



stowa

HAALBAARHEIDSSSTUDIE HOLLE VEZEL NANOFILTRATIE VOOR VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN OP RWZI'S



RAPPORT

2020
22

HAALBAARHEIDSSSTUDIE HOLLE VEZEL NANOFILTRATIE VOOR
VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN OP RWZI'S

RAPPORT

2020

22

ISBN 978.90.5773.898.2



stowa@stowa.nl www.stowa.nl

TEL 033 460 32 00

Stationsplein 89 3818 LE Amersfoort

POSTBUS 2180 3800 CD AMERSFOORT

Publicaties van de STOWA kunt u bestellen op www.stowa.nl

COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

AUTEURS Jimmy van Opijnen (RHDHV)
Herman Evenblij (RHDHV)
Paul Roeleveld (RHDHV)

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

Gerard Rijs (Rijkswaterstaat)
Rob van de Sande (Waterschap Aa en Maas)
Alex Sengers (Hoogheemraadschap Schieland en Krimpenerwaard)
Coert Petri (Waterschap Vallei & Veluwe, voorheen Waterschap Rijn en IJssel)
Frans Visser (Waterschap Vallei & Veluwe)
Bram Martijn (PWNT)
Paula van den Brink (Evides)
Ivor Rohof (Waterschap Vechtstromen)
George Zoutberg (Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier)
Peter Wessels (Isle Utilities)
Arjen van Nieuwenhuizen (Witteveen+Bos)
Cora Uijterlinde (STOWA)
Mirabella Mulder (Mirabella Mulder Waste Water Management)

FOTO OMSLAG Herman Evenblij (holle vezel NF pilotinstallatie te Wilp)

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau
STOWA STOWA 2020-22
ISBN 978.90.5773.898.2

Copyright Teksten en figuren uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.
Disclaimer Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteurs en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van dit rapport.

TEN GELEIDE

Het toepassen van holle vezel nanofiltratie op rwzi effluent met als doel om microverontreinigingen af te scheiden, waarna microverontreinigingen met een aanvullende techniek worden verwijderd, wordt vooralsnog technisch haalbaar geacht. Er zijn wel kennishiaten die op pilotschaal of op full-scale moeten worden onderzocht voordat dit beeld definitief kan worden bevestigd.

Het ministerie van IenW en de STOWA hebben samen het IPMV-programma opgezet met als doel het versnellen van de ontwikkeling van veelbelovende verwijderingstechnieken voor microverontreinigingen uit afvalwater. Het innovatieprogramma is onderverdeeld in vijf verschillende thema's, waaronder de themabegeleidingscommissie 'Filtratie'.

In dit IPMV-project wordt de haalbaarheid voor Nederland onderzocht van een nieuwe technologie voor het verwijderen van microverontreinigingen uit afvalwater: holle vezel nanofiltratie (NF).

De CO₂ voetafdruk van de techniek is hoger dan bij de alternatieven ozon+zandfiltratie en PACAS, maar niet hoger dan bij granulair actief koolfiltratie. De technologie is aanmerkelijk duurder dan bovengenoemde alternatieven, daarbij is echter het geproduceerde permeaat ook van relatief goede kwaliteit. Dit maakt dat toepassingen voor deze techniek met name bij het hergebruik van effluent dienen te worden gezocht.

Voor deze haalbaarheidsstudie zijn meetresultaten door marktpartij NX Filtration ter beschikking gesteld. Deze resultaten zijn vergaard met een kleine pilotinstallatie bij rwzi Glanerbrug. Aanvullend is een literatuurstudie gedaan naar de afscheidingsrendementen van NF membranen met betrekking tot microverontreinigingen. Vervolgens zijn op basis van de nu beschikbare kennis uitvoeringsvarianten uitgedacht die NF combineren met actief kool of ozondosering. Hieruit zijn prognoses voor de systeemefficiëntie gedestilleerd en zijn de kosten en CO₂ footprint becijferd.

De volgende stap voor deze technologie is het doen van onderzoek waarbij de effecten van een NF concentraatstroom op een biologische zuivering op pilotschaal worden onderzocht.

Joost Buntsma
Directeur STOWA

1

SAMENVATTING

Een haalbaarheidsstudie is verricht naar de technische en financiële haalbaarheid van het toepassen van holle vezel nanofiltratie voor verwijdering van microverontreinigingen op rwzi's. In de studie zijn verwijderingsrendementen, CO₂ footprint en kosten vergeleken met de referentietechnologie ozon + zandfiltratie, PACAS en GAK-filtratie.

Het is rondom microverontreinigingen belangrijk onderscheid te maken in het verwijderingsrendement van een rwzi met een NF-opstelling en het afscheidingsrendement van alléén de NF-opstelling. In deze studie is steeds verondersteld dat een concentraatstroom van de NF-opstelling terug wordt gebracht op de rwzi, en dat een aanvullende techniek wordt ingezet om de daadwerkelijke verwijdering van de microverontreinigingen in het systeem te bewerkstelligen. Afhankelijk van de uitvoeringsvariant gebeurt dit met ozon of actief kool. De fysische afscheiding van microverontreinigingen door het membraan is dus slechts een deel van het gehele systeem wat het uiteindelijke verwijderingsrendement tot stand brengt.

Een verwijderingsrendement van >85% van de gidsstoffen wordt op basis van de ter beschikking staande kennis vooralsnog haalbaar geacht. Een systeem waarin holle vezel nanofiltratie is opgenomen heeft daarmee de potentie om betere verwijderingsrendementen te halen dan systemen waarbij de referentietechnieken worden toegepast. Daarbij geldt wel dat er nog kennishiaten zijn m.b.t. de inpassing van NF op een full scale actief slibstelsysteem. Deze kennishiaten zijn niet met behulp van een kleine pilot te onderzoeken omdat deze het gedrag van een full-scale systeem onvoldoende kunnen nabootsen. Het opvullen van de kennishiaten is een voorwaarde voor de technische haalbaarheid. Hoofdstuk 9.1 duidt deze kennishiaten in nader detail.

De aanvullende CO₂ footprint voor verwijdering van microverontreinigingen met holle vezel nanofiltratie is hoger dan de referentietechnologie ozon + zandfiltratie, en wordt geraamd op 200 - 299 gCO₂/m³ afhankelijk van de uitvoeringsvariant. De voornaamste CO₂ post is het energieverbruik van de NF voor de opbouw van de transmembraandruk (in alle varianten circa 181 gCO₂/m³).

De kosten voor verwijdering van microverontreinigingen met holle vezel nanofiltratie zijn hoger dan de referentietechnologie ozon + zandfiltratie, en worden geraamd op 0,43 - 0,53 eur/m³ afhankelijk van de uitvoeringsvariant. Het grootste deel van de kosten vloeien voort uit de NF-membraanopstelling (in alle varianten circa 0,41 eur/m³), waarvan circa 75% van de kosten in investeringslasten is besloten. Toepassing in brede zin bij Nederlandse rwzi's voor alléén het verwijderen van microverontreinigingen lijkt op basis deze studie niet in proportie met de te maken kosten. Toepassing is vanuit kosten oogpunt wel zinvol als hoogwaardig hergebruik van rwzi effluent wordt beoogd, het is dan zaak dat de geproduceerde waterkwaliteit (lokaal) een zekere waarde heeft. Dat is denkbaar omdat men voor NF permeaat mag uitgaan van een nagenoeg volledige verwijdering van zwevende stof en microplastics en een gedeeltelijke

ontharding van het water. De NF-membranen kunnen tevens worden gebruikt als barrière voor pathogenen.

Gelet op de potentie van het verwijderingsrendement en de meerwaarde die de technologie kan bieden bij het hergebruik van rwzi effluent lijkt het zinvol om de technologie op een grotere schaal nader te onderzoeken. Het onderzoek zou zich met name moeten richten op de effecten van de NF op het actiefslibstelsysteem en de interactie-effecten tussen NF en O₃ dosering/AK-behandeling.

DE STOWA IN HET KORT

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie.

Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' – de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft – om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennisvragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoeklijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede aan alle waterschappen.

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:

Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.

HAALBAARHEIDSTUDIE HOLLE VEZEL NANOFILTRATIE VOOR VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN OP RWZI'S

INHOUD

	TEN GELEIDE	
1	SAMENVATTING	
	DE STOWA IN HET KORT	
2	BESCHRIJVING VAN DE TECHNOLOGIE	1
2.1	Inleiding	1
2.2	Basisbegrippen	2
2.3	Type uitvoering NF-membranen	3
2.4	Werking van de technologie en processchema	4
2.5	Ontwerpkeuzes voor de NF-opstelling	6
2.6	Invloeden van NF op de bedrijfsvoering van de rwzi	9
2.6.1	Temperatuur in relatie tot onderhoud van de NF-installatie	9
2.6.2	Zwevende stof in het NF-voedingswater en bedrijfszekerheid	9
2.6.3	De invloed van retentie van opgeloste ionen op het systeem	9
2.6.4	Retentie van micro's en DOC door NF	12
2.6.5	Veiligheid bij chemicaliëngebruik	12
2.7	Technologische inpassing van NF op rwzi effluent	12
2.7.1	NF zonder aanvullende techniek	12
2.7.2	NF + oxidatie van het concentraat	13
2.7.3	NF + oxidatie van het permeaat	14
2.7.4	NF + actief kool opties	15
3	LITERATUURSTUDIE EN CONCEPTBEREKENINGEN	18
3.1	De afscheiding van gidsstoffen met NF	19
3.1.1	Mechanismen van afscheiding	19
3.1.2	Retentie van micro's door NF	20
3.2	Verwijdering gidsstoffen middels actiefslib	22
3.3	Verwijdering gidsstoffen middels ozon	23
3.3.1	Proceskenmerken van ozonisatie in het kort	23
3.3.2	Prestaties van ozon voor verwijdering van de gidsstoffen	24
3.3.3	Ozonconsumptie	24
3.3.4	Bijproducten van ozonisatie	25

3.4	Verwijdering gidsstoffen middels actief kool	26
3.4.1	Proceskenmerken van adsorptie op actief kool in het kort	26
3.4.2	Prestaties van actief kool voor verwijdering van gidsstoffen	27
3.4.3	Actiefkool consumptie	27
3.5	De systeemprestatie als geheel	28
3.5.1	NF zonder aanvullende techniek (impact op μAS)	28
3.5.2	NF + PACAS of PAC in feed (impact op μAS)	28
3.5.3	De benodigde efficiëntie een concentraatbehandeling (μDB)	29
3.5.4	De benodigde efficiëntie van een permeaat nabehandeling (μPB)	32
3.6	De CO ₂ footprint	33
3.6.1	Uitgangspunten	33
3.6.2	Modeluitkomsten	34
3.7	Kosten	37
3.7.1	Kostenreferenties	37
3.7.2	Kosten van de varianten in deze studie	37
3.7.3	Waarde van behandeld water	38
3.8	Ecotoxiciteit	39
3.9	Technology readiness level (TRL)	41
3.10	Desinfectie door NF	41
4	LAB-TESTEN	42
5	DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN	43
5.1	Dimensioneringsgrondslagen NF opstelling	43
5.2	Aanpassingen in membraanspecificaties NXF	44
5.3	Dimensioneringsgrondslagen ozon	45
5.4	Dimensioneringsgrondslagen actief kool	46
6	INPASBAARHEID IN NEDERLANDSE ZUIVERINGSPRAKTIJK	48
6.1	Algemene toepassing	48
6.2	Toepassing van ozon in relatie tot bromaatvorming	48
7	JAARLIJKSE KOSTEN	50
7.1	Investeringen en kapitaalslasten	50
7.2	Exploitatierkening	51
7.3	Toelichting	51
8	VERGELIJKING TEN OPZICHTE VAN REFERENTIES	53
9	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	55
9.1	Conclusies	55
9.2	Onderzoeksvragen voor een pilotstudie	55
9.3	Aanbevelingen	56
10	REFERENTIES	58
BIJLAGE A	OVERZICHT BRONNEN RETENTIE MICROVERONTREINIGINGEN MET NF	61
BIJLAGE B	METADATA ANALYSES RIJN OOST	63
BIJLAGE C	DETAILS INDICATIEF ONTWERP MEMBRAANOPSTELLING	64
BIJLAGE D	DETAILS CO ₂ FOOTPRINT MODELLEN	65
BIJLAGE E	DETAILS EENHEIDSPRIJZEN EN KOSTENPARAMETERS	71
BIJLAGE F	UITGANGSPUNTEN TOETSINGSCRITERIA	72

2

BESCHRIJVING VAN DE TECHNOLOGIE

2.1 INLEIDING

Nanofiltratie (NF) is een scheidingstechniek die al enkele tientallen jaren kan worden gebruikt voor industriële processen, drinkwaterbereiding en opwerking van afvalstromen. Nanofiltratiemembranen zijn fysieke barrières met openingen in het bereik van 1 – 10 nm. Pathogenen en zwevende stof kunnen daarmee nagenoeg volledig worden afgescheiden van water. Grotere opgeloste moleculen worden ook nagenoeg volledig afgescheiden, hierbij kan worden gedacht aan complexere organische stoffen waaronder humuszuren en een aanzienlijk tot groot deel van de microverontreinigingen die als gidsstoffen¹ zijn aangemerkt. Een nanofiltratie membraan kan elektrostatisch geladen zijn, waardoor ook afscheiding kan plaatsvinden door elektrostatische repulsie. Zo kent de techniek in de regel een hoog afscheidingsrendement voor trivalente en bivalente ionen zoals Al^{3+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , en Mg^{2+} , (> 95%) en daarnaast een beperkt afscheidingsrendement voor monovalente ionen (< 50%) zoals NH_4^+ , K^+ , Na^+ en Cl^- . Het is mogelijk om een selectief membraan voor afscheiding van kationen of anionen te vervaardigen.

De afgescheiden componenten belanden in een concentraatstroom, die eventueel kan worden nabehandeld. In het geval van deze studie wordt gedacht aan een nabehandeling met ozon of actief kool, waarna de stroom wordt teruggebracht in het systeem.

Nanofiltratie wordt wereldwijd al full scale breed toegepast in de:

- Chemische industrie (terugwinnen reinigingschemicaliën, scheiden van opgeloste stoffen).
- Voedingsmiddelenindustrie (o.a. het concentreren van vruchtensap).
- Drinkwaterbereiding (ontharding, gedeeltelijke ontzouting, desinfectie).

In Nederland wordt NF vooral gebruikt in drinkwaterbereiding. Bij de opwerking van afvalwater kan NF worden toegepast om een breed scala aan resterende onzuiverheden af te vangen, maar zijn toepassingen in Nederland tot op heden beperkt, dit heeft met name te maken met het feit dat er tot op heden geen eisen aan rwzi effluent zijn gesteld die toepassing van NF nodig maken. De full scale toepassingen in het opwerken van afvalwater beperken zich wereldwijd met name tot locaties waar een zoetwaterschaarste geldt, omdat het aanboren van andere bronnen meestal goedkoper is. Recentelijk is NF in Nederland wel toegepast in de Waterfabriek Wilp (Dutch Water Refinery) en in het Nereus project (Evides). Dit betreft zuiveringsconcepten waar oxidatieve technieken zoals de toepassing van actief slib worden gemeden waardoor een rol voor membranen ontstaat.

1 benzotriazol, clarithromycine, carbamazepine, diclofenac, metropolol, hydrochloorthiazide, mengsel van 4 en 5-methylbenzotriazol, propranolol, sotalol, sulfamethoxazol, trimethoprim

In deze haalbaarheidsstudie wordt beschreven in hoeverre een relatief nieuwe ontwikkeling van membraantechnologie: directe holle vezel nanofiltratie, kan worden ingezet voor het vergaand verwijderen van microverontreinigingen. De meest in het oog springende kenmerken van deze technologie zijn:

- Er is een beperkte mechanische voorbehandeling nodig, in tegenstelling tot bijvoorbeeld spiraalgewonden nanofiltratie, waar typisch een UF-membranen proces is voorgeschakeld.
- De membranen zijn over het algemeen relatief open, en hebben een goede retentie voor de meeste organische verbindingen. Zouten, met name de eenwaardige ionen, worden grotendeels doorgelaten, waardoor met lagere drukken gewerkt kan worden. Dit verlaagt de energievraag.
- Voor een stabiele, continue procesvoering, zijn relatief weinig chemicaliën nodig voor reiniging.
- In vergelijking met de referentietechnieken voor verwijdering van medicijnresten (ozon + zandfiltratie, actief koolfiltratie, PACAS) heeft nanofiltratie een grote bijvangst. Door de absolute barrière van het membraan worden bijvoorbeeld microplastics tegengehouden en vindt er direct desinfectie plaats.

2.2 BASISBEGRIPPEN

Een nanofiltratie membraan heeft doorgaans één ingaande stroom (het voedingswater) en twee uitgaande stromen, te weten: het gefilterde permeaat en het concentraat. In het concentraat worden de door het membraan tegengehouden componenten afgevoerd. Het verwijderingsrendement van een membraan in termen van concentraties van een stof en/of het water aan de concentraatzijde wordt rejectie genoemd:

$$Rej = \frac{Q_{in} - Q_{per}}{Q_{in}} * 100\%$$

$$Rej = \frac{C_{in} - C_{per}}{C_{in}} * 100\%$$

De productie van permeaat ten opzichte van de concentraatstroom wordt omschreven met de term recovery, in relatieve zin uitgedrukt als volgt:

$$Rec = \frac{Q_{per}}{Q_{in}} * 100\%$$

De waterdoorlatendheid van een membraan wordt gekenmerkt door de zogenaamde permeabiliteit. Dit kengetal zegt iets over de hoeveelheid energie die voor een eenheid membraanoppervlak nodig is om een zekere permeaatstroom te bewerkstelligen en is een belangrijke ontwerpparameter. Een gangbare permeabiliteit voor NF ligt tussen 2 - 10 l/m²*h*bar (bij 15 °C), afhankelijk van het gekozen type membraan.

Nanofiltratiemembranen kunnen net als omgekeerde osmose en ultrafiltratiemembranen in modules worden verwerkt. In de regel wordt een 'standaard' NF bedreven tussen 3 en 20 bar werkdruk, de holle vezel membranen zijn niet bestendig tegen hoge drukken en kennen momenteel een werkgebied van 1 - 6 bar over de range van temperaturen van afvalwater in Nederland². Een momentaan lagere temperatuur geeft de mogelijkheid om de druk iets buiten deze range op te voeren. De membraanmodules worden vaak parallel opgesteld in zogenoemde 'skids' waarbij voedingspompen, eventuele chemicaliëndosering en andere voorzieningen schaalbaar kunnen worden gedeeld. Aanbieders maken het mogelijk om enkele tot circa 200 modules in één skid te plaatsen. Het oppervlakte van één module ligt meestal tussen 10 - 60 m².

2 NX Filtration verwacht deze range in 2020 te kunnen verhogen naar meer dan 10 bar.

Het is mogelijk om de techniek in meerdere membraanstappen toe te passen, dan worden de membranen in serie geschakeld, waarbij het concentraat of permeaat van de 1^e trap het voedingswater vormt voor een 2^e trap, etc. Zodoende kan met de termen recovery en retentie ook worden verwezen naar een systeem als geheel met daarin meerdere membraanstappen.

FIGUUR 1 NANOFILTRATIE OPSTELLING IN DE PILOT WATERFABRIEK WILP



Het passeren van het membraan naar de permeatzijde geschiedt onder invloed van transmembraandruk (ook wel trans-membrane pressure: TMP). Deze is gedefinieerd als volgt:

$$TMP = \frac{p_{in} - p_{con}}{2} - p_{perm}$$

Daarin zijn p_{in} , p_{con} en p_{perm} de drukken (bar) aan de voedingszijde, de concentraatzijde en de permeatzijde respectievelijk. De flux (J) in $l/m^2 \cdot h$ kan worden berekend met:

$$J = (TMP - \pi) * \frac{Km}{\mu(T)}$$

Het symbool π staat in de vergelijking voor het verschil in osmotische druk (bar) tussen het permeaat en het concentraat, en symboliseert de weerstand die moet worden overbrugd door toedoen van de verschillen in opgeloste zouten aan de beide membraanzijden. De osmotische druk kan worden berekend (lees: benaderd) met de van 't Hoff vergelijking als de samenstelling en concentratie van de opgeloste zouten van het voedingswater, alsmede de rejectie van het membraan voor deze zouten bekend is. De permeabiliteit bestaat uit twee componenten: de eigenschappen van het membraan (gevangen in de parameter Km) en de dynamische viscositeit (μ), een vloeistofeigenschap welke voornamelijk afhankelijk is van de temperatuur (T). Het permeaatdebiet wordt bepaald door de flux te vermenigvuldigen met het membraanoppervlak van de installatie:

$$Q = J * Am$$

2.3 TYPE UITVOERING NF-MEMBRANEN

Er kan bij nanofiltratie onderscheid worden gemaakt tussen de zogenaamde 'spiral wound' uitvoering en de holle vezel (capillaire) uitvoering. De spiral wound modules zijn voor toepassing in afvalwater niet geschikt omdat deze relatief gevoelig zijn voor vervuiling en vergen dus een vergaande voorbehandeling. Voor deze haalbaarheidsstudie wordt daarom uitgegaan van holle vezel membranen zoals in de inleiding al is vermeld.

De “holle vezel” uitvoering is een membraanmodule gevuld met een bundel “rietjes”. De wanden van de rietjes vormen het membraanoppervlak. Het water stroomt vanuit de binnenzijde van de rietjes door de wand of andersom, men spreekt van de zogenaamde “outside in” of “inside out” opzet. Het meest voorkomende type bij toepassing van NF-modules is “inside out”. “Outside in” principes worden vooral bij membraan bioreactoren of Ultrafiltratie (UF) opstellingen zonder modules toegepast.

De fysische kenmerken van een holle vezel nanofiltratiemembraan zijn gelijksoortig aan die van ultrafiltratiemembranen: geladen UF-membranen met een grote mate van mechanische stabiliteit onder druk worden bij vervaardiging van holle vezel NF gebruikt als basis. Een lading van de UF-module is nodig om NF aan te kunnen brengen. Daarmee wordt het UF-membraan effectief een drager van het NF membraan. Deze innovatie ten opzichte van de spiral wound module heeft als voordeel dat dezelfde voorzuivering nodig is als van een typisch ultrafiltratie membraan. Dat wil zeggen: met alléén een microfilter als voorbehandeling kan capillaire nanofiltratie in principe worden aangesloten op communaal rwzi effluent. De holle vezel uitvoering is daarmee aantrekkelijker voor de nabehandeling van rwzi effluent dan de spiral wound uitvoering door de afname in kosten en complexiteit van de voorbehandeling. Dit temeer omdat de holle vezel membranen eenvoudiger te reinigen zijn dan spiral wound membranen, o.a. met chloorbleekloog.

2.4 WERKING VAN DE TECHNOLOGIE EN PROCESSEMA

Onderstaand is een processchema getoond van een nanofiltratie opstelling in een holle vezel uitvoering.

Voedingswater wordt over een microfilter (MF) geleid waarna een NF wordt gepasseerd. Er is enige voordruk nodig voor de microfiltratiestap. Het voedingswater wordt na de voorbehandeling verder onder druk gebracht, er kunnen eventueel chemicaliën worden gedoseerd in de voedingslijn naar het membraan.

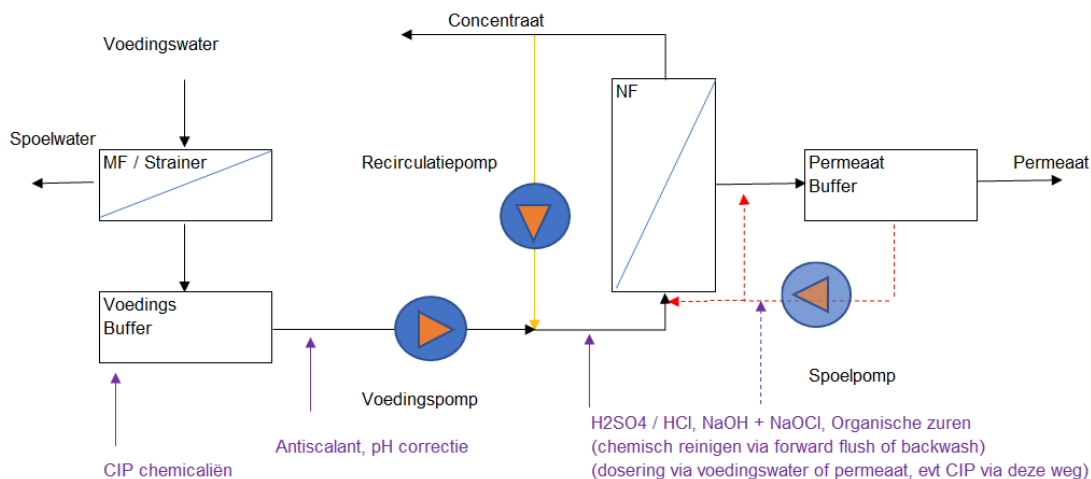
Antiscalants (carboxylaten en polyacrylen) worden toegepast om scaling op het membraan tegen te gaan. Bij toepassing van polyacrylen dient te worden opgepast met het voorkomen van ijzer in het water om vervuilende ijzercomplexen te voorkomen. Antiscalants worden in de regel volledig afgevoerd via het concentraat (Nitro Hydranautics, 2013).

Bij UF-membranen wordt soms pre-coagulatie toegepast in de voedingslijn om vervuiling door NOM tegen te gaan. Het is bekend dat natuurlijk organisch materiaal (NOM) kan complexeren met Aluminium, en dat NOM eveneens op $\text{Al}(\text{OH})_3$ vlokken kan adsorberen (Hendricks, 2011). Coagulatie leidt tot grotere deeltjes die minder snel membraanporiën kunnen verstoppelen. Omdat de poriën bij de NF-membranen aanzienlijk kleiner zijn dan bij UF-membranen is het coaguleren van vaste stof minder relevant als middel om vervuiling tegen te gaan omdat de vervuilende delen door de kleinere maat van poriën minder snel in de poriën vast komen te zitten dan bij UF membranen.

Een pH verlaging kan wenselijk zijn als aanvullende bescherming tegen scaling, terwijl een pH verhoging (>9) biologische vervuiling kan tegengaan. Het is twijfelachtig of een pH correctie bij rwzi effluent wenselijk of nodig is. Bij goed gebufferd water kan dit tevens kostbaar zijn.

FIGUUR 2 CONCEPTUEEL PROCESSCHEMA NF (HOLLE VEZEL)

PROCESSCHEMA HOLLE VEZEL NF (1 membraanstap)



Figuur 2 toont een conceptueel processchema voor een NF-opstelling met één membraanstap en een voedingsbuffer. Het voedingswater wordt over de zogenaamde crossflow van de holle vezel membraanmodule geleid, feitelijk stroomt het water door de rietjes in het membraan richting de concentraatzijde, terwijl het water deels door de wanden van de rietjes wordt gedrukt naar de permeaatzijde: hierbij treedt een energieverlies op gelijk aan de transmembraandruk + de osmotische druk (1 – 6 bar). Bij het passeren van de rietjes zelf treedt ook enig energieverlies op afhankelijk van de stroomsnelheid die door de voeding dan wel recirculatiepomp wordt opgelegd (ongeveer 0 – 0,5 bar per passage van een module). De energielasten van de recirculatie hangen samen met de gekozen recirculatiefactor en de fysische eigenschappen van de module. Met recirculatie kan de recovery worden verhoogd, maar de retentie van de af te scheiden stoffen kan te lijden hebben onder het toepassen ervan.

De permeaatproductie wordt doorgaans gestuurd op een vast debiet, waarbij de werkdruk variabel is. Een oplopende werkdruk in een filtratiecyclus is een indicatie van vervuiling van het membraan. Na enige tijd van filtratie is daarom een vorm van reiniging nodig. Er vindt meestal een automatische reiniging plaats die wordt gestart na het oplopen van de werkdruk boven een zeker limiet, daarnaast wordt er meestal ook een voorwaarde voor een maximale filtratietijd gehanteerd zodat altijd een periodieke reiniging geborgd is.

In de meeste gevallen worden holle vezel nanofiltratie opstellingen gereinigd door een combinatie van 'forward flushes' en 'cleaning in place' (CIP) procedures. Bij een forward flush wordt permeaat over de crossflow geleid met een spoelpomp, waardoor een hydraulische reiniging van de crossflow plaatsvindt. Deze vorm van reiniging kan eventueel periodiek met chemicaliën worden uitgevoerd: de procedure bestaat dan meestal uit een pH verhoging met NaOH en een NaOCl dosering, gevolgd door een pH verlaging door middel van H₂SO₄ of HCl dosering. Beide stappen duren circa 10 minuten als ze worden toegepast. De oxidatieve chemicaliën werken in op organische verbindingen bij een hoge pH, waarna een lage pH wordt toegepast om eventueel gevormde precipitaten en andere inorganische componenten op te lossen en af te voeren. Het is tijdens het spoelen van de crossflow mogelijk om lucht toe te voegen met een compressor, dit veroorzaakt meer wrijving waardoor vervuiling soms beter loskomt uit de crossflow van het membraan. Het toepassen van reiniging met lucht wordt niet voorzien bij behandeling van rwzi effluent.

Het terugspoelen (een 'backwash') van holle vezel NF-membranen komt minder voor omdat de meeste vervuiling op de membraanwand wordt verwacht en niet in de poriën van het membraan, maar is wel mogelijk als het membraan in twee stroomrichtingen drukbestendig is. Een terugspoeling duurt dan circa 1 minuut. Bij een terugspoeling kan bij nanofiltratie (in tegenstelling tot UF-membranen) niet met chemicaliën worden gewerkt, omdat deze door de NF-membranen (deels) kunnen worden geblokkeerd. Ophoping van chemicaliën kan dan leiden tot schade.

Na enige bedrijfstijd dient het membraan grondiger te worden gereinigd. Er kan zodoende periodiek een langer durende in situ reiniging ('Cleaning in Place', CIP) worden uitgevoerd. Chemicaliën voor de CIP worden in de regel aangemaakt met gebroken drinkwater, eventueel kan een CIP-vloeistof ook met gebufferd permeaat worden aangemaakt. De inhoud van de crossflow (vloeistof in de holle vezels) wordt kortstondig doorgespoeld om vervuiling in het systeem af te voeren, waarna de aangemaakte CIP-vloeistof enige tijd over de crossflow wordt gerecirculeerd zonder dat er concentraat wordt afgevoerd of permeaat wordt geproduceerd. Gedurende deze tijd werken de chemicaliën in op het membraan. Een CIP duurt meestal enkele uren tot een halve dag, en kent net als de korter durende chemische spoelingen twee fasen: Voor organische verontreiniging zoals biofilm wordt doorgaans NaOCl toegepast bij een hoge pH, daarna wordt voor de anorganische verontreiniging meestal organische zuren zoals citroenzuur of oxaalzuur gebruikt. Soms komen combinaties van zuren voor. Een optimale mix kan doorgaans in de praktijk worden vastgesteld en is afhankelijk van het type vervuiling en het gekozen membraan. De verwachting is dat een CIP voor behandeling van rwzi effluent om de 2 weken dient te worden toegepast.

2.5 ONTWERPKEUZES VOOR DE NF-OPSTELLING

In deze paragraaf worden de belangrijkste ontwerpkeuzes bij nabehandeling van rwzi effluent besproken.

KEUZE VOOR DE VOORBEHANDELING

De voorbehandeling is essentieel voor een stabiele bedrijfsvoering van de holle vezel NF-opstelling en dient te bestaan uit een microfilter met een zeefmaat van circa 100 – 200 µm. De precieze zeefmaat is van invloed op de verwijdering van de zwevende stof in de aanvoer. Een kleinere zeefmaat heeft een hoger drukverlies en een groter risico op verstopping. Uitval van de voorbehandeling door verstopping is een risico ten aanzien van de bedrijfszekerheid. Een grotere zeefmaat heeft een lager verwijderingsrendement van zwevende stof en vergroot de kans op verstopping van de holle vezels. Een goede balans is nodig tussen deze twee aspecten.

Het toegepaste microfilter kent enkele toepassingsvormen. De meest gangbare zijn:

- Filterhulzen die bestaan uit enkele of meerlaags schermen. De hulzen worden gereinigd met mechanische borstels of door middel van een zuiger of hogedruk waterstraal die de hele huls kan bestrijken. Bij enkele reinigingsmethoden is onderbreken van het bedrijf niet nodig.
- Disc filters opgebouwd uit kunststofslijven die water doorlaten maar zwevende stof kunnen afvangen door obstakels tussen de schijven in. De filters worden in meerdere sets toegepast, een set van deze filters gaan om de beurt uit bedrijf om reiniging toe te passen. Ervaringen met deze filters in de Nederlandse praktijk zijn echter dat ze snel kunnen verstopen.

- Microvezel filters: een filter opgebouwd uit één of meerdere lagen microvezel die zwevende stof kunnen afscheiden. De microvezels kunnen doorgaans door het afschrapen van de koeklaag worden gereinigd wanneer ze worden toegepast op een huls.

Alle vormen van microfilters veroorzaken een retourstroom bij het behandelen van rwzi effluent. Deze stroom wordt door de beperkte concentratie zwevende stof meestal direct op de biologie teruggebracht.

KEUZE VOOR DE MAAT VAN DE HOLLE VEZELS

Niet opgeloste bestanddelen diffunderen niet door nanofiltratiemembranen en worden in de regel volledig afgevangen aan de concentraatzijde. Zwevende stof vormt een gevaar voor verstoppingen als de concentratie te hoog oploopt. Bij een grotere diameter holle vezel is een hogere droge stof concentratie toelaatbaar. Een grotere holle vezel is ook gunstig voor de drukverliezen in de crossflow en dus de energielasten van de recirculatie, maar in de regel weegt dit laatste voordeel qua kosten niet op tegen het moeten toepassen van een groter aantal membraanmodules: als de holle vezeldiameter groter wordt neemt het membraanoppervlak per module snel af. De holle vezel is daarom bij voorkeur zo klein als mogelijk zonder verstoppingen te riskeren, zodat investeringskosten kunnen worden beperkt.

De uiteindelijke keuze voor de holle vezel maat is zodoende gerelateerd aan het te verwachten zwevende stofgehalte in het voedingswater (het rwzi effluent). Holle vezel Nanofiltratiemembranen die worden toegepast voor behandeling van rwzi effluent hebben een holle vezel diameter van 0,5 tot circa 2 mm, bij een laag zwevend stofgehalte in het effluent van de biologie (< 5 mg/l) wordt een waarde onderin deze range verwacht. Voor batch processen (SBR-systemen, aerob korrelslibsystemen) is de zwevende stof in het effluent van de biologie (voedingswater NF) doorgaans iets hoger dan bij een conventionele actiefslib zuivering, daarbij kan een iets grotere holle vezel mogelijk wenselijk zijn. Bij MBR-systemen is de zwevende stof in het effluent van de biologie juist lager, en geldt het tegenovergestelde.

KEUZE VOOR DE OPENHEID/ DOORLATENDHEID VAN HET MEMBRAAN (MWCO)

De keuze voor de doorlatendheid van het membraan hangt doorgaans af van de te scheiden stoffen. Als de moleculen die (fysisch) moeten worden afgescheiden relatief groot zijn is een meer 'open' membraan mogelijk, dit biedt het voordeel dat tegen een lagere transmembraandruk éénzelfde opbrengst aan permeaat kan worden bewerkstelligd. Het tegenovergestelde is waar als kleinere moleculen moeten worden verwijderd, de hoeveelheid membranen die moeten worden opgesteld nemen toe of de transmembraandruk moet worden verhoogd. In de industrie worden membranen specifiek ontwikkeld voor het verwijderen van bepaalde stoffen om zo onnodige energielasten op grote schaal te voorkomen. Een meer open membraan laat naast de afgenomen hydraulische weerstand meer zouten door, wat leidt tot een voordeel in energielasten omdat er minder osmotisch drukverschil moet worden overwonnen (zie hoofdstuk 1.2). Dit voordeel is bij afvalwater afkomstig van zoetwater bronnen relatief gering. Bij brak dan wel zout afvalwater kan dit voordeel zeer significant zijn.

De doorlatendheid of openheid van het membraan kent in de praktijk de parameter 'molecular weight cutoff' (MWCO) met als eenheid Dalton ($1 \text{ Da} = 1,66 \times 10^{-27} \text{ kg}$). De Dalton is analoog aan het moleculaire gewicht van een stof. Bijvoorbeeld: een membraan met een MWCO van 200 Dalton zou moleculen met een gewicht van >200 g/mol (grotendeels) moeten

kunnen afvangen, maar dit betreft in de praktijk slechts een indicatie: De MWCO is doorgaans gedefinieerd als de doorlatendheid waarbij 90% van de concentratie van het molecuul wordt afgevangen door het membraan. Deze definitie is echter niet gestandaardiseerd, waardoor de waarde die verschillende membraanleveranciers opgeven voor de MWCO niet altijd 1:1 te vergelijken zijn. In literatuur wordt vaak het type membraan en de eventueel toegepaste vervaardigingswijze en behandelingsmethode benoemd omdat MWCO in de regel geen universele basis van vergelijking vormt.

In het geval dat een membraan wordt ingezet om microverontreinigingen af te scheiden is een hoge retentie van de microverontreinigingen wenselijk. Het is relevant of de te verwijderen stoffen individueel of als groep stoffen wordt beschouwd. Wanneer een strikte eis wordt gesteld voor relatief kleine microverontreinigingen kan dit grote gevolgen hebben voor de benodigde MWCO, en daarmee op de investeringen en energielasten. In de uitgangspunten van deze studie is conform de gestelde eisen uitgegaan van een gemiddelde prestatie op een deel van de gidsstoffen. In hoofdstuk 2.2 wordt nader ingegaan op de verwijderingsrendementen van NF op de gidsstoffen.

KEUZE VOOR HET MEMBRAANOPPERVLAK TEN OPZICHTE VAN DE BEDRIJFSDRUK

Vanuit kosten oogpunt is het meestal aantrekkelijker de bedrijfsdruk te verhogen en hogere energielasten te accepteren dan over te gaan tot plaatsing van extra membranen. Bij vuilere toepassingen kan de levensduur van de membranen korter zijn, waardoor een hogere bedrijfsdruk relatief aantrekkelijker wordt. Zo kunnen membranen als nabehandelingstap in drinkwaterbereiding wellicht 10 jaar meegaan, terwijl membranen in vuilere toepassingen al na 3 jaar aan vervanging toe zijn. Wanneer CO₂ equivalenten een zeer belangrijke overweging zijn loont het om een lagere werkdruk toe te passen, waarbij de investeringslasten zullen toenemen omdat er meer membraanoppervlak nodig is.

KEUZE VOOR HET WEL OF NIET TOEPASSEN VAN RECIRCULATIE

De keuze om recirculatie toe te passen heeft invloed op de retentie van opgeloste stoffen door het membraan. Een hogere snelheid in de crossflow voorkomt concentratie polarisatie (ophoping van stoffen nabij de membraanwand) en beperkt de osmotische drukverschillen (grensvlak concentratie). Als gevolg hiervan wordt de doorslag van opgeloste stoffen, waaronder microverontreinigingen en zouten, in het permeaat beperkt. Anderzijds brengt een te hoge recirculatie ook een zekere concentratieverhoging in de crossflow met zich mee, wat weer leidt tot een hogere mate van doorslag van opgeloste stoffen. De afweging om recirculatie te installeren is meestal aan de orde wanneer de recovery (en niet zozeer de permeaatkwaliteit) limiterend is. De recirculatie verhoogt de recovery en dit leidt tot een lager aantal benodigde modules.

Er is een keuze in hoe de recirculatie over de crossflow wordt toegepast, zo bestaan er opstellingen die de recirculatie-richting periodiek afwisselen om vervuiling van de crossflow en concentratie polarisatie effectiever tegen te gaan.

KEUZE VOOR HET TE BEHANDELEN DEBIET EN BUFFERING

Membraanopstellingen kunnen worden voorzien van een buffer om DWA af te vlakken voor een relatief constante bedrijfsvoering en mogelijk lagere investeringslasten bij een DWA-profiel met grote debietsverschillen. Tot op zekere hoogte kan ook met onder een hogere werkdruk tijdelijk een hoger debiet worden behandeld, waardoor een buffer niet strikt noodzakelijk hoeft te zijn.

RWA wordt bij voorkeur niet behandeld als er een jaargemiddelde eis is aan de debiet proportionele concentraties in het effluent, dit heeft voornamelijk te maken met de aanzienlijke toename in investeringslasten.

KEUZE VOOR CHEMICALIËNDOSERING EN WIJZE VAN REINIGEN

De meeste keuzes voor type chemicaliën en doseringen die worden gebruikt in de reiniging kunnen in de bedrijfsvoering nog worden aangepast. Wel is het van belang om in het ontwerp rekening te houden met de implicaties van het toepassen van HCl (dit kan gaan dampen) en H_2SO_4 (goedkoper dan HCl, maar er worden tweewaardige sulfaationen toegevoegd die het membraan grotendeels niet passeren). Vorming van $CaSO_4$ kan plaatsvinden bij voldoende hoge Ca^{2+} en SO_4^{2-} concentraties, met name bij een hoge pH.

De wijze van reinigen kan in de bedrijfsvoering vaak worden aangepast, mits het ontwerp is uitgelegd met enige flexibiliteit: zoals de mogelijkheid om recirculatie over het membraan in twee richtingen toe te passen tijdens het reinigen of het doseren van aanvullende chemicaliën. Het is raadzaam ten minste rekening te houden met dosering van antiscalants.

2.6 INVLOEDEN VAN NF OP DE BEDRIJFSVOERING VAN DE RWZI

In deze paragraaf wordt ingegaan op de belangrijkste aspecten die invloed uitoefenen op de bedrijfsvoering van de rwzi wanneer een NF-opstelling wordt toegepast op het effluent van de biologie.

2.6.1 TEMPERAATUUR IN RELATIE TOT ONDERHOUD VAN DE NF-INSTALLATIE

De permeabiliteit van het membraan zal verbeteren bij hogere temperaturen en vice versa. De energielasten zullen bij éénzelfde permeaatdebiet over dezelfde membranen in de koudere maanden hoger zijn. Omdat minder membranen nodig zijn in de warmere maanden bij éénzelfde bedrijfsdruk, ontstaat een zekere overcapaciteit. Er kan worden gekozen om een deel van de membranen in deze periode uit bedrijf te nemen. De warmere periode leent zich daarom tevens goed voor het doen van gepland onderhoud.

2.6.2 ZWEVENDE STOF IN HET NF-VOEDINGSWATER EN BEDRIJFSZEKERHEID

In de ontwerpfase wordt op basis van de verwachte zwevende stof concentratie in de aanvoer een keus gemaakt voor de membraanopstelling. Operationeel gezien is het zaak dat variatie in zwevende stof in de aanvoer zoveel mogelijk laag blijft en dat eventuele pieken worden afgevlakt. Schommelingen in de droge stof aanvoer verstoren de efficiëntie van de MF-voorbehandeling en versnellen de vervuiling van de achterliggende nanofiltratiemembranen.

Een plotselinge verstopping van het microfilter kan (afhankelijk van de processchakeling en regeling) uitval van achterliggende membraanskids veroorzaken. Het voorkomen van slibuitspoeling vanuit de biologie wordt naast een vergunningsverplichting nu ook van belang voor de bedrijfsvoering van de NF. Bij het ontwerp van de voorbehandeling is het daarom raadzaam met leveranciers in gesprek te gaan hoe de voorbehandeling omgaat met stootbelastingen van zwevende stof, zodat in de praktijk meer ruimte ontstaat in de bedrijfsvoering.

2.6.3 DE INVLOED VAN RETENTIE VAN OPGELOSTE IONEN OP HET SYSTEEM

Er kan sneller scaling optreden in de onderdelen van de rwzi indien hogere concentraties ionen in het systeem worden behouden, omdat ze grotendeels worden geretenteerd door NF membranen. Ten aanzien van scaling zijn de meest relevante (2-waardige) zouten Calcium,

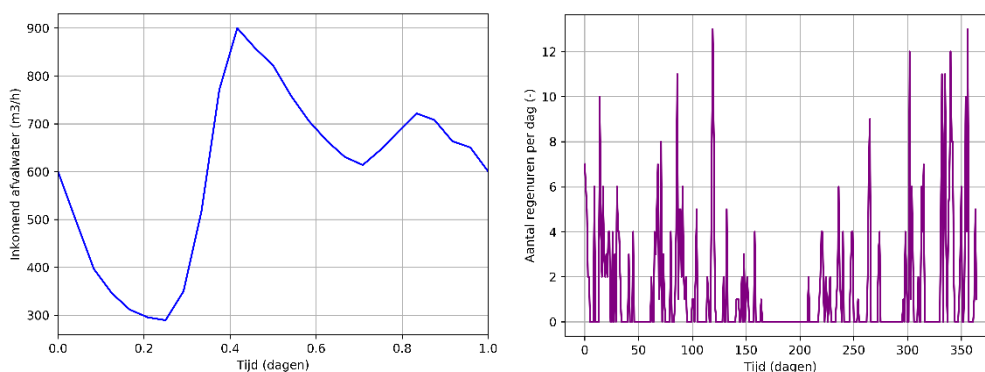
Magnesium en Sulfaat, die bij oververzadiging neerslaan als CaCO_3 , MgCO_3 , CaSO_4 en MgSO_4 . De kwetsbare componenten zijn met name de beluchtingselementen in de waterlijn en ontwateringsapparatuur en gistingstanks in de sliblijn. RWA condities na een periode van droogweer zouden daarnaast kunnen zorgen van uitspoeling van hoge concentraties ionen en ander ongeconcentreerde stoffen die in het systeem zijn opgespaard.

Om een beeld te vormen van hoe dit er in de praktijk uit zou zien is met een modelberekening een typisch Nederlands jaar voor een rwzi van 100.000 i.e. nagebootst. Daarbij is gebruik gemaakt van neerslagdata van het KNMI (weerstation de Bilt 2018)³. Uit deze dataset zijn het aantal regenuren per dag in 2018 genomen, en deze regenuren zijn op de betreffende dag over een typisch DWA patroon heengelegd. Het debiet in de regenuren is genomen als een random waarde tussen de DWA waarde en het maximum RWA debiet.

In de modelberekeningen is verder uitgegaan van:

- een systeemvolume van 15.000 m³;
- een typische DWA curve met gemiddeld debiet van 600 m³/h en piekdebiet van 900 m³/h;
- een RWA/DWA factor van 3,2⁴;
- een slibproductie (na ontwatering) van 6 m³/h;
- een NF-opstelling met een capaciteit van 1.040 m³/h (een bypass volgt boven dit debiet);
- een retentie van 95% óf 60% van de tweewaardige ionen door de NF (NXF dNF40)⁵.

FIGUUR 3 DWA AANVOERPATTERN VOOR HET MODEL (LINKS) EN AANTAL REGENUREN PER DAG VOOR HET MODEL (RECHTS)



De modeluitkomsten worden uitgedrukt in relatieve concentraties ionen (waar 1,0 gelijk is aan de DWA situatie zonder een NF opstelling). Er is geen rekening gehouden met precipitatie op slib of andere verwijderingsmechanismen van de tweewaardige ionen. Debieten boven 900 m³/h worden gezien als RWA, waarbij de aanvoerconcentratie van 1,0 wordt verdund relatief aan het aandeel regenwater. De resultaten worden onderstaand getoond.

Een deel van de getoonde concentratie in de grafieken zal in de praktijk worden afgevangen omdat calcium als precipitaat zal neerslaan op het actiefslib, en aanwezig DOC wat tevens wordt geretenteerd door de NF kan ervoor zorgen dat precipitatie van calcium wordt beperkt. Dat laat zich op voorhand echter niet goed kwantificeren en zal in de praktijk moeten worden getest om meer inzichten te verkrijgen.

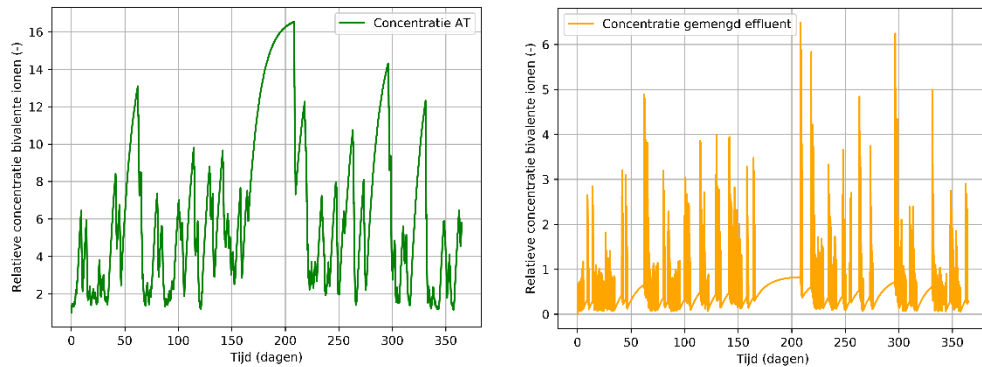
3 <https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/daggegevens>

4 Dit leidde tot een dagdebiet van circa 21.000 indien de neerslaguren van het KNMI werden gebruikt als bovenstaand beschreven

5 Specificiteiten van NXF (dNF40) beschrijven een minimale retentie van 91% voor 5 mmol/l MgSO_4 bi: TMP = 3 bar, $v = 0.5$ m/s: <https://www.nxfiltration.com/products/nanofiltration/>. NXF geeft aan dat in de praktijk bij de pilot van Waterfabriek Wilp is gedraaid op een retentie van Calcium van circa 60%. De gegevens zijn niet ter beschikking gesteld voor de rapportage.

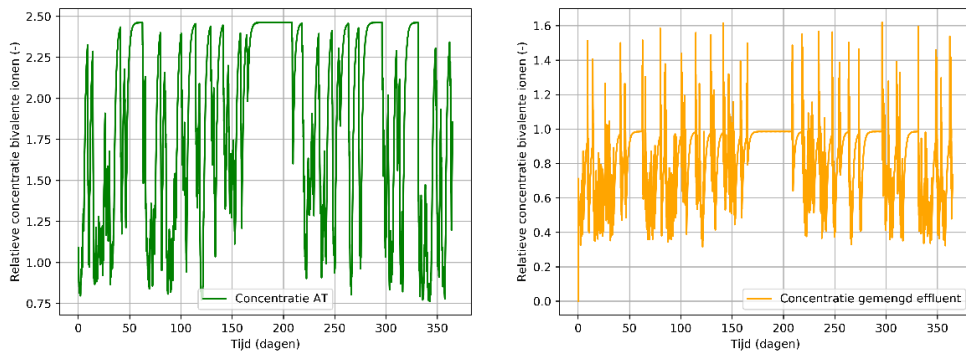
Uitgaande van circa 0,5 tot 1,5 mmol/l Ca^{2+} in het influent bij DWA is het aannemelijk dat de concentratie van ionen in het systeem significant zal stijgen bij een retentie van 95%. Afhankelijk van RWA incidentie zal de concentratie periodiek weer wordt verlaagd. NXF geeft aan dat in de praktijk bij waterfabriek Wilp een retentie van slechts 60% voor calcium wordt gehaald. Dit kan verband houden met de watersamenstelling, maar omdat geen referentie-data beschikbaar is en hier geen specifiek onderzoek naar is gedaan kan hierover nog weinig worden gesteld. De geloosde vracht is bij een retentie van 95% nog circa 55% van de vracht zonder NF (de gemiddelde waarde van de gele lijn in figuur 4 is 0,55).

FIGUUR 4 RELATIEVE CONCENTRATIE BIVALENTE IONEN IN AT EN IN GEMENGD EFFLUENT (100% DWA BEHANDELD, 95% RETENTIE)



Onderstaande berekening laat de situatie zien bij een retentie van 60% (i.p.v. 95%) van de tweewaardige ionen, dit brengt de piekconcentraties die mogen verwacht aanzienlijk lager (maximaal 2,5x de influentwaarde bij langdurige droogte). De geloosde vracht is dan circa 80% van de originele waarde over een heel jaar (de gemiddelde waarde van de gele lijn in figuur 5 is 0,79).

FIGUUR 5 RELATIEVE CONCENTRATIE BIVALENTE IONEN IN AT EN IN GEMENGD EFFLUENT (100% DWA BEHANDELD, 60% RETENTIE)



Naast beter doorlaten van tweewaardige ionen via de NF zijn andere voorzorgsmaatregelen denkbaar. Het doseren van een antiscalant ligt voor de hand. Deze maatregel is voornamelijk opgenomen in de ontwerpgrondslagen van deze studie en worden meegenomen in de kostenberekeningen en de CO_2 footprint (zie hoofdstuk 4). Daarnaast zou men kunnen overwegen de concentraatstroom te ontharden zodat de terugvoer van de ionen naar de biologie kan worden beperkt. Dit laatste is in deze studie nog niet nader beschouwd.

Het is in de lijn der verwachtingen dat een (te) sterke ophoping van ionen risico's met zich meebrengt en onwenselijk is. Bij het maken van een full-scale ontwerp is dit een aandachtspunt, tegelijkertijd is de retentie van de membranen in de praktijk een onderzoeksvraag, blijkend uit de verschillen die ontstaan tussen testcondities (95% retentie) en de praktijk in Wilp

(60% retentie). Bij een retentie van 60% van de tweewaardige ionen is het risico op scaling aanzienlijk beperkter dan bij een retentie van 95%. Er blijft wel een verhoogde kans op scaling aanwezig.

2.6.4 RETENTIE VAN MICRO'S EN DOC DOOR NF

Analoog aan oplopende zoutconcentraties zal het systeem een zekere hoeveelheid DOC en microverontreinigingen bergen en de concentraties van micro's en DOC in de AT zullen als gevolg van retentie door de NF-membranen op kunnen lopen. De volgende verschillen vallen wel op te merken met de in paragraaf 1.6.3 opgenomen berekening voor tweewaardige ionen.

- Microverontreinigingen zullen deels worden verwijderd in de AT, en worden mogelijk ook beter verwijderd bij hogere concentraties, waardoor de toename in relatieve concentratie ten opzichte van het influent waarschijnlijk geringer zal zijn dan bij de tweewaardige ionen. De micro's hebben daarnaast waarschijnlijk geen invloed op de bedrijfsvoering van de rwzi.
- De retentie van DOC door de NF-membranen is naar verwachting hoog. Een te hoge mate van DOC in het systeem kan in theorie snellere vervuiling van de membranen veroorzaken, daarentegen kan DOC ook worden verwijderd door oxidatie (O₃) of sorptie (AK). Hoe de concentraties DOC zich in de praktijk ontwikkelen is nog onduidelijk omdat zonder een praktijktest niet zonder meer te voorspellen valt hoe de verwijdering van DOC door oxidatie/sorptie zich zou verhouden tot de retentie van DOC door de membraanopstelling.

2.6.5 VEILIGHEID BIJ CHEMICALIËNGBEUK

Bij de bedrijfsvoering van NF worden sterke zuren en basen gebruikt voor de reiniging. Er dient rekening te worden gehouden met implicaties van bepaalde keuzes voor chemicaliën ten aanzien van de veiligheid op de installatie. Mogelijk moeten hiervoor nieuwe werkprotocollen worden opgesteld.

2.7 TECHNOLOGISCHE INPASSING VAN NF OP RWZI EFFLUENT

Deze paragraaf schetst de mogelijke inpassingsvormen van NF op een rwzi en geeft een massabalans voor de microverontreinigingen in elke toepassingsvorm die is gerelateerd aan de verwijderingsrendementen van het systeem.

2.7.1 NF ZONDER AANVULLENDE TECHNIEK

De meest eenvoudige toepassing van de membraanopstelling heeft geen aanvullende behandeling van het concentraat of permeaat. Het concentraat wordt direct geretourneerd naar de biologie.

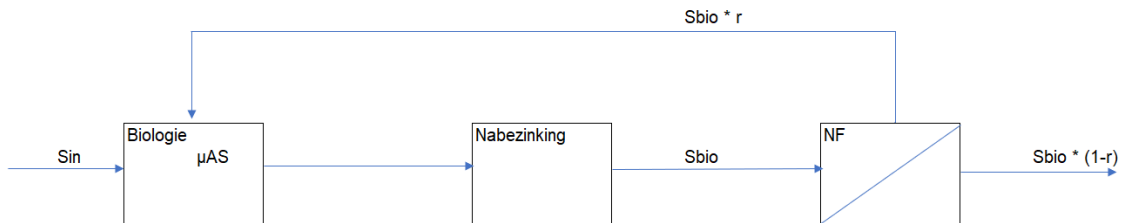
Nadat de membranen zijn geplaatst beweegt het systeem zich waarschijnlijk naar een nieuw evenwicht: De membranen blokkeren continue een deel van de afvoer van de microverontreinigingen naar het effluent, waardoor de concentratie van deze verontreinigingen in de biologie zal toenemen.

Men kan stellen dat afbraak van biologisch afbreekbare microverontreinigingen in de biologie en/of de afvoer via (sorptie op) het spuislib bij hogere concentraties microverontreinigingen in de biologie wordt verbeterd. In theorie is een verbetering van deze aspecten inderdaad mogelijk, maar het is zeer de vraag of zo'n verbetering een effect van voldoende significantie oplevert. Bij een te hoog oplopende concentratie in het systeem verwacht men in theorie een

evenredig grotere doorslag op het membraan, maar een dergelijk effect is op deze schaal en bij deze condities nooit onderzocht.

Hieronder wordt de vereenvoudigde massabalans voor deze optie getoond. De letter S staat voor de vracht aan microverontreinigingen die wordt getransporteerd (S_{in} = vracht in influent, S_{bio} = vracht richting NF), de letter r staat voor de retentie van micro's door de NF.

FIGUUR 6 MASSABALANS VOOR TOEPASSING NF ZONDER AANVULLENDE BEHANDELING



Het verwijderingsrendement van micro's door de biologie (inclusief afvoer via het spuislib) is gevangen in de parameter μAS .

$$\frac{S_{bio}}{S_{in}} = \frac{(1 - \mu AS)}{1 - r}$$

$$S_{per} = (1 - r) * S_{bio}$$

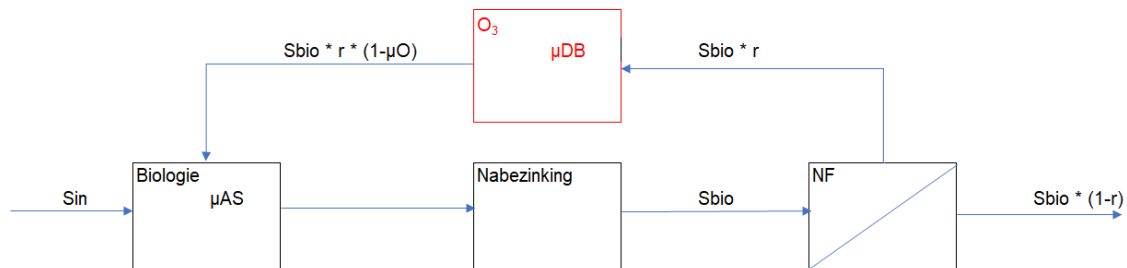
Het is in deze fase weinig zinvol twee parameters te definiëren voor sorptie dan wel biologische omzetting omdat de individuele efficiëntie van elke parameter in de praktijk moeilijk meetbaar zijn. Met de vereenvoudigde weergave kan d.m.v. praktijkmetingen een efficiëntie worden toegekend aan μAS en ontstaat enige basis voor vergelijking met een CAS-systeem zonder NF.

Uit het PACAS-project (STOWA, 2018) is bekend dat μAS al een zekere efficiëntie kent zonder dosering van kool (dit zijn de metingen op de referentiestraat van rwzi Papendrecht). Ook uit metingen die zijn verricht in analyses van Rijn-Oost blijkt dat μAS al een zekere basis efficiëntie heeft zonder NF. In hoofdstuk 2 wordt de referentiewaarde van μAS nader besproken aan de hand van deze metingen.

2.7.2 NF + OXIDATIE VAN HET CONCENTRAAT

Het is mogelijk om het concentraat van de membranen na te behandelen met ozon. Hierbij wordt een gemengd reactievat of propstroom ingericht waarin ozon wordt geïnjecteerd en de contacttijd voldoende is om een significante reductie van het aantal microverontreinigingen te bewerkstelligen door middel van oxidatie.

FIGUUR 7 MASSABALANS VOOR MICRO'S BIJ HET TOEPASSEN VAN NF + OZON OP HET CONCENTRAAT



De verhouding tussen de vrachten die worden getransporteerd vanuit de biologie naar de NF (S_{bio}) en de ingaande vracht (S_{in}) worden nu mede bepaald door fractie verwijderde microverontreinigingen in de deelstroom (μ_{DB}).

$$\frac{S_{bio}}{S_{in}} = \frac{(1 - \mu_{AS})}{1 - r * (1 - \mu_{DB})}$$

$$S_{per} = (1 - r) * S_{bio}$$

Het toepassen van ozon op de concentraatstroom van de NF heeft als voordeel dat de gevormde bijproducten van dit proces niet direct in het effluent van de rwzi belanden, het is echter nog niet bekend wat met de bijproducten van de ozonisatie gebeurt in een rwzi. Het is wel bekend dat NF zowel bromide als bromaat matig zal retenteren (<10%), waardoor bromaat in het effluent kan belanden als de biologie deze stof niet afvangt (Moslemi, Davier, & Masten, 2012).

Een eerste indruk doet vermoeden dat het ozonverbruik in de concentraatbehandeling relatief hoog zal zijn omdat in deze stroom veel zwevende stof voorkomt en daarbij ook veel DOC aanwezig is. In termen van vrachten van de te oxideren stoffen is de vracht echter vergelijkbaar als bij ozon + zandfiltratie. De vraag is hoeveel DOC daadwerkelijk wordt geoxideerd met de toegepaste ozondosis, omdat een deel van de niet geoxideerde DOC de O_3 installatie nogmaals kan passeren.

De vorming van bromaat kan mogelijk beperkter zijn dan bij directe ozonering van het rwzi permeaat of bij de referentietechnologie ozon + zandfiltratie. Dit komt omdat naast de microverontreinigingen ook veel andere organische componenten door het NF membraan worden geretenteerd, en zodoende een nieuwe matrix van stoffen ontstaat die met bromide concurreert voor de beschikbare O_3 . Bromide wordt matig geretenteerd door de NF, waardoor bromide relatief ondervertegenwoordigd is in deze competitie.

Toepassen van UV/ H_2O_2 in plaats van ozon lijkt niet toepasbaar door de hoge concentraties zwevende stof in de rejectiestroom, dit bemoeilijkt het toepassen van UV te sterk voor een realistische toepassing.

2.7.3 NF + OXIDATIE VAN HET PERMEAAT

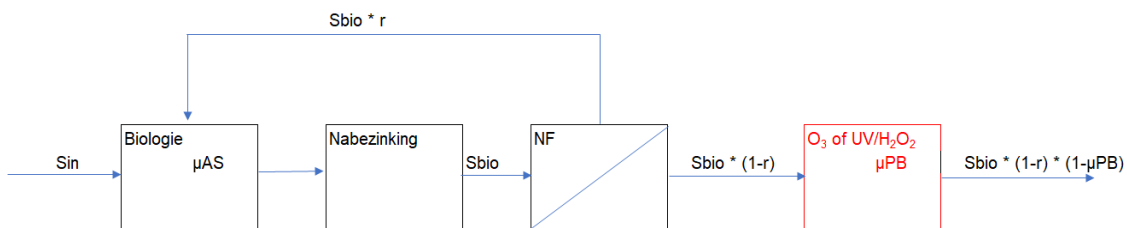
Het is mogelijk om het permeaat van de NF opstelling te oxideren in plaats van te werken in de concentraatstroom. Het toepassen van een oxidatieve techniek op de permeaatstroom van de NF heeft als voordeel dat de NF al een groot deel van het DOC en alle zwevende stof zal afscheiden waardoor de dosis ozon of peroxide waarschijnlijk aanzienlijk lager mag zijn dan bij de referentietechnologie ozon + zandfiltratie, en ook lager mag zijn dan bij de variant als gepresenteerd in 1.7.2, waarbij ozon in de concentraatstroom wordt gedoseerd.

Omdat NF nagenoeg alle kleur en alle zwevende stof verwijdert zal UV eveneens efficiënter kunnen functioneren dan bij directe toepassing op rwzi effluent na zandfiltratie. De contacttank voor oxidatie zal (door het relatief grote debiet) echter wel groter moeten zijn dan bij behandeling in de concentraatstroom zoals in 1.7.2 geschetst.

Bij gebruik van ozon zal bromaat ontstaan, en in deze variant wordt dit bromaat direct geloosd op het effluent. De hoeveelheid bromaat die wordt gevormd kan ondanks het feit de ozondosis laag mag zijn hoger uitvallen dan het ozoneren in het concentraat. In hoofdstuk 2.8 wordt hier meer aandacht aan besteed. Wanneer het bromidegehalte in het rwzi influent (locatiespecifiek) onacceptabel hoog zou worden, kan eventueel worden uitgeweken naar oxidatie van het permeaat met UV/H₂O₂.

Interessant in deze variant is dat de NF nu voornamelijk dient om DOC en zwevende stof af te vangen ten gunste van de O₃ dan wel H₂O₂ consumptie en het functioneren van een eventuele UV installatie. Dat betekent dat de membranen niet meer de enige barrière zijn om micro's af te vangen en dat de MWCO dientengevolge wellicht hoger mag zijn. Dit biedt beperkte doch merkbare voordelen in de kosten van de opstelling en de energielasten ten opzichte van de varianten 1.7.1 en 1.7.2.

FIGUUR 8 MASSABALANS VOOR MICRO'S BIJ HET TOEPASSEN VAN NF + OZON OF UV/H₂O₂ OP HET PERMEAAT



De bijbehorende vergelijkingen voor de massabalans zijn:

$$\frac{S_{bio}}{S_{in}} = \frac{(1 - \mu_{AS})}{1 - r}$$

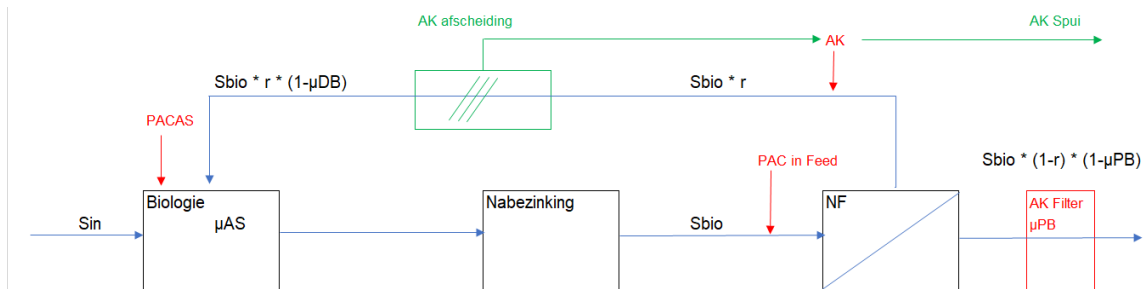
$$S_{perm} = (1 - r) * S_{bio} * (1 - \mu_{PB})$$

2.7.4 NF + ACTIEF KOOL OPTIES

Toepassing van NF membranen kan worden gecombineerd met toepassen van actief kool om middels sorptie microverontreinigingen te verwijderen. Gebruik van actief kool op één van de volgende plaatsen lijkt in de basis zinvol:

1. Dosering van poederkool in de biologie (de PACAS-aanpak).
2. Dosering van poederkool in het voedingswater van de NF-opstelling (PAC in Feed).
3. Dosering van actief kool in de concentraatstroom van de NF-opstelling.
4. Actief koolfiltratie op het permeaat.

FIGUUR 9 MASSABALANS VOOR MICRO'S BIJ HET TOEPASSEN VAN NF + ACTIEF KOOL



De rode markeringen in de figuur geven de opties weer. De groene toevoegingen zijn optioneel bij dosering van actief kool in de concentraatstroom.

Sorptie van microverontreinigingen in de biologie op actief poederkool (PACAS) verhoogt bewezen de verwijdering van micro's via het slib van de rwzi. Dit komt neer op een verhoging van verwijdering van micro's middels het actiefslib: een hogere μAS . De bemeten μAS bij PACAS (zonder NF) verschilt per gidsstof en is in de referentiestraat van het PACAS-project bemeten tussen 15 – 62% (STOWA, 2018).

Als onbeladen PAC wordt gedoseerd in het voedingswater van de NF (PAC in Feed), en de verblijftijd is voldoende alvorens het membraan wordt bereikt, dan wordt de concentratie microverontreinigingen (lokaal) verlaagd in de crossflow van de membranen ten opzichte van de situatie waarin niet wordt gedoseerd. Dit maakt dat minder microverontreinigingen zouden kunnen doorslaan naar het permeaat. Uiteindelijk belandt het kool via het concentraat weer in de biologie. Het is de vraag of de bij hoge concentraties geadsorbeerde stoffen ook weer desorptie ondergaan in de biologie, waar de concentratie micro's lager is dan in de concentraatstroom. In het ergste geval wordt qua microverwijdering hetzelfde bereikt als bij de PACAS aanpak bij éénzelfde doseringsverhouding voor PAC in feed, in het gunstigste geval biedt PAC in Feed een meerwaarde in efficiëntie.

Een onderzoeksvraag bij PAC in Feed is of de membranen kunnen omgaan met een zekere dosis actief kool in de crossflow. Het poederkool zou in elk geval fijn genoeg moeten zijn om verstopping te voorkomen van de holle vezels van de NF, en bij voorkeur minimaal abrasief om schade te voorkomen.

Een laatste mogelijkheid is doseren van actief kool in de concentraatstroom, waar de concentratie microverontreinigingen het hoogst is. Dit lijkt op de PAC in feed aanpak, maar omdat het membraan niet wordt gepasseerd kan geen voordeel ontstaan ten aanzien van de retentie door de membranen, daartegenover staat dat er ook geen risico is op verstoppingen door het kool.

Men kan overwegen de verblijftijd van het kool in de concentraatstroom van de NF te reguleren door deze voor het terugbrengen op de biologie af te scheiden en te recirculeren in de concentraatstroom. Daarvoor moeten de onderdelen in groen getoond worden toegevoegd. Deze variant neemt het risico op desorptie van micro's in de AT weg en het actief kool heeft daarbij ook geen invloed meer op de slibleeftijd van de rwzi, wat een aanmerkelijk voordeel is ten aanzien van de PAC in feed of de PACAS-aanpak. Niet alle rwzi's hebben immers ruimte in biologische capaciteit voorhanden om poederkooldosering toe te passen. Deze variant brengt met zich mee dat er een fysische scheidingsstap voor het kool moet worden gerealiseerd. Het

kan in deze lonen om granulair kool toe te passen vanwege de betere bezinkeigenschappen dan PAC. Om te komen tot redelijke kosten moet de concentraatstroom daarvoor klein genoeg zijn.

Tot slot kan worden overwogen om (analoog aan een oxidatieve nabehandeling) een filtratie met actief kool op het permeaat toe te passen. De voordelen ten gunste van ozon zijn het voorkomen van oxidatieve bijproducten en een relatief lage koolbelading, wat zou moeten leiden tot een langere standtijd en een lagere kosten en CO₂ equivalenten voor consumables. Het kan lonen hierbij het toepassen van een actief kool van biologische oorsprong te gebruiken om de CO₂ footprint van het systeem te beperken.

Rondom de massabalansen van de koopties valt het volgende nog op te merken:

- De massabalansvergelijkingen voor PACAS en PAC in Feed zijn gelijk aan die van 1.7.1.
- De vergelijkingen voor AK dosering in het concentraat inclusief kool afscheiding zijn gelijk aan die als gepresenteerd in 1.7.2 (concentraatbehandeling), zonder de kool afscheiding worden deze gelijk aan die van 1.7.1.
- De vergelijkingen voor verwijdering met actief koolfiltratie zijn gelijk aan die van 1.7.3 (permeaatbehandeling).

3

LITERATUURSTUDIE EN CONCEPTBEREKENINGEN

Volgens de richtlijnen van deze haalbaarheidsstudie dient de voorgestelde techniek te worden beschouwd op het vlak het verwijderingsrendement van de gidsstoffen, de CO₂ footprint en de kosten.

We bespreken rondom het verwijderingsrendement eerst het afscheidingsrendement (retentie) van een NF-membraan (2.1), vervolgens worden de verwijderingsrendementen van de rwzi zonder NF beschouwd (2.2), in het kort wordt ingegaan op de verwijdering van microverontreiniging met ozon (2.3) en actief kool (2.4), waarna het rendement van het systeem als geheel wordt besproken om de technische haalbaarheid te beschouwen (2.5). De retentie van de NF-membranen en de efficiëntie van de toegepaste verwijderingstechnieken (ozon/actief kool) staan in verband met elkaar in relatie tot het totaalrendement van het systeem (zie de massabalansen in hoofdstuk 1.7). Voor het systeemrendement zijn twee drempelwaarden te onderscheiden die in 2.5 worden gebruikt als referentie:

1. De eerste drempel komt van RWS: er geldt een minimumprestatie van 70% verwijdering over ten minste 7 van de 11 gidsstoffen om de technologie aan te merken als voldoende haalbaar / zinvol. Als de RWS norm niet wordt gehaald wordt de technologie als niet haalbaar geacht.
2. De tweede drempel wordt gedefinieerd door de prestatie van de referentietechnologie op ten minste 7 van de 11 gidsstoffen (80-85%). In deze studie is 85% verwijdering gehanteerd als zijnde een betere prestatie als de referentietechnologie. Als deze norm wordt gehaald biedt de technologie een meerwaarde ten opzichte van de referentietechnologie.

De voor de CO₂ footprint relevante componenten worden in 2.6 benoemd, met een indicatie van de belangrijkste parameters die bepalend zijn voor de omvang van de footprint. Voor deze studie wordt het CO₂ model van Mirabella Mulder gebruikt om de CO₂ footprint van verschillende posten door te rekenen, de nadere verantwoording van CO₂ footprint van de componenten die in het model voorkomen is niet opnieuw beschouwd.

In 2.7 wordt een overzicht gegeven van kentallen voor de kosten van de gebruikte technieken uit de literatuur, aangevuld met kentallen die zijn berekend, o.a. door gebruik van de RHDHV-kostenstandaard.

3.1 DE AFSCHIEDING VAN GIDSSTOFFEN MET NF

3.1.1 MECHANISMEN VAN AFSCHIEDING

Uit de literatuur blijkt dat drie afscheidingsmechanismen voor microverontreinigingen relevant zijn bij toepassing van Nanofiltratiemembranen (Verliefde, et al., 2009) (Sires & Brillas, 2012) (Geaniyu, Hullebusch, Cretin, Esposito, & Oturan, 2015). Deze worden in onderstaande tabel samengevat.

TABEL 1 VERWIJDERINGSMECHANISMEN MICROVERONTREINIGINGEN BIJ NANOFILTRATIE

Mechanisme	Parameters van invloed	Effect
Fysische uitsluiting	Poriëngrootte membraan Molecuuleigenschappen micro's	Blijvend Kan verbeteren bij vervuiling membraan Kan verslechteren bij schade aan membraan
Elektrostatistische repulsie	Materiaal membraan Voorbehandeling membraan Reiniging membraan Lading / oplosbaarheid micro's / pH	Meestal blijvend Kan veranderen door vervuiling membraan
Adsorptie	Materiaal membraan Type vervuiling op membraan Hydrophobiciteit micro's	Meestal kortdurend Adsorptie op membraan (verzadigt snel). Adsorptie op vervuiling (tussen reinigingen in).

Fysische uitsluiting speelt doorgaans de belangrijkste rol bij de verwijdering van microverontreinigingen met membranen. Fysische uitsluiting vergt dat de poriën van een membraan voldoende klein zijn om een molecuul af te vangen. Hierbij is het moleculaire gewicht van de stof een indicatie van wanneer de MWCO klein genoeg is om het molecuul af te scheiden, maar deze parameter neemt de vorm van het molecuul niet in acht en ziet het membraan als een barrière met een universele poriëngrootte. In de werkelijkheid loopt de poriëngrootte van een membraan uiteen binnen een zekere frequentieverdeling en speelt de vorm van het af te vangen molecuul ook een rol.

Elektrostatistische repulsie is met name van belang bij het verwijderen van ionen. Bij microverontreinigingen kan elektrostatistische repulsie de verwijdering verbeteren als het membraan dezelfde lading heeft als het te verwijderen molecuul, waardoor ze elkaar afstoten. Hoe sterker de lading, hoe sterker de repulsie en zodoende neemt de retentie van het molecuul door het membraan toe. Er is literatuur te vinden over de voorbehandeling van membranen met zouten of speciale polymeren die de lading van het membraan versterken. Lin et al. (Lin, Tsai, & Zheng, 2018) lieten bijvoorbeeld zien dat met een onbehandeld veelgebruikt commercieel membraan (MWCO circa 200 Da) een retentie van 50% opleverde voor carbamazepine. De retentie van carbamazepine was nagenoeg 100% als de oppervlakte van hetzelfde type membraan in een vergelijkende test was behandeld met een stof die de lading van het membraan versterkte. Het is dus denkbaar dat de retentie voor enkele stoffen met behulp van elektrostatistische repulsie wordt verbeterd in de toekomst, maar een dekkende aanpak voor een verbetering op alle gidsstoffen is niet waarschijnlijk.

Adsorptie op het membraan geschiedt in de eerste plaats wanneer membranen nieuw zijn. De verwijdering van hydrofobe stoffen is dan vaak hoger omdat deze stoffen zich gemakkelijk hechten aan het membraanoppervlak. Na enige filtratietijd kan het verwijderingsrendement door toedoen van adsorptie snel terugvallen omdat de adsorptiecapaciteit verzadigd raakt (Abtari, et al., 2019). Daarmee is het voordeel van adsorptieve verwijdering meestal van een (zeer) tijdelijke aard. Om de potentiële rol van adsorptie te duiden wordt in de literatuur vaak gewerkt met de term $\log(k_{ow})$, k_{ow} staat voor het zogenaamde "octanol water partitie coëfficiënt".

ciënt”, wat iets zegt over de hydrophobiciteit van de stof. Een lage waarde voor $\log(k_{ow})$ ($< 2,8$), geeft aan dat de stof hydrofiel is, en daardoor waarschijnlijk niet gemakkelijk adsorbeert op het membraan. Bij een hoge waarde voor k_{ow} ($> 2,8$) is de stof hydrofoob, wat maakt dat ze gemakkelijker aan de membranen hecht.

Het is mogelijk dat een laag vervuiling die zich vormt op membranen ook een adsorptief vermogen heeft. Bij het doen van onderzoek is het dus relevant membranen enige stabilisatietijd te gunnen alvorens metingen te verrichten aan verwijderingsrendementen. In het ontwerp is bij de huidige status quo niet reëel te rekenen op een adsorptief vermogen van het membraan als verwijderingsmechanisme, tenzij de membranen hiervoor specifiek zijn ontwikkeld. Zo werd één proof of principle studie gevonden voor membranen met een 1mm dikke steunlaag vervaardigd uit actief kool (Tagliavini & Schäfer, 2018). De verwijdering van de microverontreiniging in kwestie (estrodiool) werd aanzienlijk verbeterd. Een praktische uitdaging die de auteurs echter niet nader omschrijven is de verzadigingstijd van het kool ten opzichte van de levensduur van het membraan.

3.1.2 RETENTIE VAN MICRO'S DOOR NF

Met behulp van Scopus⁶ is literatuuronderzoek gedaan naar publicaties waarin de gidsstoffen met NF-membranen worden afgescheiden, hieruit werden 30 recente publicaties gevonden en beschouwd, waarvan circa de helft als relevante bron is opgenomen.

Slechts een deel van de afscheidingsrendementen voor de gidsstoffen bij het toepassen van NF zijn uit de literatuur bekend, en daarbij komt een breed scala aan bedrijfscondities voor. De technologie wordt wereldwijd op labschaal onderzocht voor de toepassing van verwijdering van microverontreinigingen uit communaal afvalwater, maar de verwijderingsrendementen op microverontreinigingen die in de literatuur worden onderzocht zijn in veel gevallen niet opgenomen in de gidsstoffenlijst die bij deze voorstudie het meest relevant wordt geacht. Voor een deel van de gevonden publicaties is dit wel het geval. Een overzicht van deze relevante literatuur en de bijbehorende condities is gegeven in bijlage A.

Opvallend is dat in de literatuur veelal gebruik wordt gemaakt van relatief dichte NF-membranen (circa 200 Da). In Bijlage A is daarom naast de literatuurwaarden ook de gemeten retentie van NXF-membranen vermeld, voor membranen met een MWCO van 400 en 800 Da. De meeste metingen aan deze membranen zijn op rwzi Glanerbrug uitgevoerd, daarnaast zijn er indicatieve metingen verricht op effluent van rwzi Aarle-Rixtel in samenwerking met Waterschap Aa en Maas⁷.

Een samenvatting van bijlage A is getoond in Tabel 2. In wetenschappelijke literatuur zijn gegevens gevonden voor 8 van de 11 gidsstoffen, op basis van expert judgement is een schatting gemaakt voor de te verwachten retentie bij 200 Da, gelet op de condities die in de literatuur zijn beschreven. Uit literatuur zijn geen zinvolle getallen te destilleren voor de spreiding, omdat het om verschillende studies en condities gaat. Wel waren met regelmaat meer bronnen voor één stof te vinden, met vergelijkbare retentie als uitkomst, voor zover als bekend zijn de procescondities per bron in bijlage A vastgelegd.

6 Een zoekmachine voor wetenschappelijke literatuur

7 De in bijlage A getoonde verwijderingsrendementen zijn gebaseerd op labanalyses van aqualysis in opdracht van NXF en zijn aangetoond middels de pilot installatie in Glanerbrug (NF membraan met recirculatie). De rendementen zijn uitgerekend door NXF waarna deze informatie is voor deze studie ter beschikking is gesteld.

TABEL 2 OVERZICHT VAN TE VERWACHTEN RETENTIE DOOR NF-MEMBRANEN VAN VERSCHILLENDE MWCO, GEBASEERD OP BIJLAGE A

Gidsstof	Formule	Gewicht g/mol	NF Lit. (Ca. 200 Da)		NXF dNF40 (Ca. 400 Da)		NXF dNF80 (Ca. 800 Da)		
			Retentie		Retentie	ntot n<	Retentie	ntot n<	
-	-		-		-		-		
Benzotriazool	C ₆ H ₅ N ₃	119,1	30%		-	-	-	-	-
Clarithromycine	C ₃₈ H ₆₉ N ₁ O ₁₃	748,0	95%		97%	1	1	96%	4
Carbamazepine	C ₁₅ H ₁₂ N ₂ O	236,3	85%		47%*	2	0	25%	1
Diclofenac	C ₁₄ H ₁₁ Cl ₂ NO ₂	296,1	90%		91%	2	0	59%	4
Metroprolol	C ₁₅ H ₂₅ N ₁ O ₃	267,4	-		92%	1	0	-	-
Hydrochloorthiazide	C ₇ H ₈ ClN ₃ O ₄ S ₂	297,7	90%		-	-	-	-	-
4/5m benzotriazool	C ₇ H ₇ N ₃	133,2	-		-	-	-	-	-
Propranolol	C ₁₆ H ₂₁ NO ₂	259,3	70%		80%	1	1	61%	1
Sotalol	C ₁₂ H ₂₀ N ₂ O ₃ S	272,4	90%		73%	1	0	-	-
Sulfamethoxazol	C ₁₀ H ₁₁ N ₃ O ₃ S	253,3	80%		83%	2	2	41%	4
Trimethoprim	C ₁₄ H ₁₈ N ₄ O ₃	290,3	-		80%	1	1	-	-

* Bij Carbamazepine lijkt de TMP aanzienlijke invloed te hebben op de retentie, deze bedroeg 66% bij 4 bar en 28% bij 1 bar. Gemiddeld 47%.

De metadata van de NXF-metingen zijn wel beschikbaar. NXF geeft aan dat de metingen allen zijn gedaan op membranen die al enkele weken in bedrijf waren op communaal effluent. De kolom 'ntot' toont het aantal rendementsmetingen, en de kolom 'n<' toont het aantal metingen waarbij in het permeaat een waarde beneden de detectiegrens werd gevonden.

Er zijn alleen gegevens over de relatieve verwijdering van de gidsstoffen door NXF beschikbaar gesteld, zodoende kon de Volkert Bakker methode niet worden toegepast. Het gemiddelde van de metingen die zijn verricht zonder dat de detectiegrens werd overschreden is daarom aangehouden om tot de waarde in de tabel te komen. Als alleen metingen zijn verricht waarbij de detectiegrens wél werd overschreden dan is het gemiddelde van deze metingen aangehouden, waarbij is aangenomen dat de detectiegrens geheel is opgevuld door microverontreinigingen. Deze aanpak is dus in elk geval conservatiever van aard dan de Volkert Bakker methode.

Wanneer meerdere metingen voor een gidsstof zijn gedaan zijn deze meestal uitgevoerd bij variërende transmembraandruk (1 – 4 bar, zie bijlage A). De spreiding in de resultaten met variërende TMP is in de regel slechts enkele procentpunten groot. De enige uitzondering daarop is de afscheiding van Carbamazepine met het dNF40 membraan, hier lopen de twee beschikbare metingen sterk uiteen en lijkt de transmembraandruk zodoende van invloed op de verwijdering. Een hogere druk geeft in dit geval de beste afscheiding.

De indruk ontstaat dat een dichte NF (200 Da) hoge retentie heeft op ten minste 7 van de 11 gidsstoffen, eenzelfde beeld ontstaat voor dNF40 (400 Da), zij het op basis van een beperkt aantal metingen. Voor dNF80 (800 Da) zijn minder resultaten ter beschikking maar is al wel duidelijk dat de retentie ten opzichte van dNF40 een stuk geringer is, met uitzondering van Clarithromycine (dit is een relatief groot molecuul).

Een aantal moleculen worden in de literatuur of metingen matig geretenteerd door de geringe molecuulgrootte. Het betreft met name benzotriazool en Carbamazepine. Naar verwachting zal ook 4/5 methyl benziotriazool matig worden geretenteerd, hoewel hiervan geen gegevens beschikbaar zijn.

3.2 VERWIJDERING GIDSSTOFFEN MIDDELS ACTIEFSLIB

Om te kunnen duiden of een retentie van het membraan 'goed genoeg' is zijn onder meer uitgangspunten nodig voor de verwijderingsrendementen van microverontreinigingen in het actief slibstelsysteem (μAS).

Als μAS goed kan worden benaderd en de retentie van een gidsstof door het membraan is bekend, dan kan de benodigde efficiëntie in een deelstroombehandeling van het NF concentraat dan wel de benodigde efficiëntie van de nabehandeling van het permeaat worden berekend. De efficiëntie die voor de deelstroombehandeling dan wel de permeaatbehandeling nodig is zegt iets over de haalbaarheid van de technologie als geheel. In hoofdstuk 2.5 worden deze zaken voorgerekend.

Voor de schatting van μAS t.b.v. deze studie zijn twee bronnen gebruikt: De PACAS studie (STOWA, 2018), waarbij zowel de referentiestraat en de PAC straat van rwzi Papendrecht zijn bemeten. Daarnaast is een dataset van Rijn Oost beschikbaar, waar bij 18 rwzi's 6 monsternames zijn gedaan op de 11 gidsstoffen tussen februari en augustus 2018, daarbij is rekening gehouden met de verblijftijd in de rwzi en is alleen bij DWA condities gemeten (zie Tabel 3). Helaas zijn alle aanvoermetingen van hydrochloorthiazide in deze dataset onder de detectiegrens, waardoor voor deze stof geen rendement kon worden bepaald.

De Rijn Oost dataset lijkt de betere keus voor de voorlopige aanname van μAS omdat meer rwzi's zijn bemeten dan in het PACAS-onderzoek. Omdat hydrochloorthiazide ontbreekt in deze dataset wordt het verwijderingsrendement in de referentiestraat van PACAS gebruikt om dit hiaat op te vullen. De Rijn Oost dataset geeft over het algemeen wat lagere (en dus conservatievere) rendementen ten aanzien van die van de niet-PAC-straat van rwzi Papendrecht uit het PACAS onderzoek.

TABEL 3 OVERZICHT VAN VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE DOOR HET ACTIEF SLIBSYSTEEM (μAS) PER GIDSSTOF, N = AANTAL RWZI'S

Gidsstof	Formule	Gewicht g/mol	CAS zonder PAC		CAS+PAC 15 mg/l	CAS+PAC 10 mg/l
			Papendr. n=1	Rijn Oost n=18	Papendr. n=1	Papendr. n=1
-	-		-	-	-	-
benzotriazol	$C_6H_5N_3$	119,124	62%	53%	89%	69%
clarithromycine	$C_{38}H_{69}N_1O_{13}$	747,953	25%	31%	58% *	50% *
carbamazepine	$C_{15}H_{12}N_2O$	236,27	33%	-5%	81%	61%
diclofenac	$C_{14}H_{11}Cl_2NO_2$	296,148	38%	19%	63% *	2% *
metoprolol	$C_{15}H_{25}N_1O_3$	267,364	38%	16%	92%	76%
hydrochloorthiazide	$C_7H_8ClN_3O_4S_2$	297,742	31%	n.b.	81%	61%
4/5-methylbenzotriazol	$C_7H_7N_3$	133,15	15%	0%	89%	75%
propranolol	$C_{16}H_{21}NO_2$	259,34	33%	37%	98%	60%
sotalol	$C_{12}H_{20}N_2O_3S$	272,365	35%	15%	90%	65%
sulfamethoxazol	$C_{10}H_{11}N_3O_3S$	253,279	43%	7%	73%	65%
trimethoprim	$C_{14}H_{18}N_4O_3$	290,32	n.b.	55%	n.b.	88%

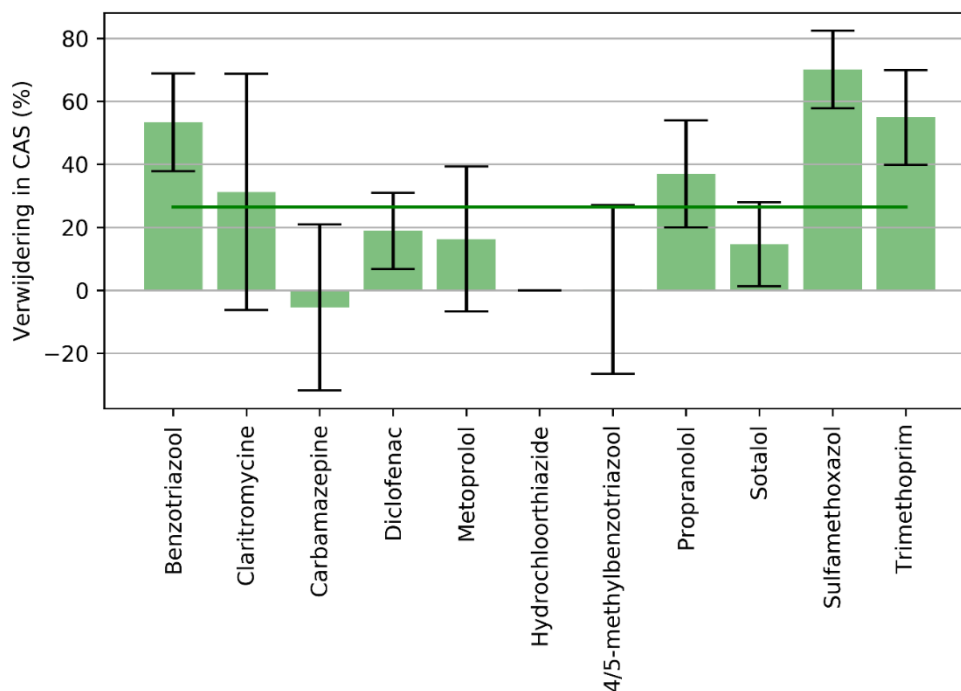
* Voor Clarithromycine en Diclofenac werden met PAC-dosering wisselende resultaten gevonden.

Een overzicht van de resultaten van Rijn Oost wordt onderstaand getoond. Opvallend is een gemiddeld negatief rendement voor carbamazepine en daarbij een relatief grote spreiding. Een soortgelijk resultaat is te zien voor 4 en 5 methylbenzotriazol, de spreiding lijkt per rwzi voor te komen in de tijd: binnen één rwzi zijn vaak zowel positieve als negatieve rendementen

teruggemeten voor deze stoffen. Dit is mogelijk te verklaren door desorptie bij een wijzigende concentratie in de aanvoer of door vorming van gidsstoffen uit de afbraak van andere stoffen.

FIGUUR 10

VERWIJDERING GIDSSTOFFEN DOOR DE RWZI VOLGENS ANALYSES RIJN OOST, GEMIDDELDE WAARDE EN STANDAARDDEVIATIE (2018)



Over het algemeen lijkt met name de verwijdering van Benzotriazool, Sulfamethoxazol, Propranolol en Trimethoprim aanzienlijk en relatief stabiel.

De gemiddelde verwijdering door het actiefslibstelsysteem bedraagt circa 25% (groene lijn in de figuur). In deze studie wordt uitgegaan van een rekenkundig gemiddelde van de verwijdering van onderlinge gidsstoffen (gebaseerd op de criteria van RWS). In Bijlage B is enige metadata van de microanalyses van Rijn Oost te vinden waaruit blijkt dat een aanzienlijk deel van de vracht van de gidsstoffen uit Benzotriazool bestaat. De relatieve vracht van elk component en de invloed van een component t.o.v. het aquatisch milieu is in deze studie niet nader beschouwd.

3.3 VERWIJDERING GIDSSTOFFEN MIDDELS OZON

3.3.1 PROCESKENMERKEN VAN OZONISATIE IN HET KORT

De kinetiek van ozon extinctie is een 1^e orde proces in relatie tot zowel de concentratie ozon in de waterfase als de concentratie van de te oxideren stof (M) in de waterfase (Hendricks, 2011):

$$\frac{dO_3}{dt} = O_3 * M * k(O_3)$$

Dat betekent dat mag worden verwacht dat de benodigde ozon dosis proportioneel zal zijn aan de som van de concentraties van de te ozoneren stoffen, en dat stoffen die een betere affiniteit hebben voor ozon sneller zullen worden geoxideerd dan stoffen met een lagere affiniteit voor ozon.

In algemene zin kan over ozon nog worden gezegd dat de effectiviteit van het toepassen ervan in de waterfase wordt beïnvloed door de pH. Een hogere pH zorgt voor het sneller uiteenvallen van ozon door vorming van OH- radicalen (Hendricks, 2011). Boven een pH van 8,0 loopt de nodige dosering zeer snel op.

Toepassing van ozon bij hogere temperaturen maakt dat de oplosbaarheid van ozon in water lager zal zijn en dat de gasoverdracht naar de waterfase daardoor trager verloopt (de drijvende kracht is net als bij inbreng van zuurstof in de AT lager). De gasoverdracht is een beperkendere factor voor de nodige contacttijd van ozon ondanks de snellere werkingskinetiek van ozon bij hogere temperaturen (US EPA⁸).

3.3.2 PRESTATIES VAN OZON VOOR VERWIJDERING VAN DE GIDSSTOFFEN

Verwijdering van de gidsstoffen door middel van oxidatie met ozon is door de STOWA en hoogheemraadschap Delfland in een eerder stadium op pilotschaal onderzocht bij awzi de Grote Lucht (STOWA, 2018). De behaalde rendementen lagen in de regel boven 80% voor de daar bemonsterde microverontreinigingen. Voor de gidsstoffen die voor deze studie zijn gedefinieerd konden in elk geval benzotriazool (92%), Diclofenac (94%) en Sotalol (85%) goed met ozon worden verwijderd.

3.3.3 OZONCONSUMPTIE

Het zou met het oog op de benodigde ozon dosis lonen in de kosten als microverontreinigingen los van het overige DOC kunnen worden geoxideerd. De benodigde dosis ozon om voldoende microverontreinigingen te oxideren zal naar verwachting sterk samenhangen met de DOC.

In literatuur zijn enige studies te vinden waarbij NF in combinatie met ozon wordt toegepast op rwzi effluent. Een labstudie (Acero, Benitez, & Real, 2015), waarbij gebruik werd gemaakt van rwzi effluent waarin N en P vergaand zijn verwijderd, bevestigde het beeld dat lagere doses ozon benodigd zijn voor ozonisatie van permeaat dan ozonisatie van concentraat omdat in het permeaat veel minder DOC voorkomt. De auteurs gebruikten een relatief dichte NF (150-300 Da) waarmee 90% van het DOC kon worden afgescheiden van het permeaat. De auteurs testten ook UF-membranen, waarmee al een afscheiding van circa 65% aan DOC kon worden gerealiseerd, en rapporteerden daarbij de benodigde ozonconcentraties voor verwijdering in permeaat en concentraat. Er was een aanmerkelijk voordeel in ozonconsumptie bij het eerst afscheiden van DOC.

Dit geeft te denken over het eventuele voordeel van het scheiden van het gros van het DOC ten opzichte van de te verwijderen microverontreinigingen alvorens tot oxidatie van microverontreinigingen met ozon over te gaan. Een directe behandeling van het NF-concentraat met ozon is in die zin niet gunstig voor de ozonconsumptie, omdat nagenoeg alle zwevende stof van het rwzi effluent in deze stroom aanwezig is. Echter wordt de efficiëntie van de ozonering medebepaald door competitie op de beschikbare O₃, hoe de microverontreinigingen competieren met ander DOC in een concentraatstroom is niet geheel te voorspellen, e.e.a. hangt af van de afscheiding van DOC en microverontreinigingen door het membraan.

Het is de verwachting dat de energielasten voor het aan te maken ozon maatgevend zijn in de kosten. Daarnaast hebben deze energielasten naar verwachting een merkbare impact op de CO₂ footprint.

8 US EPA Drinking Water Treatability database <https://iaspub.epa.gov/tdb/pages/treatment/treatmentOverview>

Voor de scheiding van microverontreinigingen en (overig) DOC valt dus in termen van kosten en CO₂ footprint eerder te denken aan ozonisatie van het NF permeaat dan van ozonisatie van het concentraat. Het primaire doel van de NF zou dan het afvangen van DOC zijn om de nageschakelde ozonisatie efficiënter te maken.

In de pilotstudie bij de Groote Lucht werd een ozondosis van circa 1 mgO₃/mgDOC toegepast. In het CO₂ footprint model van Mirabella Mulder wordt 0,7mgO₃/mgDOC als standaardwaarde getoond, dit wordt ook in deze studie aangehouden.

3.3.4 BIJPRODUCTEN VAN OZONISATIE

Of de hoeveelheden aan gevormde bijproducten door toedoen van ozon in de praktijk toelaatbaar zijn zal grotendeels afhangen van de concentratie bromide in het water, en dit hangt binnen de context van deze studie voornamelijk af van het influent van de rwzi. De fysische afscheiding van zowel bromide als bromaat door NF-membranen is namelijk relatief laag (<10%) (Moslemi, Davier, & Masten, 2012). De retentie van bromide en bromaat blijkt te kunnen worden verbeterd door het toepassen van membranen waarbij elektrostatische repulsie kan worden versterkt, maar in de regel mag worden verwacht dat zowel bromide als bromaat niet zullen worden afgevangen door de NF.

In het drinkwaterbesluit is opgenomen dat een grenswaarde voor bromaat geldt van 5 ug/l. Waternet hanteert een maximum ruwwaterconcentratie van circa 250 ug/l aan bromide bij de productielocatie in Leiduin, waar ozonisatie wordt toegepast, om onder deze grens te blijven (KWR, 2017). De matrix van competerende stoffen is in rwzi effluent anders dan bij drinkwaterproductie, in de pilotstudie met ozon en zandfiltratie bij de Groote Lucht werd 450 ug/l aan bromide in het influent aangevoerd en werd gemiddeld 38 ug/l aan bromaat gevormd tijdens een duurttest waarbij rwzi effluent eerst werd geozoneerd en daarna gefiltreerd (STOWA, 2018).

In onderstaande tabel wordt het verwachtingsmodel rondom bromaatvorming bij de opties met ozon die zijn besproken in dit rapport weergegeven:

TABEL 4 VERWACHTINGSMODEL BROMAATVORMING BIJ TOEPASSEN VAN NF + OZON BIJ ÉÉNZEELFDE O₃ CONCENTRATIE

	Ozonconsumptie t.o.v. verwijderingsrendement	Br ⁻ gehalte	Conditie Vorming BrO ₃ ⁻	Omvang te ozoneren stroom	Bijproducten in permeaat
Ozon op concentraat	Hoger door recirculatie deel DOC	Gelijk	Minder BrO ₃ ⁻ verwacht door meer DOC in matrix	Circa 25% ⁹	Minder
Ozon + zandfiltratie	Referentie	Referentie	Referentie	100%	Referentie
Ozon op permeaat	Lager door afvangen DOC door NF	Gelijk	Meer BrO ₃ ⁻ verwacht door minder DOC in matrix	100%	Gelijk of meer

De competitie bij het ozoneren in de concentraatstroom lijkt het grootst. Door de matige retentie van bromaat zal in het concentraat de bromaat concentratie niet verhoogd zijn terwijl de DOC dat wel is, en zullen daarom naar verwachting relatief weinig bromaten worden gevormd. Daarnaast is de stroom veel kleiner, en zodoende worden in absolute zin minder bromaten gevormd. Deze bromaten en andere bijproducten dienen de biologie daarna nog te passeren.

Het omgekeerde geldt voor het permeaat: daar is er een risico op meer bijproducten dan bij de referentietechnologie omdat de competerende elementen juist zijn weggenomen. De mate

⁹ Uitgaande van een opstelling met 4 stages (4 passes), met een systeemrecovery van 75%

van verschillen zijn nog niet in kaart gebracht, ook de eisen voor het lozen van bromaat zijn nog niet vastgesteld.

3.4 VERWIJDERING GIDSSTOFFEN MIDDELS ACTIEF KOOL

3.4.1 PROCESKENMERKEN VAN ADSORPTIE OP ACTIEF KOOL IN HET KORT

Actief kool wordt in waterzuivering wereldwijd toegepast als adsorbent. Afhankelijk van hoe het kool wordt toegepast zullen stoffen met een zekere snelheid adsorberen op het kool tot aan een evenwichtswaarde. Daarbij geldt dat de evenwichtswaarde in de basis wordt bepaald door de concentratie van de stof in het water, en de snelheid van adsorptie wordt bepaald door een zekere affiniteit van de stof voor het kool, en de concentratie van de stof in het water ten opzichte van die op het kool (1^e orde kinetiek).

Het is mogelijk dat desorptie plaatsvindt wanneer de concentratie in de waterfase significant lager wordt dan in de condities waarin de vervuiling initieel op het kool is geadsorbeerd. Met andere woorden: de evenwichtsconcentratie van de verontreinigingen op het kool wordt beïnvloed door de concentratie van de verontreinigingen in de waterfase waarin het kool aanwezig is.

Wanneer voldoende oppervlak op het kool beschikbaar is en de verblijftijd voldoende is wordt het kool 'gevuld'. Na verloop van tijd raakt het kool verzadigd, en kunnen plekken op het oppervlak uitsluitend nog worden verwisseld. Dit kan alleen wanneer de stof die wordt geadsorbeerd een betere affiniteit heeft voor het kool dan de stof die al op het kool is geadsorbeerd. In de regel wordt deze fase niet bereikt of gehandhaafd in toepassingen in een waterzuivering: een filterbed zal typisch worden vervangen als deze verzadigd raakt (en de vervuiling begint door te slaan). Een uitzondering hierop is het PACAS-concept, waarbij de verblijftijd aanzienlijk genoeg is om tot een verzadiging van het kool te komen. Daar raakt het kool in een equilibrium ten opzichte van de waterfase. Dit equilibrium kan verschuiven afhankelijk van veranderende concentraties in de waterfase, en dit kan zodoende leiden tot wisselende resultaten in de verwijderingsrendementen.

Het equilibrium voor een adsorptieproces wordt typisch beschreven met een Langmuir of Freundlich isotherm, de laatste is het meest toegepast omdat ze een empirisch model betreft en in deze breed toepasbaar is (Hendricks, 2011):

$$X = KC \left(\frac{1}{n}\right)$$

Met: X als eenheid vervuiling per eenheid actief kool en K en n als een constantes die voor de te adsorberen stof specifiek zijn en C de concentratie van de vervuiling in de waterfase.

Kinetiek wordt doorgaans praktisch benaderd. Voor actiefkoolfiltratie is een zgn. "empty bed contact time" (EBCT) van circa 30 minuten toereikend om een goed rendement te halen indien het bed niet verzadigd is. Een statisch bed impliceert een propstroom, waardoor de kinetiek steeds gunstig is mits het bed nog niet verzadigd is. In een gemengde contacttank voor actief kool is de kinetiek in principe minder gunstig dan in een propstroom, en is extra verblijftijd voor adsorptie wenselijk.

3.4.2 PRESTATIES VAN ACTIEF KOOL VOOR VERWIJDERING VAN GIDSSTOFFEN

Voor de genoemde varianten met actief kool in hoofdstuk 1.7 kan voor de PACAS-aanpak worden verwezen naar het PACAS rapport (STOWA, 2018), enige verwijderingsrendementen uit deze studie zijn ook reeds in hoofdstuk 2.2 getoond.

Voor de PAC-in feed variant als beschreven in hoofdstuk 1.7 is geen eerder onderzoek beschikbaar, maar worden qua effecten op het systeem van de rwzi dezelfde zaken als bij PACAS verwacht, enkel het proces in het NF-membraan zelf verschilt, omdat de kool de crossflow van de membranen passeert.

Voor het doseren en afscheiden van actief kool in de NF-concentraatstroom is nog geen vooronderzoek beschikbaar en zodoende zijn er geen verwijderingsrendementen bekend. Naar verwachting is het rendement regelbaar afhankelijk van de verblijftijd en dosering van het kool in het systeem, en kan zodoende een rendement worden bereikt wat vergelijkbaar is aan actiefkool filtratie.

Voor referentiegegevens van de prestaties van actief kool filtratie wordt verwezen naar het demonstratieonderzoek op vier Nederlandse rwzi's (STOWA, 2010).

3.4.3 ACTIEFKOOL CONSUMPTIE

Bij een PACAS-aanpak mag worden verwacht dat circa 10-20 mg/l PAC in de biologie moet worden gedoseerd om te komen tot een optimale verwijdering van microverontreinigingen in het afvalwater (STOWA, 2018). De dosering is betrokken op het inkomende afvalwater, éénzelfde dosering zou bij een PAC-in feed variant worden verwacht (zonder NF).

Voor het doseren en afscheiden van actief kool in de NF-concentraatstroom is nog geen vooronderzoek beschikbaar. Het is nog onduidelijk hoeveel actief kool zal worden geconsumeerd. Het is te verwachten dat de DOC-belading in de NF-concentraatstroom aanzienlijk is, echter is de totale vracht die deze lijn passeert maar een deel van de totale vracht in het NF-voedingswater, en kan de nodige dosering ook gunstiger uitvallen.

De standtijd van het actief kool in filtratie eenheden hangt af van de DOC belading, bij behandeling van oevergrondwater met veel organische stof is het één of tweemaal per jaar nodig het kool te regenereren, terwijl in drinkwater toepassingen ook voorbeelden te vinden zijn van een regeneratie eens in de twee jaar (STOWA, 2013). Kolomtesten die ten tijde van het demonstratieonderzoek op 4 rwzi's zijn uitgevoerd komen tot een range van 0 tot 2,5 jaar standtijd (STOWA, 2010).

Een actiefkoolfiltratie in combinatie met NF is niet specifiek onderzocht, de verwachting is dat NF de DOC-belading met 70% of meer kan reduceren indien kool wordt toegepast op het permeaat (Acero, Benitez, & Real, 2015), dit schept de verwachting dat de standtijd relatief lang zal zijn ten opzichte van de bovenstaande referenties, er is echter nog geen praktijkdata voorhanden.

3.5 DE SYSTEEMPRESTATIE ALS GEHEEL

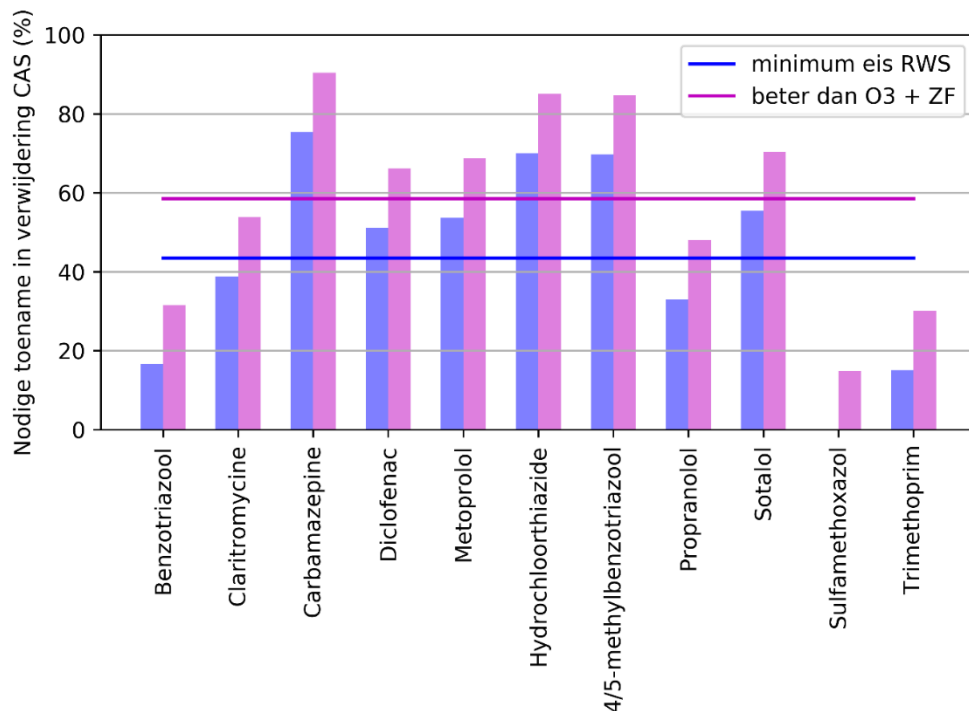
3.5.1 NF ZONDER AANVULLENDE TECHNIEK (IMPACT OP μ AS)

Indien wordt gekozen voor een uitvoeringsvorm waarbij enkel een nanofiltratie membraan wordt geplaatst met een retourstroom naar de biologie is er een aanvullende verwijdering door het actiefslibstelsysteem nodig (een zekere toename van μ AS om te komen tot een werkend concept (zie 2.7.1).

Wanneer de benodigde efficiëntie van het actiefslibstelsysteem met behulp van de massabalans in hoofdstuk 2.7.1 wordt uitgerekend wordt duidelijk dat een aanzienlijke verbetering nodig zal zijn om aan de RWS-normen te voldoen (+45% nodig), laat staan een verbetering te verkrijgen ten aanzien van de referentietechnologie (+60% nodig). De berekening is indicatief en geeft vooral aan welk formaat van effect gemiddeld nodig is voor een haalbaar concept: In de praktijk is een opstelling met NF-only nog niet onderzocht.

Vooralsnog kan worden gesteld dat het benodigde effect relatief groot lijkt ten aanzien van het rendement wat zonder NF door een CAS-systeem wordt gehaald. Het is daarom niet de verwachting dat plaatsen van alléén een NF een voldoende verbetering oplevert op de verwijdering van microverontreinigingen.

FIGUUR 11 DE BENODIGDE TOENAME VAN UAS BIJ EEN "NF-ONLY" OPSTELLING

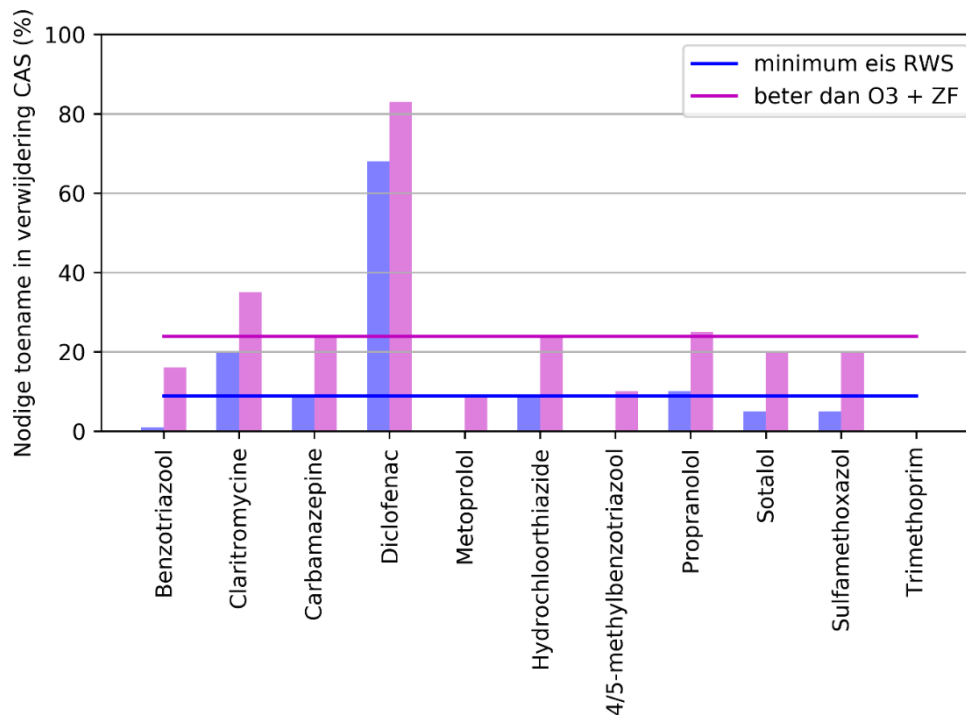


3.5.2 NF + PACAS OF PAC IN FEED (IMPACT OP μ AS)

Vooralsnog is gerekend met 10 mg/l PACAS of PAC in feed als een variant in deze studie. Wanneer NF wordt gecombineerd met PACAS of PAC in feed, waarbij wordt gerekend op een toename van de verwijdering van micro's via het PAC door toedoen van de effecten van de NF (hogere concentraties t.b.v. adsorptie), dan is het benodigde effect om de referentietechnologie te verbeteren een circa 25% toename van de 'basisverwijdering' 10 mgPAC/l. Het uitgangspunt voor de 'basisverwijdering' van 10 mgPAC/l is de bemeeten efficiëntie in het PACAS-onderzoek.

De uitkomsten van deze conceptuele berekening lijken technologisch veel gunstiger dan de NF-only variant, omdat maar een beperkte verbetering van het rendement van het systeem zonder NF benodigd lijkt. Praktijkonderzoek zal nodig zijn om na te gaan of de rendementen inderdaad worden verbeterd.

FIGUUR 12 DE BENODIGDE TOENAME VAN UAS BIJ EEN "NF + PACAS" OPSTELLING BIJ 10 MG PAC/L

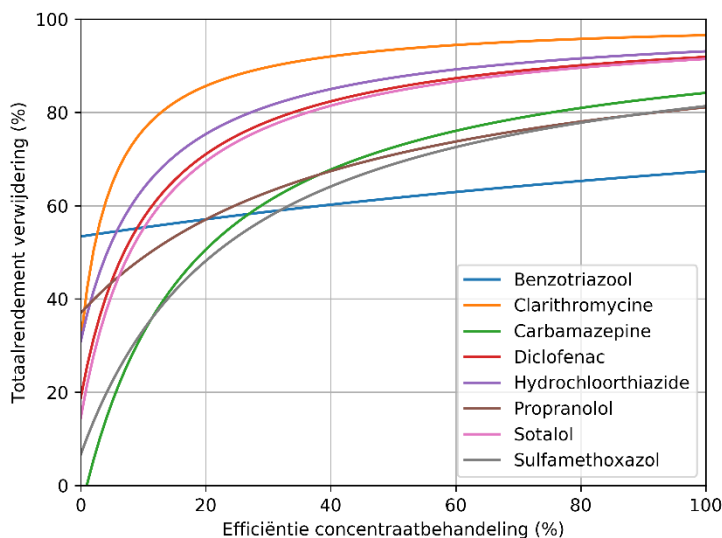


3.5.3 DE BENODIGDE EFFICIËNTIE EEN CONCENTRAATBEHANDELING (μ DB)

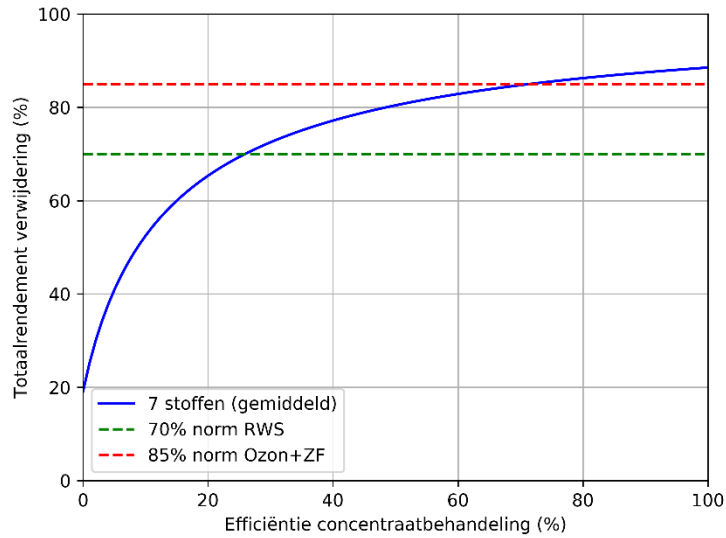
Indien wordt gekozen voor het ozoneren van het concentraat of het toepassen van een actief kooldosering met afscheiding in de concentraatstroom is de benodigde efficiëntie van deze verwijderingsmethode bekend omdat deze kan worden uitgerekend bij een gegeven prestatie van het actiefslibstelsysteem (μ AS). Bij de volgende berekeningen is de prestatie van actief slib volgens de analyses van Rijn Oost aangenomen.

RESULTATEN VOOR EEN NF MET MWCO 200 DA

FIGUUR 13 VERWIJDERING DOOR HET SYSTEEM BIJ 200 DA EEN ZEKERE EFFICIËNTIE IN DEELSTROOMBEHANDELING (INDIVIDUELE GIDSSTOFFEN)



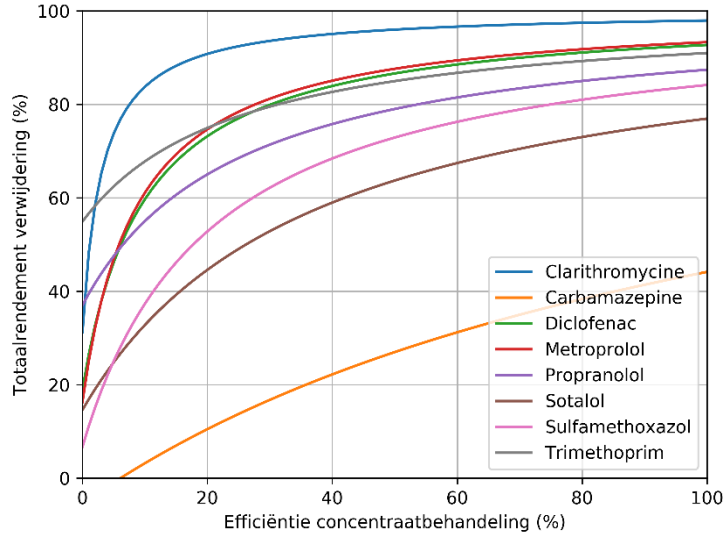
FIGUUR 14 VERWIJDERING DOOR HET SYSTEEM BIJ 200 DA EEN ZEKERE EFFICIËNTIE IN DEELSTROOMBEHANDELING (7 BESTE STOFFEN)



Uit de modelberekeningen blijkt dat de efficiëntie in de deelstroom minimaal 30% dient te bedragen voor de RWS-drempel. De efficiëntie van de deelstroombehandeling dient circa 70% te zijn om de referentietechnologie te verbeteren. De 7 best geretenteerd gidsstoffen zijn als maatgevend genomen (gegevens over 8 gidsstoffen waren beschikbaar).

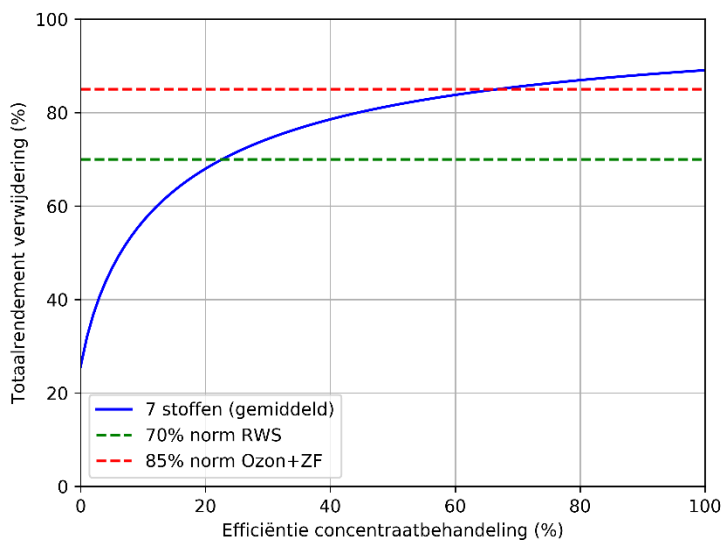
RESULTATEN VOOR EEN NF MET MWCO 400 DA

FIGUUR 15 VERWIJDERING DOOR HET SYSTEEM BIJ 400 DA EEN ZEKERE EFFICIËNTIE IN DEELSTROOMBEHANDELING (INDIVIDUELE GIDSSTOFFEN)



FIGUUR 16

VERWIJDERING DOOR HET SYSTEEM BIJ 400 DA EN EEN ZEKERE EFFICIËNTIE IN DEELSTROOMBEHANDELING (7 BESTE STOFFEN)



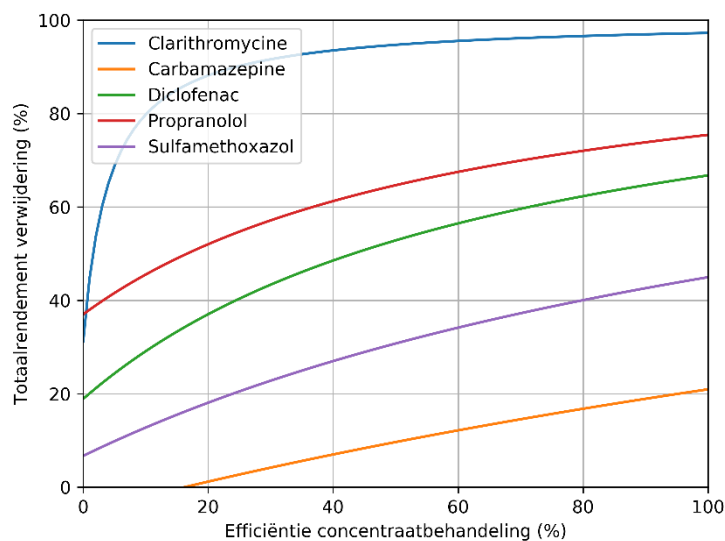
De resultaten bij de berekening voor een MWCO van 400 Da zijn voor de individuele stoffen verschillend ten opzichte van die bij de berekening voor een MWCO van 200 Da, maar omdat de 7 best geretenteerde gidsstoffen voor nu als maatgevend zijn genomen lijkt een MWCO van 200 Da geen meerwaarde meer te bieden boven een MWCO van 400 Da. Dat is met name een gevolg van hoe de normen zijn gesteld: wanneer 11 gidsstoffen samen maatgevend waren voor het gemiddelde was er wellicht wel een meerwaarde van een MWCO van 200 Da ontstaan. Dat is in deze studie niet verder uitgewerkt.

De lichte verschillen tussen de berekening voor 200 en 400 Da worden met name veroorzaakt door de gebruikte literatuurwaarden voor 200 Da t.o.v. gemeten waarden voor 400 Da. Voor deze berekening waren gegevens van 8 gidsstoffen beschikbaar.

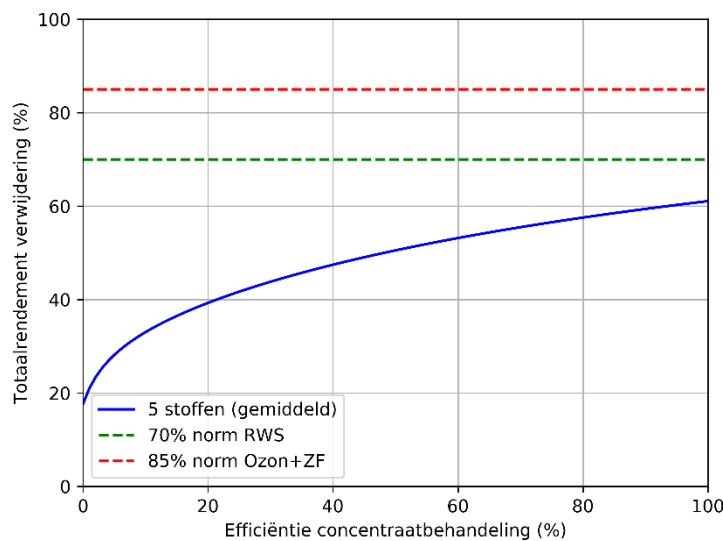
RESULTATEN VOOR EEN NF MET MWCO 800 DA

FIGUUR 17

VERWIJDERING DOOR HET SYSTEEM BIJ 800 DA EEN GEGEVEN EFFICIËNTIE IN DEELSTROOMBEHANDELING (INDIVIDUELE GIDSSTOFFEN)



FIGUUR 18 VERWIJDERING DOOR HET SYSTEEM BIJ 800 Da EN EEN GEGEVEN EFFICIËNTIE IN DEELSTROOMBEHANDELING (5 STOFFEN)



Bij de berekening met een 800 Da membraan waren slechts gegevens van 5 gidsstoffen beschikbaar, maar daaruit is al duidelijk dat zelfs de RWS-norm niet zal worden gehaald. Op basis van deze resultaten is het niet raadzaam een NF-membraan met een MWCO van 800 Da in te zetten in combinatie met een deelstroombehandeling van het concentraat.

In alle in deze paragraaf getoonde berekeningen gaan uit van 100% behandeling van DWA met de NF-installatie, waarbij het rendement onder DWA als maatgevend wordt gezien voor de effluentkwaliteit.

3.5.4 DE BENODIGDE EFFICIËNTIE VAN EEN PERMEAAT NABEHANDELING (μPB)

Indien wordt gekozen voor een uitvoeringsvorm waarbij het permeaat van een NF-opstelling wordt nabehandeld met een oxidatieve techniek of een filtratietechniek kan de benodigde efficiëntie van deze behandeling worden uitgerekend. Een permeaat behandeling beoogt met name ozon of actiefkool consumptie te verminderen door de NF te gebruiken als blokkade voor DOC.

De keuze voor het membraan heeft geen invloed op de benodigde efficiëntie voor micro's omdat de behandeling na het membraan is geschakeld. De benodigde efficiëntie van de permeaatbehandeling (μPB) is afhankelijk van de gestelde norm voor effluent als relatieve vracht micro's t.o.v. het influent (Mef) als volgt:

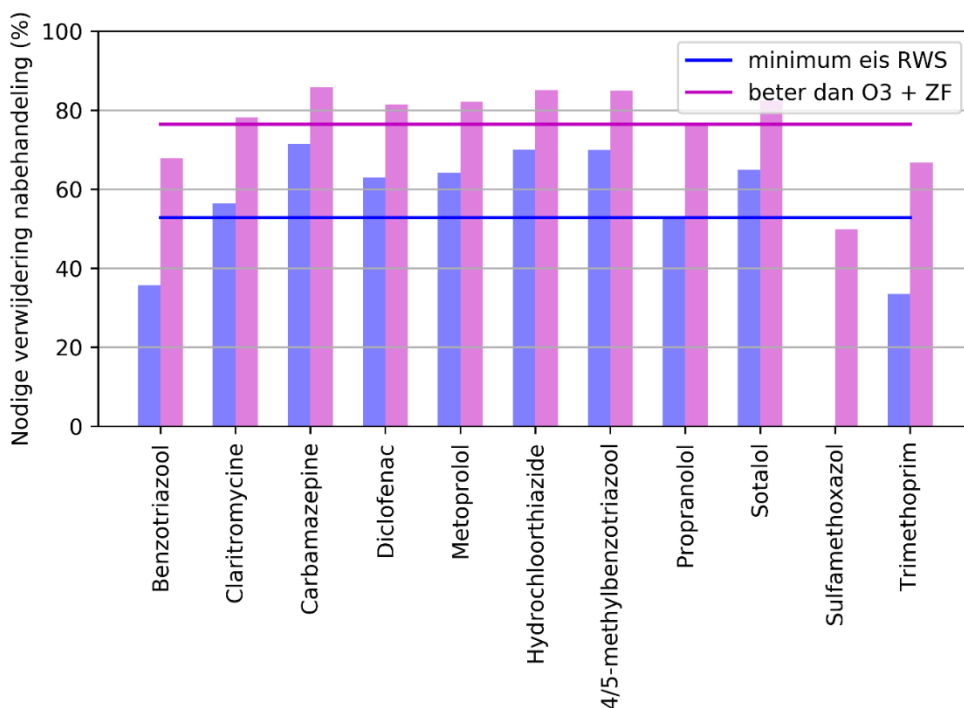
$$\mu PB(\text{nodig}) = 1 - \frac{Mef}{1 - \mu AS}$$

Waar μAS wederom de verwijdering in het actiefslibstelsysteem voorstelt. Onderstaande grafiek toont de nodige efficiëntie van de permeaat behandeling per gidsstof, of als gemiddelde waarde van alle gidsstoffen, uitgaande van de analyses van Rijn Oost.

Te zien is dat circa 55% verwijdering in het permeaat nodig is om aan de RWS-norm te voldoen, en ongeveer 80% om de totaalverwijdering door de technologie ozon + zandfiltratie te verbeteren. Het halen van 80% verwijdering van microverontreinigingen met een beperkte ozondosis in een met NF behandelde stroom is technisch reëel, wel moet aandacht worden besteed aan de mogelijk vorming van bromaten. Omdat het verwijderingsmechanisme voor microverontreinigingen (en DOC) nu na de membranen geschakeld blijft net als bij NF-only

de onderzoeksvraag staan hoe het actief slibstelsysteem zal omgaan met het concentreren van stoffen.

FIGUUR 19 NODIGE EFFICIËNTIE NABEHANDELING VAN NF PERMEAAT



3.6 DE CO₂ FOOTPRINT

3.6.1 UITGANGSPUNTEN

In deze paragraaf wordt geschetst welke posten relevant kunnen zijn voor de CO₂ footprint van deze technologie. Per onderdeel is aangegeven of het component is opgenomen in het model van Mirabella Mulder¹⁰, de kentallen en eventuele afschrijvingstermijn worden hierbij gegeven.

TABEL 5 POSTEN VOOR DE CO₂ FOOTPRINT VAN DE INSTALLATIE.

CO ₂ posten	afschrijving	model?	kental	opmerkingen
	(jaar)	(J/N)		
NF opstelling				
Gebouw	30	N	-	Binnenopstelling, evt delen met AK en O ³ .
Bypassleiding	30	N	-	
Voedingsbuffer(s)	30	J	133 kgCO ₂ /m ³	Gewapend beton
Voorbehandeling met toebehoren (WTB)	15	N	-	Microfilter / strainer 50 - 200 um, leidingwerk, etc.
Membraanskids met toebehoren (WTB)	15	N	-	Drukpaten, pompen, chemicaliëndosering, etc.
EI/A alle posten NF	10	N	-	
Membraanmodules	5	N	-	
Energieverbruik NF				
Energie	n.v.t	J	0,53 kgCO ₂ /kWh	Opbouw TMP, recirculatie, voorbehandeling
Hulpstoffen NF				
NaOCl (15%)	n.v.t	J	0,15 kgCO ₂ /kg	Oxidatie biologische vervuiling / reiniging
NaOH (50%)	n.v.t	J	0,6 kgCO ₂ /kg	Verhogen pH t.b.v. reiniging

CO ₂ posten	afschrijving	model?	kental	opmerkingen
H ₂ SO ₄	n.v.t.	J	0,12 kgCO ₂ /kg	Aanzuren t.b.v. reiniging. Eventueel met HCL.
Citroenzuur	n.v.t.	J	0,9 kgCO ₂ /kg	Aanzuren t.b.v. reiniging (alleen voor CIP)
AlCl ₃ (40%)	n.v.t.	J	0,35 kgCO ₂ /kg	Eventuele pre-coagulatie
Polycarboxylaten (antiscalants)	n.v.t.	J	1,73 kgCO ₂ /kg	Eventuele toepassing om scaling te voorkomen
O₃ opstelling				
Contacttank	30	J	133 kgCO ₂ /m ³	Gewapend beton
Opslagtank vloeibare zuurstof	15	N	-	Buitenopstelling
Ozongenerator incl. doseringsvoorziening	15	N	-	Gebouw kan worden gedeeld met NF
Energieverbruik O₃ opstelling				
Energie voor aanmaak O ₃	n.v.t.	J	0,53 kgCO ₂ /kWh	
Hulpstoffen O₃ opstelling				
Aanlevering vloeibare O ₂	n.v.t.	J	0,51 kgCO ₂ /kg	Aanmaak ozon met vloeibare O ₂ .
Actief Kool opstelling				
Contacttank	30	N	133 kgCO ₂ /m ³	Gewapend beton. Bij GAK feed/bleed
AK opslag	15	N	-	Bij PACAS, PAC in Feed, GAK feed/bleed
WTB AK dosering	15	N	-	Bij PACAS, PAC in Feed, GAK feed/bleed
Actief koolfilters	15	N	-	Bij BAKF
Lamellenafscheider incl. toebehoren	15	N	-	Bij GAK feed/bleed
Energieverbruik Actief Kool opstelling				
Energie	n.v.t.	J	0,53 kgCO ₂ /kWh	Opvoer water bij filtratie en overige WTB
Hulpstoffen Actief Kool opstelling				
Actief kool	n.v.t.	J	9,6 kgCO ₂ /kg	Bij PACAS, PAC in Feed, GAK feed/bleed
Biologisch actief kool	n.v.t.	J	1,44 kgCO ₂ /kg	Bij BAKF op permeaat

De onderdelen voor de O₃ dosering (geel) en AK-dosering/filtratie (groen) zijn alleen van toepassing als voor een uitvoeringsvorm wordt gekozen waarin O₃ dan wel AK dosering/filtratie wordt toegepast.

Voor de posten die niet in het model zijn opgenomen strekt het binnen deze studie te ver om een levenscyclusanalyse van de benodigde apparatuur uit te voeren. Deze posten betreffen met name CO₂ voor de vervaardiging van de WTB, die bedragen in de regel een klein deel van de totale CO₂ footprint over de levensduur van de installatie en worden daarom als nihil verondersteld.

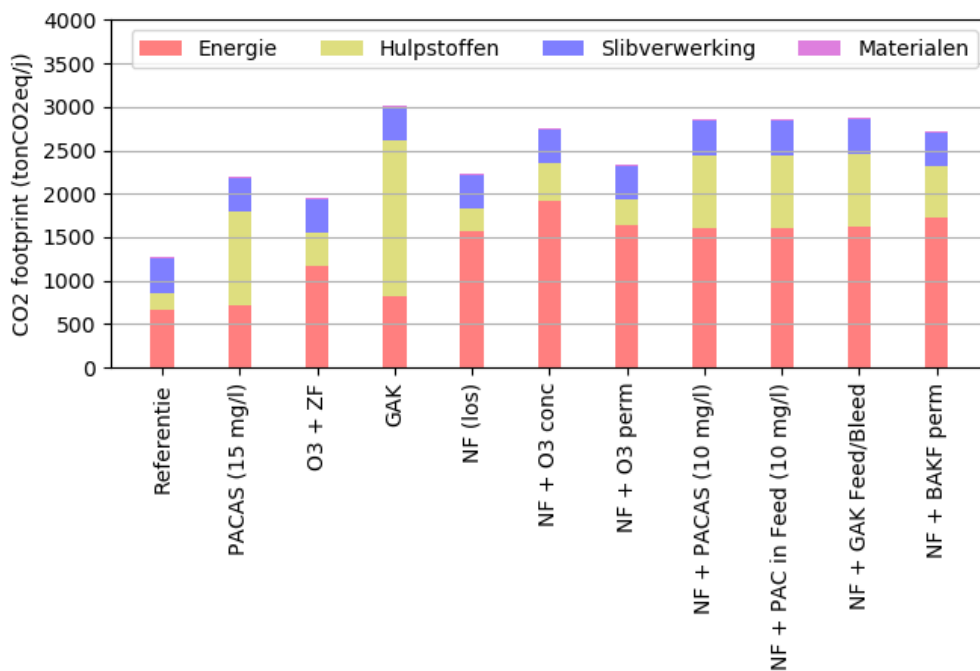
Voor de footprint berekeningen is gebruik gemaakt van de dimensioneringsgrondslagen van de NF-varianten (zie later in hoofdstuk 4).

3.6.2 MODELUITKOMSTEN

Op basis van de getoonde parameters in vorige paragraaf is de CO₂ footprint van de overwogen varianten met holle vezel Nanofiltratie inclusief bijgeschakelde behandeling doorgerekend. Onderstaand worden de resultaten getoond.

Noot: bij de aanvullende footprint per m³ behandeld is de footprint van PACAS of PAC in Feed gedeeld over het totale influentdebiet (en niet over het door de NF behandelde debiet). De footprint van de NF is wel gedeeld over het behandelde debiet.

FIGUUR 20

CO₂ FOOTPRINT VAN DE OVERWOGEN VARIANTEN VAN NF HOLLE VEZEL (NF + BIJGESCHAKELDE TECHNIEKEN)

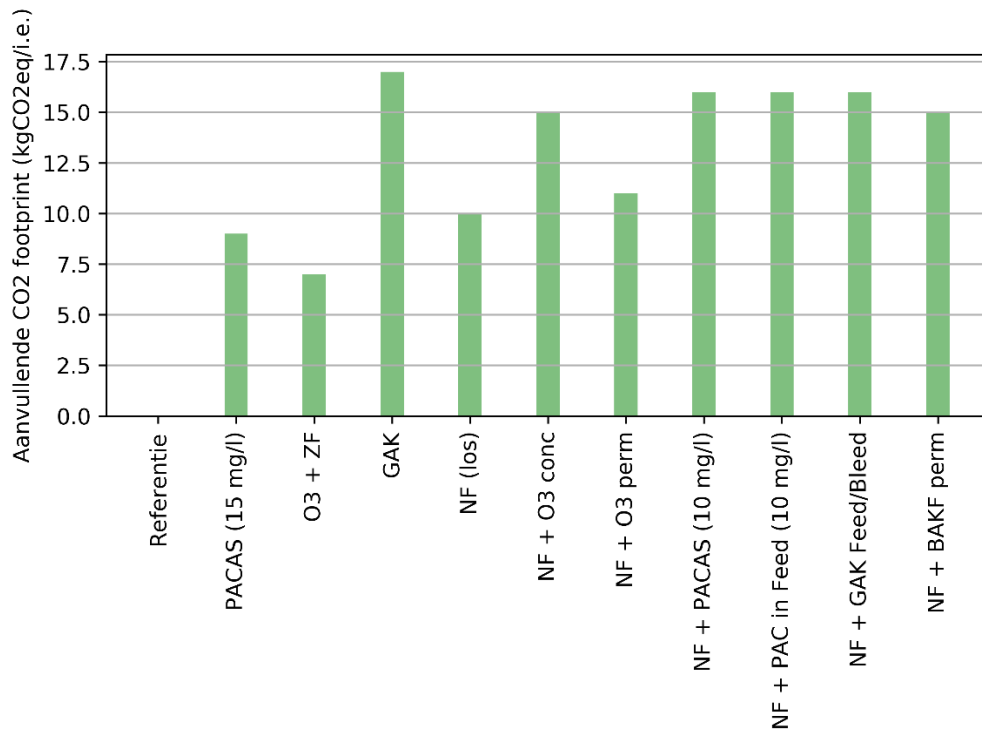
TABEL 6

CO₂ FOOTPRINT HOLLE VEZEL NF-VARIANTEN

Parameter	Eenheid	NF (los)	NF+O ₃ c	NF+O ₃ p	NF+PACAS	NF+PACinF	NF+GAKfb	NF+BAKF
Energie inkoop	(tonCO ₂ eq/j)	1.571	1.916	1.640	1.601	1.601	1.617	1.731
Hulpstoffen	(tonCO ₂ eq/j)	261	434	295	845	845	845	584
Materialen	(tonCO ₂ eq/j)	17	17	18	17	17	18	18
Slibeindverwerking	(tonCO ₂ eq/j)	386	386	386	391	391	391	386
Totaal Footprint	(tonCO ₂ eq/j)	2.235	2.753	2.339	2.854	2.854	2.871	2.719
Debiet	(m ³ /j)	5.365.500	5.365.500	5.365.500	5.365.500	5.365.500	5.365.500	5.365.500
Debiet PACAS/PACinF	(m ³ /j)	7.665.000	7.665.000	7.665.000	7.665.000	7.665.000	7.665.000	7.665.000
Footprint per m ³	gCO ₂ /m ³	181	277	200	264	264	299	271
Footprint per i.e.	kgCO ₂ /i.e.	10	15	11	16	16	16	15

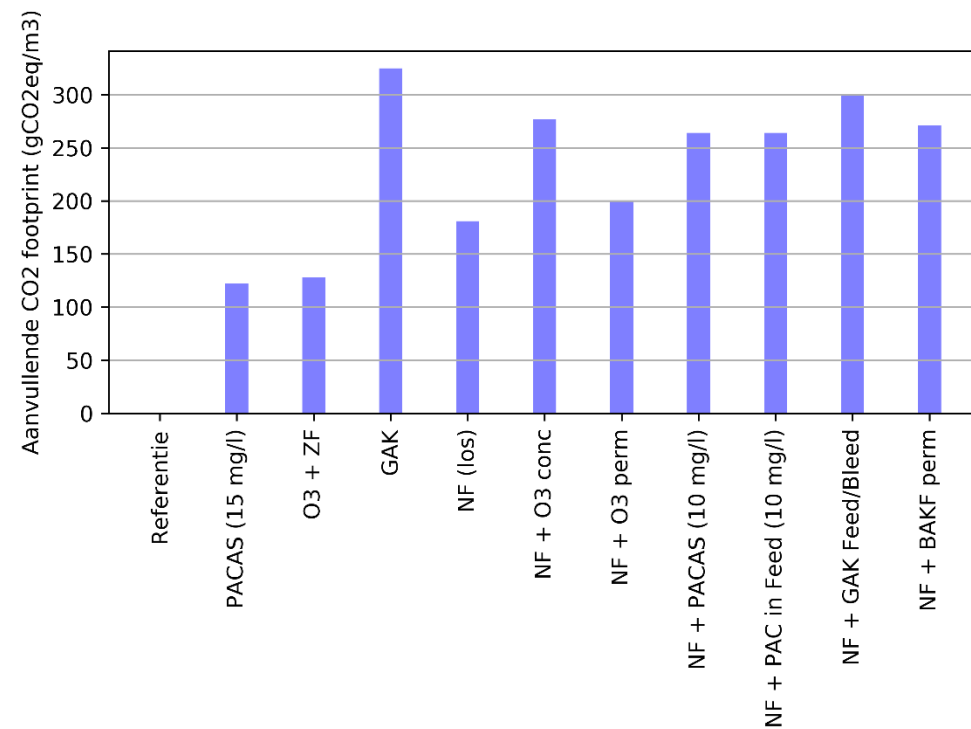
FIGUUR 21

AANVULLENDE CO₂ FOOTPRINT TEN OPZICHTE VAN REFERENTIE PER I.E.



FIGUUR 22

AANVULLENDE CO₂ FOOTPRINT TEN OPZICHTE VAN REFERENTIE PER M³ BEHANDELD



De ingevulde CO₂ modellen met details per variant zijn te vinden in bijlage D.

3.7 KOSTEN

3.7.1 KOSTENREFERENTIES

In Nederland zijn nog geen referenties voor de kosten van een holle vezel nanofiltratie installatie op full-scale voor behandeling van rwzi effluent. In Zwitserland zijn volgens de website van Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) ook nog geen voorbeelden van directe nanofiltratie van rwzi effluent om kostenberekeningen op te baseren.¹¹, maar de VSA vermeldt kosten van Nanofiltratie op rwzi effluent van 0,40 eur/m³ op basis van een Duitse studie, en vermeldt dat in twee Nederlandse studies 0,20-0,30 eur/m³ is gerekend. Een exacte verwijzing naar deze studies wordt echter niet gegeven.

De VSA verwijst voor RO naar de omgekeerde osmose installatie in Wulpen (Duitsland), welke kosten van 0,45 eur/m³ opgeven. De VSA vermeldt dat een soortgelijke installatie in de Verenigde Staten 0,78 \$/m³ kost.

In bovenstaande prijzen is volgens de VSA geen concentraatbehandeling opgenomen. Net als in Nederland geldt dat voor installaties in Zwitserland de concentraatstroom niet mag worden geloosd, wat de kosten van de behandeling als geheel verhoogt.

3.7.2 KOSTEN VAN DE VARIANTEN IN DEZE STUDIE

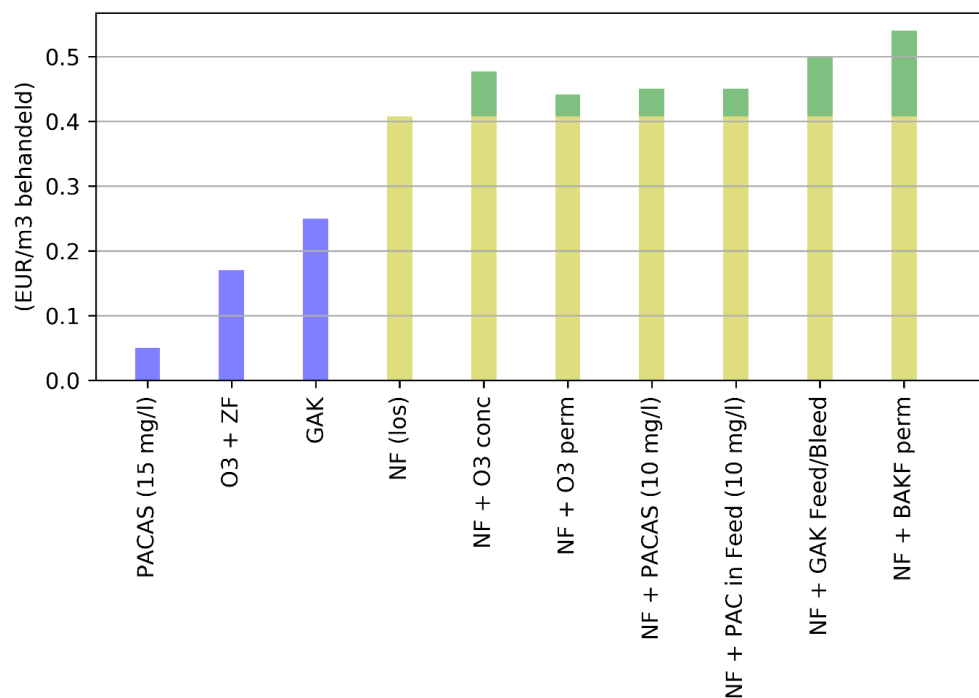
De kosten voor de NF worden bepaald door de permeabiliteit en de maximaal toegestane werkdruk op de membranen. De hoeveelheid te plaatsen membranen volgt namelijk uit deze parameters. Bij holle vezel NF is een ontwerp nabij de maximum werkdruk vanuit kosten oogpunt wenselijk. Dit maakt dat de werkdruk in de aannamen voor de kostenberekeningen is gemaximaliseerd (in hoofdstuk 4 worden de dimensioneringsgrondslagen nog nader toegelicht). Op de exploitatierekening zijn de kapitaalslasten van de NF de voornaamste kostenpost: circa 75% van de jaarlijkse kosten.

Met de RHDHV-kostenstandaard voor drinkwater kan de prijs van NF worden benaderd. Enkele aanpassingen in uitgangspunten t.o.v. het gebruik voor drinkwater zijn toegepast, deze worden in hoofdstuk 6 nog nader besproken. Omdat NF-membranen van 800 Da niet voor alle onderzochte varianten geschikt waren is voornamelijk uitgegaan van een NF van 400 Da. Er kan worden opgemerkt dat het kostenstandaard drinkwater is gebruikt omdat goede referenties uit de afvalwaterbehandeling nog ontbreken. Omdat kosten in deze standaard voortvloeien uit nacalculatie van drinkwater projecten is het denkbaar dat er enige verschillen zullen zijn in projecteisen en daarmee de uitvoeringskosten in de afvalwaterbehandeling.

Onderstaand wordt de all-in prijs inclusief btw getoond voor de holle vezel NF (geel) en de meerprijs voor de bijgeschakelde verwijderingstechnieken (groen). De technologische uitgangspunten voor de bijgeschakelde technieken zijn gehanteerd worden in hoofdstuk 4 gepresenteerd.

11 <https://www.micropoll.ch/verfahren/dichte-membranen/betriebenergiekosten/>

FIGUUR 23

KOSTEN PER M³ BEHANDELD, OVERZICHT VAN NF-VARIANTEN TEN OPZICHT VAN REFERENTIETECHNOLOGIEËN

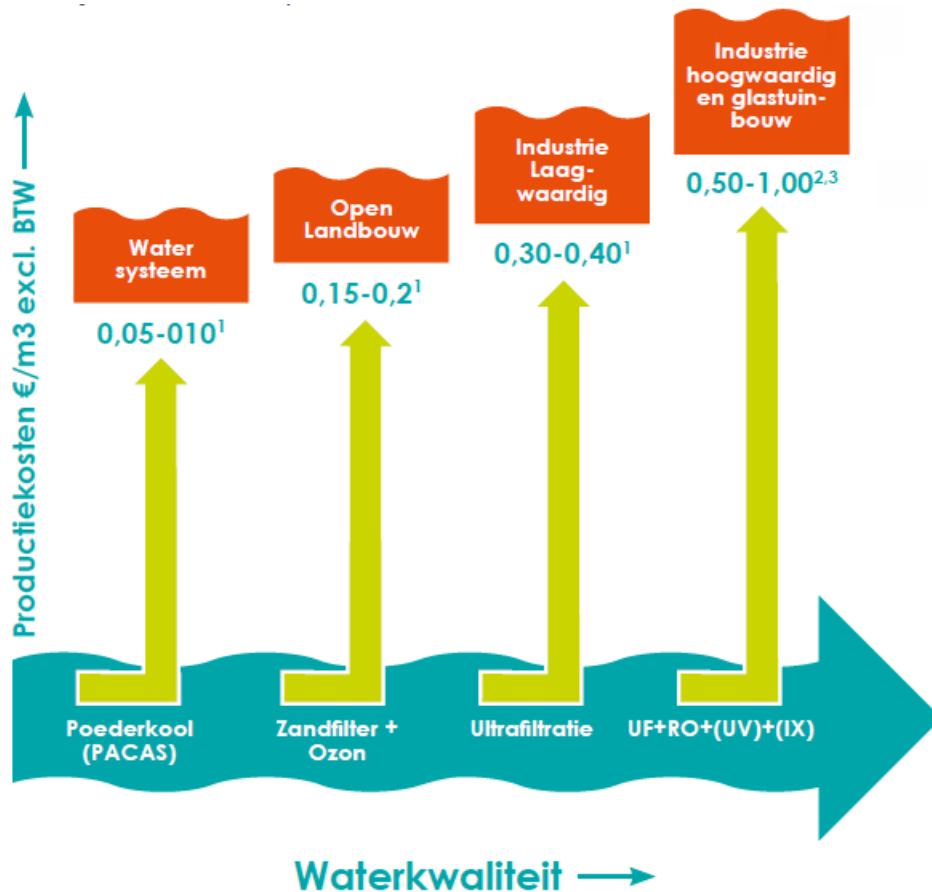
3.7.3 WAARDE VAN BEHANDELD WATER

Rwzi effluent wat met holle vezel nanofiltratie (en eventueel een bijgeschakelde techniek) is behandeld heeft volgens de uitgangspunten van de Waterfabriek¹² een waarde van > 0,30 €/m³ omdat het ten minste geschikt is voor laagwaardig hergebruik door Industrie. Holle vezel NF kan worden gezien als een verder gaande behandeling dan Ultrafiltratie, maar niet zo vergaand als UF+RO+(UV)+(IX). mogelijk kan het water met relatief beperkte extra kosten nog verder worden opgewerkt voor hoogwaardig hergebruik, maar dit is in deze studie niet verder uitgewerkt.

12 <https://www.efgf.nl/uploads/editor/Waterfabriek.pdf>

FIGUUR 24

GESCHATTE WAARDE VOOR HERGEBRUIK VAN RWZI EFFLUENT (BR: WATERFABRIEK, DE NIEUWE BRON, 2019)



3.8 ECOTOXICITEIT

Omdat de technologie nog maar beperkt wordt toegepast zijn nog geen concrete resultaten voor de gevolgen op de ecotoxiciteit bekend. Conceptueel kan wel e.e.a. worden beschouwd.

De toepassing van NF leidt voor de behandelde stroom tot de volgende aanvullende voordelen die mogelijk relevant zijn voor de ecotoxiciteit:

1. Aanzienlijke verwijdering van vracht microplastics en zwevende stof
 - Zeer open NF blokkeert deeltjes fysisch tot ongeveer 0,01 μm (10 nm).
 - Dichtere NF-membranen tot circa 0,001 μm (1 nm).
 - De verwachting is dat microplastics door de NF worden geblokkeerd en in het spuislib zullen worden afgevoerd. Bij RWA kunnen deeltjes die niet over de NF gaan wel in het effluent belanden.
2. Geringere mate van toxische bijproducten (bromaat, aldehyden e.d.) ten opzichte van referentietechnologie ozon + zandfiltratie in de meeste uitvoeringsvormen:
 - Vorming van bijproducten is niet aan de orde bij varianten NF + actief kool.
 - De afvoer van bijproducten naar het effluent bij keuze voor NF + ozon is naar verwachting lager dan bij ozon + zandfiltratie, omdat een gedeeltelijke verwijdering van deze componenten middels het actiefslibstelsysteem kan plaatsvinden alvorens het rwzi effluent wordt bereikt en de hoeveelheid DOC t.o.v. bromide in de stroom hoger is, waardoor relatief minder bromaatvorming wordt verwacht per eenheid gedoseerde ozon.

- Bij ozoneren van NF permeaat worden wellicht méér bijproducten gevormd dan bij de referentietechnologie per éénheid gedoseerde ozon, omdat de DOC-matrix grotendeels is weggenomen. Daarentegen mag de ozondosis wel sterk worden verlaagd, het is dus de vraag of er in totaliteit meer bromaat zou worden gevormd.

In RWA condities volgend op een langere periode van droogweer is het reëel enige pieken van microverontreinigingen, microplastics en tweewaardige ionen in het effluent te verwachten omdat deze bij DWA in het actiefslibstelsysteem kunnen worden opgebouwd. Er ontstaat eventueel ook nog een verschil als het NF permeaat wordt ingezet voor hergebruik, en niet wordt geloosd op het ontvangend water. Het gedrag van een systeem is modelmatig bestudeerd met het model wat ook in 1.6 wordt gepresenteerd. De resultaten worden in onderstaande tabel getoond.

TABEL 7 MODELBEREKENINGEN SYSTEEMRETENTIE (RWA/DWA = 3,2)

	Geen retentie (geen NF)	Zeer goede retentie (Microplastics)	Goede retentie (Ca ₂₊ + testcondities)	Gemiddelde retentie (Ca ₂₊ + praktijk Wilp)
Model retentie NF	0%	99,9%	95%	60%
Influent concentratie (relatief)	1	1	1	1
Min concentratie bypass + NF	1	0,01	0,05	0,31
Max concentratie bypass (RWA)	1	37,8	15,8	2,5
Max concentratie bypass + NF (RWA)	-	17,1	5,8	1,6
Vracht in permeaat	0%	1%	28%	72%
Vracht in bypass bij RWA	-	38%	27%	7%
Vracht in gemengd effluent	100%	39%	55%	79%

Er ontstaat een interessante wisselwerking tussen de retentie van de membranen en de incidentie van RWA. Bij een hoge retentie is de vracht in het permeaat laag en de opbouw van de stoffen in het systeem verloopt sneller, waardoor bij RWA ook meer vracht kan worden uitgespoeld naar het oppervlaktewater via de bypass van de NF.

Bij een lage retentie zien we juist een groter aandeel van de geloosde vracht in het permeaat terug omdat er nu structureel een deel van de vracht in het systeem door de membranen heen loopt, terwijl er maar matige opbouw van stoffen plaatsvindt in het systeem. Hierdoor wordt de contributie van uitspoeling door RWA geringer.

Voor microplastics mag worden verwacht dat de retentie zeer hoog is. Bij de modelaannamen uit paragraaf 1.6 zien we dat nog 40% van de aangevoerde microplastics op het oppervlaktewater belanden, en dat deze gehele vracht door uitspoeling bij RWA wordt veroorzaakt. Indien het NF permeaat wordt hergebruikt en niet gemengd wordt geloosd met het water uit de RWA-bypass, dan geeft het model een piek effluentconcentratie van circa 38x de influent concentratie aan microplastics bij de opkomst van RWA. Als gedurende deze piekgebeurtenis het permeaat met de RWA-bypass wordt gemengd dan is de piekconcentratie ongeveer twee keer zo laag.

Voortweewaardige zouten mag worden verwacht dat de geloosde vracht 20% tot 45% zal afnemen, afhankelijk van of de NXF-praktijkresultaten uit Wilp of de NXF-membraanspecificaties worden aangehouden voor de retentie van de zouten. Het model geeft aan dat bij water hergebruik van het NF permeaat 7% tot 27% van de oorspronkelijke vracht aan tweewaardige ionen beschikbaar blijft voor het ontvangend oppervlaktewater. De piekconcentraties in het water wat wordt geloosd op ontvangend water zijn volgens het model ongeveer 16x de influent-

waarde bij hergebruik van het NF permeaat, en ongeveer 6x de influentwaarde als het NF permeaat tijdens deze gebeurtenis wordt bijgemengd.

Voor pathogenen en zwevende stof is geen modelpoging gedaan, pathogenen correleren sterk met zwevende stof, en zwevende stof wordt door nabezinking afgescheiden voor de NF. Het is niet direct te voorzien hoe de aanwezigheid van de NF de zwevende stof in de uitloop van de nabezinking gaat beïnvloeden, en in hoeverre er lozingen bij RWA plaatsvinden. Dit maakt op voorhand aan de situatie rekenen weinig zinvol. Voor het permeaat mag in elk geval wel een zeer sterke reductie aan geloosde vracht worden verwacht dan bij ozon + zandfiltratie.

Samenvattend kan worden gesteld dat naar verwachting de ecotoxiciteit van het gemengde rwzi effluent dat met Nanofiltratie is behandeld lager zal zijn in vergelijking met de referentietechnologie, gelet op met name de reductie in vrachten van microplastics en zwevende stof in het effluent. De (instantane) concentratieverschillen en de relevantie voor de ecotoxiciteit zijn in deze studie niet nader beschouwd.

3.9 TECHNOLOGY READINESS LEVEL (TRL)

Wetenschappelijke publicaties voor afscheiding van microverontreinigingen beperken zich momenteel tot onderzoek op lab schaal (TRL4). De technologie wordt door NXF in Nederland op kleine pilotschaal toegepast voor de behandeling van rwzi effluent met communale bron bij rwzi Glanerbrug (TRL5). Het pilot onderzoek is sinds eind 2018 gaande. In Wilp wordt in binnen een grotere pilot holle vezel NF toegepast (TRL 5 á 6). In het buitenland opereert NXF enkele proefinstallaties met holle vezel NF (TRL 5 á 6).

Uitgaande van minimaal TRL5 als huidige toepassingsvorm is volgens de richtlijnen van de haalbaarheidsstudie innovatieprogramma microverontreinigingen uit afvalwater TRL7 in 2025 haalbaar (hiervoor is volgens de richtlijnen nog 2 tot 7 jaar tijd benodigd).

3.10 DESINFECTIE DOOR NF

Er mag worden verwacht dat een nagenoeg volledige desinfectie van het NF permeaat wordt verkregen door fysische afscheiding van virussen, bacteriën en protozoa middels NF-membranen. Desinfectie draagt bij aan mogelijkheden voor hoogwaardig hergebruik. De verwijderingsrendementen zijn naar verwachting:

- log 4-6 voor virussen (Zerafat & Doodeji, 2018)
- > log 6 voor bacteriën en protozoa ¹³

¹³ Deze waarden zijn vaak moeilijk verifieerbaar door het onderschrijden van de meetgrenzen aan de permeaatzijde. Dat maakt dat de log verwijderingen nog hoger kunnen zijn dan de waarden die hier zijn vermeld.

4

LAB-TESTEN

In het kader van deze haalbaarheidsstudie zijn geen aanvullende labtesten verricht.

5

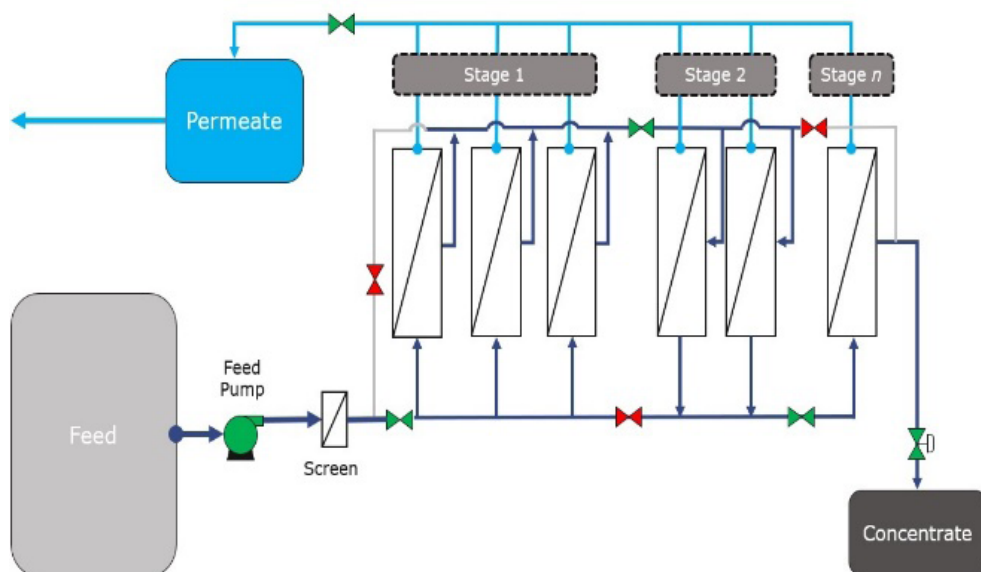
DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN

In dit hoofdstuk worden de dimensioneringsgrondslagen gegeven voor de in hoofdstuk 1.7 geformuleerde inpassingsmogelijkheden op de rwzi. Eerst worden de dimensioneringsgrondslagen voor de NF behandeld, waarna de overige grondslagen die betrekking hebben op de uitvoeringsvarianten met O₃ en actiefkool worden behandeld.

5.1 DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN NF OPSTELLING

De keuze voor hoe de NF-membranen worden geschakeld is belangrijk voor de technologische berekeningen en de kostenaspecten. In dit geval is in overleg met NX Filtration besloten om uit te gaan van een ontwerp met meer stages, een 'once through christmas tree design', waarbij het rwzi effluent achtereenvolgens meerdere NF-membranen passeert en waarbij steeds meer permeaat van de concentraatstroom wordt afgescheiden. Onderstaande afbeelding toont deze opstelling schematisch.

FIGUUR 25 SCHEMATISCH OVERZICHT VAN EEN "ONCE THROUGH CHRISTMAS TREE DESIGN"



Bij deze uitvoeringsvorm is gekozen om tijdens normaal bedrijf géén recirculatie van het concentraat toe te passen, om energielasten en CO₂ footprint te sparen. Daarbij is gekozen om uit te gaan van een relatief lage langs stroomsnelheid, om energieverliezen in de crossflow van de membranen te beperken tot < 0,1 bar per membraanmodule. De relatief hoge recovery met meerdere stages leidt tot beperktere energielasten dan een single-pass, omdat het concentraat opnieuw op druk moet worden gebracht. Met betrekking tot de dosering van chemicaliën is voorzien antiscalants op te nemen in een continue dosering in het voedingswater, en reiniging met chemicaliën alleen bij CIP's toe te passen. Enkele keren per dag kan de

crossflow van het membraan wel kortstondig hydraulisch worden gereinigd met permeaat, hiervoor moet een voorziening worden opgenomen (niet getoond in bovenstaand schema).

In Tabel 8 is een overzicht van de ontwerpgrondslagen van de installatie gegeven. In Tabel 9 worden de verwachte bedrijfskenmerken van de installatie gegeven. Meer details omtrent het ontwerp en de bedrijfsparameters zijn te vinden in bijlage C.

TABEL 8 ONTWERPGRONDSLAGEN MEMBRAANOPSTELLING

Ontwerpgrondslagen membraanopstelling	Eenheid	Waarde
MWCO	(Da)	400
Ontwerptemperatuur	(°C)	10
Gemiddelde temperatuur	(°C)	15
Schaling dynamische viscositeit (max temp / gem temp)	(-)	1,15
Te installeren capaciteit NF	(m ³ /h)	1.040
Afnemen permeabiliteit over levensduur membraan	(-)	12,5%
Permeabiliteit (15 °C)	(l/m ² *h*bar)	4,2
Osmotische druk voedingswater	(bar)	0,3
Hydraulisch verlies over crossflow (per stage, 15 °C)	(bar)	0,1
Nominale TMP eerste stage (bij 15 °C), exclusief vervuilingmarge	(bar)	5,15
Nominale TMP eerste stage (bij 15 °C), inclusief vervuilingmarge	(bar)	5,79
Max TMP eerste stage (bij 10 °C), exclusief vervuilingmarge	(bar)	5,91
Max TMP eerste stage (bij 10 °C), inclusief vervuilingmarge	(bar)	6,64
Max bedrijfsdruk (bij 10 °C), exclusief vervuilingmarge	(bar)	6,99
Aantal stages	(-)	4
Recovery (eerste stage)	(-)	35%
Recovery (geheel systeem)	(bar)	75%
Oppervlak per membraanmodule	(m ²)	50
Bedrijfstijd membraanskids	(-)	92%

TABEL 9 KENMERKEN MEMBRAANOPSTELLING

Kenmerken membraanopstelling	Eenheid	Waarde
Totaal benodigd membraanoppervlak	(m ²)	54.891
Totaal aantal modules	(-)	1.098
Energieverbruik NF	(kWh/j)	1.670.481
Energieverbruik voorbehandeling	(kWh/j)	43.003
Energieverbruik totaal	(kWh/j)	1.713.483
Verbruik Antiscalants (continue dosering)	kg/j	26.828
Verbruik NaOH (CIP)	kg/j	3.923
Verbruik NaOCl (CIP)	kg/j	2.556
Verbruik Citroenzuur (CIP)	kg/j	7.644
Personeel	FTE	1,0

5.2 AANPASSINGEN IN MEMBRAANSPECIFICATIES NXF

NXF werkt momenteel aan een nieuwe uitvoering voor haar dNF40 en dNF80 modules, die volgens NXF dikker zullen worden uitgevoerd en daardoor meer holle vezels van dezelfde maat kunnen bevatten. De modules zouden ook een verbeterde mechanische sterkte hebben. Omdat deze studie betrekking heeft op toepassingen in de nabije toekomst, en de modules door NXF op korte termijn beschikbaar worden geacht zijn rekening gehouden met de nieuwe specificaties in de dimensioneringsgrondslagen van deze studie

Onderstaand zijn de verschillen met de huidige specificaties¹⁴ van de dNF40 en dNF80 modules geduid.

De berekeningen in de haalbaarheidsstudie zijn gebaseerd op de kentallen van de nieuwe modules.

TABEL 10 VERWACHTTE AANPASSINGEN IN SPECIFICATIES DNF40 EN DNF80 MODULES (NXF)

Parameter modules	Eenheid	Bestaande modules	Nieuwe modules
Membraanoppervlak	(m ²)	42	50
Max werkdruk bij 10 °C	(bar)	6,0	7,0
Holle vezel diameter	(mm)	0,7	0,7

5.3 DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN OZON

In deze studie wordt gesproken over de behandeling van de concentraat of de permeaatstroom van de NF met ozon. Onderstaand worden de dimensioneringsgrondblagen voor deze opties weergegeven.

Voor de energielasten en de inkoop van vloeibare zuurstof zijn de richtlijnen aangehouden die zijn meegegeven in het CO₂ footprint model van Mirabella Mulder. De 45 W/m³ post voor inbreng, koeling en opwarming van ozon is geschaald naar gelang de toegepaste dosis (de post houdt naar verwachting vooral verband met de opslag van de vloeibare zuurstof).

De omvang van de stroom (permeaat of concentraat) heeft een invloed op de dimensionering van de contacttank. Voor de concentraatbehandeling is in overweging genomen dat de DOC-vracht mogelijk tot bijna 100% wordt geretenteerd, en dat dientengevolge éénzelfde ozonvracht nodig is als bij de referentietechnologie (ozon + zandfiltratie), zij het gedoseerd in een kleinere stroom. Ervan uitgaande dat een deel van de vracht niet wordt geozoneerd in de referentietechnologie zal bij deze dosering in een concentraatbehandeling recirculatie van DOC plaatsvinden en zodoende DOC meermaals worden aangeboden bij de ozon installatie. De benodigde efficiëntie in verwijdering is 60% in de concentraatstroom om het concept beter te maken dan de referentietechnologie. Of dit met de dosis uit de referentietechnologie lukt is niet direct te voorspellen, en is daarom een onderzoeksvraag.

Bij de permeaatbehandeling is rekening gehouden met doorslag van 20% van de DOC om te komen tot de benodigde ozondosis. In hoofdstuk 1 is gesproken over een alternatief voor ozonering van het permeaat in de vorm van H₂O₂/UV. Deze variant is in deze studie omwille van scope niet uitgewerkt, maar kan een interessant alternatief zijn als er zorgen zijn rondom bromaatvorming.

14 Zie <https://www.nxfiltration.com/products/nanofiltration/> voor de specificaties van dNF40 en dNF80 (specs opgehaald 10 december 2019)

TABEL 11 ONTWERPGRONDSLAGEN OZON

Ontwerpgrondslagen ozon	Eenheid	Waarde
Jaardebiet voedingswater NF	(m ³ /j)	5.365.500
Jaardebiet concentraatstroom NF	(m ³ /j)	1.330.001
Maximumdebiet voeding NF	(m ³ /h)	1.040
Maximumdebiet concentraat NF	(m ³ /h)	258
Specifiek ozonverbruik	gO ₃ /gDOC	0,7
Specifieke energie aanmaak/inbreng O ₃	kWh/kgO ₂	10
Specifieke productie O ₃	kgO ₂ /kgO ₃	1,5
DOC in rwzi effluent	(mg/l)	11
Minimum contacttijd ozon	(min)	15

TABEL 12 KENMERKEN OZON BEHANDELING OP PERMEAAT

Kenmerken ozon behandeling op permeaat	Eenheid	Waarde
Energieverbruik ozonisatie permeaat (20% DOC)	(kWh/j)	130.918
Ozonverbruik	(kgO ₃ /j)	8.263
Vloeibare O ₂ naar O ₃	(kgO ₂ /j)	8.263
Vloeibare O ₂ inkoop	(kgO ₂ /j)	82.629
Inbrengcapaciteit	(kgO ₃ /h)	1,6
Omvang contacttank permeaat	(m ³)	260
Personeel	FTE	0,2

TABEL 13 KENMERKEN OZON BEHANDELING OP CONCENTRAAT

Kenmerken ozon behandeling op concentraat	Eenheid	Waarde
Energieverbruik ozonisatie concentraat (als referentietechnologie)	(kWh/j)	654.591
Ozonverbruik	(kgO ₃ /j)	41.314
Vloeibare O ₂ naar O ₃	(kgO ₂ /j)	41.314
Vloeibare O ₂ inkoop	(kgO ₂ /j)	413.144
Inbrengcapaciteit	(kgO ₃ /h)	8,0
Omvang contacttank concentraat	(m ³)	64
Personeel	FTE	0,2

5.4 DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN ACTIEF KOOL

Bij actief koolbehandeling is gelet op de modelberekeningen in hoofdstuk 2 gekozen voor een dosering van 10mgPAC/l in de NF + PACAS variant (qua uitgangspunten voor dimensionering identiek aan NF + PAC in Feed variant omdat alleen het doseerpunt verschilt). De PAC dosering is relatief aan het influentdebiet uitgedrukt.

Voor de GAK feed/bleed in de concentraatstroom is éénzelfde hoeveelheid kool aangenomen als bij de PACAS / PAC in Feed varianten, maar dan als GAK. Het principeverschil in deze variant is dat kool los kan worden afgevoerd van de surplusslibstroom middels een hoogbelaste lamellenafscheider, wat maakt dat er geen invloed van de kooldosering is op de capaciteit van de rwzi (d.m.v. afname slibleeftijd). Ten aanzien van het surplusslib is voor zowel PACAS, PAC in Feed en GAK gerekend met extra slibproductie analoog aan de PACAS aanpak, om zodoende de afvoer van het actief kool te verdisconteren in de kosten en de CO₂ posten. Bij PACAS en PAC in Feed is ook een besparing op polymeerverbruik gerekend door betere ontwatering van het slib, analoog aan de PACAS referentie.

Voor de biologische actief kool filtratie op het permeaat is gerekend met actief kool van biologische oorsprong en een relatief lange standtijd omwille van de reductie in DOC (80% reductie geraamd). Vooral nog is aangenomen dat een standtijd van 2,5 jaar hiermee kan worden gerealiseerd, deze aanname zal in de praktijk nog moeten worden getoetst.

TABEL 14 ONTWERPGRONDSLAGEN ACTIEF KOOLBEHANDELING

Ontwerpgrondslagen actief koolbehandeling	Eenheid	Waarde
Jaardebiet rwzi	(m ³ /j)	7.665.000
Jaardebiet voedingswater NF	(m ³ /j)	5.365.500
Jaardebiet concentraatstroom NF	(m ³ /j)	1.330.001
Maximumdebiet voeding NF	(m ³ /h)	1.040
Maximumdebiet concentraat NF	(m ³ /h)	258
Specifiek vulgewicht AK voor filtratie	(kgAK/m ³)	400
Minimum contacttijd BAKF op permeaat	(min)	30
Minimum contacttijd GAK in concentraat	(h)	2
Standtijd BAKF op permeaat	(j)	2,5
Dosering PACAS óf PAC in Feed (relatief aan influent)	(mgPAC/L)	10
Dosering GAK in concentraat (relatief aan influent)	(mgGAK/L)	10
Jaarvolume behandeld met kool dosering opties (analoog PACAS)	(-)	80%

TABEL 15 KENMERKEN BAKF FILTRATIE OP PERMEAAT

Kenmerken BAKF filtratie op permeaat	Eenheid	Waarde
Volume BAKF filtratie	(m ³)	520
Koolverbruik	(kgBAK/j)	83.200
Energieverbruik (8m opvoer + overig)	(kWh/j)	180.772
Personeel	FTE	0,2

TABEL 16 KENMERKEN PACAS / PAC IN FEED SYSTEEM

Kenmerken PACAS óf PAC in Feed	Eenheid	Waarde
Dosering (t.o.v. influent)	(mgPAC/L)	10
Koolverbruik	(kgAK/j)	61.320
Energieverbruik	(kWh/j)	56.940
Besparing PE verbruik	(kgPE/tonDS)	1
Personeel	FTE	0,2

TABEL 17 KENMERKEN GAK FEED & BLEED SYSTEEM

Kenmerken GAK feed/bleed in concentraat	Eenheid	Waarde
Koolverbruik GAK in concentraat (gelijke dosering PACAS)	kgAK/j	61.320
Contacttank GAK in concentraat	(m ³)	516
Ontwerpdebiet lamellenafscheider	(m ³ /h)	258
Energieverbruik (menging tank, dosering kool, spui kool)	(kWh/j)	87.600
Personeel	FTE	0,4
Opslagcapaciteit beladen kool	(d)	14

6

INPASBAARHEID IN NEDERLANDSE ZUIVERINGSPRAKTIJK

6.1 ALGEMENE TOEPASSING

Toepassing van nanofiltratie leidt tot een goede kwaliteit van permeaat, die potentie heeft voor hergebruik. Afhankelijk van de gekozen technologische inpassing ontstaan er reststromen. De samenstelling van de reeds bestaande reststroom: het spuislib, zal bij toepassing van NF wijzigen van samenstelling. Hierin zullen concentraties microverontreinigingen, microplastics en de concentratie van een aantal zouten hoger zijn. In de varianten met dosering van ozon of actiefkool ontstaan reststromen, gelijkwaardig aan de reststromen zoals beschreven in het PACAS project (STOWA, 2018) en het ozonproject op rwzi Groote Lucht (STOWA, 2018).

Voor het doseren van kool in het actiefslib (PACAS, PAC in feed) geldt als bekend uit het PACAS onderzoek wel een zekere beperking ten aanzien van de capaciteit van de rwzi: er is voor de toepassing namelijk enige ruimte in de slibleeftijd nodig ten aanzien van de stikstofverwijdering (STOWA, 2018). Bij BAKF filtratie of GAK Feed/Bleed in het concentraat is een significante invloed op de slibleeftijd niet aanwezig.

Door de introductie van membranen en terugvoer van concentraat naar de actiefslibtank zullen de concentraties van tegengehouden componenten ook verhogen in de actiefslibtank. Aangezien het niet om eenwaardige ionen gaat, zal de impact op de biologie waarschijnlijk gering zijn. Wel moet rekening worden gehouden met voorzorgsmaatregelen ten aanzien van scaling, hiervoor kunnen antiscalants worden ingezet, en dient te worden gestreefd naar het doorlaten van een deel van de tweewaardige ionen naar het permeaat. Voor waterfabriek Wilp geldt dat een retentie van slechts 60% van de tweewaardige ionen wordt bewerkstelligd.

In principe kan holle vezel nanofiltratie worden toegepast op elke rwzi in Nederland. Voor toepassing bij batch systemen met een eventueel discontinu lozingsdebiet (SBR, Nereda) kan het zijn dat een effluentbuffer wenselijk is ten behoeve van de membraaninstallatie, maar dat is niet altijd nodig. Van een effluentbuffer is in deze studie niet uitgegaan.

6.2 TOEPASSING VAN OZON IN RELATIE TOT BROMAATVORMING

Over de varianten waarin ozonbehandeling wordt toegepast kan worden gezegd dat ozon bij voorkeur wordt toegepast waar bromidegehalte in het afvalwater relatief laag is.

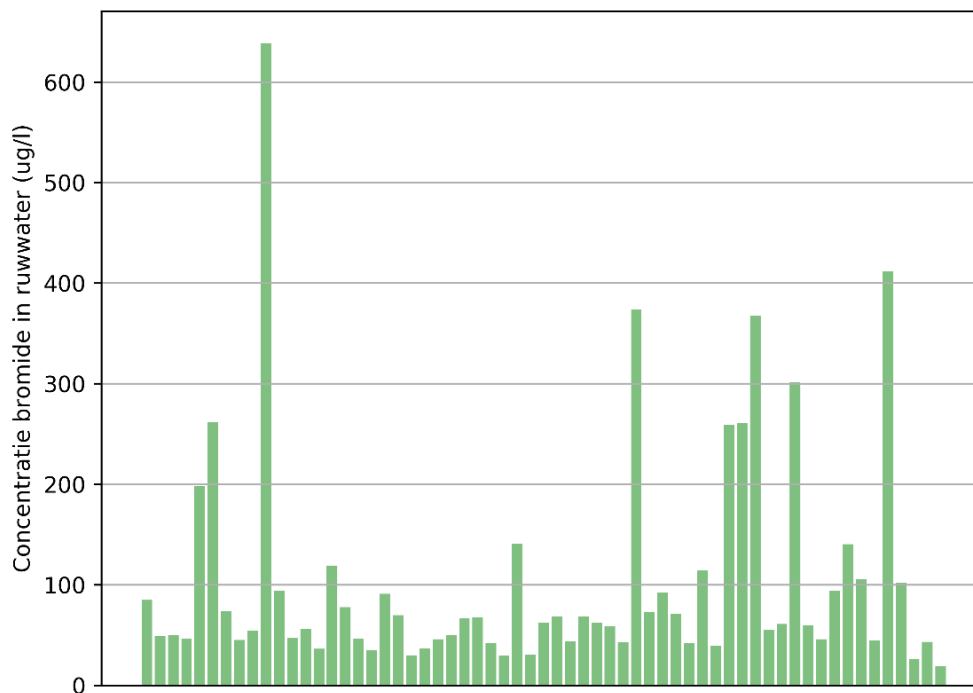
Bij drinkwaterproductie geldt een praktische grens van 250 µg/l in het ruwwater om bij ozonering onder de normen in het drinkwaterbesluit te blijven (< 5 µg/l bromaat in het drinkwater). Dit maakt de mogelijkheid voor het toepassen van ozon voor drinkwater locatiespecifiek. Een

soortgelijke werkwijze om de toepasbaarheid van ozon te beoordelen is denkbaar voor afvalwater wanneer er normen zijn vastgesteld voor het te lozen water.

Drinkwaterproductielocaties brengen een belangrijk deel van het afvalwater in het systeem, uit beschikbare gegevens van grondwaterbronnen die in Nederland worden toegepast voor drinkwaterproductie blijkt dat de ruwwaterconcentratie doorgaans lager is dan 100 µg/l. Het is echter niet zeker in hoeverre lozingen op het afvalwater deze waarde verhogen alvorens de rwzi wordt bereikt.

FIGUUR 26

BROMIDEGEHALTE IN RUWWATER VAN GRONDWATERBRONNEN T.B.V. DRINKWATERPRODUCTIE IN NEDERLAND, ELKE BALK IS EEN WINLOCATIE



7

JAARLIJKSE KOSTEN

Dit hoofdstuk schetst de jaarlijkse kosten voor de NF en de uitgewerkte varianten in detail. Eerst wordt een overzicht gegeven van de kosten, waarna enige toelichting wordt gegeven op de uitgangspunten. De kale kosten zijn afgerond op honderdduizenden euro's waarna opslagfactoren zijn toegepast.

7.1 INVESTERINGEN EN KAPITAALSLASTEN

	1	2	3	4	5	6	7
Kale kosten (x1000 EUR)	NF	NF+O₃ c	NF+O₃ p	NF+PACAS	NF+PACiF	NF+GAKfB	NF+BAKF
Totaal Civiel	1.400	1.600	1.700	1.400	1.400	2.000	1.600
Totaal WTB	3.100	3.700	3.400	3.400	3.400	3.600	4.000
Totaal Elektro	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.100	1.300
Totaal PA	500	500	500	600	600	600	700
Totaal	6.000	6.800	6.600	6.400	6.400	7.300	7.600

	1	2	3	4	5	6	7
Kale kosten incl. 25% onv. (x1000 EUR)	NF	NF+O₃ c	NF+O₃ p	NF+PACAS	NF+PACiF	NF+GAKfB	NF+BAKF
Totaal Civiel	1.750	2.000	2.125	1.750	1.750	2.500	2.000
Totaal WTB	3.875	4.625	4.250	4.250	4.250	4.500	5.000
Totaal Elektro	1.250	1.250	1.250	1.250	1.250	1.375	1.625
Totaal PA	625	625	625	750	750	750	875
Totaal	7.500	8.500	8.250	8.000	8.000	9.125	9.500

	1	2	3	4	5	6	7
Bouwkosten (x1000 EUR)	NF	NF+O₃ c	NF+O₃ p	NF+PACAS	NF+PACiF	NF+GAKfB	NF+BAKF
Totaal Civiel	2.188	2.500	2.656	2.188	2.188	3.125	2.500
Totaal WTB	4.844	5.781	5.313	5.313	5.313	5.625	6.250
Totaal Elektro	1.563	1.563	1.563	1.563	1.563	1.719	2.031
Totaal PA	781	781	781	938	938	938	1.094
Totaal	9.375	10.625	10.313	10.000	10.000	11.406	11.875

	1	2	3	4	5	6	7
Stichtingskosten (x1000 EUR)	NF	NF+O₃ c	NF+O₃ p	NF+PACAS	NF+PACiF	NF+GAKfB	NF+BAKF
Totaal Civiel	3.938	4.500	4.781	3.938	3.938	5.625	4.500
Totaal WTB	8.719	10.406	9.563	9.563	9.563	10.125	11.250
Totaal Elektro	2.813	2.813	2.813	2.813	2.813	3.094	3.656
Totaal PA	1.406	1.406	1.406	1.688	1.688	1.688	1.969
Totaal	16.875	19.125	18.563	18.000	18.000	20.531	21.375

	1	2	3	4	5	6	7
Kapitaalslasten (x1000 EUR/j)	NF	NF+O ₃ c	NF+O ₃ p	NF+PACAS	NF+PACiF	NF+GAKfB	NF+BAKF
Kapitaalslasten Civiel	228	260	277	228	228	325	260
Kapitaalslasten WTB	784	936	860	860	860	911	1.012
Kapitaalslasten Elektro	253	253	253	253	253	278	329
Kapitaalslasten PA	316	316	316	379	379	379	442
Totaal	1.581	1.765	1.705	1.720	1.720	1.893	2.043

7.2 EXPLOITATIEREKENING

Exploitatierkening (x1000 EUR)	1	2	3	4	5	6	7
	NF	NF+O ₃ c	NF+O ₃ p	NF+PACAS	NF+PACiF	NF+GAKfB	NF+BAKF
Kapitaalslasten	1.581	1.765	1.705	1.720	1.720	1.893	2.043
Energie	171	237	184	177	177	180	189
Aanvullende slib/waswater verwerking	0	0	0	37	37	37	55
Chemicaliën (inclusief eventuele besparingen)	47	130	64	166	166	121	147
Personeel	50	60	60	60	60	70	60
Reservering vervanging membranen	112	112	112	112	112	112	112
Onderhoud	227	256	243	245	245	264	294
Jaarlijkse kosten incl. BTW	2.188	2.560	2.368	2.517	2.517	2.677	2.901
Debiet behandeld	5.365.500	5.365.500	5.365.500	5.365.500	5.365.500	5.365.500	5.365.500
eur/m ³	0,41	0,48	0,44	0,45	0,45	0,50	0,54

N.B. bij de all-in prijs van de PAC-varianten (4 en 5) is zijn de kosten van de PAC-dosering gespreid over 7.665.000 m³/j, terwijl de kosten van de NF worden gespreid over 5.365.500 m³/j.

7.3 TOELICHTING

De kapitaalslasten zijn conform de richtlijnen gegeven voor deze studie berekend. De primaire investering is de NF-installatie. De kosten hiervoor zijn ontleend aan een raming met behulp van de RHDHV kostenstandaard drinkwater op het niveau van een systeemkeuze (+/- 30%).

De kostenstandaard drinkwater rekent de stichtingskosten exclusief de BTW uit en rekent op basis van nacalculatie. De marge voor de aannemer, de stichtingskosten (exclusief de BTW) en de onvolledigheid zijn dus al in dit bedrag opgenomen. De in de kostenstandaard gevonden kosten zijn zodoende vermeerderd met de BTW (21%) en daarna gedeeld door de factoren als opgegeven door de STOWA (1,80 x 1,25 x 1,25) om te komen tot de kale kosten, die zijn vervolgens afgerond op honderdduizenden euro's.

Voor wat betreft de raming van de bijgeschakelde technieken zijn de kosten voor de lamellen-afscheider (variant 6) en de BAKF (variant 7) eveneens gedaan volgens de bovenstaande methode. Omdat deze kostenstandaard rekent op een binnen opstelling zijn alleen de civiele kosten voor deze raming geschaald naar 20% om te komen tot een raming voor een buitenopstelling. Overige posten binnen de raming van de varianten zijn geraamd op basis van expert judgement of leveranciersgegevens.

Omdat een aantal posten zijn geraamd op basis van gegevens waarbij alleen een gezamenlijke post voor EI/A bekend was, is waar van toepassing 65% van deze post genomen als kosten voor de elektrotechniek en 35% van deze post voor de procesautomatisering.

Investeringskosten en energielasten voor druk opvoer en/of een pompstap die water levert naar de **voorbehandeling van de NF** zijn **niet opgenomen**, omdat deze eventueel locatie specifiek nodig zijn.

Overige details en eenheidsprijzen zijn opgenomen in bijlage E.

8

VERGELIJKING TEN OPZICHTE VAN REFERENTIES

TABEL 18 OVERZICHT VERGELIJKING MET REFERENTIETECHNOLOGIEËN

	Eenheid	PACAS	Ozon + ZF	GAK	NF ¹⁵
CO ₂ footprint	gCO ₂ /m ³	122	128	325	200 - 299
Kosten	€/m ³	0,05	0,17	0,26	0,44 - 0,58
Rendement gidsstoffen ¹⁶	%	70-75%	80-85%	80-85%	>85%

Tabel 18 vat de prestaties van de techniek samen. De ondergrens van de CO₂ footprint en de kosten voor de NF is inclusief een aanvullende verwijderingstechniek. De technologie is op het vlak van CO₂ footprint of kosten niet beter dan de referentietechnologie (ozon + zandfiltratie). De technologie onderscheidt zich vooral door de potentie om microverontreinigingen beter te verwijderen dan de referentietechnologie, waarbij toepassing vooral in de sfeer van hergebruik van effluent wordt voorzien.

Bij het vermeldde verwijderingsrendement geldt dat enkele condities moeten worden voldaan rondom de technische prestaties van het systeem, deze zijn alleen in de praktijk met een pilot te onderzoeken. In onderstaande tabel wordt per variant die in deze studie is beschreven welke condities moeten worden voldaan om een beter verwijderingsrendement te halen van de referentietechnologie (ozon + zandfiltratie).

TABEL 19 OVERZICHT HAALBAARHEIDSCONDITIES

Variant	Verwijdering beter dan referentietechnologie indien:
1: NF (los)	Verwijdering in actiefslibstelsysteem dient met 60% te worden verhoogd (ten opzichte van de analyses van Rijn Oost ¹⁷) door een combinatie van: <ul style="list-style-type: none"> • Betere biologische omzettingen in de biologie door retentie NF • Betere sorptie micro's op spuislib door retentie NF • Afvoer microverontreinigingen via water in slibstroom
2: NF + O ₃ concentraat	Verwijdering micro's in concentraatstroom >60% efficiënt bij voorgenomen ozonodosis. Bromide in het effluent moet toelaatbaar zijn.

- 15 Dit betreft: NF in combinatie met ozon of actiefkool (0,44 – 0,58 eur/m³) (200 – 299 gCO₂/m³). Alle getoonde bedragen zijn exclusief de eventuele waarde van geproduceerd permeaat t.b.v. hergebruik. Alleen nageschakelde NF behelst 0,41 eur/m³ en 181 gCO₂/m³.
- 16 Verwijderingsrendement conform de Volkert-Bakker methode voor minimaal 7 van de 11 gidsstoffen benzotriazol, claritromycine, carbamazepine, diclofenac, metoprolol, hydrochloorthiazide, mengsel van 4- en 5-methylbenzotriazol, propranolol, sotalol, sulfamethoxazol, trimethoprim in elk 24h of 48h debiets- of tijdsproportioneel monster, waarbij rekening is gehouden met verblijftijd van het water in de rioolwaterzuivering
- 17 N.B. de behaalde efficiëntie van de CAS is volgens de analyses van Rijn Oost minder gunstig dan vermeld in de PACAS studie. De analyses van rijn oost zijn echter bij 18 rwzi's uitgevoerd en worden daarom als een betere vergelijkingsbasis gezien.

Variante	Verwijdering beter dan referentietechnologie indien:
3: NF + O ₃ permeaat	Verwijdering micro's in permeaatstroom >80% efficiënt. Bromide in het effluent moet toelaatbaar zijn. Eventueel kan worden uitgeweken naar UV/H ₂ O ₂ (niet in deze studie becijferd).
4: NF + PACAS (10 mg/l)	Verwijdering micro's in actiefslibstelsysteem dient met 25% te worden verhoogd ten opzichte van 'normale' PACAS door een combinatie van: <ul style="list-style-type: none"> • Beter biologische omzettingen in de biologie door retentie NF • Beter sorptie micro's op spuislib door retentie NF • Afvoer microverontreinigingen via water in slibstroom
5: NF + PAC in Feed (10 mg/l)	Zie variant 4. De retentie van micro's door de membranen is naar verwachting beter dan in variant 4, maar daar staat een risico op verstoppingen in de membranen door actief kool tegenover.
6: GAK Feed & Bleed	Verwijdering in concentraatstroom >60% efficiënt bij voorgenomen kooldosering.
7: BAKF permeaat	80% verwijdering micro's in BAKF, met een standtijd van 2,5 jaar bij gebruik van actief kool met een biologische oorsprong.

9

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

9.1 CONCLUSIES

- De technologie holle vezel Nanofiltratie wordt vooralsnog technisch haalbaar geacht onder voorbehoud van:
 - Het halen van de nodige prestaties die per uitvoeringsvariant zijn samengevat in tabel 19 (hoofdstuk 7). Deze prestaties kunnen pas worden onderzocht in een pilotstudie.
 - Het beheersen van eventuele nadelige effecten m.b.t. het concentreren van door de NF tegengehouden stoffen in het actiefslibstelsysteem. Of nadelige effecten optreden kan pas worden onderzocht in een pilotstudie.
- De technologie onderscheidt zich bij een bewezen technische haalbaarheid met een beter verwijderingsrendement op microverontreinigingen dan de referentietechnologie ozon + zandfiltratie.
- Qua kosten is de technologie aanzienlijk duurder dan de referentietechnologie ozon + zandfiltratie. Wanneer hergebruik van geproduceerd permeaat kan worden toegepast en hieraan een waarde wordt toegekend van 0,27 – 0,41 eur/m³ komen de resterende kosten gelijk te liggen met die van de referentietechnologie. De hier gegeven bandbreedte wordt veroorzaakt door het verschil in de kosten van de uitvoeringsvarianten van de NF.
- De technologie heeft een hogere CO₂ footprint dan de referentietechnologie. In de beschouwingen zijn eventuele besparingen op CO₂ footprint wanneer water wordt hergebruikt nog niet meegenomen.

9.2 ONDERZOEKSVRAGEN VOOR EEN PILOTSTUDIE

Hieronder volgen puntsgewijs de belangrijkste onderzoeksvragen die middels een pilot beantwoord kunnen worden en van belang zijn om de full-scale technische haalbaarheid aan te tonen.

RENDEMENTEN NF

- Onder welke procescondities van de NF is het afscheidingsrendement maximaal
- Kan het afscheidingsrendement gestuurd worden middels de procescondities

EFFECT NF OP OZONBEHANDELING

- Welke effecten zien we in ozonverbruik ten opzichte van rendement op micro verwijdering bij permeaat en concentraatbehandeling?
- Welke effecten zijn er zichtbaar m.b.t. bromaatvorming?
- Is UV/H₂O₂ een haalbaar alternatief voor O₃ op het permeaat?

EFFECT NF OP KOOLBEHANDELING

- Kan de standtijd van actief koolfiltratie worden verbeterd door voor te behandelen met NF? Wat is de standtijd na NF behandeling?
- Kan biologisch actief kool worden toegepast in plaats van actief kool terwijl een lange standtijd in actief koolfiltratie gewenst is?
- Kan koolretentie (GAK feed & bleed) in de concentraatstroom leiden tot hogere koolbelading? Tot welk rendement leidt de methode bij éénzelfde kooldosering als bij PACAS?
- Kan het PACAS-rendement complementair werken met NF?
- Is er een verschil tussen PACAS en PAC-in-Feed qua retentie met NF?

EFFECTEN VAN TERUGVOER VAN CONCENTRAAT

- Welke effecten van de NF zien we op de verwijdering van micro's middels het spuislib en de biologie?
- Hoe groot is de retentie van zouten in het systeem door de NF in de praktijk? Welke consequenties heeft dit voor de biologie?
- Welke overige effecten van de NF zien we op het systeem? (RWA condities, populatie slib, etc.)

DE BIJVANGST

- Hoeveel microplastics worden tegengehouden door de NF?
- Wat is de SIMONI-score van NF-behandeld effluent?
- Is er retentie van multiresistentie, en wat is het effect op de biologie?

INZET VAN BEHANDELD EFFLUENT

- Door de nanofiltratie verbetert de effluentkwaliteit aanzienlijk. Onderzocht kan worden welke stappen nog nodig zijn om drinkwaterkwaliteit te bereiken.
- Voor welke toepassingen is het effluent geschikt en wat zou hiervan de marktwaarde zijn.
- Voor welke locaties/afnemers is behandeld rwzi effluent interessant als alternatief voor de huidige bronnen.

We verwachten dat een stapsgewijze aanpak tot de beste resultaten leidt. Door te beginnen met een nageschakelde nanofiltratie zonder bijgeschakelde nabehandeling (variant 1) kunnen de eerste vragen onderzocht worden. In een later stadium kunnen de effecten van een bijgeschakelde behandeling onderzocht worden, er zou hierbij een keuze moeten worden gemaakt voor de meest kansrijke varianten.

9.3 AANBEVELINGEN

Aanbevolen wordt om een onderzoeksplan op te stellen voor het uitvoeren van een pilotstudie waarin achtereenvolgens de volgende varianten uit tabel 19 getest worden:

1. Nanofiltratie met terugvoer van concentraat naar biologie, daarbij kan onder meer onderzocht of er negatieve effecten kunnen ontstaan door het concentreren van geretenteerde stoffen in een actiefslibstelsysteem.
2. Testen van variant 3: Nanofiltratie met verdere oxidatie van het effluent.
3. Testen van variant 2 en 6: Nanofiltratie met verdere behandeling van de concentraatstroom.

In dit onderzoeksplan zou moeten worden uitgewerkt op welke schaal de proeven zullen plaatsvinden en op welke locatie(s). Daarnaast moet worden beschreven welke onderzoeks-

vragen beantwoord dienen te worden en welke meetcampagne daarvoor nodig is, inclusief kostenraming en planning.

Vanuit Waterschap Vechtstromen en Waterschap Aa en Maas is interesse uitgesproken om locaties hiervoor beschikbaar te stellen. Bij het opstellen van het onderzoeksplan zal afstemming met deze twee waterschappen gezocht worden.

10

REFERENTIES

Abtari, S. M., Marbelia, L., Gebreyohannes, A. Y., Ahmadiannamini, P., Joannis-Cassan, C., Albasi, C., & de Vos, W. M. (2019). Micropollutant rejection of annealed polyelectrolyte multilayer based nanofiltration membranes for treatment of conventionally treated municipal wastewater. *Separation and Purification Technology*(209), 470-481.

Aceró, J. L., Benitez, F. J., & Real, F. J. (2015). Elimination of Selected Emerging Contaminants by the Combination of Membrane Filtration and Chemical Oxidation processes. *Water Air Soil Pollution*(226), 139-153.

Arola, K., Hatakka, H., Mänttari, M., & Kallioinen, M. (2017). Novel process concepts alternatives for improved removal of micropollutants in wastewater treatment. *Separation Purification Technology*, 186, 333-341.

Beyer, F., Rietman, B., Zwijnenburg, A., van den Brink, P., Vrouwenvelder, J. S., Jarzembowska, M., . . . Plugge, C. M. (2014). Long-term performance and fouling analysis of full-scale direct nanofiltration (NF) installations treating anoxic groundwater. *Journal of Membrane Science*(468), 468 (339-348).

Cartagena, P., El Kaddouri, M., Cases, V., Trapote, A., & Prats, D. (2013). Reduction of emerging micropollutants, organic matter, nutrients and salinity from real wastewater by combined MBR-NF/RO treatment. *Separation and Purification Technology*(110), 132-143.

Dharupaneedi, S. P., Nataraj, S. K., Nadagouda, M., Reddy, K. R., Shukla, S. S., & Aminabhavi, T. M. (2019). Membrane-based separation of potential emerging pollutants. *Separation Purification Technology*, 210, 850-866.

Garcia-Ivars, J., Martella, L., Massella, M., Carbonell-Alcaina, C., Isabel, M., Miranda, A., & Iborra-Clar, M.-I. (2017). Nanofiltration as tertiary treatment method for removing trace pharmaceutically active compounds in wastewater from wastewater treatment plants. *Water Research*, 125, 360-373.

Geaniyu, S. O., Hullebusch, E. D., Cretin, M., Esposito, G., & Oturan, M. (2015). Coupling of membrane filtration and advanced oxidation processes for removal of pharmaceutical residues: a critical review. *Separation and Purification Technology*(156), 891-914.

Heijman, S. G., Verliefde, A. R., Cornelissen, E. R., Amy, G., & van Dijk, J. C. (2007). Influence of natural organic matter (NOM) fouling on the removal of pharmaceuticals by nanofiltration and activated carbon filtration. *Water Science & Technology: Water Supply*, 7, 17-23.

Hendricks, D. W. (2011). *Water Treatment Unit Processes, Physical, Chemical and Biological*. CRC Press, Taylor & Francis Group.

Kazner, C., Melin, T., Wessling, M., & Jekel, M. (2011). *Advanced Wastewater Treatment by Nanofiltration and Activated Carbon for High Quality Water Reuse*. Aachen: Dissertation - Fakultät für Maschinenwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen.

Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW. (2018). *Einsatz von Membranverfahren zur Wasser-/Abwasserbehandlung*. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW. Opgehaald van https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=2ahUKEwib5uq4mqvmAhUCqaQKHROtD_MQFjAAegQIARAJ&url=https%3A%2F%2Fwww.dgmt.org%2Ffiles%2Fpdf2FBroschu25CC2588re_Mikroschadstoffe_Kompetenzzentrum.NRW.pdf&usg=AOvVaw0AT0JayolvMg6hfbNdeVji

KWR. (2017). *Gevolgen van zoetwatertekorten voor industrie en drinkwaterproductie*. KWR Watercycle Research.

Li, S., Luo, J., Hang, X., Zhao, S., & Wan, Y. (2019). Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons by nanofiltration membranes. Rejection and fouling mechanisms. *Journal of Membrane Science*(582), 264-273.

Lin, Y. L. (2018). In situ concentration-polarization-enhanced radical graft polymerization of NF270 for mitigating silica fouling and improving pharmaceutical and personal care product rejection. *Journal of Membrane Science*(552), 387-395.

Lin, Y.-L., Tsai, C.-C., & Zheng, N.-Y. (2018). Improving the organic and biological fouling resistance and removal of pharmaceutical and personal care products through nanofiltration by using in situ radical graft polymerization. *Science of the Total Environment*(635), 543-550.

Liu, T.-Y., Bian, L.-X., Yuan, H.-G., Pang, B., Lin, Y.-K., Tong, Y., . . . Wang, X.-L. (2015). Fabrication of a high-flux thin film composite hollow fiber nanofiltration membrane for wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*(478), 25-36.

Liu, Y.-L., Wang, X.-m., Yang, H.-w., Xie, Y. F., & Huang, X. (2019). Preparation of nanofiltration membranes for high rejection of organic micropollutants and low rejection of divalent cations. *Journal of Membrane Science*, 152-160.

Liu, Y.-l., Zhao, Y.-y., Wang, X.-m., Wen, X.-h., & Huang, X. (2019). Effect of varying piperazine concentration and post-modification on prepared nanofiltration membranes in selectively rejecting organic micropollutants and salts. *Journal Membrane Science*(582), 274-283.

Moslemi, M., Davier, S. H., & Masten, S. J. (2012). Rejection of Bromide and Bromate Ions by a Ceramic Membrane. *Environmental Engineering Science*, Dec; 29(12): 1092-1096.

Nghiem, L. D., & Hawkes, S. (2007). Effects of membrane fouling on the nanofiltration of pharmaceutically active compounds (PhACs): Mechanisms and role of membrane pore size. *Separation Purification Technology*, 57, 176-184.

Nitto Hydranautics. (2013). Technical Application Bulletin No. 111.

Pronk, W., Palmquist, H., Biebow, M., & Boller, M. (2006). Nanofiltration for the separation of pharmaceuticals from nutrients in source-separated urine. *Water Research*, 40, 1405-1412.

Radjenovic, J., Petrovic, M., Ventura, F., & Barceló, D. (2008). Rejection of pharmaceuticals in nanofiltration and reverse osmosis membrane drinking water treatment. *Water Research*, 42, 3601-3610.

Sires, I., & Brillas, E. (2012). Remediation of water pollution caused by pharmaceutical residues based on electrochemical separation and degradation technologies: a review. *Environment International*(40), 212-229.

Snyder, S. A., Wert, D. J., Rexing, D. J., Zegers, R. E., & Drury, D. D. (2006). Ozone oxidation of endocrine disruptors and pharmaceuticals in surface water and waste water. *Ozone: Science and Engineering*, 28, 445-460.

STOWA. (2010). *Actievekoolfiltratie op Afloop nabezinktank*. STOWA (2010-27).

STOWA. (2013). *Humane geneesmiddelen in de waterketen*. STOWA (2013-06).

STOWA. (2018). PACAS - Poederkooldosering in actiefslib voor verwijdering van microverontreinigingen.

STOWA. (2018). *Zoetwaterfabriek awzi de Grootte Lucht. Pilotonderzoek ozonisatie en zandfiltratie*. STOWA (2018-46).

Tagliavini, M., & Schäfer, A. I. (2018). Removal of steroid micropollutants by polymer-based spherical activated carbon (PBSAC) assisted membrane filtration. *Journal of Hazardous materials*, 353, 514-521.

Verberk, J., Post, J., van der Meer, W., & van Dijk, J. (2002). Direct capillary nanofiltration for ground water and surface water treatment. *Water Science and Technology: Water Supply*(2), 2 (277-283).

Verliefde, A. R., Cornelissen, E. R., Heijmana, S. C., Petrinic, I., Luxbacher, T., Amye, G., . . . van Dijk, J. (2009). Influence of membrane fouling by (pretreated) surface water on rejection of pharmaceutically active compounds (PhACs) by nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*(330), 90-103.

Wang, Y., Wang, X., Li, M., Dong, J., Sun, C., & Chen, G. (2018). Removal of Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) from Municipal Waste Water with Integrated Membrane Systems, MBR-RO/NF. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15, 269.

Zerafat, M. M., & Doodeji, S. M. (2018). A review on the application of Nanofiltration for virus removal and pharmaceutical industries. *Global Journal of Nanomedicine*, 3(5).

BIJLAGE A

OVERZICHT BRONNEN RETENTIE MICROVERONTREINIGINGEN MET NF

Gidsstof	MW	log(k_{ow})	lading	Bron voor retentie NF	Membraaneigenschappen en procescondities bij meting				Retentie	
					Membraantype	MWCO	TMP	Flux		Perm.
-	g/mol	-	-	-	-	Da	bar	L/m ² *h	L/m ² *h*bar	-
Metoprolol	267,4	1,88	Neu	(Arola, Hatakka, Mänttari, & Kallioinen, 2017)	NF 270	200 - 300	5,4	22	4,1	54,7% **
Hydrochlorothiazide	297,7	-0,07	Neu	(Radjenovic, Petrovic, Ventura, & Barceló, 2008)	NF 90	200	6	22,9	3,8	85-90%
4/5m benzotriazool	133,2	1,6	Neu	(Dharupaneedi, et al., 2019)	NF 90	200				95%
Propranolol	259,3	3,48	Neg	(Pronk, Palmquist, Biebow, & Boller, 2006)	NF 270	300	20	100	5	70%
				(Heijman, Vertiefde, Cornelissen, Amy, & van Dijk, 2007)						
				NXF Proefthal Glanerbrug (2018/2019)	dnF40	Ca. 400	1			30-40%
				NXF / RHDHV / WS A&M (Aarle Rixtel)	dnF80	Ca. 800	4			80% *
				(Arola, Hatakka, Mänttari, & Kallioinen, 2017)	NF 270	200 - 300	5,4	22	4,1	60%
Sotalol	272,4	0,24	Neg	(Radjenovic, Petrovic, Ventura, & Barceló, 2008)	NF 90	200	6			84% **
				NXF Proefthal Glanerbrug (2018/2019)	dnF80	Ca. 800	1			90%
				NXF Proefthal Glanerbrug (2018/2019)	dnF80	Ca. 800	2			40%
				NXF Proefthal Glanerbrug (2018/2019)	dnF80	Ca. 800	3			43%
Sulfamethoxazol	253,3	0,89	Neg	NXF Proefthal Glanerbrug (2018/2019)	dnF80	Ca. 800	4			50%
				NXF Proefthal Glanerbrug (2018/2019)	dnF80	Ca. 800	4			32%
Trimethoprim	290,3	0,91	Neg	NXF Proefthal Glanerbrug (2018/2019)	dnF40	Ca. 400	1			80% *

* De meetwaarde in het permeaat was onder de detectiegrens. Aangenomen in het gegeven percentage is dat verwijdering tot de detectiegrens heeft plaatsgevonden (dit is een worst case).

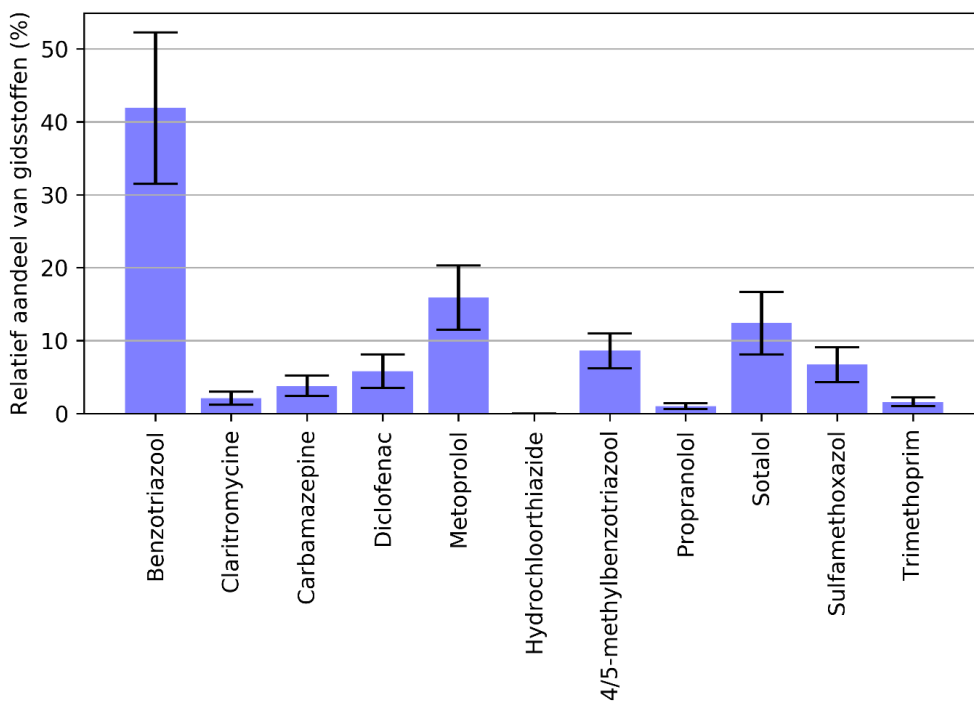
** Deze waarden zijn inclusief behandeling met een MBR reactor. *** Deze membranen zijn na vervaardiging nabehandeld of gecoat voor onderzoeksdoeleinden.

Gidsstof	MW	log(k _{ow})	lading	Bron voor retentie NF	Membraaneigenschappen en procescondities bij meting				Retentie	
					Membraantype	MWCO	TMP	Flux		Perm.
-	g/mol	-	-	-	Da	bar	L/m ² *h	L/m ² *h*bar	-	
Benzotriazool	119,1	1,44	Neu	(Acero, Benitez, & Real, 2015) (Kazner, Melin, Wessling, & Jekel, 2011) (Wang, et al., 2018)	150 - 300 NF 90 Duralisk 2540	6,9			25-30% 50% 90-100%	
Clarithromycine	748,0	3,16	Neu	NXF (2018/2019) NXF (2018/2019) NXF (2018/2019) NXF (2018/2019) NXF (2018/2019)	dnF80	1	4	4	4	96%*
					dnF80	2	9	4,5	4,5	98%*
					dnF80	3				98%*
					dnF80	4	19	4,8	4,8	98%*
					dnF40	1	4	4	4	97%
Carbamazepine	236,3	2,45	Neu	(Lin, Tsai, & Zheng, 2018) (Cartagena, El Kaddouri, Cases, Trapote, & Prats, 2013) (Lin Y. L., 2018) (Lin Y. L., 2018) (Liu, Wang, Yang, Xie, & Huang, 2019) (Nghiem & Hawkes, 2007) (Nghiem & Hawkes, 2007) (Liu, Zhao, Wang, Wen, & Huang, 2019) (Cartagena, El Kaddouri, Cases, Trapote, & Prats, 2013) (Garcia-Ivars, et al., 2017)	200					50-100%
					NF 270 (Silica)***	6,9	115	16,7	16,7	60-80%
					NF 90 (HEMA)***	6,9	60	8,7	8,7	89%
						6	20	3,3	3,3	83%
					NF 270	6,8				80%
					NF 90	6,8				90-100%
					NF (TMC+PIP/BA)***	5	60	12	12	90%
					dnF40	1	4	4	4	28%
					dnF80	1	4	4	4	25%
					NF 270 / MPS 34	5				90-100%
Diclofenac	296,1	4,73	Neu	(Radjenovic, Petrovic, Ventura, & Barceló, 2008) NXF Proefthal Glanerbrug (2018/2019) NXF Proefthal Glanerbrug (2018/2019) NXF Proefthal Glanerbrug (2018/2019) NXF Proefthal Glanerbrug (2018/2019) NXF Proefthal Glanerbrug (2018/2019)	230 - 300	6	70	11,7	11,7	80-90%
					NF 90		22,9			100%
					dnF80	1	4	4	4	47%
					dnF80	2	9	4,5	4,5	63%
					dnF80	3				59%
	4	19	4,8	4,8	65%					
	1	4	4	4	92%					

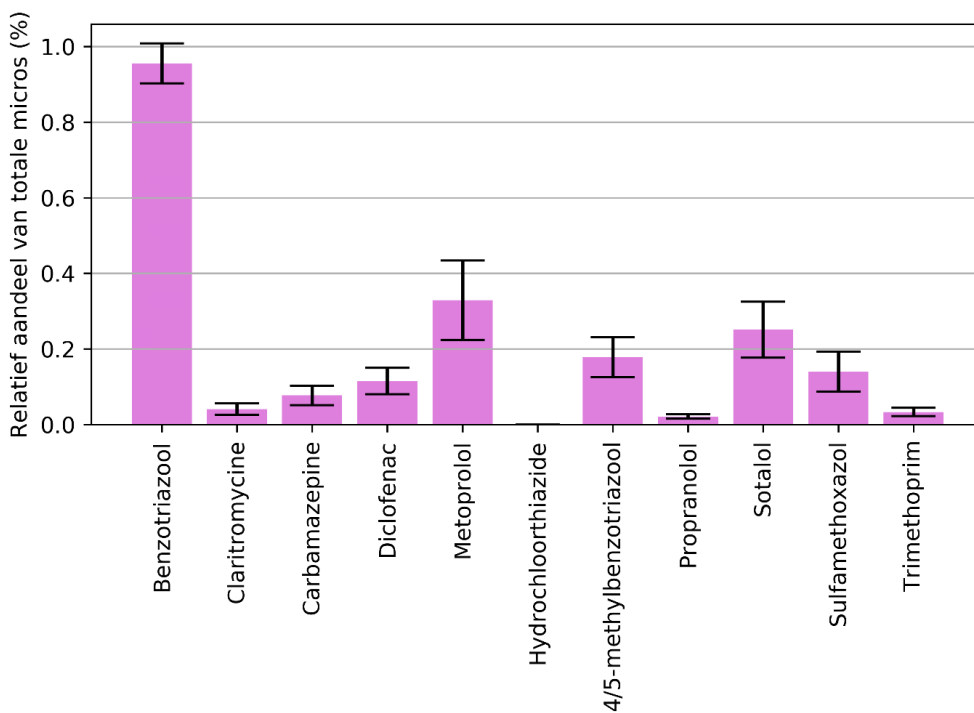
BIJLAGE B

METADATA ANALYSES RIJN OOST

FIGUUR 27 CONTRIBUTIE VAN DE INDIVIDUELE GIDSSTOFFEN AAN DE TOTAALVRACHT GIDSSTOFFEN (RIJN OOST, 2018).



FIGUUR 28 CONTRIBUTIE VAN DE INDIVIDUELE GIDSSTOFFEN AAN DE TOTAALVRACHT VAN BEMETEN MICROVERONTREINIGINGEN (RIJN OOST, 2018).



BIJLAGE C

DETAILS INDICATIEF ONTWERP

MEMBRAANOPSTELLING

Details membraanopstelling (per stage)	Eenheid	Stage 1	Stage 2	Stage 3	Stage 4
Hydraulisch verlies over crossflow (15 °C)	(bar)	0,1	0,1	0,1	0,1
Nominale TMP (bij 15 °C), exclusief vervuilingsmarge	(bar)	5,15	4,91	4,63	4,31
Nominale TMP (bij 15 °C), inclusief vervuilingsmarge	(bar)	5,79	5,53	5,21	4,85
Nominale bedrijfsdruk (bij 15 °C), exclusief vervuilingsmarge	(bar)	5,55	5,45	5,35	5,25
Nominale bedrijfsdruk (bij 15 °C), inclusief vervuilingsmarge	(bar)	6,14	6,04	5,94	5,84
Max TMP (bij 10 °C), exclusief vervuilingsmarge	(bar)	5,91	5,64	5,32	4,95
Max TMP (bij 10 °C), inclusief vervuilingsmarge	(bar)	6,64	6,43	6,12	5,76
Max bedrijfsdruk (bij 10 °C), inclusief vervuilingsmarge	(bar)	6,99	6,89	6,79	6,69
Osmotische druk	(bar)	0,30	0,46	0,68	0,94
Ingaand debiet per stage (relatief)	(bar)	100%	65%	44%	32%
Membraanoppervlak bij 100% bedrijfstijd	(m ²)	22.389	13.902	8.739	5.469
Modules bij 100% bedrijfstijd	(-)	448	278	175	109
Gemiddelde flux gedurende de levensduur	(l/m ² *h)	21,6	20,6	19,5	18,1
Permeaatdebiet (per stage)	(m ³ /h)	484	287	170	99
Permeaatdebiet (cumulatief)	(m ³ /h)	484	771	941	1.040

Afwalwaterzuivering in GER-waarden									
Primair energieverbruik		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar	
Totaal		1265	100%	2198	100%	1953	100%	3009	100%
energie		670	53%	718	33%	1169	60%	827	27%
hulpstoffen		193	15%	1072	49%	380	19%	1778	59%
slibeindverwerking		386	30%	391	18%	386	20%	386	13%
materiaal		17	1,3%	17	1%	18	1%	18	1%
	Omreken-factor kg CO2/eenheid	Referentie ton CO2/jaar		PACAS ton CO2/jaar		Ozon + ZF ton CO2/jaar		GAK ton CO2/jaar	NF (los) ton CO2/jaar
Inkoop energie		670		718		1.014		672	1.571
<i>Inkoop energie</i>									
Inkoop elektriciteit	0,53 kWh	628		676		972		630	1.529
Inkoop aardgas	1,79 Nm3	7		7		7		7	7
Inkoop warmte	1110,00 GJ	0		0		0		0	0
<i>Inkoop brandstoffen</i>									
Diesel	2,21 kg	35		35		35		35	35
Overig invloed nabehandeling op rwzi		0		0		155		155	0
Energieverbruik opvoeren rioolwater	0,53 kWh	0		0		99		99	0
Energieverbruik productie en bewerking spoelwater	0,53 kWh	0		0		56		56	0
Inkoop hulpstoffen		193		1.072		380		1.778	261
Actieve kool	9,60 kg	0		883		0		799	0
Actieve kool geregenereerd	2,52 kg	0		0		0		786	0
Actieve kool biologische oorsprong	3,94 kg	0		0		0		0	0
Aluminiumchloride, hydratevorm	0,35 kg	0		0		0		0	0
Aluminiumsulfaat, poedervorm	0,55 kg	0		0		0		0	0
Antiscalants (polycarboxylaten)	1,73 kg	0		0		0		0	46
Azijnzuur	3,06 kg	0		0		0		0	0
Bio-ethanol	4,12 kg	0		0		0		0	0
Calciumoxide (ongebuste kalk; poeder)	0,34 kg	0		0		0		0	0
Citroenzuur	0,90 kg	0		0		0		0	14
Glycerine uit epichloorhydrine	5,96 kg	0		0		0		0	0
Glycerine uit kootzaadolie	5,84 kg	0		0		0		0	0
IJzer(III)chloride	0,38 kg	99		99		99		99	99
IJzerchloridesulfaat	0,72 kg	0		0		0		0	0
IJzersulfaat	0,20 kg	0		0		0		0	0
Kalkhydraat	0,26 kg	0		0		0		0	0
Kalkmelk op basis van gebuste kalk	0,25 kg	0		0		0		0	0
Koolstofdioxide, vloeibaar	0,64 kg	0		0		0		0	0
Magnesiumchloride	0,07 kg	0		0		0		0	0
Magnesiumchloride, anhydride	1,38 kg	0		0		0		0	0
Magnesiumchloride, hydrate, vaste vorm	0,19 kg	0		0		0		0	0
Magnesiumoxide	0,16 kg	0		0		0		0	0
Melasse uit suikerbieten	0,36 kg	0		0		0		0	0
Methanol	2,20 kg	0		0		0		0	0
Natriumaluminaat oplossing	0,47 kg	0		0		0		0	0
Natriumchloride (zout), poedervorm	0,19 kg	0		0		0		0	0
Natriumhypochloriet	0,15 kg	0		0		0		0	3
Natronloog kwikcelproces	0,66 kg	0		0		0		0	0
Natronloog, membraanproces	0,60 kg	0		0		0		0	5
Natronloog, productiemix	0,67 kg	0		0		0		0	0
Polymeër, anionisch	4,48 kg	0		0		0		0	0
Polymeër, anionisch, vloeibaar	3,64 kg	0		0		0		0	0
Polymeër, kationisch, poeder	5,00 kg	0		0		0		0	0
Polymeër, kationisch, vloeibaar	3,90 kg	90		86		90		90	90
Polyaluminiumchloride	1,13 kg	4		4		4		4	4
Polyaluminiumsulfaat, poeder	1,01 kg	0		0		0		0	0
Waterstofperoxide	1,21 kg	0		0		0		0	0
Zoutzuur, reactie propyleen en chloor	0,05 kg	0		0		0		0	0
Zoutzuur uit de reactie van waterstof en chloor	1,64 kg	0		0		0		0	0
Zoutzuur uit het Mannheim proces	0,41 kg	0		0		0		0	0
Zuurstof (vloeibaar)	0,42 kg	0		0		187		0	0
Zwavelzuur, vloeibaar	0,12 kg	0		0		0		0	0
Materialen		17		17		18		18	17
Gewapend beton	133,00 m3	17		17		18		18	17
Slibeindverwerking		386		391		386		386	386
Droging en verbranding van ontwaterd slib	0,05 kg	305		310		305		305	305
Transport vloeibaar slib	0,13 tonkm	0		0		0		0	0
Transport ontwaterd slib	0,13 tonkm	81		82		81		81	81

Afvalwaterzuivering in GER-waarden											
Primair energieverbruik											
Totaal		ton CO2/jaar	100%	ton CO2/jaar	100%	ton CO2/jaar	100%	ton CO2/jaar	100%	ton CO2/jaar	100%
energie		670	53%	718	33%	1169	60%	827	27%	1915	70%
hulpstoffen		193	15%	1072	49%	380	19%	1778	59%	434	16%
slibeindverwerking		386	30%	391	18%	386	20%	386	13%	386	14%
materiaal		17	1,3%	17	1%	18	1%	18	1%	17	1%
	Omreken- factor kg CO2/eenheid	Referentie ton CO2/jaar		PACAS ton CO2/jaar		Ozon + ZF ton CO2/jaar		GAK ton CO2/jaar		NF + O3 conc ton CO2/jaar	
Inkoop energie		670		718		1.014		672		1.915	
<i>Inkoop energie</i>											
Inkoop elektriciteit	0,53 kWh	628		676		972		630		1.873	
Inkoop aardgas	1,79 Nm3	7		7		7		7		7	
Inkoop warmte	1110,00 GJ	0		0		0		0		0	
<i>Inkoop brandstoffen</i>											
Diesel	2,21 kg	35		35		35		35		35	
Overig invloed nabehandeling op rwzi		0		0		155		155		0	
Energieverbruik opvoeren rioolwater	0,53 kWh	0		0		99		99		0	
Energieverbruik productie en bewerking spoelwater	0,53 kWh	0		0		56		56		0	
Inkoop hulpstoffen		193		1.072		380		1.778		434	
Actieve kool	9,60 kg	0		883		0		799		0	
Actieve kool geregenereerd	2,52 kg	0		0		0		786		0	
Actieve kool biologische oorsprong	3,94 kg	0		0		0		0		0	
Aluminiumchloride, hydratevorm	0,35 kg	0		0		0		0		0	
Aluminiumsulfaat, poedervorm	0,55 kg	0		0		0		0		0	
Antiscalants (polycarboxylaten)	1,73 kg	0		0		0		0		46	
Azijnzuur	3,06 kg	0		0		0		0		0	
Bio-ethanol	4,12 kg	0		0		0		0		0	
Calciumoxide (ongebuste kalk; poeder)	0,34 kg	0		0		0		0		0	
Citroenzuur	0,90 kg	0		0		0		0		14	
Glycerine uit epichloorhydrine	5,96 kg	0		0		0		0		0	
Glycerine uit koolzaadolie	5,84 kg	0		0		0		0		0	
IJzer(III)chloride	0,38 kg	99		99		99		99		99	
IJzerchloridesulfaat	0,72 kg	0		0		0		0		0	
IJzersulfaat	0,20 kg	0		0		0		0		0	
Kalkhydraat	0,26 kg	0		0		0		0		0	
Kalkmelk op basis van gebuste kalk	0,25 kg	0		0		0		0		0	
Koolstofdioxide, vloeibaar	0,64 kg	0		0		0		0		0	
Magnesiumchloride	0,07 kg	0		0		0		0		0	
Magnesiumchloride, anhydride	1,38 kg	0		0		0		0		0	
Magnesiumchloride, hydrate, vaste vorm	0,19 kg	0		0		0		0		0	
Magnesiumoxide	0,16 kg	0		0		0		0		0	
Melasse uit suikerbieten	0,38 kg	0		0		0		0		0	
Methanol	2,20 kg	0		0		0		0		0	
Natriumaluminaat oplossing	0,47 kg	0		0		0		0		0	
Natriumchloride (zout), poedervorm	0,19 kg	0		0		0		0		0	
Natriumhypochloriet	0,15 kg	0		0		0		0		3	
Natronloog kwikcelproces	0,66 kg	0		0		0		0		0	
Natronloog, membraanproces	0,60 kg	0		0		0		0		5	
Natronloog, productiemix	0,67 kg	0		0		0		0		0	
Polymeer, anionisch	4,48 kg	0		0		0		0		0	
Polymeer, anionisch, vloeibaar	3,64 kg	0		0		0		0		0	
Polymeer, kationisch, poeder	5,00 kg	0		0		0		0		0	
Polymeer, kationisch, vloeibaar	3,90 kg	90		86		90		90		90	
Polyaluminiumchloride	1,13 kg	4		4		4		4		4	
Polyaluminiumsulfaat, poeder	1,01 kg	0		0		0		0		0	
Waterstofperoxide	1,21 kg	0		0		0		0		0	
Zoutzuur, reactie propyleen en chloor	0,05 kg	0		0		0		0		0	
Zoutzuur uit de reactie van waterstof en chloor	1,64 kg	0		0		0		0		0	
Zoutzuur uit het Mannheim proces	0,41 kg	0		0		0		0		0	
Zuurstof (vloeibaar)	0,42 kg	0		0		187		0		174	
Zwavelzuur, vloeibaar	0,12 kg	0		0		0		0		0	
Materialen		17		17		18		18		17	
Gewapend beton	133,00 m3	17		17		18		18		17	
Slibeindverwerking		386		391		386		386		386	
Droging en verbranding van ontwaterd slib	0,05 kg	305		310		305		305		305	
Transport vloeibaar slib	0,13 ton/km	0		0		0		0		0	
Transport ontwaterd slib	0,13 ton/km	81		82		81		81		81	

Afwalwaterzuivering in GER-waarden									
Primair energieverbruik		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar	
Totaal		1265	100%	2198	100%	1953	100%	3009	2338
energie		670	53%	718	33%	1169	60%	827	27%
hulpstoffen		193	15%	1072	49%	380	19%	1778	59%
slibeindverwerking		386	30%	391	18%	386	20%	386	13%
materiaal		17	1,3%	17	1%	18	1%	18	1%
	Omreken-factor kg CO2/eenheid	Referentie		PACAS		Ozon + ZF		GAK	NF + O3 perm
		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar	ton CO2/jaar
Inkoop energie		670		718		1.014		672	1.640
<i>Inkoop energie</i>									
Inkoop elektriciteit	0,53 kWh	628		676		972		630	1.598
Inkoop aardgas	1,79 Nm3	7		7		7		7	7
Inkoop warmte	1110,00 GJ	0		0		0		0	0
<i>Inkoop brandstoffen</i>									
Diesel	2,21 kg	35		35		35		35	35
Overig invloed nabehandeling op rwzi		0		0		155		155	0
Energieverbruik opvoeren rioolwater	0,53 kWh	0		0		99		99	0
Energieverbruik productie en bewerking spoelwater	0,53 kWh	0		0		56		56	0
Inkoop hulpstoffen		193		1.072		380		1.778	295
Actieve kool	9,60 kg	0		883		0		799	0
Actieve kool geregenereerd	2,52 kg	0		0		0		786	0
Actieve kool biologische oorsprong	3,94 kg	0		0		0		0	0
Aluminiumchloride, hydratevorm	0,35 kg	0		0		0		0	0
Aluminiumsulfaat, poedervorm	0,55 kg	0		0		0		0	0
Antiscalants (polycarboxylaten)	1,73 kg	0		0		0		0	46
Azijnzuur	3,06 kg	0		0		0		0	0
Bio-ethanol	4,12 kg	0		0		0		0	0
Calciumoxide (ongebuste kalk; poeder)	0,34 kg	0		0		0		0	0
Citroenzuur	0,90 kg	0		0		0		0	14
Glycerine uit epichloorhydrine	5,96 kg	0		0		0		0	0
Glycerine uit kootzaadolie	5,84 kg	0		0		0		0	0
IJzer(III)chloride	0,38 kg	99		99		99		99	99
IJzerchloridesulfaat	0,72 kg	0		0		0		0	0
IJzersulfaat	0,20 kg	0		0		0		0	0
Kalkhydraat	0,26 kg	0		0		0		0	0
Kalkmelk op basis van gebuste kalk	0,25 kg	0		0		0		0	0
Koolstofdioxide, vloeibaar	0,64 kg	0		0		0		0	0
Magnesiumchloride	0,07 kg	0		0		0		0	0
Magnesiumchloride, anhydride	1,38 kg	0		0		0		0	0
Magnesiumchloride, hydrate, vaste vorm	0,19 kg	0		0		0		0	0
Magnesiumoxide	0,16 kg	0		0		0		0	0
Melasse uit suikerbieten	0,36 kg	0		0		0		0	0
Methanol	2,20 kg	0		0		0		0	0
Natriumaluminaat oplossing	0,47 kg	0		0		0		0	0
Natriumchloride (zout), poedervorm	0,19 kg	0		0		0		0	0
Natriumhypochloriet	0,15 kg	0		0		0		0	3
Natronloog kwikcelproces	0,66 kg	0		0		0		0	0
Natronloog, membraanproces	0,60 kg	0		0		0		0	5
Natronloog, productiemix	0,67 kg	0		0		0		0	0
Polymeër, anionisch	4,48 kg	0		0		0		0	0
Polymeër, anionisch, vloeibaar	3,64 kg	0		0		0		0	0
Polymeër, kationisch, poeder	5,00 kg	0		0		0		0	0
Polymeër, kationisch, vloeibaar	3,90 kg	90		86		90		90	90
Polyaluminiumchloride	1,13 kg	4		4		4		4	4
Polyaluminiumsulfaat, poeder	1,01 kg	0		0		0		0	0
Waterstofperoxide	1,21 kg	0		0		0		0	0
Zoutzuur, reactie propyleen en chloor	0,05 kg	0		0		0		0	0
Zoutzuur uit de reactie van waterstof en chloor	1,64 kg	0		0		0		0	0
Zoutzuur uit het Mannheim proces	0,41 kg	0		0		0		0	0
Zuurstof (vloeibaar)	0,42 kg	0		0		187		0	35
Zwavelzuur, vloeibaar	0,12 kg	0		0		0		0	0
Materialen		17		17		18		18	18
Gewapend beton	133,00 m3	17		17		18		18	18
Slibeindverwerking		386		391		386		386	386
Droging en verbranding van ontwaterd slib	0,05 kg	305		310		305		305	305
Transport vloeibaar slib	0,13 tonkm	0		0		0		0	0
Transport ontwaterd slib	0,13 tonkm	81		82		81		81	81

N.B. De CO₂ footprint berekening van PACAS 10 mg/l is voorsnog gelijk verondersteld aan die van PAC in feed 10 mg/l (enkel de doseringslocatie in het systeem is anders). Daarom is voor deze twee varianten één modelberekening opgenomen.

Afvalwaterzuivering in GER-waarden											
Primair energieverbruik		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar	
Totaal		1265	100%	2198	100%	1963	100%	3009	100%	2855	100%
energie		670	53%	718	33%	1169	60%	827	27%	1601	56%
hulpstoffen		193	15%	1072	49%	380	19%	1778	59%	845	30%
slibeindverwerking		386	30%	391	18%	386	20%	386	13%	391	14%
materiaal		17	1,3%	17	1%	18	1%	18	1%	17	1%
		Omreken- factor kg CO2/eenheid		Referentie	PACAS	Ozon + ZF	GAK	NF + PACAS (10mg/l)			
				ton CO2/jaar	ton CO2/jaar	ton CO2/jaar	ton CO2/jaar	ton CO2/jaar			
Inkoop energie				670	718	1.014	672	1.601			
<i>Inkoop energie</i>											
Inkoop elektriciteit	0,53 kWh	628		676		972		630		1.559	
Inkoop aardgas	1,79 Nm3	7		7		7		7		7	
Inkoop warmte	1110,00 GJ	0		0		0		0		0	
<i>Inkoop brandstoffen</i>											
Diesel	2,21 kg	35		35		35		35		35	
Overig invloed nabehandeling op rwzi				0	0	155	155	0			
Energieverbruik opvoeren rioolwater	0,53 kWh	0		0		99		99		0	
Energieverbruik productie en bewerking spoelwater	0,53 kWh	0		0		56		56		0	
Inkoop hulpstoffen				193	1.072	380	1.778	845			
Actieve kool	9,60 kg	0		883		0		799		589	
Actieve kool geregenereerd	2,52 kg	0		0		0		786		0	
Actieve kool biologische oorsprong	3,94 kg	0		0		0		0		0	
Aluminiumchloride, hydratevorm	0,35 kg	0		0		0		0		0	
Aluminiumsulfaat, poedervorm	0,55 kg	0		0		0		0		0	
Antiscalants (polycarboxylaten)	1,73 kg	0		0		0		0		46	
Azijnzuur	3,06 kg	0		0		0		0		0	
Bio-ethanol	4,12 kg	0		0		0		0		0	
Calciumoxide (ongebuste kalk; poeder)	0,34 kg	0		0		0		0		0	
Citroenzuur	0,90 kg	0		0		0		0		14	
Glycerine uit epichloorhydrine	5,96 kg	0		0		0		0		0	
Glycerine uit koolzaadolie	5,84 kg	0		0		0		0		0	
IJzer(III)chloride	0,38 kg	99		99		99		99		99	
IJzerchloridesulfaat	0,72 kg	0		0		0		0		0	
IJzersulfaat	0,20 kg	0		0		0		0		0	
Kalkhydraat	0,26 kg	0		0		0		0		0	
Kalkmelk op basis van gebuste kalk	0,25 kg	0		0		0		0		0	
Koolstofdioxide, vloeibaar	0,64 kg	0		0		0		0		0	
Magnesiumchloride	0,07 kg	0		0		0		0		0	
Magnesiumchloride, anhydride	1,38 kg	0		0		0		0		0	
Magnesiumchloride, hydrate, vaste vorm	0,19 kg	0		0		0		0		0	
Magnesiumoxide	0,16 kg	0		0		0		0		0	
Melasse uit suikerbieten	0,38 kg	0		0		0		0		0	
Methanol	2,20 kg	0		0		0		0		0	
Natriumaluminaat oplossing	0,47 kg	0		0		0		0		0	
Natriumchloride (zout), poedervorm	0,19 kg	0		0		0		0		0	
Natriumhypochloriet	0,15 kg	0		0		0		0		3	
Natronloog kwikcelproces	0,66 kg	0		0		0		0		0	
Natronloog, membraanproces	0,60 kg	0		0		0		0		5	
Natronloog, productiemix	0,67 kg	0		0		0		0		0	
Polymeer, anionisch	4,48 kg	0		0		0		0		0	
Polymeer, anionisch, vloeibaar	3,64 kg	0		0		0		0		0	
Polymeer, kationisch, poeder	5,00 kg	0		0		0		0		0	
Polymeer, kationisch, vloeibaar	3,90 kg	90		86		90		90		86	
Polyaluminiumchloride	1,13 kg	4		4		4		4		4	
Polyaluminiumsulfaat, poeder	1,01 kg	0		0		0		0		0	
Waterstofperoxide	1,21 kg	0		0		0		0		0	
Zoutzuur, reactie propyleen en chloor	0,05 kg	0		0		0		0		0	
Zoutzuur uit de reactie van waterstof en chloor	1,64 kg	0		0		0		0		0	
Zoutzuur uit het Mannheim proces	0,41 kg	0		0		0		0		0	
Zuurstof (vloeibaar)	0,42 kg	0		0		187		0		0	
Zwavelzuur, vloeibaar	0,12 kg	0		0		0		0		0	
Materialen				17	17	18	18	17			
Gewapend beton	133,00 m3	17		17		18		18		17	
Slibeindverwerking				386	391	386	386	391			
Droging en verbranding van ontwaterd slib	0,05 kg	305		310		305		305		310	
Transport vloeibaar slib	0,13 ton/km	0		0		0		0		0	
Transport ontwaterd slib	0,13 ton/km	81		82		81		81		82	

Afwalwaterzuivering in GER-waarden									
Primair energieverbruik		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar	
Totaal		1265	100%	2198	100%	1953	100%	3009	2872
energie		670	53%	718	33%	1169	60%	827	27%
hulpstoffen		193	15%	1072	49%	380	19%	1778	59%
slibeindverwerking		386	30%	391	18%	386	20%	386	13%
materiaal		17	1,3%	17	1%	18	1%	18	1%
	Omreken-factor kg CO2/eenheid	Referentie		PACAS		Ozon + ZF		GAK	NF + GAK f/bleed
		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar		ton CO2/jaar	ton CO2/jaar
Inkoop energie		670		718		1.014		672	1.617
<i>Inkoop energie</i>									
Inkoop elektriciteit	0,53 kWh	628		676		972		630	1.575
Inkoop aardgas	1,79 Nm3	7		7		7		7	7
Inkoop warmte	1110,00 GJ	0		0		0		0	0
<i>Inkoop brandstoffen</i>									
Diesel	2,21 kg	35		35		35		35	35
Overig invloed nabehandeling op rwzi		0		0		155		155	0
Energieverbruik opvoeren rioolwater	0,53 kWh	0		0		99		99	0
Energieverbruik productie en bewerking spoelwater	0,53 kWh	0		0		56		56	0
Inkoop hulpstoffen		193		1.072		380		1.778	845
Actieve kool	9,60 kg	0		883		0		799	589
Actieve kool geregenereerd	2,52 kg	0		0		0		786	0
Actieve kool biologische oorsprong	3,94 kg	0		0		0		0	0
Aluminiumchloride, hydraatvorm	0,35 kg	0		0		0		0	0
Aluminiumsulfaat, poedervorm	0,55 kg	0		0		0		0	0
Antiscalants (polycarboxylaten)	1,73 kg	0		0		0		0	46
Azijnzuur	3,06 kg	0		0		0		0	0
Bio-ethanol	4,12 kg	0		0		0		0	0
Calciumoxide (ongebuste kalk; poeder)	0,34 kg	0		0		0		0	0
Citroenzuur	0,90 kg	0		0		0		0	14
Glycerine uit epichloorhydrine	5,96 kg	0		0		0		0	0
Glycerine uit kootzaadolie	5,84 kg	0		0		0		0	0
IJzer(III)chloride	0,38 kg	99		99		99		99	99
IJzerchloridesulfaat	0,72 kg	0		0		0		0	0
IJzersulfaat	0,20 kg	0		0		0		0	0
Kalkhydraat	0,26 kg	0		0		0		0	0
Kalkmelk op basis van gebuste kalk	0,25 kg	0		0		0		0	0
Koolstofdioxide, vloeibaar	0,64 kg	0		0		0		0	0
Magnesiumchloride	0,07 kg	0		0		0		0	0
Magnesiumchloride, anhydride	1,38 kg	0		0		0		0	0
Magnesiumchloride, hydraat, vaste vorm	0,19 kg	0		0		0		0	0
Magnesiumoxide	0,16 kg	0		0		0		0	0
Melasse uit suikerbieten	0,36 kg	0		0		0		0	0
Methanol	2,20 kg	0		0		0		0	0
Natriumaluminaat oplossing	0,47 kg	0		0		0		0	0
Natriumchloride (zout), poedervorm	0,19 kg	0		0		0		0	0
Natriumhypochloriet	0,15 kg	0		0		0		0	3
Natronloog kwikcelproces	0,66 kg	0		0		0		0	0
Natronloog, membraanproces	0,60 kg	0		0		0		0	5
Natronloog, productiemix	0,67 kg	0		0		0		0	0
Polymeer, anionisch	4,48 kg	0		0		0		0	0
Polymeer, anionisch, vloeibaar	3,64 kg	0		0		0		0	0
Polymeer, kationisch, poeder	5,00 kg	0		0		0		0	0
Polymeer, kationisch, vloeibaar	3,90 kg	90		86		90		90	86
Polyaluminiumchloride	1,13 kg	4		4		4		4	4
Polyaluminiumsulfaat, poeder	1,01 kg	0		0		0		0	0
Waterstofperoxide	1,21 kg	0		0		0		0	0
Zoutzuur, reactie propyleen en chloor	0,05 kg	0		0		0		0	0
Zoutzuur uit de reactie van waterstof en chloor	1,64 kg	0		0		0		0	0
Zoutzuur uit het Mannheim proces	0,41 kg	0		0		0		0	0
Zuurstof (vloeibaar)	0,42 kg	0		0		187		0	0
Zwavelzuur, vloeibaar	0,12 kg	0		0		0		0	0
Materialen		17		17		18		18	18
Gewapend beton	133,00 m3	17		17		18		18	18
Slibeindverwerking		386		391		386		386	391
Droging en verbranding van ontwaterd slib	0,05 kg	305		310		305		305	310
Transport vloeibaar slib	0,13 tonkm	0		0		0		0	0
Transport ontwaterd slib	0,13 tonkm	81		82		81		81	82

BIJLAGE E

DETAILS EENHEIDSPRIJZEN EN KOSTENPARAMETERS

INVESTERING

Financieringsrente		4,0%
Afschrijvingstermijn Civiel	jaar	30
Annuiteit Civiel		0,058
Afschrijvingstermijn WTB	jaar	15
Annuiteit WTB		0,090
Afschrijving Elektro	jaar	15
Annuiteit E		0,090
Afschrijving PA	jaar	5
Annuiteit PA		0,225
Onvolledigheid		25%
Opslag aannemerskosten		25%
Stichtingskosten		80%
EI/A naar elektro		65%
EI/A naar PA		35%

JAARLASTEN

Onderhoudskosten C	% van bouwkosten	0,50%
Onderhoudskosten W	% van bouwkosten	3,00%
Onderhoudskosten E	% van bouwkosten	3,00%
Onderhoudskosten PA	% van bouwkosten	3,00%
Personeelskosten	€/FTE/jaar	€ 50.000,00
Prijs poederkool	€/ton	€ 2.000,00
Prijs granulaire kool	€/ton	€ 1.200,00
Prijs biologisch granulaire kool	€/ton	€ 1.200,00
Prijs elektriciteit	€/kWh	€ 0,10
Prijs slibverwerking	€/ton ds	€ 600,00
Prijs slibontwatering	€/ton ontwaterd	€ 30,00
Prijs slibeindverwerking	€/ton ontwaterd	€ 70,00
Prijs polymeer	€/kg	€ 3,00
Prijs zuurstof	€/kg	€ 0,20
Prijs NaOH (membraan proces)	€/kg	€ 0,23
Prijs NaOCl (membraan proces)	€/kg	€ 0,40
Prijs Citroenzuur (membraan proces)	€/kg	€ 1,70
Prijs Antiscalants (membraan proces)	€/kg	€ 1,20
Prijs H ₂ O ₂	€/kg	€ 1,56
Verwerking spoelwater filtratie	€/kg	€ 0,01

BIJLAGE F

UITGANGSPUNTEN TOETSINGSCRITERIA

De volgende afvalwaterhoeveelheid en -samenstelling is gehanteerd:

- Capaciteit rwzi 100.000 i.e. 150g TZV
- Dagdebiet 21.000 m³/dag
- DWA-piek 900 m³/h
- Ontwerp DWA-piek 1.040 m³/h
- Hydraulische capaciteit aanvullende zuivering 1.040 m³/h
- CZV 11.000 kg/d
- BZV 4.400 kg/d
- Ptot 160 kg/d
- Nkj 1.000 kg/d
- Zwevende stof 5.200 kg/d