

BTO 2006.074
december 2006

Biologische ontijzering: een literatuurscreening



Gallionella Ferruginea bacteriën. Bron: Pidpa

BTO 2006.074
december 2006

Biologische ontijzering: een literatuurscreening

© 2006 Kiwa Water
Research
Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag
worden verveelvoudigd,
opgeslagen in een
geautomatiseerd
gegevensbestand, of
openbaar gemaakt, in enige
vorm of op enige wijze,
hetzij elektronisch,
mechanisch, door
fotokopieën, opnamen, of
enig andere manier, zonder
voorafgaande schriftelijke
toestemming van de
uitgever.

Kiwa Water Research
Groningenhaven 7
Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein

Tel. 030 606 95 11
Fax 030 606 11 65
www.kiwawaterresearch.eu

Colofon

Titel

Biologische ontijzering: een literatuurscreening

Projectnummer

111530.080

Projectmanager

Erwin Beerendonk

Opdrachtgever

CvO

Kwaliteitsborger(s)

Joost Kappelhof

Auteur(s)

Cees van Bennekom, David de Ridder

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten en is openbaar.

Samenvatting

Bij grondwaterbehandeling wordt ijzerverwijdering meestal gerealiseerd door snelfilters toe te passen. In Nederland wordt over het algemeen gebruik gemaakt van beluchting, vlokvorming en filtratie (chemisch-fysische ijzerverwijdering). In het buitenland is ervaring opgedaan met ijzerverwijdering door biologische omzetting, waarbij, in vergelijking met chemisch-fysische ontijzering, relatief hoge filtratiesnelheden worden toegepast en een hoge ijzerbelasting van de filters wordt bereikt.

Het doel van deze verkenning is inzicht te verkrijgen in de betekenis van biologische ontijzering voor de grondwaterzuivering in Nederland en België. De verkenning bestaat uit een literatuurscreening, aangevuld met praktijkervaringen in België (VMW, Pidpa).

Biologische ontijzering

Biologische ontijzering wordt met name geïnitieerd door de bacteriesoort *Gallionella ferruginea*. Optimale procescondities voor biologische ontijzering zijn een laag zuurstofgehalte (concentratie $O_2 < 2 \text{ mg/l}$) en een pH van 6-7. Onder deze condities kan tevens ijzeradsorptie plaatsvinden en wordt chemisch-fysische oxidatie, die tot voortijdige oxidatie en vlokvorming zou leiden, voorkomen.

Het bacteriële ontijzeringsproces kan mogelijk verstoord worden wanneer:

- Het ruwe water zwavelwaterstof bevat omdat dit de bacteriegroei kan belemmeren.
- Zink aanwezig is omdat dit de bacteriegroei kan verstoren.
- Methaan aanwezig is omdat een snelle methaanoxidatie tot zuurstoflimitatie kan leiden. Dit is nog niet bevestigd in de literatuur.

Belangrijke voordelen van biologische ontijzering ten opzichte van chemisch-fysische en/of adsorptieve ontijzering zijn volgens de literatuur en ervaringsgegevens van VMW en Pidpa:

- Biologische ontijzering kan bij hoge filtratiesnelheden plaatsvinden, tot wel 50 m/h in drukfilters met relatief grof filtermateriaal.
- Hoge ijzerbelastingen per looptijd kunnen worden bereikt.
- Het gevormde slib is relatief compact, heeft gunstige indikkingseigenschappen en is eenvoudig uitspoelbaar.

Conclusies

Als het zuurstofgehalte wordt gestuurd op biologische verwijdering van ijzer, dan zal voor verwijdering van andere componenten, zoals mangaan en ammonium, in de meeste situaties een volgende beluchting en een tweede filtratiestap moeten volgen.

Biologische ontijzering lijkt potentieel aantrekkelijk. Met biologische ontijzering kunnen hogere filtratiesnelheden, filterbelastingen en langere looptijden bereikt worden dan met conventionele chemisch-fysische ijzerverwijdering. Ook wordt een beperkte spoeling toegepast. Dit kan leiden tot een forse besparing (tot 90%) in spoelwaterverbruik en een forse besparing

(tot naar schatting 50%) in benodigd filteroppervlak. Bij invoering van biologische ontijzering op 50% van de Nederlandse grondwaterzuiveringsinstallaties kan dit leiden tot een reductie van benodigd filteroppervlak van naar schatting 4.000 m² en een besparing van 4,5 miljoen m³ spoelwater per jaar. Dit voordeel is gebaseerd op een aanname dat de filtratiesnelheid van 6 m/uur naar 12 m/uur kan worden verhoogd in de voorfilters dankzij biologische ontijzering.

Aanbevelingen en onderzoeksvragen

Bij het afwezig zijn van een voorgaande beluchtingsstap zijn de methaanconcentraties soms relatief hoog. Verwacht wordt dat methaan biologische ontijzering kan hinderen. Aanbevolen wordt om dit met onderzoek te bevestigen.

Voorgesteld wordt om het vervolgonderzoek te richten op de volgende punten:

- Methoden om onderscheid tussen ontijzeringsmechanismen te kunnen maken (adsorptief, fysisch-chemisch, biologisch);
- Vaststellen waar biologische ontijzering bij huidige zuiveringen met verschillende grondwatersamenstellingen reeds optreedt;
- Proefonderzoek naar het effect van sturing op biologische ontijzering, waarbij de volgende aspecten worden belicht:
 - o Invloed van de ijzerbelasting en filtratiesnelheid;
 - o Invloed van de zuurstofconcentratie en type voorbeluchting;
 - o Invloed van de filterspoeling;
 - o Effect van variaties in de bedrijfsvoering (filtratiesnelheid, ruwwaterkwaliteit, starten/stoppen);
- Effect van biologische ontijzering op het ontwerp en bedrijfsvoering van de vervolgstappen (nitrificerende en mangaanverwijderende filters kunnen anders/efficiënter worden gedimensioneerd)
- Effect van biologische ontijzering op de uitspoeling van deeltjes en de biologische stabiliteit van het geproduceerde drinkwater
- Een evaluatie op waterkwaliteit en economische aspecten van biologische ontijzering.

Inhoud

	Samenvatting	1
	Inhoud	3
1	Inleiding	5
2	Chemisch - fysische ontijzering	7
3	Adsorptieve ontijzering	9
4	Biologische ontijzering met <i>Gallionella Ferruginea</i>	11
4.1	Inleiding	11
4.2	Ontijzering, ontmanganing en redoxpotentiaal	12
4.3	Beschrijving <i>Gallionella Ferruginea</i>	13
5	Ervaringen met biologische ontijzering	15
5.1	Literatuur	15
5.2	Praktijkervaringen zuiveringsinstallaties België	17
5.3	Beperkingen biologische ontijzering	18
6	Consequenties toepassing biologische ontijzering	19
7	Discussie	21
7.1	Chemisch-fysische ontijzering	21
7.2	Biologische ontijzering	21
8	Conclusies en aanbevelingen	23
8.1	Conclusies	23
8.2	Aanbevelingen	23
9	Literatuur	25
Bijlagen		
I	Beschouwing verwijderingsmechanisme adsorptieve ontijzering	27
II	Overzicht potentieel aantrekkelijke pompstations	29

1 Inleiding

Afhankelijk van de bodemstructuur zijn in anaëroob grondwater ijzer, mangaan, ammonium, methaan en/of zwavelwaterstof aanwezig. In drinkwater zijn deze stoffen om meerdere redenen ongewenst. Bij de grondwaterzuivering moeten zij worden verwijderd. Het water wordt daartoe belucht en gefiltreerd. Het opgenomen zuurstof maakt het mogelijk dat oxidatieprocessen op gang komen, waarbij de genoemde bestanddelen worden omgezet. Deze oxidatieprocessen vinden plaats voor of in een filterbed, waarin gevormde afzettingen worden afgevangen en verwijderd.

Beluchting en filtratie worden conventionele zuiveringsprocessen genoemd. Geruime tijd zijn deze conventionele zuiveringsprocessen in Nederland niet het onderwerp van onderzoek geweest. De belangstelling voor verbetering van met name de ontijzering is echter de afgelopen jaren toegenomen, onder meer omdat duidelijk werd dat vervuiling van het leidingnet met ijzerslib in veel gevallen kan worden toegeschreven aan onvolledige zuivering.

De toegenomen belangstelling voor ontijzering heeft in Nederland geleid tot een promotie-onderzoek naar adsorptieve ontijzering [1]. In het buitenland is vooral onderzoek gedaan naar biologische ontijzering.

Bij onderzoek van Waterbedrijf Groningen en Waterlaboratorium Noord [2, 3] is vastgesteld, dat de ontwikkeling van ijzerbacteriën van grote invloed was bij de zuivering op een tweetal pompstations in de provincie Groningen. De ontwikkeling van met name *Gallionella Ferruginea* deed zich hier voor in het ruwwaternet als gevolg van menging van aëroob en anaëroob grondwater. Deze voortijdige biologische activiteit vervuilde het ruwwaternet en beïnvloedde het navolgende filtratieproces. De ruwwaterputten die *Gallionella Ferruginea* bevatten zijn intussen afgekoppeld.

De ervaringen in Groningen, tesamen met die van de Vlaamse Maatschappij voor Watervoorziening [4] en Pidpa, hebben de interesse voor biologische ontijzering in Nederland doen groeien. Aan Kiwa Water Research is opdracht gegeven om in het kader van het BTO-onderzoek de betekenis van biologische ontijzering voor de Nederlandse grondwaterwinningen te verkennen. Het doel van deze verkenning is inzicht te verkrijgen in de betekenis van biologische ontijzering voor de grondwaterzuivering in Nederland. De verkenning bestaat in eerste instantie uit een literatuurscreening, waarin is nagegaan :

- onder welke condities ijzerbacteriën zich kunnen ontwikkelen;
- of er een relatie is tussen de ontwikkeling van bacteriën en het vastleggen van ijzer;
- op welke wijze de bacteriën kunnen worden aangetoond;
- welke ervaringen er zijn m.b.t. filtratiesnelheid, ijzerbelasting van de filters, spoelwaterverbruik enz.

2 Chemisch - fysische ontijzering

De meest algemeen voorkomende vorm van ontijzering in drinkwaterfilters is de chemisch-fysische ontijzering.

Een goede beluchting zorgt voor opname van ruim voldoende zuurstof voor de ontijzering en voor andere oxidatieprocessen. De oxidatie van ijzer is in dat geval voornamelijk een snel verlopend proces, waarbij ferro-ionen spontaan worden geoxideerd en de ijzerverbindingen ferrihydriet (Fe_5HO_8) en ijzerhydroxide ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) worden gevormd. Deze amorfe, vlokkige ijzerverbindingen ontstaan deels reeds in het bovenwater van het filter en worden op of in het filtermateriaal afgevangen. De afvang vindt plaats in de poriën van het filtermateriaal.

De ijzervlokken hebben een lage dichtheid en zijn kwetsbaar. De toepasbare filtratiesnelheden zijn als gevolg van de kwetsbaarheid van de ijzervlokken relatief laag, doorgaans maximaal 10 m/h. Door een lage filtratiesnelheid en fijner filtermateriaal te kiezen en door de filters gelijkmatig te belasten kan ijzerdoorslag tot een minimum worden beperkt. De geringe diepbedfiltratie bij kleiner filtermateriaal heeft echter als nadeel dat de weerstand snel oploopt en de looptijd en de filterbelasting per looptijd kleiner worden. Na spoelingen en filterstilstandsperioden vindt bij menige zuivering tijdelijk verhoogde doorslag van ijzer plaats, terwijl ook tijdens perioden van langdurig continu bedrijf het product soms niet geheel vrij is van ijzer. Andere oorzaken van doorslag van ijzer zijn o.m. complexvorming met silicium en binding van ijzer in humusverbindingen, die niet worden geoxideerd en afgevangen [5].

Het ijzerslib wordt voor een deel meegevoerd in het distributienet met als gevolg vervuiling van het net, grotere kans op nagroei, tijdelijk onacceptabele kwaliteit van het geleverde water en daarmee hinder voor de afnemer. Tegenover dit nadeel staat het voordeel, dat de verwijdering van meerdere componenten uit het water kan worden gecombineerd. Ontijzering door vlokking vindt plaats bij hogere oxidatietoestand van het water en bij hogere pH's (boven 7,0).

Bij volledige oxidatie van ferro naar ferri wordt 0,14 mg O_2 verbruikt per mg ferro. Zelfs bij een ijzergehalte van 30 mg/l is voor de oxydatie slechts 4,2 mg O_2 nodig, veel minder dan de oplosbaarheidsgrens voor zuurstof in water onder atmosferische omstandigheden. Als een goede beluchting wordt toegepast is in menig geval voldoende zuurstof in het water opgenomen om naast de ontijzering ook andere oxidatieprocessen als ontmanganing en nitrificatie in hetzelfde filter te doen plaatsvinden.

3 Adsorptieve ontijzering

Bij een lage pH (6-7) en een gering zuurstofgehalte (<2 mg/l) is de redoxpotentiaal laag en verloopt de chemisch-fysische oxidatie van ijzer traag. Deze omstandigheden zijn volgens Sharma [1] echter gunstig voor een andere vorm van ontijzering, de adsorptieve ontijzering. Het ijzer wordt in een filter aan het oppervlak van het filtermateriaal of op eerder gevormde afzettingen geadsorbeerd en vervolgens geoxideerd. Het proces kan daarom ook als fysisch-chemische oxidatie worden omschreven. De gevormde afzetting is aanzienlijk compacter en sterker dan de ijzervlok.

Aangegeven wordt dat het adsorptieve proces zich naar verwachting ook bij de gebruikelijke ontijzering in snelfilters in belangrijke mate voordoet, vooral als de filtratie kort na de beluchting plaatsvindt. De adsorptieve ontijzering verloopt bij een hogere redoxpotentiaal dus ook goed, maar onder die omstandigheden is het ijzer al in belangrijke mate chemisch-fysisch omgezet voor het adsorptie-oppervlak wordt bereikt. Bij ondergrondse ontijzering, maar ook bij droogfiltratie is volgens Sharma adsorptieve ontijzering naar alle waarschijnlijkheid het belangrijkste ontijzeringsmechanisme. Bij natfilters wordt de bedrijfsvoering nog op geen enkele locatie gestuurd op adsorptie-oxidatie als belangrijkste mechanisme voor de verwijdering van ijzer. Praktijkervaringen zijn daardoor niet beschikbaar. Uit laboratorium-experimenten en onderzoek in een proefinstallatie concludeert Sharma dat sturing van de filtratie op adsorptie-oxidatie belangrijke voordelen kan hebben, met name als het materiaal is ingewerkt en zich op de korrel een coating met ijzeroxides heeft gevormd.

De sterkte van de afzetting maakt de toepassing van hogere filtratiesnelheden en grotere ijzerbeladingen per filterlooptijd mogelijk. Het gewenste zuurstofgehalte in het filterinfluent kan eenvoudig worden gerealiseerd door een deelstroom van het geproduceerde reine water terug te voeren naar het ruwe water. De tijd tussen de toevoeging van het zuurstofhoudende water en de filtratie moet tot een minimum worden beperkt, zodat het ijzer het filtermateriaal en daarmee het adsorptieve oppervlak zoveel mogelijk in de ferro-vorm bereikt. Het is zelfs een optie om de adsorptie zonder beluchting uit te voeren en de oxidatie van het geadsorbeerde ijzer te realiseren tijdens de filterspoeling met zuurstofhoudend water of met een sterkere oxidator, bijv. KMnO_4 . Deze optie is echter nog niet in voldoende mate onderzocht. De adsorptieve eigenschappen van het filtermateriaal worden slechts in beperkte mate beïnvloed door de gehalten aan andere anorganische componenten en wel het minst als het filtermateriaal is ingewerkt. Aangezien grondwater naast ijzer doorgaans ook andere bestanddelen bevat, die via oxidatie moeten worden verwijderd, biedt de adsorptieve ontijzering vooral mogelijkheden als (snelle) voorfiltratiestap, die wordt gevolgd door nafiltratie voor verwijdering van de overige componenten.

In bijlage I is een beschouwing opgenomen over het belangrijkste verwijderingsmechanisme dat optreedt bij adsorptieve ontijzing. Hierbij wordt aannemelijk gemaakt dat ijzerionen voornamelijk worden verwijderd door ionenwisseling in plaats van door adsorptie.

4 Biologische ontijzering met *Gallionella Ferruginea*

4.1 Inleiding

Aan de adsorptieve ontijzering is in het voorgaande aandacht besteed omdat de omstandigheden, waaronder volgens de literatuur deze ontijzering optimaal verloopt, in belangrijke mate overeenkomen met de omstandigheden die nodig zijn voor biologische ontijzering. Ook voor biologische (bacteriële) ontijzering zijn een lage pH en een lage redoxpotentiaal gunstig en ook van biologische ontijzering wordt algemeen gerapporteerd dat de ijzerafzetting compact is en dat hogere snelheden in filters kunnen worden toegepast dan bij chemisch-fysische ontijzering.

Sharma [1, 9] stelt dat autotrofe groei van bacteriën die ijzer als bron van energie gebruiken, onvoldoende eenduidig is aangetoond. Hij verklaart de biologische ontijzering met detoxificatie van het inwendige van de bacteriecel, terwijl het celmembraan en extracellulaire polymeren het adsorptie-oppervlak vormen voor ferro-ionen. Adsorptie verklaart een veel snellere inwerktijd dan biologische omzetting. Andere onderzoekers [5] stellen dat bij de door hen beschreven processen de biologische omzetting een dominante rol speelt. In het vervolg wordt de term “biologische ontijzering” aangehouden, omdat die in de beschouwde literatuur wordt gebruikt. Biologische oxidatie van ijzer komt in de vrije natuur voor en is daar voor het eerst vastgesteld. Onderzoek van ijzerafzettingen in de bodem heeft de aanwezigheid aangetoond van ijzeroxiderende bacteriën als *Gallionella*, *Leptotrix*, *Siderocapsa* en *Siderococcus*. Deze bacteriën komen in bijna alle grondwateren voor [5, 6]. Eén soort is altijd dominant aanwezig, de anderen komen dan in beperkte mate of geheel niet voor.

Bekend zijn daarnaast ook de ijzerafzettingen in winputten en ruwwaterleidingen, die voor een belangrijk deel door bacteriële oxidatie ontstaan [2, 6]. De afzettingen van ijzer- en mangaanverbindingen bij extreem lage zuurstofgehalten in het water zorgen voor een zodanige weerstand, dat de opbrengst van de put sterk terugloopt [6]. Onder bepaalde omstandigheden verdwijnt op deze wijze al het ijzer en mangaan uit het water en is het water bij het bereiken van het zuiveringsstation al vrij van deze stoffen.

De bacteriën, die biologische omzettingsprocessen in filters verzorgen, zijn gehecht aan het korreloppervlak. Daar vindt ook de verwijdering plaats, zodat het proces als een vorm van contactfiltratie kan worden beschouwd. In een reservoir zal zich in het water geen biologische ontijzering of ontmanganing voordoen, uitsluitend aan de wand. [8].

In het kader van deze screening wordt de aandacht gericht op de bacterie *Gallionella Ferruginea*, omdat die in de literatuur als meest voorkomende

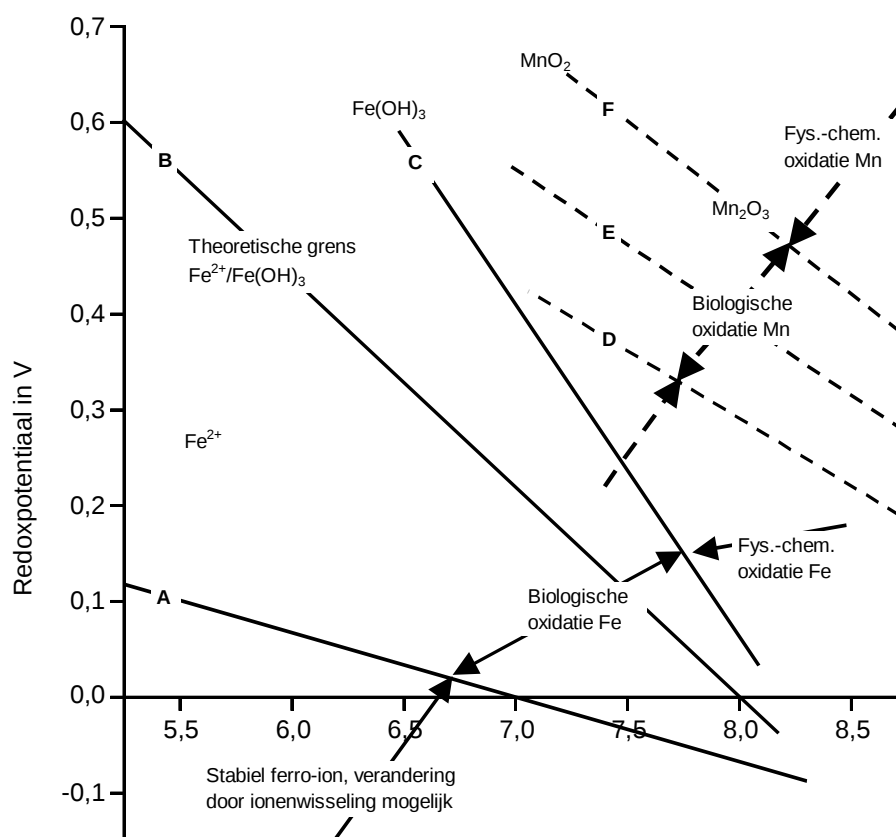
ontijzerende bacterie bij de grondwaterzuivering voor drinkwaterproductie wordt genoemd.

4.2 Ontijzering, ontmanganing en redoxpotentiaal

In anaëroob grondwater is de redoxpotentiaal laag, doorgaans 0 mV of lager. Door beluchting wordt zuurstof in het water opgenomen en stijgt de redoxpotentiaal. De mate van zuurstofopname blijkt bepalend te zijn voor het ontijzeringsproces, dat zal gaan optreden.

Mouchet [5] presenteert in de afbeeldingen 1 en 6 van zijn artikel twee stabiliteitsdiagrammen, die in afb. 1 zijn samengevoegd. Gage [10] geeft eenzelfde diagram, waarin de lijnen overigens niet exact overeenkomen. In het diagram wordt aangegeven in welke pH-redoxpotentiaaltrajecten biologische en chemisch-fysische oxidatie van ijzer en mangaan kunnen optreden.

Indien de omstandigheden in het water overeenkomen met een punt onder lijn A, dan is het ferro-ion stabiel en zal geen ijzeroxidatie optreden. Als het zuurstofgehalte en/of de pH toeneemt en de samenstelling boven lijn A stijgt, zijn bacteriën in staat de ontijzering op gang te brengen. Aan het oppervlak van het geoxideerde ijzer en van het filtermateriaal zal ook adsorptie van ijzer gaan plaatsvinden. Naast biologische ontijzering treedt dus tevens adsorptieve ontijzering op.



Afb. 1 Stabiliteitsdiagram ijzer-ionen volgens Mouchet [5] met op de x-as de pH

Nemen redoxpotentiaal (zuurstofgehalte) en/of pH verder toe, dan wordt lijn B bereikt. Onder die omstandigheden start de chemisch-fysische ontijzering, d.w.z. de spontane oxidatie van opgelost ferro in ferri-ionen, die vlokken vormen. In het traject tussen de lijnen B en C concurreren beide processen met elkaar. Een grotere verblijftijd zonder bacteriën en adsorptie-oppervlak bevordert de chemisch-fysische oxidatie, veel bacteriën en oppervlak direct na de stijging van de redox-potentiaal de biologische oxidatie. Een watersamenstelling overeenkomend met een situatie rechts van lijn C houdt in dat nog uitsluitend chemisch-fysische oxidatie plaatsvindt. Naast ontijzering stelt Mouchet ook ontmanganing aan de orde. Voor biologische ontmanganing is volgens Mouchet een aanzienlijk hogere redoxpotentiaal, afhankelijk van de pH tussen 0,3 en 0,4 V, en een zuurstofgehalte boven 5 mg/l nodig om op te starten (grenslijnen D, E en F).

Bij biologische ontmanganing van ijervrij ruw grondwater met een mangaangehalte van 0,67 mg/l ontstaan volgens Gage [10] grote vlokken en kunnen hoge snelheden (> 30 m/h) worden toegepast. Chemisch-fysische ontmanganing kan alleen tot stand worden gebracht bij een zeer hoge redox-potentiaal, die uitsluitend met sterkere oxidatiemiddelen (bijv. KMnO_4) wordt bereikt. De condities voor biologische ontijzering en biologische ontmanganing zijn daardoor totaal verschillend. Mouchet stelt dat een combinatie van biologische ontijzering en ontmanganing in één filter om die reden niet mogelijk is, behalve in enkele gevallen met zeer lage filtratiesnelheden. Mouchet gaat echter voorbij aan de katalytische ontmanganing. Zoals uit de praktijk van ondergrondse behandeling (zie bijlage I) blijkt, kan mangaan zelfs onder anaërobe omstandigheden uit het water verdwijnen. Ook de ontmanganing bij lage zuurstofgehalten in een filter komt veelvuldig voor.

Graveland [11] concludeert in zijn proefschrift dat de ontmanganing bij de grondwaterzuivering (vrijwel) uitsluitend katalytisch is. Na hechting op het oppervlak van de korrel wordt het mangano-ion in verschillende stappen geoxideerd. Dat is de praktijk van de Nederlandse grondwaterzuivering.

4.3 Beschrijving *Gallionella Ferruginea*

In het rapport "Bedrijfsonderzoek grondwaterzuivering en drinkwaterdistributie" van Milieulaboratorium De Punt/Waterlaboratorium Noord [3] zijn de kenmerken van de *Gallionella Ferruginea* gegeven. *Gallionella* is een boon- of niervormige bacterie met een breedte van 0,4 tot 0,7 μm en een lengte van 0,7 tot 1,8 μm . De bacterie is, zolang er nog geen stelen van ijzerverbindingen zijn gevormd, mobiel door de aanwezigheid van een flagellaat.

Als de bacterie ijzer omzet, ontstaat lateraal op de bacterie een lange steel, bestaande uit bundels (tot meer dan 80 à 90 stuks) rondgedraaide fibrillen. Deze steel heeft een breedte van 0,3 tot 0,5 μm en een lengte tot 400 μm . De fibrillen bestaan uit ijzeroxiden, die zijn ontstaan door intercellulaire ijzeroxidatie. De fibrillen - en dus de gehele steel - zijn oplosbaar in reductieve en zwak zure oplossingen.

Gallionella Ferruginea komt voor in de overgangszone van aëroob naar anaëroob freatisch grondwater. De bacterie is obligaat (strikt) aëroob. Het benodigde gehalte zuurstof kan zeer gering zijn, lager dan 50 µg/l. Om die reden wordt de bacterie micro-aerofiel genoemd. De pH is gunstig bij een waarde tussen 6 en 7. Qua temperatuur ligt het groei-optimum lager dan 20 °C. *Gallionella Ferruginea* behoort daardoor tot de psychrofiele (koude-minnende) bacteriën.

Omdat zij uitsluitend anorganisch koolstof uit het water als bron voor de celopbouw gebruiken worden ze chemolitho-autotroof genoemd. Voor de productie van celmateriaal is energie nodig. De verkregen energie wordt opgeslagen in de vorm van adenosinetrifosfaat (fosforylering). *Gallionella Ferruginea* maakt voor de fosforylering gebruik van het ademhalings- of respiratieproces. Gereduceerde anorganische stoffen, in dit geval ferro-ionen, dienen als H-donor, moleculair zuurstof als H-acceptor.

Het ferro-ion is aanwezig in anaëroob grondwater in de directe omgeving van de aerobe microzone rond de *Gallionella*-bacteriën. Door grondwaterstroming en diffusie kunnen ferro-ionen het *Gallionella Ferruginea* bacteriemateriaal bereiken, vervolgens daar worden geoxideerd en worden gebruikt voor de energievoorziening van de bacterie.

De celopbouw van *Gallionella Ferruginea* bedraagt ca. 1 gram droge stof per 150 gram geoxideerd ijzerion. Het geoxideerde ijzer is in de spirillen opgenomen als ijzeroxihydroxiden lepidikroket (α -FeOOH) en goethiet (τ -FeOOH). Beide verbindingen hebben een kristallijne structuur en vormen een compacte massa.

De *Gallionella* is duidelijk herkenbaar bij microscopisch onderzoek, vooral aan de zeer kenmerkende stelen van ijzerverbindingen. Vastgesteld kan worden hoeveel *Gallionella*-bacteriën aanwezig zijn in het te onderzoeken slib of water en de mate van activiteit van het organisme. Over een meetmethode voor de bijdrage van biologische ontijzering aan de totale ontijzering in een filter zijn in de literatuur geen gegevens gevonden.

5 Ervaringen met biologische ontijzering

5.1 Literatuur

Hasselbarth [6] geeft aan dat voor een goede biologische ontijzering op een lage hoeveelheid zuurstof moet worden gestuurd, juist voldoende om het ijzer te oxideren. Hij concludeert dat een lager ijzergehalte een hogere filtratiesnelheid mogelijk maakt en omgekeerd. Met een filterbeddikte van 1,6 m (1,8 – 3,6 mm filterzand) is een filtratiesnelheid van 40 m/h haalbaar om 2 mg/l ferro-ion te verwijderen, voor een ijzergehalte van 4 mg/l en een filtratiesnelheid van 20 m/h was 1,3 m filterbed toereikend voor volledige verwijdering. Bij toepassing van dubbellaagsfiltratie (0,73 m puimsteen 2,5 – 3,5 mm en 0,73 m zand 1 – 2 mm) werd 10 mg/l ijzer volledig verwijderd bij een filtratiesnelheid van 20 m/h. Niet vermeld wordt of er bij dit proefinstallatie-onderzoek ook filterschakelingen plaatsvinden tijdens een looptijd en welke effecten die hebben.

De bereikbare filterbelasting loopt op tot 4-9 kg/m² filterbed per looptijd. Ook bij hoge filterweerstand (tot 10 mWk) treedt geen doorslag van afgevangen vaste deeltjes op.

Het einde van een looptijd kan niet worden vastgesteld met een troebelheidsmeting. Doorslag van ijzer wordt bepaald door de meting van opgelost ferro-ion [5, 7].

Interessant is ook het overzicht van Czekalla [7], die op meerdere filterlocaties onderzoek heeft gedaan en daarbij andere bacteriën heeft vastgesteld, die de ijzer- en mangaanverwijdering onder specifieke omstandigheden voornamelijk verzorgen.

Mouchet [5] concludeert uit een beschouwing van de werking van een aantal conventionele zuiveringsinstallaties dat sommige van die installaties goede prestaties leveren ondanks dat het ruwe water qua samenstelling een slechte ontijzering doet verwachten. Microscopisch onderzoek van spoelwaterslib heeft een massale groei van ijzerbacteriën aangetoond, voornamelijk *Gallionella Ferruginea* en *Leptotrix Ochracea*. De omstandigheden zullen dan waarschijnlijk overeenkomen met het gebied tussen de lijnen B en C in het diagram van afb. 1.

De doorslag van met silicium gecomplexeerde ijzerverbindingen doet zich bij overgang op biologische ontijzering niet meer voor [5] en organische colloïden worden tegelijkertijd op het bacteriemateriaal afgezet [5, 10]. Bruins [3] betwijfelt of *Gallionella Ferruginea* complex gebonden ijzer kan oxideren, aangezien hij dit vermogen alleen bij heterotrofe bacteriën verwacht.

Voor verwijdering van opgeloste organische verbindingen is nog een vlokmiddeldosering nodig voor het navolgende (ontmanganings)filter, maar het totaal aan vlokmiddel is aanzienlijk geringer dan voorheen [6]. De filterprestaties verbeterden in de installaties sterk door de beluchting direct

voor de filtratie te plaatsen, dus door de kans op oxidatie van het ijzer voor het bereiken van het filterbed tot een minimum te beperken.

Bij overgang op biologische ontijzering in bestaande installaties wordt een aanpassing van de filtratiesnelheid doorgaans niet genoemd [5, 7].

Waarschijnlijk is die niet veranderd, deze aanpassingen vragen vaak grote ingrepen in de installaties. Wel worden als gunstige ontwikkelingen gemeld een betere waterkwaliteit, achterwege laten van sterke oxidatiemiddelen, verminderd gebruik van reagentia, verplaatsing van desinfectie naar het eind van de zuivering, langere filterlooptijden, verminderd spoelwaterverbruik en verlaging van operationele kosten van 50 tot 80 procent [5].

Door de vorming van compact, kristallijn lepidokroket en goethiet neemt het afgezette slib van bacteriële ontijzering minder volume in dan het amorfe gevlokte slib [3, 5, 6]. Dat heeft de volgende voordelen:

- Zelfs water met zeer hoge ijzergehalten (tot 45 mg/l) kan direct worden gefiltreerd in drukfilters;
- De weerstand van het filter neemt minder snel toe waardoor de looptijden langer kunnen zijn;
- Het filterslib dringt minder ver in het filter en is daardoor snel verwijderd bij de spoeling;
- Het slib is slijtvaster, wat een hogere filtratiesnelheid mogelijk maakt;
- Voor het bereiken van een vergelijkbare effluentkwaliteit kan grover filtermateriaal worden toegepast;
- Door de compacte structuur dikt het slib sneller in.

Onderlinge effecten zijn niet onderzocht. Zo zal het toepassen van grover filtermateriaal effect hebben op de bedweerstand, maar kan eventueel ook de indringdiepte en de slijtvastheid van het filterslib beïnvloeden.

Filtratiesnelheden tot 50 m/h [5] worden genoemd, overigens zonder de samenstelling van het ruwe water te geven.

Een regelmatige toevoer van bacteriën uit het ruwwaternet en/of de winputten lijkt gunstig te zijn. Op basis van ervaringen bij Pidpa lijkt het echter niet noodzakelijk.

Om een goede ontijzering in stand te houden is volgens Cromphout [4] een beheerste spoeling nodig, zodat het bacteriebestand niet volledig verdwijnt. Hij geeft aan dat een op biologische ontijzering gerichte dubbellaags voorfiltratie hydroantraciet (1,5 – 2,5 mm) en zand (0,8 – 1,2 mm) wordt bedreven inclusief dosering van kationische polyelectrolyet met een snelheid van 7 tot 15 m/h. De polyelectrolyet blijkt hier nodig om het reeds voor het filter uitgevlokte, colloïdale ijzer te binden en af te vangen. De spoelgegevens zijn 30 seconden luchtspoeling (geen capaciteit gegeven) gevolgd door 1 à 2 minuten waterspoeling met 60 m/h en vervolgens aflat van het nog met ijzer beladen bovenwater van het filter. De drukval over het filter blijft na spoeling 1 à 2 mWk en loopt tijdens de looptijd op tot 8 à 10 mWk. Tijdens een looptijd wordt 4 tot 8 kg Fe/m² filterbedoppervlak verwijderd.

Als zich biologische ontijzering voordoet zal adsorptieve ontijzering ook plaatsvinden op de stelen van de *Gallionella Ferruginea* bacteriën. Deze secundaire ijzeroxidatie wordt overigens wel toegeschreven aan de biologische ontijzering [3, 5]. Combineren van meerdere oxidatieprocessen en zeker volledige zuivering van oxideerbare bestanddelen in één filter vereist een hoger zuurstofgehalte en vergroot de kans op chemisch-fysische ontijzering. Voor ontmanganing en nitrificatie is een aanvullende beluchting en een tweede filtratiestap noodzakelijk.

Een enigszins afwijkende mening wordt geuit door Czekalla [8]. Czekalla geeft aan dat de ontijzering ook in filters met water met hogere zuurstofgehalten in belangrijke mate biologisch is, vooral als een reactievat ontbreekt en dus een lange verblijftijd wordt vermeden. Deze bedrijfsvoering is te verkiezen boven een bedrijfsvoering met zeer lage zuurstofgehalten, omdat de voordelen van het vermijden van chemisch-fysische verwijdering behouden blijven, maar tevens een nabeluchting kan worden vermeden als er al een na-ontzuring nodig is. De verwijdering van meerdere componenten, mits de gehalten dit toelaten, kunnen in één filter worden gecombineerd. Huisman (Pidpa) geeft eveneens aan dat biologische ontijzering, afhankelijk van de ijzerconcentratie, mogelijk is bij 6 mg/l zuurstof. Op basis van deze ervaringen zouden we biologische ontijzering kunnen verwachten in droogfilters.

5.2 Praktijkervaringen zuiveringsinstallaties België

Balen

In tabel 1 zijn bij verschillende procescondities de ijzerbelastingen van de drukfilters te Balen opgenomen. De ijzerbelastingen die bij deze filters bepaald zijn, zijn 6-13 maal hoger dan de ijzerbelasting bij conventionele chemisch-fysische ontijzering.

Tabel 1: IJzerbelasting drukfilters Balen

IJzerconcentratie influent (mg/l)	13	24	26
Filtratiesnelheid (m/h)	11,3	9,9	11,3
Looptijd (h)	39	52	36
IJzerbelasting (g Fe/ m ² *looptijd)	5700	12600	10400

Gegevens zijn ontleend aan presentatie Pidpa 2006

Grobbendonk

Bij Grobbendonk zijn proeven uitgevoerd om de inwerktijd van een biologisch filter te bepalen.

De ijzerconcentratie in het ruwwater bedroeg 45 mg/l en filtratiesnelheden van 7.2, 9.2 en 10 m/h zijn toegepast. Uit deze experimenten bleek dat ijzerconcentraties in het filtereffluent vlak na enten niet hoger waren dan 3 mg/l, en gemiddeld ongeveer 0,5 mg/l. Een langere standtijd van het filter bevordert biologische ontijzering.

Tijdens spoelen van de filters te Grobbendonk wordt naar schatting 65-70% van het afgevangen ijzer verwijderd. 30-35% zorgt voor aangroei van het filtermateriaal. Per jaar is een bedgroei van 200-250 cm vastgesteld.

5.3 Beperkingen biologische ontijzering

Mouchet [5] waarschuwt voor de negatieve effecten van zwavelwaterstof en zink. Zwavelwaterstof mag voor een goede biologische ontijzering niet aanwezig zijn. De ontijzeringssnelheid neemt met de helft af bij een zinkgehalte van 0,45 mg/l en bij gehalten boven 1 mg/l vindt geen ontijzering meer plaats. In Nederland zijn zinkgehalten van 0,45 mg/l in grondwater echter ongebruikelijk

De invloed van methaan op de biologische zuivering wordt in de literatuur niet expliciet aan de orde gesteld. In feite is methaan een “vergeten parameter”, waarover informatie niet mag ontbreken. Zoals Bruins [3] terecht schetst vindt de oxidatie van methaan in een filter eerder plaats dan de ontijzering. Welke rol speelt de aanwezigheid van deze grote zuurstofverbruiker (4 mg O₂/mg CH₄) als de zuurstofvoorziening in het filterinfluent wordt gestuurd op het ijzergehalte ?

Bruins is de enige die methaan noemt. In ruwwater, dat overigens conventioneel wordt gezuiverd, is 1,44 mg/l CH₄ aanwezig naast veel *Gallionella Ferruginea* bacteriën. Hierbij is sprake van mengwater uit een put, waarin diep methaanhoudend water toetreedt en ondiep water met *Gallionella* bacteriën, of van menging van water uit meerdere putten met verschillende samenstelling.

6 Consequenties toepassing biologische ontijzering

Op zuiveringslocaties Macharen (Brabant Water), Spannenburg (Vitens) en Valtherbos (Waterleidingmaatschappij Drenthe) wordt ijzer voornamelijk chemisch-fysisch omgezet. In dit hoofdstuk wordt globaal berekend wat de consequenties zijn bij het toepassen van biologische ontijzering op deze locaties. Voor deze berekeningen zijn voor de biologische ontijzering de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- Een ijzerbelasting 8 kg Fe/m² per looptijd gekozen (praktijkfilters Balen; conservatieve waarde)
- Een filtratiesnelheid van 10 m/h (praktijkfilters Balen)
- De drukval kan oplopen tot 10 mWk (Cromphout)
- Het spoelprogramma bestaat uit 30 seconden luchtspoeling, gevolgd door 2 minuten waterspoeling met 60 m/h (Cromphout)

In de situatie van Macharen is uitgegaan van de huidige filtratiesnelheid (14 m/h). Dit valt binnen de range die in de literatuur is aangegeven (Hasselbarth 20 m/h; Cromphout 7-15 m/h; Mouchet <50 m/h).

Tabel 2: Verwachtte opbrengsten toepassing biologische ontijzering

	Macharen		Noordbargeres		Spannenburg	
	Conv.	Biol.	Conv.	Biol.	Conv.	Biol.
Fe ruw (mg/l)	11,3	11,3	14,9	14,9	11	11
v (m/h)	14	14	6	10	4,5	10
Looptijd (h)	16	50	16	54	48	72
Fe belasting (kg/m ² /looptijd)	2,5	8,0	1,4	8,0	2,4	8,0
Spoelwaterverlies (%)	2,3	0,3	4,3	0,4	2,9	0,3
Opp. reductie (%)	0	0	0	40	0	55

Uit deze vergelijking blijkt op locatie Noordbargeres en Spannenburg met biologische ontijzering hogere filtratiesnelheden kunnen worden toegepast, waardoor het benodigde filteroppervlak kleiner is. Ook kunnen de filters meer ijzer bergen (langere looptijd) en kan een beperktere spoeling worden toegepast. Dit draagt bij tot een kleiner spoelwaterverlies.

Op locatie Macharen worden reeds hoge filtersnelheden toegepast en is de ijzerberging relatief hoog. Toepassing van biologische ontijzering zou in deze situatie bij kunnen dragen aan besparingen op spoelwaterverbruik door een hogere ijzerberging mogelijk te maken.

Het verbruikte volume spoelwater kan voor de locaties teruggebracht worden met 87-91% (tot 0,3 - 0,4 % van de drinkwaterproductie).

In Nederland wordt 600 miljoen m³ drinkwater per jaar geproduceerd uit grondwater. Voor toepassing van biologische ijzerverwijdering worden de volgende aannames gedaan:

- Biologische ijzerverwijdering is toepasbaar op 50% van de locaties (totaal 300*10⁶ m³/jaar).
- De filtratiesnelheid wordt verhoogd van 5 m/h naar 10 m/h.
- Het spoelwaterverlies wordt gereduceerd van 2% naar 0,5%.

Dit levert een totale besparing van ~3.500 m² filteroppervlakte op, wat een waarde van 55 miljoen euro vertegenwoordigd. Het spoelwaterverbruik kan met 4,5 miljoen m³ per jaar worden teruggedrongen.

7 Discussie

7.1 Chemisch-fysische ontijzering

Chemisch-fysische ontijzering heeft als voordeel de mogelijkheid om meerdere verwijderingsprocessen in 1 filter te doen plaatsvinden. Tegenover dit voordeel staan meerdere nadelen. Zo moet de filtratiesnelheid laag en de korrelgrootte klein worden gehouden omdat de afgevangen vlok kwetsbaar is en gemakkelijk meegevoerd wordt naar het filtraat. De weerstand loopt snel op en de belading per looptijd is daardoor beperkt. Uit- en inschakeling van het filter verstoort de toestand en zorgt voor tijdelijke doorslag van het filter bij de herstart. Het spoelwaterslib heeft relatief slechte bezink- en indikkingseigenschappen.

7.2 Biologische ontijzering

Bij biologische ontijzering en adsorptieve-oxidatieve ontijzering wordt een veel compactere en steviger ijzerafzetting gevormd. Bij beide processen zijn daardoor hoge snelheden toepasbaar. De weerstandsopbouw is gering, de looptijd lang en de filterbelasting groot. Het spoelwaterslib dikt goed in.

Om parallel optredende chemisch-fysische ontijzering met de daaraan gekoppelde nadelen te voorkomen moet het zuurstofgehalte in het filterinfluent laag worden gehouden, bijvoorbeeld door een deelstroom gezuiverd en nabelucht water met het ruwe water op te mengen. Deze opmenging dient te geschieden direct voor het filtratieproces.

De afwezigheid van een goede beluchting brengt naar verwachting problemen met zich mee. In menige Nederlandse winning met freatisch grondwater is het water oververzadigd met vrije stikstof. De afwezigheid van beluchting houdt in dat deze overmaat niet via ontgassing verdwijnt en bij optredende lage druk in het filter zal ontgassen en voor verstoppingen zal zorgen.

De aanwezigheid van zwavelwaterstof verstoort het biologische proces. Of dat voor adsorptie-oxidatie ook het geval is, zal moeten blijken uit onderzoek met een filter dat gestuurd wordt op deze ontijzeringsvorm, maar ligt niet in de lijn der verwachting.

Omdat de methaanoxidatie (bacterieel) in filters voorafgaat aan de ontijzering en het methaan niet via beluchting wordt verwijderd is de kans reëel dat ook methaan beide processen negatief beïnvloed. Methaan vraagt een grote hoeveelheid zuurstof (4 mg zuurstof/mg methaan). Hoge en/of variërende methaangehalten maken sturing van het zuurstofgehalte in het filterinfluent op ontijzering lastig zo niet onmogelijk. Verrassend is dat aan methaan in de literatuur niet of nauwelijks aandacht wordt besteed. Mogelijk zal bij de uitvoeringsvorm met volledig anaërobe ontijzering, gevolgd door oxidatieve regeneratie, hinder van methaan achterwege blijven. Het ijzer wordt dan wel volledig via adsorptie afgevangen, maar methaanoxidatie doet zich bij

afwezigheid van zuurstof tijdens de filterlooptijd niet voor. In het proces moet wel een navolgende beluchtingsstap aanwezig zijn om methaanverwijdering te kunnen realiseren.

Een belangrijk verschil tussen biologische en adsorptief-oxidatieve ontijzering zal waarschijnlijk bestaan uit de hechting en de uitspoelbaarheid van het ijzerslib. Van biologische ontijzering wordt gerapporteerd dat de spoeling voorzichtig moet plaatsvinden om volledige afvoer van het bacteriebestand te voorkomen. De hechting van het slib aan de korrels is zwak. Vooral de spoeling met lucht en de schuring van korrels moet met beleid worden uitgevoerd. Als de afzetting bij adsorptief-oxidatieve ontijzering overeenkomt met die op de korrels in droogfilters, dan lijkt daar juist een heel intensieve spoeling nodig om voldoende ijzerslib af te voeren. Het slib vormt een hechte coating rond de korrel, die moeilijk verwijderbaar is, resulterend in een relatief korte standtijd van het filterzand.

8 Conclusies en aanbevelingen

8.1 Conclusies

In de literatuur is de informatie over de bedrijfsvoering voor biologische ontijzering onvolledig. Daarnaast is de ervaring met dit proces beperkt. De meest relevante ervaring hebben de twee Belgische bedrijven: VMW en Pidpa.

Als het zuurstofgehalte wordt gestuurd op biologische verwijdering van ijzer, dan zal voor verwijdering van andere componenten, zoals mangaan en ammonium, nog een volgende beluchting en een tweede filtratiestap moeten volgen. In bijlage 2 wordt een overzicht gegeven van potentieel aantrekkelijke pompstations, geselecteerd op basis van zuurstofverbruik en ijzerconcentratie. Mogelijk treedt biologische ontijzering al op bij locaties waar aeroob/anaeroob mengwater wordt gewonnen met laag zuurstofgehalte en pH (grondwater afkomstig uit zandgronden met pH 6-7, vaak behandeld met marmerfiltratie).

Biologische ontijzering lijkt potentieel aantrekkelijk. Met biologische ontijzering kunnen hogere filtratiesnelheden, filterbelastingen en langere looptijden bereikt worden dan met conventionele chemisch-fysische ijzerverwijdering. Ook wordt een beperkte spoeling toegepast. Dit kan leiden tot 90% besparing in spoelwaterverbruik en tot 55% besparing in benodigd filteroppervlak. Bij invoering van biologische ontijzering op 50% van de Nederlandse grondwaterzuiveringsinstallaties kan dit leiden tot een reductie van benodigd filteroppervlak van ~3.500 m² en een besparing van 4,5 miljoen m³ spoelwater per jaar.

8.2 Aanbevelingen

Bij het afwezig zijn van een voorgaande beluchtingsstap zijn de methaanconcentraties nog relatief hoog. Verwacht wordt dat methaan biologische ontijzering verhindert, maar dit is niet in de literatuur vastgelegd. Verder onderzoek wordt aanbevolen.

Voorgesteld wordt om het vervolgonderzoek te richten op de volgende punten:

- Onderscheid mechanismen ontijzering (adsorptief, fysisch-chemisch, biologisch) → methodiekontwikkeling;
- Vaststellen optreden biologische ontijzering bij huidige zuiveringen met verschillende grondwatersamenstellingen;
- Invloed ruwwaterkwaliteit op biologische ontijzering. De pH, temperatuur en concentraties ijzer, zuurstof, methaan, sulfide zijn van belang;
- Wenselijkheid/noodzaak van aantrekken mengwater aeroob/anaeroob

- Effect van sturing op biologische ontijzering met proefonderzoek, waarbij de volgende aspecten worden belicht:
 - o Invloed ijzerbelasting en filtratiesnelheid
 - o Invloed zuurstofconcentratie/ type voorbeluchting.
 - o Invloed filterspoeling;
 - o Effect variaties in de bedrijfsvoering (filtratiesnelheid, ruwwaterkwaliteit, starten/stoppen);
- Effect van biologische ontijzering op het ontwerp en bedrijfsvoering van de vervolgstappen (nitrificerende en mangaanverwijderende filters kunnen anders worden gedimensioneerd)
- Effect van biologische ontijzering op de uitspoeling van deeltjes en de biologische stabiliteit van het geproduceerde drinkwater
- Een evaluatie van economische aspecten van biologische ontijzering.

9 Literatuur

- 1 Sharma, S.K., *"Adsorptive Iron Removal from Groundwater"*. Dissertatie LU Wageningen/IHE Delft, 2001. ISBN 90 5410 430 9
- 2 Bruins, J.H. GWG bedrijfsonderzoek grondwaterzuivering; voorontijzering grondwaterzuivering De Punt. Intern rapport, oktober-97
- 3 Bruins, J.H. GWG bedrijfsonderzoek grondwaterzuivering en drinkwaterdistributie. Intern rapport, juli-98
- 4 Cromphout, J., *"Design and Operation of a 24000 m3/day Groundwaterproduction Plant based on bacterial Iron Removal"*. European Filtration Congress, maart-93
- 5 Mouchet, P., *"From Conventional to Biological Removal of Iron and Manganese in France"*. Journal AWWA, april-92 p. 158-167
- 6 Hässelbarth, U. e.a. *"Removal of Iron and Manganese from Groundwater by Microorganisms"*. Water Treatment and Examination, 1973, 22 p. 62-77
- 7 Czekalla, C. e.a. *"Quantitative Removal of Iron and Manganese by Microorganisms in Rapid Sand Filters (in Situ Investigations)"*. Water Supply 1985 Vol. 3 p. 111-123
- 8 Czekalla, C. *"Die biologische Enteisenerung und Entmanganung – Verfahrenstechnik und betriebliche Aspekte"*. Fachtechnik Wasseraufbereitung april-97 p. 22-27
- 9 Sharma, S. e.a. *"Biological iron removal from groundwater"*. Aqua 54-4 2005
- 10 Gage, B. e.a. *"Biological iron and manganese removal"*. Presentation Ontario Water Works Association. May 2001
- 11 Graveland, A., *"Verwijdering van mangaan uit grondwater"*. Proefschrift TH Delft 1971

- 12 Lerk, C.F., *"Enkele aspecten van de ontijzering van grondwater"*. Proefschrift TH Delft 1965
- 13 Beek, C.G.E.M. van, *"Ondergrondse ontijzering, een evaluatie van uitgevoerd onderzoek"*. KIWA mededeling 78, november 1983
- 14 Rott, U., *"Physical, chemical and biological aspects of the removal of iron and manganese underground"*. 1985 Water Supply, Vol. 3 p. 143-150
- 15 Hem, J.D., *"Stability field diagrams as aids in iron chemistry studies"*. Journal AWWA, feb-61 p. 211-232

I Beschouwing verwijderingsmechanisme adsorptieve ontijzering

De ontijzering wordt in de literatuur verdeeld in 3 processen, die afhankelijk van de omstandigheden al dan niet parallel aan elkaar in een filter kunnen verlopen. Het chemisch-fysische proces, de oxidatie en vlokking gevolgd door filtratie, is daarvan het bekendst. Over biologische filtratie zijn ook veel artikelen beschikbaar, maar de literatuur over adsorptieve ontijzering is beperkt.

In zijn proefschrift [1] noemt Sharma de ontijzering, die hij beschrijft, adsorptief. Hij geeft aan dat een adsorptieve ontijzering kan worden bedreven in aanwezigheid van een kleine hoeveelheid zuurstof, zodat de oxidatie direct op de adsorptie kan volgen, maar ook volledig anaeroob. Als het gehele adsorptie-oppervlak met ijzer is bezet moet een regeneratie volgen door het filter te doorstromen met zuurstofhoudend water of zelfs door water, waaraan een sterkere oxidator is toegevoegd.

In feite is dit het proces dat plaatsvindt bij ondergrondse ontijzering. Van ondergrondse ontijzering is echter bekend, dat de gehalten van andere bestanddelen (mangaan, ammonium, arseen) ook afnemen [13, 14]. Als het water tijdens onttrekking volledig ontijzerd is kan het voorkomen, dat ook een of meerdere van de andere oxideerbare bestanddelen geheel uit het water worden verwijderd voordat de winput wordt bereikt.

De vraag dringt zich op of adsorptie wel de correcte naam is voor het verschijnsel dat zich voordoet. Adsorptie van ferro-ionen suggereert het wegnemen van positieve lading, waardoor er in het water een elektrische onbalans zou ontstaan. Is er bij doorstroming van een korrelpakket door anaeroob water niet continu sprake van ionenwisseling, waaraan alle positief geladen ionen deelnemen en waarbij zij elkaar beconcurreren? Er zal dan voortdurend ionenwisseling plaatsvinden tot het evenwicht bij de op dat moment aanwezige watersamenstelling is bereikt.

Sharma maakt duidelijk, dat de invloed van die andere ionen op de ontijzering vrij beperkt is. In welke mate ook de gehalten van die andere ionen onderhevig zijn aan verandering door adsorptie/ionenwisseling valt buiten de scope van zijn proefschrift. Niettemin is dat zeker het geval, zoals is aangetoond met de verdwijning van mangaan en soms ook ammonium bij ondergrondse ontijzering. Voor de meeste van die bestanddelen (bijv. Ca, Mg, Na, K,) is dit echter uit het oogpunt van waterbehandeling voor drinkwatervoorziening minder interessant, omdat ze bij zuurstoftoetreding niet worden geoxideerd.

Als de watersamenstelling in een anaerobe bodem in evenwicht is met de belading van het korrelmateriaal in de omgeving en het water stroomt vervolgens door naar een pakket, waar de belading van de korrel anders is, dan zal via ionenwisseling van meerdere ionen een nieuw evenwicht worden gezocht en verandert de watersamenstelling.

Een extreme situatie ontstaat als de bodem wordt doorstroomd door zuurstofhoudend water. De oxideerbare bestanddelen worden geoxideerd (Fe^{2+} , Mn^{2+} , NH_4^+), waarbij waterstofionen vrijkomen, of mogelijk voor een deel slechts ingekapseld of in organismen opgenomen (Mn^{2+} , NH_4^+). Door de oxidatie ontstaat een nieuw en veel groter contactoppervlak. Omdat over het gehele geïnfiltreerde pakket de oxideerbare ionen ontbreken zullen die bij de navolgende onttrekking preferent worden verwijderd op soortgelijke wijze als bekend is van ionenwisselingsprocessen in reactoren. Daarnaast is aan het oppervlak van de eenmaal gevormde ferri-hydroxideneerslag het evenwicht van de ionenwisseling voor ferro-ionen wellicht aanzienlijk gunstiger dan voor andere ionen, anders gezegd, de ionenwisseling is meer ferro-specifiek dan de korrel zonder coating. Dat verklaart de toename van de effectiviteit van de ontijzering na vorming van een coating.

Bij de behandeling van de redoxpotentiaal en de pH, die voor biologische en chemisch-fysische ontijzering nodig zijn, is terecht gesteld dat bij omstandigheden overeenkomend met een positie beneden lijn A in afb. 1 geen ijzeroxidatie optreedt. Toch kan, als de watersamenstelling niet in evenwicht is met de belading van het doorstroomde pakket, ook in die omstandigheden al ontijzering plaatsvinden. Het gaat dan om ontijzering door ionenwisseling, die dus niet gevolgd wordt door oxidatie. Het is daarmee een eindig proces. Zodra het evenwicht tussen water en doorstroomd pakket is bereikt stopt de ontijzering.

Reeds eerder is aangegeven dat chemisch-fysische ontmanganing zonder gebruik van sterke oxidatiemiddelen niet tot stand komt. De katalytische ontmanganing, zo genoemd door Graveland, lijkt in wezen eenzelfde proces als de adsorptieve/oxidatieve ontijzering. Zelfs het verloop van het proces in anaerobe toestand doet zich voor net als bij ijzer, wat blijkt uit de ondergrondse ontmanganing [Zie ook van Beek, 13]. Onder lijn D in afb. 1 geldt daarom voor mangano-ion hetzelfde als voor ferro-ion onder lijn A.

Een onderzoek begin jaren 80 heeft uitgewezen, dat er een mangaanprobleem ontstaat als ondergrondse ontijzering wordt beëindigd en de winning wordt voortgezet. Het oorspronkelijke, dus ijzer- en mangaanhoudende grondwater, doorstroomt dan de zone dichtbij de winput met voornamelijk mangaanafzettingen. Aan het oppervlak van het bodemmateriaal vinden in dat geval ionenwisselings- en oxidatie/reductieprocessen plaats, die tot resultaat hebben dat het mangaangehalte in het water tot hoge waarden oploopt. Destijds werden mangaangehalten gemeten tot wel het viervoudige van de waarde, die voor de ondergrondse ontijzering werd aangetoond.

II Overzicht potentieel aantrekkelijke pompstations

Pompstations met een hoger zuurstofgebruik dan 4 mg/l
(waterleidingstatistiek 2000)

Bedrijf	Pompstation	Meetpunt	Grondw/opw	Mn	Fe	NH4
Oasen	Zuiveringsstation Ridderkerk	ruwwater - prkbc01a	G	0,36	5,3	7,07
Oasen	Zuiveringsstation Lekkerkerk	ruwwater Tiendweg - gltpe99a -b	G	0,54	5,5	4,375
Vitens	Pompstation Denekamp	Pompputten	G	0,29	7,1	4,11
Oasen	Zuiveringsstation De Put	ruwwater - gpupe99a, -b	G	0,5	3,4	3,635
Vitens	Pompstation Hammerflir	Pompputten	G	0,32	24	2,335
Vitens	Pompstation Hammerflir	Gezamenlijk Ruw	G	0,32	24	2,284
Vitens	Pompstation Denekamp	Gezamenlijk Ruw	G	0,27	7,1	2,994
Vitens	SPANNENBURG	RUWWATER GEBOUW B	G	0,485	12,3	2,6
Oasen	Zuiveringsstation Kamerik	ruwwater - gkmpg99a	G	0,51	8,5	2,765
Oasen	Zuiveringsstation 't Kromme Gat	ruwwater - gkpgg99a, -b	G	0,92	2,8	2,35
Oasen	Zuiveringsstation Zwijndrecht	ruwwater - gzdpe99a, -b, -c, -d, -e	G	0,48	2,5	2,335
Vitens	OLDEHOLTPADE	RUWWATER OLDEHOLTPADE	G	0,3	14,2	1,5
Brabant Water	Budel	Ruwwatertak FG 3 (1-5)	G	1,3	29	0,486
Vitens	Pompstation Hasselo	Gezamenlijk Ruw	G	0,28	4,6	1,888
Vitens	Pompstation Hasselo	Pompputten	G	0,27	4,6	1,846
Waternet	Pompstation Weesperkarspel	Toevoer kanaal na Bethunegemaal	O	0,32	4,8	1,8
Oasen	Zuiveringsstation Lekkerkerk	ruwwater schuwacht - glspf99a	G	0,87	4	1,77
Vitens	Pompstation Hengelo	Pompputten	G	0,5	11	1,418
Oasen	Zuiveringsstation Hendrik Ido Ambacht	ruwwater - ghapg99a, -b	G	0,7	6,1	1,65
Vitens	Pompstation Sint Jansklooster	Pompputten	G	0,36	8,2	1,56
Vitens	Pompstation Hengelo	Gezamenlijk Ruw	G	0,5	10	1,36
Vitens	Pompstation Brucht	Pompputten	G	0,41	11	1,273
Vitens	Pompstation Sint Jansklooster	Gezamenlijk Ruw	G	0,32	7,6	1,351
Vitens	Pompstation Brucht	Gezamenlijk Ruw	G	0,39	11	1,048
Brabant Water	Macharen	Ruw watertak VOOR	G	1,4	15	0,681
Vitens	Pompstation Witharen	Gezamenlijk Ruw	G	0,55	12	0,908
N.V. Waterleiding Maatschappij Limburg	Bergen Lokatie 0027	Gezamenlijk ruwwater 1	G	1,03	22	0,301
Brabant Water	Macharen	Ruw watertak ACHTER	G	1,5	14	0,652
Vitens	Rodenmors	Gezamenlijk Ruw	G	0,3	6,9	1,152
Vitens	Pompstation Witharen	Pompputten	G	0,46	11	0,886
Vitens	Pompstation Oldenzaal	Pompputten	G	0,4	7,8	1,063
N.V. Waterleidingmaatschappij Drenthe	Pompstation Zuidwolde	ruwwater	G	0,308	11	0,87
Brabant Water	Vlierden	Ruw watertak OOST	G	0,18	4,7	1,21

pompstations met meer dan 10 mg/l ijzer

Brabant Water	Budel	Ruwwatertak FG 3 (1-5)	G	1,3	29	0,486
Vitens	Pompstation Hammerflir	Pompputten	G	0,32	24	2,335
Vitens	Pompstation Hammerflir	Gezamenlijk Ruw	G	0,32	24	2,284
N.V. Waterleiding Maatschappij Limburg	Bergen Lokatie 0027	Gezamenlijk ruwwater 1	G	1,03	22	0,301
N.V. Waterbedrijf Groningen	Pompstation ir. A. Polstra Sellingeren	ruwwater	G	0,313	17	0,4
N.V. Waterleidingmaatschappij Drenthe	Pompstation Valtherbos	ruwwater	G	0,552	15,6	0,05
Brabant Water	Macharen	Ruw watertak VOOR	G	1,4	15	0,681
Vitens	OLDEHOLTPADE	RUWWATER OLDEHOLTPADE	G	0,3	14,2	1,5
N.V. Waterleidingmaatschappij Drenthe	Pompstation Noordbargeres	ruwwater	G	0,521	14,2	0,19
Brabant Water	Macharen	Ruw watertak ACHTER	G	1,5	14	0,652
Brabant Water	Bergen op Zoom	ruw water ondiep	G	0,21	14	0,193
Brabant Water	Macharen	Ruw watertak PFG	G	1,7	13	0,593
N.V. Waterleiding Maatschappij Limburg	Beegden Lokatie 0010	gezamenlijk ruwwater 2	G	0,6	13	0,681
N.V. Waterleidingmaatschappij Drenthe	Pompstation Dalen	ruwwater	G	0,416	12,5	0,11
Vitens	SPANNENBURG	RUWWATER GEBOUW B	G	0,485	12,3	2,6
Evides	Ossendrecht	Ruwwater, verzameld	G	0,142	12,033	0,39
Vitens	Pompstation Witharen	Gezamenlijk Ruw	G	0,55	12	0,908
Vitens	Pompstation Hengelo	Pompputten	G	0,5	11	1,418
Vitens	Pompstation Brucht	Pompputten	G	0,41	11	1,273
Vitens	Pompstation Brucht	Gezamenlijk Ruw	G	0,39	11	1,048
Vitens	Pompstation Witharen	Pompputten	G	0,46	11	0,886
N.V. Waterleidingmaatschappij Drenthe	Pompstation Zuidwolde	ruwwater	G	0,308	11	0,87
N.V. Waterleiding Maatschappij Limburg	Herten Lokatie 0009	Gezamenlijk ruwwater 3	G	0,34	10,2	0,243
Vitens	Pompstation Hengelo	Gezamenlijk Ruw	G	0,5	10	1,36