


Nitrificatie in snelfilters: praktijkonderzoek en modellering

L. van der Aa, TU Delft, thans Gemeentewaterleidingen Amsterdam
J. Hofman, Gemeentewaterleidingen Amsterdam
L. Rietveld, TU Delft
J. van Dijk, TU Delft

Gemeentewaterleidingen Amsterdam heeft in samenwerking met TU Delft proefinstallatie-onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheden voor nitrificatie in snelfilters vóór de Waterleidingplas van de rivierplassenwaterleiding. Ook in koude perioden bleek volledige nitrificatie van ruw Bethunepolderwater mogelijk, mits het water tenminste 10 µg/l orthofosfaat bevat. De onderzoeksgegevens zijn gebruikt om een simulatiemodel voor nitrificatie in snelfilters te kalibreren. Het model lijkt een veelbelovend hulpmiddel voor scenariostudies, filterontwerp en processturing.

GWA onderzoekt de mogelijkheden voor uitbreiding van de rivierplassenwaterleiding. Een belangrijke optie is de verdubbeling van de bestaande zuivering van 31 naar 61 miljoen kubieke meter per jaar. Omdat met name de aanleg van de tweede waterleidingplas duur en tijdrovend is, wordt gezocht naar mogelijkheden voor verblijftijdsverkorting in de plassen. Bij verblijftijdsverkorting zal onder andere de nitrificatie in de plas afnemen. Om volledige nitrificatie te blijven garanderen voorziet een aantal van de alternatieven in een extra snelfiltratiestap vóór de waterleidingplas.

Om de mogelijkheden voor nitrificatie in deze snelfilters aan te geven zijn proefinstallatie-onderzoek, aanvullende respiratiemetingen en modelonderzoek verricht. Gezien de stagnerende nitrificatie in de snelfilters na de waterleidingplas in de winter van 1995/1996 lag de nadruk hierbij op fosfaatlimitatie bij lage temperaturen.

Noodzaak

Bacteriën van de *Nitroso*-groep kunnen ammonium oxideren tot nitriet. Bacteriën van de *Nitro*-groep kunnen nitriet verder oxideren tot nitraat. De keten van beide processen wordt nitrificatie genoemd. In formulevorm ziet dat er als volgt uit:

$$2NH_4^+ + 3O_2 \xrightarrow{\text{Nitroso-groep}} 2NO_2^- + H_2O + 4H^+ + \text{energie}$$

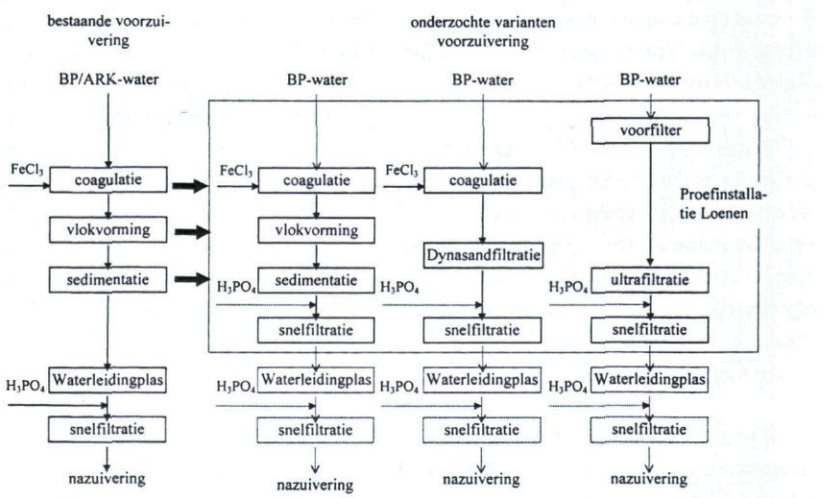
$$2NO_2^- + O_2 \xrightarrow{\text{Nitro-groep}} 2NO_3^- + \text{energie}$$

Water uit de Bethunepolder, de huidige ruwwaterbron van de rivierplassenwaterleiding, bevat enkele mg/l ammonium. In deze concentraties is het ammonium op zich niet schadelijk. Als het drinkwater ammonium bevat kan zich echter in het leidingnet een populatie *Nitroso*-bacteriën ontwikkelen, die een groot deel van het ammonium in nitriet omzet. De populatie *Nitro*-bacteriën kan zich pas ontwikkelen als er al nitriet aanwezig is. De nitrietafbraak zal aanvankelijk achterblijven bij de nitrietvorming. De nitrietconcentratie in het leidingnet kan oplopen tot schadelijke concentraties van enkele mg/l (norm is lager dan 0,1 mg/l). Om nitrietophoping en nagroei in het leidingnet te voorkomen, is het noodzakelijk dat ammonium door de twee groepen nitrificeerders (via nitriet) in nitraat wordt omgezet. In de rivierplassenwaterleiding gebeurt dit in de waterleidingplas en in biologisch actieve snelfilters.

Principe

In de snelfilters bevinden de nitrificerende bacteriën zich in een biofilm op de zandkorrels. De nitrificeerders benutten de energie die bij de oxidatie vrijkomt voor de opbouw van celmateriaal en het onderhoud aan de cellen. De grootte van de nitrificerende populatie hangt af van enting, groei, afsterving, en uitspoeling in de historie van het filter. De substraatopnamesnelheid blijkt sterk afhankelijk te zijn van de waterkwaliteit, met name van de temperatuur, zuurgraad en de beschikbaarheid van substraat.

Afb. 1: Zuiveringsschema's rivierplassenwaterleiding en onderzochte varianten.



Voorzuivering rivierplassenwaterleiding: coagulatie-sedimentatie, Waterleidingplas en snelfiltratie.



De totale omvang van de nitrificatie hangt af van de grootte van de populatie en de substraatopnamesnelheid. Op de theorie van substraatopname door bacteriën wordt in het intermezzo dieper ingegaan.

Proefinstallatie-onderzoek

In de winter van 1997/1998 zijn in de proefinstallatie te Loenen gedurende zeven maanden drie proefsnelfilters bedreven. Elk van de filters werd met een influent van een verschillende kwaliteit gevoed. Hiertoe werd het ruwe Bethunepolderwater op drie verschillende wijzen voorbehandeld, te weten door: coagulatie-vlokvorming-sedimentatie, Dynasand-vlokkingsfiltratie en ultrafiltratie (afbeelding 1). De ammoniumconcentraties van het ruwwater en de effluenten van de snelfilters zijn weergegeven in afbeelding 2. De orthofosfaatgehaltes van de influenten van de snelfilters zijn weergegeven in afbeelding 3.

Opvallend is dat het water vóór de waterleidingplas een zuiveringsstap ondergaat om de troebeling en het fosfaatgehalte te verminderen. Een laag fosfaatgehalte (richtwaarde 15-25 µg/l) is gewenst om algenbloei in de plas te voorkomen.

Bij de coagulatie-vlokvorming-sedimentatie en de Dynasand-vlokkingsfiltratie wordt ijzerchloride gedoseerd (respectievelijk 6 en 1,5 mg/l). Het ijzerchloride bindt vrijwel al het orthofosfaat. De effluenten bevatten nog wel kleine hoeveelheden particulair fosfor, maar dat kan niet of nauwelijks door de nitrificeerders worden benut. De nitrificatie in de snelfilters na deze defosfateringsstappen is niet volledig, maar wordt beperkt door de lage orthofosfaatconcentraties. Vanaf 23 februari 1998 is direct vóór deze snelfilters fosforzuur gedoseerd (afbeelding 2). Vóór het snelfilter na coagulatie-vlokvorming-sedimentatie werd 5 µg/l gedoseerd. Dit verbeterde de ammoniumverwijdering aanzienlijk. Vóór het snelfilter na Dynasand-vlokkingsfiltratie werd 10 µg/l gedoseerd. Tien dagen na het begin van de dosering was de nitrificatie in dit snelfilter volledig.

Bij de ultrafiltratie wordt uitsluitend het particulair fosfor afgevangen, al het orthofosfaat kan het membraan passeren (circa 10 µg/l). Dit bleek voldoende om volledige nitrificatie in het achtergeplaatste snelfilter mogelijk te maken. Opgemerkt wordt dat het effluent van het snelfilter aanvankelijk nauwelijks nog zuurstof bevatte, waardoor de nitrificatie gelimiteerd werd. Na twee maanden is het influent extra belucht, waardoor dit probleem werd verholpen.

Modellering

Als uitgangspunt voor de modellering is het nitrificatiedeel van de module voor biologische filters van het model Stimela genomen. Deze module wordt momenteel door TU Delft ontwikkeld en is gedurende dit onderzoek op een aantal punten aangepast.

In Stimela-biofilt wordt het snelfilter vereenvoudigd tot een aantal horizontale lagen filtermateriaal. Het materiaal is gedeeltelijk bezet met een nitrificerende biofilm. De lagen worden in serie doorstroomd. Elke laag wordt als een ideale menger beschouwd. De keuze van het aantal lagen is bepalend voor de mate van dispersie in het (model)filter.

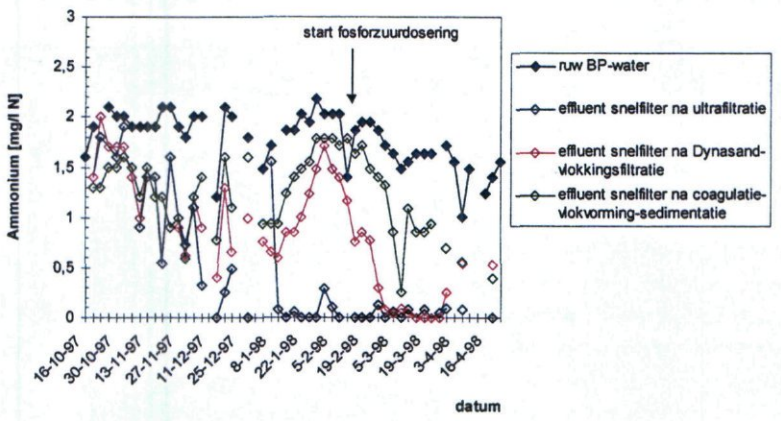
Stimela-biofilt is een dynamisch model; de populatiegrootte hangt af van de historie van het filter. Afhankelijk van de waterkwaliteit in de laag zal de nitrificerende populatie meer of minder substraat opnemen en in omvang toe- of afnemen. Van belang is de werkelijke substraatconcentratie die de bacteriën in de biofilm ervaren. Doordat de bacteriën substraat opnemen is de concentratie in de biofilm namelijk lager dan die in de bulkvloeistof. De substraten worden door diffusie vanuit de bulkvloeistof door de vloeistof- en biofilm naar de bacteriën in de biofilm getransporteerd.

Voor de volgende stoffen wordt per laag een massabalans opgesteld: ammonium, nitriet, zuurstof, orthofosfaat, koolstofdioxide en waterstofcarbonaat. Aangezien de waterkwaliteit bepalend is voor de substraatopname door - en de groeisnelheden van - de nitrificeerders kunnen de waterkwaliteit en de substraatopname alleen impliciet uit de massabalans worden bepaald. Met behulp van de groeisnelheden worden uiteindelijk de benodigde massabalansen voor de *Nitroso*- en de *Nitro*-populatie opgesteld.

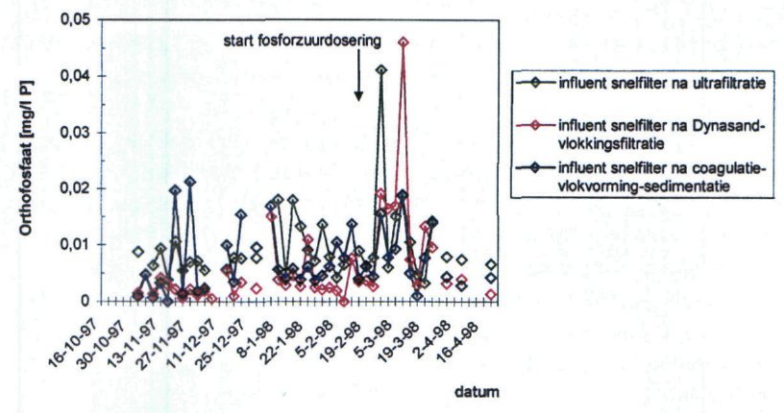
Uit de literatuur, het proefinstallatie-onderzoek en de respiratiemetingen zijn alle relevante groeiparameters van de nitrificeerders gekwantificeerd. Met behulp van deze getallen is een eerste kalibratiestap doorlopen. Hierbij zijn meetgegevens uit het proefinstallatie-onderzoek gebruikt. De ammoniumconcentraties van een validatierun zijn weergegeven in afbeelding 4.

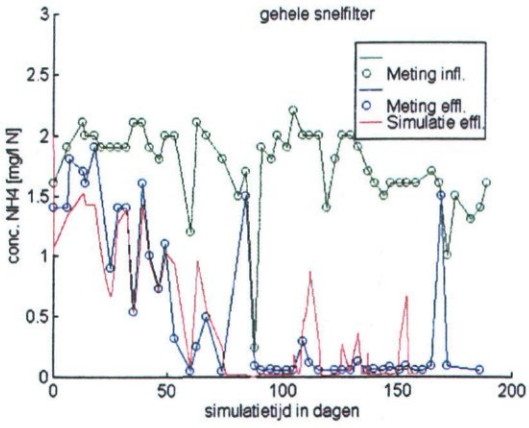
Er is een hulpmiddel ontwikkeld waarmee de verschillende potentiële groeisnelheden van de nitrificeerders in een grafiek worden

Afb. 2: Ammoniumconcentraties ruwwater en effluenten snelfiltratie.

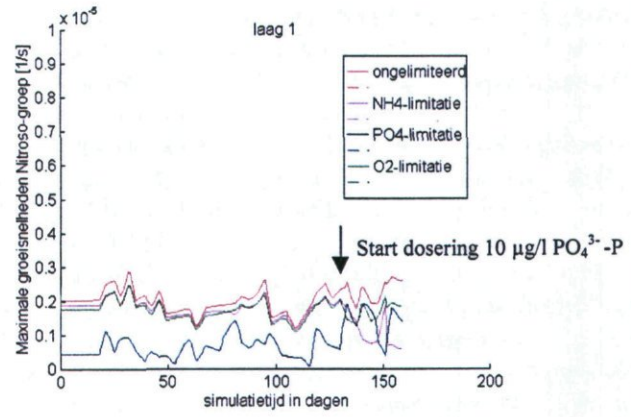


Afb. 3: Orthofosfaatconcentraties influenten snelfiltratie.





Afb. 4: Ammoniumconcentraties in snelfilter na ultrafiltratie.



Afb. 5: Potentiële groeisnelheden in bovenste laag van snelfilter na Dynasand-vlokkingsfiltratie.

geplot. Hierdoor is direct zichtbaar door welk substraat de nitrificatie op dat moment wordt gelimiteerd. In afbeelding 5 zijn de potentiële groeisnelheden in de bovenste laag van het snelfilter na Dynasand-vlokkingsfiltratie weergegeven. De nitrificatie is aanvankelijk niet volledig, maar wordt gelimiteerd door de orthofosfaatconcentratie. Op dag 130 is gestart met het doseren van fosforzuur. De groeisnelheid wordt erdoor verhoogd, en binnen tien dagen is de nitrificatie volledig (ammoniumlimitatie).

Conclusies

Proefinstallatie-onderzoek heeft aangetoond dat volledige nitrificatie in snelfilters vóór de waterleidingplas mogelijk is, mits het water ten minste 10 µg/l orthofosfaat bevat. In de rivierplassenwaterleiding kan dit worden bereikt door voor te zuiveren met behulp van een membraanfilter of door een fosforzuurdosering toe te passen.

Het ontwikkelde simulatiemodel bevestigt deze resultaten en is een krachtig hulpmiddel voor scenariostudies, filterontwerp en processturing.

Gevolgen voor uitbreidingsscenario

Vooralsnog biedt het feit dat volledige nitrificatie in snelfilters vóór de waterleidingplas in principe mogelijk is goede vooruitzichten op mogelijkheden voor verblijftijdsverkorting in de plas.

Een onbeantwoorde vraag is in hoeverre volledige nitrificatie voor de plas gewenst is. Er kunnen zich daarin en in de snelfilters na

Substraatlimitatie

In geval van overmaat aan substraat is de stofwisselingssnelheid in een gezonde cel recht evenredig met de actieve enzymconcentratie; de werkelijke substraatconcentratie doet er niet toe.
Indien de substraatconcentratie laag wordt (ordegrootte van de zogenaamde affiniteitswaarde), zal de reactiesnelheid afnemen. De reactiesnelheid wordt dan bepaald door zowel de enzym- als de substraatconcentratie. Deze wordt beschreven met de Michaelis-Menten-vergelijking:

$$v^i = \frac{[S]}{K_m + [S]} \cdot v^{max}$$

Wanneer de stofwisseling wordt gelimiteerd door één substraat en al het substraat wordt benut voor groei (verwaarlozing maintenance) kan ook de groeisnelheid met een Michaelis-Menten-vergelijking worden beschreven. Monod heeft dit al eerder empirisch vastgesteld:

$$\mu_s^{pot} = \frac{[S]}{K_s + [S]} \cdot \mu^{max}$$

In feite zijn de Michaelis-Menten- en de Monodconstanten aan elkaar gelijk; ze worden aangeduid met de term affiniteitswaarde.
Om te groeien hebben bacteriën verschillende soorten substraat in een bepaalde verhouding nodig. Indien de reactiesnelheid van een tweede substraat S_2 groter is, zal substraat S_2 of zullen tussen- of eindproducten van de reactieketen zich ophopen in de cel. Hierdoor zal op een gegeven moment de reactiesnelheid weer afnemen (in feite zijn alle reacties evenwichtsreacties; als een tussen- of eindproduct niet meer voldoende wordt weggenomen loopt de reactie ook 'terug': de reactiesnelheid neemt af en komt in evenwicht met de reactiesnelheid van het limiterende substraat). Normaal gesproken zal slechts één van de substraten 'volledig' benut worden. Dit is het limiterende substraat.

Om te kijken welk substraat het limiterende substraat is, wordt voor elk relevant substraat een potentiële groeisnelheid op basis van het betreffende substraat berekend. De werkelijke specifieke groeisnelheid zal gelijk zijn aan de kleinste potentiële groeisnelheid. Het bijbehorende substraat is het limiterende substraat.

$$\mu^{spec} = \min(\mu_{s_1}^{pot}, \mu_{s_2}^{pot}, \ldots)$$

De werkelijke substraatopnamesnelheden worden berekend met:

$$\frac{dS}{dt} = -\mu^{spec} \cdot \frac{[X]}{Y_s}$$

De substraatopname kan nooit onbeperkt groot worden. Er zal altijd een limiterende factor aanwezig zijn. Merk op dat in het geval van volledige nitrificatie er ook sprake is van substraatlimitatie: de ammonium- en nitrietconcentraties zijn de limiterende factoren.

K_m = Michaelis-Mentenconstante g/m³
K_S = Monodconstante voor substraat S g/m³
S = substraatconcentratie g/m³
T = tijdsinterval sec.
μ^{max} = maximale groeisnelheid (functie van temperatuur en zuurgraad) 1/sec.
$\mu^{pot}{}_S$ = potentiële groeisnelheid, bij limitatie door substraat S 1/sec.
μ^{spec} = specifieke groeisnelheid 1/sec.
v^i = initiële reactiesnelheid g/(m³.s)
v^{max} = maximale reactiesnelheid g/(m³.s)
X = concentratie bacteriën g d.s./m³
Y^S = yield op substraat S g d.s/g

de plas geen nitrificerende populaties handhaven. Bij ammoniumdoorslag van de filters voor de plas (piekbelastingen en extreme kou) zal de nitrificatie in de plas en in de filters ná de plas te langzaam opstarten om het verhoogde ammoniumaanbod om te zetten. Door het nitrificatiemodel voor snelfilters te koppelen aan een waterkwaliteitsmodel vóór de waterleidingplas kan de nitrificatie in deze scenario's integraal worden doorgerekend.

Opgemerkt wordt dat de verblijftijd in de plas niet zonder meer verkort kan worden. Er dient ook rekening gehouden te worden met de overige functies van de plas, met name met de kwaliteitsafvlakking en de voorraadvorming. Onderzoek zal moeten uitwijzen welk uitbreidingsscenario van de rivierplassenwaterleiding (toe te passen defosfateringstechniek, wel/geen extra snelfiltratie en verblijftijd plas) gewenst is.

De volledige onderzoeksresultaten zijn opgenomen in een afstudeerverslag. Geïnteresseerden kunnen contact opnemen met de sectie Drinkwater van de TU Delft, dhr. Rietveld (015) 278 47 32. ¶

LITERATUUR

Aa L. van der (1999). Nitrificatie in snelfilters. Praktijkonderzoek Rivier-Plassenwaterleiding GWA en modellering. Afstudeerverslag TU Delft / GWA.

GWA Productie Oost (1996). Ammonium problematiek Rivier-Plassenwaterleiding winter 1995-1996.

Klapwijk A. en W. Snodgrass (1982). Experimental measurement of sediment nitrification and denitrification in Hamilton Harbour (Canada). Hydrobiologia nr. 91, pag. 207-216.

Kors L., J. Moorman, A. Wind en J. van der Hoek (1998). Nitrification at low temperature in a rawwater reservior and rapid sand filters. Water Science Technology, nr. 2, pag. 169-176.

Stowa (1997). Dynamisch gedrag van geïmmobiliseerde nitrificerende micro-organismen. Stowa 97-11.

Verdel J. (1997). Modellering filtratie van grondwater. Afstudeerverslag TU Delft / WZHO.

Willemse R. (1992). Modellering van het AOC-afbraakproces in biologische actieve filters. Afstudeerverslag TU Delft.

Platform

Platform-artikelen worden in principe in zwart/wit afgedrukt. Wilt u de illustraties in kleur afgedrukt zien, dan moeten wij daarvoor extra drukkosten in rekening brengen. Neem hiervoor contact op met de redactie. Platform-artikelen worden in de regel, als de redactie ze accepteert, na ongeveer een maand geplaatst.

Op de redactie ligt een handleiding die ingaat op de opbouw van deze artikelen en de wijze waarop ze ingeleverd moeten worden. De maximale lengte bedraagt drie pagina's (2000 woorden), waarbij op iedere pagina één illustratie geplaatst kan worden.
Wees kritisch met het gebruik van tabellen en grafieken. Deze nemen vaak veel ruimte in, zijn niet altijd verhelderend en zorgen voor saaie pagina's die niet goed opgemaakt kunnen worden.