probleem zich niet enkel stelt bij RWZI's, maar ook bij individuele bedrijven die een biologische behandelingsstap hebben in hun waterzuivering.

Aanbeveling: Verder onderzoek is nodig om te bepalen in welke mate en onder welke omstandigheden deze transformatie van (on)bekende precursoren kan plaatsvinden in Vlaamse RWZI's en bedrijven. Daarnaast moet beter in beeld gebracht worden wat de mogelijke bronnen zijn van PFAS en hun precursoren zodat mogelijk preventieve en procesgeïntegreerde maatregelen opgesteld kunnen worden om de emissies van PFAS en hun precursoren te voorkomen.

Daarnaast kunnen in specifieke situaties een (groot) deel van de emissies van PFAS gemist worden door de aanwezigheid van precursoren in het afvalwater van bedrijven die bijvoorbeeld geen biologische behandelingsstap toepassen in hun waterzuivering. Dit is het gevolg van het feit dat de meeste van deze precursoren niet gemeten kunnen worden met de huidige gevalideerde meetmethoden. Door het OESO werden reeds meer dan 1000 verschillende precursoren geïdentificeerd waarvan op het moment van schrijven slechts een beperkt aantal gemeten kunnen worden (OECD, 2018). In de afwezigheid van een biologische behandelingsstap vindt er geen biotransformatie van precursoren naar stabiele PFAA's plaats waardoor deze PFAS uiteindelijk niet gedetecteerd worden in het afvalwater. Na lozing kunnen deze precursoren door biotransformatie in het milieu uiteindelijk omgezet worden tot schadelijke PFAA's.

Aanbeveling: Verder onderzoek is noodzakelijk om de bestaande gevalideerde meetmethoden uit te breiden voor de verschillende precursoren. Door het groot aantal verschillende precursoren is dit mogelijk niet de enige oplossing. Daardoor kunnen bijkomende analyses via specifieke groepsparameters zinvol zijn om een beeld te krijgen van de totale emissies van PFAS. Meetmethoden die screenen op adsorbeerbaar organisch fluor (AOF), extraheerbaar organisch fluor (EOF) en/of totaal oxideerbare precursors (TOP) kunnen hiervoor een waardevolle toevoeging zijn voor stromen met hogere PFAS concentraties. Door de relatief hoge rapportagegrens van AOF (2 µg/l) kunnen op het moment van schrijven dergelijke analyses niet toegepast worden op stromen met lagere concentraties. Verder onderzoek is nodig om te bekijken hoe deze groepsparameters mee geïntegreerd kunnen worden in huidige controle- en zelfcontroleprogramma's, en vergunningen.

LOZEN VAN PFAS OP RIOLERING

De lozing van PFAS is vergunningsplichtig in concentraties hoger dan de rapportagegrenzen, of bij het ontbreken daarvan, de bepalingsgrens. Nieuwe regelgeving om te verduidelijken vanaf welke toetsingswaarden de lozing van gevaarlijke stoffen vergunningsplichtig is, is in opmaak maar op het moment van schrijven nog niet definitief goedgekeurd (voorzien voor artikel 4.2.3.1, §4 van VLAREM II). De bedrijven die lozen op riolering kunnen in hun omgevingsvergunning bepaalde lozingsnormen opgelegd krijgen voor specifieke organische pollutanten, terwijl het afvalwater nog niet biologisch gezuiverd is en bijgevolg een hoge CZV kan hebben. Deze organische componenten kunnen een negatief effect hebben op het verwijderingsrendement van PFAS, waardoor de nageschakelde zuivering specifiek moet afgestemd zijn om hiermee overweg te kunnen.

Aanbeveling: Verder onderzoek is nodig om te bekijken hoe bedrijven die momenteel lozen op riolering de beschikbare technieken voor de zuivering van PFAS efficiënt kunnen toepassen om emissies van PFAS te vermijden/beperken. Meer specifiek moet bekeken worden of het toepassen van bijkomende technieken voor de verwijdering van CZV opweegt ten opzichte van een doorgedreven waterbehandeling voor PFAS die overweg kan met hogere CZV-gehaltenes.

INDIVIDUELE ZUIVERING VS. GECENTRALISEERDE ZUIVERING

Door lozingen van PFAS in huishoudelijk afvalwater, bedrijfsafvalwater en mogelijk de (bio)transformatie van precursoren in deze afvalwaters komt er reeds PFAS in het influent van RWZI's terecht. Op basis van een uitgebreide studie over de aanwezigheid van PFAS in influent, effluent en zuiveringsslib van rioolwaterzuiveringsinstallaties in Nederland werd aangetoond dat de aanwezige PFAS in het influent niet of nauwelijks verwijderd worden door RWZI's (Berkse & Baltussen, 2021). Om emissies van PFAS naar het milieu te voorkomen zijn bijkomende waterbehandelingstechnieken voor PFAS in elk geval noodzakelijk.

Aanbeveling: Het kan onderzocht worden of een individuele zuivering door elk bedrijf dat loost op de riolering enerzijds of een meer gecentraliseerde zuivering voor PFAS door ontvangende RWZI's van deze bedrijven of door externe afvalwaterbehandelingsbedrijven anderzijds kan zorgen voor een meer efficiënte en goedkopere verwijdering van PFAS. In dit kader moet eveneens onderzocht worden of dit technologisch en economisch haalbaar is en welke wijzigingen/toevoegingen aan de huidige regelgeving noodzakelijk zijn om dit in de praktijk mogelijk te maken.

ULTRAKORTE KETEN PFAS

Ultrakorte keten PFAS zijn perfluorcarbonzuren (PFCA's) en perfluorsulfonzuren (PFSA's), en hun precursoren met twee tot en met drie koolstofatomen. Op het moment van schrijven is er weinig geweten over de oorsprong, transport, het lot, toxiciteit en waterbehandelingstechnieken voor de verwijdering van deze PFAS. Het zijn verbindingen die gekenmerkt worden door een hoge persistentie en mobiliteit waardoor ze zich snel doorheen het milieu kunnen bewegen. Op basis van een recent Duits onderzoek (Neuwald et al., 2022) werd aangetoond dat de ultrakorte keten PFAS tot 98% van de totale PFAS concentratie konden uitmaken in waterbronnen die gebruikt worden voor de captatie voor drinkwater. Waarbij de hoogste concentraties gemeten werden voor TFA en PFPrA. Het kan verwacht worden dat deze parameters ook in relevante concentraties aanwezig zijn in het afvalwater van verschillende bedrijven (Input leden BC, 2022). Via de huidige gevalideerde meetmethode (WAC/IV/A/025) kunnen verschillende korte keten PFAS gemeten worden waarbij PFBA de PFAS is met het laagst aantal geperfluoreerde koolstofatomen dat gemeten kan worden. Ultrakorte keten zijn niet analyseerbaar via deze meetmethode en zijn over het algemeen moeilijk te meten. Op het moment van schrijven kunnen sommige erkende labo's reeds enkele ultrakorte keten zoals TFA en PFPrA meten, maar met hogere rapportagegrenzen dan de WAC/IV/A/025-parameters (Input leden BC, 2022). Bovendien werd in een recente studie door Neuwald et al., 2022 aangetoond dat niet alle ultrakorte keten PFAS mee gemeten worden bij de groepsparameters adsorbeerbaar organisch fluor (AOF) en totaal oxideerbare precursors (TOP).

Tijdens het opmaken van deze BBT-studie werd opgemerkt dat de meeste beschikbare technieken voor de verwijdering van PFAS momenteel niet geschikt zijn voor de verwijdering van deze ultrakorte keten PFAS en dat mogelijk bestaande technieken moeten aangepast worden of nieuwe technieken ontwikkeld moeten worden om deze te kunnen verwijderen (Input leden BC, 2022). Onderzoek naar en inzichten in de verwijdering van deze ultrakorte keten PFAS is momenteel zeer beperkt (Ateia et al., 2019; Lenka et al., 2021; Neuwald et al., 2022). Op het moment van schrijven is RO één van de weinige beschikbare technieken die in staat is om eveneens ultrakorte keten PFAS zoals bijvoorbeeld TFA met een hoog verwijderingsrendement te verwijderen (Adlunger et al., 2021). Daarnaast zou niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie ook ultrakorte keten PFAS moeten kunnen afbreken indien de juiste procescondities toegepast worden en indien voldoende reactietijd in de reactor gegarandeerd wordt. In

theorie zou bij voldoende hoge temperaturen en voldoende lange verblijftijden ultrakorte keten PFAS afgebroken moeten kunnen worden bij thermische degradatie en verbranding. Echter heerst er op het moment van schrijven nog onzekerheid over de volledigheid van de afbraak en geassocieerde luchtemissies bij verbranding van PFAS-houdende stromen/afvalstoffen.

Aanbevelingen:

- Er is nood aan bijkomend onderzoek naar de oorsprong en het voorkomen van ultrakorte keten PFAS in bedrijfsafvalwater en grondwater in Vlaanderen;
- Om de relevantie van deze parameters te kunnen inschatten zijn bijkomende inzichten in de schadelijkheid en toxiciteit voor mens en milieu van ultrakorte keten PFAS noodzakelijk;
- Verder onderzoek naar analysemethoden voor target ultrakorte keten PFAS en verbetering van bestaande groepsparameter analyses zoals AOF en TOP zodat mogelijk ultrakorte keten PFAS mee gemeten kunnen worden;
- Verder onderzoek naar de mogelijkheid van bestaande technieken en technieken in opkomst voor de efficiënte verwijdering van ultrakorte keten PFAS.

MONITORING VAN PFAS PARAMETERS IN WATERBEHANDELINGSTECHNIEKEN

Een knelpunt voor monitoring van de waterbehandelingstechnieken voor de zuivering van PFAS is de tijdspanne tussen de staalname en het ontvangen van de analyseresultaten. In de praktijk kan deze tijdspanne een periode van 5 tot 20 dagen innemen. Dit zorgt ervoor dat er een significante vertraging kan zitten op de waarneming van het moment van doorbraak bij adsorptietechnieken. Hierdoor kan pas vanaf het moment dat de analyseresultaten bekend zijn, ingegrepen worden in de toepassing van de techniek waardoor het mogelijk is dat er al enige tijd PFAS geloosd wordt. Deze sturing van de waterbehandelingstechnieken voor PFAS wordt mogelijk nog uitdagender met opgelegde normen die gelijk zijn aan de verlaagde rapportagegrenzen van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS. In deze gevallen zal de sturing van het proces pas mogelijk zijn op het moment dat er reeds concentraties gemeten worden boven de rapportagegrens. Bij standaard metingen wordt de doorbraak bij adsorptietechnieken pas op de rapportagegrens zelf gemeten, en op deze manier kan er dus niet eerder ingegrepen worden. Bedrijven met bedrijfsafvalwater met relatief constante samenstelling kunnen op basis van ervaring met de waterbehandelingstechnieken vaste wisselfrequenties bepalen bij adsorptietechnieken waarin er met grote zekerheid geen doorbraak zal op treden. Voor situaties met sterk variërende samenstelling van het bedrijfsafvalwater of bemalingswater is dit praktisch niet mogelijk.

Noot: Bij adsorptietechnieken in lead-lag configuratie wordt het proces gestuurd op basis van de metingen tussen de lead en lag filter. Hierdoor zou in principe de initiële doorbraak opgevangen moeten worden door de lag filter. Echter indien de doorbraak relatief snel gebeurt is het mogelijk dat er reeds PFAS geloosd wordt voordat de analyseresultaten bekend zijn. In theorie kunnen sommige erkende labo's de stalen meten tot een rapportagegrens van 0,5 – 1 ng/l, maar dit zorgt voor hogere analysekosten.

Bij de ontwikkeling van de WAC-methodes en de georganiseerde proefrondes worden een vast aantal afvalwaterstalen betrokken. Hierdoor zijn de bepalingsgrenzen van de WAC-methode in de meeste situaties haalbaar. Echter is het niet mogelijk om de methode te valideren voor alle mogelijke soorten afvalwaters. Daardoor is het mogelijk dat in specifieke situaties de gevalideerde bepalingsgrenzen uit een WAC-methode voor één of meerdere PFAS niet gehaald worden. Dit geldt niet enkel voor PFAS, maar ook voor andere WAC-parameters. In het uitzonderlijk geval dat deze niet haalbaar zijn, dient het laboratorium dit op het analyseverslag te vermelden in een opmerking; dit is zo voorzien in WAC/VI/A/004 (“Voorwaarden voor rapportering van monsternamegegevens en analyseresultaten door een erkend laboratorium”). Op basis van praktijkinformatie wordt aangetoond dat dit onder andere kan

voorvallen bij metingen op PFBA als gevolg van enerzijds de hoge blanco-bijdrage en anderzijds door technische beperkingen tijdens de meting. In deze uitzonderlijke situaties kan bijvoorbeeld PFBA pas bij hogere concentraties betrouwbaar gemeten worden, waardoor de sturing op deze parameter verder bemoeilijkt wordt.

Omdat niet alle PFAS, zoals sommige precursoren, meetbaar zijn volgens de huidige gevalideerde meetmethode wordt mogelijk een deel van de PFAS-emissie gemist. Daardoor kunnen bijkomende analyses zinvol zijn om een beeld te krijgen van de totale verwijdering en emissies van PFAS via specifieke groepsparameters. Meetmethoden die screenen op adsorbeerbaar organisch fluor (AOF), extraheerbaar organisch fluor (EOF) en/of totaal oxideerbare precursors (TOP) kunnen daarbij zinvol zijn. Op het moment van schrijven zijn de analyses voor AOF, EOF en TOP niet opgenomen in het WAC/IV/A/025. Voor AOF bestaat reeds een gestandaardiseerde procedure waarin de rapportagegrens van 2 µg/l gedefinieerd wordt. Hierdoor kan deze analyse op het moment van schrijven enkel toegepast worden op bedrijfsafvalwater of bemalingswater met hogere PFAS concentraties. Indien deze methode een toegevoegde waarde kan zijn voor huidige controle- en zelfcontroleprogramma's, en vergunningen kan deze mee opgenomen worden in het WAC/IV/A/025. Voor de analyses EOF en TOP zijn op dit moment nog geen gestandaardiseerde procedures beschikbaar en is bijkomend onderzoek en optimalisatie nodig.

Aanbevelingen:

- Er is nood aan bijkomend onderzoek om te bepalen hoe de sturing van de waterbehandelingstechnieken op PFAS parameters beter afgestemd kan worden op de huidige knelpunten in de analyseprocedure;
- Daarnaast moet bekeken worden welke middelen of ondersteuning eventueel nodig zijn om de huidige analyseprocedure voor PFAS bij de erkende labo's te versnellen om een betere sturing van de zuivering van PFAS mogelijk te maken;
- Verder onderzoek is nodig om te bekijken of de sturing van de waterbehandelingstechnieken met de huidige analysemethodes mogelijk is indien lozingsnormen opgelegd worden die gelijk zijn aan de verlaagde rapportagegrenzen van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS;
- Bijkomend onderzoek is nodig om te bekijken in welke omstandigheden de rapportagegrenzen bij de analyses hoger liggen dan de gevalideerde rapportagegrenzen voor bepaalde PFAS en hoe hiermee in deze situaties dient omgegaan te worden om betrouwbare metingen met voldoende lage rapportagegrens te bekomen;
- Verder onderzoek is nodig om de groepsparameters EOF en TOP voor PFAS verder te optimaliseren en te valideren om gestandaardiseerde procedures hiervoor te kunnen ontwikkelen;
- Er is nood aan bijkomend onderzoek om te bekijken wat de waarde kan zijn van de integratie van groepsparameters zoals AOF, EOF en TOP in controle- en zelfcontroleprogramma's, en vergunningen om een beter zicht en controle te krijgen op de volledigheid van PFAS verwijdering en PFAS emissies.

HAALBAARHEID HUIDIGE RAPPORTAGEGRENZEN ALS LOZINGSNORM

Op het moment van schrijven is het uitgangspunt de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater tot onder de huidige rapportagegrenzen van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS die opgenomen zijn in het WAC/IV/A/025 (zie paragraaf 2.4) om de kwaliteit van de Vlaamse waterlopen te beschermen. Het ultieme uitgangspunt hierbij is het behalen

van de milieukwaliteitsnormen in het oppervlaktewater. Momenteel is er enkel een milieukwaliteitsnorm voor PFOS, maar er is een nieuw Europees dossier in opmaak in het kader van de prioritairere stoffen waar de milieukwaliteitsnormen worden berekend voor een totaal van 24 PFAS-verbindingen. De concentraties van deze milieukwaliteitsnormen zijn dermate laag dat ze met huidige analysetechnieken niet gemeten kunnen worden. Daardoor zal er in de toekomst gestreefd worden naar het verder verlagen van deze rapportagegrenzen.

Tijdens het uitwerken van deze BBT-studie werden de rapportagegrenzen voor bedrijfsafvalwater verlaagd van 100 ng/l tot van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS. De technieken die op het moment van schrijven toegepast worden, zijn voornamelijk afgestemd op het behalen van de oude rapportagegrens van 100 ng/l. Voor deze situaties is het nog onduidelijk welke bijkomende inspanningen geleverd dienen te worden om met de huidig toegepaste techniek(en) aan de huidige rapportagegrenzen van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS te voldoen indien deze als lozingsnorm zouden worden opgelegd en of deze inspanningen opwegen ten opzichte van de geboekte milieuwinst. Op het moment van schrijven is er te weinig informatie om de milieukosten/baten van PFAS-verwijdering voor een individuele case in te schatten, bijgevolg kunnen er hierover op het moment van schrijven geen sectoroverschrijdende conclusies getrokken worden. In een aantal beschikbare cases worden reeds zuiveringen toegepast waar alle PFAS (inclusief PFBA) gezuiverd worden tot onder de huidige rapportagegrens van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS. In deze situaties wordt aangetoond dat zuiveringen tot <20 ng/l mogelijk zijn door toepassing van voldoende GAC filters in serie en voldoende hoge wisselfrequentie van de filters door een goede sturing van het waterbehandelingsproces op de parameter die het eerst zal doorbreken. Meerdere partijen geven echter wel aan dat dit niet voor alle situaties in de praktijk mogelijk zal zijn met deze specifieke techniek. Hoofdzakelijk met korte keten PFAS, PFBA in het bijzonder, worden moeilijkheden ervaren om deze te verwijderen onder deze grens. Voor lange keten PFAS zijn er reeds meerdere cases waarbij deze verwijderd konden worden tot onder 20 ng/l, echter bij zeer hoge influentconcentraties en/of complexe matrices blijft dit moeilijk realiseerbaar. De haalbare eindconcentraties worden namelijk bepaald door het verwijderingsrendement van de toegepaste techniek of combinatie van technieken en de PFAS influentconcentraties.

Aanbevelingen:

- Verder onderzoek is nodig om te bekijken in welke situaties welke eindconcentraties gehaald kunnen worden met de huidige toegepaste techniek of combinatie van technieken voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater, die op het moment van schrijven voor het grootste deel nog afgestemd zijn op de oude rapportagegrens van 100 ng/l. Er moet nagegaan worden in welke situaties de huidige toegepaste techniek of combinatie van technieken eveneens PFAS kunnen zuiveren tot onder de huidige rapportagegrenzen van 20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS, welke milieu-impact (cross-media effect) daarmee gepaard gaat, en of die milieu-impact van de toegepaste zuivering opweegt ten opzichte van de geboekte milieuwinst. Het moet bekeken worden of deze huidig toegepaste technieken volstaan, optimalisatie nodig is of bijkomende technieken noodzakelijk zijn. Indien nodig kan hiervoor een herziening van deze BBT-studie aangewezen zijn.
- Verder onderzoek is nodig om de milieukosten/baten van PFAS-verwijdering beter te kunnen inschatten. Er zijn bijkomende inzichten nodig over de toxiciteit en de impact op het milieu van de verschillende PFAS om de baten van de verwijdering van deze PFAS beter in te kunnen schatten. Bijkomend is er nood aan onderzoek om de volledige milieu-impact van de afzonderlijke technieken beter in kaart te brengen. Levenscyclusanalyses voor de afzonderlijk technieken zouden meer inzicht kunnen brengen in de volledige milieu-impact van elke techniek. Voor GAC en ionenwisselingsharsen zijn deze reeds beschreven in de literatuur, maar voor de overige technieken ontbreekt dit nog. Op basis van dit moet onderzocht worden of de financiële

kosten en de milieu-impact van de toegepaste techniek in een redelijke verhouding staan tot de bereikte milieuwinst.

- Een verdere daling van de rapportagegrenzen en systematische verstrenging van opgelegde lozingsnormen zal moeten leiden tot een verhoogde inzet van technieken voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater/bemalingswater. Afhankelijk van de verdere ontwikkeling van PFAS waterbehandelingstechnieken kan dit mogelijk leiden tot een verhoogd verbruik van absorbentia zoals GAC en ionenwisselingsharsen waarbij de PFAS-houdende afvalstromen verder moeten worden verwerkt. Het moet verder onderzocht worden wat de globale milieu-impact is van deze trend en bovendien of de beschikbaarheid van deze technieken op de markt gegarandeerd kan blijven omdat op het moment van schrijven reeds lange levertijden en hogere kosten worden geregistreerd. Bovendien moet verder onderzocht worden wat de impact hiervan is op beschikbare verwerkingscapaciteit aan PFAS-houdende afvalstromen in Vlaanderen die ontstaan door toepassing van één of meerdere technieken die PFAS-houdende afvalstromen produceren.

6.2.2.2 VERBETERING VAN BESCHIKBARE MILIEUVRIENDELIJKE TECHNIEKEN

Voor elk van de waterbehandelingstechnieken beschreven in de hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2 werden de kennishiaten opgelijst. Om de bestaande waterbehandelingstechnieken te verbeteren is bijkomend onderzoek naar deze hiaten noodzakelijk. Hieronder worden voor elk van de technieken de belangrijkste hiaten samengevat weergegeven in Tabel 35.

Tabel 35: Overzicht van de kennishiaten van de technieken die in detail besproken werden in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2, en opgenomen zijn in Tabel 16.

Techniek	Kennishiaten
3.4.1.1 Actief kool	<ul style="list-style-type: none"> • Onzekerheid over luchtmissies bij reactivatie en verbranding van actief kool door gebrek aan gevalideerde meetmethode voor PFAS in luchtmissies; • Nood aan verder onderzoek om de toepassing van actief kool in behandelingstrein optimaal in te zetten in combinatie met andere behandelingstechnieken. Zeker in de situatie met hoge concentratie korte keten PFAS en hoge CZV concentraties; • Impact van specifieke organische co-contaminanten op verwijderingsefficiëntie; • Onduidelijkheid over de effectieve verwijdering van PFBA via actief kool, onder welke omstandigheden desorptie optreedt en hoe die vermeden of beperkt kan worden.
3.4.1.2 Ionenwisselingsharsen	<ul style="list-style-type: none"> • Selectieve PFAS harsen met efficiënte verwijdering van alle PFAS, die toch goed regeneerbaar zijn. • Verder onderzoek naar optimale regeneratie en hergebruik van harsen is noodzakelijk om de kost van de behandeling verder te drukken en de behandeling meer circulair te maken; • Efficiënte technieken voor de destructie van PFAS in de regeneratievloeistof; • Aantal cycli dat harsen hergebruikt kunnen worden na regeneratie; • Betere inzichten nodig in totale milieu-impact en de operationele kosten op langere termijn; • Verwijdering van PFAA precursoren en korte keten PFAS via ionenwisseling.
3.4.1.3 Natuurlijk en oppervlakte gemodificeerde kleimineralen/zeolieten	<ul style="list-style-type: none"> • Verwijderingsefficiënties voor korte keten PFAS moeten verder onderzocht worden; • Verwijderingsefficiënties voor lage concentraties PFAS in bedrijfsafvalwater en bemalingswater; • Effecten van de matrix op verwijdering van PFAS;

Techniek	Kennishiaten
	<ul style="list-style-type: none"> Milieu-impact van productie en verwerking in vergelijking met andere adsorbentia; Wisselfrequenties van filters voor toepassingen op grote schaal.
3.4.1.4 Coagulatie/flocculatie	<ul style="list-style-type: none"> De verwijderingsrendementen voor korte keten PFAS zijn minder bekend; De invloed van de matrix op de verwijdering van PFAS; De hoeveelheid PFAS-houdend slib dat tijdens dit proces gevormd wordt en verder behandeld dient te worden; De concrete toepassing voor bedrijfsafvalwater op grote schaal.
3.4.1.5 Membraan gebaseerde technieken	<ul style="list-style-type: none"> Efficiënte behandeling van het PFAS-houdend NF/RO concentraat; Ontwikkeling van sterk negatief geladen NF membranen voor verbeterde verwijdering van korte keten PFAS via NF; Bijkomend onderzoek naar de efficiënte verwijdering van korte keten PFAS en precursoren.
3.4.1.6 Schuimfractionatie en ozofractioantie	<ul style="list-style-type: none"> Het moet verder onderzocht worden of er luchtmissies van PFAS kunnen ontstaan bij het toepassen van deze techniek; De meest geschikte nabehandeling voor de geconcentreerde PFAS-houdende schuimfractie moet nog nader bepaald worden; Verbetering van verwijderingsefficiënties van korte keten PFAS; Er is meer onderzoek nodig naar opschaling van deze techniek voor toepassingen op grote schaal; Optimalisatie van de fractionatie-opstelling die nodig is om verschillende afvalwaterstromen te behandelen.
3.4.1.7 Indampen/Vacuümverdamping	<ul style="list-style-type: none"> Verwijderingsrendementen voor specifieke PFAS; Welke PFAS aanwezig kunnen zijn in het destillaat; Kosten/baten analyse voor PFAS verwijdering.
3.4.2.1 niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie	<ul style="list-style-type: none"> Beperkte (publieke) informatie over concrete cases voor de toepassing op bedrijfsafvalwater en grondwater/bemalingswater; Inzichten in verwijderingsefficiëntie van korte keten PFAS; Inzichten op totale energieverbruik van volledige PFAS mineralisatie; Inzichten in de vorming van korte en/of ultrakorte keten PFAS bij onvoldoende verblijftijd in de reactor.
3.4.2.2 Thermische degradatie en verbranding	<ul style="list-style-type: none"> Kennis over de graad van destructie dat optreedt en de optimale condities op vlak van temperatuur, verblijftijd, turbulentie en chemische condities die nodig zijn om deze mineralisatie te bekomen; Aard een hoeveelheid van gevormde PFAS-bijproducten in het verbrandingsproces en in welke mate deze voorkomen in luchtmissies; Capaciteiten die verwerkt kunnen worden in de geschikte en beschikbare ovens.

6.2.3 AANBEVELINGEN VOOR ONTWIKKELING VAN NIEUWE MILIEUVRIENDELIJKE TECHNIEKEN

Bij het opstellen van de BBT-studie werd vastgesteld dat de huidige BBT niet steeds een optimale of volledige oplossing bieden voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater, hetzij:

- omdat de technieken in de huidige BBT het milieuprobleem onvolledig/onvoldoende oplossen, of;
- omdat technieken onvoldoende praktisch uitgetest zijn op grotere schaal, waardoor nog geen sluitende conclusies kunnen getrokken worden, of;

- omdat de technieken in de huidige BBT technische, economische of milieukundige beperkingen kennen (d.w.z. technisch moeilijk of niet universeel toepasbaar zijn, duur zijn, belangrijke cross-media effecten hebben).

Verder onderzoek en ontwikkeling van nieuwe milieutechnieken is hier aanbevolen, en kan in een later stadium leiden tot nieuwe beschikbare milieuvriendelijke technieken die opgenomen kunnen worden in de BBT. In Hoofdstuk 7 worden de technieken in opkomst beschreven die in de inventaris van Tabel 4 en Tabel 5 aan bod kwamen, maar niet verder in detail besproken werden in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2. Deze technieken zijn op het moment van schrijven onvoldoende ontwikkeld voor een praktische toepassing voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater op grote schaal in Vlaanderen. Deze technieken hebben echter het potentieel om in een later stadium uit te groeien tot commercieel beschikbare technieken voor de zuivering van PFAS. Verder onderzoek is nodig om deze potentiële transitie mogelijk te maken. Verder geeft onderstaande Tabel 36 een overzicht van lopend onderzoek in Vlaanderen naar waterbehandelingstechnieken voor de zuivering van PFAS.

Tabel 36: Overzicht van het lopend onderzoek in Vlaanderen voor de zuivering van PFAS.

Onderzoek	Aanvullende informatie
TETRA-project: PFAS verwijderen uit industrieel afvalwater	Onderzoek opgestart op 1 november 2022 door BIOWAVE (UA) en LIWET (UGent) over de evaluatie van (combinaties van) bestaande technieken voor PFAS-verwijdering uit industrieel afvalwater voor de identificatie van opschalingsvoorwaarden en kosten/baten analyse, en onderzoek naar het gedrag van PFAS in industriële (biologische) waterzuiveringsinstallaties. Meer informatie beschikbaar op de website van VLAKWA .
Fast Forward on PFAS Removal - Gathering, Observing, Neutralising (FF-PFAS)	Cluster Strategisch Basisonderzoek (cSBO) project geïnitieerd door speerpuntcluster Catalisti rond de verwijdering en vernietiging van PFAS.
Catalisti call for Interest Industry PFAS: Selective removal and subsequent complete destruction/mineralization, monitoring and quantification of PFAS and related compounds	Deze call werd gelanceerd op 22/03/2022 voor het opzetten van één of meerdere innovatieprojecten rond PFAS samen met meerdere geïnteresseerden en kennispartners. Hieruit kunnen mogelijk bijkomende onderzoeksprojecten opgezet worden in de toekomst.
PFAS contaminant adsorption on all silica zeolite Beta	Onderzoek aan de KULeuven over de adsorptie van PFAS aan all silica zeoliet Beta. Meer informatie via: Dirk De Vos cMACS Centre for Membrane separations, Adsorption, Catalysis and Spectroscopy Faculty Bioscience Engineering KU Leuven dirk.devos@kuleuven.be
Pilootopstelling voor de zuivering van met PFAS belast bemalingswater met (regeneerbare) ionenwisselingsharsen	Sinds september 2022 liep er een pilootopstelling van Inopsys tot december 2022 voor de zuivering van met PFAS belast bemalingswater door toepassing van regeneerbare ionenwisselingsharsen bij Lantis op Linkeroever. Meer informatie via: Inopsys thomas.windels@inopsys.eu
Fytoremediatie van PFAS	Onderzoek naar de verwijdering van PFAS uit bodem/grondwater door toepassing van een duurzame saneringstechniek die gebruik maakt van hennep/vlas planten om verontreinigingen te stabiliseren en te extraheren. Meer informatie via:

Onderzoek	Aanvullende informatie
	<p>Frederik Verstraete B&R Bouwgroep</p> <p>Sofie Thijs Centrum voor Milieukunde - Centre for Environmental Sciences (CMK) UHasselt</p>
Kenniscentrum voor Innovatieve Saneringstechnieken (KIS)	Eind 2023 wordt het Kenniscentrum voor Innovatieve waterzuiveringstechnieken opgericht. Het doel van dit kenniscentrum is het samenbrengen van innovatie en kennis rond sanerings- en zuiveringstechnieken voor chemische verontreiniging van water, lucht en bodem; het testen van innovatieve technologie, het demonstreren en opschalen van deze technologie en het valoriseren van deze kennis. Het kenniscentrum wordt een samenwerkingsverband tussen overheden, kennisinstellingen en industrie, en moet operationeel zijn op 1 januari 2024.
PIO-project Zuiveren van PFAS-verontreinigd bemalingswater	<p>Op het moment van schrijven is er een PIO-project in voorbereiding onder het initiatief van de Haven van Antwerpen-Brugge (PoAB). Het doel van dit project is het vinden van geschikte zuiveringstechnieken voor het bemalingswater dat ontstaat bij droog en nat grondverzet van infrastructuurwerken in de haven.</p> <p>Meer informatie via: Port of Antwerp-Bruges Shauni Willems</p>
Demonstratie-units niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie	<p>Tegen eind 2023 zullen demonstratie-units (mobiele 20-voet containers) beschikbaar zijn voor on-site evaluatie en (duur)testen voor de verwijdering van PFAS via niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie uit hoog en laag belaste afvalwaterstromen in een praktijkomgeving. Met deze units zullen in de loop van 2024 op verschillende locaties testen op grote schaal uitgevoerd worden.</p> <p>Meer informatie via: Wouter De Weirdt wouter.deweirdt@tecto.com</p>

6.3 AANBEVELINGEN VOOR ECOLOGIEPREMIE

6.3.1 INLEIDING

Ecologiepremie Plus is een financiële tegemoetkoming aan ondernemingen die ecologie-investeringen zullen realiseren in het Vlaamse Gewest. Onder ecologie-investeringen worden milieu-investeringen en investeringen in energie efficiëntie en hernieuwbare energie verstaan. Met de Ecologiepremie wil de Vlaamse overheid ondernemingen stimuleren om hun productieproces milieuvriendelijk en energiezuinig te organiseren. De overheid neemt daarbij een gedeelte van de extra investeringskosten die een dergelijke investering met zich meebrengt, voor haar rekening. De maatregel kadert in het economische beleid van de Vlaamse regering en speelt een belangrijke rol in de toepassing van duurzame bedrijfsprocessen.

In deze paragraaf worden aanbevelingen gegeven om één of meerdere van de besproken milieuvriendelijke technologieën in aanmerking te laten komen voor deze investeringssteun.

Alle relevante en meest actuele informatie over de Ecologiepremie is te consulteren via de website van het Agentschap Innoveren en Ondernemen:

<https://www.vlaio.be/nl/subsidies-financiering/Ecologiepremie>.

Ecologiepremie Plus is een steunregeling voor gestandaardiseerde ecologie-investeringen. De steunregeling maakt gebruik van een limitatieve technologieënlijst (LTL) met een beperkt aantal technologieën die in aanmerking komen voor steun.

De Ecologiepremie wordt toegekend in de vorm van een subsidie. Het bedrag van de Ecologiepremie wordt bepaald door:

- de aard van de investering (milieu/energie-efficiëntie/hernieuwbare energie);
- de ecoklasse waartoe een technologie behoort op basis van zijn ecologiegetal met corresponderende subsidiepercentages;
- de grootte van de onderneming (KMO/GO).

6.3.2 TOETSING VAN MILIEUVRIENDELIJKE TECHNIEKEN AAN CRITERIA VOOR ECOLOGIEPREMIE

Het BBT-kenniscentrum van VITO verleent ondersteuning aan het Agentschap Innoveren en Ondernemen bij het opstellen van de limitatieve technologieënlijst. De technologieën op deze lijst worden getoetst aan de basisvoorwaarden zoals gesteld in de Europese milieukaderregeling en zijn ecologie-investeringen gericht op:

- het overtreffen van bestaande Europese normen (voor zover er geen strengere Vlaamse normen van toepassing zijn); Voor de aanschaf van nieuwe vervoersmiddelen moeten enkel de Europese normen worden overtroffen die in werking zijn getreden;
- het behalen van milieudoelstellingen waarbij geen Europese normen gelden.

Daarnaast gelden ook bijkomende voorwaarden:

- de ecologie-investeringen moeten technisch en economisch haalbaar zijn zoals blijkt uit de haalbaarheidsstudie;
- de ecologie-investeringen moet de stand van de techniek, die in de sector van toepassing is, overtreffen;
- er gaat een betekenisvolle investeringskost mee gepaard;
- de technologie heeft een terugverdientijd van meer dan 3 jaar.

Indien aan al deze voorwaarden is voldaan wordt de performantie van de technologie bepaald op basis van een LCIA methode. Enkel de meest performante technologieën komen in aanmerking voor ecologiesteun.

De minister bevoegd voor economie stelt op voordracht van VITO de limitatieve technologieënlijst vast en kan die lijst aanpassen. De limitatieve technologieënlijst wordt doorgaans twee tot drie maal per jaar geactualiseerd.

6.3.3 STAND VAN ZAKEN LTL

Hieronder zijn de technologieën weergegeven die mogelijk relevant zijn in het kader van de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater, die opgenomen zijn op de LTL op het moment van het schrijven van deze BBT-studie.

WATERZUIVERING/WATERBEHANDELING VAN AFVALWATER OF LAAGWAARDIG WATER (201082)

Beschrijving:

Deze technologie omvat de waterzuivering/waterbehandeling van afvalwater of laagwaardig water (zoals vermeld vooraan deze lijst bij de aandachtspunten) door omgekeerde osmose, nanofiltratie of (membraan)elektrodialyse. Het gezuiverde water wordt ingezet als proceswater of voor sanitaire doeleinden. Waterzuivering/waterbehandeling voor het louter behalen van de lozingsnormen is een end-of-pipe techniek die niet in aanmerking komt.

Naast de zuiveringseenheid komen volgende componenten, indien relevant, eveneens in aanmerking voor steun:

- Buffer/opvangbekken
- Leidingen tot aan de koppeling op het verdeelnet (inclusief retourleiding)
- Installatie voor behandeling van het concentraat

Voorzuivering en eventuele doseringsinstallaties voor desinfectiemiddelen komen niet in aanmerking.

Subsidiepercentage:

- Netto subsidie KMO: 50%
- Netto subsidie GO: 40%

WATERZUIVERING/WATERBEHANDELING VAN AFVALWATER OF LAAGWAARDIG WATER DOOR MIDDEL VAN DE COMBINATIE VAN ULTRAFILTRATIE EN OMGEKEERDE OSMOSE OF MEMBRAANBIOREACTOR EN OMGEKEERDE OSMOSE (201088)

Beschrijving:

Deze technologie omvat de waterzuivering/waterbehandeling van afvalwater of laagwaardig water (zoals vermeld vooraan deze lijst bij de aandachtspunten) door middel van de combinatie van ultrafiltratie en omgekeerde osmose of membraanbioreactor en omgekeerde osmose. Het gezuiverde water wordt ingezet als proceswater of voor sanitaire doeleinden.

Waterzuivering/waterbehandeling voor het louter behalen van de lozingsnormen is een end-of-pipe techniek die niet in aanmerking komt. Ultrafiltratie of een membraanbioreactor zonder omgekeerde osmose komt eveneens niet in aanmerking.

Naast de zuiveringseenheid komen volgende componenten, indien relevant, eveneens in aanmerking voor steun:

- Buffer/opvangbekken
- Leidingen tot aan de koppeling op het verdeelnet (inclusief retourleiding)
- Installatie voor behandeling van het concentraat

Voorzuivering en eventuele doseringsinstallaties voor desinfectiemiddelen komen niet in aanmerking.

Subsidiepercentage:

- Netto subsidie KMO: 37,5%
- Netto subsidie GO: 30%

INSTALLATIE VOOR HERGEBRUIK VAN PROCES-, SPOEL-, REINIGINGS- EN AFVALWATER DOOR MIDDEL VAN ELEKTROCOAGULATIE (201070)

Beschrijving:

Het hergebruik van proces-, spoel-, reinigings- en afvalwater in het productieproces of voor sanitaire doeleinden door middel van elektrocoagulatie. Het vrijkomen van coagulant wordt bereikt door het elektrolytisch oplossen van een elektrode (anode, gewoonlijk Fe of Al). Bij het oplossen van de elektrode komt gas (O₂, H₂) vrij, hetgeen zorgt voor een floterende werking.

Waterzuivering/waterbehandeling voor het louter behalen van de lozingsnormen is een end-of-pipe techniek die niet in aanmerking komt.

Voorzuivering en eventuele doseringsinstallaties voor desinfectiemiddelen komen niet in aanmerking.
Essentiële componenten:

- buffer (indien van toepassing)
- cleaning systeem (om scaling en fouling tegen te gaan)
- leidingnetwerk (inclusief retourleiding indien van toepassing)
- module(s) (cellen), inclusief pompen, motoren, buizen, kleppen, sensoren (flow, pH, temp en conductiviteit), en instrumentatie, controle en automatisatie
- zoutvat

Subsidiepercentage:

- Netto subsidie KMO: 30%
- Netto subsidie GO: 24%

6.3.4 AANBEVELINGEN VOOR LTL

6.3.4.1 NIEUWE TECHNOLOGIEËN VOOR LTL

Op basis van deze BBT-studie wordt onderstaande technologie voorgesteld voor opname op de LTL:

WATERZUIVERING/WATERBEHANDELING VAN AFVALWATER OF LAAGWAARDIG WATER VOOR DE VERWIJDERING VAN PFAS DOOR MIDDEL VAN NIET-THERMISCH PLASMABEHANDELINGSTECHNOLOGIE

Beschrijving:

Deze technologie omvat de waterzuivering/waterbehandeling van afvalwater of laagwaardig water (zoals vermeld vooraan deze lijst bij de aandachtspunten) door middel van niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie met het oog op de verwijdering van PFAS. Deze technologie maakt gebruik van niet-thermisch plasma dat wordt gecreëerd door de elektrische ontleding tussen twee elektrodes waarover een hoog spanningsverschil wordt aangelegd. Dit zorgt voor de productie van hoog reactieve reductieve en oxidatieve species zoals bijvoorbeeld hydroxyl-, zuurstof-, en waterstofradicalen, ozon, waterstofperoxide, vrije elektronen, geëxciteerde elektronen, ionen en fotonen die zorgen voor de afbraak van pollutanten waaronder PFAS. De beperkte invloed van de matrix op deze techniek maakt deze techniek geschikt voor zuivering van afvalwater/bemalingswater met complexe, geconcentreerde samenstelling (vb. hoge concentratie organische stoffen, zeer hoge zoutconcentraties, extreme pH, ...) en beperkte capaciteit die niet eenvoudig te behandelen zijn via de courant gebruikte technieken zoals GAC of ionenwisselingsharsen of waar lozing niet mogelijk is.

Voorbehandelingsstappen die deel uitmaken van de klassieke afvalwaterzuiveringstrein komen niet in aanmerking.

Milieuvoordeel:

Deze technologie zorgt voor de destructie/mineralisatie van PFAS waardoor geen PFAS-houdende afvalstof wordt gegenereerd die nog moet verwerkt of verbrand worden in tegenstelling tot de scheidings-/concentratietechnologie voor PFAS.

Essentiële componenten:

De elementen die specifiek onderdeel uitmaken van de techniek (exclusief de opslag):

- Plasmahoogspanningsvoedingen en -sturingen
- Plasmareactoren en -electroden
- Leidingnetwerk (inclusief retourleiding indien van toepassing);
- Pompen, motoren, buizen, kleppen, sensoren (debiet, pH, temp en conductiviteit), en instrumentatie, controle en automatisatie.

Elementen voor de opslag van water of concentraten (bv. buffer), en behuizingen voor mobiele installaties komen niet in aanmerking.

Einddatum: /

6.3.4.2 AANPASSING VAN TECHNOLOGIEËN OP LTL

Op basis van deze BBT-studie worden er geen voorstellen gedaan voor aanpassing van de bestaande relevante technieken in de LTL.

HOOFDSTUK 7. TECHNIEKEN IN OPKOMST



HOOFDSTUK 7. TECHNIEKEN IN OPKOMST

In dit hoofdstuk worden een aantal technieken in opkomst besproken die bij de opmaak van de BBT-studie werden geïdentificeerd. Technieken in opkomst zijn nieuwe technieken voor een industriële activiteit die, als zij commercieel worden ontwikkeld, hetzij een hoger algemeen beschermingsniveau voor het milieu hetzij minstens hetzelfde beschermingsniveau voor het milieu en grotere kostenbesparingen kunnen opleveren dan de beste beschikbare technieken. Het zijn technieken die nog niet op industriële schaal worden toegepast, of nog in ontwikkeling zijn, en mogelijk in de toekomst BBT kunnen worden. Ook technieken die milieuproblemen aanpakken die nog maar recent onder de aandacht zijn gekomen voor een activiteit komen hier aan bod.

Bij een eventuele herziening van deze BBT-studie in de toekomst, kan onderzocht worden of de technieken in opkomst inmiddels BBT zijn geworden, en of verder onderzoek tot nieuwe inzichten geleid heeft.

7.1 TECHNIEKEN IN OPKOMST

De technieken die in de inventaris van Tabel 4 en Tabel 5 aan bod kwamen, maar niet verder in detail besproken werden in hoofdstukken 3.4.1 en 3.4.2 worden op het moment van schrijven beschouwd als technieken in opkomst. Deze technieken zijn onvoldoende ontwikkeld voor een praktische toepassing voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater op grote schaal in Vlaanderen. Deze technieken hebben echter het potentieel om in een later stadium uit te groeien tot commercieel beschikbare technieken voor de zuivering van PFAS. Verder onderzoek is nodig om deze potentiële transitie mogelijk te maken.

7.1.1 KOOLSTOF NANOTUBES

ALGEMENE BESCHRIJVING

Koolstof nanotubes zijn nano-materialen waarbij het water doorheen nanobuizen wordt geperst doormiddel van geluid in plaats van druk. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen single-walled CNTs (SWCNTs) en multi-walled CNTs (MWCNTs). Deze techniek wordt toegepast voor de verwijdering van biologische contaminanten en moleculen groter dan water (Garg et al., 2021; Watercircle, 2021).

STAND VAN DE TECHNIEK

Koolstof nanotubes vertonen hoge adsorptiecapaciteiten voor PFOS (> 700 mg/g) en bereiken snel een evenwicht, wat suggereert dat nanotubes gebruikt kunnen worden als potentieel adsorptiemiddel voor PFAS (Kucharzyk et al., 2017). CNT's worden momenteel op laboschaal verder onderzocht (TRL 3 – 4). CNT's met specifieke amine functionele groepen konden >90% van de aanwezige PFAS adsorberen. Over het algemeen geldt dat de mate van adsorptie afneemt met dalende ketenlengte van de PFAS en dat SWCNTs beter adsorberen dan MWCNTs. De belangrijkste parameters die de verwijderingsefficiëntie van PFAS bepalen zijn de grootte van het intern oppervlak, functionele groepen en de hydrofobe eigenschappen (Garg et al., 2021).

7.1.2 BIOCHAR

ALGEMENE BESCHRIJVING

Biochar is een koolstofrijk adsorbens dat geproduceerd wordt door pyrolyse van natuurlijke materialen (zoals organisch afval, slib, mest, algen, ...) in de afwezigheid van zuurstof. Het materiaal kan in

vergelijkbare opstelling toegepast worden als actief kool voor de verwijdering van verontreinigende stoffen uit water door hydrofobe interacties (Militao et al., 2021; Yadav et al., 2022). De productiviteit van biochar wordt bepaald door het type grondstof dat wordt gebruikt bij de productie en de thermochemische omstandigheden waaronder het ontleedt. Enkele voordelen ten opzichte van actief kool is de lagere prijs en kleinere CO₂ impact (Yadav et al., 2022).

STAND VAN DE TECHNIEK

De meeste literatuuronderzoeken focussen op labo-experimenten (TRL 4 - 6) waarbij 1-5 regeneratiecycli gebruikt worden, met een adsorptie variërend van respectievelijk 90% tot 60% van cyclus 1 tot cyclus 5. Na elke cyclus wordt de afname van de PFAS-adsorptie toegeschreven aan PFAS-desorptie na behandeling, met enkele fragmenten die op het oppervlak blijven omdat PFAS niet volledig wordt gedesorbeerd. Een specifiek onderzoek bereikte een verwijderingsefficiëntie tussen 90% en 99% voor PFAS met lange keten. Voor PFAS met een korte keten werd een relatief lagere efficiëntie bereikt, variërend van 10% tot 50% verwijdering (Yadav et al., 2022). In één gepubliceerde studie werd een filter op pilotschaal getest (Inyang & Dickenson, 2017). In deze studie werd allereerst via labotesten aangetoond dat hardhout en pijnboom gebaseerde biochar vergelijkbaar met GAC presteert voor de verwijdering van PFOA. Echter werd vervolgens via een pilotstudie aangetoond dat GAC zorgt voor een meer efficiënte verwijdering van PFPeA, PFHxA, PFOA, PFOS en TOC in vergelijking met biochar. Daarnaast werd in deze pilotstudie aangetoond dat zowel GAC als biochar minder efficiënt korte keten PFAS verwijderen in vergelijking met lange keten PFAS (Inyang & Dickenson, 2017).

7.1.3 MOLECULARLY IMPRINTED POLYMERS

ALGEMENE BESCHRIJVING

Een molecular imprinted polymer (MIP) is een polymeer dat gevormd wordt in aanwezigheid van een stof die er later uitgehaald wordt. Daardoor blijven in het polymeer complementaire ruimten achter met een hoge affiniteit voor de betreffende stof. Deze gevormde gaten kunnen ook chemisch gelijkaardige moleculen binden (Kucharzyk et al., 2017).

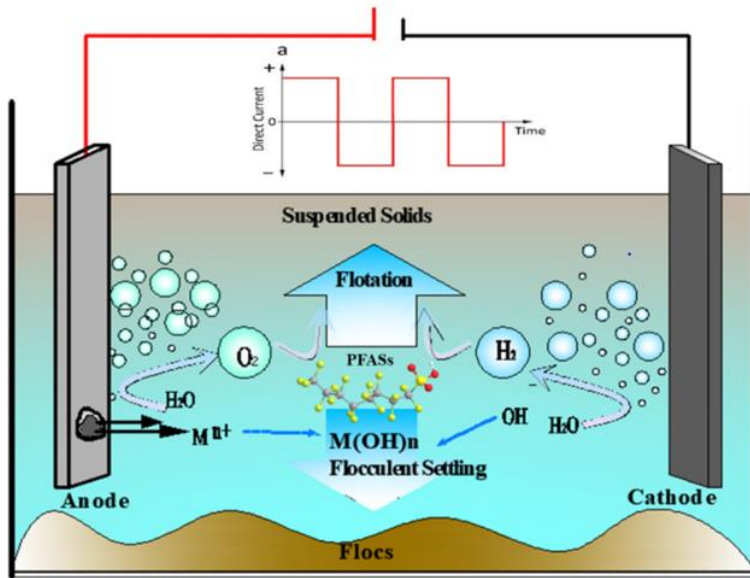
STAND VAN DE TECHNIEK

MIP's worden momenteel op laboschaal verder onderzocht (TRL 3). MIP's konden ten minste vijf keer gebruikt worden zonder enig verlies aan adsorptiecapaciteit voor PFOS, dit in testmonsters met verschillende mengsels van andere organische contaminanten (Kucharzyk et al., 2017). Volgens Kucharzyk et al. (2017) heeft deze techniek een contacttijd van 48u nodig voor hoge adsorptie van PFOS tot 560 mmol/g

7.1.4 ELEKTROCOAGULATIE

ALGEMENE BESCHRIJVING

Het doel van elektrocoagulatie is het vormen van neerslagen en van bindingen tussen colloïden zodat deze stoffen gemakkelijk afgescheiden kunnen worden. Het proces bestaat uit drie algemene stappen: (i) Het vrijkomen van coagulant door het elektrolytisch oxideren van een elektrode ter vorming van metaalkationen (anode, gewoonlijk Fe of Al), (ii) destabilisatie en aggregatie van de pollutanten in suspensie en (iii) vorming van neerslag die doormiddel van flotatie verwijderd kan worden door de floterende werking van het geproduceerde O₂ en H₂ tijdens het elektrolytisch proces. De opgeloste contaminanten kunnen adsorberen aan de gevormde neerslag, die naar de oppervlakte komen door de floterende werking en vervolgens afgescheiden kunnen worden. Indien noodzakelijk kan doseren van een (hulp)vlokmiddel het rendement van floteren verbeteren (Liu et al., 2022a; Pancras et al., 2018; Santiago et al., 2022).



Figuur 34: Electrocoagulatie mechanisme (Liu et al., 2022a)

STAND VAN DE TECHNIEK

Electrocoagulatie faciliteert een snelle coagulatie van PFOS of PFOA, door de vorming van een sol-gel. Dit wordt gerealiseerd door het neutraliseren van de negatieve lading van PFAS door de productie van metaalhydroxiden doormiddel van een galvanische anode van ijzer of aluminium (Garg et al., 2021; Tow et al., 2021). Op het moment van schrijven wordt de techniek hoofdzakelijk op laboschaal verder onderzocht (TRL 5; Tow et al., 2021). Een verwijdering van meer dan 99% van PFOA werd gerealiseerd bij het gebruik van een ijzer anode en gecombineerde toevoeging van H_2O_2 (Garg et al., 2021; Santiago et al., 2022). Belangrijke parameters die de verwijderingsefficiëntie van PFAS kunnen beïnvloeden zijn stroomdichtheid, roersnelheid, type van het elektrolyt, aanwezigheid van anorganische ionen en pH (Tow et al., 2021). In een studie waarbij verschillende anodematerialen vergeleken werden, werd aangetoond dat PFAS het snelst verwijderd konden worden door de adsorptie aan zinkhydroxide die geproduceerd werden door een zinkanode (Lin et al., 2015).

Deze technologie kan geschikt zijn als eerste stap van PFAS verwijdering, echter is het niet zozeer geschikt voor het behalen van effluentconcentraties in de ordegrrootte van ng/l (Pancras et al., 2018).

7.1.5 CHEMISCHE OXIDATIE

ALGEMENE BESCHRIJVING

Chemische oxidatie wordt beschouwd als een veelbelovend proces om verontreinigingen uit water af te breken, maar soms treedt onvolledige mineralisatie op vanwege de creatie van giftige tussenproducten die schadelijker zijn dan de originele (Ahmed et al., 2020). Chemische oxidatie heeft als doel de oxidatie van organische polluenten tot minder schadelijke of onschadelijke stoffen. In het beste geval zal een volledige oxidatie van organische stoffen resulteren in de vorming van CO_2 en H_2O . Bij chemische oxidatie worden oxidantia toegevoegd of opgewekt in het afvalwater. De installatie voor chemische oxidatie bestaat uit een buffertank, een reactor en een doseereenheid voor het oxidans. Eventueel wordt dit aangevuld met een UV-installatie.

STAND VAN DE TECHNIEK

Op het moment van schrijven wordt deze techniek hoofdzakelijk onderzocht op laboschaal met enkele voorbeelden waar pilootopstellingen getest worden (TRL 6) voor de ex-situ en in-situ behandeling van met PFAS belast afvalwater (Riegel et al., 2020; ITRC, 2020).

Het principe van de chemische oxidatie van PFAS is gebaseerd op de splitsing van de C-F verbinding. Geavanceerde oxidatie processen (AOP's) kunnen onder andere gebaseerd zijn op de productie van sulfaatradicalen ($\text{SO}_4^{\cdot-}$) die het initiële oxidatieproces starten. Deze radicalen kunnen gegenereerd worden door UV fotolyse en reductie van peroxodisulfaat ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$) of peroxomonosulfaat (HSO_5^-). De oxidatietechnologie wordt gerealiseerd door het oxidatiereagens in het water te doseren en, indien nodig, bestraling via een UV-apparaat. Deze processtappen zijn normaal continu uitgevoerd. Er moet een reactor worden geïnstalleerd om voldoende tijd te kunnen voorzien zodat een reactie optreedt (Riegel et al., 2020). Andere AOP's kunnen gebaseerd zijn op ozon met UV-straling, ozon en waterstofperoxide en Fenton's reagens (waterstofperoxide en Fe(II) ionen) (Riegel et al., 2020).

Over het algemeen ondersteunt chemische oxidatie geen volledige mineralisatie omdat de sterke C-F verbinding niet (volledig) afgebroken kan worden door de gebruikte oxidantia. Zo zijn AOP's gebaseerd op de productie van hydroxylradicalen niet in staat om PFAS efficiënt af te breken omdat het PFAS enkel transformeert naar hun corresponderende PFCA waarna geen verdere transformatie optreedt (ITRC, 2020; Riegel et al., 2020). Via experimenten met ozon gebaseerde chemische oxidatie is aangetoond dat relatief grote hoeveelheden target PFOA en PFOS afgebroken kunnen worden (>90%) en sommige PFAS zelfs tot 99,9%. In praktijk omstandigheden voor de afbraak van PFAS in grondwater waren de verwijderingsefficiënties beperkter (21% - 79%). Bovendien werd in deze onderzoeken niet nagegaan of volledige afbraak optrad of welke bijproducten werden gevormd (ITRC, 2020). AOP's gebaseerd op sulfaatradicalen zijn echter in staat om in een relatieve korte reactietijd PFCA's zoals PFOA volledig te mineraliseren tot HF en CO_2 . Echter kan deze techniek PFSA's zoals PFOS niet of slechts zeer beperkt afbreken (Riegel et al. 2020). De beperkte verwijderingsefficiëntie in combinatie met hoge kosten als gevolg van de vraag naar energie en groot chemicaliënverbruik zijn een groot nadeel van deze techniek (Wanninayake et al., 2021). Op basis van deze informatie kan besloten worden dat over het algemeen AOP geen effectieve techniek is om met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater te behandelen (Riegel et al., 2020). Daardoor zal deze techniek op zichzelf mogelijk niet efficiënt genoeg zijn om uit te groeien tot een reële toepassing voor de afbraak van PFAS.

In een recent onderzoek door Trang et al. (2022) werd aangetoond dat PFCA's volledig gemineraliseerd kunnen worden door de decarboxylatie en defluorering in polair aprotisch oplosmiddel. In een oplossing met DMSO en water (8:1 v/v) en de aanwezigheid van NaOH konden PFCA's van verschillende lengtes voor 78 – 100% gemineraliseerd worden bij relatief milde temperaturen (80 – 120°C) in een periode van 24 uur met de vorming van een beperkte hoeveelheid bijproducten. Eén van de mogelijke bijproducten die gevormd werden tijdens dit proces was natriumtrifluoracetaat (Na-TFA). Een reactietijd van meer dan 300 uur was nodig om dit bijproduct verder af te breken en volledige mineralisatie te bekomen. Daarnaast kon ook natriumperfluorpropionaat gevormd worden in beperkte hoeveelheden dat eveneens verder gedegradieerd kon worden met bijkomende reactietijd (Trang et al., 2022).

Hoewel dit een beloftevolle techniek is voor de afbraak van PFCA's onder milde omstandigheden en goedkope reagentia, kunnen PFSA's en mogelijk andere PFAS niet afgebroken worden via deze techniek. Bovendien werden deze experimenten op zeer kleine schaal in het labo onderzocht en moet een relatief grote hoeveelheid DMSO gebruikt worden. Bijkomend onderzoek is nodig om te bepalen of deze techniek mogelijk opgeschaald kan worden en potentieel andere PFAS met andere functionele groepen kunnen afgebroken worden.

7.1.6 FOTOKATALYSE

ALGEMENE BESCHRIJVING⁷⁰

Fotokatalyse is een geavanceerde oxidatietechniek waarbij drie componenten betrokken zijn bij het proces: een lichtbron, een oxidatiemiddel en een katalysator. Bij de toepassing van deze techniek kunnen doelverbindingen, zoals toxische stoffen, gemineraliseerd worden. Er kunnen twee soorten katalysatoren op het systeem worden toegepast; homogene en heterogene katalysatoren. Homogene katalysatoren omvatten het foto-Fenton-proces, dat hydroxylradicalen produceert door de reactie tussen ijzer-ion (Fe(II)) en waterstofperoxide (H₂O₂). Heterogene katalysatoren passen lichtstraling toe op halfgeleidermateriaal zoals onder andere titaniumoxide (TiO₂), tinoxide (SnO₂) en magnesiumdioxide (MgO₂) om het oxidatieproces op gang te brengen (Yadav et al., 2022).

STAND VAN DE TECHNIEK

Op het moment van schrijven wordt deze techniek voornamelijk op laboschaal onderzocht (TRL 5 - 6), verder pilotschaal onderzoek is bijgevolg nodig om de efficiëntie en de haalbaarheid van deze techniek verder te onderzoeken (OVAM, 2021; Tow et al., 2021). PFOA, PFOS en andere PFAS zijn volledig afbreekbaar, maar het afbraakmechanisme is sterk afhankelijk van het type PFAS. Het zuiveringsrendement hangt daarnaast sterk af van de pH, de dosis aan reagentia, opgeloste zuurstof, humuszuren, nitraatgehalte en temperatuur (ITRC, 2021; OVAM 2021). Sharma et al., 2022, rapporteerde een behandelingstijd van 420 min tot 1440 min en een energieverbruik van 1458 tot 9335 kWh/m³ voor de respectievelijke verwijdering van 100% PFOA en 92% PFOS. Fotokatalytische afbraak wordt door Xu et al. (2017) beschouwd als een beloftevolle technologie voor PFAS verwijdering die gecombineerd zou kunnen worden met elektrochemische oxidatie of membraanfiltratie.

7.1.7 SUPERKRITISCHE WATEROXIDATIE

ALGEMENE BESCHRIJVING

Superkritische wateroxidatie (SCWO) heeft tot doel de organische vervuiling in een afvalwaterstroom te oxideren, dit onder superkritische omstandigheden. De techniek maakt gebruik van een zuurstofhoudend gas als oxidans (meestal lucht of O₂) en werkt bij hogere druk (> 22 MPa) en temperaturen boven 374°C. Onder deze omstandigheden ontstaat superkritisch water dat kan overgaan van vloeibare fase naar gasfase zonder een discrete faseovergang te ondergaan. Organische verbindingen die meestal onoplosbaar zijn in water kunnen zeer goed oplosbaar zijn in superkritisch water. In de aanwezigheid van een oxidatiemiddel zoals zuurstof, lost superkritisch water verschillende gevaarlijke organische stoffen op en oxideert ze (EMIS, 2010; McDonough et al., 2022; Tow et al., 2021). Algemeen verloopt dit proces zonder katalyse en streeft het naar een volledige oxidatie bij een behandeling van maximaal enkele minuten. Deze techniek kent verschillende industriële uitvoeringsvormen (EMIS, 2010). Het SCWO-proces heeft baat bij een omgeving met veel vrije radicalen om hoge omzettingsefficiënties van organische verbindingen te bereiken via oxidatieve reactiemechanismen. SCWO is ook een veelbelovende technologie voor het vernietigen van complexe organische verbindingen en afvalstoffen die snel oplossen en zich vermengen met oxidanten in een homogene reactieomgeving, en uiteindelijk volledig uiteenvallen in onschadelijke kleine moleculen zoals CO₂ en H₂O (Li et al., 2022).

⁷⁰ <https://watercircle.be/publicaties/database-waterzuivering-en-behandelingstechnieken/photocatalytic-water-purification-technology/> geraadpleegd op 20/05/2022.

STAND VAN DE TECHNIEK

Alhoewel deze techniek, voor zowel gasvormig als vloeibaar effluent, reeds in 1980 werd geïntroduceerd, heeft recent onderzoek pas aangetoond dat deze techniek een hoge mate van zekerheid heeft voor de volledige mineralisatie van PFOS in water, en PFAS in afvalwaterslib en blusschuim (McDonough et al., 2022). Het theoretische destructiemechanisme van SCWO is thermische oxidatie van PFAS, resulterend in volledige mineralisatie tot CO₂ en anorganisch fluoride. Hoewel, onmiddellijk opeenvolgend hierop ook defluoreringsreacties, gerelateerd aan chemische oxidatie en/of reductie via gemanipuleerde pH, kunnen voorkomen. Sommige studies rapporteren een destructie van >99% voor 12 PFAS (gaande van 3,6 tot 0,036 µg/l) afkomstig van stortplaats percolaat, alsook een >99% destructie van PFAS in gecontamineerd drinkwater en afvalwater (Tow et al., 2021). Momenteel bevindt de techniek zich vooral in de onderzoeksfase, en met enkele pilootopstellingen beschikbaar (TRL 4 – 7). In Vlaanderen zijn er geen cases bekend. Recent ontwikkelde een Deens bedrijf een commercieel beschikbare oplossing om PFAS te vangen en te vernietigen. Dit systeem is gebaseerd op modulaire componenten waar verontreinigd water wordt behandeld door adsorptiekolommen, en het verbruikte adsorbens met PFAS wordt vernietigd in een on-site installatie of in een off-site SCWO-installatie. De technologie is op verschillende locaties in Denemarken, Noorwegen en Zweden geïnstalleerd om voornamelijk PFAS te verwijderen uit grondwater en percolaat van stortplaatsen (Tow et al., 2021). Andere grootschalige SCWO-faciliteiten zijn ontwikkeld (met wisselend succes) voor de rechtstreekse behandeling van organisch afvalwater en slib, zoals afvalwater van pesticiden, gemeentelijk slib en industrieel slib (Li et al., 2022).

Algemene operationele uitdagingen zijn de hoge temperaturen en druk die kunnen leiden tot systeem degradatie en onderhoudsproblemen, inclusief aanslag, corrosie en hoge energiebehoefte. Door de lage oplosbaarheid van zouten in superkritisch water en de productie van HF tijdens het proces kan corrosie hoge eisen stellen aan het materiaal voor de vervaardiging van de installatie. Fluoridezouten, een bijproduct van SCWO van PFAS, kan leiden tot verstopping van de reactor, afnemende algehele prestatie. Het geproduceerde fluor wordt eveneens gemakkelijk omgezet in HF, dus bescherming voor apparatuur en personeel is cruciaal (Tow et al., 2021), alsook afgasbehandeling door neutralisatie (bv. kalkmelk).

Bijkomend onderzoek zoals een levenscyclusanalyse is noodzakelijk om de milieu-impact te minimaliseren op vlak van energieverbruik, materialenverbruik en emissies voor commercialisatie van deze techniek.

7.1.8 ELEKTROCHEMISCHE OXIDATIE**ALGEMENE BESCHRIJVING**

Elektrochemische oxidatie is een verwijderingstechniek voor organische polluenten via de productie van hydroxideradicalen door het splitsen van water door middel van anodes uit specifieke materialen zoals boor-gedoteerd diamant of metaaloxides, zonder de toevoeging van chemische additieven (Santiago et al., 2022; Yadav et al., 2022).

STAND VAN DE TECHNIEK

Het werkingsprincipe is PFAS destructie aan de anode, in een “klassieke” elektrolyse-opstelling. (OVAM, 2021). De techniek is bewezen op laboratoriumschaal, en zou opgeschaald kunnen worden tot industriële schaal mits gebruik gemaakt wordt van de nieuwste elektrode ontwikkelingen: 3-dimensionele, poreuze elektrodematerialen met nanocoatings (TRL 3 - 5) (OVAM, 2021). Enkele voorbeelden van pilootopstellingen zijn gekend (Iery, 2019; ITRC, 2021). De meest onderzochte elektroden voor het verwijderen van PFAS zijn onder meer met boor gedoopte diamant (BDD) dunne film, Ti/SnO₂, Ce/PbO₂ en Ti/RuO₂. Elektrochemische oxidatie van korte keten PFAS in waterige oplossing op een BDD-anode toonde aan dat de afbraak van PFBA, PFHxA, PFBS, PFHxS plaats vond met directe overdracht van één elektron van de carbonzuur- of sulfonzuurgroep naar BDD elektrode, met het

vormen van PFAS-radicalen resulterend in een defluoreringsreactie tussen perfluoralkyl radicaal en hydroxylradicaal (Ateia et al., 2019). Met behulp van een lage stroomdichtheid en hoge PFBS-concentratie (>150 mg/L), werd er een verwijderingsefficiëntie van >90% bereikt met een Si/BDD-elektrode binnen 60 min. Er werd vastgesteld dat de effectiviteit van elektrochemische oxidatie van PFAS afneemt naarmate de ketenlengte afneemt (bijv. de verwijderingsefficiëntie nam af van 98% voor PFHpA tot 32% voor PFBA na 1,5 uur bij een beginconcentratie van 100 mg/L). Deze afname van de verwijderingsefficiëntie van PFAS met een korte keten kan worden toegeschreven aan het feit dat elektrochemische afbraak van de naast elkaar bestaande PFAS met lange keten leidde tot de vorming van PFAS met een kortere keten. Het genereren van OH-radicalen hangt af van elektrodepotentiaal. Stroomdichtheid, pH, plaatafstand, elektrolyt en de beginconcentratie zijn de meest beïnvloedende factoren op elektrochemische oxidatie technieken. Deze factoren dragen ook direct bij aan de levensduur van elektroden en de massaoverdrachtssnelheid van PFAS op de elektroden (Ateia et al., 2019).

Van alle geavanceerde oxidatieprocessen (AOP's) heeft elektrochemische oxidatie de voordelen van een sterke oxidatie en een relatief laag energieverbruik met een hogere verwijderingsefficiëntie voor korte keten PFAS (Ateia et al., 2019). Over het algemeen worden verwijderingsrendementen van verschillende PFAS (incl. PFHxA) bereikt van 76,6 - 99,7% (Arcadis, 2021) en 92,1% en 99,9% voor PFOA en PFOS (Sharma et al., 2022). Een complete mineralisatie tot onder de rapportagegrens van 0,1 µg/l zou mogelijk zijn voor C4 tot C8 PFAS (Iery, 2019). Volgens Arcadis is hiervoor een behandelingstijd van 1,5 tot 10 uur nodig (Arcadis, 2021). Het energieverbruik ligt volgens het rapport van Arcadis (2021) tussen 15 - 256 kWh/m³, en Sharma et al. (2022) rapporteert een energieverbruik van 5 – 132 kWh/m³.

Een aandachtspunt is naar welke eindproducten de PFAS gemineraliseerd worden en de mate waarin de destructie volledig optreedt bij commercieel beschikbare toepassing van de techniek (OVAM, 2021). De technologie heeft als voordeel het kunnen opereren bij omgevingstemperatuur en -druk. Elektrochemische oxidatie is beperkt door diffusie en de vertraagde afbraak bij afnemende PFAS concentraties. Hiervoor zijn innovatieve elektrode- en reactorontwerpen nodig om schaalvergroting mogelijk te maken. Andere problemen hebben betrekking op de opbouw van mineralen op de anode, mogelijke vorming van perchloraat en andere anorganische bijproducten, en de vorming van vluchtige bijproducten die behandeld moeten worden. Ten slotte wordt de opschaling van deze techniek belemmert door het hoog energieverbruik en de hoge initiële investeringskosten om BDD elektrochemische cellen op grote schaal te produceren (Yadav et al., 2022).

7.1.9 CHEMISCHE REDUCTIE

ALGEMENE BESCHRIJVING

De partiële of volledige reductie van pollutanten door toevoeging van reductantia eventueel in combinatie met specifieke activatiemethoden zoals ultrasone geluidsgolven, UV-straling, microgolven en eBeam. In geavanceerde reductie processen (ARP's) worden hierdoor hoog reactieve componenten zoals waterstofradicalen en gehydrateerde elektronen (e^-_{aq}) geproduceerd die pollutanten kunnen afbreken of mineraliseren tot minder toxische componenten (ITRC; 2020; Yadav et al., 2022). Deze techniek wordt voornamelijk onderzocht voor de reductieve afbraak van pollutanten in grondwater (ITRC, 2020). Waterstofradicalen en gehydrateerde elektronen zijn sterke reductantia die gemakkelijk reageren met gehalogeneerde componenten (ITRC, 2020).

STAND VAN DE TECHNIEK

Afbraak van PFAS via reductieve dehalogenering is reeds waargenomen met behulp van verschillende reductantia zoals natriumdithioniet, zerovalent ijzer (ZVI), ijzerionen, sulfide, sulfiet en jodium (ITRC; Yadav et al., 2022). Hoewel de aanwezigheid van sterk elektronegatieve fluoratomen het mineralisatieproces vertraagt. Deze techniek wordt op het moment van schrijven voornamelijk op laboschaal onderzocht (TRL 5).

De hoogste verwijderingsefficiëntie van PFAS werd waargenomen bij de geavanceerde reductie door UV-activatie van sulfiet. Deze combinatie van activatie en reductans zorgt voor de vorming van gehydrateerde elektronen (Yadav et al., 2022). De geproduceerde gehydrateerde elektronen zorgen voor de splitsing van de C-F binding naast de functionele groep ter vorming van fluoride ionen in tegenstelling tot de geavanceerde oxidatieprocessen die zorgen voor de afbraak van de C-C of C-S binding van de functionele groep (ITRC, 2020; Yadav et al., 2022). Recent onderzoek naar de afbraak van HFPO-DA via het UV/sulfiet toonde een snelle degradatie en snelle defluorering aan tot stabiel trifluorazijnzuur (TFA) en pentafluorpropionzuur (PFA) in een behandelingstijd van twee uur. Voor 6:2 FTS werd volledige mineralisatie waargenomen door toepassing van het UV/sulfiet systeem in een behandelingstijd van 1 uur (Verma et al., 2021). De afbraak van PFAS via het UV/sulfiet systeem wordt beïnvloed door pH, de dosering van sulfiet, opgeloste organische componenten (waaronder specifiek humuszuren en nitraat) en temperatuur (Cui et al., 2020).

ZVI is echter minder effectief in het afbreken van PFAS en vereist mogelijk een combinatie met andere behandelingsbenaderingen en/of extreme reactieomstandigheden (Li et al., 2020). De ontbinding van PFOS en andere PFSA's met een kortere keten (C2-C6) in zuiver subkritisch water met behulp van verschillende nulwaardige metalen zoals aluminium, koper, zink en ijzer als reductantia met enige reactiviteit werd bestudeerd. Uit dit onderzoek werden vooral goede resultaten gehaald bij de toevoeging van ZVI bij 350 °C wat zorgde voor een verhoogde mineralisatie van PFOS (93-372 µg/l) in zes uur. Gelijkaardige resultaten werden bereikt voor PFHxS, na toevoeging van ZVI (Verma et al., 2021). Verder onderzoek is nodig naar het potentieel van nano-ZVI door zijn verhoogde reactiviteit in de afbraak van PFAS (ITRC, 2020).

Over het algemeen hebben chemische reductie processen potentieel om PFAS af te breken, zeker voor PFOS en PFOA. Desalniettemin is verder onderzoek nodig naar de methode en condities om hoge verwijderingsefficiënties van PFAS te bekomen (ITRC, 2020; Yadav et al., 2020). Daarnaast kan de efficiëntie van PFAS afbraak door geavanceerde reductie sterk beïnvloed worden door de aanwezigheid van elektronvangers zoals zuurstof, nitraat en chlorides in de matrix van het te behandelen water (Yadav et al., 2022). Het effect van deze componenten in de matrix op de verwijderingsefficiëntie van PFAS moet verder onderzocht worden. De vereiste hoge temperatuur, hoge druk, hoog energieverbruik en/of hoge complexiteit van het systeem, uitvoering en onderhoud zorgen bijkomend voor limitaties bij opschaling van deze techniek (Li et al., 2020). Ten slotte is het op het moment van schrijven nog onduidelijk welke ongewenste (fluorhoudende) degradatieproducten gevormd worden in deze processen (Cui et al., 2020).

7.1.10 MICRO-ORGANISME GEBASEERDE BIOREMEDIATIE/DEGRADATIE

ALGEMENE BESCHRIJVING

De microbiologische afbraak of biotransformatie van organische polluenten door toepassing van specifieke micro-organismen zoals bacteriën en schimmels (Zhang et al., 2022).

STAND VAN DE TECHNIEK

Voor verschillende bacteriën is waargenomen dat ze specifieke PFAS onder zowel aerobe als anaerobe omstandigheden kunnen afbreken, hoewel aerobe biotransformatie vaker is gemeld. Bacteriële afbraak van de precursoren van geperfluoreerde verbindingen of fluortelomeerverbindingen (bv 6:2 FTS) werd reeds in eerder onderzoek gerapporteerd, aangezien deze type PFAS eenvoudiger te transformeren zijn in tegenstelling tot andere (bijv. PFOA en PFOS) die sterk resistent zijn tegen biotransformatie. Op het moment van schrijven wordt het potentieel van microbiële afbraak van PFAS op laboschaal onderzocht (TRL 3 – 4). De verwijderingsefficiëntie voor de biotransformatie van 6:2 FTSA in aërobe sedimenten bereikte ±80% volgens de kwantificering van de belangrijkste bijproducten (PFPeA 21%, PFHxA 20%, 5:3 zuur 16%, 6:2 FTCA 12%, 6:2 FTOH 2,5%, en het vluchtige 5:2 sFTOH en 5:2 keton bij 8 %) v. Dit toont aan dat de afbraak van PFAS door micro-organismen resulteert in PFAS bijproducten met kortere ketens. Verder onderzoek is nodig om aan te tonen of volledige mineralisatie mogelijk is of de omzetting van

PFAS naar minder schadelijke bijproducten mogelijk is (Zhang et al., 2022). Slechts een beperkt aantal studies hebben het potentieel van schimmels voor de afbraak van PFAS onderzocht. Enkele studies hebben de afbraak van 6:2 FTOH onderzocht voor verschillende schimmelsoorten waarbij groot aantal dagen (14 – 28 dagen) nodig waren om een beperkte hoeveelheid (6% - 50%) af te breken tot verschillende kortere keten PFAS bijproducten (Zhang et al., 2022). Zhang et al. (2022) geeft verder een overzicht van recente studies op de microbiële afbraak/transformatie van verschillende PFAS. Over het algemeen wordt een grote spreiding op de verwijderingsefficiëntie waargenomen van geen afbraak tot bijna volledige afbraak. De belangrijkste parameters die deze afbraak beïnvloeden zijn het soort micro-organisme of welke gemeenschap gebruikt wordt voor de afbraak, de aanwezigheid van specifieke substraten die dienst kunnen doen als koolstofbron, aanwezigheid van interfererende chemische componenten en de specifieke condities waaronder de afbraak plaatsvindt zoals pH, temperatuur en zuurstofgehalte (Zhang et al., 2022).

Tot op het moment van schrijven is er nog geen bevestiging over het mechanisme waarmee PFAS worden afgebroken door micro-organismen. Verder onderzoek is nodig om te bepalen welke afbraakmechanismen plaatsvinden bij de biotransformatie en microbiële gebaseerde afbraak van PFAS, en welke (PFAS) bijproducten hierbij worden gevormd. Doordat in de meeste gevallen biotransformatie plaatsvindt in plaats van volledige mineralisatie, moet verder onderzocht worden of de combinatie van microbiële transformatie met andere waterbehandelingstechnieken kan leiden tot een meer efficiënte afbraak van PFAS.

7.1.11 SONOCHEMISCHE DEGRADATIE

ALGEMENE BESCHRIJVING

Bij toepassing van een ultrasoon veld met relatief lage of hoge frequentie (20 kHz tot 1 MHz) zorgen ultrasonische golven voor het ontstaan van cavitatie in gevormde belletjes dat vervolgens zorgt voor de afbraak van pollutanten. De afbraak wordt gerealiseerd door hoge temperatuur aan het beloppervlak, hoge damp temperatuur en door reactie met vrije hydroxylradicalen die tijdens dit proces gevormd worden (Yadav et al., 2022).

STAND VAN DE TECHNIEK

Op het moment van schrijven wordt deze techniek voornamelijk op laboschaal verder onderzocht (TRL 4 – 5) en zijn er geen cases waargenomen in Vlaanderen. In 2005 werden de eerste studies uitgevoerd over de sonochemische degradatie van PFOS and PFOA onder lucht en stikstof atmosfeer. Er werd gemeld dat de PFAS uiteenviel bij blootstelling aan ultrasonische golven bij 20°C/ 3 W/cm² vanwege de pyrolyse reacties op het damp-water grensvlak van de cavitatiebellen. Met een PFOS-concentratie van 10 mg/L bleek na 1 uur een afbraak van 28% onder luchtatmosfeer te zijn bereikt, waarbij PFOA als tussenproduct werd geproduceerd. Mogelijks kan de aanwezigheid van humuszuren en anorganische verbindingen zoals bicarbonaat en sulfaat de prestatie van de sonochemische degradatie van PFOA en PFOS doen verminderen. Verder werd gesuggereerd dat de adsorptie van PFOA en PFOS aan organisch materiaal en ijzeroxiden in het grondwater hun concentraties aan het damp-watergrensvlak zou kunnen verlagen, wat kan resulteren in een verminderde afbraakefficiëntie. Over het algemeen worden er resultaten van 73% degradatie van de initiële hoeveelheid PFOS bereikt die sonolytisch worden afgebroken, na 2 uur. De optimalisatie van de operationele parameters van dit systeem, zoals vermogen, frequentie, temperatuur, initiële PFAS concentratie en oplossingschemie zijn bepalend bij de opschaling van sonochemische degradatie (Yadav et al., 2022). Een hoge concentratie aan zouten en hoge concentratie PFAS bevordert de afbraaksnelheid (Meegoda et al., 2020). Dit is een veelbelovende eigenschap voor deze behandeling, aangezien het een perfecte techniek is voor de behandeling van geconcentreerde PFAS-houdende afvalstromen. Om het energieverbruik te verminderen en het een meer toepasbare behandelingsoptie te maken voor het bereiken van hoge PFAS afbraakefficiënties, is er nood aan de combinatie met andere behandelingsprocessen (Yadav et al., 2022). Deze technologie

wordt momenteel geassocieerd met een hoog energieverbruik tussen 100 – 300 kWh/m³ (Riegel et al., 2020).

7.1.12 HIGH-ENERGY ELECTRON BEAM (E-BEAM)

ALGEMENE BESCHRIJVING

Het degraderen van pollutanten gebeurt in deze techniek door het produceren van ioniserende straling zonder het gebruik van radioactieve isotopen. Door middel van elektronversnellers worden grote hoeveelheden hoog-energetische elektronen op basis van elektriciteit gegenereerd die op hun beurt verschillende hoog reactieve componenten vormen zoals waterstofradicalen, gehydrateerde elektronen en hydroxylradicalen (ITRC, 2020).

STAND VAN DE TECHNIEK

Hoogenergetische elektronenbundel (e-beam) wordt sinds de jaren zestig gebruikt in waterbehandelingstoepassingen om veel giftige verontreinigingen en biologisch gevaarlijke verontreinigende stoffen af te breken. Het vereist geen reductiemiddelen in vergelijking met ARP technieken. Het primaire mechanisme voor PFAS-vernietiging via e-beam-technologie wordt voorgesteld als de aanval van het positieve dipooluiteinde van de C-F-binding door waterige elektronen (Tow et al., 2021). De verwijderingsefficiëntie is grotendeels afhankelijk van de grootte van de straling van de e-beam.

Op het moment van schrijven bevindt deze techniek in de fase van labotesten, TRL 4. Momenteel wordt opschaling belemmerd door een te hoog energieverbruik en het onvermogen om hoge debieten te behandelen (Londhe et al., 2021). Verder onderzoek is ook nodig om het behandelingspotentieel van deze technologie voor PFAS-afbraak en korte keten PFAS-afbraak te begrijpen (Yadav et al., 2022). Het onderzoek van Laselle et al. (2021) toont aan dat PFAS, vooral PFOA en PFOS, wel kunnen degraderen in grondwater en bodem bij zeer hoge doses eBeam, met de beste resultaten waargenomen bij de maximale geteste dosis van 2000 kGy. Zelfs met deze ongewoon verhoogde eBeam-dosis, blijkt de eBeam-behandeling aanzienlijk kosteneffectiever te zijn dan de huidige thermische degradatietechnologieën.

7.1.13 FOTOLYSE

ALGEMENE BESCHRIJVING

Het gebruik van licht (UV-straling) voor de directe afbraak van pollutanten of indirecte afbraak door de bijkomende toevoeging van chemicaliën (ITRC, 2020; Yadav et al., 2022).

STAND VAN DE TECHNIEK

De UV-straling zorgt voor het verbreken van de chemische C-F-binding in PFAS en heeft zijn doeltreffendheid bij de afbraak van PFOA aangetoond. Deze techniek wordt op het moment van schrijven op laboschaal onderzocht (TRL 3 – 4). De sterkte van de C-F-binding resulteert in de lage afbraakefficiëntie voor PFAS-verwijdering via fotolyse; studies hebben echter aangetoond dat PFOA effectief kan worden afgebroken door vacuüm UV-licht (VUV). Vanwege hun specifieke moleculaire oriëntatie kunnen PFAS geen licht absorberen bij golflengten groter dan 220 nm; studies hebben echter een sterkere lichtabsorptie gevonden voor PFOA bij golflengten van minder dan 200 nm (Yadav et al., 2022). Fotolyse kan voor kortere keten PFAS een hogere reactie-energie vereisen. Directe fotolyse degradeerde bijvoorbeeld met 16,3% PFBA en 24,3% PFPeA onder identieke fotolyse-omstandigheden (Li et al., 2020). UV-lichtbronnen met een golflengte < 220 nm komen iets minder vaak voor dan hun UV-A- of B-tegenhangers. Ze hebben over het algemeen een kortere levensduur, vereisen meer gespecialiseerde apparatuur en veiligheidsmaatregelen, en als zodanig zijn de bijbehorende kosten hoger. Desalniettemin zijn er belangrijke resultaten te vinden in specifieke studies waar ze als controle-

experimenten gebruikt worden in fotokatalyse experimenten (Leonello et al., 2021). De energiebehoefte voor directe fotolyse om 50% afbraak van PFOA te bereiken wordt ingeschat op 28 kWh/m³ (Riegel et al., 2020). Onder andere Leonello et al., 2021, concludeert dat deze techniek mogelijk niet efficiënt genoeg is om uit te groeien tot een reële toepassing voor de afbraak van PFAS vanwege de lage verwijderingsefficiënties van PFAS die waargenomen zijn in wetenschappelijk onderzoek. Recent onderzoek door Chen et al. (2022) heeft aangetoond dat het gebruik van waterstofgepolariseerde VUV/H₂-systemen kunnen zorgen voor een verbeterde afbraak van PFAS door de verhoogde productie van gehydrateerde elektronen. Bovendien kon een versnelde afbraak waargenomen worden in de aanwezigheid van chlorides en sulfaten. Met dit nieuwe systeem zou de energiebehoefte significant minder zijn (11 kWh/m³ per orde van destructie) in vergelijking met klassieke fotolysesystemen (Chen et al., 2022).

LITERATUURLIJST

Ahmed, M.B., Alam, M.M., Zhou, J.L., Xu, B., Johir, M.A.H., Karmakar, A.K., Rahman, M.S., Hossen, J., Hasan, A.T.M.K. & Moni, M.A. (2020). Advanced treatment technologies efficacies and mechanism of per- and poly-fluoroalkyl substances removal from water. *Process Safety and Environmental Protection*, 136, 1-14. DOI: 10.1016/j.psep.2020.01.005

Adlunger, K., Anke, J.M., Bachem, G., ... & Wischer, R. (2021). Reducing the input of chemicals into waters: trifluoroacetate (TFA) as a persistent and mobile substance with many sources. *Umwelt Bundesamt. Geraadpleegd op 08/08/2023.* https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/hgp_reducing_the_input_of_chemicals_into_waters.pdf

Appleman, T.D., Higgins, C.P., Quiñones, O., Vanderford, B.J., Kolstad, C., Zeigler-Holady, J.C., & Dickenson, E.R. (2014). Treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in U.S. full-scale water treatment systems. *Water Research*, 51, 246–255. DOI: 10.1016/j.watres.2013.10.067

Arcadis (2021). PFAS: lozingsnormen - Waterzuiveringstechnieken - Bemonstering en analyse somparameter. Webinar Essenscia.

Ateia, M., Maroli, A., Tharayil, N. & Karanfil, T. (2019). The overlooked short- and ultrashort-chain poly- and perfluorinated substances: A review. *Chemosphere*, 220, 866-882. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.186

AWWA (American Water Works Association). (2020). Drinking water treatment for PFAS selection guide. Geraadpleegd op 26/10/2022. <https://engage.awwa.org/PersonifyEbusiness/Store/Product-Details/productId/87142604>

Baghirzade, B.S., Zhang, Y., Reuther, J.F., Saleh, N.B., Venkatesan, A.K., & Apul, O.G. (2021). Thermal Regeneration of Spent Granular Activated Carbon Presents an Opportunity to Break the Forever PFAS Cycle. *Environmental Science & Technology*, 55, 5608-5619. DOI: 10.1021/acs.est.0c08224

Bakker, J., Bokkers, B., & Broekman, M. (2021). Per- and polyfluorinated substances in waste incinerator flue gasses. RI.V.M. report 2021-0143. DOI: 10.21945/RIVM-2021-0143

Barzen-Hanson, K.A., S.C. Roberts, S. Choyke, K. Oetjen, A. McAlees, N. Ridell, R. McCrindle, P.L. Ferguson, C.P. Higgins, & J.A. Field (2017). Discovery of 40 classes of per- and polyfluoroalkyl substances in historical aqueous film-forming foams (AFFFs) and AFFF-impacted groundwater. *Environmental Science and Technology*, 51, 2047-2057. DOI: 10.1021/acs.est.6b05843

Berg, C., Crone, B., Gullett, B., ... & Whitehill, A. (2021). Developing innovative treatment technologies for PFAS-containing wastes. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 72, 540-555. DOI: 10.1080/10962247.2021.2000903

Berksen A., & Baltussen, J. (2021). PFAS in influent, effluent en zuiveringsslib resultaten van een meetcampagne op acht RWZI's. STOWA, rapport 2021-46. ISBN: 978.90.5773.960.6

Björnsdotter, M.K., Yeung, L.W.Y., Kärrman, A., Jogsten, I.E. (2019). Ultra-Short-Chain Perfluoroalkyl Acids Including Trifluoromethane Sulfonic Acid in Water Connected to Known and Suspected Point Sources in Sweden. *Environmental Science & Technology*. DOI: 10.1021/acs.est.9b02211

Boyer, T.H., Fang, Y., Ellis, A., Dietz, R., Choi, Y.J., Schaefer, C. E., Higgins, C.P., & Strathmann, T.J. (2021a). Anion exchange resin removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from impacted water: A critical review. *Water Research*. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117244

Boyer, T.H., Ellis, A., Fang, Y., Schaefer, C.E., Higgins, C.P., & Strathmann, T.J. (2021b). Life cycle environmental impacts of regeneration options for anion exchange resin remediation of PFAS impacted water. *Water Research*, 207, 117798. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117798

Brzozowski, C. (2022). Yorba Linda Water District - California plant addresses PFAS with ion exchange treatment. *Water & Wastes Digest*. Geraadpleegd op 28/09/2022. <https://www.wwdmag.com/editorial-topical/plant-profile/article/21004645/yorba-linda-water-district>

Buck, R.C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J.M., Cousins, I.T., de Voogt, P., Jensen, A.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, 513-541. DOI: 10.1002/ieam.258

Buckley, T., Xu, X., Rudolph, V., Firouzi, M., & Shukla, P. (2022). Review of foam fractionation as a water treatment technology. *Separation Science and Technology*, 57, 929-958. DOI: 10.1080/01496395.2021.1946698

Burns, D.J., Stevenson, P., & Murphy, P.J.C. (2021). PFAS removal from groundwaters using Surface-Active Foam Fractionation. *Remediation*, 31, 19-33. DOI: 10.1002/rem.21694

Chemviron. (2023). Reactivation of activated carbon for PER- and Polyfluoroalkyl substances (PFAS) removal. Geraadpleegd op 09/08/2023. <https://www.chemviron.eu/applications/clean-water/reactivation-pfas/>

Chen, G., Liu, S., Shi, Q., Gan, J., Jin, B., Men, Y., & Liu, H. (2022). Hydrogen-polarized vacuum ultraviolet photolysis system for enhanced destruction of perfluoroalkyl substances. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 3, 100072. DOI: 10.1016/j.hazl.2022.100072

Cousins, I.T., Johansson, J.H., Salter, M.E., Sha, B., Scheringer, M. (2020). Are Fluoropolymers Really of Low Concern for Human and Environmental Health and Separate from Other PFAS? *Environmental Science & Technology*. DOI: 10.1021/acs.est.2c02765

Cornelsen, M., Weber, R., & Panglisch, S. (2021). Minimizing the environmental impact of PFAS by using specialized coagulants for the treatment of PFAS polluted waters and for the decontamination of firefighting equipment. *Emerging Contaminants*, 7, 63-76. DOI: 10.1016/j.emcon.2021.02.001

Crone, B.C., Speth, T.F., Wahman, D.G., ... & Pressman, J.G. (2019). Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in source water and their treatment in drinking water. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49, 2359-2396. DOI: 10.1080/10643389.2019.1614848

Cui, J., Gao, P., & Deng, Y. (2020). Destruction of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) with Advanced Reduction Processes (ARPs): A Critical Review. *Environmental Science & Technology*, 54, 3752-3766. DOI: 10.1021/acs.est.9b05565

Darlington, R., Barth, E., & McKernan, J., 2019. The Challenges of PFAS Remediation. U.S. Environmental Protection Agency, pp. 1-4. PubMed: 27752509.

Derden, A., Goelen, T., & Janssens, G. (2023). Inventariseren van technieken voor de behandeling en valorisatie van concentraatstromen. VITO. <https://emis.vito.be/nl/node/99593>

DiStefano, R., Feliciano, T., Mimna, R.A., Reddin, A.M., & Matthis, J. (2022). Thermal destruction of PFAS during full-scale reactivation of PFAS-laden granular activated carbon. *Remediation*. DOI: 10.1002/rem.21735

Dixit, F., Dutta, R., Barbeau, B., Berube, P., & Mohseni, M. (2021). PFAS removal by ion exchange resins: A review. *Chemosphere*, 272, 129777. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.129777

Dupont. (2020). Technical guidance for removal of PFAS using ion exchange resins. Geraadpleegd op 28/09/2022.

<https://www.dupont.com/content/dam/dupont/amer/us/en/corporate/PFAS/Guide%20for%20PFAS%20Removal%20Using%20Ion%20Exchange%20ResinsFIN.pdf>

ECHA. (2022a). REACH begrijpen. Geraadpleegd op 20/07/2022. <https://echa.europa.eu/nl/regulations/reach/understanding-reach>

ECHA. (2022b). Perfluoralkyl bevattende chemische stoffen (PFAS). Geraadpleegd op 18/05/2022. <https://echa.europa.eu/nl/hot-topics/perfluoroalkyl-chemicals-pfas>

EMIS. (2022a). Compendium voor de monsterneming, meting en analyse van water (WAC). Geraadpleegd op 20/07/2022. <https://emis.vito.be/nl/node/272>

EMIS. (2022b). Referentielaboratorium milieuanalyses en -metingen. Geraadpleegd op 20/07/2022. <https://emis.vito.be/nl/node/24964>

Emery, I., Kempisty, D., Fain, B., & Mbonimpa, E. (2019). Evaluation of treatment options for well water contaminated with perfluorinated alkyl substances using life cycle assessment. *The international journal of life cycle assessment*, 24, 117-128. DOI: 10.1007/s11367-018-1499-8

EPA. (2020). Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS): Incineration to Manage PFAS Waste Streams. Geraadpleegd op 10/11/2022. https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-09/documents/technical_brief_pfas_incineration_ioaa_approved_final_july_2019.pdf

Franke, V., McCleaf, P., Lindegren, K., & Ahrens, L. (2019). Efficient removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: nanofiltration combined with active carbon or anion exchange. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 5, 1836–1843. DOI: 10.1039/c9ew00286c

Gagliano, E., Sgroi, M., Falciglia, P.P., Vagliasindi, F.G.A., & Roccaro, P. (2020). Removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) from water by adsorption: Role of PFAS chainlength, effect of organic matter and challenges in adsorbent regeneration. *Water Research*, 171, 115381. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115381.

Garg, S., Wang, J., Kumar, P., Mishra, V., Arafat, H., Sharma, R.S., & Dumée, L.F. (2021). Remediation of water from per-/poly-fluoroalkyl substances (PFAS) – Challenges and perspectives. *Journal of Environmental Management*, 9, 105784. DOI: 10.1016/j.jece.2021.105784

Giesy J.P., Kannan, K. (2001). Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environmental Science & Technology*. DOI: 10.1021/es001834k

- Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I.T., DeWitt, J.C., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Ng, C.A., Trier, X., & Wang, Z. (2020). An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22, 2345-2373. DOI: 10.1039/d0em00291g
- Hammel, E., Webster, T.F., Gurney, R., Heiger-Bernays, W. (2022). Implications of PFAS definitions using fluorinated pharmaceuticals. *iScience*. DOI: 10.1016/j.isci.2022.104020
- Held, T., & Reinhard, M. (2020). Remediation management for local and wide-spread PFAS contamination. Arcadis, on behalf of the German Environment Agency, Report No. FB000332/ENG. Geraadpleegd op 5/12/2022. <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/remediation-management-for-local-wide-spread-pfas>
- Hofman, J., & Berghmans, P. (2021). Literatuurstudie verbranding PFAS. VITO - studie in opdracht van OVAM.
- Hofman, J., Berghmans, P., Otten, G. (2022). Literatuurstudie PFAS: Bronnen, Meetmethoden & Thermische Destructie. VITO - studie in opdracht van Departement Omgeving.
- Inyang, M., & Dickenson, E.R. (2017). The use of carbon adsorbents for the removal of perfluoroalkyl acids from potable reuse systems. *Chemosphere*, 184, 168-175. DOI:10.1016/j.chemosphere.2017.05.161
- ITRC (2020). PFAS Technical and Regulatory Guidance Document and Fact Sheets PFAS-1. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, PFAS Team. Geraadpleegd op 20/07/2022. <https://pfas-1.itrcweb.org/>
- Jiang, L., Wang, S., Chen, W., Lin, J., Yu, X., Feng, M., & Wan, K. (2022). Removal of Per- and Polyfluoroalkyl Substances by Electron Beam and Plasma Irradiation: A Mini-Review. *Water*, 14, 1984. DOI: 10.3390/w14111684
- Kempisty, D.M., Arevalo, E., Spinelli, A.M., ... & Knappe, D.R.U. (2022). Granular activated carbon adsorption of perfluoroalkyl acids from ground and surface water. *AWWA Water Science*, e1269. DOI: 10.1002/aws2.1269
- Khan, M.J., Jovicic, V., Zbogar-Rasic, A., Poser, A., Freichels, K., & Delgado, A. (2022). Effectiveness of Non-Thermal Plasma Induced Degradation of Per- and Polyfluoroalkyl Substances from Water. *Water*, 14, 1408. DOI: 10.3390/w14091408
- Kissa, E. (2001). *Fluorinated Surfactants and Repellents*, 2nd Ed. Dekker, New York.
- Krause, M.J., Thoma, E., Sahle-Damesessie, E., Crone, B., Whitehill, A., Shields, E., & Gullett, B. (2022). Supercritical Water Oxidation as an Innovative Technology for PFAS Destruction. *Journal of Environmental Engineering*, 148. 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, 757-764. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.08.016
- Lassalle, J., Gao, R., Rodi, R., ... & Pillai, S.D. (2021). Degradation of PFOS and PFOA in soil and groundwater samples by high dose Electron Beam Technology. *Radiation Physics and Chemistry*, 189, 109705. DOI: 10.1016/j.radphyschem.2021.109705

- Lee, T., Speth, T.F., & Nadagouda, M. N. (2022). High-pressure membrane filtration processes for separation of Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Chemical Engineering Journal*, 431, 134023. DOI: 10.1016/j.cej.2021.134023
- Lenka, S.P., Kah, M., & Padhye, L.P. (2021). A review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants. *Water Research*, 199, 117187. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117187
- Leonello, D., Fendrich, M.A., Parrino, F., Patel, N., Orlandi, M., & Miotello, A. (2021). Light-induced advanced oxidation processes as PFAS remediation methods: A review. *Applied Sciences*, 11, 8458. DOI: 10.3390/app11188458
- Leung, S.C.E., Shukla, P., Chen, D., Eftekhari, E., An, H., Zare, F., Ghasemi, N., Zhang, D., Nguyen, N.T., & Li, Q. (2022). Emerging technologies for PFOS/PFOA degradation and removal: A review. *Science of The Total Environment*, 827, 153669. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153669
- Li, F., Duan, J., Tian, S., Ji, H., Zhu, Y., Wei, Z., & Zhao, D. (2020). Short-chain per- and polyfluoroalkyl substances in aquatic systems: Occurrence, impacts and treatment. *Chemical Engineering Journal*, 380, 122506. DOI: 10.1016/j.cej.2019.122506
- Li, J., Pinkard, B. R., Wang, S. & Novosselov, I.V. (2022). Review: Hydrothermal treatment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Chemosphere*, 307, 135888. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.135888
- Liang, S., Mora, R. Huang, Q., Casson, R., Wang, Y., Woodard, S, & Anderson, H. (2022). Field demonstration of coupling ion-exchange resin with electrochemical oxidation for enhanced treatment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in groundwater. *Chemical Engineering Journal Advances*, 9, 100216. DOI: 10.1016/j.cej.2021.100216
- Liu, Y., Li, T., Bao, J., Hu, X., Zhao, X., Shao, L., Li, C., & Lu, M. (2022a). A review of treatment techniques for short-chain perfluoroalkyl substances. *Applied Sciences*, 12, 1941. DOI: 10.3390/app12041941
- Liu, C., Zhao, X., Faria, A.F., Deliz Quiñones, K.Y., Zhang, C., He, Q., Ma, J., Shen, Y., & Zhi, Y. (2022b). 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. DOI: 10.1016/j.seppur.2022.122161
- Lin, H., Wang, Y., Niu, J., Yue, Z., & Huang, Q. (2015). Efficient sorption and removal of perfluoroalkyl acids (PFAAs) from aqueous solution by metal hydroxides generated in situ by electrocoagulation. *Environmental Science and Technology*, 49, 10562–10569. DOI: 10.1021/acs.est.5b02092
- Lohmann, R. Cousins, I.T., DeWitt, J.C., ... & Wang, Z. (2020). Are Fluoropolymers Really of Low Concern for Human and Environmental Health and Separate from Other PFAS? *Environmental Science & Technology*, 54, 12820 – 12828. DOI: 10.1021/acs.est.0c03244
- Londhe, K., Lee, C., Zhang, Y., Grdanowska, S., Kroc, R., Cooper, C.A., & Venkatesan, A.K. (2021). Energy Evaluation of Electron Beam Treatment of Perfluoroalkyl Substances in Water: A Critical Review. *ACS ES&T Engineering*, 1, 827-841. DOI: 10.1021/acsestengg.0c00222

Longendyke, G.K., Katel, S., & Wang, Y. (2022). PFAS fate and destruction mechanisms during thermal treatment: a comprehensive review. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 24, 196–208. DOI: 10.1039/d1em00465d

Lu, D. Sha, S., Luo, J., Huang, Z., & Jackie, X.Z. (2020). Treatment train approaches for the remediation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 386, 121963. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121963

Maga, D., Aryan, V., & Bruzzano, S. (2021). Environmental assessment of various end-of-life pathways for treating per- and polyfluoroalkyl substances in spent fire-extinguishing waters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40, 947–957. DOI: 10.1002/etc.4803

Mastropietro, T.F., Bruno, R., Pardo, E., & Armentano, D. Reverse osmosis and nanofiltration membranes for highly efficient PFASs, removal: Overview, challenges and future perspectives. *Dalton Transactions*, 50, 5398–5410. DOI: 10.1039/D1DT00360G

McDonough, J.T., Kirby, J., Bellona, C., Quinnan, J.A., Welty, N., Follin, J. & Liberty, K. (2022). Validation of supercritical water oxidation to destroy perfluoroalkyl acids. *Remediation*, 32, 75-90. DOI: 10.1002/rem.21711

Meegoda, J.N., Kewalramani, J.A., Li, B., & Marsh, R.W. (2020). A Review of the Applications, Environmental Release, and Remediation Technologies of Per- and Polyfluoroalkyl Substances. *Environmental Reserach and Public Health*, 17, 8117. DOI: 10.3390/ijerph17218117

Militao, I.M., Roddick, F.A., Bergamasco, R., & Fan., L. (2021). Removing PFAS from aquatic systems using natural and renewable material-based adsorbents: A review *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9, 105271. DOI: 10.1016/j.jece.2021.105271

Mukhopadhyay, R., Sarkar, B., Palansooriya, K.N., Dar, J.Y., Bolan, N.S., Parikh, S.J., Sonne, C. & Ok, Y.S. (2021). Natural and engineered clays and clay minerals for the removal of poly- and perfluoroalkyl substances from water: State-of-the-art and future perspectives. *Advances in Colloid and Interface Science*, 297, 102537. DOI: 10.1016/j.cis.2021.102537

Nau-Hix, C., Multari, N., Singh, R.K., Richardson, S., Kulkarni, P., Anderson, R.H., Holsen, T.M., & Mededovic Thagard, S. (2021). Field Demonstration of a Pilot-Scale Plasma Reactor for the Rapid Removal of Poly- and Perfluoroalkyl Substances in Groundwater. *ACS ES&T Water*, 1, 680–687. DOI: 10.1021/acsestwater.0c00170

Neuwald, I.J., Hübner, D., Wiegand, H.L., Valkov, V., Borchers, U., Nödler, K., Scheurer, M., Hale, S.E., Arp, H.P.H., Zahn, D. (2022). Ultra-Short-Chain PFASs in the Sources of German Drinking Water: Prevalent, Overlooked, Difficult to Remove, and Unregulated. *Environmental Science & Technology*. DOI: 10.1021/acs.est.1c07949

Nienhauser, A.B., Ersan, M.S., Lin, Z., Perreault, F., Westerhoff, P., & Garcia-Segura, S. (2022). Boron-doped diamond electrodes degrade short- and long-chain per- and polyfluorinated alkyl substances in real industrial wastewaters. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10, 107192. DOI: 10.1016/j.jece.2022.107192

Nzeribe, N., Crimi, M., Thagard, S.M., & Holsen, T.M. (2019). Physico-chemical processes for the treatment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A review blossom. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49, 866-915. DOI: 10.1080/10643389.2018.1542916

O'Connor, J., Bolan, N.S., Kumar, M., Nitai, A.S., Ahmed, M.B., Bolan, S.S., Vithanage, M., Rinklebe, J., Mukhopadhyay, R., Srivastava, P., Sarkar, B., Bhatnagar, A., Wang, H., Siddique, K.H., & Kirkham, M. (2022, augustus). Distribution, transformation and remediation of poly- and per-fluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater sources. *Process Safety and Environmental Protection*, 164, 91–108. DOI: 10.1016/j.psep.2022.06.002

Oeko Tex®. (2023). Standard Oeko – Tex® STeP. Geraadpleegd op 03/03/2023. https://www.oeko-tex.com/importedmedia/downloadfiles/StepStandard_01.2023_en_de.pdf

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (2015).

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (2018). Toward a new comprehensive global database of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs): report no.14/20 87 Summery report on updating the OECD 2007 list of per- and polyfluoroalkylsubstances (PFASs), Series on Risk Management No. 39

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (2021). Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance, OECD Series on Risk Management, No. 61, OECD Publishing, Paris.

OVAM. (2018). Onderzoek naar aanwezigheid van PFAS in grondwater, bodem en bodemwater ter hoogte van risicoactiviteiten in Vlaanderen. Rapport OVAM. Geraadpleegd op 12/07/2022. <https://www.vlaanderen.be/publicaties/onderzoek-naar-aanwezigheid-van-pfas-in-grondwater-bodem-en-waterbodem-ter-hoogte-van-risicoactiviteiten-in-vlaanderen>

OVAM. (2021). Grondreiniging PFAS: Beknopte literatuurstudie en marktbevraging grondreiniging. Rapport OVAM. Geraadpleegd op 24/05/2022. https://assets.vlaanderen.be/image/upload/v1642156808/OVAM_-_Grondreiniging_PFAS_ufuxbo.pdf

Palazzolo, S., Caligiuri, I., Sfriso, A.A., Mauceri, M., Rotondo, R., Campagnol, D., Canzonieri, V., & Rizzolio, F. (2022) Early Warnings by Liver Organoids on Short- and Long-Chain PFAS Toxicity. *Toxics* 2022, 10, 91. DOI: 10.3390/toxics10020091

Palma, D., Richard, C., & Minella, M. (2022). State of the art and perspectives about non-thermal plasma applications for the removal of PFAS in water. *Chemical Engineering Journal Advances*, 10, 100253. DOI: 10.1016/j.cej.2022.100253

Pancras, T., van Bentum, E., & Slenders, H. (2018). Poly- en PerFluor Alkyl stoffen (PFAS) - Kennisdoucment over stoffeigenschaften, gebruik, toxicologie, onderzoek en sanering van PFAS in grond en grondwater. Expertisecentrum PFAS. DDT219-1/18-009.764

Pancras, T., Slenders, H. & Vredenburg, L. (2021). PFAS in products and waste streams in The Netherlands. Arcadis. Geraadpleegd op 24/10/2022, van <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2021/05/28/pfas-in-products-and-waste-streams-in-the-netherlands>

Peyrelasse, C., Jacob, M., & Lallement, A. (2021). Comparison and predesign cost assessment of ozonation, membrane filtration and activated carbon for the treatment of recalcitrant organics, a conceptual study. *Reserach Square*. DOI: 10.21203/rs.3.rs-802348/v1

Vp, H.N.P., Ngo, H.H., Guo, W., ... & Nguyen, T.A.H. (2020). Poly-and perfluoroalkyl substances in water and wastewater: A comprehensive review from sources to remediation. *Journal of Water Process Engineering*, 36, 101393. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101393

Pinkard, R. B., Shetty, S., Stritzinger, D., Bellona, C. & Novosselov, I.V. (2021). Destruction of perfluorooctanesulfonate (PFOS) in a batch supercritical water oxidation reactor. *Chemosphere*, 279, 130834. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130834>

Porter M.E. (1985). *Competitive advantage - creating and sustaining superior performance*, uitgegeven door The Free Press.

Poulsen, P.B., Gram, L.K., Jensen, A.A., Rasmussen, A.A., Ravn, C., Møller, P., Jørgensen, C.R., Løkkegaard, K. (2020). Hard chrome metal plating – use of PFOS as mist suppressant and its alternatives. Swedish Chemicals Agency, KemI, H20-05692. Geraadpleegd op 19/07/2022. https://www.researchgate.net/publication/268350210_Substitution_of_PFOS_for_use_in_non-decorative_hard_chrome_plating

Riegel, M., Egner, S., & Sacher, F. (2020). Review of water treatment systems for PFAS removal. Concawe, report no. 14/20.

Roest, K, ter Laak, T.L., Huiting, H., Siegersn W., Meekel, N., de Jong, C., de Jong, M., van Houten, M., Pancras, T, & Plaisier, W. (2021). Performance of water treatment systems for PFAS removal. Concawe, report no. 5/21.

Ross, I., McDonough, F., 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 PFASs. *Remediation*, 28, 101-126. DOI: 10.1002/rem.21553

Roth, J., Zenger, B., De Geeter, D., Gómez Benavides, J., & Roudier, S. (2023). Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Textiles Industry. JRC Science for Policy Report, JRC131874. DOI: 10.2760/355887

Sahu, S.P., Qanbarzadeh, M., Ateia, M., Torkzadeh, H., Maroli, A.S., & Cates, E.L. (2018). Rapid Degradation and Mineralization of Perfluorooctanoic Acid by a New Petitjeanite Bi₃O(OH)(PO₄)₂ Microparticle Ultraviolet Photocatalyst. *Environmental Science & Technology Letters*, 5, 533–538. DOI: 10.1021/acs.estlett.8b00395

Santiago, A.R., Medina, P.B., & Su, X. (2022). Electrochemical remediation of perfluoroalkyl substances from water. *Electrochimica Acta*, 403, 139635. DOI: 10.1016/j.electacta.2021.139635

Sharma, S., Shettib, N.P., Basua, S., Nadagoudac, M.N., & Aminabhavi, T.M. (2022). Remediation of per- and polyfluoroalkyls (PFAS) via electrochemical methods. *Chemical Engineering Journal*. 10.1016/j.cej.2021.132895

Stebel, E.K., Pike, K.A., Nguyen, H., Hartmann, H.A., Klonowski, M.J., Lawrence, M.G., Collins, R.M., Hefner, C.E., & Edmiston, P. L. (2019). Absorption of short-chain to long-chain perfluoroalkyl substances using swellable organically modified silica. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 5, 1854–1866. DOI: 10.1039/c9ew00364a

Singh, R.K., Fernando, S., Baygi, S.F., Multari, N., Thagard, S.M., & Holsen, T.M. (2019). Breakdown Products from Perfluorinated Alkyl Substances (PFAS) Degradation in a Plasma-Based Water Treatment Process. *Environmental Science & Technology*, 53, 2731–2738. DOI: 10.1021/acs.est.8b07031.

Singh, R.K., Brown, E., Mededovic Thagard, S., & Holsen, T.M. (2021). Treatment of PFAS-Containing Landfill Leachate Using an Enhanced Contact Plasma Reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 408, 124452. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.124452.

Stratton, G.R., Dai, F., Bellona, C.L., Holsen, T.M., Dickenson, E.R. V., & Mededovic Thagard, S. (2017). Plasma-based water treatment: efficient transformation of perfluoroalkyl substances in prepared solutions and contaminated groundwater. *Environmental Science & Technology*, 51, 1643–1648. DOI: 10.1021/acs.est.6b04215

Tian, S., Xu, T., Fang, L., ... & Shi, H. (2021). A 'Concentrate-&-Destroy' technology for enhanced removal and destruction of per- and polyfluoroalkyl substances in municipal landfill leachate. *Science of the Total Environment*, 791, 148124. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148124

Tow, E.W., Ersan, M.S., Kum, S., ... & Ladner, D.A. (2021). Managing and treating per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in membrane concentrates. *AWWA Water Science*, 3, e1233. DOI: 10.1002/aws2.1233

Trang, B., Li, Y., Xue, X., Ateia, M., Houk, K.N., & Dichtel, W.R. (2022). Low-temperature mineralization of perfluorocarboxylic acids. *Science*, 377, 839-845. DOI: 10.1126/science.abm8868

UNEP-POPs. (2017). Persistent organic pollutants (POPs) are organic chemical substances that are recognized as a serious, global threat to human health and to ecosystems. Geraadpleegd op 20/07/2022. <https://www.unep.org/explore-topics/chemicals-waste/what-we-do/persistent-organic-pollutants-pops>

Van den Bergh, M., De Vos, D., & Mullens, S. (2021). Microporous materials for the selective adsorption of perfluorinated surfactants. *Eigen beheer*.

Vandecasteele, C., & Block, C. (2006). *Milieuproblemen en -technologie*. Leuven: Uitgeverij Lannoo Campus.

Vander Aa, S., Lescrauwaet, A., Goelen, T., & Janssens, G. (2023). Beste Beschikbare Technieken (BBT) ter beperking van PFAS luchtmissies. VITO. <https://emis.vito.be/nl/node/100679>

Veciana, M., Bräunig, J., Farhat, A., Pype, M.L., Freguia, S., Carvalho, G., Keller, J., & Ledezma, P. (2022). Electrochemical oxidation processes for PFAS removal from contaminated water and wastewater: fundamentals, gaps and opportunities towards practical implementation. *Journal of Hazardous Materials*, 434, 128886. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2022.128886

Verma, S., Varma, R.S., & Nadagouda, M.N. (2021). Remediation and mineralization processes for per- and polyfluoroalkylsubstances (PFAS) in water: A review. *Science of the Total Environment*, 794, 148987. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148987

VMM. (2022). Oriënterend onderzoek naar diffuse verspreiding van PFAS in het freatisch grondwater in Vlaanderen. Rapport VMM. Geraadpleegd op 12/07/2022. <https://www.vmm.be/publicaties/oriënterend-onderzoek-naar-diffuse-verspreiding-van-pfas-in-het-freatisch-grondwater-in-vlaanderen-2022>

Vo, P.H., Buckley, T., Xu, X., Nguyen, T.M.H., Rudolph, V. & Shukla, P. (2023). Foam fractionation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in landfill leachate using different cosurfactants. *Chemosphere*, 310, 136869. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.136869

Vrancken. (2021). Aanpak PFAS-problematiek. Eerste tussentijdse rapportering door de opdrachthouder aangesteld door de Vlaamse Regering. Vlaamse overheid. D/2021/3241/255

Vrancken. (2022a). Tweede tussentijds rapport van de opdrachthouder voor de aanpak van de PFAS-problematiek aangesteld door de Vlaamse Regering. Vlaamse overheid. D/2022/3241/100

Vrancken. (2022b). Eindrapport van de opdrachthouder voor de aanpak van de PFAS-problematiek aangesteld door de Vlaamse Regering. Vlaamse overheid. D/2022/3241/329

Vu, C.T., & Wu, T. (2020). Recent progress in adsorptive removal of per- and poly-fluoroalkyl substances (PFAS) from water/wastewater. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52, 90-129. DOI: 10.1080/10643389.2020.1816125

Wanninayake, D.M. (2021). Comparison of currently available PFAS remediation technologies in water: A review. *Journal of Environmental Management*, 283, 111977. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.111977

WASS – Waterzuiverinsselectiesysteem. Geraadpleegd op 22/09/2021. <https://emis.vito.be/nl/bbt/bbt-tools/selectiesystemen/wass/technieken>

Weber, N.H., Delva, C.S., Stockenhuber, S.P., Grimison, C.C., Lucas, J.A., Mackie, J.C., Stockenhuber, M., & Kennedy, E.M. (2023). Thermal Mineralization of Perfluorooctanesulfonic Acid (PFOS) to HF, CO₂, and SO₂. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 62, 881 – 892. DOI: 10.1021/acs.iecr.2c03197

Westreich, P., Mimma, R., Brewer, J., & Forrester, F. (2018). The removal of short-chain and long-chain perfluoroalkyl acids and sulfonates via granular activated carbons: A comparative column study. *Remediation*, 29, 19-26. DOI: 10.1002/rem.21579

Winchell, L., Ross, J.J., Wells, M.J.M., Norton, J.W., & Bell, K.Y. (2020). Per- and polyfluoroalkyl substances thermal destruction at water resource recovery facilities: A state of the science review. *Water Environment Research*, 93, 826-843. DOI: 10.1002/wer.1483

Xiao, F., Zhang, X., Penn, L., Gulliver, J.S., & Simcik, M. F. (2011). Effects of Monovalent Cations on the Competitive Adsorption of Perfluoroalkyl Acids by Kaolinite: Experimental Studies and Modeling. *Environmental Science & Technology*, 45, 10028–10035. DOI: 10.1021/es202524y

Xu, B., Ahmed, M.B., Zhou, J.L., Altaee, A., Wu, M., & Xu, G. (2017). Photocatalytic removal of perfluoroalkyl substances from water and wastewater: Mechanism, kinetics and controlling factors. *Chemosphere*, 189, 717-729. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.09.110

Yadav, S., Ibrar, 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. DOI: 10.1016/j.cherd.2022.04.009

Zhang, D., Zhang, W., & Liang, Y. (2019). Adsorption of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from aqueous solution - A review. *Science of The Total Environment*, 694, 133606. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.133606

Zocchi, R., Brevigliero, G., Arlati, F., Rodriquens, A., D’Aniello, M., & Ajmi, K. (2022). Advanced Process for PFAS Removal from a Leachate Landfill: On-site Plant Based on Reverse Osmosis and Evaporation

Technology. In: Naddeo, V., Choo, KH., Ksibi, M. (eds) Water-Energy-Nexus in the Ecological Transition. Advances in Science, Technology & Innovation. Springer, Cham. DOI: 10.1007/978-3-031-00808-5_53

BEGRIPPENLIJST

Actief kool	Een niet-gevaarlijk, koolstof houdend materiaal met een poreuze structuur en hoog inwendig oppervlak geschikt voor de adsorptie van een breed gamma aan organische micropolluenten, CZV, en in mindere mate ook metalen in organische complexen door hydrofobe en elektrostatische interacties (WASS, 2010; Desotec, persoonlijke communicatie, 2022).
Aantoonbaarheidsgrens	Het uitgangssignaal of de concentratie waarboven met een vermeld betrouwbaarheidsniveau kan worden gesteld dat een monster verschilt van een blanco monster dat geen relevante te bepalen grootte bevat (VLAREM II art. 1.1.2).
Bedrijfsafvalwater	Bedrijfsafvalwater is alle afvalwater dat niet voldoet aan de definitie van huishoudelijk afvalwater (of koelwater) in VLAREM. Als huishoudelijk afvalwater en bedrijfsafvalwater samen geloosd worden, wordt het geheel gezien als bedrijfsafvalwater. In VLAREM wordt een onderscheid gemaakt tussen bedrijfsafvalwater belast met gevaarlijke stoffen en bedrijfsafvalwater zonder gevaarlijke stoffen.
Bemalingswater	Bemalingswater is opgepompt grond- en bodemwater bij een bemaling. Grondwater is al het water dat zich onder het bodemoppervlak in de verzadigde zone bevindt en dat in direct contact met bodem of ondergrond staat. Bodemwater is het water aanwezig in de onverzadigde zone tussen het aardoppervlak en de grondwatertafel (VLAREM II art. 1.1.2).
Bepalingsgrens	Een vermeld veelvoud van de aantoonbaarheidsgrens bij een concentratie van de te bepalen grootte die redelijkerwijs met een aanvaardbaar nauwkeurigheds- en precisieniveau kan worden bepaald. De bepalingsgrens kan met behulp van een geschikte standaard of een geschikt monster worden berekend en kan vanaf het laagste kalibratiepunt op de kalibratiecurve, met uitzondering van de blanco, worden verkregen; (VLAREM II art. 1.1.2).
Biochar	Een koolstofrijk adsorbens dat geproduceerd wordt door pyrolyse van natuurlijke materialen (zoals organisch afval, slib, mest, algen, ...) in de afwezigheid van zuurstof. Het materiaal kan in vergelijkbare opstelling toegepast worden als actief kool voor de verwijdering van verontreinigende stoffen uit water door hydrofobe interacties (Militao et al., 2021; Yadav et al., 2022).
Carbon nanotubes (CNT) koolstof nanotubes	Carbon nanotubes zijn nano-materialen waarbij het water doorheen nanobuizen wordt geperst doormiddel van geluid in plaats van druk. Er wordt een onderscheid gemaakt wordt tussen single-walled CNTs (SWCNTs) en multi-walled CNTs (MWCNTs). Deze techniek wordt toegepast voor de verwijdering van biologische contaminanten en moleculen groter dan water (Garg et al., 2021; Watercircle, 2021).
Chemische oxidatie	De partiële of volledige oxidatie van organische pollutanten door toevoeging of productie van chemische oxidantia tijdens de waterbehandeling (WASS, 2010).
Chemische reductie	De partiële of volledige reductie van pollutanten door toevoeging van reductantia eventueel in combinatie met specifieke activatiemethoden om hoog reactieve componenten te

	produceren die pollutanten kunnen afbreken of mineraliseren tot minder toxische componenten (Yadav et al., 2022).
Coagulatie/flocculatie	De toepassing van coagulanten of flocculanten in een waterbehandelingstechniek voor de verwijdering van zwevende, colloïdale en sommige opgeloste stoffen. De chemische additieven worden toegevoegd aan het te behandelen water om de pollutanten te verplaatsen naar een toestand waarbij ze eenvoudiger afgescheiden kunnen worden door bezinking, filtratie of flotatie (Riegel et al., 2020).
Empty bed contact time (EBCT)	Term die bij adsorptietechnieken toegepast wordt voor de verblijftijd in de filterkolom. Concreet is dit de tijd waarin het te behandelen water in contact is met het adsorptiemedium in de filterkolom in de veronderstelling dat alle vloeistof met dezelfde snelheid doorheen de filter beweegt. EBCT kan berekend worden door het volume van de filter te delen door het debiet.
Elektrochemische oxidatie	Een verwijderingstechniek voor organische pollutanten via de productie van hydroxide radicalen door het splitsen van water door middel van anodes uit specifieke materialen zoals boor-gedoteerd diamant of metaaloxides, zonder de toevoeging van chemische additieven (Santiago et al., 2022; Yadav et al., 2022).
Elektrocoagulatie	De adsorptie van pollutanten aan neerslagen die gegenereerd worden door het aanleggen van een elektrische stroom door een oplossing aan de hand van een anode en kathode. Afhankelijk van het type anode worden verschillende metaalhydroxides gevormd. Door de vorming van H ₂ en O ₂ gas aan de elektrodes worden de neerslagen met geadsorbeerde pollutanten naar de oppervlakte gedreven waarna deze afgescheiden kunnen worden (Pancras et al., 2018; Liu et al., 2022a).
Fotokatalyse	Degradatie van organische pollutanten door toepassing van fotokatalysatoren zoals titanium oxide of indium oxide nanopartikels en UV-straling. Tijdens de reactie van het UV-licht met de fotokatalysator worden hydroxide radicalen gevormd die zorgen voor de afbraak van de organische pollutanten tijdens de waterbehandeling (Verma et al., 2021).
Fotolyse	Het gebruik van licht (UV-straling) voor de directe afbraak van pollutanten of indirecte afbraak door de bijkomende toevoeging van chemicaliën (ITRC, 2020; Yadav et al., 2022).
High-energy electron beam (eBeam)	Het degraderen van pollutanten door het produceren van ioniserende straling zonder het gebruik van radioactieve isotopen. Door middel van elektronversnellers worden grote hoeveelheden hoog-energetische elektronen gegenereerd van elektriciteit die op hun beurt verschillende hoog reactieve componenten vormen zoals waterstof radicalen, gesolvateerde elektronen en hydroxyl radicalen (ITRC, 2020).
Indampen/Vacuümverdamping	Het concentreren van opgeloste pollutanten in een concentraatstroom of vast restproduct en het destilleren van gezuiverd water uit het afvalwater (WASS, 2010).
Ionenwisselingsharsen	De toepassing van polymeer kunstharsen voor de verwijdering van ongewenste ionen door uitwisseling met minder schadelijke ionen (zoals Cl ⁻ en Ca ²⁺) op het oppervlak van de harsen. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen kationische en anionische uitwisselingsharsen voor respectievelijk de verwijdering van

		positief en negatief geladen verontreinigingen. Naast ionenuitwisseling is ook directe adsorptie op het harsoppervlak mogelijk afhankelijk van de aard van componenten (Yadav et al., 2020).
Korte keten PFAS		Perfluoralkylverbindingen met een beperkt aantal koolstofatomen met een onderscheid tussen: <ul style="list-style-type: none"> • Perfluorcarbonsuren (PFCA's) en hun precursoren met vier tot en met zeven koolstofatomen; • Perfluorsulfonzuren (PFSA's) en hun precursoren met vier tot en met vijf koolstofatomen.
Lange keten PFAS		Perfluoralkylverbindingen met een groot aantal koolstofatomen met een onderscheid tussen: <ul style="list-style-type: none"> • Perfluorcarbonsuren (PFCA's) en hun precursoren met acht of meer koolstofatomen; • Perfluorsulfonzuren (PFSA's) en hun precursoren met zes of meer koolstofatomen.
Micro-organisme gebaseerde bioremediatie		Microbiologische afbraak of biotransformatie van organische polluenten door toepassing van specifieke micro-organismen zoals bacteriën en schimmels (Zhang et al., 2022).
Molecular weight cut-off (MWCO)		MWCO is het laagste moleculair gewicht van een opgeloste component die voor 90% kan tegengehouden worden in een membraan gebaseerde techniek.
Molecularly imprinted polymers (MIP)		Een molecularly imprinted polymer (MIP) is een polymeer dat gevormd wordt in aanwezigheid van een stof die er later uitgehaald wordt. Daardoor blijven in het polymeer complementaire ruimten achter met een affiniteit voor de betreffende stof. Deze gaten kunnen ook chemisch gelijkaardige moleculen binden (Kucharzyk et al., 2017).
Nanofiltratie (NF)		Een druk-gedreven membraan-gebaseerd proces met poriëgroottes tussen 1 en 10 nm. Door de toepassing van NF membranen ontstaat een kleine fractie concentraatstroom en grotere fractie zuiver permeaat (Riegel et al., 2020; Yadav et al., 2022).
Natuurlijke en oppervlakte gemodificeerde kleimineralen/zeolieten		Silica, zeolieten, organische kleiverbindingen en hun oppervlaktegemodificeerde materialen zijn natuurlijke, minerale adsorbentia met een groot intern contactoppervlak die toegepast worden voor chemische zuivering, scheiding en sorptie van organische polluenten en zware metalen (Verma et al., 2021; Wanninayake, 2021).
Omgekeerde osmose (RO)		Een membraan-gebaseerd proces waarbij nagenoeg alle opgeloste componenten afgescheiden worden door de transfer van water doorheen een semi-permeabel membraan met poriëgroottes van < 1 nm door het aanleggen van een hoge druk boven de osmotische druk van de oplossing. Door de toepassing van RO membranen ontstaat een kleine fractie concentraatstroom en grotere fractie zuiver permeaat (Riegel et al., 2020; Yadav et al., 2022).
Niet-thermisch plasmabehandelingstechnologie		De degradatie van polluenten door de productie van hoog-reactieve oxidatieve en reductieve substanties (zowel opgelost als

		vrije elektronen) door de inwerking van een niet-thermisch plasma van een inert gas (vb. argon). Een plasma is een hoog energetische toestand van een gas door de toevoeging van energie waarbij een mix ontstaat van ionen, hoog energetische elektronen, fotonen en radicalen (Yadav et al, 2022; Input leden BC, 2022).
PFAA		Perfluoralkylzuren (PFAA's) zijn PFAS-verbindingen die bestaan uit een geperfluoreerde koolstofketen van variabele lengten en met een alkylzuurgroep als functionele groep
PFCA		Perfluorcarbonszuren (PFCA's) zijn perfluoralkylzuren met een carboxylgroep als functionele groep
PFSA		Perfluorsulfonzuren (PFSA's) zijn perfluoralkylzuren met een sulfonzuur als functionele groep
PFAA precursoren		Chemische verbindingen die in het milieu en in levende organismen kunnen afbreken of transformeren ter vorming van stabiele perfluoralkylzuren (PFAA's)
Rapportagegrens		De waarde beneden welke een component als niet kwantificeerbaar ('<') wordt gerapporteerd, deze bedraagt minimaal de bepalingsgrens (VLAREM II art. 1.1.2). Een overzicht van de rapportagegrenzen van de referentiemeetmethodes is te vinden in artikel 4 van bijlage 4.2.5.2 in VLAREM II .
Schuimfractionatie ozofractionatie	en	Het opconcentreren en afscheiden van oppervlakte-actieve stoffen uit een oplossing in een schuimfase door het introduceren van gasbellen in de oplossing. De gasbellen worden gecreëerd door aanbrengen van een gas (meestal lucht of stikstofgas) aan de onderkant van de oplossing. De oppervlakte-actieve stoffen hechten zich aan het gas-water oppervlak van de gasbellen en worden zo meegenomen naar de schuimlaag aan het oppervlak (Yadav et al., 2022).
Sonochemische degradatie		De toepassing van een lage of hoge frequentie (20 kHz tot 1 MHz) ultrasone golven waardoor cavitatie ontstaat in gevormde belletjes dat zorgt voor de afbraak van polluenten. De afbraak wordt gerealiseerd door hoge temperatuur aan het beloppervlak, hoge damp temperatuur en door reactie met vrije hydroxide radicalen die tijdens dit proces gevormd worden (Yadav et al., 2022).
Substances of Very High Concern (SVHC)		Stoffen die ernstige en vaak onomkeerbare gevolgen kunnen hebben voor de gezondheid van de mens en voor het milieu, kunnen worden geïdentificeerd als zeer zorgwekkende stoffen (Substances of Very High Concern – SVHC's). Als vastgesteld wordt dat een stof een SVHC is, wordt hij opgenomen in de lijst van stoffen waarvoor toestemming (autorisatie via REACH) moet worden aangevraagd.
Superkritische wateroxidatie		De volledige oxidatie van organische polluenten door de introductie van een zuurstofhoudend oxidans zoals lucht, O ₂ of waterstofperoxide onder superkritische omstandigheden van water waarbij hoge drukken (22,1 MPa) en temperaturen vereist (374°C) zijn. Het bereiken van de superkritische toestand van water zorgt voor het oplossen en een versnelde oxidatie van een grote verscheidenheid aan polluenten (Berg et al., 2021; Tow et al., 2021).
Thermische degradatie en verbranding		De afbraak van polluenten door verbranding in verbrandingsinstallaties en thermische naverbranders (Input leden, BC).

Ultrakorte keten PFAS			Perfluorcarbons (PFCA's) en perfluorsulfonzuuren (PFSA's), en hun precursoren met twee tot en met drie koolstofatomen
Zeer Zorgwekkende (ZZS)	Zorgwekkende	Stoffen	<p>ZZS volgens het Nederlands beleid zijn Zeer Zorgwekkende Stoffen die gebaseerd zijn op SVHC in de bijlagen van de REACH Verordening (EG) 1907/2006, maar ook op andere Europese wetgeving en verdragen zoals:</p> <ul style="list-style-type: none">• stoffen in de CLP Verordening (EG) 1272/2008 geclassificeerd als C, M, of R categorie 1A of 1B;• gelijkwaardige zorgstoffen in de POP Verordening (EU) 2019/1021;• prioritair gevaarlijke stoffen in de Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG;• stoffen op de OSPAR lijst voor prioritaire actie. <p>Een mengsel dat een ZZS bevat in een concentratie van 0,1% of meer, geldt zelf ook als ZZS.</p>

BIJLAGE 1: MEDEWERKERS VAN DE BBT-STUDIE**KENNISCENTRUM VOOR BESTE BESCHIKBARE TECHNIEKEN**

- Tim Goelen
- Annouck Lescrauwaet
- Sander Vander Aa
- Greet Janssens

BBT-kenniscentrum
p/a VITO
Boeretang 200
2400 MOL
E-mail: bbt@vito.be

LEDEN BEGELEIDINGSCOMITÉ UIT ADMINISTRATIES/OVERHEIDSINSTELLINGEN

- Annelies Baert – Departement Omgeving – GOP
- Yannick Vanhaegenborgh – Departement Omgeving – Handhaving
- Patriek Casier – OVAM
- Ilse Van Eyllen – VMM
- Kris Van Den Belt – VMM
- Kristien Caekebeke – VMM
- Lut Hoebeke – VMM

Bovenstaande personen vertegenwoordigden de administraties en andere overheidsinstellingen in het begeleidingscomité voor deze studie.

LEDEN BEGELEIDINGSCOMITÉ UIT BEDRIJFSWERELD/FEDERATIES BELGIË/STUDIEBUREAUS

- | | |
|-------------------------|----------------------|
| • An Maes* | Essenscia* |
| • Bart Bleys | WTCB |
| • Bart Cobben | Agfa Gevaert |
| • Eline Baert | Agfa Gevaert |
| • Bruno Eggermont* | Fedustria* |
| • Dirk Weydts* | Fedustria/Centexbel* |
| • Carl Degraeve* | Bova Enviro+* |
| • Dirk Van Look* | RSK* |
| • Dzenko Van Holderbeke | Centexbel |
| • Emma Tavernier* | 3M* |
| • Emmanuel Van Acker* | Witteveen + Bos* |
| • Erik Sweevers* | Sarpi Veolia* |
| • Frank Peeters | Johnson & Johnson |
| • Frederik Dormaels* | TFTC* |
| • Gerlinde De Moor | BASF |
| • Gunther Hendrickx | BASF |
| • Griet Goossens | VCB |
| • Heidi Van Waes* | Agoria* |
| • Karen Van Geert | Arcadis |
| • Katelijne Haspeslagh | Voka |
| • Kristof Bogaert | Denuo |
| • Lutgart Stals* | Exxon Mobil* |
| • Jo Severyns | Aquafin |

• Lennert Dockx*	Aquafin*
• Marjolein Weemaes	Aquafin
• Rosalia Delgado	Aquafin
• Johan Craeye*	Desotec*
• Johan Gemoets*	VITO*
• Jolien Moerman*	Sweco Belgium*
• Matthias Mertens	Watercircle.be
• Matthias Van den Bergh	Renewi
• Marc Bailli*	Indufed*
• Saskia Vandenheede*	TWZ*
• Stefan Opdenakker	Indaver*
• Steven De Laet	Inopsys
• Thomas Windels*	Inopsys*
• Timothy Mosselmans*	Chemviron*
• Tom Quintelier	Fevia
• Veerle Depuydt	Vlakwa
• Veerle Fincken *	VOM*
• Willem Callens*	Chemours Mechelen*
• Wouter De Weirdt*	Tectero*

Bovenstaande personen vertegenwoordigden de bedrijven/federaties/studiebureaus in België in het begeleidingscomité voor deze studie. Bovenstaande personen/partijen aangeduid met een “*” werden bijkomend gecontacteerd voor één of meerdere 1-op-1 gesprek(ken) in het kader van informatieverzameling voor deze BBT-studie.

EXTERNE CONTACTPERSONEN/EXPERTS

• Anita Buekenboudt	VITO
• Dores Cirne	VITO
• Katrien Van Hooydonk	VITO
• Karen Vanderstraeten	VITO
• Sofie Van Ermen	VITO
• Stefan Voorspoels	VITO
• Andres Van Brecht	Indaver
• Alain Konings	Indaver
• Annemie Houben	Desotec
• Astrid Verheyen	Port of Antwerp Bruges
• Bart Franssens	Shamrock Europe
• Christophe Schepers	Shamrock Europe
• Bert Bastiaens	Inopsys
• Kwinten Van Eyck	Inopsys
• Christopher Bryan	3M
• Joren Van Stappen	3M
• Kristof Verstraeten	3M
• Mike Parent	3M
• Erik Verhallen	RWS
• Jan Fokkens	RWS
• Erika Mertens	Veride
• Ward Dewachter	Veride
• Hugo Desmet	Witteveen + Bos
• Jo Van Ende	Van Ende & Roxy

- | | |
|-------------------------|--------------------------|
| • Rob Van Ende | Van Ende & Roxy |
| • Johan van Leeuwen | KWR/Universiteit Utrecht |
| • Karel Vincke | d'Haene |
| • Mieke Neutens | d'Haene |
| • Kelly Vandersteen | FOD Volksgezondheid |
| • Pieter Luys | FOD Volksgezondheid |
| • Koen Debaere | Casier Recycling |
| • Koen Pollaris | Kanigen |
| • Sven Langenaeken | Kanigen |
| • Marie-Pierre Campoine | Exxon Mobil |
| • Peter Fyfe | Exxon Mobil |
| • Tim Greaves | Exxon Mobil |
| • Nicolas Egri | Indufed |
| • Paul Verhaagen | HMVT |
| • Peter Braeckeveldt | Picanol |
| • Richard Lookman | RSK |
| • Rodrigo Salvatierra | Purolite |
| • Yves Liberloo | Carmans |
| • Jade Paulissen | Carmans |

Bovenstaande personen werden buiten het begeleidingscomité gecontacteerd voor een 1-op-1 gesprek in het kader van informatieverzameling voor deze BBT-studie.

LECTOREN

Extern:

- | | |
|------------------------|---------------------------------|
| • Ann De Meester* | Aquaflanders* |
| • Bartel Devos | UGent |
| • Bram Eggermont* | Trevi Evironmental Solutions* |
| • Dirk Ponnet | DEME |
| • Dirk Leysen | Inopsys |
| • Frans Visser | / |
| • Hans Baillieul* | Sodecon* |
| • Isabel Dobbelaere | Luchthaven Antwerpen & Oostende |
| • Jacob Mennes | OVAM |
| • Jan Dries | UA |
| • Jurgen De Permentier | Fluvius |
| • Marnix De Smet* | H ₂ O Group* |
| • Michel Caluwe | Waterleau |
| • Peter Vermeulen | 3M |
| • Philippe Goossens | GRC Kallo |
| • Stefan Tassens* | ECT2* |
| • Stijn Van Hulle | UGent |

Het BBT-rapport (of delen ervan) werd aan bovenstaande personen voorgelegd ter kritisch nazicht. Bovenstaande personen aangeduid met een "*" werden bijkomend gecontacteerd voor een 1-op-1 gesprek in het kader van informatieverzameling voor deze BBT-studie.

BIJGEWOONDE WORKSHOPS/WEBINARS

- Beschikbare en innovatieve technieken voor reiniging van PFAS-houdende bodem en (grond)water - Antwerpen (21/04/2022)
- ISC PFAS workshop – Hulst (NL) (13/06/2022)
- Grondwaterbeheersing bij bouwprojecten – Brussel (20/06/2022)
- Challenges of European environmental law towards 2030 - PFAS-scandals in many European countries: what can we learn? - Webinar series II (26/04/2022)
- Fluoropolymer lifecycle considerations: a reason for concern? - Webinar (29/09/2022)

BEZOCHTE BEDRIJVEN TIJDENS HET UITVOEREN VAN DE STUDIE

- Chemours – Dordrecht (15/07/2022)
Contactpersonen: An Lemaire & Ellen De Boeff
- 3M – Zwijndrecht (6/09/2022)
Contactpersoon: Steven Corveleyn
- Carmans – Lummen (05/07/2023)
Contactpersoon: Yves Liberloo

BIJLAGE 2: FINALE OPMERKINGEN

Dit rapport komt overeen met wat het BBT-kenniscentrum op dit moment als de BBT en de daaraan gekoppelde aangewezen aanbevelingen beschouwt. De conclusies van de BBT-studie zijn mede het resultaat van overleg in het begeleidingscomité, maar binden de leden van het begeleidingscomité niet.

Deze bijlage geeft de opmerkingen of afwijkende standpunten die leden van het begeleidingscomité en de stuurgroep namens hun organisatie formuleerden op het voorstel van eindrapport. Volgens de procedure die binnen het BBT-kenniscentrum van VITO gevolgd wordt voor het uitvoeren van BBT-studies, worden deze opmerkingen of afwijkende standpunten niet meer verwerkt in de tekst (tenzij het kleine tekstuele correcties betreft), maar opgenomen in deze bijlage.

Naar aanleiding van de finale draft werden enkele finale opmerkingen ontvangen van Denuo, Embuild Vlaanderen, Essenscia, Fedustria, TWZ en Voka.

Opmerking 1: Opmerking vanwege Denuo op de finale draft

Denuo ziet zich genoodzaakt om een duidelijk signaal te sturen dat de studie in haar huidige vorm onvoldoende zekerheden biedt aan onze bedrijven om te kunnen voldoen aan het statuut BBT studie. We gaan dan ook **niet akkoord met de BBT-studie, maar verdere discussie niet zinvol.**

Europa definieert BBT als: “[...] *het meest doeltreffende en geavanceerde ontwikkelingsstadium van de activiteiten en exploitatiemethoden waarbij de praktische bruikbaarheid van speciale technieken om het uitgangspunt voor de emissiegrenswaarden en andere vergunningsvoorwaarden te vormen is aangetoond, met het doel emissies en effecten op het milieu in zijn geheel te voorkomen of, wanneer dat niet mogelijk is, te beperken;*”

Hoewel de studie een uitgebreid en gedetailleerd overzicht biedt van de bestaande technieken, biedt geen van deze technieken **een alomvattende oplossing**, maar enkel een aantal handvaten. Deze handvaten zijn een meerwaarde, maar onvoldoende substantieel om binnen een juridisch kader (zoals de vergunningsvoorwaarden) toe te kunnen toepassen. We waarderen wel dat de specifieke moeilijkheden omtrent korte keten PFAS expliciet benoemd worden.

De studie bekijkt ook de totale milieu-impact niet. De scope van de BBT-studie stopt bij “verwijdering uit het water”. De volgende stappen (zoals bijvoorbeeld verwerking van actief kool), die gebruikt werd om PFAS uit water te halen, wordt slechts heel summier bekeken. Dit is een gemiste kans. De cross-media-effecten moeten net gedetailleerd in beeld gebracht worden, inclusief de bijbehorende kosten en milieu-impact van de verwerking van verzadigd actief kool, zodat een gedegen BBT-afweging gemaakt kan worden op basis van de totale milieu-impact. De technieken moeten in combinatie bekeken en geëvalueerd worden (Vb: "opconcentratie van afvalwater + verbranding concentraat" vergelijken met "gebruik actief kool + verwerking/regeneratie")

De studie is tevens gebaseerd op haalbare rapportagegrenzen die reeds achterhaald zijn, het is zoals VITO omschrijft slechts een momentopname. Dit duidt op het nog **sterk evolutief karakter van de technische en economische haalbaarheid van de zuivering van PFAS belast afvalwater**. Ook dit zorgt ervoor dat deze studie juridisch zwak staat.

Volgens Denuo kan men daarom met de huidige studie onvoldoende aantonen dat de emissiegrenswaarden (zijnde nuldetectie) steeds haalbaar zijn. Wat maakt dat voorliggende studie voor ons nog geen volwaardige BBT studie is. We pleiten ervoor om de huidige studie te omkaderen als **een BBT voorstudie**, die dient ter voorbereiding van een volwaardige BBT studie. De finale BBT studie dient een robuuste houvast te vormen voor zowel de industrie als beleidsmakers.

Opmerking 2: Opmerking vanwege Embuild Vlaanderen op de finale draft

Vanuit Embuild Vlaanderen gaan we **niet akkoord met de BBT-studie, maar verdere discussie niet zinvol.**

Ook al is het rapport een mooi werkstuk en geeft het een uitgebreid overzicht van technieken om PFAS uit bedrijfsafval- en bemalingswater te halen, ons inziens is deze studie eerder een voorstudie van BBT-studie dan een volwaardige BBT-studie, gezien de sterke evolutie van technieken en technologieën en de haalbaarheid en toepasbaar van de conclusies uit deze studie in de praktijk.

Ook al is het onderscheid in categorieën voor bemalingen een positieve zaak, de verwoording van de categorieën met vermelde voorbeelden is ongelukkig gekozen, maar zoals in de aanbevelingen weergegeven is vooral verder onderzoek nodig om te bekijken hoe en in welke mate partijen zoals bouwheren, aannemers, studie bureaus en lokale overheden beter ondersteund kunnen worden in de selectie, optimalisatie en afweging van de haalbaarheid van een techniek of combinatie van technieken voor de zuivering van met PFAS belast bemalingswater. Zonder dit onderzoek is er voor bedrijven en overheden op het terrein geen duidelijk objectief kader om te bepalen of de zuivering van PFAS wel of niet BBT is in het scenario van geval tot geval BBT, is er geen kader om de meest geschikte techniek te bepalen en zal er altijd onduidelijkheid zijn over wat net "economisch haalbaar is". Deze studie biedt naar onze mening zonder dit onderzoek onvoldoende handvaten om in de praktijk toegepast te worden en een robuuste vergunningverlening mogelijk te maken.

Opmerking 3: Opmerking vanwege Essenscia

Essenscia gaat niet akkoord met deze BBT studie omwille van volgende redenen:

1. Deze studie is geen BBT maar is enkel een oplisting van technieken met een conclusie dat "geval tot geval bekeken moet worden wat haalbaar is". Het initiële doel van een BBT is net om technieken op te lijsten waarmee het behalen van een norm mogelijk is. Dat doel wordt niet bereikt. Met deze conclusie blijft het voor bedrijven en overheden op het terrein moeilijk om de meest geschikte techniek te bepalen en er zullen altijd meningsverschillen zijn over wat net "economisch haalbaar is". Er zou minstens voor een aantal type waters (ifv volume/vervuilingsgraad/...) een deftige BBT-selectie (inclusief cross-media-effecten) met te behalen normen moeten opgesteld worden. Dit zou vervolgens moeten doorvertaald worden in de aanbevelingen.
2. De totale milieu-impact wordt niet bekeken. De scope van de BBT-studie stopt bij "verwijdering uit het water". De volgende stappen (zoals bijvoorbeeld verwerking van actief kool), die gebruikt werd om PFAS uit water te halen, wordt slechts heel summier bekeken. Dit is een gemiste kans. De cross-media-effecten moeten net gedetailleerd in beeld gebracht worden, inclusief de bijbehorende kosten en milieu-impact van de verwerking van verzadigd actief kool, zodat een gedegen BBT-afweging gemaakt kan worden op basis van de totale milieu-impact. De technieken zouden in combinatie bekeken en geëvalueerd moeten worden (Vb: "opconcentratie van afvalwater + verbranding concentraat" vergelijken met "gebruik actief kool + verwerking/regeneratie")
3. Uit de BBT-studie blijkt dat de huidige technieken niet volstaan om te zuiveren tot op de bepalingsgrens van 20 ng/l. De aanbeveling vanuit de BBT moet dan ook zijn dat de nieuwe rapportagegrens als norm (nog) niet haalbaar is met de huidige stand der technieken en dat de norm best de stand der technieken volgt. De BBT-studie toont duidelijk aan dat de huidige norm van 20 ng/l vaak onhaalbaar is. Daarom lijkt het logisch de norm voorlopig op 0.1 µg/l te behouden tot de stand der technieken evolueert. Voor PFOS, waar een MKN voor opgenomen is Vlare die lager is dan de detectielimiet, geldt uiteraard wèl het principe dat de detectielimiet de norm bepaald.
4. Voor bemalingen kwam er in de laatste draft eindelijk wat "redelijkheid" in de conclusies omtrent wat als BBT kan beschouwd worden. Dit onderscheid zou ook gemaakt moeten

worden voor de andere randvoorwaarden waarbij verregaande zuivering onmogelijk of overdreven kostelijk blijkt zoals de matrix van het bedrijfsafvalwater, de concentraties en de types PFAS (korte ketens).

We stellen voor om deze studie als “voorstudie” te aanzien en te wachten tot de zuiveringstechnieken geëvolueerd zijn zodat een volwaardige BBT-studie kan gedaan worden. Momenteel is echter verdere discussie niet zinvol.

Opmerking 4: Opmerking vanwege Fedustria op de finale draft

Het voordeel van deze studie is dat deze een oplisting maakt van technieken om PFAS mogelijks uit het afvalwater te verwijderen. Uit deze studie blijkt echter dat er **“geen algemeen haalbare eindconcentraties per waterbehandelingstechnologie bepaald konden worden”**. Verder wordt in de studie ook erkend dat er **“op het moment van publicatie er nog steeds verschillende hiaten zijn voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater”**. Dit doet ons dan ook besluiten dat deze studie **geenszins als een BBT-studie kan beschouwd worden, die als referentie zou gebruikt worden voor het opleggen van bijzondere voorwaarden in de omgevingsvergunningen van de bedrijven**. Deze studie kan dan ook enkel gezien worden als een voorstudie ter opmaak van een BBT-studie. Vandaar dat Fedustria **niet akkoord** kan gaan met deze studie als zijnde een BBT-studie.

Opmerking 5: Opmerking vanwege Voka op de finale draft

We gaan **niet akkoord met de BBT-studie, maar verdere discussie niet zinvol**.

We willen echter wel benadrukken dat deze studie een uitgebreid en gedetailleerd overzicht biedt van bestaande technieken, handvaten aflevert om de probleemstelling beter te begrijpen en een eerste stap zet om keuzes te maken. Desondanks zijn we van mening dat in de huidige vorm deze studie met zijn handvaten onvoldoende zekerheden binnen een juridisch kader (zoals de vergunningsvoorwaarden) biedt aan onze bedrijven om aanzien te kunnen worden als volwaardige BBT-studie.

- **De studie kijkt niet/onvoldoende naar de totale milieu-impact:** De scope van de BBT-studie stopt bij “verwijdering uit het water”. De volgende stappen (zoals bijvoorbeeld verwerking van actief kool), die gebruikt werd om PFAS uit water te halen, wordt slechts heel summier bekeken. De cross-media-effecten moeten net gedetailleerd in beeld gebracht worden, inclusief de bijbehorende kosten en milieu-impact van bijvoorbeeld de verwerking van verzadigd actief kool, zodat een gedegen BBT-afweging gemaakt kan worden op basis van de totale milieu-impact. De technieken moeten in combinatie bekeken en geëvalueerd worden (Vb: "opconcentratie van afvalwater + verbranding concentraat" vergelijken met "gebruik actief kool + verwerking/regeneratie"). Er moet verder bekeken worden wanneer de milieuwinst van de verwijdering van PFAS opweegt ten opzichte van de cross-media effecten.
- In het verleden werd dit ook al aangehaald, maar we doen het hier opnieuw. De studie gaat uit ‘PFAS verwijderen is BBT’. **Nochtans, zijn de conclusies van deze studie dat het van geval tot geval bekeken moet worden wat haalbaar is. Met deze conclusie blijft het voor bedrijven en overheden op het terrein moeilijk om de meest geschikte techniek te bepalen** en er zullen altijd meningsverschillen zijn over wat net "economisch haalbaar is". Er zou minstens voor een aantal type waters (ifv volume/vervuilingsgraad/sector...) een grondige BBT-selectie (inclusief cross-media-effecten) mèt te behalen normen moeten opgesteld worden. Dit zou vervolgens moeten doorvertaald worden in de aanbevelingen.
- De studie is tevens gebaseerd op haalbare rapportagegrenzen die reeds achterhaald zijn, het is zoals VITO omschrijft slechts **een momentopname. Dit duidt op het nog sterk evolutief karakter van de technische en economische haalbaarheid van de zuivering van PFAS belast afvalwater.**

Ook dit zorgt ervoor dat deze studie juridisch zwak staat. Bovendien komt uit de studie naar voren dat zeker niet voor alle PFAS, de rapportagegrens van 20 ng/l haalbaar is.

- We staan wel achter het feit dat voor bemalingen een differentiatie wordt gemaakt tussen wat BBT is en wat niet, maar dit moet evengoed gebeuren voor bedrijfsafvalwater. Ondanks de ingevoerde differentiatie voor bemalingen blijft de praktische uitvoering op het terrein voor bedrijven en vergunningverleners echter onduidelijk.

We pleiten ervoor om de huidige studie te omkaderen **als een BBT-voorstudie**, die dient ter voorbereiding van een volwaardige BBT-studie. In zowat elke aanbeveling wordt er melding gemaakt van 'verder te onderzoeken'. We verwachten dat in de finale BBT-studie er rekening wordt gehouden met de milieu-impact en crossmedia-effecten en dat er duidelijkheid komt over de haalbaarheid van technieken en de mogelijk gekoppelde normen. **De finale BBT-studie dient een robuust houvast te vormen voor zowel de industrie als beleidsmakers.**

Reactie van het BBT-kenniscentrum op Opmerking 1, 2, 3, 4 & 5

Met betrekking tot **de opmerking BBT-studie versus voorstudie**, tijdens de uitwerking van deze BBT-studie werd het BBT-karakter van deze studie reeds in twijfel getrokken en vervolgens ter discussie voorgelegd aan de BBT/EP/EMIS-stuurgroep. De argumentatie van de BBT/EP/EMIS-stuurgroep, die gecommuniceerd werd naar de leden van het begeleidingscomité (dd. 03/05/2023), bevestigde dat deze studie een BBT-studie betreft:

Blijkbaar is er een perceptie ontstaan dat een BBT-studie directe juridische implicaties zou hebben, wat niet het geval is: een BBT-studie bevat aanbevelingen voor de overheid en is niet rechtstreeks bindend voor een sector of een bedrijf. Overeenkomstig [titel V hoofdstuk 4 DABM](#) baseert de Vlaamse Regering de vaststelling van de algemene en sectorale milieuvorwaarden op de beste beschikbare technieken ([Artikel 5.4.3](#)). De afdeling [2.8.2 VLAREM II \(Beleidsstaken met betrekking tot de opmaak van Vlaamse BBT-studies\)](#) geeft duidelijk aan dat de Vlaamse BBT-studies slechts ondersteuning bieden voor de uiteindelijke finaliteit, de vaststelling van milieuvorwaarden door de overheid. De minister beslist over de verdere implementatie van de BBT-studies ([artikel 2.8.2.4 VLAREM II](#)) in algemene en sectorale voorwaarden (indien mogelijk) en richtlijnen met betrekking tot bijzondere voorwaarden (wanneer de toepassing van BBT geval per geval moet afgewogen). Het is mogelijk dat de aanbevelingen van de BBT-studie enkel betrekking hebben op bijzondere voorwaarden.

De studie werd als BBT-studie goedgekeurd door de minister en de BBT-studies PFAS werden ook als dusdanig opgenomen in de Beleidsbrief Omgeving en Natuur 2023 en het door de Vlaamse Regering goedgekeurde ontwerp PFAS-actieplan 2022-2024. Bij de opmaak van de studie werd ook de gebruikelijke BBT-methodologie toegepast.

[Artikel 4.1.2.1, § 1 VLAREM II](#) stelt "De exploitant moet als normaal zorgvuldig persoon steeds de beste beschikbare technieken toepassen ter bescherming van mens en milieu (...)." Deze algemene zorgplicht, die overigens ook opgenomen is in [art. 11 van de richtlijn Industriële Emissies](#), moet worden gelezen samen met [§ 2](#), namelijk "De naleving van de voorwaarden in dit besluit en/of de omgevingsvergunning voor de exploitatie van de ingedeelde inrichting of activiteit wordt geacht overeen te stemmen met de verplichting uit § 1.". Het zijn dus (het geheel van) de milieuvorwaarden die moeten overeenstemmen met de BBT. Deze tweede paragraaf zorgt voor rechtszekerheid in deze.

Elke Vlaamse BBT-studie bevat ook een formele disclaimer dat deze niet bindend zijn en dat een verdere implementatie nodig is: "De BBT-studies formuleren ook aanbevelingen om de vergunningsvoorwaarden en de regels inzake ecologiepremie aan te passen. De ervaring leert dat

de Vlaamse overheid de aanbevelingen vaak ook werkelijk gebruikt voor nieuwe milieuregelgeving. In afwachting hiervan worden de aanbevelingen echter als niet-bindend beschouwd.”

Vanuit de BBT/EMIS-stuurgroep zien we bijgevolg geen reden om deze studies geen BBT-studies te noemen.

Met betrekking tot **de opmerking dat er geen duidelijk afgelijnde BBT gedefinieerd zijn**, een belangrijke conclusie uit deze BBT-studie is dat elke situatie een specifieke benadering vereist voor de selectie en optimalisatie van de meest geschikte techniek of combinatie van technieken voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. Dit is noodzakelijk omdat verscheidene factoren zoals het type PFAS, de influent concentraties, de matrix, het te behandelen debiet, de gewenste eindconcentraties, en tijd- plaatsbeperkende factoren een grote invloed kunnen hebben op de selectie en optimalisatie van de techniek of combinatie van technieken. Het vergelijkend overzicht van de technieken in Tabel 16 en de handvaten in paragraaf 3.6 vormen een leidraad voor de selectie van de specifieke techniek of combinatie van technieken. Bovendien zal de selectie en optimalisatie van de techniek(en) in de meeste gevallen ondersteund moeten worden door de karakterisatie van het te behandelen bedrijfsafvalwater/bemalingswater eventueel aangevuld met verkennende labo-/piloottesten op de specifiek te behandelen waterstromen. Zoals aangegeven in de aanbevelingen in paragraaf 6.2.2.1 is verder onderzoek nodig om te bekijken hoe en in welke mate partijen zoals bouwheren, aannemers, studiebureaus en lokale overheden bijkomend ondersteund kunnen worden in de selectie, optimalisatie en afweging van de haalbaarheid van een techniek of combinatie van technieken voor de zuivering van met PFAS belast bemalingswater.

Met betrekking tot **de opmerking over de totale milieu-impact, en bijhorende cross-media effecten van de BBT**, deze worden per techniek geëvalueerd in HOOFDSTUK 4 en samengevat in Tabel 343.7.6. De milieu-impact van de afzonderlijke waterbehandelingstechnieken wordt voor elke waterbehandelingstechniek beschreven in hoofdstuk 3.4 en voor alle waterbehandelingstechnieken per milieucompartiment samengevat in hoofdstuk 3.7 op basis van de informatie die hierover beschikbaar was op het moment van schrijven. Daarnaast wordt de milieu-impact van elke waterbehandelingstechniek onderling vergeleken in Tabel 16. Op het moment van schrijven is er te weinig informatie om de milieukosten/baten van PFAS-verwijdering voor een individuele case in te schatten. Daarom worden hierover aanbevelingen voor verder onderzoek geformuleerd in paragraaf 6.2.2.1. Het uitvoeren van een levenscyclusanalyse (LCA) valt niet binnen de scope van een BBT-studie.

Met betrekking tot **de opmerking over het ontbreken van haalbare concentraties**, het hoofddoel van deze BBT-studie was het maken van een sectoroverschrijdende inventarisatie en evaluatie van alle mogelijke technieken die toegepast of onderzocht worden voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater of bemalingswater. Tijdens het eerste overleg met de leden van het begeleidingscomité is reeds expliciet aangehaald dat er in deze BBT-studie geen normen voor PFAS zouden worden afgeleid. Op het moment van schrijven konden er in deze BBT-studie bovendien geen algemeen haalbare eindconcentraties per waterbehandelingstechnologie bepaald worden voor bedrijfsafvalwater of bemalingswater vanwege onvoldoende beschikbare informatie en het situatiespecifieke karakter van de PFAS-verwijdering. Met uitzondering van de sectorale lozingsnormen voor de textielsector voor PFOS, PFOA en som PFT ([Bijlage 5.3.2, 44° van VLAREM II](#)), die in een volgende VLAREM-wijziging geschrapt zullen worden, zijn er geen emissiegrenswaarden voor PFAS opgenomen in VLAREM II. Voor bedrijfsafvalwater en bemalingswater is de toetsingswaarde waarboven een lozingsnorm moet aangevraagd worden de rapportagegrens van de PFAS-verbindingen (bij gebrek aan indelingscriteria voor deze stoffen, uitgezonderd PFOS). Dit betekent dat bedrijven waar één of meerdere PFAS aanwezig zijn in het afvalwater in concentraties boven de 20 ng/l voor kwantitatieve PFAS of 50 ng/l voor indicatieve PFAS (dit zijn de huidige rapportagegrenzen) hiervoor vergunningsplichtig zijn. De rapportagegrens die van toepassing is voor de verschillende type PFAS die opgenomen zijn in het WAC/IV/A/025 zijn terug te vinden in [artikel 4 van bijlage 4.2.5.2 in VLAREM II](#). In

hoofdstuk 6.2.2.1 wordt aanbevolen om de haalbaarheid van de huidige rapportagegrenzen als lozingsnorm verder te onderzoeken.

Opmerking 6: Opmerking vanwege TWZ op de finale draft

Niet akkoord (2) door

- RPF factor nog niet volledig en duidelijk meegenomen
- Validatie WAC methode rond PFBA nog niet altijd mogelijk op afvalwater
- Te korte studie waardoor nog van veel zaken te weinig kennis (vb verbranding van actief kool of hars, nevenproducten technieken), ongekeerde milieu impact
- In deze studie is het nog onduidelijk welke bijkomende inspanningen geleverd dienen te worden om met de huidige toegepaste techniek(en) aan de huidige rapportagegrenzen te voldoen indien deze als lozingsnorm zouden worden opgelegd en of deze inspanningen opwegen ten opzichte van de geboekte milieuwinst. Bijgevolg is de impact op de beschikbare verwerkingscapaciteit eveneens niet bekend.

Reactie van het BBT-kenniscentrum op Opmerking 6

In de BBT-studie wordt de RPF-methode kort aangehaald in paragraaf 2.1.3 met de verwijzing naar de [website van het R.I.V.M.](#) voor meer informatie over deze methode. Daarnaast wordt deze methode in het kort toegelicht bij de beschrijving van de Nederlandse wetgeving in paragraaf 2.5.4.2. Met uitzondering van de vermelding van de herziening van de dochterrichtlijn prioritair stoffen (Richtlijn 2013/39/EU) en de voorgestelde groepsnorm voor 24 PFAS, komt de RPF-methode niet aan bod in de BBT-studie waardoor deze ook niet verder uitgediept dient te worden.

De zaken vermeld in punten 2 tot en met 4 van Opmerking 5 zijn elementen waarvan tijdens de BBT-studie werden vastgesteld dat er bijkomend onderzoek nodig is om deze verder uit te klaren. Daardoor kon hierover niet meer informatie opgenomen worden in de BBT-studie zelf en werden er hiervoor in paragraaf 6.2.2.1 aanbevelingen geformuleerd voor verder onderzoek.

Vlaams BBT-kenniscentrum
VITO
Boeretang 200
B-2400 Mol
bbt@vito.be

emis.vito.be/bbt

