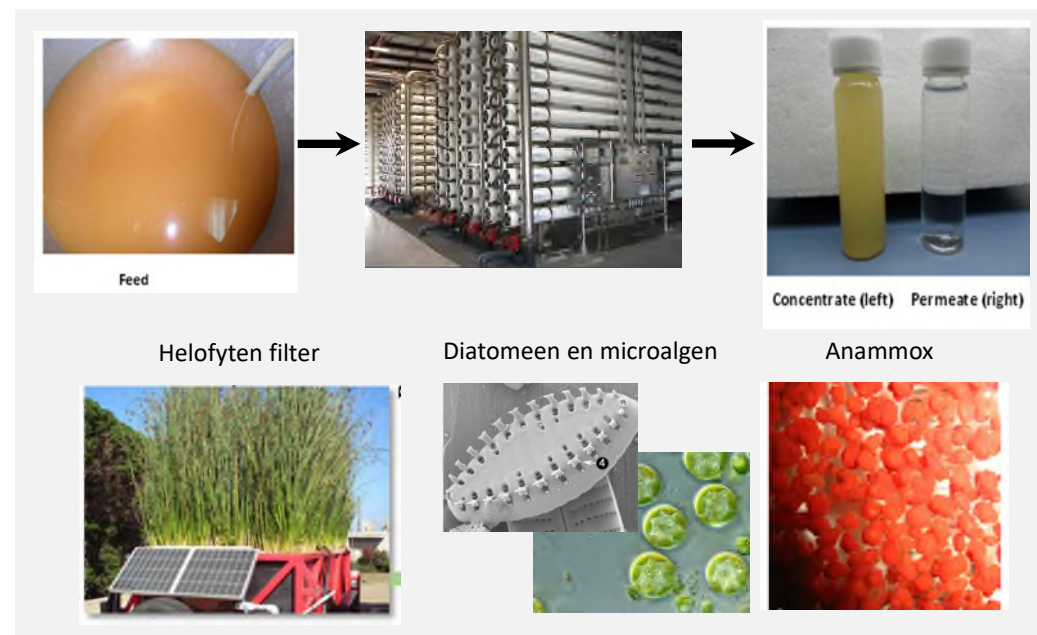




Biologische behandeling van omgekeerde-osmoseconcentraat

Samenvatting

Door verslechtering van de waterkwaliteit van conventionele bronnen wijken drinkwaterbedrijven en andere sectoren vaak uit naar zuiveringstechnieken die nanofiltratie en/of omgekeerde osmose (RO) bevatten. Reststromen van deze membraanscheidingstechnieken, het concentraat, zijn normaal 20-25% van het volume van de voedingsstroom en bevatten daardoor vier tot vijf keer hogere concentraties opgeloste stoffen. Voor dit concentraat bestaat niet altijd een reststroommanagementmethode. Een van die methoden is lozing, maar het concentraat moet aan bepaalde eisen voldoen voordat deze geloosd mag worden. Daarbij zijn deze eisen weer afhankelijk van het lozingspunt. Wanneer enkele ongewenste componenten uit de reststroom selectief kunnen worden verwijderd, kan specifiek aan bepaalde (lozings)eisen worden voldaan wat de reststroommanagement opties kan verbreden. In deze trendalert wordt ingegaan op de mogelijkheid om bepaalde specifieke probleemstoffen in RO concentraat (micro)biologisch om te zetten waarbij een afscheidbare vorm van deze stoffen ontstaat die selectief verwijderd kan worden. Biologische processen worden namelijk voor afvalwaterbehandeling in andere velden zoals de (bio)industrie al toegepast waarbij specifiek bepaalde verontreinigingen microbiologisch verwijderd worden. Het meest recente onderzoek betreft biologische omzetting in RO concentraat voor verschillende stromen is in dit rapport op een overzichtelijke manier weergegeven en behandeld.



Consequenties voor u

	Laag	Middel	Hoog	Beknopte uitleg
Impact			*	Droogte, waterhergebruik
Zekerheid			*	Toepassing mogelijk



Trendbeschrijving en achtergrond

Probleemstelling

Drinkwaterbronnen in Nederland raken in toenemende mate belast met stikstof, bestrijdingsmiddelen, verzilting, bodemverontreinigingen, medicijnresten, opkomende stoffen en overige nieuwe bedreigingen zoals microplastics [1]. Door deze vastgestelde verslechtering van de bronkwaliteit voor drinkwaterproductie worden drinkwaterbedrijven steeds vaker gedwongen om huidige conventionele drinkwaterzuiveringen aan te vullen en/of te vervangen door geavanceerde zuiveringstechnieken om aan de kwaliteitseisen in het Drinkwaterbesluit te voldoen [4]. Door klimaatverandering geïnduceerde verzilting van rivieren [2] en polders [3] maakt dat toepassing van ontziltingstechnieken als nanofiltratie (NF) en/of omgekeerde osmose (RO), gevolgd door remineralisatie, vaker nodig zullen zijn voor drinkwaterproductie. Naast deze membraantechnieken wordt de ionenwisselingstechniek toegepast in de drinkwaterzuivering voor ontharding, ontkleuring en/of verwijdering van stikstof (ammonium en nitraat).

Het ligt in de lijn der verwachting dat het aantal drinkwaterzuiveringslocaties waar nanofiltratie en/of omgekeerde osmose zal worden toegepast sterk zal stijgen (+47%) in de periode 2020-2030 ten opzichte van 2019 [5]. Dit illustreert het nut en de noodzaak van verdere ontwikkeling van behandelingstechnieken voor dergelijke concentraatstromen.

Nanofiltratie en omgekeerde osmose produceren een vloeibare reststroom (met een volume van 20-25% van de hoofdstroom) waarin de verontreinigingen en zouten

in vier tot vijf keer hogere concentraties aanwezig zijn in vergelijking met het voedingswater. Veelal is dit reststroomwater van dusdanige kwaliteit dat hergebruik en/of directe lozing op oppervlaktewater niet mogelijk is of vergunning technisch niet haalbaar is. Voor lozing op oppervlaktewater is bekend dat de ionen ammonium, arseen, chloride, fosfaat, ijzer, mangaan, natrium, nitraat en sulfaat vaak kritische concentratie-grenzen overschrijden [5]. Deze normen kunnen verschillen tussen de lokale overheden (waterschappen) en/of regionale overheden (Rijkswaterstaat) [5].

Naast lozing op oppervlaktewater, omvat reststroommanagement lozing op een buitenhaven, lozing op oppervlaktewater, ondergrondse berging d.m.v. diepinfiltratie en/of lozing op een afvalwaterzuiveringsstation [5]. De eerste drie manieren van reststroommanagement zijn niet op iedere locatie mogelijk. Lozing op een afvalwaterzuiveringsstation is ook niet altijd mogelijk omdat gemeentelijke rioolwaterzuiveringen aan eigen emissietoetsen en drempelwaarden moeten voldoen [6]. De beperkte en veelal niet-ideale mogelijkheden voor reststroommanagement hindert brede toepassing van geavanceerde zuiveringstechnieken.

Naast de drinkwatersector ondervinden ook andere sectoren zoals de industrie, de glastuinbouw en de landbouw negatieve effecten van verhoogde concentraties verontreinigingen en/of zouten op hun productiviteit. Ook voor deze sectoren is de verdere ontwikkeling van reststroommanagementtechnieken van belang.

Huidige oplossingen

Wanneer een reststroom niet direct geloosd en/of (her)gebruikt kan worden op een specifieke locatie doordat het niet aan specifieke eisen van de waterkwaliteit voldoet, zal de reststroom (eerst) behandeld moeten worden alvorens het geloosd en/of hergebruikt of anders verwerkt wordt.

Reststroombehandeltechnieken die in staat zijn om ongewenste stoffen (selectief) uit de reststroom te verwijderen naar een vaste (afscheidbare) fase, zijn in het bijzonder interessant. In een recent uitgevoerde inventarisatie worden dergelijke reststroombehandelingstechnieken opgesomd (te weten: biologische behandeling (o.a. stikstof, fosfaat), biosorptie (zink, natrium, mangaan, cadmium, seleen en arseen), eutectische vrieskristallisatie (sulfaat), ijzerpelletadsorptie (fosfaat), oxische zand- en actieve-koolfiltratie (arseen, ijzer en mangaan, omzetting van ammonium naar nitraat en mineralisatie van biologisch afbreekbare microverontreinigingen) en wervelbedkristallisatie (calciet) [5].



Iedere situatie heeft zijn eigen specifieke waterkwaliteit en beschikbare reststroommanagementmogelijkheden, waardoor toepassing van meerdere en/of verschillende reststroombehandelmethode eerder regel dan uitzondering zal zijn. Om toch enig houvast te hebben betreft de waterkwaliteit van de reststromen, is de berekende samenstelling van de omgekeerde-osmoseconcentraatstroom voor drie bronnen die momenteel worden gebruikt voor drinkwaterproductie, weergegeven in Tabel 1 [5]. Daarnaast wordt brak grondwater door enkele bedrijven onderzocht als mogelijke alternatieve bron in de toekomst voor

drinkwaterproductie. De concentraatstroom die vrijkomt bij membraanbehandeling van zoet grondwater kan van dusdanige kwaliteit zijn dat oppervlaktewaterlozing (ook vergunning technisch) haalbaar is.

Biologische omzetting

Reststroommanagement d.m.v. biologische omzetting is interessant omdat dit in staat is om (selectief) bepaalde stoffen uit de reststroom te verwijderen naar een afscheidbare fase, dat bijzonder interessant is voor reststroommanagement. Daarnaast kan het, afhankelijk

van de te verwijderen stoffen, kosteneffectief en milieuvriendelijk van aard zijn. Een uitdaging bij biologische behandeling van concentraatstromen zijn de verhoogde concentraties zout, afhankelijk van de voedingswaterkwaliteit. Dit is vooral een probleem bij concentraatstromen van zout (afval)water en zeewater [7]. Grote verschillen in zoutconcentraties binnen en buiten een levende cel zorgen namelijk voor osmotische stress en kunnen het functioneren van biologische cellen stilleggen. Wanneer concentraatstromen zeer zout zijn (>zeewater, dus 30 g/L NaCl), dan moeten organismen gespecialiseerd zijn om bij deze zoutconcentraties te leven en gedijen. Dit zijn bijvoorbeeld halofiele micro-organismen en halofiele planten (halofyten). Dit probleem geldt in mindere mate voor reststromen van drinkwaterproductie, die omgerekend naar schatting tot maximaal 0.6 g/L NaCl bevatten wanneer het oeverfiltraat betreft en 14.6 g/L NaCl wanneer het brak grondwater zou betreffen (Tabel 1).

Naast zouten zijn verhoogde concentraties van organisch materiaal (NOM), zware metalen en microverontreinigingen (o.a. pesticiden, hormonen, medicijnresten) een uitdaging voor biologische behandeling omdat deze de activiteit van biologische omzetting kunnen verlagen of stilleggen. Reeds geïdentificeerde probleem veroorzakende ionen bij oppervlaktewaterlozing van RO concentraatstromen zijn ammonium, chloride, fosfaat, ijzer, mangaan, natrium, nitraat en sulfaat [5]. Daarnaast kan silica de maximaal haalbare efficiëntie van de RO beperken en zijn verhoogde concentraties organische microverontreinigingen ongewenst vanwege steeds strikter wordende wet- en regelgeving. Hieronder worden de mogelijkheden besproken van biologische omzetting van deze parameters.

Tabel 1: Berekende concentraatstroomsamenstelling voor een aantal parameters uitgaande van een typische op omgekeerde osmose gebaseerde zuivering voor dat voedingswatertype [5].

Watertype		Oppervlakte water	Oeverfiltraat	Zoet grondwater	Brak grondwater
Component					
Ammonium	mg/L	0	17	4	8
Arseen	µg/L	0	0	0	0
Bicarbonaat	mg/L	0	833	1110	631
Calcium	mg/L	5	319	311	1047
Chloride	mg/L	3700	418	96	9770
Fosfaat	mg/L	2	8	4	3
IJzer	mg/L	0	20	40	16
Mangaan	mg/L	0	2	1	2
Methaan	mg/L	0	940	25	25
Natrium	mg/L	3	199	72	4842
Nitraat	mg/L	144	4	2	1
Organische koolstof	mg/L	8	11	26	13
Silicium	mg/L	44	17	64	23
Sulfaat	mg/L	975	175	2	1235
Opgeloste zuurstof	mg/L	10	0	0	0



Ammonium en nitraat

Verwijdering van ammonium kan door middel van nitrificatie/denitrificatiestappen, zoals gebruikelijk wordt toegepast in de (afval)waterbehandeling. Hierbij wordt ammonium d.m.v. aerobe nitrificatie omgezet naar nitraat m.b.v. organisch materiaal. Daarna kan dit gevormde nitraat omgezet worden naar stikstofgas door middel van anaerobe denitrificatie. Het wereldwijd toegepaste Anammox® proces [8] is daarbij bijzonder interessant. Bij dit proces worden hoge concentraties ammonium en nitriet gezamenlijk omgezet naar stikstofgas, waarbij organisch materiaal niet nodig is voor de omzetting, omdat het een autotroof proces betreft [9].

Reactorstudies hebben aangetoond dat 95% van het ammonium (100 mg/L) wordt afgebroken naar nitraat door nitrificatie van RO concentraat met een totale alkaliniteit (als CaCO_3) van 1500 mg/L. Denitrificatie van het geproduceerde nitraat bij optimale condities van 35°C, pH 8.0 en een C:N ratio van 1.8 [10], gaf >90% omzetting naar N_2 [11]. Daarnaast vond ook simultaan sulfaatreductie plaats, waarbij ook zware metalen worden verwijderd (zie hieronder).

De maximale zoutconcentratie waarbij nitrificatie nog plaatsvindt is gevonden in zoutmeren (chloridezouten) en sodameren (carbonaatzouten en pH >9) en is rond 1 M Na (ca. 23 g/L). Deze maximale zoutconcentratie is wel pH afhankelijk; bij een hoge pH ligt het ammoniak/ammonium evenwicht namelijk richting het toxische ammoniakgas (NH_3) waardoor (micro)biologische processen geremd worden [12].

Het Anammox proces vindt normaliter plaats in granulair slib voor zoetwaterbehandeling, maar zoutconcentraties tot 10 g/L NaCl lijken juist stimulerend te werken voor omzetting van ammonium en nitriet (Eldenbrecht et al., 2019). Nog hogere zoutconcentraties zorgen voor lagere activiteit, maar de verschillen zijn groot tussen verschillende studies. In het algemeen lijken Anammox-bacteriën pas bij zoutconcentraties >20 g/L NaCl geremd te worden [13].

De zoutconcentraties van RO concentraten uit de vier genoemde drinkwaterbronnen (Tabel 1) lijken dus niet remmend voor biologische denitrificatie/nitrificatie d.m.v. het Anammox-proces. Het is wel zaak dat de pH van het RO concentraat niet te hoog is i.v.m. het hiervoor genoemde ammoniak/ammonium evenwicht.

Daarnaast is de optimale temperatuur van het 'standaard' Anammox-proces rond 30-35 °C en liggen de stikstofconcentraties boven de 1000 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$ [14]. Het Anammox-proces werkt echter ook op grote schaal bij lagere temperatuur (10-25°C) en lagere stikstofconcentraties (15-50 mg/L $\text{NH}_4\text{-N}$) [14].

Sulfaat, sulfide en (zware) metalen

Biologische sulfaatreductie is een anaeroob proces (een proces waarbij geen zuurstof verbruikt wordt), waarbij sulfaat wordt omgezet naar sulfide waarbij tevens organisch materiaal of waterstof wordt omgezet. Het gevormde sulfide zal precipiteren met (zware) metalen die in oplossingen zijn, waardoor zowel sulfaat en metalen uit het RO concentraat als afscheidbare fase verwijderd kunnen worden in de vorm van metaal-sulfide mineralen. Het overige sulfide kan daarna

biologisch geoxideerd worden m.b.v. aerobe sulfide-oxiderende bacteriën zodat de vaste stof zwavel gevormd wordt, of sulfaat, dat weer gerecycled kan worden. Dit proces wordt al toegepast in de Nyrstar zinc raffinaderij met de zogenaamde SULFATEQ® technologie van Paques B.V. [15], maar is nog niet toegepast op concentraatstromen. Hierbij wordt opgelost zinksulfaat omgezet naar zinksulfide en elementair zwavel. Dit proces vindt plaats bij neutrale pH en onder zoetwatercondities. Verder vindt sulfaatreductie van nature plaats in zoetwater, brakwater, mariene systemen, zoutmeren en sodameren. Dit geeft aan dat sulfaatreductie onder zeer verschillende zoutconcentraties kan plaatsvinden.

Biologische sulfideoxidatie voor het vormen van zwavel wordt ook op grote schaal toegepast onder de zogenaamd ThioPac® technologie van Paques B.V. [16]. Dit wordt gedaan onder hoge alkaliniteit (23 g/L natriumcarbonaat/bicarbonaatzouten) en een pH van 8-9 [17]. Dit brede bereik van zwavel-afbrekende micro-organismen illustreert dat deze processen naar alle waarschijnlijkheid ook kunnen worden gebruikt voor de biologische omzetting van sulfaat en zware metalen die in RO concentraten van drinkwaterbehandeling aanwezig kunnen zijn.

Fosfaat

Het vastleggen van fosfaat is vooral onderzocht voor zogenaamde fosfaataccumulerende organismen (PAO's). Dit zijn bacteriën die fosfaat vast kunnen leggen in hun cellen in de vorm van polyfosfaten [18], [19]. Deze techniek van fosfaatverwijdering, genaamd enhanced



biological phosphorus removal (EBPR), is veel onderzocht voor toepassing in de afvalwaterzuivering. Het lijkt het een veelbelovende techniek te zijn om fosfaat uit afvalwater te halen door het oogsten van deze PAO's [20], [21]. Voor het efficiënt toepassen van deze techniek zijn wel strikte operationele condities noodzakelijk, zoals afwisselende anaerobe/aerobe condities [18]. Er is daarnaast aangetoond dat EBPR sterk geremd wordt bij zoutconcentraties hoger dan 1.8 g/L NaCl [22]. Fosfaatverwijdering zal in dat geval dus vooral via andere biochemische processen plaats moeten vinden, zoals d.m.v. precipitatie als fosfaatzouten en sorptie (zie kopje 'relevantie').

Silica

Verwijdering en accumulatie van silica (siliciumdioxide, SiO₂) vind o.a. plaats in diatomeeën (kiezelwieren). Diatomeeën zijn eencellige zoet- en zoutwateralgen met een exoskelet van silica. Voor het vormen van dit exoskelet nemen deze algen dus silica op uit hun omgeving. Deze exoskeletten van afgestorven kiezelwieren kunnen zich ophopen tot zogenaamd 'diatomeeënslik' en wordt zelfs onder de productnaam 'diatomeeënaarde' verkocht. Groei van diatomeeën zorgt dus voor een afscheidbare fase van silica. Omdat diatomeeën algen zijn, hebben ze geen organisch materiaal, maar zon en CO₂ nodig voor groei d.m.v. fotosynthese. Studies naar het gebruik van de diatomeeën *Pseudostaurasira* en *Nitzschia* voor behandeling van RO concentraat zijn veelbelovend [23]–[25]. In deze studies werd niet alleen silica binnen 6-10 dagen verwijderd (128 mg/L, >95%), maar ook fosfaat (6.7 mg/L, 95%), ammonium (8.2 mg/L, 95%), nitraat (53 mg/L, 10%) calcium (628 mg/L, 45%), ijzer (0.5 mg/L,

80%), bicarbonaat (1110 mg/L, 50%), mangaan (0.5 mg/L, 60%) en zelfs farmaceutische bestanddelen [24]. Voor brak grondwater RO concentraat werd >90% silica (80-150 mg/L), >60% calcium (400-1260 mg/L) en >50% bicarbonaat (1000-1730 mg/L) verwijderd binnen 28 uur. Nutriëntentoevoeging was niet nodig omdat RO concentraat genoeg nutriënten bevat. Groei van diatomeeën leek niet tot ophoping van opgelost organisch materiaal te leiden [23], [24], wat positief is voor behandeling van RO concentraat.

Waterhardheid

Calcium, magnesium en carbonaat kunnen indirect verwijderd worden tijdens biologische omzetting van ander stoffen door (micro)organismen. Deze ionen kunnen precipiteren als zouten doordat biologische groei en omzetting een verandering van de pH teweeg brengt. Een verhoging van de pH door microbiële groei zorgt bijvoorbeeld voor chemische precipitatie van calciumcarbonaat, gevolgd door precipitatie van magnesiumhydroxides [26].

Organische microverontreinigingen

Er zijn enkele rapportages dat o.a. nitrificeerders (ammonia oxiderende bacteriën) betrokken zijn bij de verwijdering van bepaalde organische microverontreinigingen [27][28]. Dit betekent dat deze organismen simultaan kunnen worden ingezet voor omzetting van ammonium en organische microverontreinigingen.



Relevantie

Mogelijke toepassingen

Zoals hiervoor genoemd heeft iedere situatie zijn eigen specifieke waterkwaliteit en beschikbare reststroommanagementmogelijkheden. Afhankelijk hiervan kan bepaald worden welke biologische toepassingen het meest veelbelovend zijn. Wanneer gebruik gemaakt kan worden van huidige zuiveringstechnieken geeft dit extra meerwaarde, omdat dan geen grootschalige aanpassingen aan de huidige infrastructuur gemaakt hoeven te worden. Hieronder worden enkele voorbeelden van onderzochte toepassingen gegeven.

1. Wilgenvelden en helofytenfilters

Biologische omzetting van ongewenste stoffen in water met behulp van natuurlijke ecosystemen zoals wilgenvelden [29] en helofytenfilters [30] zijn gerapporteerd. In studies met gebruik van wilgenvelden voor omzetting van RO concentraat (met Na concentratie van 590 mg/L) is verwijdering aangetoond van COD (91 mg/L, 20%), totaal stikstof (24 mg/L, 32%) en fosfor (5.7 mg/L, 32%) [29].

In studies naar het gebruik van helofytenfilters is afbraak gemeten van nitraat (14 mg/L, 70%) en ammonium (170 mg/L, 20%) naar stikstofgas, verwijdering van fosfaat (16 mg/L, 19%) d.m.v. accumulatie in micro-organismen en planten of precipitatie als fosfaat-zouten, en verwijdering van koolstof door sorptie en vastlegging in biomassa (70-80 mg/L, 18%)[30]. Wilgenvelden en/of helofytenfilters

lijken dus zeer geschikt wanneer verschillende stoffen tegelijkertijd verwijderd moeten worden.

2. Fotobioreactoren

Zoals hierboven genoemd, kunnen diatomeeën dienen om o.a. silica te verwijderen. Andere microalgen zoals *Chlorella* sp. en *Scenedesmus* sp. zijn ook toegepast voor zuivering van RO concentraat van WWTPs [26]. Verwijdering van ammonium (15 mg/L, 90%) nitraat (15-25 mg/L, 90%) en fosfaat (1-8 mg/L, 93%) nam binnen 14 dagen plaats. Calciumverwijdering (>300 mg/L, 56-84%) d.m.v. chemische precipitatie werd veroorzaakt door verhoogde pH die door algengroei was veroorzaakt. Magnesium verwijdering (>100 mg/L, 56%) begon wanneer de calciumprecipitatie stopte. Deze resultaten laten zien dat fotobioreactoren (Figuur 1) met microalgen en diatomeeën dus geschikt zijn voor de verwijdering van verschillende stoffen naar een afscheidbare fase.

3. Zandfiltratie

Zand is een veelgebruikt filtermateriaal in biologisch actieve filtratieprocessen [31]. Naast de (vaak) volledige verwijdering van ijzer en mangaan bij conventionele drinkwaterzuivering wordt ook ammonium grotendeels omgezet in nitraat en/of stikstof [32]–[36]. Deze verwijdering is een combinatie van biologische en chemische omzetting en sorptie.

In juni 2020 is in het BTO bedrijfsonderzoek een onderzoek gestart naar behandeling van omgekeerde-osmoseconcentraatstromen d.m.v. snelle zandfiltratie gevolgd door actieve-koolfiltratie. Wat betreft de

zandfiltratie richt dit onderzoek zich op de verwijdering van methaan, ijzer, mangaan, arseen, fosfaat, antiscalant en ammonium. De eerste stap in het onderzoek is de realisatie van een stabiele bedrijfsvoering op een uitdagende concentraatsamenstelling (4 mg/L methaan, 40 mg/L ijzer, 20 mg/L mangaan en 25 mg/L ammonium). Vooral de hoge zuurstofvraag benodigd voor volledige (biologische) omzetting van deze componenten is een uitdaging voor de succesvolle toepassing van deze behandelingsmethode.

4. Actief kool

Het hierboven genoemde BTO bedrijfsonderzoek richt zich ook op actieve- koolfiltratie en dan specifiek voor de omzetting van ammonium naar nitraat en de adsorptie en/of omzetting van biologisch afbreekbare microverontreinigingen onder zuurstofrijke omstandigheden.

Toepassing van actieve-koolfiltratie op het RO concentraat is tot nu toe vooral onderzocht voor zuivering van RO concentraat na afvalwaterbehandeling, met nitrificatie van 70 mg/L nitraat [37] en 91% verwijdering van organische stof (DOC) van 5 g/L [38]. De combinatie van ozonoxidatie gevolgd door actieve-koolfiltratie resulteerde in een driemaal zo hoge verwijdering van organisch materiaal [39] en een toename in afbraak van organische microverontreinigingen [37].



5. Aerobe/Anaerobe zuiveringsstap

Een extra zuiveringsstap kan toegevoegd worden wanneer bestaande zuiveringstechnieken bepaalde ongewenste stoffen onvoldoende verwijderen uit RO concentraat. Wanneer bijvoorbeeld hoge verwijdering van stikstof en sulfaat vereist is, zal een gecombineerde aerobe nitrificatiestap, gevolgd door een anaerobe denitrificatie/sulfaatreductiestap dit doel kunnen dienen. In het geval dat Anammox wordt gebruikt, is alleen een anaerobe stap nodig.

Biologisch actieve beluchtingsfilters (biological aeration filters, BAFs) zijn ook getest voor de behandeling van RO concentraat met hoge Na^+ concentraties van 2.7 g/L, waarbij verwijdering van ammonium en nitraat (20-30 mg/L, 77-88%), fosfaat (5 mg/L, 61%) en COD (360 mg/L, 89%) gemeten werd [40]. Een ander onderzoek liet zien dat BAF kan dienen om hoge concentraties COD, nikkel en koper in RO concentraat van de metaalindustrie te verwijderen [41]. Ook zijn zuiveringsprocessen getest in sequencing batch reactoren voor verwijdering van totaal stikstof (27 mg/L, >90%), fosfaat (0.3 mg/L, 40%) en COD (165 mg/L, 30%) [42]. Daarnaast zijn aerobe biofilmreactoren bestudeerd voor de omzetting van ammonium naar stikstof (nitrificatie en denitrificatie) onder verschillende zoutconcentraties [43].

Aanbevelingen

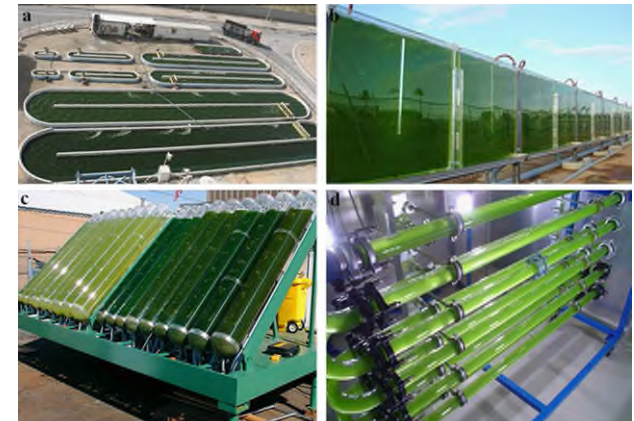
Met behulp van bovenstaande informatie is duidelijk geworden dat biologische omzetting van RO concentraat toepasbaar is. De genoemde problematische stoffen zijn in principe te verwijderen in een afscheidbare fase m.b.v. biologische behandeling. Daarnaast lijkt dat de

meeste biologische zuiveringsprocessen mogelijk zijn, ondanks uiteenlopende eigenschappen (o.a. zoutconcentraties) van de verschillende RO concentraten.

Welke mogelijke toepassing het beste kan worden onderzocht is sterk afhankelijk van de eigenschappen van RO concentraten. Het is ook afhankelijk van de huidige zuivering, de uitbreidingsmogelijkheden, locatie, etc. Voor elk specifiek geval zal daarom de mogelijke toepassing op maat gemaakt moeten worden.

Studies naar behandeling van RO concentraat zijn volop in beweging en een gedegen literatuurstudie alvorens onderzoek te starten voor de behandeling van een specifiek RO concentraat wordt daarom ook aangeraden.

In het algemeen lijkt het gebruik van de huidige infrastructuur het meest economisch en zal zandfiltratie, indien effectief, een veelbelovende strategie zijn. Als uitbreiding op de huidige zuivering is gebruik van diatomeeën in fotobioreactoren veelbelovend, gezien het breed scala aan stoffen die verwijderd worden. Gezien de verwijderde concentraties, lijkt het op zijn minst toepasbaar voor RO concentraat van oeverfiltraat en zoet- en brak grondwater. Voor hogere concentraties van problematische stoffen zijn de genoemde specifieke biologische processen mogelijk beter toepasbaar.



Figuur 1: Fotobioreactoren gebruikt voor het groeien van microalgen: (a) raceway vijver, (b) vlakke plaat-type, (c) schuine buizen en (d) horizontale continutype [44].

Auteurs

Peer Timmers en Luuk de Waal

Kwaliteitsborgers

Paul van der Wielen en Emile Cornelissen



Literatuur

- [1] S. Kools, A. van Loon, R. Sjerps, and L. Rosenthal, "De kwaliteit van bronnen van drinkwater in Nederland (KWR 2019.072)," 2019.
- [2] M. van den Brink, Y. Huismans, M. Blaas, and G. Zwolsman, "Climate change induced salinization of drinking water inlets along a tidal branch of the Rhine River: Impact assessment and an adaptive strategy for water resources management," *Climate*, vol. 7, no. 4, 2019.
- [3] H. de Boer and S. Radersma, "Verzilting in Nederland: oorzaken en perspectieven," *Wageningen UR Livest. Reserach*, no. November, p. 20, 2011.
- [4] Nederlandse overheid, *Drinkwaterbesluit - Bijlage A*. 2020.
- [5] L. de Waal, "Huidige en toekomstige praktijk van NF/RO concentraat management (BTO 2020.019)," 2020.
- [6] Kenniscentrum InfoMil, "Lozing van afvalwater uit rioolwaterzuiveringsinstallaties," 2020. [Online]. Available: <https://www.infomil.nl/onderwerpen/integrale/activiteit-enbesluit/activiteiten/installaties/rwzi/lozingsvoorschrift-en/>. [Accessed: 03-Jul-2020].
- [7] D. Van De Craats, "Ontzilting: een oplossing voor verzilting in de vollegrondsbouwen?," *H2O online*, pp. 1–7, 2016.
- [8] J. Balendonck, L. Feenstra, and N. Kuipers, "Glastuinbouw Waterproof : Haalbaarheidsstudie valorisatie van concentraatstromen," pp. 15–16, 2012.
- [9] B. Hofs, E. R. Cornelissen, D. Vries, H. Huiting, M. M. Nederlof, and J. W. Post, "Geconcentreerde zoute reststromen (BTO 2012.014)," 2012.
- [10] Paques B.V., "ANNAMOX," 2020. [Online]. Available: <https://en.paques.nl/products/featured/anammox>. [Accessed: 06-Jul-2020].
- [11] J. G. Kuenen, "Anammox bacteria from discovery," *Nature*, vol. 6, no. april, pp. 320–326, 2008.
- [12] I. Ersever, V. Ravindran, and M. Pirbazari, "Biological denitrification of reverse osmosis brine concentrates: I. Batch reactor and chemostat studies," *J. Environ. Eng. Sci.*, vol. 6, no. 5, pp. 503–518, 2007.
- [13] I. Ersever, V. Ravindran, and M. Pirbazari, "Biological denitrification of reverse osmosis brine concentrates: II. Fluidized bed adsorber reactor studies," *J. Environ. Eng. Sci.*, vol. 6, no. 5, pp. 519–532, 2007.
- [14] D. Y. Sorokin, T. Berben, E. D. Melton, L. Overmars, C. D. Vavourakis, and G. Muyzer, "Microbial diversity and biogeochemical cycling in soda lakes," *Extremophiles*, vol. 18, no. 5, pp. 791–809, 2014.
- [15] S. Engelbrecht, M. Mozooni, K. Rathsack, J. Böllmann, and M. Martienssen, "Effect of increasing salinity to adapted and non-adapted Anammox biofilms," *Environ. Technol. (United Kingdom)*, vol. 40, no. 22, pp. 2880–2888, 2019.
- [16] STOWA, "Cenirelta: Demonstratieproject ANAMMOX in de hoofdstroom op RWZI Dokhaven," 2017.
- [17] Paques B.V., "SULFATEQ," 2020. [Online]. Available: <https://nl.paques.nl/products-nl/other/sulfateq>. [Accessed: 06-Jul-2020].
- [18] Paques B.V., "THIOPAQ," 2020. [Online]. Available: <https://nl.paques.nl/products-nl/featured/thiopaq>. [Accessed: 06-Jul-2020].
- [19] P. Roman et al., "Selection and Application of Sulfide Oxidizing Microorganisms Able to Withstand Thiols in Gas Biodesulfurization Systems," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 50, no. 23, pp. 12808–12815, 2016.
- [20] R. J. Seviour, T. Mino, and M. Onuki, "The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems," *FEMS Microbiol. Rev.*, vol. 27, no. 1, pp. 99–127, 2003.
- [21] A. G. Dorofeev, Y. A. Nikolaev, A. V. Mardanov, and N. V. Pimenov, "Role of Phosphate-Accumulating Bacteria in Biological Phosphorus Removal from Wastewater," *Appl. Biochem. Microbiol.*, vol. 56, no. 1, pp. 1–14, 2020.
- [22] H. Kodera, M. Hatamoto, K. Abe, T. Kindaichi, N. Ozaki, and A. Ohashi, "Phosphate recovery as concentrated solution from treated wastewater by a



- PAO-enriched biofilm reactor," *Water Res.*, vol. 47, no. 6, pp. 2025–2032, 2013.
- [23] Z. Yuan, S. Pratt, and D. J. Batstone, "Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes," *Curr. Opin. Biotechnol.*, vol. 23, no. 6, pp. 878–883, 2012.
- [24] L. Welles, C. M. Lopez-Vazquez, C. M. Hooijmans, M. C. M. van Loosdrecht, and D. Brdjanovic, "Impact of salinity on the aerobic metabolism of phosphate-accumulating organisms," *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, vol. 99, no. 8, pp. 3659–3672, 2015.
- [25] K. Ikehata, Y. Zhao, J. Ma, A. T. Komor, N. Maleky, and M. A. Anderson, "A novel photobiological process for reverse osmosis concentrate treatment using brackish water diatoms," *Water Sci. Technol. Water Supply*, vol. 18, no. 2, pp. 594–602, 2018.
- [26] K. Ikehata et al., "Water Recovery from Advanced Water Purification Facility Reverse Osmosis Concentrate by Photobiological Treatment Followed by Secondary Reverse Osmosis," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 52, no. 15, pp. 8588–8595, 2018.
- [27] K. Ikehata, Y. Zhao, H. V. Kulkarni, and Y. Li, "Treatment of RO concentrate from six potable reuse facilities in the southwestern USA with a new photobiological process," *Water Sci. Technol. Water Supply*, vol. 19, no. 6, pp. 1661–1667, 2019.
- [28] X. X. Wang, Y. H. Wu, T. Y. Zhang, X. Q. Xu, G. H. Dao, and H. Y. Hu, "Simultaneous nitrogen, phosphorous, and hardness removal from reverse osmosis concentrate by microalgae cultivation," *Water Res.*, vol. 94, pp. 215–224, 2016.
- [29] Y. Men, S. Achermann, D. E. Helbling, D. R. Johnson, and K. Fenner, "Relative contribution of ammonia oxidizing bacteria and other members of nitrifying activated sludge communities to micropollutant biotransformation," *Water Res.*, vol. 109, pp. 217–226, 2017.
- [30] J. Park, N. Yamashita, G. Wu, and H. Tanaka, "Removal of pharmaceuticals and personal care products by ammonia oxidizing bacteria acclimated in a membrane bioreactor: Contributions of cometabolism and endogenous respiration," *Sci. Total Environ.*, vol. 605–606, pp. 18–25, 2017.
- [31] K. Ghyselbrecht, E. Van Houtte, L. Pinoy, J. Verbauwhede, B. Van Der Bruggen, and B. Meesschaert, "Treatment of RO concentrate by means of a combination of a willow field and electrodialysis," *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 65, pp. 116–123, 2012.
- [32] R. K. Chakraborti and J. S. Bays, "Natural treatment of high-strength reverse osmosis concentrate by constructed wetlands for reclaimed water use," *Water (Switzerland)*, vol. 12, no. 1, 2020.
- [33] A. G. Tekerlekopoulou, S. Pavlou, and D. V. Vayenas, "Removal of ammonium, iron and manganese from potable water in biofiltration units: A review," *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, vol. 88, no. 5, pp. 751–773, 2013.
- [34] Y. Cai, D. Li, Y. Liang, Y. Luo, H. Zeng, and J. Zhang, "Effective start-up biofiltration method for Fe, Mn, and ammonia removal and bacterial community analysis," *Bioresour. Technol.*, vol. 176, pp. 149–155, 2015.
- [35] H. Yang, D. Li, H. Zeng, and J. Zhang, "Impact of Mn and ammonia on nitrogen conversion in biofilter coupling nitrification and ANAMMOX that simultaneously removes Fe, Mn and ammonia," *Sci. Total Environ.*, vol. 648, pp. 955–961, 2019.
- [36] H. Yang, D. Li, H. Zeng, and J. Zhang, "Long-term operation and autotrophic nitrogen conversion process analysis in a biofilter that simultaneously removes Fe, Mn and ammonia from low-temperature groundwater," *Chemosphere*, vol. 222, pp. 407–414, 2019.
- [37] Y. Cai, D. Li, Y. Liang, H. Zeng, and J. Zhang, "Autotrophic nitrogen removal process in a potable water treatment biofilter that simultaneously removes Mn and NH₄-N," *Bioresour. Technol.*, vol. 172, pp. 226–231, 2014.
- [38] H. Yang, D. Li, H. Zeng, and J. Zhang, "Autotrophic nitrogen conversion process and microbial population distribution in biofilter that simultaneously removes Fe, Mn and ammonia from groundwater," *Int. Biodeterior. Biodegrad.*, vol. 135, no. May, pp. 53–61, 2018.
- [39] Z. Zhang, J. F. King, A. Szczuka, Y. H. Chuang, and W. A. Mitch, "Pilot-scale ozone/biological activated carbon treatment of reverse osmosis concentrate: Potential for synergism between nitrate and _____"



contaminant removal and potable reuse,” *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, vol. 6, no. 5, pp. 1421–1431, 2020.

[40] E. Dialynas, D. Mantzavinos, and E. Diamadopoulos, “Advanced treatment of the reverse osmosis concentrate produced during reclamation of municipal wastewater,” *Water Res.*, vol. 42, no. 18, pp. 4603–4608, 2008.

[41] L. Y. Lee et al., “Ozone-biological activated carbon as a pretreatment process for reverse osmosis brine treatment and recovery,” *Water Res.*, vol. 43, no. 16, pp. 3948–3955, 2009.

[42] J. H. Yeo and J. H. Choi, “Enhancement of nitrate removal from a solution of mixed nitrate, chloride

and sulfate ions using a nitrate-selective carbon electrode,” *Desalination*, vol. 320, pp. 10–16, 2013.

[43] R. M. Huang, J. Y. He, J. Zhao, Q. Luo, and C. M. Huang, “Fenton-biological treatment of reverse osmosis membrane concentrate from a metal plating wastewater recycle system,” *Environ. Technol.*, vol. 32, no. 5, pp. 515–522, 2011.

[44] I. H. Kim, S. Il Lee, and D. K. Kim, “Biological treatment of reverse osmosis concentrate from low salinity water,” *Desalin. Water Treat.*, vol. 57, no. 17, pp. 7667–7678, 2016.

[45] X. Quan, K. Huang, M. Li, M. Lan, and B. Li, “Nitrogen removal performance of municipal reverse

osmosis concentrate with low C/N ratio by membrane-aerated biofilm reactor,” *Front. Environ. Sci. Eng.*, vol. 12, no. 6, 2018.

[46] J. P. Bitog et al., “Application of computational fluid dynamics for modeling and designing photobioreactors for microalgae production: A review,” *Comput. Electron. Agric.*, vol. 76, no. 2, pp. 131–147, 2011.

Keywords

(micro)biologische omzetting, RO concentraat, omgekeerde osmose, droogte, waterhergebruik.