A network diagram consisting of various-sized circles connected by thin lines, set against a blue background. The circles are arranged in a non-uniform, interconnected pattern, with some larger circles and some smaller ones. The lines connect the circles, creating a web-like structure.

KWR 2023.026 | Juni 2023

Sluiten van de watercyclus

Synergistisch effect van de combinatie
van O₃ en CMF

Samenwerkingspartners



Colofon

Sluiten van de watercyclus

Synergistisch effect van de combinatie van O₃ en CMF

KWR 2023.026 | Juni 2023

Opdrachtnummer

403571/001

Projectmanager

Erwin Beerendonk

Opdrachtgever

PWN, PWN-T, Waternet, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, Tata Steel

Auteurs

Roberta Hofman-Caris, Wolter Siegers, Danny Harmsen, Astrid Reus

Kwaliteitsborgers

Emile Cornelissen, Milou Dingemans

Verzonden naar

Martin Spruijt (PWN-T), George Zoutberg (HHNK), René van der Aa (Waternet), Ron van der Oost (Waternet), Emmanuelle Prest (PWN-T), Ronald Koolen (HHNK), Maaïke Hoekstra (HHNK), Ruud van der Neut (PWN), Tamara Rozendaal (Tata Steel), Frank de Groot (Tata Steel)

Deze activiteit is mede gefinancierd met PPS-financiering uit de Toeslag voor Topconsortia voor Kennis en Innovatie (TKI's) van het Ministerie van Economische Zaken en Klimaat en de resultaten zijn openbaar.

Werkwijzen, rekenmodellen, technieken, ontwerpen van proefinstallaties, prototypen en door KWR gedane voorstellen en ideeën alsmede instrumenten, waaronder software, die in het onderzoeksresultaat zijn opgenomen, zijn en blijven het eigendom van KWR. Ook alle rechten die voortvloeien uit intellectuele- en industriële eigendom, alsmede de auteursrechten, blijven bij KWR berusten en derhalve eigendom van KWR.

Keywords

afvalwaterzuivering, ozonatie, keramische membraanfiltratie, organische microverontreinigingen, medicijnresten, waterkwaliteit, biologische stabiliteit

Jaar van publicatie
2023

Meer informatie

dr. ir. Roberta Hofman-Caris

T +31 30 606 9673

E roberta.hofman-caris@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511

E info@kwrwater.nl

I www.kwrwater.nl



Juni 2023 ©

Alle rechten voorbehouden aan KWR. Niets uit deze uitgave mag - zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van KWR - worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier.

Samenvatting

RWZI-effluent bevat diverse stoffen die men liever niet in het milieu brengt, en die hergebruik van het water in de weg staan. Bij HHNK probeert men, door het RWZI-effluent verder te behandelen, een betere kwaliteit te bewerkstelligen. Dit is gunstig voor lozing op het oppervlaktewater, maar zou eventueel hergebruik ook mogelijk kunnen maken. Hierbij kan gedacht worden aan industrieel hergebruik (bv. door Tata Steel) of zelfs uiteindelijk de productie van drinkwater. Daarom is in dit onderzoek gekeken of het mogelijk zou zijn een waterkwaliteit te verkrijgen die vergelijkbaar is met die van het WRK-water dat in de duinen wordt geïnfiltreerd.

Het idee is om het RWZI-effluent te behandelen met ozon, gevolgd door keramische membraanfiltratie (CMF). Op deze manier kan de kwaliteit van het effluent aanzienlijk worden verbeterd. Uit eerder onderzoek was gebleken dat dit een operationeel synergistisch effect oplevert op de CMF, en dat er dan significant minder membraanvervuiling optreedt. De eerste vraag die beantwoord moest worden was waardoor dit effect wordt veroorzaakt. Uit de literatuur zijn drie mogelijke verklaringen naar voren gekomen, die in dit onderzoek getest zijn:

1. Er worden, door reactie van ozon met het membraanoppervlak, hydroxylradicalen gevormd. In dit onderzoek is, met pCBA en atrazine als modelstoffen, onderzocht of er hydroxylradicalen in de waterfase aanwezig zijn, maar dat is niet aangetoond in dit onderzoek. Er werd geen verdere afbraak van deze beide modelstoffen waargenomen als er nog ozon aanwezig was in het keramische membraan.
2. Er vindt een verandering plaats in de samenstelling van de watermatrix, waardoor er minder membraanvervuiling optreedt. In dit onderzoek is aangetoond dat DOC afgebroken wordt tot bouwstenen en laag moleculair neutraal materiaal. Dit lijkt de voornaamste reden te zijn voor het waargenomen synergistische effect.
3. Er treden reacties op in de zich op het membraanoppervlak vormende koeklaag, resulterend in een veranderende samenstelling en/of dikte van de koeklaag. Dit effect lijkt inderdaad op te treden, maar het is beperkt in vergelijking tot het effect van de verandering in de watermatrix.

Voor het verdere onderzoek op Wervershoof is deze bevinding (het synergistische effect van O_3 en CMF) van belang. Het is daar immers de bedoeling dat na ozonatie ijzerchloride aan het water wordt toegevoegd om coagulatie/flocculatie te bewerkstelligen. Er is dan geen ozon meer over op het membraan, dus als een eventueel synergistische effect door factor 1 of 3 zou worden gerealiseerd, zou dat niet meer optreden. Op grond van deze bevindingen kan worden gesteld dat uitbreiding van het proces met coagulatie/flocculatie niet ten koste van het synergistische effect hoeft te gaan.

Een punt van zorg voor het hergebruik van dit behandelde water is dat de biologische stabiliteit van het water door de ozonatie verlaagd wordt. Door het water na de keramische membraanfiltratie nog over een biologisch actieve koolfilter (BAC) te filtreren kan de biologische stabiliteit van het water significant worden verbeterd. De hoge biologische stabiliteit die het WRK-water heeft, wordt op deze manier niet gerealiseerd. Dat hoeft echter geen probleem te zijn voor infiltratie van dit water in de duinen. MFI-metingen geven geen reden om aan te nemen dat infiltratie tot verstoppingsproblemen zou leiden, maar voor de zekerheid zou het wel onder de omstandigheden bij PWN getest moeten worden.

Voor infiltratie in de duinen, samen met het WRK-water, vormen het NaCl-gehalte en de mogelijke aanwezigheid van organische microverontreinigingen (OMV's) een punt van aandacht. Deze worden door ozon niet helemaal verwijderd, waardoor de gehalten hoger zijn dan in het huidige WRK-water, dat voor duininfiltratie met UV/ H_2O_2 wordt behandeld om OMV's te verwijderen. Het NaCl-gehalte ligt op of boven wat toegestaan is in het infiltratiebesluit, en in het WRK-water zijn de concentraties slechts een beetje lager, waardoor menging mogelijk tot onvoldoende verlaging van het gehalte leidt. De BAC is in staat een groot deel van de OMV's verder te verwijderen, maar er is ook waargenomen dat van sommige OMV's de concentratie toeneemt. Dit zou een kwestie

van desorptie kunnen zijn, omdat de kool afkomstig was uit een andere zuivering, maar kan ook te maken hebben met het terugvormen van de moederstoffen uit de metabolieten. Dit zou verder onderzocht moeten worden. Bovendien is het goed na te gaan of deze OMV's tijdens duinfiltratie verder verwijderd worden.

Het effect van de mogelijke vorming van nevenproducten is onderzocht aan de hand van bioassays. De toegepaste behandeling van het RWZI-effluent leidde tot minder hormoonverstoring (anti-androgene en oestrogene activiteit), minder celtoxiciteit en oxidatieve stress, en minder effect op het metabolisme van polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en andere lichaamsvreemde stoffen, dan in onbehandeld effluent. Voor anti-androgene en celtoxische effecten was de kwaliteit van het behandelde RWZI-effluent (iets) beter dan WRK-water, voor oestrogene effecten en effecten op de omzetting van PAK's en andere lichaamsvreemde stoffen was de kwaliteit van het WRK-water vergelijkbaar of beter dan het behandelde RWZI-effluent.

In de huidige omstandigheden wordt het steeds belangrijker de watercyclus te sluiten, en dus van een lineair naar een cyclisch systeem om te schakelen waar het gebruik van water betreft. Extra zuivering van RWZI-effluent kan hier een heel goede bijdrage aan leveren. Wel is het belangrijk om de specifieke eisen voor bepaalde toepassingen naast de technische mogelijkheden te leggen, en in de afweging ook de milieu-impact en financiële consequenties bij te betrekken.

Inhoud

Samenwerkingspartners	1
Colofon	2
Samenvatting	4
Inhoud	6
1 Inleiding	9
1.1 Achtergrond	9
1.2 Ozonatie van RWZI-effluent	10
1.3 Doel van het onderzoek	11
1.4 Leeswijzer	12
2 Water in een circulaire wereld	13
3 Literatuuronderzoek	16
3.1 Vermindering van membraanvervuiling	16
3.2 Synergische effect van ozon en keramische membraanoppervlakken; vorming van hydroxylradicalen	19
3.3 Gebruikte opstellingen en kostenramingen	22
3.4 Pre-ozonatie in combinatie met coagulatie	32
3.5 Effect van pH op ozonatieprocessen	33
4 Onderzoeksoepzet	34
4.1 Synergistische effect ozon en CMF	34
4.2 Eisen aan de waterkwaliteit	35
5 Materiaal en methoden	38
5.1 Uitvoering van het onderzoek	38
5.1.1 Kleine pilot-installatie	38
5.1.2 Grote pilot-installatie	39
5.1.3 BAC-filtratie	41
5.1.4 Monsternames	42
5.1.5 Biologische stabiliteit, toxische nevenproducten en bioassays	42
5.1.6 Synergistisch effect van O ₃ en keramische membranen	43
5.2 Experimenten op de kleine pilot	44
5.3 Experimenten op de grote pilot, eerste serie (synergistisch effect)	45
5.4 Experimenten op de grote pilot, tweede serie (effecten op waterkwaliteit)	46

6	Kwaliteit van WRK-water	49
7	Resultaten en discussie	53
7.1.1	Invloed van quenchen van ozon op de analyseresultaten	53
7.2	Synergistisch effect; vorming hydroxylradicalen (kleine pilot)	55
7.2.1	Doelstelling van dit deel van het onderzoek	55
7.2.2	Effecten op de samenstelling van de watermatrix	55
7.2.3	Afbraak van pCBA en atrazine	61
7.2.4	Afbraak van bromide en vorming van bromaat	63
7.2.5	UV-scans van het water	67
7.2.6	Samenvatting en conclusies van het onderzoek naar de vorming van hydroxylradicalen	69
7.3	Synergistisch effect: veranderingen in watermatrix en/of op het membraan	69
7.3.1	Doel van dit onderdeel van het onderzoeksproject	69
7.3.2	Effecten van de aanwezigheid van ozon op het keramische membraan op de samenstelling van de watermatrix	70
7.3.3	Drukval over het membraan in de grote pilot	78
7.3.4	Samenvatting en conclusies	80
7.4	Pilotonderzoek naar de waterkwaliteit	80
7.4.1	Doel van dit deelonderzoek	80
7.4.2	Effecten op de samenstelling van de watermatrix	81
7.4.3	Biologische stabiliteit van het water	85
7.4.4	Effecten op concentraties van gidsstoffen	91
7.4.5	UV-scans	96
7.4.6	MFI-metingen	96
7.4.7	Samenvatting en conclusies	97
8	Vergelijking van behandeld RWZI-effluent met WRK- water en het Infiltratiebesluit	98
9	Mogelijke vorming van nevenproducten; bioassays	101
9.1	Inleiding bioassays	101
9.2	Experimenten voor aantonen synergistisch effect op kleine pilot	102
9.3	Experimenten voor waterkwaliteit op grote pilot	105
9.4	Conclusies bioassays	109
9.5	Aanbevelingen bioassays	110
10	Conclusies en aanbevelingen	111
10.1	Conclusies	111
10.2	Aanbevelingen	113
11	Referenties	114
I	Datasheet GAC	118

II	Data van water zonder ozon tijdens experimenten in oktober 2021	120
III	UV-spectra van monsters op de kleine pilot	124
IV	Data van meetseries op kleine pilot	128
V	Data van eerste meetserie op de grote pilot; synergistisch effect O ₃ /CMF	135
VI	Troebelheid en geleidbaarheid van het water tijdens de eerste meetserie op de grote pilot	166
VII	Data van tweede meetserie op grote pilot; waterkwaliteit	169
VIII	Data van WRK-water	183
IX	Data RWZI-effluent tijdens metingen op de grote pilot	195
X	Infiltratiebesluit	196
XI	MFI-metingen	199

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

De laatste jaren is er steeds meer belangstelling voor “organische microverontreinigingen” (OMV’s) ofwel “opkomende stoffen” (“*contaminants of emerging concern*”; CECs), die via het effluent van RWZI’s in het oppervlaktewater terecht komen (Commission' 2022). Bij veel regenval kunnen gemengde rioleringen via overstort rechtstreeks ongezuiverd rioolwater, en dus organische microverontreinigingen, op het oppervlaktewater lozen, maar ook na het zuiveringsproces bevat RWZI-effluent vaak nog significante concentraties aan geneesmiddelen (Hofman et al. 2013). In dit rapport zal verder naar dergelijke stoffen gerefereerd worden als ‘OMV’s’.

OMV’s omvatten volgens de United States Environmental Protection Agency een breed scala aan stoffen, zoals nanodeeltjes, geneesmiddelen, producten voor persoonlijke verzorging, oestrogenachtige verbindingen, brandvertragende middelen, wasmiddelen, en sommige industriële chemicaliën. Daarnaast vormt ook antibiotica-resistentie een steeds grotere bron van zorg voor de waterschappen. Deze parameters hebben mogelijk belangrijke gevolgen voor de gezondheid van de mens en het aquatisch milieu (USEPA 2008, USEPA 2020, Garland 2021).

De aanwezigheid van organische microverontreinigingen in RWZI-effluent wordt voornamelijk veroorzaakt door het feit dat afvalwaterzuiveringen niet ontworpen zijn voor de verwijdering van deze stoffen. Eisen met betrekking tot het lozen van afvalwatereffluent zijn volgens de UWWTD (Urban Wastewater Treatment Directive; <https://uwwtd.eu/>) gelimiteerd tot die voor nutriënten (stikstof en fosfor), zwevende stof en biologisch/chemisch zuurstofverbruik. OMV’s kunnen negatieve effecten hebben op het ecosysteem, en de lozing van deze stoffen op oppervlaktewater is daarom niet wenselijk (Antakyali et al. 2015). Bovendien wordt oppervlaktewater vaak ook gebruikt als bron voor drinkwater, en ook daarom is de aanwezigheid van OMV’s onwenselijk. In 2016 is er in Zwitserland een nieuwe waterbeschermingswet aangenomen (Bourgin et al. 2018). Deze wet heeft tot doel de oppervlaktewaterkwaliteit te verbeteren door de belasting met organische microverontreinigingen ten gevolge van lozingen van afvalwaterzuiveringen te reduceren (Bourgin et al. 2018), en het gevolg hiervan is dat in Zwitserland op dit moment al het grootste deel van het RWZI-effluent extra wordt gezuiverd. Hiervoor wordt een behandeling met ozon toegepast.

Andere landen zoals Frankrijk en Duitsland, maar ook Nederland volgen deze trend van aanvullende afvalwaterzuivering (Antakyali et al. 2015). Er vindt momenteel veel onderzoek plaats naar verschillende zuiveringsprocessen die organische microverontreinigingen op een kostenefficiënte manier kunnen verwijderen (TKI geneesmiddelen uit effluent (<https://www.kwrwater.nl/projecten/geneesmiddelen-uit-effluent/> ; Hofman-Caris et al.,2017), TKI affiniteits adsorptie (<https://www.kwrwater.nl/actueel/catchamed-bindt-medicijnen-in-het-toilet/> Hofman-Caris et al.,2015; Hofman-Caris et al., 2018), biofiltratie (Müller et al. 2017, Bourgin et al. 2018).

Behandeling met ozon, zoals in Zwitserland al op grote schaal wordt toegepast, lijkt een aantrekkelijke techniek te zijn.

De concentraties van organische microverontreinigingen in RWZI-effluent hangen af van de omstandigheden, en zijn anders tijdens droogweerafvoer dan tijdens regenweerafvoer. Indien organische microverontreinigingen op de rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) beter worden verwijderd, kan de waterkwaliteit van het RWZI-effluent in bepaalde gevallen hoger worden dan de kwaliteit van het oppervlaktewater waarop wordt geloosd, omdat dit ook organische microverontreinigingen bevat die via andere routes hierin terecht zijn gekomen. Vanuit milieuperspectief en verbetering van het ecosysteem is dit positief, maar een goede kwaliteit van RWZI-effluent opent tevens deuren naar hergebruik van dit water. Vandaar dat in dit TKI-project, dat een vervolg is op een eerdere studie die is uitgevoerd bij RWZI Wervershoof, in samenwerking met HHNK, PWN, PWN-T, Waternet, Tata Steel en Crown van Gelder (Bertelkamp et al. 2020).

1.2 Ozonatie van RWZI-effluent

Ozon wordt als gas toegevoegd, en lost dan op in het water. Hier reageert het met allerlei stoffen, bij voorkeur organische moleculen met een hoge elektronendichtheid (zoals aromaten, onverzadigde verbindingen en dergelijke). Daardoor neemt de concentratie ozon in de waterfase af, en lost nieuw ozon vanuit de gasfase weer op in het water. Als er veel stoffen aanwezig zijn waarmee ozon kan reageren, zal de uiteindelijke concentratie in de gasfase lager worden. Als de meeste stoffen, waarmee ozon kan reageren, gereageerd hebben, wordt de concentratie in de gasfase die de reactor verlaat vrijwel gelijk aan de concentratie die in het inlaatgas aanwezig is. Bij hogere pH gebeurt dit laatste niet, en blijft de ozonconcentratie in het afgas lager dan die in het gas dat wordt toegevoerd. Wel worden er nog net zoveel OMV's afgebroken. Dit komt waarschijnlijk doordat er bij hogere pH-waarden meer hydroxylradicalen worden gevormd, die vervolgens de OMV afbreken. Het is mogelijk dat het effect van de afbraak van OMV en NOM door hydroxylradicalen niet goed in beeld komt, doordat bijvoorbeeld naar de moederstoffen wordt gekeken. Van ozon is bekend dat dat vooral reageert met dubbele bindingen, maar als die gereageerd hebben, stopt de afbraak. Hydroxylradicalen zijn veel agressiever, en kunnen de gevormde transformatieproducten wel verder afbreken. Ook kunnen ze met meer componenten uit NOM reageren. Overigens zijn hydroxylradicalen erg reactief, en kunnen, bij voldoende hoge concentratie, ook met elkaar reageren, waardoor de effectiviteit van het afbraakproces daalt.

Dat de combinatie van ozon en CMF gunstige effecten heeft voor de zuivering van afvalwater of RWZI-effluent is in de literatuur beschreven (zie hoofdstuk 3). Wat er precies gebeurt is echter nog onduidelijk, maar het effect is wel bevestigd door PWN-T bij experimenten in de pH-range 6 – 8,5. Het is duidelijk dat membraanvervuiling significant minder optreedt bij gebruik van ozon. Het zou kunnen dat dit veroorzaakt wordt doordat ozon met het membraanoppervlak reageert, waardoor hydroxylradicalen worden gevormd, die de vorming van een koeklaag tegengaan. Een tweede verklaring, die in de literatuur wordt gegeven, is dat ozon in de bulkfase reageert met organisch materiaal, en die moleculen daardoor hydrofieler en kleiner worden, waardoor ze minder (of minder irreversibele) vervuiling veroorzaken. Een derde mogelijkheid is dat ozon met de koeklaag reageert, die zich op het membraan vormt. Uit eerder onderzoek in Wervershoof was in elk geval gebleken dat de transmembraandruk minder toeneemt, en de terugspoelfrequentie van het membraan lager wordt als ozon in het systeem wordt toegepast.

Het is de bedoeling om uiteindelijk, naast ozon en CMF, ook coagulatie/flocculatie toe te passen in het systeem (dit was geen onderdeel van het in dit rapport beschreven TKI-onderzoek). Om dit proces effectiever te maken wordt ozon gedoseerd voordat vlokmiddel wordt toegevoegd. Het organisch materiaal krijgt hierdoor een (negatieve) lading, waardoor de coagulatie/flocculatie bevordert wordt. Een nadeel van deze werkwijze is mogelijk dat er weinig tot geen ozon meer over is als de oplossing arriveert bij het keramische membraan, en dat er dan dus ook geen voordeel meer te verwachten is van een eventueel synergistisch effect. Om de grootte van dit effect te bestuderen zijn in dit project diverse experimenten uitgevoerd. De belangrijkste parameter hierin is de

ozonconcentratie vlak vóór het membraan, die te variëren is door zowel de ozon dosis (uitgedrukt als verhouding O_3 : DOC) als de verblijftijd van de ozon in het water vóór CMF.

1.3 Doel van het onderzoek

Uit onder andere het vorige TKI-onderzoek (Bertelkamp et al. 2020) is het bekend dat CMF in staat is veel micro-organismen effectief tegen te houden. Er is in de literatuur echter ook sprake van een duidelijk synergistisch effect indien ozonatie met CMF wordt gecombineerd. In hoofdstuk 3 wordt hier in meer detail op ingegaan. Het vermoeden bestaat dat door een interactie van ozon met het keramische membraanoppervlak hydroxylradicalen worden gevormd, die enerzijds betrokken zijn bij het verminderen van vervuiling van het membraanoppervlak, maar anderzijds ook tot een betere afbraak van OMV's kunnen leiden. In het huidige onderzoek lag het zwaartepunt op het beter in kaart brengen van dit synergistische effect. Hierbij is geprobeerd een antwoord te geven op de vraag of het synergistische effect inderdaad wordt veroorzaakt door de vorming van hydroxylradicalen op het oppervlak, of dat er mogelijk andere verklaringen voor zijn. Eén verklaring is dat veranderingen in de watermatrix tot minder membraanvervuiling leiden, terwijl een andere verklaring kan zijn dat er in of bij de koeklaag, die zich op het membraan vormt, veranderingen voordoen (in de laag of wellicht op het membraanoppervlak). Door een beter begrip van wat er precies in het systeem gebeurt is het waarschijnlijk ook mogelijk het synergistische effect te optimaliseren, waardoor de zuivering nog beter gaat functioneren. Dit vormt het onderwerp van het eerste werkpakket in dit project. De toegepaste ozon doses zijn in dit werkpakket relatief hoog, om het synergistische effect goed in beeld te kunnen brengen.

Naast het onderzoek naar de interactie tussen ozon en het keramische membraanoppervlak is ook gekeken naar de kwaliteit van het water die op deze manier bereikt wordt, en daarmee samenhangend de mogelijkheden voor gebruik van dit water. Dit is het onderwerp van het tweede werkpakket. In het kader hiervan is gekeken naar diverse waterkwaliteitsparameters van het water vóór en na behandeling. Een specifiek aandachtspunt hierbij vormt de biologische stabiliteit van het water. Door behandeling met ozon wordt meer assimileerbaar organisch koolstof (AOC) gevormd, en dit zorgt mogelijk voor een lagere biologische stabiliteit van het water. Indien het water vervolgens in de duinen zou worden geïnfiltreerd, net zoals het WRK-water, zou dit tot problemen met verstopping kunnen leiden. In het derde werkpakket ligt hier de nadruk op. De pilot is voor deze beide delen van het onderzoek bedreven onder realistische condities, wat wil zeggen met een lagere ozon dosis en toevoeging van ijzerzouten om coagulatie/flocculatie te bewerkstelligen. Vervolgens is het water na keramische membraanfiltratie nog over een filter met biologisch actieve kool geleid, om AOC zoveel mogelijk te verwijderen. De waterkwaliteit is op diverse punten vergeleken met die van het WRK-water.

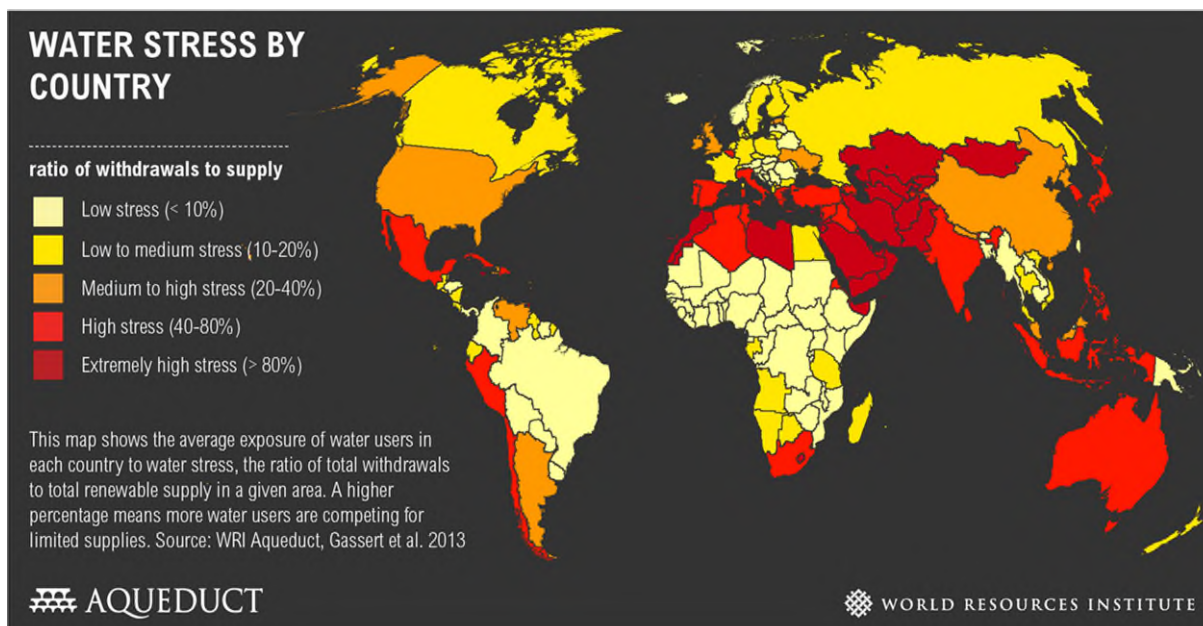
1.4 Leeswijzer

- In hoofdstuk 2 wordt het kader geschetst van water in een circulaire wereld.
- In hoofdstuk 3 worden de bevindingen van een literatuuronderzoek naar de verklaring voor het synergistische effect van ozon en keramische membraanfiltratie beschreven.
- In hoofdstuk 4 wordt de onderzoeksopzet weergegeven.
- Hoofdstuk 5 geeft een overzicht van het materiaal en de methoden die zijn gebruikt.
- Hoofdstuk 6 geeft een overzicht van de waterkwaliteitsparameters van WRK-water
- In hoofdstuk 7 worden de resultaten van de verschillende onderdelen/werkpakketten beschreven: de verklaring voor het synergistische effect, de waterkwaliteit die behaald kan worden door middel van deze behandeling van RWZI-effluent, en de effecten van nevenproducten die mogelijk gevormd worden.
- In hoofdstuk 8 wordt een vergelijking gemaakt tussen de waterkwaliteit van het water uit de pilot en dat van de WRK en het infiltratiebesluit. Op basis hiervan wordt een inschatting gegeven of het mogelijk zou kunnen zijn het behandelde effluent samen met het WRK-water in de duinen te infiltreren.
- Hoofdstuk 9 toont de resultaten van de bioassays, en het effect van de mogelijke vorming van bijproducten.
- In hoofdstuk 10 worden tot slot de conclusies en aanbevelingen samengevat.

2 Water in een circulaire wereld

Tot voor kort was de waterwereld 'lineair' georganiseerd, wat wil zeggen dat men grondwater en oppervlaktewater als gangbare bronnen gebruikt, en het water na gebruik als gezuiverd restwater loost, waarbij met mogelijk hergebruik nauwelijks rekening wordt gehouden. De huidige ontwikkelingen in de wereld (klimaatverandering inclusief droogte, milieuproblemen, vergrijzing, energieschaarste, enzovoort) maken echter duidelijk dat een dergelijke organisatie op de lange termijn niet houdbaar zal zijn.

Het aardoppervlak is voor het grootste deel bedekt met water. Van de totale hoeveelheid water op aarde is slechts 2,5 % zoet water, en 90 % hiervan bevindt zich op Antarctica. Wereldwijd kan daardoor minder dan 1 % van de totale waterhoeveelheid worden gebruikt om er drinkwater van te maken, en bijvoorbeeld om landbouwgewassen te telen. Klimaatverandering, waterbeheer en toenemend watergebruik zorgen ervoor dat er op bepaalde plekken steeds minder zoetwater beschikbaar is, en deskundigen voorzien dat dit in de toekomst tot steeds meer (militaire) conflicten zal leiden (NOS 2020). In Figuur 1 is te zien dat ons buurland België behoort tot de landen /met de grote waterschaarste (België staat op de 23ste plek in deze lijst), wat wordt veroorzaakt door de hoge bevolkingsdichtheid.



Figuur 1: waterschaarste per land (world resources institute 2013)

In Nederland is men er lang vanuit gegaan dat er eerder teveel dan te weinig water beschikbaar was, en is het waterbeheer vooral gericht geweest op het zo snel mogelijk afvoeren van water. Een duidelijk lineaire aanpak van het omgaan met water. De afgelopen zomers hebben echter laten zien dat zelfs in het waterrijke Nederland het niet altijd meer vanzelfsprekend is om alle functies van voldoende water te voorzien. De beschikbaarheid van water vermindert als gevolg van klimaatverandering, die voor Nederland gepaard lijkt te gaan met extremere en lange periodes van droogte en intensieve neerslag. Een overzicht van de droogte, in termen van het potentiële neerslagtekort, in Nederland in de afgelopen eeuw is weergegeven in Figuur 2 (KNMI 2022). De zomers van 2018 en 2022 komen voor in dit lijstje. Ook de zomers van 2019 en 2020 waren in delen van Nederland erg droog (Projectteam Droogte Zandgronden Nederland 2020, Rijksoverheid 2021). Op de zandgronden leiden deze condities tot lage grondwaterstanden en beekafvoeren, met bijvoorbeeld schade aan natuur en landbouw tot

gevolg. In West-Nederland kan droogte leiden tot verzilting van bijvoorbeeld het IJsselmeer of rivieren, die ook als bron voor drinkwater dienen.



Figuur 2: top 5 jaren met het hoogste neerslagtekort in Nederland (Weer online 2022)

Tegelijkertijd verslechtert de waterkwaliteit als gevolg van hogere concentraties microverontreinigingen, eutrofiëring en verzilting. Ondertussen neemt de vraag naar zoet water toe door bevolkingsgroei en toenemende consumptie, zowel industrieel als particulier.

Door de toenemende vraag naar water en de verminderde beschikbaarheid komt er steeds meer aandacht voor circulaire systemen. Kunnen we in plaats van water gebruiken en afvoeren, het water nog een keer gebruiken, voor onszelf, of voor een ander? In dat kader past het onderzoek dat in dit rapport is beschreven. Er is onder andere onderzocht in hoeverre de kwaliteit van RWZI-effluent kan worden verbeterd, en welke mogelijkheden voor hoogwaardig(er) hergebruik daarmee in beeld komen. Daarbij kan gedacht worden aan gebruik als industriewater, irrigatiewater in land- en tuinbouw en wellicht zelfs als bron voor drinkwater.

Voor diverse onderzochte parameters blijkt het inderdaad mogelijk te zijn de effluentkwaliteit van een communale RWZI zodanig te verbeteren, dat die vergelijkbaar wordt met de kwaliteit van het WRK-water. Deze kwaliteit water wordt gebruikt als industriewater of wordt in de duinen gebruikt om het grondwater mee aan te vullen om uiteindelijk als bron voor drinkwater te dienen. Er zijn echter ook enkele parameters die een dergelijke toepassing van het gezuiverde effluent in de weg staan. In dit project werd dat duidelijk voor de gehalten aan natrium en chloride. Daarnaast kan niet worden uitgesloten dat het aanvullend gezuiverd RWZI-effluent nog specifieke verontreinigingen bevat (afkomstig van legale en illegale lozingen), waarop het water niet is onderzocht, en waarvan dus niet bekend is dat ze aanwezig zijn en verwijderd kunnen worden. Het is zeer de vraag of dit probleem technisch opgelost kan of moet worden. Voor sommige parameters kan het zinvoller zijn de herkomst van het water dat bij de rwzi terecht komt na te gaan en zo inzichtelijk te maken welke verontreinigingen er nog in het water aanwezig zouden kunnen zijn. Dit geldt met name voor industrieel afvalwater dat naar de rwzi gaat. Mogelijk is het efficiënter en/of effectiever om een dergelijke lozing te verminderen (c.q. de afvalwaterstroom bij de bron te behandelen), dan om het RWZI-effluent hiervoor te behandelen. Specifieke afvalstromen vertegenwoordigen een relatief klein volume met relatief hoge concentraties van een beperkt aantal componenten, waardoor een gerichte zuivering wellicht mogelijk is.

Meer circulariteit op het gebied van water(her)gebruik vraagt om een andere benadering van het vraagstuk 'water' door verschillende partijen: waterschappen, drinkwaterbedrijven, industrie, landbouw en natuur. De geschiktheid van een bron voor een specifieke toepassing ('waterkwaliteit op maat') moet worden beoordeeld, in plaats van telkens uit te gaan van de best mogelijke kwaliteit. Vanuit de zuivering, moet de te realiseren kwaliteit van het

restwater gericht zijn op eventueel verder gebruik van het water door andere partijen. Daarnaast is het van belang eventuele kwetsbaarheden van de riool- en drinkwatersystemen goed in kaart te brengen, om risico's zo klein mogelijk te houden. Vragen hierbij zijn; hoe constant is de effluentkwaliteit, zijn er bepaalde verontreinigingen die af en toe aanwezig kunnen zijn, en de toepasbaarheid van het water kunnen beïnvloeden? Het gevoel dat risico's kunnen toenemen leidt in de praktijk vaak tot vermijdend gedrag: partijen verschuilen zich achter economische en juridische argumenten, er wordt gediscussieerd over wie welke taak zou moeten hebben, en men maakt zich druk over vermeende imagoschade. Dit staat een effectieve samenwerking in de waterketen, en tussen waterketen en watersysteem, in de weg.

Een circulaire aanpak zal ongetwijfeld, zeker in het begin, duurder zijn dan de huidige, lineaire aanpak, maar die kosten zullen zich op een andere manier kunnen terugbetalen. Risico's kunnen vooraf worden ingeschat en tot aanvaardbare proporties worden teruggebracht, en imagoschade zal alleen optreden als er niet goed en open over alle activiteiten wordt gecommuniceerd. Hier zal speciale aandacht aan besteed moeten worden.

Het is dus zeker wel de moeite waard om verder kennis te ontwikkelen over de mogelijkheden om te komen tot een circulaire toepassing van water, niet alleen door waterschappen of drinkwaterbedrijven, maar gezamenlijk met alle partners in de watercyclus. Hierbij zullen de specifieke eisen voor bepaalde toepassingen naast de technische mogelijkheden gelegd moeten worden, en moeten in de afweging ook de milieu-impact en financiële consequenties betrokken worden.

3 Literatuuronderzoek

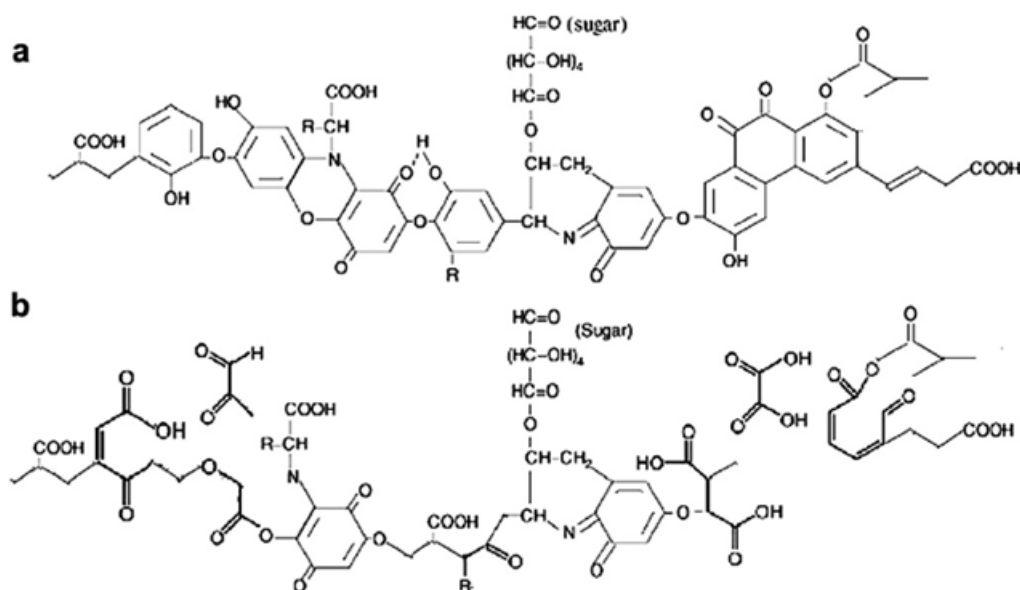
3.1 Vermindering van membraanvervuiling

Het is bekend dat ozon reacties kan aangaan met natuurlijk organisch materiaal (NOM) in water. Ozon reageert bij voorkeur met onverzadigde verbindingen (met een lage O/C- en H/C –verhouding), waarbij alcohol-, aldehyde-, keton- en carboxylaatgroepen worden gevormd. De O/C-verhouding kan hierdoor toenemen van 0,2 naar 0,7. Alifatische ketens kunnen echter nauwelijks met ozon reageren, en het DOC-gehalte van het water neemt dan ook nauwelijks af door ozonisatie.

Vervuiling van membraanoppervlakken is vaak een groot probleem, en de aard en concentratie van opgelost organisch koolstof (DOC) spelen hierin een rol. Sinds ongeveer tien jaar is er in de literatuur steeds meer aandacht voor de effecten die ontstaan als ozonisatie wordt gecombineerd met membraanfiltratie. Binnen korte tijd vervuilt het oppervlak, waardoor de drukval over het membraan (sterk) toeneemt en het debiet afneemt. Wei et al. (2016) onderscheiden bij het ontstaan van membraanvervuiling drie mechanismen:

1. De vorming van een koeklaag, die los is gebonden aan het membraanoppervlak
2. Het ontstaan van een slecht doordringbare gellaag, die sterker aan het membraanoppervlak gebonden is
3. Het optreden van porieblokkering door deeltjes die klein genoeg zijn om het membraan in gevoerd te worden.

Vaak speelt natuurlijk organisch materiaal (NOM) hierbij een belangrijke rol. Als de NOM-moleculen van dezelfde grootte-orde zijn als de poriegrootte van het membraan, zoals bij microfiltratie (MF) en ultrafiltratie (UF) het geval is, kan porieblokkering optreden. Als de NOM-moleculen groter zijn dan de poriegrootte van het membraan, wat bij nanofiltratie (NF) en omgekeerde osmose (reverse osmosis, RO) voorkomt, ontstaat een filterkoek. Over het algemeen betreft het hier hydrofobe componenten, maar door het water te behandelen met ozon neemt het gehalte aan deze componenten significant af (Van Geluwe et al. 2011). Hierdoor neemt vervuiling van membranen ook beduidend af. Dit effect wordt nog versterkt doordat bij reacties met ozon vaak carboxylaatgroepen worden gevormd, die negatief geladen zijn (zie Figuur 3). Aangezien ook het membraanoppervlak vaak een negatieve lading heeft, vindt afstoting plaats tussen het organisch materiaal en het membraanoppervlak. Indien echter calciumionen aanwezig zijn, kunnen die complexen vormen met geladen NOM, waardoor de lading wordt afgeschermd en er toch vervuiling kan optreden.



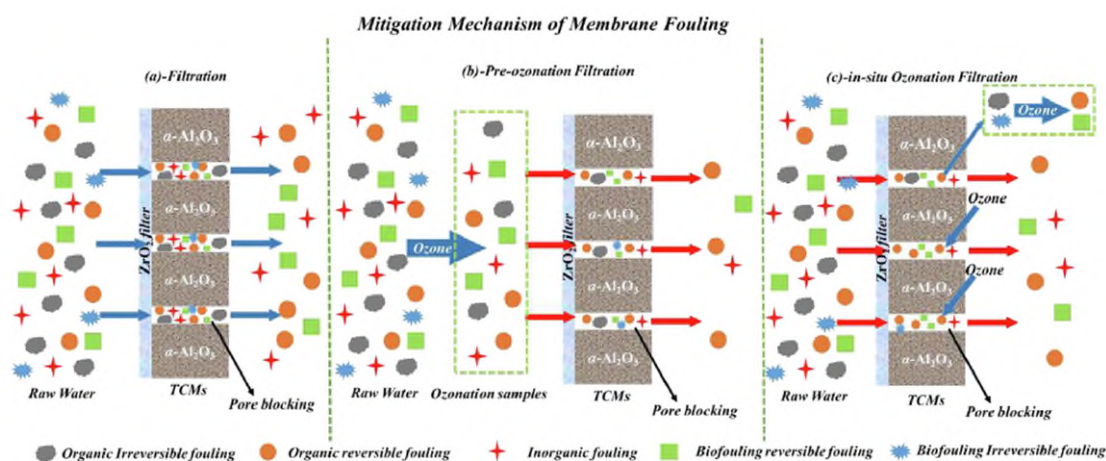
Figuur 3: effect van ozonatie op een fictief humuszuur. A) voor oxidatie, B) na oxidatie (Van Geluwe et al. 2011)

Ozon direct combineren met membranen is niet mogelijk als die membranen van polymeren gemaakt zijn, maar door de opkomst van keramische membraanmaterialen ontstond die mogelijkheid wel. In 2013 beschreven Zhang et al. (2013) deze combinatie. Ze pasten ozonisatie toe in combinatie met coagulatie/flocculatie door toevoeging van polyaluminiumchloride (PACl). Door ozonisatie werd een deel van het NOM negatief geladen, wat de coagulatie bevorderde. Tevens ontstond er afstoting tegenover de negatieve lading van het membraanoppervlak. Bovendien, zo betoogden de auteurs, zou het ozon in de poriën reageren met het daar aanwezige NOM, waardoor deze moleculen kleiner en negatiever zouden worden. Dit alles resulteerde in een verdubbeling van de looptijd van het membraan bij ozondoseringen van 2,0 – 2,5 mg/L. Wel nam de vervuiling langzaam toe, voornamelijk ten gevolge van DOC, en uiteindelijk was ook deze vervuiling irreversibel. De auteurs wijzen erop dat NOM mogelijk minder goed op TiO₂ kan adsorberen na ozonatie, en dat mangaanoxide electrostatisch NOM kan afstoten. Het is echter ook bekend dat metaaloxiden als MnOx en TiO₂ via een catalytisch proces de effectiviteit van ozonatie kunnen verbeteren, vooral door reactie met ozon en/of hydroxyl (of andere) radicalen. Ook Spencer et al. (2019) combineerden ozon met een keramisch microfiltratiemembraan en coagulatie met behulp van PACl. Zonder ozon trad snel membraanvervuiling op (met een transmembraandruk (TMP)¹ die opliep tot 100 kPa), maar als de ozonconcentratie bij het membraan $\geq 0,9$ mg/L was kon het drukverlies aanzienlijk beperkt worden, en bleef de TMP stabiel tussen 25 en 35 kPa. Een relatief lage pH-waarde van 6,3 bleek gunstig te zijn om de ozonconcentratie vóór het membraan op peil te houden, terwijl bij een pH van 7,5 de ozondosis al snel te ver afnam. Waarschijnlijk werden bij deze “hogere” pH-waarde hydroxylradicalen gevormd. Het is echter de vraag of dit een ongunstig effect is, want in principe zou de aanwezigheid van hydroxylradicalen tot meer afbraak van OMV en organisch materiaal moeten leiden. Het is echter mogelijk dat voor het effectief tegengaan van membraanvervuiling die afbraak op of in het membraan zelf moet plaatsvinden.

Winter et al. (2016) veronderstellen dat ozonatie de samenstelling van natuurlijk organisch materiaal (NOM) verandert, en dat de weerstand van de koeklaag die hieruit ontstaat lager is. Dit komt enigszins overeen met bevindingen van Song et al. (2020), die vaststelden dat in situ ozonatie een 1,19 keer betere verwijdering van effluent organisch materiaal (EfOM) geeft dan pre-ozonatie, maar dat er wel meer vervuiling optrad. Die vervuiling bleek door middel van terugspoelen beter te verwijderen te zijn in de systemen waar in situ ozon was toegevoegd. Bij pre-ozonatie bleken EfOM, extracellulaire polymeren en micro-organismen in het RWZI-effluent vóór de filtratie

¹ TMP = $(P_f + P_c)/2 - P_p$

te worden afgebroken, maar bij in situ ozonatie bleek de hechting tussen de vuillaag en het oppervlak te worden verminderd, waardoor irreversibele vervuiling veranderde in reversibele vervuiling. Bovendien ging in situ ozonatie ook het optreden van vervuiling in de poriën tegen, en voorkwam het effectiever porieverstopping. De verschillende mechanismen zijn grafisch weergegeven in Figuur 4.



Figuur 4: verschillende mechanismen voor het tegengaan van vervuiling. A) ultrafiltratie, B) pre-ozonatie/UF, C) in situ O_3 /UF (Song et al. 2020)

Volgens deze auteurs is pre-ozonatie dan ook geschikt voor zuivering van grote hoeveelheden afvalwater in korte tijd, omdat de debieten hoger zijn, maar is een in situ ozonatie beter geschikt voor toepassing onder reguliere omstandigheden, omdat het goedkoper en efficiënter is. Een vergelijking van de effecten van pre-ozonatie met in situ ozonatie op het chemisch zuurstofverbruik (CZV), de UV254 absorptie en het totaal organisch koolstof (TOC) gehalte is gegeven in Tabel 1

Tabel 1: verlaging (in %) van CZV, UV absorptie en TOC-gehalte in RWZI-effluent door ultrafiltratie, ozonatie, pre-ozonatie en in situ ozonatie van RWZI-effluent op (Song et al. 2020)

Techniek	CZV	UV ₂₅₄ absorptie	TOC
ultrafiltratie	47,06	40,79	42,34
O_3	55,88	72,36	50,67
UF met pre-ozonatie (8 min.)	64,71	40,89	53,93
UF met in situ ozonatie	55,88	42,85	55,12

Hieruit blijkt duidelijk dat in situ ozonatie minder effectief is voor het verlagen van het TOC-gehalte en daarmee gepaard gaande UV-absorptie dan alleen ozonatie, maar wel iets effectiever is dan pre-ozonatie. Pre-ozonatie is juist weer het effectiefste om het CZV te verlagen. De volgorde waarin de efficiëntie van verschillende componenten afneemt is in deze processen ook duidelijk anders:

- UF: eiwitten > humuszuren > fulvinezuren
- O_3 : humuszuren > fulvinezuren > eiwitten
- Pre-ozonatie: fulvinezuren > humuszuren > SMPs > aromatische eiwitten
- In situ ozonatie: humuszuren > fulvinezuren > SMPs > aromatische eiwitten

Wei et al. (2016) toonden aan dat door in situ ozonatie de TMP met 75,8 % in water met algen verlaagd kon worden. De optimale ozondosis hiervoor was in hun geval 1 mg/L. De koeklaag die ontstond was in aanwezigheid van ozon dunner en poreuzer. De vorming van een gellaag werd tegengegaan, doordat ozon biopolymeren met een hoge molmassa en de hydrofobe fractie van organisch materiaal afkomstig van algen (algae-derived organic matter; AOM) afbrak, die juist deze gellaag vormen. Bovendien bleek ozon in staat te zijn organische verbindingen af te breken in de poriën, waardoor ook porieblokkering werd voorkomen. De bevindingen van Wei et al. (2016) komen

goed overeen met die van Tang et al. (2017), hoewel deze laatsten afvalwater gebruikten. In situ ozonatie in combinatie met keramische ultrafiltratie bleek een positief effect te hebben op het optreden van membraanvervuiling. De TMP nam met 55,6 % af bij een ozondosis van 5 mg/L. De weerstand van de koeklaag werd met 61,5 % verlaagd onder deze omstandigheden, en die van de gellaag nam met 32,3 % af.

Fan and Zhang (2014) hebben aangetoond dat de ontledingssnelheid van ozon in de poriën van een keramisch membraan een factor 428 hoger kan zijn dan in de bulkfase, en dat dit gepaard gaat met een significant verminderde membraanvervuiling. In de experimenten van Chen et al. (2021), die zich in hun onderzoek vooral richtten op de verbeterde afbraak van OMV door het synergistische effect tussen ozon en het keramische membraan, bleef de TMP bleef tussen -11 en 15 kPa, wat leidde tot de conclusie dat vervuiling verwaarloosbaar was. In 2020 rapporteerden Zhang et al. (2020) dat in hun opstelling (zie Figuur 4) dat zonder toevoeging van ozon de TMP in 60 uur met bijna 30 kPa toenam bij een debiet van 60 L/m²uur. Met in situ ozonatie (5 mg/L) nam de TMP nog slechts met 2,9 kPa toe in 21 dagen, en bij een flux van 80 L/m²uur was het na 15 dagen slechts 4,9 kPa. Fouling bleek voornamelijk te worden veroorzaakt door afzetting van oplosbare microbiële producten als polysaccharides, eiwitten, humus- en fulvinezuren. Doordat ozon de structuur hiervan verandert, vond minder neerslag op het oppervlak plaats. En bovendien bleek ozon te reageren met vervuilingen die zich al op het membraanoppervlak hadden vastgezet. Het doseren van ozon vóór de membraantank bleek veel minder effectief te zijn voor het tegengaan van vervuiling, dan het in situ doseren van ozon. Bij dosering van 5 mg O₃/L vóór de tank bleek de resterende concentratie in de tank nog slechts 0,06 – 0,13 mg/L te zijn, terwijl dat bij in situ dosering 1,01 – 1,19 mg/L was. In het permeaat was de ozonconcentratie in het eerste geval 0,01 – 0,05 mg/L, en in het tweede 0,01 – 0,15 mg/L.

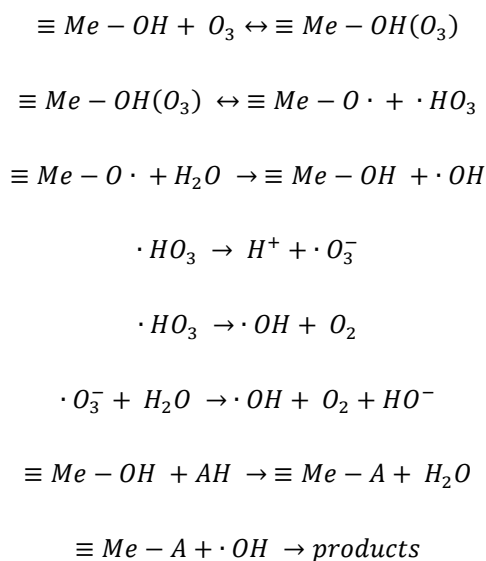
Dat de ozondosis zelf van belang is voor de mate van het optreden van membraanvervuiling werd aangetoond door Zhu et al. (2013). Bij een te lage ozondosis (0,6 mg/L) bleken stoffen onvolledig te worden omgezet, waardoor ze de aanhechting van colloïdale deeltjes aan het membraanoppervlak, en daarmee vervuiling, juist bevorderden. Met toenemende ozondosis nam de vervuiling af, maar boven een optimale ozondosis (in dit onderzoek 2,5 mg/L) bleek verdere verhoging van de dosis geen extra voordelen meer op te leveren.

Hu et al. (2020) toonden aan dat O₃/CMF gevolgd door filtratie over biologische actieve kool een heel effectief proces vormt voor de behandeling van afvalwater uit de petrochemische industrie met een hoog zoutgehalte. Door ozon toe te passen nam de membraanvervuiling significant af, en bovendien toonden ze aan dat ozon vooral ook in de nanoporiën van het membraan actief was. Het reageert met stoffen die anders het membraan zouden vervuilen, en ook met de laag vervuiling die wordt gevormd. Verder bleek fosfaat in deze opstelling goed verwijderd te worden, wat, naar men vermoedde, werd veroorzaakt door absorptie van fosfaat in de vuillaag op het membraan. Hoewel inmiddels was aangetoond dat in situ ozonatie membraanvervuiling significant vermindert, was het effect van ozonatie op membraanbioreactoren nog niet aangetoond. Dit is gedaan door Tang et al. (2019). Ook in dit geval bleek membraanvervuiling sterk te worden gereduceerd door toepassing van in situ ozonatie, en ook dat dit de fosfaatverwijdering ten goede kwam. De reden voor deze laatste observatie bleek de aanwezigheid van meer *Candidatus Accumulibacter* in het slib. Doordat het slib echter minder *Dechloromonas* bevatte, verslechterde wel de nitraatverwijdering.

3.2 Synergische effect van ozon en keramische membraanoppervlakken; vorming van hydroxylradicalen

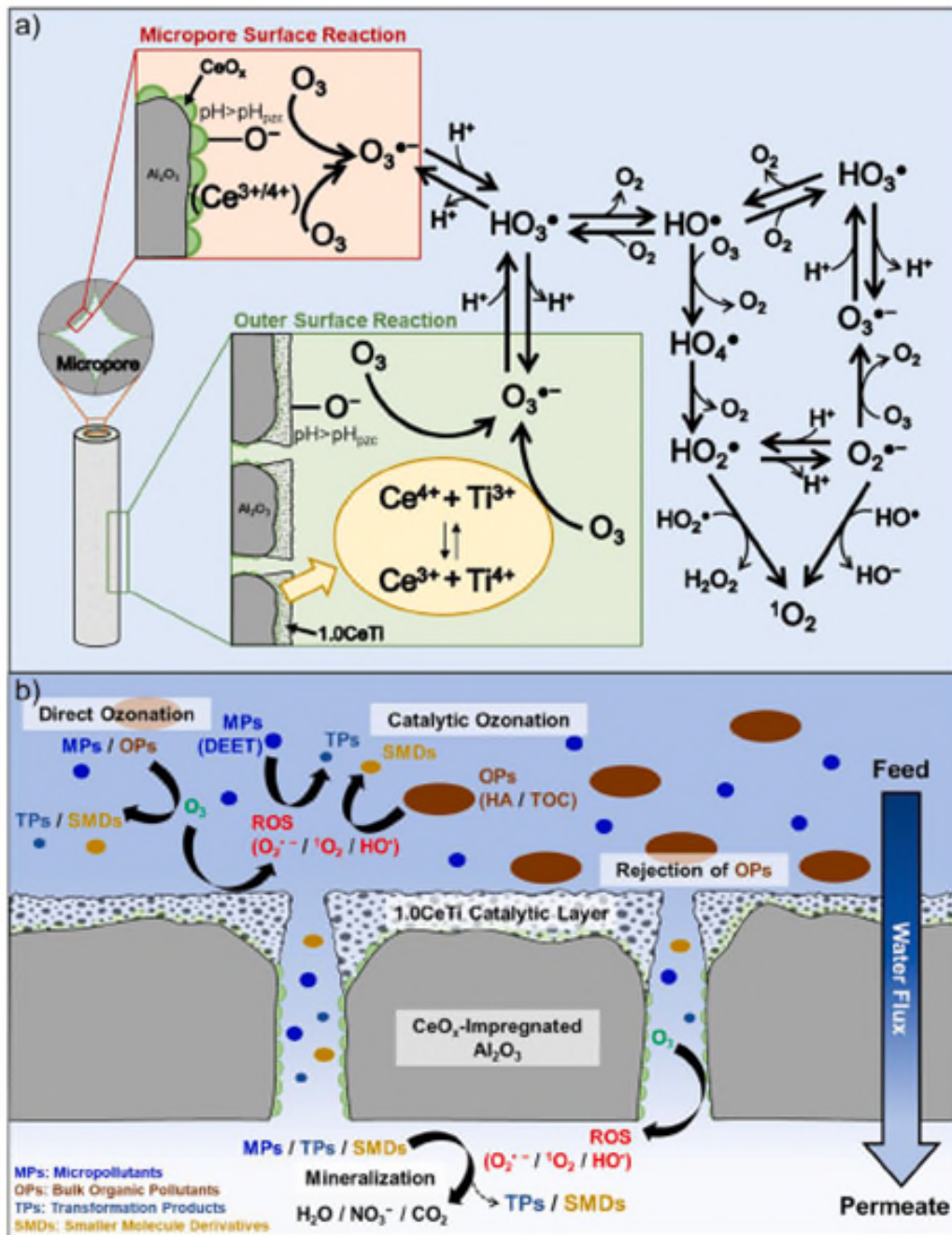
Indien er inderdaad radicalen worden gevormd op het keramische membraanoppervlak, zou dit niet alleen gunstig zijn voor de afbraak van NOM, maar mogelijk ook kunnen bijdragen aan een verbetering van de afbraak van organische microverontreinigingen (OMVs). Aangezien ozon alleen reageert met elektronenrijke verbindingen (dus bijvoorbeeld met dubbele bindingen), is het niet effectief om alle OMVs af te breken. De redoxpotentiaal E⁰ van ozon is 2,07 V. Hydroxylradicalen, met een E⁰ van 2,8 V (Rahman et al. 2014) zijn daarentegen veel sterkere oxidatoren, en die kunnen met een veel breder scala aan OMVs reageren. Zhu et al. (2013) geven een

reactieschema voor de vorming van o.a. hydroxylradicalen op het membraanoppervlak (\cdot). “Me” is hierin het metaal op het membraanoppervlak, $\equiv Me - OH$ is de katalysator, en AH de organische verbinding die reageert :



Dat er inderdaad sprake is van de vorming van hydroxylradicalen is aangetoond door Ibn Abdul Hamid et al. (2020), die de afbraak van parachloorbenzoëzuur (pCBA) onderzochten. Deze stof is bekend als een indicator voor de aanwezigheid van hydroxylradicalen, omdat die alleen hierdoor kan worden afgebroken. Naast de afbraak van pCBA zagen deze auteurs ook dat de bromaatvorming door in situ ozonatie sterk kon worden verminderd: 10 % bij een enkelvoudige passage van het membraan, tot 50 % bij recirculatie. Waardoor precies de radicaalvorming tot stand kwam werd niet helemaal duidelijk, aangezien een membraan van Al_2O_3 werd toegepast, en hiervan niet bekend is dat het reageert met ozon. Wel had dit materiaal een oppervlaktelading, waardoor bromaat mogelijk zou kunnen zijn tegengehouden, maar de auteurs geven aan dat dit mechanisme waarschijnlijk niet erg belangrijk is geweest.

Fan and Zhang (2014) hebben het synergistische effect tussen keramische membranen en ozon onderzocht voor membranen bestaande uit Al_2O_3 met 4 % MnO_2 of 4 % CeO_2 . Zij stelden vast dat de ontledingssnelheid van ozon in de poriën van het MnO_2/Al_2O_3 membraan 428 keer hoger was dan in de bulk. Door H_2O_2 toe te voegen of de pH te variëren in bulk kon de vorming van hydroxylradicalen bevorderd worden, maar in de nanoporiën had dit geen effect. Toevoeging van nitraat-, sulfaat- en calcium-ionen vertraagde de reacties in de poriën zelfs. Membranen van puur Al_2O_3 bleken beter te presteren in dit systeem dan membranen waaraan CeO_2 was toegevoegd, maar toevoeging van MnO_2 aan het membraan had wel een positief effect (de afbraak van ozon nam toe van 80 naar 90 %). Lee et al. (2021) functionaliseerden keramische membranen met Ce/TiOx. Dit bleek een marginaal effect te hebben op de doorlaatbaarheid van het membraan voor schoon water, maar wel een hoge afbraak te laten zien voor N,N-diethyl-m-toluamide (DEET) bij een ozondosis van 1,4 g/g TOC. Hierbij werden reactieve zuurstofcomponenten (ROS) aangetoond: $HO\cdot$, $O_2^{\cdot-}$ en 1O_2 speelden hierin een rol. Schematisch wordt de afbraak van DEET in dit proces als volgt voorgesteld (Figuur 5):



Figuur 5: schematische weergave van de afbraak van DEET in een O₃/CMF proces (Lee et al. 2021). A) ROS vorming door 1.0CeTi-CeCCM; B) verwijdering van OMV in O₃/CMF proces

Stylianou et al. (2018) rapporteren de afbraak van carbamazepine, benzotriazol, p-chloorbenzoëzuur en atrazine door middel van O₃/CMF. Vooral carbamazepine bleek goed verwijderd te worden. Het proces werkte optimaal als membranen met een zo groot mogelijk inwendig oppervlak werden toegepast. De afbraak werd beperkt doordat ozon volgens deze auteurs alleen via diffusie werd verspreid en de concentratie in het systeem varieerde.

Chen et al. (2021) hebben het synergistische effect van ozon en keramische membranen onderzocht op 28 geneesmiddelen, vijf hormoon verstorende stoffen en drie typen geurstoffen in RWZI-effluent in een pilotinstallatie met een debiet van 1.000 m³/dag. Het effluent bevatte 513 ng/L geneesmiddelen en personal care producten, 991 ng/L hormoonverstorende stoffen en 553 ng/L geurstoffen. In deze opstelling werd O₃/CMF

gevolgd door filtratie over biologisch actieve kool. In hun opstelling maten de auteurs een goede verwijdering van OMV (98,5 %). Het grootste deel van deze verwijdering zou veroorzaakt worden door O₃/CMF: 17 OMV werden volledig verwijderd en 11 andere voor 52,3 – 99,3 % (filtratie over BAC bleek in staat om nog eens zes OMV compleet te verwijderen, en de overige vijf (caffeine, DEET, erythromycine, ofloxacin en salicylzuur) voor tussen 79,8 en 99,9 %. Hormoon verstorende stoffen en geurstoffen werden voor > 80 % verwijderd door O₃/CMF (in het totale proces respectievelijk 95,4 en 91,1 %).

De resultaten die Chen et al. (2021) rapporteren zijn in overeenstemming met die van Zhang et al. (2020), die eveneens vaststelden dat de meeste OMV voor meer dan 96 % werden afgebroken in de opstelling met O₃/CMF en BAC. Hu et al. (2020) pasten een dergelijk systeem toe voor de behandeling van een afvalstroom uit de petrochemische industrie met een hoog zoutgehalte. Veel van de verontreinigingen bleken onvolledig te worden afgebroken door O₃/CMF, maar vervolgens in het BAC-filter alsnog verder te worden omgezet.

Zhang et al. (2018) bestudeerden het effect van ozonatie in een membraanbioreactor voor de verwijdering van toxische naftaleenzuren. Zonder ozon werd een verwijdering van 27 – 38 % bereikt, maar met ozon nam dit toe van 33 tot 50 %. Door de hydraulische retentietijd (HRT) aan te passen kon de verwijdering van geoxideerde naftaleenzuren worden verhoogd van 6 tot 35 %. Het chemisch zuurstofverbruik (CZV) nam af van 223 tot 194 mg/L door het toepassen van ozonatie, en het biologische zuurstofverbruik (BZV) bleek toe te nemen van 2,9 tot 5,1 mg/L, maar de verhouding BZV : CZV bleef < 0,3.

3.3 Gebruikte opstellingen en kostenramingen

Een overzicht van de technische parameters in de hierboven beschreven experimenten is weergegeven in Tabel 2.

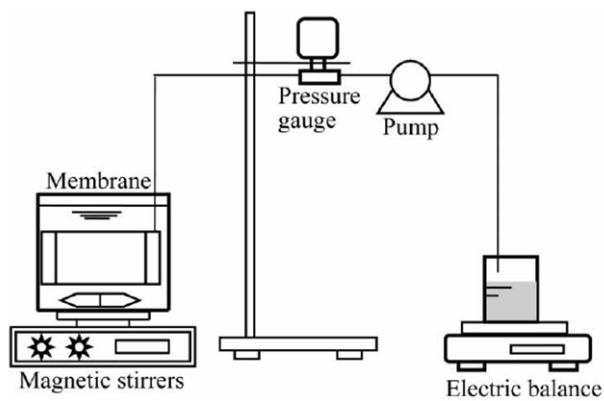
Tabel 2: overzicht van experimentele condities in de diverse studies die in dit overzicht aan bod zijn gekomen

nr	leverancier membraan	Membraan-Materiaal	Debiet (m ³ /dag)	Flux (L/m ² /uur)	O ₃ dosis (mg/L)	Contacttijd (min.)	Plaats van ozonatie	pH	vlokmiddel	ref
1	Meidensah Corporation, Japan	Al ₂ O ₃	1000	60	5	--	In situ	6,1 – 7,0	--	(Chen et al. 2021)
2	Kelin, China	Al ₂ O ₃ MnO ₂ /Al ₂ O ₃ (4 %) CeO ₂ /Al ₂ O ₃ (4 %)	Batch, lab scale		5		In situ	3.2 – 9.3	--	(Fan and Zhang 2014)
3	Meidensah Corporation, Japan	Al ₂ O ₃	10	25 - 55	10	1 - 20	In situ	6,5 – 7,9	--	(Hu et al. 2020)
4	Metawater	Al ₂ O ₃			10	1, 3, 5 en 7	Vóór membraanreactor maar met recirculatie	7,5	--	(Ibn Abdul Hamid et al. 2020)
5	Zelf gemaakt	Al ₂ O ₃ met CeTi-CeCCM, zelf gemaakt	Lab scale	168	5	30 HRT = 10.8 s	In situ	7.08 – 7.44	--	(Lee et al. 2021)
6	Nanjing AIYUQI membrane Technology Co., Ltd	Al ₂ O ₃ , ZrO ₂ , TiO ₂	Batch, 7 L	--	2	8, 20 en 40	Pre-ozonatie en in situ	6,8 – 7,4	--	(Song et al. 2020)
7	Metawater Ceramic	--	240	400	16 0,9 bij membraan	--	Pre-ozonatie	6,4 – 6,8	PACl, 6 mg/L	(Spencer et al. 2019)
8		Hydrophobized tubular α-Al ₂ O ₃ (gemodificeerd met organosilanen)	Batch 250 ml		0,1 – 2 (0,4 – 0,8 mg/mg DOC)		In situ	7,8	--	(Stylianou et al. 2018)

9	Meidensah Corporation, Japan	Al ₂ O ₃	Lab scale, 10 L	30	2, 5, 10	120	In situ		--	(Tang et al. 2017)
10	Meidensah Corporation, Japan	Al ₂ O ₃	Lab scale	15	5	20	In situ	6,5 – 7,0	--	(Tang et al. 2019)
11	diverse	Al ₂ O ₃ +TiO ₂		414; 170; 1430 – 5000 L/m ² /uur per MPa	1 - 10		diverse		Soms PaCl	(Van Geluwe et al. 2011)
12	Meidensah Corporation, Japan	Al ₂ O ₃	Lab scale 6 L	90	0, 0.5, 1, 2, 5	180	In-situ	Samples neutralized to pH = 7 before analysis	--	(Wei et al. 2016)
13	Sterlitech USA	TiO ₂ (evt. met ZrO ₂)	1.6 – 8.9 ml/min	66 - 367	10 (2 mg/mg DOC)		Pre-ozonatie	7	--	(Winter et al. 2016)
14	Meidensah Corporation, Japan	Al ₂ O ₃	120	100	2,0 – 2,5	25	In situ	6,80 – 7,20	PACl 1,2 mg/L	(Zhang et al. 2013)
15	Meidensah Corporation, Japan	Al ₂ O ₃	Lab scale	--	30	--	Pre-ozonatie	--	--	(Zhang et al. 2018)

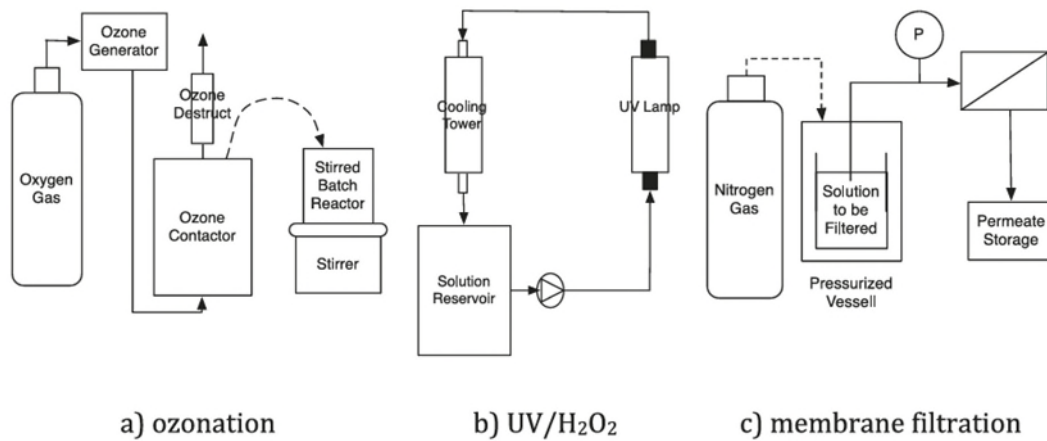
16	Meidensah Corporation, Japan	Al ₂ O ₃	20	60 - 80	5	15	In situ	6,7 – 7,5	--	(Zhang et al. 2020)
17	Macroporous TiO ₂ -nanorods assembled membrane (MPTM); Ti-Mn laag, Al ₂ O ₃	TiO ₂	Lab scale	1080.7 ± 5 at 100 kPa (pure water)	2,5	--	In situ	--	--	(Zhu et al. 2013)

De opstelling voor lab-experimenten die Fan and Zhang (2014) gebruikten is weergegeven in Figuur 6.



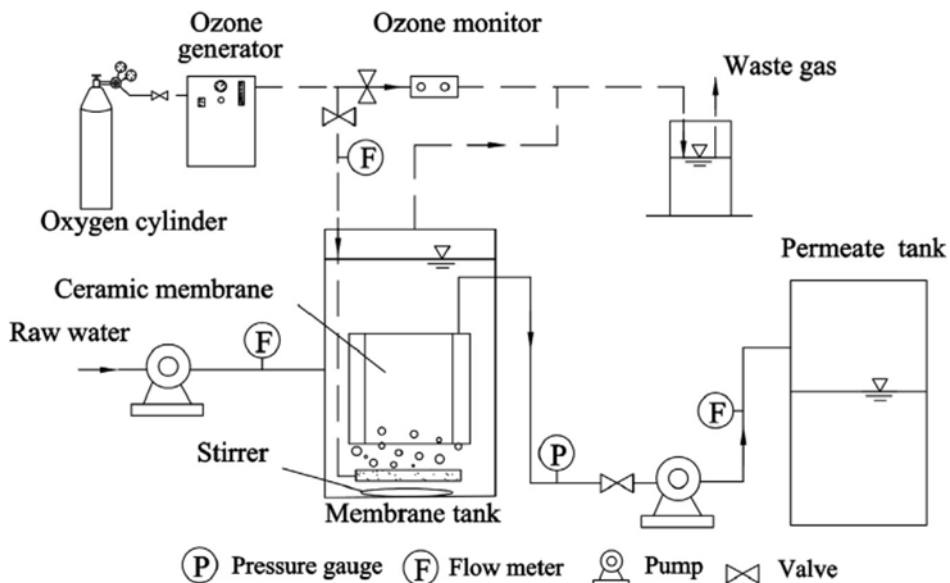
Figuur 6: opstelling gebruikt door Fan and Zhang (2014)

Het onderzoek van Winter et al. (2016) naar het effect van ozon op de koeklaag op een membraanoppervlak vond plaats in een opstelling zoals weergegeven in Figuur 7.



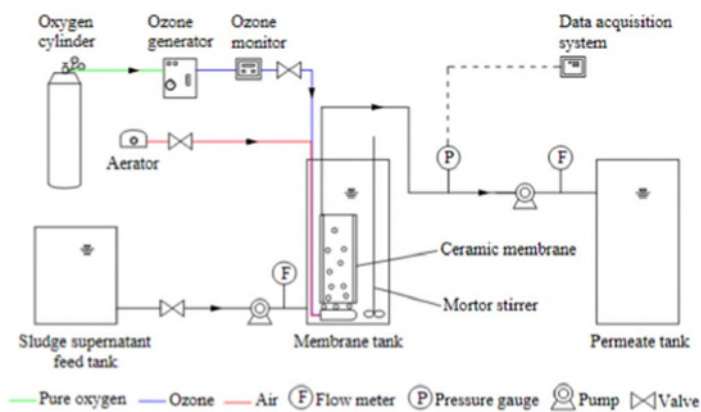
Figuur 7: opstelling voor het onderzoek naar het effect van oa. ozonatie op de vorming van een koeklaag op een membraanfilter (Winter et al. 2016)

Het onderzoek naar het effect van ozonatie op membraanvervuiling van Wei et al. (2016) vond plaats in de opstelling zoals weergegeven in Figuur 8



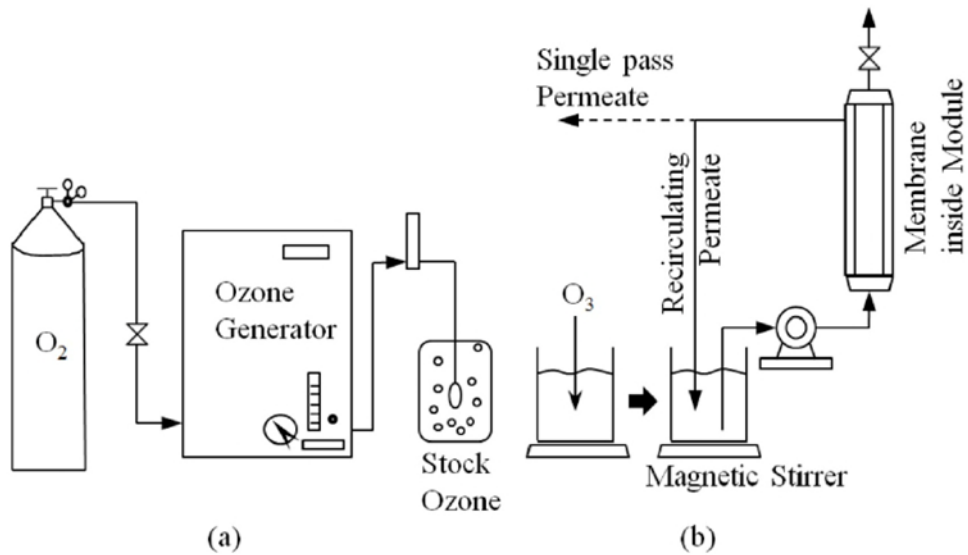
Figuur 8: opstelling voor onderzoek naar het effect van ozonatie op membraanvervuiling (Wei et al. 2016)

Een schema van de door Tang et al. (2017) gebruikte opstelling voor onderzoek naar afvalwaterzuivering is weergegeven in Figuur 9.



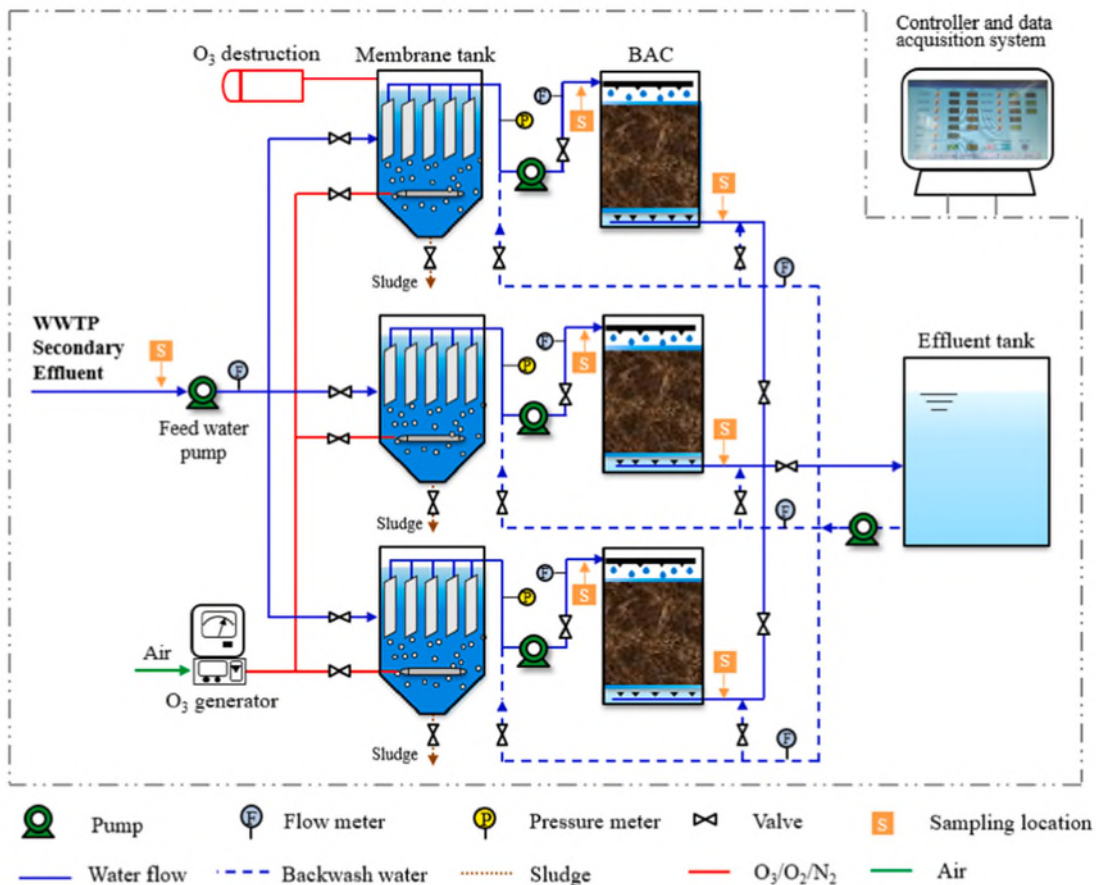
Figuur 9: schema van de installatie die Tang et al. (2017) gebruikten voor het onderzoek van het effect van in situ ozonatie van afvalwater op het optreden van membraanvervuiling

In Figuur 10 wordt een schematisch overzicht gegeven van de opstelling die door Ibn Abdul Hamid et al. (2020) werd gebruikt om de afbraak van pCBA en het effect op bromaatvorming te bestuderen.



Figuur 10: schematische opstelling voor het onderzoek naar O_3 /CMF van Ibn Abdul Hamid et al. (2020). In deze opstelling werd recirculatie over het membraan toegepast

De opstelling van Chen et al. (2021), die O_3 /CMF lieten voorafgaan aan filtratie over biologisch actieve kool, is weergegeven in Figuur 11.



Figuur 11: schema van een effluentzuivering met O_3 /CMF en BAC. De poriëgrootte van de membranen van $0,1 \mu m$. In elke module bevonden zich 1200 membranen met een totaal oppervlak van $200 m^2$. Het membraan werd elke 30 min. teruggespoeld bij een debiet van 25 LMH

gedurende 1 min. Hiervoor werd een 2000 ppm NaOCl-oplossing gebruikt. Als de transmembraandruk (TMP) hoger werd dan 30 kPa werd chemische schoonmaak toegepast. De opstelling is negen maanden in bedrijf geweest

De kostenraming voor dit proces is weergegeven in Tabel 3.

Tabel 3: kosten voor de zuivering van effluent van een zuivering met een debiet van 480.000 m³/dag in een geïntegreerd proces (Chen et al. 2021)

Component	onderdeel	Kosten (\$)
kapitaalkosten		51.453.605
	Ozonatiesysteem	1.549.050
	Keramisch membraan systeem	7.647.129
	Biologisch actieve kool systeem	11.475.712
	Keramische membranen	28.714.286
	Actieve kool	2.067.429
Afschrijving (95 % van kapitaalkosten/20 jaar)		2.444.046
Rente (6 % van kapitaalkosten)		3.087.216
Operationele kosten per jaar		8.699.523
	Elektriciteit	6.520.320
	Vervanging keramische membranen	478.571
	Vervanging actieve kool	310.114
	Chemicaliën	532.999
	Arbeidsloon	85.714
	Onderhoud (1,5 % van kapitaalkosten)	771.804
Jaarlijkse kosten (2 + 3 + 4)		14.230.786
Kosten per m ³ (\$/m ³)		0,081

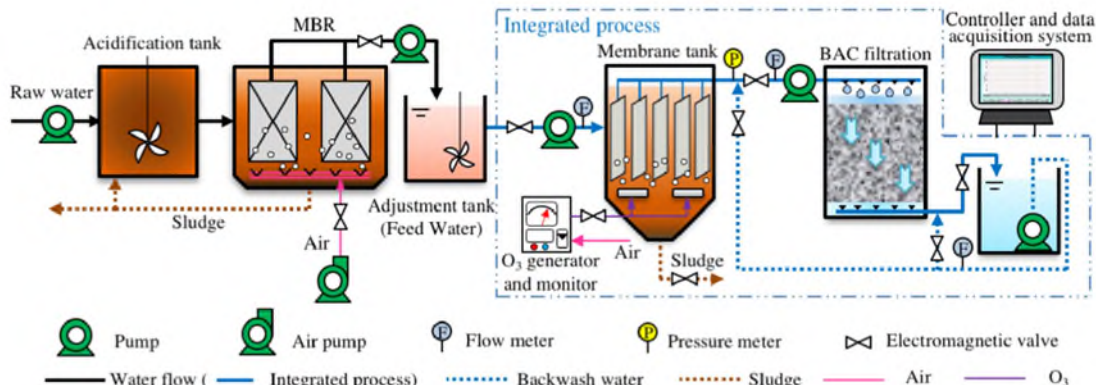
Deze auteurs hebben ook een vergelijking gemaakt van de kosten van verschillende processen om effluent te zuiveren. Dit is weergegeven in Tabel 4.

Tabel 4: vergelijking van operationele kosten van verschillende zuiveringsinstallaties voor RWZI-effluent (Chen et al. 2021)

Processen	Behandelingscapaciteit (m ³ /dag)	Kosten (\$/m ³)
O ₃ /CMF-BAC-NaClO	480.000	0,081
Coagulatie-zandfiltratie-Cl ₂	62.000	0,065
Kunstmatige snelle infiltratie	600	0,071
Microflocculatie – UV – O ₃	40.000	0,118
Coagulatie-sedimentatie-filtratie-NaClO	60.000	0,126
Biofilter – O ₃ – NaClO	100.000	0,178
RO – O ₃ - chloring	10.000	0,215
MBR – Na ClO	60.000	0,227

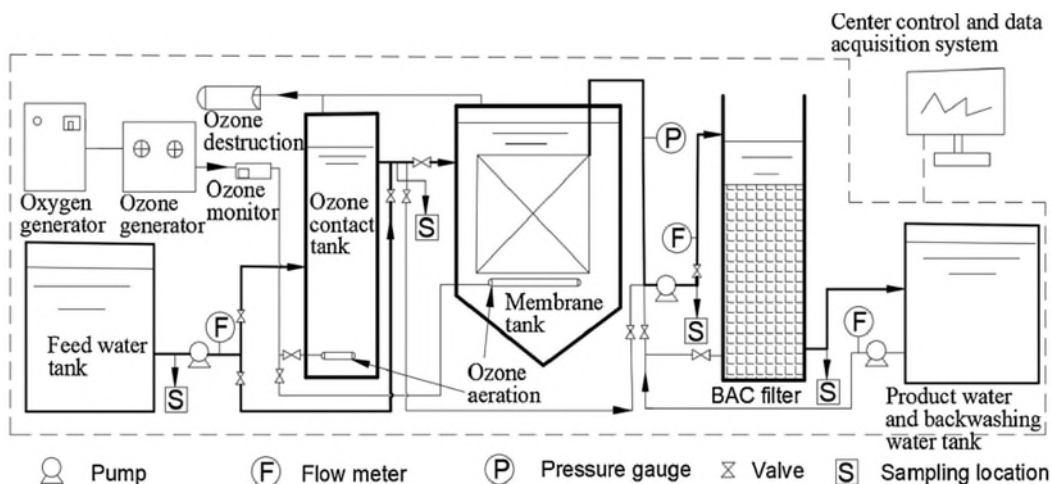
Uit het overzicht in Tabel 4 blijkt dat O₃/CMF-BAC-NaClO kan concurreren met andere behandlungsprocessen.

Hu et al. (2020) geven aan dat de combinatie O₃/CMF-BAC 66 % goedkoper is dan een fentonproces voor de behandeling van afvalwater uit de petrochemische industrie. Hun opstelling is weergegeven in Figuur 12



Figuur 12: : O₃/CMF –BAC opstelling voor de behandeling van afvalwater uit de petrochemische industrie (Hu et al. 2020)

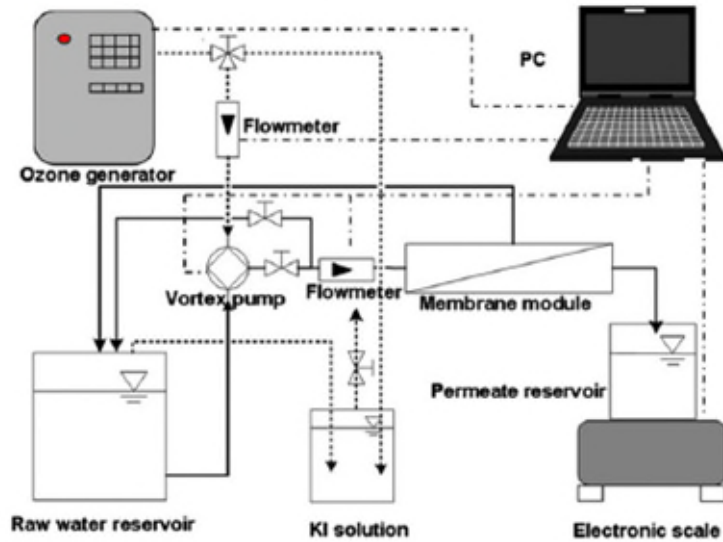
De opstelling van Zhang et al. (2020), die ook O₃/CMF met BAC combineerden, is weergegeven in Figuur 13.



Figuur 13: opstelling voor O₃/CMF en BAC voor de behandeling van RWZI-effluent (Zhang et al. 2020)

De resterende ozonconcentratie in de membraantank bleek bij dosering van ozon vóór de tank minstens een factor tien lager te zijn dan bij in situ dosering.

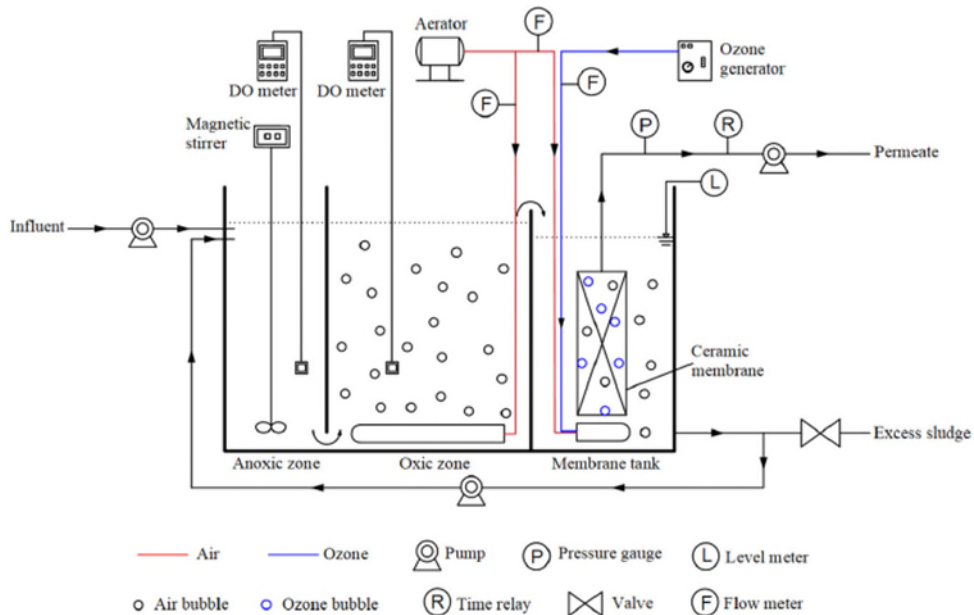
Zhu et al. (2013) hebben verschillende typen keramische membranen getest. Ze gingen uit van een mesoporeus TiO₂-membraan, gecoat met een mesoporeuze Ti-Mn laag als katalysator. De TiO₂-staafjes hadden een diameter van 200-400 nm en een lengte van 5 µm. De dikte van de Ti-Mn-laag was circa 100 nm, en de poriegrootte 10 nm. De Ti-Mn laag was verspreid door de inwendige poriën van het membraan, waardoor een hiërarchische poreuze structuur is ontstaan. Dit levert een groot oppervlak, waarbij ozon niet alleen op het buitenoppervlak maar ook in de poriën wordt omgezet. De opstelling is weergegeven in Figuur 14.



Figuur 14: opstelling gebruikt door Zhu et al. (2013)

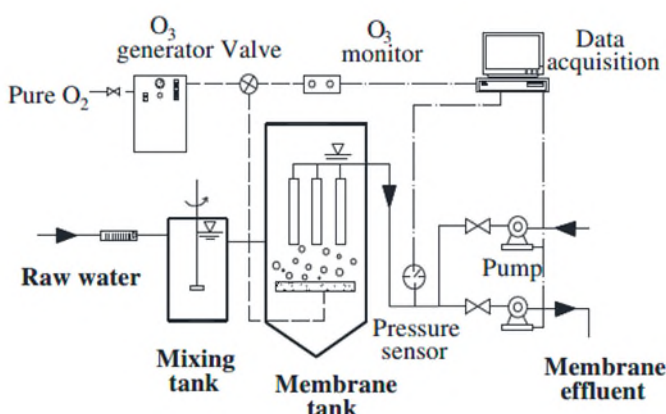
Lee et al. (2021) modificeerden membranen met Ce/TiO_x. CeO_x is een effectieve katalysator voor ozon, en TiO₂ wordt vooral als fotokatalysator toegepast. Via een sol-gel methode brachten ze een dunnen laag TiO_x aan op het oppervlak, die gemodificeerd kon worden met Ce om de katalytische activiteit te bevorderen. Voor de verwijdering van humuszuren bleek de effectiviteit van het membraan deze volgorde te laten zien: 1.0CeTi-CeCCM > 1.0CeTi-CCM (met een 1.0 TiCe laag) > CeCCM (geïmpregneerd met CeO_x) > ongemodificeerd CCM > O₃

Figuur 15 toont de installatie die is gebruikt voor het onderzoek naar het effect van in situ ozonatie in een MBR-opstelling.

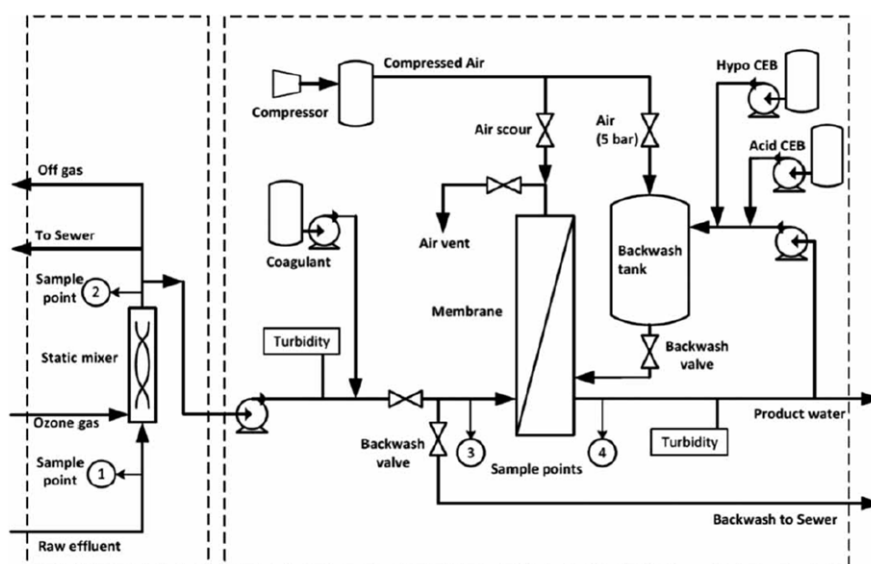


Figuur 15: MBR reactor met in situ ozonatie (Tang et al. 2019)

Hieronder (in Figuur 16 en Figuur 17 worden de schema's van twee opstellingen getoond, waarin O_3 /CMF werd gecombineerd met coagulatie/flocculatie door toevoeging van PACl.



Figuur 16: experimentele opstelling voor het onderzoek naar O_3 /CMF in combinatie met coagulatie/flocculatie (Zhang et al. 2013)



Figuur 17: experimentele opstelling voor het onderzoek naar O_3 /CMF in combinatie met coagulatie/flocculatie (Spencer et al. 2019)

3.4 Pre-ozonatie in combinatie met coagulatie

In de literatuur wordt behandeling van water met ozon in combinatie met coagulatie vaker beschreven. Doordat oxidatie lading introduceert in organische moleculen, kan dit een effect hebben op het coagulatieproces, wat gebaseerd is op ladingsinteractie. Die effecten zijn echter niet altijd eenduidig. Schneider and Tobiason (2000) toonden aan dat pre-ozonatie bij toepassing van PACl als vlokmiddel soms negatieve gevolgen had voor de verwijdering van turbiditeit en DOM. Als echter kationische polymeren werden toegepast als vlokmiddel nam de verwijdering van deze beide parameters wel toe. Volgens deze auteurs speelt de invloed van ozon op te verwijderen deeltjes ook een belangrijke rol. Bose and Reckhow (2007) toonden aan dat pre-ozonatie van geladen en neutrale componenten in NOM verschillende effecten kan hebben op de verwijdering tijdens coagulatie met behulp van PACl. Door ozonatie neemt in de regel de lading van organische componenten toe, waardoor hun verwijdering tijdens coagulatie/flocculatie toeneemt. Bij stoffen die al geladen zijn, zoals humuszuren en fulvezuren, neemt de verwijderingsefficiëntie door oxidatie echter af. De pH speelt hierin ook een belangrijke rol.

Het is bekend dat het omzettingsmechanisme van ozon afhangt van de pH-waarde van de matrix. Novotná et al. (2020) bestudeerden het effect van pre-ozonatie en pH op de verwijdering van niet-eiwitten in water met veel organisch materiaal, afkomstig van algen. Bij een pH van 5,5 en 7,8 bleken O_3/DOC verhoudingen van 0,01 en 0,8 maximaal 7 % verbetering te laten zien tijdens coagulatie, maar bij een verhouding van 0,1 was het effect van pre-ozonatie juist negatief. Daarentegen was het beeld bij pH 9 anders, omdat daar nauwelijks effect kon worden aangetoond van een $O_3:DOC$ verhouding van 0,01 of 0,1, terwijl bij een verhouding van 0,8 11% verbetering werd waargenomen. Volgens Tubić et al. (2016) kon pre-ozonatie de coagulatie-efficiëntie voor DOC echter met 61 % verbeteren vanwege een effect dat zij microfloculatie noemen. Door ozon werd NOM geoxideerd tot kleinere hydrofielere moleculen, al hing dit effect ook sterk af van het type vlokmiddel dat werd toegepast. Bij polyaluminiumchloridesulfaat was het effect verwaarloosbaar, maar bij polyaluminiumchloride (vooral bij pH 6,8) werd wel een groot effect waargenomen.

De combinatie van ozon en coagulatieprocessen als voorbehandeling om de vervuiling van UF-membranen tegen te gaan is bestudeerd door Bu et al. (2019). Zij stelden vast dat alleen toepassing van ozon nauwelijks effect had op de vervuiling van het membraan, maar dat het in combinatie met coagulatie (met aluminium) wel tot minder vervuiling leidde. Dit gold zowel voor ozonatie vóór als na coagulatie, maar erna had het grootste effect, omdat op die manier de minste microbiële producten aanwezig waren, die de vervuiling blijkbaar sterk beïnvloeden.

3.5 Effect van pH op ozonatieprocessen

De pH van de matrix speelt een heel belangrijke rol in de ontleding van ozon (von Gunten 2007). Door de pH te verhogen kan de ontleding worden versneld. Volgens Ikehata and El-Din (2005) kan ozonatie bij $pH > 8$ worden beschouwd als een geavanceerd oxidatieproces, omdat hierbij in de waterfase hydroxylradicalen worden gevormd. Zoumpouli et al. (2020) bestudeerden het effect van de pH op de ozonatie van 90 verschillende OMVs. Dat effect blijkt afhankelijk te zijn van het type OMV, als gevolg van het effect van de pH op zowel de stabiliteit van ozon als de speciatie van de OMV.

Als het gaat om het tegengaan van bromaatvorming, is het ook belangrijk de pH in aanmerking te nemen. De pH beïnvloedt namelijk zowel de evenwichten in de bromaatvormingsreacties als de omzetting van ozon, waardoor bij lagere pH-waarden minder bromaat wordt gevormd (Jahan et al. 2021).

4 Onderzoeksopzet

4.1 Synergistische effect ozon en CMF

De combinatie van ozon en keramische membraanfiltratie (CMF) leidt tot een verbetering van de waterkwaliteit én tot minder vervuiling van het keramische membraan dan zonder voorafgaande ozonatie. Het belangrijkste doel van dit onderzoek is het vaststellen van een eventueel optredend van de aanwezigheid van ozon en het hier gebruikte keramische membraan. Uit het literatuuronderzoek (zie hoofdstuk **Error! Reference source not found.**) is naar voren gekomen dat er in principe drie verschillende synergistische effecten worden voorgesteld:

1. De vorming van hydroxylradicalen op het membraanoppervlak door de aanwezigheid van O_3 in de waterfase in het membraan.
2. Een verandering van de watermatrix (meer specifiek de DOC-samenstelling), waardoor er minder membraanvervuiling optreedt.
3. Een verandering van de vervuiling op het oppervlak van het membraan als gevolg van de aanwezigheid van O_3 in/op het membraan.

Om uit te zoeken wat in het geval van de installatie in Wervershoof de oorzaak is van het synergistische effect dat eerder in pilotinstallaties werd waargenomen (minder drukval over het membraan en dus minder verontreiniging van het membraan), zijn de volgende experimenten uitgevoerd:

- Vorming van hydroxylradicalen. pCBA is uit de literatuur bekend als stof die wordt gebruikt om de vorming van hydroxylradicalen aan te tonen. pCBA kan niet rechtstreeks met ozon reageren. Ook atrazine is erg gevoelig voor de aanwezigheid van hydroxylradicalen. Vanuit het verleden is veel bekend over het gedrag van atrazine in zuiveringsprocessen. Daarom zijn experimenten uitgevoerd waarbij zowel atrazine als pCBA is toegevoegd aan het RWZI-effluent. Tijdens de experimenten werd de ozondosis zodanig ingesteld, dat er vlak voor het membraan nog 0,5 of 1 mg O_3 /L aanwezig was in het water, als een korte contacttijd werd toegepast. De contacttijd kon worden verlengd door het water door de coagulatietank van de installatie te leiden (waar tijdens deze experimenten geen vlokmiddel werd toegevoegd). Na die langere contacttijd was alle ozon uit het water verdwenen vlak vóór het membraan. Als er inderdaad sprake is van de vorming van hydroxylradicalen in/op het membraan door de inwerking van ozon, zou dit moeten leiden tot een extra afbraak van atrazine en pCBA in het membraan. Overigens kunnen door interactie van O_3 met DOC ook hydroxylradicalen worden gevormd, maar een extra vorming van hydroxylradicalen in het membraan zou zichtbaar moeten worden in de afbraak van pCBA en atrazine.
- Effecten O_3 op de membraanvervuiling zelf. Door experimenten uit te voeren waarbij wel of geen O_3 aanwezig is in/op het membraan, moet duidelijk worden of het synergistische effect (een lagere drukval over het membraan) alleen waargenomen kan worden als er inderdaad nog ozon aanwezig is. In dat geval is het aannemelijk dat het effect veroorzaakt wordt door inwerking van de ozon op de vervuiling slaag op het oppervlak.
- Effect van O_3 op de watermatrix. Indien het effect van ozon op de drukval ook kan worden waargenomen als er geen ozon meer aanwezig is in/op het membraan, is het aannemelijk dat de invloed van ozon op de watermatrix een belangrijke rol speelt. Om hier meer inzicht in te krijgen, worden de waterkwaliteit en de DOC-samenstelling op verschillende plekken in de installatie geanalyseerd, zowel bij een korte contacttijd (als er wel nog ozon aanwezig is op het membraanoppervlak) als bij een langere contacttijd (waarbij alle ozon vóór het membraan is verbruikt).

4.2 Eisen aan de waterkwaliteit

Een andere belangrijke vraag in dit onderzoek is wat de uiteindelijke waterkwaliteit van het effluent wordt, en welke toepassingsmogelijkheden daarmee mogelijk worden.

Aangezien er plannen zijn het gezuiverde RWZI-effluent te gebruiken als industriewater of te infiltreren in de duinen moet het water wel aan bepaalde, concrete, kwaliteitseisen voldoen, waarvoor het nodig is enkele specifieke vragen te beantwoorden. In het kader van dit onderzoek zijn deze vragen beantwoord:

1. Volgens de KRW mag de waterkwaliteit bij lozing op oppervlaktewater niet verslechteren, maar welke kwaliteitseisen gelden hiervoor precies?
2. Als het water gebruikt wordt als industriewater, in dit specifieke geval voor Tata Steel, welke kwaliteitseisen gelden dan?
3. Aan welke eisen moet worden voldaan als het water gebruikt wordt als infiltratiewater?

Het antwoord op vraag 1 is dat deze eisen niet blijken te zijn vastgelegd.

Voor de beantwoording van vraag 2 is contact opgenomen met Tata Steel. Tata blijkt het water te gebruiken als:

- Bluswater en voor stofbestrijding. Het water mag geen bodembezwaarlijke stoffen bevatten: alles wat niet vergund is of schadelijk om “in het gras te sproeien” wordt geweerd. Wel is het de vraag of juist bij bluswater micro-organismen geen punt van aandacht zouden moeten zijn.
- Voeding voor koelssystemen, zoals koeltorens en voor het datacenter. Vooral chloride, calcium en magnesium zijn van belang en mogen niet in te hoge concentraties aanwezig zijn, omdat dit kans geeft op corrosie en/of scaling. Alle componenten die corrosie of scaling kunnen beïnvloeden moeten in zo laag mogelijke concentraties voorkomen. In de eisen voor WRK-water zijn deze parameters niet opgenomen. Om het zo concreet mogelijk te maken is besloten uit te gaan van de huidige kwaliteit van het WRK-water.
- Voedingswater voor de demineralisatiefabriek. In deze fabriek wordt in feite puur H₂O geproduceerd. Hierbij wordt vooral naar de “zoutlast” gekeken (in feite de geleidbaarheid), maar een hoge concentratie van één bepaalde component is ook niet wenselijk. Er worden ionenwisselaars gebruikt om demiwater te maken, en hoe meer zouten het water bevat des te korter de standtijd van de filters is. Bij kationfilters wordt gestuurd op de doorslag van natrium, omdat dit ion als eerste doorslaat. Een hoog natriumgehalte beïnvloedt daarmee rechtstreeks de standtijd voor de filters.

Voor infiltratie in de duinen (vraag 3) gelden minimaal de eisen van het infiltratiebesluit (Bertelkamp et al. 2020), maar er moet ook rekening gehouden worden met de specifieke situatie en beoogde toepassingen, en verstopping van bijvoorbeeld infiltratieputten moet worden voorkomen. In het vorige TKI-project (Bertelkamp et al. 2020) is ook aandacht besteed aan deze beide parameters.

Voor infiltratie is het belangrijk dat de infiltratieputten (diepte-infiltratie op 80 m) niet verstopt raken. Hiervoor is het AOC-gehalte van belang (bij putten is het maximale AOC-gehalte 10 µg/L (Hijnen and van der Kooij 1990)), maar hiervan zijn geen parameters bekend van het WRK-water. Wel over het DOC-gehalte, maar dat is niet direct representatief voor AOC. Mogelijk speelt ook het gehalte aan nutriënten een rol. Om de biologische stabiliteit van het WRK-water vast te stellen zijn extra experimenten uitgevoerd.

Verontreinigingen die op dit moment speciaal in de belangstelling staan zijn PFAS en micro- en nanoplastics. Die plastics worden grotendeels door het slib van de RWZI afgevangen, en het vermoeden bestaat dat ook PFAS deels wordt verwijderd. Deze parameters zijn niet meegenomen in dit onderzoek, ook al omdat de analysekosten hiervoor erg hoog zijn.

Een overzicht van de gewenste parameters in het kader van de werkgroep Waterkwaliteit is gegeven in Tabel 5.

Tabel 5: gewenste waterkwaliteitsparameters voor toepassing van gezuiverd effluent als industriewater of infiltratiewater in de WRK. De gidsstoffen zijn stoffen die door Stowa zijn aangewezen als belangrijke indicatoren voor het gehalte en de verwijdering van organische microverontreinigingen, met name geneesmiddelen.

Parameter	Reden	opmerkingen
Bromide/bromaat	Bromaat is verdacht carcinogeen	Van belang bij infiltratie, want strenge eisen aan drinkwater. Mogelijk ook van belang bij lozing, maar minder kritisch bij industriewater
Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	Van belang voor scaling en IEX bij industriewater	Data Na en Ca in WRK-water bekend, Mg niet.
Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻	Van belang voor scaling en IEX bij industriewater	Data WRK-water bekend
NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻	Van belang voor scaling en IEX bij industriewater. Mogelijk van belang voor putverstopping	Data WRK-water bekend Dit wordt nog uitgezocht, aan de hand van MFI-metingen en bepalingen van de biologische stabiliteit.
DOC concentratie en samenstelling	Mogelijk van belang voor toepassingen	Data concentraties WRK-water bekend. UV-extinctie WKR-water bekend LCOCD niet bekend
AOC of BPP	In verband met putverstopping	Geen data in bestand WRK-water; het is beter om BPP te meten.
Benzotriazol	Één van de elf gidsstoffen	Data van PNG bekend. Deze stof wordt in demo-installatie gemeten
Metoprolol	Één van de elf gidsstoffen	Data van PNG bekend. Deze stof wordt in demo-installatie gemeten
Sotalol	Één van de elf gidsstoffen	Data van PNG bekend. Deze stof wordt in demo-installatie gemeten
Hydrochloorthiazide	Één van de elf gidsstoffen	Data van PNG bekend. Deze stof wordt in demo-installatie gemeten
Sulfamethoxazool	Één van de elf gidsstoffen	Data van PNG bekend. Deze stof wordt in demo-installatie gemeten
Trimethoprim	Één van de elf gidsstoffen	Data van PNG bekend. Deze stof wordt in demo-installatie gemeten
Propranolol	Één van de elf gidsstoffen	Data van PNG bekend. Deze stof wordt in demo-installatie gemeten

Clarithromycine		Één van de elf gidsstoffen	Data van PNG bekend. Deze stof wordt in demo-installatie gemeten
Diclofenac		Één van de elf gidsstoffen	Data van PNG bekend. Deze stof wordt in demo-installatie gemeten
4-methylbenzotriazool		Één van de elf gidsstoffen	Data van PNG bekend. Deze stof wordt in demo-installatie gemeten
5-methylbenzotriazool		Één van de elf gidsstoffen	Data van PNG bekend. Deze stof wordt in demo-installatie gemeten
atrazine		Referentie. Hier is veel over bekend	Geen data van WRK

Als het water wordt gebruikt om het samen met het water van de WRK in de duinen te infiltreren, is het belangrijk om vast te stellen of er geen verstopping zal optreden tijdens infiltratie, en wat de biologische stabiliteit van het water na behandeling is. Dit is onderzocht in de derde ronde van het onderzoek, waarin een meer realistische ozonodosis werd toegepast, coagulatie/flocculatie plaatsvond, en het water na keramische membraanfiltratie over een kolom met biologisch actieve kool geleid werd. Op deze manier kan AOC worden verwijderd uit het water. Om de biologische stabiliteit van het water te verhogen, is het effluent van de pilot over een biologisch actieve koolkolom gefiltreerd. De waterkwaliteitsparameters zijn gemeten vóór en na deze kolom, evenals de biologische stabiliteit van het water.

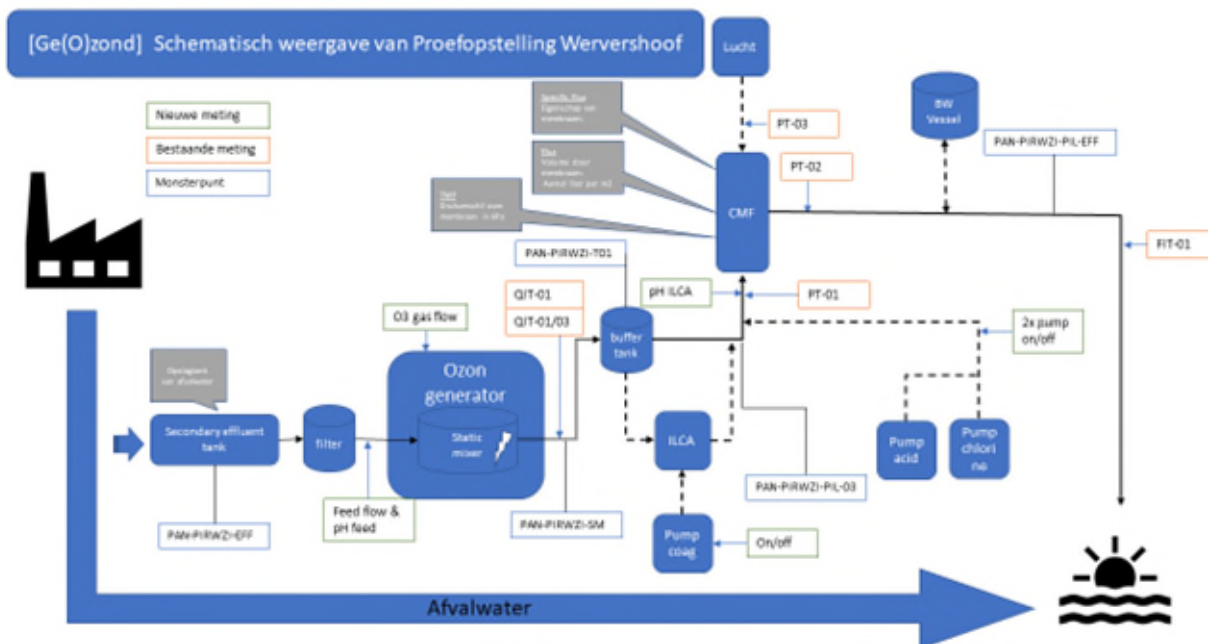
Voor infiltratiewater (vraag 3) gelden minimaal de eisen van het infiltratiebesluit (Bertelkamp et al. 2020), maar er moet ook rekening gehouden worden met de specifieke situatie en beoogde toepassingen, en verstopping van bijvoorbeeld infiltratieputten moet worden voorkomen. In het vorige TKI-project (Bertelkamp et al. 2020) is ook aandacht besteed aan deze beide parameters.

5 Materiaal en methoden

5.1 Uitvoering van het onderzoek

5.1.1 Kleine pilot-installatie

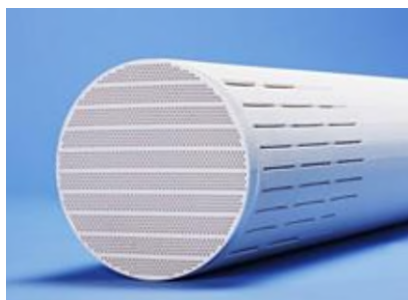
De kleine pilot-installatie, die is gebruikt om de eventuele aanwezigheid van hydroxylradicalen in of bij het keramische membraan aan te tonen. Een schema van deze pilot is weergegeven in Figuur 18.



Figuur 18: schema van de kleine pilot-opstelling bij HHNK in Wervershoof

De kleine pilot (100L/u) bevat een 50L ozon bellenkolom (contacttijd 15 minuten). Het processchema is schematisch weergegeven in Figuur 18. De ozongenerator is een Wedeco OCS Modular 4HC met een maximum ozoncapaciteit van 4 g/uur en een druk van 50 kPa. Om zuurstof te produceren als voeding voor de ozongenerator wordt een AirSep (Topaz) gebruikt om zuurstof te scheiden van omgevingslucht. Ozonisatie wordt gerealiseerd door dispersie van ozon door een keramische schijf op de bodem in de bellenkolom. Rwwz effluent wordt vanaf de bovenkant van de bellenkolom aangevoerd.

De kleine pilot ozon coagulatie keramische microfiltratie bevat een keramisch microfiltratiemembraan van de firma MetaWater (Figuur 19). De membraanmodule van de kleine pilot heeft een oppervlakte van 0,4 m² en wordt inside-out bedreven tijdens filtratie. De nominale poriegrootte bedraagt 0,1 µm. Het membraanmateriaal bevat aluminium oxide en heeft scheidende laag op basis van titanium(IV)oxide.



Figuur 19: Metawater C1 membraan

Het coagulatieproces wordt uitgevoerd in een in-line coagulatiekamer met ijzer(III)chloride als vlokmiddel. De pH wordt aangepast met zoutzuur en natriumhydroxide om de twee onderzochte pH-condities te bereiken. Zoutzuur werd gebruikt om de pH te verlagen tot 6,8 terwijl natriumhydroxide werd gebruikt om de pH van het te behandelen water te verhogen tot 8,3. Wat betreft pH daling speelt ook de vlokmiddeldosering door toevoeging van ijzer(III)chloride een rol. Coagulatie heeft invloed op de contacttijd in de pilot (Tabel 6).

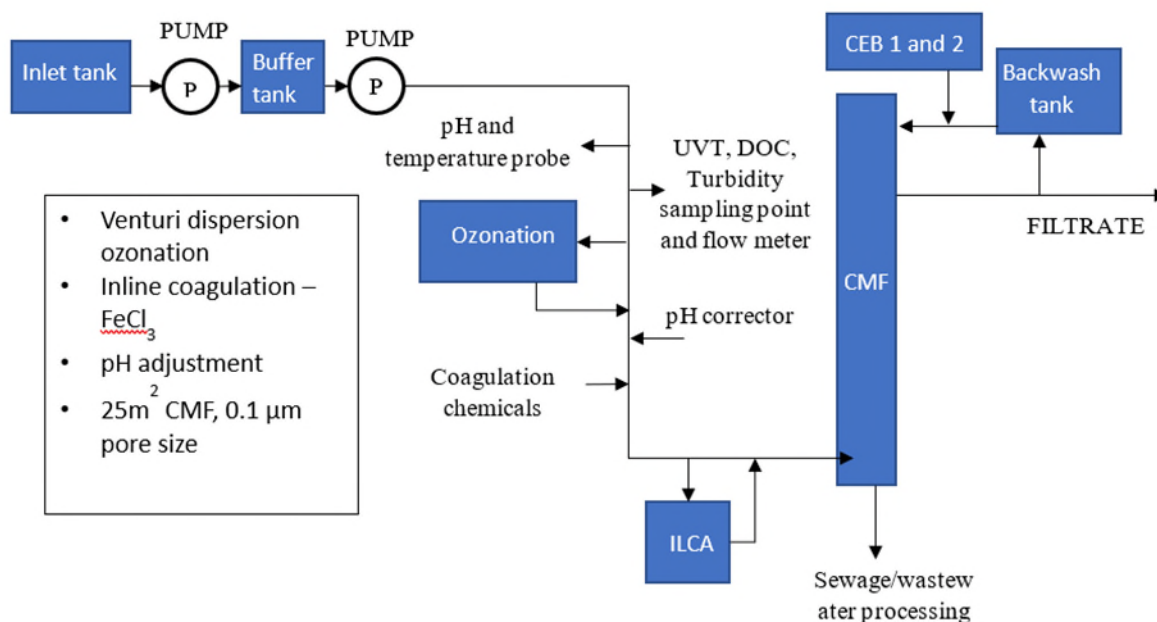
Tabel 6: The hydraulische retentietijden (HRTs) in de kleine pilot als functie van de configuratie van de pilot.

Route	HRT (Minuten)
bellenkolom	15
Bellenkolom + pH Buffertank	17
Bellenkolom + Coagulatiekamer	20
Bellenkolom + pH Buffertank + Coagulatiekamer	22

5.1.2 Grote pilot-installatie

5.1.2.1 Pilot-opstelling

Experimenten om de effecten op de waterkwaliteit vast te stellen, vonden plaats op de 'grote pilot' installatie, eveneens op het terrein van HHNK (Figuur 20).



Figuur 20: schema van de grote pilot-opstelling bij HHNK in Wervershoof

De grote pilot (C1) is uitgerust met een venturi ozon dispersiesysteem en een ontgasser (HRT 4.4 min). Ozon wordt geproduceerd met behulp van een Wedeco GSO 18-30 met een capaciteit van 102 g/u. De C1 pilot bevat een full scale METAWATER membraanmodule met een oppervlakte van 25 m² en een poriegrootte van 0,1 µm. Het te behandelen water stroomt van binnen naar buiten. De maximale TMP die het systeem aankan is 200 kPa bij 10°C. Als de druk bij 10°C boven de 200 kPa komt, wordt de proefinstallatie automatisch uitgeschakeld. De pH-aanpassing voor de coagulatie wordt automatisch gestuurd. Voor waterkwaliteitsmonitoring bevat de C1 pilot een S::CAN spectrofotometer (UV Scan, nitraat, DOC), BMT 965 C ozon in gas meter en een Orbisint CPS11D voor pH meting.

Op deze installatie zijn twee typen experimenten uitgevoerd:

- Synergistisch effect op de waterkwaliteit en/of membranen
- Waterkwaliteits-experimenten

5.1.2.2 TMP bepaling

De transmembraandrukval (TMP) is gecorrigeerd naar 10°C om een vergelijking te kunnen maken tussen de experimenten waarbij sprake is geweest van een verschil in temperatuur.

$$TMP_{10^{\circ}C} = TMP_{pilot} * \frac{0.0013077}{\mu} \tag{1}$$

Waarbij µ (dynamische viscositeit PaS) wordt berekend door:

$$\mu = \frac{1}{10} * \frac{1}{2.1482 \{ (T - 281.585) + \sqrt{[8078.4 + (T - 281.585)^2]} \} - 120} \tag{2}$$

5.1.2.3 Vervuilingssnelheid

De membraanperformance wordt geëvalueerd door het volgen van de vervuilingssnelheid in kPa/dag. Hierbij wordt de initiële TMP na iedere terugspoeling geplot in de tijd (TMP profiel). Een lineaire trendline wordt vervolgens opgesteld, waarbij de helling van de lijn de vervuilingssnelheid in kPa/dag aangeeft. Een steile helling betekent dat de vervuilingssnelheid hoog is, en er dus (snel) membraanvervuiling opgetreden is. Als de TMP na terugspoelen

weer terugkeert naar zijn oorspronkelijke waarde, is sprake van een reversibele vervuiling. Indien de TMP hoger blijft, is er sprake van irreversibele vervuiling.

5.1.3 BAC-filtratie

Eén van de belangrijke parameters in waterkwaliteit is de biologische stabiliteit van het gezuiverde effluent. De oxidatie leidt tot de vorming van meer Assimileerbaar Organisch Koolstof (AOC), waardoor die stabiliteit lager wordt. Om dit AOC te verwijderen zijn experimenten uitgevoerd met een kolom gevuld met biologisch actieve kool (BAC) van de Puur Waterfabriek in Emmen. Het ging om type NORIT® GAC 830 AF FIBC (een met stoom geactiveerde actieve kool (zie Bijlage I), die gedurende lange tijd gebruikt is voor de filtratie van een afvalwatermatrix. Details van de kolom zijn gegeven in Tabel 7.

Tabel 7: gegevens van de BAC-kolom

parameter	waarde	eenheid
Diameter	250	mm
Velocity	2,0	m/h
Flow	100	L/h
Height	68	cm
Volume ACF	33,4	L
Contact time	1200	sec
	20,0	min

In Figuur 21 is een foto van de opstelling weergegeven.



Figuur 21: foto van de BAC-kolom in Wervershoof

5.1.4 Monsternames

Voor elk experiment op de kleine pilot is 1 m³ effluent van de RWZI in een tank verzameld, waarmee de testen van die dag zijn uitgevoerd. Er werden vervolgens steekmonsters genomen van het influent en het effluent van deze pilot.

De grote pilot was aangesloten op het effluent van de RWZI. Er werden steekmonsters genomen van het influent en het effluent van de pilotinstallatie, en van het effluent van de koolkolom.

5.1.5 Biologische stabiliteit, toxische nevenproducten en bioassays

Biologische stabiliteit is een belangrijk onderwerp, zowel voor infiltratie van het water als voor het gedrag in leidingen en dergelijke. Belangrijke parameters hiervoor zijn NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻ en organische stof. Biologische stabiliteit kan worden gekarakteriseerd aan de hand van AOC-bepalingen of BPP (biomassa productie potentie)-metingen. Biofilmmonitoring is in dit verband niet geschikt, omdat dat alleen toepasbaar is als over een langere periode water door een leiding kan blijven stromen, en het is hier juist de bedoeling diverse parameters te variëren. Daarnaast zijn ATP-metingen uitgevoerd en is hoog molecuulair organisch koolstof (PHMOC) gemeten. AOC zal door toepassing van ozon zeker worden gevormd, en het kan dan een aanbeveling zijn om een filter met GAC of zand erachter te plaatsen, om dit AOC af te vangen. Mogelijk kunnen LCOCD-metingen aan DOC een indicatie geven van het effect van de ozonbehandeling op DOC. Andere belangrijke parameters om te bepalen zijn BOD en COD. Een overzicht is gegeven in Tabel 8.

Tabel 8: te meten parameters voor werkgroep Biologische stabiliteit, toxische nevenproducten en bioassays

Parameter	reden	opmerkingen
Bromide/bromaat	Bromaat is verdacht carcinogeen	Belangrijk nevenproduct, ook voor eventuele lozing op opp. water of infiltratie in WRK
NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻	nutriënten	Data WRK-water bekend
DOC concentratie en samenstelling	Mogelijk van belang voor toepassingen; vorming bijproducten	Data concentraties WRK-water bekend. UV-extinctie WKR-water bekend LCOCD niet bekend
AOC/BPP	Biologische stabiliteit	Geen data in bestand WRK-water
BOD en COD	Zegt iets over omzetting NOM	COD data in bestand WRK-water, BOD niet
bioassays	Zowel humane als ecologische effecten	Zie Bijlage 1 voor overzicht

Uitvoering bioassays en interpretatie resultaten

Voor zowel de grote als de kleine pilot zijn de watermonsters binnen 7 dagen na monsternamen door BioDetection Systems (BDS) geëxtraheerd volgens een standaardprocedure (Alygizakis et al. 2019, Phan et al. 2021). De CALUX testen zijn eveneens door BDS uitgevoerd volgens een standaardprocedure (Sonneveld et al. 2005, van der Linden et al. 2014, Pieterse et al. 2015).

Voor CALUX bioassays worden responsen van de watermonsters doorgaans uitgedrukt in equivalenten van de referentiestof, waarbij elke CALUX bioassay een specifieke referentiestof kent. De concentratie (in equivalenten van de referentiestof) waarbij een toename van 1.5 optreedt ten opzichte van de negatieve controle is door BDS aan KWR gerapporteerd. Deze waarden zijn vergeleken met effectsignaalwaarden (ESW) afgeleid door Van der Oost et al. (2017) (SIMONI) en Béen et al. (2021) om de waargenomen responsen in context te kunnen plaatsen. Aangezien er voor het huidige onderzoek pilotopstellingen zijn gebruikt en het doel van het huidige onderzoek niet was om aan- of afwezigheid van mogelijke ecologische en humane gezondheidseffecten aan te tonen, wordt hier niet in detail op ingegaan.

Wanneer er de meetresultaten onder de rapportagegrens (*limit of quantification, LOQ*) waren, kan de bioassayrespons niet worden gekwantificeerd en kan alleen worden aangenomen dat de respons onder de rapportagegrens ligt. Om de meetresultaten onder de rapportagegrens in de figuren op te kunnen nemen zijn deze weergegeven als 0.5 × de maximale LOQ uit de meetserie. Rapportagegrenzen kunnen per bioassay experiment verschillen.

De resultaten van de bioassays zijn beschreven in hoofdstuk 9.

5.1.6 Synergistisch effect van O₃ en keramische membranen

Zoals aangegeven in hoofdstuk 4 zijn er drie verschillende verklaringen mogelijk voor het synergistische effect dat wordt waargenomen bij de combinatie van ozon en keramische membraanfiltratie. De wijze waarop deze drie mechanismen zijn bestudeerd is hieronder samengevat:

Vorming van hydroxylradicalen. Indien het synergistische effect veroorzaakt wordt door de vorming van hydroxylradicalen in het membraan, zou er verschil moeten optreden in de afbraak van pCBA en atrazine in het membraan. Deze beide stoffen zijn namelijk erg gevoelig voor reacties met hydroxylradicalen (pCBA wordt in de literatuur als probe hiervoor gebruikt). Er wordt een bepaalde O₃-dosis toegepast op het RWZI-effluent, waarna het via een korte of lange route naar het membraan wordt geleid. Dit is mogelijk doordat er zich in de pilot-opstelling

een coagulatie tank bevindt, die niet gebruikt wordt voor coagulatie. Bij toepassing van de korte route is er nog een bepaalde ozonconcentratie in het water aanwezig, plus nog een zodanige concentratie pCBA en atrazine, dat de aanwezigheid van hydroxylradicalen zal leiden tot een significante (verdere) afbraak van beide modelstoffen. Bij toepassing van de lange route/verblijftijd zal vrijwel alle ozon gereageerd hebben voordat het water het membraan bereikt. Ook in dit geval is de concentratie pCBA en atrazine nog zodanig hoog dat eventuele verdere afbraak waargenomen kan worden. Op deze manier zou een verschil in afbraak waargenomen moeten kunnen worden als er hydroxylradicalen in of op het keramische membraan worden gevormd. Deze experimenten zijn uitgevoerd op de kleine pilot-installatie (Figuur 18).

Reacties in de zich vormende filterkoek. Deze experimenten zijn telkens gedurende één week uitgevoerd in de grote pilot-opstelling (Figuur 20). Deze installatie kan ongeveer een week continue worden bedreven, waardoor de drukval over het membraan over een langere periode kan worden vastgesteld. Ook nu wordt weer gebruik gemaakt van dezelfde ozon dosis aan het begin van de pilot, met twee verschillende verblijftijden, waardoor bij de lange verblijftijd de ozonconcentratie vlak vóór het membraan tot vrijwel 0 mg/L is gedaald. Bij de korte verblijftijd is er wel nog een bepaalde ozonconcentratie in het water aanwezig vlak vóór het membraan. Indien er een significant verschil kan worden waargenomen tussen beide situaties, met lange en korte verblijftijd, is het aannemelijk dat reacties op het membraanoppervlak, waarschijnlijk in de zich vormende filterkoek, een belangrijke rol spelen in het synergistische effect. Hierbij wordt niet alleen gekeken naar de drukval over het membraan, maar ook naar de concentratie en samenstelling van DOC. Indien er geen verschil wordt waargenomen tussen de series experimenten is het aannemelijk dat reacties in de waterfase de belangrijkste factor zijn in het synergistische effect.

5.2 Experimenten op de kleine pilot

Voor alle experimenten werd eerst 1 m³ effluent in een tank verzameld, die als influent voor de pilot-reactor werd gebruikt. Het debiet door de reactor werd ingesteld op ongeveer 100 L/uur.

De beide eerste meetrondes zijn uitgevoerd op 10 en 11 augustus 2021. Er was toen wel sprake van enige regenval, maar volgens de experts van PWN-T zouden de omstandigheden niet veel hebben afgeweken van droogweerafvoer (DWA)-condities. Op 10 aug. was het dagdebiet 73.000 m³/dag en op 11 aug. 38.000 m³/dag (het DWA-ontwerp gaat uit van 35.000 m³/dag). De beginconcentratie pCBA was in deze metingen 11 µg/L en de beginconcentratie atrazine 8 µg/L.

Tijdens de meetronde van 28 oktober 2021 heersten wel DWA-condities (39.000 m³/dag). Hierbij is een hogere beginconcentratie pCBA en atrazine toegepast, van respectievelijk 27 en 14 µg/L.

Tijdens deze series zijn de volgende parameters geanalyseerd in het effluent van de RWZI (dus het influent van de pilot-installatie), vlak vóór het membraan en in het effluent van de pilot-installatie:

- pH
- PO₄³⁻
- KjN
- NH₄⁺
- NO₂⁻
- NO₃⁻
- CZV
- BZV5
- Br⁻
- BrO₃⁻
- pCBA
- atrazine
- UV-T₂₅₄

De ozonconcentraties in het water vlak vóór het membraan werden ingesteld op ongeveer 0,5 en 1,0 mg/L. De instellingen zijn weergegeven in Tabel 9.

Tabel 9: overzicht van ozonconcentraties tijdens de experimenten op de kleine pilot. Er zijn twee series metingen uitgevoerd, één in augustus en één in oktober. Bij de korte contacttijd (S) was er nog een bepaalde ozonconcentratie (1 of 0,5 mg/L) in het water aanwezig tijdens de experimenten. Bij de lange contacttijd (L) werd wel dezelfde initiële ozonconcentratie toegepast, maar was vrijwel alle ozon opgebruikt als het water het keramische membraan bereikte. 1-S = 1 mg O₃/L met korte contacttijd, 1-L = 1 mg O₃/L met lange contacttijd, 0,5-S = 0,5 mg O₃/L met korte contacttijd, 0,5-L = 0,5 mg O₃/L met lange contacttijd

Test augustus Dag 1	O ₃ -concentratie vlak vóór het membraan (mg/L)	Initiële ozondosis (mg/L)	DOC-gehalte (mg/L)	Ozondosis (g/g DOC)
1-S	0,960	17	7,12	2,39
1-L	0	17	7,12	2,39
0,5-S	0,5	11	7,12	1,54
0,5-L	0	11	7,12	1,54
Test augustus Dag 2				
1-S	1,1	17	6,71	2,53
1-L	0	17	6,71	2,53
0,5-S	0,48	11	6,71	1,64
0,5-L	0	11	6,71 mg/L	1,64
Test oktober				
1-S	1	17	9,83	1,73
1-L	0,03	17	9,83	1,73
0,5-S	0,41	12,5	9,83	1,27
0,5-L	0	12,5	9,83 mg/L	1,27

5.3 Experimenten op de grote pilot, eerste serie (synergistisch effect)

Deze pilot werd rechtstreeks aangesloten op het effluent van de RWZI, met een debiet van 5 m³/uur. De reactor werd gedurende ongeveer vijf dagen continu bedreven, waarbij de drukval over het membraan werd gemeten. Regelmatig werd het membraan teruggespoeld (zie Figuur 46). Na die periode vond CIP (cleaning in place) plaats, om weer met een schoon membraan te kunnen beginnen in de volgende meetronde. Er zijn drie meetrondes uitgevoerd, van telkens vijf dagen:

1. Tijdens de eerste meetronde werd geen ozon toegevoegd.
2. Tijdens de tweede meetronde werd ozon toegevoegd, en werd een korte contacttijd gehanteerd waardoor er nog ozon op het membraan over was. Op 29 juni was de concentratie vlak vóór het membraan 0,97 mg O₃/L, en op 1 juli was dit 0,79 mg/L.
3. Tijdens de derde meetronde werd dezelfde initiële ozondosis toegevoegd maar met een langere contacttijd, waardoor het water geen ozon meer bevatte toen het bij de CMF aankwam. Op 7 juli werd vlak vóór het membraan een ozonconcentratie gemeten van 0,005 mg/L. Op 13 juli is de ozonconcentratie vóór het membraan niet meer gemeten.

Indien er nog ozon aanwezig is, kan het beter zijn de monsters direct na monsternamen te quenchen. Dit zou echter ook de analyseresultaten kunnen beïnvloeden. Het is bekend uit eerder onderzoek dat quenchen negatieve effecten heeft op de analyseresultaten van OMV's (Wols et al. 2013). Om hier een beeld van te vormen zijn op 29 juni monsters genomen van het influent (zonder toevoeging van ozon), die zowel na quenchen met natriumsulfiet als zonder quenchen zijn geanalyseerd. De monsters die zijn genomen vóór het membraan op 29 juni en 1 juli (beide keren dat er nog ozon aanwezig was op deze plek in de pilot) zijn ook met en zonder quenchen gemeten. Op grond van de resultaten (zie paragraaf 7.1.1) is besloten de metingen verder zonder het quenchen van ozon uit te voeren.

Tijdens deze series zijn de volgende parameters geanalyseerd in het effluent van de RWZI (dus het influent van de pilot-installatie), vlak vóór het membraan en in het effluent van de pilot-installatie:

- pH
- PO_4^{3-} en HCO_3^-
- KJN, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-
- CZV en BZV5
- Br^- en BrO_3^-
- UV- T_{254}

5.4 Experimenten op de grote pilot, tweede serie (effecten op waterkwaliteit)

Het is de bedoeling dat uiteindelijk na de ozonatie een coagulatie/flocculatie proces wordt uitgevoerd vóór de keramische membraanfiltratie. Om het effect van deze behandeling op de waterkwaliteit te bepalen is in het kader van een onderzoek van PWN-T de grote pilot gedurende enkele maanden bedreven onder meer 'realistische' omstandigheden (dat wil zeggen een ozon dosis van circa 12 mg/L (een verhouding $\text{O}_3 : \text{DOC} = 1$). Dit heeft als voordeel dat de bromaatvorming beperkt wordt ten opzichte van de eerdere metingen op de kleine en grote pilot. Voor het in dit rapport beschreven TKI-onderzoek is gedurende enige tijd een BAC-kolom achter de pilot-opstelling geschakeld. Het effluent van de pilot werd hierbij over een kolom met biologisch actieve kool geleid, om de biologische stabiliteit van het water te verbeteren. De volgende waterkwaliteitsparameters zijn bepaald in het effluent van de pilot-installatie casu quo het influent van de actieve koolkolom en het effluent van die koolkolom:

- BZV en CZV
- pH
- Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+
- Cl^- , SO_4^{2-}
- O_3
- NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , KJN
- PO_4^{3-}
- Br^- en BrO_3^-
- TOC, DOC en DOC-samenstelling
- UV- T_{254}
- AOC-tot, AOC-NOX, AOC-P17, BP7 en BPC14
- Gidsstoffen: 4-, en 5- methylbenzotriazole, amisulpride, azithromycine, benzotriazole, candesartan, carbamazepine, citalopram, clarithromycine, diclofenac, furosemide, gabapentine, hydrochloorthiazide, iversartan, metoprolol, propranolol, sotalol, sulfamethoxazole, trimethoprim en venlafaxine Dit zijn de zogenaamde 'gidsstoffen' die in Stowa-onderzoeken als modelstoffen voor de waterkwaliteit van effluent worden gehanteerd (Nieuwenhuis and van den Berg 2021).

Deze experimenten werden uitgevoerd in dezelfde installatie als de experimenten uit paragraaf 5.3. De instellingen zijn tijdens de experimenten zijn weergegeven in Tabel 10.

Tabel 10: omstandigheden tijdens tweede serie metingen op de grote pilot

datum	20-7-2022	27-7-2022	31-8-2022	7-9-2022	14-9-2022	21-9-2022	5-10-2022
Debiet (L/uur)	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500
Flux (L/m ² /uur)	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0
O ₃ -dosis (mg/L)	11,55	-	12,6	12,8	12,8	12,8	-
Concentratie Fe (mg/L)	10,00	-	9,92	9,12	-	-	-
Retentietijd tank (min.)	45,00	-	45,00	45,00	-	-	-

Het water werd na behandeling met CMF over de BAC-kolom gefiltreerd met een contacttijd van 20 min. en een debiet van 100 L/uur. Hierin was biologisch actieve kool afkomstig van de Puur Waterfabriek in Emmen geplaatst, die “gewend” is aan een afvalwatermatrix, omdat hij afkomstig is uit een installatie voor effluentzuivering. Eind september was er een technische storing in de pilot-installatie, waardoor de pilot gedurende anderhalve week niet in bedrijf is geweest. De BAC heeft in die periode niet droog gestaan, maar het is onbekend in hoeverre dit de populaties micro-organismen beïnvloed heeft.

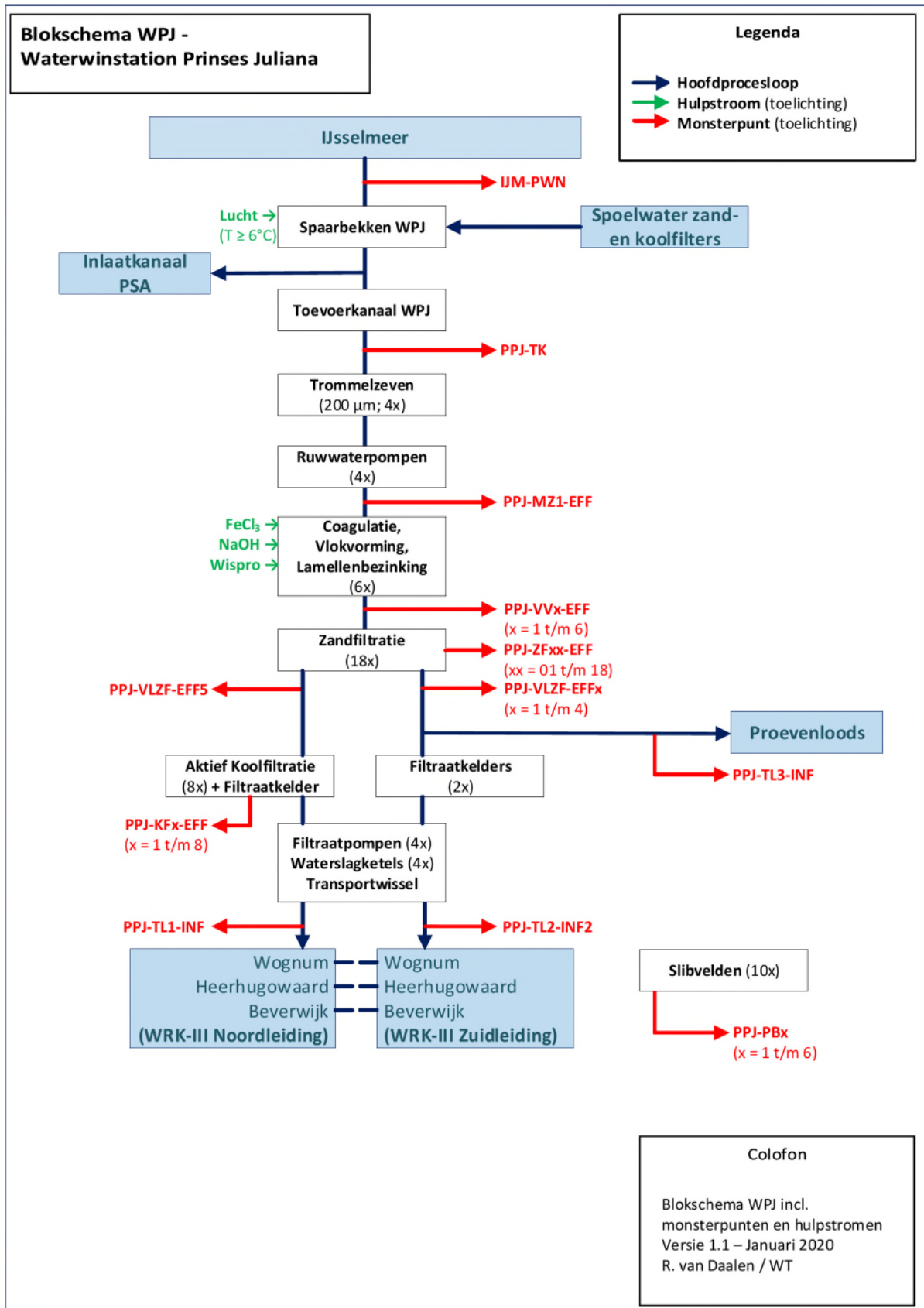
Om het gehalte aan deeltjes in het water te kunnen meten is de membraanfiltratie index (MFI) (Schipper and Verdouw 1979) van het water gemeten. Deze parameter is van belang als het water bijvoorbeeld in de duinen geïnfiltreerd zou worden, omdat deze een maat is voor de kans dat hierbij verstopping optreedt. Waternet en Dunea hanteren een MFI < 1, maar bij PWN is MFI < 3 gebruikelijk. Er is geen harde grens gedefinieerd hiervoor. Informatie over de gebruikte techniek is weergegeven in Bijlage XI.

6 Kwaliteit van WRK-water

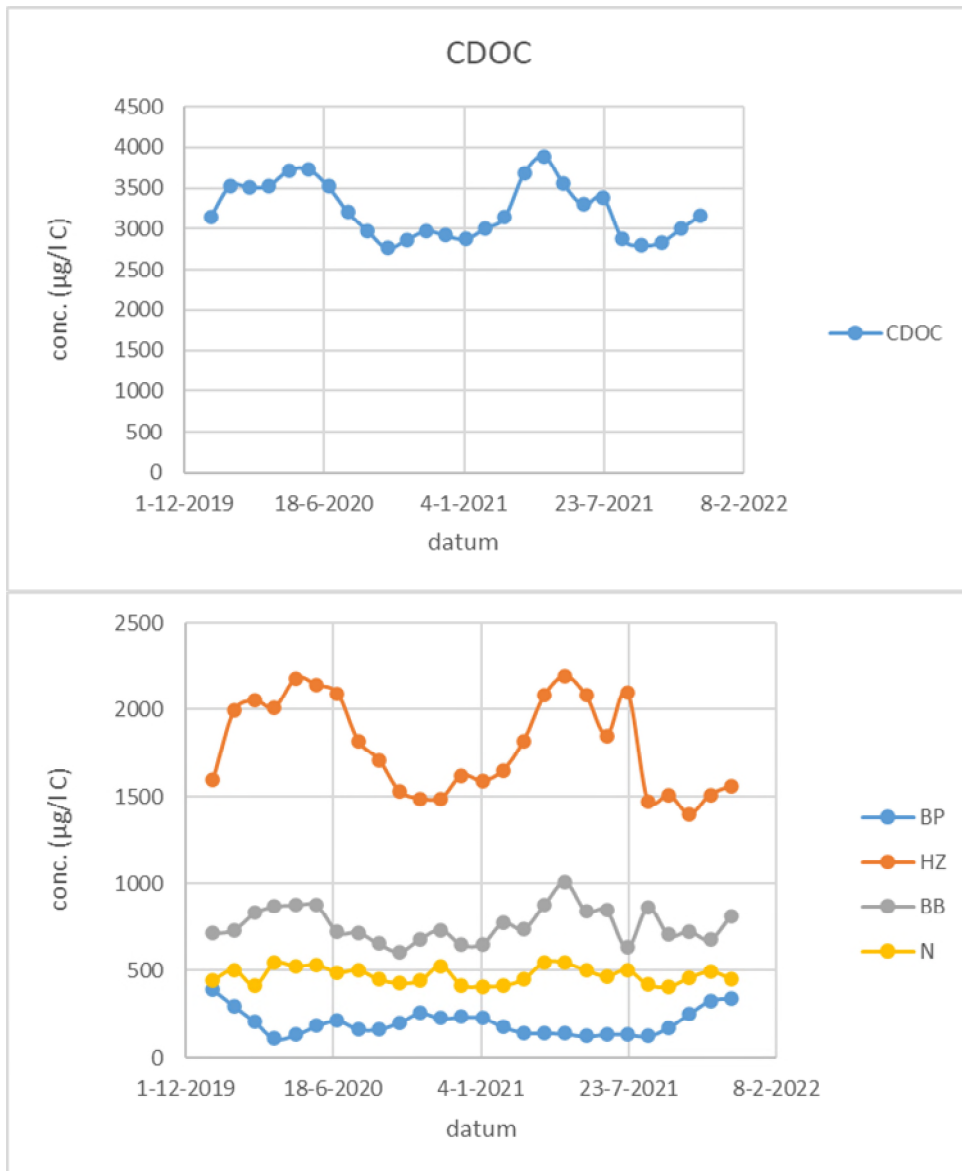
De waterkwaliteiten, die in dit onderzoek werden verkregen, zijn vergeleken met de waterkwaliteit van het WRK-water. Het blokschema voor de zuivering van WRK-water is gegeven in Figuur 22. Het water wordt ingenomen uit het IJsselmeer en voorbehandeld door middel van beluchting, trommelzeven, coagulatie/flocculatie, snelfiltratie. Alle water onderging zandfiltratie, een deelstroom werd tevens over granulaire actieve kool (GAC) gefiltreerd. Er zijn twee typen WRK-water bekeken: water na de zandfiltratie, en water dat voor 70 % bestond uit zandfiltraat, en voor 30 % uit water dat bovendien over GAC was gefiltreerd. In Tabel 11 is de gemiddelde samenstelling van het WRK-water met en zonder koolfiltratie weergegeven. Niet alle parameters zijn even vaak gemeten. De verschillen tussen zand- en koolfiltraat zijn klein, maar dat is ook wel logisch omdat het koolfiltraat gemengd is met 70 % zandfiltraat. Figuur 83 (in Bijlage VIII) toont de seizoensvariatie van verschillende waterkwaliteitsdata. De verschillen in waarden zijn niet heel groot, maar wel is er telkens in het najaar een dip te zien in de gehalten Ca, Na, TOC en O₂, en bijvoorbeeld ook de UV extinctie van het water. De samenstelling van het DOC in het verzameld koolfiltraat is weergegeven in Figuur 23. Deze data zijn gebruikt om een vergelijking te kunnen maken met de kwaliteit van het gezuiverde effluent.

Tabel 11: gemiddelde samenstelling WRK-water in 2021

Parameter	eenheid	Koolfiltraat		zandfiltraat	
		Gemiddelde waarde	Stdev.	Gemiddelde waarde	Stdev.
Ca	mg/L	57,47	6,84	57,22	6,67
Mg	mg/L	11,89	1,15	11,93	1,10
Na	mg/L	78,14	7,08		
Cl	mg/L	142,87	12,00		
HCO ₃	mg/L	143,21	11,65		
NO ₃	mg N/L	1,26			
O ₂	mg/L	9,19	1,99	9,78	1,70
pH		7,96	0,15		
SO ₄	mg/L	60,51	4,65		
TOC	mg/L	3,42	0,34		
DOC	mg/L	3,74			
UV-ext		6,69	1,22	7,35	1,19
Br ⁻					
BrO ₃ ⁻					
ATP	mg/L	9,61	2,88		
AOC tot	mg C/L	7,02	3,38		
AOC P17	mg C/L	2,5	0,70		
AOC NOX	mg C/L	4,58	2,65		



Figuur 22: blokschema van zuivering WRK-water



Figuur 23: samenstelling van DOC in verzameld koolfiltraat

MFI-resultaten voor het WRK-water zijn samengevat in Tabel 12.

Tabel 12: MFI-data van WRK-water (s/L^2). Alle metingen zijn in duplo uitgevoerd op dezelfde dag

Monster	MFI	standaarddeviatie
Kool- zandfiltraat	7,53	4,8
Kool- zandfiltraat (duplo)	5,59	4,56
Zandfiltraat	4,41	4,36
Zandfiltraat (duplo)	5,18	4,49

De biologische stabiliteit van het WRK-water is bepaald aan de hand van BP7- en BPC14-metingen. De resultaten daarvan zijn weergegeven in Tabel 13. Er is geen noemenswaardig verschil (<10%) te zien tussen de verschillende biostabiliteitswaarden van beide typen WRK-water. Grote verschillen worden ook niet verwacht, aangezien het gemengde filtraat ook voor 70 % uit zandfiltraat bestaat.

Tabel 13: BP7- en BPC14-metingen aan WRK water (28-09-2022)

Water	BP7 (ng/L)	BPC14 (ng/L)
Gemengd GAC/zandfiltraat	15 ± 0,4	250 ± 8,3
zandfiltraat	15 ± 0,4	230 ± 1,9

7 Resultaten en discussie

7.1.1 Invloed van quenchen van ozon op de analyseresultaten

Zoals aangegeven in paragraaf 5.3 is uitgezocht in hoeverre quenchen met sulfiet de analyseresultaten beïnvloedt. Het is namelijk bekend dat de aanwezigheid van sulfiet de analyseresultaten van OMV's negatief kan beïnvloeden. In Tabel 14 wordt een overzicht gegeven van het effect dat toevoeging van sulfiet had op de verschillende parameters.

Uit deze resultaten is op te maken dat quenchen eigenlijk vooral van invloed is op het gehalte sulfaat (niet verwonderlijk als sulfiet door ozon wordt omgezet in sulfaat) en mogelijk enigszins op BOD, al is dat effect minder duidelijk. Voor de vergelijking zijn verderop in dit rapport dan ook de data gebruikt van monsters die niet waren gequencht. De gedachte hierachter is dat de ozon dan helemaal gereageerd had, en de watermatrix dus met dezelfde hoeveelheid ozon heeft kunnen reageren, waarbij eventuele verschillen veroorzaakt zouden zijn door het feit dat ozon wel of niet op het keramische membraanoppervlak aanwezig was.

Tabel 14: mogelijke effecten van quenchen met Na₂SO₃ op analyseresultaten

Parameter	Influent (29/6/2022)		Vóór membraan (29/6/2022)		Vóór membraan (1/7/2022)	
	Met quenchen	Zonder quenchen	Met quenchen	Zonder quenchen	Met quenchen	Zonder quenchen
BOD (mg O ₂ /L)	2	1	3	4	4	4
COD (mg O ₂ /L)	27	27	20	21	23	23
HCO ₃ ⁻ (mg/L)	190	190	190	190	220	220
Ca ²⁺ (mg/L)	41	43	43	45	41	41
Mg ²⁺ (mg/L)	12	12	11	12	12	12
Na ⁺ (mg/L)	140	140	140	140	150	140
Cl ⁻ (mg/L)	130	140	140	140	130	140
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	83	80	88	82	83	77
pH	7,1	7	7,1	7	7,1	7,1
NH ₄ ⁺ (mg N/L)	1,3	1,2	1,1	1,1	7,1	6,8
NO ₃ ⁻ (mg N/L)	0,06	0,05	0,24	0,2	0,34	0,32
NO ₂ ⁻ (mg N/L)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
KjN (mg N/L)	2,5	2,5	2,2	2,3	9,9	8,4
Onopgeloste bestanddelen (mg/L)	3	3	3	3	5	4
DOC (mg C/L)	7	8	7	7	9	9
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,20	0,21	0,24	0,24	0,29	0,31

7.2 Synergistisch effect; vorming hydroxylradicalen (kleine pilot)

In Zwitserland en Duitsland worden full-scale ozoninstallaties toegepast voor de afbraak van medicijnresten uit RWZI-effluent. Hierbij wordt maximaal een verhouding van 0,7 O₃/DOC toegepast om voldoende afbraak van medicijnen te bewerkstelligen en tegelijkertijd de bromaatvorming te beperken. In dit deel van het onderzoek is bewust gekozen voor een veel hogere ozondosis, omdat het doel van het onderzoek was het achterhalen van de oorzaak van het synergistische effect van ozon op keramische membraanfiltratie. Dat is alleen mogelijk als er vlak vóór het membraan nog voldoende ozon aanwezig is in het water. De hier toegepaste concentraties zijn dan ook niet representatief voor de uiteindelijke bedrijfsomstandigheden, en de waterkwaliteit kan dan ook niet gerelateerd worden aan eventuele toepassingen.

7.2.1 Doelstelling van dit deel van het onderzoek

Dit onderzoek vond plaats in het kader van werkpakket 1: het verklaren van het synergistische effect dat optreedt als ozon wordt gecombineerd met CMF.

Hiervoor werd een tank gevuld met RWZI-effluent, waaraan pCBA en atrazine als modelstoffen voor de afbraak door hydroxylradicalen werden gedoseerd.

De experimenten zijn uitgevoerd met twee initiële ozonconcentraties, waarbij de residuele ozonconcentratie op het membraan bij toepassen van een korte contacttijd 0,5 of 1,0 mg/L was. Door het water een omweg te laten maken door een (verder lege) coagulatie tank kon de contacttijd van de ozon met het water vóór het membraan zodanig worden verlengd dat de residuele ozonconcentratie vóór het membraan 0 mg/L was geworden. Mochten er hydroxylradicalen worden gevormd in de waterfase in het membraan, door reactie van ozon met het membraanoppervlak, dan zou dat zichtbaar moeten worden in extra afbraak van pCBA en atrazine, en mogelijk andere matrix-effecten, bij vergelijking van de resultaten met de resultaten die werden verkregen toen alle ozon al vóór het membraan verbruikt was.

In de serie van okt. 2021 werd het monster vóór het membraan zonder toevoeging van ozon pas aan het einde van de dag gemeten, terwijl monsters van influent en effluent zonder ozon al aan het begin van de dag genomen waren. De turbiditeit van het water bleek gedurende de dag te zijn toegenomen, waarschijnlijk doordat er onvoldoende menging optrad in de tank. De meetwaarden van die hele serie wijken significant af van de andere meetwaarden, en zijn daarom in bijlage V weergegeven.

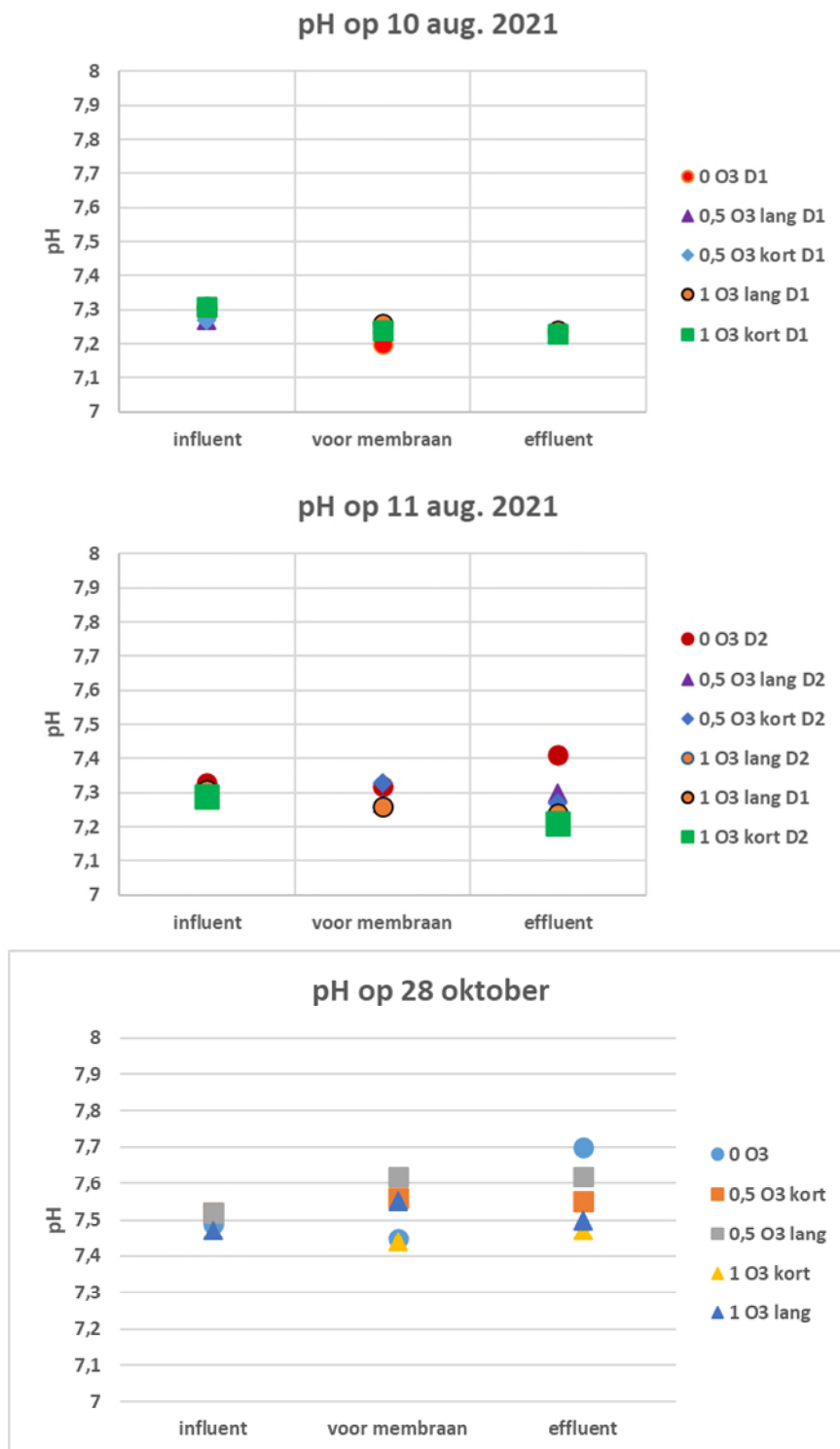
7.2.2 Effecten op de samenstelling van de watermatrix

Zoals vermeld in paragraaf 5.2 had het in de dagen voor de metingen in augustus enigszins geregend. Dit effect is terug te zien in Tabel 15 waar een overzicht wordt gegeven van het gehalte aan anorganische ionen in het water op 10 aug. en 28 okt. De concentratie ionen is in de metingen van oktober ongeveer dubbel zo hoog als in augustus. Voor de experimenten hoeft dat verder geen gevolgen gehad te hebben.

Tabel 15: gehalte aan anorganische ionen (mg/L) in het water tijdens de experimenten van augustus en oktober 2021

Type	augustus	oktober
Ca ²⁺	29,4	64,2
Cl ⁻	88,4	160
Mg ²⁺	6	16,6
Na ⁺	66,4	162
SO ₄ ²⁻	54,4	87,2

De pH-ontwikkeling tijdens alle drie de experimenten is weergegeven in Figuur 24.



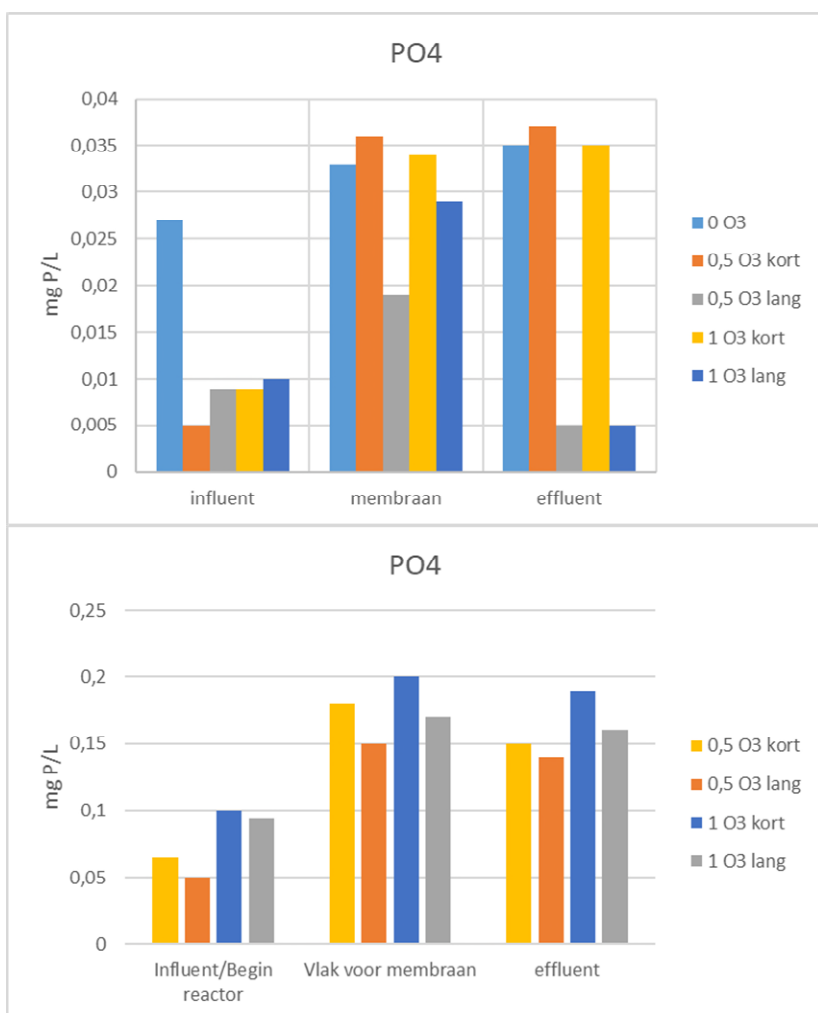
Figuur 24: ontwikkeling van de pH tijdens alle experimenten in augustus en oktober.

De pH-waarden in augustus zijn lager dan in oktober, wat waarschijnlijk te maken heeft met de verdunning van het water tijdens die metingen. In augustus lijken de pH-waarden iets af te nemen tijdens het proces, wat veroorzaakt

zou kunnen worden door de vorming van zuren onder invloed van ozon, maar het verschil is erg klein. Tijdens de experimenten in oktober bleef de pH in het water met ozon nagenoeg constant. Alleen in het water zonder ozon lijkt een toename op te treden na het membraan. Dit beeld kan vertekend zijn, doordat het monster zonder ozon vlak vóór het membraan pas aan het einde van de dag is genomen, terwijl de monsters van influent en effluent aan het begin van de dag werden genomen. Er kunnen op basis van deze resultaten dan ook geen conclusies worden verbonden aan deze stijging.

Het fosfaatgehalte tijdens de experimenten is weergegeven in Figuur 25. Net als bij de overige ionen, valt ook hier in eerste instantie op dat het fosfaatgehalte in augustus (een factor zes) lager was dan in oktober. Dit kan deels aan de omstandigheden (een ander seizoen) en deels aan de verdunning in de zomer liggen.

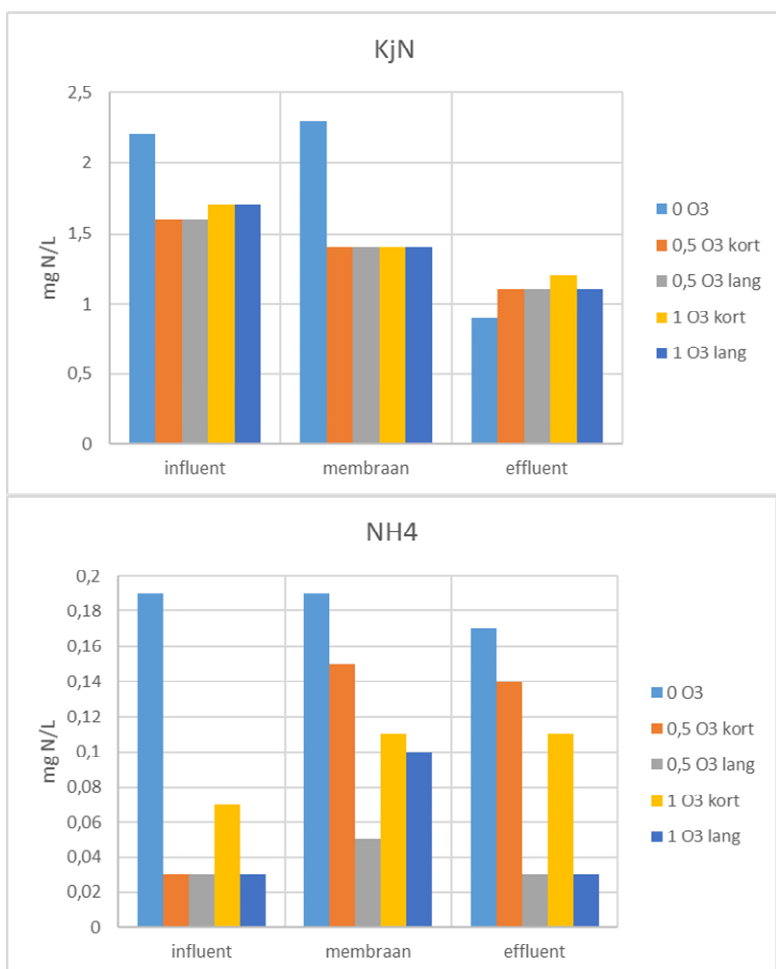
In de zomer leek het erop dat toevoeging van ozon tot een lager fosfaatgehalte leidde. Mogelijk zijn deze resultaten iets vertekend door de lage fosfaatconcentraties, want in het najaar werd het tegenovergestelde effect gemeten. Dit is waarschijnlijker, omdat ozonatie organische fosforverbindingen en fosfonaten kan afbreken, waarbij fosfaat ontstaat. Het verhogen van de ozon dosis leidde, in lijn hiermee, tot een verdere verhoging van het fosfaatgehalte. Verder lijkt een langere contacttijd in beide series tot een lager fosfaatgehalte van het water te leiden. Het is op dit moment nog niet duidelijk waardoor dat veroorzaakt zou kunnen worden.

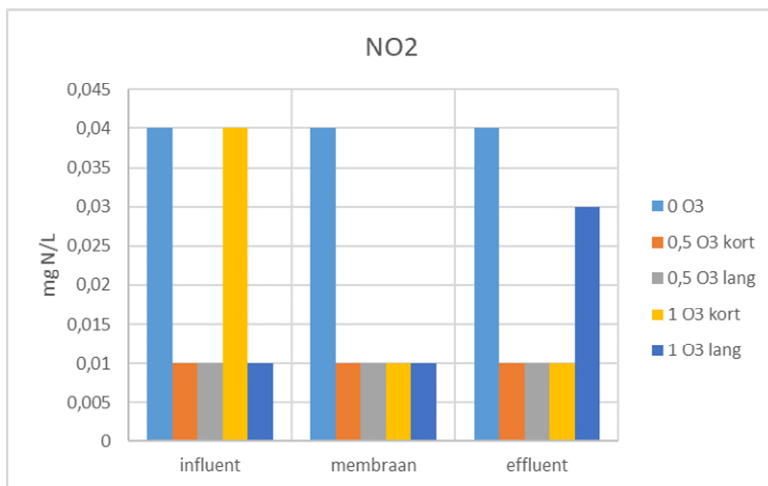


Figuur 25: fosfaatgehalte tijdens de experimenten. Boven metingen in aug. 2021, beneden metingen in oktober 2021

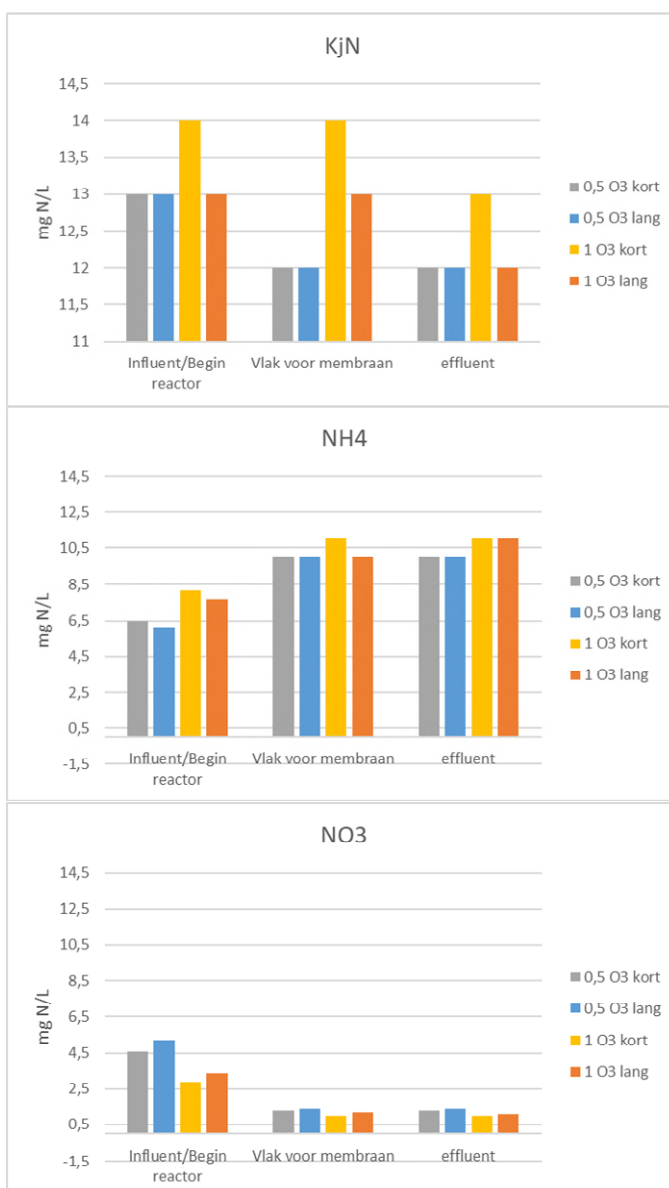
Er zijn verschillende vormen van stikstof gemeten tijdens het proces. De resultaten hiervan zijn weergegeven in Figuur 26 en Figuur 27. Ook nu valt op dat de concentraties in oktober significant hoger waren dan in augustus. Dit werd veroorzaakt door problemen op de zuivering. Mogelijk verklaren deze lage getallen de relatief grote spreiding in NH₄- en NO₂-gehalten in het influent

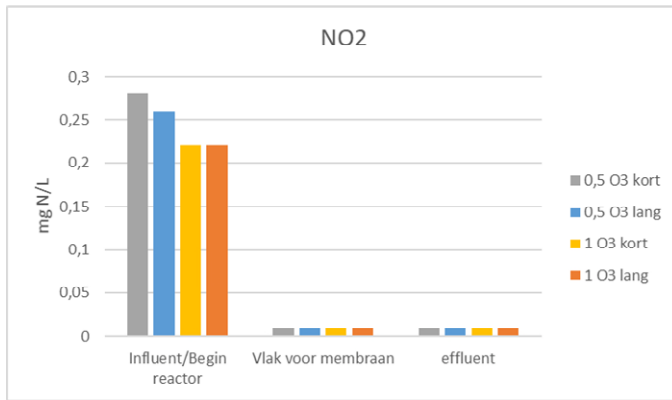
Op basis van de resultaten uit oktober kan geconcludeerd worden dat het NH₄⁺-gehalte met ongeveer 4 mg N/L toeneemt terwijl het nitraatgehalte afneemt. Het Kjeldahl-stikstofgehalte blijft vrijwel constant. Dit is de som van organisch stikstof, NH₃ en NH₄⁺, wat dus betekent dat waarschijnlijk het organisch stikstof afneemt. Dit komt overeen met bevindingen van de Vera et al. (2017), die beschrijven dat ozon met tertiaire amines reageert tot N-oxides en tot hydroxylamines bij primaire en secundaire amines. Die producten kunnen vervolgens verder reageren tot bijvoorbeeld NH₄⁺. Zij laten echter ook zien dat tijdens dergelijke reacties nitraat gevormd kan worden, zoals weergegeven in het reactieschema van Figuur 28. In de in dit rapport beschreven experimenten lijkt het nitraatgehalte echter af te nemen met ongeveer 3 mg N/L. Lin and Wu (1996) beschrijven echter juist de omzetting van nitriet in nitraat onder invloed van ozon. Dat het nitrietgehalte afneemt blijkt ook uit de hier getoonde metingen, maar het is niet duidelijk wat er dan met het nitraat is gebeurd.



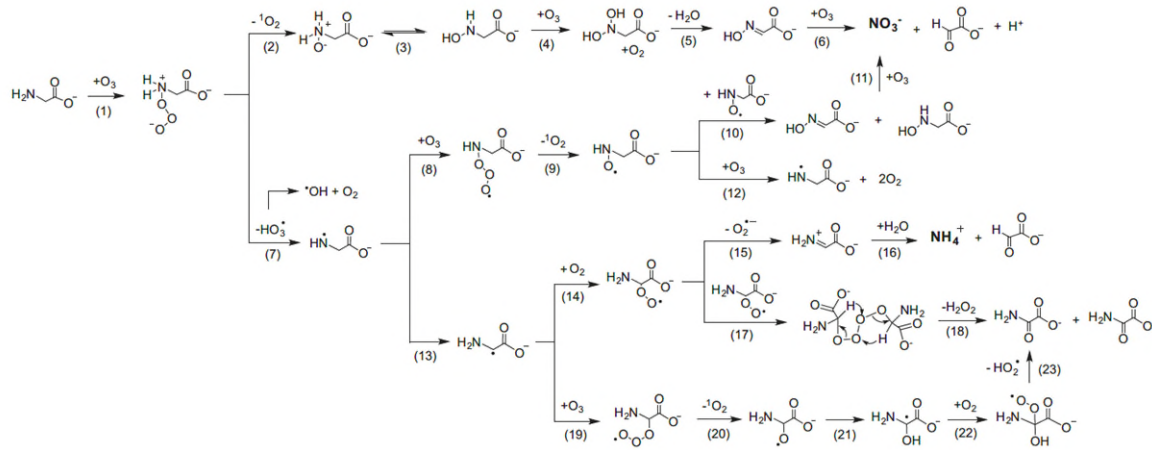


Figuur 26: : Stikstofmetingen in aug. 2021



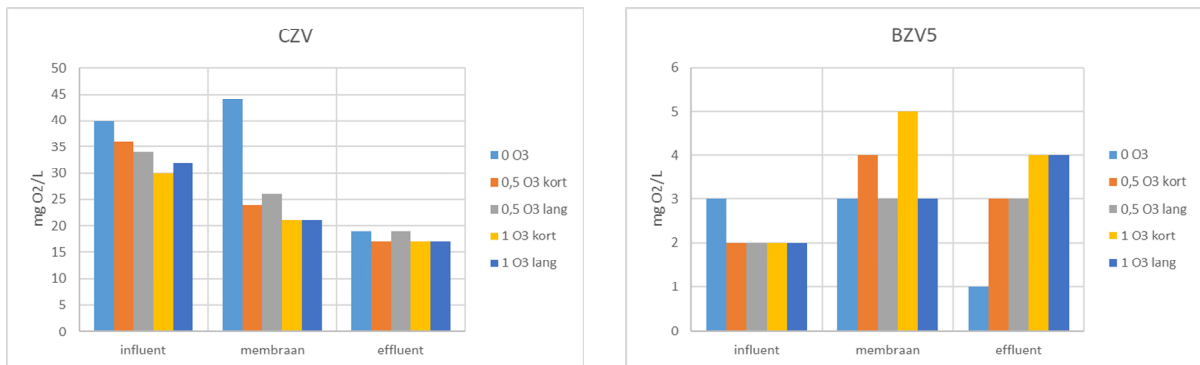


Figuur 27: Stikstofmetingen in okt. 2021. N.B. De oplossingen bevatten zeer weinig NO₂, en daarom wijkt de schaal van de verticale as bij NO₂ af van de andere verticale assen.

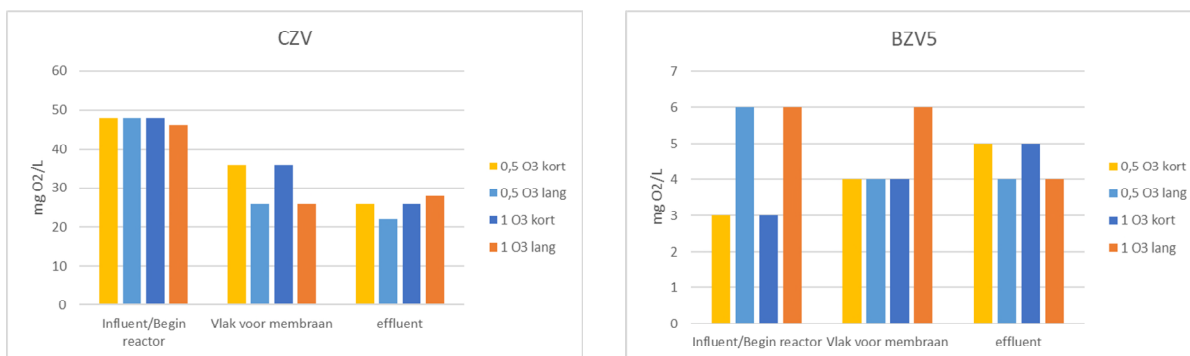


Figuur 28: reactieschema voor de vorming van nitraat en ammonium tijdens ozonatie van glycine (de Vera et al. 2017)

Chemisch en biologische zuurstofverbruik (CZV en BZV⁵) van het water tijdens het proces is ook gevolgd, en de resultaten zijn weergegeven in Figuur 29.



² De hoeveelheid opgelost zuurstof die binnen 5 dagen geconsumeerd wordt door bacteriën die organisch materiaal afbreken



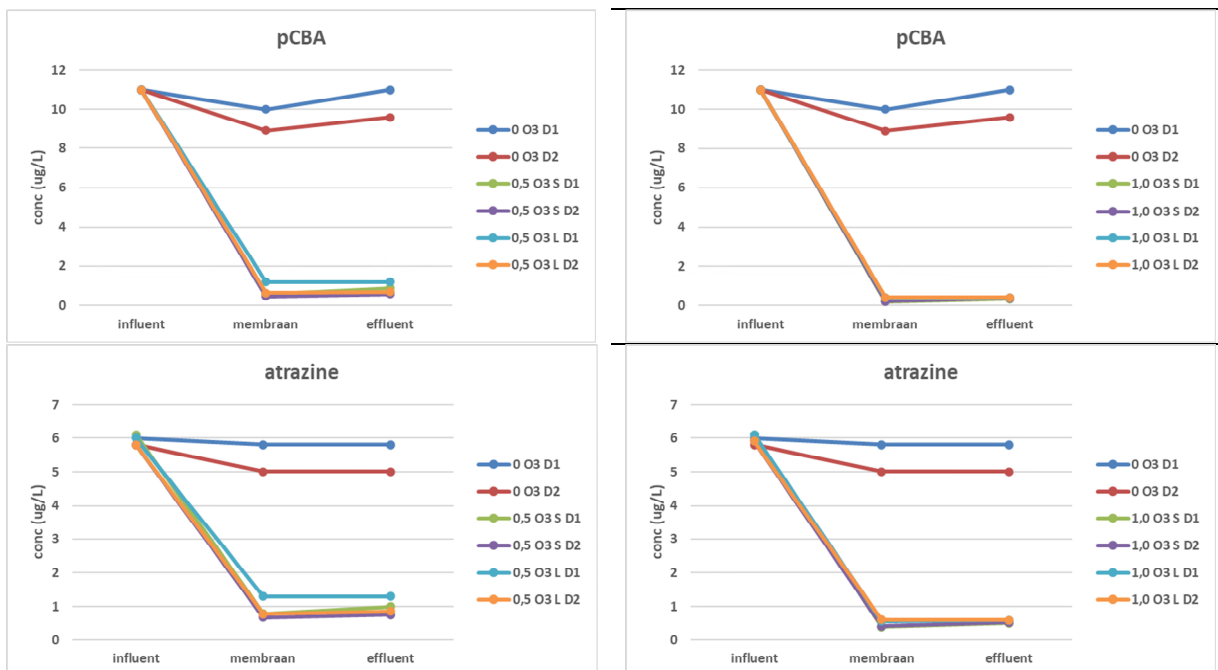
Figuur 29: CZV- en BZV5-ontwikkeling tijdens het proces. Boven: metingen van augustus 2021. Beneden: metingen van oktober 2021

Het CZV van het water neemt door toevoeging van ozon wel iets af, zoals verwacht was. Dat daardoor BZV5 toeneemt is verklaarbaar. De waarden voor CZV en BZV5 in oktober zijn vergelijkbaar met die in augustus, alleen voor het water waaraan geen ozon werd toegevoegd worden afwijkende data gemeten. Die metingen zijn terug te vinden in bijlage I.

7.2.3 Afbraak van pCBA en atrazine

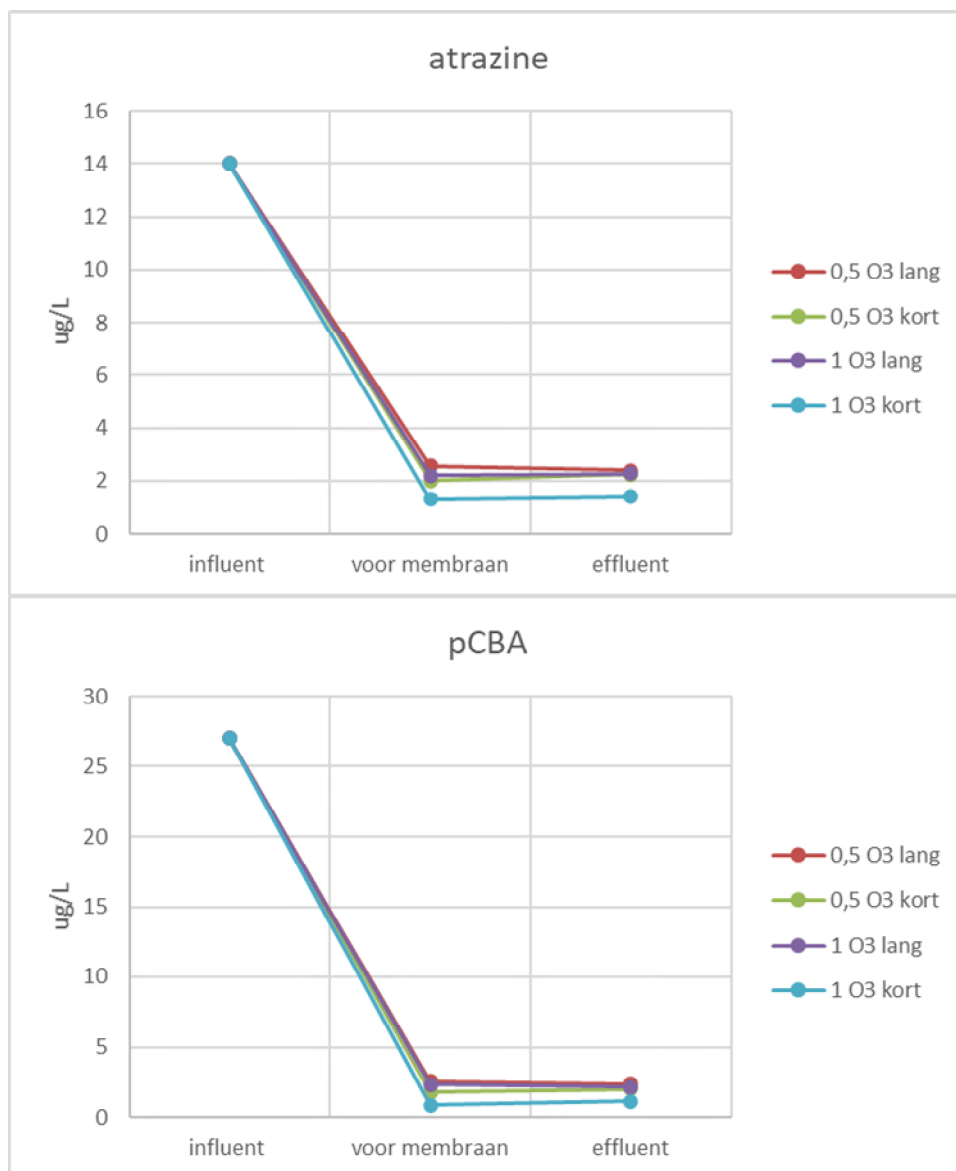
Parachloorbenzoëzuur (pCBA) staat bekend als een stof die bij voorkeur reageert met hydroxylradicalen, en daarom vaak wordt gebruikt om de aanwezigheid van dergelijke radicalen aan te tonen in reacties met bijvoorbeeld ozon (Guo et al. 2021). De reactiesnelheidsconstante met ozon is $< 0,1 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$, terwijl die met hydroxylradicalen $5 \cdot 10^9 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$ is. Van atrazine is bekend dat ook deze stof goed kan reageren met hydroxylradicalen. Bovendien is in het verleden veel onderzoek gedaan naar de afbraak van atrazine, waardoor hier veel kennis over beschikbaar is. Een mengsel van beide stoffen is toegevoegd aan het RWZI-effluent.

De concentratie-ontwikkeling van pCBA en atrazine in aug. is weergegeven in Figuur 30.



Figuur 30: omzetting van pCBA en atrazine op dag 1 en dag 2 in aug. 2021 onder verschillende omstandigheden

Uit deze grafieken blijkt dat noch pCBA noch atrazine in de reactor wordt omgezet als er geen ozon wordt toegevoegd. Vlak voor het membraan lijkt een kleine afname van pCBA te worden waargenomen, maar waarschijnlijk gaat het om een meetonzekerheid. Na toevoeging van ozon vindt echter snel vrijwel volledige omzetting plaats. Omdat hierdoor niet kon worden onderscheiden of er tijdens de passage door het membraan nog hydroxylradicalen gevormd werden, is het experiment in oktober herhaald met een hogere concentratie pCBA en atrazine. Deze gegevens zijn weergegeven in Figuur 31.

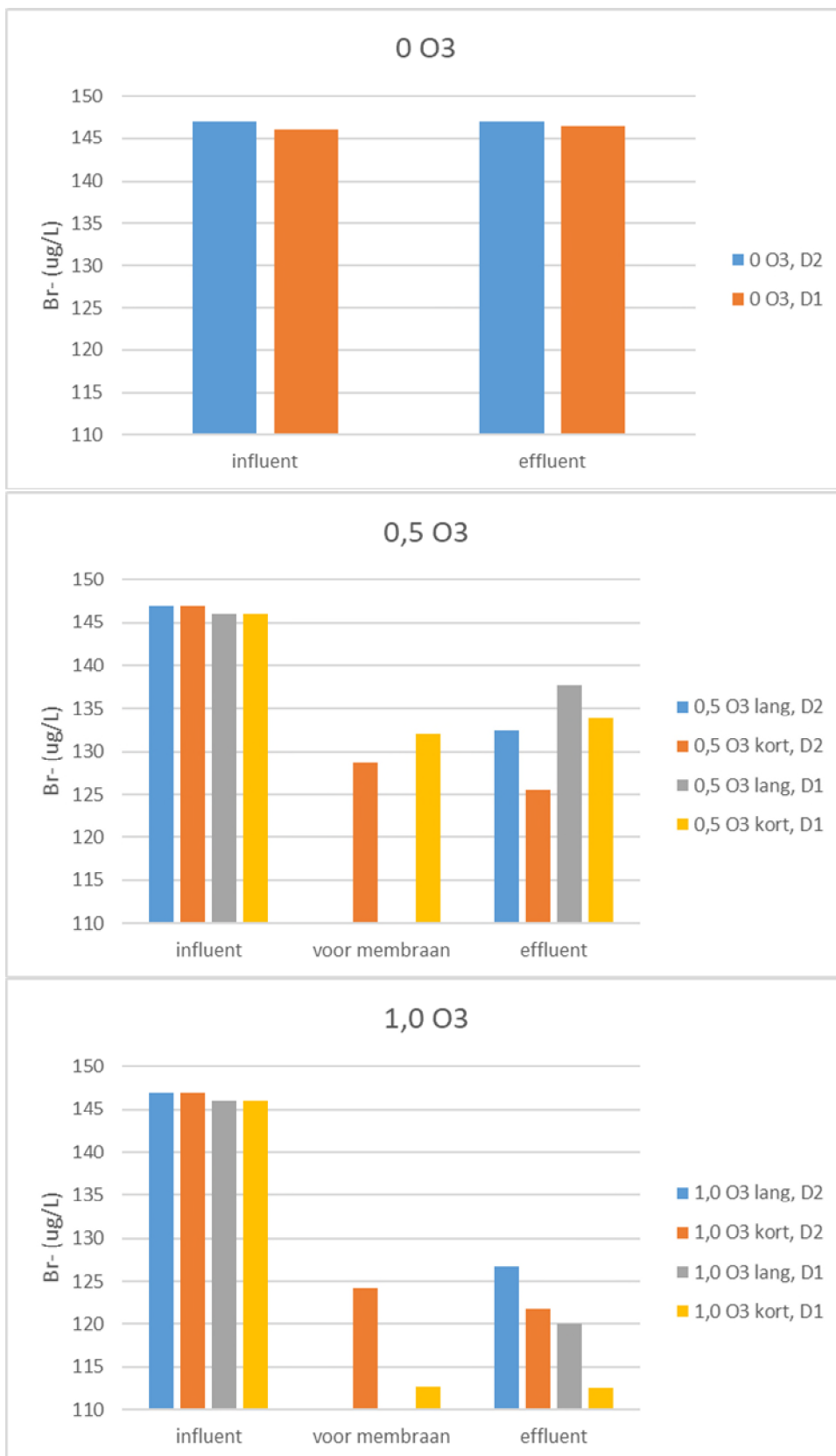


Figuur 31: omzetting van atrazine en pCBA tijdens experimenten met hogere startconcentraties

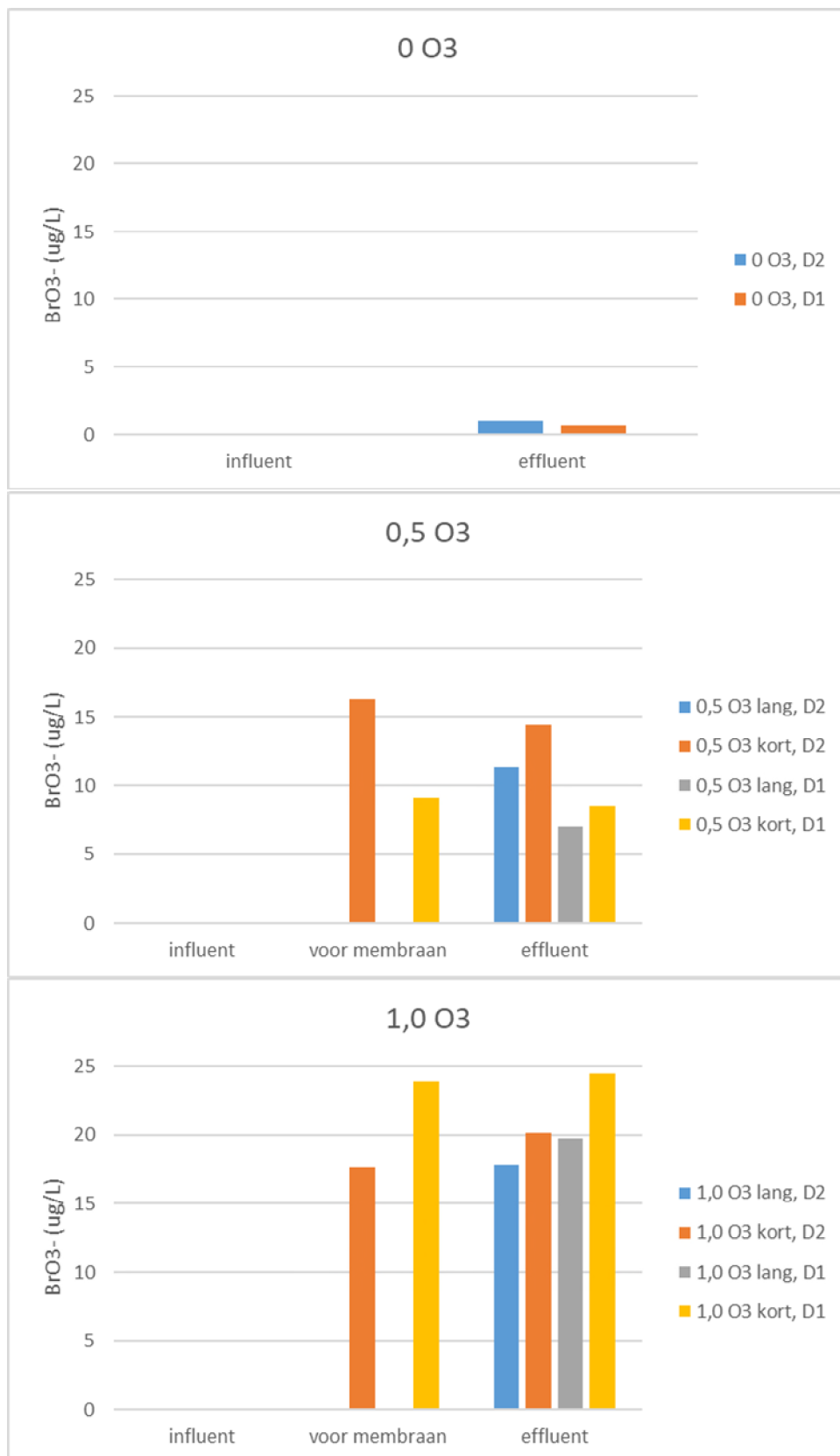
Hoewel de concentraties voor het membraan nog ruim boven de rapportagegrenzen (voor beide 0,01 µg/L) lagen, is toch niet te zien dat er extra afbraak plaatsvond in het membraan. Dit betekent dat er dus geen hydroxylradicalen beschikbaar zijn gekomen in de waterfase, waarmee pCBA en atrazine konden reageren.

7.2.4 Afbraak van bromide en vorming van bromaat

De concentraties bromide en bromaat zijn alleen gemeten tijdens de experimenten in augustus. De resultaten zijn weergegeven in Figuur 32 en Figuur 33.



Figuur 32: bromidegehalte tijdens experimenten

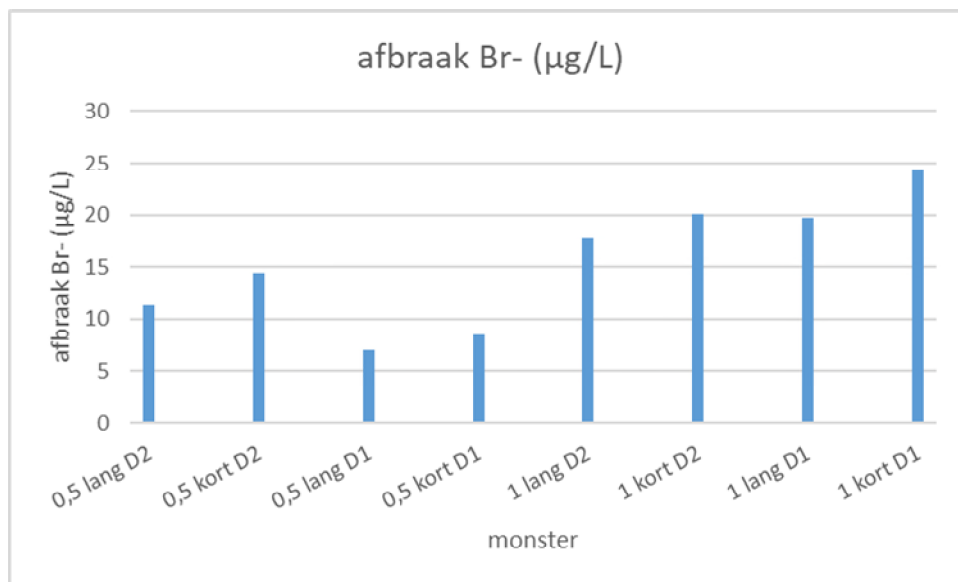


Figuur 33: bromaatgehalte tijdens experimenten

Vlak vóór het membraan zijn de concentraties alleen gemeten bij de hoogste ozondoses (dus bij 1 mg/L). Het bromidegehalte neemt af als er ozon wordt toegevoegd, wat ook te verwachten was, aangezien ozon met bromide

kan reageren. Als er meer ozon wordt gedoseerd neemt het bromidegehalte sterker af. Het valt wel op dat het bromidegehalte in het effluent sterker afneemt als er in het membraan nog ozon over is. Wellicht is dit een aanwijzing dat er in het membraan nog bromide wordt omgezet door reactie van ozon. In het influent was nauwelijks bromaat aanwezig, maar door toevoeging van ozon nam het gehalte zichtbaar toe. Hoe meer ozon er werd gedoseerd, hoe meer bromaat er werd gevormd. Bij een kortere verblijftijd lijkt er toch iets meer bromaat gevormd te worden, wat in lijn is met bovenstaande observatie voor bromide.

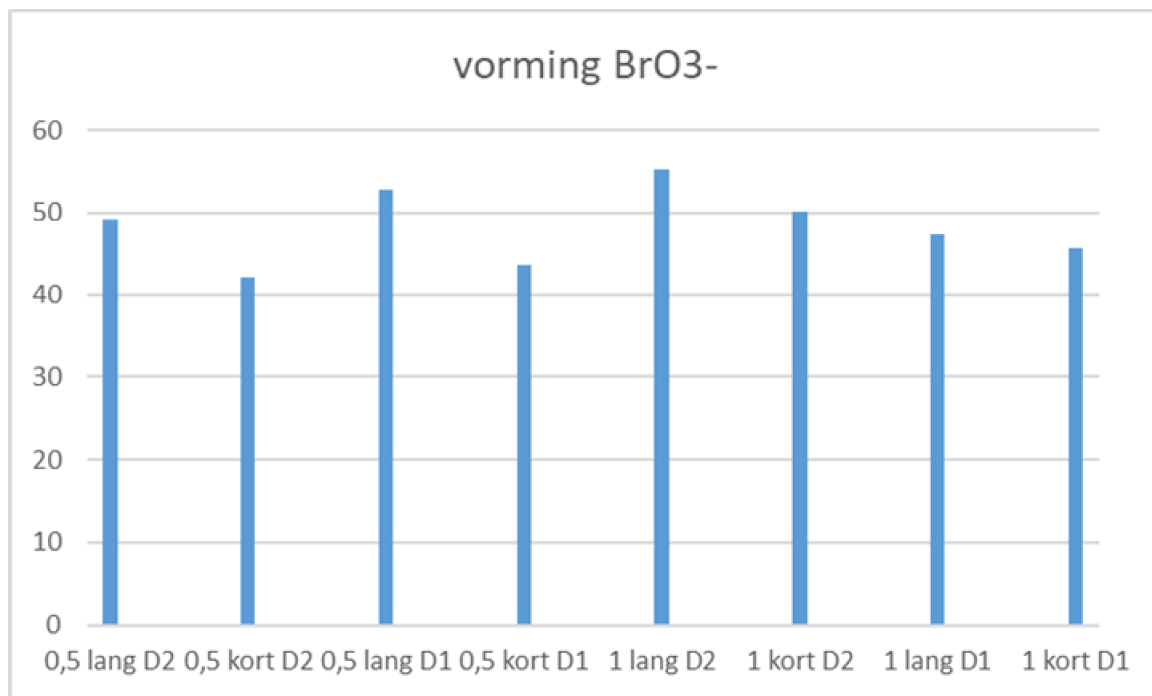
De omzetting van bromide tijdens de verschillende experimenten is weergegeven in Figuur 34.



Figuur 34: omzetting van bromide (%)

Deze figuur geeft goed weer dat er meer bromide wordt omgezet als er meer ozon aanwezig is, en als ozon nog aanwezig is in het membraan. Niet al het bromide wordt echter omgezet in bromaat, zoals duidelijk wordt uit Figuur 35. Er wordt ongeveer 40-50 % van het bromide omgevormd in bromaat. Wel blijkt hieruit dat bij een langere verblijftijd er juist wel verhoudingsgewijs meer bromaat wordt gevormd. Met andere woorden: bij een korte verblijftijd, en dus nog ozon in het effluent, wordt meer bromide omgezet, maar minder in bromaat. Blijkbaar ontstaan hier andere, bromidehoudende stoffen.

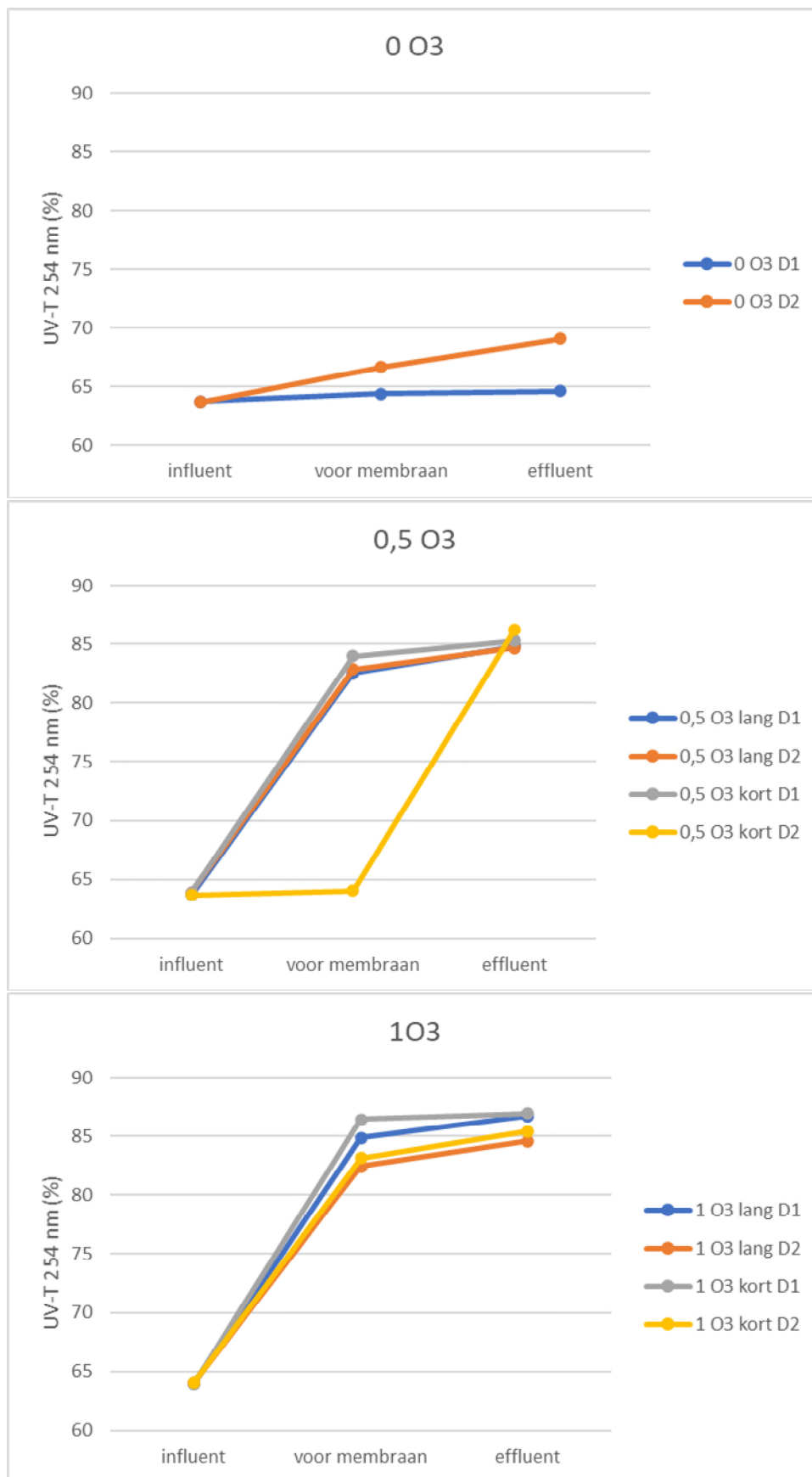
Het is wel belangrijk in dit kader op te merken, dat de hierboven beschreven experimenten zijn uitgevoerd onder condities die in de praktijk niet zouden worden toegepast. Om de eventuele vorming van hydroxylradicalen te kunnen waarnemen, was een relatief hoge ozondosis nodig (ongeveer $O_3 : DOC = 2 : 1$), waardoor er ook veel meer bromaat gevormd zal zijn dan in de praktijk (bij een $O_3 : DOC$ verhouding van $1 : 1$) verwacht kan worden.



Figuur 35: percentage bromide dat wordt omgezet in bromaat

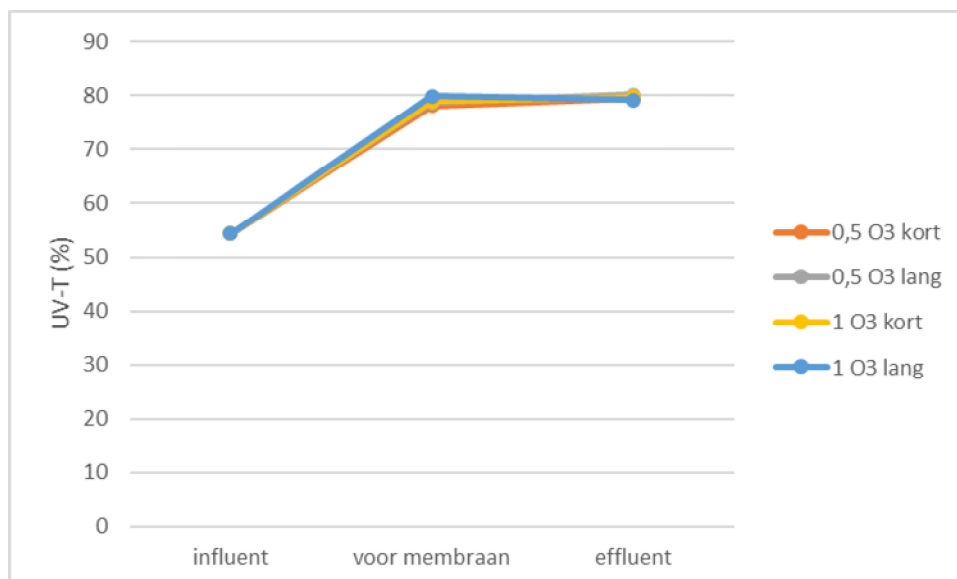
7.2.5 UV-scans van het water

De UV-scans over het golflengtebereik van 200-700 nm zijn weergegeven in Bijlage III, Figuur 64 t/m Figuur 72. In Figuur 36 is het UV-T verloop bij 254 nm weergegeven bij 0, 0,5 en 1 mg O₃/L. Hierbij is een korte en een lange contacttijd gehanteerd. De experimenten zijn uitgevoerd op twee verschillende dagen in augustus 2021.



Figuur 36: UV-T (%) bij 254 nm (aug. 2021)

De UV-T neemt direct toe als er O_3 wordt toegevoegd, en het maakt niet veel uit of er dan 0,5 of 1 mg O_3/L wordt toegepast. Het lijkt erop dat bij een korte contacttijd nog iets meer stijging van de UV-T optreedt na CMF. Bij 1 mg O_3/L is dit effect iets duidelijker zichtbaar dan bij 0,5 mg O_3/L . Het verloop van de curve bij 0,5 mg O_3/L en korte contacttijd op D2 lijkt af te wijken van de overige data, maar het is niet duidelijk waardoor dit veroorzaakt is. Voor de experimenten in de tweede ronde werden de resultaten verkregen die worden weergegeven in Figuur 37. Het blijkt dat toevoegen van ozon direct tot een UV-T verhoging leidt die vrijwel onafhankelijk is van de ozondosis of contacttijd. Dit geldt overigens niet alleen bij 254 nm, maar over het hele spectrum van 200 tot 700 nm (zie Bijlage III). Er wordt ook geen verschil gezien tussen het water vlak vóór het membraan en het effluent. Als er sprake is van de vorming van hydroxylradicalen in/op het membraan, wordt dat in elk geval niet zichtbaar in het verloop van de UV-T grafieken.



Figuur 37: UV-T (%) bij 254 nm (okt. 2021)

7.2.6 Samenvatting en conclusies van het onderzoek naar de vorming van hydroxylradicalen

Uit het onderzoek naar het synergistisch effect van ozon en keramische membranen, waarbij de nadruk lag op de mogelijke vorming van hydroxylradicalen, zijn geen aanwijzingen gevonden voor de vorming van dergelijke radicalen. Er kon geen extra afbraak van pCBA en atrazine over het membraan worden vastgesteld, wat betekent dat er in de waterfase dus waarschijnlijk geen hydroxylradicalen aanwezig waren in het membraan. Of ze toch niet op het oppervlak gevormd zijn is hiermee niet vast te stellen, maar in elk geval waren er in de waterfase onvoldoende radicalen om pCBA en atrazine merkbaar af te breken.

Wel werd waargenomen dat er, als er nog ozon aanwezig was op het membraan, meer bromide over het membraan werd omgezet, wat echter niet resulteerde in de vorming van bromaat. Uit de huidige analysesresultaten is niet op te maken welke reactieproducten hierbij zijn gevormd, maar het is wel een aanwijzing dat er een specifiek proces plaatsvindt op het membraan onder invloed van de aanwezigheid van ozon.

7.3 Synergistisch effect: veranderingen in watermatrix en/of op het membraan

7.3.1 Doel van dit onderdeel van het onderzoeksproject

Dit onderzoek vond plaats op een vergelijkbare wijze als het onderzoek dat is beschreven in paragraaf 7.2, maar dan in de grotere pilot-opstelling. Dit maakte het mogelijk om de installatie gedurende een werkweek (vijf dagen)

constant te laten draaien, waardoor effecten van fouling van het keramische membraan konden worden vastgesteld. Daarbij werden waterkwaliteitsparameters gemeten.

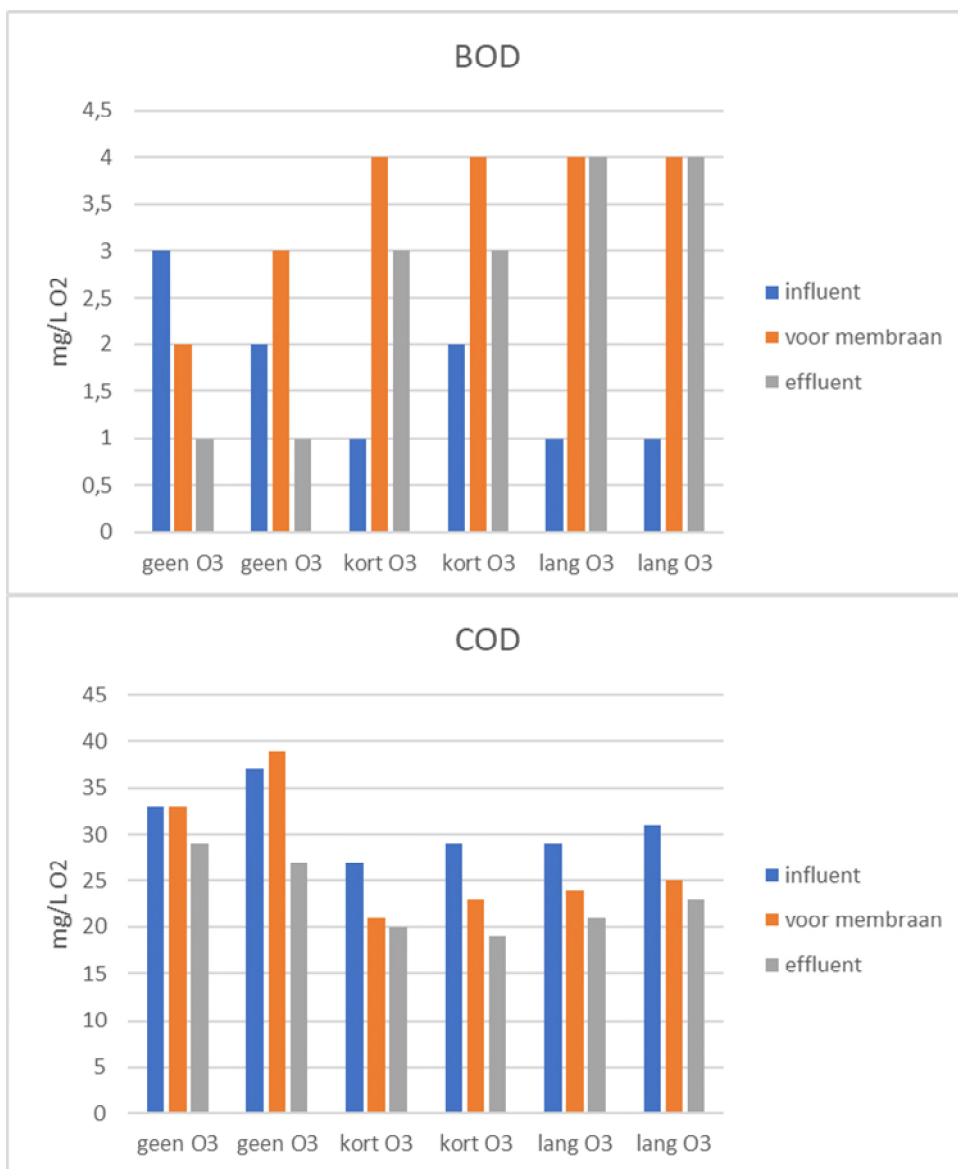
Alle experimenten met ozon werden uitgevoerd bij dezelfde initiële ozonconcentratie, maar door de route door de reactor aan te passen (het water wel of niet door de verder lege coagulatie tank te sturen), kon de concentratie van ozon vóór het membraan worden aangepast. Hierdoor was het mogelijk om te variëren in wel of geen residueel ozon vlak vóór het keramische membraan, net zoals dat bij de experimenten met betrekking tot hydroxylradicalen is gedaan. De experimenten duurden telkens ongeveer één week, waarin op twee dagen monsters werden genomen. De eerste week werd geen ozon toegevoegd, de tweede week werd ozon toegevoegd met een korte contacttijd, en de derde week werd ozon toegepast met een langere contacttijd.

De vraag die in deze paragraaf beantwoord moet worden is of het synergistische effect van minder membraanvervuiling wordt veroorzaakt door reacties van ozon op het keramische membraan, of dat ze zijn toe te schrijven aan een verandering van de watermatrix door reacties van het ozon. In het eerste geval zouden de effecten bij de korte contacttijd anders moeten zijn dan bij een lange contacttijd, in het tweede geval worden vergelijkbare resultaten verwacht.

Alle experimenten zijn uitgevoerd onder DWA-condities.

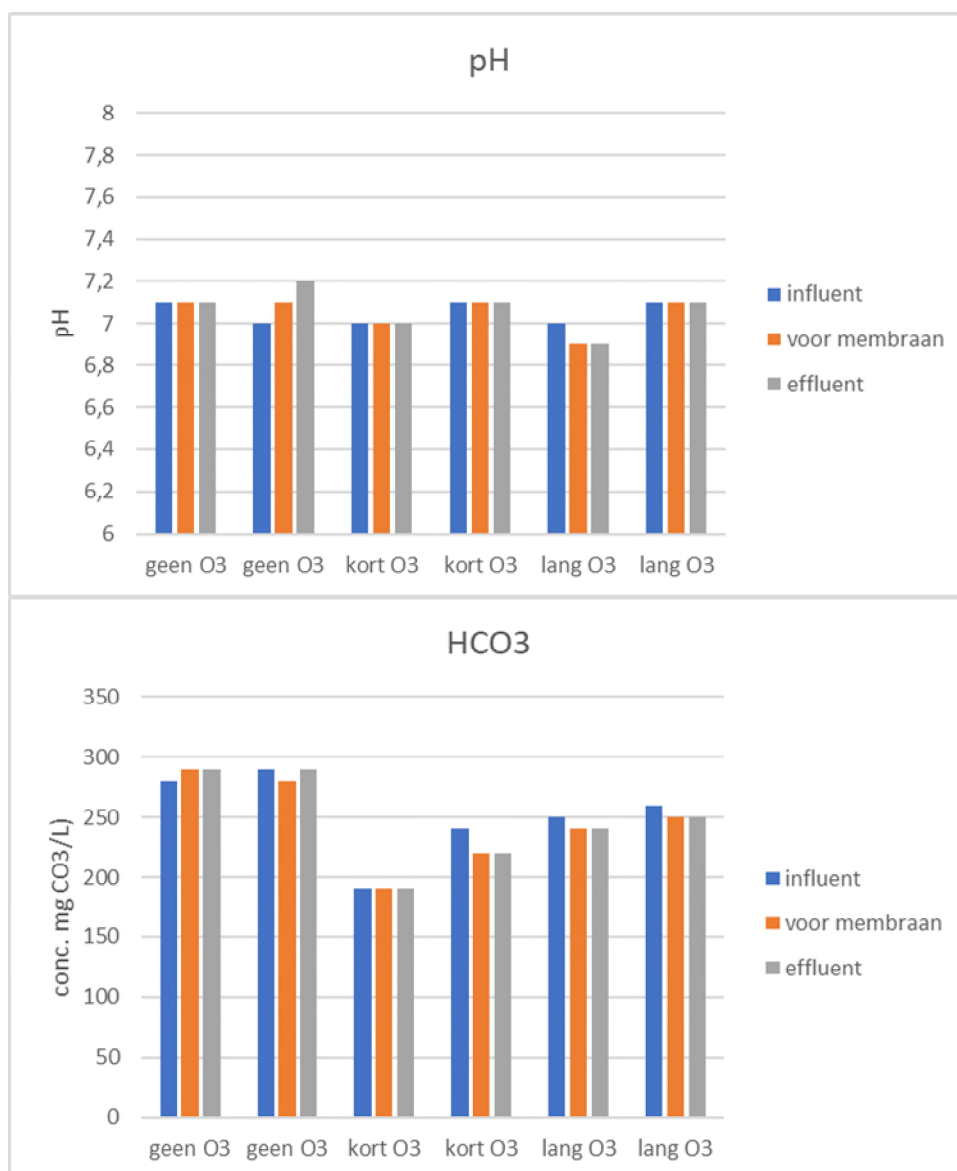
7.3.2 Effecten van de aanwezigheid van ozon op het keramische membraan op de samenstelling van de watermatrix

Diverse waterparameters werden gemeten, zowel in aan of afwezigheid van ozon op het membraan, evenals zonder toevoeging van ozon. De resultaten zijn hieronder weergegeven (Figuur 38).



Figuur 38: Effect van O₃ en CMF op BOD (boven) en COD (beneden)

Hierin is het effect van ozon op het biologisch en chemisch zuurstofverbruik weergegeven. Zoals te verwachten was verlaagt ozon het COD. De verlaging lijkt niet beïnvloed te worden door de contacttijd. Het COD lijkt door de keramische membraanfiltratie wel iets af te nemen, zowel als er geen ozon aanwezig is als wanneer dat wel het geval is. Er is geen duidelijk verschil waarneembaar tussen een lange en een korte contacttijd. Het BOD laat bij de beide experimenten zonder ozon een tegengesteld resultaat zien voor het membraan, terwijl daar eigenlijk geen effect verwacht wordt (er wordt immers niks toegevoegd aan het water). Het is niet duidelijk waardoor dat veroorzaakt wordt, en mogelijk is het een variatie in de waterkwaliteit. CMF zorgt wel voor ongeveer 50-75 % verlaging van het BOD. Het BOD neemt sterk toe als er ozon wordt toegepast, wat verklaard kan worden uit de vorming van AOC door het ozon. Keramische membraanfiltratie lijkt bij de lange contacttijd, als er geen ozon meer aanwezig is op het membraan, het BOD niet te verlagen, maar het valt op dat er bij de korte contacttijd, als er dus wel nog ozon aanwezig is op het membraan, het BOD nog met 25 % afneemt door de membraanfiltratie. In Figuur 39 is het effect van de ozontoevoeging op pH en HCO₃⁻ -gehalte weergegeven.



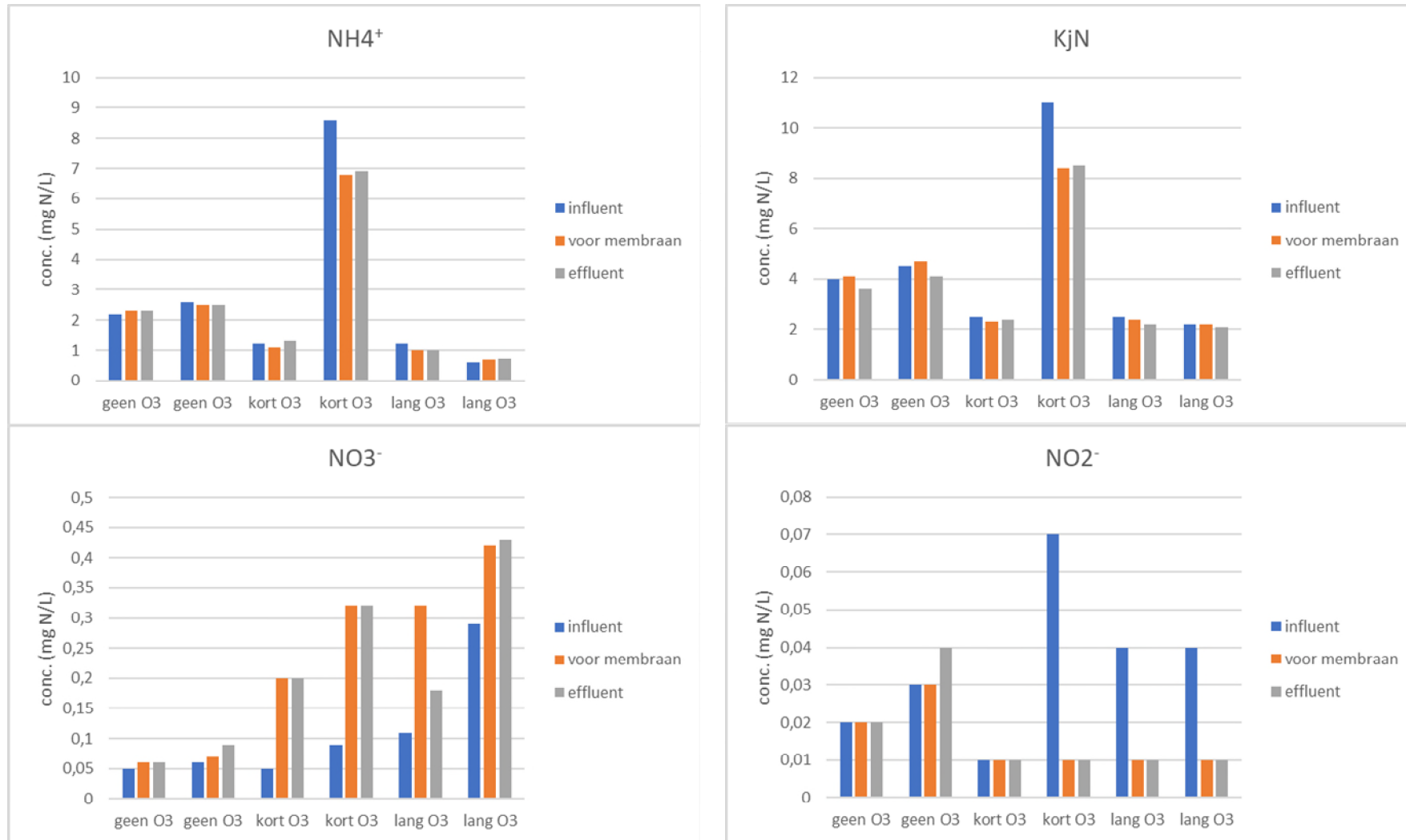
Figuur 39: effect van O₃ en CMF op pH en HCO₃⁻-gehalte

Het lijkt erop dat de verschillen die zichtbaar worden in het bicarbonaatgehalte eerder veroorzaakt zullen worden door variatie in de matrix dan door het toevoegen van ozon. Een lange of korte contacttijd maakt hierin weinig verschil. De verschillen in de pH-waarden vallen binnen de meetvariatie.

Effecten van ozonbehandeling en een lange of korte contacttijd op het gehalte aan Ca, Mg en Na zijn niet te verwachten, en werden ook inderdaad niet aangetroffen (zie Figuur 73 in Bijlage V). Evenmin zijn er effecten waargenomen van CMF en/of ozon, met lange of korte contacttijd, op het gehalte chloride of sulfaat (zie Figuur 74 in Bijlage V). Ook dit is in lijn met de verwachtingen.

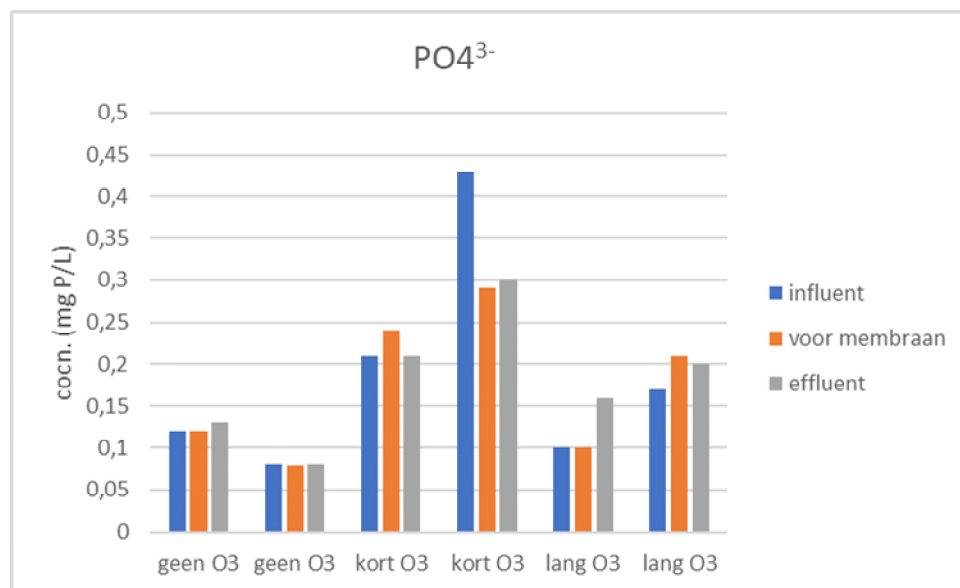
De effecten van behandeling met ozon en CMF op stikstofverbindingen zijn weergegeven in Figuur 40. Tijdens de experimenten met de korte verblijftijd op 30 juni traden technische problemen op. Mogelijk is dit de verklaring voor de hoge ammoniumgehalten in het water op die dag.

Het effect van ozonatie op het ammoniumgehalte is klein, zoals wordt weerspiegeld in het gehalte NH_4^+ en KjN (wat de som van NH_3 + NH_4 + organisch stikstof weergeeft). De duplo-bepaling bij de korte contacttijd heeft mogelijk te maken met variaties in het RWZI-effluent dat als influent is gebruikt voor de pilot. Er is heel weinig nitriet aanwezig in het water, maar ozonatie verlaagt die concentratie wel, zoals verwacht. Het nitraatgehalte neemt door ozonatie toe, en meer dan op grond van de verlaging van het nitrietgehalte verwacht kon worden. Dit is in overeenstemming met wat in de eerste experimenten is waargenomen, dat organische stikstofverbindingen kunnen worden afgebroken, waarbij nitraat wordt gevormd (zie paragraaf 7.2.2).



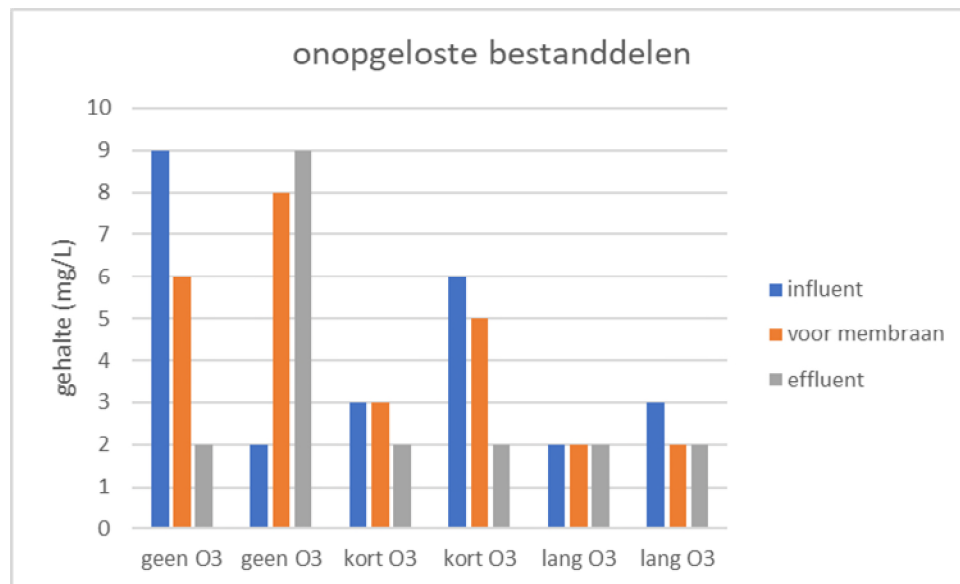
Figuur 40: effect van O₃ en CMF op stikstofverbindingen

In de watermatrix is ook het gehalte aan orthofosfaat gemeten, zoals weergegeven in Figuur 41. Zoals te verwachten was, zijn er geen grote effecten waarneembaar.



Figuur 41: effect van O₃ en CMF op het gehalte orthofosfaat.

Het gehalte aan onopgeloste bestanddelen is weergegeven in Figuur 42.

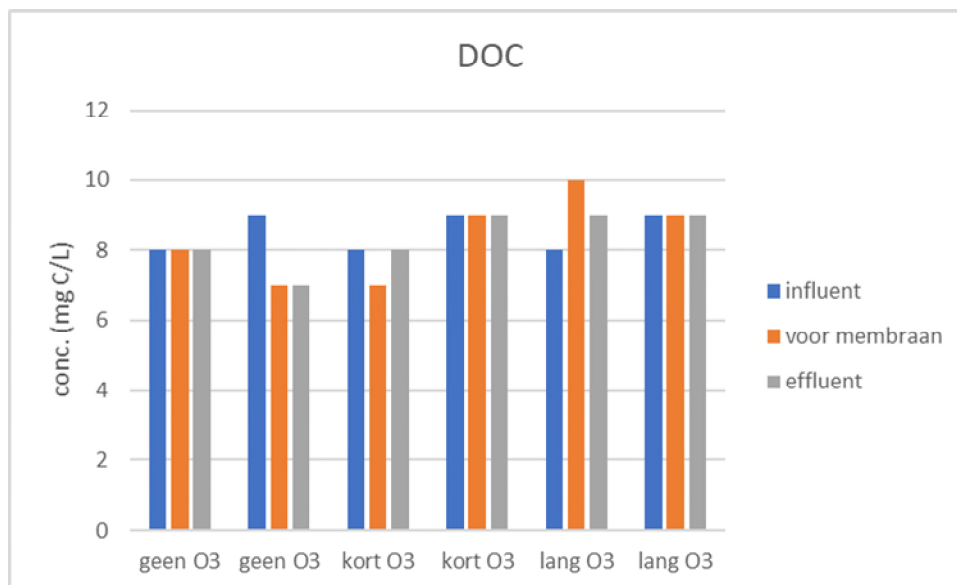


Figuur 42: effect van O₃ en CMF op het gehalte aan onopgeloste bestanddelen

Het is te verwachten dat CMF onopgeloste bestanddelen uit het water kan filtreren, en dat lijkt ook in bijna alle gevallen te gebeuren. Alleen bij de duplo-meting zonder ozon lijkt het omgekeerde het geval te zijn, en de vraag doet zich dan ook voor of hier wellicht iets is omgewisseld in de rapportage of de monsters. Navraag bij het laboratorium Waterproef leerde dat dit waarschijnlijk wel het geval zal zijn geweest, gezien deze resultaten. Dat

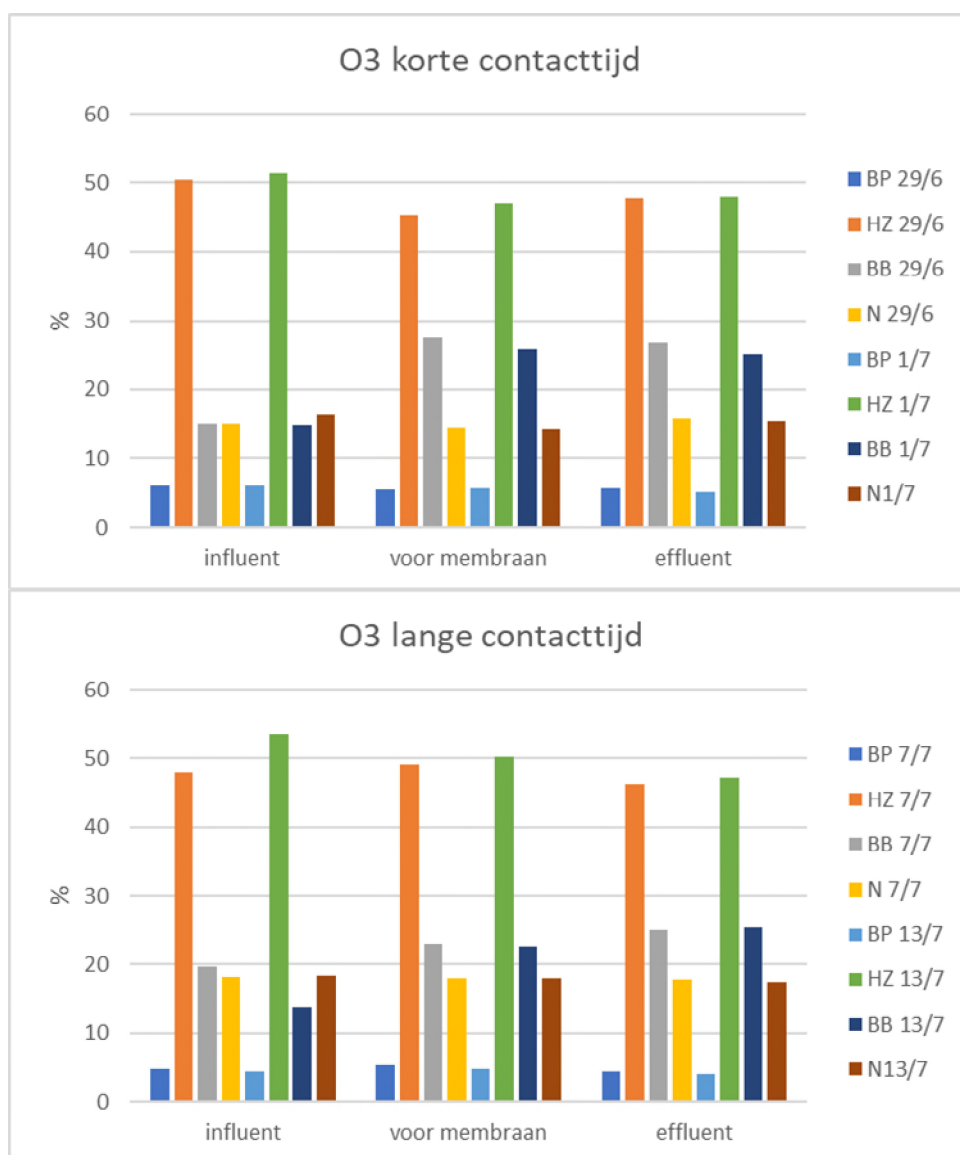
betekent echter niet dat ook de andere monsters van deze serie zullen zijn omgewisseld, omdat voor onopgeloste materialen een andere analyse nodig is geweest.

Ozonatie zal zeker organisch materiaal aanvallen, maar dat wil niet automatisch zeggen dat het DOC-gehalte dan afneemt. Dat kan namelijk alleen als stoffen gemineraliseerd worden, d.w.z. omgezet in CO_2 en H_2O , en dat zal maar zelden het geval zijn, zeker bij relatief grote moleculen. Dat effect is duidelijk zichtbaar in Figuur 43, waar het gehalte DOC tijdens dit experiment is weergegeven. Ozonatie en CMF lijken nauwelijks van invloed op het DOC-gehalte te zijn.



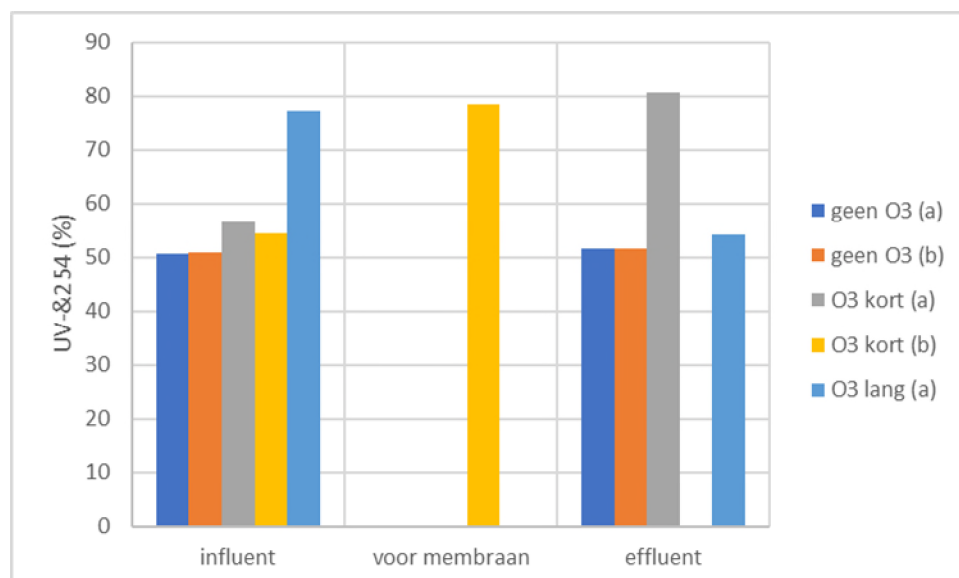
Figuur 43: effect van O₃ en CMF op het DOC-gehalte

Dat wil overigens niet zeggen dat de samenstelling van het DOC niet veranderd kan zijn door de experimenten. Dit is weer gegeven in Figuur 44. Hierin is de samenstelling van het DOC als percentage weergegeven, om variaties in het absolute gehalte, als gevolg van variaties in het RWZI-effluent, te voorkomen. Uit de grafieken kan worden geconcludeerd dat de overeenkomsten tussen beide duplo-metingen, zowel bij korte als lange contacttijd, goed zijn. Het gehalte aan biopolymeren (BP) in het water is laag, en verandert eigenlijk nauwelijks tijdens de experimenten. Het gehalte humuszuren (HZ) is relatief hoog (circa 50 %) en verandert nauwelijks. Misschien is er een daling te zien van ongeveer 10 % bij de korte contacttijd, maar dat is bij de lange contacttijd niet zichtbaar (in elk geval < 10 %). Het gehalte aan bouwstenen (BB) neemt wel toe door ozonatie. Bij de korte contacttijd treedt zelfs ongeveer een verdubbeling op, terwijl dit bij de langere contacttijd 10 – 60 % is. Men kan redeneren dat door de langere contacttijd weer een deel van de BB is afgebroken, wat te zien moet zijn in het hogere gehalte laag moleculaire neutrale componenten (18 % bij de langere contacttijd versus 15 % bij de kortere). CMF verandert aan deze samenstelling niets wezenlijks, en dat op zich is zeer opmerkelijk. Want als het hogere gehalte BB inderdaad zou wijzen op onvolledige omzetting, zou de verwachting toch zijn dat de afbraak zich verderop in de reactor zou hebben doorgezet, en dat dus na CMF een lager gehalte BB en hoger neutrale componenten zou worden aangetroffen, net zoals het resultaat van de experimenten met de langere contacttijd. Dat gebeurt echter niet, wat dus betekent dat de ozon die zich op dat moment nog in de oplossing bevindt met iets anders gereageerd moet hebben. Blijkbaar vinden er dus wel degelijk andere reacties plaats als de ozon het keramische membraan bereikt.



Figuur 44: effect van O₃ en CMF op de samenstelling van het DOC BP = biopolymeren, HZ = humuszuren, BB = bouwstenen, N = laag moleculaire neutrale verbindingen)

In Figuur 72 in Bijlage V zijn de UV-scans van de verschillende monsters weergegeven, en in Figuur 45 wordt een samenvatting van de UV-T bij 254 nm gegeven. Het lijkt erop dat de monsters van influent en effluent van de tweede meting bij lange contacttijd (van 13 juli 2022) zijn omgewisseld. De UV-T van het water neemt, zoals verwacht, sterk toe door de behandeling met ozon, maar er zijn geen duidelijke verschillen te zien als gevolg van een kortere of langere contacttijd, en dus van de aanwezigheid van ozon op het membraan.



Figuur 45: UV- T_{254} van verschillende monsters tijdens onderzoek naar synergistisch effect O_3 /CMF in grote pilot-opstelling. Het lijkt erop dat de monsters van influent en effluent bij O_3 met korte contacttijd in ronde a zijn omgewisseld.

7.3.3 Drukval over het membraan in de grote pilot

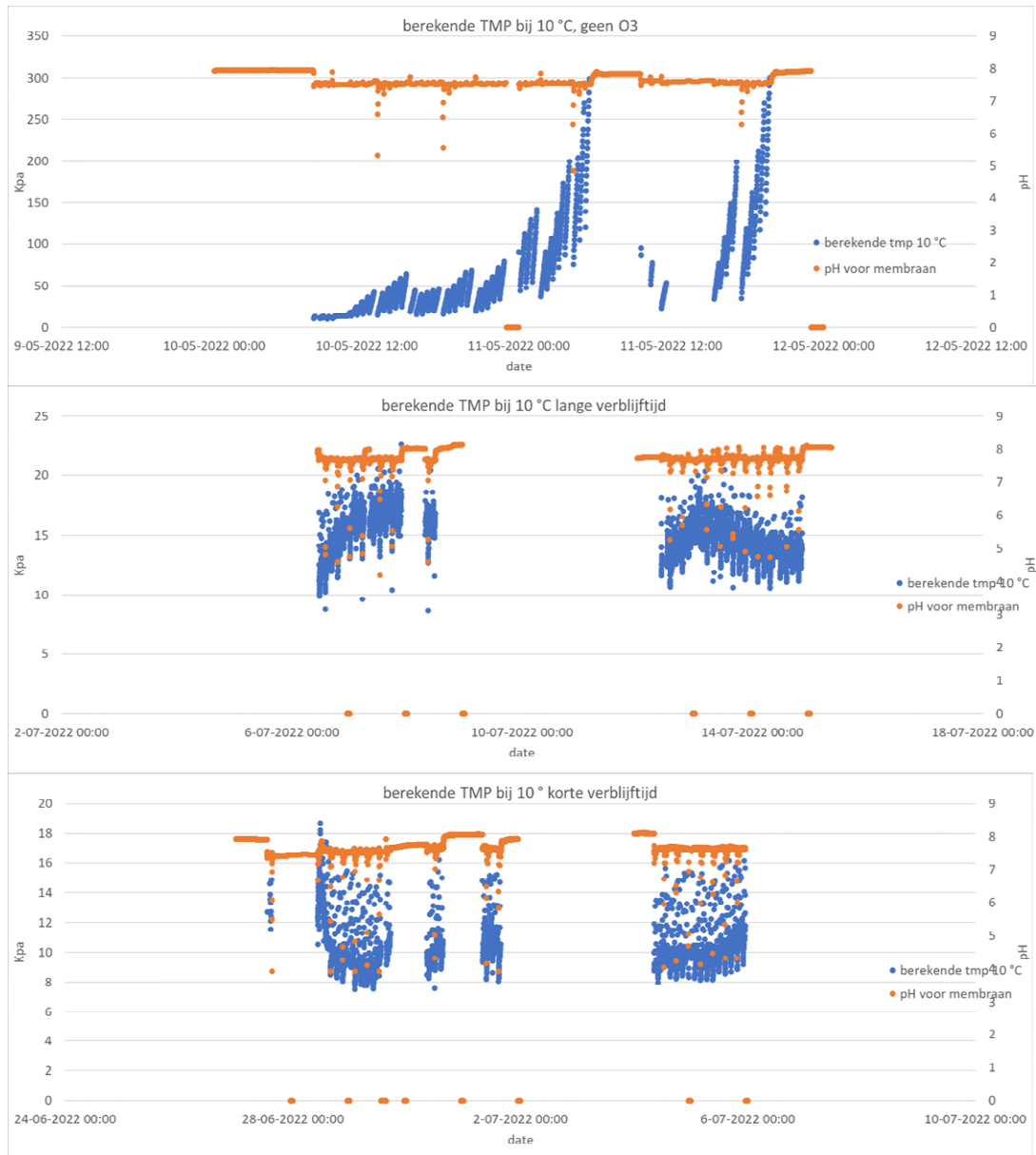
Uit eerder onderzoek van PWN-T was gebleken dat de drukval over het keramische membraan duidelijk minder is als er ozon wordt toegepast. Blijkbaar is de permeabiliteit hoger als er ozon wordt toegepast, en waarschijnlijk hangt dit samen met het optreden van minder membraanvervuiling. In dit deel van het onderzoek is specifiek hiernaar gekeken. Aangezien in paragraaf 7.2 was vastgesteld dat er waarschijnlijk geen hydroxylradicalen in de waterfase aanwezig waren in het membraan, blijven er twee verklaringen over voor het eerder waargenomen fenomeen van minder drukval over het membraan: er treedt een verandering op in de samenstelling van de watermatrix, of er vinden reacties plaats met ozon in de zich ontwikkelende koeklaag op het membraan. De ozongehaltes tijdens de experimenten, zoals weergegeven in het logboek van PWN-T, zijn weergegeven in Tabel 16.

Tabel 16: ozongehaltes tijdens het experiment met de korte en lange contacttijd

Datum	contacttijd	Ozongehalte vlak vóór het membraan
28-06-2022	kort	0,78
29-06-2022	kort	0,97
30-06-2022	kort	0,85 (0,023 na het membraan) 0,79
01-07-2022	kort	0,6
04-07-2022	kort	1,15
05-07-2022	kort	1,365 (0,018 na het membraan)
06-07-2022	Lang	0,011
07-07-2022	lang	0,005

Hieruit blijkt dat inderdaad bij de korte contacttijd ongeveer 1 mg O₃/L vlak vóór het membraan aanwezig was en dat bij de korte contacttijd dat veel minder c.q. zelfs 0 was.

De resultaten van de drukval zijn weergegeven in Figuur 46.



Figuur 46: drukvaldata over het keramische membraan. Boven: zonder toepassing van ozon, midden: met ozon met een lange verblijftijd (dus geen ozon meer aanwezig op het membraan), onder: met ozon met een korte verblijftijd (dus wel nog ozon aanwezig op het membraan).

In deze figuren is te zien dat de drukval langzaam oploopt in de tijd (blauwe balkjes). Regelmatig wordt het filter teruggespoeld, waarna de druk in het begin weer ongeveer terugkomt op zijn oorspronkelijke waarde. Het betreft hier dan reversibele vervuiling van het membraan. Na enige tijd neemt de drukval sterker toe, en wordt een “enhanced backwash” van het filter uitgevoerd (dat zijn de onderbrekingen in de blauwe balkjes). In principe komt de drukval daardoor ook weer terug op zijn oorspronkelijke waarde, maar uit de bovenste grafiek blijkt dat dit in het begin wel gebeurt, maar op den duur niet meer helemaal wordt bereikt. Ook is dan te zien dat tijdens elke cyclus tot terugspoelen de drukval sneller oploopt en minder goed naar zijn oorspronkelijke waarde terugkeert. Na

enige tijd komt de drukval niet meer terug op zijn oorspronkelijke waarde, wat wordt veroorzaakt door irreversibele vervuiling.

Om vast te kunnen stellen of er geen veranderingen in bijvoorbeeld de watermatrix ten grondslag zouden kunnen liggen aan de resultaten, zijn grafieken gemaakt van het verloop van de troebelheid en de geleidbaarheid tijdens de experimenten. De resultaten hiervan zijn weergegeven in Bijlage VI. Hieruit is op te maken dat er significante verschillen alleen optraden tijdens het terugspoelen van het membraan.

Uit bovenstaande grafieken blijkt dat er zonder toevoeging van ozon al snel (binnen 1-2 dagen) de irreversibele TMP toeneemt van 10 kPa naar 300 kPa, en de reversibele TMP van circa 2 naar 100 kPa. Hierna werd het membraan schoongemaakt. Bij toepassing van ozon met de lange verblijftijd in de reactor bleek dit aanzienlijk minder te zijn. De irreversibele TMP nam toe van 10 kPa naar 15 kPa, en de reversibele TMP bleef ongeveer 5 kPa over een periode van 4-5 dagen. Indien meer ozon aanwezig was op het membraan, daalde de irreversibele TMP van 12 tot 8 kPa, terwijl de reversibele TMP ongeveer circa 4 kPa was. Hieruit is te concluderen dat het effect van ozon op de membraanvervuiling groot is, en tot een significante daling van de TMP leidt. Het effect van ozon die nog aanwezig is op het keramische membraan is lastiger met zekerheid vast te stellen. Het lijkt een significant verschil te zijn, maar het betreft slechts één serie metingen met een relatief klein verschil. Het is duidelijk dat de verandering van de watermatrix door reactie met ozon een grote rol speelt in het verminderen van de membraanvervuiling. En mogelijk dragen eventuele reacties op het membraan oppervlak hieraan wel bij.

7.3.4 Samenvatting en conclusies

In de watermatrix konden twee verschillen worden waargenomen wanneer er al dan niet ozon aanwezig was op het keramische membraan: de afbraak van het gevormde bouwstenen naar laag moleculaire neutrale componenten werd minder voortgezet, en het BOD van het water nam af. De irreversibele drukval over het membraan nam niet meer toe van 10 tot 300 kPa in ongeveer één dag maar van 10 tot 15 kPa over vijf dagen. De reversibele drukval bleef ongeveer 5 kPa. Waarschijnlijk is deze verminderde membraanvervuiling te danken aan reacties in de watermatrix, die de samenstelling daarvan veranderen. Als er wel nog ozon op het membraan aanwezig was, bij de korte contacttijd, leek de reversibele drukval beperkt te worden tot 4 kPa en leek de irreversibele drukval zelfs te dalen van 12 naar 8 kPa. Dit zou kunnen wijzen op afbraak van de gevormde koeklaag op het membraanoppervlak, maar er is meer onderzoek nodig om dit met zekerheid vast te kunnen stellen.

7.4 Pilotonderzoek naar de waterkwaliteit

7.4.1 Doel van dit deelonderzoek

Dit onderzoek, wat onderdeel vormde van werkpakket 2 en gedeeltelijk 3 (waar het betreft de biologische stabiliteit van het water) is uitgevoerd op de grote pilot-installatie, waarbij een relatief lage ozondosis werd toegepast dan in de eerdere meetsessies. Hierdoor zal er minder bromaatvorming zijn voorgekomen dan in paragraaf 7.2.4. In het uiteindelijke zuiveringsproces zal de ozondosis ook in deze grootteorde liggen. Na ozonatie werd FeCl_3 als vlokmiddel toegevoegd³, waarna het water naar het keramische membraan werd geleid. De Fe-concentratie was in dat geval ongeveer 10 mg/L (zie Tabel 10 in paragraaf 5.4). De ozondosis lag rond de 12 mg/L (met een verhouding $\text{O}_3 : \text{DOC} = 1$, behalve op 05-10-2022, toen die verhouding 1,7 was door variaties in het DOC-gehalte van het water). Gezien het feit dat de beginconcentratie ozon laag was in vergelijking met de ozonconcentraties in de vorige serie experimenten, dat de “lange” route door de reactor werd gevolgd en dat er vlokmiddel werd toegepast, kan met zekerheid worden aangenomen dat de ozonconcentratie in het membraan 0 mg/L is geweest. In deze serie experimenten lag de nadruk op de effecten van de behandeling op de waterkwaliteit. Een speciaal aandachtspunt hierbij vormt het AOC, dat gevormd werd tijdens ozonatie. Het is mogelijk dat dit de biologische

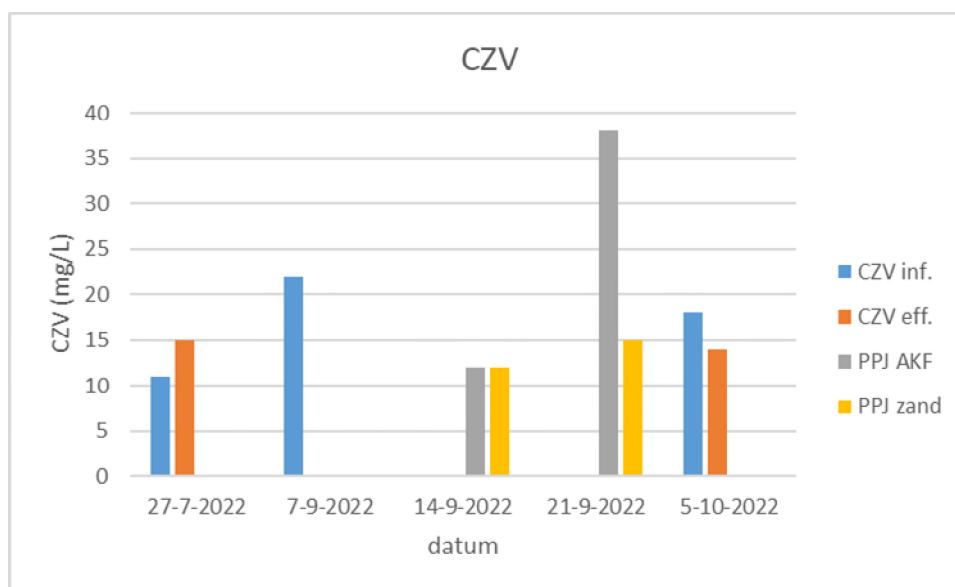
³ Er is niet altijd FeCl_3 gedoseerd.

stabiliteit van het water negatief beïnvloedt, en dat dat gevolgen heeft als het water bijvoorbeeld in de duinen zou worden geïnfiltrerd, net zoals het WRK-water. Om die reden is er achter de CMF een filter geplaatst met biologisch actieve kool (BAC), afkomstig van Nieuwater (NWTR – Nieuwater haalt meer uit water). Dit is een actieve kool die gewend is aan een afvalwatermatrix, omdat hij wordt ingezet in de zuivering van rioolwatereffluent. Er kan dus worden aangenomen dat deze BAC micro-organismen bevat die bepaalde OMV's kunnen afbreken. Net als in de vorige series experimenten zijn verschillende waterkwaliteitsparameters geanalyseerd, waarbij werd gekeken naar de concentraties vlak vóór de actieve koolkolom (dus na CMF) en vlak erna. De pilot-opstelling is in gebruik geweest van 20 juli 2022 tot 14 oktober 2022.

7.4.2 Effecten op de samenstelling van de watermatrix

Diverse waterkwaliteitsparameters zijn op verschillende momenten tijdens de pilot geanalyseerd, in het influent en het effluent van de BAC-kolom. De resultaten daarvan zijn hieronder weergegeven. De biologische werking van het filter beïnvloedt de gehalten stikstof, en fosfaat. Aangezien het een aerob filter betreft, wordt omzetting van bromaat naar bromide niet verwacht. Wel is gemeten of er wellicht adsorptie van bromaat op de kool plaatsvindt. In de grafieken zijn ook de analysesresultaten van WRK-water weergegeven. Die zullen worden besproken in hoofdstuk 6.

Figuur 78 in Bijlage VII laat de pH van het water in het influent en effluent van de BAC-kolom zien. Het blijkt dat de filtratie over BAC zoals verwacht geen effecten heeft op de pH. Het BZV van het water na ozonatie en CMF bleek in alle gevallen 0 mg/L te zijn. De CZV-data zijn weergegeven in Figuur 47. Er zijn op grond van deze gegevens geen eenduidige conclusies te trekken over het CZV van het water uit de pilot. In het BAC-effluent van de kolom op 7 september werd geen CZV meer gemeten, maar in beide andere meetrondes leek het verschil tussen influent en effluent niet significant.

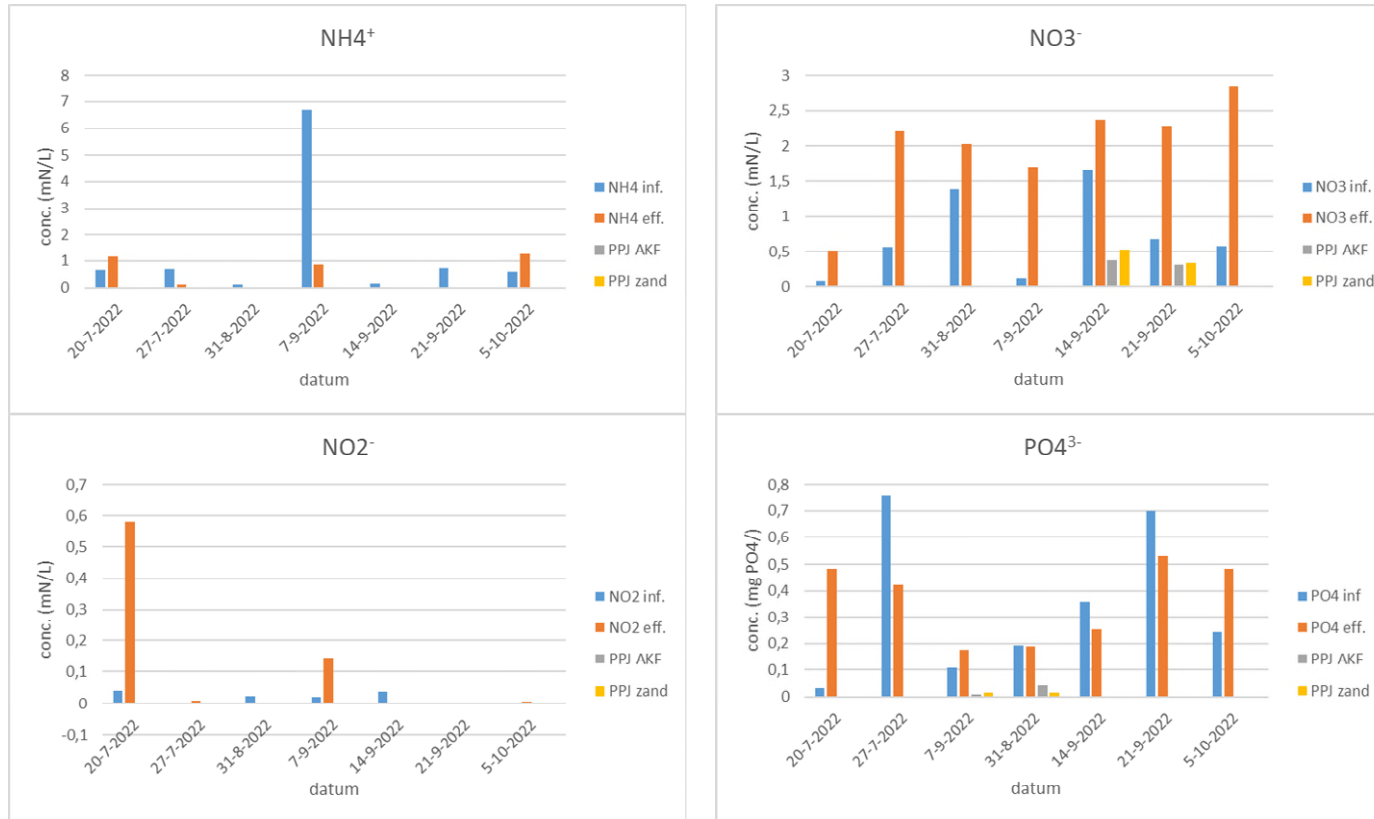


Figuur 47: CZV in het BAC influent en effluent van de pilot vergeleken met CZV van WRK-Water (PPJ AKF en zand)

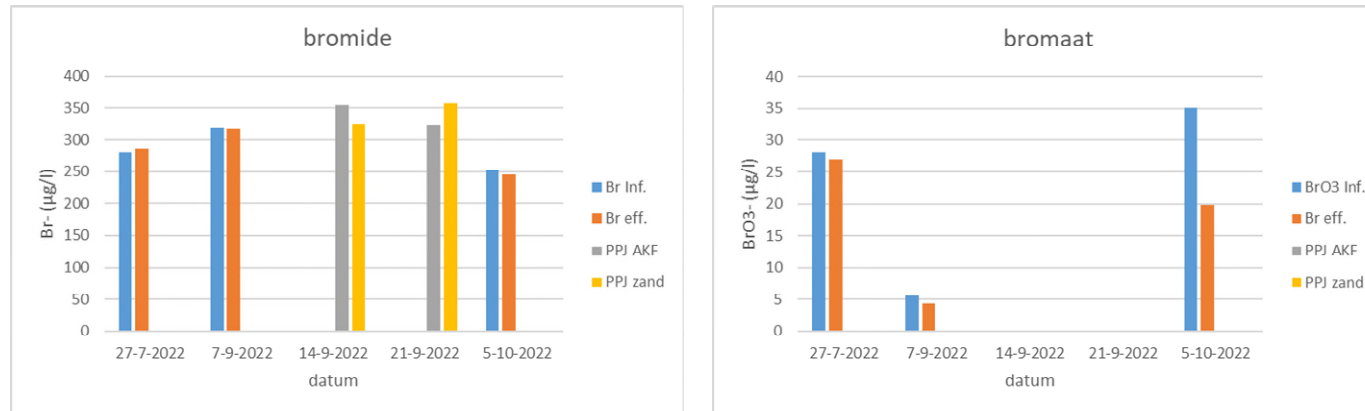
Informatie over stikstofverbindingen is weergegeven in Figuur 48. Eén keer werd een relatief hoog ammoniumgehalte (6,5 mg/L) gemeten in het influent van de BAC-kolom, wat in het effluent grotendeels verwijderd leek te zijn (dit was op dezelfde dag als dat de CZV hier vrij hoog was, terwijl die tijdens filtratie over BAC geheel verwijderd leek te worden). In de andere monsters was het ammoniumgehalte veel lager en was er niet duidelijk een conclusie te trekken over de verandering in concentratie door filtratie over BAC (vier keer werd die

(veel) lager, twee keer iets hoger). Het gehalte aan nitriet werd tijdens de eerste meting, op 20 juli, ruim een factor 10 verhoogd tot 0,58 mg N/L, wat op biologische oxidatie van stikstof I (nitrificatie) ikt te wijzen. Ook op 7 sept. werd een significante stijging van het nitrietgehalte waargenomen (van 0,02 naar 0,14 mg N/L), maar in alle andere gevallen was het gehalte gelijk aan of lager dan het gehalte in het influent. Het nitraatgehalte daarentegen bleek door filtratie over BAC sterk toe te nemen tot ongeveer 2 mg N/L. Waarschijnlijk is het aanwezige ammonium omgezet naar nitraat.

Het effect op het fosfaatgehalte lijkt te wisselen. In sommige gevallen nam het significant toe zoals op 20 juli en 5 okt. (van 0,03 naar 0,48 en van 0,24 tot 0,48 mg/L). Beide keren was dit kort na het (weer) opstarten van de BAC-filtratie. Op andere momenten was een afname te zien (van 0,76 tot 0,42 mg/L, van 0,36 naar 0,25 mg/L en van 0,70 naar 0,53 mg/L). In de andere gevallen was het verschil in fosfaatconcentratie klein.



Figuur 48: nutriënten in het BAC-influent en -effluent



Figuur 49: effect van BAC-filtratie op het gehalte bromide en bromaat in het influent en effluent van het BAC-filter, en in het WRK water na filtratie over zand of deels over GAC en zand..

Zoals verwacht bleek BAC-filtratie geen significante invloed te hebben op de concentraties metalen en anionen (zie Figuur 79 en Figuur 80 in Bijlage VII). Hetzelfde geldt voor de concentraties bromide en bromaat in een aeroob filter (zie Figuur 49), hoewel tijdens één meting, op 5 okt., het bromaatgehalte na filtratie wel lager leek te zijn. Mogelijk was dit een artefact van de meting, of had het te maken met de tijdelijke stilstand van het filter in de periode ervoor. In het Stowa-onderzoek naar O₃-step filter in Horstermeer (de Jong and Bechger 2020) leek het bromaatgehalte na GAC-filtratie wel af te nemen, maar in de literatuur wordt duidelijk dat in veel gevallen de verwijdering van bromaat door biologisch actieve kool sterk afhankelijk is van het type kool en de samenstelling van de watermatrix (Asami et al. 1999, Kirisits and Snoeyink 1999, Kirisits et al. 2000, Kirisits et al. 2001, Jahan et al. 2021). In het kader van een ander Stowa-onderzoek is gekeken naar de beperking van de bromaatvorming, onder andere door O₃/H₂O₂-processen toe te passen (zoals ook bestudeerd door in Bertelkamp et al. (2020)). Hieruit is gebleken dat de ozondosering, de plaats en hoeveelheid H₂O₂-inbreng in relatie tot de verschillende ozondispergeersystemen van belang zijn voor een goede balans tussen bromaatvorming en de omzetting van OMV's. Op dit moment wordt hier verder onderzoek gedaan in de demonstratie-installatie van HHNK op locatie Wervershoof, en ozon-experimenten op pilotschaal. Dit onderwerp vormde echter geen onderdeel van het in dit rapport beschreven onderzoek. Voor het vaststellen van effecten op de waterkwaliteit moeten de hier gemeten waarden niet als absoluut worden beschouwd, omdat zij onderdeel vormden van het lopende pilotonderzoek, en de reactor hierop niet geoptimaliseerd was. Wel geven de resultaten aan dat er biologische activiteit in het filter was, en dat dat geen effect had op de bromaatconcentratie.

7.4.3 Biologische stabiliteit van het water

Een belangrijk onderwerp van dit deel van de studie was het effect van de ozonatie op de biologische stabiliteit van het behandelde water. Door ozonatie zou meer AOC gevormd kunnen worden, waardoor de stabiliteit van het water verlaagd zou kunnen worden. Dat zou dan weer tot verstopping van infiltratieputten kunnen leiden, als het water in de duinen geïnfilteerd zou worden, zoals dat ook met WRK-water gebeurt. Door het water eerst over een BAC-kolom te leiden zou het gevormde AOC verwijderd kunnen worden. In Figuur 50 is het effect van de BAC-filtratie op de concentraties van de verschillende NOM-fracties weergegeven. In Figuur 51 wordt vervolgens het effect van deze filtratie op de concentraties van verschillende typen AOC en van DOC weergegeven.

Het blijkt dat de BAC-filtratie het gehalte DOC flink verlaagt, en dat in feite alle fracties NOM (gemeten met behulp van LCOCD) wel in meer of mindere mate worden verwijderd. Wel blijkt uit Figuur 50 dat de kleinere fracties beter verwijderd worden dan de grotere fracties zoals humuszuren. Dit is ook wel de verwachting, omdat kleinere fracties in de regel beter biodegradeerbaar zijn. Door de oxidatie met behulp van ozon is een deel van de grotere fracties echter ook afgebroken tot kleinere moleculen. Dit kan de biologische stabiliteit van het water negatief beïnvloeden, en uit deze metingen blijkt dat filtratie over BAC hier een gunstig effect op heeft. Alle AOC wordt, zoals verwacht, door de micro-organismen op de kool ook goed verwijderd.

Op 11 oktober is het zuurstofgehalte in het influent en het effluent van de BAC gemeten (zie Tabel 17)

Tabel 17: zuurstofgehalte in influent en effluent van de BAC

Monster	Zuurstofgehalte (mg/L)
Influent	34,8
effluent	12,6

Het zuurstofgehalte in het influent is erg hoog, maar dat wordt zeer waarschijnlijk veroorzaakt door het gebruik van ozon, eerder in het proces. Het zuurstofgehalte neemt in de kool wel af, wat waarschijnlijk door de biologische activiteit in het filter is veroorzaakt. Hierbij moet wel worden aangetekend dat de installatie op het moment van de meting net weer was opgestart, nadat die 1,5 week stilgestaan had vanwege problemen met de pilot. Het is dus mogelijk dat eerder tijdens het proces het zuurstofgehalte lager is geweest, maar dat is niet na te gaan.

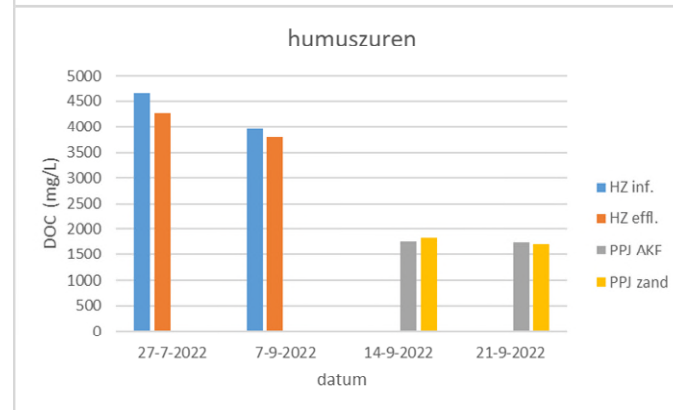
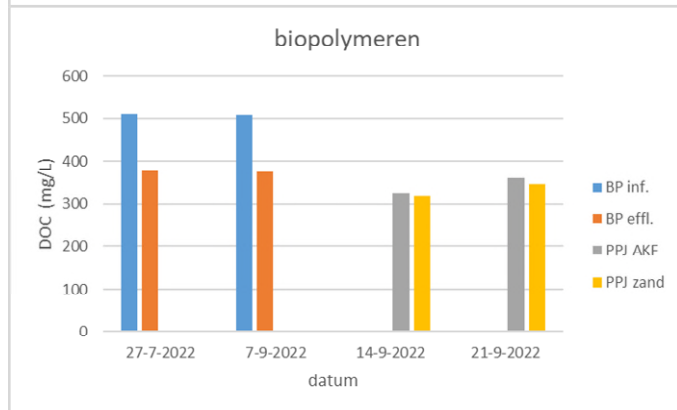
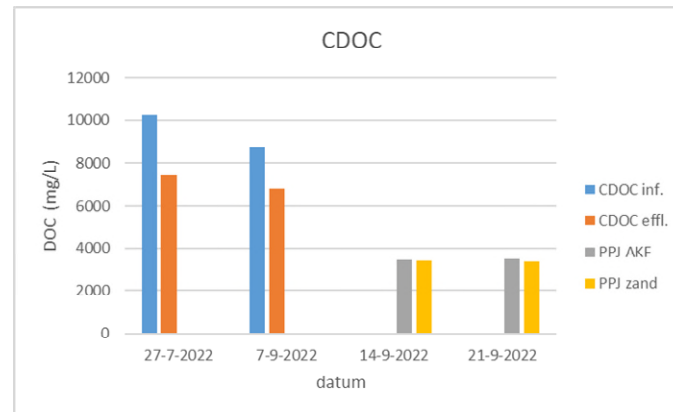
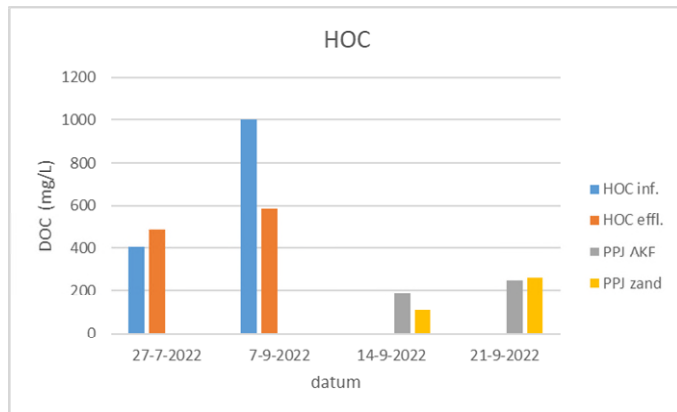
De biologische stabiliteit van het influent en effluent water van de actieve-koolfilters is bepaald door de biomassaproductiepotentie van het water (BPP_w) en de deeltjes en/of hoogmoleculaire organisch koolstof (PHMOC) te meten (van der Wielen 2018). De BPP_w -test levert twee parameters op, de maximale biomassaproductie tijdens de eerste zeven dagen van de incubatie (BP_7), die een indicatie is voor de concentratie gemakkelijk afbreekbaar organisch koolstof, en de cumulatieve biomassaproductie gedurende 14 dagen incubatie (BPC_{14}) (van der Wielen, 2018). Daarnaast is ook de ATP-concentratie van het influent en effluent gemeten als maat voor de hoeveelheid actieve biomassa in het water.

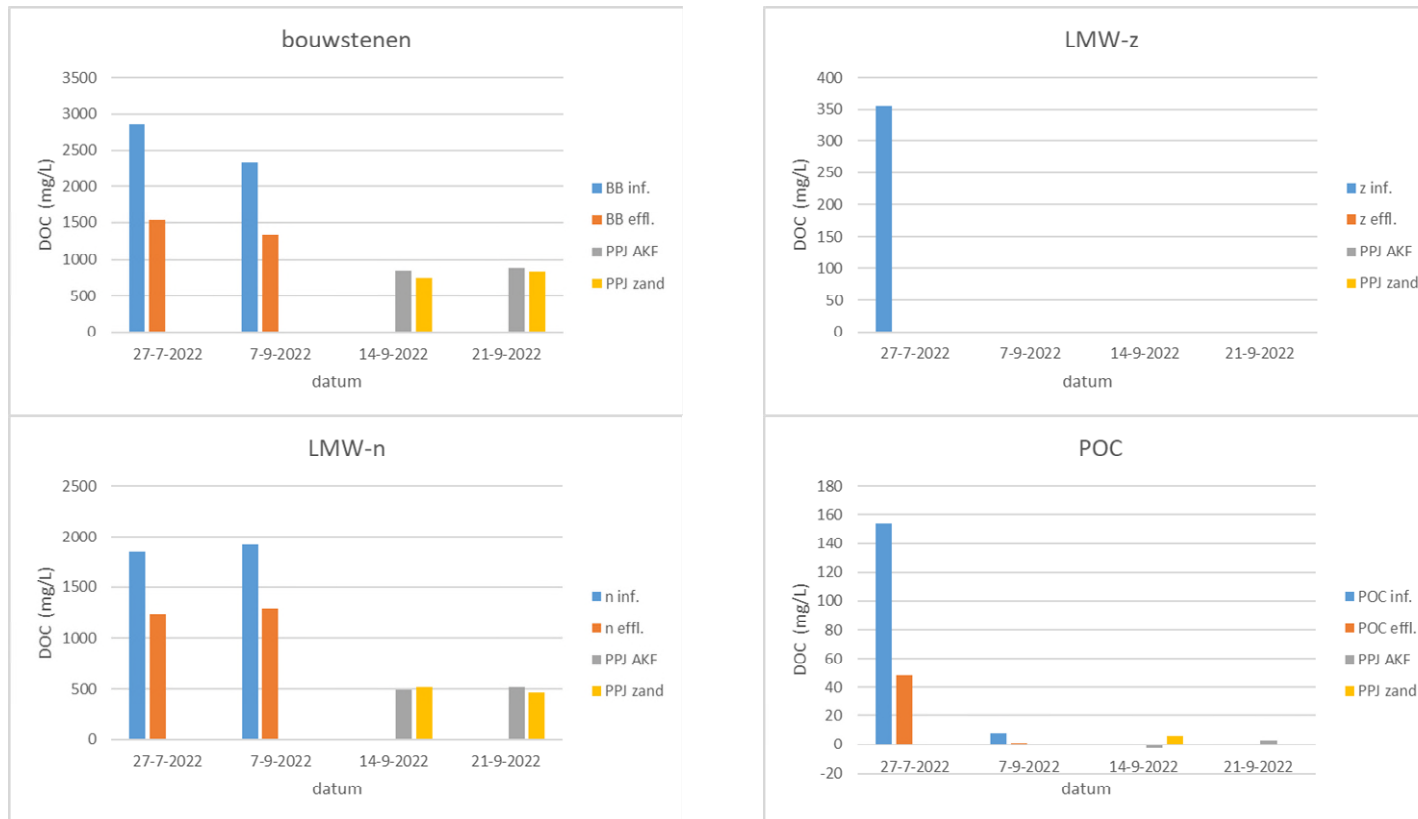
De resultaten (Figuur 52) laten zien dat de actieve-koolfiltratie de biologische stabiliteit sterk verbetert, wat tot uiting komt in verlaagde concentraties biodegradeerbare componenten. De waarden van de BPP test en de ATP-concentratie laten op de verschillende monsterdata een vergelijkbaar beeld zien (een significante afname van de concentraties door BAC-filtratie), behalve voor de monsters van 12 september 2022, waar het effluent een veel hogere concentratie heeft dan in het influent. Een dergelijke productie van afbreekbare stoffen in actieve-koolfiltratie is echter niet mogelijk, waardoor het vermoeden bestaat dat het influent- en effluentmonster van deze monsterdag zijn verwisseld. De BPP-resultaten van die datum zijn daarom niet meegenomen in de analyse van de data.

De BP_7 van het influent water variëren tussen de 180 en 470 ng ATP/l, terwijl in het effluent water de BP_7 varieert tussen 71 en 150 ng ATP/l. Voor de BPC_{14} -waarden is eenzelfde patroon waargenomen, waarbij in het influent deze waarden variëren tussen 1400 en 5100 d.ng ATP/l en in het effluent tussen de 600 en 1400 d.ng ATP/l. De actieve-koolfiltratie verwijdert dus een groot deel van het biodegradeerbaar organisch koolstof (BDOC). De PHMOC is ook duidelijk lager in het effluent (318 $\mu\text{g C/l}$) dan in het influent (496 $\mu\text{g C/l}$). De ATP-concentratie van het effluent is ook lager dan die van het influent, wat laat zien dat ook een deel van de actieve biomassa door actieve-koolfiltratie wordt verwijderd. De ATP-concentraties in het effluent variëren over het algemeen tussen de 14 en 67 ng ATP/l dat over het algemeen hoger is dan de ATP-concentraties van het WRK-water na snelfiltraat (9,61 \pm 2,88 ng ATP/l). De actieve-koolfiltratie verwijdert dus een groot deel van de gemakkelijk afbreekbare stoffen in het water, en een deel van de deeltjesgebonden en hoogmoleculaire stoffen. Hierdoor verbetert BAC-filtratie dus duidelijk de biologische stabiliteit van het water, maar de biologische stabiliteit is wel lager dan die van het WRK-water na snelfiltratie, aangezien de BP_7 en BPC_{14} van het WRK-snel filtraat respectievelijk 15 ng ATP/l, 240 d.ng ATP/l zijn. De BPP-waarden van het effluent van de actieve-koolfiltratie liggen wel ongeveer in de range van de BPP-waarden die zijn gemeten aan het influent water dat door Dunea in de duinen wordt geïnfiltreerd (Timmers et al. 2021). Daar was de BP_7 van het influent water uit de transportleiding gemiddeld 53 \pm 15 ng ATP/l en de BPC_{14} 533 \pm 28 d.ng ATP/l. Het water van de infiltratieplassen in het duingebied van Scheveningen kan echter vele hogere BPP-waarden laten zien tot een gemiddelde van 648 \pm 213 ng ATP/l voor de BP_7 en 3672 \pm 858 voor de BPC_{14} . De PHMOC van deze watertypen bij Dunea is niet bepaald, maar daar is wel met behulp van de LC-OCD de biopolymerenconcentratie bepaald, een parameter enigszins vergelijkbaar met de PHMOC (zie Figuur 53). Deze biopolymerenconcentratie in het influent water varieerde sterk, met maximale waarden tot boven de 400 $\mu\text{g C/l}$.

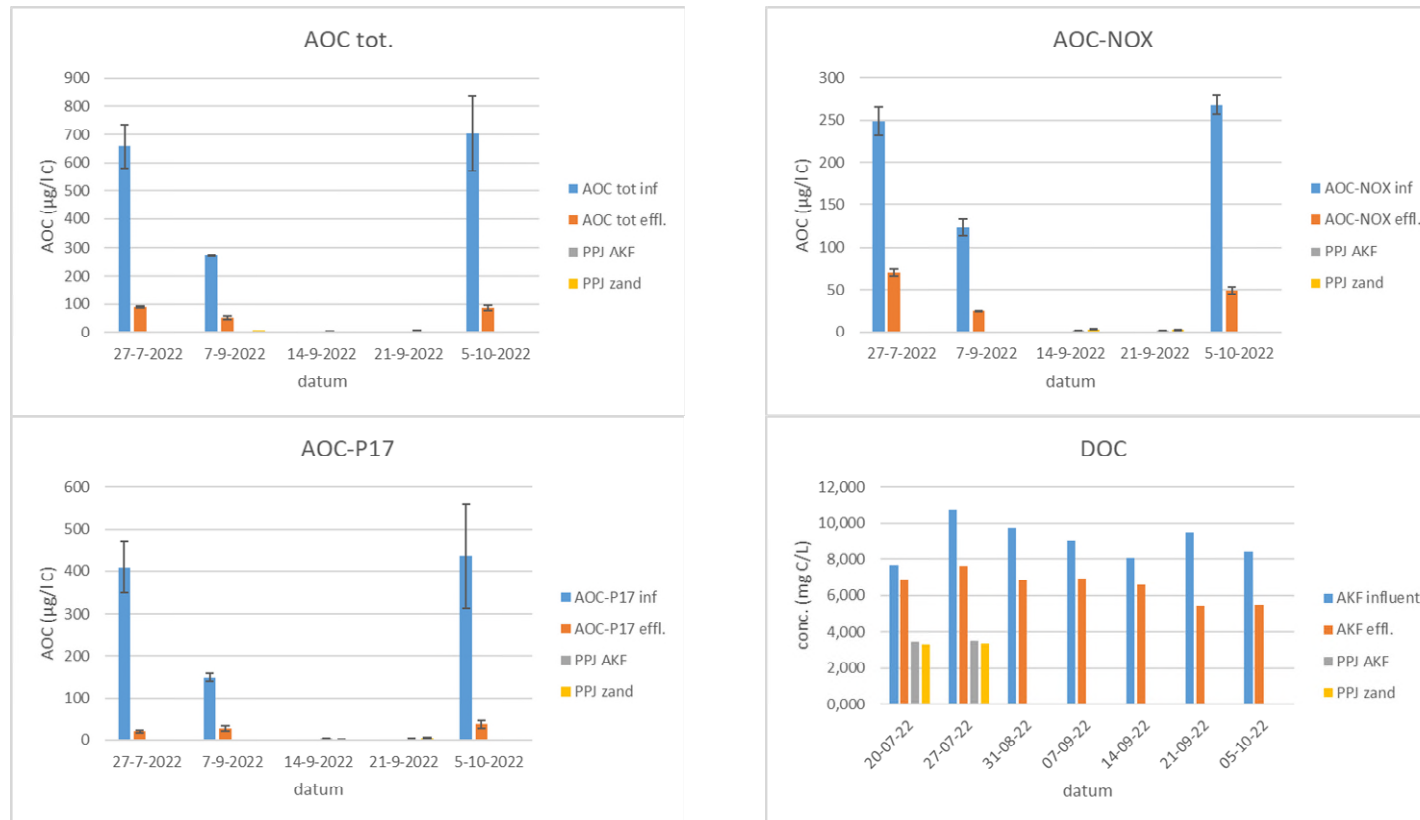
Uit alle metingen blijkt dat het BAC-filter inderdaad biologisch actief is, en relatief kleine NOM-fracties afbreekt. Dit komt ook overeen met het effect op de gehalten stikstof en fosfor.

Concluderend kan op grond van de BPP-, ATP- metingen en de bepalingen van de NOM-fracties worden gesteld dat bij infiltratie van het geproduceerde actieve-koolfiltraat in de duinen van PWN er meer BDOC wordt aangeboden dan in de huidige situatie met het WRK-water na snelfiltratie. Deze hoeveelheid BDOC hoeft echter niet problematisch te zijn, aangezien vergelijkbare (en bij sommige infiltratieplassen zelfs hogere) concentraties BDOC worden aangeboden in het duingebied van Dunea. De hoeveelheid actieve biomassa, gemeten als de ATP-concentratie van het water, die wordt geïnfiltreerd met het actieve-koolfiltraat is iets hoger dan de ATP-concentratie van het WRK-water na snelfiltratie.

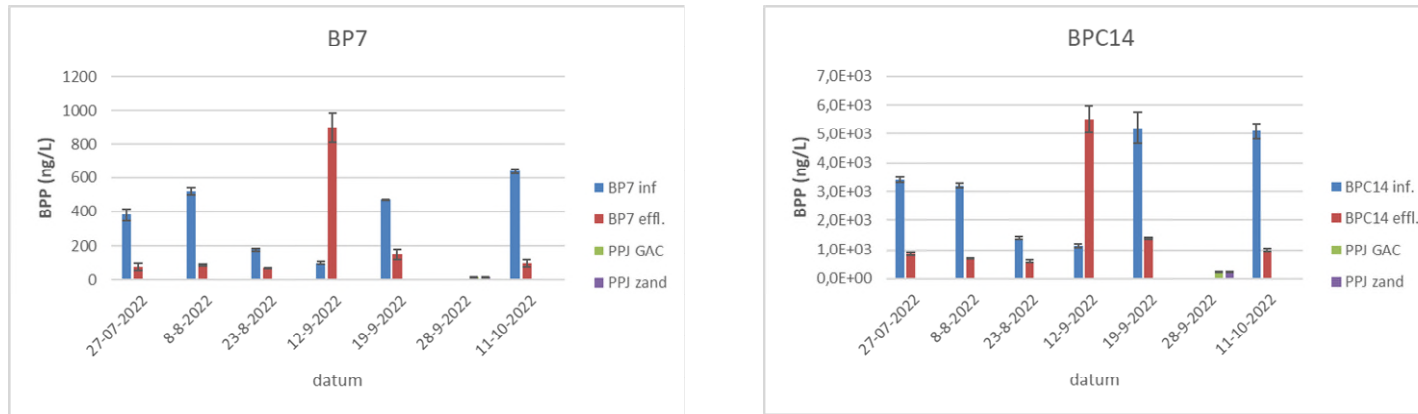




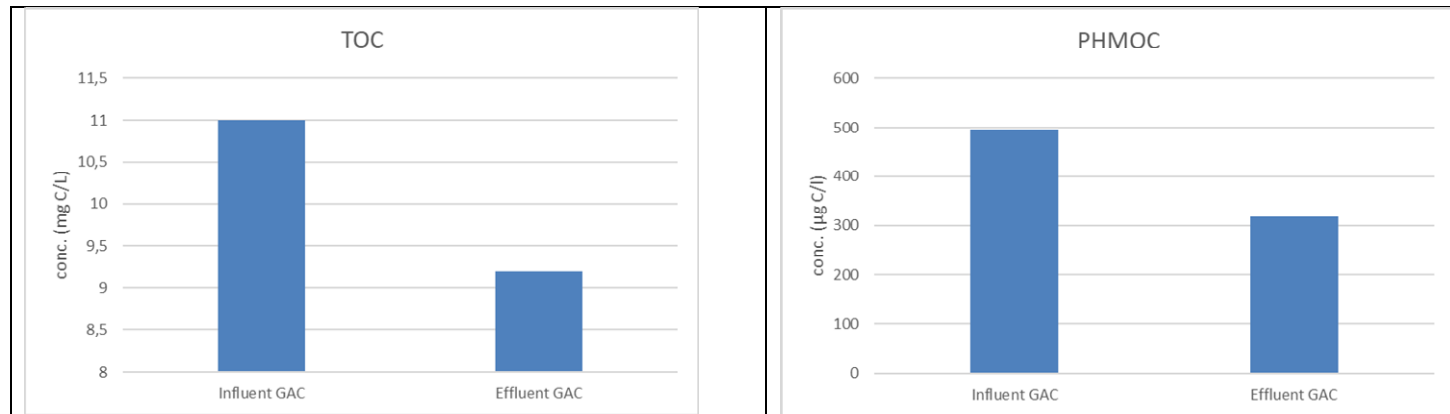
Figuur 50: effect van BAC-filtratie op de verschillende NOM-fracties van het water



Figuur 51: effect van BAC-filtratie op AOC- en DOC-gehalten



Figuur 52: Effect van BAC-filtratie op BPP van het water

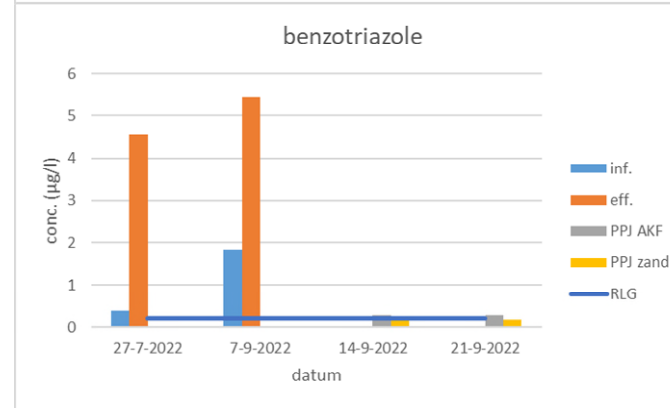
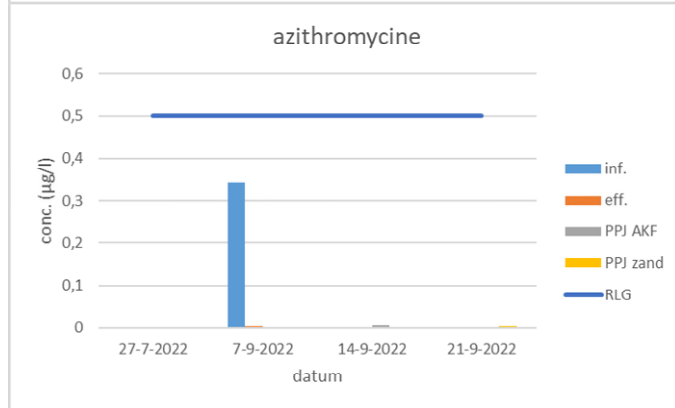
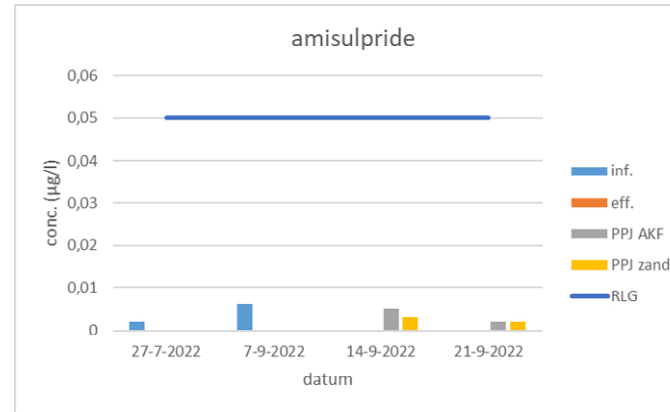
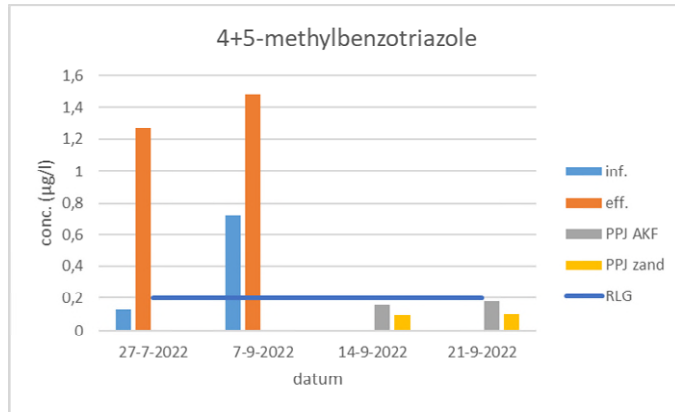


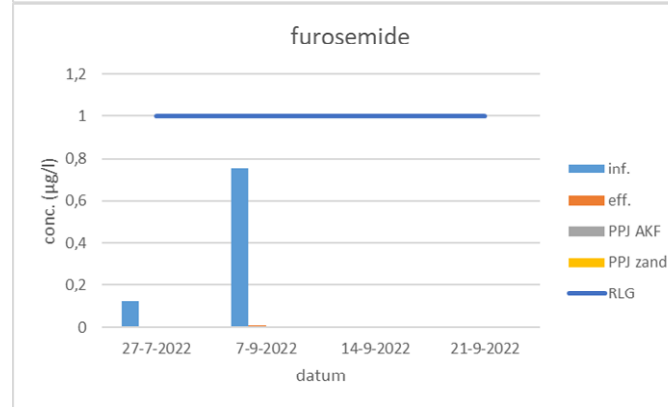
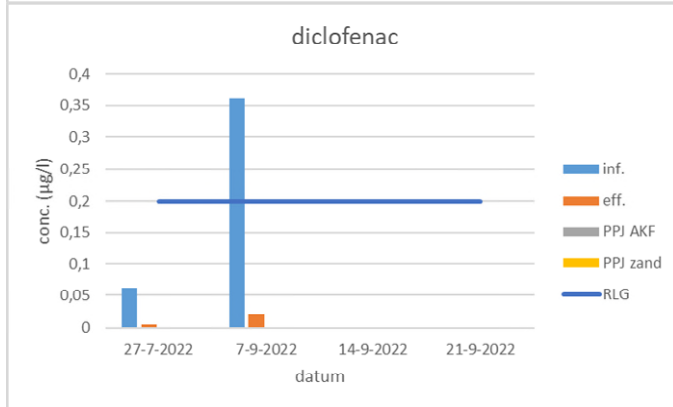
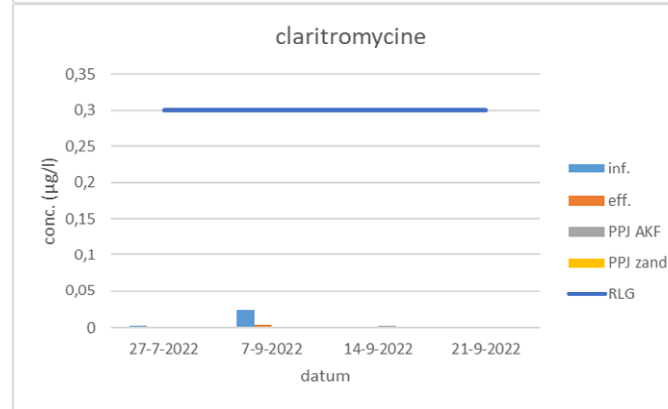
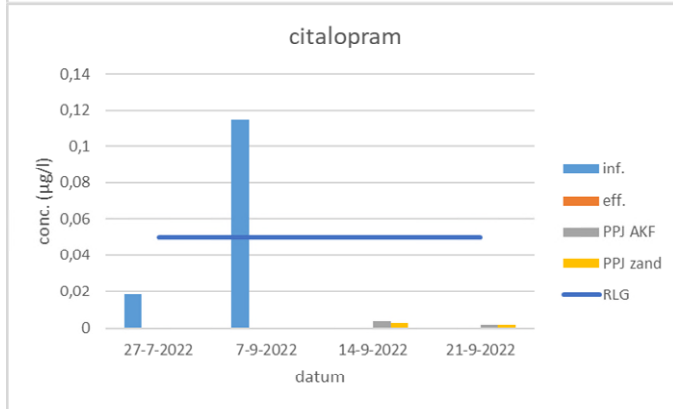
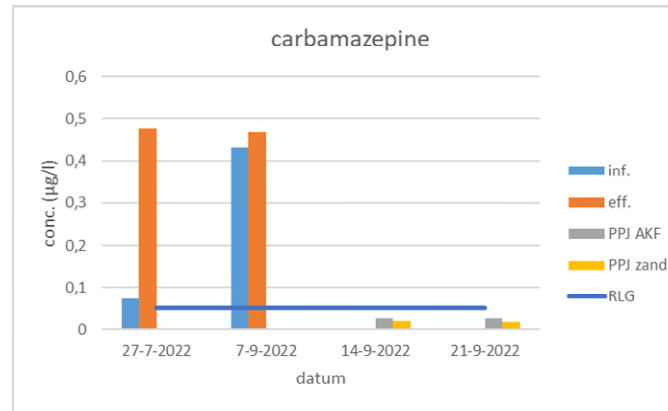
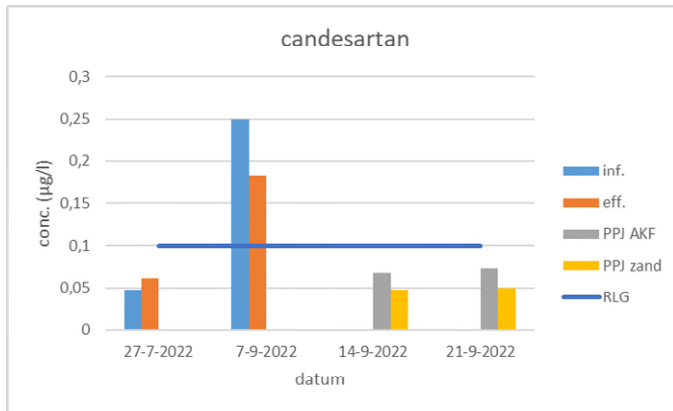
Figuur 53: effect van BAC-filtratie op TOC-gehalte en PHMOC-gehalte van het water

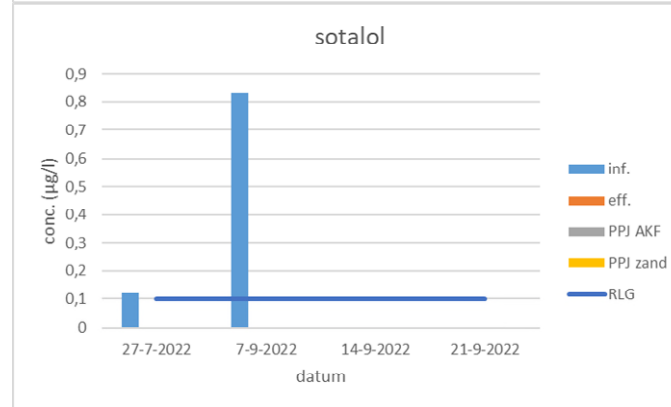
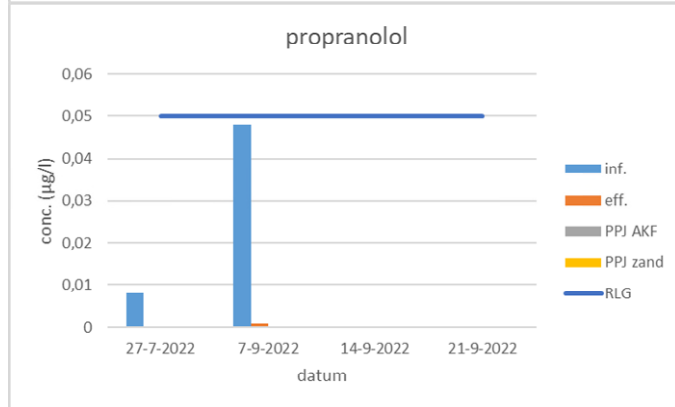
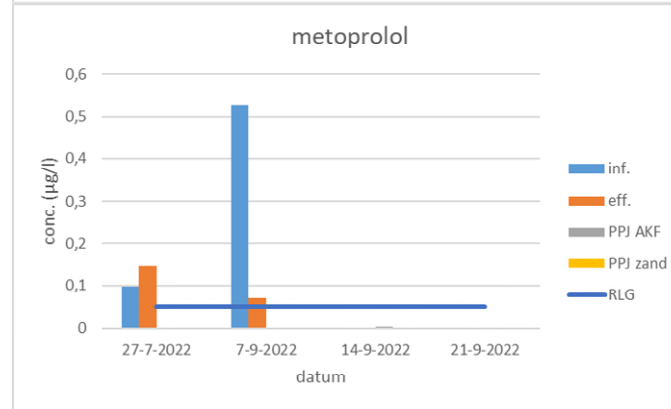
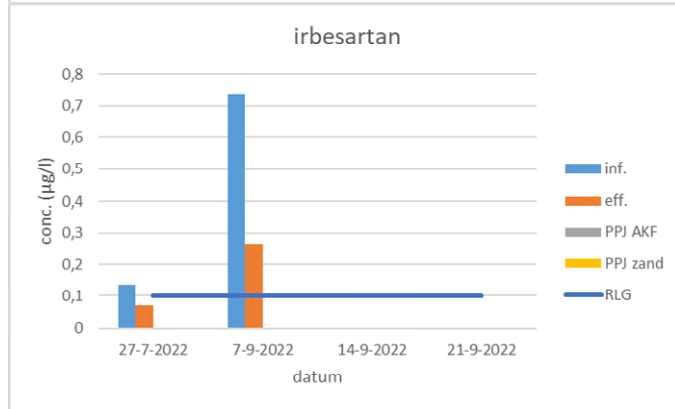
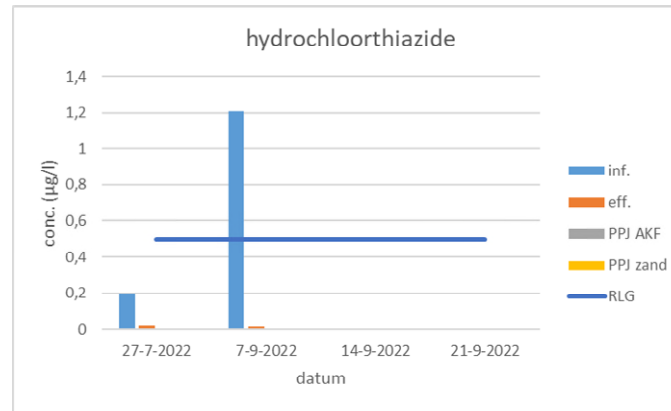
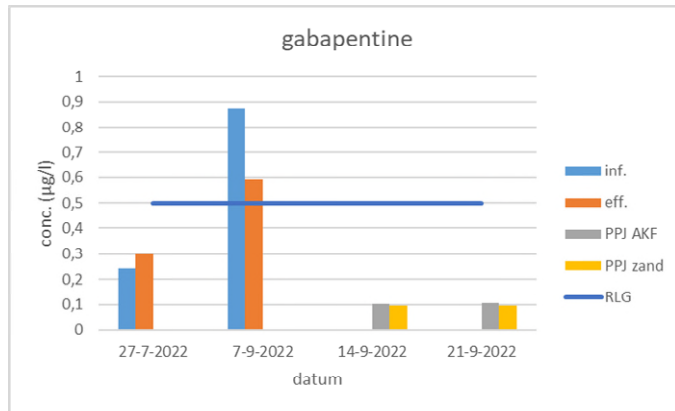
7.4.4 Effecten op concentraties van gidsstoffen

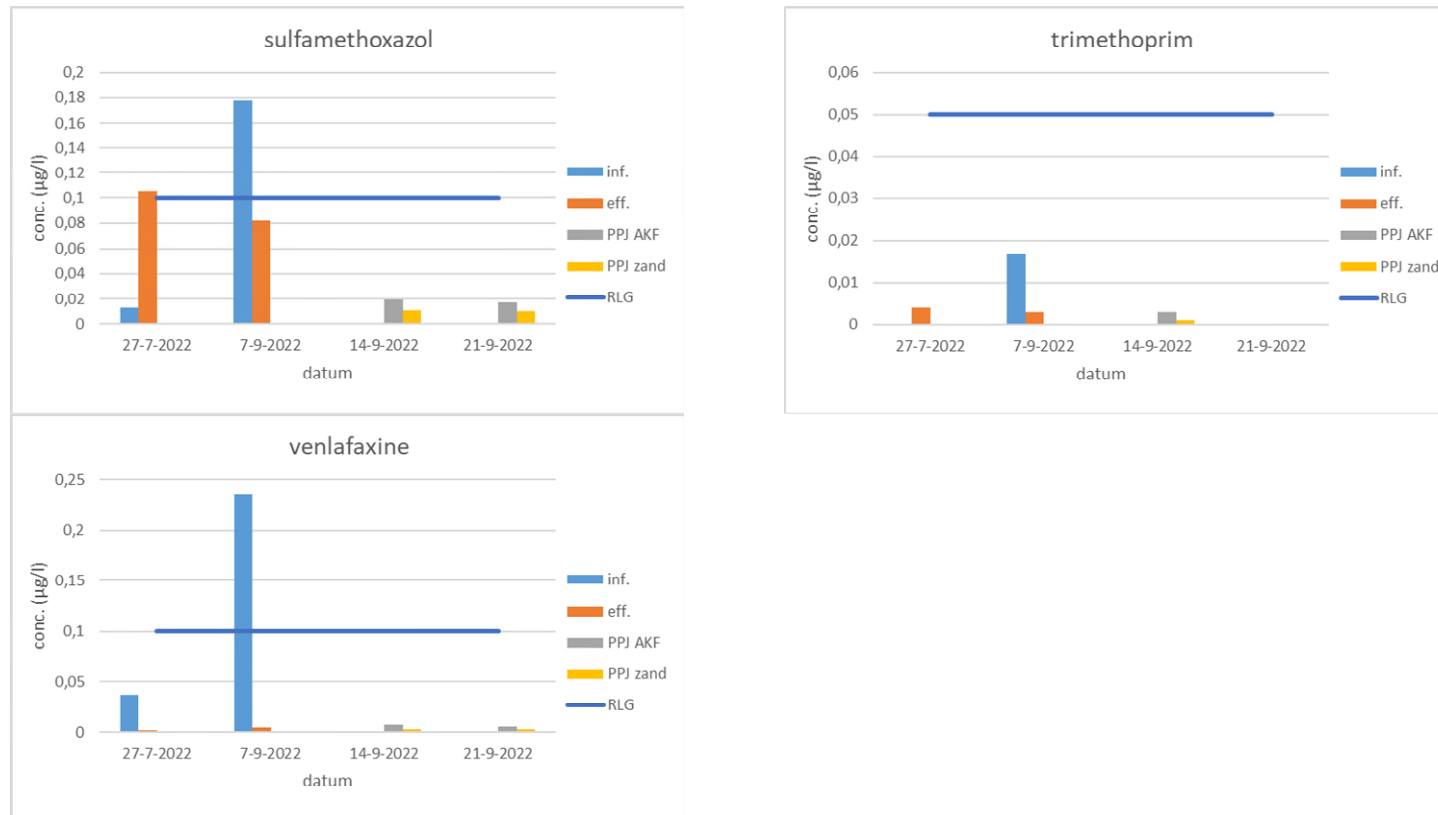
Afvalwater bevat allerlei organische microverontreinigingen. In het kader van diverse STOWA-projecten wordt de verwijdering daarvan uit het water met diverse technieken bestudeerd. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de lijst zogenaamde 'gidsstoffen'. In Figuur 54 zijn de effecten van de koolfiltratie op de concentraties gidsstoffen in het CMF-effluent weergegeven.

De stoffen amisulpride, clarithromycine, azithromycine, furosemide, propranolol en trimethoprim komen nergens voor in een concentratie boven de onderste rapportagegrens (RLG). Voor zover ze wel gedetecteerd konden worden, bleken ze allemaal tijdens de filtratie over BAC te worden verwijderd. 4,5-methylbenzotriazole, benzotriazole en carbamazepine lijken daarentegen uit de kool vrij te komen. Dit is mogelijk, als de kool oorspronkelijk deze verbindingen had opgenomen, en ze in het water in Wervershoof in lagere concentraties voorkwamen. Een andere optie is dat deze moederstoffen door micro-organismen weer zijn terug gevormd uit de dochterstoffen naar de moederstoffen (Styszko et al. 2021). Sulfamethoxazole leek in eerste instantie ook uit de kool te desorberen, maar werd later, toen in het influent een hogere concentratie bleek voor te komen, wel goed verwijderd (tot onder de RG). Citalopram, diclofenac, candesartan, gabapentine, hydrochloorthiazide, ibersartam, metoprolol, sotalol en venlafaxine waren in het actieve kool-influent nog aanwezig, maar werden door de BAC verwijderd.





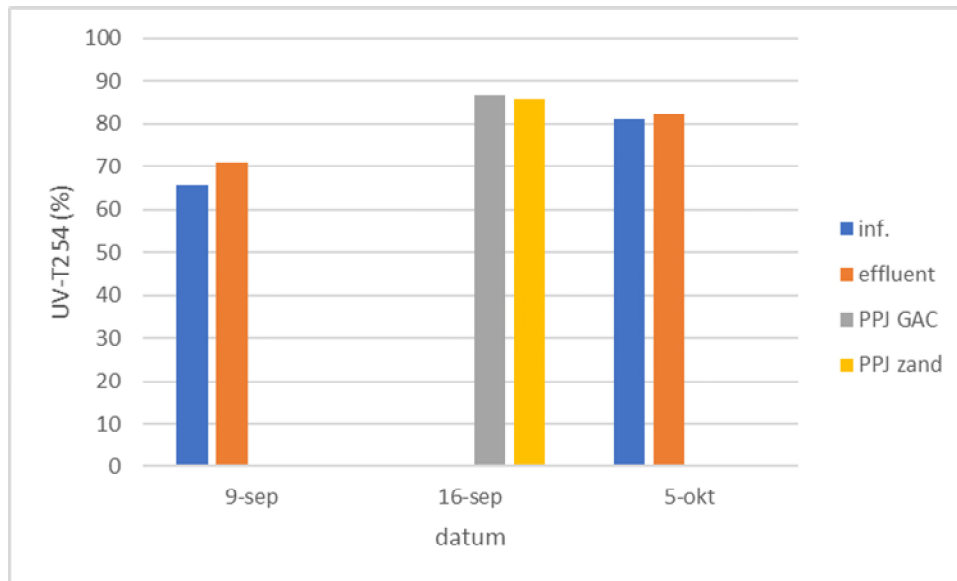




Figuur 54: concentraties OMV's na CMF, vlak vóór en na koolfiltratie, gemeten op twee verschillende dagen. In deze grafieken zijn ook de concentraties van deze OMV's in het WRK water weergegeven (zie hoofdstuk 6). De horizontale lijnen geven de rapportagegrenzen

7.4.5 UV-scans

De UV-scans zijn weergegeven in Figuur 81 in Bijlage VII; een samenvatting van de UV-T bij 254 nm is te zien in Figuur 55. Op 9 september was de UV-T van het water van Wervershoof significant lager dan dat van de WRK, maar in oktober was die afwijking veel kleiner, en was voor beide de UV-T bij 254 nm > 80 %. Filtratie over BAC lijkt de UV-T van het water iets te verhogen (van 65 naar 71 % in sept. en van 81 naar 82 % in okt., hoewel deze laatste verhoging waarschijnlijk binnen de meetfout valt).



Figuur 55: UV-T₂₅₄ van influent en effluent van de BAC-kolom

7.4.6 MFI-metingen

Om te zien hoeveel deeltjes er in het water aanwezig zijn, die mogelijk voor verstopping zouden kunnen leiden bij infiltratie in de duinen, wordt gebruik gemaakt van de membraanfiltratie index (MFI) (Schippers and Verdouw 1979). De resultaten van MFI-metingen, in duplo uitgevoerd op 31-08-2022, zijn weergegeven in Tabel 18. De maximale MFI-waarde voor infiltratie in de ondergrond verschilt per drinkwaterbedrijf. Waternet en Dunea hanteren een waarde van 1, PWN één van 3. De metingen zelf zijn echter ook niet exact gestandaardiseerd, dus aan de absolute waarde moet niet te veel waarde worden gehecht. Het gaat in dit verband vooral om een vergelijking met WRK-water mogelijk te maken.

Tabel 18: resultaten MFI-metingen vóór en na de BAC-kolom (s/L²)

Monster	MFI	SDI	Opmerkingen
Influent BAC	0,02	0,1	Meting iets eerder afgebroken vanwege backwash.
Influent BAC	0,01	0,03	
Effluent BAC	1,12	9,09	Hogere MFI. Verklaarbaar, want oude kool gebruikt. Filter is 4 weken in gebruik en gister gespoeld. Vervuiling door fines uit kf?
Effluent BAC	1,19	6,13	

De MFI is na de keramische membranen bijna 0. De poriegrootte van MFI membranen is 0,45 µm, dus waarschijnlijk worden alle deeltjes groter dan dat verwijderd door het membraan.

Na de Koolfiltratie is de MFI (+1) hoger, wat waarschijnlijk wordt veroorzaakt doordat er (nog) fines uit de koolfilters komen.

7.4.7 Samenvatting en conclusies

In het in deze paragraaf beschreven deel van het onderzoek lag de nadruk op het effect van de behandeling met O₃, CMF en BAC-filtratie op de waterkwaliteit. BAC-filtratie leidt tot een verlaging van het NH₄⁺-gehalte en een daarmee gepaard gaande verhoging van de NO₃⁻-concentratie van het water. Dit is het gevolg van de biologische activiteit in het filter, waardoor biologisch afbreekbare stoffen worden omgezet (zoals ook de bedoeling van deze behandeling was). Veel gidsstoffen worden door de BAC-filtratie extra verwijderd, maar voor enkele (4,5-methylbenzotriazole, benzotriazole en carbamazepine) lijken de concentraties toe te nemen. Dit kan veroorzaakt worden door desorptie van eerder geadsorbeerde componenten, of doordat deze stoffen uit hun metabolieten terug worden gevormd. Het voornaamste aandachtspunt in dit deel van het onderzoek was de vraag of door de vorming van AOC tijdens ozonatie het water niet biologisch minder stabiel zou worden, en of dit probleem op te lossen zou zijn door een BAC-filtratie uit te voeren. Inderdaad blijkt dat BAC-filtratie het DOC-gehalte van het water significant vermindert, en dat dat in meer of mindere mate geldt voor alle fracties NOM. Er is vastgesteld dat de BAC een groot deel van het biodegradeerbaar organisch koolstof (BDOC) verwijderd. Doordat ook ATP-concentraties afnemen kan worden geconcludeerd dat ook een deel van de actieve biomassa door de BAC-filtratie wordt verwijderd. Alle resultaten wijzen erop dat de biologische stabiliteit van het effluent, die na O₃/CMF behandeling lager was geworden, door de BAC-filtratie aanzienlijk verbetert. Hoewel BAC-filtratie dus tot een betere biologische stabiliteit leidt, is die wel nog steeds lager dan de biologische stabiliteit van het WRK-water.

8 Vergelijking van behandeld RWZI-effluent met WRK-water en het Infiltratiebesluit

In dit hoofdstuk wordt een vergelijking gemaakt van het water dat behandeld was met O₃/CMF, eventueel gevolgd door BAC-filtratie, met het WRK-water, dat wordt geïnfiltreerd in de duinen of gebruikt als industriewater. Dit is het water dat wordt beschreven in paragraaf 7.4.

Tabel 19: vergelijking van WRK-water (gemengd kool- en zandfiltraat en zandfiltraat) met permeaat van het keramische membraan (na ozonatie en coagulatie/floculatie) en BAC-filtraat

Parameter	eenheid	Koolfiltraat	zandfiltraat	CMF-water	BAC-effluent
pH		7,91	7,72	7,07	6,94
Ca	mg/L	41,7	41,77	49,51	46,61
Mg	mg/L	12,86	13,5	13,40	13,30
Na	mg/L	143,2	98,33	149,39	149,99
Cl	mg/L	201,8	178,4	195,99	201,7
NO ₃	mg N/L	0,34	0,43	0,73	1,99
NO ₂	mg N/L	0	0,00034	0,019	0,105
NH ₄	mg N/L	0,0077	0,012	1,37	0,49
CZV	mg/L	12*)	13,5	17	9,67
SO ₄	mg/L	93,3	66,24	91,20	93,32
PO ₄ ³⁻	mg/L	0,027	0,015	0,342	0,362
DOC	Mg C/L	3,49	3,35	9,02	6,53
Br ⁻	mg/L	340,42	342,1	284,17	283,5
BrO ₃ ⁻	µg/L	0,09	0,065	22,96	17,03
AOC tot	mg C/L	0,3	1,41	70,67	4,44
AOC P17	mg C/L	0,97	0,22	64,39	6,67
AOC NOX	mg C/L	0,10	0,43	12,57	2,83

*) alleen deze waarde meegenomen. De andere waarde was 38 mg/L, maar dat lijkt onrealistisch hoog

Er zijn geen significante verschillen te zien tussen het WRK-water en het behandelde RWZI-effluent voor wat betreft de pH en BZV c.q. CZV. De gehalten calcium en magnesium wijken ook niet af, maar het effluent bevat wel iets meer natrium dan het WRK-water (circa 150 mg/L ten opzichte van 100 mg/L). De norm voor natrium in drinkwater is 150 mg/L, wat dichtbij het gemeten gehalte in het behandelde effluent komt. Het sulfaatgehalte, dat in drinkwater ook maximaal 150 mg/L mag bedragen, is in het effluent ongeveer 90 mg/L, en in het WRK-water 60 mg/L. Het chloridegehalte blijkt nogal te variëren, en was op een bepaalde dag zelfs 240 mg/L tegenover 175 mg/L in het WRK-water. Op andere dagen waren de gehalten chloride in alle drie de typen water vergelijkbaar. In het

Drinkwaterbesluit wordt een maximaal chloridegehalte in drinkwater van 150 mg/L aangegeven, maar ook in WRK-water kunnen de concentraties hoger zijn dan deze waarde. Het bromidegehalte van het effluent lijkt vergelijkbaar of zelfs een beetje lager dan dat van WRK-water, maar zoals verwacht is het bromaatgehalte wel hoger, al zitten hier grote variaties in (tussen 5 en 35 µg/L tijdens de testperiode). In een ander onderzoek wordt echter bestudeerd hoe dit gehalte zo laag mogelijk kan worden.

Een aandachtspunt vormen mogelijk de OMV's, die in het behandelde effluent in hogere concentraties voorkomen dan in het WRK-water, al zijn de gehalten na BAC-filtratie meestal wel veel lager dan in het effluent van het keramische membraan. Wellicht worden deze stoffen tijdens duinfiltratie verder verwijderd.

Het effluent bevat meer humuszuren (4 mg/L ten opzichte van 1,5 mg/L), en ook meer biopolymeren en laag moleculaire componenten dan beide typen WRK-water. Het effluent bevat meer stikstofverbindingen, fosfaat en AOC wat nagroei kan bevorderen. Dat is ook te zien in het ATP-gehalte van het water en de BPP, zelfs na filtratie over BAC. Ook de waarden voor BP7 en BPC14 zijn in het behandelde effluent, zelfs na BAC-filtratie nog aanzienlijk hoger dan in het WRK-water (zie Figuur 52):

- BP7 70 – 150 ng ATP/L, met een uitschieter naar 900 ng ATP/L, versus 15 ng ATP/L in beide typen WRK-water
- BPC14 600 – 1400 ng ATP/L, met een uitschieter naar 5.500 ng ATP/L, versus 230-250 ng ATP/L in WRK-water

De MFI-data van het water uit de BAC-filtratie blijken daarentegen veel lager te zijn dan die van het WRK-water, wat waarschijnlijk veroorzaakt wordt door de CMF barrière.

Bij infiltratie van het geproduceerde actieve-koolfiltraat van de pilot in de duinen van PWN zal er meer BDOC wordt aangeboden dan in de huidige situatie met het WRK-water na snelfiltratie. Deze hoeveelheid BDOC hoeft echter niet problematisch te zijn, aangezien vergelijkbare (en bij sommige infiltratieplassen zelfs hogere) concentraties BDOC worden aangeboden in het duingebied van Dunea. De hoeveelheid actieve biomassa, gemeten als de ATP-concentratie van het water, die wordt geïnfiltreerd met het actieve-koolfiltraat is redelijk vergelijkbaar met de ATP-concentratie van het WRK-water na snelfiltratie.

De waterkwaliteitseisen van het infiltratiebesluit zijn weergegeven in Bijlage IX. Niet alle parameters die hierin worden genoemd zijn in dit onderzoek gemeten. Deze parameters komen ook niet voor in het overzicht van de waterkwaliteit van het WRK-water, waarvan de volgende parameters standaard gemeten worden:

Ca²⁺, Mg²⁺, SUVA₂₅₄, Cl⁻, HCO₃²⁻, Na⁺, opgelost O₂, SO₄²⁻, ATP, pH, DOC, HOC, samenstelling DOC, NOM, POC, TOC, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, AOC-NOX, AOC-P17, AOC-tot, Br⁻, BrO₃⁻ en opgelost O₂.

Een vergelijking van de waterkwaliteitsparameters uit het infiltratiebesluit, direct na CMF (bij toepassing van O₃ en FeCl₃ als vlokmiddel), en na BAC-filtratie wordt gegeven in Tabel 20.

Hieruit blijkt dat het met name de concentraties natrium en chloride zijn die mogelijk te hoog zijn.

Tabel 20: vergelijking van waterkwaliteitsparameters uit het infiltratiebesluit, het WRK-water, en RWZI-effluent direct na CMF en na BAC-filtratie (het betreft gemiddelde waarden van beide typen WRK-water (zowel met als zonder koolfiltratie) en van de metingen vóór en na BAC-filtratie in dit onderzoek)

Macro parameters	eenheid	Toetsingswaarde (opgelost)	WRK-water	Effluent CMF	Effluent BAC
Zuurgraad (pH)	--	--	--	7,1	6,9
Zwevende stof	mg/L	0,5	--	--	--
Calcium (Ca ²⁺)	mg/L	--	42	50	47
Chloride (Cl ⁻)	mg/L	200	180	196	202
Waterstofcarbonaat (HCO ₃ ⁻)	mg/L	--	143	--	--
Natrium (Na ⁺)	mg/L	120	99	149	150
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L-N	2,5	0,01	1,37	0,49
Nitraat (NO ₃ ⁻)	mg/L-N	5,6	0,38	0,73	1,99
Totaal fosfaat (PO ₄ ³⁻ tot)	mg/L-P	1,23	0,02	0,34	0,36
Sulfaat (SO ₄ ²⁻)	mg/L	152	66	91	93
Fluoride (F ⁻)	mg/L	1	--	--	--
Cyaniden totaal (CN(tot))	µg/L	10	--	--	--

De conclusie lijkt dan ook gerechtvaardigd dat het wel mogelijk moet zijn om na O₃/CMF (en tussendoor coagulatie/flocculatie met FeCl₃) gevolgd door filtratie over BAC een zodanige waterkwaliteit te verkrijgen dat infiltratie in de duinen, samen met het WRK-water, mogelijk moet zijn. Aandachtspunten hierbij zijn dan vooral de gehalten aan natrium en chloride, en eventueel organische microverontreinigingen.

De afgelopen jaren zijn er ook andere combinaties van technieken om RWZI-effluent verdergaand te zuiveren van organische microverontreinigingen uitgetest in Nederland. Zo is in RWZI Horstermeer een pilot gedaan met een combinatie van ozon en biologisch actieve kool (het 1-STEP proces, (de Jong and Bechger 2020), waarbij organische microverontreinigingen werden verwijderd. Deze combinatie is echter minder geschikt als ook coagulatie/flocculatie wordt toegepast na de ozonatie. Hierbij worden immers vlokken gevormd, die tot verstopping van het koolfilter zouden leiden. In Emmen wordt in het NieuWater proces biologische koolfiltratie met zuurstofdoserend als voorzuivering voor RO-membranen toegepast (Veenendaal et al. 2019) voor de zuivering van RWZI-effluent. Op die manier kan biofouling van de membranen worden voorkomen. Op grond van de op dit moment beschikbare informatie is niet te zeggen welk concept (Horstermeer, Wervershoof of Emmen) het meest geschikt is, en waarschijnlijk hangt dat ook af van de watermatrix.

9 Mogelijke vorming van nevenproducten; bioassays

9.1 Inleiding bioassays

Tijdens oxidatie en biodegradatie kunnen allerlei nevenproducten gevormd worden. Het is op dit moment niet goed mogelijk deze uitgebreid in kaart te brengen (daarvoor zijn non-target analyses nog te complex en te kostbaar). Daarnaast geven deze resultaten geen inzicht in eventuele gezondheidseffecten. Daarom zijn bioassays uitgevoerd.

Bioassays meten geen individuele stoffen in het water, zoals bij chemische analyses, maar meten het totale effect van actieve stoffen op levende cellen of organismen, en geven daarmee inzicht in mogelijke risico's voor het ecosysteem en de menselijke gezondheid. Een bioassay is een testmethode met cellen of levende organismen, waarin onwenselijke effecten van stoffen in allerlei typen water kunnen worden gemeten. De gemeten effecten zijn afhankelijk van de gekozen set bioassays, relevant voor de humane gezondheid en/of het ecosysteem, en geven zo een beeld van chemische waterkwaliteit. Een bioassay meet het gezamenlijke effect van alle stoffen in het water die een effect veroorzaken in deze specifieke bioassay, mogelijk al bij lage concentraties en door onbekende stoffen (Bertelkamp et al. 2020).

Verschillende stoffen hebben verschillende effecten die gemeten kunnen worden in verschillende bioassays. In het onderzoeksveld van toxicologie en ecotoxicologie zijn en worden veel testen ontwikkeld voor het onderzoeken van specifieke effecten van stoffen op de gezondheid van mensen of ecosystemen in het milieu (Bertelkamp et al. 2020). Onderstaande tabel (Tabel 21) geeft een overzicht van de in het huidige onderzoek gebruikte bioassays met bijbehorend biologisch effect.

Tabel 21: Overzicht van de in het huidige onderzoek gebruikte bioassays met bijbehorend biologisch effect en referentie

Bioassay	Biologisch effect	Referentie
Anti-AR CALUX	Remmende werking op de androgeenreceptor ¹	Sonneveld et al. 2005
Cytotox CALUX	Celtoxiciteit	Van der Linden et al. 2014
ER α CALUX	Activatie van de oestrogeenreceptor ²	Sonneveld et al. 2005
Nrf2 CALUX	Reactie op oxidatieve stress ³	Van der Linden et al. 2014
p53 CALUX	Activatie van een receptor die de productie van het tumoronderdrukkende eiwit p53 reguleert, reactie op DNA schade	Van der Linden et al. 2014
p53 CALUX +S9	Activatie van een receptor die de productie van het tumoronderdrukkende eiwit p53 reguleert na metabole activatie (S9), reactie op DNA schade	Van der Linden et al. 2014
PAH CALUX	Activatie van de receptor die betrokken is bij de omzetting van polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAKs)	Pieterse et al. 2013
PXR CALUX	Activatie van de receptor die betrokken is bij de omzetting van verschillende stoffen waaronder steroïden en antibiotica	Alygizakis et al. 2019

AR: androgeenreceptor, ER α : oestrogeenreceptor α , Nrf2: nuclear factor erythroid 2-related factor 2, p53: eiwit dat een essentiële rol speelt onderdrukken van tumorvorming, S9: product van een orgaanweefselhomogenaat (meestal van ratten) dat enzymen bevat die metabolisme activeren in biologische testen (vooral toegepast in testen voor het meten van DNA schade), PAH: polycyclische aromatische koolwaterstof (*polycyclic aromatic hydrocarbon*), PXR: pregnane X receptor.

¹ Androgenen zijn mannelijke hormonen, receptoren zijn eiwitten in en op cellen waaraan een specifiek molecuul kan binden om specifieke processen in cellen te reguleren

² Oestrogenen zijn vrouwelijke hormonen

³ Oxidatieve stress is de situatie waarbij er een teveel aan potentieel schadelijke radicalen en vrije zuurstofverbindingen aanwezig zijn, die (het DNA van) gezonde cellen kunnen beschadigen en daardoor weefsels aantasten.

Om binnen de kaders van huidige onderzoek tot een geschikte selectie van bioassays te komen zijn een aantal factoren meegewogen:

- Toepassing in vorig project (Bertelkamp et al. 2020);
- Ervaring uit andere projecten;
- Aansluiting bij de basisset bioassays NL⁴.

Een positieve uitslag in een bioassay geeft een indicatie dat er mogelijk effecten kunnen optreden op levende organismen, en dat er dus verder onderzoek nodig is. Dat kan onderzoek betreffen naar de oorzaak van het effect (bv. de aanwezigheid van een bepaalde component of mengsel van componenten), en de relevantie van het effect op bv. humane gezondheid. Een positieve uitslag van een bioassay betekent niet automatisch dat het betreffende water een probleem vormt voor de gezondheid van mensen (Bertelkamp et al. 2020). Daarnaast zijn de hier getoonde resultaten verzameld uit pilot-opstellingen, en kan de situatie in een full-scale proces anders zijn.

Binnen dit onderzoek zijn CALUX bioassays toegepast op de verschillende meetpunten in een experiment met de kleine pilot (10 augustus 2021) en in twee experimenten met de grote pilot (23 augustus 2022 en 12 september 2022). Tevens zijn er bij de laatste serie bioassays twee typen behandeld WRK water (deels koolfiltraat (KF) en 100% zandfiltraat (ZF)) bemeten. Het influent van de beide pilots was RWZI-effluent. De p53 CALUX met S9 en PAH CALUX is alleen toegepast voor de grote pilot. De resultaten van de p53 CALUX (zonder en met S9) zijn niet getoond in de figuren omdat de meetresultaten in alle experimenten (zowel voor de kleine als de grote pilot) onder de rapportagegrens lagen.

9.2 Experimenten voor aantonen synergistisch effect op kleine pilot

Op verschillende meetpunten in een experiment met de kleine pilot zijn CALUX bioassays uitgevoerd:

- Pilot influent (RWZI-effluent), zowel met als zonder doseren van pCBA en atrazine;
- Pilot influent na ozonbehandeling, gedoseerd met pCBA en atrazine;
- Pilot influent na ozonbehandeling én membraanfiltratie, gedoseerd met pCBA en atrazine.

Op de watermonsters van de kleine pilot zijn de onderstaande bioassays toegepast:

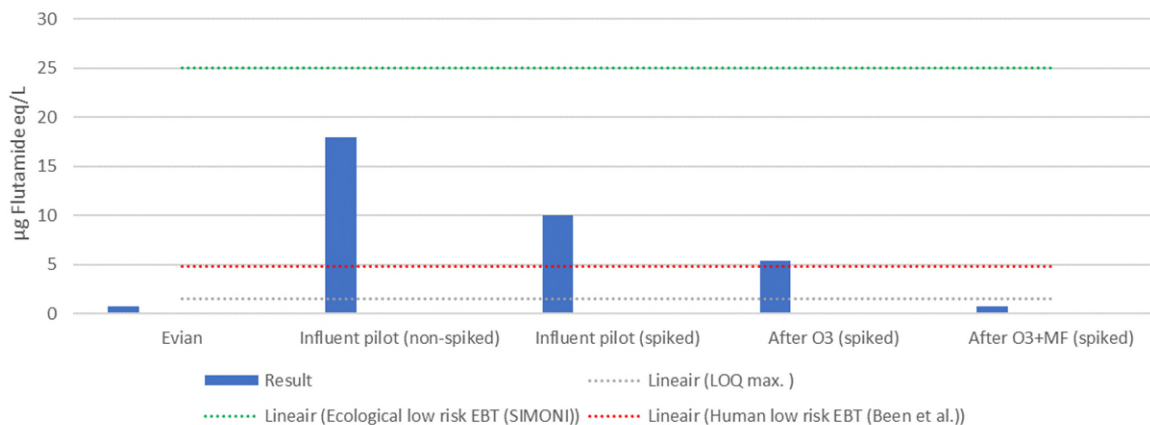
- Anti-AR CALUX;
- Cytotox CALUX;
- ER α CALUX;
- Nrf2 CALUX;
- p53 CALUX (zonder S9);
- PXR CALUX.

De keuze voor deze bioassays is gemaakt om met beperkte inspanning in de eerste pilot een eerste inzicht te krijgen in het effect van de behandeling van het RWZI-effluent op uiteenlopende biologische effecten.

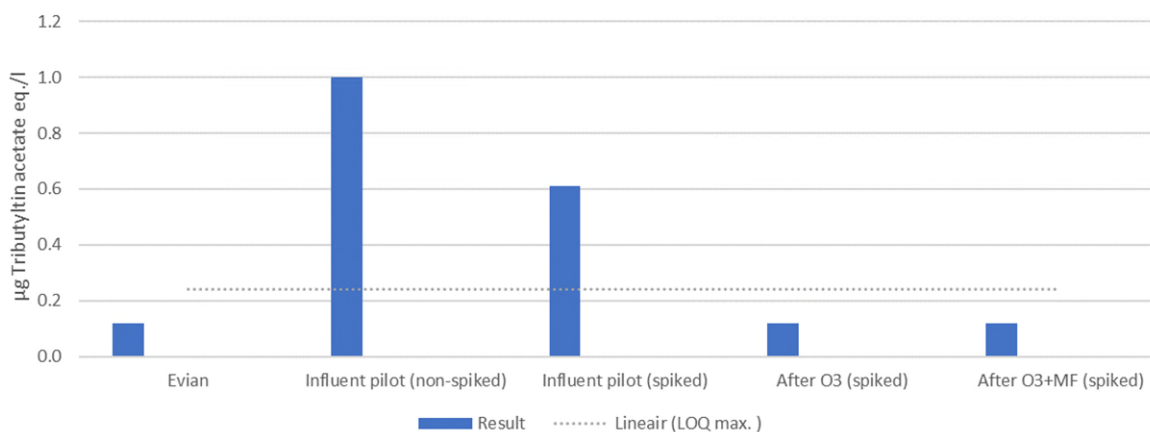
De resultaten zijn weergegeven in onderstaande figuur (Figuur 56). Hierbij is Evian water gebruikt als referentie.

⁴ Basis-set bioassays NL (sleutelfactortoxiciteit.nl)

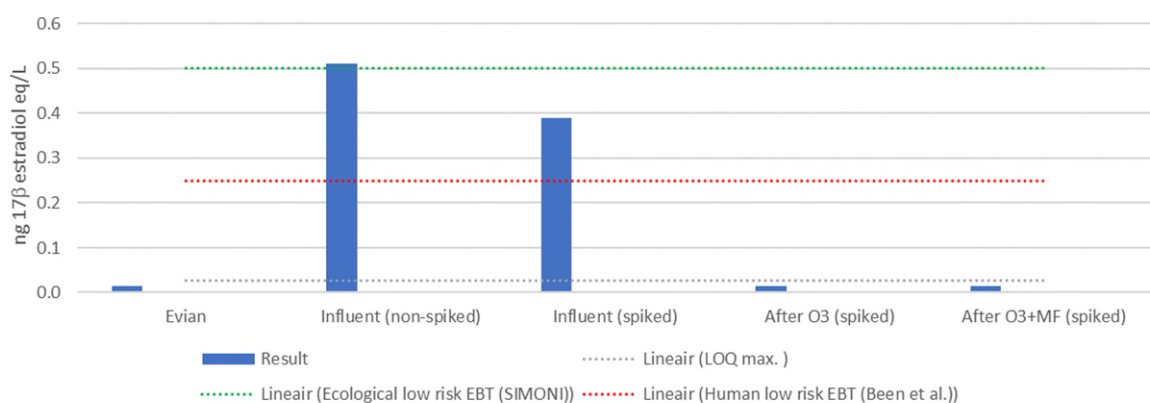
anti-AR CALUX

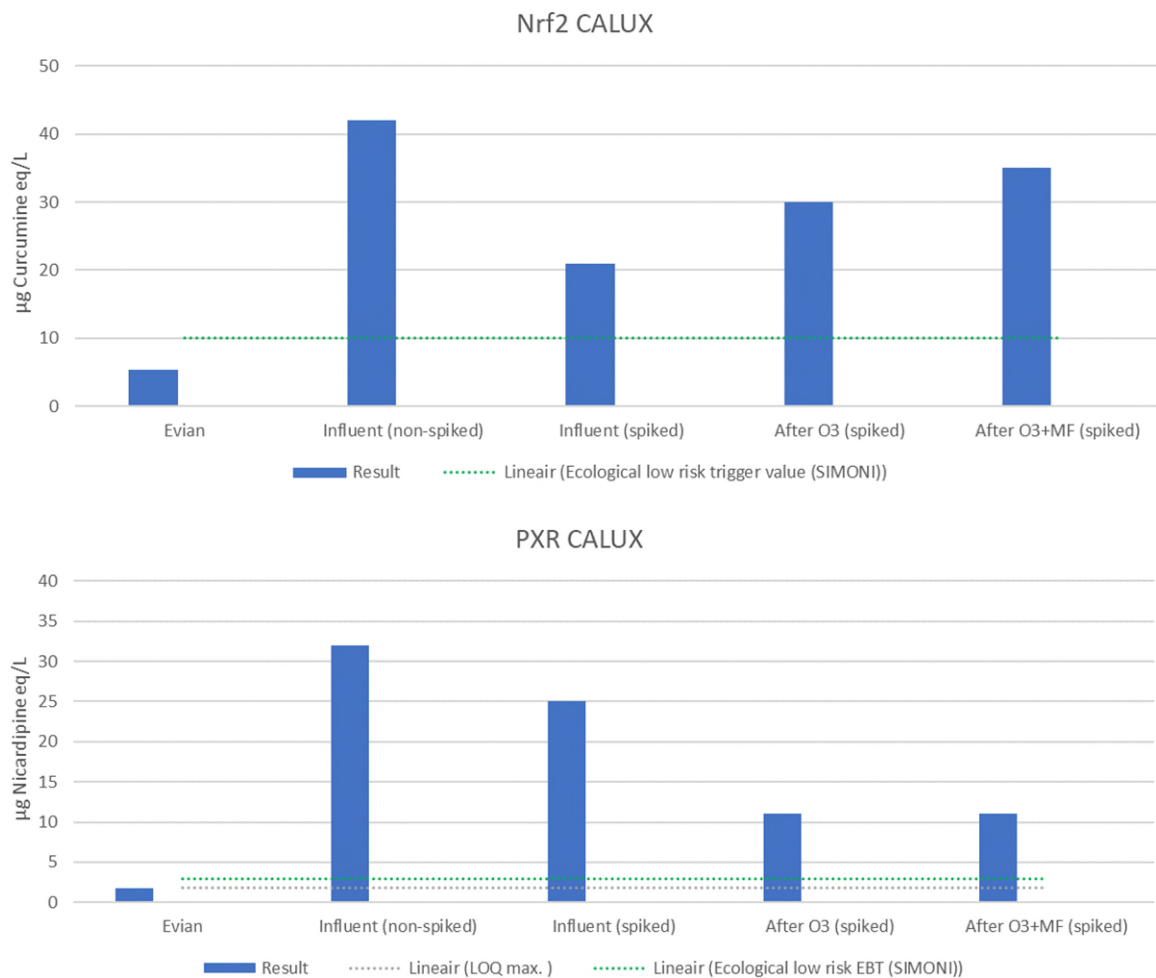


Cytotox CALUX



ERα CALUX





Figuur 56: CALUX resultaten van de kleine pilot. Het influent van de pilots is RWZI-effluent. In het experiment is het influent gedoseerd met pCBA (indicator voor hydroxylradicalen) en het herbicide atrazine (zie paragraaf 7.2.3). De bioassay responsen in af- en aanwezigheid van deze stoffen zijn respectievelijk in de figuur aangegeven met *non-spiked* en *spiked*. Evian mineraalwater heeft dezelfde extractie en analyse procedure ondergaan als de monsters uit het experiment en fungeert als negatieve controle. De weergegeven rapportagegrenzen (LOQ5; grijze stippellijn) zijn de hoogste LOQ-waarden uit de meetserie. Aan meetwaarden onder de LOQ is hier (uitsluitend voor de weergave) de waarde $0.5 \times \text{LOQ}$ toegekend. Effectsignaalwaarden (ESW) (of: effect-based trigger values, EBT) worden uitsluitend gebruikt om meetwaarden onderling te kunnen vergelijken en zijn afkomstig uit de SIMONI methodiek (van der Oost et al. 2017); groene stippellijn) of uit (Been et al. 2021) (rode stippellijn). Voor de cytotox CALUX is een ESW van $10 \mu\text{g}$ Tributyltin acetate eq./L voorgesteld (Ecofide 2023), de meetwaarden uit het huidige onderzoek liggen hier ruim onder. O₃: ozonbehandeling, MF: membraanfiltratie.

Evian mineraalwater heeft dezelfde extractie en analyse procedure ondergaan als de monsters uit het experiment en fungeert als negatieve controle. Responsen voor Evian liggen doorgaans onder de rapportagegrens, wat aangeeft dat er geen meetbare activiteit aanwezig is. Voor Evian wordt dan ook geen meetbare activiteit verwacht omdat het water van drinkwaterkwaliteit betreft. Een uitzondering hierop is de Nrf2 CALUX waarbij de respons van Evian hoger was dan de rapportagegrens, maar lager dan de responsen van de monsters uit het waterbehandelingsproces en lager dan de ESW voor ecologisch risico (ESW voor humaan risico nog niet beschikbaar).

In alle CALUX bioassays in Figuur 56 was een duidelijke respons te zien van het pilot influent zonder toevoegen van pCBA (indicator voor hydroxylradicalen) en de herbicide atrazine (*non-spiked*). De respons van het pilot influent waaraan pCBA en atrazine waren toegevoegd (*spiked*) was in alle gevallen duidelijk lager dan het niet-gespikeerde pilot influent (*non-spiked*) (m.u.v. de p53 CALUX waarbij alle responsen onder de rapportagegrens waren). De oorzaak van dit verschil is niet duidelijk. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat voor het spiken een mengmonster

⁵ LOQ = limit of quantification

van het RWZI-effluent is genomen, terwijl voor de monster zonder spiken een direct monster genomen is. Er kan een verschil zijn geweest in de samenstelling van beide monsters, afgezien van het spiken van atrazine en pCBA. Hierbij moet worden vermeld dat dit één experiment betreft, en dat aanvullende experimenten kunnen bevestigen of *non-spiked* inderdaad hogere responsen geeft dan *spiked* influent. De meetpunten na behandeling (*after O₃* en *after O₃+MF*) worden hieronder alleen vergeleken met die van het gespikete influent.

In het experiment met de kleine pilot nam de respons in de anti-AR CALUX, cytotox CALUX en ER α CALUX af gedurende de behandeling van het pilot influent (RWZI-effluent) en kwam na behandeling met ozon en membraanfiltratie uit onder de rapportagegrens en daarmee ook onder ESW (indien beschikbaar, zie Figuur 56). Voor de PXR CALUX werd hetzelfde patroon waargenomen, echter bleef de respons tijdens en na behandeling boven de rapportagegrens en de ESW⁶ voor ecologisch risico. Bij de anti-AR CALUX lijkt de membraanfiltratie een extra effect te geven na de ozonbehandeling, bij de PXR CALUX was de respons na ozon en na membraanfiltratie gelijk, en voor de ER α CALUX en cytotox CALUX geven de resultaten hierover geen informatie, omdat deze na ozon reeds onder de rapportagegrens lagen.

Wanneer een respons onder de rapportagegrens ligt, betekent dit dat er geen meetbare activiteit aanwezig is van stoffen met het werkingsmechanisme specifiek voor de betreffende CALUX bioassay. Dit was het geval voor alle monsters in de p53 CALUX (zonder S9) (data niet getoond).

In tegenstelling tot de eerdere genoemde CALUX bioassays nam de respons van de Nrf2 CALUX gedurende de behandeling van het pilot influent juist toe, wat kan worden verklaard door de vorming van actieve transformatieproducten na ozonbehandeling. Na membraanfiltratie lijkt de activiteit nog iets verder toe te nemen. Er moet hierbij wel worden aangetekend dat het wederom slechts één experiment betreft, en dat de verschillen mogelijk binnen de experimentele variatie kunnen liggen. Alleen door meerdere experimenten uit te voeren kan hier duidelijkheid over worden verkregen. De responsen van het pilot influent voor, tijdens en na de behandeling lagen allemaal boven de ESW voor ecologisch risico.

De resultaten van de CALUX bioassays die ook in het voorgaande onderzoek zijn uitgevoerd (Bertelkamp et al. 2020) waren vergelijkbaar met de huidige resultaten. Dit betrof de anti-AR CALUX, cytotox CALUX, ER α CALUX, Nrf2 CALUX, waarbij de Nrf2 CALUX response in tegenstelling tot de huidige resultaten met de kleine pilot niet toenam, maar wel relatief hoog bleef na membraanfiltratie.

9.3 Experimenten voor waterkwaliteit op grote pilot

In de grote pilot zijn de volgende watermonsters verzameld op twee momenten (23 augustus 2022 en 12 september 2022):

- Pilot influent (RWZI-effluent)
- Pilot influent ná ozonbehandeling en CMF en vóór koolfiltratie
- Pilot effluent (na koolfiltratie)

Uit een overzicht van de temperatuur, het ammoniumgehalte van het effluent en de debieten van de zuivering (zie Bijlage IX) blijkt dat op deze beide dagen van de bemonstering het droog weer was, en dat het een aantal dagen daarvoor wel geregend had. Het gehalte aan ammonium was op 23 augustus duidelijk hoger dan op 12 september, wat aangeeft dat op die dag in augustus de omzetting naar nitraat niet volledig verliep. Verder moet worden opgemerkt dat het hier steekmonsters betreft, waardoor er verschillen kunnen zijn in de samenstelling van de verschillende monsters.

Daarnaast zijn er twee WRK-watermonsters verzameld. De resultaten zijn weergegeven in onderstaande figuur (Figuur 57). Het WRK-water was geen onderdeel van experiment met de grote pilot, maar is parallel meegenomen om de waterkwaliteit van het pilot effluent (Effluent GAC) met WRK-water te vergelijken.

⁶ De ecologische ESW's van PXR CALUX en Nrf2 CALUX zijn gebaseerd op de achtergrondwaarde van de bioassay met extractie via passieve sampling, terwijl in dit onderzoek een vaste-fase extractie (SPE) van steekmonsters is gebruikt. Er zijn aanwijzingen dat de ESW hoger is na SPE voorbehandeling (persoonlijk commentaar R. van der Oost).

De selectie van de kleine pilot is voor de grote pilot aangevuld met de p53 CALUX met S9 voor metabole activatie en de PAH CALUX voor aansluiting bij de basisset bioassays NL. De p53 CALUX is geen onderdeel van de basis-set, maar is uitgevoerd om het eindpunt DNA schade mee te kunnen nemen als alternatief voor de kostbaardere Ames fluctuatietest.

Evian mineraalwater heeft dezelfde extractie en analyse procedure ondergaan als de monsters uit het experiment en fungeert als negatieve controle. Responsen voor Evian liggen doorgaans onder de rapportagegrens, wat aangeeft dat er geen meetbare activiteit aanwezig is. Voor Evian wordt dan ook geen meetbare activiteit verwacht omdat het water van drinkwaterkwaliteit betreft. Een uitzondering hierop is de PAH CALUX waarbij de respons van Evian hoger was dan de rapportagegrens, maar lager dan de responsen van de monsters uit het waterbehandelingsproces en lager dan de ESW voor ecologisch risico. Voor het experiment van 12 september 2022 lag de Evian respons ook onder de ESW voor een humaan risico, voor het experiment van 23 augustus 2022 lag de Evian respons boven deze ESW. Hierbij moet worden vermeld dat de ESW afgeleid voor humaan risico een voorlopige ESW is gebaseerd op een beperkte dataset (Béen et al. 2021) en dat de responsen in de PAH CALUX van alle meetpunten van het experiment van 23 augustus 2022 relatief hoog waren ten opzichte van de respons van de meetpunten van het experiment van 12 september 2022.

In de experimenten met de grote pilot nam de respons in de anti-AR CALUX, ER α CALUX, Nrf2 CALUX, PAH CALUX en PXR CALUX af gedurende de behandeling van het pilot influent (RWZI-effluent). Bij de anti-AR CALUX, ER α CALUX en PAH CALUX kwam de respons in een van de experimenten daarmee uit onder de ESW voor humaan en/of ecologisch risico, bij de ER α CALUX in beide experimenten. De responsen van de anti-AR CALUX en ER α CALUX kwamen zelfs onder de rapportagegrens. Voor de Nrf2 CALUX en PXR CALUX bleef de respons na behandeling hoger dan de ESW voor ecologisch risico⁷.

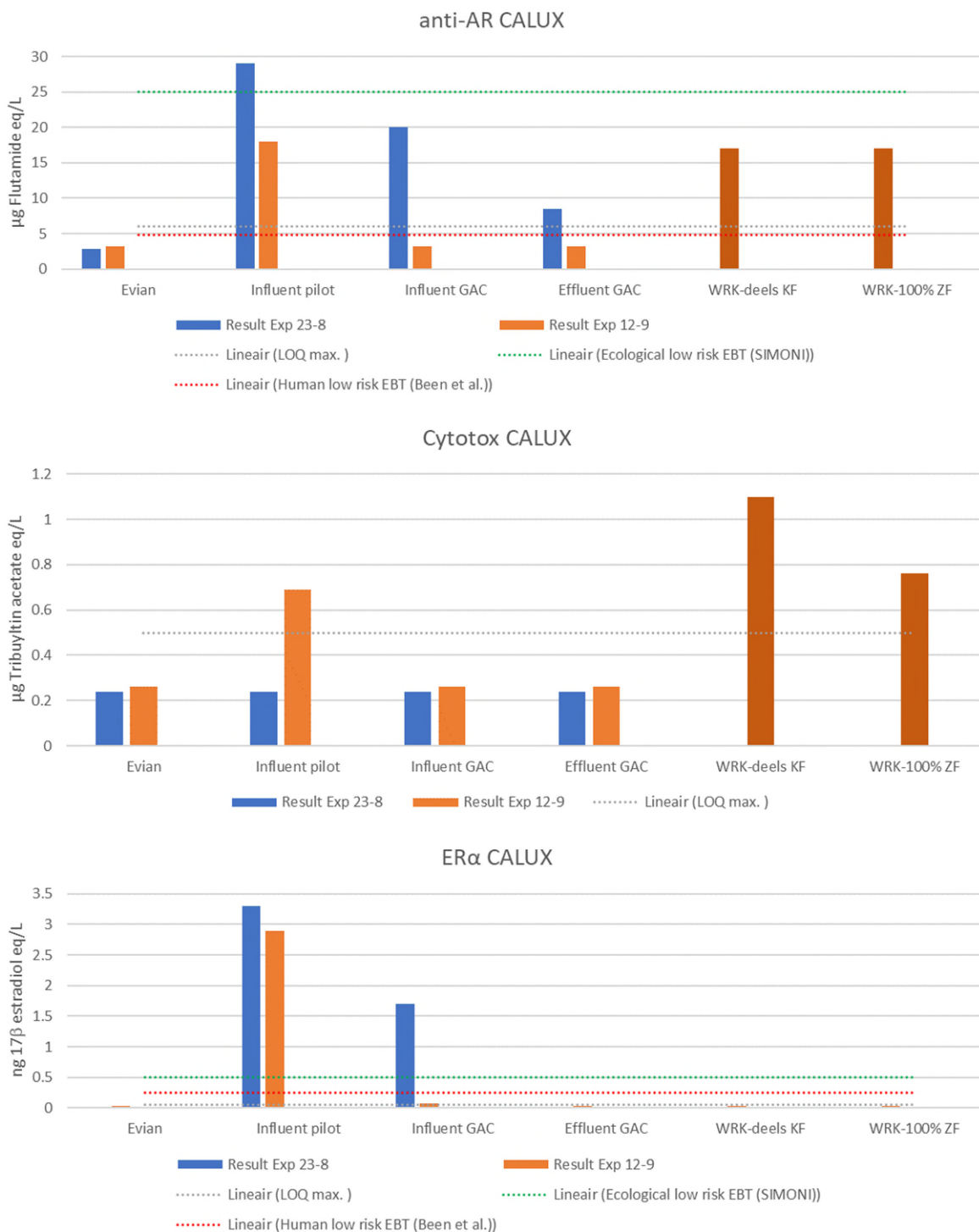
Bij de cytotox CALUX gaf van de monsters genomen uit de pilotopstelling alleen het pilot influent van 12 september 2022 een respons boven de rapportagegrens. Hierbij moet worden opgemerkt dat de absolute responsen van deze monsters boven de rapportagegrens relatief laag waren (d.w.z. in dezelfde orde grootte als de rapportagegrens). De responsen van de WRK-watermonsters waren hoger dan die van het effluent van de pilot in de anti-AR CALUX. In de Nrf2 CALUX was dat alleen het geval voor het monster dat deels met koelfiltratie (KF) behandeld werd. Bij de anti-AR CALUX was de respons boven de ESW voor humaan risico en bij de Nrf2 CALUX boven de ESW voor ecologisch risico. In de cytotox CALUX waren relatief lage responsen te zien van WRK water, juist boven de rapportagegrens. De responsen van de WRK-watermonsters waren vergelijkbaar met die van het pilot effluent voor de ER α CALUX, Nrf2 CALUX (na behandeling met zandfiltratie (ZF)), PAH CALUX en PXR CALUX en dan ook gelijk of onder de ESW voor humaan en/of ecologisch risico.

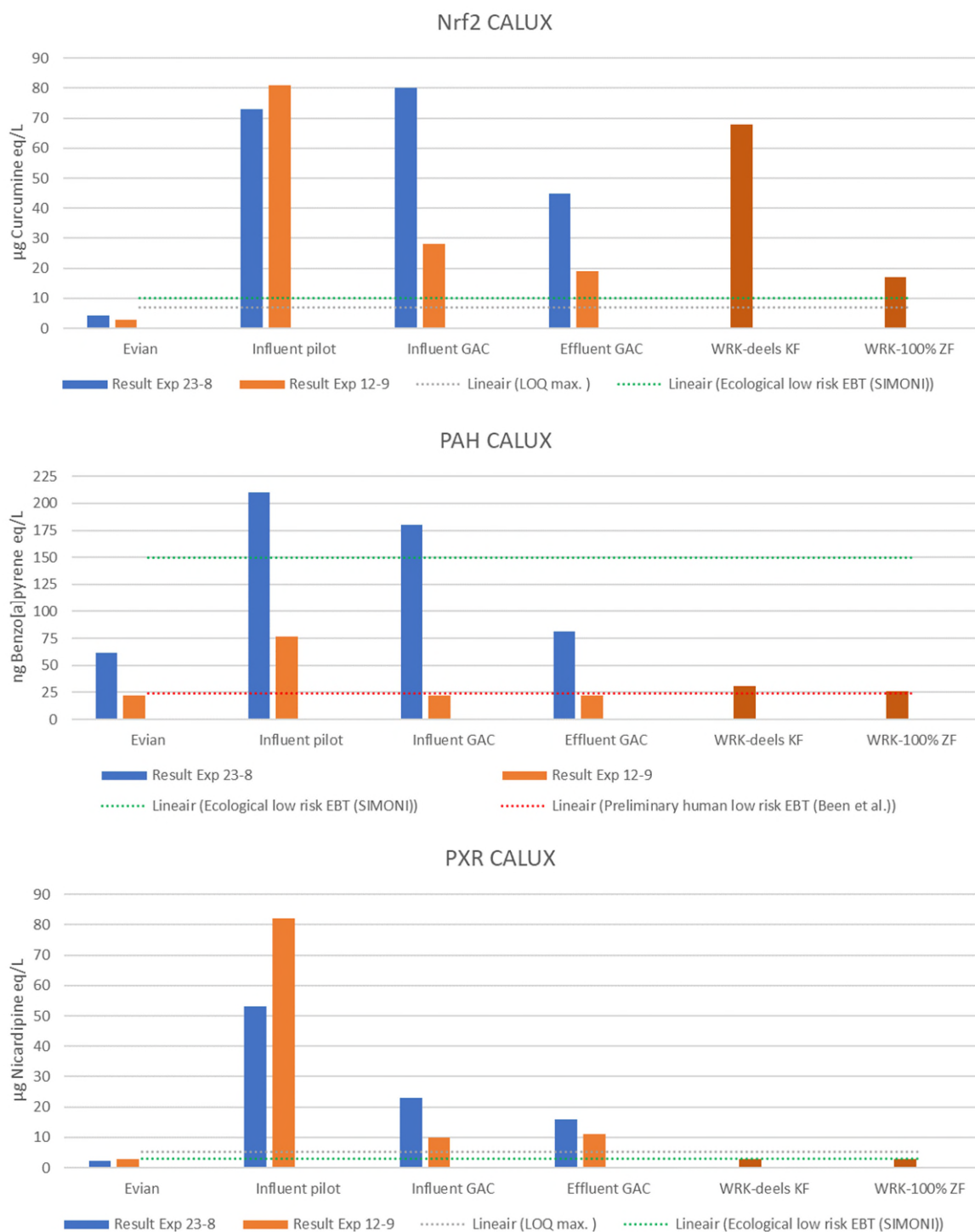
Over het algemeen waren de responsen van de beide WRK-watermonsters onderling vergelijkbaar, met uitzondering van de Nrf2 CALUX en (in mindere mate in de) cytotox CALUX, waarbij de respons van het WRK-watermonster behandeld met zandfiltratie (ZF) lager was dan het monster dat deels met koelfiltratie (KF) was behandeld.

Over het algemeen waren de responsen van het experiment van 12 september 2022 lager dan de responsen van het experiment van 23 augustus 2022. Er was geen meetbare activiteit aanwezig van stoffen met het werkingsmechanisme specifiek voor de p53 CALUX bioassay (zowel zonder als met S9) (data niet getoond). Voor experimenten met de grote pilot lag de ESW voor humaan en ecologisch risico voor respectievelijk de anti-AR CALUX en PXR CALUX onder de rapportagegrens. Dit betekent dat een respons alleen onder de ESW kan zijn als deze ook onder de rapportagegrens is, en dat de ESW zelfs kan worden overschreden als de respons onder de rapportagegrens is (als de respons tussen de groene en grijze stippellijn van de figuur in zit). Dit maakt de ESW minder toepasbaar en is veroorzaakt door een relatief hoge rapportagegrens voor de betreffende CALUX bioassay als gevolg van experimentele variatie.

⁷ De ecologische ESW's van PXR CALUX en Nrf2 CALUX zijn gebaseerd op de achtergrondwaarde van de bioassay met extractie via passieve sampling, terwijl in dit onderzoek een vaste-fase extractie (SPE) van steekmonsters is gebruikt. Er zijn aanwijzingen dat de ESW hoger is na SPE voorbehandeling (persoonlijk commentaar R. van der Oost).

De resultaten van de CALUX bioassays die ook in het voorgaande onderzoek zijn uitgevoerd (Bertelkamp et al. 2020) waren vergelijkbaar met de huidige resultaten met de grote pilot. Dit betrof de anti-AR CALUX, cytotox CALUX, ERα CALUX, waarbij de Nrf2 CALUX response in tegenstelling tot de huidige resultaten niet afnam, maar wel relatief hoog bleef na membraanfiltratie.





Figuur 57: CALUX resultaten van de grote pilot. De blauwe balken zijn de resultaten van de monsters die op 23 augustus 2022 genomen zijn, de oranje balken die van de monsters genomen op 12 september 2022. Evian mineraalwater heeft dezelfde extractie en analyse procedure ondergaan als de monsters uit het experiment en fungeert als negatieve controle. De weergegeven rapportagegrenzen (LOQ; grijze stippellijn) is het gemiddelde van de hoogste LOQ-waarden uit de twee meetseries. Het influent van de pilots is RWZI-effluent. Aan meetwaarden onder de LOQ is (uitsluitend voor de weergave) per meetserie de waarde $0.5 \times \text{LOQ}$ toegekend. Effectsignaalwaarden (ESW) (of: effect-based trigger values, EBT) zijn afkomstig uit de SIMONI methodiek (van der Oost et al. 2017, Been et al. 2021); groene stippellijn) of uit (Been et al. 2021) (rode stippellijn). Voor de cytotox CALUX is (nog) geen ESW beschikbaar. GAC: granular actieve kool (granular activated carbon, GAC), KF: koolfilteraat, ZF: zandfilteraat,

9.4 Conclusies bioassays

Uit de hier gepresenteerde resultaten van de CALUX bioassays op de experimenten met de kleine en grote pilot kan het volgende worden geconcludeerd:

- Het waterbehandelingsproces van zowel de kleine als grote pilot leidde in het algemeen tot minder activiteit in de toegepaste CALUX bioassays, behalve voor de Nrf2 CALUX (voor oxidatieve stress) in de kleine pilot waar de activiteit tijdens waterbehandeling enigszins toenam. Deze resultaten zijn in lijn met het voorgaande onderzoek (Bertelkamp et al. 2020), met uitzondering van de Nrf2 CALUX waarbij de activiteit na waterbehandeling niet toe of afnam na membraanfiltratie;
- De toename van de responsen in de Nrf2 CALUX tijdens de waterbehandeling in de kleine pilot vs. de afname van de responsen in de grote pilot kan mogelijk worden verklaard door het toepassen van een relatief hoge ozondosering in de kleine pilot, waardoor daar meer oxidatieve stress is opgetreden. Hier werd een verhouding O_3 : DOC toegepast van ongeveer 2, terwijl die normaal gesproken, voor full-scale ongeveer 1 is. Een andere verklaring voor de afwezigheid van een toename in Nrf2 CALUX respons in de grote pilot is het toepassen van extra stappen in het waterbehandelingsproces van de grote pilot, zoals het doseren van ijzer voor coagulatie en actieve kool.
- Na behandeling van het pilot influent (RWZI-effluent) was anti-androgene en oestrogene activiteit in minimaal twee van de drie experimenten gedaald tot een niveau waar geen humane gezondheids- of ecologische risico's van verwacht worden;
- Na behandeling van het pilot effluent (RWZI-effluent) was het effect op de omzetting van polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAKs) in minimaal één van de twee experimenten gedaald tot een niveau waar geen humane risico's van verwacht worden. In het andere experiment speelt er een mogelijk risico echter alleen indien blootstelling plaatsvindt;
- Een ecologisch risico op effecten op oxidatieve stress en omzetting van lichaamsvreemde stoffen is niet uit te sluiten na behandeling van het pilot influent (voor humaan risico is dit onbekend door ontbreken van een ESW). Echter, deze risico's zijn ook niet noodzakelijk aanwezig maar hangen af van blootstelling en de identiteit van de aanwezige stoffen. Brede chemische analyse (Been et al. 2021, Bajema et al. 2022) en/of *effect-directed analysis* (EDA) (Houtman et al. 2020, Brekelmans et al. 2021) kunnen toegepast worden om de aanwezigheid van een mogelijk risico te bevestigen;
- Op basis van de p53 CALUX resultaten lijkt genotoxische activiteit (potentie om DNA schade te veroorzaken) afwezig, ondanks het feit dat er oxidatieve stress is waargenomen wat uiteindelijk (maar niet noodzakelijkerwijs) kan leiden tot DNA schade. Echter, om dit te bevestigen is de uitvoering van de Ames fluctuatietest (Heringa et al. 2011, Reifferscheid et al. 2012) en micronucleus test (Reifferscheid G 2008, Dopp et al. 2021) essentieel;
- De variatie in bioassay responsen kan worden verklaard door verschil in de samenstelling van het RWZI-effluent dat wordt gebruikt als pilot influent en/of experimentele variatie in de uitvoering van de CALUX bioassays; De debieten en de temperatuur van het water bleken goed overeen te komen, maar tijdens de meting in augustus was het ammoniumgehalte van het water hoger, wat betekent dat de omzetting naar nitraat minder goed verliep.
- Beide typen WRK water (deels behandeld met koolfilter en 100% zandfiltraat) lieten onderling vergelijkbare resultaten zien, behalve dat het WRK water dat deels is behandeld met koolfilter meer oxidatieve stress veroorzaakte dan het 100% zandfiltraat. Hetzelfde gold (in mindere mate) voor de cytotoxiciteitsrespons;
- In de WRK monsters is anti-androgene activiteit aanwezig waarbij een humaan gezondheidsrisico niet uit te sluiten is. Voor het effect op de omzetting van PAKs ligt de activiteit in beide WRK-watermonsters rond de voorlopige ESW waarbij een humaan gezondheidsrisico niet uit te sluiten is. Echter, WRK-water wordt (net als het water uit de pilot experimenten) niet direct door mensen geconsumeerd;
- Voor anti-androgene en celtoxische effecten was de kwaliteit van het pilot effluent (iets) beter dan WRK-water, voor oestrogene effecten en effecten op de omzetting van PAKs en andere lichaamsvreemde stoffen was de kwaliteit van het WRK-water vergelijkbaar of beter dan het pilot effluent. Brede chemische analyse (Been et al.

- 2021, Bajema et al. 2022) en/of *effect-directed analysis* (EDA) (Houtman et al. 2020, Brekelmans et al. 2021) kunnen toegepast worden om de bioassayresponsen te koppelen aan verantwoordelijke chemische stoffen;
- De voorgestelde brede chemische analyse, al dan niet in combinatie met EDA, en het vervolgonderzoek t.a.v. genotoxiciteit vielen buiten de scope van het huidige onderzoek en zijn voor de kleine pilot minder relevant, maar worden aanbevolen wanneer de grote pilot bv. verder wordt opgeschaald.

Bij het interpreteren van deze conclusies dient er rekening mee te worden gehouden dat deze zijn gebaseerd op bioassays uitgevoerd voor twee verschillende pilot experimenten, waarbij het experiment met de kleine pilot en WRK-water slechts in enkelvoud is uitgevoerd en er voor de grote pilot bioassay resultaten zijn voor twee experimenten. De CALUX bioassays zijn hier niet uitgevoerd om ecologische en humane gezondheidsrisico's in te schatten, en de hier gepresenteerde vergelijkingen met ESW is dus alleen om de resultaten onderling te kunnen vergelijken en enigszins in context te plaatsen. De conclusies van het onderzoek geven een richting aan vervolgonderzoek met pilot experimenten of verder opschalen (full scale).

9.5 Aanbevelingen bioassays

Op basis van dit onderzoek worden de volgende aanbevelingen meegegeven:

- Toepassing van de anti-AR CALUX, cytotox CALUX, ER α CALUX, Nrf2 CALUX, PAH CALUX, PXR CALUX geeft in combinatie met de Microtox (Bulich et al. 1981; Petala et al. 2008) en Ames fluctuatietest⁸ (Heringa et al. 2011, Reifferscheid et al. 2012) (in het kader van drinkwaterkwaliteit) en de algen inhibitietest (Palumbo et al. 2022) (in het kader van afvalwater en oppervlaktewaterkwaliteit) een breed beeld van de chemische waterkwaliteit en sluit hiermee aan bij de basis-set bioassays NL⁹;
- Uitvoering van minimaal drie experimenten met dezelfde opzet van het waterbehandelingsproces is essentieel om variatie in effluentkwaliteit en experimentele variatie in uitvoering van bioassays te kunnen beoordelen voor een meer betrouwbare interpretatie van de resultaten en conclusies.
- Brede chemische analyse (Been et al. 2021, Bajema et al. 2022) en/of *effect-directed analysis* (EDA) (Houtman et al. 2020, Brekelmans et al. 2021) kunnen worden toegepast om de bioassayrespons te koppelen aan chemische stoffen die hiervoor verantwoordelijk zijn en een mogelijk risico te bevestigen.

⁸ Voor een volledig beeld van genotoxiciteit zou ook naar een andere parameter dan mutageniteit (Ames test) gekeken moeten worden, bv. de micronucleus test voor chromosomale afwijkingen (Dopp et al. 2021, Reifferscheid et al. 2008).

⁹ Basis-set bioassays NL (sleutelfactortoxiciteit.nl)

10 Conclusies en aanbevelingen

10.1 Conclusies

Er waren drie doelstellingen geformuleerd voor dit onderzoeksproject:

1. Wat is de verklaring voor het synergistische effect dat optreedt als O_3 wordt gecombineerd met CMF?
2. Welke waterkwaliteit is haalbaar na behandeling van RWZI-effluent met ozon, coagulatie/flocculatie, keramische membraanfiltratie en filtratie over biologisch actieve kool?
3. Wat voor nevenproducten worden er mogelijk gevormd door de O_3 behandeling van het RWZI-effluent, en zou dit gevolgen kunnen hebben voor de volksgezondheid als het water bv. samen met het WRK-water wordt geïnfiltreerd in de duinen (en dus als bron voor drinkwater wordt gebruikt)?

1. Synergistisch effect

Uit het onderzoek is niet gebleken dat er hydroxylradicalen worden gevormd en aanwezig zijn in de waterfase in het keramische membraan. Wel vinden er veranderingen plaats in de waterfase, waarin vooral de gehalten 'bouwstenen' en ook kleine neutrale organische moleculen in het water toenamen, door afbraak van grotere moleculen als humuszuren. Dit laatste bleek minder het geval te zijn als er nog ozon over was als het water aankwam bij het keramische membraan. Waarschijnlijk zijn deze verbindingen gevormd door extra reacties van ozon met oxidatieproducten van het DOC, maar is er een ander type reactie opgetreden toen ozon met de membranen in contact kwam. Mogelijk werd de koeklaag, die zich vormde op het membraan, daardoor (deels) afgebroken of werd er minder koeklaag opgebouwd. Gegevens over de drukval over het membraan wijzen ook in deze richting. Samenvattend kan worden gesteld dat de verandering in de watermatrix, en dan vooral de samenstelling van het DOC, de grootste bijdrage levert aan het waargenomen synergistische effect van ozon en keramische membraanfiltratie, maar dat de aanwezigheid van een restant ozon op het membraan een extra positieve bijdrage kan leveren.

Dit laatste effect zal zeer waarschijnlijk niet worden waargenomen als coagulatie/flocculatie wordt toegepast, omdat er dan geen ozon meer op het membraan aanwezig is. Aangezien de bijdrage van het effect van de aanwezigheid van ozon op de keramische membranen vrij klein is in vergelijking met het effect van de ozon op de watermatrix, is er waarschijnlijk ook bij toepassing van dit extra proces dan nog steeds sprake van een significant gunstig effect op het optreden van membraanvervuiling.

2. Waterkwaliteit

Ozonatie van het RWZI-effluent leidt, zoals verwacht, tot een lagere biologische stabiliteit van het water. Dit is gemeten door te kijken naar de gehalten AOC, BP7, BPC14, PHMOC en ATP. Door filtratie over BAC toe te passen is het mogelijk om de biologische stabiliteit van het water aanzienlijk te verbeteren. Daarmee is het water nog steeds minder biologisch stabiel dan het WRK-water dat in de duinen wordt geïnfiltreerd, maar de verwachting is dat dit niet tot grote (verstoppings)problemen hoeft te leiden. Op productiebedrijf Heemskerk wordt het WRK-water namelijk nog behandeld met UV/ H_2O_2 om OMV's te verwijderen. Het is de verwachting dat ook dit oxidatieproces, net als ozonatie, tot de vorming van meer AOC leidt, en daarmee tot een lagere biologische stabiliteit van het WRK-water. Dit is echter in dit onderzoek niet gemeten. Ook het aantal deeltjes in het water lijkt infiltratie in de duinen niet in de weg te staan.

BAC-filtratie kan het gehalte aan OMV's in het behandelde effluent aanzienlijk verlagen, al blijkt dat in sommige gevallen ook een lichte verhoging van het gehalte mogelijk is. Het is niet duidelijk of dit werd veroorzaakt door desorptie vanuit de kool (die van een andere locatie afkomstig was), of door het terugvormen van de moederstof uit zijn metabolieten. Hoewel de aanwezigheid van deze OMV's in het infiltratiebesluit niet wordt genoemd, is het

mogelijk wel een punt van aandacht. Het is niet duidelijk of deze stoffen door duinfiltratie verwijderd kunnen worden.

Een ander belangrijk punt van aandacht zijn de gehalten aan natrium en chloride in behandeld effluent, die hoger kunnen zijn dan wat is toegestaan in het infiltratiebesluit, en eventueel hergebruik als drinkwater in de weg kunnen staan.

3. Nevenproducten

Het waterbehandelingsproces van zowel de kleine als grote pilot leidde in het algemeen tot minder activiteit in de toegepaste CALUX bioassays, behalve voor de Nrf2 CALUX (voor oxidatieve stress) in de kleine pilot waar de activiteit tijdens waterbehandeling enigszins toenam. De toename van de responsen in de Nrf2 CALUX tijdens de waterbehandeling in de kleine pilot vs. de afname van de responsen in de grote pilot kan mogelijk worden verklaard door het toepassen van een relatief hoge ozondosering in de kleine pilot, waardoor daar meer oxidatieve stress is opgetreden. Een andere verklaring voor de afwezigheid van een toename in Nrf2 CALUX respons in de grote pilot is het toepassen van extra stappen in het waterbehandelingsproces van de grote pilot, zoals het doseren van ijzer voor coagulatie en actieve kool.

Na behandeling van het pilot influent (RWZI-effluent) was anti-androgene en oestrogene activiteit in minimaal twee van de drie experimenten gedaald tot een niveau waar geen humane gezondheids- of ecologische risico's van verwacht worden.

Na behandeling van het pilot effluent (RWZI-effluent) was het effect op de omzetting van polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAKs) in minimaal één van de twee experimenten gedaald tot een niveau waar geen humane risico's van verwacht worden. In het andere experiment speelt er een mogelijk risico echter alleen indien blootstelling plaatsvindt, dus als mensen dit water consumeren. Dat hoeft voor andere toepassingen of verdere zuivering geen probleem te zijn.

Een ecologisch risico op effecten op oxidatieve stress en omzetting van lichaamsvreemde stoffen is niet uit te sluiten na behandeling van het pilot influent (voor humaan risico is dit onbekend door ontbreken van een ESW). Echter, deze risico's zijn ook niet noodzakelijk aanwezig maar hangen af van blootstelling en de identiteit van de aanwezige stoffen. Brede chemische analyse en/of *effect-directed analysis* (EDA) kunnen toegepast worden om de aanwezigheid van een mogelijk risico te bevestigen.

Op basis van de p53 CALUX resultaten lijkt genotoxische activiteit (potentie om DNA schade te veroorzaken) afwezig.

De variatie in bioassay responsen kan worden verklaard door verschil in de samenstelling van het RWZI-effluent dat wordt gebruikt als pilot influent en/of experimentele variatie in de uitvoering van de CALUX bioassays;

Beide typen WRK water (deels behandeld met koolfilter en 100% zandfiltraat) lieten onderling vergelijkbare resultaten zien, behalve dat het WRK water dat deels is behandeld met koolfilter meer oxidatieve stress veroorzaakte dan het 100% zandfiltraat. Hetzelfde gold (in mindere mate) voor de cytotoxiciteitsrespons. In de WRK monsters is anti-androgene activiteit aanwezig waarbij een humaan gezondheidsrisico niet uit te sluiten is. Voor het effect op de omzetting van PAKs ligt de activiteit in beide WRK-watermonsters rond de voorlopige ESW waarbij een humaan gezondheidsrisico niet uit te sluiten is. Echter, WRK-water wordt (net als het water uit de pilot experimenten) niet direct door mensen geconsumeerd.

Voor anti-androgene en celtoxische effecten was de kwaliteit van het pilot effluent (iets) beter dan WRK-water, voor oestrogene effecten en effecten op de omzetting van PAKs en andere lichaamsvreemde stoffen was de kwaliteit van het WRK-water vergelijkbaar of beter dan het pilot effluent.

Samenvattend kan gesteld worden dat extra zuivering van RWZI-effluent inderdaad hergebruik ervan, voor verschillende doeleinden, mogelijk kan maken. Wel zijn er, afhankelijk van de toepassing, verschillende aandachtspunten, zoals de bromaatvorming, het verbeteren van de biologische stabiliteit van het water, de mogelijke aanwezigheid van OMV's en de NaCl-concentratie. Naast specifieke eisen voor bepaalde toepassingen, en de daarbij behorende technische mogelijkheden, zal aandacht moeten worden besteed aan de milieu-impact en de financiële consequenties.

10.2 Aanbevelingen

- Het is aan te bevelen verder onderzoek te doen naar de infiltratie van het behandelde water in de duinen. Uit onderzoek bij Dunea is gebleken dat de biologische stabiliteit, die hier wordt waargenomen, geen problemen met verstopping hoeft op te leveren, maar het zou goed zijn dat te testen voor de omstandigheden bij PWN.
- Sommige OMV's lijken via de BAC in het water terecht te komen. Het moet worden uitgezocht of dit een kwestie is van desorptie, of dat de vorming van de moederstoffen uit de metabolieten hiervoor verantwoordelijk is.
- Verder is het belangrijk na te gaan of duinfiltratie de restanten OMV's in het behandelde water zou kunnen verwijderen.
- Een belangrijk aandachtspunt voor infiltratie in de duinen is waarschijnlijk het NaCl-gehalte van het water, dat hoger kan zijn dan toegestaan volgens het Infiltratiebesluit. Dit gehalte zal waarschijnlijk verlaagd moeten worden. Wellicht is het mogelijk via verdunning met WRK-water deels te bewerkstelligen, maar ook het WRK-water bevat al vrij hoge concentraties natrium en chloride, waardoor dit mogelijk niet voldoende is.
- Combinatie met de Microtox en Ames fluctuatietest¹⁰ (in het kader van drinkwaterkwaliteit) en de algen inhibitietest (in het kader van afvalwater en oppervlaktewaterkwaliteit) geeft een breed beeld van de chemische waterkwaliteit en sluit hiermee aan bij de basis-set bioassays NL¹¹.
- Uitvoering van minimaal drie experimenten met dezelfde opzet van het waterbehandelingsproces is essentieel om variatie in effluentkwaliteit en experimentele variatie in uitvoering van bioassays te kunnen beoordelen voor een meer betrouwbare interpretatie van de resultaten en conclusies.
- Brede chemische analyse en/of *effect-directed analysis* (EDA) kunnen worden toegepast om de bioassayrespons te koppelen aan chemische stoffen die hiervoor verantwoordelijk zijn en een mogelijk risico te bevestigen.

¹⁰ Voor een volledig beeld van genotoxiciteit zou ook naar een andere parameter dan mutageniteit (Ames test) gekeken moeten worden, bv. de micronucleus test voor chromosomale afwijkingen (Dopp et al. 2021, Reifferscheid et al. 2008).

¹¹ Basis-set bioassays NL (sleutelfactortoxiciteit.nl)

11 Referenties

- Alygizakis, N. A., H. Besselink, G. K. Paulus, P. Oswald, L. M. Hornstra, M. Oswaldova, G. Medema, N. S. Thomaidis, P. A. Behnisch and J. Slobodnik (2019). "Characterization of wastewater effluents in the Danube River Basin with chemical screening, in vitro bioassays and antibiotic resistant genes analysis." *Environ Int* 127: 420-429.
- Antakyali, D., C. Morgenschweis, T. de Kort and H. Herbst (2015). *Micropollutants in the aquatic environment and their removal in wastewater treatment works*. 9th European Waste Water Management Conference. Manchester, UK.
- Asami, M., T. Aizawa, T. Morioka, W. Nishijima, A. Tabata and Y. Magara (1999). "Bromate removal during transition from new granular activated carbon (GAC) to biological activated carbon (BAC)." *Water Research* 33(12): 2797-2804.
- Bajema, B., G. van Genderen-de Kloe, T. van Leerdam, E. Pieke, M. Pijnappels and M. Verwoert (2022). "Nieuw kwaliteitskader voor een brede chemische screening van opkomende stoffen in water'." H2O-online.
- Been, F., A. Krueve, D. Vughs, N. Meekel, A. Reus, A. Zwartsen, A. Wessel, A. Fischer, T. Ter Laak and A. M. Brunner (2021). "Risk-based prioritization of suspects detected in riverine water using complementary chromatographic techniques." *Water Research*
- Been, F., A. Krueve, D. Vughs, N. Meekel, A. Reus, A. Zwartsen, A. Wessel, A. Fischer, T. ter Laak and A. M. Brunner (2021). "Risk-based prioritization of suspects detected in riverine water using complementary chromatographic techniques." *Water Research* 204.
- Been, F., T. Pronk, J. Louise, C. Houtman, T. van der Velden-Slootweg, R. van der Oost and M. M. L. Dingemans (2021). "Development of a framework to derive effect-based trigger values to interpret CALUX data for drinking water quality." *Water Res.* 193.
- Bertelkamp, C., M. Dingemans, K. Roest, L. Hornstra, C. H. M. Hofman-Caris and A. Reus (2020). *TKI Sluiten watercyclus Noord-Holland*, KWR 2020.027, KWR, Nieuwegein.
- Bertelkamp, C., M. M. L. Dingemans, K. Roest, L. Hornstra, C. H. M. Hofman-Caris and A. A. Reus (2020). *TKI Sluiten watercyclus Noord-Holland*, KWR 2020.027, KWR Water Research Institute, Nieuwegein.
- Bose, P. and D. A. Reckhow (2007). "The effect of ozonation on natural organic matter removal by alum coagulation." *Water Research* 41(7): 1516-1524.
- Bourgin, M., B. Beck, M. Boehler, E. Borowska, J. Fleiner, E. Salhi, R. Teichler, U. von Gunten, H. Siegrist and C. S. McArdell (2018). "Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products." *Water Research* 129: 486-498.
- Brekemans, S., T. Slootweg and C. J. Houtman (2021). "Effect Directed Analysis achterhaalt verantwoordelijke stoffen voor bioassayrespons." H2O online(7 oktober 2021).
- Bu, F., B. Gao, X. Shen, W. Wang and Q. Yue (2019). "The combination of coagulation and ozonation as a pre-treatment of ultrafiltration in water treatment." *Chemosphere* 231: 349-356.
- Chen, L., W. Fu, Y. Tan and X. Zhang (2021). "Emerging organic contaminants and odorous compounds in secondary effluent wastewater: Identification and advanced treatment." *Journal of Hazardous Materials* 408.
- Commission', E. (2022, 28-10-2022). "Europese Green Deal: Commissie stelt regels voor schonere lucht en schonere water voor." Retrieved 08-02-2023, 2023.
- de Jong, C. Y. and M. Bechger (2020). *Haalbaarheidsstudie O3-STEP Filter*, Stowa 2020-18, Stowa, Amersfoort.
- de Vera, G. A., W. Gernjak, H. Weinberg, M. J. Farré, J. Keller and U. von Gunten (2017). "Kinetics and mechanisms of nitrate and ammonium formation during ozonation of dissolved organic nitrogen." *Water Research* 108: 451-461.
- Dopp, E., H. Pannekens, A. Gottschlich, G. Schertzing, L. Gehrman, M. Kasper-Sonnenberg, J. Richard, M. Joswig, T. Grummt, T. Schmidt, M. Wilhelm and J. Tuerk (2021). "Effect-based evaluation of ozone treatment for removal of micropollutants and their transformation products in waste water." *J Toxicol Environ Health A* 84(10): 418-439.
- Ecofide (2023). *Handreiking voor het uitvoeren van biologische effectmonitoring bij vergaande zuivering van RWZI-effluenten*, Ecofide, Weesp.
- Fan, X. J. and X. H. Zhang (2014). "Characteristics of ozone decomposition inside ceramic membrane pores as nano-reactors." *Water Science and Technology: Water Supply* 14(3): 421-428.

- Garland, J. (2021). "The Environmental Component of Antimicrobial Resistance: General Background and USEPA Research." Retrieved 03-02-2023, 2023, from https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?dirEntryId=353935&Lab=CESER.
- Guo, Y., J. Zhan, G. Yu and Y. Wang (2021). "Evaluation of the concentration and contribution of superoxide radical for micropollutant abatement during ozonation." *Water Research* 194.
- Heringa, M. B., D. J. H. Harmsen, E. F. Beerendonk, A. A. Reus, C. A. M. Krul, D. H. Metz and G. F. Ijpelaar (2011). "Formation and removal of genotoxic activity during UV/H₂O₂-GAC treatment of drinking water." *Water Research* 45(1): 366-374.
- Hijnen, W. A. M. and D. van der Kooij (1990). "Verstopping van infiltratieputten door bacteriegroei onder invloed van het AOC-gehalte van het water." *H₂O* 23(Issue): 142-149.
- Hofman, J., T. t. Laak, H. Tolkamp and P. v. Diepenbeek (2013). *Geneesmiddelen in de waterketen in Limburg: herkomst en effect*. H₂O online.
- Houtman, C. J., R. Ten Broek, Y. van Oorschot, D. Kloes, R. van der Oost, ., M. Rosielle and M. H. Lamoree (2020). "High resolution effect-directed analysis of steroid hormone (ant)agonists in surface and wastewater quality monitoring." *Environ Toxicol Pharmacol.* .
- Hu, J., W. Fu, F. Ni, X. Zhang, C. Yang and J. Sang (2020). "An integrated process for the advanced treatment of hypersaline petrochemical wastewater: A pilot study." *Water Research* 182.
- Ibn Abdul Hamid, K., P. J. Scales, S. Allard, J. P. Croue, S. Muthukumaran and M. Duke (2020). "Ozone combined with ceramic membranes for water treatment: Impact on HO[rad] radical formation and mitigation of bromate." *Journal of Environmental Management* 253.
- Ikehata, K. and M. G. El-Din (2005). "Aqueous pesticide degradation by ozonation and ozone-based advanced oxidation processes: A review (part II)." *Ozone: Science and Engineering* 27(3): 173-202.
- Jahan, B. N., L. Li and K. R. Pagilla (2021). "Fate and reduction of bromate formed in advanced water treatment ozonation systems: A critical review." *Chemosphere* 266.
- Kirisits, M. J. and V. L. Snoeyink (1999). "Reduction of bromate in a BAC filter." *Journal / American Water Works Association* 91(8): 74-84.
- Kirisits, M. J., V. L. Snoeyink, H. Inan, J. C. Chee-sanford, L. Raskin and J. C. Brown (2001). "Water quality factors affecting bromate reduction in biologically active carbon filters." *Water Research* 35(4): 891-900.
- Kirisits, M. J., V. L. Snoeyink and J. C. Kruithof (2000). "The reduction of bromate by granular activated carbon." *Water Research* 34(17): 4250-4260.
- KNMI. (2022). "Uitleg over droogte." Retrieved 12-03-2023, 2023, from <https://www.knmi.nl/kennis-en-datacentrum/uitleg/droogte>.
- Lee, W. J., Y. Bao, C. Guan, X. Hu and T. T. Lim (2021). "Ce/TiO_x-functionalized catalytic ceramic membrane for hybrid catalytic ozonation-membrane filtration process: Fabrication, characterization and performance evaluation." *Chemical Engineering Journal* 410.
- Lin, S. H. and C. L. Wu (1996). "Removal of nitrogenous compounds from aqueous solution by ozonation and ion exchange." *Water Research* 30(8): 1851-1857.
- Müller, J., J. E. Drewes and U. Hübner (2017). "Sequential biofiltration – A novel approach for enhanced biological removal of trace organic chemicals from wastewater treatment plant effluent." *Water Research* 127: 127-138.
- Nieuwenhuis, E. and W. van den Berg (2021). *Bepaling verwijderingsrendement medicijnresten RWZI-afvalwater; koepelvoorschrift en onderbouwende eindrapportage, 2021-15, STOWA, Amersfoort*.
- NOS. (2020, 15-02-2020). "Water gaat vaker bron zijn van conflicten." Retrieved 01-03-2023, 2023, from <https://nos.nl/op3/artikel/2323119-water-gaat-vaker-bron-zijn-van-conflicten>.
- Novotná, K., M. Pivokonský, M. Prokopová, M. Barešová and L. Pivokonská (2020). "Consequences of ozonation for the limited coagulation of non-proteinaceous AOM and formation of aldehydes as ozonation by-products." *Journal of Environmental Chemical Engineering* 8(6).
- Palumbo, M. T., S. Russo, S. Polesello, L. Guzzella, C. Roscioli, L. Marziali, L. Valsecchi, F. Cappelli, S. Pascariello, ., S. Tasselli, S. Villa, M. Peruzzo, S. Culatina, G. Bellotti, Turolla A, A. M., F. Malpei and S. Valsecchi (2022). "Integrated Exposure and Algal Ecotoxicological Assessments of Effluents from Secondary and Advanced-Tertiary Wastewater-Treatment Plants." *Environ Toxicol Chem.* 41(10): 2404-2419.
- Phan, L. T., H. Schaar, D. Reif, S. Weilguni, E. Saracevic, J. Krampe, P. A. Behnisch and N. Kreuzinger (2021). "Long-Term Toxicological Monitoring of a Multibarrier Advanced Wastewater Treatment Plant Comprising Ozonation and Granular Activated Carbon with In Vitro Bioassays." *Water (Switzerland)* 13(22): 3245.
- Pieterse, B., I. Rijk, E. Simon, B. M. van Vugt-Lussenburg, B. F. Fokke, M. van der Wijk, H. Besselink, r. R. Webe and B. van der Burg (2015). "Effect-based assessment of persistent organic pollutant and pesticide dumpsite using mammalian CALUX reporter cell lines." *Environ Sci Pollut Res Int.* 22(19): 14442-14454.

Projectteam Droogte Zandgronden Nederland (2020). Droogte in zandgebieden van zuid-, midden- en oost-Nederland; het verhaal analyse droogte 2018 en 2019 en tussentijdse bevindingen, KWR KnowH2O

FWE

WUR

Deltares

Hoefsloot Spatial solutions.

Rahman, M. F., S. Peldszus and W. B. Anderson (2014). "Behaviour and fate of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: A review." *Water Research* 50: 318-340.

Reifferscheid, G., H. M. Maes, B. Allner, J. Badurova, S. Belkin, K. Bluhm, F. Brauer, J. Bressling, S. Domeneghetti, T. Elad, S. Flückiger-Isler, H. Grummt, R. Gürtler, A. Hecht, M. B. Heringa, H. Hollert, S. Huber, M. Kramer, A. Magdeburg, R., H. Ratte, R. Sauerborn-Klobucar, A. Sokolowski, P. Soldan, T. Smital, D. Stalter, P. Venier, C. Ziemann, J. Zipperle and S. Buchinger (2012). "International round-robin study on the Ames fluctuation test." *Environ Mol Mutagen* 53(3): 185-197.

Reifferscheid G, Z. C., Fieblinger D, Dill F, Gminski R, Grummt HJ, Hafner C, Hollert H, Kunz S, Rodrigo G, Stopper H, Selke D. (2008). "Measurement of genotoxicity in wastewater samples with the in vitro micronucleus test: results of a round-robin study in the context of standardisation according to ISO." *Mutat Res.* 649(1-2): 15-27.

Rijksoverheid. (2021). "Deltaplan Zoetwater." Retrieved 12-03-2023, 2023, from <https://www.deltaprogramma.nl/themas/zoetwater/deltaplan>.

Schippers, J. C. and J. Verdouw (1979). "De membraanfiltratie-index als kenmerk voor de filtreerbaarheid van water." *H2O* 12(Issue): 104-109.

Schneider, O. D. and J. E. Tobiasson (2000). "Preozonation effects on coagulation." *Journal / American Water Works Association* 92(10): 74-87.

Song, Z., Y. Li, Z. Wang, M. Wang, Z. Wang, Y. Zhang, J. Sun, C. Liu, Y. Liu, B. Xu and F. Qi (2020). "Effect of the coupling modes on FOM degradation and fouling mitigation in ozonation-ceramic membrane filtration." *Chemical Engineering Journal* 394.

Sonneveld, E., H. J. Jansen, J. A. Riteco, A. Brouwer and B. van der Burg (2005). "Development of androgen- and estrogen-responsive bioassays, members of a panel of human cell line-based highly selective steroid-responsive bioassays." *Toxicol Sci.* 83(1):(1): 136-148.

Spencer, P., S. Domingos, B. Edwards, D. Howes, H. Shorney-Darby, H. Scheerman, G. Milton and J. Clement (2019). "Ozone enhanced ceramic membrane filtration for wastewater recycling." *Water Practice and Technology* 14(2): 331-340.

Stylianou, S. K., I. A. Katsoyiannis, M. Mitrakas and A. I. Zouboulis (2018). "Application of a ceramic membrane contacting process for ozone and peroxone treatment of micropollutant contaminated surface water." *Journal of Hazardous Materials* 358: 129-135.

Styszko, K., K. Proctor, E. Castrignanò and B. Kasprzyk-Hordern (2021). "Occurrence of pharmaceutical residues, personal care products, lifestyle chemicals, illicit drugs and metabolites in wastewater and receiving surface waters of Krakow agglomeration in South Poland." *Science of the Total Environment* 768.

Tang, S., J. Li, Z. Zhang, B. Ren and X. Zhang (2019). "Comparison of long-term ceramic membrane bioreactors without and with in-situ ozonation in wastewater treatment: Membrane fouling, effluent quality and microbial community." *Science of The Total Environment* 652: 788-799.

Tang, S., Z. Zhang, J. Liu and X. Zhang (2017). "Double-win effects of in-situ ozonation on improved filterability of mixed liquor and ceramic UF membrane fouling mitigation in wastewater treatment?" *Journal of Membrane Science* 533: 112-120.

Timmers, P. H. A., T. Slootweg, A. Knezev, M. van der Schans, L. Zandvliet, A. Reus, D. Vughs, J. El Maijaoui, A. H. Knol, P. Stuyfzand and K. Lekkerkerker-Teunissen (2021). Effecten van geavanceerde oxidatie op de waterkwaliteit en microbiologie bij duinfiltratie, KWR Water Research Institute, Nieuwegein.

Tubić, A., J. Agbaba, J. M. Jazić, M. Watson and B. Dalmacija (2016). "Pilot scale investigation of coagulation combined with ozonation and pH adjustment in treatment of NOM rich water." *Water Science and Technology: Water Supply* 16(3): 837-844.

USEPA. (2008). "Contaminants of Emerging Concern including Pharmaceuticals and Personal Care Products." Retrieved 03-02-2023, 2023, from <https://www.epa.gov/wqc/contaminants-emerging-concern-including-pharmaceuticals-and-personal-care-products>.

USEPA. (2020). "Detection of Emerging, Clinically Relevant Antibiotic Resistance Genes in Wastewater from Treatment Plants in Urban and Rural Areas in the United States." Retrieved 03-02-2023, 2023, from https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=CEMM&dirEntryId=348266.

- van der Linden, S. C., A. R. von Bergh, B. M. van Vught-Lussenburg, L. R. Jonker, M. Teunis, C. A. Krul and B. van der Burg (2014). "Development of a panel of high-throughput reporter-gene assays to detect genotoxicity and oxidative stress. *Mutat Res Genet Toxicol Environ Mutagen.*" 760(23-32).
- van der Oost, R., G. Sileno, M. Suárez-Muñoz, M. T. Nguyen, H. Besselink and A. Brouwer (2017). "SIMONI (smart integrated monitoring) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: Part i-model design and effect-based trigger values." *Environ Toxicol Chem.* 36(9): 2385-2399.
- van der Wielen, P. W. J. J. (2018). *Aandachtswaarden nieuwe methoden biologische stabiliteit.*, KWR Water Research Institute, Nieuwegein.
- Van Geluwe, S., L. Braeken and B. Van der Bruggen (2011). "Ozone oxidation for the alleviation of membrane fouling by natural organic matter: A review." *Water Research* 45(12): 3551-3570.
- Veenendaal, G., D. Kuiper, S. Dost and P. van der Maas (2019). "Ultrapuur water uit RWZI-effluent; bijna 10 jaar ervaring in Emmen." *H2O online*(Issue).
- von Gunten, U. (2007). *The basics of oxidants in water treatment. Part B: Ozone reactions.* *Water Science and Technology.* 55: 25-29.
- Weer online. (2022, 13-09-2022). "Dit waren de droogste jaren in Nederland." Retrieved 01-03-2023, 2023, from <https://www.weeronline.nl/nieuws/dit-waren-de-droogste-jaren-in-nederland>.
- Wei, D., Y. Tao, Z. Zhang, L. Liu and X. Zhang (2016). "Effect of in-situ ozonation on ceramic UF membrane fouling mitigation in algal-rich water treatment." *Journal of Membrane Science* 498: 116-124.
- Winter, J., W. Uhl and P. R. Bérubé (2016). "Integrated oxidation membrane filtration process – NOM rejection and membrane fouling." *Water Research* 104: 418-424.
- Wols, B. A., C. H. M. Hofman-Caris, D. J. H. Harmsen and E. F. Beerendonk (2013). "Degradation of 40 selected pharmaceuticals by UV/H₂O₂." *Water Research* 47(15): 5876-5888.
- world resources institute. (2013, 12-12-2013). "Water Stress by Country " Retrieved 01-03-2023, 2023, from <https://www.wri.org/data/water-stress-country>.
- Zhang, K., Z. H. Zhang, H. Wang, X. M. Wang, X. H. Zhang and Y. F. Xie (2020). "Synergistic effects of combining ozonation, ceramic membrane filtration and biologically active carbon filtration for wastewater reclamation." *Journal of Hazardous Materials* 382.
- Zhang, X., J. Guo, L. Wang, J. Hu and J. Zhu (2013). "In situ ozonation to control ceramic membrane fouling in drinking water treatment." *Desalination* 328: 1-7.
- Zhang, Y., J. Xue, Y. Liu and M. Gamal El-Din (2018). "The role of ozone pretreatment on optimization of membrane bioreactor for treatment of oil sands process-affected water." *Journal of Hazardous Materials* 347: 470-477.
- Zhu, Y., S. Chen, X. Quan, Y. Zhang, C. Gao and Y. Feng (2013). "Hierarchical porous ceramic membrane with energetic ozonation capability for enhancing water treatment." *Journal of Membrane Science* 431: 197-204.
- Zoumpouli, G. A., F. Siqueira Souza, B. Petrie, L. A. Féris, B. Kasprzyk-Hordern and J. Wenk (2020). "Simultaneous ozonation of 90 organic micropollutants including illicit drugs and their metabolites in different water matrices." *Environmental Science: Water Research and Technology* 6(9): 2465-2478.

I Datasheet GAC



NORIT ACTIVATED CARBON

23 February 2015

Chemicals / 830W

NORIT® GAC 830W

Granular Activated Carbon

WHY CABOT

Cabot Norit Activated Carbon is a premier activated carbon manufacturer respected for experienced people, diverse products and strong customer relationships. Cabot's history of innovation, product performance, technical expertise and customer focus ensure that you receive the right products and solutions for your specific purification needs.



FM 26618

Norit GAC 830 W is specially manufactured for the purification of gas treater liquids (amine and glycol treaters). Norit GAC 830 W is particularly suited for removing dissolved hydrocarbons and degradation by-products which contribute to foaming and corrosion problems. Norit 830 W is produced by steam activation of selected grades of coal.

Norit GAC 830 W meets the requirements of the latest version of the U.S. Food Chemicals Codex.

SPECIFICATIONS

Iodine number	min. 950	-
Particle size > 8 mesh (2.36 mm)	max. 15	mass-%
Particle size < 30 mesh (0.60 mm)	max. 5	mass-%
Moisture (as packed)	max. 5	mass-%

GENERAL CHARACTERISTICS

Total surface area (B.E.T.)	1150	m ² /g
Apparent density	500	kg/m ³
Density backwashed and drained	445	kg/m ³
Ball-pan hardness	95	-
Effective Size D ₅₀	0.9	mm
Uniformity coefficient	1.7	-
Ash content	12	mass-%
pH	alkaline	-

NORIT® GAC 830W

NOTES

1. All analyses based on Norit Standard Test Methods (NSTM)
2. Specifications are guaranteed values based on lot to lot quality control, as covered by Norit's ISO 9001 certification.
3. General characteristics reflect average values of product quality.
4. Detailed information on the hydrodynamic properties can be found in Technical Bulletin 79 - Hydrodynamic Properties of Norit Granular Activated Carbon grades.
5. The superior hardness makes this product very suitable for thermal reactivation. Reactivation of exhausted carbon can be carried out in kilns on site or at one of Norit's facilities. The best option depends on the distance between client and nearest Norit facilities and on the amount of carbon to be reactivated per annum.

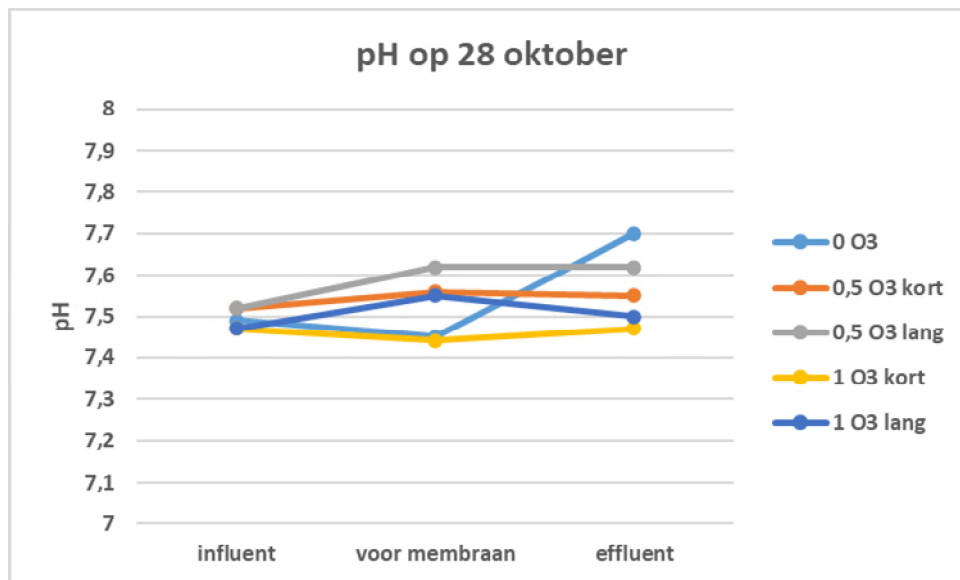
PACKAGING

NORIT® GAC 830W is available in:

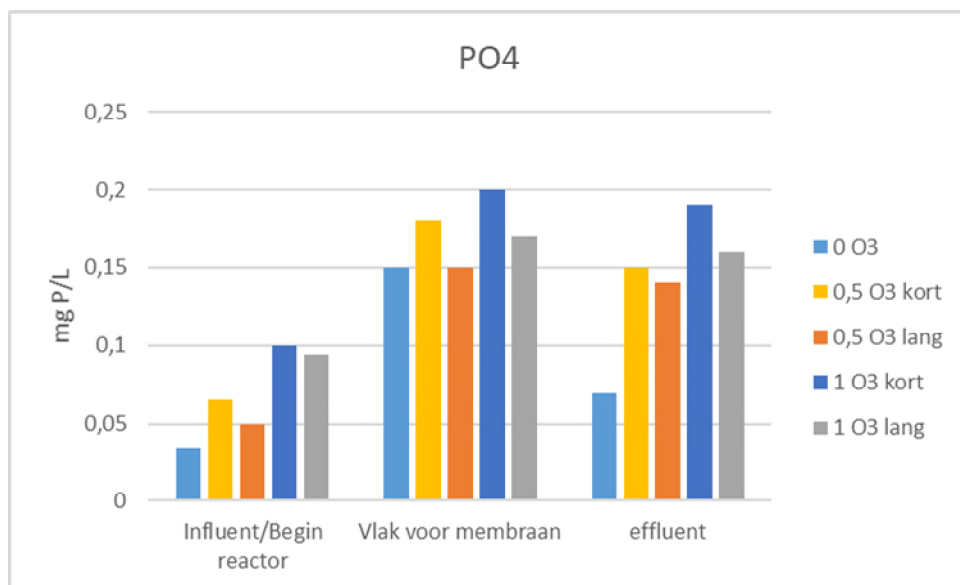
- Coated woven plastic bags of 25 kg, 2 x 20 bags per pallet, shrink wrapped (1000 kg net weight per pallet)
- Bulk bags of 2 x 500 kg net weight on a pallet, shrink wrapped
- Bulk tank cars

Product availabilities depend on the type of packaging.

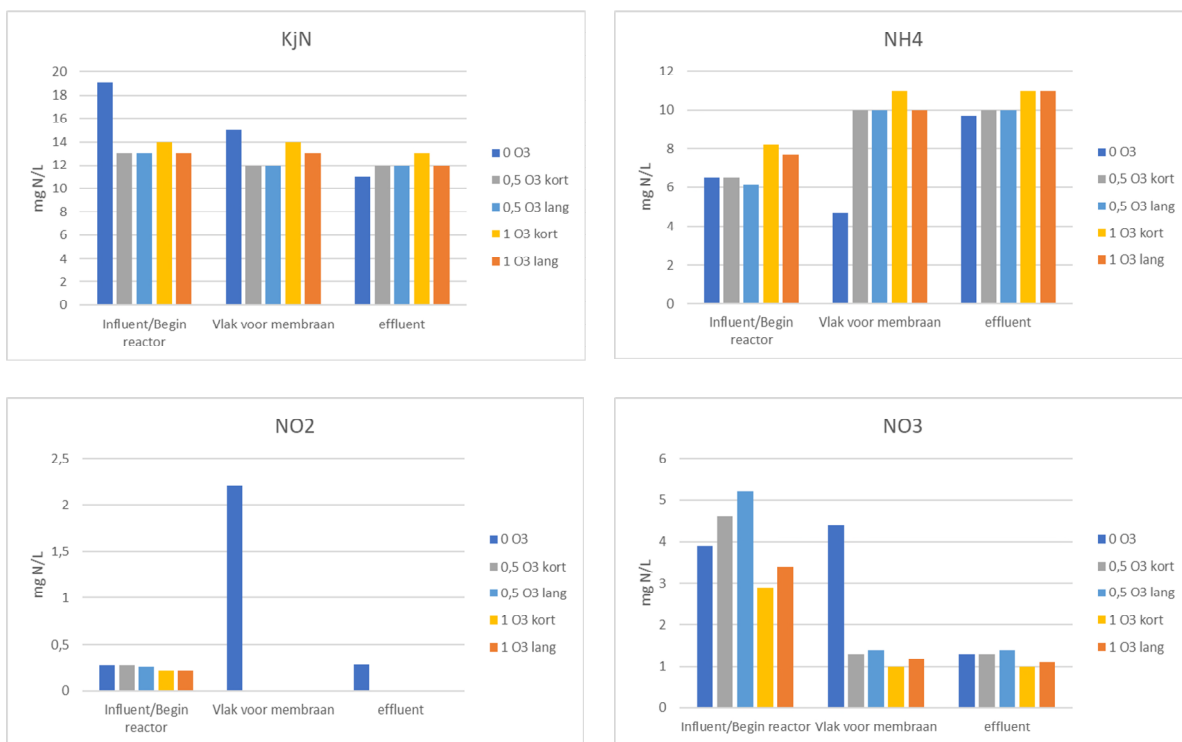
II Data van water zonder ozon tijdens experimenten in oktober 2021



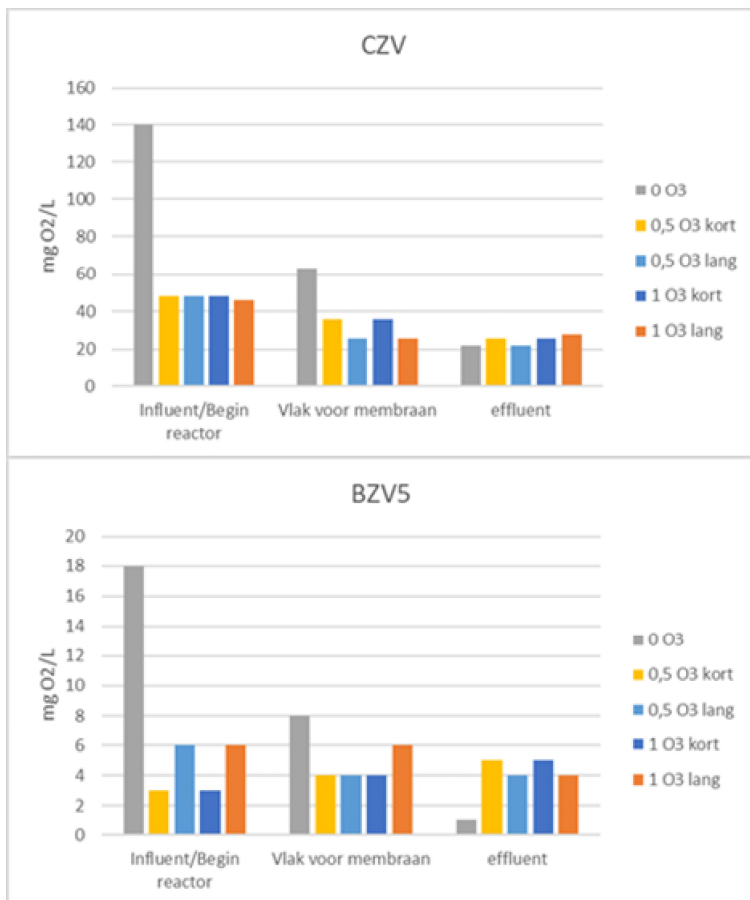
Figuur 58: pH-ontwikkeling tijdens de experimenten, inclusief de meetdata van het water waaraan geen ozon was toegevoegd



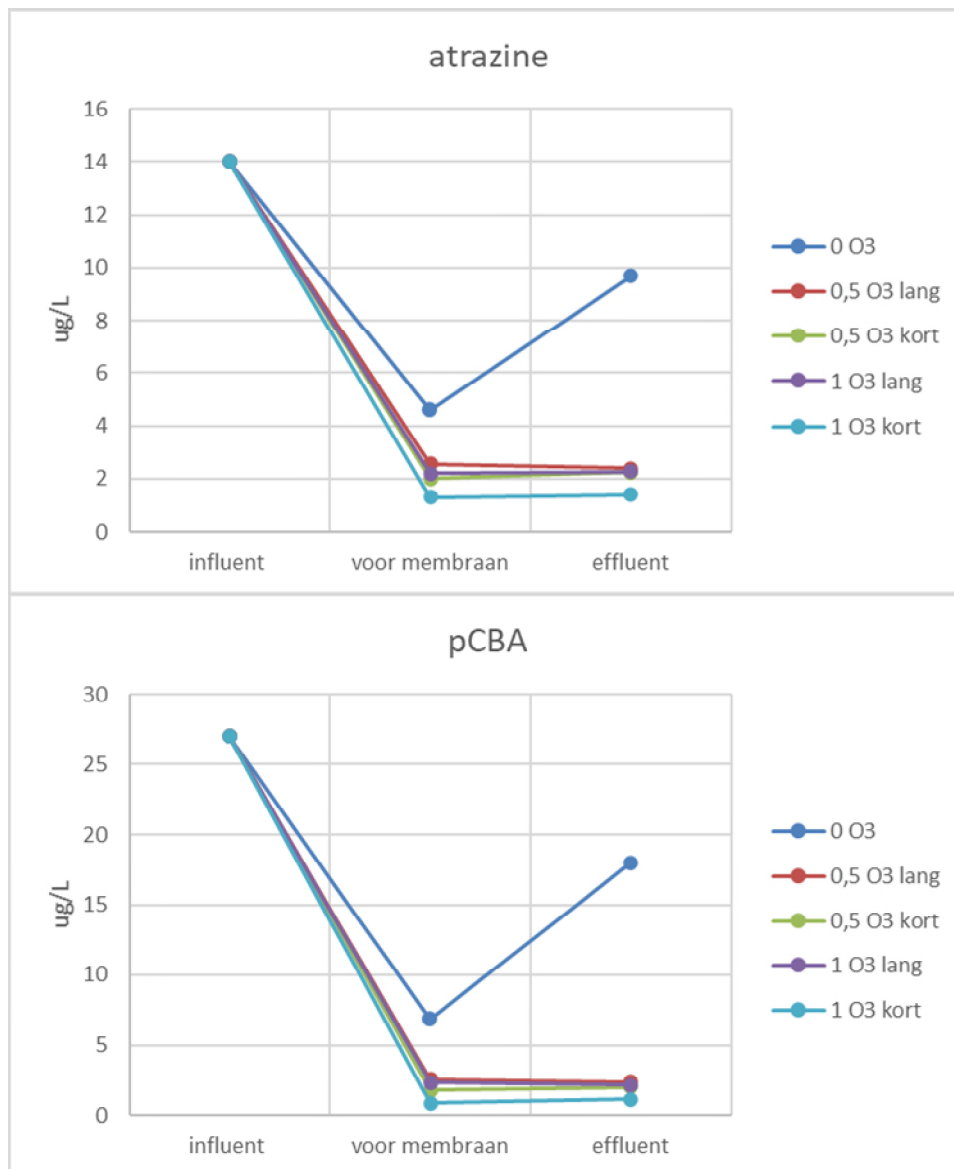
Figuur 59: fosfaatdata tijdens de experimenten, inclusief de meetdata van het water waaraan geen ozon was toegevoegd



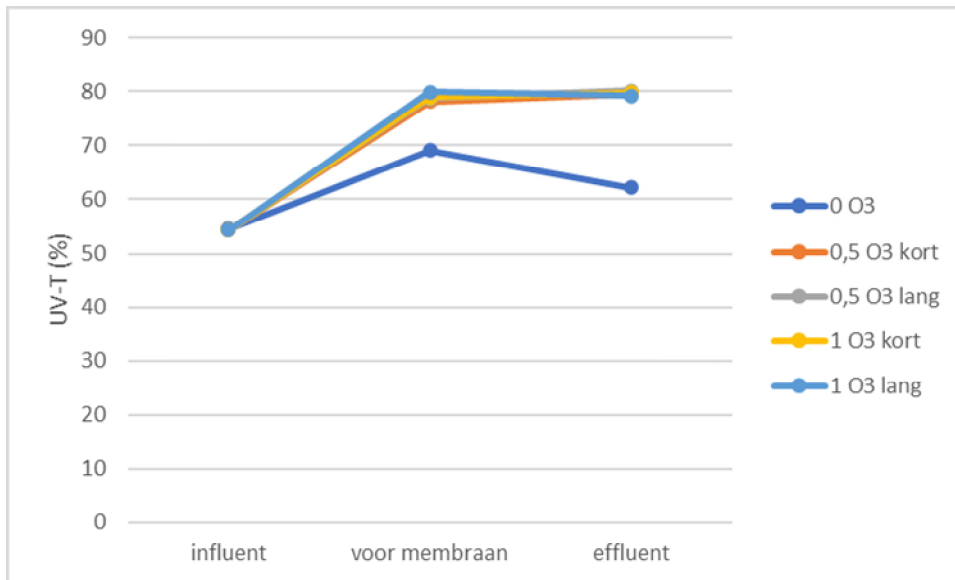
Figuur 60: stikstofdata tijdens de experimenten, inclusief de meetdata van het water waaraan geen ozon was toegevoegd



Figuur 61: CZV en BZV5 tijdens de experimenten, inclusief de meetdata van het water waaraan geen ozon was toegevoegd

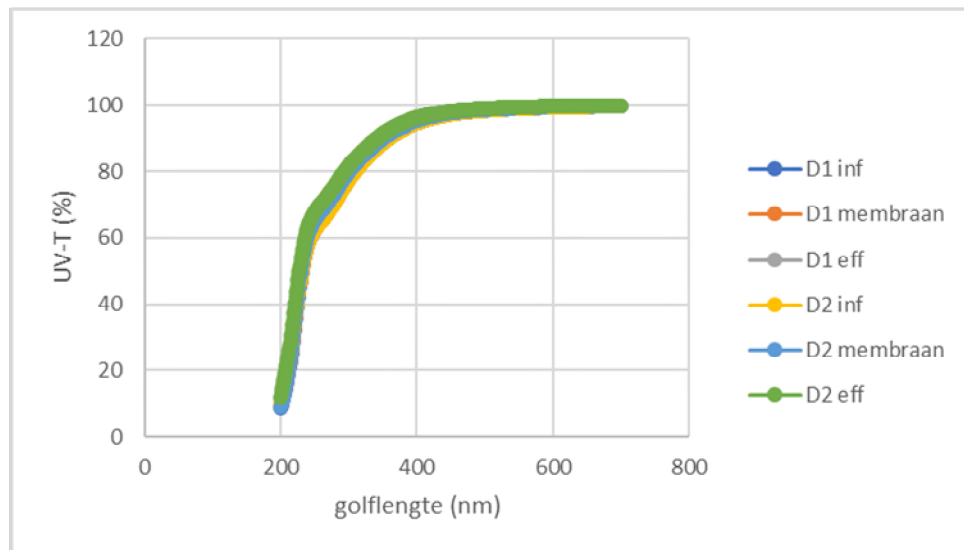


Figuur 62: omzetting van atrazine en pCBA tijdens de experimenten in okt. 2021 (incl. data van water zonder toegevoegd O₃).

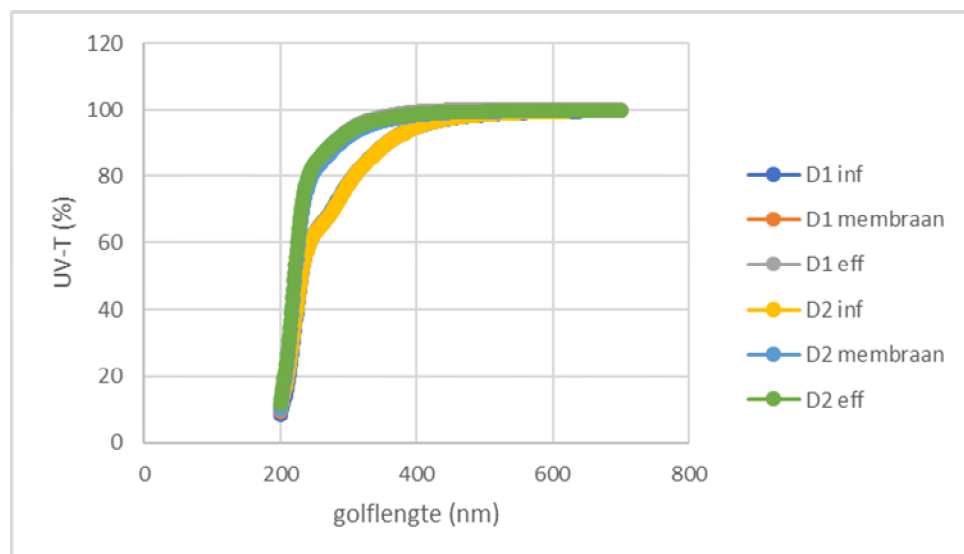


Figuur 63: UV-T (%) bij 254 nm incl. 0 O₃

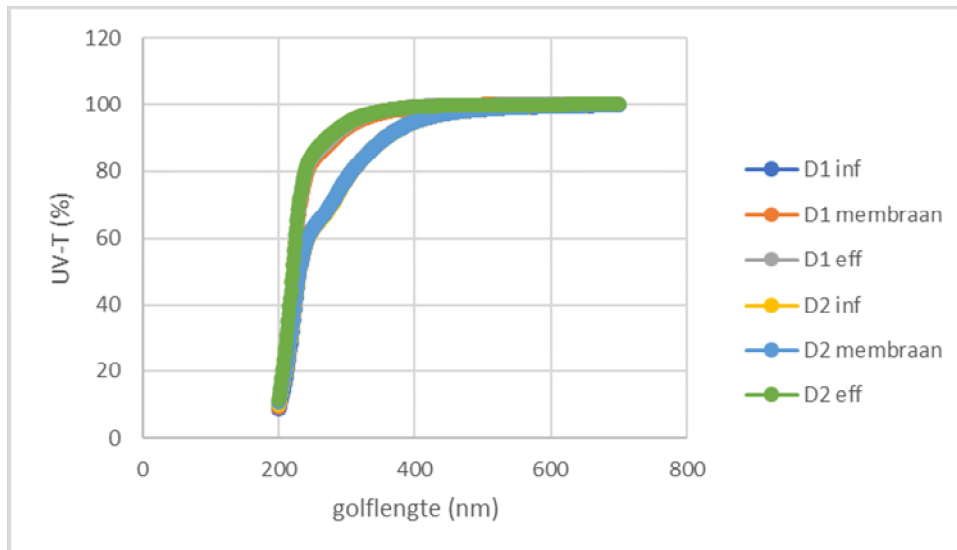
III UV-spectra van monsters op de kleine pilot



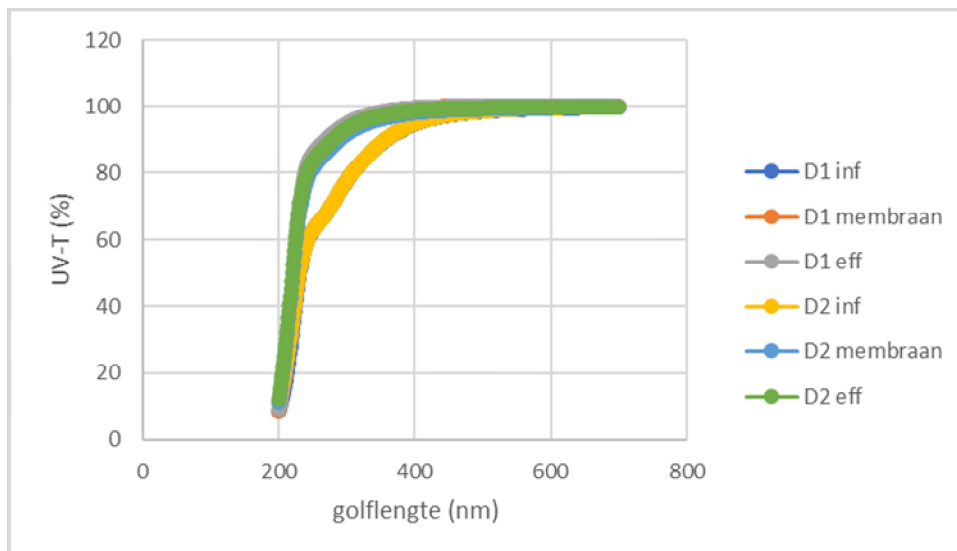
Figuur 64: UV-T spectra met 0 mg O₃/L; Aug. 2021



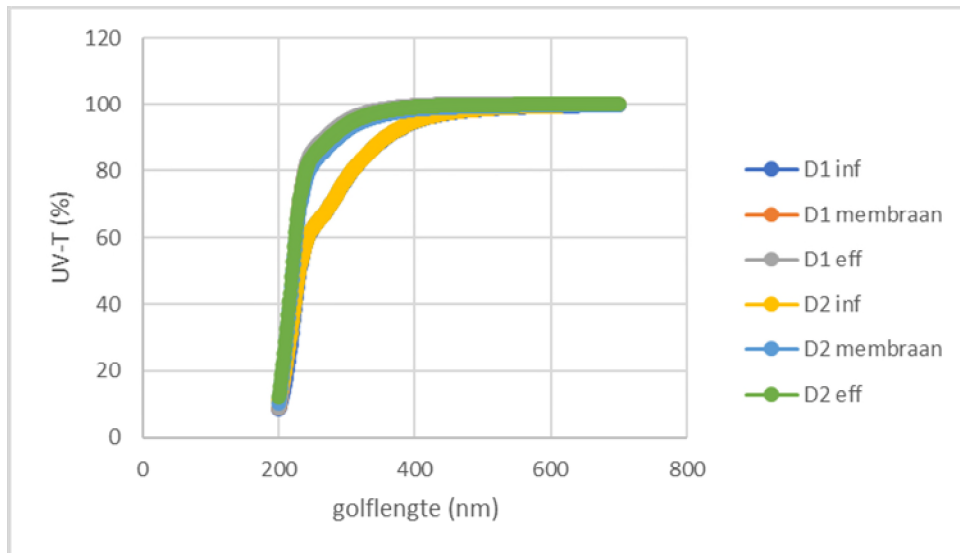
Figuur 65: UV-T spectra met 0,5 mg O₃/L, lange contacttijd; Aug. 2021



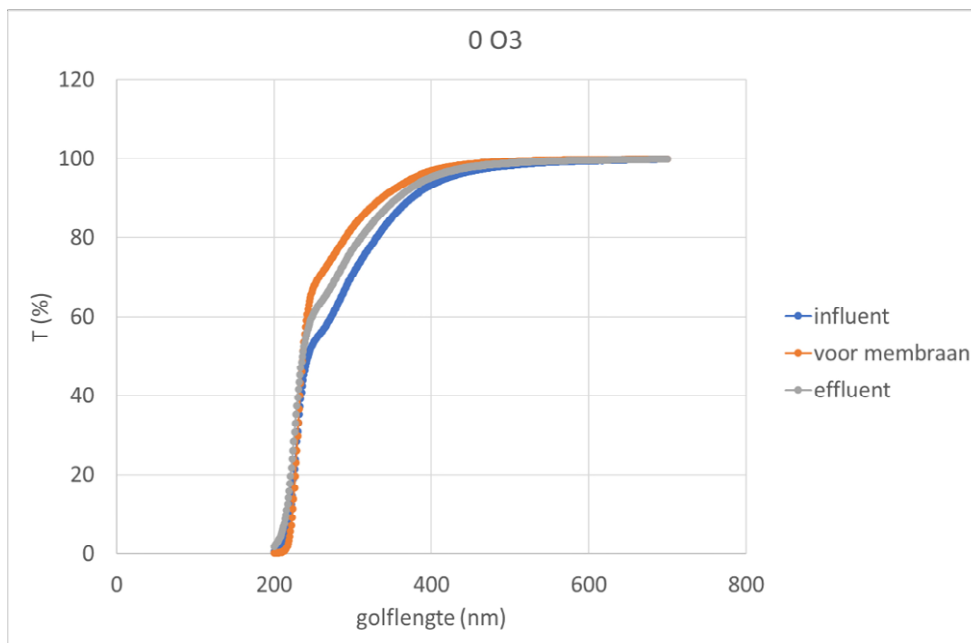
Figuur 66: UV-T spectra met 0,5 mg O₃/L, korte contacttijd; Aug. 2021



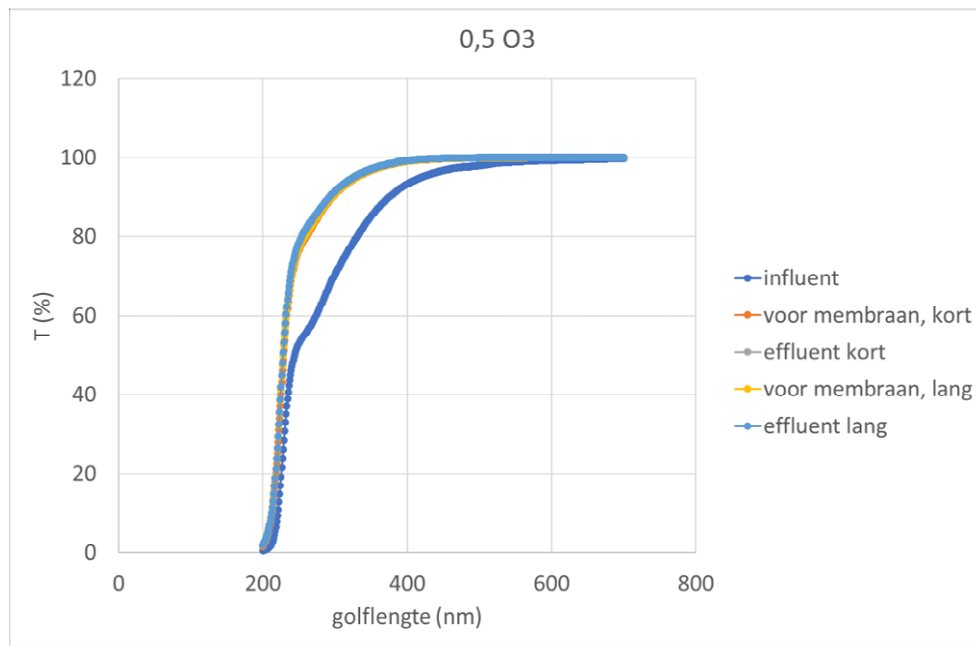
Figuur 67: UV-T spectra met 1 mg O₃/L, lange contacttijd; Aug. 2021



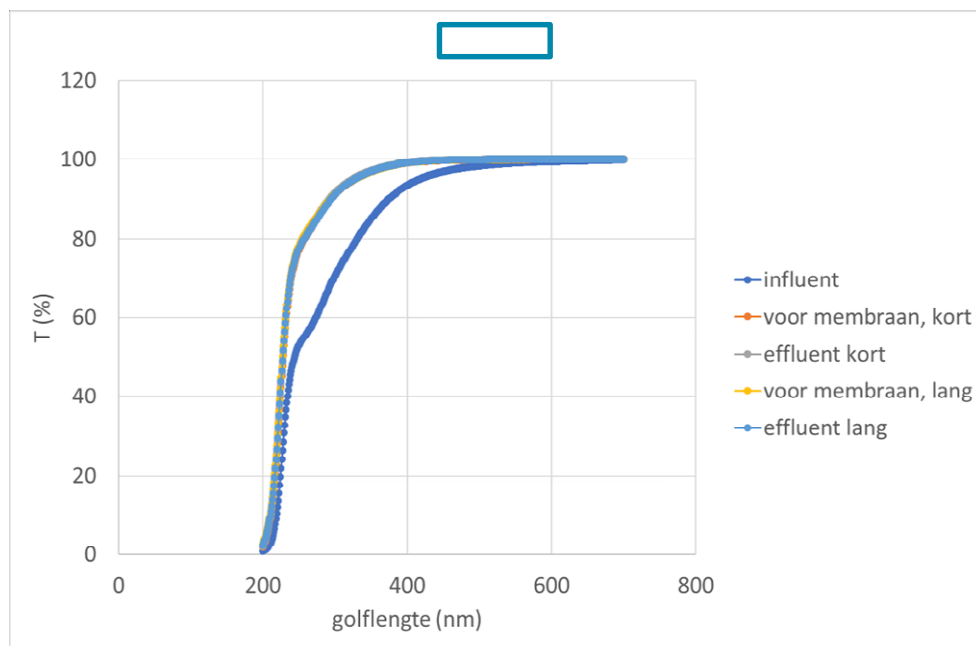
Figuur 68: UV-T spectra met 1 mg O₃/L, korte contacttijd; Aug. 2021



Figuur 69: UV-T spectra met 0 mg O₃/L; okt 2021



Figuur 70: UV-T spectra met 0,5 mg O₃/L; okt 2021



Figuur 71: UV-T spectra met 1 mg O₃/L; okt 2021

IV Data van meetseries op kleine pilot

Tabel 22: PO₄³⁻ data (aug 2021)

monster	eenheid	waarde
PAN-PI-TKI-INF-D1-0	mg/l P	0,027
PAN-PI-TKI-O3-D1-0	mg/l P	0,033
PAN-PI-TKI-EFF-D1-0	mg/l P	0,035
PAN-PI-TKI-INF-D1-5S	mg/l P	0,005
PAN-PI-TKI-O3-D1-5S	mg/l P	0,036
PAN-PI-TKI-EFF-D1-5S	mg/l P	0,037
PAN-PI-TKI-INF-D1-5L	mg/l P	0,009
PAN-PI-TKI-O3-D1-5L	mg/l P	0,019
PAN-PI-TKI-EFF-D1-5L	mg/l P	0,005
PAN-PI-TKI-INF-D1-1S	mg/l P	0,009
PAN-PI-TKI-O3-D1-1S	mg/l P	0,034
PAN-PI-TKI-EFF-D1-1S	mg/l P	0,035
PAN-PI-TKI-INF-D1-1L	mg/l P	0,01
PAN-PI-TKI-O3-D1-1L	mg/l P	0,029
PAN-PI-TKI-EFF-D1-1L	mg/l P	0,005

Tabel 23: stikstofdata in mg N/L (aug 2021)

monster	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	Kjeldahl N
PAN-PI-TKI-INF-D1-0	0,04	0,19	2,2
PAN-PI-TKI-O3-D1-0	0,04	0,19	2,3
PAN-PI-TKI-EFF-D1-0	0,04	0,17	0,9
PAN-PI-TKI-INF-D1-5S	0,01	0,03	1,6
PAN-PI-TKI-O3-D1-5S	0,01	0,15	1,4
PAN-PI-TKI-EFF-D1-5S	0,01	0,14	1,1
PAN-PI-TKI-INF-D1-5L	0,01	0,03	1,6
PAN-PI-TKI-O3-D1-5L	0,01	0,05	1,4
PAN-PI-TKI-EFF-D1-5L	0,01	0,03	1,1
PAN-PI-TKI-INF-D1-1S	0,04	0,07	1,7
PAN-PI-TKI-O3-D1-1S	0,01	0,11	1,4
PAN-PI-TKI-EFF-D1-1S	0,01	0,11	1,2
PAN-PI-TKI-INF-D1-1L	0,01	0,03	1,7
PAN-PI-TKI-O3-D1-1L	0,01	0,1	1,4
PAN-PI-TKI-EFF-D1-1L	0,03	0,03	1,1

Tabel 24: CZV en BZV5 (mg O2/L) (aug. 2021)

monster	CZV	BZV5
PAN-PI-TKI-INF-D1-0	40	3
PAN-PI-TKI-O3-D1-0	44	3
PAN-PI-TKI-EFF-D1-0	19	1
PAN-PI-TKI-INF-D1-5S	36	2
PAN-PI-TKI-O3-D1-5S	24	4
PAN-PI-TKI-EFF-D1-5S	17	3
PAN-PI-TKI-INF-D1-5L	34	2
PAN-PI-TKI-O3-D1-5L	26	3
PAN-PI-TKI-EFF-D1-5L	19	3
PAN-PI-TKI-INF-D1-1S	30	2
PAN-PI-TKI-O3-D1-1S	21	5
PAN-PI-TKI-EFF-D1-1S	17	4
PAN-PI-TKI-INF-D1-1L	32	2
PAN-PI-TKI-O3-D1-1L	21	3
PAN-PI-TKI-EFF-D1-1L	17	4

Tabel 25: BPP-metingen (ng ATP/L) (aug. 2021)

datum	Monster	BP7	BP7 SD	BPC14	BPC14 SD
8-10-2021	KWR-inf exp. 1s	2,30E+03	420	9,70E+03	460
8-10-2021	KWR-O3 exp. 1s	990	16	8,30E+03	1,00E+03
8-10-2021	KWR-EFF exp. 1s	660	43	6,10E+03	160
8-10-2021	KWR-inf exp. 1L	2,30E+03	420	9,70E+03	460
8-10-2021	KWR-O3 exp. 1L	1,30E+03	220	8,90E+03	460
8-10-2021	KWR-EFF exp. 1L	740	86	7,00E+03	780
8-11-2021	KWR-inf exp. 1s	2,60E+03	150	1,30E+04	41
8-11-2021	KWR-O3 exp. 1s	1,10E+03	100	9,10E+03	2,10E+03
8-11-2021	KWR-EFF exp. 1s	970	340	9,70E+03	1,30E+03
8-11-2021	KWR-inf exp. 1L	2600	150	1,30E+04	4,10E+01
8-11-2021	KWR-O3 exp. 1L	1,10E+03	82	9,10E+03	830
8-11-2021	KWR-EFF exp. 1L	820	140	8,10E+03	8,9

Tabel 26: LCOCD-metingen (ppb-C) (aug. 2021)

monster	DOC	Hydrofoob DOC	Hydrofiel DOC	biopolymeren	humuszuren	Building blocks	LMW acids	LMW neutrals
Inf 1 O ₃ S	6468	623	5845	549	3025	1192	14	1066
Voor membraan 1 O ₃ S	7063	577	6485	431	3194	1940	<3	920
Eff 1 O ₃ S	6906	484	6422	297	3174	1975	64	912
Voor membraan 1 O ₃ L	5916	541	5375	357	3091	1056	<3	870
Eff 1 O ₃ L	6787	394	6393	299	3331	1862	<3	901

Tabel 27: vervolg LCOCD-metingen (aug. 2021)

monster	NO ₃ ⁻ (ppb-N)	NH ₄ ⁺ (ppb-N)	SUVA (L/(mg*m))
Inf 1 O ₃ S	433	6	3,48
Voor membraan 1 O ₃ S	506	23	1,23
Eff 1 O ₃ S	553	19	1,05
Voor membraan 1 O ₃ L	443	35	1,27
Eff 1 O ₃ L	525	7	1,22

Tabel 28: pH-metingen in okt. 2021

Monster	datum	parameter	eenheid	waarde
PAN-PI-TKI-EFF-0	28-10-2021	Temperatuur pH meting	°C	10,7
PAN-PI-TKI-EFF-0	28-10-2021	Zuurgraad	pH	7,7
PAN-PI-TKI-INF-0	28-10-2021	Temperatuur pH meting	°C	11
PAN-PI-TKI-INF-0	28-10-2021	Zuurgraad	pH	7,49
PAN-PI-TKI-O ₃ -0	28-10-2021	Temperatuur pH meting	°C	11
PAN-PI-TKI-O ₃ -0	28-10-2021	Zuurgraad	pH	7,45
PAN-PI-TKI-EFF-5L	28-10-2021	Temperatuur pH meting	°C	10,9
PAN-PI-TKI-EFF-5L	28-10-2021	Zuurgraad	pH	7,62
PAN-PI-TKI-O ₃ -5L	28-10-2021	Temperatuur pH meting	°C	11
PAN-PI-TKI-O ₃ -5L	28-10-2021	Zuurgraad	pH	7,62
PAN-PI-TKI-EFF-5S	28-10-2021	Temperatuur pH meting	°C	10,9
PAN-PI-TKI-EFF-5S	28-10-2021	Zuurgraad	pH	7,55
PAN-PI-TKI-INF-5	28-10-2021	Temperatuur pH meting	°C	10,7
PAN-PI-TKI-INF-5	28-10-2021	Zuurgraad	pH	7,52
PAN-PI-TKI-O ₃ -1S	28-10-2021	Temperatuur pH meting	°C	10,6
PAN-PI-TKI-O ₃ -1S	28-10-2021	Zuurgraad	pH	7,44
PAN-PI-TKI-O ₃ -5S	28-10-2021	Temperatuur pH meting	°C	11

PAN-PI-TKI-O ₃ -5S	28-10-2021	Zuurgraad	pH	7,56
PAN-PI-TKI-EFF-1L	28-10-2021	Temperatuur pH meting	°C	10,7
PAN-PI-TKI-EFF-1L	28-10-2021	Zuurgraad	pH	7,5
PAN-PI-TKI-O ₃ -1L	28-10-2021	Temperatuur pH meting	°C	10,7
PAN-PI-TKI-O ₃ -1L	28-10-2021	Zuurgraad	pH	7,55
PAN-PI-TKI-EFF-1S	28-10-2021	Temperatuur pH meting	°C	10,9
PAN-PI-TKI-EFF-1S	28-10-2021	Zuurgraad	pH	7,47
PAN-PI-TKI-INF-1	28-10-2021	Temperatuur pH meting	°C	11
PAN-PI-TKI-INF-1	28-10-2021	Zuurgraad	pH	7,47

Tabel 29: DOC-data van experimenten in okt. 2021

Monster	datum	parameter	meting	eenheid	waarde
PAN-PI-TKI-EFF-0	28-10-2021	DOC	Opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	9,831
PAN-PI-TKI-INF-0	28-10-2021	DOC	Opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	10,2
PAN-PI-TKI-O ₃ -0	28-10-2021	DOC	Opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	10,73
PAN-PI-TKI-EFF-5L	28-10-2021	DOC	Opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	11,43
PAN-PI-TKI-O ₃ -5L	28-10-2021	DOC	Opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	12,68
PAN-PI-TKI-EFF-5S	28-10-2021	DOC	Opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	12,21
PAN-PI-TKI-INF-5	28-10-2021	DOC	Opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	9,326
PAN-PI-TKI-O ₃ -1S	28-10-2021	DOC	Opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	14,33
PAN-PI-TKI-O ₃ -5S	28-10-2021	DOC	Opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	13,61
PAN-PI-TKI-EFF-1L	28-10-2021	DOC	Opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	12,72
PAN-PI-TKI-O ₃ -1L	28-10-2021	DOC	Opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	11,83
PAN-PI-TKI-EFF-1S	28-10-2021	DOC	Opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	13,67
PAN-PI-TKI-INF-1	28-10-2021	DOC	Opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	9,452

Tabel 30: CZV en BZV5 data (mg O₂/L) (okt. 2021)

Monster		BZV of CZV	Beschrijving	waarde
0,5 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	6
0,5 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	48
0,5 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	4
0,5 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	26
0,5 mg/l O ₃ , long	effluent	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	4
0,5 mg/l O ₃ , long	effluent	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	22
1 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	6
1 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	46

1 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	6
1 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	26
1 mg/l O ₃ , long	effluent	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	4
1 mg/l O ₃ , long	effluent	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	28
0,5 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	6
0,5 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	46
0,5 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	6
0,5 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	30
0,5 mg/l O ₃ , short	effluent	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	5
0,5 mg/l O ₃ , short	effluent	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	26
1,0 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	3
1,0 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	48
1,0 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	4
1,0 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	36
1,0 mg/l O ₃ , short	effluent	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	5
1,0 mg/l O ₃ , short	effluent	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	26
Geen O ₃	Influent/Begin reactor	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	18
Geen O ₃	Influent/Begin reactor	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	140
Geen O ₃	Vlak voor membraan	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	8
Geen O ₃	Vlak voor membraan	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	63
Geen O ₃	effluent	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	1
Geen O ₃	effluent	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	

Tabel 31: fosfaatdata (PO43-) (aug. 2021)

Monster		eenheid	waarde
0,5 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	mg/l P	0,05
0,5 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	mg/l P	0,15
0,5 mg/l O ₃ , long	effluent	mg/l P	0,14
1 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	mg/l P	0,094
1 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	mg/l P	0,17
1 mg/l O ₃ , long	effluent	mg/l P	0,16

0,5 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	mg/l P	0,065
0,5 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	mg/l P	0,18
0,5 mg/l O ₃ , short	effluent	mg/l P	0,15
1,0 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	mg/l P	0,1
1,0 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	mg/l P	0,2
1,0 mg/l O ₃ , short	effluent	mg/l P	0,19
Geen O ₃	Influent/Begin reactor	mg/l P	0,034
Geen O ₃	Vlak voor membraan	mg/l P	0,15
Geen O ₃	effluent	mg/l P	0,069

Tabel 32: stikstofdata (mg N/L) (okt. 2021)

monster		analyse		waarde
0,5 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	13
0,5 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	Ammonium	NH ₄	6,1
0,5 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	Nitriet	NO ₂	0,26
0,5 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	Nitraat	NO ₃	5,2
0,5 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	12
0,5 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	Ammonium	NH ₄	10
0,5 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	Nitriet	NO ₂	0,01
0,5 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	Nitraat	NO ₃	1,4
0,5 mg/l O ₃ , long	effluent	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	12
0,5 mg/l O ₃ , long	effluent	Ammonium	NH ₄	10
0,5 mg/l O ₃ , long	effluent	Nitriet	NO ₂	0,01
0,5 mg/l O ₃ , long	effluent	Nitraat	NO ₃	1,4
1 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	13
1 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	Ammonium	NH ₄	7,7
1 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	Nitriet	NO ₂	0,22
1 mg/l O ₃ , long	Influent/Begin reactor	Nitraat	NO ₃	3,4
1 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	13
1 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	Ammonium	NH ₄	10
1 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	Nitriet	NO ₂	0,01
1 mg/l O ₃ , long	Vlak voor membraan	Nitraat	NO ₃	1,2
1 mg/l O ₃ , long	effluent	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	12
1 mg/l O ₃ , long	effluent	Ammonium	NH ₄	11
1 mg/l O ₃ , long	effluent	Nitriet	NO ₂	0,01
1 mg/l O ₃ , long	effluent	Nitraat	NO ₃	1,1
0,5 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	13
0,5 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	Ammonium	NH ₄	6,5
0,5 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	Nitriet	NO ₂	0,28

0,5 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	Nitraat	NO ₃	4,6
0,5 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	12
0,5 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	Ammonium	NH ₄	10
0,5 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	Nitriet	NO ₂	0,01
0,5 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	Nitraat	NO ₃	1,3
0,5 mg/l O ₃ , short	effluent	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	12
0,5 mg/l O ₃ , short	effluent	Ammonium	NH ₄	10
0,5 mg/l O ₃ , short	effluent	Nitriet	NO ₂	0,01
0,5 mg/l O ₃ , short	effluent	Nitraat	NO ₃	1,3
1,0 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	14
1,0 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	Ammonium	NH ₄	8,2
1,0 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	Nitriet	NO ₂	0,22
1,0 mg/l O ₃ , short	Influent/Begin reactor	Nitraat	NO ₃	2,9
1,0 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	14
1,0 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	Ammonium	NH ₄	11
1,0 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	Nitriet	NO ₂	0,01
1,0 mg/l O ₃ , short	Vlak voor membraan	Nitraat	NO ₃	1
1,0 mg/l O ₃ , short	effluent	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	13
1,0 mg/l O ₃ , short	effluent	Ammonium	NH ₄	11
1,0 mg/l O ₃ , short	effluent	Nitriet	NO ₂	0,01
1,0 mg/l O ₃ , short	effluent	Nitraat	NO ₃	1
Geen O ₃	Influent/Begin reactor	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	19
Geen O ₃	Influent/Begin reactor	Ammonium	NH ₄	6,5
Geen O ₃	Influent/Begin reactor	Nitriet	NO ₂	0,28
Geen O ₃	Influent/Begin reactor	Nitraat	NO ₃	3,9
Geen O ₃	Vlak voor membraan	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	15
Geen O ₃	Vlak voor membraan	Ammonium	NH ₄	4,7
Geen O ₃	Vlak voor membraan	Nitriet	NO ₂	2,2
Geen O ₃	Vlak voor membraan	Nitraat	NO ₃	4,4
Geen O ₃	effluent	Som ammonium- en organisch gebonden stikstof	KjN	11
Geen O ₃	effluent	Ammonium	NH ₄	9,7
Geen O ₃	effluent	Nitriet	NO ₂	0,29
Geen O ₃	effluent	Nitraat	NO ₃	1,3

V Data van eerste meetserie op de grote pilot; synergistisch effect O₃/CMF

Tabel 33: HCO₃⁻ -data

test	monsterpunt	datum	parameter	parameter	resultaat	eenheid
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	280	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	290	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	290	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	290	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	280	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	290	mg/l CO ₃
O ₃ , korte verblijftijd	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	190	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	190	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	190	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	190	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	190	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	240	mg/l CO ₃

	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	220	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	220	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	220	mg/l CO ₃
O ₃ , lange verblijftijd	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	250	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	240	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	240	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	260	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	250	mg/l CO ₃
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	HCO ₃	Bicarbonaat	250	mg/l CO ₃
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	CO ₃	Carbonaat	2	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	CO ₃	Carbonaat	2	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	CO ₃	Carbonaat	2	mg/l

Tabel 34: BOD- en COD-data

test	monsterpunt	datum	parameter	parameter	resultaat	eenheid
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	3	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	2	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	1	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	2	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	3	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	1	mg/l O ₂
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	2	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	1	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	3	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	4	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	3	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	2	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	4	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	3	mg/l O ₂

	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	4	mg/l O ₂
O ₃ , lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	1	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	4	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	4	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	1	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	4	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	BZV5	Biochemisch zuurstof verbruik mbv LDO sensor	4	mg/l O ₂
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	33	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	33	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	29	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	37	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	39	mg/l O ₂
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	27	mg/l O ₂
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	27	mg/l O ₂

	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	27	mg/l O2
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	20	mg/l O2
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	21	mg/l O2
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	20	mg/l O2
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	29	mg/l O2
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	23	mg/l O2
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	19	mg/l O2
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	23	mg/l O2
O ₃ , lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	29	mg/l O2
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	24	mg/l O2
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	21	mg/l O2
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	31	mg/l O2
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	25	mg/l O2
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	CZV	Chemisch zuurstofverbruik	23	mg/l O2

Tabel 35: data anorganische ionen

test	monsterpunt	datum	parameter	parameter	resultaat	eenheid
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	Ca	Calcium	61	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	Ca	Calcium	61	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	Ca	Calcium	62	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	Ca	Calcium	60	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	Ca	Calcium	63	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	Ca	Calcium	62	mg/l
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	Ca	Calcium	41	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	Ca	Calcium	43	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	Ca	Calcium	43	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	Ca	Calcium	45	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	Ca	Calcium	43	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	Ca	Calcium	41	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	Ca	Calcium	41	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	Ca	Calcium	40	mg/l

	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	Ca	Calcium	41	mg/l
O ₃ , lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	Ca	Calcium	53	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	Ca	Calcium	54	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	Ca	Calcium	55	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	Ca	Calcium	55	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	Ca	Calcium	55	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	Ca	Calcium	52	mg/l
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	Mg	Magnesium	14	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	Mg	Magnesium	14	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	Mg	Magnesium	14	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	Mg	Magnesium	14	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	Mg	Magnesium	14	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	Mg	Magnesium	14	mg/l
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	Mg	Magnesium	12	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	Mg	Magnesium	12	mg/l

	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	Mg	Magnesium	11	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	Mg	Magnesium	12	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	Mg	Magnesium	11	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	Mg	Magnesium	12	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	Mg	Magnesium	12	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	Mg	Magnesium	12	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	Mg	Magnesium	12	mg/l
O ₃ , lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	Mg	Magnesium	12	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	Mg	Magnesium	13	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	Mg	Magnesium	13	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	Mg	Magnesium	18	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	Mg	Magnesium	16	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	Mg	Magnesium	16	mg/l
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	Na	Natrium	150	mg/l
	RWZI Wervershoof,	10-5-2022	Na	Natrium	150	mg/l

	voor membraan					
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	Na	Natrium	150	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	Na	Natrium	160	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	Na	Natrium	160	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	Na	Natrium	160	mg/l
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	Na	Natrium	140	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	Na	Natrium	140	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	Na	Natrium	140	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	Na	Natrium	140	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	Na	Natrium	130	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	Na	Natrium	140	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	Na	Natrium	140	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	Na	Natrium	140	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	Na	Natrium	150	mg/l
O ₃ , lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	Na	Natrium	180	mg/l

Geen O ₃	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	Na	Natrium	190	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	Na	Natrium	190	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	Na	Natrium	170	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	Na	Natrium	190	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	Na	Natrium	180	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	Cl	Chloride	190	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	Cl	Chloride	190	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	Cl	Chloride	190	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	Cl	Chloride	200	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	Cl	Chloride	200	mg/l Cl
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	Cl	Chloride	200	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	Cl	Chloride	130	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	Cl	Chloride	140	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	Cl	Chloride	140	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof,	29-6-2022	Cl	Chloride	140	mg/l Cl

	voor membraan					
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	Cl	Chloride	140	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	Cl	Chloride	140	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	Cl	Chloride	140	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	Cl	Chloride	130	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	Cl	Chloride	130	mg/l Cl
O ₃ , lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	Cl	Chloride	180	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	Cl	Chloride	180	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	Cl	Chloride	190	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	Cl	Chloride	190	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	Cl	Chloride	190	mg/l Cl
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	Cl	Chloride	190	mg/l Cl
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	SO ₄	Sulfaat	110	mg/l SO ₄
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	SO ₄	Sulfaat	110	mg/l SO ₄
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	SO ₄	Sulfaat	110	mg/l SO ₄

	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	SO4	Sulfaat	110	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	SO4	Sulfaat	120	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	SO4	Sulfaat	120	mg/l SO4
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	SO4	Sulfaat	83	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	SO4	Sulfaat	80	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	SO4	Sulfaat	88	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	SO4	Sulfaat	82	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	SO4	Sulfaat	82	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	SO4	Sulfaat	75	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	SO4	Sulfaat	77	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	SO4	Sulfaat	78	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	SO4	Sulfaat	83	mg/l SO4
O ₃ , lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	SO4	Sulfaat	110	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	SO4	Sulfaat	110	mg/l SO4

Geen O ₃	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	SO4	Sulfaat	110	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	SO4	Sulfaat	110	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	SO4	Sulfaat	110	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	SO4	Sulfaat	110	mg/l SO4
	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,12	mg/l P
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,12	mg/l P
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,13	mg/l P
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,08	mg/l P
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,079	mg/l P
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,08	mg/l P
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,2	mg/l P
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,21	mg/l P
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,24	mg/l P
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,24	mg/l P
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,24	mg/l P
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,21	mg/l P

	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,43	mg/l P
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,29	mg/l P
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,3	mg/l P
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,31	mg/l P
O ₃ , lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,1	mg/l P
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,1	mg/l P
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,16	mg/l P
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,17	mg/l P
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,21	mg/l P
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	PO4	Ortho-fosfaat	0,2	mg/l P
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	Ptot	Fosfor totaal	0,27	mg/l P
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	Ptot	Fosfor totaal	0,31	mg/l P
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	Ptot	Fosfor totaal	0,16	mg/l P

Tabel 36: pH-data

test	monsterpunt	datum	parameter	parameter	resultaat	eenheid
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	pH	Zuurgraad	7,1	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	pH	Zuurgraad	7,1	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	pH	Zuurgraad	7,1	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	pH	Zuurgraad	7	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	pH	Zuurgraad	7,1	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	pH	Zuurgraad	7,2	DIMSLS
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	pH	Zuurgraad	7,1	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	pH	Zuurgraad	7	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	pH	Zuurgraad	7,1	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	pH	Zuurgraad	7	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	pH	Zuurgraad	7	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	pH	Zuurgraad	7,1	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	pH	Zuurgraad	7,1	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	pH	Zuurgraad	7,1	DIMSLS

	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	pH	Zuurgraad	7,1	DIMSLS
O ₃ , lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	pH	Zuurgraad	7	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	pH	Zuurgraad	6,9	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	pH	Zuurgraad	6,9	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	pH	Zuurgraad	7,1	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	pH	Zuurgraad	7,1	DIMSLS
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	pH	Zuurgraad	7,1	DIMSLS

Tabel 37: stikstofdata

test	monsterpunt	datum	parameter	parameter	resultaat	eenheid
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	NH4	Ammonium	2,2	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	NH4	Ammonium	2,3	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	NH4	Ammonium	2,3	mg/l N
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	NH4	Ammonium	2,6	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	NH4	Ammonium	2,5	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	NH4	Ammonium	2,5	mg/l N
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	NH4	Ammonium	1,3	mg/l N
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	NH4	Ammonium	1,2	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	NH4	Ammonium	1,1	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	NH4	Ammonium	1,1	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	NH4	Ammonium	1,3	mg/l N
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	NH4	Ammonium	8,6	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	NH4	Ammonium	6,8	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	NH4	Ammonium	6,9	mg/l N

	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	NH4	Ammonium	7,1	mg/l N
O ₃ , lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	NH4	Ammonium	1,2	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	NH4	Ammonium	1	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	NH4	Ammonium	1	mg/l N
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	NH4	Ammonium	0,61	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	NH4	Ammonium	0,71	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	NH4	Ammonium	0,72	mg/l N
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	NO3	Nitraat	0,05	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	NO3	Nitraat	0,06	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	NO3	Nitraat	0,06	mg/l N
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	NO3	Nitraat	0,06	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	NO3	Nitraat	0,07	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	NO3	Nitraat	0,09	mg/l N
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	NO3	Nitraat	0,06	mg/l N
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	NO3	Nitraat	0,05	mg/l N

	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	NO3	Nitraat	0,24	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	NO3	Nitraat	0,2	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	NO3	Nitraat	0,2	mg/l N
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	NO3	Nitraat	0,09	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	NO3	Nitraat	0,32	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	NO3	Nitraat	0,32	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	NO3	Nitraat	0,34	mg/l N
O ₃ , lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	NO3	Nitraat	0,11	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	NO3	Nitraat	0,32	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	NO3	Nitraat	0,18	mg/l N
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	NO3	Nitraat	0,29	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	NO3	Nitraat	0,42	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	NO3	Nitraat	0,43	mg/l N
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	NO2	Nitriet	0,02	mg/l N
	RWZI Wervershoof,	10-5-2022	NO2	Nitriet	0,02	mg/l N

	voor membraan					
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	NO2	Nitriet	0,02	mg/l N
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	NO2	Nitriet	0,03	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	NO2	Nitriet	0,03	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	NO2	Nitriet	0,04	mg/l N
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	NO2	Nitriet	0,01	mg/l N
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	NO2	Nitriet	0,01	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	NO2	Nitriet	0,01	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	NO2	Nitriet	0,01	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	NO2	Nitriet	0,01	mg/l N
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	NO2	Nitriet	0,07	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	NO2	Nitriet	0,01	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	NO2	Nitriet	0,01	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	NO2	Nitriet	0,01	mg/l N
O ₃ , lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	NO2	Nitriet	0,04	mg/l N

Geen O ₃	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	NO2	Nitriet	0,01	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	NO2	Nitriet	0,01	mg/l N
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	NO2	Nitriet	0,04	mg/l N
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	NO2	Nitriet	0,01	mg/l N
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	NO2	Nitriet	0,01	mg/l N
	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	4	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	4,1	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	3,6	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	4,5	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	4,7	mg/l
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	4,1	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	2,5	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	2,5	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	2,2	mg/l
	RWZI Wervershoof,	29-6-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	2,3	mg/l

	voor membraan					
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	2,4	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	11	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	8,4	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	8,5	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	9,9	mg/l
O ₃ , lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	2,5	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	2,4	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	2,2	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	2,2	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	2,2	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	KjN	Kjeldahl stikstof	2,1	mg/l

Tabel 38: data onopgeloste bestanddelen

test	monsterpunt	datum	parameter	parameter	resultaat	eenheid
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	9	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	6	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	2	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	2	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	8	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	9	mg/l
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	3	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	3	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	3	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	3	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	2	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	6	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	5	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	2	mg/l

	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	4	mg/l
O ₃ lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	2	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	2	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	2	mg/l
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	3	mg/l
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	2	mg/l
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	OB	Onopgeloste bestanddelen	2	mg/l

Tabel 39: DOC-data

test	monsterpunt	datum	parameter	parameter	resultaat	eenheid
Geen O ₃	RWZI Wervershoof, influent pilot	10-5-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	8	mg/l C
	RWZI Wervershoof, voor membraan	10-5-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	8	mg/l C
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	10-5-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	8	mg/l C
	RWZI Wervershoof, influent pilot	12-5-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	9	mg/l C
	RWZI Wervershoof, voor membraan	12-5-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	7	mg/l C
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	12-5-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	7	mg/l C
O ₃ , kort	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	7	mg/l C
	RWZI Wervershoof, influent pilot	29-6-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	8	mg/l C
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	7	mg/l C
	RWZI Wervershoof, voor membraan	29-6-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	7	mg/l C
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	29-6-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	8	mg/l C
	RWZI Wervershoof, influent pilot	1-7-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	9	mg/l C
	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	9	mg/l C
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	1-7-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	9	mg/l C

	RWZI Wervershoof, voor membraan	1-7-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	9	mg/l C
O ₃ lang	RWZI Wervershoof, influent pilot	7-7-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	8	mg/l C
	RWZI Wervershoof, voor membraan	7-7-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	10	mg/l C
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	7-7-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	9	mg/l C
	RWZI Wervershoof, influent pilot	13-7-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	9	mg/l C
	RWZI Wervershoof, voor membraan	13-7-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	9	mg/l C
	RWZI Wervershoof, effluent pilot	13-7-2022	DOC	Opgelost organisch koolstof	9	mg/l C

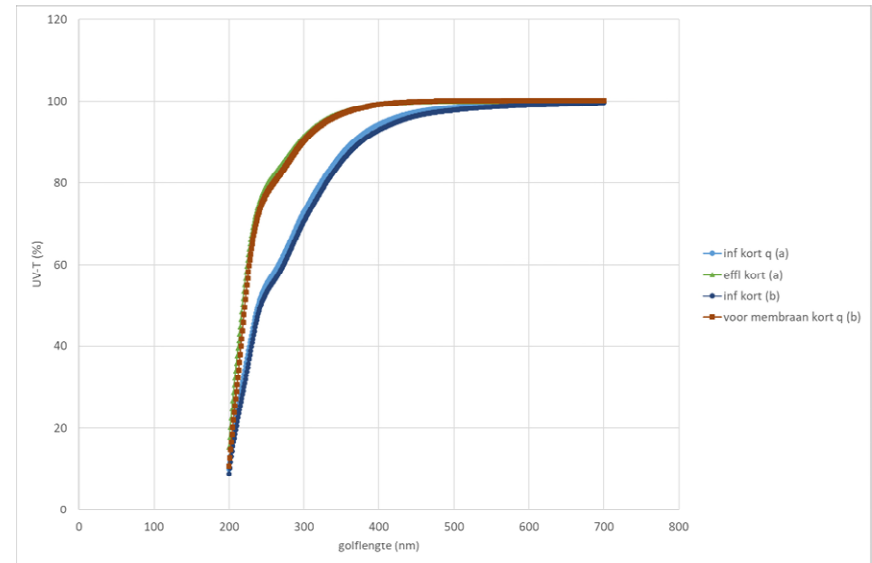
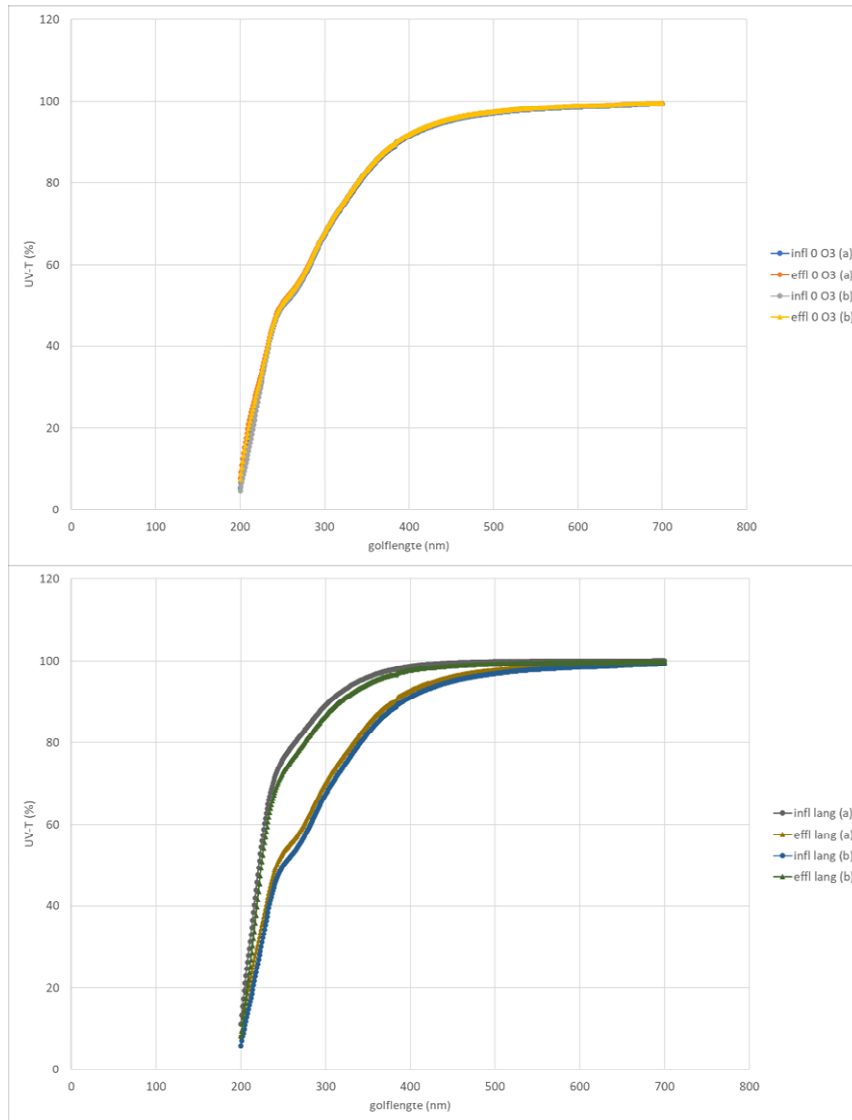
Tabel 40: samenstelling DOC volgens LC-OCD

O₃ kort, 29-6-2022					
	Influent quench	influent	Voor membraan quench	Voor membraan	effluent
TOC	9880	10000	9190	9200	8870
DOC	9880	10000	9200	9180	8860
POC	-2	7	-5	18	14
HOC	1138	1381	431	286	182
CDOC	8740	8640	8770	8900	8680
Biopolymers	607	599	499	501	492
Humic	5180	5040	4310	4170	4230
Building	1490	1500	2410	2530	2380
Neutrals	1470	1500	1190	1340	1400
Acids	<400	<400	<400	<400	<400
O₃ kort, 1-7-2022					
	Influent quench	influent	Voor membraan quench	Voor membraan	effluent
TOC		10000	9540	9730	9500
DOC		10000	9530	9730	9460
POC		-21	14	5	34
HOC		1178	284	357	339
CDOC		8850	9240	9370	9120
Biopolymers		594	534	551	472
Humic		5140	4260	4580	4530
Building		1490	2640	2510	2370
Neutrals		1630	1410	1400	1470
Acids		<400	<400	<400	<400
O₃ lang, 7-7-2022					
	Influent quench	influent	Voor membraan quench	Voor membraan	effluent
TOC		10000		9440	9540
DOC		10000		9450	9540
POC		32		-11	5
HOC		951		286	291
CDOC		9050		9160	9250
Biopolymers		469		505	421
Humic		4800		4630	4420

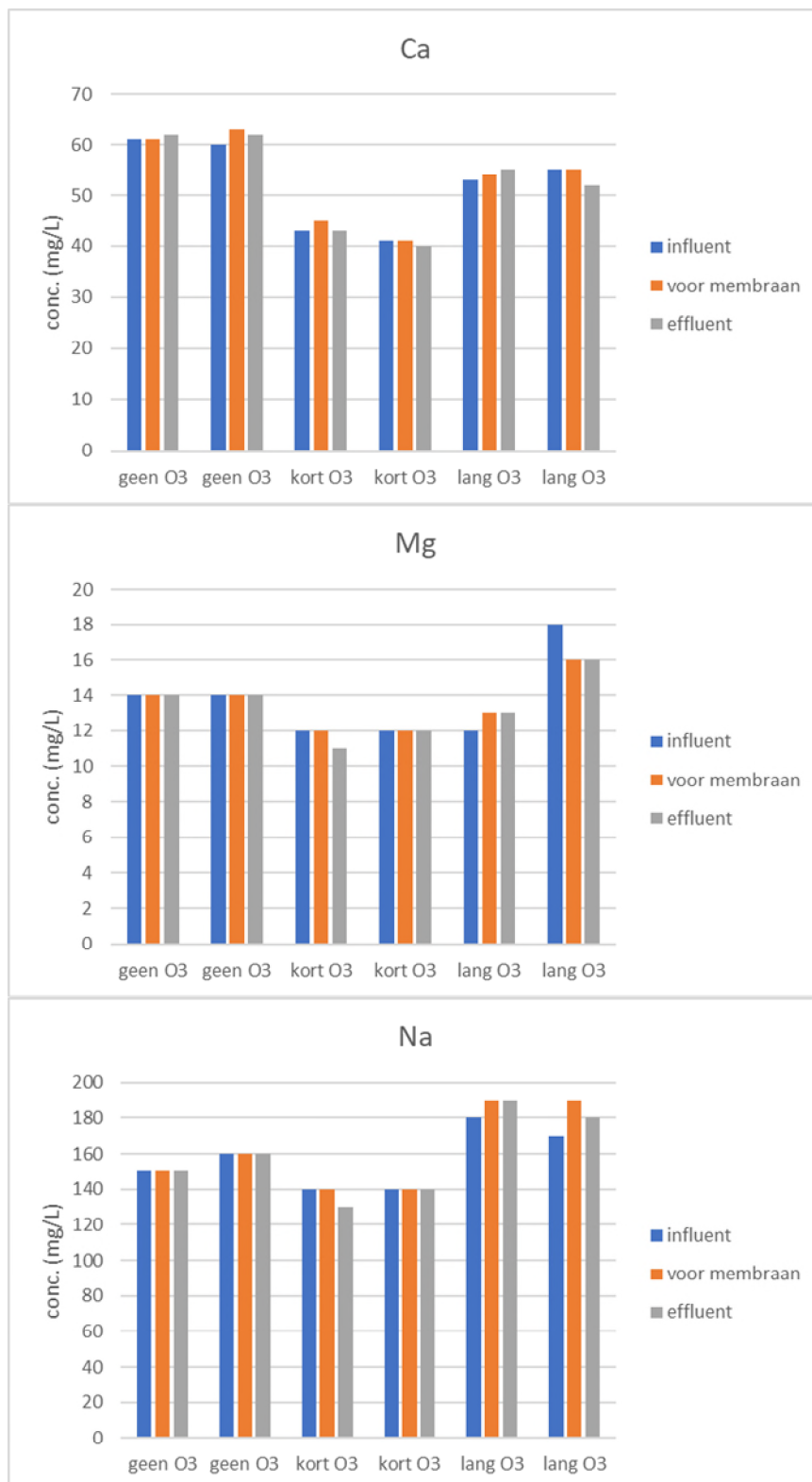
Building		1960		2170	2390
Neutrals		1820		1700	1690
Acids		<400		<400	<400

O₃ lang, 7-7-2022

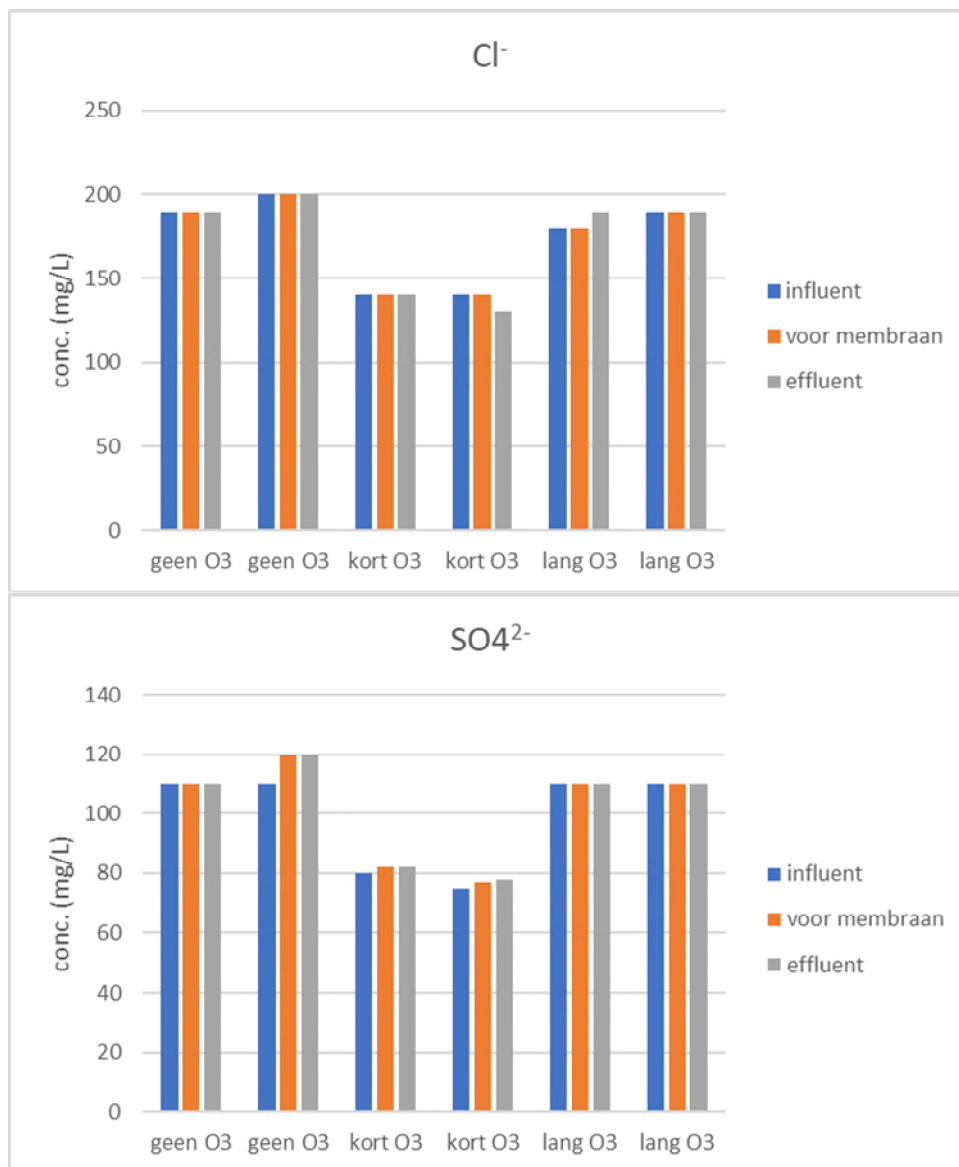
	Influent quench	influent	Voor membraan quench	Voor membraan	effluent
TOC		10800		9890	10200
DOC		10800		9890	10200
POC		-2		-2	-11
HOC		1017		429	370
CDOC		9740		9460	9820
Biopolymers		472		478	413
Humic		5780		4960	4810
Building		1500		2240	2600
Neutrals		1990		1780	1780
Acids		<400		<400	<400



Figuur 72: UV-T scans van experimenten op de grote pilot (synergistisch effect). a) eerste ronde op 10/5, 29/6 en 7/7, b) tweede ronde op 12/5, 1/1 en 13/7. Q = gequenched monster. De monsters van influent en effluent bij de tweede meting van de lange contacttijd lijken te zijn omgewisseld.

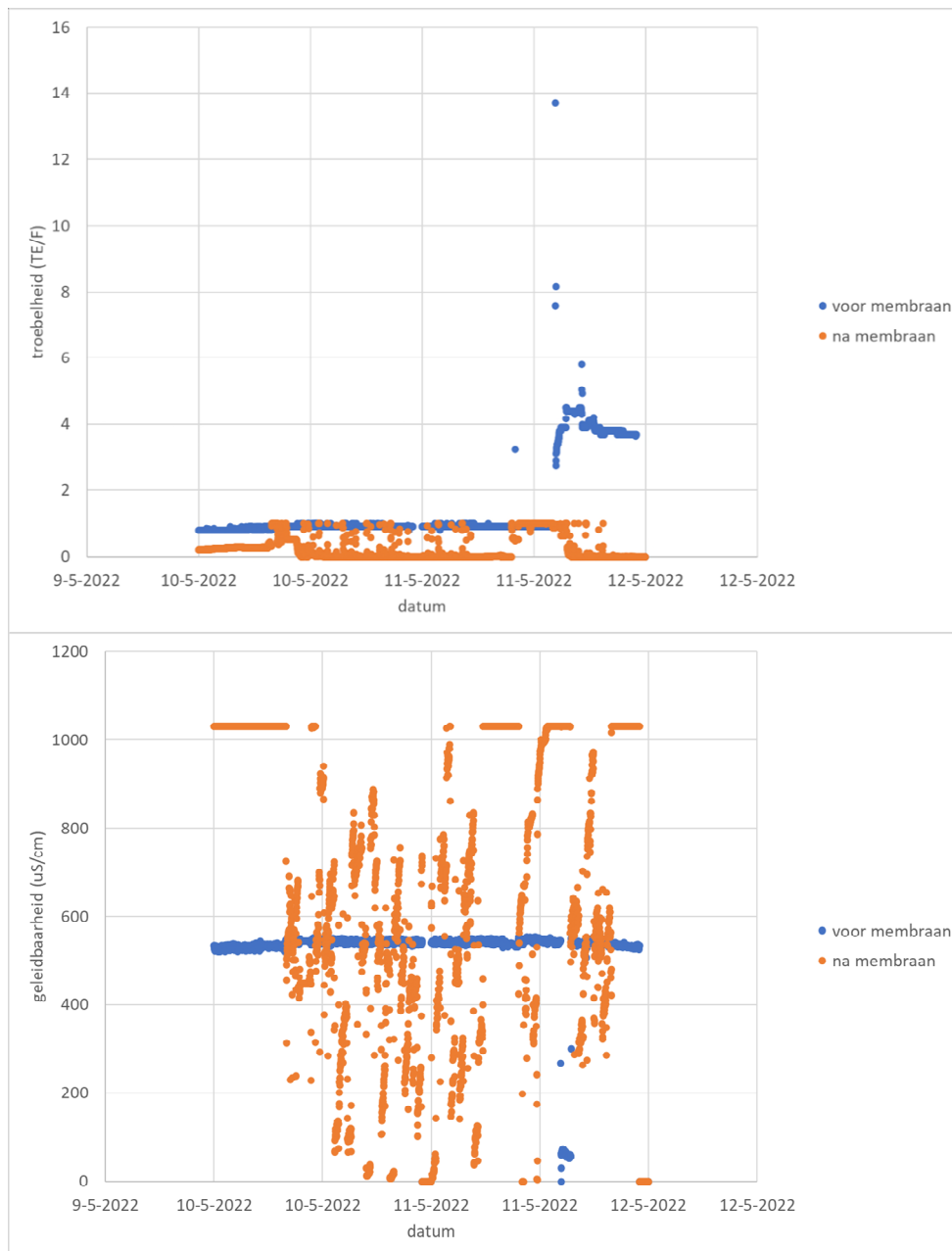


Figuur 73: effect van O₃ en CMF op Ca²⁺-, Mg²⁺- en Na⁺- gehalte

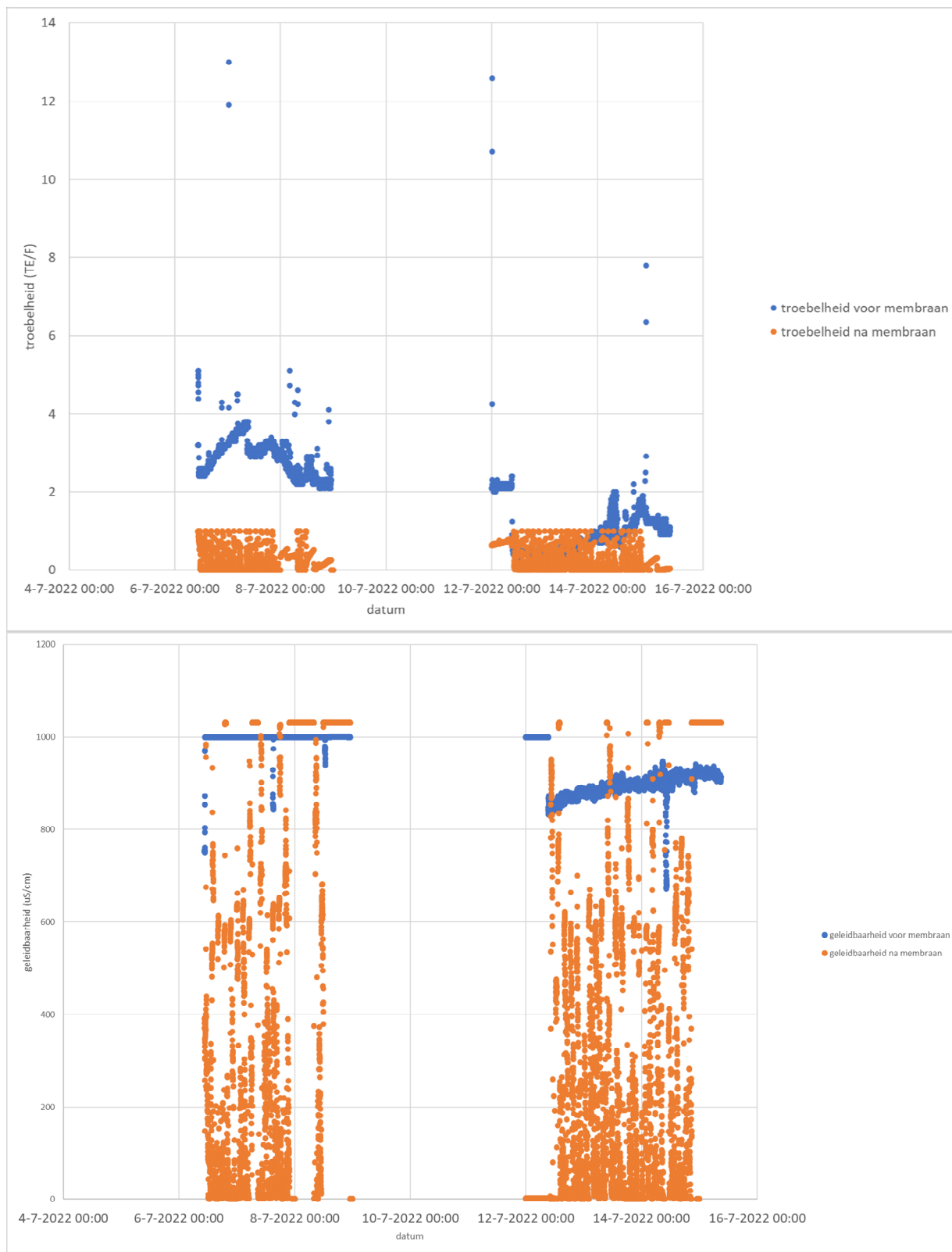


Figuur 74: effect van O₃ en CMF op Cl⁻ en SO₄²⁻-gehalten

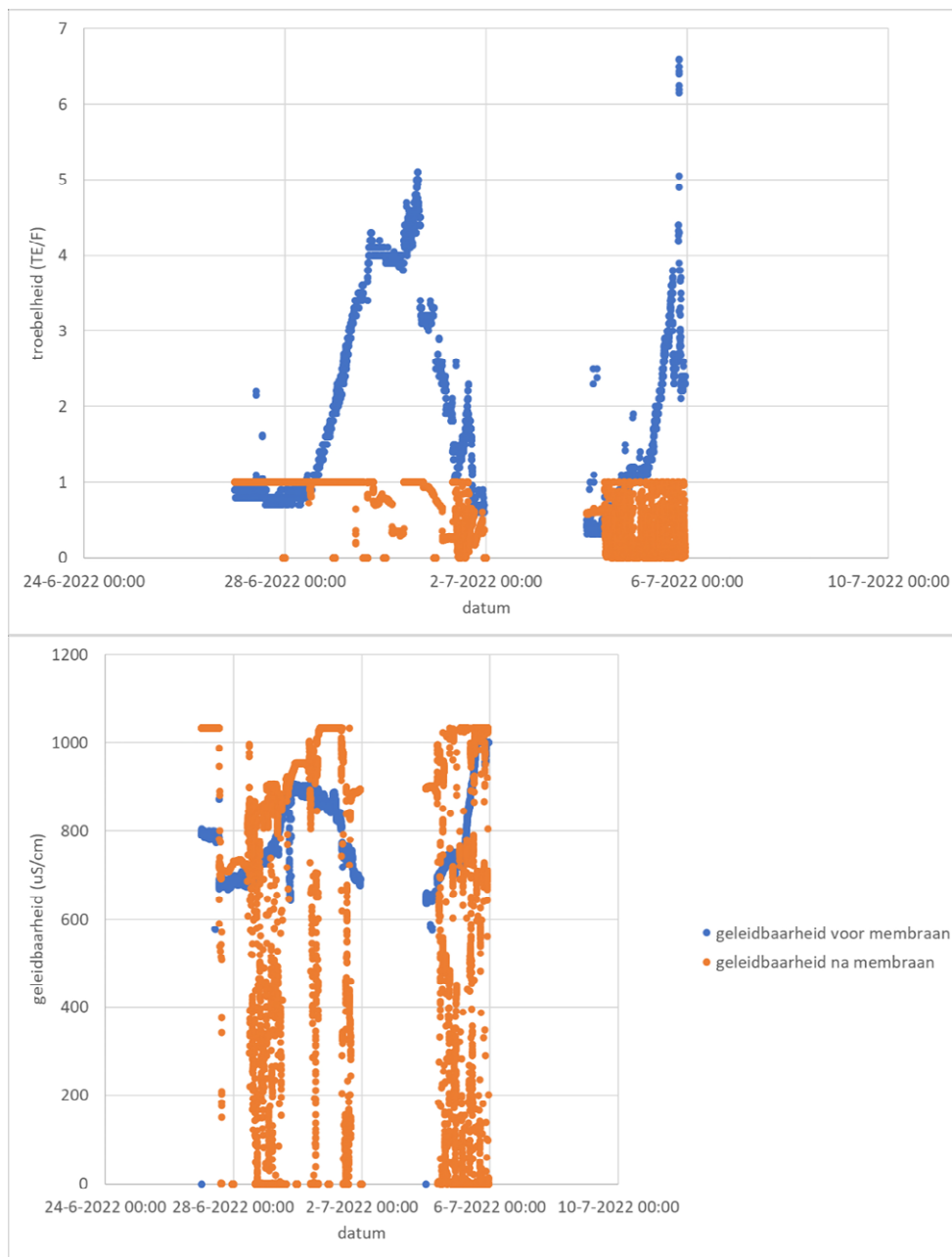
VI Troebelheid en geleidbaarheid van het water tijdens de eerste meetserie op de grote pilot



Figuur 75: troebelheid (boven) en geleidbaarheid (onder) van het water voor en na het membraan zonder gebruik van ozon

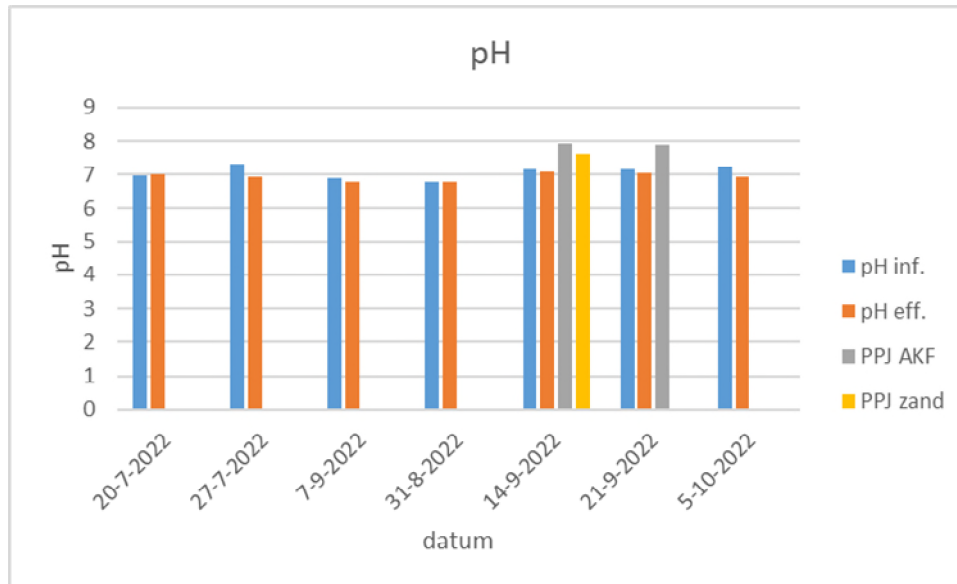


Figuur 76: troebelheid (boven) en geleidbaarheid (onder) van het water voor en na het membraan met gebruik van ozon, lange verblijftijd

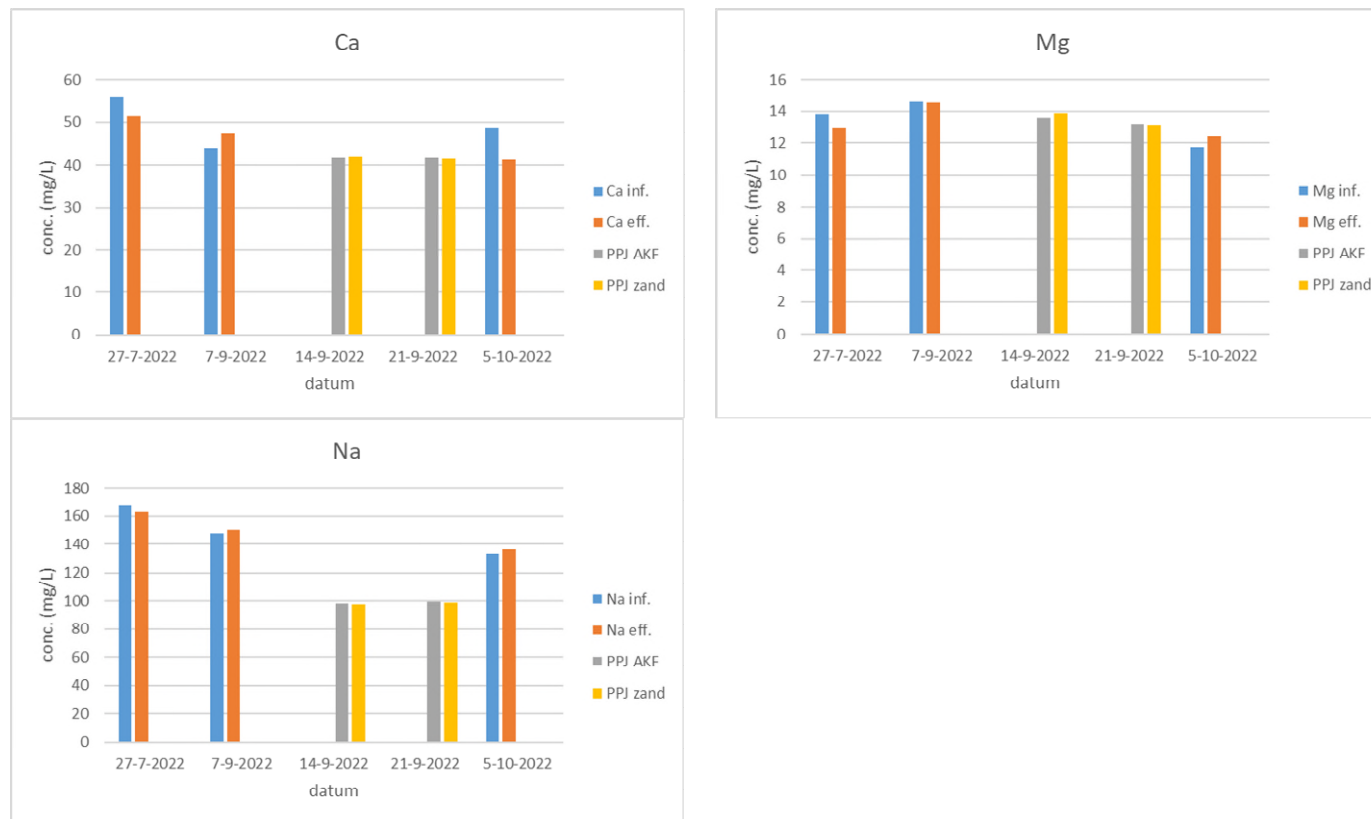


Figuur 77: troebelheid (boven) en geleidbaarheid (onder) van het water voor en na het membraan met gebruik van ozon (korte verblijftijd)

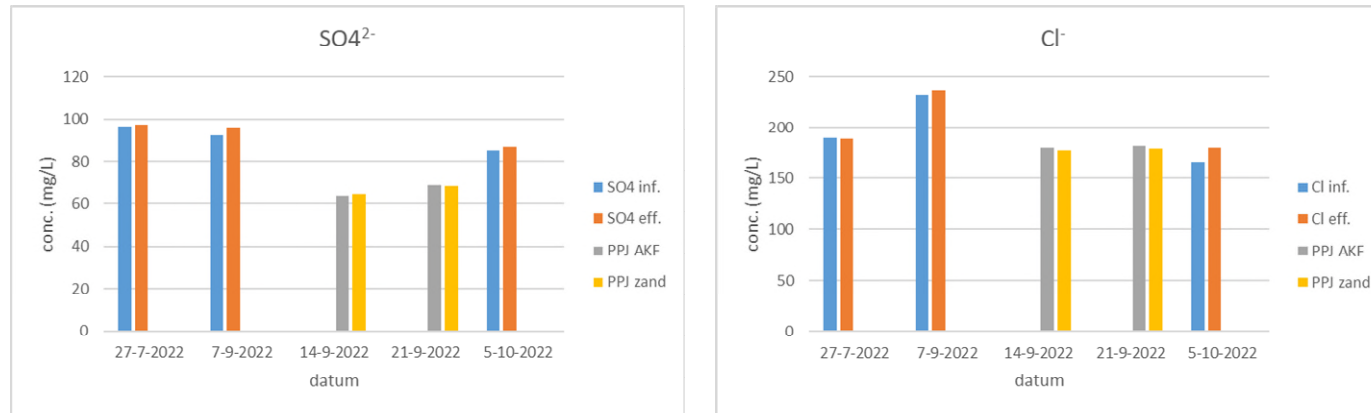
VII Data van tweede meetserie op grote pilot; waterkwaliteit



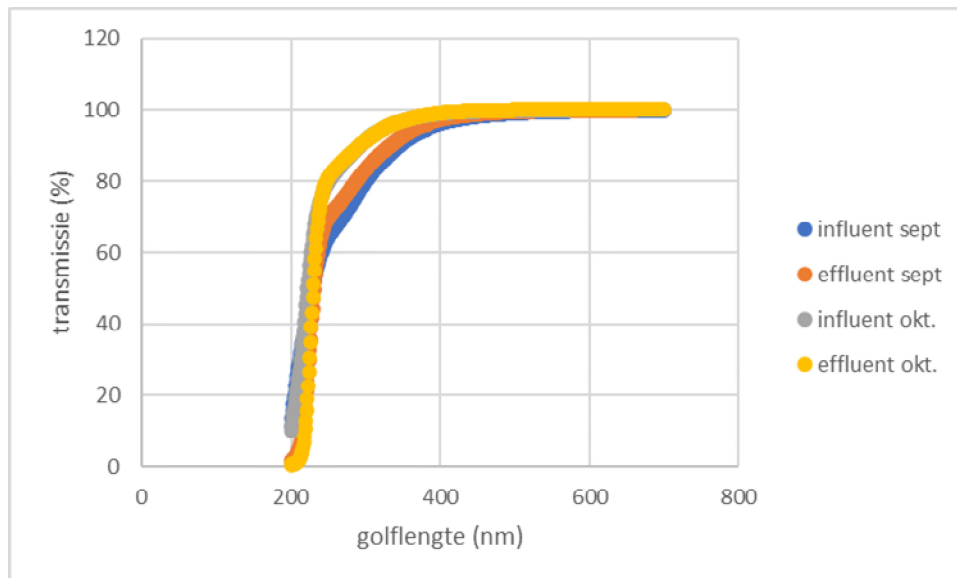
Figuur 78: pH in het influent en effluent van de BAC-kolom



Figuur 79: effect van BAC-filtratie op de concentraties calcium, natrium en magnesium



Figuur 80: effect van BAC-filtratie op het gehalte sulfaat en chloride in het water



Figuur 81: UV-scan van influent en effluent van de BAC-kolom

Tabel 41: N-data (mg N/L)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	20-7-2022	NH4	0.64	0,643
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	NH4	0.69	0,68799
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	31-8-2022	NH4	0.11	0,1123
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	NH4	6.7	6,68177
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	14-9-2022	NH4	0.14	0,13911
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	21-9-2022	NH4	0.74	0,742
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	NH4	0.60	0,596
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	20-7-2022	NH4	1.2	1,173
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	NH4	0.11	0,10728
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	31-8-2022	NH4	<0.02	0,01742
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	NH4	0.85	0,8477
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	14-9-2022	NH4	<0.02	0,01883
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	21-9-2022	NH4	<0.02	0,018
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	NH4	1.3	1,27131
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	20-7-2022	NO2	0.041	0,04096
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	NO2	0.004	0,00429
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	31-8-2022	NO2	0.024	0,02388
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	NO2	0.021	0,02056
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	14-9-2022	NO2	0.039	0,03868
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	21-9-2022	NO2	0.004	0,0039

PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	NO2	0.004	0,00362
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	20-7-2022	NO2	0.58	0,58063
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	NO2	0.008	0,0082
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	31-8-2022	NO2	<0.002	0,00114
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	NO2	0.14	0,14469
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	14-9-2022	NO2	<0.002	0,00058
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	21-9-2022	NO2	<0.002	0,0006
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	NO2	0.006	0,00567
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	20-7-2022	NO3	<0.20	0,07871
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	NO3	0.57	0,56655
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	31-8-2022	NO3	1.39	1,39041
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	NO3	<0.20	0,11959
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	14-9-2022	NO3	1.67	1,66728
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	21-9-2022	NO3	0.68	0,683
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	NO3	0.57	0,57467
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	20-7-2022	NO3	0.52	0,51614
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	NO3	2.21	2,20857
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	31-8-2022	NO3	2.02	2,0212
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	NO3	1.71	1,71326
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	14-9-2022	NO3	2.37	2,36679
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	21-9-2022	NO3	2.29	2,285
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	NO3	2.85	2,84764

Tabel 42: fosfaatdata (mg PO₄³⁻/L)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	20-7-2022	PO4-O	<0.06	0,0338
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	PO4-O	0.76	0,7596
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	31-8-2022	PO4-O	0.11	0,1089
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	PO4-O	0.19	0,1908
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	14-9-2022	PO4-O	0.36	0,3592
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	21-9-2022	PO4-O	0.70	0,699
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	PO4-O	0.24	0,2441
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	20-7-2022	PO4-O	0.48	0,4823
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	PO4-O	0.42	0,4228
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	31-8-2022	PO4-O	0.17	0,1745
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	PO4-O	0.19	0,1893
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	14-9-2022	PO4-O	0.25	0,253
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	21-9-2022	PO4-O	0.53	0,5304
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	PO4-O	0.48	0,4838

Tabel 43: pH-waarden

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	20-7-2022	pH	6.97	6,97
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	pH	7.31	7,31
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	31-8-2022	pH	6.91	6,91
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	pH	6.78	6,78
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	14-9-2022	pH	7.16	7,16
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	21-9-2022	pH	7.15	7,15
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	pH	7.22	7,22
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	20-7-2022	pH	6.99	6,99
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	pH	6.94	6,94
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	31-8-2022	pH	6.79	6,79
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	pH	6.77	6,77
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	14-9-2022	pH	7.10	7,1
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	21-9-2022	pH	7.06	7,06
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	pH	6.94	6,94

Tabel 44: BZV en CZV (mg/L)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	BZV-U	<3.0	0
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	BZV-U	<3.0	0
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	BZV-U	<3.0	0
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	BZV-U	<3.0	0
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	BZV-U	<3.0	0
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	BZV-U	<3.0	0
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	CZV-U	11	11
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	CZV-U	22	22
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	CZV-U	18	18
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	CZV-U	15	15
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	CZV-U	<5	0
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	CZV-U	14	14

Tabel 45: anionen (mg/L)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	Cl ⁻	189	189,3849
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	Cl ⁻	232	231,9026
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	Cl ⁻	166	166,3942
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	Cl ⁻	189	189
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	Cl ⁻	237	237
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	Cl ⁻	180	179,8567
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	SO ₄ ²⁻	96	96,39109
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	SO ₄ ²⁻	92	92,23669
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	SO ₄ ²⁻	85	84,9776
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	SO ₄ ²⁻	97	97,24132
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	SO ₄ ²⁻	96	95,85115
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	SO ₄ ²⁻	87	86,85816

Tabel 46: metaalonen (g/L)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	Ca ²⁺	55.88	55,8819173
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	Ca ²⁺	43.91	43,9124
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	Ca ²⁺	48.75	48,7464
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	Ca ²⁺	51.35	51,3499647
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	Ca ²⁺	47.20	47,198
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	Ca ²⁺	41.29	41,287
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	Mg ²⁺	13.8	13,842782
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	Mg ²⁺	14.6	14,609
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	Mg ²⁺	11.7	11,7408
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	Mg ²⁺	13.0	12,9610419
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	Mg ²⁺	14.5	14,5332
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	Mg ²⁺	12.4	12,4167
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	Na ⁺	167	167,315815
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	Na ⁺	148	147,8462
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	Na ⁺	133	133,0048
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	Na ⁺	163	163,290635
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	Na ⁺	150	150,1016
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	Na ⁺	137	136,5654

Tabel 47: Br⁻ en BrO₃⁻ -gehalten in het influent en effluent van de BAC-kolom

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	Br ⁻	280	280,2
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	Br ⁻	320	319,3
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	Br ⁻	250	253
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	Br ⁻	290	285,8
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	Br ⁻	320	318,7
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	Br ⁻	250	246
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	BrO ₃ ⁻	28	28,12
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	BrO ₃ ⁻	5,6	5,64
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	BrO ₃ ⁻	35	35,13
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	BrO ₃ ⁻	27	26,99
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	BrO ₃ ⁻	4,4	4,35
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	BrO ₃ ⁻	20	19,74

Tabel 48: AOC-data van influent en effluent van de BAC-kolom (µg C/l)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde	standaarddeviatie
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	AOC-tot	660	657,2866	77,45119
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	AOC-tot	270	272,1138	0,91981
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	AOC-tot	700	703,2825	133,64606
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	AOC-tot	91	90,7825	0,84795
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	AOC-tot	52	51,6657	6,78506
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	AOC-tot	86	85,7815	5,70141
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	AOC-NOX	250	248,75	17,08841
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	AOC-NOX	120	123,3333	9,42809
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	AOC-NOX	270	267,9167	11,19586
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	AOC-NOX	70	70,4167	4,12479
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	AOC-NOX	25	24,9583	0,05893
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	AOC-NOX	49	48,7083	4,30157
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	AOC-P17	410	408,5366	60,36277
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	AOC-P17	150	148,7805	10,3479

PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	AOC-P17	440	435,3659	122,4502
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	AOC-P17	20	20,3659	3,27684
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	AOC-P17	27	26,7073	6,72614
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	AOC-P17	37	37,0732	10,00297

Tabel 49: DOC-data (mg/L)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	20-7-2022	DOC		
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	DOC		
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	31-8-2022	DOC		
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	DOC		
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	14-9-2022	DOC	7.65	7,654
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	21-9-2022	DOC	10.7	10,73
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	5-10-2022	DOC	9.76	9,76
			9.02	9,024
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	20-7-2022	DOC	8.05	8,047
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	DOC	9.50	9,5
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	31-8-2022	DOC	8.42	8,42
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	DOC		
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	14-9-2022	DOC	6.88	6,875
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	21-9-2022	DOC	7.60	7,595
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	5-10-2022	DOC	6.81	6,811

Tabel 50: NOM-data ($\mu\text{g C/l}$)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	HOC	405	405
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	HOC	1002	1002
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	HOC	485	485
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	HOC	586	586
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	CDOC	10200	10229
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	CDOC	8720	8715
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	CDOC	7430	7430
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	CDOC	6800	6804
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	biopolymeren	510	510
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	biopolymeren	509	509

PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	biopolymeren	378	378
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	biopolymeren	375	375
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	humuszuren	4660	4655
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	humuszuren	3950	3946
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	humuszuren	4270	4271
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	humuszuren	3800	3802
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	bouwstenen	2860	2860
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	bouwstenen	2340	2341
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	bouwstenen	1540	1540
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	bouwstenen	1340	1336
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	LMW-zuren	<400	356
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	LMW-zuren	<200	0
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	LMW-zuren	<400	0
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	LMW-zuren	<200	0
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	LMW-neutraal	1850	1848
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	LMW-neutraal	1920	1918
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	LMW-neutraal	1240	1241
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	LMW-neutraal	1290	1291
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	POC	154	154
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	POC	8	8
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	POC	48	48
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	POC	1	1

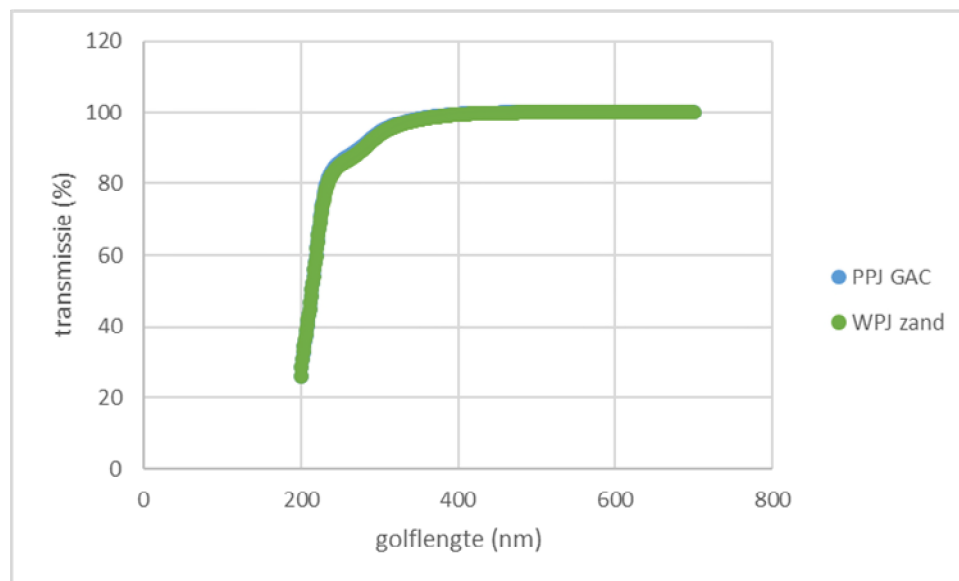
Tabel 51: gidsstoffen

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	4+5-methylbenzotriazole	<0.200	0,131
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	4+5-methylbenzotriazole	0.719	0,719
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	4+5-methylbenzotriazole	1.27	1,271
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	4+5-methylbenzotriazole	1.48	1,476
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	amisulpride	<0.050	0,002
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	amisulpride	<0.050	0,006
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	amisulpride	<0.050	0
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	amisulpride	<0.050	0
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	azithromycine	<0.500	0
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	azithromycine	<0.500	0,342
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	azithromycine	<0.500	0
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	azithromycine	<0.500	0,005
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	benzotriazole	0.398	0,398
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	benzotriazole	1.82	1,824
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	benzotriazole	4.53	4,533
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	benzotriazole	5.43	5,433
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	candesartan	<0.100	0,047
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	candesartan	0.250	0,25
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	candesartan	<0.100	0,061
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	candesartan	0.182	0,182
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	carbamazepine	0.073	0,073
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	carbamazepine	0.431	0,431

PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	carbamazepine	0.478	0,478
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	carbamazepine	0.466	0,466
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	citalopram	<0.050	0,018
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	citalopram	0.115	0,115
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	citalopram	<0.050	0
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	citalopram	<0.050	0
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	claritromycine	<0.300	0,003
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	claritromycine	<0.300	0,024
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	claritromycine	<0.300	0,001
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	claritromycine	<0.300	0,004
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	diclofenac	<0.200	0,062
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	diclofenac	0.361	0,361
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	diclofenac	<0.200	0,005
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	diclofenac	<0.200	0,021
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	furosemide	<1.00	0,121
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	furosemide	<1.00	0,75
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	furosemide	<1.00	0
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	furosemide	<1.00	0,011
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	gabapentine	<0.500	0,244
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	gabapentine	0.873	0,873
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	gabapentine	<0.500	0,3
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	gabapentine	0.591	0,591
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	hydrochloorthiazide	<0.500	0,198
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	hydrochloorthiazide	1.21	1,207
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	hydrochloorthiazide	<0.500	0,019
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	hydrochloorthiazide	<0.500	0,016

PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	irbesartan	0.134	0,134
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	irbesartan	0.737	0,737
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	irbesartan	<0.100	0,071
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	irbesartan	0.266	0,266
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	metoprolol	0.097	0,097
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	metoprolol	0.527	0,527
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	metoprolol	0.146	0,146
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	metoprolol	0.070	0,07
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	propranolol	<0.050	0,008
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	propranolol	<0.050	0,048
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	propranolol	<0.050	0
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	propranolol	<0.050	0,001
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	sotalol	0.119	0,119
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	sotalol	0.832	0,832
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	sotalol	<0.100	0
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	sotalol	<0.100	0,001
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	trimethoprim	<0.050	0
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	trimethoprim	<0.050	0,017
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	trimethoprim	<0.050	0,004
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	trimethoprim	<0.050	0,003
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	27-7-2022	venlafaxine	<0.100	0,037
PAN-PI-RWZI-AKF-INF	7-9-2022	venlafaxine	0.236	0,236
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	27-7-2022	venlafaxine	<0.100	0,002
PAN-PI-RWZI-AKF-EFF	7-9-2022	venlafaxine	<0.100	0,005

VIII Data van WRK-water



Figuur 82: UV-T scan van het WRK water, PPJ GAC en PPJ zand

Tabel 52: N-data (mg N/L)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PPJ GAC	14-9-2022	NH4	<0.02	0,00921
PPJ GAC	21-9-2022	NH4	<0.02	0,00626
PPJ zand	14-9-2022	NH4	<0.02	0,01108
PPJ zand	21-9-2022	NH4	<0.02	0,01202
PPJ GAC	14-9-2022	NO2	<0.002	-0,00035
PPJ GAC	21-9-2022	NO2	<0.002	6,00E-05
PPJ zand	14-9-2022	NO2	<0.002	0,00014
PPJ zand	21-9-2022	NO2	<0.002	0,00054
PPJ GAC	14-9-2022	NO3	0.37	0,37096
PPJ GAC	21-9-2022	NO3	0.31	0,30982
PPJ zand	14-9-2022	NO3	0.53	0,52527
PPJ zand	21-9-2022	NO3	0.33	0,33333

Tabel 53: fosfaatdata (mg PO4³⁻/L)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PPJ GAC	14-9-2022	PO4-O	<0.06	0,0109
PPJ GAC	21-9-2022	PO4-O	<0.06	0,0434
PPJ zand	14-9-2022	PO4-O	<0.06	0,015
PPJ zand	21-9-2022	PO4-O	<0.06	0,0153

Tabel 54: pH-waarden

	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PPJ GAC	14-9-2022	pH	7.92	7,92
PPJ GAC	21-9-2022	pH	7.90	7,9
PPJ zand	14-9-2022	pH	7.62	7,62
PPJ zand	21-9-2022	pH	7.82	7,82

Tabel 55: BZV en CZV (mg/L)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PPJ GAC	14-9-2022	BZV	<3.0	0
PPJ GAC	21-9-2022	BZV	<3.0	0
PPJ zand	14-9-2022	BZV	<3.0	0
PPJ zand	21-9-2022	BZV	<3.0	0
PPJ GAC	14-9-2022	CZV	12	12
PPJ GAC	21-9-2022	CZV	38	38
PPJ zand	14-9-2022	CZV	12	12
PPJ zand	21-9-2022	CZV	15	15

Tabel 56: anionen (mg/L)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PPJ GAC	14-9-2022	Cl ⁻	180	180,1154
PPJ GAC	21-9-2022	Cl ⁻	182	181,8808
PPJ zand	14-9-2022	Cl ⁻	177	177,3966
PPJ zand	21-9-2022	Cl ⁻	179	179,2848
PPJ GAC	14-9-2022	SO ₄ ²⁻	63	63,37015
PPJ GAC	21-9-2022	SO ₄ ²⁻	69	68,54269
PPJ zand	14-9-2022	SO ₄ ²⁻	64	64,29012
PPJ zand	21-9-2022	SO ₄ ²⁻	68	68,18838

Tabel 57: metaalionen (g/L)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PPJ GAC	14-9-2022	Ca ²⁺	41.68	41,6779
PPJ GAC	21-9-2022	Ca ²⁺	41.75	41,7549
PPJ zand	14-9-2022	Ca ²⁺	41.94	41,938
PPJ zand	21-9-2022	Ca ²⁺	41.60	41,6024
PPJ GAC	14-9-2022	Mg ²⁺	13.6	13,5844
PPJ GAC	21-9-2022	Mg ²⁺	13.2	13,1818
PPJ zand	14-9-2022	Mg ²⁺	13.9	13,8892
PPJ zand	21-9-2022	Mg ²⁺	13.1	13,1426
PPJ GAC	14-9-2022	Na ⁺	98.1	98,1284
PPJ GAC	21-9-2022	Na ⁺	99.5	99,5009
PPJ zand	14-9-2022	Na ⁺	97.6	97,6363
PPJ zand	21-9-2022	Na ⁺	99.0	99,0293

Tabel 58: Br⁻ - en BrO₃⁻ -gehalten in het influent en effluent van de BAC-kolom

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PPJ GAC	14-9-2022	Br ⁻	350	354,2
PPJ GAC	21-9-2022	Br ⁻	320	323,3
PPJ zand	14-9-2022	Br ⁻	330	326,1
PPJ zand	21-9-2022	Br ⁻	360	358,1
PPJ GAC	14-9-2022	BrO ₃ ⁻	0.1	0,1
PPJ GAC	21-9-2022	BrO ₃ ⁻	<0.1	0,08
PPJ zand	14-9-2022	BrO ₃ ⁻	<0.1	0,08
PPJ zand	21-9-2022	BrO ₃ ⁻	<0.1	0,05

Tabel 59: AOC-data van influent en effluent van de BAC-kolom ($\mu\text{g C/l}$)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde	standaarddeviatie
PPJ GAC	14-9-2022	AOC-tot	4.8	4,8029	0,53938
PPJ GAC	21-9-2022	AOC-tot	4.4	4,4128	0,09802
PPJ zand	14-9-2022	AOC-tot	5.0	5,0337	0,53579
PPJ zand	21-9-2022	AOC-tot	6.5	6,4609	2,27927
PPJ GAC	14-9-2022	AOC-NOX	1.8	1,7542	0,19445
PPJ GAC	21-9-2022	AOC-NOX	1.4	1,425	0,01179
PPJ zand	14-9-2022	AOC-NOX	3.2	3,2167	0,51854
PPJ zand	21-9-2022	AOC-NOX	2.7	2,7292	0,34766
PPJ GAC	14-9-2022	AOC-P17	3.0	3,0488	0,34493
PPJ GAC	21-9-2022	AOC-P17	3.0	2,9878	0,08623
PPJ zand	14-9-2022	AOC-P17	1.8	1,8171	0,01725
PPJ zand	21-9-2022	AOC-P17	3.7	3,7317	1,93161

Tabel 60: DOC-data (mg/L)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PPJ GAC	14-9-2022	DOC	3.46	3,459
PPJ GAC	21-9-2022	DOC	3.52	3,522
PPJ zand	14-9-2022	DOC	3.33	3,332
PPJ zand	21-9-2022	DOC	3.37	3,373

Tabel 61: NOM-data ($\mu\text{g C/l}$)

Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PPJ GAC	14-9-2022	HOC	189	189
PPJ GAC	21-9-2022	HOC	246	246
PPJ zand	14-9-2022	HOC	107	107
PPJ zand	21-9-2022	HOC	260	260
PPJ GAC	14-9-2022	CDOC	3430	3428
PPJ GAC	21-9-2022	CDOC	3500	3501
PPJ zand	14-9-2022	CDOC	3410	3412
PPJ zand	21-9-2022	CDOC	3360	3362
PPJ GAC	14-9-2022	biopolymeren	326	326
PPJ GAC	21-9-2022	biopolymeren	361	361

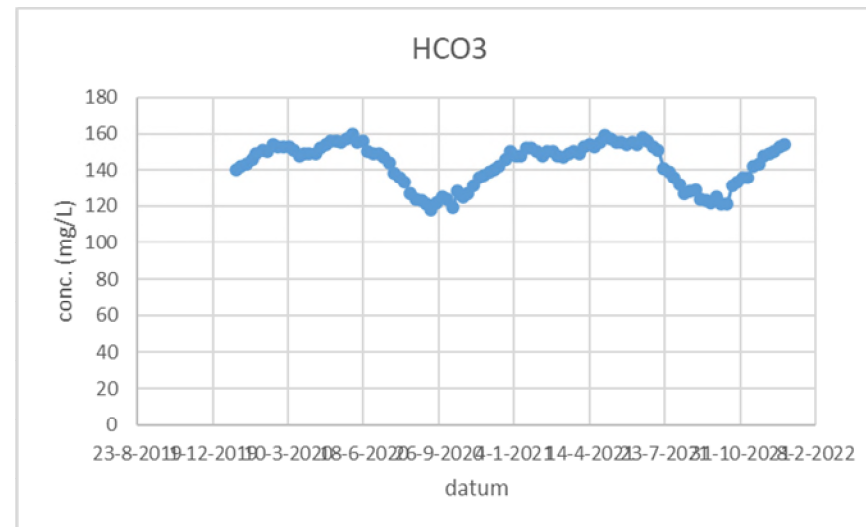
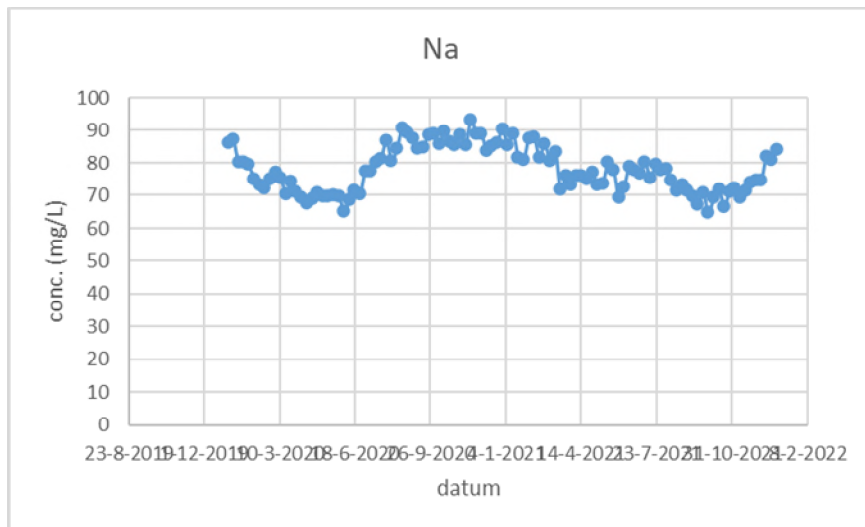
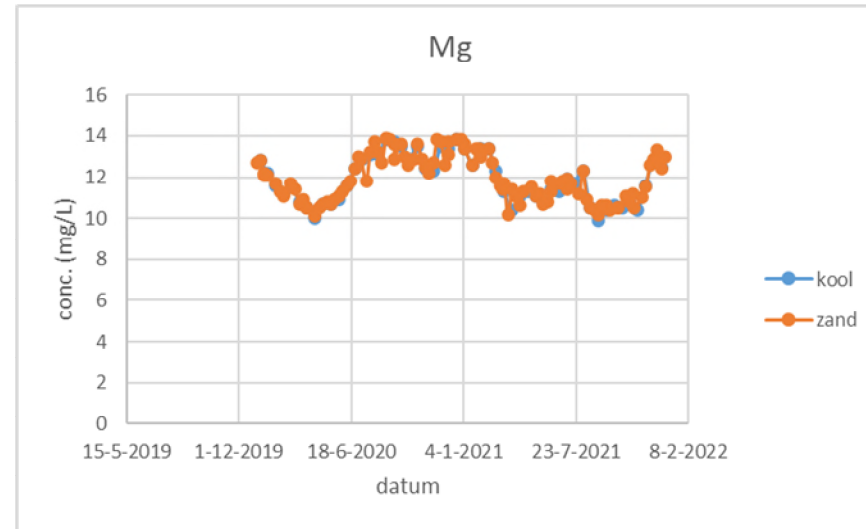
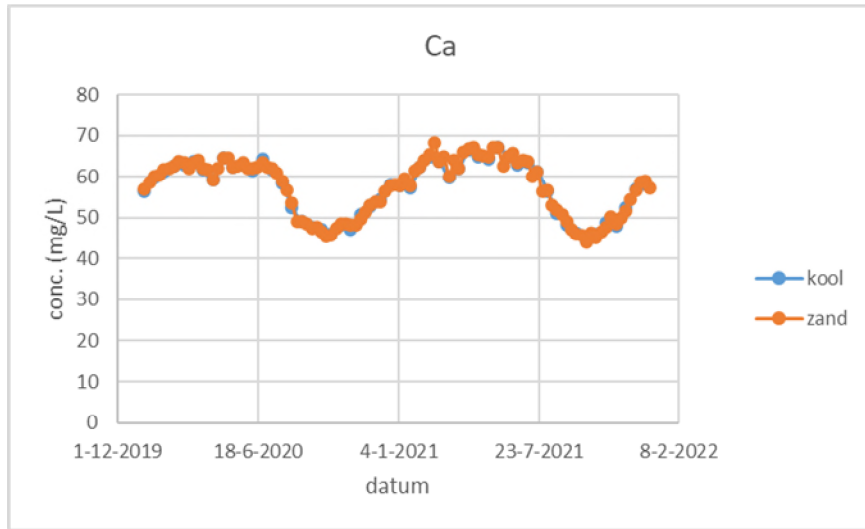
PPJ zand	14-9-2022	biopolymeren	319	319
PPJ zand	21-9-2022	biopolymeren	345	345
PPJ GAC	14-9-2022	humuszuren	1760	1762
PPJ GAC	21-9-2022	humuszuren	1740	1742
PPJ zand	14-9-2022	humuszuren	1830	1831
PPJ zand	21-9-2022	humuszuren	1710	1712
PPJ GAC	14-9-2022	bouwstenen	844	844
PPJ GAC	21-9-2022	bouwstenen	883	883
PPJ zand	14-9-2022	bouwstenen	743	743
PPJ zand	21-9-2022	bouwstenen	837	837
PPJ GAC	14-9-2022	LMW-zuren	<400	356
PPJ GAC	21-9-2022	LMW-zuren	<200	0
PPJ zand	14-9-2022	LMW-zuren	<400	0
PPJ zand	21-9-2022	LMW-zuren	<200	0
PPJ GAC	14-9-2022	LMW-neutraal	496	496
PPJ GAC	21-9-2022	LMW-neutraal	515	515
PPJ zand	14-9-2022	LMW-neutraal	519	519
PPJ zand	21-9-2022	LMW-neutraal	468	468
PPJ GAC	14-9-2022	POC	-3	-3
PPJ GAC	21-9-2022	POC	3	3
PPJ zand	14-9-2022	POC	6	6
PPJ zand	21-9-2022	POC	0	0

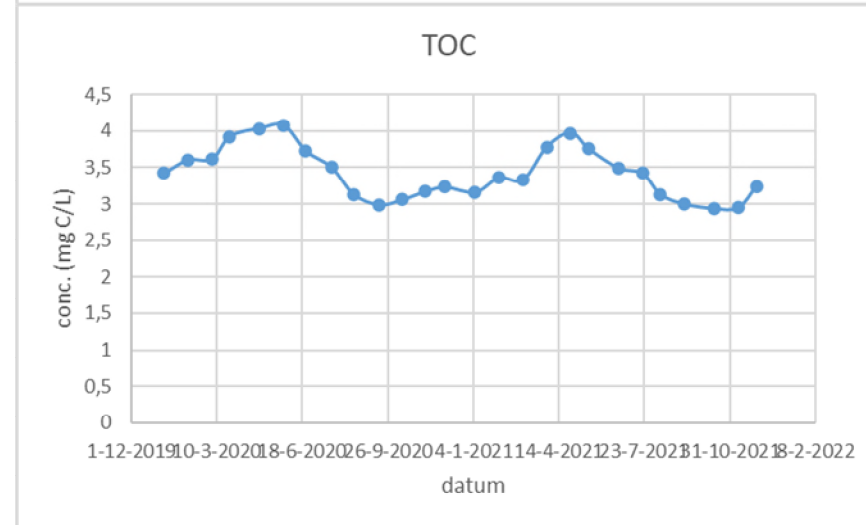
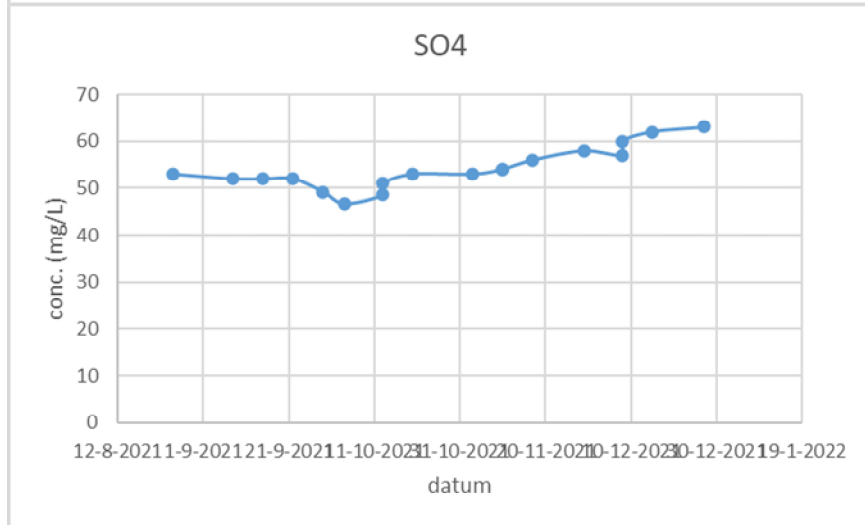
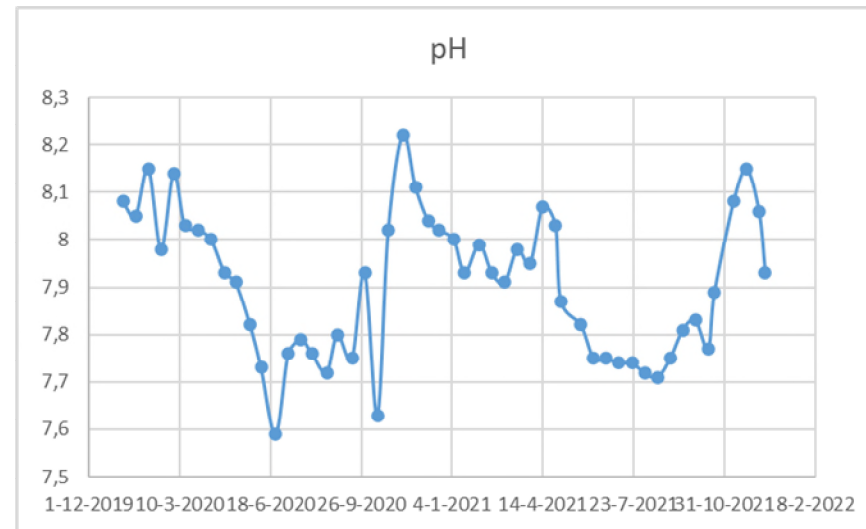
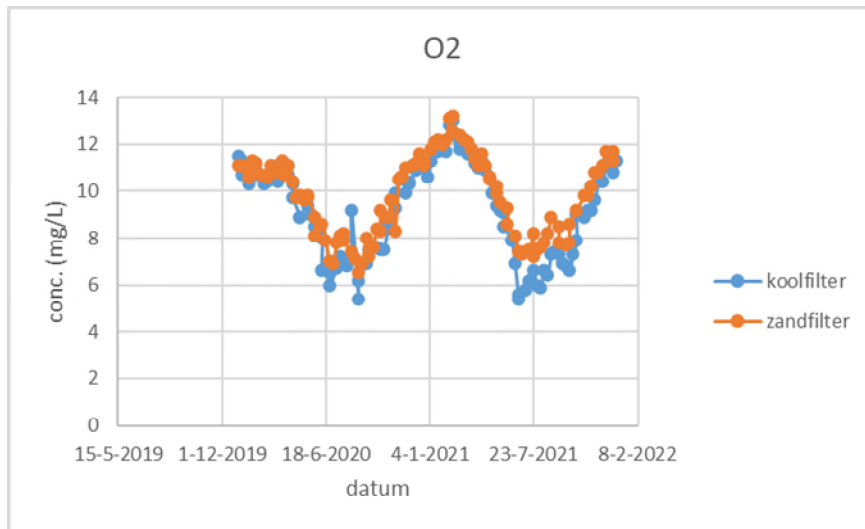
Tabel 62: Gidsstoffen

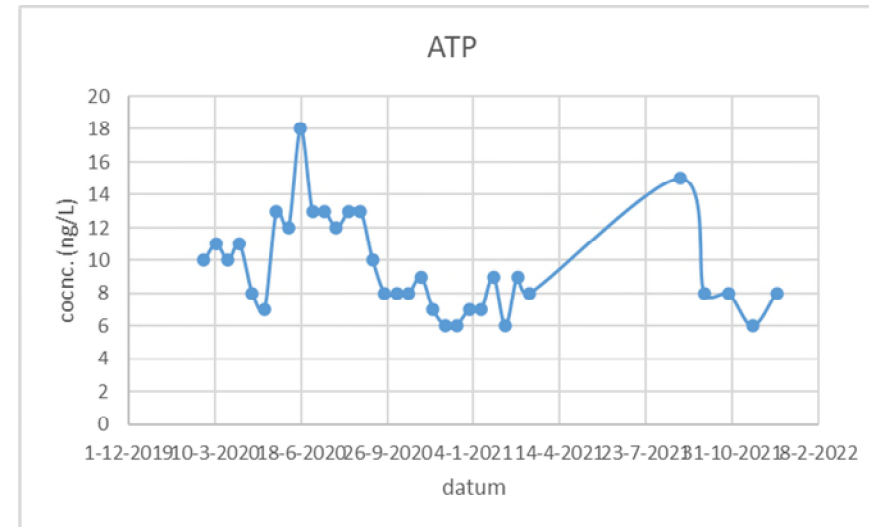
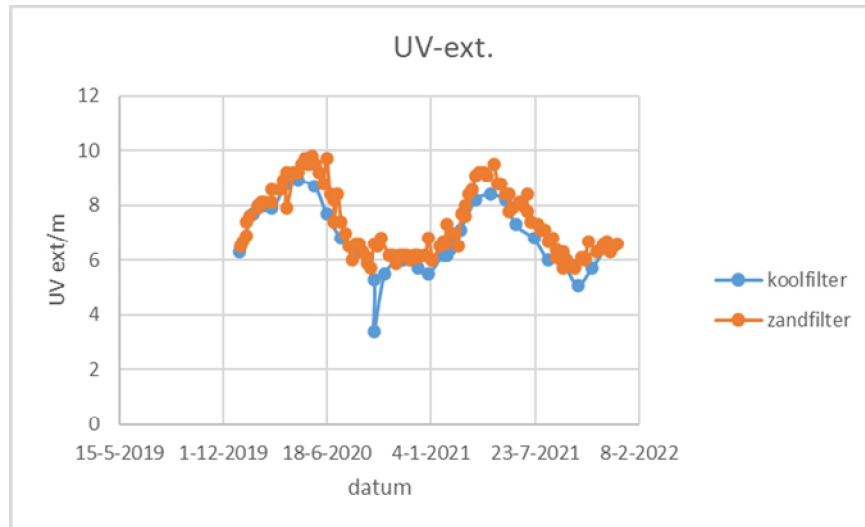
Monster	datum	analyse	Gerapporteerde waarde	Gemeten waarde
PPJ GAC	14-9-2022	4+5-methylbenzotriazole	<0.200	0,16
PPJ GAC	21-9-2022	4+5-methylbenzotriazole	-	0,18
PPJ zand	14-9-2022	4+5-methylbenzotriazole	<0.200	0,096
PPJ zand	21-9-2022	4+5-methylbenzotriazole	-	0,103
PPJ GAC	14-9-2022	amisulpride	<0.050	0,005
PPJ GAC	21-9-2022	amisulpride	<0.050	0,002
PPJ zand	14-9-2022	amisulpride	<0.050	0,003
PPJ zand	21-9-2022	amisulpride	<0.050	0,002
PPJ GAC	14-9-2022	azithromycine	<0.500	0,007
PPJ GAC	21-9-2022	azithromycine	<0.500	0
PPJ zand	14-9-2022	azithromycine	<0.500	0
PPJ zand	21-9-2022	azithromycine	<0.500	0
PPJ GAC	14-9-2022	benzotriazole	0.273	0,273
PPJ GAC	21-9-2022	benzotriazole	-	0,289
PPJ zand	14-9-2022	benzotriazole	<0.200	0,187
PPJ zand	21-9-2022	benzotriazole	-	0,183
PPJ GAC	14-9-2022	candesartan	<0.100	0,068
PPJ GAC	21-9-2022	candesartan	<0.100	0,073
PPJ zand	14-9-2022	candesartan	<0.100	0,047
PPJ zand	21-9-2022	candesartan	<0.100	0,05
PPJ GAC	14-9-2022	carbamazepine	<0.050	0,027
PPJ GAC	21-9-2022	carbamazepine	<0.050	0,027
PPJ zand	14-9-2022	carbamazepine	<0.050	0,019
PPJ zand	21-9-2022	carbamazepine	<0.050	0,018
PPJ GAC	14-9-2022	citalopram	<0.050	0,004
PPJ GAC	21-9-2022	citalopram	<0.050	0,002
PPJ zand	14-9-2022	citalopram	<0.050	0,003
PPJ zand	21-9-2022	citalopram	<0.050	0,002
PPJ GAC	14-9-2022	claritromycine	<0.300	0,003
PPJ GAC	21-9-2022	claritromycine	<0.300	0,002
PPJ zand	14-9-2022	claritromycine	<0.300	0,002

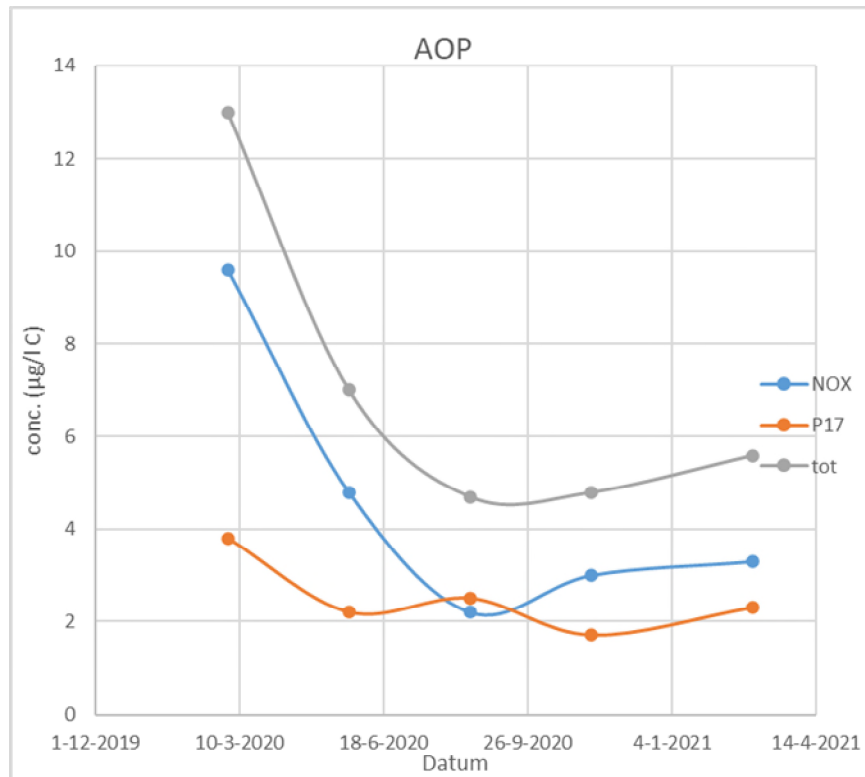
PPJ zand	21-9-2022	claritromycine	<0.300	0
PPJ GAC	14-9-2022	diclofenac	<0.200	0,002
PPJ GAC	21-9-2022	diclofenac	<0.200	0,001
PPJ zand	14-9-2022	diclofenac	<0.200	0,001
PPJ zand	21-9-2022	diclofenac	<0.200	0,001
PPJ GAC	14-9-2022	furosemide	<1.00	0
PPJ GAC	21-9-2022	furosemide	<1.00	0
PPJ zand	14-9-2022	furosemide	<1.00	0
PPJ zand	21-9-2022	furosemide	<1.00	0
PPJ GAC	14-9-2022	gabapentine	<0.500	0,102
PPJ GAC	21-9-2022	gabapentine	<0.500	0,107
PPJ zand	14-9-2022	gabapentine	<0.500	0,095
PPJ zand	21-9-2022	gabapentine	<0.500	0,096
PPJ GAC	14-9-2022	hydrochloorthiazide	<0.500	0
PPJ GAC	21-9-2022	hydrochloorthiazide	<0.500	0
PPJ zand	14-9-2022	hydrochloorthiazide	<0.500	0
PPJ zand	21-9-2022	hydrochloorthiazide	<0.500	0
PPJ GAC	14-9-2022	irbesartan	<0.100	0,002
PPJ GAC	21-9-2022	irbesartan	<0.100	0,001
PPJ zand	14-9-2022	irbesartan	<0.100	0,002
PPJ zand	21-9-2022	irbesartan	<0.100	0,001
PPJ GAC	14-9-2022	metoprolol	<0.050	0,004
PPJ GAC	21-9-2022	metoprolol	<0.050	0,002
PPJ zand	14-9-2022	metoprolol	<0.050	0,002
PPJ zand	21-9-2022	metoprolol	<0.050	0,001
PPJ GAC	14-9-2022	propranolol	<0.050	0
PPJ GAC	21-9-2022	propranolol	<0.050	0
PPJ zand	14-9-2022	propranolol	<0.050	0
PPJ zand	21-9-2022	propranolol	<0.050	0
PPJ GAC	14-9-2022	sotalol	<0.100	0,003
PPJ GAC	21-9-2022	sotalol	<0.100	0
PPJ zand	14-9-2022	sotalol	<0.100	0,001

PPJ zand	21-9-2022	sotalol	<0.100	0
PPJ GAC	14-9-2022	sulfamethoxazole	<0.100	0,019
PPJ GAC	21-9-2022	sulfamethoxazole	<0.100	0,017
PPJ zand	14-9-2022	sulfamethoxazole	<0.100	0,011
PPJ zand	21-9-2022	sulfamethoxazole	<0.100	0,01
PPJ GAC	14-9-2022	trimethoprim	<0.050	0,003
PPJ GAC	21-9-2022	trimethoprim	<0.050	0
PPJ zand	14-9-2022	trimethoprim	<0.050	0,001
PPJ zand	21-9-2022	trimethoprim	<0.050	0
PPJ GAC	14-9-2022	venlafaxine	<0.100	0,007
PPJ GAC	21-9-2022	venlafaxine	<0.100	0,006
PPJ zand	14-9-2022	venlafaxine	<0.100	0,003
PPJ zand	21-9-2022	venlafaxine	<0.100	0,003









Figuur 83: waterkwaliteitsdata van WRK-water met en zonder koolfiltratie over de jaren

IX Data RWZI-effluent tijdens metingen op de grote pilot

Tabel 63: gegevens RWZI Wervershoof op verschillende dagen tijdens de metingen met de grote pilot. De rode data hebben betrekking op de dagen dat ook de monsters voor de bioassays zijn genomen

Datum en tijd	Temperatuur RWZI (°C)	NH ₄ ⁺ -gehalte effluent (mgN/L)	Debiet influent (m ³)
17-8-2022 23:59	22,707	0,446	78332,38
18-8-2022 23:59	22,429	5,358	33733,77
19-8-2022 23:59	22,673	5,474	30121,57
20-8-2022 23:59	22,864	0,788	27879,41
21-8-2022 23:59	22,815	0,47	26950,33
22-8-2022 23:59	22,866	0,408	29222,47
23-8-2022 23:59	23,015	0,367	29754,96
24-8-2022 23:59	23,219	0,436	30919,95
25-8-2022 23:59	23,494	2,82	30758,88
26-8-2022 23:59	23,383	1,464	31012,11
27-8-2022 23:59	23,004	0,384	29328,26
28-8-2022 23:59	22,749	0,355	28494,82
29-8-2022 23:59	22,657	0,359	30559,65
30-8-2022 23:59	22,613	0,331	30693,16
6-9-2022 23:59	23,049	0,634	30625,19
7-9-2022 23:59	22,44	0,207	79953,27
8-9-2022 23:59	21,881	6,633	86708,45
9-9-2022 23:59	21,437	4,603	44452,85
10-9-2022 23:59	21,573	1,742	34104,24
11-9-2022 23:59	21,943	0,289	30634,83
12-9-2022 23:59	22,191	0,091	30890,17
13-9-2022 23:59	22,346	0,085	36859,36
14-9-2022 23:59	22,184	0,143	31069,86
15-9-2022 23:59	21,882	0,317	33057,19
16-9-2022 23:59	21,437	2,324	43989,96
17-9-2022 23:59	20,711	4,049	41550,05
18-9-2022 23:59	20,226	3,948	68642,74

19-9-2022 23:59	19,592	5,026	46522,11
-----------------	--------	-------	----------

X Infiltratiebesluit

Tabel 64: Waterkwaliteitseisen in het infiltratiebesluit

Macro parameters	Eenheid	Toetsingswaarde (opgelost) ¹
Zuurgraad (pH)	-	- ²
Zwevende stof	mg/L	0,5 ³
Calcium (Ca ²⁺)	mg/L	- ²
Chloride (Cl ⁻)	mg/L	200 ^{2,3}
Waterstofcarbonaat (HCO ₃ ⁻)	mg/L	- ²
Natrium (Na ⁺)	mg/L	120 ^{2,3}
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L-N	2,5
Nitraat (NO ₃ ⁻)	mg/L-N	5,6 ^{2,3}
Totaal-fosfaat (PO ₄ ²⁻ tot)	mg/L-P	0,4
Sulfaat (SO ₄ ²⁻)	mg/L	150 ²
Fluoride (F ⁻)	mg/L	1
Cyaniden totaal (CN (tot))	µg/L	10
Zware metalen		
Arseen (As)	µg/L	10
Barium (Ba)	µg/L	200 ³
Cadmium (Cd)	µg/L	0,4
Cobalt (Co)	µg/L	20
Chroom (Cr)	µg/L	2
Koper (Cu)	µg/L	15
Kwik (Hg)	µg/L	0,05
Nikkel (Ni)	µg/L	15
Lood (Pb)	µg/L	15
Zink (Zn)	µg/L	65
Bestrijdingsmiddelen		
Som van de bestrijdingsmiddelen	µg/L	0,5 ⁴
<i>Organochloorbestrijdingsmiddelen</i>		
Som (org.chl.bestr.mid.)	µg/L	0,1
Endosulfan	µg/L	0,05
α-HCH	µg/L	0,05
-HCH (lindaan)	µg/L	0,05
DDT (incl. DDD en DDE)	µg/L	0,05

Dichloorpropeen	µg/L	0,05
Aldrin	µg/L	0,05
Dieldrin	µg/L	0,05
Endrin	µg/L	0,05
Heptachloor	µg/L	0,05
Heptachloorepoxide	µg/L	0,05
Hexachloorbutadieen	µg/L	0,05
Hexachloorbenzeen	µg/L	0,05
<i>Organofosforbestrijdingsmiddelen</i>		
Azinfos-methyl	µg/L	0,1
Dichloorvos	µg/L	0,1
Dimethoat	µg/L	0,1
Mevinfos	µg/L	0,1
Parathion	µg/L	0,1
<i>Triazines/triazinonen/aniliden</i>		
Atrazine	µg/L	0,1
Simazin	µg/L	0,1
Metolachloor	µg/L	0,1
<i>Chloorfenoxyherbiciden</i>		
2-methyl-4-chloorfenoxy-azijnzuur (MCPA)	µg/L	0,1
Mecoprop	µg/L	0,1
2,4-dichloorfenoxy-azijnzuur (2,4-D)	µg/L	0,1
<i>Ureumherbiciden</i>		
Chloortoluron	µg/L	0,1
Isoproturon	µg/L	0,1
Metoxuron	µg/L	0,1
Linuron	µg/L	0,1
<i>Chloorfenolen</i>		
Trichloorfenolen	µg/L	0,1
Tetrachloorfenol	µg/L	0,1
Pentachloorfenol	µg/L	0,1
<i>Diversen</i>		
Dinoseb	µg/L	0,1
2,4 dinitrofenol	µg/L	0,1
Bentazon	µg/L	0,1
Olie		
Minerale olie	µg/L	200

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)		
Naftaleen	µg/L	0,1
Anthraceen	µg/L	0,02
Fenanthreen	µg/L	0,02
Cryseen	µg/L	0,02
Fluorantheen	µg/L	} Σ 0,1
Benzo(a)anthraceen	µg/L	
Benzo(k)fluorantheen	µg/L	
Benzo(a)pyreen	µg/L	
Benzo(ghi)peryleen	µg/L	
Indeno(123cd)pyreen	µg/L	
Gehalogeneerde koolwaterstoffen		
Trichlooretheen	µg/L	0,5
Tetrachlooretheen	µg/L	0,5
Trihalomethanen (THM's)	µg/L	2 ⁵
Dichloorfenolen	µg/L	0,5
Adsorbeerbare organische halogeenverbindingen (AOX)	µg/L	30 ⁶

1 De toetsingswaarde voor zwevende stof betreft de niet opgeloste hoeveelheid materiaal.

2 Punt van aandacht bij de vergunningverlening i.v. lokale situatie.

3 In het infiltratiewater mag 70 dagen per jaar een concentratie aanwezig zijn boven de hier genoemde, waarbij de volgende maxima niet overschreden mogen worden: zwevende stof 2 mg/l; Cl⁻ 300 mg/l; Na⁺ 180 mg/l en NO₃⁻ 11,2 mg N/l; Ba 300 µg/l.

4 Dit betreft de som van de concentraties van de in deze lijst genoemde bestrijdingsmiddelen, waarbij bepalen waarvan het meetresultaat < detectiegrens is, een meetresultaat 0 wordt toegekend.

5 THM te bepalen als som van de concentraties van chloroform, broomdichloormethaan, dibroomchloormethaan en bromoform. Als een transportchloring wordt toegepast, is het toegestane maximum 70 µg/l.

6 Als een transportchloring wordt toegepast, is het toegestane maximum 100 µg/L.

XI MFI-metingen



The image shows a compact, ruggedized electronic device with a silver and black finish. The front panel is open, revealing a circular sensor area. The back panel features a small color LCD screen displaying four icons: a magnifying glass, a folder, a water drop, and a power button. A blue cable is connected to the side of the device. The device is shown on a white reflective surface.

convergence
a definite solution

Convergence Inspector SDI/MFI

**Fully automated - Compact - Battery powered -
Highly accurate - Digital data output -
Integrated pump - Simultaneous SDI & MFI -
Standardized by ASTM**

Convergence Industry BV | Euregioweg 283 | 7532 SM Enschede | The Netherlands
www.con-vergence.com | info@con-vergence.com | T: +31 53 461 55 57

Convergence Inspector SDI/MFI

Silt Density Index

To determine the rate at which particulate and colloid matter will foul membranes, the widely accepted method Silt Density Index (SDI) is used. Many (membrane) manufacturers have adopted this parameter and use it amongst other chemical/physical parameter as basis for their guarantee conditions.

The simple test comprises a short filtration cycle on a 0.45 µm microfiltration (MF) membrane resulting in an indexed number.

A drawback of SDI test is the fact that it is difficult to obtain a reproducible and accurate SDI value. Due to this there are often discussions on obtained SDI results.

The Convergence Inspector SDI/MFI gives a solution for measuring and comparing SDI's in a reliable manner, by removing and correcting for above mentioned errors, resulting in the SDI+ and SDIv.

Modified Fouling Index

Next to the SDI parameter, the Convergence Inspector SDI/MFI is capable of measuring the Modified Fouling Index (MFI), which is a more accurate index to predict the fouling tendency of water on membranes. The MFI (0.45) has been developed to overcome the main deficiencies of SDI. The advantages of MFI are:

- Accurate measurement to predict feed- and driving pressure
- Temperature corrected
- Linear correlated with colloidal/suspended matter
- Fouling potential of particles <0.45 µm is measured
- Applicable for highly fouled feed water
- Not dependent on test membrane permeability
- Applicable for UF permeate (feed to RO)

Optimized Filter Cartridge

The Convergence Inspector SDI/MFI is supplied with a disposable filter. The disposable 0.45 µm membrane contained in the membrane filter cartridge is the best standard MF membrane selected from the 8 tested brands in a dedicated PhD work.

Specifications Convergence Inspector SDI/MFI

Dimensions : 300 x 250 x 180 mm
 Weight : 9.5 kg
 Data : USB 2.0
 Interface : HMI : colour touchscreen
 Pump capacity : 10 - 300 ml/min
 Measuring range : SDI 0 - 6
 MFI 0 - 12 [s/L2]

Specifications Filter Cartridge

Mean pore size : 0.45 µm
 Diameter : 25 mm, flat
 Thickness : 115 - 160 µm
 Material : hydrophilic and cellulose acetate
 Pure water flow : 25 - 50 s per 500 ml
 Pressure : 91.4 - 94.7 kPa
 Bubble point : 179 - 248 kPa

