

Het gebruik van vacuümontgassing in biologische nitraatverwijderingsprocessen voor drinkwaterbereiding

Inleiding

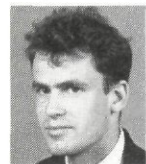
Hoge nitraatconcentraties in grondwater en drinkwater zijn een belangrijk probleem in meerdere Europese landen [1-5]. Ook in de Verenigde Staten van Amerika wordt verontreiniging van drinkwaterbronnen met nitraat waargenomen [6-8]. In Nederland hangt het nitraatprobleem direct samen met intensieve veehouderij en (over)bemesting [9, 10]. Volgens de EG-Richtlijn over de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water bedraagt de maximaal toelaatbare nitraatconcentratie in drinkwater 50 mg/l en het richtniveau 25 mg/l [11]. In Nederland zijn deze waarden opgenomen in het Waterleidingbesluit en de VEWIN-Aanbevelingen.

Samenvatting

Voor de verwijdering van nitraat uit drinkwater kunnen biologische processen worden ingezet, waarbij nitraat door bacteriën wordt omgezet in stikstofgas. Zowel heterotrofe als autotrofe denitrificatie kan worden toegepast. In het algemeen bevat het te behandelen water opgelost stikstofgas en zuurstofgas. Dit beïnvloedt de bedrijfsvoering van vast-bed reactoren. Door stikstofgasproductie in de denitrificatiereactor kan hierin oververzadiging optreden. De facultatief anaërobe bacteriën gebruiken eerst zuurstof alvorens over te stappen op nitraat als elektronenacceptor. Dit resulteert in extra substraatverbruik, de productie van volumineuze aërobe biomassa, terwijl hiervoor ook extra reactorvolume vereist is. Stikstofgasophoping en aërobe biomassa accumulatie geven aanleiding tot verstopping van vast-bed denitrificatiereactoren. Verschillende methoden zijn mogelijk om deze problemen op te lossen. Uit onderzoekresultaten en praktijktoepassingen kan worden geconcludeerd dat vacuümontgassing, toegepast vóór de biologische nitraatverwijdering, een aantrekkelijke methode is om tegelijkertijd het stikstofgasprobleem en het zuurstofgasprobleem in één processtap aan te pakken.



J. P. VAN DER HOEK*
KIWA NV
Onderzoek en Advies



J. W. N. M. KAPPELHOF
KIWA NV
Onderzoek en Advies



J. C. SCHIPPERS
KIWA NV
Onderzoek en Advies

Aangezien aanpak van het probleem aan de bron op de lange termijn wel, maar op de middellange termijn niet voldoende effect heeft, is zuivering van met nitraat verontreinigd grondwater noodzakelijk om drinkwater te bereiden dat aan de norm voldoet. De beschikbare processen zijn in te delen in ondergrondse technieken (in-situ processen) en bovengrondse processen (uitgevoerd in reactoren) [12]. De in-situ processen betreffen ondergrondse biologische nitraatomzetting, waarbij een voedingsstof voor de bacteriën in de bodem wordt geïnjecteerd. Deze processen worden gekenmerkt door een lage omzettingssnelheid en het risico van verstopping van de bodem door accumulatie van biomassa [13, 14]. In Nederland is gekozen voor bovengrondse processen, waarbij de aandacht zich tot nu toe vooral heeft gericht op biologische processen. Vooral de geringere afvalstromen die in de biologische processen

ontstaan ten opzichte van ionenwisseling en membraanprocessen, en het feit dat in biologische processen sprake is van een werkelijke omzetting van nitraat in stikstofgas, en niet slechts een concentrering van nitraat in een alsnog moeilijk te verwerken afvalstroom, zijn bij deze keuze van belang geweest. Zowel autotrofe als heterotrofe denitrificatie worden onderzocht. Autotrofe denitrificatie betreft in Nederland het kalksteen/zwavelproces. Vanaf mei 1991 is een praktijkinstallatie (capaciteit circa 100 m³/h) in bedrijf in het Montferland, één van de waterwin-gebieden van de NV Waterleidingmaatschappij Oostelijk Gelderland [15]. In de periode 1986-1990 is op deze lokatie een demonstratie-installatie (capaciteit circa 35 m³/h) in bedrijf geweest waarin het proces is onderzocht [16]. Voor heterotrofe denitrificatie wordt onderzoek uitgevoerd naar het vast-bed ethanolproces. Zowel op de lokatie Roosteren bij de NV Waterleiding Maatschappij Limburg als op de lokatie Vierlingsbeek bij de NV Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant zijn proefinstallaties (capaciteit 20-25 m³/h) in bedrijf [17, 18]. Alhoewel de biologische processen minder gevoelig zijn voor de samenstelling van het ruwe water vergeleken met de fysisch-chemische processen (bijv. de verhouding nitraat/sulfaat bij ionenwisseling en het gevaar van vervuiling en scaling van membranen bij de membraanprocessen), heeft de concentratie opgelost stikstofgas en zuurstofgas in het te behandelen water een grote invloed op de bedrijfsvoering van de bioreactoren.

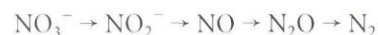
In dit artikel wordt kort ingegaan op de effecten van stikstofgas en zuurstofgas op de bedrijfsvoering van de denitrificatiereactor en worden mogelijkheden geïnventariseerd om problemen te voor-

komen. Eén van deze mogelijkheden, het gebruik van een vacuümontgasser voorafgaand aan de bioreactor, wordt nader uitgewerkt. Eerst wordt de theoretische achtergrond van vacuümontgassing behandeld, daarna wordt het effect van vacuümontgassing gedemonstreerd door de bedrijfsvoering van denitrificatiereactoren met en zonder voorafgaande vacuümontgassing te vergelijken. Daarbij wordt zowel ingegaan op autotrofe denitrificatie (kalksteen/zwavelproces) als op heterotrofe denitrificatie (vast-bed ethanolproces).

Effect van stikstofgas en zuurstofgas op denitrificatiereactoren

Stikstofgas

In het denitrificatieproces wordt nitraat door bacteriën omgezet in stikstofgas. Facultatief anaërobe bacteriën gebruiken nitraat in plaats van zuurstof als elektronenacceptor onder anoxische condities. De omzetting verloopt via een aantal tussenproducten [19]:



De reductie van 1 mg/l NO₃⁻ resulteert uiteindelijk in de productie van 0,23 mg/l N₂. Onder atmosferische condities (80% N₂, 20% O₂, 1 atm, 10 °C) bedraagt de oplosbaarheid van stikstofgas in water circa 19 mg/l. Afhankelijk van de initiële stikstofgasconcentratie in het ruwe water en de hoeveelheid nitraat die wordt omgezet, kan oververzadiging van het behandelde water optreden met het vrijkomen van stikstofgasbelletjes als gevolg. Accumulatie van stikstofgas resulteert in verstopping. Voor neerwaarts doorstroomde reactoren, met zand als dragermateriaal voor de biomassa, is dit aangetoond door Soares *et al.* [20, 21] en Harremoës *et al.* [22]. Soares *et al.* [20, 21] namen waar dat de weerstand van een

* thans werkzaam bij Gemeentewaterleidingen Amsterdam.

denitrificatiekolom sterk toenam door accumulatie van stikstofgas, geproduceerd tijdens de denitrificatie. Hoewel accumulatie van biomassa ook bijgedragen kan hebben aan de verstopping, toonden zij aan dat accumulatie van stikstofgas de hoofdoorzaak was. Harremoës *et al.* [22] namen waar dat de vorming van stikstofgasbelletjes leidde tot een zeer snelle stijging van de weerstand na spoelen van een denitrificatiereactor. Daarna is de weerstandstijging veel minder snel. Zij concluderen, dat de snelle stijging veroorzaakt wordt door accumulatie van stikstofgas en dat de daarna optredende langzame stijging het gevolg is van biomassa-groei. De snelle stijging vindt plaats in een tijdbestek van slechts enige uren, waardoor periodiek terugspoelen van de reactor om geaccumuleerd stikstofgas te verwijderen niet haalbaar is. Dit zou immers leiden tot een zeer hoog spoelwaterverbruik.

Ook in opwaarts doorstroomde denitrificatiereactoren kan oververzadiging met stikstofgas aanleiding geven tot problemen. Bij de behandeling van grondwater, dat 18-20 mg/l N₂ bevatte, met het autotrofe kalksteen/zwavel (upflow) filtratieproces werden door Kruithof *et al.* [23] ernstige problemen ondervonden door het optreden van oververzadiging. De oververzadiging leidde tot kanaalvorming en kortsluitstromingen in de reactor en nitraatdoorbraak.

Zuurstofgas

Zoals hiervoor vermeld, gebruiken facultatief anaërobe bacteriën nitraat in plaats van zuurstof tijdens de denitrificatie als elektronenacceptor. Algemeen wordt daarom aangenomen, dat denitrificatie pas optreedt bij zuurstofconcentraties lager dan 0,5 mg/l, hoewel recentelijk ook bacteriën zijn geïsoleerd uit afvalwaterzuiveringsinstallaties, die kunnen denitrificeren in de aanwezigheid van zuurstof. Dit betreft denitrificatie door *Thiosphaera pantotropha* [24]. Echter, onder condities zoals die onder normale omstandigheden voorkomen, beïnvloedt zuurstof de bedrijfsvoering van de denitrificatiereactor op de volgende punten:

- Voordat overgestapt wordt op nitraat als elektronenacceptor, gebruiken de bacteriën eerst zuurstof. Voor deze zuurstofconsumptie is een deel van het reactorvolume vereist. Bij de behandeling van water dat 8 mg/l O₂ bevatte met een heterotroof denitrificatieproces, nam Philipot [25] waar dat in de eerste 50 cm van het filterbed alleen zuurstofverbruik plaatsvond en geen denitrificatie. In een autotroof zwavel/kalksteen denitrificatieproces bleek in de eerste 25 cm uit-

sluitend zuurstofconsumptie op te treden bij de behandeling van water dat 7 mg/l O₂ bevatte [26]. De verwijdering van zuurstofgas uit het te behandelen water vergt dus additioneel reactorvolume.

- Voor de verwijdering van zuurstof gebruiken de bacteriën additioneel substraat (organische verbindingen in het geval van heterotrofe denitrificatie, zwavel in het geval van autotrofe kalksteen/zwavel denitrificatie). In het geval van heterotrofe denitrificatie met ethanol mat Philipot [25] een verbruik van 0,55 mg ethanol/mg O₂ (assimilatie en dissimilatie). In het geval van heterotrofe denitrificatie met methanol was een additionele methanoldosering vereist van 0,9 mg/l per mg/l O₂ [27]. Door de zuurstofverwijdering is het totale substraatverbruik dus hoger.

- De biologische omzetting van zuurstofgas in de bioreactor resulteert in de produktie van biomassa (assimilatie met zuurstof). De aërobe biomassa die ontstaat is veel volumineuzer en meer slijmerig dan de denitrificerende biomassa en resulteert daardoor in de opbouw van extra weerstand. Frequenter spoelen van de bioreactor is dan nodig en het spoelwaterverbruik van de bioreactor zal hoger zijn.

Mogelijkheden voor de beheersing van de stikstofgas- en zuurstofgasproblematiek

Verschillende mogelijkheden zijn beschikbaar om het risico van het optreden van oververzadiging in denitrificatiereactoren te beperken en de reactoren te voorzien van zuurstofarm water. Echter, deze mogelijkheden hebben òf betrekking op de stikstofgasproblematiek òf op de zuurstofgasproblematiek.

Beheersen van de stikstofgasproblematiek

- Voor neerwaarts doorstroomde reactoren is de toepassing van filtratie in gesloten reactoren onder druk als alternatief voorgesteld om daarmee de oplosbaarheid van stikstofgas te verhogen. Rogalla *et al.* [28] beschrijven het gebruik van downflow reactoren onder een geringe overdruk, terwijl Philipot *et al.* [29] uitgaan van een druk van 2 atm om ontgassing te voorkomen.

- Een alternatief voor neerwaarts doorstroomde reactoren is de toepassing van opwaarts doorstroomde reactoren. In dat geval hebben de gevormde stikstofgasbelletjes de neiging niet te accumuleren in het filterbed, maar met het opwaarts stromende water meegevoerd te worden zonder de weerstand in het filterbed te verhogen [30, 31]. Echter, ook in upflow reactoren kunnen problemen optreden. Bij een opwaartse snelheid van 5,4 m/h nam

MacDonald [32] waar dat stikstofgas toch in het filterbed achterbleef en slechts sporadisch vrijkwam, wat aanleiding gaf tot verstoring van het stromingspatroon in de reactor en kanaalvorming. Pas bij een upflow snelheid van 10,8 m/h bleek het gevormde gas continu afgevoerd te worden met de opwaartse waterstroom. Upflow bedrijfsvoering, met als doel weerstandtoename door stikstofgasophoping te voorkomen, lijkt daarom alleen geschikt bij relatief hoge snelheden.

- Een derde mogelijkheid is het gebruik van een moving bed upflow zandfilter (bijv. DynaSand) als denitrificatiereactor [33, 34]. In dit type reactor wordt een airlift en wassysteem toegepast om het filtermateriaal continu te reinigen. Bijkomend voordeel hiervan is dat stikstofgasbelletjes daarmee continu worden verwijderd van het filtermateriaal en dus in geringere mate accumuleren in het filterbed. Een nadeel van moving bed filters is echter het relatief hoge spoelwaterverbruik ten opzichte van statisch bedfilters.

Beheersen van de zuurstofgasproblematiek

Een mogelijkheid om de negatieve effecten van zuurstof op de bedrijfsvoering van denitrificatiereactoren te voorkomen is het vooraf verwijderen van zuurstof uit het te behandelen water langs chemische weg. Door Jeris *et al.* [35] is natriumsulfiet gebruikt in proefinstallatie-onderzoek om zuurstof weg te nemen (10 tot 25% overmaat). Deze methode is ook toegepast door LeCloirec & Martin [26], maar zij concluderen terecht dat dit geen realistische optie is voor praktijkinstallaties in verband met het hoge chemicaliënverbruik. Ook het gebruik van waterstofgas voor de verwijdering van zuurstof uit het te denitrificeren water wordt genoemd in de literatuur [36].

Beheersen van de stikstofgas- en zuurstofgasproblematiek in één processtap: vacuümontgassing

Vacuümontgassing kan toegepast worden om zowel de stikstofgasproblematiek als de zuurstofgasproblematiek te beheersen met behulp van slechts één processtap, dit in tegenstelling tot de bovengenoemde alternatieven. Door het toepassen van vacuümontgassing als voorbehandeling vóór de denitrificatie, wordt de stikstofgas- en zuurstofgasconcentratie in het te denitrificeren water verlaagd als gevolg van de lagere oplosbaarheid van gassen in water bij verlaagde druk. Afhankelijk van de toegepaste druk in de vacuümontgasser bevat het influent van de denitrificatiereactor slechts een geringe hoeveelheid opgelost stikstofgas en zuurstofgas.

Daardoor is zuurstofverwijdering in de denitrificatiereactor in veel geringere mate nodig, terwijl in de denitrificatiereactor geproduceerd stikstofgas veel minder snel aanleiding geeft tot het optreden van oververzadiging, doordat er nu meer ruimte is voordat de maximale oplosbaarheid wordt bereikt. Toepassing van vacuümontgassing is vooral interessant voor die situaties, waarbij het te behandelen water relatief veel zuurstof en zo mogelijk minder dan 100 mg/l NO₃⁻ bevat. Bij hogere nitraatconcentraties wordt zelfs bij volledige stikstofgasverwijdering uit het influent van de denitrificatiereactor uiteindelijk oververzadiging bereikt, uitgaande van volledige nitraatverwijdering. De combinatie van vacuümontgassing met drukfiltratie kan dan alsnog een oplossing bieden.

Theoretische aspecten van vacuümontgassing

Door het verlagen van de druk wordt de oplosbaarheid van gasen in de vloeistoffase verlaagd. Daardoor treedt een transport op van gasmoleculen van de vloeistoffase naar de gasfase, totdat de evenwichtsconcentratie, bij de heersende druk en temperatuur, is bereikt. Op dat moment vindt geen (netto) uitwisseling meer plaats. De relatie tussen druk en evenwichtsconcentratie kan worden beschreven met de wet van Henry:

P_i = H_i·x_i (1)

met P_i = partiële druk van stof i in de gasfase (atm)
H_i = coëfficiënt van Henry voor stof i (atm)
x_i = molfractie van stof i in de vloeistoffase (mol/mol)

Na omwerking tot absolute druk en correctie voor de luchtvochtigheid resulteert dit in:

P·Y_i·(1-Y_w) = H_i·x_i (2)

met Y_i = molfractie van stof i in de gasfase (mol/mol)
Y_w = molfractie van water in de gasfase (mol/mol)
P = absolute druk (atm)
en Y_w = P_d/P (3)
met P_d = dampspanning van water (atm)

Na omwerking tot concentratie van stof i in de vloeistoffase geeft dit:

P·Y_i·(1-Y_w) = $\frac{H_i \cdot x_{mi} \cdot 18 \cdot 10^{-3}}{M_i}$ (4)

met x_{mi} = concentratie van stof i in de vloeistoffase (g/l)
M_i = molmassa van stof i (g/mol)

TABEL I – Coëfficiënt van Henry voor stikstofgas (H_{N2}) en zuurstofgas (H_{O2}), en de dampspanning van water (P_d), bij verschillende temperaturen [37].

T °C	H _{N2} atm	H _{O2} atm	P _d atm
0	5,29·10 ⁴	2,55·10 ⁴	6,01·10 ⁻³
5	5,97·10 ⁴	2,91·10 ⁴	8,59·10 ⁻³
10	6,68·10 ⁴	3,27·10 ⁴	12,09·10 ⁻³
15	7,38·10 ⁴	3,64·10 ⁴	16,79·10 ⁻³

De evenwichtsconcentratie van stof i kan dan uit de volgende vergelijking berekend worden:

$x_{mi} = \frac{P \cdot Y_i \cdot (1 - Y_w) \cdot M_i}{H_i \cdot 18 \cdot 10^{-3}}$ (5)

Zowel de coëfficiënt van Henry als de dampspanning van water zijn afhankelijk van de temperatuur, zoals weergegeven in tabel I [37]. De oplosbaarheid van gasen in water is daarmee dus ook afhankelijk van de temperatuur.

Een vacuümontgasser is een gesloten systeem. Daarom wordt de samenstelling van de gasfase bepaald door de verwijdering van stikstofgas, zuurstofgas en water uit de vloeistoffase. Het evenwicht tussen de gasfase en vloeistoffase voor stikstofgas en zuurstofgas kan dan met vier vergelijkingen worden beschreven: twee vergelijkingen over de evenwichtsconcentratie van stikstofgas en zuurstofgas (zie vergelijking [5]), een massabalans en een vergelijking waarin wordt beschreven dat de som van alle molfracties van de stoffen in de gasfase (stikstofgas, zuurstofgas, water) gelijk is aan 1. In kader 1 is deze berekeningsmethode nader uitgewerkt. Afbeelding 1 toont als illustratie de evenwichtsconcentratie van stikstofgas en zuurstofgas in water als functie van de absolute druk bij een temperatuur van 10°C, berekend volgens het algoritme in kader 1.

Berekeningsmethode voor de evenwichtsconcentratie van stikstofgas en zuurstofgas in de vloeistoffase

Parameters:
P druk (atm)
H_i coëfficiënt van Henry voor stof i (atm)
M_i molmassa van stof i (g/mol)
x_i concentratie van stof i in de vloeistoffase (g/l)
Y_i molfractie van stof i in de gasfase (mol/mol)
Y_w molfractie van water in de gasfase (mol/mol) met
Y_w = P_d/P en P_d = dampspanning van water (atm)

De evenwichtsconcentraties van stikstofgas en zuurstofgas in de vloeistoffase zijn:

$x_{O2} = \frac{P \cdot Y_{O2} \cdot (1 - Y_w) \cdot M_{O2}}{H_{O2} \cdot 18 \cdot 10^{-3}}$ (g/l) (1)

$x_{N2} = \frac{P \cdot Y_{N2} \cdot (1 - Y_w) \cdot M_{N2}}{H_{N2} \cdot 18 \cdot 10^{-3}}$ (g/l) (2)

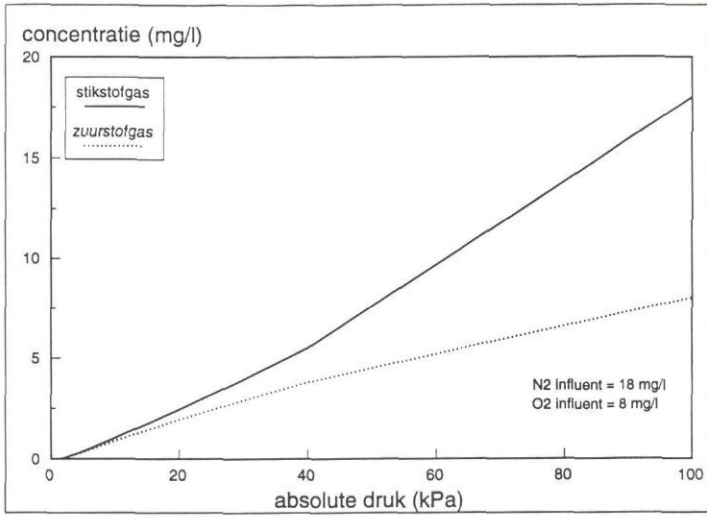
De samenstelling van de gasfase wordt bepaald door de uit de vloeistoffase verwijderde hoeveelheid stikstofgas, zuurstofgas en water. Dit resulteert in de volgende vergelijking:

$Y_{O2} = \frac{x_{inO2} \cdot x_{O2}}{(x_{inO2} \cdot x_{O2}) + (x_{inN2} \cdot x_{N2})} \cdot (1 - Y_w)$ (3)

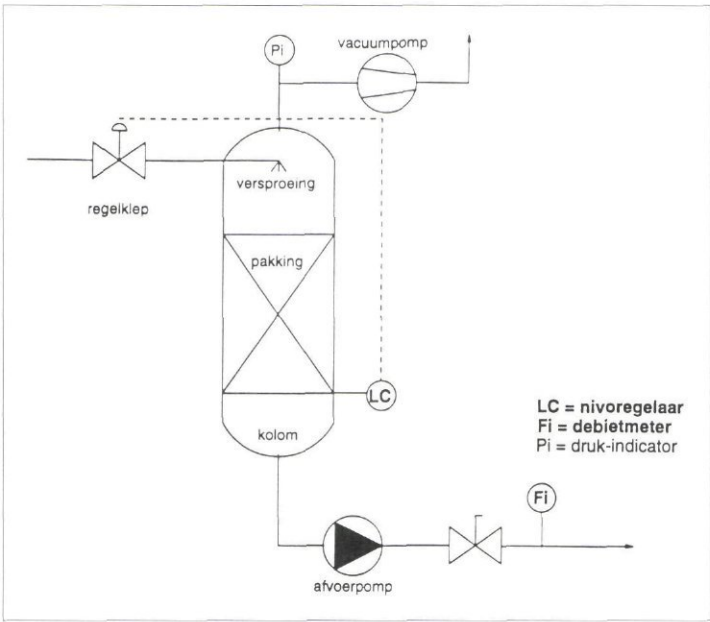
met x_{in} = concentratie van stof i in het influent van de vacuümontgasser (g/l)
x_i = evenwichtsconcentratie van stof i in de vloeistoffase bij evenwicht tussen de gasfase en vloeistoffase (g/l)

In de gasfase moet verder gelden dat ΣY = Y_{N2} + Y_{O2} + Y_w = 1 (4)

Dit resulteert in een stelsel van vier vergelijkingen, waaruit de vier onbekenden x_{N2}, x_{O2}, Y_{N2} en Y_{O2} iteratief zijn op te lossen.
In dit model is de aanwezigheid van CO₂ in de vloeistoffase en gasfase verwaarloosd.



Afb. 1 - Relatie tussen evenwichtsconcentratie van stikstofgas en zuurstofgas in water, en de absolute druk (10°C).



Afb. 2 - Schema van een vacuümontgasser.

Praktische aspecten van vacuümontgassing

In afbeelding 2 is schematisch een vacuümontgasser weergegeven, met daarbij het regelsysteem door een niveau-regelaar (LC), die een afsluiter in de influentleiding aanstuurt. De mate waarin evenwicht wordt bereikt in de vacuüm-ontgasser wordt bepaald door de hydraulische belasting, de valhoogte en het pakkingmateriaal en ook de diffusie-coëfficiënten van de te verwijderen componenten. Naar deze aspecten is uitgebreid onderzoek verricht [38], waaruit werd geconcludeerd dat de evenwichts-concentraties van stikstofgas en zuurstofgas uitsluitend worden bepaald door de aangelegde druk in de vacuümontgasser, mits aan de volgende condities wordt voldaan:

- de hydraulische belasting is lager dan 170 m³/(m²·h);
- de valhoogte is tenminste 1,5 m;
- in een goede waterverdeling bovenin de ontgasser is voorzien.

Gebleken is, dat in geval van een goede waterverdeling het pakkingmateriaal in de ontgasser geen effect heeft op de werking. Onder deze condities is diffusie niet de snelheidsbepalende stap en wordt evenwicht bereikt. In alle hierna beschreven experimenten is daarom uitgegaan van deze vuistregels.

De betekenis van vacuümontgassing kan goed worden geïllustreerd aan de hand van afbeelding 1. Wanneer in de vacuümontgasser een druk wordt gehandhaafd van 5-15 kPa, is de oplosbaarheid van stikstofgas en zuurstofgas beperkt tot circa 0,5-2,0 mg/l. Na de denitrificatie bevat het water geen zuurstofgas meer. In dat geval bedraagt de oplosbaarheid van stikstofgas

in water, onder atmosferische condities, circa 22,7 mg/l. Dit betekent dat, als de vacuümontgasser wordt bedreven bij een druk van 15 kPa, gedurende denitrificatie ten minste 21 mg/l N₂ kan oplossen in het water zonder oververzadiging te bereiken. De vorming van 21 mg/l N₂ komt overeen met de omzetting van 93 mg/l NO₃⁻.

Toepassing van vacuümontgassing in kolomonderzoek, in demonstratie-installaties en in een praktijkinstallatie

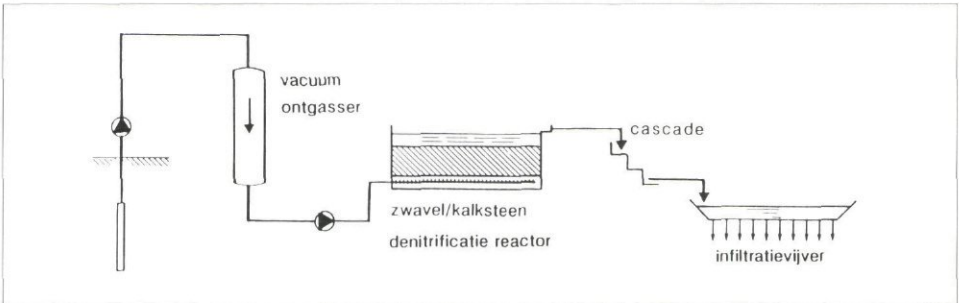
Vacuümontgassing in het autotrofe zwavel/kalksteen filtratieproces
Het nitraatverwijderingsproces, waarnaar het meeste onderzoek heeft plaatsgevonden in Nederland gedurende de laatste tien jaar, betreft het autotrofe zwavel/kalksteen filtratieproces [39]. Momenteel is een praktijkinstallatie (100 m³/h) in bedrijf bij de NV Waterleidingmaatschappij Oostelijk Gelderland in het Montferland [15]. Het proces-schema is weergegeven in afbeelding 3 en al uitvoerig beschreven in [15, 16, 39, 40]. Onderzoek naar dit proces is gestart in 1984 met kleinschalige kolomexperimenten [23]. Eén van de onderzoeksvragen betrof de noodzaak van vacuümontgassing

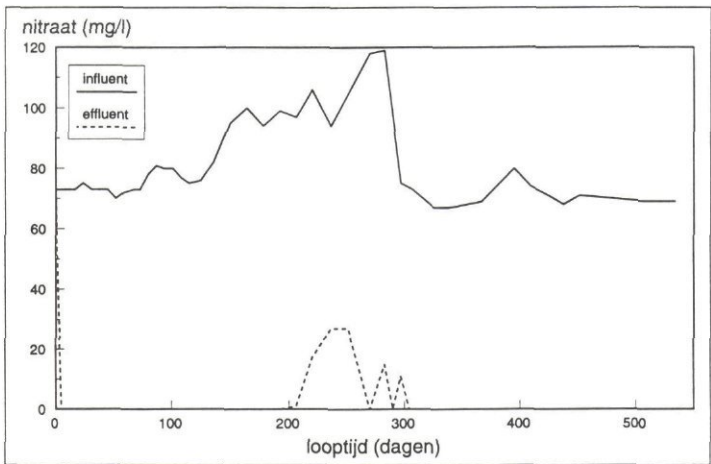
als voorbehandeling vóór de biologische zwavel/kalksteen filtratie. Hiertoe werden twee upflow denitrificatiekolommen parallel aan elkaar bedreven met een hydraulische belasting van 0,25 m/h en een initiële zwavel/kalksteen bedhoogte van 0,75 m. Het ruwe grondwater bevatte 18-20 mg/l N₂ en 7-8 mg/l O₂. Eén kolom was voorzien van een vacuümontgasser als voorbehandeling, die werd bedreven bij een druk van 10 kPa. Hierdoor werd het stikstofgasgehalte gereduceerd tot 1-2 mg/l en het zuurstofgasgehalte tot 0,5-1,0 mg/l. De andere kolom was niet voorzien van een vacuümontgasser. Beide denitrificatiekolommen werden niet gespoeld tijdens de bedrijfsvoering. De resultaten met betrekking tot nitraatverwijdering door beide kolommen zijn weergegeven in afbeeldingen 4 en 5. Opwaartse zwavel/kalksteen filtratie, met daarbij vacuümontgassing als voorbehandeling, resulteerde in een vrijwel volledige nitraatverwijdering gedurende meer dan 500 dagen, zonder noemenswaardige drukopbouw over het filterbed. Nitraatdoorslag na 200 dagen kon worden tegengegaan door het zwavel/kalksteenbed te verhogen van 0,75 m naar 1,50 m. Oververzadiging met stikstofgas werd niet waargenomen. De denitrificatiekolom die bedreven werd zonder voorafgaande vacuümontgasser vertoonde oververzadiging en uit de nitraatconcentraties in het effluent bleek duidelijk dat problemen optraden met betrekking tot kanaalvorming en kortsluitstromingen in het zwavel/kalksteenbed. Al na 60 dagen was de nitraatverwijdering onvolledig. Dit geeft aan dat vacuümontgassing een essentieel onderdeel is in het zwavel/kalksteen filtratieproces. Daarom is ook in de praktijkinstallatie in het Montferland een vacuümontgasser opgenomen. Afbeelding 6 toont deze vacuümontgasser. De ontwerpcapaciteit bedraagt 200 m³/h, momenteel wordt de ontgasser bedreven met een belasting van circa 90 m³/h.

Vacuümontgassing in het heterotrofe vast-bed ethanolproces

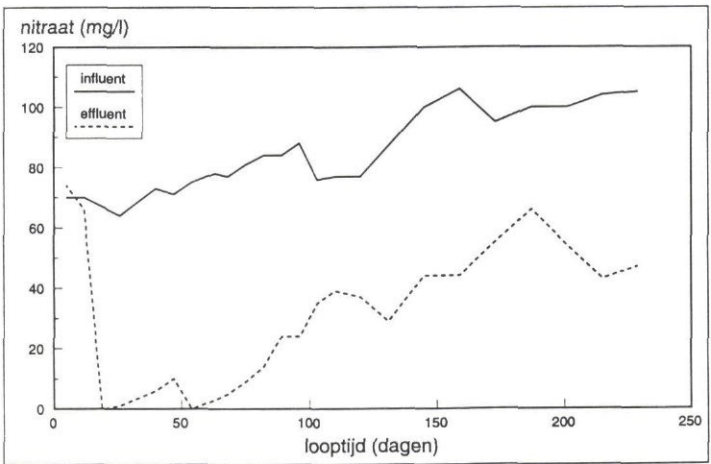
Zwavel/kalksteen filtratie kan niet onder

Afb. 3 - Processchema van het zwavel/kalksteen filtratieproces voor nitraatverwijdering uit grondwater.

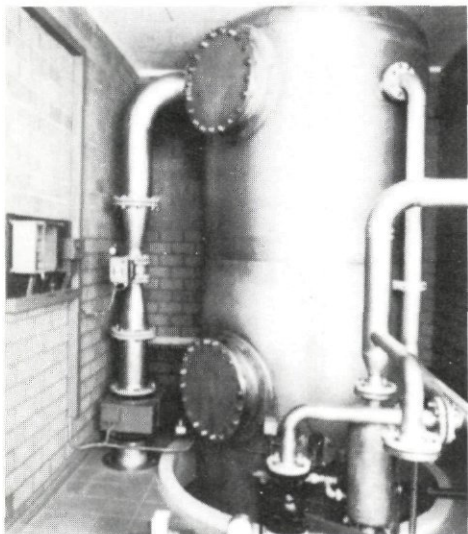




Afb. 4 - Nitraatverwijdering uit grondwater met zwavel/kalksteen filtratie met voorafgaande vacuümontgassing.



Afb. 5 - Nitraatverwijdering uit grondwater met zwavel/kalksteen filtratie zonder voorafgaande vacuümontgassing.



Afb. 6 - De vacuümontgasser, zoals opgenomen in de praktijkinstallatie voor zwavel/kalksteen denitrificatie in het Montferland.

alle omstandigheden toegepast worden. Vooral de productie van sulfaat (zwavel wordt in dit proces omgezet in sulfaat) en de opzet van de nazuivering (infiltratie van het gedenitrificeerde water gevolgd door bodempassage, waarvoor een groot oppervlak en een goed doorlatende bodem vereist zijn), zijn beperkingen van dit proces. Daarom wordt momenteel in Nederland ook veel aandacht besteed aan de ontwikkeling van een ander biologisch proces voor nitraatverwijdering uit grondwater. Dit betreft het vast-bed ethanol-proces [17, 18]. Het processchema in de meest uitgebreide vorm is weergegeven in afbeelding 7 en al uitvoerig beschreven in [41].

In Nederland vindt onderzoek plaats naar dit proces op twee locaties met demonstratie-installaties. In de installatie te Vierlingsbeek (NV Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant) wordt vacuümontgassing toegepast als voorbehandeling na aanvan-

kelijk 447 dagen de installatie bedreven te hebben zonder vacuümontgassing. De vast-bed denitrificatiereactor wordt downflow bedreven (afb. 7A). In de installatie te Roosteren (NV Waterleiding Maatschappij Limburg) wordt geen vacuümontgassing toegepast, terwijl de vast-bed denitrificatiereactor upflow wordt bedreven (afb. 7B). Beide installaties hebben een capaciteit van 20-25 m³/h terwijl de denitrificatiereactoren worden bedreven met een filtratiesnelheid van 8-9 m/h. Het effect van vacuümontgassing op de bedrijfsvoering van vast-bed denitrificatiereactoren zal worden geïllustreerd aan de hand van de installatie te Vierlingsbeek met en zonder vacuümontgassing, en aan de hand van een vergelijking van de installatie te Vierlingsbeek met en te Roosteren zonder

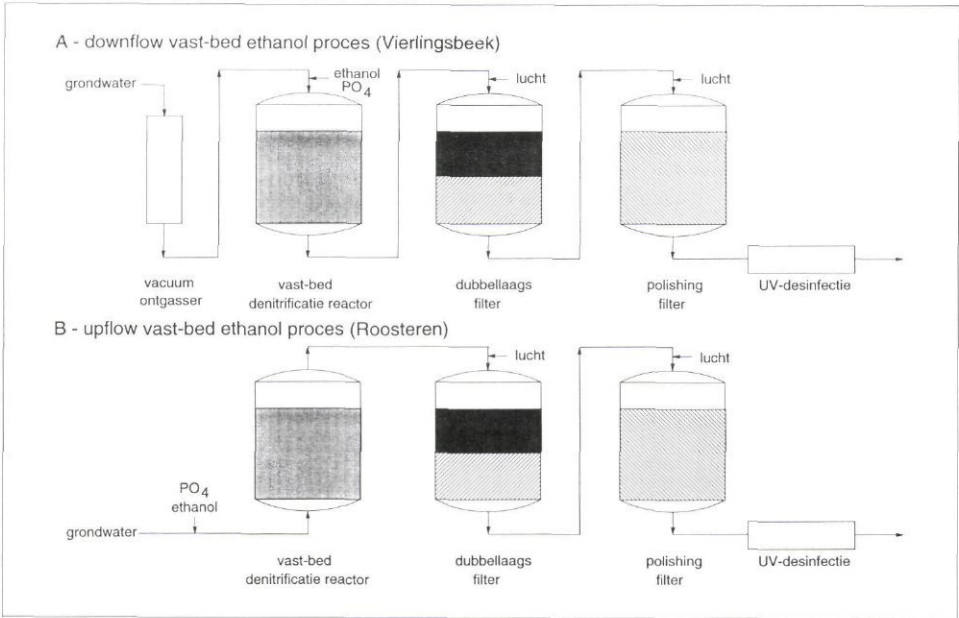
vacuümontgassing. Volledigheidshalve moet worden vermeld dat de resultaten van de installatie te Roosteren betrekking hebben op de periode waarin de bioreactor zonder overdruk werd bedreven. Vanaf november 1992 wordt deze reactor onder druk bedreven.

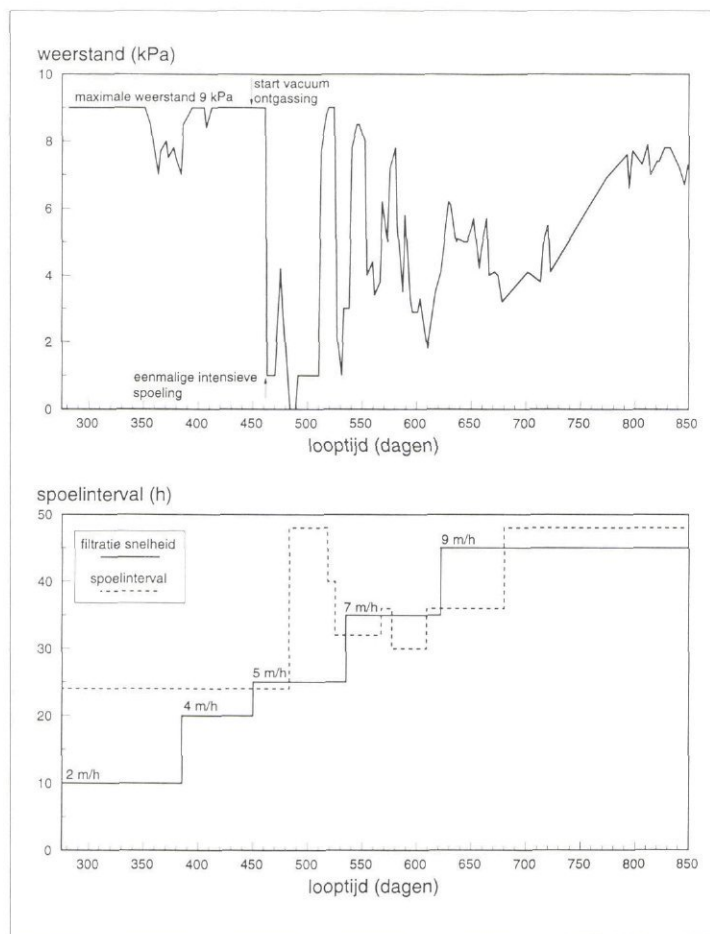
Bedrijfsvoering van een downflow vast-bed denitrificatiereactor zonder en met voorafgaande vacuümontgassing

In het onderzoek te Vierlingsbeek naar het downflow vast-bed ethanolproces bevat het te behandelen water circa 18 mg/l N₂ en 7 mg/l O₂. Gedurende de eerste 447 dagen is de downflow denitrificatiereactor bedreven zonder voorafgaande vacuümontgassing. Dit had de volgende negatieve effecten tot gevolg:

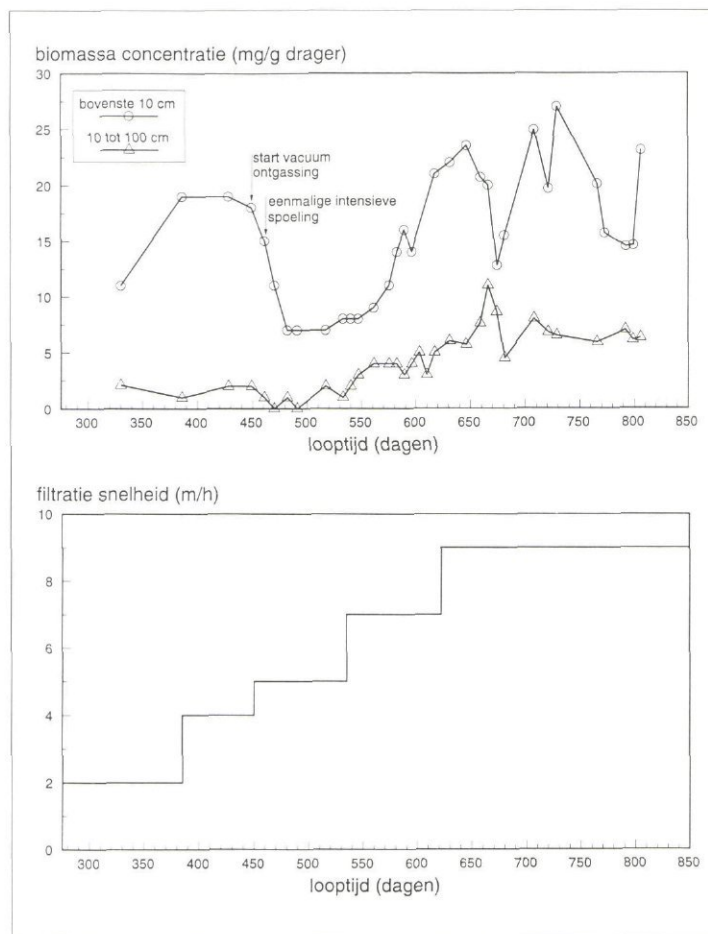
- In afbeelding 8 is de weerstand,

Afb. 7 - Processchema van het vast-bed ethanolproces voor nitraatverwijdering uit grondwater: (A) downflow denitrificatiereactor met voorafgaande vacuümontgassing; (B) upflow denitrificatiereactor zonder voorafgaande vacuümontgassing.





Afb. 8 - Resultaten van het downflow vast-bed ethanolproces te Vierlingsbeek: weerstand, filtratiesnelheid en spoelinterval.



Afb. 9 - Resultaten van het downflow vast-bed ethanolproces te Vierlingsbeek: biomassaconcentratie en filtratiesnelheid.

filtratiesnelheid en het spoelinterval tussen twee spoelingen van de denitrificatiereactor weergegeven. Vrijwel gedurende de gehele bedrijfsperiode tot dag 460 werd de maximale weerstand bereikt, zelfs bij lage filtratiesnelheden van 2-4 m/h. Frequent spoelen van de reactor (elke 24 uur) kon hier geen verbetering in brengen. Het effluent van de denitrificatiereactor bleek oververzadigd te zijn met stikstofgas.

– Vooral in de bovenste laag van het filterbed werden hoge biomassaconcentraties gemeten, zelfs bij lage filtratiesnelheden en dus lage nitraatbelastingen. In afbeelding 9 is dit weergegeven. De biomassa in deze bovenste laag was wit van kleur en slijmerig van structuur. Dit is kenmerkend voor aërobe biomassa. Alleen in het diepere gedeelte van het filterbed was de biomassa bruin van kleur en had een zeer compacte structuur. Dit is kenmerkend voor denitrificerende biomassa.

Duidelijk was dat accumulatie van stikstofgas en vorming van aërobe biomassa in de bovenste laag leidden tot verstopping van de downflow bioreactor met korte looptijden tussen de spoelingen als

gevolg en een capaciteit die ver achterbleef bij de ontwerpcapaciteit van 9 m/h.

Om de bedrijfsvoering van de installatie te verbeteren werd daarom op dag 447 een vacuümontgasser geplaatst vóór de denitrificatiereactor. Op dag 467 werd éénmalig een intensieve spoeling uitgevoerd om de aërobe biomassa, die geaccumuleerd was in de bovenste laag van het filterbed, uit de bioreactor te verwijderen. De toepassing van vacuümontgassing resulteerde in een sterk verbeterde bedrijfsvoering van de denitrificatiereactor:

– In combinatie met de éénmalige intensieve spoeling daalde de biomassaconcentratie in de bovenste laag van het filterbed van circa 20 mg/g naar 7 mg/g (mg biomassa per g dragermateriaal), zoals weergegeven in afbeelding 9. Na verloop van tijd begon de biomassaconcentratie wel weer op te lopen, maar dit betrof denitrificerende biomassa met een compacte structuur. Ook in de diepere laag van het filterbed begon de biomassaconcentratie te stijgen, maar dit was een gevolg van de hogere nitraatverwijderingscapaciteit (door het toepassen van

een hogere filtratiesnelheid) die kon worden bereikt na de introductie van vacuümontgassing. Bij de toen heersende procescondities (filtratiesnelheid 9 m/h, nitraat influentconcentratie 50 mg/l) stabiliseerde het proces zich bij een biomassaconcentratie in de bovenste laag van 20-25 mg/g en 5-10 mg/g in het diepere deel van het filterbed.

– Afbeelding 8 laat zien dat de weerstand afnam en niet meer de maximum waarde bereikte van 9 kPa. Bedrijfsvoering van de denitrificatiereactor werd mogelijk met een filtratiesnelheid van 9 m/h en een spoelinterval van 48 uur. Onder deze procescondities en een nitraat influentconcentratie van 50 mg/l stabiliseerde het proces zich bij een drukval van 6-7 kPa. Het effluent van de denitrificatiereactor bevatte ongeveer 13-14 mg/l N₂ en was dus niet meer oververzadigd met stikstofgas.

Deze resultaten tonen aan dat vacuümontgassing een zeer waardevol procesonderdeel kan zijn in het downflow vast-bed ethanolproces: de bedrijfsvoering van de denitrificatiereactor wordt sterk verbeterd doordat oververzadiging met stikstofgas en vorming van aërobe biomassa worden

voorkomen. In het geval van Vierlingsbeek heeft dit geleid tot bedrijfsvoering van de installatie op de ontwerpcapaciteit en een stabielere bedrijfsvoering van de denitrificatiereactor.

Effect van vacuümontgassing op de bedrijfsvoering van vast-bed denitrificatiereactoren tussen twee spoelingen

De invloed van vacuümontgassing op de bedrijfsvoering van vast-bed denitrificatiereactoren tussen twee spoelingen is nagegaan door de resultaten van de installatie te Vierlingsbeek (met vacuümontgassing) te vergelijken met de resultaten van de installatie te Roosteren (zonder vacuümontgassing). Ook is nagegaan welk aspect (biomassa accumulatie of stikstofgas accumulatie) het meest bijdraagt aan het oplopen van de weerstand tussen twee spoelingen.

Afbeelding 10 vertoont het verloop van de weerstand over de denitrificatiereactor te Vierlingsbeek tussen twee spoelingen. Op dat moment werd de reactor bedreven met een filtratiesnelheid van 9 m/h en een nitraat influentconcentratie van 50 mg/l. Door vooraf vacuümontgassing toe te passen bevatte het influent van de denitrificatiereactor minder dan 4 mg/l N_2 en minder dan 2 mg/l O_2 . Gedurende de gehele looptijd tussen de twee spoelingen bleef de weerstand over de reactor vrijwel constant. Door de lage stikstofgasconcentratie in het influent trad geen oververzadiging op. De biomassaconcentratie in de reactor varieerde van 20-25 mg/g in de bovenste laag tot 5-10 mg/g in de onderste laag.

In de installatie te Roosteren wordt de denitrificatiereactor bedreven met een filtratiesnelheid van 8 m/h. De nitraat influentconcentratie bedraagt circa

75 mg/l. Aangezien de installatie niet is voorzien van een vacuümontgasser wordt de denitrificatiereactor belast met stikstofgasconcentraties en zuurstofgasconcentraties zoals die aanwezig zijn in het ruwe water: 16 mg/l N_2 en 3 mg/l O_2 . Afbeelding 11 toont het verloop van de weerstand over de denitrificatiereactor tussen twee spoelingen. Na spoelen liep de weerstand zeer snel op, en uit de aanwezigheid van gasbelletjes in het effluent werd geconcludeerd dat oververzadiging optrad. Gedurende het interval van 48 uur tussen de twee spoelingen werd ook de biomassaconcentratie gemeten bij de start, halverwege en aan het eind van deze interval. Zoals afbeelding 11 weergeeft was de biomassaconcentratie vrij constant en bedroeg 17-18 mg/g in het bovenste deel van het filterbed en 11-14 mg/g in het onderste deel van het bed.

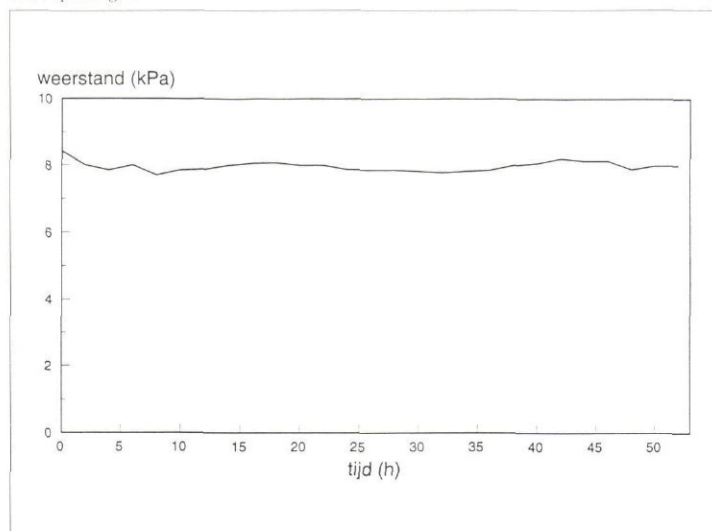
Theoretisch bedraagt de biomassa-productie 1,7 mg/g tussen de twee spoelingen. Op basis van de gemeten biomassaconcentraties, de theoretische maximum biomassaproduktie in een tijdbestek van 48 uur, de waargenomen oververzadiging (gasbelletjes) en het verloop van de weerstand kan geconcludeerd worden dat vooral oververzadiging met stikstofgas, en niet de biomassa, de snelle toename van de weerstand veroorzaakte. Dit is in goede overeenstemming met de resultaten van Harremoës *et al.* [22]. De resultaten tonen aan dat ook in upflow reactoren, die bedreven worden met een relatief lage filtratiesnelheid (lager dan 11 m/h), stikstofgas achter kan blijven in het filterbed en een zeer snelle stijging kan veroorzaken van de weerstand direct na spoelen, zoals ook beschreven is door MacDonald [32].

Vergelijking van de resultaten van de installaties te Vierlingsbeek en te Roosteren laat zien dat door de toepassing van vacuümontgassing de weerstand over de denitrificatiereactor een veel constanter verloop heeft, en dat weerstandopbouw over korte intervallen (tussen twee spoelingen) voor het belangrijkste deel wordt veroorzaakt door het optreden van oververzadiging met stikstofgas.

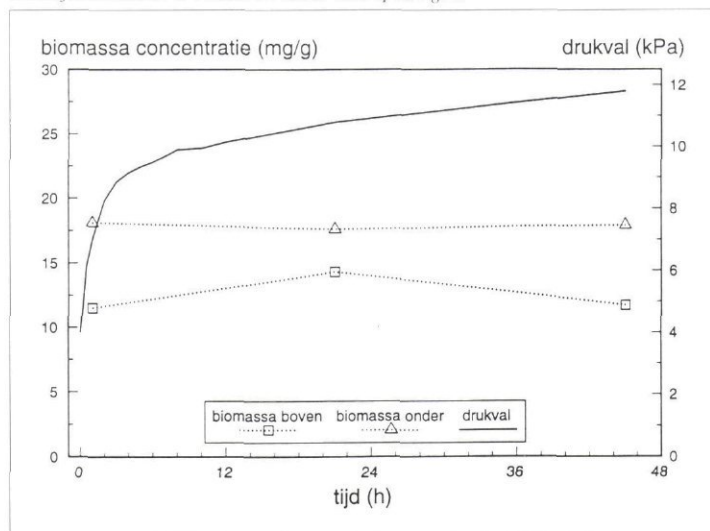
Zoals reeds is vermeld, hebben de hiervoor gepresenteerde resultaten van de installatie te Roosteren betrekking op de situatie dat de denitrificatiereactor onder atmosferische condities werd bedreven. Het ruwe water bevat hier wel stikstofgas (circa 16 mg/l), maar slechts een geringe hoeveelheid zuurstof (3 mg/l). In feite is vacuümontgassing dan niet noodzakelijk, maar kan ook volstaan worden met filtratie onder druk om het optreden van oververzadiging in de denitrificatiereactor te voorkomen. Vanaf november 1992 is dit dan ook toegepast in deze installatie.

Dit heeft geleid tot een geringere weerstand over de reactor (zonder drukfiltratie: weerstand > 10 kPa binnen 15 uur; met drukfiltratie: weerstand < 8 kPa gedurende gehele looptijd van 48 uur tussen twee spoelingen) en een stabielere bedrijfsvoering omdat nu ook hier oververzadiging met de daaraan verbonden problemen wordt voorkomen. Vergeleken met de bioreactor in Vierlingsbeek (met vacuümontgassing) vertoont de bioreactor in Roosteren (bedreven onder druk) echter toch nog een stijgende drukval tussen twee spoelingen. Naast oververzadiging moeten hier andere complicerende factoren een rol spelen, die nu nog niet zijn achterhaald.

Afb. 10 - Weerstand over de downflow denitrificatiereactor te Vierlingsbeek tussen twee spoelingen.



Afb. 11 - Verloop van de weerstand en biomassaconcentratie over de upflow denitrificatiereactor te Roosteren tussen twee spoelingen.



Conclusies

Van de vele processen die toegepast kunnen worden voor nitraatverwijdering uit grondwater zijn de biologische processen aantrekkelijk, vooral door de geringe hoeveelheid afval die in deze processen ontstaat vergeleken met de fysisch-chemische processen. Echter, de aanwezigheid van stikstofgas en zuurstofgas in het te behandelen water hebben een grote invloed op de resultaten die bereikt kunnen worden met biologische nitraatverwijdering, en de bedrijfsvoering van de installaties. Door het toepassen van vacuümontgassing voorafgaand aan de denitrificatiereactor kunnen de effecten echter geminimaliseerd worden. Door vacuümontgassing kan het stikstofgasgehalte en het zuurstofgasgehalte in het te behandelen water teruggebracht worden tot lager dan 2 mg/l.

In het geval van autotrofe denitrificatie volgens het zwavel/kalksteenproces leidt dit tot langere looptijden van de denitrificatiereactor met geringere nitraatdoorslag. In het geval van heterotrofe denitrificatie volgens het vast-bed ethanolproces in downflow reactoren leidt dit tot een vrijwel constante drukval over het filterbed, en in de bovenste laag van het filterbed tot een lagere biomassaconcentratie met een compactere structuur. Dit heeft een stabiele bedrijfsvoering van de reactor als resultaat.

Uit de resultaten van de bedrijfsvoering van een upflow reactor in het vast-bed ethanolproces zonder voorafgaande vacuümontgassing blijkt dat ophoping van stikstofgas verantwoordelijk is voor een snelle weerstandsofbouw tussen twee spoelingen. Voor een stabiele bedrijfsvoering van upflow reactoren kan daarom ook de toepassing van vacuümontgassing worden overwogen. Wanneer echter alleen stikstofgas een probleem is, leidt de toepassing van drukfiltratie ook tot een stabielere bedrijfsvoering.

Samenvattend kan worden gesteld, dat door vacuümontgassing de problemen met stikstofgas (oververzadiging en weerstand) en zuurstof (aërobe biomasagroeï, extra substraatverbruik) in één processtap tegelijkertijd kunnen worden aangepakt. Vacuümontgassing is een relatief eenvoudige processtap waarmee een stabiele bedrijfsvoering van denitrificatiereactoren kan worden bereikt. Dit geldt zowel voor autotrofe als voor heterotrofe denitrificatieprocessen, en zowel voor upflow reactoren als voor downflow reactoren.

Verantwoording

Het in dit artikel beschreven onderzoek wordt uitgevoerd in het kader van het

VEWIN-meerjarenonderzoekprogramma. De projecten worden uitgevoerd in samenwerking met de NV Waterleidingmaatschappij Oostelijk Gelderland, de NV Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant, de NV Waterleiding Maatschappij Limburg, de Stichting Waterlaboratorium Oost en de Stichting Waterleidinglaboratorium Zuid. Het onderzoek wordt gefinancierd door de VEWIN terwijl een extra financiële ondersteuning is of wordt geleverd door het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, de drie hiervoor genoemde waterleidingbedrijven en Novem (Nederlandse maatschappij voor energie en milieu).

Literatuur

1. Furrer, O. R. and Stauffer, W. (1986). *Stickstoff in der Landwirtschaft*. Gas Wasser Abwasser, 66, 460-472.
2. Marsh, T. J. (1980). *Towards a nitrate balance for England and Wales*. Water Services, October 1980, 601-606.
3. Richard, Y. and Leprince, A. (1982). *Pollution par les nitrates: traitements disponibles*. Tribune Cebedeau, 35, 21-33.
4. Scheltinga, H. M. J. (1985). *Nitrate problems in the Netherlands*. Proceedings of the congress 'Nitrates in Water', SITE 85, Paris, 22-24 October 1985.
5. Sontheimer, H. and Rohmann, U. (1984). *Grundwasserbelastung mit Nitrat-Ursachen, Bedeutung, Lösungswege*. GWF-Wasser/Abwasser, 125, 599-608.
6. Bouwer E. J. and Crowe, P. B. (1988). *Biological processes in drinking water treatment*. Journal of the American Water Works Association, 80 (No. 9), 82-93.
7. Goodrich, J. A., Lykins, B. W. and Clark, R. M. (1991). *Drinking water from agriculturally contaminated groundwater*. Journal of Environmental Quality, 20, 707-717.
8. Bouchard, D. C., Williams, M. K. and Surampalli, R. Y. (1992). *Nitrate contamination of groundwater: Sources and potential health effects*. Journal of the American Water Works Association, 84 (No. 9), 85-90.
9. Beek, C. G. E. M. van (1985). *Nitrate in groundwater extracted by the waterworks in the Netherlands: present and future situation*. Proceedings of the congress 'Nitrates in Water', SITE 85, Paris, 22-24 October 1985.
10. Beek, C. G. E. M. van, Hettinga, F. A. M. en Baggelaar, P. K. (1990). *Onderzoek naar trendmatige veranderingen in de kwaliteit van het grondwater onttrokken door de Nederlandse waterleidingbedrijven*. KIWA-rapport SWE 90.013, Nieuwegein, mei 1990.
11. European Community (1980). *Council directive of 15 July 1980 relating to the quality of water intended for human consumption*, 80/778/EEC. Official Journal of the European Community, 23, L229 11-29.
12. Hiscock, K. M., Lloyd, J. W. and Lerner, D. N. (1991). *Review of natural and artificial denitrification of groundwater*. Water Research, 25, 1099-1111.
13. Kruithof, J. C., Paassen, J. A. M. van, Hijnen, W. A. M., Dierx, H. A. L. and Bennekomp, C. A. van (1985). *Experiences with nitrate removal in the Eastern Netherlands*. Proceedings of the congress 'Nitrates in Water', SITE 85, Paris, 22-24 October 1985.
14. Hamon, M. and Fustec, E. (1991). *Laboratory and field study of an in situ groundwater denitrification reactor*. Journal of the Water Pollution Control Federation, 63, 942-949.
15. Hoek, J. P. van der, Mijnaerends, B. J.,

- Mulder, F. G. en Bennekomp, C. A. van. (1991). *Eerste praktijkinstallatie voor nitraatverwijdering in bedrijf gesteld door NV Waterleidingmaatschappij Oostelijk Gelderland*. H₂O, 24, 653-659.
16. Hoek, J. P. van der, Kruithof, J. C., Schippers, J. C., Mulder, F. G. and Bennekomp, C. A. van. (1991). *Design, operation and maintenance of a 35 m³/h sulphur/limestone demonstration plant for nitrate removal from groundwater*. Proceedings of the 18th International Water Supply Association Congress, Copenhagen, Denmark, 25-31 May 1991, pp. SS 1-4- SS 1-10.
17. Kappelhof, J. W. N. M., Hoek, J. P. van der and Hijnen, W. A. M. (1991). *Experiences with fixed bed denitrification using ethanol as substrate for nitrate removal from ground water*. Proceedings of the IWSA International Workshop 'Inorganic Nitrogen Compounds and Water Supply', Hamburg, Germany, 27-29 November 1991, pp. 101-112.
18. Hoek, J. P. van der, Jong, R. C. M., Kappelhof, J. W. N. M., Hijnen, W. A. M., Creusen, A. J. H. F., Bekkers, A. J. M. E. and Feij, L. A. C. (1993). *Nitrate removal from ground water by biological filtration using the fixed bed/ethanol process*. Proceedings of the European Water Filtration Congress, Oostende, Belgium, 15-17 March 1993, Vol. 17, pp. 2.55-2.66.
19. Payne, W. J. (1981). *Denitrification*. John Wiley & Sons, Inc., New York, pp. 68-108.
20. Soares, M. I. M., Belkin, S. and Abeliovich, A. (1988). *Biological groundwater denitrification: laboratory studies*. Water Science and Technology, 20, 189-195.
21. Soares, M. I. M., Belkin, S. and Abeliovich, A. (1988). *Clogging of microbial denitrification sand columns: gas bubbles or biomass accumulation?* Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung, 22, 20-24.
22. Harremoës, P., Cour Jansen, J. la and Kristensen, G. H. (1980). *Practical problems related to nitrogen bubble formation in fixed film reactors*. Progress in Water Technology, 12, 253-269.
23. Kruithof, J. C., Bennekomp, C. A. van, Dierx, H. A. L., Hijnen, W. A. M., Paassen, J. A. M. van and Schippers, J. C. (1988). *Nitrate removal from groundwater by sulphur/limestone filtration*. Water Supply, 6, 207-217 (1988).
24. Robertson, L. A. and Kuenen, J. G. (1984). *Aerobic denitrification: a controversy reviewed*. Archives of Microbiology, 139, 351-354 (1984).
25. Philipot, J. M. (1982). *Une voie biologique pour la dénitrification des eaux potables*. Tribune Cebedeau, 35 (No. 458), 11-20.
26. Cloirec, P. le and Martin, G. (1990). *Total dissolved inorganic nitrogen removal with two coupled autotrophic biological nitrification and denitrification processes-Laboratory studies*. Aqua, 39, 16-23.
27. Gauntlett, R. B. and Craft, D. G. (1979). *Biological removal of nitrate from river water*. Technical Report TR98, Water Research Centre, Medmenham Laboratory/Stevenson Laboratory, England, May 1979.
28. Rogalla, F., Ravarini, P., Larminat, G. de and Coutelle, J. (1990). *Large-scale biological nitrate and ammonia removal*. Journal of the Institution of Water and Environmental Management, 4, 319-329.
29. Philipot, J. M., Chaffange, F. and Pascal, O. (1985). *Denitrification biologique: le point sur un de fonctionnement de la station d'Eragny*. Water Supply, 3, 93-98.
30. Richard, Y. and Thébault, P. (1991). *Biological removal of nitrates- Report on seven years of operation and progress*. Proceedings of the IWSA International Workshop 'Inorganic Nitrogen Compounds and Water Supply', Hamburg, Germany, 27-29 November 1991, pp. 165-174.
31. Richard, Y. (1989). *Operating experiences of full-scale biological and ion-exchange denitrification plants in France*. Journal of the Institution of Water

• Slot op pagina 41.

Aanleg Hoofd- en Dienstleidingen van de KVGN tekstvoorstellen geformuleerd, die vervolgens met behulp van de CROW geschikt gemaakt zijn voor de RAW-systematiek.

Medio 1993 waren de tekstvoorstellen afgerond en konden worden ingebracht in een (op te richten) CROW-werkgroep, die de integratie van de teksten in het standaardbestek verzorgt.

Voor de samenstelling van de werkgroep is vanuit de CROW aan de VEWIN het verzoek gedaan om een tweetal mensen beschikbaar te stellen voor de paritair samengestelde CROW-werkgroep. Hierop is positief gereageerd, zodat er een werkgroep werd samengesteld met daarin vertegenwoordigers namens KVGN, VEWIN en BOLEGO (aannemers).

Bij het instellen van de CROW-werkgroep heerste nog de mening dat veel begrippen uit de gassector ook toepasbaar zouden zijn op de waterleidingsector. Dit is echter een kleine misrekening geweest, omdat geconstateerd werd dat naast veel overeenkomsten er ook veel verschillen waren. Het resultaat van deze constatering is geweest dat vanuit de waterleiding-bedrijven die al met de RAW-systematiek vertrouwd waren, ontzettend veel werk is verricht voor het aanleveren van standaardteksten voor de waterleiding-sector.

Om een breder draagvlak over deze tekstvoorstellen te krijgen, is een klankbordgroep ingesteld, bestaande uit een aantal mensen van de verschillende Regionale Distributiegroepen, aangevuld met een secretaris vanuit Kiwa NV.

Naast de geformuleerde standaardteksten, zijn voorstellen gedaan ten aanzien van de 'technische bepalingen' die in de Standaard Bepalingen 1995 opgenomen moeten worden.

Bij de integratie van de voorgestelde teksten in het standaardbestek staat de afstemming met andere, de ondergrondse infrastructuur betreffende onderdelen centraal.

Het opstellen van een samengesteld bestek (b.v. voor gas, water en elektriciteit) wordt dan eenvoudig.

De betrokkenheid van de gas- en waterleidingbedrijven bij de ontwikkeling van het onderdeel 'gas- en waterleidingen' in het standaardbestek is van groot belang. Dit geldt ook voor de verdere toekomst: de inbreng vanuit de branche kan borg staan voor kwaliteit en voor een 'up-to-date' standaardbestek.

Scholing

In de geschiedenis van de ontwikkeling van de RAW-systematiek komt het aspect scholing steeds opnieuw om de hoek

kijken. Het vak 'bestekken' is in het onderwijs veelal stiefmoederlijk bedeed. Naarmate de toepassing in de praktijk toeneemt, nemen ook de aanvragen van onderwijsinstellingen toe om incidenteel of regelmatig bijdragen over de RAW-systematiek te leveren.

Dit is voor CROW aanleiding geweest een modern leerboek voor bestekken op de markt te brengen. Dit leerboek, 'Bestekken in de Grond-, Water- en Wegenbouw', kan zowel bij de opleiding als bij de uitvoering van het bestekschrijven worden gebruikt. Met de introductie ervan is de belangstelling vanuit het onderwijs voor het vak 'bestekken' toegenomen en krijgt als vak steeds meer een vaste plaats.

Conclusies en aanbevelingen

Het gebruik van de RAW-systematiek zal gepaard gaan met enige gewenningsverschijnselen. Toch wordt het gebruik niet alleen ten zeerste aanbevolen, er is in feite niet meer aan te ontkomen. Als gebruiker van het GWW-standaardbestek is immers de beschikbaarheid gewaarborgd van de meest 'up-to-date' informatie, die nodig is voor het samenstellen van een evenwichtig bestek, gebaseerd op uniformiteit. De ervaringen van de waterleiding-bedrijven die de RAW-systematiek toepassen voor hun bestekken zijn zeer positief. Niet alleen de bestekschrijvers zijn enthousiast, maar ook de aannemers reageren positief omdat de bestekken geschreven volgens de RAW-systematiek duidelijk en niet voor tweërlei uitleg vatbaar zijn.

Nu het mogelijk wordt om over standaardteksten te beschikken op het gebied van de waterleidingtechniek, zal het voor veel waterleidingbedrijven nog meer aanleiding zijn om de RAW-systematiek te gaan toepassen voor het maken van hun bestekken.

Literatuur

- 1. De betekenis van het GWW-standaardbestek voor de groene sector. Groen nr. 3 1989.
- 2. Een standaardbestek voor de gassector. Gas maart 1993.

Vacuümontgassing

- Slot van pagina 37.

and Environmental Management, 3, 154-167.

32. MacDonald, D. V. (1990). Denitrification by an expanded bed biofilm reactor. Research Journal of the Water Pollution Control Federation, 62, 796-802.

33. Koopman, B., Stevens, C. M. and Wonderlick, C. A. (1990). Denitrification in a moving bed upflow sand filter. Journal of the Water Pollution Control Federation, 62, 239-245.

34. Apers, L., Goeleven, E. en Dijk, J. C. van

(1992). Biologische denitrificatie met behulp van DynaSand filtratie. H₂O, 25, 407-409, 411.

35. Jeris, J. J., Beer, C. and Mueller, J. A. (1974). High rate biological denitrification using a granular fluidized bed. Journal of the Water Pollution Control Federation, 46, 2118-2128.

36. Eppler, D. and Eppler, A. (1986). Neues Verfahren zur biologischen Denitrifikation von Grundwasser. Wasserwirtschaft, 76, 492-494.

37. Perry, R. H. and Chilton, C. H. (1973). Chemical Engineers' Handbook, fifth edition. McGraw-Hill Book Company, New York.

38. Kappelhof, J. W. N. M., Jong, R. C. M. en Hoek, J. P. van der (1989). Vacuümontgassing: theorie en praktijk. KiWA-rapport SWE 89.035, Nieuwegein, december 1989.

39. Schippers, J. C., Kruithof, J. C., Mulder, F. G. and Lieshout, J. W. van (1987). Removal of nitrate by slow sulphur/limestone filtration. Aqua, 36, 274-280.

40. Hoek, J. P. van der, Kruithof, J. C., Hijnen, W. A. M., Mulder, F. G., Bennekom, C. A. van en Schippers, J. C. (1990). Nitraatverwijdering met langzame zwavel/kalksteen filtratie op demonstratieschaal. H₂O, 23, 710-715.

41. Hoek, J. P. van der, Bekkers, A. J. M. E., Creusen, A. J. H. F. en Feij, L. A. C. (1992). Nitraatverwijdering uit grondwater met het vast-bed ethanolproces. H₂O, 25, 602-609.

Samenvoeging waterschappen
hoogheemraadschap
De Stichtse Rijnlanden en het
Groot-Waterschap van
Woerden

De Koningin heeft op voordracht van de minister van Verkeer en Waterstaat, mevrouw A. Jorritsma-Lebbink, besloten tot samenvoeging van het hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden en het Groot-Waterschap van Woerden. Deze samenvoeging is per 1 januari 1995 ingegaan. De minister kwam tot dit voorstel na intensief overleg met de betrokken waterschappen en advisering door de Raad van State.

In november 1993 maakten de provincies Zuid-Holland en Utrecht kenbaar dat zij geen overeenstemming konden bereiken over de waterschapsorganisatie. Het Groot-Waterschap van Woerden zou volgens Zuid-Holland moeten worden gereorganiseerd binnen het waterstaatkundig verband van het hoogheemraadschap van Rijnland. Utrecht meende dat samenvoeging zou moeten plaatsvinden van het Groot-Waterschap van Woerden met het hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden.

De kwestie werd voorgelegd aan de minister van Verkeer en Waterstaat, die op grond van artikel 7 van de Waterschapswet een beslissing voorbereidde. (Persbericht ministerie van V & W)