

PFAS-VERWIJDERING UIT BEMALINGSWATER

1 INLEIDING

Het BBT-kenniscentrum van VITO is, in opdracht van de BBT-EP-EMIS stuurgroep, begin 2025 gestart met een doorlopende opdracht PFAS water met als doel het in kaart brengen van innovatieve zuiveringstechnologieën voor met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater, inclusief het beschikbaar stellen van deze informatie via de EMIS-website.

Tot op heden werden, conform het handelingskader beschreven in het eindrapport ["De cirkel rond? Eindrapport van de opdrachtgever voor de aanpak van PFAS-problematiek"](#), vaak lozingsnormen opgelegd van 100 ng/l per individuele PFAS. In het licht van de [Europese Kaderrichtlijn Water \(2000/60/EG\)](#) vermijden dergelijke normen echter niet altijd de achteruitgang van de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater. Daarom dringt verder onderzoek zich op naar de technische en economische mogelijkheden, en de haalbare eindconcentraties die met de huidige technieken voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater kunnen worden bereikt.

In het kader hiervan werd als eerste stap een uitgebreide bevraging georganiseerd om meer informatie te verzamelen over PFAS-verwijdering uit bemalingswater. Het doel van deze bevraging is om in kaart te brengen welke informatie beschikbaar is over zuiveringstechnieken die worden ingezet voor de verwijdering van PFAS uit bemalingswater. Hierbij werd gevraagd naar:

- toegepaste technieken en behaalde verwijderingsefficiënties;
- kosten geassocieerd met deze zuivering;
- haalbaarheid van opgelegde lozingsnormen.

De samenvatting van de analyse in dit document weerspiegelt de belangrijkste informatie die verzameld werd in het kader van de doorlopende opdracht. In de tekst worden conclusies en kennishiaten geformuleerd op basis van de aangeleverde en beschikbare informatie die ter consultatie zullen voorgelegd worden aan de betrokken sector(en). In een volgende fase, indien er relevante aanpassingen zijn ten opzichte van het publiek gedeelde document, wordt een nieuwe update op de EMIS-website geplaatst.

2 INHOUDSTAFEL

1	Inleiding.....	1
2	Inhoudstafel.....	2
3	Begrippenlijst.....	3
4	Informatieverzameling doorlopende opdracht.....	5
5	Resultaten bevraging en verdere analyses.....	7
5.1	Algemene informatie bemalingen.....	7
5.2	Impact indeling van lozing van bemalingswater volgens huidige regelgeving.....	10
5.3	PFAS-zuiveringsinstallatie en werking	14
5.3.1	Toegepaste technieken.....	14
5.3.2	Opstelling.....	14
5.3.3	Sturing van de PFAS-zuivering	20
5.3.4	Conclusie.....	24
5.4	Kosten van de PFAS-zuivering	26
5.4.1	Beschikbaarheid, verwerking en interpretatie van kosten.....	26
5.4.2	Operationele deelkosten	28
5.4.3	Totale kosten PFAS-zuivering in EUR/m ³	33
5.4.4	Totale kosten PFAS-zuivering in EUR/g PFAS	39
5.4.5	Impact van de matrix.....	48
5.4.6	Impact van potentiële verlaging van PFAS lozingsnormen.....	53
5.5	Milieu-impact van PFAS-zuiveringen voor bemalingswater	61
5.5.1	Systeemgrenzen.....	62
5.5.2	Functionele eenheid.....	63
5.5.3	Aanpak bepaling klimaat impact van PFAS-verwijdering uit bemalingswater via GAC	64
5.5.4	Beschrijving totale klimaatimpact PFAS-verwijdering uit bemalingswater via GAC	65
5.6	Onderzoek naar kosten & baten van PFAS-verwijdering uit bemalingswater	73
5.6.1	Scenario's definiëren	73
5.6.2	Relevante literatuur om de KBA-aanpak aan af te toetsen	74
5.6.3	Opbouw van een KBA voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater	75
6	Besluit	83
7	Referenties	89
	Bijlage 1	92

3 BEGRIPPENLIJST

Hieronder worden enkele acroniemen en begrippen toegelicht die doorheen de tekst worden gehanteerd en noodzakelijk zijn voor goed begrip van dit document.

Doorbraak	Het punt waarop een verontreinigende stof voor het eerst wordt gedetecteerd in het effluent van een waterzuiveringssysteem, wat aangeeft dat het behandelingsmateriaal (bijvoorbeeld adsorbens) zijn verzadigingscapaciteit heeft bereikt en de stof niet langer doeltreffend kan vasthouden.
Chemisch zuurstofverbruik (CZV)	Maatstaf voor de hoeveelheid zuurstof (mg O ₂ /L) die nodig is om alle in water aanwezige organische verbindingen chemisch te oxideren. CZV wordt gebruikt om de organische belasting in water te kwantificeren en biedt inzicht in de mate waarin organische stoffen aanwezig zijn.
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.
Granulaire actieve kool (GAC)	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.
Ionenwisselingsharsen	De toepassing van polymeer kunstharsen voor de verwijdering van ongewenste ionen door uitwisseling met minder schadelijke ionen 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.
Korte keten PFAS	Per- en polyfluoralkylstoffen (PFAS) met kortere koolstofketens. Volgens de definitie van de OESO worden deze gekenmerkt als PFCA's met 4 tot 6 koolstofatomen en PFSA's met 4 tot 5 koolstofatomen (OESO, 2013).
Lange keten PFAS	Per- en polyfluoralkylverindingen (PFAS) met langere koolstofketens. Volgens de definitie van de OESO worden deze gekenmerkt als PFCA's met 7 of meer koolstofatomen en PFSA's met 6 of meer koolstofatomen (OESO, 2013).
Matrix	De samenstelling van het (afval)water waarin verontreinigende stoffen voorkomen, inclusief parameters zoals pH, geleidbaarheid, ionensamenstelling, organische stof, zwevende stoffen en andere achtergrondcomponenten naast PFAS. De matrix kan een belangrijke invloed uitoefenen op de prestaties van zuiveringstechnieken, bijvoorbeeld door competitie om bindingsplaatsen of door verstoring van interacties.

**Per-
polyfluoralkylverbindingen
(PFAS)**

Poly - en perfluoralkylverbindingen of PFAS zijn een grote familie antropogene (door de mens gemaakte) stoffen die poly (gedeeltelijk)- of per (volledig)- gefluoreerde alkylgroepen bevatten, dewelke voornamelijk bekend zijn voor hun persistentie in water en het milieu.

**Perfluorcarbonsuren
(PFCA's)**

Perfluorcarbonsuren (PFCA's) zijn perfluoralkylzuren met een carbonzuur (-COOH) als functionele groep, zoals PFOA.

**Perfluorsulfonzuren
(PFSA's)**

Perfluorsulfonzuren (PFSA's) zijn perfluoralkylzuren met een sulfonzuur (SO₃H) als functionele groep, zoals PFOS.

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](#).

Reactivatie

Het proces waarbij de adsorptiecapaciteit van een adsorbens wordt hersteld door de geadsorbeerde verontreinigingen te verwijderen en af te breken, meestal via thermische behandeling onder gecontroleerde omstandigheden.

4 INFORMATIEVERZAMELING OPDRACHT

DOORLOPENDE

In het kader van de doorlopende opdracht werden verschillende 1-op-1-gesprekken gevoerd met de industrie, (technologie)bedrijven, studiebureaus, overheidsinstanties en sectororganisaties (in totaal 18 partijen). Deze gesprekken hadden tot doel algemene informatie over PFAS-verwijdering uit bemalingswater te verzamelen en relevante informatietopics te identificeren. Op basis hiervan werd een uitgebreide vragenlijst opgesteld.

Deze vragenlijst bestond uit een reeks van 23 vragen verdeeld over zes secties (zie ook Bijlage 1):

- A. Algemene informatie over de bemaling
- B. Zuiveringsinstallatie & werking
- C. Meet- en monitoringgegevens
- D. Ervaren knelpunten en onderhoud
- E. Samenstelling bemalingswater matrix
- F. Kosten van de PFAS-zuivering

De vragenlijst werd verspreid via:

- Directe aanschrijving van 136 verschillende exploitanten via e-mail op basis van gegevens uit de omgevingsvergunningen voor een totaal van 163 bemalingen;
- Een algemene oproep gelanceerd via de [linkedin-pagina van het BBT-kenniscentrum](#);
- Een algemene oproep gelanceerd via een nieuwtje op de [EMIS-website van VITO](#);
- Een algemene oproep gelanceerd via nieuwsbrieven en verspreiden onder de leden van sectorfederaties.

In totaal hebben 61 partijen gereageerd. Voor 26 zuiveringen, afkomstig van 16 verschillende partijen, kon gerichte informatie via de opgestelde vragenlijst verzameld worden. In de overige gevallen kon in de periode van de bevraging geen gerichte informatie verzameld worden omdat:

- Er geen informatie kon/mocht gedeeld worden;
- Er geen bemaling werd uitgevoerd;
- Het project vertraging opgelopen had waardoor het nog niet opgestart was tijdens de periode van bevraging;
- Er geen waterzuivering noodzakelijk was omdat de gemeten PFAS-concentraties lager waren dan de opgelegde lozingsnormen;
- Er geen PFAS werd aangetroffen in het bemalingswater.

In hoofdstuk 5 wordt een analyse gepresenteerd van de verzamelde informatie voor 26 bemalingen met PFAS-zuivering, afkomstig van 16 verschillende exploitanten. Deze selectie omvat de dossiers waarvoor op het moment van schrijven voldoende, consistente en verifieerbare gegevens beschikbaar waren om een gedetailleerde analyse uit te voeren.

Deze dataset biedt een onderbouwd en actueel beeld van de toegepaste praktijken voor PFAS-zuivering bij bemalingen in Vlaanderen. De opgenomen bemalingen bestrijken een relevante variatie in aard van de projecten, bemalingsduur, behandelde debieten en PFAS-concentraties, wat toelaat om specifieke verbanden, operationele keuzes en actuele knelpunten te identificeren.

De resultaten van deze analyse laten toe om onderbouwde, zij het soms indicatieve, conclusies te formuleren die beleidsmatig relevant kunnen zijn. Ze leveren

aanknopingspunten op voor het evalueren van bestaande regelgeving en voor het formuleren van aanbevelingen met betrekking tot de toepassing, opvolging PFAS-zuivering bij bemalingen en vergunning van het lozen van het behandelde bemalingswater. Tegelijk vormen deze bevindingen een belangrijk basis voor verdere dataverzameling en onderzoek naar een passend handelingskader voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater.

5 RESULTATEN BEVRAGING EN VERDERE ANALYSES

In dit hoofdstuk wordt een analyse gemaakt van de verzamelde informatie uit de bevraging die uitgevoerd werd in het kader van de doorlopende opdracht. Dit omvat:

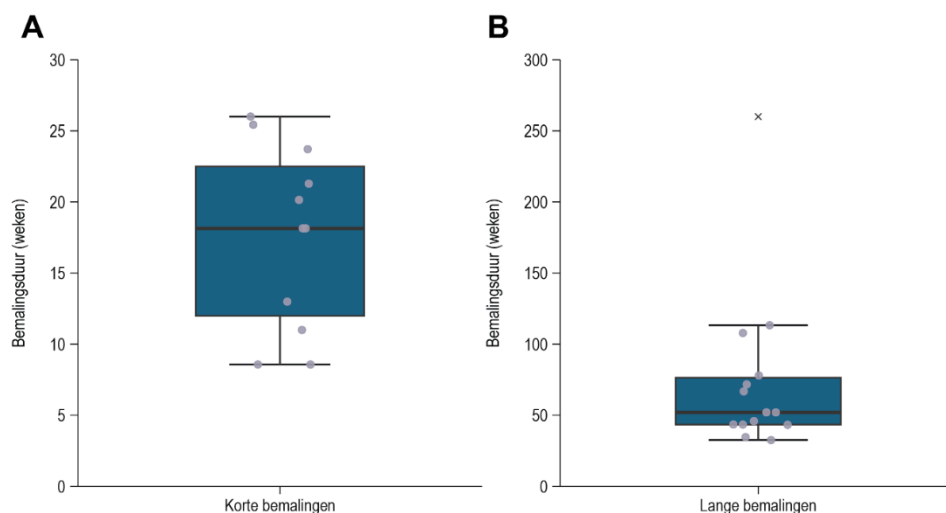
- Een algemene beschrijving van de bemalingen waarvoor informatie verzameld werd met betrekking tot de bemalingsduur en een classificatie van verschillende types met PFAS belast bemalingswater;
- Een samenvatting van de PFAS-zuiveringsinstallaties en hun werking met betrekking tot de toegepaste technieken, opstelling van de zuiveringsinstallatie en de sturing ervan;
- Een analyse van de impact van de huidige regelgeving met betrekking tot de indeling van de lozing van bemalingswater;
- Een analyse van de totale kosten voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater (uitgedrukt in EUR/m³ en EUR/g PFAS verwijderd), de impact van de matrix en de impact van een potentiële verlaging van PFAS lozingsnormen;
- Een inschatting van de milieu-impact van PFAS-zuiveringen voor bemalingswater;
- Een eerste onderzoek naar de kosten en baten van PFAS-zuivering van bemalingswater.

5.1 Algemene informatie bemalingen

Tijdens de bevraging werd informatie opgevraagd over de aard van het project waarin de bemaling plaatsvond, evenals over de vaste of mobiele aard van de zuiveringsinstallatie. Voor beide aspecten kon echter onvoldoende consistente en volledige informatie worden verzameld om een representatief en betrouwbaar overzicht te kunnen opstellen. Deze elementen komen in dit document niet verder aan bod.

Bemalingsduur

De bemalingsduur van de verschillende bemalingen varieerde sterk, gaande van enkele weken tot meerdere jaren. Deze bemalingen kunnen volgens hun bemalingsduur ingedeeld worden in korte en lange bemalingen. De drempelwaarde voor het onderscheid tussen een korte en een lange bemaling wordt hierbij gelegd op zes maanden/26 weken. Dit is eveneens de drempelwaarde die gebruikt wordt voor het bepalen van het indelingsplichtig zijn van een lozing van bemalingswater volgens [rubriek 3.8 van Bijlage 1 – Indelingslijst van VLAREM II](#). Op basis van deze indeling zijn er 11 korte en 15 lange bemalingen opgenomen in deze bevraging. Figuur 1 geeft een overzicht van de verdeling op de bemalingsduur van deze (A) korte en (B) lange bemalingen.



Figuur 1: Verdeling van de bemalingsduur bij (A) korte en (B) lange bemalingen uit de bevraging. De drempelwaarde voor het onderscheid tussen een korte en een lange bemaling is zes maanden/26 weken.

Noot: Voor een aantal (nog lopende) bemalingen werd enkel informatie gedeeld over een specifieke periode van de bemaling en werd vervolgens deze bemalingsduur mee opgenomen in Figuur 1, terwijl in werkelijkheid de bemalingsduur langer zal zijn.

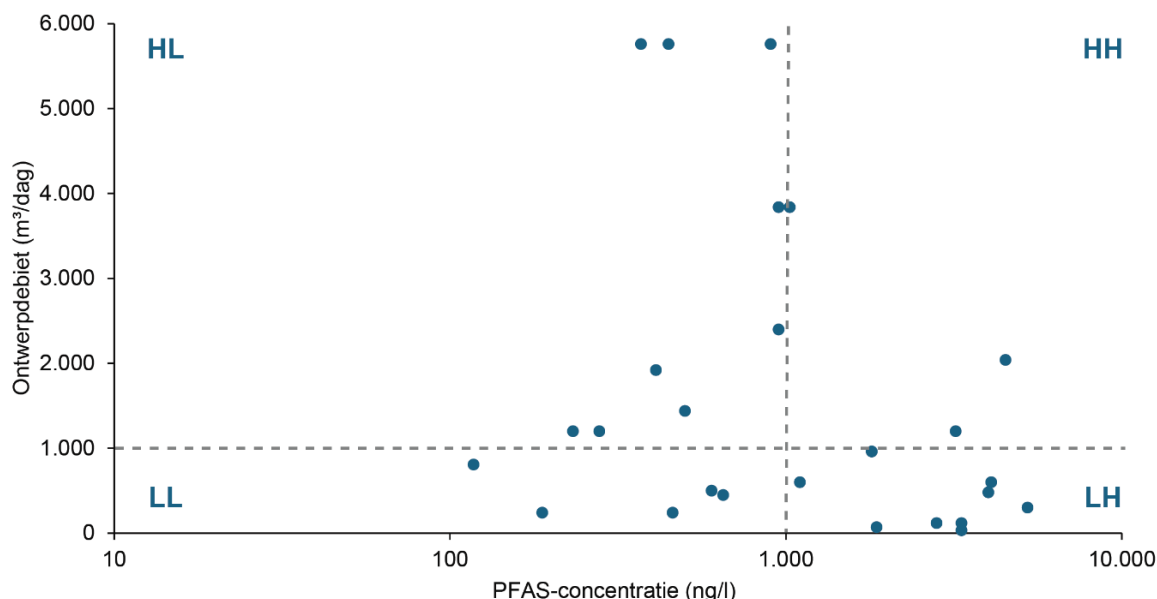
Types met PFAS belast bemalingswater

In deze bevraging werd er geopteerd om het met PFAS belast bemalingswater op te delen in functie van (i) ontwerpdebiet van de bemaling en (ii) de gemiddelde PFAS-concentratie in het onbehandelde bemalingswater, d.i. de som van alle geanalyseerde PFAS in het bemalingswater. Op deze manier kunnen de met PFAS belaste bemalingswaters opgesplitst worden in vier categorieën:

- **LL:** Laag ontwerpdebiet + lage PFAS-concentratie
- **LH:** Laag ontwerpdebiet + hoge PFAS-concentratie
- **HL:** Hoog ontwerpdebiet + lage PFAS-concentratie
- **HH:** Hoog ontwerpdebiet + hoge PFAS-concentratie

De drempelwaarde tussen een laag en hoog ontwerpdebiet werd hierbij gelegd op 1.000 m³/dag. Dit is eveneens de drempelwaarde die gebruikt wordt voor het bepalen van het indelingsplichtig zijn van een lozing van bemalingswater volgens [rubriek 3.8 van Bijlage 1 – Indelingslijst van VLAREM II](#).

De drempelwaarde tussen een lage en hoge PFAS-concentratie werd hiervoor gelegd op 1.000 ng/l voor de som van alle gedetecteerde kwantitatieve en indicatieve PFAS uit de [WAC/IV/A/025](#). Figuur 2 geeft een overzicht van alle bemalingen uit de bevraging waarbij het ontwerpdebiet wordt uitgezet in functie van de PFAS-concentratie in het onbehandelde bemalingswater.



Figuur 2: Opdeling van de bemalingen in vier categorieën LL, LH, HL & HH op basis van het ontwerpdebiet (m³/dag) in functie van de PFAS-concentratie (ng/l) in het onbehandelde bemalingswater.

Over het algemeen is er een goede spreiding van de bemalingen over de verschillende categorieën. Enkel in de categorie met een hoog ontwerpdebiet en een hoge PFAS-concentratie zijn slechts drie van de 26 bemalingen aanwezig.

Noot: Het is belangrijk om op te merken dat het ontwerpdebiet rekening houdt met de potentiële maximale debieten die verwacht kunnen worden. Enerzijds dient hierbij voldoende veiligheid ingebouwd te worden vanuit vergunningstechnische overwegingen, anderzijds moet bij de dimensionering van de waterzuivering eveneens rekening gehouden worden met opstartdebieten die typisch hoger zijn dan de stationaire debieten. Als gevolg hiervan liggen in de praktijk de gemiddelde bemalingsdebieten aanzienlijk lager dan het ontwerpdebiet.

Uit Figuur 2 wordt eveneens duidelijk dat er een grote spreiding zit op de PFAS influentconcentraties in het bemalingswater dat gezuiverd moet worden. Deze gaan van enkele honderden ng/l tot meerdere µg/l afhankelijk van de locatie van de bemaling. Tijdens de bevraging werd bijkomende informatie verzameld omtrent de specifieke ligging van de bemaling in een al dan niet potentieel verontreinigde zone die tevens belangrijk is voor de indeling van de lozing van het bemalingswater volgens de huidige regelgeving (zie ook hoofdstuk 5.2). De range van concentraties waargenomen in bemalingswater is vergelijkbaar met de PFAS-concentraties die werden aangetroffen in het grondwater van meeste risicolocaties in het onderzoek van OVAM in 2018 naar de aanwezigheid van PFAS in grondwater, bodem en waterbodem ter hoogte van risicoactiviteiten in Vlaanderen (OVAM, 2018). Anderzijds zijn de waargenomen concentraties over het algemeen hoger in vergelijking met de achtergrondconcentraties van niet-potentieel verontreinigde zones volgens het onderzoek van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) in 2022 naar de diffuse verspreiding van PFAS in het freatisch grondwater in Vlaanderen (VMM, 2022).

5.2 Impact indeling van lozing van bemalingswater volgens huidige regelgeving

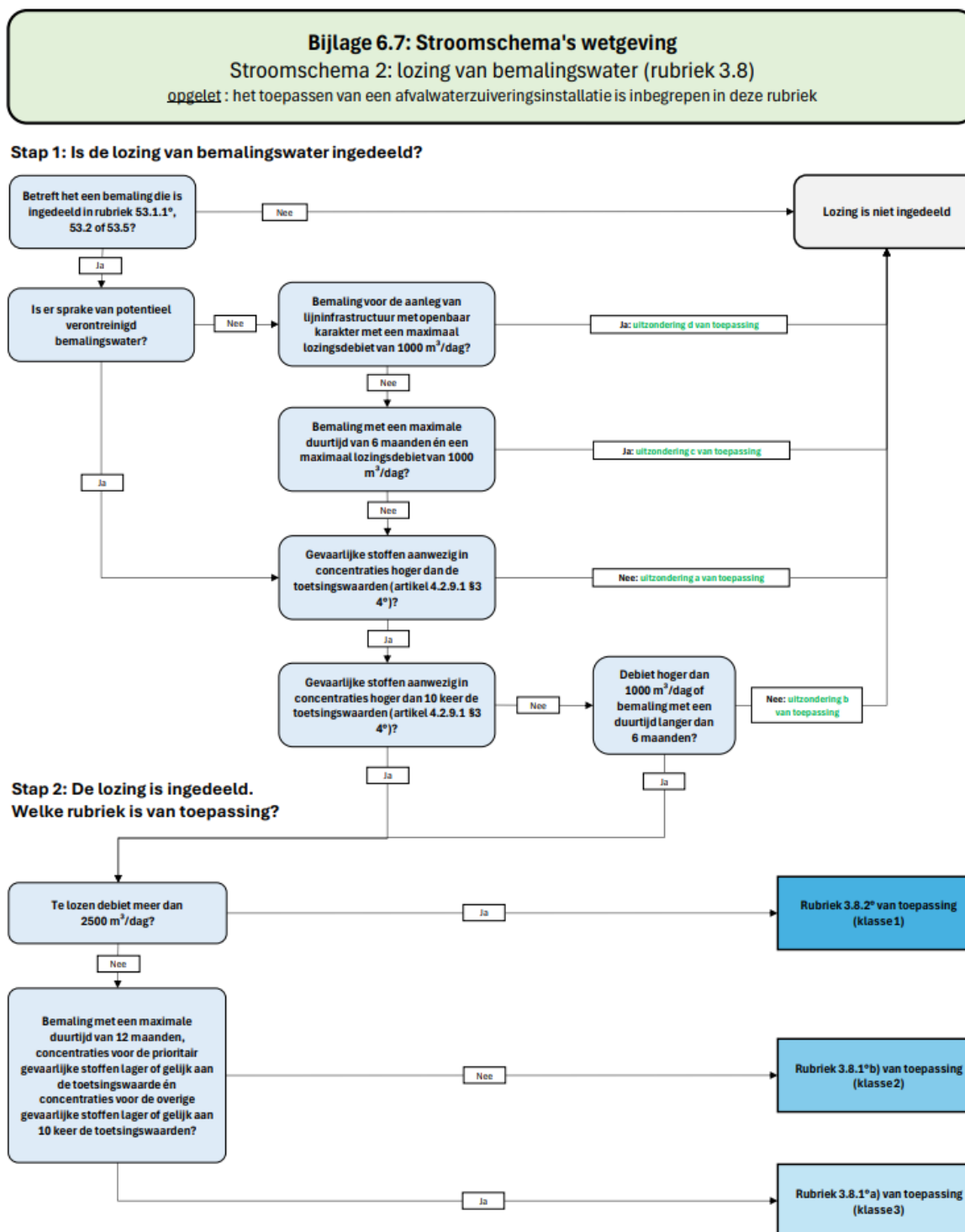
Voor alle bemalingen waarvoor informatie verzameld werd tijdens de bevraging in dit document vond de vergunningsaanvraag voor de lozing van het bemalingswater plaats voor de inwerkingtreding van de wijzigingen in VLAREM II ten gevolge van de Grondwatertrein (dd. 08/04/2025). Hierdoor wordt in deze gevallen de lozing van het bemalingswater ingedeeld onder de lozing van bedrijfsafvalwater dat één of meerdere gevaarlijke stoffen bevat volgens de toen geldende regelgeving.

In deze paragraaf wordt onderzocht hoe de bemalingen uit de bevraging in dit document ingedeeld zouden worden volgens de huidige regelgeving om in te schatten welke lozingen van bemalingswater op de dag van vandaag nog vergunningsplichtig zijn. Sinds het inwerkingtreden van de wijzigingen van de Grondwatertrein in VLAREM II krijgt bemalingswater een afzonderlijk statuut naast bedrijfsafvalwater en huishoudelijk afvalwater. Daardoor wordt op het moment van schrijven de lozing van bemalingswater afzonderlijk ingedeeld onder [rubriek 3.8 van Bijlage 1. Indelingslijst van VLAREM II](#). In deze rubriek wordt de lozing van bemalingswater ingedeeld in Klasse 1 - 3 of niet-ingedeeld op basis van:

- De indeling van de bemaling volgens volgens rubriek [53.1, 1°](#), [53.2](#) of [53.5](#);
- De locatie van de bemaling;
- Bemalingsdebiet;
- Bemalingsduur;
- Concentratie van gevaarlijke stoffen (GS);
- Concentratie van prioritair gevaarlijke stoffen (PGS);
- Bemaling voor de aanleg van lijninfrastructuur voor openbaar karakter.

Figuur 3 geeft een stroomschema weer voor het bepalen van de indeling van het lozen van bemalingswater. Hieronder worden enkele van de gebruikte termen in Figuur 3 verder toegelicht.

- **Potentieel verontreinigd bemalingswater:** bemalingswater dat is opgepompt op een locatie waar verontreinigende stoffen potentieel in het grondwater aanwezig zijn. Daaronder wordt verstaan: bemalingswater dat afkomstig is van een of meer filters of onttrekkingspunten die hetzij volledig of gedeeltelijk liggen op, hetzij op een afstand van minder dan twintig meter liggen van een perceel dat aan minstens een van de volgende voorwaarden voldoet (potentieel verontreinigd gebied):
het perceel behoort tot een risicoground als vermeld in het Bodemdecreet van 27 oktober 2006, tenzij er voor de betreffende risicoactiviteit een decretaal bodemonderzoek conform het VLAREBO-besluit van 14 december 2007 is uitgevoerd; voor het perceel is een decretaal bodemonderzoek conform het VLAREBO-besluit van 14 december 2007 uitgevoerd;
op het perceel heeft zich een schadegeval voorgedaan als vermeld in het Bodemdecreet van 27 oktober 2006;
op minstens een deel van het perceel zijn door de overheid voorwaarden of beperkende maatregelen voor het gebruik van grondwater afgekondigd vanwege de vermoedelijke of aangetoonde aanwezigheid van verontreinigende stoffen;”
- **Gevaarlijke stoffen** als vermeld in [bijlage 2C bij titel II van het VLAREM](#)
- **Toetsingswaarde** conform [art 4.2.9.1, §3, 4°](#) bij titel II van het VLAREM
- **Prioritair gevaarlijke** stoffen zoals terug te vinden in [bijlage 2.3.1, artikel 3, §4](#), bij titel II van het VLAREM (aangeduid als “PGS” in kolom “Europese context”)



Figuur 3: Stroomschema weer voor het bepalen van de indeling voor het lozen van bemalingswater (VMM, 2026).

Op basis van de verzamelde gegevens tijdens de bevraging werd duidelijk dat alle bemalingen gelegen waren in een potentieel verontreinigd gebied. Hierdoor wordt de indeling in eerste instantie hoofdzakelijk bepaald door de concentratie van de aanwezige gevaarlijke stoffen. Voor alle bemalingen waren PFAS aanwezig boven de toetsingswaarde waardoor de indeling hoofdzakelijk bepaald werd door het bemalingsdebiet, de bemalingsduur en de individuele

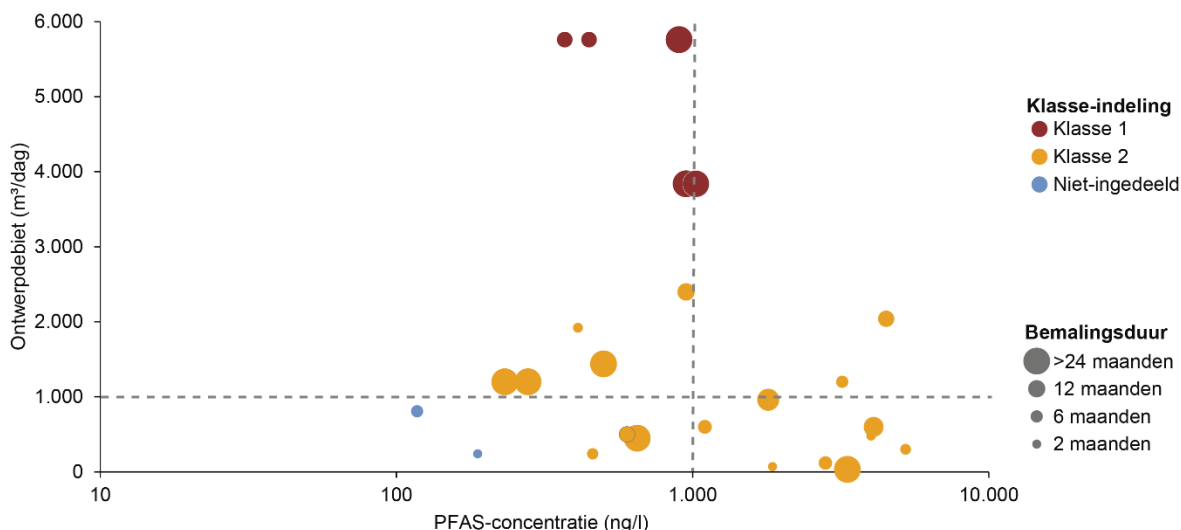
PFAS-concentraties. Tabel 1 geeft een overzicht van de indeling van de lozing van bemalingswater volgens de huidige regelgeving.

Tabel 1: Analyse van de indeling van de lozing van bemalingswater voor de bemalingen uit de bevraging volgens de huidige regelgeving.

Klasse-indeling	Aantal lozingen van bemalingswater
Klasse 1	5
Klasse 2	19
Klasse 3	0
Niet-ingedeeld	2

Geen enkele lozing van bemalingswater bij deze bevraging zou worden ingedeeld in Klasse 3. Een indeling in deze klasse vereist immers dat de concentraties van alle prioritair gevaarlijke stoffen lager zijn dan de geldende toetsingswaarde. PFAS worden integraal beschouwd als prioritair gevaarlijke stoffen, waarbij de toetsingswaarde op het moment van schrijven gelijk is aan de rapportagegrens. Aangezien in alle bemalingswaters PFAS worden aangetoond in concentraties boven deze rapportagegrens, kunnen deze lozingen niet in Klasse 3 worden ingedeeld.

Bij Vijf bemalingen zouden de lozingen worden ingedeeld in Klasse 1, aangezien het bemalingsdebiet hierbij groter is dan 2.500 m³/dag. Bij twee van de 26 bemalingen zouden de lozingen niet ingedeeld worden en bijgevolg niet melding- of vergunningsplichtig zijn. Dit wordt verklaard door het feit dat het bemalingsdebiet bij deze bemalingen lager is dan 1.000 m³/dag, de duur korter is dan zes maanden en de individuele PFAS-concentraties lager zijn dan 10 maal de toetsingswaarde voor PFAS (rapportagegrens), waardoor deze kleinere bemalingen buiten de vergunningsplicht vallen en het niet noodzakelijk is om een PFAS-zuivering te voorzien. Figuur 4 geeft een overzicht van alle bemalingen uit de bevraging waarbij het ontwerpdebiet wordt uitgezet in functie van de PFAS-concentratie in het onbehandelde bemalingswater met aanduiding van de klasse-indeling volgens de huidige regelgeving. Bijkomend is de grootte van elk datapunt in Figuur 4 proportioneel aan de bemalingsduur van de overeenkomende bemaling. Hieruit wordt eveneens duidelijk dat de lozingen van bemalingswater met de laagste gemiddelde totale PFAS-concentraties niet ingedeeld worden volgens de huidige regelgeving.



Figuur 4: Overzicht van het ontwerpdebiet (m^3/dag) in functie van de PFAS-concentratie (ng/l) in het onbehandelde bemalingswater waarbij de grootte van elk datapunt proportioneel is aan de bemalingsduur voor de bemalingen uit de bevraging.

Uit Figuur 4 wordt duidelijk dat het selectiecriterium op basis van de toetsingswaarden voor gevaarlijke stoffen ervoor zorgt dat de lozingen van bemalingswater enkel niet ingedeeld zijn als het bemalingswater betreft met lage PFAS-concentraties.

Hoewel er in deze bevraging geen bemalingen voorkwamen die gelegen zijn in een niet-potentieel verontreinigd gebied is het belangrijk om op te merken dat bemalingswaters afkomstig uit niet-potentieel verontreinigde zones over het algemeen lagere PFAS-concentraties vertonen. Hierdoor wordt de kans klein geacht dat lozingen van bemalingswater met hoge PFAS-concentraties in een niet-potentieel verontreinigde gebied niet ingedeeld zouden worden. Toch kunnen zich in de praktijk situaties voordoen waarbij verhoogde PFAS-concentraties worden aangetroffen in niet-potentieel verontreinigde zones. Dit kan onder meer het gevolg zijn van het feit dat op deze locaties in het verleden nog geen verontreinigingen werden vastgesteld.

In het verdere verloop van dit samenvattend document zal in de relevante figuren systematisch een onderscheid worden gemaakt op basis van de indeling volgens de huidige regelgeving. Dit maakt duidelijk welke datapunten zouden worden geclassificeerd als klasse 1, klasse 2 of als niet-ingedeelde lozingen van bemalingswater. Op deze manier kan onder meer de impact van de indeling op basis van de huidige regelgeving op de totale kosten van de PFAS-zuivering worden geanalyseerd. Dit maakt het mogelijk om de relatie tussen klasse-indeling en kostenefficiëntie van PFAS-verwijdering systematisch te onderzoeken en te visualiseren.

5.3 PFAS-zuiveringsinstallatie en werking

5.3.1 Toegepaste technieken

Op basis van de bevraging en aanvullende informatieverzameling via contacten met de industrie, bedrijven, technologieleveranciers en studiebureaus, blijkt dat voor de verwijdering van PFAS uit bemalingswater vrijwel uitsluitend twee technieken worden toegepast:

- granulaire actieve kool (GAC);
- ionenwisselingsharsen.

Deze kunnen afzonderlijk toegepast worden of in combinatie met elkaar. In dit laatste geval zal GAC voornamelijk instaan voor verwijdering van organische stoffen en lange keten PFAS, en ter bescherming van de nageschakelde ionenwisselingsharsen die voornamelijk instaan voor korte keten PFAS-verwijdering. Van de 26 zuiveringen uit de bevraging pasten 24 zuiveringen uitsluitend GAC toe, één zuivering de combinatie van GAC met ionenwisselingsharsen (specifiek voor arseenverwijdering en niet voor PFAS) en één zuivering uitsluitend ionenwisselingsharsen (specifiek voor PFAS). Uit contacten met bedrijven, technologieleveranciers en studiebureaus werd aangegeven dat deze twee technieken momenteel als meest kosteffectieve technieken worden beschouwd voor de verwijdering van PFAS uit bemalingswater. Bovendien is over het algemeen GAC eveneens het best beschikbaar, het meest vertrouwd en het minst gevoelig aan andere parameters in het bemalingswater.

De keuze qua technologie wordt voornamelijk bepaald door praktische en economische overwegingen. Voor bemalingen geldt steeds dat elke PFAS-zuivering situatiespecifiek is en dit vereist een case-by-case benadering voor ontwerp en opvolging van de zuivering afhankelijk van onder andere het type PFAS, matrix, bemalingsduur en vereiste mobiliteit van de installatie. Over het algemeen komt GAC vaak naar voor als de meest kost effectieve techniek, maar in bepaalde situaties is het mogelijk dat ionenwisselingsharsen kosteneffectiever zijn. Voor sommige inrichtingen dienen jaarlijks verschillende bemalingen uitgevoerd te worden op verschillende locaties op dezelfde site. Voor dergelijke inrichtingen primeert mobiliteit en verplaatsbaarheid. In dit geval wordt vaak geopteerd voor ionenwisselingsharsen (eventueel in combinatie met GAC) voor de zuivering van PFAS. Door de hogere capaciteit van ionenwisselingsharsen t.o.v. GAC hebben ionenwisselingsharsen typisch een lagere EBCT nodig voor dezelfde verwijdering, wat resulteert in een kleinere, makkelijker verplaatsbare filter.

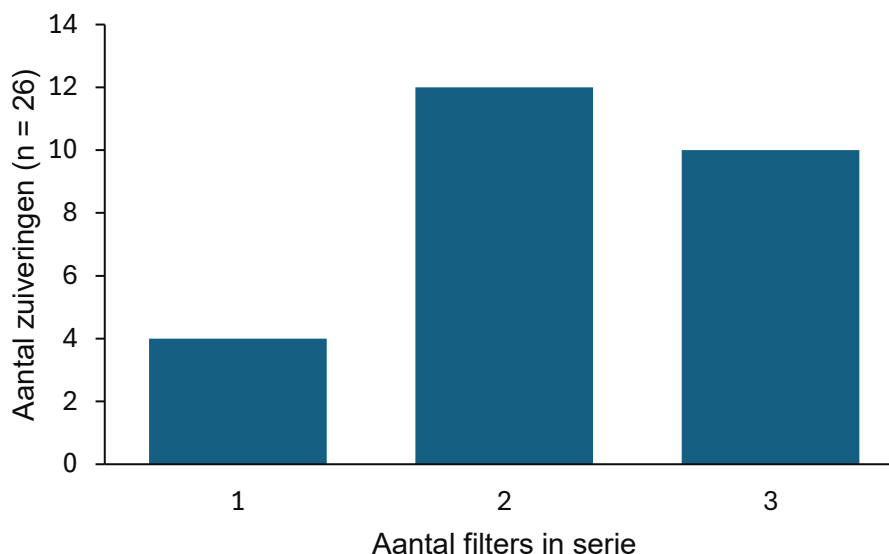
Ten slotte, hangt de keuze van de technologie af van de situatie en betrokken partijen. In sommige gevallen stelt de aannemer een zuivering voor die al dan niet afgetoetst wordt via consulting met een studiebureau. In de meeste van deze gevallen wordt gekozen om GAC toe te passen. In andere gevallen ontwerpt een studiebureau een zuivering op basis van meetgegevens mogelijk aangevuld met labotesten en soms pilootproeven. Hier wordt de meest kosteneffectieve technologie bepaald.

5.3.2 Opstelling

Aantal filters in serie

De GAC- en ionenwisselingsharsfilters worden doorgaans met twee of drie filters in serie geplaatst. Het aantal filters in serie dat toegepast wordt, is afhankelijk van de specifieke situatie en de voorkeur van de betrokken partijen. Over het algemeen worden bij langere of grotere bemalingen drie filters in serie toegepast. Bij kortere en kleinere bemalingen, of wanneer er sprake is van plaatsgebrek op de locatie, worden meestal twee filters in serie geplaatst. In uitzonderlijke gevallen waar de bemaling kort is, er een laag ontwerpdebiet is, de vraag naar PFAS-verwijdering beperkt is en/of plaatsgebrek is, wordt slechts één filter

toegepast. Figuur 5 geeft een overzicht van toepassing van het aantal filters in serie van de 26 zuiveringen uit de bevraging.

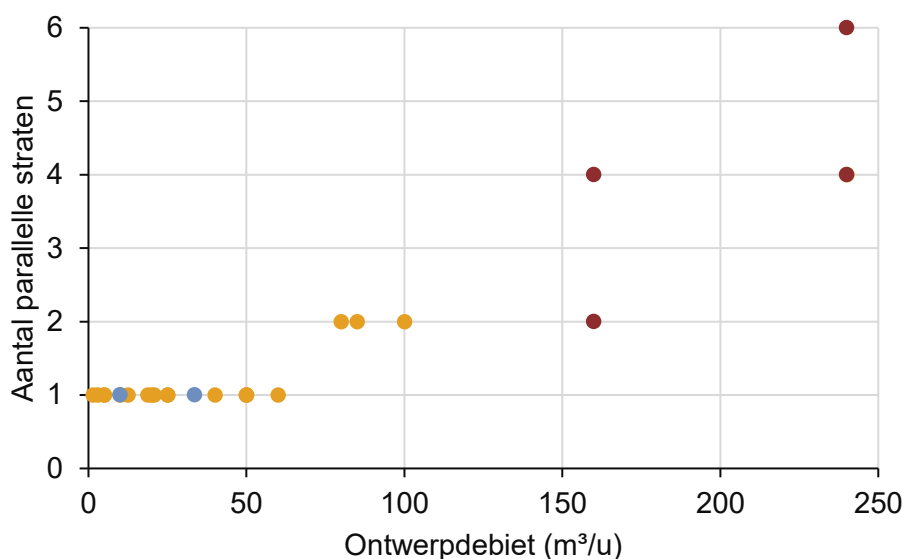


Figuur 5: Overzicht van het aantal zuiveringen uit de bevraging waarbij 1, 2 of 3 filters in serie werden toegepast.

Momenteel wordt een trend vastgesteld waarbij er voor nieuwe bemalingen steeds meer geopteerd wordt voor drie filters in serie omdat in deze opstelling de filters meer optimaal kunnen worden ingezet en omdat deze opstelling zorgt voor een optimale sturing waarbij meer zekerheid ingebouwd wordt voor het behalen van de opgelegde lozingsnormen. Doorgaans wordt de eerste filter optimaal ingezet voor de verwijdering van lange keten PFAS, de tweede filter zorgt voor de verwijdering van de resterende korte keten PFAS en de derde filter dient voornamelijk als garantie om lozing onder de lozingsnormen toe te laten bij tussentijdse doorbraak van de tweede filter in de periode tussen staalname en het ontvangen van de analyseresultaten. Deze opstelling wint aan belang bij lagere emissiegrenswaarden voor PFAS. Volgens de indeling van de lozing van bemalingswater volgens de huidige regelgeving (zie ook hoofdstuk 5.2) zouden vier van de vijf Klasse 1 lozingen drie filters in serie toepassen. In Klasse 2 ingedeelde lozingen zouden zowel één, twee als drie filters in serie toegepast worden. De twee niet-ingedeelde lozingen pasten beide twee filters in serie toe.

Aantal parallelle straten

Afhankelijk van het ontwerpdebiet en de vereiste EBCT worden één of meerdere parallelle straten toegepast om de behandeling van hoge debieten mogelijk te maken en om debietsfluctuaties op te vangen. Dit is noodzakelijk omdat de beschikbare dimensies van mobiele filters beperkt zijn tot een bepaald volume afhankelijk van de leverancier (vb. 17 m³ of 45 m³). Het volume van de toegepaste adsorptiefilters varieert afhankelijk van het ontwerpdebiet en de vereiste EBCT. Dit gaat typisch van 2 – 10 m³ voor de kleinere bemalingen tot 17 – 45 m³ voor grotere bemalingen. Parallelle straten bieden een verhoogde flexibiliteit in de zuivering, waarbij op basis van het bemalingsdebiet kan worden bepaald hoeveel straten moeten worden ingeschakeld. Dit is noodzakelijk om de minimum EBCT te respecteren en vervolgens een efficiënte zuivering te garanderen. Bovendien wordt het debiet dat kan behandeld worden door één straat beperkt door het maximale beschikbare bed volume van de toegepaste, mobiele filters. Doorgaans zien we een maximale toepassing van 60 – 80 m³/u per parallelle straat. Figuur 6 geeft een overzicht van het aantal parallelle straten in functie van het ontwerpdebiet van de zuiveringen uit de bevraging.



Figuur 6: Overzicht van het aantal parallelle straten in zuiveringsinstallaties in functie van het ontwerpdebiet van de installaties uit de bevraging. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Volgens de indeling van de lozing van bemalingswater volgens de huidige regelgeving (zie ook hoofdstuk 5.2), vertonen Klasse 1 lozingen doorgaans een zuiveringsinstallatie met twee of meer parallelle straten (twee lozingen hebben een debiet van 240 m³/u). Dit is logisch, aangezien de indeling in Klasse 1 wordt bepaald op basis van de grootte van het debiet (> 2.500 m³/dag). Klasse 2 lozingen beschikken over het algemeen over één zuiveringsstraat, maar afhankelijk van het debiet (60 – 80 m³/u) en de specifieke omstandigheden kunnen twee parallelle straten noodzakelijk zijn. Lozingen die onder de huidige regelgeving niet langer zouden worden ingedeeld, hadden doorgaans slechts één zuiveringsstraat, aangezien deze enkel lage debieten (< 1.000 m³/dag) vertonen.

Voorbehandeling

De voorbehandeling van het 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 (Goelen et al., 2023), d.i.:

- wanneer één of een combinatie van technieken worden toegepast voor de zuivering van met PFAS belast 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.

Over het algemeen wordt voor bemalingen steeds een zandfilter toegepast voor de verwijdering van zwevende stoffen ter bescherming van de nageschakelde filters tegen verstopping. Uit de bevraging blijkt dat in 92% van de zuiveringen een zandfilter werd toegepast.

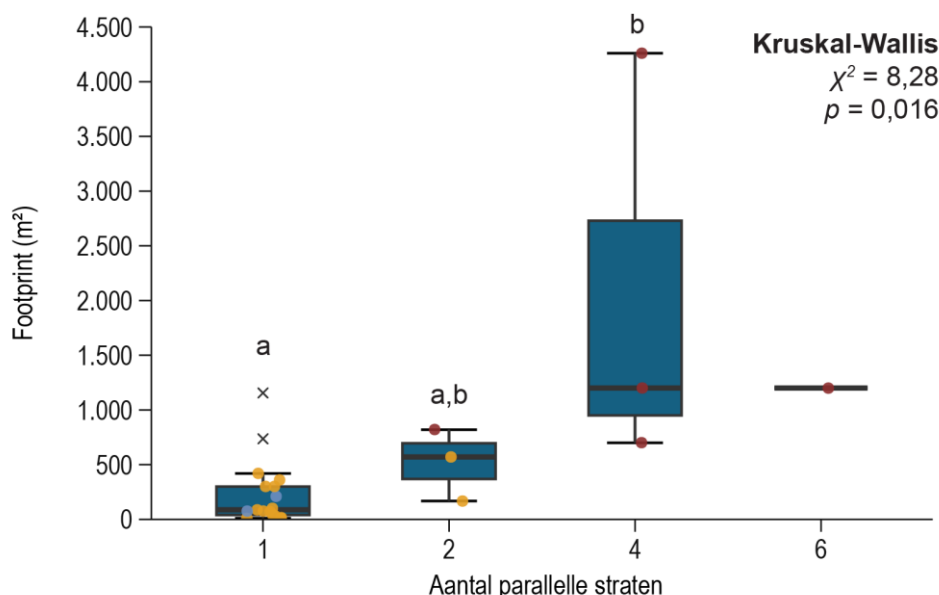
In de situatie waar het bemalingswater hoge ijzer- en/of mangaanconcentraties bevat wordt de zandfiltratie voorafgegaan door een beluchte buffertank. Door middel van deze beluchting

gaat het ijzer en mangaan oxideren en vervolgens neerslaan, en kan daarna mee verwijderd worden via de zandfiltratie. Bij ijzerconcentraties boven 15 mg/l kan een bezinkingstap voor de zandfiltratie noodzakelijk zijn. Uit de bevraging blijkt dat in 85% van de zuiveringen een beluchte buffertank in combinatie met een zandfilter wordt toegepast. Wanneer er geen beluchte buffertank voorzien wordt bij hoge ijzer- en/of mangaanconcentraties kunnen deze neerslaan in de adsorptiefilters wat tot verstopping en vervolgens verlies van capaciteit kan leiden. Zelfs in situaties waar diep, anoxisch (zuurstofvrij) grondwater wordt opgepompt is typisch toch een beluchting noodzakelijk omdat het water niet zuurstofvrij kan gehouden worden tijdens de zuivering.

Dit bevestigt het belang van voorbehandeling van bemalingswater ter verbetering van de efficiëntie en de bescherming van de werking van de nageschakelde waterbehandelingsstechniek.

Benodigde oppervlakte PFAS-zuiveringsinstallatie

Bij bemalingswater kunnen plaatsgebonden beperkingen een rol spelen in de keuze, opstelling en uitvoering van een bepaalde techniek. Voor de meeste zuiveringen in de bevraging speelde de ruimte voor het voorzien van de zuivering geen grote rol, maar in enkele gevallen vormde het een uitdaging om de volledige zuivering te voorzien op de locatie en moest er in bepaalde gevallen geopteerd worden om twee i.p.v. drie filters in serie toe te passen. Naast de adsorptiefilters zelf nemen verder de optionele beluchte buffertank, zandfilters, (tussen)buffers, leidingen, effluentbuffers, pompen, slibtank en energievoorzieningen ruimte in op de locatie. Zuiveringsinstallaties met hoge ontwerpdebieten en bijgevolg een hoger aantal parallelle straten zullen een grotere oppervlakte nodig hebben in vergelijking met kleinere zuiveringen met een lager ontwerpdebiet. Ter vergelijking van de verschillende zuiveringsopstellingen wordt in Figuur 7 de benodigde oppervlakte weergegeven in functie van het aantal parallelle straten. Hierbij dient opgemerkt te worden dat, naast het aantal filters, ook andere elementen van de zuiveringsinstallatie een invloed kunnen hebben op de uiteindelijke footprint.



Figuur 7: Overzicht van de benodigde oppervlakte van de PFAS-zuiveringsinstallatie, uitgedrukt in m², in functie van het aantal parallelle straten voor de zuiveringen uit de bevraging. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingswater zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Figuur 7 bevestigt dat de benodigde oppervlakte van een PFAS-zuiveringsinstallatie toeneemt naarmate er meer parallelle straten aanwezig zijn ($\chi^2 = 8,28$; $p = 0,016$)¹. Desondanks zit er een grote spreiding op de mogelijk oppervlakte die een zuiveringsinstallatie kan innemen met hetzelfde aantal parallelle straten. Dit is afhankelijk van een aantal factoren waaronder:

- omvang van geplaatste adsorptiefilters;
- aanwezigheid en omvang van voorbehandelingsstappen (vb. zandfilter, KWS-filter, slibbuffer, ...);
- beschikbare ruimte op locatie;
- plaatsing van de installatieonderdelen;
- de aanwezigheid en omvang van eventuele bufferbekkens;
- het al dan niet opnemen van de oppervlakte voor bufferbekkens of ruimtevoorziening voor onderhouds- en servicevoertuigen;
- toegankelijkheid van de site.

Aangezien het aantal parallelle straten voornamelijk wordt bepaald door het bemalingsdebiet, en dit debiet tevens de klasse-indeling bepaalt, bestaat er een duidelijk verband tussen de benodigde oppervlakte en de klasse-indeling.

Voor bemalingen met PFAS-zuiveringen waarbij frequente filterwissels noodzakelijk zijn moet er eveneens voldoende ruimte voorzien worden voor vrachtwagens om de filters eenvoudig te kunnen wisselen. Bovendien moeten de filters geplaatst worden aan de rand van de opstelling zodat ze makkelijk bereikbaar zijn. In het geval van korte bemalingen wordt er vaak geopteerd om de installatie zo te dimensioneren dat er geen filterwissels noodzakelijk zijn. In dit geval moet er geen ruimte voorzien worden om eenvoudige wissels toe te laten.

Type adsorptiemateriaal

Tijdens de bevraging werd er onvoldoende informatie verzameld over de aard van het specifieke type GAC of single-use ionenwisselingsharsen die werden toegepast bij bemalingen. Daardoor kan niet dieper ingegaan worden op het bronmateriaal en het type poriën van het gebruikte adsorptiemateriaal. Over het algemeen wordt voor de verwijdering van PFAS uit (afval)water GAC toegepast met steenkool als bronmateriaal (Tushar et al., 2024) omdat dit type GAC typisch hogere verwijderingsrendementen kan realiseren voor PFAS in vergelijking met hernieuwbaar GAC gebaseerd op hout of kokosnoot (McNamara et al., 2018; Westreich et al., 2018). De huidige voorkeur voor steenkool als bronmateriaal in GAC wordt ook bevestigd door de bemalingen in de bevraging die hier meer informatie over hebben gedeeld.

Virgin vs. gereactiveerde GAC

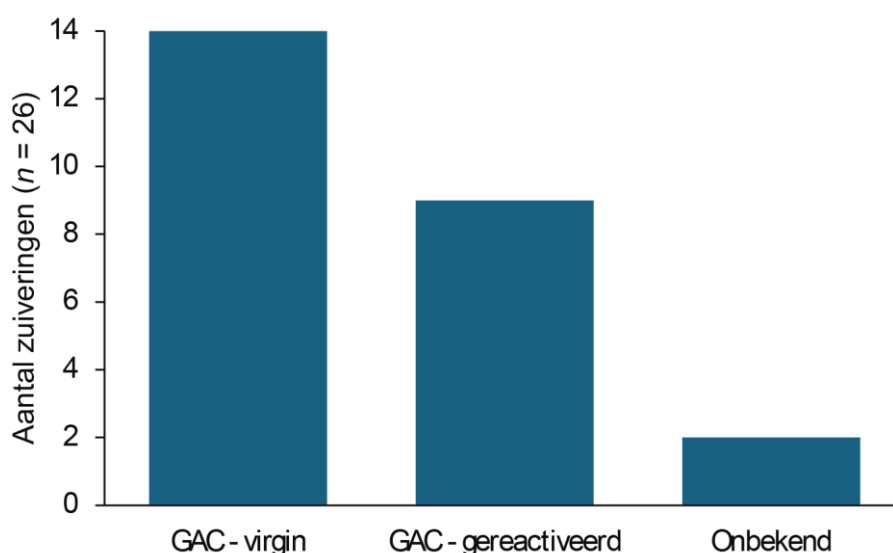
Bij de toepassing van GAC kan er naast het specifieke type GAC dat wordt toegepast, ook een keuze gemaakt worden tussen de toepassing van nieuwe/virgin GAC of gereactiveerde GAC:

- **Virgin GAC:** nieuw geproduceerde GAC die voor de eerste maal ingezet wordt in een zuiveringsopstelling. Na gebruik kan het GAC verder verwerkt worden door enerzijds verbranding of reactivatie ter destructie van de PFAS ;
- **Gereactiveerde GAC:** Gereactiveerde GAC is actieve kool dat na gebruik wordt gereactiveerd en opnieuw kan worden ingezet. Bij thermische reactivatie worden de

¹ De Kruskal-Wallis test is een niet-parametrische toets om te onderzoeken of er significante verschillen bestaan tussen de mediaanwaarden van twee of meer onafhankelijke groepen. De test levert een χ^2 -waarde op die aangeeft hoe groot de verschillen zijn, en de p -waarde geeft de kans dat deze verschillen toevallig zijn ontstaan. We beschouwen een verschil als statistisch significant wanneer de p -waarde kleiner is dan 0,05. In deze test werd de footprint van de installatie met zes parallelle straten buiten beschouwing gelaten aangezien de Kruskal-Wallis test minstens drie waarden per groep vereist.

geadsorbeerde PFAS-moleculen via een pyrolyseproces van het GAC gedesorbeerd en bij verhoogde temperaturen afgebroken. Tijdens dit proces treedt doorgaans een verlies op van ongeveer 5 - 15 gew.% GAC (Desotec, persoonlijke communicatie 2025; Baghirzade et al., 2021), waardoor een hoeveelheid nieuw geproduceerde GAC moet toegevoegd worden. Het gebruik van gereactiveerd GAC biedt meerdere voordelen. Enerzijds leidt het tot lagere filterwisselkosten in vergelijking met het toepassen van volledig nieuw GAC. Anderzijds draagt het bij aan een circulaire en duurzamere benadering van PFAS-verwijdering. Door het hergebruik van GAC wordt de benodigde hoeveelheid nieuw geproduceerd GAC aanzienlijk verminderd. Dit resulteert niet alleen in een lagere vraag naar grondstoffen, maar ook in een vermindering van de milieu-impact die gepaard gaat met productie, transport en afvalverwerking. Deze milieu-impact van de toepassing van GAC wordt verder toegelicht in hoofdstuk 5.5. Over het algemeen presteert gereactiveerde GAC vergelijkbaar met de toepassing van virgin GAC (Medina et al., 2022; Pannu et al., 2023).

Ondanks de bovengenoemde voordelen van gereactiveerde GAC wordt deze in de praktijk voor bemalingen minder vaak toegepast en wordt in de meeste gevallen gekozen voor virgin GAC. Figuur 8 geeft een overzicht van het aantal zuiveringen dat virgin GAC of gereactiveerde GAC toepaste. In twee van de zuiveringen was het onbekend welk type GAC werd toegepast.



Figuur 8: Overzicht van het aantal zuiveringen uit de bevraging waar virgin GAC of gereactiveerde GAC toegepast wordt, of waarbij het gebruikte type GAC onbekend is.

Voor GAC is reactivatie niet altijd mogelijk vanwege de beperkingen opgelegd door de [POP-verordening \(Verordening \(EU\) 2019/1021\)](#). Indien de concentraties in het gebruikte GAC de volgende drempelwaarden overschrijden:

- PFOS en zijn derivaten: 50 mg/kg,
- PFOA en zijn zouten en verwante verbindingen: 1 mg/kg (voor PFOA en zijn zouten) en 40 mg/kg (voor de som van de aan PFOA verwante verbindingen),
- PFHxS en zijn zouten en verwante verbindingen: 1 mg/kg (voor PFHxS en zijn zouten) en 40 mg/kg (voor de som van de aan PFHxS verwante verbindingen),

dan moet worden gegarandeerd dat deze persistente organische verontreinigende stoffen (POP's) vernietigd of onomkeerbaar omgezet worden.

Dit dient te gebeuren via behandelingsmethoden die voldoen aan de beperkingen vermeld in bijlage V van de POP-verordening. Concreet gaat het om chemische of fysische behandelingen (D9), verbranding (D10), gebruik als brandstof voor energierecuperatie (R1), of bepaalde vormen van recycling of terugwinning van metalen en metaalverbindingen (R4).

In het geval van sterk verontreinigde zones met hoge influentconcentraties van PFOS, PFOA en PFHxS in het bemalingswater, kunnen hogervermelde drempelwaarden overschreden worden in het gebruikte GAC. In dat geval kan er gekozen worden voor de toepassing van virgin GAC of kan de sturing van de zuivering zo afgestemd worden dat de wissels plaatsvinden voordat de drempelwaarden overschreden worden, waardoor wel gereactiveerde GAC kan toegepast worden. Hierbij bestaat wel de mogelijkheid dat het gebruikte GAC niet optimaal ingezet wordt en in de praktijk nog verder gebruikt zou kunnen worden. Hierdoor zal het voordeel t.o.v. de toepassing van virgin GAC beperkter zijn. Ondanks dat dit type van sturing niet naar voren kwam tijdens de bevraging, leeft de algemene bezorgdheid van de toepasbaarheid van gereactiveerde GAC indien deze drempelwaarden verder zouden dalen/uitbreiden in de toekomst. Echter zijn in de meeste gevallen de concentraties van deze types PFAS in bemalingswater te laag om uiteindelijk in de buurt van deze drempelwaarden uit te komen.

Uit voorzorg passen sommige partijen deze drempelwaarden reeds toe op alle PFAS bij de keuze van het type GAC. Ten slotte kan het ook de voorkeur van de exploitant van de zuivering zijn om virgin GAC toe te passen of wordt het GAC afgenomen bij een leverancier die dit type verwerking niet aanbiedt.

5.3.3 Sturing van de PFAS-zuivering

Het is BBT om de toegepaste waterbehandelingstechniek(en) voor de verwijdering van PFAS uit bemalingswater op te volgen en te monitoren voor alle relevante PFAS-parameters (Goelen et al., 2023). Dit is een belangrijk aspect voor het doeltreffend beheer van waterbehandelingstechnieken voor de zuivering van met PFAS belast bemalingswater. Monitoring vormt een essentieel instrument voor de sturing en optimalisatie van de werking van de toegepaste zuiveringstechniek(en), met als doel de emissies van PFAS naar het milieu zoveel mogelijk te beperken of te voorkomen.

Locatie van de sturing in de opstelling

Op basis van de bevraging is de aanpak van de sturing van zuivering hoofdzakelijk afhankelijk van het aantal adsorptiefilters dat er in serie worden toegepast:

- **Twee filters in serie:** in deze opstelling wordt de zuivering hoofdzakelijk gestuurd door het opvolgen en waarnemen van doorbraak in het effluent (PFAS-concentratie na de tweede filter);
- **Drie filters in serie:** in deze opstelling wordt de zuivering hoofdzakelijk gestuurd door het opvolgen en waarnemen van doorbraak tussen de tweede en de derde filter of door het analyseren van de PFAS-concentraties na elke filter.

Hoewel bij twee filters in serie in principe de metingen tussen de twee filters als basis gebruikt kunnen worden voor sturing, worden deze op basis van de bevraging in de praktijk weinig toegepast voor bemalingen. Door een sturing op doorbraak in het effluent zal er doorbraak optreden na de eerste filter waardoor deze meer optimaal kan ingezet worden. Daartegenover staat dat de tweede filter eveneens beladen wordt met de doorgebroken PFAS. In de meeste gevallen gaat het hierover korte keten PFAS zoals PFBA. Hierdoor zal bij het doorschuiven van de filters bij een filterwissel de eerste filter reeds beladen zijn met deze PFAS, waardoor

de standtijd korter zal zijn dan de standtijd van de allereerste filter geïnstalleerd met verse GAC. Bovendien is er bij dit type van sturing de mogelijkheid op overschrijding van de lozingsnormen in het effluent in de periode tussen staalname en het ontvangen van de analyseresultaten. Dit risico neemt toe naarmate de opgelegde lozingsnormen dichter in de buurt komen van de rapportagegrenzen. Wanneer de opgelegde lozingsnormen voor PFAS gelijk zouden zijn aan de rapportagegrenzen is dergelijke type sturing in principe niet meer mogelijk aangezien elke waarneming van doorbraak in het effluent zal leiden tot een overschrijding van de lozingsnorm.

De aanpak bij drie filters in serie bouwt hiervoor een bijkomende bescherming in en laat wel een sturing toe voor de situatie waar de opgelegde lozingsnormen gelijk zouden zijn aan de huidige rapportagegrenzen aangezien de opvolging van doorbraak gebeurt tussen de voorlaatste en laatste filter. In dit geval vangt de laatste filter de doorgebroken PFAS op en worden overschrijdingen voorkomen.

Slechts bij twee zuiveringen was er geen specifieke sturing en werd ervoor gekozen om de filters met een vaste frequentie te wisselen.

Type PFAS als basis van de sturing

Het type PFAS dat bepalend is voor de sturing van de zuivering is in de meeste gevallen PFBA aangezien PFBA vaak als eerste doorbreekt. Dit geldt voornamelijk wanneer het bemalingswater hoofdzakelijk korte-keten PFAS, waaronder PFBA, bevat. Wanneer er echter een grote verscheidenheid aan PFAS aanwezig is, zowel lange- als korte-ketenverbindingen, of wanneer de concentraties sterk kunnen variëren in de tijd, wordt er doorgaans voor gekozen om de monitoring van alle relevante PFAS-componenten mee te nemen in de aansturing van het zuiveringsproces. In het geval van hoge concentraties lange keten PFAS, zoals PFOA en PFOS, wordt vaak geopteerd om deze als referentie te gebruiken voor de sturing. Door de hogere influentconcentraties lange keten PFAS kunnen deze als eerste doorbreken voor de korte keten PFAS. Ondanks dat bepaalde specifieke PFAS als referentie gebruikt worden voor de sturing worden doorgaans steeds alle PFAS uit de [WAC/IV/A/025](#) geanalyseerd tijdens de opvolging.

In het geval van drie filters in serie worden de lange ketens vaak ook opgevolgd op de eerste filter om deze zo optimaal mogelijk voor de verwijdering van lange keten PFAS in te zetten.

Monitoringsfrequentie

De toegepaste monitoringsfrequentie is sterk afhankelijk van de specifieke situatie en wordt hoofdzakelijk bepaald door een aantal factoren:

- De bemalingsduur;
- PFAS-influentconcentratie;
- Type GAC en toegepaste EBCT;
- Bemalingsdebiet in de specifieke periode;
- Aard van de matrix en de impact ervan op PFAS-verwijdering;
- Aantal filters in serie en daarbijhorende type sturing.

Over het algemeen varieert de monitoringsfrequentie zowel binnen dezelfde als tussen de verschillende zuiveringen tussen wekelijks tot maandelijks staalnames. Bij de opstart van de zuivering worden de PFAS-concentraties vaak intensiever tot mogelijks twee of drie keer per week opgevolgd om het verloop van de opstart en efficiëntie van de techniek goed te kunnen inschatten. De informatie uit de monitoring tijdens deze opstartfase 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 naar wekelijks,

tweewekelijks of maandelijks analyses in functie van de tijd en afhankelijk van de situatie. Wanneer verhoogde concentraties worden waargenomen kan de monitoringfrequentie tijdelijk weer worden verhoogd. Sommige partijen opteren ervoor om de monitoringfrequentie af te stemmen in functie van de PFAS-concentratie in het effluent, terwijl andere partijen vasthouden aan een vaste monitoringfrequentie. In sommige gevallen wordt deze monitoringfrequentie via bijzondere voorwaarden vastgelegd in de omgevingsvergunning.

In het specifieke geval waarbij de PFAS-concentraties in het bemalingswater in de buurt liggen van de opgelegde lozingsnormen kan in de bijzondere voorwaarden van de omgevingsvergunning opgenomen worden dat het bemalingswater wekelijks opgevolgd wordt zolang de PFAS-concentraties gelijk zijn aan 80-100% van de opgelegde lozingsnorm en is zuivering niet noodzakelijk. Wanneer hogere PFAS-concentraties, zijnde >100% van de lozingsnorm, worden waargenomen in het bemalingswater dan is een PFAS-zuivering noodzakelijk en dient in de eerste maand wekelijks stalen genomen te worden. Nadien kan de monitoringfrequentie dalen tot maandelijks staalname.

De keuze van de monitoringfrequentie is een balans tussen een efficiënte, degelijke sturing en een beperking van de analysekosten. De analysekosten kunnen sterk oplopen bij hoge monitoringfrequenties aangezien vaak PFAS-concentraties voor en na elke adsorptiefilter in de opstelling worden opgevolgd. Zeker bij grote zuiveringen met meerdere parallelle straten kunnen deze kosten een belangrijk aandeel vormen in de totaalkost van de zuivering.

PFAS lozingsnormen

Het grootste deel van de zuiveringen kreeg conform het huidige handelingskader ("[De cirkel rond? Eindrapport van de opdrachthouder voor de aanpak van PFAS-problematiek](#)") de lozingsnorm van 100 ng/l per individuele PFAS opgelegd voor de kwantificeerbare PFAS-componenten opgenomen in het [WAC/IV/A/025](#). Bij één zuivering werd een lozingsnorm van 100 ng/l voor enkele PFAS opgelegd, voor de overige PFAS gold de huidige rapportagegrens. Bij twee zuiveringen werden reeds lozingsnormen van de huidige rapportagegrens per individuele PFAS opgelegd.

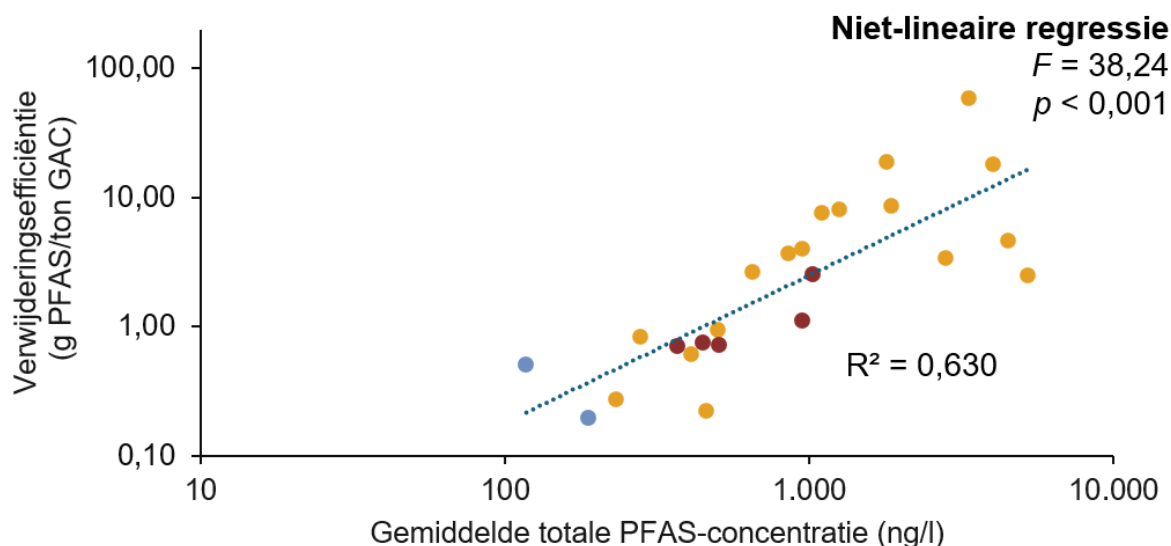
Het is belangrijk om op te merken dat een deel van de bemalingen uit de bevraging, ondanks de lozingsnorm van 100 ng/l per individuele PFAS, met hun zuivering toch (zoveel als mogelijk) streven naar PFAS-verwijdering tot onder de huidige rapportagegrens.

Wisselfrequentie

De wisselfrequentie van de adsorptiefilters in de PFAS-zuivering van bemalingswater is zeer situatie specifiek en varieert bijgevolg sterk tussen de verschillende bemalingen. In sommige bemalingen ($n = 6$) werd geen wissel toegepast omdat geen doorbraak werd waargenomen over de gehele bemalingsduur. Voor de overige bemalingen varieerde de wisselfrequentie over het algemeen tussen 1 maal om de 4 – 49 weken met een uitschieter tot 92 weken. De toegepaste wisselfrequentie is sterk afhankelijk van een groot aantal factoren waaronder:

- PFAS-influent concentratie;
- Type PFAS in het bemalingswater;
- Bemalingsdebiet;
- Opgelegde lozingsnormen;
- Type adsorptiemateriaal;
- Aantal filters in serie;
- Volume van de adsorptiefilters
- Aantal parallelle straten in operatie;
- Aard van de sturing en wisselstrategie;
- Aard van de matrix;
- Toepassing en efficiëntie van toegepaste voorbehandeling

In het geval van de toepassing van GAC is de PFAS-influentconcentratie relevant. Bij lage PFAS-influentconcentraties wordt PFAS minder efficiënt verwijderd. Hierdoor kan GAC minder optimaal worden ingezet, wat leidt tot een hoger materiaalverbruik en een grotere hoeveelheid te verwerken GAC (Pranic et al., 2025). Concreet betekent dit dat bij lagere PFAS-influentconcentraties slechts lagere beladingen van het GAC mogelijk zijn in vergelijking met situaties met hogere PFAS-concentraties, waardoor per verwijderde hoeveelheid PFAS relatief meer GAC wordt verbruikt en bijgevolg relatief meer wissels moeten toegepast worden. Dit wordt ook gereflecteerd in de data die verzameld wordt tijdens de bevraging (Figuur 9). In Figuur 9 wordt de hoeveelheid gram PFAS verwijderd per verbruikte ton GAC uitgezet in functie van de gemiddelde totale PFAS-concentratie voor alle bemalingen die uitsluitend GAC toepassen ($n = 24$). Er is een significant stijgend verband waar te nemen tussen twee parameters wat bevestigt dat de efficiëntie van de zuivering met GAC (g PFAS verwijderd/ton GAC) toeneemt met stijgende PFAS-concentratie. Volgens de indeling van de lozing van bemalingswater volgens de huidige regelgeving (zie ook hoofdstuk 5.2), valt op dat lozingen die op het moment van schrijven niet langer zouden ingedeeld zijn, die de laagste gemiddelde totale PFAS-concentraties vertonen, bijgevolg ook een lage verwijderingsefficiëntie hebben.



Figuur 9: Verwijderingsefficiëntie (g PFAS verwijderd/ton GAC) bij de toepassing van GAC in de PFAS-zuivering van bemalingswater in functie van de gemiddelde totale PFAS-concentratie in het bemalingswater. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Noot: Voor tien bemalingen kon de hoeveelheid verwijderde PFAS (g PFAS) rechtstreeks worden afgeleid uit de gegevens van de bevraging, op basis van eigen berekeningen. Voor de overige bemalingen werd de totale hoeveelheid verwijderde PFAS binnen de beschouwde periode bepaald op basis van gegevens over de evolutie van het bemalingsdebiet en de individuele PFAS-concentraties in het influent en effluent van de PFAS-zuivering.

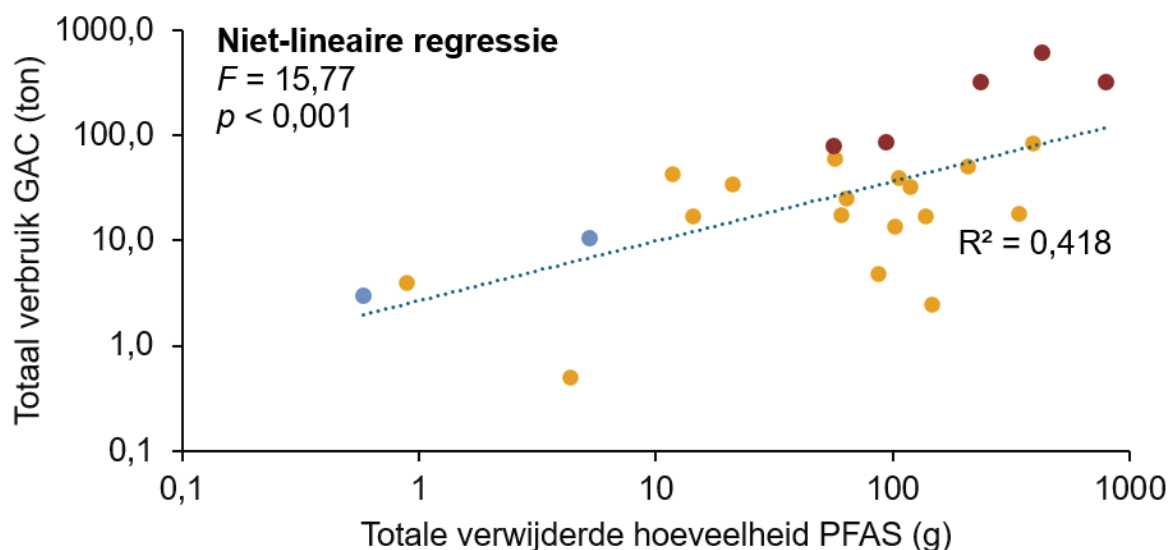
Hiervoor werd gebruikgemaakt van aangeleverde PFAS-analyses volgens [WAC/IV/A/025](#) (korte- en langeketens PFAS). Analyses volgens [WAC/IV/A/026](#) (ultrakorte keten PFAS) werden niet in beschouwing genomen. De tijdsintervallen tussen opeenvolgende PFAS-analyses werden gebruikt om het cumulatieve volume behandeld bemalingswater te bepalen. Dit volume werd vervolgens vermenigvuldigd met het verschil tussen de totale PFAS-concentratie in het influent en die in het effluent. Ten slotte werden de berekende

hoeveelheden verwijderde PFAS per tijdsinterval gesommeerd om de totale verwijderde hoeveelheid PFAS te bepalen.

Indien in het influent en/of effluent één of meerdere PFAS werden gedetecteerd boven de rapportagegrens, werd de som van deze concentraties beschouwd als de totale PFAS-concentratie. Concentraties onder de rapportagegrens werden hierbij op nul gesteld. Indien geen enkele PFAS werd gedetecteerd in het influent of effluent, werd de rapportagegrens gehanteerd als totale PFAS-concentratie. Deze aanpak kan leiden tot een lichte onderschatting van de verwijderde hoeveelheid PFAS, aangezien minimale resterende concentraties in het effluent worden verondersteld.

Voor twee bemalingen was geen gedetailleerde evolutie van het bemalingsdebiet beschikbaar. In deze gevallen werd de totale hoeveelheid verwijderde PFAS ingeschat op basis van het gemiddelde bemalingsdebiet, de gemiddelde totale PFAS-concentratie en de opgelegde lozingsnormen voor PFAS.

Daarnaast bevestigt de data uit deze bevraging eveneens dat de totale hoeveelheid GAC dat verbruikt werd toeneemt naarmate meer PFAS verwijderd werd uit het bemalingswater over de gehele bemalingsduur (Figuur 10). Desondanks is er een grote variatie totaal verbruikt GAC waar te nemen bij een bepaalde hoeveelheid verwijderd PFAS wat aangeeft dat mogelijk andere factoren, zoals de matrix van het bemalingswater, een invloed hebben op het GAC-verbruik (zie ook paragraaf 5.4.5).



Figuur 10: Totaal verbruik GAC (ton) bij de toepassing voor PFAS-zuivering van bemalingswater in functie van de totale hoeveelheid PFAS (g) die verwijderd werd tijdens deze zuivering. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

5.3.4 Conclusie

Uit de analyse van de toegepaste PFAS-zuiveringsinstallaties voor bemalingswater blijkt dat in de praktijk vrijwel uitsluitend granulaire actieve kool (GAC) en ionenwisselingsharsen worden ingezet, met een duidelijke voorkeur voor GAC. De keuze voor een techniek is sterk situatie-specifiek en wordt bepaald door technische, praktische en economische overwegingen, waarbij GAC vaak als meest praktische en kosteneffectieve oplossing naar

voren komt, terwijl ionenwisselingsharsen voordelen bieden in termen van mobiliteit en compacte opstelling.

De resultaten bestrijken een breed spectrum aan bemalingstypes, gaande van lage tot hoge ontwerpdebieten en van lage tot hoge PFAS-influentconcentraties waarvoor specifieke opstellingen voor de waterzuiveringsinstallatie worden toegepast. Qua opstelling worden doorgaans twee of drie filters in serie toegepast, waarbij drie filters de voorkeur genieten om doorbraak beter op te vangen en robuust te kunnen voldoen aan strengere lozingsnormen. Parallele straten worden ingezet om hoge debieten te behandelen en de vereiste EBCT te respecteren. Voorbehandeling met zandfiltratie, vaak voorafgegaan door een beluchte buffertank, is daarbij een gangbare praktijk om verstopping en capaciteitsverlies te voorkomen.

In de praktijk wordt voornamelijk virgin GAC toegepast. Hoewel gereactiveerde GAC technisch vergelijkbare prestaties levert en voordelen biedt op vlak van circulariteit, wordt het gebruik ervan beperkt door operationele voorkeuren en in specifieke gevallen door wettelijke randvoorwaarden vanuit de POP-verordening.

De sturing van de zuivering is sterk afhankelijk van het aantal filters in serie. Bij twee filters wordt meestal gestuurd op effluentwaarden, terwijl bij drie filters de sturing tussen de tweede en derde filter toelaat om overschrijdingen te vermijden, ook bij lozingsnormen die in de buurt komen van of gelijk zijn aan de rapportagegrenzen. PFBA is vaak bepalend voor de sturing, maar bij hoge concentraties lange keten PFAS worden deze als referentie genomen. De monitoringsfrequentie varieert sterk in functie van de bemalingsfase, influentconcentratie en opgelegde normen, waarbij analysekosten een niet te verwaarlozen aandeel vormen in de totale kost van de zuivering. De wisselfrequentie van de filters bij toepassing van GAC, die samenhangt met de verwijderingsefficiëntie (g PFAS verwijderd per ton GAC), wordt significant beïnvloed door de gemiddelde totale PFAS-influentconcentratie. De efficiëntie neemt toe, en bijgevolg de wisselfrequentie af, naarmate de PFAS-concentratie stijgt.

Samenvattend tonen de resultaten aan dat een robuuste en flexibele opstelling, met aandacht voor voorbehandeling, keuze van het type adsorptiemateriaal, monitoring en afstemming van de sturing op het type PFAS en lozingsnormen, essentieel is voor een betrouwbare verwijdering van PFAS uit bemalingswater.

5.4 Kosten van de PFAS-zuivering

In het laatste deel van de bevraging werd specifieke informatie opgevraagd over de kosten geassocieerd met de PFAS-zuivering van bemalingswater. Hierbij werd een onderscheid gemaakt in operationele kosten (OPEX) en installatiekosten (CAPEX). Voor beide type kosten werden naast de totale kosten ook specifieke deelenkosten bevestigd:

Operationele kosten (OPEX)

- Eenheidskosten adsorptiemateriaal;
- Huurprijs adsorptiefilter;
- Transport-/wisselkosten;
- Verwerkingkosten (reactivatie of verbranding);
- Reinigingskosten adsorptiefilter;
- Energiekosten;
- PFAS analysekosten;
- Personeelkosten;
- Andere kosten.

Installatiekosten (CAPEX)

- Aankoop en installatie vaste adsorptiefilters;
- Aankoopkosten verbonden aan specifieke onderdelen;
- Specifieke installatiekosten van fundering en/of infrastructuur voor plaatsing zuiveringsinstallatie;
- Andere installatiekosten.

Ten slotte werd voor de volledigheid informatie gevraagd over de totale kost van de volledige bemaling (inclusief de zuivering) en de totale kost van het project waarbinnen de bemaling werd uitgevoerd.

5.4.1 Beschikbaarheid, verwerking en interpretatie van kosten

Uit de bevraging werd duidelijk dat het vaak niet evident is om al deze informatie ter beschikking te stellen. Vaak zit al deze informatie niet bij de exploitant zelf en dient dit opgevraagd te worden bij (onder)aannemers of studiebureaus die betrokken zijn bij het project. Zeker in het geval van de installatiekosten kon vaak geen opsplitsing gemaakt worden in de verschillende deelenkosten.

Voor de operationele deelenkosten kon voor de meeste bemalingen informatie verzameld worden over de eenheidskosten van het adsorptiemateriaal, huurkosten van de filters en/of de zuivering, transport-/wisselkosten en verwerkingskosten van het adsorptiemateriaal. Personeelskosten konden vaak niet afzonderlijk gedeeld worden omdat deze niet specifiek voor de PFAS-zuivering ter beschikking waren. Energiekosten en reinigingskosten zijn vaak opgenomen binnen de huurprijs van de zuiveringsinstallatie, maar in sommige gevallen kon informatie over afzonderlijke energiekosten verzameld worden. Daarnaast worden bijkomend vaak ook nog mobilisatie en demobilisatiekosten aangerekend voor het opstellen en verwijderen van de zuiveringsinstallatie op de locatie. Deze kosten zijn éénmalig bij de respectievelijke opbouw en afbraak van de waterzuivering en zijn heel specifiek voor de situatie. Vaak werd er geen informatie gedeeld over de totale kost van de volledige bemaling (inclusief de zuivering) en de totale kost van het project waarbinnen de bemaling werd uitgevoerd.

De bevestigde deelenkosten werden uiteindelijk gebruikt om voor elk van de zuiveringen voor de aangegeven bemalingsduur de totale operationele kosten te berekenen, indien deze niet al gedeeld werden in de bevraging. Voor 11 van de 26 onderzochte zuiveringen, voornamelijk

mobiele installaties, waren er geen installatiekosten vereist. In deze gevallen bestond de totale kost voor de zuivering van het bemalingswater uitsluitend uit operationele kosten. Voor de overige zuiveringen werd de installatiekost mee in rekening gebracht om de totaalcost te bepalen. Voor bemalingen die afgerond waren in de periode van de bevraging werd de totale CAPEX meegenomen. Voor bemalingen die nog liepen tijdens deze periode werd de CAPEX verdeeld over de specifieke periode waarover informatie gedeeld werd, rekening houdende met de totale verwachte bemalingsduur en een discontovoet van 4%.

Op basis van de berekende totale kosten van de PFAS-zuivering van het bemalingswater werden deze waarden uitgedrukt in twee specifieke totale kosten:

- EUR/m³ behandeld bemalingswater;
- EUR/g PFAS verwijderd uit het bemalingswater.

Op deze manier kunnen de totale kosten tussen de verschillende bemalingen uit de bevraging op een relevante manier met elkaar vergeleken worden en kunnen verdere analyses uitgevoerd worden naar de impact van de matrix (paragraaf 5.4.5) en de impact van de potentiële verlaging van PFAS-lozingsnormen (paragraaf 5.4.6) op deze totale kosten. Elk van deze specifieke totale kosten heeft zijn specifieke voordelen:

- De totale kosten uitgedrukt in EUR/m³ zijn eenvoudig te berekenen uit de operationele gegevens en eenvoudig te communiceren. Daardoor maakt deze parameter een snelle, operationele vergelijking mogelijk tussen verschillende PFAS-zuiveringen onafhankelijk van het behandelde debiet. Bovendien is dit een zinvolle parameter voor operationele budgettering en dimensionering van de zuiveringen;
- De totale kosten uitgedrukt in EUR/g PFAS geven onmiddellijk inzicht in de impact en de prestatie van de zuiveringsinstallatie waardoor deze kunnen aangewend worden om verschillende zuiveringen onderling te vergelijken. Bovendien geeft deze specifieke kost een duidelijk inzicht in de kostenefficiëntie van de PFAS-zuivering.

De informatie over de evolutie van het bemalingsdebiet of het totaal bemaald volume werd gebruikt om de totale kosten om te rekenen naar de specifieke kost uitgedrukt in EUR/m³ behandeld bemalingswater. Indien deze informatie niet kon aangeleverd worden, werd deze ingeschat op basis van het gemiddelde bemalingsdebiet.

De specifieke totale kost uitgedrukt in EUR/g PFAS verwijderd uit het behandelde bemalingswater werd bepaald door de totale kosten te delen door de totale hoeveelheid PFAS dat verwijderd werd uit het bemalingswater over de relevante beschouwde periode uit de bevraging. De totale hoeveelheid verwijderde PFAS werd in eerste instantie bepaald op basis van de informatie uit de bevraging en verder op basis van de evolutie van het bemalingsdebiet/bemaald volume en de analyseresultaten van de influent en effluent PFAS-concentraties (volgens [WAC/IV/A/025](#)), zoals reeds beschreven in paragraaf 5.3.3. Indien deze informatie niet ter beschikking was, werd voor deze zuiveringen een ruwe schatting gemaakt op basis van het gemiddelde debiet, gemiddelde influent PFAS-concentraties en opgelegde lozingsnormen voor PFAS.

Ten slotte werd maar voor een beperkt aantal zuiveringen informatie aangeleverd over de totale kost van de volledige bemaling (inclusief de zuivering) en de totale kost van het project waarbinnen de bemaling werd uitgevoerd.

Alle kosten vermeld in dit hoofdstuk zijn steeds de kosten exclusief BTW.

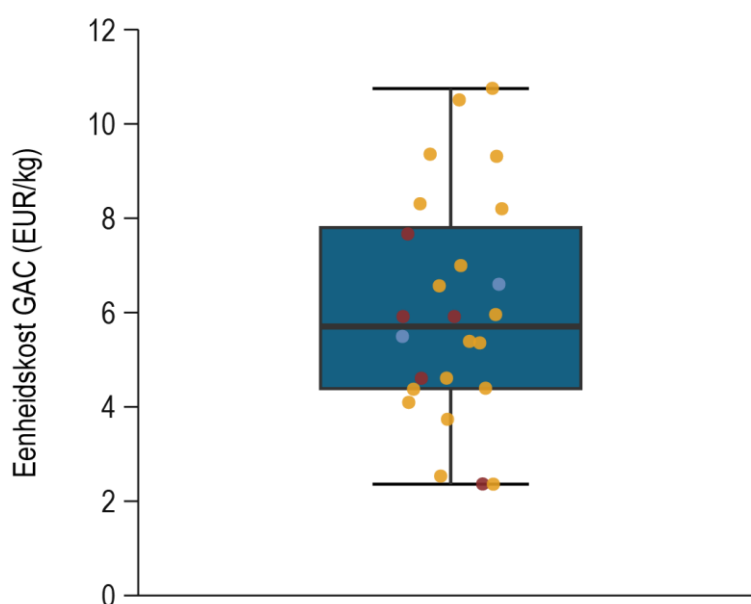
5.4.2 Operationele deelenkosten

Deze paragraaf geeft een overzicht van de beschikbare informatie over de operationele deelenkosten van PFAS-zuiveringen van bemalingswater.

Over het algemeen kan er een onderscheid gemaakt worden tussen twee verschillende soorten prijszettingen voor PFAS-zuiveringen van bemalingswater:

1. Er wordt een algemene eenheidskost voor het adsorptiemateriaal afgesproken waarin zowel transport-/wisselkosten, reinigingskosten en/of verwerkingskosten in opgenomen zijn. In dit geval zijn de huurkosten voor de filters vaak wel apart opgenomen;
2. Er worden afzonderlijke kostprijzen voor elk van de deelenkosten afgesproken. In sommige gevallen kunnen bepaalde deelenkosten (vb. huurkosten filters en energiekosten) samen opgenomen zijn in één enkele kost.

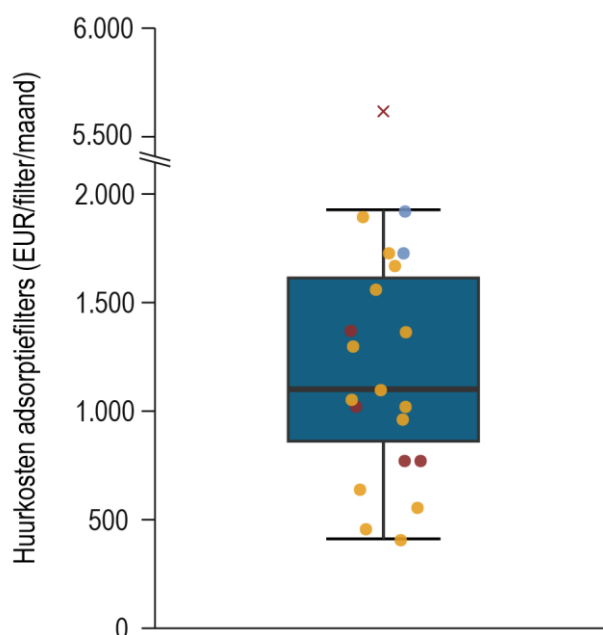
Figuur 11 geeft een overzicht van de eenheidskosten voor GAC² op basis van de verzamelde informatie ($n = 24$). In deze figuur worden steeds de eenheidskosten weergegeven waarin transport-/wisselkosten, reinigingskosten en verwerkingskosten mee in opgenomen zijn. Voor de bemalingen met prijszettingen waarin afzonderlijke deelenkosten worden afgesproken werd de totale eenheidskost berekend door de afzonderlijke transport-/wisselkosten, reinigingskosten en/of verwerkingskosten mee in beschouwing te nemen. De eenheidskosten van de toegepaste GAC in PFAS-zuiveringen van bemalingswater liggen tussen 2,36 – 10,75 EUR/kg GAC. Deze kosten kunnen variëren door onder andere de leverancier, het type GAC, gereactiveerd of nieuwe GAC en de hoeveelheid van afname van het product. Er is geen duidelijk verschil waar te nemen in de eenheidskost van GAC op basis van de indeling van de lozingen van bemalingswater volgens de huidige regelgeving (zie ook hoofdstuk 5.2)



Figuur 11: Overzicht van eenheidskosten voor GAC toegepast in de PFAS-zuivering van bemalingswater op basis van de verzamelde informatie ($n = 24$). De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

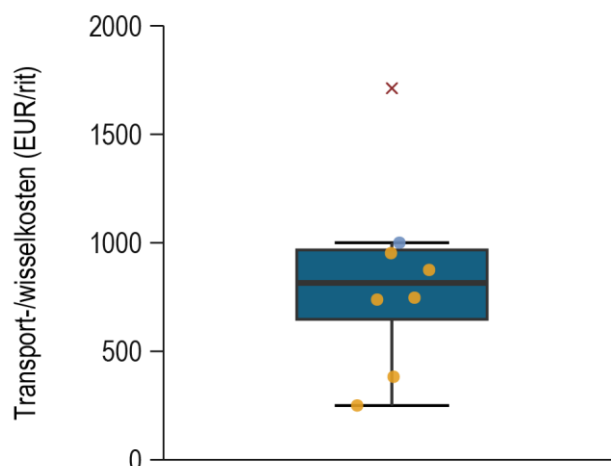
² De beschikbaarheid van eenheidsprijzen van andere adsorptiematerialen zoals ionenwisselingsharsen zijn te beperkt om mee op te nemen in deze analyse.

De huurkosten voor de adsorptiefilters toegepast voor PFAS-zuivering van bemalingswater werden voor de meeste bemalingen afzonderlijk gedeeld tijdens de bevraging ($n = 20$). Deze kosten liggen over het algemeen tussen 411,35 – 1.926,85 EUR/filter/maand met één uitschieter tot 5.629,00 EUR/filter/maand (Figuur 12). Deze kosten kunnen variëren door onder andere de leverancier, de omvang en type van de filter, het inbegrip van energiekosten in deze huurkosten, de bemalingsduur en omvang van afname. Voor de huurkosten is er geen verschil in de toepassing van virgin of gereactiveerd GAC. Er is geen duidelijk verschil waar te nemen in de eenheidskost van GAC op basis van de indeling van de lozingen van bemalingswater volgens de huidige regelgeving (zie ook hoofdstuk 5.2). De huurkosten van de PFAS-zuiveringsinstallatie voor de twee lozingen van bemalingswater die volgens de huidige regelgeving niet langer zouden ingedeeld zijn liggen aan de hogere kant van de range.



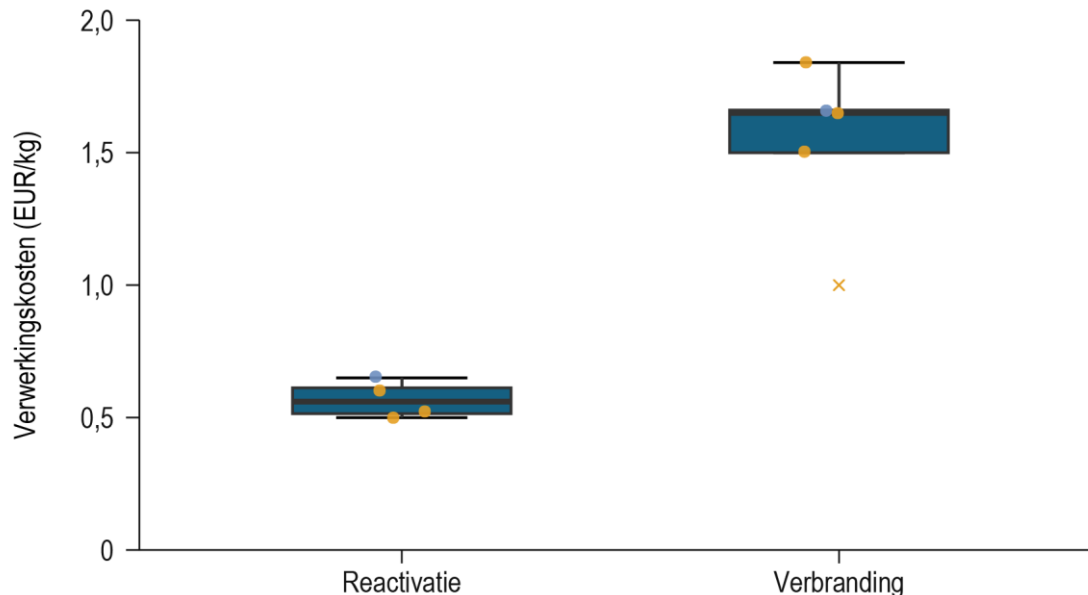
Figuur 12: Overzicht van huurkosten van adsorptiefilters in de PFAS-zuivering van bemalingswater op basis van de verzamelde informatie ($n = 21$). De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

De transport-/wisselkosten zitten voor de meeste PFAS-zuiveringen van bemalingswater opgenomen in de eenheidsprijs van het adsorptiemateriaal. In een beperkt aantal gevallen werden afzonderlijke transport-/wisselkosten gedeeld ($n = 8$). Deze kosten liggen over het algemeen tussen 250 – 1.000 EUR/rit met één uitschieter tot 1.712 EUR/rit (Figuur 13). Deze kosten zijn hoofdzakelijk afhankelijk van de leverancier, omvang en type van de filter, transportafstand en bemalingsduur. De kosten omvatten enkel het transport en de wissel van de filters los van de eenheidskost van het toegepaste GAC en bijgevolg eveneens onafhankelijk van de aard van het type GAC (virgin of gereactiveerd) dat wordt toegepast.



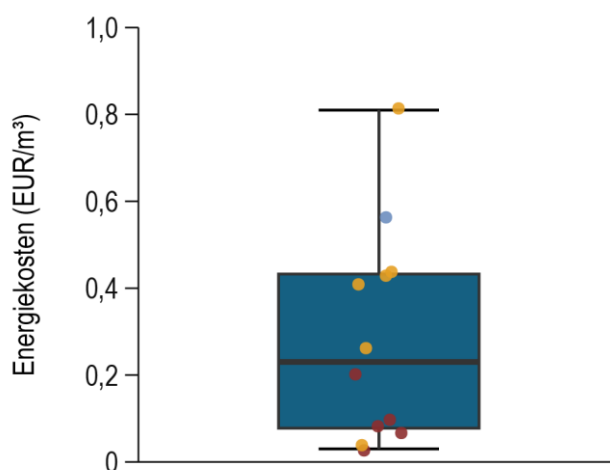
Figuur 13: Overzicht van transport-/wisselkosten van adsorptiefilters in de PFAS-zuivering van bemalingswater op basis van de verzamelde informatie (n = 8). De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

De verwerkingskosten van het gebruikte adsorptiemateriaal zitten voor de meeste PFAS-zuiveringen van bemalingswater opgenomen in de eenheidskost van het adsorptiemateriaal (n = 17). Voor een beperkt aantal gevallen werden specifieke kosten vermeld voor reactivatie (n = 4) en verbranding (n = 5) (Figuur 14). Deze kosten zijn voornamelijk afhankelijk van de leverancier, type verwerking (reactivatie of verbranding) en de eventuele aanwezigheid van andere pollutanten (vb. kwik).



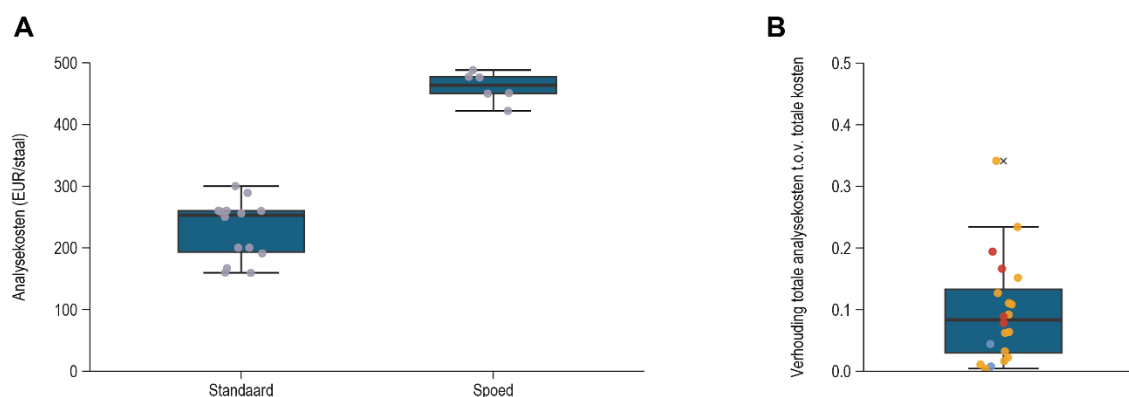
Figuur 14: Overzicht van verwerkingskosten van adsorptiemateriaal toegepast in PFAS-zuivering van bemalingswater op basis van de verzamelde informatie specifiek voor reactivatie (n = 4) en verbranding (n = 5). De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

De energiekosten voor PFAS-zuiveringen van bemalingswater worden hoofdzakelijk bepaald door de elektriciteitskosten die verbonden zijn aan de werking van de pompen in de waterzuiveringsinstallatie. Voor een beperkt aantal zuiveringen van bemalingswater waren de energiekosten opgenomen in de huurkosten van de zuiveringsinstallatie ($n = 7$) of werden hiervoor geen afzonderlijke kosten gerapporteerd ($n = 7$). In de overige gevallen werden afzonderlijke energiekosten voor de PFAS-zuivering van bemalingswater gedeeld ($n = 12$). Deze kosten variëren tussen 0,03 – 0,81 EUR/m³ behandeld bemalingswater (Figuur 15). De variatie in energiekosten wordt voornamelijk bepaald door het aantal en het vermogen van de pomp(en), de bemalingsduur, het behandelde volume bemalingswater, de drukval over zand- en adsorptiefilters, het aantal filters in serie, het aantal parallelle zuiveringsstraten in de waterzuiveringsinstallatie en de gehanteerde elektriciteitsprijzen (EUR/kWh). Op basis van de indeling volgens de huidige regelgeving wordt duidelijk dat bemalingen met hoge debieten (>2.500 m³/dag), die ingedeeld worden in Klasse 1, over het algemeen lagere energiekosten per m³ behandeld bemalingswater hebben. Door het grotere cumulatieve volume bemalingswater zullen de kosten in EUR/m³ eveneens lager uitvallen.



Figuur 15: Overzicht van energiekosten van PFAS-zuivering van bemalingswater op basis van de verzamelde informatie ($n = 12$). De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Ten slotte werd er tijdens de bevraging eveneens informatie verzameld over de kosten verbonden aan de PFAS-analyses voor de opvolging en sturing van de zuivering van bemalingswater. Figuur 16A geeft een overzicht van de analysekosten in EUR/staal. Deze kosten kunnen variëren afhankelijk van het uitvoerende labo, de omvang van afname en al dan niet toepassen van spoedprocedure. Bij een spoedprocedure wordt tijd tussen staalname en ontvangen van analyseresultaten beperkt tot doorgaans 2 – 3 dagen.



Figuur 16: Overzicht van (A) de analysekosten in EUR/staal en (B) de verhouding van de totale analysekosten ten opzichte van de totale kosten van de PFAS-zuivering op basis van de verzamelde informatie. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

De totale analysekosten zijn sterk afhankelijk van de monitoringsfrequentie en het type van de sturing van de zuivering. De monitoringsfrequentie wordt voornamelijk bepaald door het bemalingsdebiet, bemalingsduur, aard van de matrix, aard van de PFAS-concentraties. Een optimale monitoringsfrequentie wordt bepaald door een balans tussen optimale sturing en beperking van de totale analysekosten. De totale analysekosten voor een PFAS-zuivering van bemalingswater kunnen sterk oplopen bij hoge monitoringsfrequenties aangezien vaak PFAS-concentraties voor en na elke adsorptiefilter in de opstelling worden opgevolgd. Zeker bij grote zuiveringen met meerdere parallelle straten kunnen deze kosten een belangrijk aandeel vormen in de totaalkost van de zuivering gaande tot wel 19 – 34% van de totale kosten van de zuivering in de meest extreme gevallen. Figuur 16B geeft een overzicht van het percentage van de analysekosten ten opzichte van de totale kosten van de PFAS-zuivering van bemalingswater (zie ook paragraaf 5.4.3 en 5.4.4).

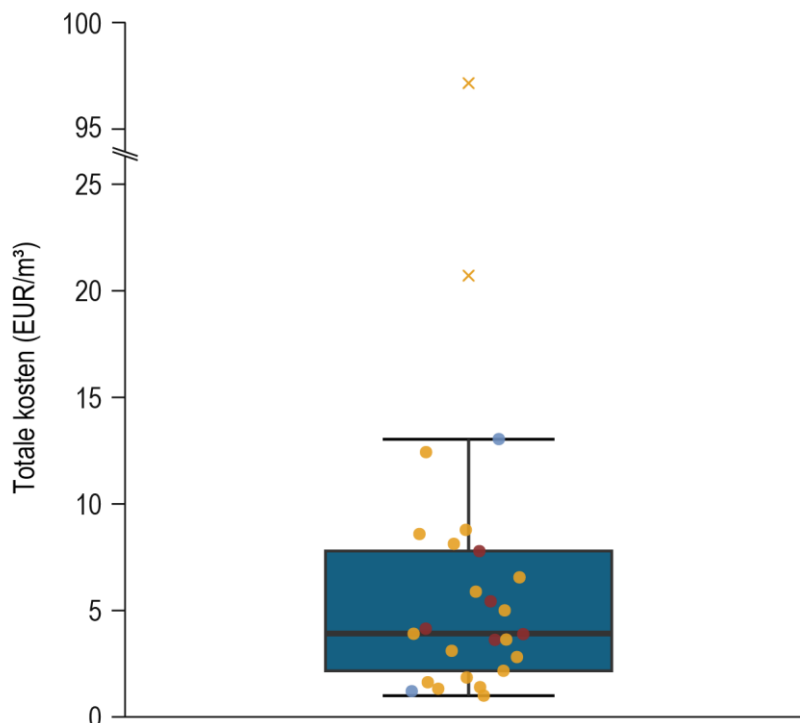
Conclusie

De operationele kosten van PFAS-zuivering van bemalingswater vertonen een aanzienlijke variatie, wat voornamelijk te verklaren is door verschillen in prijszettingsmodellen, leveranciers, type en hoeveelheid adsorptiemateriaal en de schaal en duur van de bemaling. De eenheidskosten voor GAC, waarin vaak transport-, wissel- en verwerkingskosten zijn inbegrepen, liggen tussen 2,36 – 10,75 EUR/kg GAC. De huurkosten van adsorptiefilters en de energiekosten zijn voornamelijk afhankelijk van de configuratie en bedrijfsvoering van de installatie. Transport- en verwerkingskosten zijn meestal inbegrepen in de materiaalprijs, maar kunnen in afzonderlijke gevallen een bijkomende kost vormen. Daarnaast blijkt dat analysekosten, sterk gestuurd door de monitoringsfrequentie en de complexiteit van de zuivering, in sommige gevallen een substantieel aandeel van de totale kosten kunnen innemen. Dit onderstreept het belang van een evenwichtige afweging tussen sturing en kostenefficiëntie bij de toepassing van PFAS-zuiveringen voor bemalingswater.

5.4.3 Totale kosten PFAS-zuivering in EUR/m³

Specifieke totale kosten in EUR/m³

Figuur 17 geeft een grote spreiding weer van de totale kosten in EUR/m³ voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater.



Figuur 17: Overzicht van de totale kosten (EUR/m³) voor alle bemalingen uit de bevraging. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

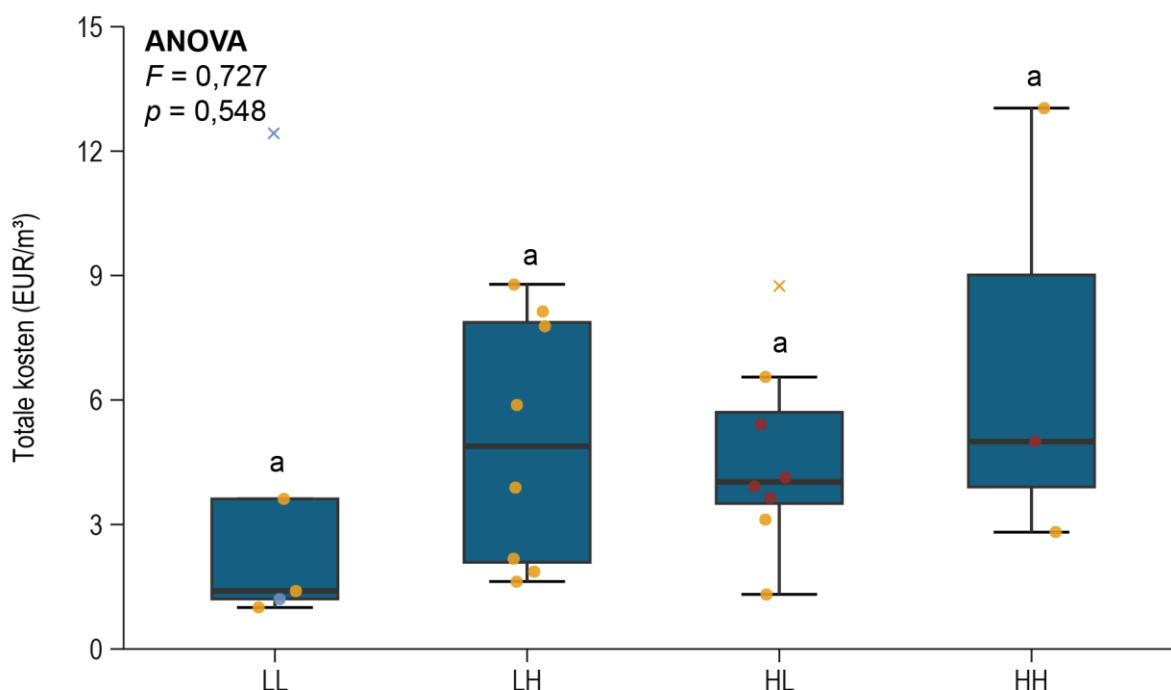
Gemiddeld situeren de totale kosten zich tussen 2,09 – 8,24 EUR/m³. Voor een bemaling met een gemiddeld bemalingsdebiet van 500 m³/dag met een bemalingsduur van 10 maanden komt dit neer op een totale kost van 381.700 – 1.256.600 EUR. Deze kosten kunnen afhankelijk van de situatie echter lager of hoger uitvallen met een minimum van 1,00 EUR/m³. Er zijn twee zuiveringen waarvan de kosten een heel stuk hoger liggen, meer bepaald 20,71 EUR/m³ en 97,07 EUR/m³. Op basis van de aangeleverde informatie is een mogelijke oorzaak hiervan dat de zuivering gedimensioneerd is voor veel hogere debieten, maar in de praktijk veel lagere debieten behandelt. Dit kan mogelijk deels opgevangen worden bij het ontwerp van de installatie. Indien bij de start van de bemalingen hoge debieten verwacht worden met lagere lekdebieten tegen het einde, dan kan de zuiveringsinstallatie dermate gedimensioneerd worden met meerdere parallelle straten. Dit laat toe om bij lagere debieten een of meerdere parallelle straten te demobiliseren en daardoor uiteindelijk te besparen op kosten. Daarnaast is er ook de mogelijkheid dat de installatie vaak voor lange periodes stilligt, maar er wel huur- en werkingskosten betaald moeten worden voor de installatie. In dit geval is het totaal aantal m³ bemalingswater dat behandeld wordt laag waardoor de totale kosten in EUR/m³ hoog zullen uitvallen. Voor verdere analyses worden deze twee uitschieters niet mee opgenomen in de analyse. Op basis van de indeling van de lozing van bemalingswater volgens de huidige regelgeving (zie ook hoofdstuk 5.2) bedragen de kosten voor de niet-ingedeelde lozingen tussen 1,21 en 13,98 EUR/m³. Deze kosten situeren zich zowel aan de onder- als bovenkant van de totale kostenrange. Het verschil in kosten kan worden verklaard door de variatie in het volume bemalingswater dat in deze bemalingen wordt behandeld, wat een directe impact heeft

op de kost per m³. Bijgevolg wordt een niet-ingedeelde lozing niet noodzakelijk geassocieerd met een hoge totale kost in EUR/m³. Verder is er geen verschil waar te nemen in de totale kosten in EUR/m³ tussen lozingen van bemalingswater die ingedeeld zouden worden in Klasse 2 en Klasse 1.

Deze totale kosten liggen aanzienlijk hoger dan de conservatieve inschatting van 0,50 – 2,60 EUR/m³ die in de [BBT-studie voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater](#) (Goelen et al. 2023) werd gemaakt. Die inschatting was specifiek gebaseerd op bemalingswater en hield rekening met de toen beschikbare gegevens.

Impact categorieën bemalingen

Figuur 18 geeft de totale kosten in EUR/m³ weer voor de vier categorieën bemalingen die werden gedefinieerd in hoofdstuk 5.1.

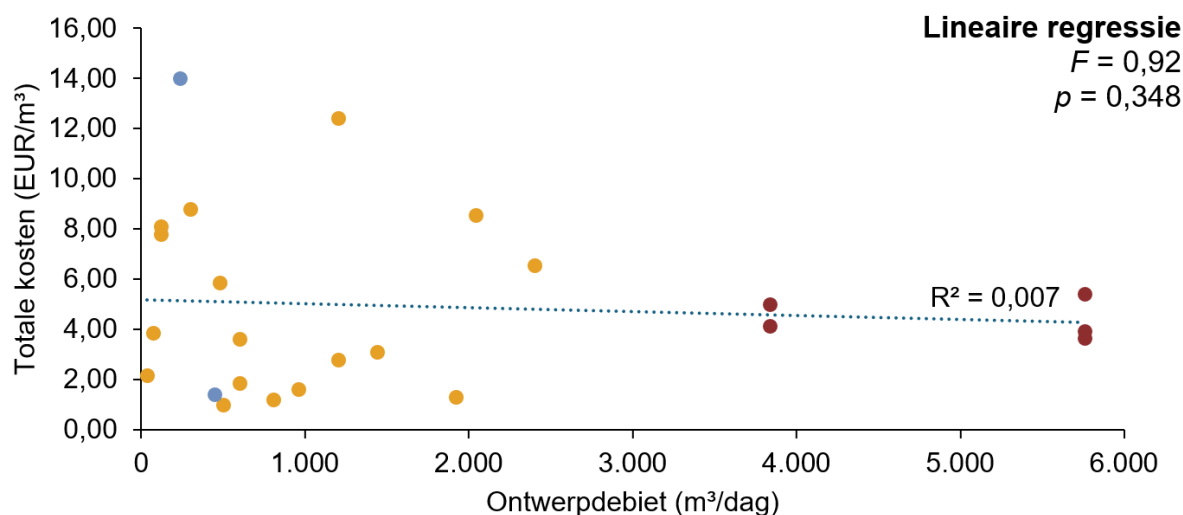


Figuur 18: Totale kosten (EUR/m³) voor de verwijdering van PFAS uit het bemalingswater van de bemalingen uit de bevraging, opgesplitst in vier categorieën LL; LH, HL en HH op basis van het ontwerpdebiet en de gemiddelde PFAS-influentconcentratie. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Hoewel de totale kosten in EUR/m³ op basis van Figuur 18 een licht toenemende trend vertonen tussen die vier categorieën, is er geen statistisch significant verschil waar te nemen tussen deze vier categorieën ($F = 0,727$; $p = 0,548$)³. Dit geeft aan dat voor de totale kosten in EUR/m³ het niet zinvol is een onderscheid te maken in deze vier categorieën. Deze Figuur 18 bevestigt verder dat er geen duidelijk onderscheid is tussen de totale kosten uitgedrukt per

³ De ANOVA (Analysis of Variance) is een parametrische toets die onderzoekt of er significante verschillen bestaan tussen de gemiddelden van twee of meer groepen. Ze vergelijkt de variatie tussen groepen met de variatie binnen groepen om te bepalen of de groepsverschillen groter zijn dan toeval. De test levert een F -waarde op die aangeeft hoe groot de verschillen zijn, en de p -waarde geeft de kans dat deze verschillen toevallig zijn ontstaan. We beschouwen een verschil als statistisch significant wanneer de p -waarde kleiner is dan 0,05.

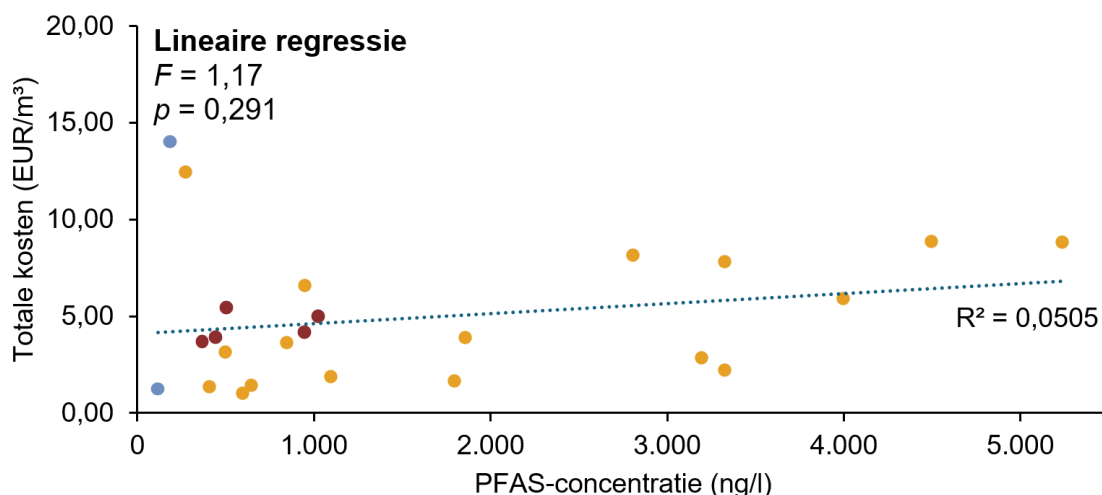
m³ behandeld bemalingswater op basis van de indeling van de lozing volgens de huidige regelgeving, zelfs niet binnen elke categorie. Om het mogelijke verband tussen het ontwerpdebiet en de totale kosten enerzijds, en tussen de gemiddelde PFAS-concentratie in het influent en de totale kosten anderzijds te analyseren, worden deze twee relaties afzonderlijk weergegeven in Figuur 19 en Figuur 20.



Figuur 19: Relatie tussen het ontwerpdebiet (m³/dag) en de totale kosten voor PFAS-verwijdering (EUR/m³) voor de verschillende zuiveringen uit de bevraging. De lineaire trendlijn doorheen deze data wordt voorgesteld door de stippellijn en de R^2 geeft de determinatiecoëfficiënt van de lineaire regressie weer. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Op basis van een lineaire regressie op de relatie tussen het ontwerpdebiet (m³/dag) en de totale kosten in EUR/m³ is er geen verband ($F = 0,050$; $p = 0,824$)⁴ waar te nemen tussen deze twee parameters. Dit geeft aan dat de grootte van het ontwerpdebiet niet noodzakelijk een directe invloed heeft op de totale kosten in EUR/m³ voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater.

⁴ Lineaire regressie schat het lineair verband tussen een afhankelijke en een of meer onafhankelijke variabelen. De F -waarde toetst of het model als geheel significant is, de p -waarde geeft aan of de relaties significant zijn en de determinatiecoëfficiënt R^2 drukt uit hoeveel variantie het model verklaart. We beschouwen een verschil als statistisch significant wanneer de p -waarde kleiner is dan 0,05.

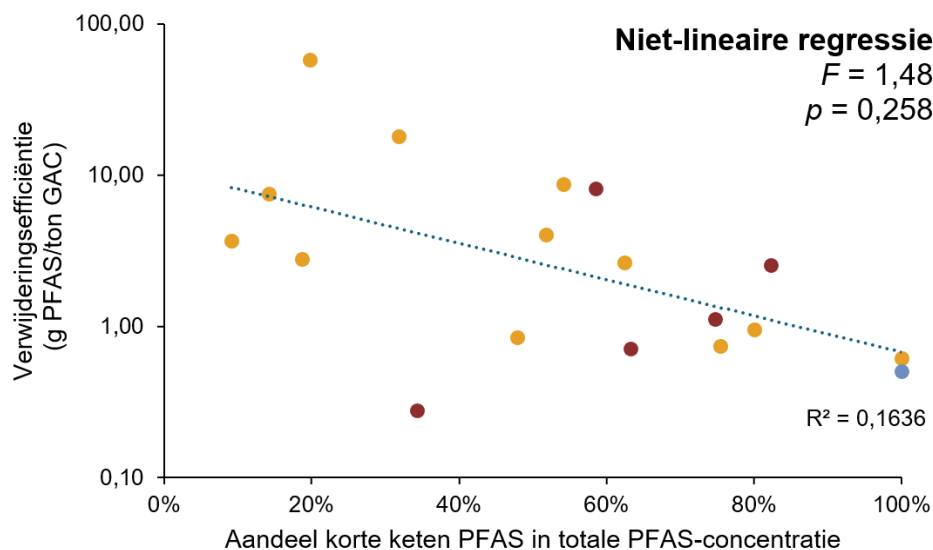


Figuur 20: Relatie tussen de gemiddelde PFAS-influentconcentratie en de totale kosten voor PFAS-verwijdering (EUR/m³) voor de verschillende zuiveringen uit de bevraging. De lineaire trendlijn doorheen deze data wordt voorgesteld door de stippellijn en de R^2 geeft de determinatiecoëfficiënt van de lineaire regressie weer. De volle, zwarte lijnen stellen het 95% betrouwbaarheidsinterval van dit verband voor. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Op basis van een lineaire regressie op de relatie tussen de gemiddelde PFAS-influentconcentratie (ng/l) en de totale kosten in EUR/m³ is er geen statistisch significant verband waar te nemen tussen deze twee parameters. Dit toont aan dat de PFAS-concentratie in het bemalingswater geen directe invloed heeft op de totale kosten uitgedrukt per m³ behandeld bemalingswater.

Dit toont aan dat de waarneembare variatie in de totale kosten uitgedrukt per m³ behandeld bemalingswater voornamelijk te verklaren is door bijkomende factoren, zoals bijvoorbeeld de matrix.

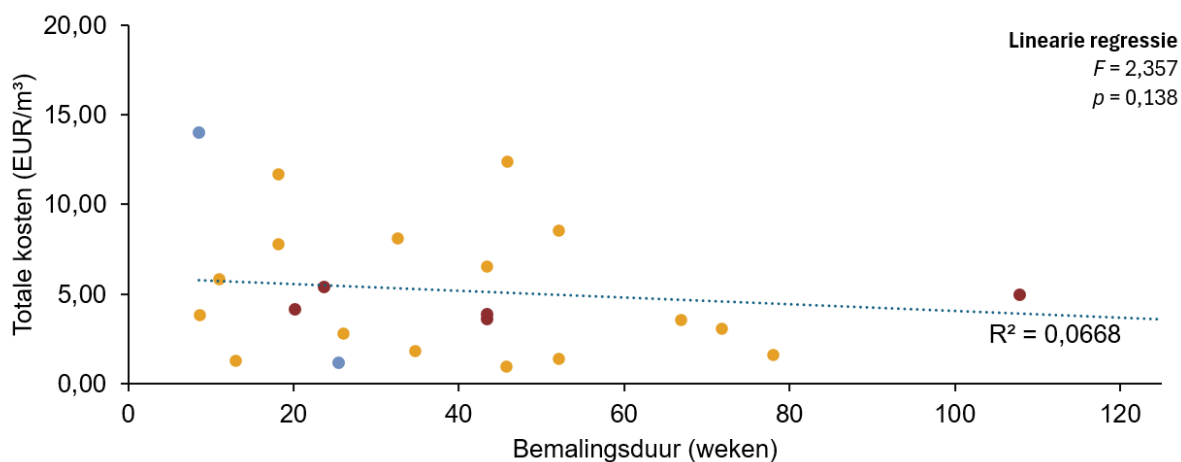
Naast de relatie tussen de gemiddelde PFAS-influentconcentratie (ng/l) en de totale kosten in EUR/m³ werd er ook gekeken naar de impact van de gemiddelde korte keten en lange keten PFAS-influentconcentraties afzonderlijk op de totale kosten. Hierbij werd geen statistisch significant verband waargenomen. Desalniettemin is er een dalende trend waar te nemen wanneer de verwijderingsefficiëntie (g PFAS verwijderd/ton GAC) wordt uitgezet in functie van het aandeel korte keten PFAS in de totale PFAS-concentratie. Desondanks wordt bij eenzelfde hoeveelheid verwijderd PFAS een grote variatie in verwijderingsefficiëntie vastgesteld. Dit wijst erop dat mogelijk andere factoren, zoals de totale PFAS-concentratie en de matrix van het bemalingswater, een belangrijkere rol spelen in het totale GAC-verbruik (zie ook paragraaf 4.3.5). Dit kan verklaren waarom er geen statistisch significant verband ($F = 1,48$; $p = 0,258$) kan worden waargenomen.



Figuur 21: Verband tussen de verwijderingsefficiëntie (g PFAS/ton GAC) en het aandeel korte keten PFAS in de gemiddelde totale PFAS-concentratie. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Impact bemalingsduur

Figuur 22 geeft het verband weer tussen de totale kosten in EUR/m³ voor de behandeling van met PFAS belast bemalingswater in functie van de bemalingsduur. Op basis van lineaire regressie is dit verband niet statistisch significant ($F = 2,357$; $p = 0,138$). Dit geeft aan dat de lengte van de bemaling niet noodzakelijk een directe invloed heeft op de totale kosten in EUR/m³ voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater.



Figuur 22: Relatie tussen de bemalingsduur (weken) en de totale kosten voor PFAS-verwijdering (EUR/m³) voor de verschillende zuiveringen uit de bevraging. De lineaire trendlijn doorheen deze data wordt voorgesteld door de stippellijn en de R^2 geeft de determinatiecoëfficiënt van de lineaire regressie weer. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Conclusie

Er is een grote variatie in de totale kosten in EUR/m³ voor de behandeling van met PFAS belast bemalingswater, waarbij de kosten kunnen variëren tussen 1 en 15 EUR/m³ met uitschieters tot 21 of 97 EUR/m³ in specifieke situaties. Het ontwerpdebiet, bemalingsduur en PFAS-influent concentraties hebben geen directe invloed op de totale kosten in EUR/m³. De kosten voor lozingen die niet langer ingedeeld zouden worden volgens de huidige regelgeving variëren sterk (1,21–13,98 EUR/m³) en bestrijken zowel de onder- als bovenkant van de totale kostenrange, voornamelijk door verschillen in behandeld volume. Daarnaast wordt geen significant verschil vastgesteld in de kosten per m³ tussen lozingen die onder Klasse 1 of Klasse 2 zouden vallen volgens de huidige regelgeving.

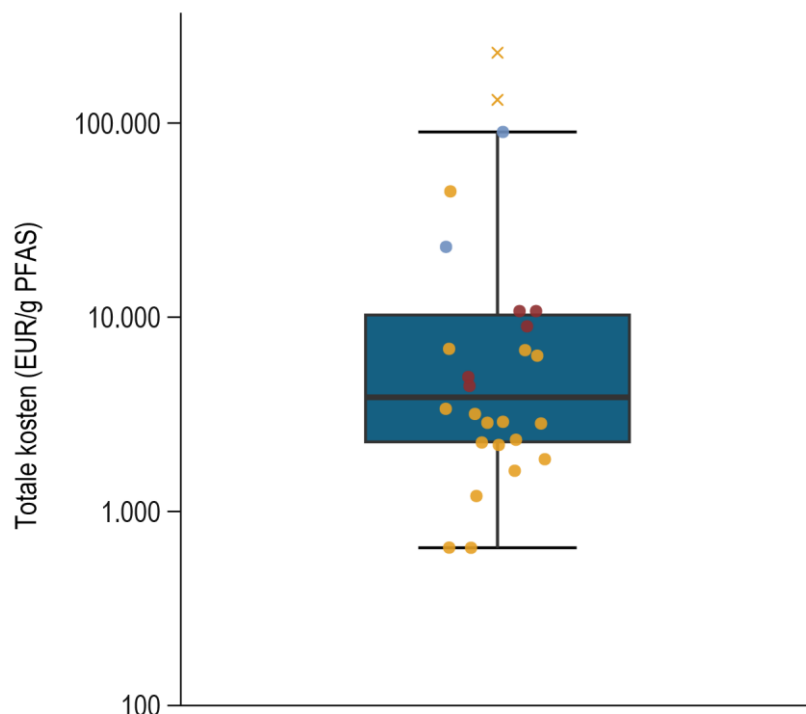
De totale kosten uitgedrukt in EUR/m³ zijn eenvoudig te berekenen uit de operationele gegevens en eenvoudig te communiceren. Daardoor maakt deze parameter een snelle, operationele vergelijking mogelijk tussen verschillende PFAS-zuiveringen onafhankelijk van het behandelde debiet. Bovendien is dit een zinvolle parameter voor operationele budgettering en dimensionering van de zuiveringen. Een belangrijk nadeel van deze parameter is dat deze geen rekening houdt met de PFAS-concentratie in het bemalingswater en bijgevolg ook geen rekening houdt met de effectieve verwijderingsefficiënties van de installatie.

Het is aanbevolen dat het totaal behandeld volume bemalingswater opgevolgd wordt zodat operationele vergelijkingen op basis van de totale kosten in EUR/m³ mogelijk zijn. Alle bemalingen moeten beschikken over een debietmeter om het opgepompte volume grondwater nauwkeurig te registreren. Hierdoor kan de opvolging van het totaal behandeld volume bemalingswater bewerkstelligd worden indien al het bemalingswater behandeld wordt.

5.4.4 Totale kosten PFAS-zuivering in EUR/g PFAS

Specifieke totale kosten in EUR/g PFAS

Figuur 23 geeft een zeer grote spreiding weer van de totale kosten uitgedrukt in EUR/g PFAS verwijderd uit het bemalingswater.



Figuur 23: Overzicht van de totale kosten (EUR/g PFAS) voor alle bemalingen uit de bevraging. De waarden op verticale as worden voorgesteld op een logaritmische schaal. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Gemiddeld situeren de totale kosten voor lozingen die in Klasse 2 of Klasse 1 ingedeeld zouden worden volgens de huidige regelgeving zich tussen 2.200 – 6.800 EUR/g PFAS verwijderd, maar deze kunnen afhankelijk van de situatie eveneens lager of hoger uitvallen met een minimum van 650 EUR/g PFAS. Op basis van de indeling van de lozing van bemalingswater volgens de huidige regelgeving (zie ook hoofdstuk 5.2) bedragen de kosten voor de lozingen die niet langer ingedeeld zouden worden respectievelijk 23.000 en 90.000 EUR/g PFAS. Dit zijn de derde en vijfde hoogste totale kosten (EUR/g PFAS) die werden waargenomen bij de 26 bemalingen. Dit wijst erop dat niet-ingedeelde bemalingen over het algemeen gepaard kunnen gaan met hogere kosten per gram verwijderd PFAS. De huidige regelgeving lijkt dit gedeeltelijk op te vangen door een indeling te hanteren waarbij bepaalde lozingen waarbij PFAS weinig kostenefficiënt verwijderd kan worden niet langer worden ingedeeld. Meer specifiek betreft dit lozingen van bemalingswater die, afhankelijk van de locatie (al dan niet in potentieel verontreinigd gebied), gekenmerkt worden door lage PFAS-concentraties, korte bemalingsduur en/of lage debieten.

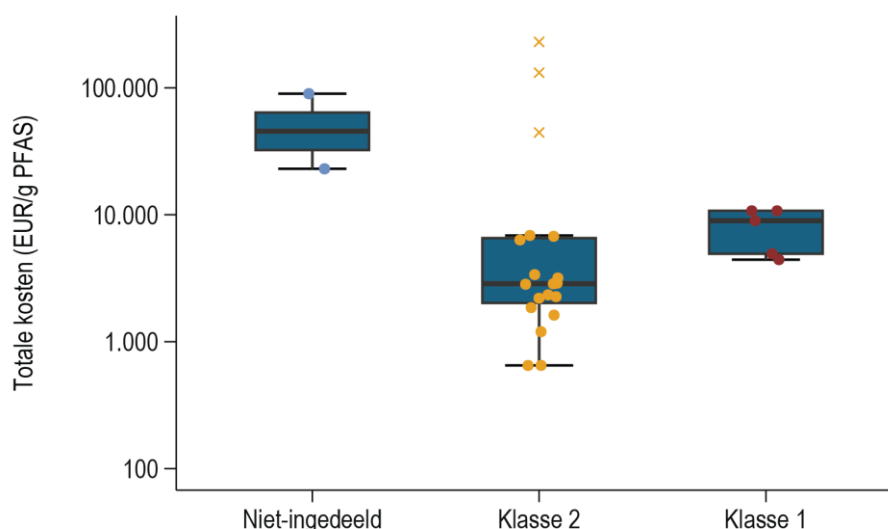
Desalniettemin zijn er drie zuiveringen die volgens de huidige regelgeving in Klasse 2 zouden worden ingedeeld maar waarvoor de kosten aanzienlijk hoger liggen, namelijk 44.500, 132.000 en 231.000 EUR/g PFAS. De twee uitschieters met hoogste kosten (Figuur 23) betreffen dezelfde zuiveringen waarvoor de totale kosten in EUR/m³ hoger uitvielen met dezelfde mogelijke oorzaken. In deze specifieke gevallen blijkt bovendien dat de bemalingen

relatief lage gemiddelde totale PFAS-concentraties vertonen, namelijk in de orde van 232–460 ng/l (som van alle PFAS uit [WAC/IV/A/025](#)), waardoor in die specifieke gevallen slechts beperkte PFAS-vrachten werden verwijderd. Deze twee uitschieters worden daarom niet opgenomen in de verdere analyses. De derde zuivering die volgens de huidige regelgeving in Klasse 2 zou worden ingedeeld, vertoont met 44.500 EUR/g PFAS eveneens een aanzienlijk hogere totale kost dan de overige lozingen binnen deze klasse (Figuur 24). De verhoogde kosten per gram PFAS verwijderd kunnen mogelijk worden verklaard door een combinatie van de volgende factoren:

- Relatief hoge operationele kosten, onder meer door een hoge eenheidskost van 9,32 EUR/kg GAC;
- Lage gemiddelde totale PFAS-concentratie (278 ng/l) (som van alle PFAS uit [WAC/IV/A/025](#)), wat in combinatie met het debiet en de duur in deze bemaling resulteert in een beperkte hoeveelheid verwijderde PFAS.

Aangezien deze bemaling (gedeeltelijk) gelegen is in een potentieel verontreinigd gebied en een debiet heeft van 1.200 m³/dag, zou deze volgens de huidige regelgeving steeds in Klasse 2 worden ingedeeld. Desalniettemin is het belangrijk om te benadrukken dat bij de indeling volgens de huidige regelgeving de impact van de lozing van het bemalingswater niet enkel bepaald wordt door de aanwezige PFAS-concentraties, maar eveneens door het bemalingsdebiet, de bemalingsduur en de andere aanwezige (prioritair) gevaarlijke stoffen.

Figuur 22 geeft de totale kosten van PFAS-zuivering weer, uitgedrukt in EUR per gram PFAS verwijderd, in functie van de klasse-indeling van de lozingen volgens de huidige regelgeving. Er wordt geen duidelijk verschil waargenomen in de kosten per gram verwijderd PFAS tussen lozingen ingedeeld in Klasse 1 en Klasse 2. Hierdoor blijkt dat een strengere klasse-indeling niet automatisch samenhangt met hogere totale kosten van de zuivering. In enkele gevallen vertonen lozingen ingedeeld in Klasse 2 zelfs de hoogste kosten per gram verwijderd PFAS, met name bij bemalingen met lage PFAS-concentraties. Dit bevestigt dat de totale kosten van PFAS-zuivering in belangrijke mate worden bepaald door de totale PFAS-concentratie van het bemalingswater, en slechts in beperkte mate door bemalingsduur en bemalingsdebiet.



Figuur 24: Totale kosten van de PFAS-zuivering in functie van de klasse-indeling van de lozing van bemalingswater volgens de huidige regelgeving.

Vergelijking PFAS-kosteneffectiviteit met bestaande methodieken

Wanneer deze totale kosten in EUR/g PFAS vergeleken worden met de standaard kosteneffectiviteitscurve uit het Nederlandse model voor de beoordeling van de kosteneffectiviteit van een maatregel voor andere gevaarlijke stoffen, die ook opgenomen is in de [“Methodiek haalbaarheid maatregelen in kader van de impactbeoordeling bedrijfsafvalwater”](#) (De Buyck et al., 2025), dan zijn deze waarden voor PFAS gemiddeld 1.000 keer groter bij eenzelfde waterbezwaarlijkheid (ter referentie van 1/MKN PFOS).

PFAS zijn momenteel niet opgenomen in deze methodiek. Dit is onder meer te verklaren doordat PFAS als groep dienen te worden beoordeeld, en niet als individuele stoffen. De bestaande methodiek is echter gebaseerd op een stof-specifieke benadering.

Binnen het Nederlandse model worden voor bepaalde parameters afwijkingen voorzien ten opzichte van de standaard kosteneffectiviteitscurves, gebaseerd op praktijkvoorbeelden waaruit blijkt dat de werkelijke kosteneffectiviteit significant kan afwijken (zowel hoger als lager). Voor deze stoffen worden bijgevolg aangepaste drempelwaarden gehanteerd. Het merendeel van deze stoffen betreft gevaarlijke en/of zeer zorgwekkende stoffen (ZZS).

Voor PFAS zijn momenteel geen dergelijke afwijkingen gedefinieerd. Nochtans kan geargumenteed worden dat afwijkende drempels voor PFAS te verantwoorden zijn. De waterbezwaarlijkheid van PFAS als groep is immers niet rechtstreeks vergelijkbaar met de meeste stoffen die in deze methodiek zijn opgenomen. Dit is ook de reden waarom voor andere gevaarlijke stoffen en/of zorgwekkende stoffen (ZS) reeds afwijkingen zijn geïntroduceerd.

Daarnaast vertoont de huidige methodiek beperkingen bij de beoordeling van PFAS. Ze houdt geen rekening met de gecombineerde druk van meerdere PFAS-verbindingen, aangezien ze enkel de impact van individuele stoffen op het ontvangende oppervlaktewater beschouwt.

Bovendien onderscheiden PFAS zich van klassieke verontreinigingen door een aantal specifieke eigenschappen:

- effecten kunnen optreden bij langdurige blootstelling aan zeer lage concentraties;
- ze zijn persistent en breken nauwelijks af in het milieu;
- ze zijn mobiel en kunnen zich verspreiden over grote afstanden;
- sommige PFAS zijn bioaccumulerend wat kan leiden tot biomagnificatie en chronische blootstelling.

Deze eigenschappen impliceren dat de impact van PFAS potentieel groter en langduriger is dan die van veel andere stoffen. Daarom zijn aangepaste kosteneffectiviteitsdrempels voor PFAS als groep noodzakelijk. Deze drempels moeten weerspiegelen welke inspanningen maatschappelijk en milieutechnisch verantwoord zijn om PFAS (o.a. uit bemalingswater) te verwijderen.

Het bepalen van dergelijke drempels vereist een kosten-batenafweging, waarbij de gemaakte kosten worden afgewogen tegen de gerealiseerde milieuwinst en gezondheidsvoordelen, rekening houdend met mogelijke cross-media-effecten. Op dit moment kunnen deze baten echter onvoldoende kwantitatief en/of monetair worden bepaald, waardoor een volledige kosten-batenanalyse voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater nog niet mogelijk is (OVAM, 2025) (zie ook hoofdstuk 5.6).

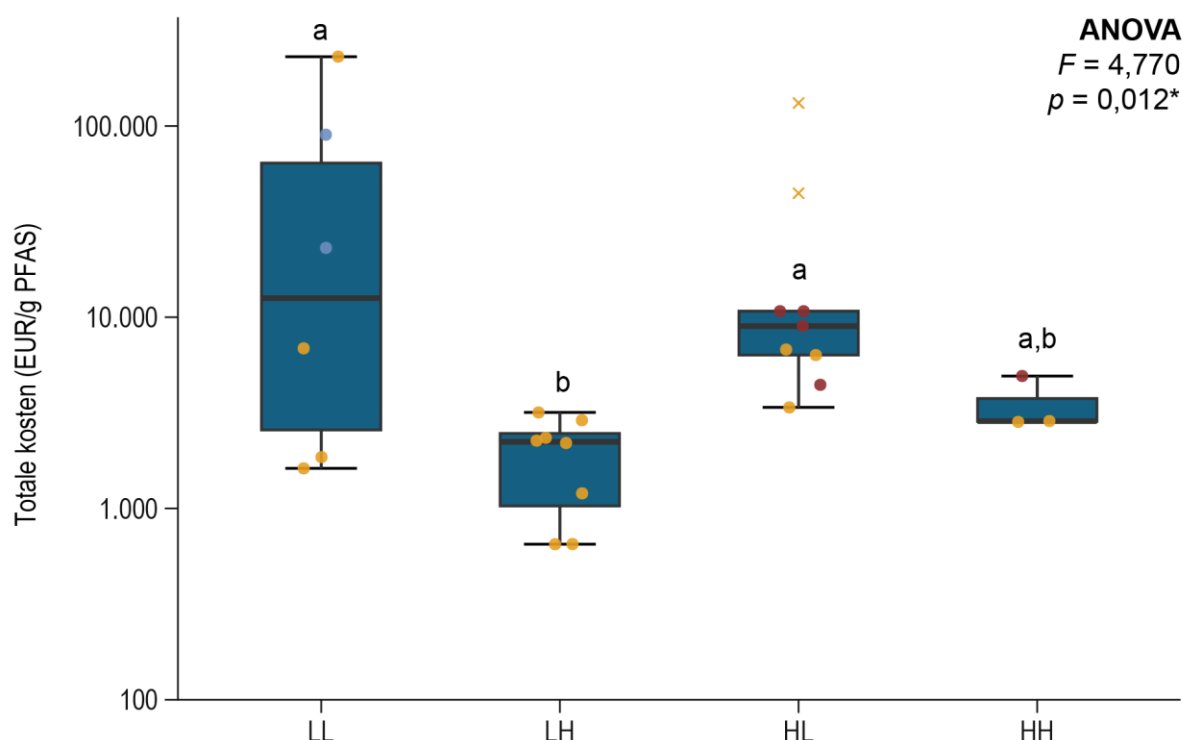
Kennishiaat: Op het moment van schrijven bestaan er geen bijkomende kosteneffectiviteitsdrempels voor PFAS als groep. Op basis van afwijkende praktijkvoorbeelden waarvoor onder andere in deze opdracht informatie verzameld werd zouden deze opgesteld kunnen worden. Hierbij is het belangrijk dat er een goede afweging gemaakt wordt tussen kostenefficiëntie (EUR/g verwijderde PFAS), milieuwinst (impact op milieu en gezondheid), technische haalbaarheid, representativiteit van de praktijkvoorbeelden en wat in deze voorbeelden kan beschouwd worden als BBT. Op dit moment kunnen deze baten echter onvoldoende kwantitatief en/of monetair worden bepaald, waardoor een volledige kosten-batenanalyse voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater nog niet mogelijk is. Het

opstellen van deze drempels op basis van de beschikbare informatie kan onderdeel zijn van een toekomstige herziening van de BBT-studie voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater (Goelen et al. 2023). Bijkomend dienen deze kosteneffectiviteitsdrempels gekoppeld te worden aan een geschikte maat voor de milieubezwaarlijkheid voor PFAS als groep.

Ondanks het ontbreken van deze kosteneffectiviteitsdrempels wordt bij de indeling van de lozing van bemalingswater impliciet reeds deels rekening gehouden met beperkte kosteneffectiviteit voor specifieke situaties. Zo worden de lozingen van bemalingswater, afhankelijk van de ligging in een al dan niet potentieel verontreinigd gebied, met beperkte debieten ($< 1.000 \text{ m}^3/\text{dag}$), korte bemalingsduur (< 6 maanden) en lage PFAS-concentraties niet ingedeeld (zie ook hoofdstuk 5.2).

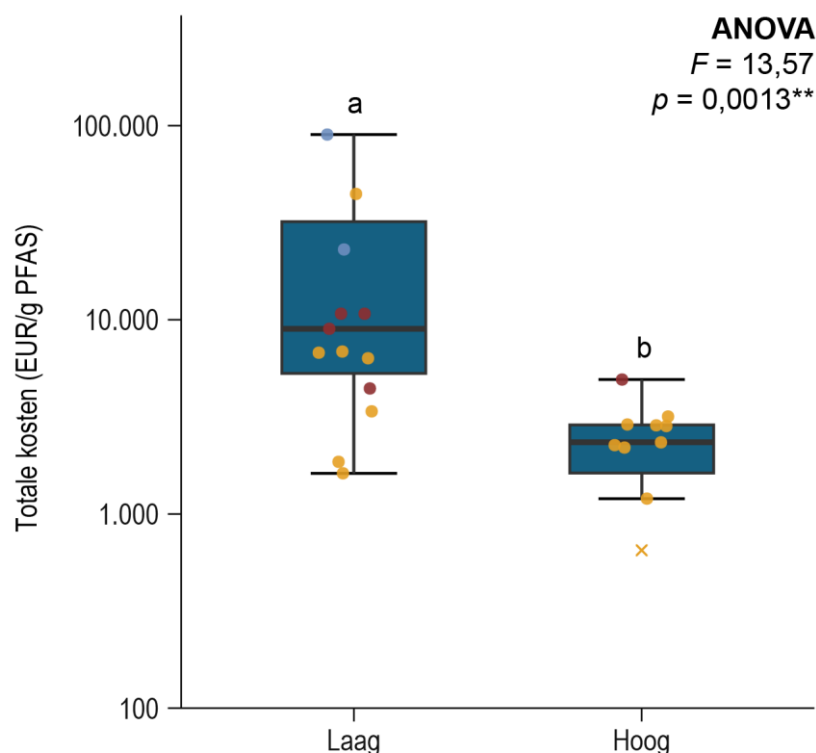
Impact categorieën bemalingen

Figuur 25 geeft de totale kosten in EUR/g PFAS verwijderd weer voor de vier categorieën bemalingen die werden gedefinieerd in hoofdstuk 5.1.



Figuur 25: Totale kosten (EUR/g PFAS) voor de verwijdering van PFAS uit het bemalingswater van de bemalingen uit de bevraging, opgesplitst in vier categorieën LL; LH, HL en HH op basis van het ontwerpdebiet en de gemiddelde PFAS-influentconcentratie. De waarden op verticale as worden voorgesteld op een logaritmische schaal. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Uit Figuur 25 valt af te leiden dat de totale kosten voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater uitgedrukt in EUR/g lager zijn voor bemalingen met hoge PFAS-concentraties (LH & HH) dan voor bemalingen met lage PFAS-concentraties (HL & LL). Bovendien is er een statistisch significant verschil ($F = 4,770$; $p = 0,012$) tussen de categorie met lage bemalingsdebieten en hoge PFAS-concentraties (LH) en de categorieën met lage PFAS-concentraties (HL & LL). Om de impact van lage of hoge PFAS-influentconcentraties beter te visualiseren maakt Figuur 26 enkel de opdeling in functie van de concentratie voor de verschillende bemalingen.



Figuur 26: Totale kosten (EUR/g PFAS) voor de verwijdering van PFAS uit het bemalingswater van de bemalingen uit de bevraging, opgesplitst in lage en hoge PFAS-influentconcentraties (drempelwaarde: 1.000 ng/l). De waarden op verticale as worden voorgesteld op een logaritmische schaal. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

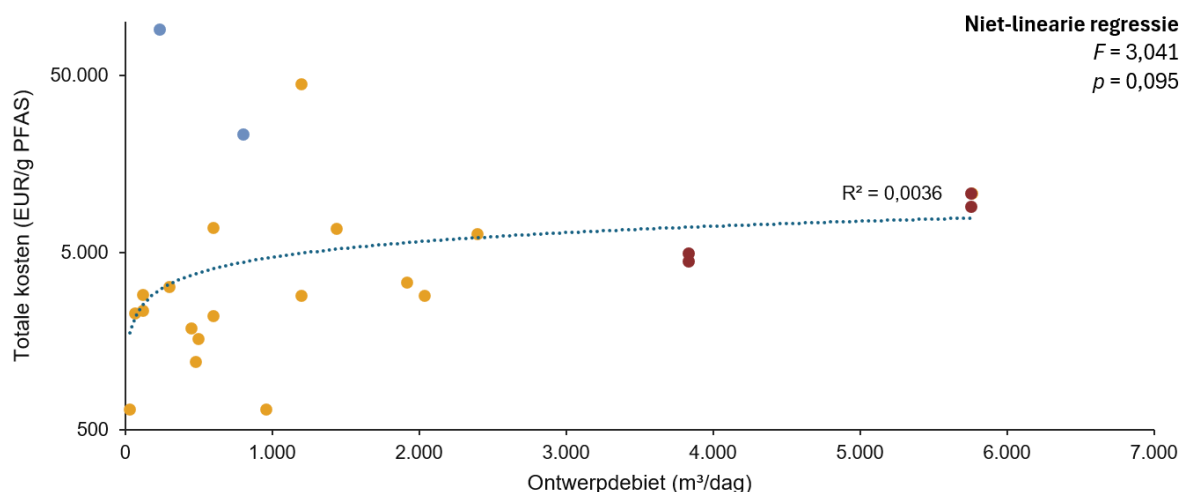
Figuur 26 bevestigt dat er een statistisch significant verschil is in de totale kosten in EUR/g PFAS tussen bemalingen met lage en hoge PFAS-concentraties in het bemalingswater ($F = 13,57$; $p = 0,0013$). Gemiddeld gezien liggen voor lozingen die in Klasse 1 of 2 ingedeeld zouden worden de totale kosten respectievelijk tussen 1.200 – 3.000 EUR/g PFAS bij hoge totale PFAS-concentraties (> 1.000 ng/l) en tussen 3.400 – 10.000 EUR/g PFAS verwijderd bij lage totale PFAS-concentraties (< 1.000 ng/l). Dit verschil in totale kosten was te verwachten, aangezien voor de meeste bemalingen dezelfde lozingsnormen worden opgelegd waardoor bij bemalingen met hoge PFAS-influent concentraties meer PFAS verwijderd zal worden in de zuiveringsinstallatie. Dit resulteert vervolgens in een lagere totale kosten in EUR/g PFAS verwijderd. Bovendien is het aangetoond dat de PFAS-verwijderingsefficiëntie van GAC eveneens afhankelijk is van de PFAS-influentconcentraties. Bij lage PFAS-influentconcentraties gaat PFAS minder efficiënt verwijderd worden. Hierdoor gaat GAC minder optimaal ingezet kunnen worden, wat leidt tot hoger materiaalverbruik en verwerking van GAC (Pranic et al., 2025). Concreet betekent dit dat bij lagere PFAS-influentconcentraties slechts lagere beladingen op het GAC mogelijk zijn in vergelijking met hoge PFAS-concentraties, waardoor er relatief meer GAC verbruikt wordt per verwijderde hoeveelheid PFAS. Dit specifieke nadeel doet zich over het algemeen niet voor bij ionenwisselingsharsen omdat volgens onderzoek de PFAS-opnamecapaciteit bij harsen onafhankelijk is van de influentconcentratie (Cheng & Knappe, 2024).

De totale kosten in EUR/g PFAS geven onmiddellijk inzicht in de impact en de prestatie van de zuiveringsinstallatie waardoor deze kan aangewend worden om verschillende zuiveringen onderling te vergelijken. Daar tegenover staat dat de hoeveelheid PFAS verwijderd minder

evident te bepalen is in vergelijking met het bemaald volume. Dit vereist een nauwe opvolging van de fluctuaties in het bemalingsdebiet enerzijds en een nauwgezette opvolging van de influent- en effluentconcentraties van alle PFAS anderzijds over gehele bemalingsduur. Bovendien dient hierbij een voldoende hoge monitoringsfrequentie toegepast te worden om eventuele fluctuaties in deze concentraties op te vangen en op deze manier een correcte inschatting te maken van de hoeveelheid PFAS dat effectief verwijderd werd. Het is echter niet evident om een representatieve inschatting te maken van de hoeveelheid PFAS dat zal verwijderd worden voor de aanvang van de bemaling.

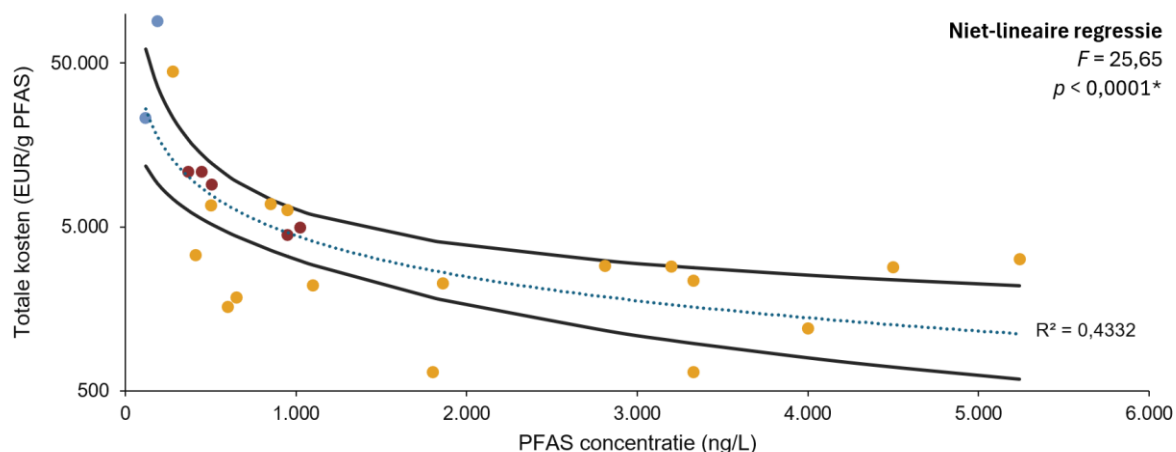
In lijn met de reeds bestaande BBT voor de zuivering van met PFAS belast bemalingswater dient het bemalingswater opgevolgd en gemonitord te worden voor alle relevante PFAS-parameters. Hierbij dient een voldoende hoge monitoringsfrequentie te worden toegepast om een doeltreffende sturing en optimalisatie van de werking van de toegepaste zuiveringstechniek toe te laten. Deze monitoringsfrequentie laat eveneens toe dat fluctuaties in de influent en effluentconcentraties nauw kunnen worden opgevolgd zodat de totale hoeveelheid verwijderde PFAS correct kan worden ingeschat en bijgevolg de totale kosten in EUR/g PFAS kan worden bepaald. Voor elke specifieke bemaling, afhankelijk van bemalingsdebiet, bemalingsduur, aard van de matrix, aard van de PFAS-concentraties, dient een optimale monitoringsfrequentie toegepast te worden dewelke een balans vormt tussen optimale sturing en beperking van de analysekosten.

Op basis van Figuur 25 lijkt het ontwerpdebiet opnieuw geen directe invloed te hebben op de totale kosten. Om dit duidelijker in beeld te brengen worden in Figuur 27 en Figuur 28 de relaties tussen het ontwerpdebiet en de totale kosten enerzijds, en tussen de gemiddelde PFAS-concentratie in het influent en de totale kosten anderzijds weergegeven.



Figuur 27: Relatie tussen het ontwerpdebiet (m³/dag) en de totale kosten voor PFAS-verwijdering (EUR/g PFAS) voor de verschillende zuiveringen uit de bevraging. De trendlijn doorheen deze data wordt voorgesteld door de stippellijn en de R^2 geeft de determinatiecoëfficiënt van de niet-lineaire regressie weer. De waarden op verticale as worden voorgesteld op een logaritmische schaal. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Op basis van een niet-lineaire regressie op de relatie tussen het ontwerpdebiet (m^3/dag) en de totale kosten in EUR/g PFAS is er geen verband ($F = 3,041$; $p = 0,095$)⁵ waar te nemen tussen deze twee parameters. Dit geeft aan dat de grootte van het ontwerpdebiet opnieuw geen directe invloed heeft op de totale kosten in EUR/g PFAS voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater. Ondanks dat er geen verband waar te nemen is, valt wel op dat de spreiding op de kosten kleiner wordt naarmate het ontwerpdebiet groter is. Zeker in het geval van bemalingen met zeer hoge debieten ($> 2.500 \text{ m}^3/\text{dag}$).



Figuur 28: Relatie tussen de gemiddelde PFAS-influentconcentratie en de totale kosten voor PFAS-verwijdering (EUR/g PFAS) voor de verschillende zuiveringen uit de bevraging. De trendlijn doorheen deze data wordt voorgesteld door de stippellijn en de R^2 geeft de determinatiecoëfficiënt van de niet-lineaire regressie weer. De volle, zwarte lijnen stellen het 95% betrouwbaarheidsinterval van dit verband voor. De waarden op verticale as worden voorgesteld op een logaritmische schaal. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Op basis van een niet-lineaire regressie op de relatie tussen de gemiddelde PFAS-influentconcentratie (ng/l) en de totale kosten in EUR/g PFAS is er een sterk statistisch significant verband waar te nemen tussen deze twee parameters ($F = 26,65$; $p < 0,0001$). Dit toont aan dat de PFAS-concentratie in het bemalingswater een grote invloed kan hebben op de totale kosten in EUR/g PFAS verwijderd, waarbij de kosten toenemen naarmate de influentconcentratie lager is. Als gevolg hiervan kan er een 95% betrouwbaarheidsinterval berekend worden. In Figuur 28 wordt de bovengrens en de ondergrens van dit 95% betrouwbaarheidsinterval voorgesteld door de volle zwarte lijnen. Dit interval kan gebruikt worden om op basis van de PFAS-concentratie in bemalingswater een inschatting te maken van de te verwachte totale kosten in EUR/g PFAS.

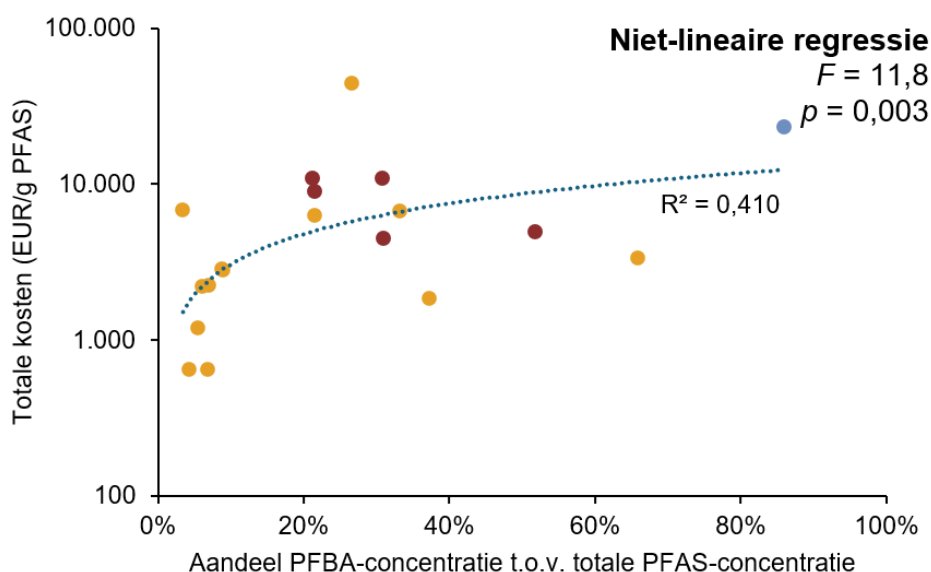
Opnieuw is het hierbij belangrijk om op te merken dat de R^2 van dit verband ($R^2 = 0,4352$) nog beperkt is, wat aangeeft dat de PFAS-influentconcentratie maar een beperkt deel van de variatie in de totale kosten kan verklaren en dat er nog bijkomende factoren een invloed kunnen hebben op de totale kosten. Desalniettemin is dit verband aanzienlijk sterker in vergelijking met de totale kosten in EUR/ m^3 . Dit maakt dat op basis van deze gegevens

⁵ Niet-lineaire regressie modelleert relaties waarbij de afhankelijke variabele een niet-lineaire functie is van de onafhankelijke variabele(n), wat toelaat om meer complexe verbanden te beschrijven die niet met een lineair model te beschrijven zijn. De test levert een F -waarde op die aangeeft hoe groot de verschillen zijn, en de p -waarde geeft de kans dat deze verschillen toevallig zijn ontstaan. We beschouwen een verschil als statistisch significant wanneer de p -waarde kleiner is dan 0,05.

besloten kan worden dat de totale kosten in EUR/g PFAS correcter ingeschat kunnen worden op basis van de gemiddelde PFAS-concentratie in het bemalingswater dan de totale kosten in EUR/m³. Daardoor is de EUR/g PFAS mogelijk de meer aangewezen parameter om de impact en de prestatie van PFAS-zuiveringen onderling te kunnen vergelijken.

Dit verband is bovendien logisch te verklaren aangezien bij hogere PFAS-concentraties en bij dezelfde lozingsnormen meer PFAS verwijderd kunnen worden uit het bemalingswater in vergelijking met bemalingen met lage PFAS-concentraties. Bovendien is het aangetoond dat de PFAS-verwijderingsefficiëntie van GAC eveneens afhankelijk is van de PFAS-influentconcentraties (Pranic et al., 2025). Bijgevolg zullen hierdoor de totale kosten in EUR/g PFAS lager uitvallen, onafhankelijk van het behandeld volume.

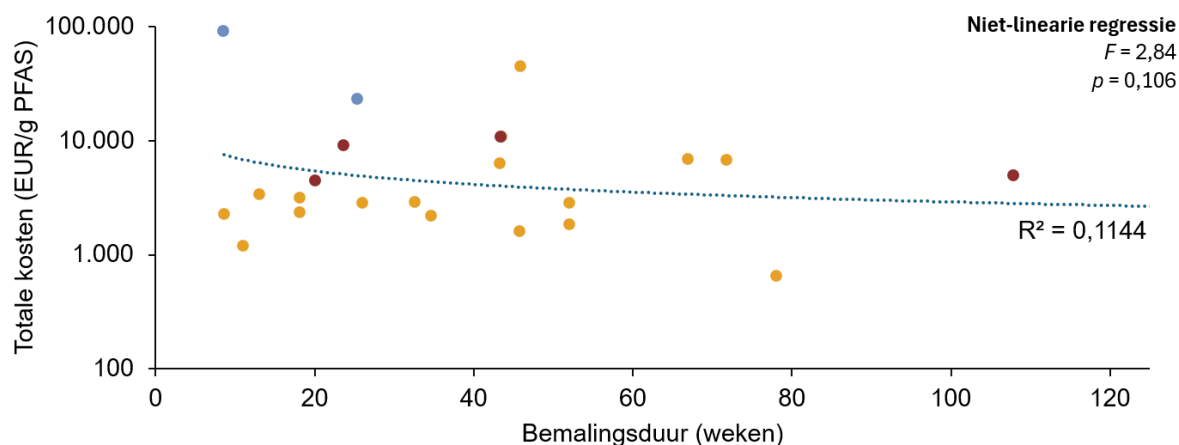
Naast de relatie tussen de gemiddelde PFAS-influentconcentratie (ng/l) en de totale kosten in EUR/g PFAS werd er ook gekeken naar de impact van de gemiddelde korte keten en lange keten PFAS-influentconcentraties afzonderlijk op de totale kosten. Hierbij werd geen statistisch significant verband waargenomen. Dit geeft aan dat alle aanwezige PFAS en bijgevolg de totale PFAS-concentratie het meest bepalend is voor de totale kosten van de PFAS-zuivering van bemalingswater. Echter wanneer de totale kosten in EUR/g PFAS worden uitgezet in functie van het aandeel van de PFBA-concentratie ten opzichte van de totale PFAS-concentratie is er een significant verband waar te nemen ($F = 11,8$; $p = 0,003$; Figuur 29). Dit geeft aan dat hoge PFBA-concentraties ten opzichte van de overige PFAS in het bemalingswater aanleiding kunnen geven naar hogere totale kosten (in EUR/g PFAS). Dit is logisch te verklaren doordat PFBA vaak de meest bepalende factor is in de sturing van de PFAS-zuivering aangezien deze vaak als eerste doorbreekt uit de adsorptiefilters.



Figuur 29: Relatie tussen het aandeel van de PFBA-concentratie t.o.v. de totale PFAS-concentratie en de totale kosten voor PFAS-verwijdering (EUR/g PFAS) voor de verschillende zuiveringen uit de bevraging. De trendlijn doorheen deze data wordt voorgesteld door de stippellijn en de R^2 geeft de determinatiecoëfficiënt van de niet-lineaire regressie weer. De waarden op verticale as worden voorgesteld op een logaritmische schaal. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozings van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Impact bemalingsduur

Figuur 30 geeft het verband weer tussen de totale kosten in EUR/g PFAS voor de behandeling van met PFAS belast bemalingswater in functie van de bemalingsduur. Op basis van lineaire regressie is dit verband niet statistisch significant ($F = 2,84$; $p = 0,106$). Dit geeft aan dat de lengte van de bemaling niet noodzakelijk een directe invloed heeft op de totale kosten in EUR/g PFAS voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater.



Figuur 30: Relatie tussen de bemalingsduur (weken) en de totale kosten voor PFAS-verwijdering (EUR/g PFAS) voor de verschillende zuiveringen uit de bevraging. De trendlijn doorheen deze data wordt voorgesteld door de stippellijn en de R^2 geeft de determinatiecoëfficiënt van de niet-lineaire regressie weer. De waarden op verticale as worden voorgesteld op een logaritmische schaal. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Conclusie

Er is een zeer grote variatie in de totale kosten in EUR/g PFAS verwijderd voor de behandeling van met PFAS belast bemalingswater. De kosten voor lozingen die ingedeeld zouden worden in Klasse 2 en Klasse 1 kunnen variëren tussen 650 – 44.500 EUR/g PFAS verwijderd met uitschieters tot 132.000 EUR/g PFAS en 231.000 EUR/g PFAS in specifieke situaties. Het ontwerpdebiet heeft geen directe invloed op de totale kosten in EUR/g PFAS. Data over bemalingen met hoge ontwerpdebieten en hoge totale PFAS-concentraties zijn beperkt. Bijkomende gegevens hierover kunnen toelaten beter inschattingen te maken over de impact op de totale kosten. Er is een duidelijke impact van de totale PFAS-influentconcentratie op de totale kosten in EUR/g PFAS. Lagere PFAS-concentraties in het bemalingswater zullen resulteren in hogere totale kosten. Doordat geen afwijkende kosteneffectiviteitsdrempels voor PFAS (als groep) bestaan is er de nood aan de ontwikkeling en afstemming hiervan binnen bijvoorbeeld een BBT-studie.

De analyse van de indeling van de lozingen van bemalingswater onder de huidige regelgeving toont aan dat er geen duidelijk onderscheid bestaat in de kosten per gram PFAS verwijderd tussen lozingen die ingedeeld zouden worden in Klasse 1 en Klasse 2 volgens de huidige regelgeving. De twee lozingen die niet langer ingedeeld zouden worden, gaan daarentegen gepaard met hogere kosten per gram verwijderd PFAS. Dit wijst erop dat de huidige regelgeving deels rekening houdt met lozingen waarbij PFAS weinig kostenefficiënt wordt verwijderd, doordat deze niet langer ingedeeld zullen worden. Meer specifiek betreft dit lozingen van bemalingswater die, afhankelijk van de locatie (al dan niet in potentieel verontreinigd gebied), gekenmerkt worden door lage totale PFAS-concentraties, korte bemalingsduur en lage debieten.

De totale kosten uitgedrukt in EUR/g PFAS geven onmiddellijk inzicht in de impact en de prestatie van de zuiveringsinstallatie waardoor deze kunnen aangewend worden om verschillende zuiveringen onderling te vergelijken. Bovendien tonen de resultaten aan dat deze kosten betrouwbaarder ingeschat kunnen worden op basis van de PFAS-influent concentraties. Dit maakt de totale kosten in EUR/g PFAS mogelijk een meer geschikte parameter in vergelijking met EUR/m³ om zuiveringen onderling te vergelijken. Het nadeel aan deze parameter is dat deze minder evident te bepalen is. Het vereist een nauwgezette opvolging van de fluctuaties in bemalingsdebiet en PFAS-concentraties aan het influent en effluent van de zuivering. Bovendien is de inschatting van de gemiddelde PFAS-influentconcentratie voor de aanvang van de bemaling niet evident, zeker niet wanneer deze concentraties sterk kunnen variëren in de tijd. Bij de vergunningsaanvraag zijn er vaak maar een beperkt aantal metingen beschikbaar die over het algemeen weinig representatief zijn voor de effectieve concentraties die waargenomen worden tijdens de bemaling.

De gemiddelde PFAS-influentconcentratie is mogelijk een relevante parameter om mee in rekening te brengen bij het opleggen van lozingsnormen voor PFAS of bij het opstellen van een toekomstige regelgeving voor de verwijdering van PFAS. In het beste geval kan er een drempel opgesteld worden waar boven of onder mogelijk andere lozingsnormen van toepassing zijn. Bovendien zal bij bemalingen met hogere PFAS-influentconcentraties de zuivering een grotere impact realiseren aangezien hier relatief gezien meer PFAS verwijderd kan worden.

5.4.5 Impact van de matrix

Zoals in voorgaande hoofdstukken reeds aangegeven, zijn er naast de PFAS-influentconcentratie nog andere factoren die een impact hebben op de totale kosten voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater. Een van de belangrijkste factoren hierbij is de matrix van het te behandelen bemalingswater. In de BBT-studie voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater (Goelen et al. 2023) werd al aangegeven dat de andere componenten die aanwezig zijn in het bemalingswater, de matrix, een negatieve invloed kunnen hebben op het verwijderingsrendement van PFAS door adsorptiematerialen. Daardoor is het essentieel om het influent nauwkeurig te karakteriseren. Dit laat toe om te bepalen welke specifieke voorbehandelingsstappen noodzakelijk zijn en wat de uiteindelijke impact daarvan is op de efficiëntie van PFAS-verwijdering. Belangrijke parameters die een negatieve invloed kunnen hebben op PFAS-verwijdering zijn:

- Zwevende stoffen (ZS);
- Ijzer/mangaan (Fe/Mn);
- Organische stoffen (CZV of TOC);
- Olie en grote organische moleculen;
- Geleidbaarheid/anorganische ionen zoals chloriden, nitraten, sulfaten;
- Oxidanten;
- pH.

Tijdens de bevraging werd specifiek informatie gevraagd over de samenstelling van de bemalingswater matrix. Over het algemeen werden voor de meeste bemalingen concentraties van bovenstaande parameters gedeeld, zij het niet consistent voor elk van deze relevante parameters. Daardoor is de beschikbare dataset om de impact van deze parameters op de totale kosten in te schatten beperkt en kon deze analyse enkel gemaakt worden voor (i) geleidbaarheid, (ii) chloriden en (iii) CZV.

Kennishiaat: Niet in alle bemalingen wordt de matrix van het bemalingswater voldoende gekarakteriseerd voor alle relevante parameters die een significante invloed kunnen hebben op de PFAS-verwijdering uit bemalingswater. Daardoor is het aangewezen dat deze relevante parameters mee opgevolgd worden tijdens de

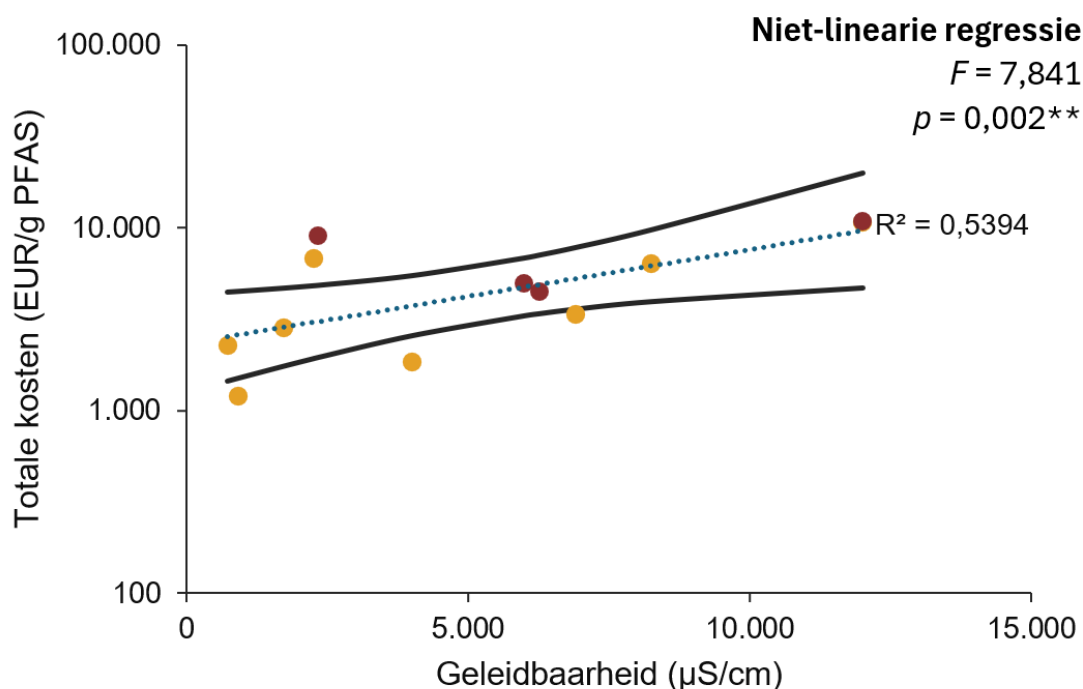
bemaling of minstens gekarakteriseerd worden aan de start van de bemaling zodat informatie beschikbaar is om de impact van de matrix beter te kunnen inschatten.

Net als bij de PFAS-influentconcentraties blijven de concentraties van deze parameters doorgaans niet constant doorheen de gehele bemaling. Daarom wordt in onderstaande analyses steeds gewerkt met de gemiddelde concentratie voor elk van de relevante parameters. Hierbij wordt enkel de impact op de totale kosten in EUR/g PFAS weergegeven omdat verdere analyse aantoonde dat er geen duidelijk verband was met de totale kosten in EUR/m³.

Geleidbaarheid

Figuur 31 geeft het verband weer tussen de gemiddelde geleidbaarheid ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en de totale kosten (EUR/g PFAS) voor 12 bemalingen uit de bevraging. Op basis van niet-lineaire regressie kan aangetoond worden dat er een statistisch significant verband ($F = 7,841$; $p = 0,002$) bestaat tussen de geleidbaarheid en de totale kosten in EUR/g PFAS. Dit bevestigt het negatieve effect dat hoge geleidbaarheden kunnen hebben op PFAS-verwijdering bij toepassing van GAC (alle 12 zuiveringen paste uitsluitend GAC toe) en bijgevolg verklaart dit de hogere totale kosten voor PFAS-verwijdering. De zwarte lijnen in Figuur 31 tonen opnieuw het 95% betrouwbaarheidsinterval waarbinnen de totale kosten kunnen ingeschat worden op basis van de geleidbaarheid in het bemalingswater.

Kennishiaat: *Er is onvoldoende informatie beschikbaar over bemalingswater met hoge geleidbaarheden ($>6.000 \mu\text{S}/\text{cm}$) om de impact van geleidbaarheid op de totale kosten (EUR/g PFAS) nauwkeurig te kunnen inschatten.*



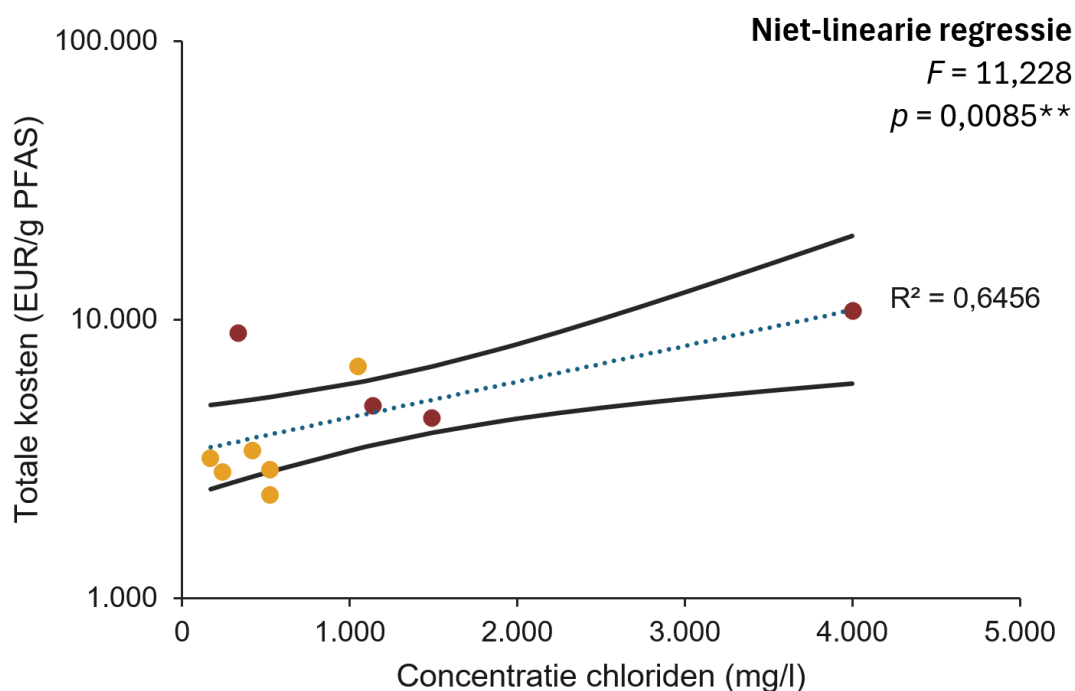
Figuur 31: *Relatie tussen de gemiddelde geleidbaarheid van het bemalingswater en de totale kosten voor PFAS-verwijdering (EUR/g PFAS) voor 12 zuiveringen uit de bevraging. De trendlijn doorheen deze data wordt voorgesteld door de stippellijn en de R^2 geeft de determinatiecoëfficiënt van de niet-lineaire regressie weer. De volle, zwarte lijnen stellen het 95% betrouwbaarheidsinterval van dit verband voor. De waarden op verticale as worden voorgesteld op een logaritmische schaal. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de*

lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Op basis van de gegevens van de bemalingen met hoge geleidbaarheden werd duidelijk dat verwijdering van voornamelijk korte keten PFAS minder effectief gebeurt, met in het bijzonder PFBA. Met andere woorden zal in deze gevallen de doorbraak van korte keten PFAS sneller optreden in vergelijking met bemalingswaters met lagere geleidbaarheden. In het geval van de bemaling met geleidbaarheden rond 12.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ werd PFBA nagenoeg niet verwijderd uit het bemalingswater. Na een filterwissel zal de concentratie van PFBA onder de huidige rapportagegrens blijven, maar na relatief korte tijd zal de effluentconcentratie terug beginnen toenemen tot nagenoeg de influentconcentratie. Indien de influentconcentratie ongeveer in de buurt ligt van de lozingsnorm vormt dit geen groot probleem, maar in situaties waar de influentconcentraties aanzienlijk hoger zijn dan de lozingsnorm zal dit snellere filterwissels vereisen en bijgevolg resulteren in hoge kosten.

Chloriden

Figuur 32 geeft het verband weer tussen de gemiddelde chloride concentratie (mg/l) en de totale kosten (EUR/g PFAS) voor 11 bemalingen uit de bevraging. Op basis van niet-lineaire regressie kan aangetoond worden dat er een statistisch significant verband ($F = 11,228$; $p = 0,0085$) bestaat tussen de chloride concentratie en de totale kosten in EUR/g PFAS. Dit toont aan dat hogere chloride concentraties in het bemalingswater aanleiding geven tot hogere totale kosten in EUR/g PFAS. Dit bevestigt eveneens dat een hoge chloride concentratie een negatieve invloed kan hebben op PFAS-verwijdering door toepassing van adsorptiematerialen zoals GAC. Zo is het aangetoond dat hoge chloride concentraties een negatief effect hebben op de verwijdering van PFAS via GAC. Korte keten PFAS, met in het bijzonder PFBA, vertonen een sterkere reductie in adsorptie in vergelijking met lange keten PFAS (Cao et al., 2025).



Figuur 32: Relatie tussen de gemiddelde chloride concentratie van het bemalingswater en de totale kosten voor PFAS-verwijdering (EUR/g PFAS) voor 11 zuiveringen uit de bevraging. De trendlijn doorheen deze data wordt voorgesteld door de stippellijn en de R^2 geeft de determinatiecoëfficiënt van de niet-lineaire regressie weer. De volle, zwarte lijnen stellen het

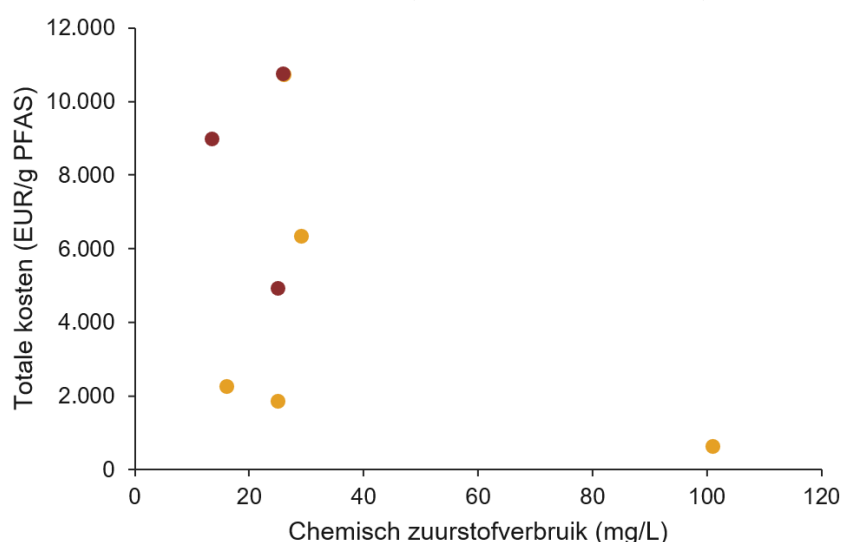
95% betrouwbaarheidsinterval van dit verband voor. De waarden op verticale as worden voorgesteld op een logaritmische schaal. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Dit verband was te verwachten, aangezien de chlorideconcentratie deels bepalend is voor de geleidbaarheid van het bemalingswater en op basis van deze gegevens als een van de belangrijke oorzaken van de waargenomen impact kan worden beschouwd. Het komt vaak voor dat de bemalingswaters met hoge geleidbaarheden eveneens de hoogste chloride concentraties vertonen, maar dat geldt niet voor alle situaties. Daardoor kunnen mogelijk ook andere anorganisch ionen een potentiële negatieve impact hebben op de PFAS-verwijdering uit bemalingswater. Op basis van de bevraging werd onvoldoende informatie verzameld voor de concentraties van andere ionen om de impact hiervan te bepalen.

Kennishiaat: Er is onvoldoende informatie beschikbaar over bemalingswater met hoge chloride concentraties (> 1.500 mg/l) om de impact van deze chloride concentraties op de totale kosten (EUR/g PFAS) nauwkeuring te kunnen inschatten.

Chemisch zuurstofverbruik (CZV)

Figuur 33 geeft het verband weer tussen het gemiddeld chemisch zuurstofverbruik (mg O₂/l) in het bemalingswater en de totale kosten (EUR/g PFAS) voor 8 bemalingen uit de bevraging. Doordat er onvoldoende variatie aanwezig is tussen de gemiddelde CZV-waarden kan deze data niet aangewend worden om het verband met de totale kosten in te schatten. Bovendien vertoont de data bij vergelijkbare CZV-waarden sterk uiteenlopende kosten, wat aangeeft dat er mogelijke andere factoren zijn die de variatie in de kosten verklaren. Daarenboven wordt in de praktijk aangeraden om het CZV-gehalte lager dan 150 – 250 mg/l te houden om PFAS kostenefficiënt te verwijderen (Goelen et al., 2023). Al de waargenomen CZV-waarden liggen lager dan deze range waardoor het effect mogelijk te beperkt was om een impact waar te nemen. In het geval van bemalingen zal de impact van CZV voornamelijk een rol spelen bij de aanwezigheid van bepaalde verontreinigingen zoals bijvoorbeeld hoge concentraties minerale olie of VOCl. In deze gevallen zal vaak de eerste filter in serie specifiek ingezet worden voor de verwijdering van deze organische stoffen.



Figuur 33: Relatie tussen het gemiddeld chemisch zuurstofverbruik (CZV) van het bemalingswater en de totale kosten voor PFAS-verwijdering (EUR/g PFAS) voor 8 zuiveringen uit de bevraging. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen

zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Andere parameters

Voor de overige parameters is de beschikbare dataset te beperkt om de impact van deze parameters op de totale kosten in te schatten. Parameters zoals zwevende stoffen, ijzer en mangaan worden bij de meeste bemalingen tot een bepaald niveau verwijderd door toepassing van de beluchte buffertank en/of een zandfilter. Om de impact van deze parameters op de PFAS-verwijdering te kunnen inschatten is het belangrijk dat niet enkel gekeken wordt naar de concentraties in het bemalingswater, maar zeker ook de residuele concentraties na de zandfilter voor de eerste adsorptiefilter. Een belangrijk aandachtspunt hier is dat bij hoge ijzerconcentraties de verwijdering door de zandfilter mogelijk te beperkt is en nog een negatieve invloed kunnen hebben op de toepassing van adsorptiematerialen. Daardoor wordt de ijzerconcentratie na de zandfilter vaak nauw opgevolgd bij de opstart van de bemaling en kunnen bijkomende technieken zoals een bezinkingstank of lamellenfilter noodzakelijk zijn.

Conclusie

De parameters geleidbaarheid en chloride concentratie in het bemalingswater hebben een significante invloed op de totale kosten voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater. Hoge waarden kunnen aanleiding geven tot hogere totale kosten. Op basis van de huidige gegevens is het onduidelijk of er nog andere parameters zijn in het Vlaams bemalingswater die een significante invloed kunnen uitoefenen op de totale kosten voor PFAS-verwijdering. Bijkomende informatieverzameling is nodig om dit verder te kunnen inschatten.

Geleidbaarheid en chloride concentratie kunnen aangewend worden om de aard van de impact van de matrix op PFAS-verwijdering in te schatten. Dit kan mogelijk mee in rekening gebracht worden bij het opleggen van lozingsnormen of toekomstige regelgeving voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater. In het beste geval kunnen er drempels opgesteld worden waardoor een onderscheid in weinig complexe en complexe matrices mogelijk is, waarvoor mogelijk andere lozingsnormen kunnen gelden.

Kennishiaat: *Er is momenteel onvoldoende informatie beschikbaar over de samenstelling van de matrix van bemalingswater waaruit PFAS wordt verwijderd via zuiveringsinstallaties. In het bijzonder ontbreekt gedetailleerde data over (hogere concentraties van) parameters zoals zwevende stoffen (ZS), ijzer (Fe), mangaan (Mn), chemisch zuurstofverbruik (CZV), specifieke organische stoffen, geleidbaarheid, chloriden en andere anorganische ionen. Hierdoor is het niet mogelijk om de impact van deze parameters op de efficiëntie van PFAS-verwijdering en op de totale kosten (EUR/g PFAS) nauwkeurig te beoordelen. Daarnaast verhindert dit kennishiaat het formuleren van onderbouwde drempelwaarden en het ontwikkelen van een classificatiesysteem voor weinig complexe versus complexe matrices. Deze kennis is noodzakelijk om op een onderbouwde wijze de invloed van de matrix systematisch mee te nemen bij het vastleggen van lozingsnormen voor PFAS en bij de ontwikkeling van toekomstige regelgeving.*

5.4.6 Impact van potentiële verlaging van PFAS lozingsnormen

In de bevraging werd voor 18 van de 26 bemalingen voldoende informatie aangeleverd over de in- en effluentconcentraties van PFAS in de zuiveringsinstallaties. Deze informatie maakte het mogelijk om de impact van een potentiële verlaging van PFAS lozingsnormen te onderzoeken. Meer specifiek werd gekeken naar de impact van:

- 20 ng/l voor PFOS en 100 ng/l per individuele PFAS voor overige PFAS;
- 20 ng/l voor lange keten PFAS en 100 ng/l per individuele PFAS voor overige PFAS;
- Huidige rapportagegrens per individuele PFAS, zijnde 20 ng/l per individuele kwantitatieve PFAS en 50 ng/l per indicatieve PFAS opgenomen in het [WAC/IV/A/025](#).

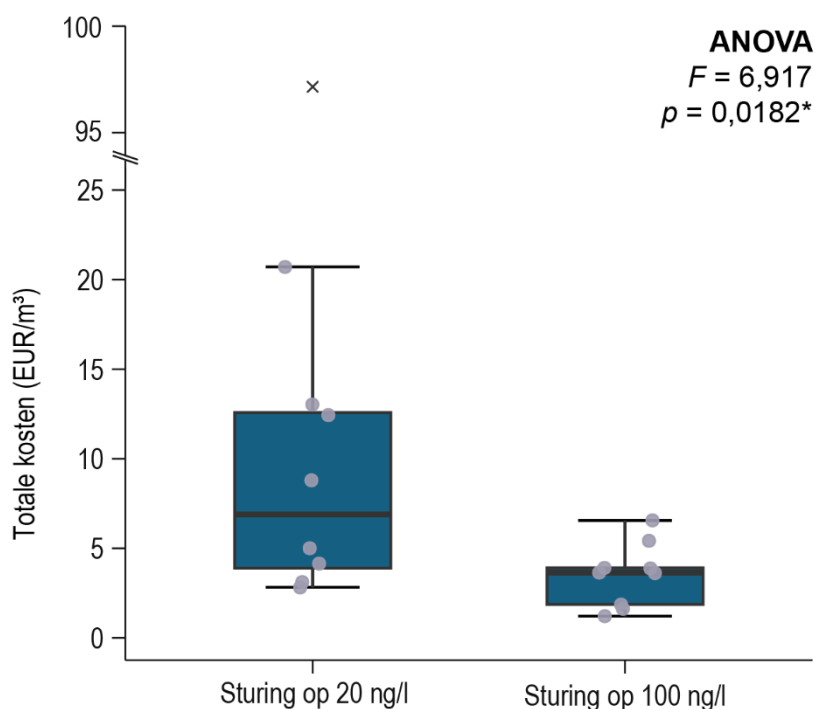
Deze impact werd bepaald door een ruwe inschatting te maken van de toename in totale kosten (EUR/m³) indien bovenstaande lozingsnormen zouden worden opgelegd voor de betreffende bemalingen. Dit werd gerealiseerd door na elke filterwissel de doorbraak van de relevante PFAS op te volgen en te bekijken wat de gemiddelde reductie in standtijd van de adsorptiefilters zou zijn. Op basis van deze reductie werd een nieuwe gemiddelde wisselfrequentie ingeschat zonder dat de zuiveringsinstallatie zou worden aangepast. Op basis hiervan werden de nieuwe totale kosten ingeschat.

Noot: Deze kosten konden niet ingeschat worden voor de totale kosten uitgedrukt in EUR/g PFAS omdat een verlaging van de lozingsnormen impliceert dat er bijkomende PFAS verwijderd wordt. Aangezien het bemalingsdebiet en de influentconcentraties niet constant zijn en niet voor alle bemalingen hiervoor voldoende informatie aangeleverd werd, was het niet mogelijk om een correcte inschatting te maken van de verhoogde totale kosten in EUR/g PFAS.

Het is belangrijk om op te merken dat voor 9 van de 18 bemalingen deze verlagingen niet noodzakelijk zal leiden tot een verhoging van de totale kosten omdat:

- deze bemalingen met hun zuivering al streefden naar een PFAS-verwijdering tot onder de huidige rapportagegrens ondanks de meeste van deze bemalingen een lozingsnorm van 100 ng/l opgelegd kregen (7 bemalingen);
- geen doorbraak waargenomen werd over de gehele bemalingsduur (2 bemalingen).

Ondanks deze inspanningen is de spreiding op de totale kosten van deze zuiveringen vrij groot waarbij de kosten kunnen variëren tussen 2,81 – 20,71 EUR/m³ (Figuur 34). Wanneer deze totale kosten vergeleken worden met de totale kosten van deze zuiveringen waarbij de sturing geoptimaliseerd is voor de lozingsnorm van 100 ng/l, dan zien we dat deze initiële totale kosten significant lager liggen (Figuur 34). Dit geeft mogelijk een eerste indicatie dat deze zuiveringen door hun huidige sturing geoptimaliseerd op 100 ng/l over het algemeen lagere totale kosten hebben en dat een sturing op 20 ng/l gemiddeld hogere totale kosten met zich meebrengt.



Figuur 34: Verschil in totale kosten (EUR/m³) voor bemalingen met hun sturing geoptimaliseerd voor PFAS-verwijdering tot 20 ng/l en 100 ng/l.

Het is belangrijk op te merken dat zuiveringen die momenteel al streven naar een PFAS-verwijdering tot onder de huidige rapportagegrens, dit doen ondanks het feit dat aan deze bemalingen een lozingsnorm van 100 ng/l is opgelegd. Dit verschil wordt vaak noodzakelijk geacht als buffer om de periodes tussen staalname, analyseresultaten en filterwissels te kunnen overbruggen, en zo een stillegging van de bemaling bij een eventuele overschrijding te vermijden.

Verlaging lozingsnorm PFOS

Voor 15 van de 18 bemalingen zou deze verlaging van de lozingsnorm voor PFOS tot 20 ng/l niet leiden tot een verhoging van de kosten omdat:

- Er geen of weinig PFOS gedetecteerd wordt in het bemalingswater;
- PFOS niet doorbreekt voor de andere PFAS in het bemalingswater.

Voor drie bemalingen zouden de totale kosten kunnen toenemen met 22 – 64%. De totale kosten liggen hierbij alsnog aan de lage kant, 2,26 – 4,96 EUR/m³, in vergelijking met de bemalingen die hun sturing reeds voor 20 ng/l geoptimaliseerd hebben. Voor deze drie bemalingen treedt de doorbraak van PFOS boven 20 ng/l op voor de doorbraak van korte keten PFAS boven 100 ng/l omdat de influent concentraties 8 – 10 maal hoger liggen in vergelijking met de korte keten PFAS. Wat opvalt is dat het verschil in doorbraak van de lange keten PFAS vs. korte keten PFAS afneemt naarmate de matrix complexer wordt.

Op basis van deze gegevens kan besloten worden dat voor de meeste bemalingen een lozingsnorm voor PFOS van 20 ng/l geen aanleiding geeft tot een verhoging van de kosten. Enkel in situaties waar de PFOS-concentraties aanzienlijk hoger liggen dan de korte keten PFAS kunnen deze aanleiding geven tot een beperkte verhoging van de kosten.

Verlaging lozingsnorm lange keten PFAS

Voor dezelfde 15 van de 18 bemalingen zou deze verlaging van de lozingsnorm voor lange keten PFAS tot 20 ng/l niet leiden tot een verhoging van de kosten omdat deze niet doorbreken

voor de andere PFAS in het bemalingswater. Voor slechts drie bemalingen zouden de totale kosten kunnen toenemen met 22 – 88%. Voor twee van de drie bemalingen zouden deze kosten dezelfde zijn dan bij de verlaging met PFOS omdat PFOS daar de meest dominante PFAS was in het bemalingswater. Voor één bemaling zouden de kosten toenemen van 3,88 tot 7,31 EUR/m³. In deze bemaling was PFOA de meest voorkomende lange keten PFAS. Het is belangrijk om op te merken dat in dit specifieke geval slechts één filter werd toegepast. Een toepassing van twee filters in serie zou deze doorbraak reeds kunnen opvangen, maar dat zou natuurlijk ook aanleiding geven tot verhoging van de totale kosten. In het geval van bemalingen waarbij meerdere filterwissels plaatsvinden zullen deze verhoging van de kosten opwegen ten opzichte van een meer optimale inzet van adsorptiemateriaal bij de toepassing van twee filters in serie.

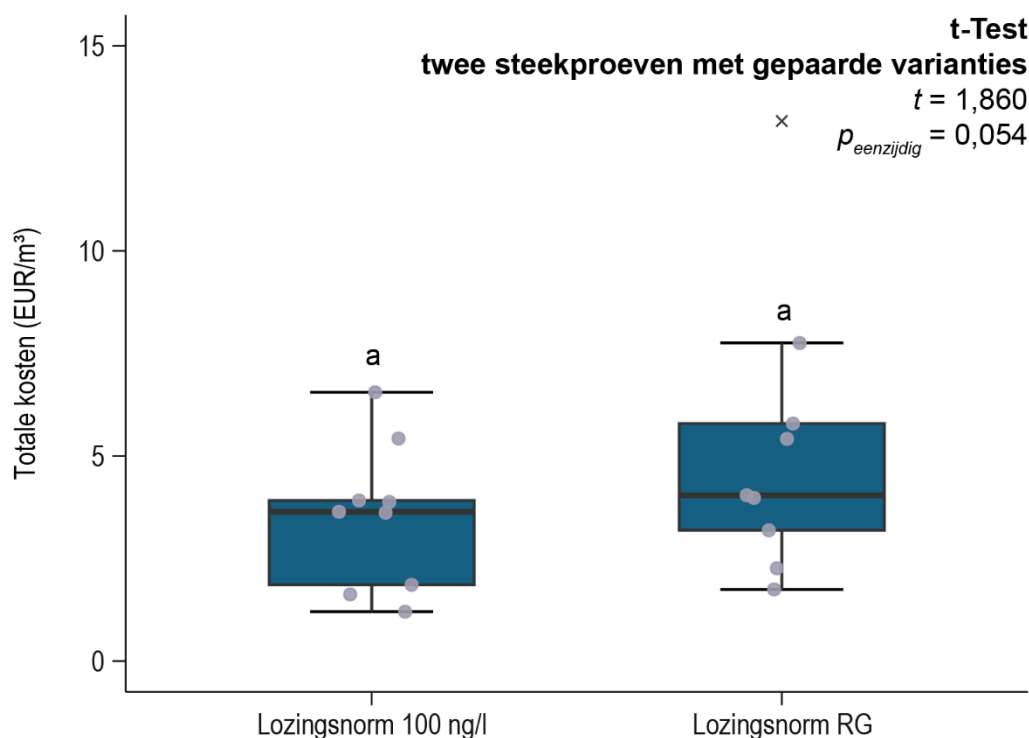
Op basis van deze gegevens kan besloten worden dat voor de meeste bemalingen een lozingsnorm voor lange keten PFAS van 20 ng/l geen aanleiding geeft tot een verhoging van de kosten. Enkel in situaties waar de concentraties van de lange keten PFAS aanzienlijk hoger liggen dan de korte keten PFAS kunnen deze aanleiding geven tot een beperkte verhoging van de kosten. Bovendien wordt het verschil in doorbraak tussen lange keten en korte keten PFAS kleiner in complexe bemalingswatermatrices.

Verlaging lozingsnorm alle individuele PFAS

Zoals hierboven al werd aangegeven, zullen voor 9 van de 18 bemalingen deze verlagingen niet noodzakelijk leiden tot een verhoging van de totale kosten. Hier wordt voor de overige 9 bemalingen bekeken wat de mogelijke toename van de totale kosten zou zijn bij een verlaging van de lozingsnormen van alle PFAS naar de huidige rapportagegrens. Figuur 35 geeft de toename weer van de totale kosten voor deze 9 zuiveringen. Deze toename in kosten wordt voornamelijk veroorzaakt door een toename in verbruik en toename in verwerking van adsorptiemateriaal, een mogelijke toename van wissel- en transportkosten, en eventuele bijkomende analysekosten voor een nauwere opvolging van de zuivering. Hoewel er een stijging waar te nemen is, is er geen statistisch significant verschil ($t = 1,860$; $p_{\text{eenzijdig}} = 0,054$)⁶ tussen deze twee groepen. Dit is mogelijk het gevolg van een te beperkt aantal datapunten in deze analyse.

Desalniettemin werd eerder al aangetoond dat zuiveringen die een sturing geoptimaliseerd hebben om de huidige rapportagegrens te halen in het effluent significant hogere kosten hebben dan de andere zuiveringen. Daarom kan besloten worden dat een verlaging van de lozingsnorm op de huidige rapportagegrens voor alle individuele PFAS aanleiding zal geven tot een toename van de totale kosten.

⁶ De eenzijdige t-test met twee steekproeven met gepaarde varianties (paired t-test) wordt gebruikt om te toetsen of het gemiddelde verschil tussen twee afhankelijke steekproeven op dezelfde eenheden significant afwijkt van nul in een bepaalde richting. De toetsstatistiek volgt een t-verdeling, waarbij de p -waarde aangeeft of het waargenomen verschil statistisch significant is. We beschouwen een verschil als statistisch significant wanneer de p -waarde kleiner is dan 0,05.

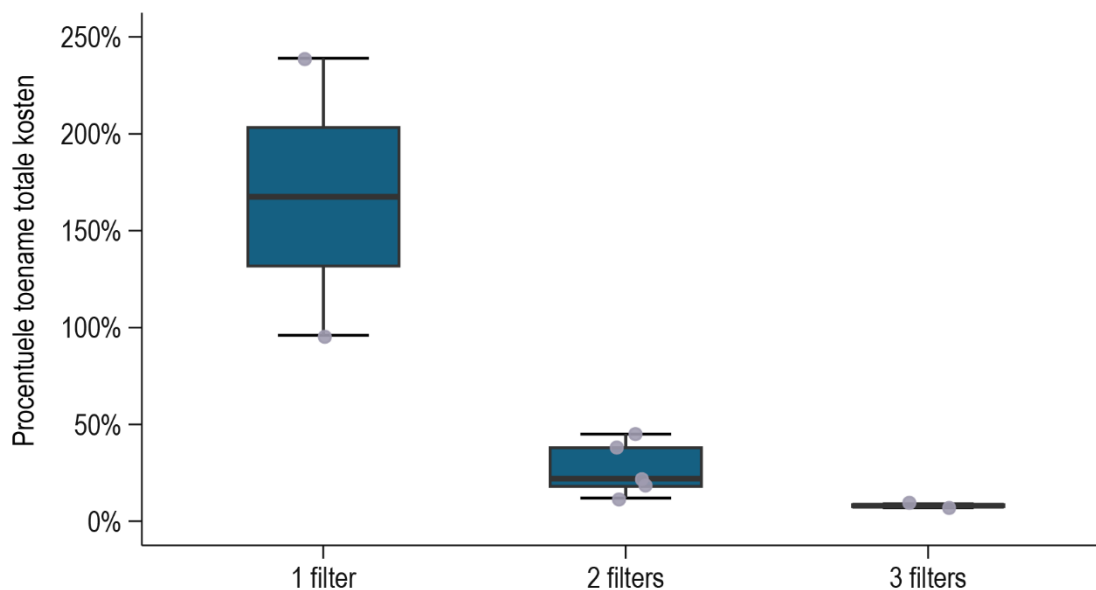


Figuur 35: Vergelijking tussen de totale kosten (EUR/m³) voor 9 bemalingen uit de bevraging (Lozingsnorm 100 ng/l) en de ingeschatte toename in totale kosten voor deze 9 bemalingen indien de lozingsnorm voor individuele PFAS op de huidige rapportagegrens (RG) zou worden gelegd.

Voor dezelfde bemaling met de toepassing van één filter waarbij de toename van de kosten bij een verlaging van de lozingsnorm voor lange keten PFAS het grootst was, zorgt hier eveneens voor de grootste stijging van de totale kosten met 239%. Bij de overige bemalingen is de stijging beperkter tussen 7 – 96%. Figuur 36 geeft de procentuele stijging van de totale kosten in functie van het totaal aantal filters in serie die toepast wordt in de zuivering. Hier valt duidelijk op dat de grootste stijging waar te nemen is bij de zuiveringen waar maar één filter wordt toegepast. De stijging is beperkter naarmate het aantal filters in serie toeneemt. Deze dataset is te beperkt om een statistische vergelijking mogelijk te maken. Ondanks dit verschil in toename liggen de uiteindelijke totale kosten nog steeds binnen een range van 1,74 – 7,75 EUR/m³, met uitzondering van één bemaling die toenam tot 13,16 EUR/m³.

Kennishiaat: *Er is momenteel onvoldoende informatie beschikbaar om het effect en de omvang van de toename van de totale kosten in functie van de aard van de opstelling (bijv. aantal filters) en de toegepaste sturingsstrategie nauwkeurig te kunnen inschatten. Hierdoor is het niet mogelijk om gefundeerde conclusies te formuleren over de invloed van deze operationele parameters op de kostenefficiëntie van PFAS-verwijdering.*

De toename van de totale kosten wordt voornamelijk bepaald door een verhoogde wisselfrequentie die noodzakelijk is om aan de lagere lozingsnormen te kunnen voldoen. Dit resulteert in een hoger verbruik en verwerking van adsorptiemateriaal. Het is belangrijk om op te merken dat dit op zijn beurt zal zorgen voor een verhoogde milieu-impact door hogere nood aan productie van adsorptiematerialen, meer transport en grotere hoeveelheid PFAS-houdend afval dat verwerkt dient te worden.



Figuur 36: Ingeschatte procentuele toename van de totale kosten (uitgedrukt in EUR/m³) wanneer de lozingsnormen verlaagd zouden worden tot de huidige rapportagegrens in functie van het aantal filters in serie in de zuiveringsinstallatie.

Het is belangrijk om aan te geven dat het hier gaat over ruwe inschattingen over de mogelijke toename van de totale kosten, dewelke in de praktijk mogelijk anders zouden kunnen zijn door een andere aanpak van de sturing van zuiveringsinstallatie. Bovendien is de aanpak van één of twee filters in serie waarbij de zuivering gestuurd wordt op het effluent niet mogelijk met deze lozingsnormen omdat overschrijdingen onmiddellijk plaats zouden vinden bij de eerste detectie in het effluent. Daardoor is voor dergelijke lozingsnormen een andere aanpak nodig. Deze gewijzigde aanpak zorgt mogelijk nog voor een bijkomende toename in de kosten.

- Voor de zuiveringen met maar **één filter** is minstens de toevoeging van een bijkomende filter noodzakelijk. Dit zorgt voor bijkomende kosten bij opstart en uiteindelijke verwerking van het adsorptiemateriaal omdat een grotere hoeveelheid materiaal aangekocht en uiteindelijk verwerkt dient te worden. Daarenboven zijn er ook bijkomende operationele kosten zoals huur-, transport- en analysekosten;
- Voor de zuiveringen met **twee filters in serie** zijn er twee mogelijke opties. Enerzijds kan de zuiveringsinstallatie behouden worden en dient de sturing aangepast worden door doorbraak op te volgen tussen de twee filters in plaats van in het effluent. Dit zal aanleiding geven tot snellere wisselfrequentie en bijgevolg hogere kosten voor materiaalverbruik en verwerking omdat nu maar één filter in plaats van twee filters de volledige zuivering opvangen. Anderzijds kan de zuiveringsinstallatie aangepast worden naar drie filters in serie. De sturing blijft in dit geval nagenoeg hetzelfde als voorheen met dat verschil dat er nu een derde filter in serie is die de doorbraak van PFAS kan opvangen en voorkomt dat er overschrijdingen plaatsvinden in het effluent. De toevoeging van een extra filter in serie zorgt voor bijkomende kosten bij opstart en uiteindelijke verwerking van het adsorptiemateriaal omdat een grotere hoeveelheid materiaal aangekocht en uiteindelijk verwerkt dient te worden. Daarenboven zijn er ook bijkomende operationele kosten zoals huur-, transport- en analysekosten;
- Voor zuiveringen met **drie filters in serie** dient de sturing enkel bijgesteld te worden op doorbraak op de huidige rapportagegrens in plaats van 100 ng/l wat kan zorgen voor een beperkte verhoging van de wisselfrequentie afhankelijk van de PFAS-influent concentraties. Bij bemalingen met hoge PFAS-influentconcentraties zal deze

toename relatief beperkt zijn, maar voor bemalingen met lage PFAS-influentconcentraties kan deze toename groter zijn. Zeker in het geval van complexe matrices waar korte keten PFAS minder efficiënt verwijderd worden. Deze grotere toename wordt veroorzaakt door het relatief grotere aandeel van de PFAS-vracht dat verwijderd moet worden in deze situatie.

Aangezien bemalingen geconfronteerd kunnen worden met fluctuaties in het bemalingsdebiet en de PFAS-influentconcentraties kan dergelijke daling in lozingsnormen aanleiding geven tot tijdelijke overschrijdingen in het effluent voor specifieke PFAS waaronder bijvoorbeeld PFBA. Dit zou leiden tot vroegtijdige filterwissels zonder optimale benutting van de beschikbare adsorptiecapaciteit wat vervolgens resulteert in verhoogde totale kosten. Om dit op te vangen kan geopteerd worden om hier te werken met een voortschrijdend percentiel van een vast aantal metingen waarbij bijvoorbeeld de lozingsnorm gelegd wordt op het 90^{ste} percentiel (P90) van deze set aan metingen. Dit zorgt ervoor dat aanwezige uitschieters en tijdelijke overschrijdingen van 20 ng/l geen aanleiding geeft tot een overschrijding van het P90. Dit is echter enkel mogelijk voor bemalingen met voldoende lange bemalingsduur en voldoende hoge monitoringsfrequentie op het effluent zodat er voldoende metingen ter beschikking zijn. Zo werd eerder aangetoond dat er minstens 11 meetwaarden vereist zijn om de berekening van het P90 mogelijk te maken (Soumilion et al., 2022). Bovendien moet dergelijke analyse meerdere malen uitgevoerd kunnen worden binnen de bemaling om de toepassing ervan te kunnen verantwoorden. Aangezien bemalingen vaak ook minder lang dan een jaar duren is het niet altijd zinvol te werken met jaardata.

Een daling van de lozingsnormen tot op de huidige rapportagegrens impliceert eveneens dat een groter aantal bemalingen een PFAS-zuivering dienen te voorzien bij hun bemaling. Dit resulteert in hogere inzet van PFAS-waterbehandelingstechnieken met een groter verbruik en verwerking aan adsorptiemateriaal over heel Vlaanderen als gevolg. In de eerste plaats heeft dit een impact op de beschikbare capaciteit op de markt op vlak van adsorptiemateriaal, beschikbare adsorptiefilters, capaciteit bij labo's voor de uitvoering van PFAS-analyses en capaciteit bij studie bureaus voor dimensionering van de PFAS-zuivering. Op het moment van schrijven staat de beschikbaarheid van adsorptiefilters reeds onder druk. Momenteel dient men reeds rekening te houden met levertijden tot 6 maanden. Dit kan de timing van bouwwerkzaamheden onder druk zetten indien hier niet tijdig mee rekening gehouden wordt. Daarnaast zal hierdoor eveneens de totale milieu-impact veroorzaakt door deze verhoogde inzet toenemen (zie ook paragraaf 5.5). Het is belangrijk dat hiermee rekening gehouden wordt zodat voornamelijk ingezet wordt op de verwijdering van PFAS uit bemalingswater waar de impact het grootst is. Op het moment van schrijven is het niet mogelijk om een inschatting te maken van het aantal bijkomende projecten waarvoor een zuivering noodzakelijk zou zijn als gevolg van een daling van de lozingsnormen tot op de huidige rapportagegrens.

De inschatting van de impact van een potentiële verlaging van de lozingsnormen tot op de huidige rapportagegrenzen hangt eveneens samen met de beoordeling van de economische haalbaarheid van PFAS-zuivering van bemalingswater. Deze beoordeling start met een evaluatie van de kosteneffectiviteit van de zuivering. Dit laat toe om in een eerste stap, voor bemalingen in het algemeen, in te schatten of de totale kosten van PFAS-zuivering opwegen tegen de hoeveelheid PFAS die met deze zuivering kan worden verwijderd. In deze stap wordt impliciet ook rekening gehouden met de mogelijke milieu-impact die een dergelijke zuivering met zich meebrengt. Deze inschatting is voornamelijk relevant voor bemalingen met lage PFAS-influentconcentraties. Desalniettemin worden deze momenteel al deels opgevangen door de bestaande indeling van de lozing van bemalingswater in VLAREM II (zie hoofdstuk 5.2). Zoals reeds aangegeven in paragraaf 4.3.4 zijn er momenteel nog geen afwijkende kosteneffectiviteitsdrempels voor PFAS als groep beschikbaar, waardoor deze eerste inschatting momenteel niet mogelijk is. Bovendien dient deze inschatting te worden uitgevoerd in het kader van de vergunningsaanvraag, op basis van de beschikbare metingen uit de

bemalingsstudie. Deze metingen zijn echter niet altijd representatief voor de effectieve concentraties die tijdens de feitelijke bemaling worden waargenomen.

Kennishiaat: *Er is momenteel onvoldoende inzicht in hoe metingen uit bemalingsstudies representatief kunnen worden vertaald naar de effectieve concentraties die tijdens de uitvoering van de bemaling aanwezig zullen zijn. Hierdoor is het niet mogelijk om op basis van deze initiële metingen een betrouwbare inschatting te maken van de kosteneffectiviteit van PFAS-zuivering, met name in het kader van vergunningsaanvragen en bij de toepassing van (toekomstige) kosteneffectiviteitsdrempels voor PFAS als groep.*

Vervolgens dient voor elke bemaling specifiek de financiële draagkracht geëvalueerd te worden. Hiervoor ontbreekt momenteel nog een geschikt kader om dit specifiek voor de zuivering van bemalingswater uit te voeren. In principe bestaat hiervoor de [leidraad voor het bepalen van de Beste Beschikbare Technieken op bedrijfsniveau](#), maar deze leidraad is echter niet geschikt voor bemalingsprojecten door het tijdelijk karakter van deze projecten en het een verschillend economisch model van investeringen en afschrijvingen. De kosten van een bemaling dienen best getoetst te worden aan de totale kosten van het specifieke project waarbinnen deze bemaling wordt uitgevoerd en niet noodzakelijk aan de exploitant die dit project uitvoert die vaak meerdere projecten beheren.

Kennishiaat: *Er is momenteel geen duidelijk en gestandaardiseerd kader beschikbaar voor de evaluatie van de financiële draagkracht van projecten waarbij PFAS-zuivering van bemalingswater noodzakelijk kan zijn. In het bijzonder ontbreekt een methodiek die rekening houdt met het tijdelijke karakter van bouwprojecten en het afwijkende economische model inzake investeringen en afschrijvingen. Hierdoor is het niet mogelijk om de economische haalbaarheid van PFAS-zuivering op een consistente en onderbouwde manier per bemalingsproject te beoordelen.*

Conclusie

Op basis van de beschikbare gegevens uit de bevraging heeft de verlaging van de lozingsnormen van PFOS en lange keten PFAS naar 20 ng/l geen directe of slechts een impact op de totale kosten (EUR/m³) voor een beperkt aantal bemalingen voor de verwijdering van PFAS uit bemalingswater. Uitsluitend in situaties waar slechts één of twee filters in serie worden toegepast en de PFOS/lange keten PFAS-concentraties aanzienlijk hoger zijn zullen de totale kosten kunnen toenemen. Bovendien zullen deze kosten het sterkst toenemen voor die bemalingen waarbij de PFAS-influentconcentraties gelegen zijn rond de originele norm van 100 ng/l.

De verlaging van de lozingsnormen naar de huidige rapportagegrens voor alle PFAS zou voor een deel van de bemalingen niet noodzakelijk leiden tot een verhoging van de totale kosten omdat ze met hun huidige opstelling en sturing al streefden naar een PFAS-verwijdering tot onder de rapportagegrens of omdat geen doorbraak werd waargenomen over de gehele bemalingsduur. In andere gevallen kan deze verlaging leiden tot een verhoging van de totale kosten in vergelijking met de huidige lozingsnormen van 100 ng/l. Deze stijging is het sterkst voor zuiveringen waarbij één of twee filters in serie worden toegepast, maar is zeer beperkt of niet aanwezig voor zuiveringen met drie filters in serie. Uit de gegevens van de bevraging is duidelijk dat voor dergelijke lozingsnormen een wijziging van de aanpak van de sturing en/of opbouw van de zuiveringsinstallatie noodzakelijk is, wat bijkomende kosten met zich meebrengt. Het dient benadrukt te worden dat de beschikbare dataset voor deze analyse beperkt was. Bijkomende gegevens zijn noodzakelijk om het effect en de omvang van deze toename verder te onderzoeken, en meer gefundeerde conclusies te kunnen trekken hierover.

Bij het opleggen van lozingsnormen of het opstellen van toekomstige regelgeving voor de verwijdering van PFAS uit bemalingswater kunnen deze conclusies aangewend worden om haalbare lozingsnormen op te stellen voor specifieke situaties. Op basis van de beschikbare gegevens is een algemene daling van de lozingsnormen voor PFOS naar 20 ng/l te verantwoorden aangezien hiervoor eveneens een milieukwaliteitsnorm bestaat. Een daling van de lozingsnormen voor lange keten PFAS is op basis van de verzamelde data te verantwoorden, aangezien deze doorgaans pas doorbreken (boven 20 ng/l) nadat korte keten PFAS (boven 100 ng/l) reeds zijn doorgebroken in het bemalingswater. In specifieke gevallen, waarbij de influentconcentraties van lange keten PFAS echter 8 tot 10 maal hoger zijn dan die van korte keten PFAS, geldt dit niet en is een daling van de lozingsnormen niet te verantwoorden aangezien dit aanleiding kan geven tot een significante toename van de kosten. Bovendien wordt het verschil in doorbraak tussen lange keten en korte keten PFAS kleiner in complexe bemalingswatermatrices. De daling van de lozingsnormen tot de rapportagegrens voor alle individuele PFAS is mogelijk enkel te verantwoorden in bepaalde situaties zoals in gevallen van hoge PFAS-vrachten (bij hoge ontwerpdebieten en/of hoge PFAS-inluentconcentraties) of bemalingswaters met weinig complexe matrices waar de verwijdering van korte keten PFAS zoals PFBA weinig negatief beïnvloed wordt. Er is momenteel echter onvoldoende informatie ter beschikking om een algemene daling van de lozingsnormen voor alle individuele PFAS te verantwoorden voor alle situaties. Bovendien is eveneens bijkomende informatie nodig om een classificatie van de aard van de matrix toe te laten.

Om een verlaging van de lozingsnorm voor korte keten PFAS te realiseren, maar toch het hoofd te bieden aan fluctuerende bemalingsdebieten en PFAS-inluentconcentraties kan er geopteerd worden om de lozingsnorm voor korte keten PFAS te leggen op het 90^{ste} percentiel van een voortschrijdend gemiddelde voor bemalingen met voldoende lange bemalingsduur en/of voldoende hoge monitoringsfrequentie. Dit laat toe om lagere lozingsnormen te kunnen opleggen, maar de gebruikte adsorptiematerialen toch efficiënt te kunnen inzetten omdat tijdelijke uitschieters niet onmiddellijk aanleiding geven tot filterwissels.

De potentiële verlaging van lozingsnormen voor PFAS in een specifieke situatie start bij de evaluatie van economische haalbaarheid van de PFAS-zuivering op het bemalingswater. Hiervoor ontbreken nog enkele belangrijke factoren om deze inschatting correct te kunnen maken waaronder afwijkende kosteneffectiviteitsdrempels voor PFAS als groep, een kader voor representatieve inschatting van PFAS-concentraties in het bemalingswater en een duidelijk kader voor de inschatting van de financiële draagkracht.

5.5 Milieu-impact van PFAS-zuiveringen voor bemalingswater

De verwijdering van PFAS uit waterstromen wordt steeds vaker geëvalueerd vanuit een breder duurzaamheidskader, waarbij naast zuiveringsefficiëntie ook de milieu-impact van de toegepaste technologieën in rekening wordt gebracht. Levenscyclusanalyse (LCA) vormt hierbij een essentieel instrument, aangezien deze methode toelaat om de milieubelasting van een behandelingstechniek over de volledige levenscyclus te kwantificeren, inclusief productie van materialen, operationele fase en eindverwerking van reststromen (Ellis et al., 2023).

Ondanks de groeiende aandacht voor dit onderwerp bevindt de toepassing van LCA op PFAS-verwijdering zich nog in een relatief vroeg stadium. De beschikbare literatuur is beperkt en vertoont een sterke heterogeniteit in methodologie, systeemgrenzen en functionele eenheden, wat de vergelijkbaarheid van resultaten bemoeilijkt (Son et al., 2024). Bovendien ligt de focus van bestaande studies voornamelijk op een beperkt aantal technologieën, waarbij adsorptieprocessen zoals granulair actieve kool (GAC) en ionenwisseling het vaakst worden onderzocht (Mendes et al., 2025).

Uit de beschikbare LCA-studies blijkt dat de gerapporteerde milieueffecten van PFAS-verwijdering sterk variëren. Deze variabiliteit wordt voornamelijk bepaald door operationele parameters zoals influentconcentraties, gewenste eindconcentraties, type (afval)water dat wordt behandeld, de matrix van het behandelde (afval)water en de toegepaste opvolging en wisselfrequenties. In het bijzonder blijkt dat strengere effluentnormen en lagere influentconcentraties leiden tot een hogere milieu-impact per eenheid verwijderd PFAS, doordat grotere hoeveelheden energie en materialen nodig zijn om dezelfde massareductie te realiseren (Mendes et al., 2025).

Voor adsorptieprocessen wordt de milieu-impact in belangrijke mate gedomineerd door het verbruik van adsorptiematerialen, energiegebruik en transport, evenals de verwerking van de PFAS-houdende adsorptiematerialen (Mendes et al., 2025). Specifiek voor PFAS-zuiveringen met GAC is aangetoond dat een hoge wisselfrequentie, in combinatie met een energie-intensieve eindverwerking (zoals verbranding), kan leiden tot aanzienlijke broeikasgasemissies (Ellis et al., 2023). Thermische reactivatie van GAC kan deze impact sterk reduceren, maar blijft gepaard gaan met relevante energieverbruiken. Daarnaast wordt in verschillende studies benadrukt dat de behandeling van PFAS-houdende reststromen een belangrijke, maar vaak onderbelichte bijdrage levert aan de totale milieu-impact (Tushar et al., 2024).

Ten slotte tonen recente reviews aan dat, ondanks de toenemende toepassing van LCA, belangrijke kennishiaten blijven bestaan. Deze omvatten onder meer een gebrek aan grootschalige praktijkdata, beperkte aandacht voor de volledige levenscyclus van PFAS-houdende reststromen en een onvoldoende geharmoniseerde methodologische aanpak (Son et al., 2024). Hierdoor blijft het op vandaag nog moeilijk om eenduidige conclusies te trekken over de relatieve duurzaamheid van verschillende PFAS-verwijderingstechnologieën.

In afwachting van een ruimere beschikbaarheid van informatie en kennis die nog volop in evolutie zijn, wordt in dit hoofdstuk daarom specifiek ingezoomd op de klimaatimpact, uitgedrukt als Global Warming Potential (GWP) in ton CO₂-equivalenten, van PFAS-verwijdering uit bemalingswater via GAC. Het GWP is één van de impactcategorieën van een levenscyclusanalyse, en geeft weer hoeveel het proces of het product bijdraagt aan de klimaatverandering. Dit omvat niet enkel CO₂-emissies, maar eveneens de emissies van andere gassen die een klimaatimpact hebben zoals bijvoorbeeld CH₄ en N₂O. Hierbij wordt voortgebouwd op de inzichten uit de literatuur, met bijzondere aandacht voor de rol van operationele parameters, materiaalgebruik en verwerkingsmethode als meest bepalende factoren voor de totale broeikasgasemissies.

5.5.1 Systeemgrenzen

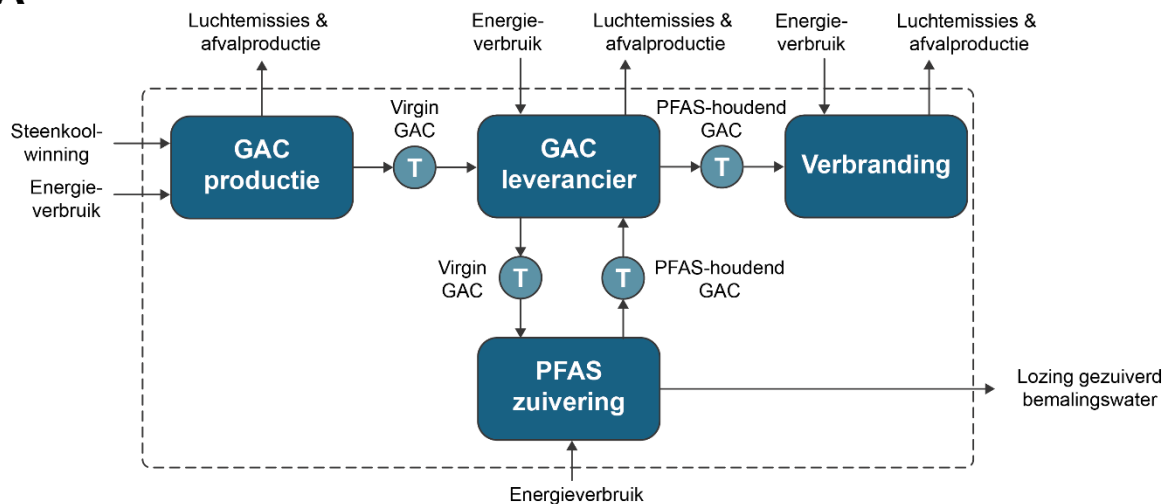
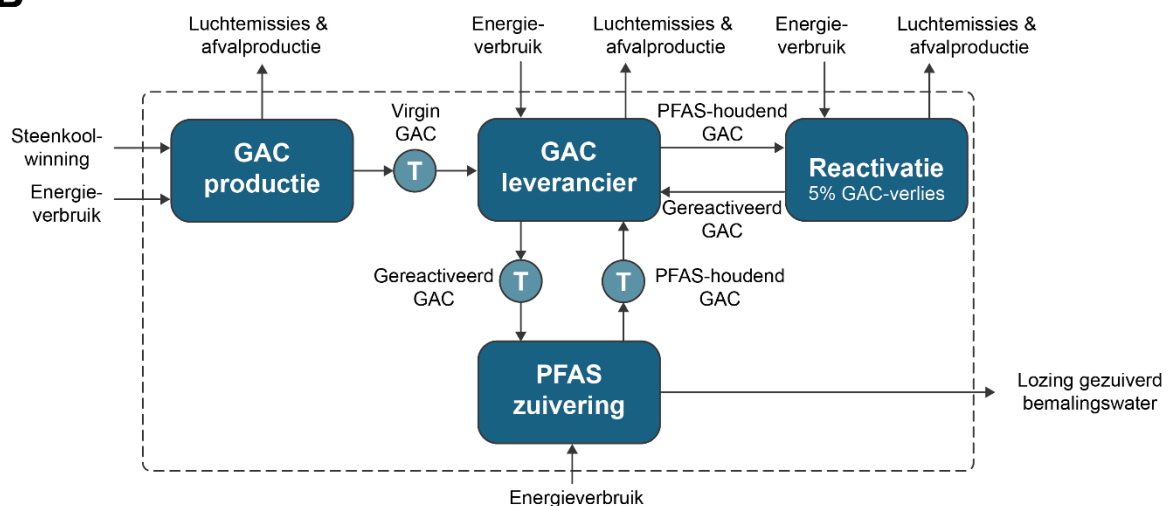
Binnen een studie van de klimaatimpact is het belangrijk om duidelijke systeemgrenzen te definiëren. Een systeemgrens in de context van klimaatimpact beoordelingen definieert de grenzen van wat wel en niet wordt meegenomen in de analyse van een systeem, product of proces. De afbakening van de systeemgrenzen heeft een bepalende invloed op de resultaten van een klimaatimpact beoordeling, aangezien een correcte afbakening van de systeemgrenzen immers bepaalt welke processen, materiaalstromen en emissies worden meegenomen in de evaluatie. Dit is essentieel om de totale klimaatimpact van een behandelingstechnologie op een consistente manier te kunnen beoordelen en te vergelijken (Tushar et al., 2024).

In deze analyse wordt bewust ingezet op een bredere benadering waarin ook de productie en eindverwerking van de toegepaste adsorptiematerialen worden opgenomen. Dit sluit aan bij recente aanbevelingen in de literatuur, waarin wordt benadrukt dat verdere verwerking van PFAS-houdende reststromen een significante bijdrage kan leveren aan de totale milieu-impact en daarom integraal moet worden beschouwd.

Concreet worden de systeemgrenzen in deze studie gedefinieerd rond de toepassing van GAC voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater (Figuur 37). Hierbij worden volgende levenscyclusfasen in rekening gebracht:

- de productie van GAC (cradle-to-gate), inclusief grondstofwinning, productie, activatie en internationaal transport over zee/land naar GAC leverancier;
- transport van GAC-filters van en naar de locatie van de bemaling in Vlaanderen vanuit de GAC-leverancier;
- de operationele fase van de zuivering, met focus op GAC-verbruik (filterwissels) en energiegebruik;
- de eindverwerking (inclusief transport ernaartoe) van PFAS-houdend GAC, waarbij een onderscheid wordt gemaakt tussen de toepassing van verbranding en thermische reactivatie.

Voor deze laatste stap is het relevant te benadrukken dat thermische reactivatie, in vergelijking met verbranding, een potentieel lagere milieu-impact vertoont doordat het gebruik van nieuw adsorptiemateriaal sterk wordt gereduceerd door hergebruik van het toegepaste GAC en de verwerking plaatsvindt bij lagere temperaturen, wat resulteert in een lager energieverbruik (Tushar et al., 2024).

A**B**

Figuur 37: Afbakening van de systeemgrenzen voor de toepassing van GAC in de PFAS-zuivering van bemalingswater voor (A) virgin GAC en (B) gereactiveerd GAC. Het ronde symbool met T staat voor transport van GAC.

Op basis van deze definiëring van de systeemgrenzen omvat dit systeem niet de productie en verwerking bij einde leven van de waterzuiveringsinstallatieonderdelen zelf zoals bijvoorbeeld de pompen, lediging, metalen adsorptiefilters, voorbehandeling... Dit is te verdedigen omdat deze mobiele zuiveringsinstallatie slechts voor een beperkte periode van de bemalingsduur ingezet wordt dat slechts een zeer klein aandeel is van de volledige levensduur van dergelijke installatieonderdelen. Daardoor is het gedeelte van deze impact dat gealloceerd zou worden aan de bemaling zelf zeer beperkt en te verwaarlozen in deze analyse. Verder zit de impact van de nodige constructiewerken en -materialen noodzakelijk voor de infrastructuur bij plaatsing van de PFAS-zuivering niet mee opgenomen in deze impact.

5.5.2 Functionele eenheid

Om de resultaten op een zinvolle en vergelijkbare manier te kunnen interpreteren, worden in deze studie twee functionele eenheden gehanteerd. Enerzijds wordt de klimaatimpact uitgedrukt per volume behandeld bemalingswater ($\text{kg CO}_2\text{-eq/m}^3$), wat aansluit bij de gangbare praktijk in de watersector en relevant is voor technische en economische evaluaties.

Anderzijds wordt de impact uitgedrukt per massa verwijderd PFAS (ton CO₂-eq/g PFAS verwijderd), aangezien deze eenheid beter inzicht geeft in de milieu-efficiëntie van de verwijdering zelf. Zoals aangegeven in de literatuur kan de keuze van functionele eenheid een significante invloed hebben op de interpretatie van de resultaten, waarbij evaluaties per massa verwijderd PFAS vooral relevant zijn vanuit milieu- en gezondheidsimpact, terwijl de evaluatie per behandeld volume bemalingswater beter aansluiten bij operationele besluitvorming (Tushar et al., 2024).

Deze gecombineerde aanpak beoogt zowel een praktijkgerichte als milieukundig onderbouwde inschatting te maken van de klimaatimpact verbonden aan PFAS-verwijdering uit bemalingswater via GAC.

5.5.3 Aanpak bepaling klimaat impact van PFAS-verwijdering uit bemalingswater via GAC

Cradle-to-gate emissies

Cradle-to-gate emissies zijn de broeikasgasemissies (of milieu-impact) die vrijkomen vanaf de ontginning van grondstoffen (“cradle”) tot aan de fabriekspoort (“gate”) van een product. Op basis van leveranciersinformatie (Desotec, persoonlijke communicatie 2026) werd inzicht verkregen in de emissiefactoren gerelateerd aan de cradle-to-gate broeikasgasemissies van steenkool-gebaseerde GAC. Deze emissies veroorzaken het grootste aandeel broeikasgasemissies in de totale klimaatimpact van de toepassing van GAC voor PFAS-verwijdering. Deze emissie omvatten:

- directe emissies gerelateerd aan de GAC-leverancier (vb. elektriciteitsverbruik);
- indirecte emissies gerelateerd aan de GAC-leverancier (vb. bedrijfsinstallaties, voertuigen en procesemissies);
- indirecte emissies gerelateerd aan stroomopwaartse activiteiten (vb. brandstof en energieverbruik, transport, afvalproductie, mijnactiviteiten).

Het grootste aandeel hierin wordt veroorzaakt door de productie van steenkool-gebaseerde GAC en transport naar de GAC-leverancier in Vlaanderen. Voor Europa vindt de productie van dit type GAC voornamelijk plaats in China. In mindere mate worden deze emissies bepaald door mobilisatie, filter reiniging en voorbereidingen, en filter vulling met GAC.

In deze cradle-to-gate emissies wordt een onderscheid gemaakt tussen de toepassing van virgin GAC en gereactiveerde GAC aangezien de geassocieerde broeikasemissies van beide type GAC sterk verschillen. Deze emissiefactoren van beide types GAC worden voor elke bemaling vermenigvuldigd met het totale GAC-verbruik om te komen tot de totale impact. Dit wordt vervolgens gedeeld door het cumulatieve volume bemalingswater enerzijds en de totale verwijderde hoeveelheid PFAS anderzijds.

Emissies geassocieerd met transport

Deze emissies omvatten de emissies direct gelinkt aan het transport in de gebruiksfase van het GAC voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater. Meer specifiek omvat dit het transport voor de mobilisatie en demobilisatie van de GAC-filters en de tussentijdse filterwissels die eventueel plaatsvinden tijdens de relevante bemalingsperiode. Deze emissies worden per bemaling bepaald op basis van de afstand tot de leverancier en de totale massa van de GAC-filters (massa GAC + netto massa filter) die getransporteerd worden over deze afstand. Deze worden vermenigvuldigd met een emissiefactor voor zwaar transport via vrachtwagen. Hierbij wordt verondersteld dat de GAC vervoerd wordt in een vrachtwagen met een capaciteit van 16 tot 32 ton, die voldoet aan de EURO5-norm (16 – 26 ton) uitgedrukt in ton CO₂-eq/ton km (Simapro 10.2.0.0; Ecoinvent 3.11).

Emissies geassocieerd met energieverbruik

Deze omvatten de emissies direct gelinkt aan het energieverbruik in de gebruiksfase van het GAC. Het energieverbruik voor PFAS-zuiveringen van bemalingswater worden hoofdzakelijk bepaald door het elektriciteitsverbruik verbonden aan de werking van de pompen in de waterzuiveringsinstallatie.

Voor een beperkt aantal zuiveringen van bemalingswater werd rechtstreeks het energieverbruik gedeeld ($n = 4$). In de overige gevallen werden enkel afzonderlijke energiekosten voor de PFAS-zuivering van bemalingswater gedeeld ($n = 8$), of werden geen afzonderlijke energiekosten gedeeld omdat de energiekosten opgenomen waren in de huurkosten van de zuiveringsinstallatie ($n = 7$) of werden geen afzonderlijke kosten gerapporteerd ($n = 7$). Op basis van de gedeelde energiekosten werd het gebruik voor deze bemalingen ($n = 8$) ingeschat op basis van een gemiddelde energieprijz van 0,218 EUR/kWh.

Op basis van deze informatie werd er een statistisch significant verband waargenomen tussen het ontwerpdebiet van de zuivering en het specifieke energieverbruik in kWh/m³. Op basis van dit verband werd het specifieke energieverbruik van de overige bemalingen ingeschat waarvoor geen afzonderlijke informatie beschikbaar was over het energieverbruik. Het totale energieverbruik werd vervolgens voor alle bemalingen bepaald door het specifieke energieverbruik in kWh/m³ te vermenigvuldigen met totale volume behandeld bemalingswater.

Op basis van het totale energieverbruik (in kWh) van elke bemaling worden de broeikasgasemissies per bemaling ingeschat op basis van de gemiddelde emissiefactor voor elektriciteitsverbruik voor het Belgische net (Simapro 10.2.0.0; Ecoinvent 3.11) uitgedrukt in ton CO₂-eq/kWh.

Emissies geassocieerd met de verwerking van PFAS-houdend GAC

Op basis van leveranciersinformatie (Desotec, persoonlijke communicatie 2026) werd inzicht verkregen in de emissiefactoren gerelateerd aan verwerking van GAC. Specifiek wordt hier een onderscheid gemaakt tussen verbranding en reactivatie van GAC. Deze emissies omvatten:

- indirecte emissies door transport naar verbrandingsinstallatie;
- directe emissies door verbranding/reactivatie van GAC en destructie van geadsorbeerde pollutanten in CO₂ en andere relevante broeikasgassen;
- indirecte emissies door energieverbruik bij verbranding/reactivatie;
- indirecte emissies geassocieerd met gebruikte materialen in de verbranding/reactivatie en afgasbehandelingssystemen;
- indirecte emissies door toevoeging van een aandeel virgin GAC na reactivatie.

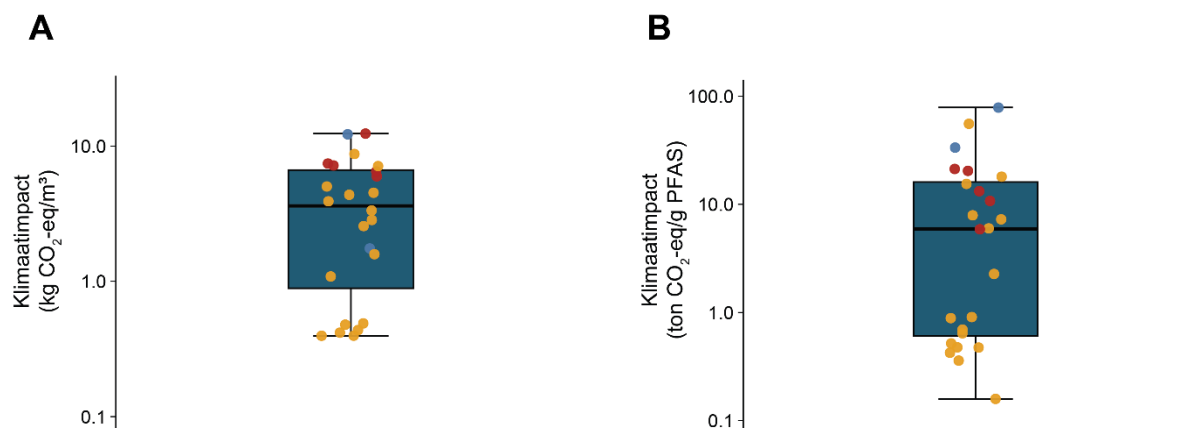
5.5.4 Beschrijving totale klimaatimpact PFAS-verwijdering uit bemalingswater via GAC

De totale klimaatimpact van PFAS-verwijdering uit bemalingswater via GAC werd ingeschat door de som te nemen van volgende deelimpacten:

- Cradle-to-gate emissies;
- Emissies geassocieerd met transport tijdens de gebruiksfase;
- Emissies geassocieerd met energieverbruik tijdens de gebruiksfase;
- Emissies geassocieerd met de verwerking van PFAS-houdend GAC.

Figuur 38 geeft een overzicht van de specifieke klimaatimpact van PFAS-verwijdering uit bemalingswater die geëvalueerd werd aan de hand van twee functionele eenheden: (A) per behandeld volume bemalingswater (kg CO₂-eq/m³) en (B) per massa verwijderd PFAS (ton

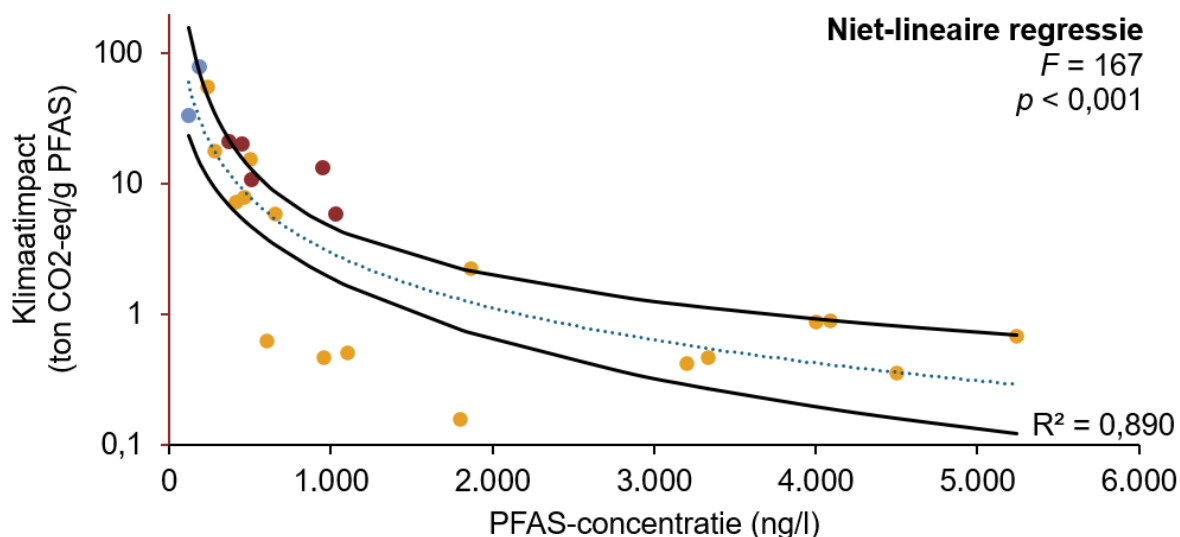
CO₂-eq/g PFAS). Deze duale benadering laat toe om zowel de operationele impact van de zuiveringsinstallatie als de milieu-efficiëntie van de PFAS-verwijdering te beoordelen.



Figuur 38: Klimaatimpact van PFAS-zuivering van bemalingswater berekend op basis van de informatie uit de bevraging voor bemalingen die uitsluitend GAC toepassen ($n = 24$) uitgedrukt in (A) kg CO₂-eq/m³ behandeld bemalingswater en (B) ton CO₂-eq/g PFAS verwijderd. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

De resultaten tonen een aanzienlijke spreiding voor beide functionele eenheden. De klimaatimpact per behandeld volume varieert sterk tussen de verschillende cases, wat wijst op belangrijke verschillen in procesconfiguratie, behandeld volume bemalingswater en vooral GAC-verbruik. De impact varieert tussen 0,4 – 12,3 kg CO₂-eq/m³ met een mediaan van 3,62 kg CO₂-eq/m³.

De klimaatimpact uitgedrukt per hoeveelheid PFAS verwijderd vertoont een nog grotere spreiding. Dit is inherent aan het feit dat deze functionele eenheid sterk afhankelijk is van de influent PFAS-concentratie en de effectieve inzet van het GAC adsorptiemateriaal. In situaties met lage PFAS-concentraties wordt een relatief kleine PFAS-vracht verwijderd aan een lagere verwijderingsefficiëntie, waardoor de klimaatimpact per eenheid verwijderde PFAS sterker toeneemt. Dit wordt duidelijk zichtbaar in Figuur 39 die de klimaatimpact in ton CO₂-eq/g PFAS uit zet in functie van de gemiddelde totale PFAS-concentratie in het bemalingswater waarbij er een statistisch significant verband kan aangetoond worden tussen deze twee parameters ($F = 167$; $p < 0,001$). Bij lagere PFAS-concentraties neemt deze impact exponentieel toe. Dit door een combinatie van een lagere verwijderingsefficiëntie en relatief hoger GAC-verbruik met bijhorend relatief grotere wisselfrequentie waardoor het noodzakelijk transport eveneens hoger ligt. Deze trend is volledig consistent met de resultaten uit de kostenanalyse (Hoofdstuk 5.4), waar eveneens werd vastgesteld dat lage influentconcentraties leiden tot een sterke toename van de kost per gram verwijderd PFAS.

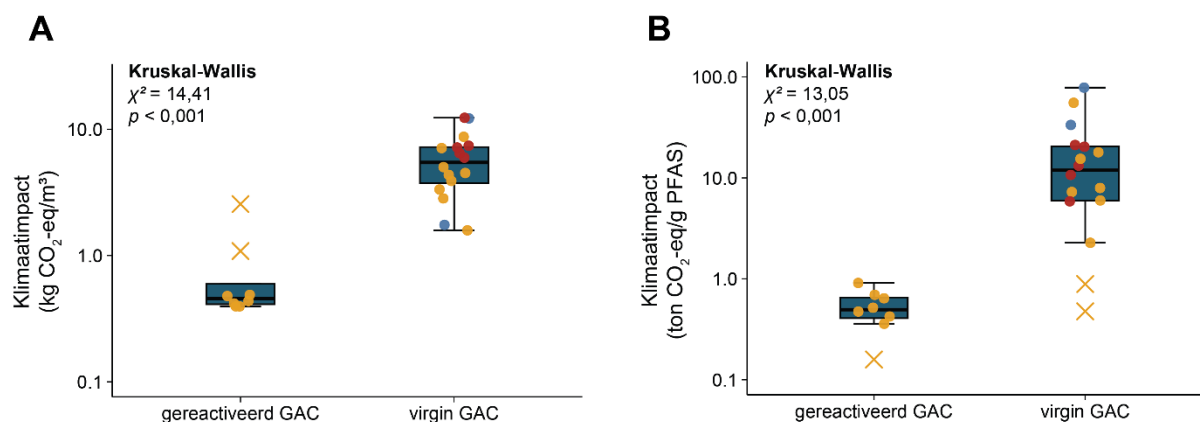


Figuur 39: Relatie tussen de gemiddelde PFAS-influentconcentratie en de klimaatimpact voor PFAS-verwijdering (ton CO₂-eq/g PFAS) voor de verschillende zuiveringen uit de bevraging. De trendlijn doorheen deze data wordt voorgesteld door de stippellijn en de R^2 geeft de determinatiecoëfficiënt van de niet-lineaire regressie weer. De volle, zwarte lijnen stellen het 95% betrouwbaarheidsinterval van dit verband voor. De waarden op verticale as worden voorgesteld op een logaritmische schaal. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

Het is hierbij belangrijk te benadrukken dat een hoge klimaatimpact per gram verwijderd PFAS niet noodzakelijk wijst op een technisch slecht functionerende installatie, maar eerder op een lage verwijderde PFAS-vracht ten opzichte van de benodigde inspanningen en vooral ten opzichte van het noodzakelijke GAC verbruik.

Invloed van het type GAC (virgin vs. gereactiveerd)

Een belangrijke verklarende factor voor de variatie in klimaatimpact, die waar te nemen is in Figuur 38 en Figuur 39, is het type GAC dat wordt toegepast in de PFAS-zuivering van het bemalingswater. In Figuur 40 wordt de klimaatimpact in beide functionele eenheden opgesplitst volgens het gebruik van virgin versus gereactiveerde GAC.



Figuur 40: Klimaatimpact van PFAS-zuivering van bemalingswater berekend op basis van de informatie uit de bevraging voor bemalingen die uitsluitend GAC toepassen (n = 24) uitgedrukt

in (A) kg CO₂-eq/m³ behandeld bemalingswater en (B) ton CO₂-eq/g PFAS verwijderd met een onderscheid tussen het type GAC: gereactiveerd GAC en virgin GAC. De kleur van de datapunten geeft aan hoe de lozingen van deze bemalingen zouden worden ingedeeld volgens de huidige regelgeving (zie hoofdstuk 5.2). Blauw = niet-ingedeeld; oranje = Klasse 2; rood = Klasse 1.

De resultaten tonen aan dat het gebruik van gereactiveerde GAC leidt tot een significante reductie van de klimaatimpact, zowel per m³ behandeld water (A; $\chi^2 = 14,41$; $p < 0,001$) als per gram verwijderd PFAS (B; $\chi^2 = 13,05$; $p < 0,001$). Dit verschil is toe te schrijven aan de aanzienlijk lagere emissiefactor van gereactiveerde GAC, aangezien een groot deel van het adsorptiemateriaal wordt hergebruikt en de resterende impact voornamelijk voortkomt uit het reactivatieproces. Zo is de klimaatimpact voor bemalingen die gereactiveerd GAC toepassen gemiddeld gezien gelegen tussen 0,40 – 0,94 kg CO₂-eq/m³ en 0,38 - 0,68 ton CO₂-eq/g PFAS met een mediaan van 0,46 kg CO₂-eq/m³ en 0,50 ton CO₂-eq/g PFAS. Terwijl de klimaatimpact voor bemalingen die virgin GAC toepassen gemiddeld gezien gelegen tussen 3,48 – 7,36 kg CO₂-eq/m³ en 5,90 – 21,00 ton CO₂-eq/g PFAS met een mediaan van 5,50 kg CO₂-eq/m³ en 12 ton CO₂-eq/g PFAS.

Hoewel thermische reactivatie energie-intensief is, blijft de totale impact per eenheid GAC lager dan bij de productie van virgin actieve kool doordat het proces plaatsvindt bij lagere temperatuur (Tushar et al., 2024). Bovendien kan bij reactivatie een groot deel van het toegepaste GAC meerdere keren opnieuw worden ingezet, en is de toevoeging van nieuw GAC om verliezen tijdens het reactivatieproces (5–15%) te compenseren beperkt. Hierdoor kan de klimaatimpact als gevolg van de behoefte aan virgin GAC en energieverbruik aanzienlijk worden gereduceerd. Deze bevinding bevestigt dat de keuze van type GAC een van de meest effectieve hefbomen is voor het verlagen van de klimaatimpact van PFAS-verwijdering uit bemalingswater.

Er dient echter te worden benadrukt dat de toepasbaarheid van gereactiveerde GAC niet altijd mogelijk is vanwege de beperkingen opgelegd door de POP-verordening (Verordening (EU) 2019/1021). Indien de concentraties in het gebruikte GAC de drempelwaarden voor PFAS of andere POP's overschrijden dan moet worden gegarandeerd dat deze POP's vernietigd of onomkeerbaar omgezet worden via bijvoorbeeld verbranding (zie ook paragraaf 5.3.2).

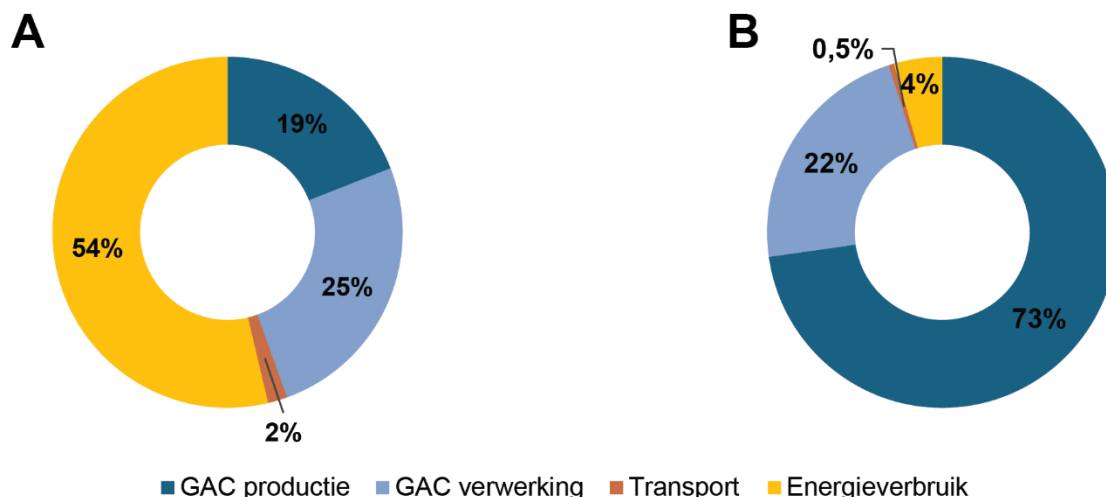
Invloed van de klasse-indeling volgens huidige regelgeving

Uit Figuur 40 wordt eveneens duidelijk dat in de bevraging enkel voor lozingen van bemalingswater die zouden ingedeeld worden in Klasse 2, gereactiveerd GAC toegepast werd. Alle overige lozingen van bemalingswater die ingedeeld zouden worden in Klasse 2, Klasse 1 of niet ingedeeld zouden worden volgens de huidige regelgeving pasten virgin GAC toe. Op basis van deze grafiek kan besloten worden dat er geen duidelijk onderscheid is in de klimaatimpact tussen de verschillende indelingen. Wel valt op dat de klimaatimpact van de niet-ingedeelde lozingen bij de allerhoogste zijn (hoogste en derde hoogste waarde) met waarden die kunnen oplopen tot 33,4 – 78,5 ton CO₂-eq/g PFAS. Deze hogere waarden zijn voornamelijk te verklaren door de lage PFAS-influentconcentraties, lage bemalingsdebieten en korte bemalingsduur waardoor beperkte hoeveelheid PFAS verwijderd werd. Deze hoge waarden geven aan dat via de huidige regelgeving lozingen van bemalingswater met lage kosteneffectiviteit én hoge potentiële klimaatimpact niet langer meer ingedeeld worden.

Relatieve bijdrage van de verschillende impactcomponenten

De totale klimaatimpact werd verder opgesplitst in de bijdrage van verschillende levenscycluscomponenten, met name GAC-productie en -verbruik, energiegebruik tijdens de operationele fase, transport en verwerking. Uit Figuur 41 blijkt dat de productie van GAC om aan het GAC verbruik te voldoen in de toepassing van virgin GAC de dominante bijdrage levert

aan de totale klimaatimpact (73% van totale klimaatimpact). Dit is het gevolg van de hoge emissiefactor verbonden aan de productie nieuwe actieve kool en transport naar de GAC-leverancier. Vervolgens wordt de klimaat impact bij virgin GAC het meest beïnvloed door de verwerking ervan via verbranding (22%) en in mindere mate door het energieverbruik (4%) en transport tussen de GAC-leverancier en de bemalingslocatie.



Figuur 41: Relatieve bijdragen van de verschillende levenscycluscomponenten in de totale klimaatimpact van PFAS-zuiveringen uit bemalingswater door toepassing van (A) gereactiveerd GAC en (B) virgin GAC.

Bij het gebruik van gereactiveerd GAC verschuift dit beeld. Hoewel GAC-gerelateerde impact nog steeds significant is, neemt het relatieve aandeel van energiegebruik sterk toe tot gemiddeld 54% van de totale klimaatimpact. Dit wijst erop dat naarmate de materiaalimpact afneemt door toepassing van gereactiveerde GAC met een significant lagere emissiefactor, andere componenten zoals energieverbruik belangrijker worden in de totale impactbalans. Transport draagt in alle gevallen slechts beperkt bij tot de totale klimaatimpact, wat aangeeft dat optimalisatie-inspanningen zich in de eerste plaats zouden moeten richten op materiaalgebruik en procesoptimalisatie. Toch vertonen de relatieve aandelen van de verschillende levenscycluscomponenten bij toepassing van gereactiveerd GAC een grotere variatie in vergelijking met de toepassing van virgin GAC, waar de bemalingsduur, het bemalingsdebiet en bijgevolg het aantal straten en filters mee bepalend zijn voor de bijdragen van de verschillende onderdelen.

Beperkingen, interpretatie en toetsing aan de literatuur

Bij de interpretatie van de resultaten dienen enkele belangrijke aandachtspunten in rekening te worden gebracht. Ten eerste is de schatting van de verwijderde PFAS-massa onderhevig aan onzekerheden, onder meer door de beschikbaarheid en kwaliteit van informatie die tijdens de bevraging werd aangeleverd. Dit heeft een directe invloed op de berekening van de klimaatimpact per gram verwijderd PFAS.

Daarnaast zijn de resultaten sterk afhankelijk van de specifieke context van de PFAS-zuivering van het bemalingswater, waaronder de influentconcentratie van PFAS, het type PFAS (korte versus lange keten PFAS), het gebruikte type GAC (gereactiveerd versus virgin), de processturing, de beoogde effluentconcentraties en de aard van de matrix. Dit impliceert dat de resultaten niet enkel iets zeggen over de toepassing van GAC als technologie, maar ook over de omstandigheden waarin deze wordt toegepast.

Verder tonen de resultaten aan dat PFAS-verwijdering niet in alle gevallen klimaattechnisch optimaal is. In situaties met lage totale PFAS-concentraties kan de bijkomende klimaatimpact relatief hoog zijn in verhouding tot de verwijderde PFAS-vracht. Dit benadrukt het belang van een afweging tussen milieuwinst en impact, en wijst op de nood aan contextspecifieke besluitvorming. De baten van deze PFAS-verwijdering kunnen echter nog niet volledig en correct worden ingeschat (zie ook hoofdstuk 5.6). De indeling volgens de huidige regelgeving kan dit al deels opvangen doordat korte bemalingen, met lage debieten en beperkte PFAS-concentraties, die hier ook een hogere klimaatimpact vertonen, niet langer ingedeeld worden.

De resultaten van deze studie zijn in lijn met de bestaande literatuur rond de milieu-impact van PFAS-verwijderingstechnieken. In het bijzonder bevestigen ze de sterke variabiliteit in klimaatimpact en het belang van contextspecifieke parameters. Een belangrijke bevinding betreft de grote spreiding in klimaatimpact. Recente reviews tonen aan dat de klimaatimpact bij toepassing van GAC kan variëren van 0,07 tot 28,3 kg CO₂-eq/m³ (Song et al., 2024) en van 0,001 tot meer dan 10 ton CO₂-eq/g PFAS (Mendes et al., 2025). Deze variabiliteit kan voornamelijk worden verklaard door het feit dat bij lage PFAS-concentraties en strenge lozingsnormen aanzienlijk meer adsorptiematerialen nodig zijn per eenheid verwijderde PFAS, wat resulteert in hogere impactwaarden. Dit bevestigt de in deze studie waargenomen trend waarbij lage concentraties leiden tot een relatief hoge klimaatimpact per gram PFAS verwijderd.

Daarnaast wordt de dominante bijdrage van adsorptiematerialen, en in het bijzonder GAC, bevestigd. Uit verschillende LCA-studies blijkt dat de productie, het gebruik en de verwerking van adsorptiematerialen vaak de grootste bijdrage leveren aan de totale milieu-impact van PFAS-verwijdering (Song et al., 2024). Ook wordt benadrukt dat parameters zoals de processturing en de doorbraakcriteria bepalend zijn voor zowel de milieu-impact als de kosten van adsorptieprocessen (Tushar et al., 2024). Deze bevindingen ondersteunen de resultaten van deze studie, waarin het GAC-verbruik als een cruciale impactbepalende factor wordt geïdentificeerd. Verder bevestigt de literatuur dat in adsorptiegebaseerde systemen de milieu-impact doorgaans gedomineerd wordt door materiaalgebruik eerder dan door energieverbruik. Energiegebruik wordt vooral relevant bij energie-intensieve technologieën zoals membraanprocessen of oxidatieve technieken, terwijl bij GAC-systemen de productie en vervanging van het adsorptiemateriaal de belangrijkste impactcategorieën bepalen (Tushar et al., 2024).

Wat betreft het onderscheid tussen virgin en gereactiveerde GAC tonen zowel deze studie als de literatuur aan dat thermische reactivatie een aanzienlijke reductie in milieu-impact kan opleveren. Door hergebruik van GAC wordt de nood aan nieuwe grondstoffen en energie-intensieve productieprocessen beperkt, wat resulteert in lagere totale emissies (Tushar et al., 2024). Niettemin blijft de effectiviteit van reactivatie afhankelijk van bijkomende factoren zoals transportafstanden en materiaalverliezen tijdens het reactivatieproces (Song et al., 2024). In Vlaanderen zijn deze transportafstanden doorgaans beperkt, waardoor de bijdrage ervan aan de totale klimaatimpact relatief klein blijft.

Ten slotte wordt het belang van de gekozen functionele eenheid expliciet bevestigd in de literatuur. Hoewel de meeste studies gebruikmaken van een volumegerelateerde functionele eenheid (bijvoorbeeld m³ behandeld water), biedt een evaluatie per massa verwijderd PFAS bijkomend inzicht in de milieu-efficiëntie van een technologie (Tushar et al., 2024). De keuze van functionele eenheid beïnvloedt de interpretatie van de resultaten aanzienlijk. De impact per m³ behandeld water is vooral relevant vanuit een operationeel perspectief en laat toe om installaties onderling te vergelijken. Daarentegen biedt de impact per gram verwijderd PFAS een beter inzicht in de efficiëntie van de verwijdering zelf, en in de mate waarin ingezette middelen resulteren in effectieve PFAS-verwijdering.

Een directe vergelijking van de ingeschatte klimaatimpact met andere studies is echter niet evident. Verschillen in systeemgrenzen, functionele eenheden, aannames omtrent proceswerking en datakwaliteit bemoeilijken een consistente benchmarking van LCA-resultaten (Song et al., 2024). Hoewel de waarden uitgedrukt in kg CO₂-eq/m³ in lijn liggen met de literatuur, vallen de waarden per gram verwijderd PFAS in deze studie hoger uit, met waarden die kunnen oplopen tot 33–78 ton CO₂-eq/g PFAS. Dit verschil kan grotendeels worden verklaard door lagere PFAS-influentconcentraties, type PFAS, gewenste effluentconcentraties en de keuze van parameters die de processturing bepalen.

Een bijkomend verschil situeert zich in de aannames rond het GAC-verbruik. In bepaalde studies, zoals Emery et al. (2019), wordt uitgegaan van een verwijdering van ongeveer 110 mg PFAS per kg GAC. In deze studie worden echter aanzienlijk lagere waarden vastgesteld, typisch in de grootteorde van 0,3 tot 10 mg PFAS per kg GAC. Dit verschil van meerdere ordes van grootte leidt tot een hoger GAC-verbruik per eenheid verwijderde PFAS en bijgevolg tot een hogere klimaatimpact. Dit verschil kan verder verklaard worden door het verschil in beoogde effluentconcentraties en het verschil in PFAS-influentconcentraties. In de onderzochte bemalingen wordt vaak gezuiverd tot concentraties rond 100 ng/l, en in sommige gevallen zelfs tot 20 ng/l. In andere studies worden vaak minder strikte lozingsnormen gehanteerd of wordt een bepaald verwijderingsrendement vooropgesteld, wat resulteert in langere standtijden van het adsorptiemateriaal en bijgevolg een lager GAC-verbruik. Bovendien ontbreekt vaak bijkomende context over de kwaliteit van het ontvangende waterlichaam van de beschouwde lozing. Daarnaast tonen verschillende studies aan dat hogere influentconcentraties typisch gepaard gaan met een lagere klimaatimpact per gram verwijderd PFAS (Mendes et al., 2025). Zoals reeds beschreven in dit samenvattend document is het relatieve GAC-verbruik hoger bij lagere PFAS-influentconcentraties door de verlaagde capaciteit van GAC bij deze lagere concentraties. Ten slotte worden in, vaak oudere studies, slechts een beperkte set aan PFAS mee in rekening genomen (bv. enkel PFOS en PFOA) waardoor het GAC-verbruik typisch lager wordt ingeschat (Mendes et al., 2025; Tushar et al., 2024).

Naast concentratie-effecten kan de aard van de matrix eveneens een belangrijke rol spelen (Tushar et al., 2024). De aanwezigheid van organische stoffen of anorganische ionen kan de effectieve adsorptiecapaciteit van GAC reduceren, wat leidt tot snellere doorbraak en een hogere wisselfrequentie. Deze aard van de matrix hangt vaak samen met het type water dat behandeld wordt en binnen welke context er een PFAS-zuivering wordt uitgevoerd (vb. grondwatersanering). Bij grondwatersaneringen liggen de PFAS-concentraties typisch hoger dan de waarden die hier in het bemalingswater waargenomen worden. Bovendien worden het grondwater in die gevallen vaker gedomineerd door lange keten PFAS zoals PFOS en PFOA (Mendes et al., 2025; Tushar et al., 2024).

Verder varieert de afbakening van systeemgrenzen sterk tussen studies. Sommige analyses beperken zich tot de operationele fase, terwijl andere ook de productie van materialen, transport en eindverwerking includeren. Aangezien vooral de productie en verwerking van GAC een belangrijke bijdrage leveren aan de totale klimaatimpact, heeft dit een aanzienlijke invloed op de gerapporteerde resultaten (Mendes et al., 2025; Tushar et al., 2024).

Tot slot speelt ook de schaal en configuratie van de installatie een rol. Praktijkdata, zoals gebruikt in dit onderzoek, weerspiegelen vaak complexere en minder geoptimaliseerde omstandigheden dan de gestandaardiseerde scenario's die in literatuurstudies worden gehanteerd.

Conclusie

Samengevat wijzen de verschillen in klimaatimpact van PFAS-verwijdering uit bemalingswater erop dat een hogere klimaatimpact in dit document niet noodzakelijk wijst op een inefficiënte PFAS-zuivering, maar eerder het gevolg zijn van realistische operationele omstandigheden, strengere lozingsnormen en lagere totale PFAS-influentconcentraties, vaak gedomineerd door korte keten PFAS. Dit benadrukt het belang van transparantie in systeemgrenzen en aannames, evenals de nood aan verdere standaardisatie in LCA-studies voor PFAS-verwijdering. Bovendien geven deze resultaten aan dat de PFAS-zuivering uit bemalingswater gepaard kan gaan met een hoge klimaatimpact. Waarbij de impact van de zuivering van sommige bemalingen mogelijk niet opweegt ten opzichte van de PFAS-vracht die verwijderd wordt (zie ook hoofdstuk 5.6). Deze milieu-efficiëntie is een relevant onderdeel dat meegenomen moet worden in een bredere afweging van de kosten en baten bij PFAS-verwijdering uit bemalingswater.

In het volgende hoofdstuk wordt voortgebouwd op deze inzichten door een eerste verkennende analyse uit te voeren naar de kosten en baten van PFAS-verwijdering uit bemalingswater, waarbij zowel financiële aspecten als milieuaspecten tegenover elkaar worden beschouwd.

5.6 Onderzoek naar kosten & baten van PFAS-verwijdering uit bemalingswater

In het voorgaande hoofdstuk werd de klimaatimpact van PFAS-verwijdering uit bemalingswater toegelicht, met aandacht voor onder meer energieverbruik, transport en emissies verbonden aan de toepassing van GAC in deze zuivering. Deze analyse maakt duidelijk dat de implementatie van PFAS-verwijdering zelf gepaard gaat met een niet te verwaarlozen milieu-impact. Waarbij de impact van de zuivering van sommige bemalingen hoog is ten opzichte van de PFAS-vracht die verwijderd wordt. Dit onderstreept de noodzaak om deze maatregelen niet enkel technisch of normatief te beoordelen, maar ook in een breder kader te plaatsen.

Een kosten-batenanalyse (KBA) biedt hiervoor een geschikt kader, aangezien deze toelaat om zowel de kosten van de PFAS-zuivering als de baten van vermeden PFAS-emissies en resulterende blootstelling systematisch tegen elkaar af te wegen. In tegenstelling tot klassieke kostenanalyses omvat dit niet alleen financiële kosten, maar ook effecten op milieu en gezondheid.

Het uitvoeren van een dergelijke analyse voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater blijkt echter bijzonder complex. Dit heeft te maken met de tijdelijke aard van bemalingen, de grote variabiliteit in debieten en concentraties, de diffuse verspreiding van PFAS in het milieu en de beperkte beschikbaarheid van robuuste data om blootstelling en gezondheidseffecten te kwantificeren. Bovendien zijn er aanzienlijke analytische beperkingen en methodologische onzekerheden die een directe doorvertaling naar concrete baten moeilijk maken.

Dit hoofdstuk brengt in kaart:

- welke elementen noodzakelijk zijn om een KBA uit te voeren voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater;
- welke informatie vandaag reeds beschikbaar is of kan worden bepaald.

5.6.1 Scenario's definiëren

Om een KBA voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater mogelijk te maken moeten er in eerste instantie relevante scenario's gedefinieerd worden waarbinnen de impact van de kosten en de baten afgewogen kunnen worden. Binnen het huidige kader zijn er minstens drie relevante scenario's te definiëren:

- 1° het bemalingswater direct of indirect lozen zonder PFAS-verwijdering (base-line scenario);
- 2° een PFAS-verwijdering toepassen op het bemalingswater waarbij lozingsnormen gehanteerd worden van 100 ng/l voor individuele PFAS ([WAC/IV/A/025](#));
- 3° een PFAS-verwijdering toepassen op het bemalingswater waarbij lozingsnormen gehanteerd worden tot op de rapportagegrens voor individuele PFAS (20 ng/l voor kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor indicatieve PFAS volgens [WAC/IV/A/025](#)).

Door de kosten en baten van de verschillende scenario's te evalueren, kan worden onderzocht of de financiële kosten en de milieu- en gezondheidsimpact van het toepassen van een PFAS-zuivering opwegen tegen de uitgespaarde toekomstige kosten en de milieu- en gezondheidsvoordelen. Deze baten vloeien voort uit de verlaagde PFAS-emissies en de daaruit volgende afname van PFAS-blootstelling, als gevolg van de reductie van de hoeveelheid PFAS die via de lozing van bemalingswater in het milieu terechtkomt.

5.6.2 Relevante literatuur om de KBA-aanpak aan af te toetsen

Recent zijn er aantal studies gepubliceerd waarin een relevante aanpak wordt geïllustreerd om de kosten en baten te berekenen voor technieken die vermijden dat PFAS in het milieu terechtkomen of in het milieu aanwezig blijven.

In Smith et al. (2025) wordt specifiek de afweging gemaakt tussen de gezondheidsvoordelen van verlaagde PFAS-blootstelling via de consumptie van drinkwater en de gezondheidsnadelen van de zuivering door toepassing van GAC die nodig is om PFAS te verwijderen uit het drinkwater. Hun aanpak combineert een Life Cycle Assessment (LCA) van de toepassing van GAC met een blootstellings- en gezondheidsanalyse op de blootstelling via drinkwater. In deze studie worden deze kosten en baten beide uitgedrukt in disability-adjusted life years (DALY's) wat een directe vergelijking mogelijk maakt. Hierdoor kan geëvalueerd worden of het toepassen van deze techniek een netto gezondheidsvoordeel oplevert of niet. DALY's worden door de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) gebruikt om de totale impact van ziekte geassocieerd met verschillende water gerelateerde risico's te kwantificeren. Eén DALY vertegenwoordigt het verlies van het equivalent van een jaar in volledige gezondheid van een persoon. Deze vertegenwoordigen zowel de ernst als de duur van negatieve eindpunten in de analyse. In deze studie wordt enkel de relatieve afweging gemaakt en worden de DALY's niet gemonetariseerd. Deze studie houdt rekening met de verwijdering van 23 PFAS uitgedrukt in PFOA-equivalenten op basis van Relative Potency Factoren (RPF's) en houden daarbij rekening met een continue PFAS-blootstelling via een stabiel drinkwatersysteem.

De OVAM MKBA-studie (OVAM, 2025) focust op de PFAS-verontreiniging in bodem en grondwater en onderzoekt de maatschappelijke kosten en baten van verschillende saneringsmaatregelen. Deze studie onderzoekt de toepasbaarheid van een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) voor het PFAS-beleid in Vlaanderen, met nadruk op bodem en grondwater. Hoewel de focus in deze studie voornamelijk gericht is op de bodem zijn er zeker relevante elementen die meegenomen kunnen worden in dit onderzoek. Deze studie beschrijft de problematiek en de economische, milieu-, gezondheids- en sociale effecten, en illustreert deze via twee cases (sanering en grondverzet). De focus ligt op het beheer van bestaande verontreiniging, hoewel preventie essentieel blijft. Niet alle effecten konden worden gekwantificeerd of gemonetariseerd; kosten waren doorgaans makkelijker te bepalen dan baten, vooral voor gezondheidseffecten. Hierdoor bestaat het risico dat maatregelen onterecht als niet rendabel worden beschouwd, aangezien baten vaak moeilijk meetbaar zijn en zich over langere termijn uitstrekken. Door databeperkingen werd geen globale aggregatie of verdiscontering uitgevoerd. De sterkte van deze studie ligt in het feit dat ze een (voorlopige) empirische koppeling hebben kunnen maken tussen de PFOS-concentraties in de bodem en PFOS-concentraties in bloed (serum). Door deze koppeling konden op basis van een gelimiteerd aantal eindpunten impacten op de gezondheid worden ingeschat die konden worden uitgedrukt in DALY's. Deze DALY's konden vervolgens worden gemonetariseerd. De studie maakt gebruik van Human Biomonitoring (HBM)-data en epidemiologische relaties om gezondheidseffecten (bv. kanker, cholesterol) te kwantificeren. Tegelijk wordt benadrukt dat deze relaties onzeker zijn en slechts voor een beperkt aantal PFAS (vb. PFOS en PFOA) beschikbaar zijn. Deze studie concludeert dat, hoewel een MKBA een nuttig denkkader biedt, een volledig gekwantificeerde en gemonetariseerde analyse momenteel niet mogelijk is wegens fundamentele kennishiaten, vooral aan de batenzijde (in het bijzonder gezondheids- en milieueffecten), waardoor geen robuuste aggregatie van kosten en baten kan worden uitgevoerd.

Ten slotte is er ook een recente Europese studie 'The cost of PFAS pollution for our society' (EC, 2026) waarin de kost van PFAS-verontreiniging voor onze samenleving in het geheel bekeken wordt. De Europese studie analyseert de maatschappelijke kosten van PFAS-

verontreiniging op macroschaal waarbij emissies gelinkt worden aan specifieke milieuconcentraties. Deze milieuconcentraties kunnen via verschillende blootstellingsroutes vertaald worden in blootstelling van de EU-bevolking wat resulteert in specifieke PFAS-concentraties in het bloed (serum). Hierbij worden gezondheidskosten berekend voor een beperkt aantal PFAS (EFSA-4: PFOA, PFOS, PFNA en PFHxS), op basis van epidemiologische relaties en blootstellingsmodellen. Op dezelfde manier als in bovenstaande studie wordt vervolgens de gezondheidsimpact vertaald naar DALY's en vervolgens gemonetariseerd. De studie toont aan dat aanwezigheid van PFAS in het milieu en bijgevolg de blootstelling aan deze PFAS aanzienlijke maatschappelijke kosten (gezondheidskosten, saneringskosten, waterbehandelingskosten en ecosysteemkosten) veroorzaken, maar erkent tegelijk dat slechts een deel van de PFAS wordt meegenomen, en dat belangrijke onzekerheden bestaan in blootstelling en dosis-responsrelaties. Bijgevolg worden de maatschappelijke kosten in deze studie onderschat. Deze studie levert een volledig MKBA-kader op populatieniveau, maar is niet rechtstreeks toepasbaar op individuele bemalingsprojecten. Deze aanpak zou enkel relevant zijn indien het volledige bemalingslandschap waarvoor PFAS-zuiveringen noodzakelijk zijn in beeld gebracht zou kunnen worden. Zoals eerder al werd aangegeven (zie paragraaf 5.4.65.4.6) kan op het moment van schrijven geen goede inschatting gemaakt worden van het totaal aantal bemalingen in Vlaanderen waarvoor PFAS-zuiveringen noodzakelijk zijn. Daardoor is een studie op macroschaal voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater volgens deze aanpak op dit moment nog niet mogelijk.

5.6.3 Opbouw van een KBA voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater

Een volledige KBA voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater vereist de integratie van drie hoofdeffecten:

- Economische effecten;
- Gezondheidseffecten;
- Milieueffecten.

Deze drie hoofdeffecten worden in deze paragraaf afzonderlijk verder toegelicht.

Economische effecten

Deze omvatten zowel:

- Directe financiële kosten gelinkt aan de PFAS-zuiveringsinstallatie (CAPEX & OPEX) op het bemalingswater.
- Indirecte kosten gerelateerd aan noodzakelijke drinkwaterzuivering ten gevolge van de directe en indirecte lozing van PFAS.

De directe kosten omvatten onder andere:

- Eenheidskosten adsorptiemateriaal;
- Huurprijs adsorptiefilter;
- Transport-/wisselkosten;
- Verwerkingkosten (reactivatie of verbranding);
- Reinigingskosten adsorptiefilter;
- Energiekosten;
- PFAS analysekosten;
- Personeelkosten;
- Installatiekosten (CAPEX).

Deze kosten zijn reeds beschreven in hoofdstuk 5.4 van dit samenvattend document. Op basis van de data verzameld in dit document is er al een goed begrip van de kosten van een PFAS-zuivering uit bemalingswater en welke factoren een significante invloed hebben op de variatie in deze kosten. Als gevolg hiervan is er een zekere onzekerheid over welke kosten

geassocieerd kunnen worden met de noodzakelijke PFAS-zuivering voor de aanvang van de bemaling. Deze onzekerheid wordt meegenomen in een KBA wat een concrete inschatting van deze kosten moeilijk maakt.

De indirecte financiële kosten kunnen zich in de toekomst vertalen in bijkomende drinkwaterzuivering, als gevolg van de lozing van (resterende) PFAS-concentraties. Deze kosten zijn vooral relevant in de scenario's waarin geen of onvoldoende verregaande PFAS-zuivering wordt toegepast, waardoor hogere PFAS-concentraties worden geloosd dan aanvaardbaar voor het gebruik als drinkwater. In Vlaanderen zijn er 75 waterproductiecentra (WPC's), met een totale waterwinning van 320,2 miljoen m³, waarvan 52,7% uit oppervlaktewater en 47,3% uit grondwater afkomstig is (VMM, 2022). Eén of meerdere van deze centra kunnen vervuild raken door de directe of indirecte lozing van PFAS-houdend bemalingswater.

Om deze indirecte kosten in te schatten, is het noodzakelijk een correcte inschatting te maken van de bijdrage van de tijdelijke lozing van bemalingswater aan de totale PFAS-vracht waarmee een potentieel nabijgelegen WPC wordt geconfronteerd. Vanaf het moment dat een grenswaarde wordt overschreden, ongeacht de herkomst van de PFAS-verontreiniging, zal er een bijkomende kost zijn voor de noodzakelijke uitbreiding van de drinkwaterzuivering om aan de geldende drinkwaternormen voor PFAS te voldoen.

Dit is een van de uitdagingen waarop op het moment van schrijven nog geen duidelijk antwoord kan worden gegeven. Het tijdelijke karakter van de lozing van bemalingswater, evenals de mogelijke fluctuaties in PFAS-concentraties, maken dit tot een complex vraagstuk. Er is nog geen concreet onderzoek gevoerd naar de specifieke impact die lozingen van bemalingswater hebben op de kwaliteit van het oppervlaktewater dat aangewend wordt voor drinkwaterproductie voor WPC's. Daardoor kan op het moment van schrijven slechts een beschrijving gegeven worden van de essentiële stappen in dit proces, maar kan nog geen accurate schatting van deze indirecte kosten gemaakt worden.

Om een theoretische inschatting te kunnen maken van deze indirecte kost zijn een aantal stappen noodzakelijk:

- De bepaling van het totale volume water dat gezuiverd moet worden door de geïmpacteerde WPC;
- Het bepalen van de bijdrage die de lozing heeft aan de totale PFAS-vracht waardoor een bijkomende drinkwaterzuivering noodzakelijk is;
- Met welke concentraties wordt de WPC geconfronteerd en zorgt de lozing voor een (al dan niet tijdelijke) verhoging in deze concentraties in functie van de ontvangen waterloop en de positie ten opzichte van de ligging van het WPC;
- Bepalen van de zuiveringstechniek die geschikt is binnen de drinkwaterzuivering van de WPC en die PFAS effectief kan verwijderen;
- Inschatting van de OPEX en CAPEX van de bijkomende PFAS-zuivering.

De exacte indirecte kost zal in de praktijk afhangen van meerdere factoren: bestaande infrastructuur, type PFAS, PFAS-concentraties, type water (oppervlakte- of grondwater), en of het water fluctuerende PFAS-concentraties vertoont.

Gezondheidseffecten

Deze omvatten zowel:

- De directe gezondheidseffecten van de verhoogde blootstelling aan PFAS door de (resterende) PFAS-concentraties in het geloosde bemalingswater;
- De indirecte gezondheidseffecten door de toepassing van de PFAS-zuiveringsinstallatie.

De directe gezondheidseffecten zijn voornamelijk van belang in het scenario waarin geen PFAS-zuivering wordt toegepast en bijgevolg hogere PFAS-concentraties aanwezig zijn in het geloosde bemalingswater. Hierdoor kan een significante PFAS-vracht in het milieu terecht komen door een directe of indirecte lozing waarbij de PFAS (uiteindelijk) in het oppervlaktewater terechtkomen. Ook via indirecte lozing zullen de PFAS uiteindelijk in het oppervlaktewater terechtkomen. De zuiveringstechnieken die momenteel toegepast worden in de RWZI's zijn niet geschikt om PFAS actief te verwijderen. Dit in combinatie met directe lozingen kan vervolgens zorgen voor een verhoogde blootstelling aan PFAS. Zelfs in een scenario waarbij na de zuivering van bemalingswater nog resterende PFAS-concentraties worden geloosd, kan er als gevolg van deze lozing nog steeds sprake zijn van een (beperkte) blootstelling aan PFAS. In tegenstelling tot PFAS-verontreiniging in de bodem, waar in de MKBA-studie van OVAM een directe relatie kon worden gelegd tussen PFOS-concentraties in bodem en gemeten serumconcentraties in de populatie, ontbreekt een dergelijke koppeling volledig voor bemalingswater. In de bodemstudie kon gebruik worden gemaakt van empirische Human Biomonitoring (HBM)-data, waardoor de stap van blootstelling naar interne dosis niet moest worden gemodelleerd maar rechtstreeks kon worden afgeleid uit meetgegevens. Dit maakte het mogelijk om een consistente keten op te bouwen van bron tot gezondheidseffect:

- bodemconcentratie → serumconcentratie → gezondheidseffect → DALY → monetaire waarde.

Voor bemalingswater is een dergelijke keten momenteel niet beschikbaar. Lozingen van bemalingswater zijn typisch beperkt in de tijd, variabel in debiet en PFAS-concentraties, en onderhevig aan sterke verdunning en diffuse verspreiding in de omgeving als gevolg van de lozing. Hierdoor is het niet mogelijk om de bijdrage van een individuele lozing eenduidig te koppelen aan een verandering in blootstelling of serumconcentraties in de populatie omdat er geen empirische relatie bestaat. De bepaling hiervan wordt bijkomend bemoeilijkt door het tijdelijk karakter van de lozingen van bemalingswater, waardoor deze bijdrage aan de blootstelling beperkt wordt in de tijd. Bovendien is de blootstelling aan PFAS in Vlaanderen het resultaat van meerdere routes, waaronder voeding, drinkwater en achtergrondblootstelling. In tegenstelling tot bodemverontreiniging, waar een dominante en lokaal afgebakende blootstellingsroute kan worden geïdentificeerd, ontbreekt bij lozingen van bemalingswater een dergelijke duidelijke koppeling.

De MKBA-studie van OVAM illustreert dat een robuuste kwantificering van gezondheidsbaten enkel mogelijk is wanneer minstens één van de volgende voorwaarden vervuld is:

- een duidelijke en persistente bron;
- een goed gekarakteriseerde blootstellingsroute, en/of;
- de beschikbaarheid van empirische data die de relatie tussen externe blootstelling en interne dosis beschrijven.

Geen van deze voorwaarden is momenteel vervuld voor PFAS-lozingen afkomstig van bemalingswater, wat een belangrijke verklaring vormt voor de grote onzekerheden bij het bepalen van de maatschappelijke baten.

In vergelijking met de studie van Smith et al. (2025) is de blootstellingsroute in die studie daarentegen wél duidelijk gedefinieerd, waardoor de blootstelling via de consumptie van drinkwater concreet kan worden gekwantificeerd. In die studie wordt bovendien aangenomen dat de bijdrage van drinkwaterconsumptie ongeveer 20% van de totale PFAS-blootstelling bedraagt.

Kennishiaat: *Er is momenteel onvoldoende kennis beschikbaar om de bijdrage van tijdelijke lozingen van PFAS-houdend bemalingswater aan de totale PFAS-*

blootstelling in Vlaanderen kwantitatief in te schatten. In het bijzonder ontbreekt een systematische koppeling tussen emissies uit bemalingsprojecten en de relevante blootstellingsroutes, zoals drinkwaterproductie, aquatische voedselketens en irrigatie, evenals inzicht in welke van deze routes in de Vlaamse context dominant zijn.

Daarnaast is er een gebrek aan representatieve data en methodieken om voor verschillende bemalingsscenario's (bijv. variërend in debiet en PFAS-concentraties) de PFAS-vracht, de verdunning in ontvangende waterlichamen en de uiteindelijke bijdrage aan de blootstelling te kwantificeren. Hierdoor is het niet mogelijk om de relatieve bijdrage van bemalingen ten opzichte van de totale PFAS-blootstelling betrouwbaar te bepalen.

Verder ontbreekt een gevalideerd methodologisch kader dat toelaat om deze impact op een consistente en reproduceerbare manier te evalueren, rekening houdend met de tijdelijke en variabele aard van bemalingen, processen zoals verdunning en transport in aquatische systemen, en de relatie tussen externe blootstelling en interne dosis. Bijkomende onzekerheden vloeien voort uit beperkingen in beschikbare meetdata, analysetechnieken en toxicologische kennis.

Een bijkomend aandachtspunt voor de inschatting van de directe gezondheidseffecten van de lozing van PFAS-houdend bemalingswater is dat de beschikbare dosis-responsrelaties slechts voor een beperkt aantal PFAS en voor een beperkt aantal gezondheidseindpunten (vb. nierkanker, leverkanker, ...) beschikbaar zijn. In de bestaande studies worden daarom slechts enkele PFAS meegenomen waarvoor voldoende epidemiologische relaties en kwantificeerbare blootstelling-respons functies beschikbaar zijn. Dit betekent dat de gezondheidsbaten in die studies noodzakelijkerwijs steeds een onderschatting vormen van de totale mogelijke impact van PFAS-mengsels.

De MKBA-studie van OVAM voor bodem en grondwater bouwde hun gezondheidsanalyse hoofdzakelijk op rond PFOS. Dat was mogelijk omdat uit het grootschalig bloedonderzoek in de omgeving van 3M in Zwijndrecht een empirisch verband kon worden afgeleid tussen PFOS-bodemconcentratie en PFOS-serumconcentratie. Vervolgens werd de serumconcentratie gekoppeld aan "odds ratio's" voor onder meer de eindpunten nierkanker en leverkanker. Odds ratio's zijn een maat voor het verband tussen een blootstelling en een eindpunt (bijv. een ziekte). Eveneens de keuze van welke eindpunten mee opgenomen worden zal de uiteindelijke gezondheidsimpact beïnvloeden. Hiervoor zijn kwantificeerbare blootstelling-respons functies noodzakelijk voor de relevante PFAS. Een blootstellings-responsfunctie beschrijft de relatie tussen de mate van blootstelling aan een stof (zoals PFAS) en de omvang van het gezondheidseffect of risico dat daardoor optreedt.

In Smith et al. (2025) worden de directe gezondheidseffecten van PFAS-verwijdering uit drinkwater niet opgebouwd vanuit één individuele stof, maar vanuit een mengselbenadering in PFOA-equivalenten (PEQ). Daarvoor worden relatieve potentiefactoren (RPF's) gebruikt om 23 PFAS om te rekenen naar een gemeenschappelijke eenheid, gebaseerd op levertoxiciteit in ratten. De verdere gezondheidsdoorrekening steunt echter nog steeds op de EFSA-benadering voor de som van vier PFAS, PFOA, PFOS, PFNA en PFHxS, en op farmacokinetische modellering van serumconcentraties. Met andere woorden: PEQ biedt een oplossing om mengsels in water te vergelijken en te toetsen aan een norm, maar lost het gebrek aan humane dosis-responsinformatie voor veel PFAS niet op. Een belangrijk resultaat uit de studie van Smith et al. (2025) is dat de grootste gezondheidsimpact voortkomt uit de toepassing van steenkool gebaseerde single-use GAC dat verder verwerkt wordt door verbranding.

Ook de Europese studie 'The cost of PFAS pollution for our society' beperkt de gezondheidsanalyse uiteindelijk tot vier PFAS: PFOA, PFOS, PFNA en PFHxS. Hoewel deze studie een bredere blootstelling aan 'alle PFAS' modelleert, stelt deze expliciet dat er hiaten blijven bestaan in de stofspecifieke blootstelling, geassocieerde gezondheidseffecten en blootstelling-respons functies. Daarom worden alleen voor deze vier PFAS gezondheidseffecten gekwantificeerd. Dertien gezondheidseindpunten werden geselecteerd, waaronder lage geboortegewicht, hypothyreoïdie, nierkanker, LDL-cholesterol, testiskanker, hoge bloeddruk, chronische nierziekte, endometriose en infertiliteit.

Om bovenstaande methodieken te kunnen toepassen op de lozing van bemalingswater, indien uiteindelijk een concrete blootstelling kan gedefinieerd worden, is het noodzakelijk om de type PFAS te beschouwen die relevant zijn in bemalingswater in Vlaanderen. Hieruit blijkt echter dat de gemeten PFAS in bemalingswater vaak niet gedomineerd worden door enkel de vier bovenvermelde PFAS. In de hier onderzochte bemalingen worden ook hoge concentraties aangetroffen van korte keten PFAS zoals PFBA, PFPeA, PFHxA en PFBS, naast de lange keten PFAS zoals PFOA, PFOS en PFHxS. PFNA werd slechts in beperkte concentraties van vier bemalingen gedetecteerd. Daardoor is er een duidelijke discrepantie tussen enerzijds de stoffen die analytisch en praktisch in bemalingswater worden aangetroffen en anderzijds de stoffen waarvoor momenteel bruikbare dosis-responsrelaties beschikbaar zijn. De inschatting van de directe gezondheidseffecten voor de lozing van PFAS-houdend bemalingswater kan zich daarom op het moment van schrijven hoogstens baseren op een beperkte subset van PFAS, wat tot een systematische onderschatting van de potentiële baten leidt. Deze stap in de KBA voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater is echter essentieel om de gezondheidsvoordelen van het vermijden van PFAS-emissies naar de omgeving uit de zetten in functie van de gezondheidsnadelen van het toepassen van een PFAS-zuivering (zoals bijvoorbeeld de gevolgen van klimaatimpact, fijnstof emissies en emissie van toxische stoffen).

Ten slotte, zijn er eveneens beperkingen op vlak van de beschikbare analyse methodes om PFAS te detecteren. Enerzijds wordt er steeds slechts een beperkte set aan PFAS gemeten waardoor de totale gezondheidsimpact steeds onderschat wordt en anderzijds wordt de kwantificatie momenteel beperkt tot de rapportagegrenzen. Bijgevolg bestaat er steeds een onzekerheid over de resterende concentraties aan PFAS die geloosd worden na de PFAS-zuivering waardoor de gezondheidsvoordelen van de PFAS-zuivering mogelijk overschat worden indien deze resterende concentraties niet mee in rekening worden gebracht. Concentraties die echter mogelijk nog steeds relevant kunnen zijn wanneer deze afgetoetst worden aan de bestaande milieukwaliteitsnormen (0,65 ng/l voor PFOS en de groepsmilieukwaliteitsnorm van 4,4 ng/l PFOA-equivalenten voor 25 PFAS) die op het moment van schrijven nog steeds lager zijn dan de rapportagegrenzen van de individuele PFAS.

Naast de directe gezondheidseffecten van de lozing van PFAS-houdend bemalingswater kan de toepassing van PFAS-zuivering op bemalingswater ook belangrijke indirecte gezondheidseffecten met zich meebrengen. Deze indirecte effecten zijn voornamelijk het gevolg van de bijkomende milieu-impact die gepaard gaat met de toepassing van specifieke waterbehandelingstechnieken zelf, zoals bijvoorbeeld GAC. Volgens Smith et al. (2025) kunnen deze effecten worden toegeschreven aan emissies over de volledige levenscyclus van de zuivering, inclusief de productie van GAC, transport, energieverbruik tijdens de behandeling en de verwerking van het gebruikte materiaal. De belangrijkste impactcategorieën die bijdragen aan deze indirecte gezondheidseffecten zijn klimaatverandering, fijnstofemissies en de uitstoot van (carcinogene) toxische stoffen. Deze drie categorieën vertegenwoordigen samen meer dan 90% van de totale gezondheidsimpact van GAC-gebaseerde PFAS-verwijdering (Smit et al., 2025). De impact wordt doorgaans eveneens uitgedrukt in DALY's, waarbij zowel de ernst als de duur van gezondheidseffecten

worden meegenomen. Hierbij blijkt dat vooral de productie van nieuw GAC, energie-intensieve verwerkingsprocessen, het energieverbruik en in mindere mate transport bijdragen aan deze impact.

Om deze indirecte gezondheidseffecten voor bemalingswaterzuivering concreet te kunnen inschatten, is een systematische levenscyclusanalyse (LCA) noodzakelijk. De informatie die in het kader van deze bevraging wordt verzameld (zoals GAC-verbruik, energieverbruik en transport) en die eveneens wordt gebruikt voor het inschatten van de milieueffecten (zie verder), kan ook worden aangewend om de indirecte gezondheidseffecten te kwantificeren. Hiervoor is een vertaalslag nodig van milieueffecten naar gezondheidseffecten, waarbij gebruik wordt gemaakt van impactmodellen die emissies koppelen aan DALY's. Hierbij wordt minimaal rekening gehouden met de meest relevante effecten zoals klimaatimpact (bijv. via hittegerelateerde mortaliteit), blootstelling aan fijnstof en toxiciteit van chemische stof emissies.

In dit samenvattend document wordt bij de beschrijving van milieueffecten reeds een inschatting gemaakt van de klimaatimpact van de PFAS-zuivering van bemalingswater. Voor de overige impactcategorieën is verder onderzoek nodig om ook deze impact concreet voor de bemalingswaterzuivering in te schatten rekening houdend met het transport, energieverbruik, en productie, gebruik en verwerking van GAC in de PFAS-zuivering.

Milieueffecten

De milieu-impact van PFAS-verwijdering uit bemalingswater werd in dit samenvattend document in eerste instantie benaderd vanuit het perspectief van klimaatimpact (zie hoofdstuk 5.5). Deze analyse toont echter aan dat er een grote spreiding bestaat in de resultaten, voornamelijk als gevolg van verschillen in operationele eigenschappen zoals PFAS-influentconcentraties, bemalingsdebieten, bemalingsduur, aard van de opstelling, sturing van de PFAS-zuivering en andere relevante operationele parameters. Hierdoor kunnen de bekomen resultaten niet zomaar veralgemeend worden en is de milieu-impact in sterke mate situatiespecifiek.

Daarnaast is het belangrijk om te benadrukken dat de milieu-impact van PFAS-zuivering zich niet beperkt tot klimaatimpact alleen. Andere studies, zoals bijvoorbeeld deze van Ellis et al. (2023), tonen aan dat ook andere impactcategorieën relevant kunnen zijn bij de evaluatie van de milieu-impact van PFAS-zuiveringen, waaronder:

- Ozonafbraak;
- Vorming van ozon;
- Verzuring;
- Smogvorming;
- Eutrofiëring;
- Humane toxiciteit – carcinogeen;
- Humane toxiciteit – niet-carcinogeen;
- Respiratoire effecten;
- Ecotoxiciteit;
- Uitputting van fossiele brandstoffen.

Dit onderstreept de noodzaak om een bredere milieu-impact evaluatie te hanteren. Op basis van de studie van Smith et al. (2025) kan deze bredere benadering verder worden geconcretiseerd. Zij identificeren een aantal impactcategorieën die bijzonder relevant zijn in de context van PFAS-verwijdering door toepassing van GAC en die minimaal in beschouwing zouden moeten worden genomen. Dit impliceert dat een robuuste evaluatie van de milieu-impact van een PFAS-zuivering niet kan steunen op één enkele impactcategorie, maar

minstens een set van relevante impactcategorieën moet omvatten om tot een evenwichtige en onderbouwde beoordeling te komen.

Kennishiaat: Naast de klimaatimpact is er nood aan verder onderzoek naar andere relevante milieu-impactcategorieën die gepaard gaan met PFAS-zuivering van bemalingswater, om zo te komen tot een meer volledige en evenwichtige evaluatie van de totale milieu-impact. Huidige analyses tonen aan dat de impact sterk afhankelijk is van projectspecifieke parameters, waardoor een beoordeling op basis van één indicator, zoals klimaatimpact, onvoldoende representatief is. Toekomstig onderzoek dient daarom systematisch meerdere impactcategorieën te omvatten, waaronder onder meer humane toxiciteit, fijn stofvorming, grondstoffengebruik en andere relevante emissiegerelateerde effecten, zoals ook geïdentificeerd in recente literatuur. Hierbij is het aangewezen om gebruik te maken van gestandaardiseerde LCA-methodieken en om te werken met representatieve scenario's voor de bemalingen in Vlaanderen. Dit zou moeten leiden tot de ontwikkeling van een geïntegreerd beoordelingskader dat toelaat om de verschillende milieueffecten en de daaraan gekoppelde kosten op een consistente manier in kaart te brengen. Een dergelijke benadering is essentieel om de beoordeling van de impact van PFAS-zuivering te kunnen onderbouwen op basis van een volledig en wetenschappelijk gefundeerd inzicht in de milieu-impact.

Om reeds een eerste indicatie te geven van de maatschappelijk kost als gevolg van de bijkomende klimaatimpact van de PFAS-zuivering van bemalingswater kan deze klimaatimpact gemonetariseerd worden. Deze kost kan worden gekwantificeerd aan de hand van de Social Cost of Carbon (SCC), een maatstaf die de schade voor de maatschappij door de uitstoot van één extra ton CO₂ uitdrukt in monetaire termen. In de literatuur wordt hiervoor onder meer een waarde van 185 USD per ton CO₂ gerapporteerd (Rennert et al., 2022). Voor de verdere berekeningen in dit document wordt uitgegaan van een afgeronde waarde van 160 euro per ton CO₂ (OVAM, 2025). Op basis van de resultaten uit hoofdstuk 5.5 komt dit voor lozingen van bemalingswater die ingedeeld zouden worden in Klasse 2 en Klasse 1 gemiddeld gezien respectievelijk neer op een maatschappelijke kost van 60 – 110 EUR/g PFAS verwijderd bij de toepassing van gereactiveerd GAC en 800 – 3.000 EUR/g PFAS bij de toepassing van virgin GAC.

Naast de milieu-impact van de PFAS-zuivering zelf, bestaat er ook een directe milieu-impact als gevolg van de directe of indirecte lozing van (resterende) PFAS-concentraties in het oppervlaktewater. Deze impact is voornamelijk relevant in de scenario's waarin geen PFAS-zuivering wordt toegepast en waarbij relevante PFAS-concentraties aanwezig zijn in het geloosde bemalingswater, aangezien in dat geval hogere PFAS-concentraties in het milieu terechtkomen. In principe zou deze impact via een levenscyclusanalyse (LCA) kunnen worden ingeschat, bijvoorbeeld aan de hand van de impactcategorie zoetwater-ecotoxiciteit. Op het moment van schrijven is dit echter nog niet mogelijk, aangezien er nog geen robuuste en algemeen aanvaarde karakterisatiefactoren beschikbaar zijn voor PFAS-emissies naar water (OVAM, 2025).

Hierdoor kan de totale milieu-impact van de lozing van PFAS-houdend bemalingswater momenteel niet volledig kwantitatief worden beoordeeld. Dit wijst op een belangrijke kennislacune binnen LCA-toepassingen voor PFAS. Om deze impact in de toekomst wel te kunnen inschatten, is bijkomend fundamenteel onderzoek noodzakelijk. Dit onderzoek dient zich onder meer te richten op het beter begrijpen van het gedrag van PFAS in aquatische systemen (gedrag en verspreiding), de opname en accumulatie in aquatische organismen, en de relatie tussen blootstelling en ecotoxicologische effecten voor verschillende PFAS en mengsels. Daarnaast is er nood aan de ontwikkeling van gestandaardiseerde modellen en karakterisatiefactoren die deze processen integreren en vertalen naar bruikbare

impactindicatoren binnen LCA-kaders. Daardoor zal dergelijke informatie nog niet op korte termijn beschikbaar zijn.

Conclusie

Op basis van de uitgevoerde analyse kan worden vastgesteld dat een kosten-batenanalyse (KBA) voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater conceptueel mogelijk is, maar dat de praktische uitvoering ervan momenteel nog met aanzienlijke beperkingen gepaard gaat. Dit hoofdstuk toont aan dat bepaalde bouwstenen reeds beschikbaar zijn, terwijl andere essentiële schakels nog ontbreken of gekenmerkt worden door grote onzekerheden.

Op basis van de informatie uit dit samenvattend document kan er reeds een goed beeld gevormd worden van de directe kosten van PFAS-zuivering en klimaatimpact van de toegepaste PFAS-zuivering met GAC. Op basis van beschikbare data bestaat er een degelijk inzicht in de belangrijkste kostendrijvers, zoals PFAS-influentconcentraties en de matrix van het bemalingswater. Ook de klimaatimpact kan, zij het met een zekere spreiding, worden ingeschat via bestaande LCA-benaderingen. Een volledig beeld van alle relevante milieueffecten vereist een bredere milieu-impact evaluatie waarin minstens een relevante set van impactcategorieën in beschouwing wordt genomen. Daarnaast kan de vermeden PFAS-emissie (in termen van g PFAS verwijderd) worden bepaald, wat een eerste robuuste stap vormt voor de inschatting van batenzijde. Dit vereist echter wel een intensieve opvolging en monitoring van het PFAS-zuiveringsproces over de volledige bemalingsduur.

Tegelijkertijd wordt duidelijk dat de maatschappelijk meest relevante baten, met name de gezondheidsvoordelen van vermeden PFAS-emissies en resulterende blootstelling, momenteel niet robuust kunnen worden gekwantificeerd. De belangrijkste oorzaak ligt in het ontbreken van een sluitende koppeling tussen PFAS-emissie en blootstelling. In tegenstelling tot bodemverontreiniging, waar empirische relaties bestaan tussen PFOS-concentraties en serumwaarden, ontbreekt een dergelijke relatie voor bemalingswater. De tijdelijke aard van bemalingswater, de variabiliteit in concentraties en debieten, en de sterke verdunning en verdere verspreiding in de omgeving maken het bijzonder moeilijk om de bijdrage van individuele lozingen aan de totale blootstelling te bepalen. Daarbij komt dat blootstelling aan PFAS via meerdere routes verloopt, zonder dat één dominante route kan worden geïdentificeerd voor de lozing van bemalingswater. Bovendien zijn dosis-responsrelaties slechts beschikbaar voor een beperkt aantal PFAS, terwijl bemalingswater vaak een breder spectrum bevat, waaronder korte keten PFAS waarvoor nauwelijks humaan-gebaseerde toxicologische data beschikbaar is. Ook analytische beperkingen, zoals beperkte meetbare PFAS en relatief hoge rapportagegrenzen, dragen bij aan de onzekerheid.

Gecombineerd leidt dit tot de conclusie dat een volledige, kwantitatieve KBA voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater op het moment van schrijven nog niet mogelijk is. De huidige kennis laat wel toe om deelanalyses en scenario-oefeningen uit te voeren met duidelijke kadering van de aannames en welke elementen opgenomen zijn om de impact te bepalen, maar een volledig geïntegreerde en robuuste afweging vereist bijkomend onderzoek. Bovendien zullen de bestaande kennisvelden niet op korte termijn volledig kunnen worden ingevuld. Dit is onder meer te wijten aan de nood aan fundamenteel onderzoek naar onder andere de relatie tussen PFAS-emissies en humane blootstelling en de verdere ontwikkeling van dosis-responsrelaties voor een breder spectrum aan PFAS. Daarnaast vergt ook de ontwikkeling en validatie van modellen die de koppeling maken tussen lokale lozingen en regionale blootstelling een aanzienlijke hoeveelheid tijd en data, inclusief langdurige monitoringcampagnes en integratie van verschillende blootstellingsroutes. Hierdoor kan een volwaardige KBA op korte termijn niet worden gerealiseerd en blijft een gefaseerde, stapsgewijze aanpak met toenemende verfijning aangewezen.

6 BESLUIT

Hieronder worden de belangrijkste conclusies en kennishiaten uit dit document samengevat:

Technische keuzes, opstelling en sturing

Uit de analyse blijkt dat PFAS-zuiveringsinstallaties voor bemalingswater in de praktijk vrijwel uitsluitend gebruikmaken van granulaire actieve kool (GAC) of ionenwisselingsharsen, met een duidelijke voorkeur voor GAC. De techniekeuze is sterk situatie-specifiek en hangt af van technische, praktische en economische factoren. GAC is vaak het meest kosteneffectief, terwijl ionenwisselingsharsen voordelen bieden op het vlak van mobiliteit, compacte opstelling en lagere EBCT. Opstellingen bestaan doorgaans uit twee of drie filters in serie, waarbij drie filters de voorkeur genieten om doorbraak beter te beheersen en strengere lozingsnormen te halen. Parallelle straten worden toegepast voor hoge debieten en om de vereiste EBCT te waarborgen.

Kosten per behandeld volume (EUR/m³)

De totale kosten voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater variëren sterk tussen 1 - 15 EUR/m³ met soms hoogoplopende kosten in specifieke gevallen. Het ontwerpdebiet en PFAS-influentconcentratie hebben geen directe invloed op deze kosten. De EUR/m³-parameter is eenvoudig te berekenen en te communiceren, waardoor ze geschikt is voor operationele vergelijking, budgettering en dimensionering. Het nadeel is dat deze eenheid geen rekening houdt met de PFAS-concentratie en verwijderingsefficiëntie van de installatie, waardoor de werkelijke prestatie minder goed wordt gereflecteerd.

Kosten per hoeveelheid verwijderde PFAS (EUR/g PFAS)

Wanneer de kosten worden uitgedrukt in EUR/g PFAS verwijderd, loopt de spreiding voor lozingen van bemalingswater die ingedeeld zouden worden in Klasse 2 en Klasse 1 nog verder uiteen: van 650 tot 44.500 EUR/g PFAS, met uitschieters in specifieke gevallen. Het verband tussen klasse-indeling in Klasse 2 en Klasse 1 en de totale kosten voor PFAS-zuivering leert bovendien dat een strengere klasse-indeling niet noodzakelijk samenhangt met hogere kosten van de zuivering. In enkele gevallen vertonen Klasse 2-lozingen zelfs de hoogste kosten per gram verwijderd PFAS, voornamelijk bij lage PFAS-influentconcentraties. De kosten voor lozingen die niet ingedeeld zouden worden onder de huidige regelgeving zijn over het algemeen hoog tot 23.000 en 90.000 EUR/g PFAS. Dit wijst erop dat de huidige regelgeving bepaalde lozingen waarbij PFAS weinig kostenefficiënt verwijderd wordt deels kan opvangen omdat deze niet langer zouden worden ingedeeld. Meer specifiek betreft dit lozingen van bemalingswater die, afhankelijk van de locatie (al dan niet in potentieel verontreinigd gebied), gekenmerkt worden door lage PFAS-concentraties, korte bemalingsduur en lage debieten.

Er is geen verband met het ontwerpdebiet, maar wel een duidelijke correlatie met de influentconcentratie: lagere concentraties leiden tot hogere kosten per g PFAS verwijderd. Hierdoor is EUR/g PFAS mogelijk een betere vergelijkingsparameter dan EUR/m³, omdat deze de prestatie van de installatie beter weergeeft en meer rekening houdt met het verschil in PFAS-influentconcentraties. Deze parameter vereist echter intensieve monitoring van debieten, en influent- en effluentconcentraties. De gemiddelde PFAS-influentconcentratie is een relevante parameter om mee in rekening te brengen bij het opleggen van lozingsnormen voor PFAS of bij het opstellen van een toekomstige regelgeving voor de verwijdering van PFAS. Desalniettemin is het op basis van de beschikbare meetgegevens vóór de start van een bemaling vaak moeilijk om een representatieve inschatting te maken van de te verwachten PFAS-concentraties tijdens de bemaling. In combinatie met de onzekerheid over het effectief te bemalen watervolume bemoeilijkt dit een voorafgaande, betrouwbare raming van de totale hoeveelheid PFAS die tijdens de bemaling verwijderd zou kunnen worden, wat de onderbouwing van vergunningsaanvragen complex maakt.

Invloed van de matrix op kosten en prestaties

Geleidbaarheid en chlorideconcentratie in het bemalingswater hebben een aantoonbaar significante invloed op de totale kosten in EUR/g PFAS: hoge waarden verhogen de kosten door negatieve effecten op de verwijderingsefficiëntie, vooral bij korte keten PFAS zoals PFBA. Deze parameters kunnen daarom gebruikt worden als indicatoren voor de complexiteit van de matrix. Er is echter onvoldoende informatie om de invloed van andere matrixcomponenten (bv. organische stof, ijzer/mangaan, zwevende stoffen) volledig te beoordelen. Aanvullende gegevens zijn nodig om drempelwaarden te kunnen vaststellen waarmee onderscheid gemaakt kan worden tussen weinig en sterk complexe matrices. Dit zou kunnen bijdragen aan differentiatie in lozingsnormen of aangepaste zuiveringsstrategieën.

Impact van verlaagde lozingsnormen

Verlaging van de lozingsnormen voor PFOS en lange keten PFAS naar 20 ng/l heeft over het algemeen geen of slechts beperkte invloed op de totale kosten, behalve bij installaties met slechts één of twee filters in serie en hoge concentraties van deze stoffen. Verlaging naar de rapportagegrens voor alle PFAS leidt niet altijd tot hogere kosten, maar waar dit wel het geval is, is de stijging het grootst bij zuiveringen met één of twee filters in serie. Zuiveringen met drie filters in serie ondervinden weinig tot geen kostentoeename. Een verlaging van de lozingsnormen voor alle PFAS naar de rapportagegrens vereist mogelijk een aangepaste aanpak van de monitoring, sturing of opbouw van de opstelling, wat extra investeringen en operationele kosten met zich meebrengt. Op basis van de huidige data is een algemene verlaging naar 20 ng/l voor PFOS toepasbaar. Een daling van de lozingsnormen voor alle lange keten PFAS is op basis van de verzamelde data te verantwoorden, aangezien deze doorgaans pas doorbreken nadat korte keten PFAS reeds zijn doorgebroken in het bemalingswater. In specifieke gevallen, waarbij de influentconcentraties van lange keten PFAS echter 8 tot 10 maal hoger zijn dan die van korte keten PFAS, geldt dit niet en is een daling van de lozingsnormen niet te verantwoorden aangezien dit aanleiding kan geven tot een significante toename van de kosten. Bovendien wordt het verschil in doorbraak van lange keten en korte keten PFAS kleiner in complexe bemalingswatermatrices. Een verlaging van de lozingsnormen naar de rapportagegrens voor alle PFAS is mogelijk enkel toepasbaar bij hoge PFAS-vrachten of weinig complexe matrices. Er is momenteel echter onvoldoende informatie ter beschikking om een algemene daling van de lozingsnormen voor lange keten PFAS en alle PFAS in alle gevallen te verantwoorden. Voor korte keten PFAS kan het hanteren van het voortschrijdend 90ste percentiel van bij voldoende lange bemalingen en hoge monitoringsfrequentie een werkbaar compromis vormen. De potentiële verlaging van lozingsnormen voor PFAS in een specifieke situatie start bij de evaluatie van de economische haalbaarheid van de PFAS-zuivering op het bemalingswater. Hiervoor ontbreken nog enkele belangrijke factoren om deze inschatting correct te kunnen maken waaronder afwijkende kosteneffectiviteitsdrempels voor PFAS als groep, een kader voor representatieve inschatting van PFAS-concentraties in het bemalingswater en een duidelijk kader voor de inschatting van de financiële draagkracht. Ten slotte, een verdere verlaging van de lozingsnormen tot op de huidige rapportagegrens zal ertoe leiden dat aanzienlijk meer bemalingen een PFAS-zuivering moeten voorzien. Dit verhoogt de inzet van PFAS-waterbehandelingstechnieken en gaat gepaard met een groter verbruik van adsorptiematerialen en bijgevolg een hogere milieu-impact. Hierdoor komt eveneens de beschikbare capaciteit op de markt onder druk, onder meer wat betreft adsorptiemateriaal en -filters, laboratoriumcapaciteit voor PFAS-analyses en de inzet van studiebureaus voor dimensionering. Deze zaken dienen mee in overweging genomen te worden zodat voornamelijk ingezet wordt op de verwijdering van PFAS uit bemalingswater waar de impact het grootst is.

Milieu-impact van PFAS-zuiveringen voor bemalingswater

De analyse van de milieu-impact van PFAS-verwijdering uit bemalingswater beperkt zich in eerste instantie tot de klimaatimpact van de toepassing van GAC. Deze analyse toont aan dat de klimaatimpact sterk varieert tussen bemalingen en in hoge mate situatie specifiek is. Belangrijke bepalende factoren zijn de PFAS-influentconcentratie, het bemalingsdebiet, de bemalingsduur, de processturing en voornamelijk het verbruik en type van het toegepaste GAC. In het bijzonder blijkt dat de klimaatimpact per gram verwijderd PFAS sterk toeneemt bij lagere influentconcentraties, doordat relatief meer adsorptiemateriaal en transport nodig zijn om een beperkte PFAS-vracht te verwijderen.

Het onderscheid tussen virgin GAC en gereactiveerd GAC is hierbij de meest bepalende factor. Bij toepassing van virgin GAC ligt de klimaatimpact typisch in de orde van 3,5 tot 7,4 kg CO₂-eq/m³ behandeld water en 5,9 tot 21 ton CO₂-eq/g PFAS voor lozingen die ingedeeld zouden worden in Klasse 2 en Klasse 1. Deze impact wordt voornamelijk gedomineerd door de productie en verwerking van het adsorptiemateriaal. Bij gebruik van gereactiveerd GAC daalt de klimaatimpact aanzienlijk tot ongeveer 0,4 tot 0,9 kg CO₂-eq/m³ en 0,38 tot 0,68 ton CO₂-eq per gram verwijderd PFAS. Deze reductie is te danken aan het hergebruik van het materiaal, waardoor de impact van productie sterk wordt beperkt en energieverbruik relatief belangrijker wordt.

Bij de interpretatie van deze resultaten moet echter rekening worden gehouden met belangrijke beperkingen. De berekeningen zijn afhankelijk van de kwaliteit en volledigheid van praktijkdata, aannames rond systeemgrenzen en variaties in procesvoering. Daarnaast bemoeilijken verschillen in methodologie, functionele eenheden en operationele context een directe vergelijking met literatuur. Niettemin liggen de resultaten in lijn met bestaande studies, die eveneens wijzen op een grote variabiliteit en een dominante rol van materiaalgebruik in de totale milieu-impact.

Onderzoek naar kosten & baten van PFAS-verwijdering uit bemalingswater

Het eerste onderzoek naar de kosten en baten van PFAS-verwijdering uit bemalingswater toont aan dat een KBA in theorie mogelijk is, maar dat de praktische uitwerking momenteel nog te sterk beperkt wordt door enkele belangrijke kennishiaten. Enerzijds is er reeds een degelijk inzicht in de directe kosten van PFAS-zuivering en de klimaatimpact van GAC-gebaseerde technieken, waarbij de belangrijkste kostendrijvers en procesparameters goed gekend zijn. Ook de vermeden PFAS-emissie kan worden bepaald, wat een eerste, robuuste basis vormt voor de batenzijde. Een volledig beeld van de milieu-impact vereist echter een bredere evaluatie dan enkel klimaatimpact.

Anderzijds blijven de maatschappelijk meest relevante baten, namelijk de gezondheidsvoordelen van vermeden PFAS-emissies, momenteel niet robuust kwantificeerbaar. Dit is voornamelijk te wijten aan het ontbreken van een duidelijke koppeling tussen emissie en blootstelling. De tijdelijke aard van bemalingen, de variabiliteit in lozingen en de diffuse verspreiding van PFAS maken het moeilijk om de bijdrage van individuele projecten aan de totale blootstelling in Vlaanderen te bepalen. Daarnaast verloopt blootstelling via meerdere routes en ontbreken voor veel PFAS dosis-responsrelaties.

Hierdoor kan geconcludeerd worden dat een volledige, kwantitatieve KBA op dit moment nog niet mogelijk is. De huidige kennis laat wel toe om deelanalyses en scenario-oefeningen uit te voeren, maar een geïntegreerde en onderbouwde afweging vereist bijkomend onderzoek.

Kennishiaten

- Op het moment van schrijven bestaan er geen bijkomende kosteneffectiviteitsdrempels voor PFAS als groep. Op basis van afwijkende praktijkvoorbeelden waarvoor onder andere in deze opdracht informatie verzameld werd zouden deze opgesteld kunnen worden. Hierbij is het belangrijk dat er een goede afweging gemaakt wordt tussen kostenefficiëntie (EUR/g verwijderde PFAS), milieuwinst (impact op milieu en gezondheid), technische haalbaarheid, representativiteit van de praktijkvoorbeelden en wat in deze voorbeelden kan beschouwd worden als BBT. Op dit moment kunnen deze baten echter onvoldoende kwantitatief en/of monetair worden bepaald, waardoor een volledige kosten-batenanalyse voor PFAS-verwijdering uit bemalingswater nog niet mogelijk is. Het opstellen van deze drempels op basis van de beschikbare informatie kan onderdeel zijn van een toekomstige herziening van de BBT-studie voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater (Goelen et al. 2023). Bijkomend dienen deze kosteneffectiviteitsdrempels gekoppeld te worden aan een geschikte maat voor de milieubezwaarlijkheid voor PFAS als groep.
- Er is onvoldoende informatie beschikbaar over bemalingswater met hoge geleidbaarheden ($>6.000 \mu\text{S}/\text{cm}$) om de impact van geleidbaarheid op de totale kosten (EUR/g PFAS) nauwkeurig te kunnen inschatten.
- Er is onvoldoende informatie beschikbaar over bemalingswater met hoge chloride concentraties ($> 1.500 \text{ mg}/\text{l}$) om de impact van deze chloride concentraties op de totale kosten (EUR/g PFAS) nauwkeuring te kunnen inschatten.
- Niet in alle bemalingen wordt de matrix van het bemalingswater voldoende gekarakteriseerd voor alle relevante parameters die een significante invloed kunnen hebben op de PFAS-verwijdering uit bemalingswater. Daardoor is het aangewezen dat deze relevante parameters mee opgevolgd worden tijdens de bemaling of minstens gekarakteriseerd worden aan de start van de bemaling zodat informatie beschikbaar is om de impact van de matrix beter te kunnen inschatten.
- Er is momenteel onvoldoende informatie beschikbaar over de samenstelling van de matrix van bemalingswater waaruit PFAS wordt verwijderd via zuiveringsinstallaties. In het bijzonder ontbreekt gedetailleerde data over (hogere concentraties van) parameters zoals zwevende stoffen (ZS), ijzer (Fe), mangaan (Mn), chemisch zuurstofverbruik (CZV), specifieke organische stoffen, geleidbaarheid, chloriden en andere anorganische ionen. Hierdoor is het niet mogelijk om de impact van deze parameters op de efficiëntie van PFAS-verwijdering en op de totale kosten (EUR/g PFAS) nauwkeurig te beoordelen. Daarnaast verhindert dit kennishiaat het formuleren van onderbouwde drempelwaarden en het ontwikkelen van een classificatiesysteem voor weinig complexe versus complexe matrices. Deze kennis is noodzakelijk om op een onderbouwde wijze de invloed van de matrix systematisch mee te nemen bij het vastleggen van lozingsnormen voor PFAS en bij de ontwikkeling van toekomstige regelgeving.
- Er is momenteel onvoldoende informatie beschikbaar om het effect en de omvang van de toename van de totale kosten in functie van de aard van de opstelling (bijv. aantal filters) en de toegepaste sturingsstrategie nauwkeurig te kunnen inschatten. Hierdoor

is het niet mogelijk om gefundeerde conclusies te formuleren over de invloed van deze operationele parameters op de kostenefficiëntie van PFAS-verwijdering.

- Er is momenteel onvoldoende inzicht in hoe metingen uit bemalingsstudies representatief kunnen worden vertaald naar de effectieve concentraties die tijdens de uitvoering van de bemaling aanwezig zullen zijn. Hierdoor is het niet mogelijk om op basis van deze initiële metingen een betrouwbare inschatting te maken van de kosteneffectiviteit van PFAS-zuivering, met name in het kader van vergunningsaanvragen en bij de toepassing van (toekomstige) kosteneffectiviteitsdrempels voor PFAS als groep.
- Er is momenteel geen duidelijk en gestandaardiseerd kader beschikbaar voor de evaluatie van de financiële draagkracht van projecten waarbij PFAS-zuivering van bemalingswater noodzakelijk kan zijn. In het bijzonder ontbreekt een methodiek die rekening houdt met het tijdelijke karakter van bouwprojecten en het afwijkende economische model inzake investeringen en afschrijvingen. Hierdoor is het niet mogelijk om de economische haalbaarheid van PFAS-zuivering op een consistente en onderbouwde manier per bemalingsproject te beoordelen.
- Er is momenteel onvoldoende kennis beschikbaar om de bijdrage van tijdelijke lozingen van PFAS-houdend bemalingswater aan de totale PFAS-blootstelling in Vlaanderen kwantitatief in te schatten. In het bijzonder ontbreekt een systematische koppeling tussen emissies uit bemalingsprojecten en de relevante blootstellingsroutes, zoals drinkwaterproductie, aquatische voedselketens en irrigatie, evenals inzicht in welke van deze routes in de Vlaamse context dominant zijn. Daarnaast is er een gebrek aan representatieve data en methodieken om voor verschillende bemalingsscenario's (bijv. variërend in debiet en PFAS-concentraties) de PFAS-vracht, de verdunning in ontvangende waterlichamen en de uiteindelijke bijdrage aan de blootstelling te kwantificeren. Hierdoor is het niet mogelijk om de relatieve bijdrage van bemalingen ten opzichte van de totale PFAS-blootstelling betrouwbaar te bepalen. Verder ontbreekt een gevalideerd methodologisch kader dat toelaat om deze impact op een consistente en reproduceerbare manier te evalueren, rekening houdend met de tijdelijke en variabele aard van bemalingen, processen zoals verdunning en transport in aquatische systemen, en de relatie tussen externe blootstelling en interne dosis. Bijkomende onzekerheden vloeien voort uit beperkingen in beschikbare meetdata, analysetechnieken en toxicologische kennis.
- Naast de klimaatimpact is er duidelijke nood aan verder onderzoek naar andere relevante milieu-impactcategorieën die gepaard gaan met PFAS-zuivering van bemalingswater, om zo te komen tot een meer volledige en evenwichtige evaluatie van de totale milieu-impact. Huidige analyses tonen aan dat de impact sterk afhankelijk is van projectspecifieke parameters, waardoor een beoordeling op basis van één indicator, zoals klimaatimpact, onvoldoende representatief is. Toekomstig onderzoek dient daarom systematisch meerdere impactcategorieën te omvatten, waaronder onder meer humane toxiciteit, fijn stofvorming, grondstoffengebruik en andere relevante emissiegerelateerde effecten, zoals ook geïdentificeerd in recente literatuur. Hierbij is het aangewezen om gebruik te maken van gestandaardiseerde LCA-methodieken en om te werken met representatieve scenario's voor de bemalingen in Vlaanderen. Dit zou moeten leiden tot de ontwikkeling van een geïntegreerd beoordelingskader dat toelaat om de verschillende milieueffecten en de daaraan

gekoppelde kosten op een consistente manier in kaart te brengen. Een dergelijke benadering is essentieel om de beoordeling van de impact van PFAS-zuivering te kunnen onderbouwen op basis van een volledig en wetenschappelijk gefundeerd inzicht in de milieu-impact.

7 REFERENTIES

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

Cao, J., Feng, S., Arhami Dolatabad, A., Zhi, Y., Deng, B., Liu, C., Lyu, X., Christensen, C. S. Q., Pignatello, J. J., Ni, P., Lin, S., Wei, Z., & Xiao, F. (2025). PFAS removal from reverse osmosis and nanofiltration brine by granular activated carbon: Thermodynamic insights into salinity effects. *Water Research*, 282, 123758. DOI: 10.1016/j.watres.2025.123758

Cheng, L., & Knappe, D.R.U. (2024). Removal of Per- and Polyfluoroalkyl substances by anion exchange resins: Scale-up of rapid small-scale column test data. *Water Research*, 249, 120956. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120956

De Buyck, P., Broeckx, S., & Ceulemans, J. (2025). Methodiek haalbaarheid maatregelen in kader van de impactbeoordeling bedrijfsafvalwater. VITO.
https://vmm.vlaanderen.be/diensten-producten/impactbeoordeling-bedrijfsafvalwater/handleiding-toelichting-tool-haalbaarheid-maatregelen-ikv-impactbeoordeling_v1d-april.pdf

European Commission (EC). (2026). The cost of PFAS pollution for our society: Final report. Publications Office of the European Union. DOI: 10.2779/9590509

Ellis, A. C., Boyer, T. H., Fang, Y., Li, C., Liu, J., & Strathmann, T. J. (2023). Life cycle assessment and life cycle cost analysis of anion exchange and granular activated carbon systems for remediation of groundwater contaminated by per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Water Research*, 243, 120324. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120324

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

Goelen, T., Lescrauwaet, A., Vander Aa, S., & Janssens, G. (2023). BBT-studie voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater. VITO.
<https://emis.vito.be/nl/node/100678>

McNamara, J. D., Franco, R., Minna, R., & Zappa, L. (2018). Comparison of activated carbons for removal of perfluorinated compounds from drinking water. *Journal - American Water Works Association*, 110, E2–E14. DOI: 10.5942/jawwa.2018.110.0003

Medina, R., Pannu, M.W., Grieco, S.A., Hwang, M., Pham, C., & Plumlee, M.H. (2022). Pilot-scale comparison of granular activated carbons, ion exchange, and alternative adsorbents for per-and polyfluoroalkyl substances removal. *AWWA Water Science*, 4(5), e1308. DOI: 10.1002/aws2.1308

Mendes, S.A., Aggarwal, R., Svanström, M., & Peters, G. (2025). Review of water treatment technologies for PFAS from a life cycle perspective, with meta-analysis of financial costs and climate impacts. *Resources, Conservation & Recycling*, 223, 108524. DOI: 10.1016/j.resconrec.2025.108524

OECD. (2013). OECD/UNEP Global PFC Group, Synthesis paper on per- and polyfluorinated chemicals PFCs. Environment, Health and Safety, Environment Directorate, OECD.

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. (2025). Verkennende maatschappelijke kosten baten analyse: Aanpak en het beheer van PFAS in bodem en grondwater in Vlaanderen. Rapport OVAM. Geraadpleegd op 07/04/2026. <https://ovam.vlaanderen.be/w/verkennende-maatschappelijke-kosten-batenanalyse-mkba-voor-pfas-in-bodem-en-grondwater-nieuwe-studie-wijst-de-weg-naar-doeltreffend-beleid>

Pannu, M.W., Chang, J., Medina, R., Grieco, S. A., Hwang, M., & Plumlee, M.H. (2023). Comparing PFAS removal across multiple groundwaters for eight GACs and alternative adsorbent. AWWA Water Science, 5(3), e1345. DOI: 10.1002/aws2.1345

Pranic, M., Carlucci, L., van der Wal, A., & Dykstra, J.E. (2025). Kinetic and isotherm study for the adsorption of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) on activated carbon in the low ng/L range. Chemosphere, 370, 143889. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2024.143889

Rennert, K., Errickson, F., Prest, B. C., Rennels, L., Newell, R. G., Pizer, W., Kingdon, C., Wingenroth, J., Cooke, R., Parthum, B., Smith, D., Cromar, K., Diaz, L., Moore, F. C., Müller, U. K., Plevin, R. J., Raftery, A. E., Ševčíková, H., Sheets, H., Stock, J. H., Watson, M., Wong, T., & Anthoff, D. (2022). Comprehensive evidence implies a higher social cost of CO₂. Nature, 610, 687–692. DOI: 10.1038/s41586-022-05224-9

Smith, S. J., Sylvestre, É., Motelica-Wagenaar, A. M., Cantoni, B., Nair, P. S., & Palmeros Parada, M. (2025). PFAS drinking water treatment trade-offs: Comparing the health burden of GAC treatment to the health benefits of reduced PFAS exposure. Environmental Science: Processes & Impacts, 27, 1796. DOI: 10.1039/d5em00238a

Song, X., Montelius, M., & Carlsson, C. (2024). Life cycle assessment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) remediation technologies: a literature review. Environments, 11, 2023. DOI: 10.3390/environments11090203

Soumilion, A., Oosterlinck, J., Boersma, J., & Van Acker, K. (2022). Beoordelingskader 'stabiele emissies'. REP-01 Beoordelingskader stabiele emissies water & lucht REV-C123058 in opdracht van Departement Omgeving - Afdelingen Handhaving en GOP. Witteveen + Bos. [https://www.friscris.be/nl/publications/beoordelingskader-stabiele-emissies\(9f86e2e8-1c1c-454a-b639-9bf25939ed22\).html](https://www.friscris.be/nl/publications/beoordelingskader-stabiele-emissies(9f86e2e8-1c1c-454a-b639-9bf25939ed22).html)

Tushar, M.M.R., Pushan, Z.A., Aich, N., & Rowles, L.S. (2024). Balancing sustainability goals and treatment efficacy for PFAS removal from water. npj Clean Water, 7, 130. DOI: 10.1038/s41545-024-00427-1

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>

VMM. (2022). Kwaliteit van het drinkwater. 2022.

VMM. (2026). Bijlage 6.7: Stroomschema's wetgeving. Stroomschema 2: lozing van bemalingswater (rubriek 3.8). Geraadpleegd op 14/04/2026. <https://vmm.vlaanderen.be/beleid/waterbeleid/grondwater/vergunning-bemalingen?activeAccordion=d6a0cd6d-02c1-4498-930e-2673784646f4%2Ca7646073-8b07-4cab-ac13-361bb772cba2>

Westreich, P., Minna, 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: The Journal of Environmental Cleanup Costs, Technologies & Techniques*, 29, 19–26. DOI: 10.1002/rem.21579

BIJLAGE 1

Onderzoek naar PFAS-verwijdering in bemalingswater – vragenlijst

Inleiding

In opdracht van de Vlaamse overheid voert het [BBT-kenniscentrum van VITO](#) een onderzoek uit naar de verwijdering van PFAS uit bemalingswater. Met deze vragenlijst willen we een beter beeld krijgen van de toegepaste zuiveringstechnieken, hun verwijderingsefficiëntie, de bijbehorende kosten en de haalbaarheid van geldende lozingsnormen. De informatie die u verstrekt, wordt strikt vertrouwelijk behandeld en uitsluitend gebruikt voor algemene conclusies en aanbevelingen in het kader van dit onderzoek. De uiteindelijke bevindingen, inclusief een overzicht van beschikbare zuiveringstechnieken en relevante randvoorwaarden, worden beschikbaar gesteld via de EMIS-website van VITO.

De vragenlijst bevat in totaal 23 vragen, verdeeld over zes secties. In een zevende en laatste sectie krijgt u de mogelijkheid om bijkomende relevante informatie toe te voegen die mogelijk niet in de vragenlijst aan bod komt. In de vragenlijst wordt specifiek gevraagd naar PFAS-analyseresultaten en meetgegevens. Deze kunnen als bijlage worden toegevoegd aan de ingevulde vragenlijst.

Door uw ervaringen en data te delen, draagt u bij aan een vollediger inzicht in de huidige praktijk van PFAS-verwijdering uit bemalingswater, wat op termijn kan leiden tot een duidelijk handelingskader, relevante randvoorwaarden en een effectievere bescherming van onze waterkwaliteit. Hartelijk dank voor uw tijd en medewerking. In het geval van bijkomende vragen bij deze vragenlijst kan u steeds bij ons terecht via bbt@vito.be.

A. Algemene informatie over de bemaling

1. Voor welk type project werd (of wordt) de bemaling uitgevoerd? Schrap wat niet past en/of vul aan.

- Werf lijninfrastructuur
- Groot constructieproject
- Middelmatig constructieproject
- Particuliere woning
- Permanente bemaling
- Herstellingswerken
- Sanering
- Anders, namelijk ...

2. Hoe lang heeft de bemaling in totaal geduurd (in dagen of maanden)?

3. Wat was het te behandelen bemalingsdebiet (m³/uur of m³/dag)?

- Ontwerpdebiet (indien gekend): ...
- Gemiddelde / mediaan debiet: ...
- Minimum debiet: ...
- Maximum debiet: ...

- Totaal behandeld volume bemalingswater gedurende de opgegeven bemalingsduur (m³)

Indien meer gedetailleerde data over het behandelde debiet gedeeld kan worden, mag deze als bijlage bij deze vragenlijst gevoegd worden.

B. Zuiveringsinstallatie & werking

4. Welke type zuiveringsinstallatie werd toegepast voor de verwijdering van PFAS uit het bemalingswater? Schrap wat niet past.

- Mobiele installatie
- Vaste installatie

5. Welke componenten omvat uw zuiveringsopstelling voor PFAS-verwijdering? (meerdere opties mogelijk).

- Beluchte buffertank (ja/nee + korte toelichting)

- Zandfilter of andere voorfiltratietechniek (ja/nee + type, indien gekend)

- Aantal filters in serie / parallel (beschrijf de opeenvolging van filters en de randvoorwaarden voor toepassing van eventuele parallelle straten)

- Nabehandeling of behandeling van andere type verontreinigingen

- Anders, namelijk ...

6. Welk(e) adsorptiemateriaal/materialen zijn ingezet? Schrap wat niet past en/of vul aan (meerdere opties mogelijk).

- Granulaire actieve kool (GAC)
- Ionenuisselingshars
- Anders, namelijk ...

7. Geef bijkomende informatie over de toegepaste filters met adsorptiematerialen.

- Wat was het volume van elke toegepast filter (in m³)?

- Wat was de hoeveelheid adsorptiemateriaal per filter (in kg of ton)?

- Wat was de Empty Bed Contact Time (EBCT) in de adsorptiefilters (in min)? EBCT is de verblijftijd van het behandelde water in de filter met het adsorptiemateriaal (typische waarden GAC: 15 – 45 min; ionenwisseling: 2 – 10 min).

- Werd telkens nieuw adsorptiemateriaal toegepast of werd gereactiveerd (GAC) of geregenereerd (ionenwisselingsharsen) materiaal toegepast?

- Indien gekend, wat was de naam van de leverancier en de naam van het product of type product?

- Hoe werd het gebruikte adsorptiemateriaal verwerkt (vb. verbrand als gevaarlijk afval, gereactiveerd, geregenereerd, ...)? Indien gekend, door welke verwerker?

8. Welke bijkomende randapparatuur was noodzakelijk voor de toepassing van deze zuivering (indien gekend)?

9. Werd het behandelde bemalingswater geretourneerd, geïnfilteerd, of geloosd in riolering of oppervlaktewater? Schrap wat niet past. Indien een combinatie van meerdere opties werd toegepast, graag kort toelichten.

C. Meet- en monitoringgegevens

10. Met welke frequentie werden stalen genomen om de PFAS-zuivering op te volgen? Schrap wat niet pas en/of vul aan.

• Dagelijks • Wekelijks • Tweewekelijks • Maandelijks
--

- Anders, nl.

11. Waar in de zuiveringsinstallatie werden stalen genomen (vb. influent, effluent, tussen opeenvolgende filters, ...)? Lijst de staalnamepunten hieronder op met eventueel een korte beschrijving.

- ...

12. Welke PFAS-parameters werden geanalyseerd bij de opvolging en monitoring van de toegepaste zuivering? Geef hieronder de volledige lijst van PFAS parameters.

- ...

13. Beschikt u over PFAS-analyseresultaten en meetgegevens van het influent, effluent en, indien beschikbaar, tussen opeenvolgende filters voor de gehele bemalingsduur? Gelieve deze als bijlage bij deze vragenlijst toe te voegen. Indien verdere afstemming nodig is over welke data gedeeld kan worden en op welke manier, neem dan contact met ons op via bbt@vito.be. Indien bijkomende duiding nodig is om bijgevoegde data te interpreteren (vb. benamingen in het bestand, gelieve deze hieronder toe te lichten.

14. Op basis van welke PFAS-parameter(s) werd de zuivering gestuurd (vb. PFBA)?

15. Op basis van welke meetlocatie werd de zuivering gestuurd (bijvoorbeeld tussen twee opeenvolgende filters of op effluent concentraties). Gelieve hierbij dezelfde benaming te hanteren als in vraag 12.

16. Wat was de wisselfrequentie van de adsorptiefilters (in weken of maanden)? Was dit een vastgelegde periode of op basis van monitoring? Indien er niet gewisseld werd, gelieve de totale standtijd van de filters te vermelden.

- Gemiddelde periode tussen 2 wissels: ...
- Minimum periode tussen 2 wissels: ...
- Maximum periode tussen 2 wissels: ...

17. Wat waren de lozingsnormen voor het lozen van het bemalingswater? Was dit een gemeenschappelijke norm voor PFAS of werden specifieke waarden per individuele PFAS opgelegd? Gelieve hieronder een overzicht te geven van de van toepassing zijnde lozingsnormen voor PFAS.

D. Ervaren knelpunten en onderhoud

18. Wat was de totaal benodigde oppervlakte op locatie (footprint) voor de opstelling van de zuivering (in m²)? Waren er problemen met het voorzien in (de) benodigde ruimte voor deze installatie? Indien ja, graag kort toelichten.

19. Was er periodieke opvolging en onderhoud noodzakelijk aan de zuiveringsinstallatie? Indien ja, gelieve hier de relevante werken en onderhoud te beschrijven.

20. Werden moeilijkheden ervaren bij het opstellen en onderhouden van de werking van deze zuivering (vb. verstopping van adsorptiefilters)?

E. Samenstelling bemalingswater matrix

21. Wat was de samenstelling van het behandelde bemalingswater?

Onderstaande lijst is indicatief en niet limitatief en kan aangevuld worden met eventueel bijkomende relevante parameters:

- Zevende stoffen (mg/l)
- Organische stoffen/CZV (mg/l)
- Ijzer totaal (mg/l)
- Mangaan totaal (mg/l)
- Andere specifieke metalen (mg/l)
- Geleidbaarheid (µS/cm)
- Sulfaten (mg/l)
- Nitraten (mg/l)
- Chloriden (mg/l)
- Fosfor (mg/l)
- Stikstof (mg/l)
- pH
- ...

22. Werden andere co-polluenten mee behandeld door de zuivering van het bemalingswater? Zo ja, welke (vb. BTEX, minerale olie, VOS, ...) en welke onderdelen van de zuivering werden ingezet voor deze verwijdering?

F. Kosten van de PFAS-zuivering

23. Gelieve onderstaande tabel aan te vullen met de beschikbare informatie over de kosten voor de verschillende kostenposten vermeld in de eerste kolom.

- *Bij elke kostenpost staat de gewenste eenheid aangegeven. Indien u een andere eenheid hanteert, gelieve deze in de tabel te vermelden.*
- *In de tweede kolom kan een specifiek bedrag, een kostenrange of een inschatting worden ingevuld.*
- *Indien u aanvullende opmerkingen of verduidelijkingen heeft bij een specifieke kostenpost, voeg deze dan toe in de laatste kolom.*

Kostenpost	Bedrag, kostenrange of inschatting	Opmerkingen
Operationele kosten		
Kostprijs adsorptiemateriaal (EUR/kg; EUR/ton; EUR/l)		
Huurprijs adsorptiefilter (indien van toepassing) (EUR/maand)		
Transportkosten (EUR/rit; EUR/km)		
Wisselkosten (EUR/filter)		
Verwerkingskosten (EUR/kg of EUR/ton) <i>In het geval van reactivatie/regeneratie: Zitten deze kosten mee verwerkt in de prijs van het adsorptiemateriaal of wisselkosten?</i>		
Reinigingskosten filter (EUR/filter)		
Energieverbruik (kWh) of energiekosten (EUR)		
PFAS Analyse kosten <i>totaal over hele bemalingsduur (EUR) en/of per staal (EUR/staal)</i>		
Andere operationele kosten/huurkosten voor randapparatuur (vb. pompen, leidingen, sturing, zandfilters, buffers ...)		
Personeelskost specifiek voor deze zuivering		
Totale operationele kosten (EUR/jaar; EUR/maand; EUR/week)		
Totale operationele kosten uitgedrukt in EUR/m ³		

Kostenpost	Bedrag, kostenrange of inschatting	Opmerkingen
Totale operationele kosten uitgedrukt in EUR/g PFAS verwijderd		
Installatiekosten		
Totale installatiekosten (indien van toepassing) (EUR)		
Aankoop en installatie vaste adsorptiefilters/andere type zuivering (EUR)		
Aankoopkosten verbonden aan specifieke onderdelen (EUR): • Pompen • Leidingen • Sturing • Voorbehandeling (vb. zandfilter, buffer, ...) • ...		
Specifieke installatiekosten van fundering en/of infrastructuur voor plaatsing zuiveringsinstallatie (EUR)		
Andere installatiekosten (EUR)		
Totale kosten		
Totale kost van de volledige bemaling (inclusief de zuivering) (EUR)		
Totale kost van het project waarbinnen de bemaling wordt uitgevoerd (EUR)		

G. Aanvullende opmerkingen

Heeft u nog andere aandachtspunten, bedenkingen, goede praktijken of belangrijke randvoorwaarden die relevant kunnen zijn voor dit onderzoek?