

BTO 2018.098 | November 2018

Verstoppingspotentie van een infiltratiegracht op de Avekapellekreekrug

Verstopingspotentie van een infiltratiegracht op de Avekapellekreekrug

BTO 2018.098 | November 2018

Opdrachtnummer

402088

Projectmanager

dr. K.J. (Klaasjan) Raat (KWR)

Opdrachtgever

BTO - Bedrijfsonderzoek en De Watergroep in het kader van WiCE - Water in de Circulaire Economie

Kwaliteitsborger

prof. dr. P.J. (Pieter) Stuyfzand (KWR)

Auteur

T.C.G.W. (Teun) van Dooren MSc (KWR)

Verzonden aan

Dit rapport is verspreid onder de opdrachtgevers van dit onderzoek en is openbaar

Jaar van publicatie

2018

Meer informatie

T +31 30 606 9555
E klaasjan.raat@kwrwater.nl

Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl

The logo for KWR (Koninklijk Water Research Instituut) features the letters 'KWR' in a bold, blue, sans-serif font. The 'K' and 'W' are connected at the top, and the 'R' is slightly separated. The letters are dark blue.

BTO 2018.098 | November 2018 © KWR

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.

Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl



BTO 2018.098 | November 2018 © KWR

[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.

Samenvatting

De Avekapellekreekrug is een veelbelovende locatie voor een MAR-systeem met een infiltratiegracht. Deze toepassing wordt momenteel binnen De Watergroep gezien als mogelijke oplossing om extra drinkwater te produceren in West-Vlaanderen. Verstopping is een belangrijke technische uitdaging bij het realiseren van een infiltratiegracht. Daarom is in deze literatuurstudie de verstoppingspotentie van een infiltratiegracht op de Avekapellekreekrug onderzocht.

Verstopping van een infiltratiegracht treedt op door de accumulatie van een bodemsliblaag en resulteert in een afname van de infiltratiecapaciteit. De belangrijkste factor die accumulatie van de bodemsliblaag beïnvloedt is de kwaliteit van het te infiltreren water. RWZI-effluent en rivierwater uit de IJzer zijn in deze studie benaderd als potentiële waterbronnen voor infiltratie. Het beoogde infiltratiewater bevat voornamelijk veel organische microverontreinigingen en metalen, die de kwaliteit van accumulerend bodemslib verslechteren. Beide bronnen zijn tevens rijk aan nutriënten en bevatten >14 mg/L zwevend stof, welke bijdragen aan een snelle accumulatie van bodemslib. Zonder voorbehandeling van infiltratiewater kan de infiltratiecapaciteit van de bodem na anderhalf jaar al met 3 ordes van grootte zijn afgenomen.

Om verstopping te reduceren en de kwaliteit van het bodemslib te waarborgen, wordt voorbehandeling van het infiltratiewater sterk aanbevolen. Bij de dimensionering van het voorzuiveringssysteem moet men naast de verstoppingspotentie echter ook de kwaliteitsnormen voor infiltratie (de Vlarem wetgeving) en voor het einddoel (drinkwatergebruik) in acht nemen. Laatstgenoemden zijn niet als randvoorwaarden gebruikt in deze literatuurstudie.

RWZI-effluent en rivierwater uit de IJzer zijn beiden in grote hoeveelheden beschikbaar in de winter, terwijl er in de zomer mogelijk een tekort is om aan het gewenste infiltratiedebiet te voldoen. Gezien de variabele beschikbaarheid van de beschikbare bronnen, wordt aanbevolen om de infiltratiegracht droog te leggen in de zomer. Hierdoor zal tevens de organische component van de bodemsliblaag afbreken, wat de verstopping deels ongedaan kan maken bij het herbevoelen. Wanneer men kiest voor een continue infiltratie, moet men alternatieve waterbronnen beschouwen. Aangezien curatief behandelen van een infiltratiegracht doorgaans belangrijk blijft, kan men bij continue infiltratie óf periodiek de bodemsliblaag in natte omstandigheden verwijderen, óf periodiek afwisselen met infiltratie en droogstand tussen meerdere grachten. Een mogelijk geschikt ontwerp van een infiltratiegracht bestaat uit rietbegroeiing, een minimale waterdiepte, een 3:2 verhouding van de flanken, een lichte stroming in het water, en ploegvoren waarvan de dalen eventueel bedekt zijn met geotextiel.

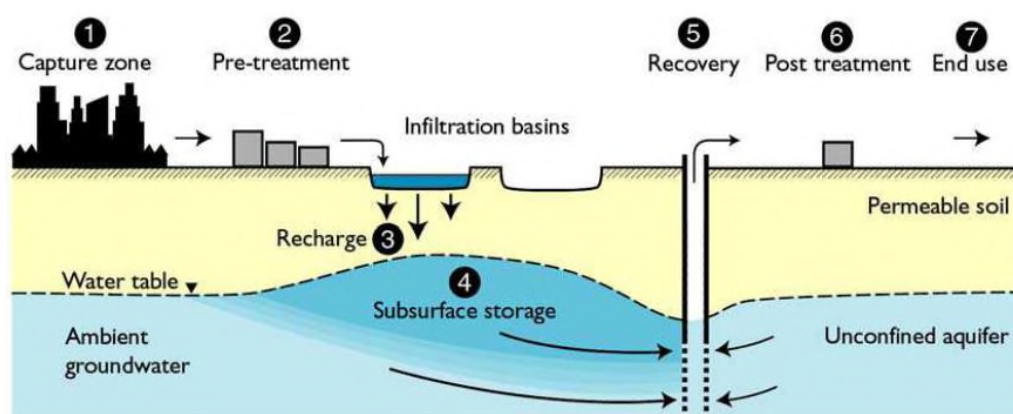
Aanvullende gegevens over de kwantiteit en kwaliteit van beschikbare en alternatieve waterbronnen zijn vereist voor een betere inschatting van de verstoppingspotentie van een infiltratiegracht. Met aanvullende data kunnen het Easy-Leacher 4.6 model en het analytische model van Stuyfzand & Van der Schans (2018) mogelijk gebruikt worden om de verstoppingspotentie, de capaciteit, en het ontwerp van een infiltratiegracht nader te bepalen. Op basis van deze gegevens kan men een inschatting maken van de meest geschikte preventieve en curatieve maatregelen, en de bijbehorende kosten.

Inhoud

1	Inleiding	8
2	Verstopping	10
2.1	Verstopingsprocessen	11
2.2	Controlerende factoren	13
3	Maatregelen tegen verstopping	16
3.1	Proactieve/preventieve maatregelen	16
3.2	Reactieve/curatieve maatregelen	20
4	Situatieschets Avekapellekreekrug	22
4.1	Karakterisering van de ondergrond	22
4.2	Karakterisering van het grondwater	26
4.3	Beoogde infiltratiebronnen	28
4.4	Kwantiteit van infiltratiewater	29
4.5	Kwaliteitseisen van infiltratiewater	31
4.6	Verstopingspotentie	32
4.7	Effect van voorbehandeling infiltratiewater	35
5	Conclusies en aanbevelingen	38
5.1	Infiltratiewater en voorbehandelingsmethode	38
5.2	Ontwerpstrategie en curatieve maatregelen	38
5.3	Aanvullend onderzoek	40
6	Referenties	42

1 Inleiding

Om extra drinkwater te produceren in West-Vlaanderen biedt de ondergrond in de ruime omgeving van de Blankaart mogelijk een oplossing. MAR (managed aquifer recharge) is een interessante techniek die kan worden toegepast om de ondergrond kunstmatig aan te vullen in tijden van wateroverschot. Bij watervraag kan dit water vervolgens weer worden onttrokken, zonder extra belasting van het grondwatersysteem. Door de aanwezigheid van een zoetwaterlens en door de grote ondergrondse bergingscapaciteit is de Avekapellekreekrug in de regio van West-Vlaanderen een veelbelovende locatie voor een MAR-systeem met een infiltratiegracht (Figuur 1.1).



Figuur 1.1: Voorbeeld van een MAR-systeem, waarbij voorbehandeld water wordt geïnfiltrreed via een pand en met putten wordt teruggewonnen uit de ondergrond.

Verstopping, gedefinieerd als de nadelige afname van permeabiliteit in poreuze media, is een belangrijke technische uitdaging bij het realiseren van een MAR-systeem (Mays, 2013). Voor ieder soort MAR-systeem wordt de capaciteit namelijk grotendeels beperkt door verstopping (Hutchinson et al., 2013b). Het doel van deze studie is om te onderzoeken wat de verstoppingspotentie is van een MAR-systeem ter plaatse van de Avekapellekreekrug en om potentiële mitigerende maatregelen te inventariseren. Aangezien een infiltratiegracht wordt beoogd ter plaatse van de Avekapellekreekrug, wordt in deze studie enkel aandacht besteed aan verstopping van infiltratiegrachten. Hoewel deze blijken de literatuur minder gevoelig zijn voor verstopping dan infiltratieputten, kunnen verscheidende processen individueel of gezamenlijk bijdragen aan het verstoppen van een infiltratiegracht en het reduceren van de infiltratiecapaciteit.

In hoofdstuk 2 worden de controlerende processen en factoren van verstopping van een infiltratiegracht nader beschreven. Potentiële maatregelen om verstopping te mitigeren zijn geïnventariseerd en beschreven in hoofdstuk 3. Vervolgens wordt in hoofdstuk 4 de specifieke situatie bij de Avekapellekreekrug geschetst, waarmee de verstoppingspotentie van de te realiseren infiltratiegracht bepaald kan worden. Op basis van deze informatie zijn in hoofdstuk 5 aanbevelingen gedaan over het meest geschikte ontwerp van een infiltratiegracht, de daarbij behorende infiltratiestrategie, en de meest effectieve mitigerende maatregelen.

2 Verstopping

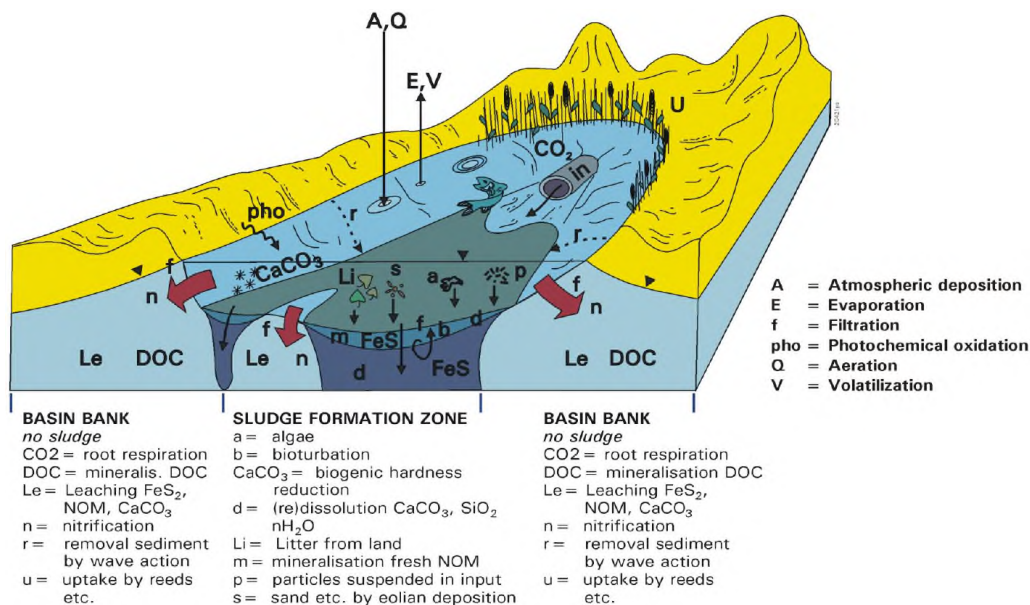
De infiltratiecapaciteit van infiltratiegrachten die voor een langere termijn worden gebruikt om oppervlaktewater of effluent te infiltreren blijkt hoofdzakelijk te worden bepaald door de opbouw van een slecht doorlatende sliblaag op of in de bodem van de infiltratiegracht, ongeacht de onderliggende bodemeigenschappen (Hutchinson et al., 2013b). Veel studies tonen namelijk aan dat de doorlaatbaarheid van de bodem wordt beperkt door de karakteristieken van deze sliblaag (Phipps et al., 2007; Beach, 2005; Houston, 1999; Duryea, 1996). De infiltratiecapaciteit kan door de formatie van een sliblaag afnemen tot wel 5 ordes van grootte (Hutchinson et al., 2013b). Naast het verminderen van de infiltratiecapaciteit, kan de vorming van een bodemsliblaag en de daarop volgende verstopping resulteren in een verslechtering van de waterkwaliteit in de infiltratiegracht en in de bodem. Bodemslib is vaak van beperkte dikte (mm – 4 cm) en kan bestaan uit zwevende (an)organische deeltjes, algen, microben, ingewaaid stof, en zouten (Stuyfzand 1986; Hutchinson et al., 2013b). Twee types sliblagen worden onderscheiden, die op een andere manier tot verstopping van een infiltratiegracht leiden:

- Bovenste sliblaag; een opeenhoping van zwevende stoffen, algen, en/of microben die aanwezig zijn in het infiltratiewater en bovenop de oorspronkelijke bodem van de infiltratiegracht neerslaan. Bij een stabiel waterniveau, en dus een constante infiltratiedruk, zorgt de ontwikkeling van deze sliblaag op den duur voor een afname van de infiltratiesnelheid (Martin, 2013).
- Onderste sliblaag: het oorspronkelijke sediment onder de infiltratiegracht waarin (an)organische deeltjes de poriën kunnen blokkeren en voor verstopping kunnen zorgen. Fijne deeltjes kunnen dieper door de bodem migreren totdat ze een nauwe porie tegenkomen en verdere migratie wordt bemoeilijkt. Door de blokkade van poriën neemt de doorlaatbaarheid van de poriestructuur af, en daarmee ook de infiltratiecapaciteit.

De twee types bodemsliblagen worden in de rest van deze studie gezamenlijk beschouwd.

2.1 Verstoppingsprocessen

Er zijn verschillende processen die de hoeveelheid en de kwaliteit van de bodemsliblaag in een infiltratiegracht, en daarmee ook de infiltratiecapaciteit, kunnen beïnvloeden. Relevante fysische, biologische, en chemische processen die hieraan bijdragen zijn schematisch weergegeven in Figuur 2.1 (Stuyfzand, 2002a). Deze kunnen zowel individueel als gezamenlijk optreden en bijdragen aan verstopping van een infiltratiegracht en aan het reduceren van de infiltratiecapaciteit, afhankelijk van de locatie, de omstandigheden, en de tijd (Martin, 2013).



Figuur 2.1: Processen die optreden bij de vorming van een sliblaag in een infiltratiesysteem (Stuyfzand, 2002a).

Fysische processen die naast de fundamentele fysische verstoppingsprocessen een kleine bijdrage leveren aan de vorming of afbraak van een sliblaag zijn neerslag, verdamping, resuspensie, en het inwaaien van materiaal. Deze processen beïnvloeden namelijk de concentratie van zwevende stoffen in het infiltratiewater.

Er zijn ook biologische en chemische processen die de vorming, de geometrie, en de kwaliteit van een sliblaag in een infiltratiegracht kunnen stimuleren of juist tegenwerken. De chemische en biologische eigenschappen van zowel de bodem als het infiltratiewater spelen daarbij een rol, vaak door een combinatie van verschillende processen (Stuyfzand, 2002a).

Biologische verstopping wordt voornamelijk veroorzaakt door micro-organismen en de bijproducten van micro-organismen. Zo zorgt de productie van biomassa, vooral door algen, voor de vorming van nieuwe zwevende stoffen, waaronder organisch materiaal maar ook kiezelskeletten (SiO₂) van diatomeeën en kalkskeletten (CaCO₃) (Stuyfzand, 2002a). Naast het neerslaan van een zogenaamde algendecken op de bodem van een infiltratiegracht, kan tevens bacteriegroei plaatsvinden in de bovenste centimeters van een bodem (Stuyfzand, 1986). De organische component van een bodemsliblaag kan worden afgebroken door mineralisatie. Ook de begroeiing van een infiltratiegracht heeft invloed op de vorming of afbraak van een bodemsliblaag en dus op de verstoppingspotentie (zie 2.2.6).

Chemische verstopping kan optreden wanneer het infiltratiewater niet in evenwicht is met het materiaal op of in de bodem van de infiltratiegracht. Dit kan resulteren in een onoplosbare neerslag die de permeabiliteit van de bodem verandert. Chemische processen zijn voornamelijk afhankelijk van de pH, het redox milieu, en de temperatuur in de infiltratiegracht. De dominante chemische reacties die leiden tot verstopping zijn kalkvorming, en de resulterende ontharding van het infiltratiewater, en neerslag van ijzeroxides en ijzerhydroxides (Martin, 2013). Een ander voorbeeld van een chemische reactie is het neerslaan van aluminium oxide hydroxide. Deze reacties worden echter niet erkend als de belangrijkste mechanismen van verstopping omdat ze vaak samenvallen met andere verstopingsmechanismen of juist erg traag verlopen. De uitwisseling van gassen met de atmosfeer, zoals O_2 en CO_2 , is een belangrijk proces waardoor de pH en het redox milieu, en dus de chemische waterkwaliteit van infiltratiewater, kunnen veranderen. Bodemverstopping vermindert tevens de toevoer van oxidatoren naar de bodem en zorgt voor een stagnatie van de afvoer van reactieproducten, wat verdere verstopping stimuleert (Stuyfzand, 2002).

Het is in veel gevallen lastig om chemische en biologische processen te scheiden, aangezien de chemische waterkwaliteit van belang is voor de biologische activiteit, en bacteriën veel geochemische reacties, voornamelijk redox reacties, katalyseren. Als de bodem bijvoorbeeld rijk is aan ijzerrijke of mangaanrijke mineralen, kan de aanwezigheid van zuurstof of nitraat in het infiltratiewater bacteriën stimuleren om ijzer- of mangaanoxides en -hydroxides neer te slaan, wat tot verstopping kan leiden (Hutchinson et al., 2013b). Algengroei kan daarnaast bijdragen aan biogene ontharding van het infiltratiewater door het neerslaan van kalkskeletten ($CaCO_3$).

Overige processen die een bijdrage leveren aan de mechanische verstopping van poriën zijn het opzwellen van klei en de opsluiting van gasbellen (voornamelijk lucht, maar ook extra stikstof in geval van denitrificatie). Klei kan opzwellen wanneer zoet water in een brak of zout grondwaterpakket wordt geïnfiltrerd. Dit resulteert in het vernauwen van de porieruimte en in een afname van de infiltratiecapaciteit. Lucht die aanwezig is in de onverzadigde zone onder een infiltratiegracht of gassen die metabolische bijproducten zijn van micro-organismen in de bodem kunnen resulteren in de afname van de infiltratiecapaciteit door het beperken van de beschikbare porieruimte voor het infiltratiewater (Martin, 2013; Hutchinson et al., 2013b). Het ontstaan van luchtbellens, zoals bij diepinfiltratie, wordt beschouwd als ondergeschikte oorzaak van verstopping in geval van open infiltratie (Stuyfzand, 1986). Van meer belang is het opsluiten van lucht bij het herbevoelen van een infiltratiepand (Stuyfzand & Van der Schans 2018). Als deze lucht geen uitweg vindt, kan het hernieuwde infiltratieproces stagneren.

2.2 Controlerende factoren

Hutchinson et al., (2013b) hebben een samenvattend overzichtartikel geschreven over de verstopingspotentie van infiltratiebekkens en de controlerende factoren voor de ontwikkeling en de omvang van een verstoppende sliblaag. Aanvullende informatie van Stuyfzand (2002) heeft geleid tot een uitgebreid overzicht van controlerende factoren van de kwaliteit en omvang van de sliblaag.

2.2.1 Kwaliteit van infiltratiewater

Verstopping is erg afhankelijk van de kwaliteit van infiltratiewater. Hutchinson et al. (2013a) stellen dat de primaire componenten van het infiltratiewater die de formatie van een bodemsliblaag beïnvloeden fysisch en biologisch van aard zijn. De totale hoeveelheid zwevende stoffen (TSS = 'total suspended solids') en het biochemisch zuurstofgebruik (BOD = 'biological oxygen demand') zijn daarom de belangrijkste parameters om de verstopingspotentie te bepalen (Hutchinson et al., 2013b).

De TSS geldt als een indicator voor de fysische component van verstopping. In principe is de regel, hoe hoger de concentratie van zwevende stoffen, des te hoger de accumulatiesnelheid van de sliblaag, en des te groter de kans op verstopping van de infiltratiegracht. De directe relatie van TSS en verstopping verschilt echter per locatie en situatie, aangezien kleinere (kleiige) zwevende stoffen eerder voor verstopping kunnen zorgen dan grovere zwevende stoffen. Grotere zwevende stoffen zullen bovendien neerslaan op de bodem, terwijl kleinere zwevende stoffen mogelijk door de poriën van de bodem migreren (Bouwer, 2002; McDowell-Boyer et al., 1986). De snelheid van verstopping wordt daarom niet alleen bepaald door de snelheid van depositie en de TSS, maar ook door de korreldistributie van de zwevende stoffen en die van de bodem.

De nutriëntenconcentratie in infiltratiewater is de belangrijkste factor voor de (micro)biologische component van de sliblaag (Stuyfzand, 2002; Winter en Goetz, 2003). Verhoogde concentraties van koolstof en macronutriënten (bijvoorbeeld N & P) stimuleren de microbiologische groei en biomassa, en dus de depositie van organisch materiaal. Daardoor correleert de biologische component van de formatiesnelheid van de sliblaag direct aan de BOD van het infiltratiewater (Hutchinson et al., 2013b). De C:N ratio is een andere parameter die wordt genoemd door Hutchinson et al. (2013b) als geschikte indicator voor biologische verstopping. Verstopping is in mindere mate gerelateerd aan de totale concentratie van N en P (Magesan et al., 1999).

Daarnaast wordt de kalverzadigingsindex (SI) van infiltratiewater beschouwd als de belangrijkste indicator van chemische verstopping. De SI bepaalt namelijk de kalkagressiviteit, en dus hoeveel kalk er neerslaat vanuit het infiltratiewater of juist oplost vanuit de sliblaag (Stuyfzand, 2002). In het geval van een kleiige bodem, is de natrium adsorptieverhouding (SAR: 'sodium adsorption ratio') ook een belangrijke parameter voor het opzwellen van klei (Bouwer, 1988).

2.2.2 Kwantiteit van infiltratiewater

Wanneer een grotere hoeveelheid water wordt toegediend aan een infiltratiegracht, wordt de bodem meer belast met zwevende en opgeloste stoffen, wat de snelheid van slib-accumulatie bevordert (Siegrist, 1987). Dit betekent ook dat voor een gegeven infiltratievolume, een kleiner infiltratieoppervlak zou resulteren in meer verstopping doordat het toegediende water moet infiltreren via een kleiner oppervlak. Voor infiltratiegrachten die hoofdzakelijk verstoppen vanwege de accumulatie van een algenmat bestaat de mogelijkheid dat de lange termijn weerstand van de bodemsliblaag onafhankelijk is van de vracht aan zwevende en opgeloste stoffen (Beach, 2005).

2.2.3 Bodemtextuur

Op de korte termijn vindt de formatie van een sliblaag sneller plaats in fijn sediment, en neemt de infiltratiecapaciteit dus sneller af dan in grof sediment (Aaltomaa en Joy, 2002). De relatieve afname van de infiltratiecapaciteit is echter groter in grof sediment, en de totale infiltratiecapaciteit van een grof medium wordt daardoor grotendeels bepaald door de sliblaag (Duryea, 1996; Rinck-Pfeiffer, 2000; Beach, 2005; Taylor en Jaffe, 1990; Magesan, 2000; Jnad et al., 2001; Rodgers et al., 2004). Belangrijk is evenwel het feit dat een zandige pandbodem i.h.a. te prefereren valt boven een grindhoudende pandbodem. Reden is dat de bodemverstopping van een grindvloer op grotere diepte onder het oppervlak plaatsvindt, waardoor de verstopping moeilijker te verwijderen valt. Bij een zandbodem treedt vooral cakefiltratie op die makkelijker te verwijderen valt (Stuyfzand, 2011).

2.2.4 Redox milieu, temperatuur, en pH in de infiltratiegracht

Het redox milieu (of aërobiegraad) in de infiltratiegracht bepaalt de vorming en neerslag van sulfiden (anoxisch) en de snelheid waarmee organisch materiaal en OMIVE (Organische Micro Verontreinigingen) worden afgebroken (oxisch is sneller). Deze graad wordt mede bepaald door de toevoer en afbraak van organisch materiaal en de reistijd van infiltratiewater door het slib en de toevoersnelheid van oxidatoren (Stuyfzand, 2002).

De temperatuur en pH zijn eveneens belangrijke componenten die de chemische en biologische kwaliteit van infiltratiewater bepalen. Daarnaast zorgt een daling in de temperatuur voor een afname van de viscositeit van het infiltratiewater (Huisman & Olsthoorn 1983; Martin, 2013). In Vlaanderen gelden tussen zomer en winter relatief grote temperatuurverschillen, waardoor de viscositeit in de winter significant hoger is dan in de zomer, resulterend in een kleinere infiltratiecapaciteit. Dit effect zorgt niet noodzakelijk voor verstopping van een infiltratiegracht, maar het ontwerp en de capaciteit van de infiltratiegracht moeten wel berekend zijn op winterse temperaturen. Het seizoenale viscositeitseffect wordt deels tegengewerkt door het seizoenale effect van biologische activiteit dat in de zomer meer verstoppend werkt.

2.2.5 Waterniveau

Het verhogen van het waterniveau in een infiltratiegracht verhoogt de waterdruk. Indien alle overige factoren gelijk blijven zou dit resulteren in een grotere infiltratiecapaciteit. Wanneer de waterdruk wordt verhoogd en er al een bodemsliblaag gevormd is, drukt de losse bovenste sliblaag echter dichter samen, wat verstopping bevordert en waardoor de infiltratiecapaciteit juist afneemt (Bouwer en Rice, 1989). Het waterniveau bepaalt daarnaast onder meer de lichtpenetratie en de temperatuur (en dus de biologische activiteit), en de sedimentatiekans en de gasuitwisseling van de sliblaag (en dus de hoeveelheid opgelost zuurstof) (Stuyfzand, 2002).

Meer slib wordt doorgaans gevormd op de diepere delen van een infiltratiegracht, mede door de afwezigheid van begroeiing en stroming (Stuyfzand, 1986; 2002). Eventuele periodieke expositie van slib door waterstandsfluctuaties leidt in de ondiepere delen van een infiltratiegracht tot een versnelde afbraak van slib door verdroging, verkrumeling, en wind (Stuyfzand, 1986, 2002).

2.2.6 Vegetatie

Bladeren en afscheidingen van plantenwortelen kunnen bijdragen aan de opbouw van een sliblaag (Batchelor en Loots, 1997; McIntyre en Riha, 1991). Planten consumeren daarentegen ook juist een deel van het organisch materiaal en de nutriënten die

aanwezig zijn in het infiltratiewater (Fernández, 2013). Bovendien kunnen plantenwortelen verstopping verminderen door het ontstaan van wortelgangen en door bioturbatie, wat de hydraulische doorlaatbaarheid van de bodem bevordert (Cooper et al., 2005; Stuyfzand, 2002). Dode plantenwortelen creëren daarnaast grotere poriën voor het infiltratiewater (Brix, 1997).

Riet is een goed voorbeeld van een plant met een positieve invloed op de infiltratiecapaciteit omdat het, tot op zekere hoogte, de ophoping van sliblagen voorkomt (Stuyfzand, 2002; Rambags et al. 2011). Naast bioturbatie zorgt riet voor een versnelde mineralisatie van dode organische stof, wat de oplossing van neergeslagen kalk bevordert (door CO₂ dat ontstaat bij mineralisatie en wortelrespiratie). Dit houdt verband met de toevoer van zuurstof via het wortelstelsel naar de bodem.

3 Maatregelen tegen verstopping

Hoewel moet worden opgemerkt dat een accumulerende bodemsliblaag niet altijd tot storende verstopping hoeft te leiden (Stuyfzand, 1986), pleit Stuyfzand (2002) voor het beperken en verbeteren van bodemslib om verstopping van een infiltratiegracht te voorkomen. Er bestaan verschillende maatregelen om dit doel na te streven, welke zijn op te delen in 2 categorieën (Hutchinson et al., 2013a):

1. Proactieve/preventieve maatregelen;
2. Reactieve/curatieve maatregelen.

3.1 Proactieve/preventieve maatregelen

Preventie is de beste, en meest kostenefficiënte, methode om de vorming van een bodemsliblaag te remmen en verstopping te beheersen (Martin, 2013; Fernández, 2013). Preventieve maatregelen pakken namelijk de controlerende factoren van verstopping aan en zijn op te delen in twee categorieën:

- a. Ontwerpstrategieën
- b. Voorbehandeling van infiltratiewater

3.1.1 Ontwerpstrategieën

Om verstopping te beperken moet op voorhand nagedacht worden over het ontwerp van een infiltratiegracht en over de uitvoering van het MAR-systeem. Daarbij komen verschillende zaken kijken.

3.1.1.1 Minimaliseren erosie

Erosie van de flanken en de bodem van de infiltratiegracht dient te worden voorkomen (Bouwer, 2002; Hutchinson et al., 2013b). Dit resulteert namelijk in een verhoogde concentratie van zwevende stoffen, wat bijdraagt aan de opbouw van de sliblaag. Daarom moeten de hellingen van de wanden zo stabiel mogelijk zijn. Fernández (2013) pleit voor een 3:2 (horizontaal : verticaal) helling, gegeven dat er genoeg ruimte is. Indien men niet over genoeg ruimte beschikt, kunnen verstevigingen worden aangebracht aan de wanden om erosie te voorkomen.

3.1.1.2 Minimaliseren stof

Het inwaaien van stof, strooisel, of stuifzand resulteert ook in een hogere concentratie zwevend stof. Dit kan voorkomen worden door het landgebruik in de directe omgeving van de infiltratiegracht aan te passen of door windschermen te plaatsen die inwaai vanuit de dominante windrichting beperken. Dit laatste kan voor minder lichtinval en verdamping zorgen, waardoor respectievelijk de biologische activiteit wordt beperkt en de kwaliteit van het infiltratiewater niet ongewenst verandert. Een alternatieve strategie is om tijdens stormachtig weer het MAR-systeem niet te laten infiltreren (Fernández, 2013).

3.1.1.3 Vegetatie

Zoals eerder vermeld stimuleert riet de vertering van bodemslib (zie 2.2.6). Tolerantie van riet-begroeiing in de infiltratiegracht kan de infiltratiecapaciteit dus bevorderen.

3.1.1.4 Waterniveau

Zoals al eerder is beschreven zorgt een verhoogde waterdruk voor een gereduceerde infiltratiecapaciteit doordat de sliblaag wordt samengedrukt (zie 2.2.5). Bij het ontwerp van een infiltratiegracht dient het waterniveau dus geminimaliseerd te worden. Hutchinson et al. (2013a) rapporteren een waterniveau van 2 meter voor een infiltratiegracht die relatief snel kan worden gevuld, periodiek kan worden drooggelegd, en kan worden schoongemaakt. Fernández (2013) rapporteert een maximale infiltratiecapaciteit van een zandige bodem bij een waterniveau van 80 cm.

Bovendien wordt meer slib doorgaans gevormd op de diepere delen van een infiltratiegracht in vergelijking met de ondiepere delen (Stuyfzand, 2002). Peyton (2002) heeft het idee van 'Ridges & Furrows' geïntroduceerd, waarbij ploegvoren op voorhand worden aangebracht op de bodem van een infiltratiegracht. Fernández (2013) heeft de invloed van ploegvoren op de infiltratiecapaciteit onderzocht. Uit dit onderzoek blijkt dat het bodemslib voornamelijk ophoopt in de dalen van ploegvoren, terwijl de toppen relatief schoon en beschikbaar blijven voor infiltratie. De resultaten gaven aan dat voor een zandige bodem de infiltratiecapaciteit potentieel verdubbelt door het aanbrengen van ploegvoren die 80 cm van elkaar verwijderd zijn, in vergelijking met een vlakke bodem. Dit komt mede door een vergroting van het infiltratieoppervlak.

3.1.1.5 Bezinken voorkomen/sturen

Verstopping kan worden beperkt door een stroming te realiseren in de infiltratiegracht en zo het infiltratiewater te verversen (Rehg, 2005; Schubert, 2004, Lacher, 1996). Zo krijgen zwevende stoffen minder kans om te bezinken (en soms om zich te vormen). Bij het aanbrengen van een stroming moet worden bedacht dat het toegevoerde water niet onnodig in het al aanwezige infiltratiewater stort, waardoor meer zuurstof oplost en het risico op verstopping door luchtbellen mogelijk vergroot (Fernández, 2013). Een alternatief is om het bezinken van zwevende stoffen juist te sturen en te compartimenteren daar waar het gemakkelijk verwijderd kan worden of waar het resulteert in weinig of geen last (Stuyfzand, 2002).

3.1.1.6 Cyclus van infiltratie

Het cyclisch toedienen van infiltratiewater en drogen van de infiltratiegracht kan de doorlaatbaarheid van de bodem en de infiltratiecapaciteit bevorderen (zie ook 3.2.2). Het tussentijds drogen van de infiltratiegracht kan de biologische component van de sliblaag verstoren. Het leidt bovendien tot indroging, verkrumeling en verwaaiing zoals vastgesteld bij de duininfiltratie van Katwijk in de beginjaren (Lindenbergh 1941). De (bijproducten van) micro-organismen, die voor biologische verstopping zorgen, kunnen zo worden afgebroken, waardoor de sliblaag (deels) wordt vernietigd (Houston et al., 1999; Magesan et al., 1999; Duryea, 1996). Veel MAR-systemen gebruiken een 1:1 verhouding voor de perioden van infiltratie en droogstand, waardoor infiltratiegrachten 50% van de tijd droog staan.

3.1.1.7 Meerdere infiltratiegrachten

De realisatie van meerdere infiltratiegrachten maakt een MAR-systeem een stuk flexibeler in zowel de werking als het onderhoud (zie ook 3.2). Daarnaast zijn er in elk geval meerdere infiltratiegrachten nodig om continu te kunnen infiltreren met een systeem waar ook een periodieke droogstand wordt toegepast. Fernández (2013) suggereert dat een overstort van water als verbinding tussen grachten moet worden vermeden, door de toename van het verstopingsrisico als gevolg van luchtbelvorming.

3.1.1.8 Gebruik van geotextiel

Het plaatsen van vervangbaar nylon-geotextiel op de (diepe delen van de) bodem van een infiltratiegracht kan de verwijdering van bodemslib bevorderen (zie ook sectie 3.2) (Fernández, 2013). Wanneer men gebruik maakt van ploegvoren, kan geotextiel worden aangebracht in de dalen van de voren. De vraag is echter of de verwijdering van bodemslib in dat geval gemakkelijk plaats kan vinden. Fernández (2013) toonde aan dat het aanbrengen van geotextiel nauwelijks invloed heeft op de infiltratiecapaciteit van het systeem. Meer literatuur over de verstopingspotentie van geotextiel in vergelijking met het bodemmateriaal is niet gevonden.

3.1.2 Voorbehandeling van infiltratiewater

Een belangrijke en evidente maatregel om verstopping te minimaliseren is het beheersen van de kwaliteit van infiltratiewater door het bijvoorbeeld voor te behandelen. Er zijn verschillende methoden om infiltratiewater voor te behandelen, afhankelijk van de kwaliteit van het beoogde infiltratiewater en het verschil met de eisen die daaraan worden gesteld. In hoofdstuk 3 van het KWR-rapport KWR2016.125 (Vries et al., 2017) is een uitgebreid overzicht van verschillende voorbehandelingsmethoden gegeven waarbij een indicatie is gegeven van het zuiveringsrendement per soort stof: zwevende stoffen (concentratie TSS of troebelheid in NTU), nutriënten en organisch materiaal (DOC, N, en P), metalen, zouten, en OMIVE. Een samenvatting van deze verschillende methoden en bijbehorende zuiveringsrendementen is weergegeven in Tabel 3.1.

Tabel 3.1: Overzicht van verschillende voorbehandelingsmethoden en hun prestatie, gebaseerd op een eerdere literatuurstudie (KWR-rapport KWR 2016.125; Vries et al., 2017), gebaseerd op de volgende bronnen die staan vermeld in de bronnenlijst van dat rapport: Logsdon et al. (2002), Chinu et al. (2009), Hijnen et al. (2004), Diels et al. (1999; 2003), Gibbs (2009), Caliskander et al. (1999), Kivaisi (2001), Cooper (1999), Mulling et al. (2013), Lin et al. (2003), Scholz & Lee (2005), Cheng et al. (2002), Stuyfzand et al. (2012), en diverse studies van KWR.

Voorbehandelings-systeem	Capaciteit	Ruimte-beslag	Zuiveringsrendement			Onderhoud	Voorzorgsmaatregelen	Kosten
			Zwevende stoffen	Nutriënten, DOC & OMIVE	Metalen en zouten			
Langzaam zandfilter met voorgeschakelde snelfiltratie	0.1 – 0.3 m ³ /m ²	Groot (2 m ² per m ³ /h)	Een verwijdering tot < 5 NTU is haalbaar (~70%) in combinatie met voorgeschakeld filtersysteem om grote deeltjes af te vangen.	~1 – 25% verwijdering van DOC ~30 – 40% verwijdering van AOC: uiteindelijk ~10 µg/L AOC Beperkte biologische verstopping bij lange infiltratieperiodes. Veelal enige microbiële afbraak OMIVE. Meer verwijdering bij hogere temperaturen.	~95 – 99% verwijdering van Zn, Cu, Cd, en Pb, indien vooral slibgebonden. Mede afhankelijk van de populatie van micro-organismen en temperatuur. >60% verwijdering Fe en Mn ~30 – 40% verwijdering van As	~eenmaal per 2 jaar: verwijderen vuillaag. Snelfilter kan automatisch terugspoelen en product afvoeren naar riolering of slibvijver bij oplopen van het drukverschil	Voor optimale werking van de techniek moet de troebelheid van het ingaande water onder de 10 NTU worden gehouden. Een voorbelucht zandfilter is noodzakelijk om NH ₄ te verwijderen door nitrificatie.	Investering: afhankelijk van beschikbare ruimte. Onderhoud: Lage kosten.
Fuzzy Filter (zelfreinigend filter)	Vergelijkbare prestatie met zandfiltratie maar driemaal tot zesmaal meer infiltratie mogelijk: 1.23 m ³ /m ² /min bij een compressie-ratio van 40%. De terugspoelwaterstroom bij deze waarden is 5.4% (Caliskaner et al., 1999).	Beperkt en modulair uit te breiden tussen 120 – 9600 m ³ /d.	Verwijdering tot 4 micron Verwijdering tot 1 NTU is haalbaar (Gibbs, 2009) en tot 2 NTU met influent van 8 NTU (Caliskaner et al., 1999).	N: 2.5 kg N/m ² filter per dag: ~50% verwijdering (Visser, 2011) P: 7.5 g o-PO ₄ /m ² filter, max ~0.7 mg P/L in influent (Visser, 2011) OMIVE: geen info (waarschijnlijk zeer beperkte verwijdering).	Metalen: geen specifieke info (waarschijnlijk minder dan met zandfilters)	Terugspoelen Toevoegen chloor en detergent (elke 1 – 1.5 jaar (Gibbs, 2009)).	Chloor en reinigingsmiddel kunnen toegepast worden om respectievelijk bacteriegroei te voorkomen en vetopbouw te verwijderen (Gibbs, 2009). Ongeveer eens per 1 – 1.5 jaar.	Geen info.
Galileo L (zelfreinigend filter)	~120 m ³ /d	Beperkt en modulair uit te breiden	Verwijdering tot 5 micron (nominaal) Verwijdering tot 10 – 22 MFI, wat ongeveer vergeleken kan worden met een TSS van 5 – 15 mg/L (Schippers en Verdouw, 1980).	N: geen info P: geen info OMIVE: geen info (waarschijnlijk zeer beperkte verwijdering).	Metalen: geen specifieke info (waarschijnlijk minder dan met zandfilters)	Twee- tot driewekelijkse controle op de werking, drukverschil, en/of lekkages. Jaarlijkse handmatige reiniging van ringenpakket (frequenter indien nodig). Alle ringen en rubbers moeten regelmatig met siliconenvet worden ingevet voor een optimale functionering van het filter.	Dompelen van ringen in 5% verdunde oplossing van chloorbleekloog om aangroei van algen en plankton te remmen.	Geen info
Geïntegreerde afscheidingstechniek in HWA-systeem	Sedipoint / Certaro: 1200 m ³ /d per eenheid Sedipipe: tot 36 000 m ³ /d per eenheid	Beperkt en modulair uit te breiden	Certaro: ~80% verwijdering van fractie >75 micron Sedipipe: 90% verwijdering van fractie 2-60 micron bij lage stroomsnelheden.	Indien gehecht aan verwijderde fractie zwevende stoffen.	Metalen: Indien gehecht aan verwijderde fractie zwevende stoffen. Zouten: geen verwijdering	Jaarlijks uitzuigen		Sedipipe 600/24: 15-20 k€
Natuurlijke waterzuivering d.m.v. helofytenfilter	Afhankelijk van belasting en beschikbaar oppervlak	Groot, maar in te passen in groene omgeving (>2 m ² per 24 m ³ /d).	~80 – 95% verwijdering tot onder 10 mg/L TSS, afhankelijk van constructie en gebruikte helofytensoorten. Effluent van 0.2 NTU is mogelijk (Lin et al., 2013).	BOD: 80 – 90% N: 15 – 40% P: 30 – 45% OMIVE: 50 – >90% en fluctueert Beluchting van de toplaag kan verwijdering bevorderen.	Metalen: vergelijkbaar met zandfilters, opname door helofyten. Zouten: afhankelijk van gebruikte halofyten, die de zoutvrucht reduceren	Onbekend, vermoedelijk dient de beplanting 's winters te worden verwijderd.		Investering: afhankelijk van beschikbare ruimte. Onderhoud: lage kosten.
Waterbodemfiltratie	Afhankelijk van belasting en beschikbaar oppervlak. Berekening is mogelijk. Infiltratiesnelheden zijn te vergelijken met zandfiltratie.	Zeer beperkt door verwerking in pand of rivier.	Tot ~99% verwijdering, tot 0.23 NTU.	NO ₃ : van 11.3 naar 10.7 mg/L N-kjeldahl reductie van 99% PO ₄ : geen significante verwijdering OMIVE: geen info	Metalen: varieert van geen significante verwijdering tot 80-99% verwijdering bij verschillende systemen.	Flotatie om de vuillaag te verwijderen of jaarlijkse slibruiming, bijvoorbeeld met mobiele onderwaterrobot.		Komen overeen met zandfiltratie maar besparing op grondkosten
Geavanceerde zuiveringssystemen	Ionenwisseling		++	Nutriënten en DOC: ++ OMIVE: -	Metalen: ++ (bij kationenwisselaar) Zouten: ++ (bij anionenwisselaar)			Investering: laag Operationeel: hoog door monitoring en regeneratie hars.
	Ultrafiltratie		++	Nutriënten en DOC: - OMIVE: -	Metalen: - Zouten: -	Regelmatig spoelen en vervangen van UF membranen door vervuiling.	Voorziening om concentraat van spoelwater te lozen/verwerken.	Gemiddeld & afhankelijk van energieprijzen
	Actief Kool		-	Nutriënten en DOC: + OMIVE: ++	Metalen: - Zouten: -	Vervanging/regeneratie actief kool, afhankelijk van belasting en voorzuivering.		
	Reverse osmosis		+	Nutriënten en DOC: + OMIVE: +	Metalen: ++ Zouten: ++	Zie Ultrafiltratie	Zie Ultrafiltratie	Zie Ultrafiltratie
	Geavanceerde oxidatie		-	Nutriënten en DOC: +/- OMIVE: +	Metalen: - Zouten: -	Bij goed ontwerp zeer betrouwbaar en effectief in omzetten van OMIVE en afdoden van micro-organismen.	Hightech apparatuur voor continue aanvoer van ozon en waterstofperoxide.	Hoge kosten van bedrijfsvoering

3.2 Reactieve/curatieve maatregelen

Voorbehandeling van infiltratiewater kan resulteren in een sterke reductie van de hoeveelheid zwevende stoffen en nutriënten. Door de onvermijdelijke geleidelijke accumulatie van een sliblaag vereist het infiltratieoppervlak doorgaans ook een periodieke sanering om infiltratiesnelheden in stand te houden (Martin, 2013; Hutchinson et al., 2013b). In het algemeen wordt een MAR-systeem op non-actief gezet ten behoeve van een curatieve behandeling zodra de infiltratiecapaciteit nog maar 30% van de oorspronkelijke capaciteit bedraagt. De gewenste frequentie van het curatief behandelen van een infiltratiegracht hangt naast de infiltratiecapaciteit echter ook af van de kosten van de behandeling, waardoor er een optimale frequentie voor ieder individueel MAR-systeem bestaat (Hutchinson et al., 2013a).

3.2.1 Verwijdering tijdens MAR

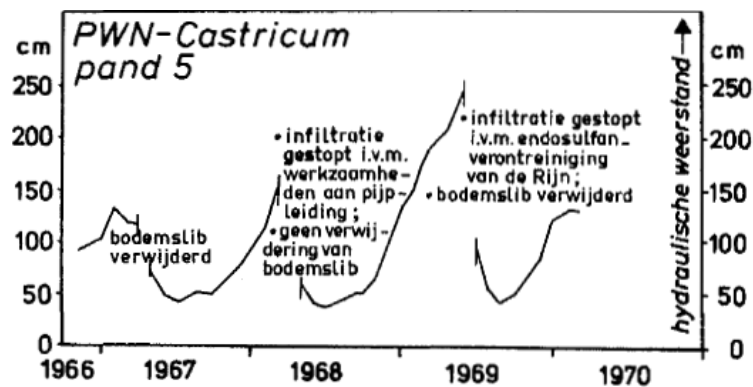
De ecologische waardering van permanent met water gevulde bekkens en de toegenomen behoefte aan drinkwater hebben ertoe geleid dat bodemslib zo veel mogelijk voorkomen wordt en dat de verwijdering ervan bij voorkeur plaatsvindt zonder een infiltratiegracht droog te leggen (Stuyfzand, 2002). De sliblaag kan daarom na de vorming worden verwijderd terwijl het MAR-systeem in werking blijft. Dit kan gedaan worden met behulp van een BCV ('Basin Cleaning Vehicle'), welke de sliblaag verwijdert en het oorspronkelijke sediment laat liggen. Hutchinson et al. (2013a) hebben aangetoond dat deze toepassing in staat was om de infiltratiecapaciteit over een termijn van acht jaar in stand te houden bij een TSS concentratie van 10 mg/L in het toegediende infiltratiewater. Hogere TSS concentraties kunnen alsnog leiden tot een verlaagde infiltratiecapaciteit. Hutchinson et al. (2013a) rapporteerden bovendien dat de toepassing van een BVC niet kostenefficiënt is.

3.2.2 Effectief drogen

De infiltratiegracht kan na een infiltratiecyclus worden drooggelegd. Zo kan de bodemsliblaag effectief worden gedroogd, waardoor de biologische component van de sliblaag kan worden afgebroken. Bovendien kunnen ingesloten luchtballen op deze manier verwijderd worden. Na het effectief drogen kan de infiltratiegracht zonder extra behandeling weer worden gevuld. Droogleggen van een infiltratiegracht is een goede oplossing om een tijd van beperkte of ontbrekende beschikbaarheid van infiltratiewater te overbruggen. Bij het weer opvullen kan luchtinsluiting echter weer optreden en het herinfiltratieproces vertragen (zie 2.1) (Stuyfzand & Van der Schans 2018).

3.2.3 Verwijderen na MAR

De complete sliblaag kan na drogen ook worden verwijderd voordat het MAR-systeem weer in werking wordt gebracht. Dit is de meest voorkomende curatieve maatregel voor verstopping (Hutchinson et al., 2013a). Hoewel Hutchinson et al. (2013a) stellen dat deze methode erg effectief is, blijkt uit een onderzoek van Stuyfzand (1986) dat het verwijderen van een sliblaag na droogleggen alleen tijdelijk soelaas biedt (Figuur 3.1). Het verwijderen van de sliblaag heeft ook nadelen. Het oorspronkelijke sediment in de bodem van de infiltratiegracht kan mengen met materiaal uit de sliblaag. Bovendien kan de effectiviteit van deze curatieve behandeling afnemen naarmate meer fijn materiaal naar de onderste sliblaag is verplaatst en de poriën van de bodem heeft doen verstoppen. Dit kan resulteren in een onomkeerbaar verlies van de infiltratiecapaciteit (Rehg, 2005). Daarnaast is deze curatieve methode erg duur, vooral wanneer verontreinigd bodemslib (met hoge concentraties metalen en/of OMIVE) moet worden afgevoerd.



Figuur 3.1: Verloop van de hydraulische weerstand van een infiltratiegracht na verschillende curatieve ingrepen (Stuyfzand, 1986).

3.2.4 Verbetering van de slibkwaliteit

Indien het onmogelijk of ongewenst is om de infiltratiegracht droog te leggen of om een ontstane sliblaag te verwijderen, dient gestreefd te worden naar de meest gunstige kwaliteit van het bodemslib. Bodemslib kent naast verstopping van een infiltratiegracht namelijk ook positieve kanten; bodemslibpassage als biochemisch zuiveringsproces.

Tijdens passage van de sliblaag kan de kwaliteit van infiltratiewater verbeteren dankzij nitraatverwijdering, afbraak van OMIVE die in anaeroob milieu instabiel zijn, en het vastleggen van diverse zware metalen (bij de vorming van H_2S) (Stuyfzand, 2002). Dit biochemisch zuiveringsproces heeft een hoog rendement mits de infiltratiesnelheid een maximumwaarde van rond de cm/uur heeft.

Indien de bodem van een infiltratiegracht bestaat uit fijn zand, kan ervoor gekozen worden om de sliblaag te mengen met dit materiaal, en zo te verdunnen. Een actiever stufbeleid op beperkte schaal leidt tot verdunning van de sliblaag van bovenaf. Dit zorgt voor een aanzienlijk betere compositie van het slibmengsel (Stuyfzand en Mosch, 2001). Het is echter een slechte oplossing gezien de duurzaamheid van kunstmatige infiltratie (Stuyfzand en Mosch, 2002).

Ook kunnen er bij de voorbehandeling componenten worden toegevoegd aan het infiltratiewater zodat de kwaliteit van het bodemslib verbetert. Zo kan de neerslag van calciëet deels gereguleerd worden door NaOH of HCl toe te voegen in de voorbehandelingsfase (Stuyfzand en Mosch, 2002). Hoewel een toename in de neerslag van calciëet voor een snellere accumulatie van bodemslib zorgt, resulteert het in een betere samenstelling van bodemslib.

3.2.5 Mechanische verwijdering van drijvende algen

Drijvende algen kunnen mechanisch verwijderd worden. Het beperken van de bebossing aan de oevers van een infiltratiegracht voorkomt het inwaaien van strooisel en kan zo helpen de nutriëntenbelasting en algengroei te reduceren.

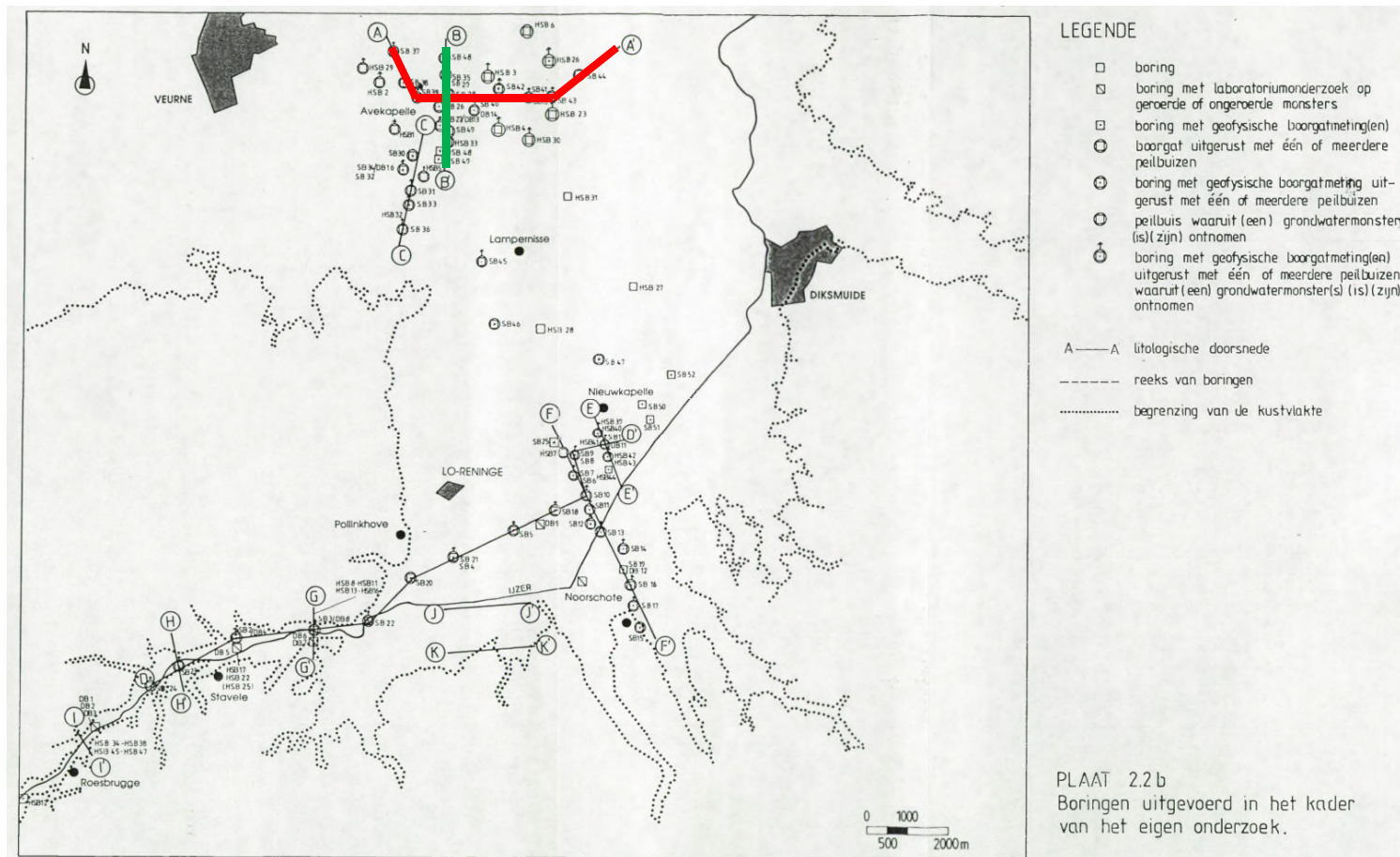
4 Situatieschets Avekapellekreekrug

4.1 Karakterisering van de ondergrond

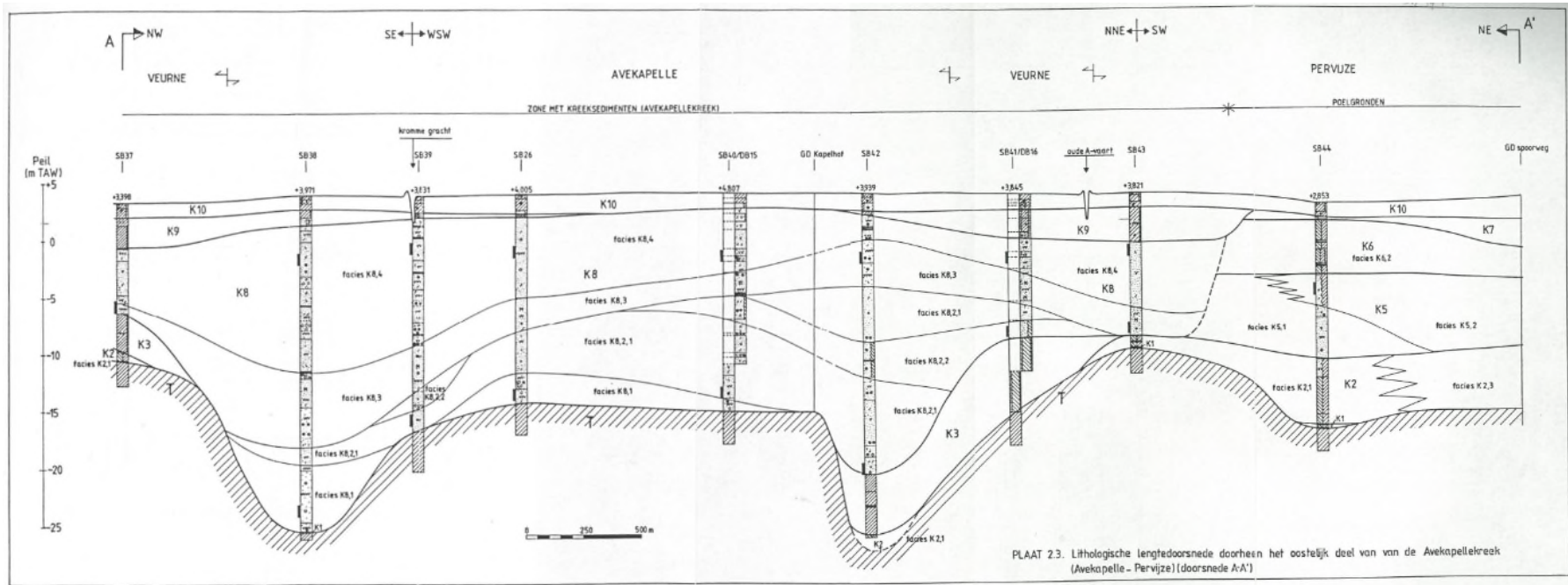
De beoogde kreekrug ligt ca. 0 – 1 meter hoger dan de poelgronden daaromheen (3.5 – 4 mTAW versus 3 – 3.5 mTAW). De basis van het Kwartair bevindt zich op -10 tot -20 mTAW. Daaronder bevindt zich in het noordelijk en zuidelijke deel van het studiegebied de klei van het Lid Van Aalbeke (Formatie van Kortrijk) en in het centrum de kleihoudende leem van het Lid van Kortemark (Formatie van Tielt). Beide lagen vormen de ondoorlatende basis van het grondwaterreservoir in deze studie. Afgaande op de informatie van Zeuwts (1991) zijn er drie belangrijke eenheden in het grondwaterreservoir, ofwel het Kwartair (Figuur 4.1- Figuur 4.3):

1. De kreekrug is opgebouwd uit een afwisseling van goed doorlatend fijn en iets grover zand (de K8 eenheden). Lokaal kunnen er kleilaagjes, veenhorizonten of schelpengruislaagjes worden aangetroffen. De laag bereikt een dikte van 17 meter en zal de directe ondergrond worden van de beoogde infiltratiegracht. De resultaten van verschillende studies tonen aan dat er sprake is van lokale heterogeniteit. De verticale hydraulische doorlaatbaarheid aan de top van de aquifer (K8.4) wordt geschat op 0.5 – 1 m/d (Vandenbohede, 2018), terwijl Lebbe et al. (1995) een waarde van 2.5 m/d rapporteerden voor het gehele pakket. Schattingen van de horizontale doorlaatbaarheid van het pakket variëren van 6 tot 18 m/d.
2. De poelgronden zijn opgebouwd uit een afwisseling van slecht doorlatende sedimenten: kleileem, zandleem, klei of fijn zand (K2, K3, K5, K6, K7).
3. Poelgronden en kreekrug zijn bedekt met een zandhoudende klei en klei (K9 en K10). Deze laag is ter plaatse van de kreekrug ongeveer 2.5 tot 3 meter dik en dient lokaal te worden afgegraven ten behoeve van de infiltratiegracht.

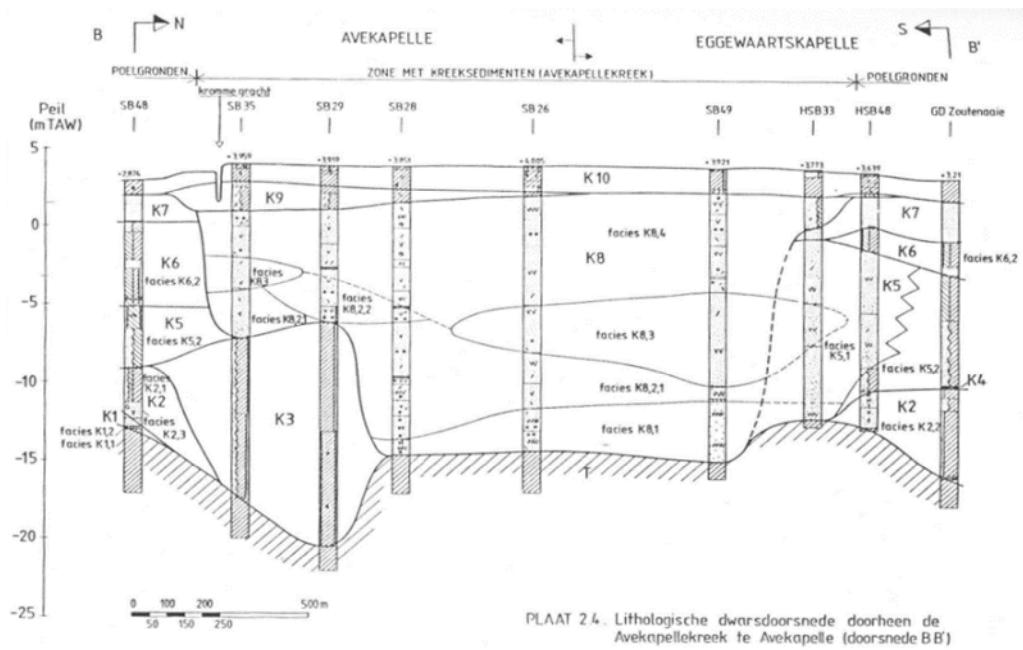
Een beschrijving van de bodemmineralogie ontbreekt in de literatuur.



Figuur 4.1: Boven-aanzicht van lithologische dwarsdoorsneden van de ondergrond nabij Avekapelle. De longitudinale dwarsdoorsnede A-A' (rood), en de transversale dwarsdoorsnede B-B' (groen) van de Avekapellekreekrug zijn opgenomen in respectievelijk Figuur 4.2 en Figuur 4.3.



Figuur 4.2: Oost-west georiënteerde (longitudinale) lithologische doorsnede A-A' van de kreekrug (Zeuwts, 1991).



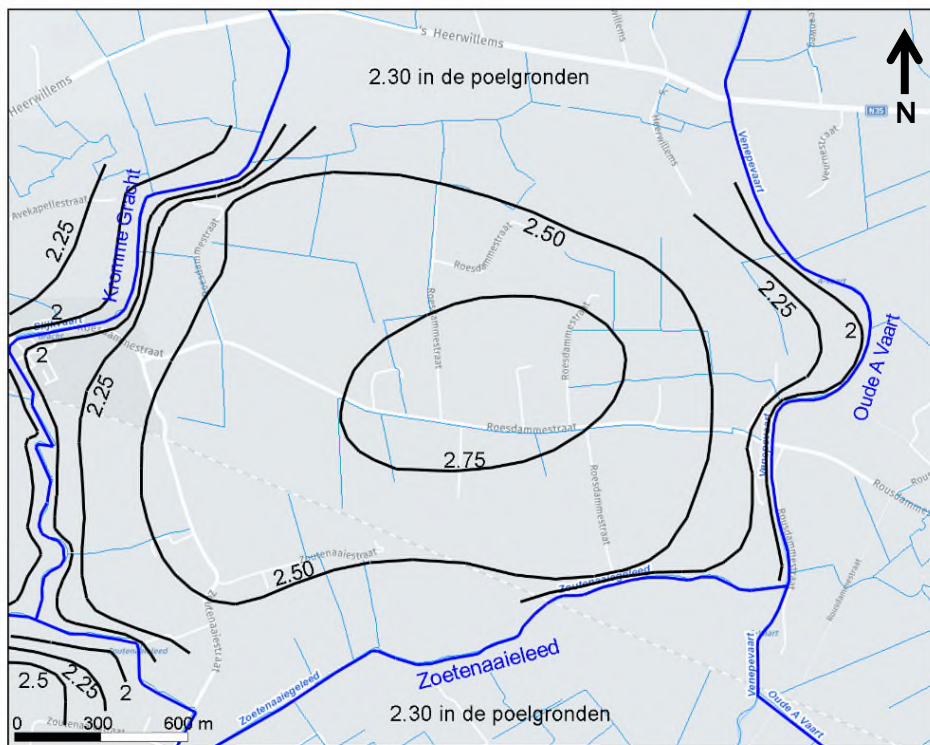
Figuur 4.3: Noord-zuid georiënteerde (transversale), lithologische doorsnede B-B' van de kreekrug (Zeuwts, 1991)

4.2 Karakterisering van het grondwater

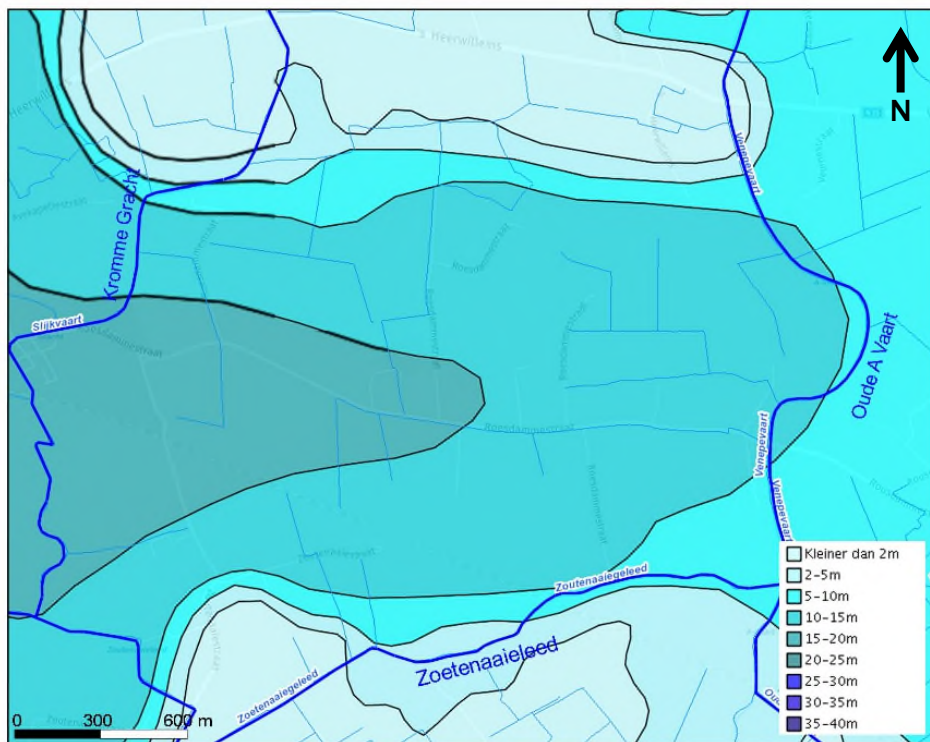
De algemene grondwaterstroming is afgeleid uit de kaart met gemiddelde zoetwaterstijghoogtes (Zeuwts, 1991), gebaseerd op de periode februari 1986 - december 1987 (Figuur 4.4). In het voorjaar is er centraal een zoetstijghoogte van 3.25 mTAW en dit neemt af tot ongeveer 2 mTAW ter hoogte van de Kromme Gracht en de Oude A- Vaart. Naar de poelgronden toe neemt dit af naar 2.5 mTAW. De bestaande grachten hebben een peil van 2 mTAW. Een hogere gradiënt naar de grachten toe betekent ook dat de drainerende werking ervan ook het grootst is. Gedurende de zomer daalt de zoetwaterstijghoogte tot 1.75 à 2 mTAW. Het waterpeil in de grachten wordt op 2.1 mTAW gehouden wat betekent dat de grachten irrigierend werken. Het peil in de poelgronden is ongeveer 1.9 mTAW. De jaargemiddelde zoetwaterstijghoogte in het centrum van de kreekrug bedraagt 2.75 mTAW. Dit neemt af naar de Oude A-vaart en naar de Kromme Gracht die een gemiddeld peil van 1.9 mTAW hebben. Ook naar het noorden en naar het zuiden neemt de zoetwaterstijghoogte af tot 2.25 à 2.50 m aan de rand van de kreekrug. Zeuwts (1991) geeft een gemiddelde zoetwaterstijghoogte van 2.3 m in de poelgronden. Er is dus een grondwaterstroming van het centrale deel van de kreekrug naar de randen, waar water wordt weg-gedraineerd.

Een recentere meting laat zien dat de zoetwaterstijghoogte in het voorjaar 2.5 à 3 mTAW bedraagt centraal op de kreekrug, terwijl dit in het najaar 1.75 à 2 mTAW bedraagt. Gemiddeld bedraagt het peil 2.3 mTAW, wat iets lager is dan wat Zeuwts (1991) aangeeft, omdat de waarnemingen van Zeuwts (1991) een relatief natte periode beschrijven.

Het voorkomen van zoet en zout grondwater is voor gans de kustvlakte gekarteerd door De Breuck et al. (1974) (Figuur 4.5). Onder de kreekrug is een zoetwaterlens aanwezig, ontstaan door het verdringen van oud zout water door zoet water na de inpoldering. In het westelijk deel van het studiegebied komt het scherpe grensvlak (2.5 g/L TDS) voor op een diepte van 15 à 20 m onder de kreekrug (Figuur 4.5). Naar het oosten neemt dit af tot tussen 10 en 15 m. Zout water is in de poelgronden ondiep aanwezig. Aan de bodem van het Kwartair onder de kreekrug en onder de zoetwaterlens is nog steeds brak of zout grondwater aanwezig (TDS > 1.8 g/L). Helemaal aan de bodem van het Kwartair is de TDS van dit water groter dan 20 g/L.



Figuur 4.4: Gemiddelde zoetwaterstijghoogte (+ mTAW) voor de periode februari 1986 tot en met december 1987 (Zeuwts, 1991).

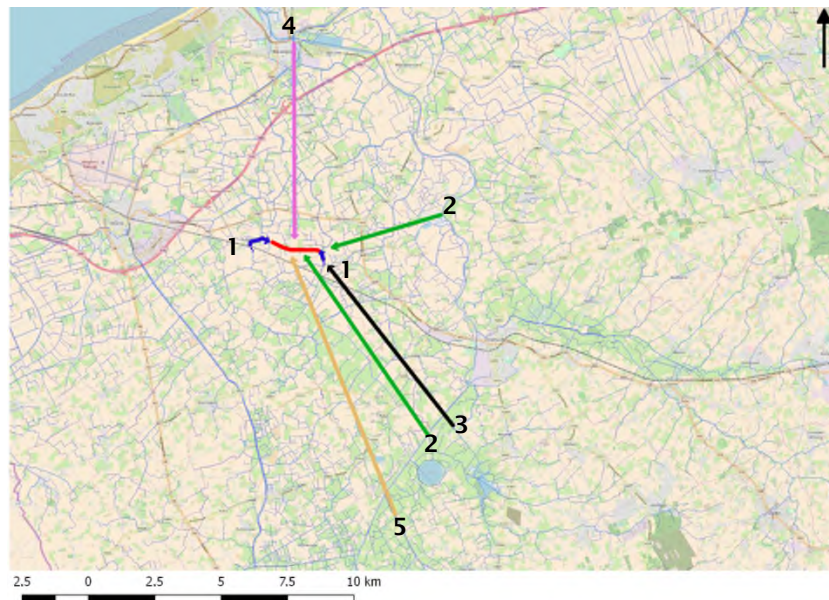


Figuur 4.5: De diepte (m-mv) van het grensvlak tussen zoet en zout grondwater in het studiegebied (De Breuck et al., 1974).

4.3 Beoogde infiltratiebronnen

De volgende vijf bronnen van infiltratiewater zouden geschikt water kunnen leveren aan het beoogde MAR-systeem in Avekapelle:

1. Drainagewater van de polders (blauwe pijl, Figuur 4.6). De Kromme Gracht en de Oude A vaart zijn relatief grote sloten en bevatten in de winter relatief veel water.
2. Rivierwater van de IJzer (groene pijlen, Figuur 4.6). Het meest logisch is om dit water vanuit het zuiden van de omgeving van De Blankaart (spaarbekken met waterproductiecentrum) naar de kreekrug te voeren. Tweede groene pijl vanuit het oosten geeft de kortste afstand aan, maar wellicht is dit niet praktisch.
3. RWZI effluent (zwarte pijl, Figuur 4.6). Nabij De Blankaart is er een RWZI die effluent onmiddellijk naar de IJzer brengt (dus wordt niet gebruikt om polderstreefpeilen te handhaven).
4. Spuiwater van de polders (paarse pijl, Figuur 4.6). Deze bron is vrijwel identiek aan het drainagewater van de polders maar het debiet is veel groter. Te Nieuwpoort is er een groot sluis- en sascomplex (de Ganzepoot) dat water in zee loost.
5. Industrie effluent (oranje pijl, Figuur 4.6). Langs het kanaal Ieper-IJzer is er industrie die gezuiverd (tot op zekere hoogte) effluent op het kanaal loost.



Figuur 4.6: Aanvoer van vijf verschillende bronnen van infiltratiewater naar de Avekapellekreekrug: 1. Drainagewater van de polders; 2. Rivierwater van de IJzer; 3. RWZI-effluent; 4. Spuiwater van de polders; 5. Industrie-effluent.

Effluent van industrie en spuiwater worden als minst realistische waterbronnen beschouwd, aangezien de afstand tot de Avekapellekreekrug relatief groot is. Bovendien zijn gegevens van deze bronnen niet direct beschikbaar en lastig in te schatten. Spuiwater is echter wel interessant gezien de hoeveelheid die beschikbaar is. Bij de bepaling van het geschikte infiltratiewater in dit onderzoek zijn enkel RWZI-effluent, water uit de rivier IJzer, en drainagewater uit polderwaterlopen behandeld (respectievelijk bronnen 1, 2, en 3).

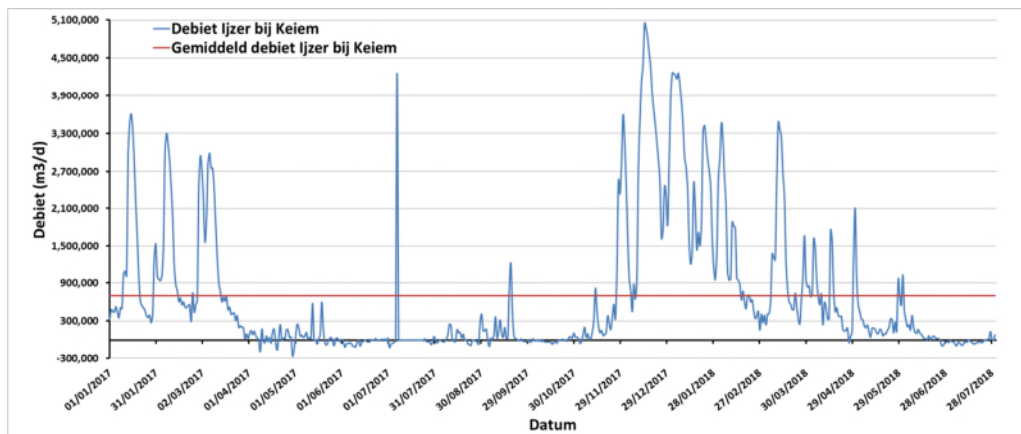
4.4 Kwantiteit van infiltratiewater

Er zijn grote verschillen qua beschikbaarheid van deze beoogde waterbronnen zodat een combinatie van meerdere bronnen wellicht geschikter is bij de realisatie van het MAR-systeem. De meest handige bronnen lijken zich daarbij te bevinden in de omgeving van het WPC De Blankaart (Ijzer-water & RWZI-effluent), zo'n 11 km ten zuidoosten van de Avekapellekreekrug.

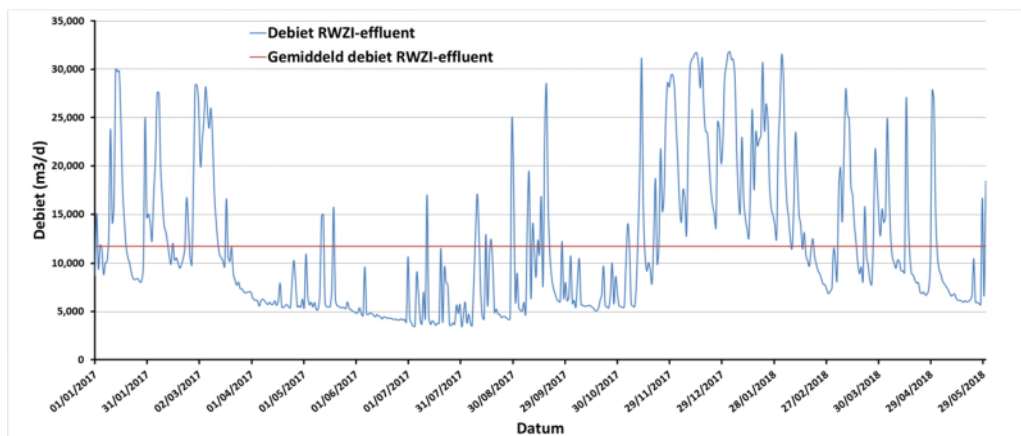
- Het gemiddelde debiet van de Ijzer bij Keiem is circa 700 000 m³/d. Er is dus meer dan voldoende Ijzer-water beschikbaar als infiltratiewater om aan de beoogde infiltratiecapaciteit van 10 000 m³/d te voldoen. In de zomer is het debiet van Ijzer-water vrijwel nihil (Figuur 4.7). Het waterniveau in de Ijzer wordt waarschijnlijk gereguleerd in deze periode, waardoor er mogelijk wel Ijzer-water beschikbaar is in de zomermaanden. Dit moet nog nader onderzocht worden. Tevens dient de regelgeving omtrent het gebruik van Ijzer-water nader onderzocht te worden.
- Het gemiddelde debiet van RWZI-effluent van 11 736 m³/d is voldoende om aan de beoogde infiltratiecapaciteit van 10 000 m³/d te voldoen. Het debiet van RWZI-effluent varieert echter met de seizoenen, waardoor er van april tot en met september ook slechts een beperkte hoeveelheid geïnfilterd kan worden, met een minimum debiet van slechts 3 500 m³/d in juli (Figuur 4.8).
- Polderdrainagewater wordt niet systematisch gemonitord, maar is eveneens geen optie in de zomermaanden, aangezien de waterbron in deze maanden benodigd is door de landbouw.

Indien de voorkeur uitgaat naar een constant infiltratiedebiet van 10 000 m³/d gedurende het hele jaar, moet onderzocht worden of Ijzer-water voldoende beschikbaar is in de zomermaanden. Indien er niet genoeg water beschikbaar is in de zomermaanden, dienen aanvullende waterbronnen beschouwd te worden.

Wanneer een variabel infiltratiedebiet is toegestaan, volstaat het om RWZI-effluent of Ijzer-water te gebruiken. Het mengen van deze waterbronnen is daarbij een optie. Aangezien er op basis van waterkwantiteit geen voorkeur kan worden gegeven voor een van deze waterbronnen, zal in de volgende sectie de waterkwaliteit worden beschouwd.



Figuur 4.7: Debiet van De IJzer bij Keiem voor de periode 1/1/2017 - 30/7/2018



Figuur 4.8: Debiet van RWZI-effluent voor de periode 1/1/2017 - 31/5/2018

4.5 Kwaliteitseisen van infiltratiewater

De kwaliteitseisen waar infiltratiewater aan moet voldoen zijn gebaseerd op de volgende aspecten:

1. *Toepassing van de eindgebruiker.* Dit is drinkwaterproductie in het geval van de Avekapellekreekrug. Na ondergrondse berging moet het infiltratiewater teruggewonnen worden met de gewenste kwaliteit. Dit vereist nadere aandacht in een later stadium van dit onderzoek. De drinkwaterrichtlijnen worden in dit rapport niet gebruikt om een bepaald soort infiltratiewater uit te sluiten, ervan uitgaande dat de bodempassage en terugwinning gevolgd worden door een nazuivering.
2. *Wettelijke eisen.* Ter bescherming van het grondwater dient het infiltratiewater aan wettelijke kwaliteitseisen te voldoen, welke zijn vermeld in de Vlarem wetgeving. Hoewel dit een erg relevante en belangrijke randvoorwaarde is voor de kwaliteit van het infiltratiewater, is het in dit onderzoek niet gebruikt om een bepaald soort infiltratiewater uit te sluiten. Wel wordt in de volgende sectie toegelicht welke bestanddelen van het infiltratiewater risico's zouden kunnen betekenen i.v.m. deze wetgeving.
3. *Voorkómen van verstopping.* De kwaliteit van het infiltratiewater heeft een grote invloed op het al dan niet vormen van een sliblaag en het voorkómen van verstopping (zie 2.2.1). Dit punt wordt in dit onderzoek uitvoerig behandeld.

4.6 Verstopingspotentie

Aangezien chemische en biologische processen in het infiltratiewater en in de bodem elkaar vaak beïnvloeden, en de mineralogie van de bodem nog niet is vastgesteld, kan de verstopingspotentie van de gegeven bodemtextuur enkel bepaald worden aan de hand van de kwaliteit van het infiltratiewater. De waterkwaliteit van IJzer-water en RWZI-effluent is weergegeven in Tabel 4.1. De kwaliteit van polderdrainagewater wordt niet systematisch gemonitord. In deze studie wordt echter verondersteld dat de kwaliteit van deze waterbron vergelijkbaar is met de kwaliteit van water uit de IJzer.

De twee belangrijkste parameters om de fysische en biologische verstopingspotentie te bepalen aan de hand van waterkwaliteitsgegevens zijn TSS en BOD (zie 2.2.1). De concentratie TSS van RWZI-effluent is ongeveer 3 maal zo laag als die van water uit de IJzer. Beide wateren bevatten evenwel significante hoeveelheden zwevende stoffen die kunnen leiden tot verstopping. De parameter BOD is enkel bepaald voor het RWZI-effluent, en heeft daarin een gemiddelde waarde van 3.53 mg O₂/L. De totale concentraties van N en P zijn in dit geval betere indicatoren om de twee watertypen te vergelijken. Aangezien de orde van grootte van zowel N als P vergelijkbaar is voor IJzer-water (7.5 mg N/L en 0.51 mg P/L) en voor RWZI-effluent (6.93 mg N/L en 0.83 mg P/L), wordt aangenomen dat de biologische activiteit in beide waterbronnen vergelijkbaar is. Bovendien wordt RWZI-effluent momenteel geloosd op de IJzer, waardoor

De waterkwaliteitsgegevens zijn te beperkt om de twee watertypen te vergelijken op basis van de chemische verstopingspotentie. Hier zal in dit onderzoek dus geen verdere aandacht aan worden besteed, omdat chemische reacties niet worden erkend als belangrijkste verstoppingsmechanismen (Martin, 2013). Kalkneerslag ten gevolge van biogene ontharding is daarentegen wel belangrijk, evenals de neerslag van SiO₂ afkomstig van diatomeeën.

Het valt op dat er van de metalen vooral hogere concentraties van Zn en Ni in RWZI-effluent zijn waargenomen dan in IJzer-water, wat eventuele risico's kan vormen voor het voldoen aan de wettelijke eisen die worden gesteld aan infiltratiewater. Bovendien kan dit leiden tot een slechtere kwaliteit en hogere saneringskosten van de gevormde bodemslibblaag. Overige metaalconcentraties zijn óf niet gemeten óf vergelijkbaar met (of lager dan) die in IJzer water. Ook de aanwezigheid van OMIVE in de infiltratiebronnen heeft een nadelige invloed op de kwaliteit van bodemslib, vooral indien het slibgebonden OMIVE betreft. De gemiddelde concentratie OMIVE is echter vergelijkbaar voor beide waterbronnen.

De concentratie van nutriënten en van OMIVE is vergelijkbaar voor beide waterbronnen, waardoor met het oog op de biologische verstopingspotentie geen voorkeur kan worden gegeven aan één van de twee waterbronnen. Doordat er minder zwevende stoffen in het RWZI-effluent zitten in vergelijking met IJzer-water, heeft RWZI-effluent een lagere fysische verstopingspotentie en is dus geschikter als infiltratiewater. Kanttekening hierbij is dat de chemische verstopingspotentie van beide waterbronnen niet vergeleken kan worden op basis van de aangeleverde gegevens.

Hutchinson et al. (2013b) hebben op basis van literatuuronderzoek geschat wat de afname is van de infiltratiecapaciteit voor verschillende bodemtypes bij infiltratie van verschillende waterkwaliteiten. Tabel 4.2 geeft een overzicht van de voor dit onderzoek relevante onderdelen. Aangezien de omstandigheden bij de Avekapellekreekrug het beste overeenkomen met de kolomproeven van Duryea (1996) en de veldproef van Jnad et al. (2001), wordt verwacht dat de infiltratiecapaciteit van de infiltratiegracht zonder toegewijd ontwerp of zonder voorbehandeling van het infiltratiewater na anderhalf jaar

met 0.5 tot 3 ordes van grootte zal zijn afgenomen als gevolg van bodemslibvorming en verstopping.

Tabel 4.1: Kwaliteit van IJzer-water en van RWZI-effluent. Enkel relevante componenten zijn weergegeven. In het geval een - is gegeven bij de component, is de waarde niet bekend voor het desbetreffende water.

Component	Eenheid	IJzer			RWZI		
		Min	Gem.	Max	Min	Gem.	Max
Fysisch							
Q	m ³ /d	- 266 112 ¹	699 177	5 046 624	3 436	11 736	31 824
T	°C	0.6	14.0	29.6	6	11.3	21
TSS	mg/L	7.1	40.5	100.4	5	14.12	29
Troebelheid	NTU	6.4	31.39	92.3	-	-	-
pH	-	7.28	8.15	9.15	-	-	-
Chemisch / biologisch							
O ₂	mg/L	3.3	10.75	25.0	-	-	-
BZV5/BOD	mgO ₂ /L	-	-	-	1.6	3.53	8.7
CZV/COD	mgO ₂ /L	21	38.28	85	19	31.35	67
NPOC	mg/L	2.1	11.72	32.7	-	-	-
N (tot)	mg/L	1	7.5	15.7	2.5	6.93	13
o-PO ₄	mg P/L	0	0.36	1.4	0.25	0.52	1.3
P (tot)	mg/L	0.10	0.51	1.75	0.41	0.83	1.7
Cl	mg/L	30	209.5	1 159	55	122.7	250
Ca	mg/L	18.1	101.46	156.8	-	-	-
SAR	mg/L	0.78	4.06	16.79	-	-	-
Metalen							
Al ²	µg/L	19	346.41	1331	-	-	-
Fe ²	µg/L	53	647.8	3870	-	-	-
As	µg/L	0.6	3.88	11.2	1.6	2.37	2.4
Ba	µg/L	5	39.1	84	-	-	-
Cd	µg/L	0	0.01	0.2	0	0	0
Cu	µg/L	1	4.9	15	3	5.5	6
Hg	µg/L	0	0	0	0	0	0
Mn	µg/L	25	136.5	509	-	-	-
Ni	µg/L	1	5.3	12	6.2	8.5	17.7
Pb	µg/L	0	2.65	17	1	1.3	3
Zn	µg/L	3	13.5	36	33	52	90
Organische microverontreinigingen							
OMIVE (tot) ³	µg/L	1.70	14.79	70.13	8.19	10.07	33.41
OMIVE (min) ⁴	µg/L	0.64	7.28	45.94	8.19	10.07	33.41

¹ Negatieve debieten zijn gemeten in de IJzer tijdens droge perioden, mogelijk door de werking van een sluis of stuw.

² Concentraties van Al en Fe zijn in de IJzer waarschijnlijk als totale concentraties gemeten (opgelost + zwevend stof). Omdat deze stoffen een maat zijn voor klei en colloïden in suspensie, zijn ze relatief hoog.

³ OMIVE (tot) is de som van organische microverontreinigingen die is waargenomen in de betreffende waterbron. Waarden beneden de detectielimiet zijn niet meegenomen in deze bepaling.

⁴ OMIVE (min) is de som van de gemeenschappelijke organische microverontreinigingen die in zowel RWZI-effluent als IJzer-water is gemeten. Waarden beneden de detectielimiet zijn niet meegenomen in deze bepaling.

Tabel 4.2: Reductie van de doorlaatbaarheid van verschillende bodemtypen als gevolg van verstopping na infiltratie van verschillende watertypes (Hutchinson et al., 2013b), en de omstandigheden in de huidige studie van de Avekapellekreekrug.

Auteur	Omstandigheden	Bodemtype	Kwaliteit infiltratiewater (mg/L)		Initiële/potentiële doorlaatbaarheid (cm/s)	Uiteindelijke doorlaatbaarheid (cm/s)	Grootte orde van afname doorlaatbaarheid
			N	oPO ₄			
Duryea (1996)	Kolom-experimenten met bodems en behandeld afvalwater Gedurende 1.5 jaar vonden verschillende cycli van infiltratie en drogen plaats	Agua Fria Soil SP (zand)	N oPO ₄ TSS	2-9 3-6 3-7	0.084	0.0131 (na 1.5 jaar)	<0.5
		North Pond Soil SM (fijn - lemig zand)	N oPO ₄ TSS	15-27 2-5 20-30	0.00018	0.0000667 (na 1.5 jaar)	~0.5
		Sweetwater Soil SP-SM (fijn zand)	N oPO ₄ TSS	15-27 2-5 20-30	0.019	0.00248 (na 1.5 jaar)	~1
Rodgers et al. (2004)	Kolom-experimenten met synthetisch afvalwater	Zand	N oPO ₄ TSS BOD	175.7 23 352.9 2208	0.19	0.000035	5
Jnad et al. (2001)	Veldproef met behandeld afvalwater	Fijn zandig leem	N oPO ₄ TSS BOD	37 0.9 5 15	0.00046	0.0000002 (na 1.5 jaar)	3
			N oPO ₄ TSS BOD	29 0.7 5 23	0.00046	0.00000037 (na 3 jaar)	3
Huidige studie	Avekapellekreekrug: infiltratiegracht	Fijn - grof zand	N oPO ₄	2.5 - 13 0.25 - 1.3	0.0005		
		Met infiltratie van RWZI-effluent	TSS BOD COD	5 - 29 1.6 - 8.7 19 - 67	- 0.003	?	?
		Fijn - grof zand	N oPO ₄	1 - 15.7 0 - 1.4	0.0005		
		Met infiltratie van IJzerwater	TSS COD	7.1 - 100.4 21 - 85	- 0.003	?	?

4.7 Effect van voorbehandeling infiltratiewater

Rice (1974) stelde dat de TSS concentratie onder de 10 mg/L moet blijven voor maximale infiltratie. De concentratie van TSS in RWZI-effluent en IJzer-water overschrijdt deze waarde regelmatig, waardoor de maximale infiltratie niet zou worden behaald. Een afname van de nutriëntenconcentratie in infiltratiewater is altijd gewenst, omdat dit leidt tot minder biologische productiviteit, minder sedimentatie van biomassa, en minder biogene ontharding. Een afname van de concentraties van metalen en OMIVE is eveneens gewenst, daar dit de kwaliteit van het bodemslib bevordert. Voorbehandeling is een noodzakelijke maatregel om de vorming van een sliblaag te remmen, de kwaliteit ervan te bevorderen, en de verstoppingspotentie te reduceren (3.1.2).

Stuyfzand en Mosch (2002) hebben het effect van de voorbehandeling van infiltratiewater op de aanwasselheid en kwaliteit van bodemslib in infiltratiebassins onderzocht. Vóór 1974 bestond er een beperkte voorbehandeling van infiltratiewater. De gemiddelde kwaliteit van infiltratiewater in de door Stuyfzand en Mosch (2002) onderzochte infiltratiebassins kon beschreven worden met een TSS van 5.3 mg/L, een TOC van 6.1 mg C/L, een SI van -0.45, en relatief hoge concentraties van metalen. De resulterende accumulatiesnelheid van bodemslib bedroeg ongeveer 1.8 cm/jaar en de verontreinigingsindex bleek erg groot te zijn. De bodemsliblaag werd vóór 1974 gemiddeld eens per drie jaar verwijderd uit de onderzochte infiltratiegrachten.

Na 1974 werd infiltratiewater wel uitgebreid voorbehandeld door een coagulatiestap toe te voegen. Daardoor verbeterde de kwaliteit van het infiltratiewater aanzienlijk. De TSS van behandeld infiltratiewater bedroeg slechts 0.5 mg/L, de TOC 2.3 mg C/L, en de SI 0.10. Bovendien werden veel metalen en organisch materiaal door deze voorbehandeling afgevangen vóór infiltratie. De resulterende aanwasselheid van bodemslib reduceerde als gevolg van deze kwaliteitsverbetering aanzienlijk tot 0.2 cm/jaar, waardoor de infiltratietijd ongeveer halveerde, en de infiltratiecapaciteit dus bijna verdubbelde, en de sliblaag nog maar eens per 10 tot 20 jaar hoefde te worden verwijderd. De voorbehandeling zorgde tevens voor een verbetering van de verontreinigingsindex.

De concentraties van TSS in RWZI-effluent (5 – 29 mg/L) en IJzer water (7.1 – 100.4 mg/L) zijn groter dan de concentraties die zijn geïnfiltreerd in de door Stuyfzand en Mosch (2002) onderzochte infiltratiebassins. Dit is een eerste aanwijzing dat een voorbehandelingsstap kan resulteren in een aanzienlijk lagere aanwasselheid van bodemslib, en dus in een hogere infiltratiecapaciteit.

De TOC is onbekend in de beoogde waterbronnen. De concentratie van NPOC in de IJzer (11.72 mg/L) is ongeveer tweemaal zo groot als de concentratie van TOC in het door Stuyfzand en Mosch (2002) onderzochte water (6.1 mg C/L). Aangezien NPOC altijd een lagere of gelijke concentratie heeft vergeleken met TOC, kan een voorbehandeling van IJzer-water ook waardevol zijn voor het reduceren van de biologische aanwasselheid. Voor RWZI-effluent is dit lastig in te schatten omdat ook de concentratie NPOC onbekend is. Maar aangezien de concentraties van P en N in IJzer water ongeveer gelijk zijn aan die van RWZI-effluent, en de biologische activiteit dus waarschijnlijk vergelijkbaar is, wordt verondersteld dat een voorbehandelingsstap ook voor RWZI-effluent kan resulteren in een lagere biologische aanwasselheid.

De concentraties van metalen in RWZI-effluent en IJzer water zijn over het algemeen lager dan die in het door Stuyfzand en Mosch (2002) onderzochte infiltratiewater van vóór 1974. De kwaliteit van bodemslib zal na infiltratie dus relatief beter zijn met de beoogde waterbronnen, des te meer naarmate er meer kalk neerslaat ten gevolge van biogene ontharding. Desalniettemin is een voorbehandeling op dit vlak altijd gewenst

om de kwaliteit van bodemslib te verbeteren en om potentiële verontreiniging van grondwater te voorkomen. Dit geldt tevens voor OMIVE.

5 Conclusies en aanbevelingen

5.1 Infiltratiewater en voorbehandelingsmethode

RWZI-effluent heeft van de beoogde waterbronnen de beste waterkwaliteit in termen van zwevende stoffen, een van de belangrijkste parameters in het infiltratiewater die de verstopingspotentie bepalen. Indien een constant debiet benodigd is, dient er gekeken te worden naar alternatieve aanvullende waterbronnen, aangezien RWZI-effluent in de zomermaanden niet toereikend is voor het beoogde infiltratiedebiet van 10 000 m³/dag. Van **polderdrainagewater** zijn geen kwaliteitsgegevens bekend, maar deze bron is hoogstwaarschijnlijk te vergelijken met rivierwater uit de IJzer.

Rivierwater uit de IJzer heeft een hogere concentratie zwevende stoffen dan RWZI-effluent, maar is qua biologische activiteit en verontreiniging vergelijkbaar met RWZI-effluent. Bij voldoende verwijdering van zwevende stoffen tijdens voorbehandeling is IJzer-water dus een even geschikte waterbron.

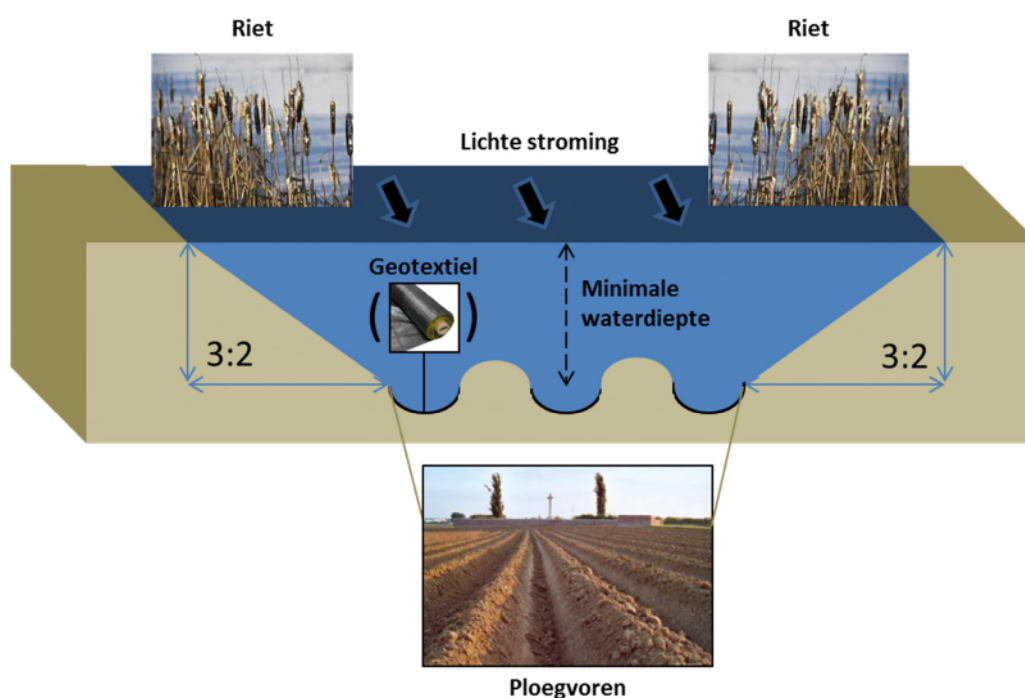
Een combinatie van verschillende waterbronnen is evengoed mogelijk. Indien infiltratie continu plaats moet vinden, dient nader onderzoek gedaan te worden naar de beschikbaarheid van rivierwater uit de IJzer in de zomermaanden of dienen aanvullende waterbronnen te worden beschouwd. Indien continue infiltratie niet benodigd is, volstaat een mengsel van RWZI-effluent en IJzer-water als infiltratiewater.

Indien RWZI-effluent of rivierwater uit de IJzer niet wordt voorbehandeld, zal het infiltreren van dit water uiteindelijk resulteren in de vorming van een aanzienlijke en snel aangroeiende bodemsliblaag, afgaande op bestaande literatuur. Als gevolg daarvan kan de infiltratiecapaciteit naar verloop van tijd met 3 ordes van grootte afnemen. Tevens zal de kwaliteit van het bodemslib en van het water in de infiltratiegracht zonder voorbehandeling van infiltratiewater verslechteren. Om dit te voorkomen en de concentraties van zwevende stoffen, nutriënten, metalen, en OMIVE te reduceren tot acceptabele waarden, **wordt voorbehandeling van het infiltratiewater sterk aanbevolen**. Een afweging zal moeten worden gemaakt voor de meest geschikte methode op basis van de informatie in Tabel 3.1. **Daarbij wordt aanbevolen om ook de kwaliteitseisen voor infiltratie (Vlarem wetgeving) en voor het eindgebruik (drinkwater) in acht te nemen (zie 4.5).**

5.2 Ontwerpstrategie en curatieve maatregelen

Met behulp van de ontwerpstrategieën die zijn opgesomd in 3.1.1. wordt bij de realisatie van een infiltratiegracht gepleit voor (Figuur 5.1):

- Een 3:2 (horizontaal : verticaal) verhouding van de flanken;
- Het minimaliseren van het waterniveau;
- Rietbegroeiing aan de flanken van de infiltratiegracht;
- Het aanbrengen van een lichte stroming;
- Aanbrengen van ploegvoren op de (vlakke) bedding, waarbij de dalen van de voren eventueel bedekt zijn met geotextiel.



Figuur 5.1: Conceptvoorstel voor infiltratiegracht

Hoewel Stuyfzand (2002) pleit voor het nat verwijderen van bodemslib, **wordt gezien de variabele beschikbaarheid van infiltratiewater aanbevolen om de infiltratiegracht periodiek (jaarlijks) droog te leggen en zo de verstopping van de infiltratiegracht (deels) ongedaan te maken.** Rekening houdend met de beschikbaarheid van infiltratiewater, kunnen de perioden van infiltratie en droogstand als volgt worden ingedeeld:

- 1 oktober – 31 maart: infiltratie via de infiltratiegracht. In deze periode is er genoeg RWZI-effluent en IJzer-water beschikbaar om aan het beoogde infiltratiedebiet van 10 000 m³/d te voldoen.
- 1 april – 30 september: droogstand van de infiltratiegracht. De organische component van de sliblaag kan zo worden afgebroken (Houston et al., 1999; Magesan et al., 1999; Duryea, 1996). Indien er op de bodem van de infiltratiegracht ook veel anorganisch materiaal is gesedimenteerd gedurende infiltratie, en dit ook tot aanzienlijke verstopping leidt, kan men ervoor kiezen het slib van de bodem te verwijderen. Dit is echter niet (kosten)efficiënt (3.2.3). Het op voorhand aanbrenen van geotextiel faciliteert mogelijk de verwijdering van bodemslib, maar dit vergt nader onderzoek (zie 3.1.1.8). Het opsluiten van lucht bij het herbevoelen na droogstand is daarnaast een belangrijk aandachtspunt (zie 2.1) (Stuyfzand & Van der Schans 2018).

Indien een constant infiltratiedebiet benodigd is en een enkele infiltratiegracht dus niet droog mag staan, wordt aanbevolen om:

- óf een enkele gracht te realiseren en de ontstane bodemsliblaag periodiek nat te verwijderen zodra de infiltratiecapaciteit een ongewenste waarde bereikt;
- óf meerdere grachten te realiseren en periodiek af te wisselen met infiltratie en droogstand tussen deze grachten.

5.3 Aanvullend onderzoek

5.3.1 Afwegingen

Zoals eerder gesteld zijn preventieve maatregelen om verstopping tegen te gaan per definitie geschikter dan curatieve maatregelen. Indien beide maatregelen kunnen leiden tot een geschikt infiltratiedebiet en tot een vergelijkbare verontreinigingsindex, dient er te worden gekeken naar welke methode zal resulteren in de laagste kosten. Zonder voorbehandeling zal de frequentie waarmee de bodemsliblaag verwijderd moet worden hoger zijn, en de totale kosten van deze curatieve handeling zullen dus hoger uitpakken. Daarentegen zal een uitgebreide voorbehandeling resulteren in een lagere frequentie waarmee de bodemsliblaag in de infiltratiegracht verwijderd dient te worden. Daardoor worden kosten bespaard op curatieve maatregelen maar moet er juist geïnvesteerd worden in preventieve maatregelen. Aanvullend onderzoek zal uitwijzen wat de meest kostenefficiënte strategie is voor de Avekapellekreekrug. De algemeen geldende regel is echter: preventie is beter dan remedie.

Bij het ontwerp van de infiltratiegracht is ook de frequentie van curatief handelen van belang. In eerste instantie geldt: hoe minder ruimte een infiltratiegracht beslaat, des te lager de investeringskosten zullen uitpakken. Bij een bepaald infiltratiedebiet resulteert een kleiner totaal oppervlak van een infiltratiegracht echter in een grotere belasting van de bodem en dus in een grotere verstoppingspotentie (zie 2.2.2). Minder ruimtebeslag van een infiltratiegracht kan dus leiden tot snellere verstopping en tot een hogere frequentie van curatieve maatregelen. De investeringskosten en operationele kosten dienen op dit vlak dus ook afgewogen te worden. Een indicatie van het totale oppervlak van een infiltratiegracht bij een infiltratiedebiet van 10 000 m³/d is gegeven in Bijlage I.

5.3.2 Alternatieve waterbronnen

Effluent van industrie en spuiwater zijn in deze literatuurstudie niet verder beschouwd als potentiële waterbronnen wegens het gebrek aan gegevens (zie 4.3). Spuiwater is mogelijk wel interessant gezien de hoeveelheid die beschikbaar is. Daarnaast zijn er mogelijk andere waterbronnen die infiltratiewater kunnen leveren aan het beoogde MAR-systeem. Aanbevolen wordt om hier in vervolgonderzoek meer aandacht aan te besteden.

5.3.3 Veldmetingen

Om een betere inschatting te kunnen maken van de verstoppingspotentie, dient de exacte textuur (korrelgrootteverdeling, laagopbouw) en mineralogie van de bodem ter plaatse van de toekomstige infiltratiegracht nader te worden bepaald. Aanvullende waterkwaliteitsgegevens kunnen daarnaast een betere inschatting geven van de verontreinigingsindex van het water en de potentie tot chemische verstopping door bijvoorbeeld neerslag van CaCO₃. Met de aangeleverde kwaliteitsgegevens kon dit niet (voldoende) worden ingeschat. Voor een betere inschatting van de verstoppingspotentie wordt de meting van minimaal de volgende parameters aanbevolen:

- TSS (totale zwevende stoffen) en troebelingsgraad
- BOD en COD ((bio)chemisch zuurstofverbruik)
- N, P, en C
- pH, alkaliniteit, Ca, en SI (kalkverzadigingsindex)
- SiO₂ (i.v.m. diatomeeën)

Voor de kwaliteit van het bodemslib en wettelijke eisen rondom infiltratie zijn ook zware metalen en OMIVE van belang, terwijl voor de kwaliteitseisen van drinkwater ook pathogenen een rol spelen.

5.3.4 Modelleren van verstopping

Wanneer de kwaliteitsgegevens van het infiltratiewater, de dimensies van de infiltratiegracht, en de bodemeigenschappen volledig bekend zijn, kan de slibmodule van het Easy-Leacher 4.6 model (EL) (Stuyfzand, 2002) gebruikt worden om de samenstelling en de gemiddelde accumulatiesnelheid van een sliblaag op de bodem van een infiltratiegracht te modelleren. Het model is gekalibreerd en gevalideerd op diverse situaties met kunstmatige infiltratie. Een belangrijke randvoorwaarde van EL is dat de kwaliteit van het infiltratiewater als constant wordt beschouwd (stationair model). Met EL kan niet alleen de kwaliteitsverandering bij kunstmatige infiltratie (en oeverinfiltratie) tweedimensionaal gemodelleerd worden, maar ook een berekening worden gemaakt van het verstoppingsproces en de afname van de infiltratiecapaciteit. Daarnaast is EL in staat om de effectiviteit te bepalen van verschillende preventieve of curatieve maatregelen m.b.t. het verstoppingsproces en de vorming van een sliblaag (Stuyfzand, 2002a). Het infiltratiewater kan in EL namelijk direct toegediend worden aan de infiltratiegracht, maar oeverinfiltratie kan bijvoorbeeld ook worden gekozen in het model, een van de meest efficiënte voorbehandelingsmethoden om zwevende stoffen te verwijderen uit infiltratiewater.

5.3.5 Monitoren van verstopping

Wanneer de infiltratiegracht eenmaal in gebruik is, is het verstandig de verstopping te monitoren. Dat kan zowel kwantitatief als kwalitatief gedaan worden. Daarnaast is een regelmatige visuele inspectie van de infiltratiegracht een waardevolle aanvullende bron van informatie.

5.3.5.1 Kwantitatieve monitoring

Door de toevoer van infiltratiewater en de waterdiepte continu te monitoren, en de hoeveelheid verdamping vanuit de infiltratiegracht te bepalen (berekenen), kan het infiltratiedebiet worden geschat. Als blijkt dat het infiltratiedebiet afneemt met de tijd, is dat een mogelijke aanwijzing voor het optreden van verstopping van de infiltratiegracht. Martin (2013) stelde bovendien dat het verloop van de afname van de infiltratiesnelheid een indicatie kan geven van de aard van verstopping. Daarnaast is het regelmatig meten van de dikte van de bodemsliblaag een goede strategie om de aanwassnelheid van bodemslib te bepalen. Zo kan de dikte van de sliblaag mogelijk worden gecorreleerd aan de mate van verstopping.

5.3.5.2 Kwalitatieve monitoring

Door regelmatig monsters te nemen van het infiltratiewater en deze te analyseren, kan men monitoren of de toevoerkwaliteit constant blijft. Bovendien is het nemen van watermonsters in de infiltratiegracht een goede methode om de biologische activiteit en de veranderingen van de waterkwaliteit met de tijd in de gracht te bepalen. Monsters van het bodemslib kunnen daarnaast aanvullende informatie geven over de verstoppingsprocessen en waterkwaliteitsveranderingen die daarin optreden. Indien gekozen wordt voor het modelleren van verstopping met EL, is deze kwalitatieve monitoring tevens waardevol voor de kalibratie.

6 Referenties

- Aaltomaa, T., & Joy, D. M. (2002). Field testing of absorption bed clogging. CSCE/EWRI of ASCE Environmental Engineering Conference, Niagara Falls.
- Batchelor, A., & Loots, P. (1997). A critical evaluation of a pilot scale subsurface flow wetland: 10 years after commissioning. *Water Science and Technology*, 35(5), 337-343.
- Beach, D. N., McCray, J. E., Lowe, K. S., & Siegrist, R. L. (2005). Temporal changes in hydraulic conductivity of sand porous media biofilters during wastewater infiltration due to biomat formation. *Journal of Hydrology*, 311(1-4), 230-243.
- Benamar, A. (2013). Soil clogging phenomena in vertical flow. *Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods. IAH Commission on Managing Aquifer Recharge, Australia*, 77-83.
- Bouwer, H. (1988). Design and management of infiltration basins for artificial recharge of ground water. In *Proceedings of the 32 nd Annual New Mexico Conference on Ground Water Management. Albuquerque, NM November 5-6, 1987. New Mexico Water Resources Research Institute, Las Cruces, NM, February 1988.* (pp. 111-123).
- Bouwer, H., & Rice, R. C. (1989). Effect of water depth in groundwater recharge basins on infiltration. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 115(4), 556-567.
- Bouwer, H. (2002). Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 121-142.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water science and technology*, 35(5), 11-17.
- Cooper, D., Griffin, P., & Cooper, P. (2005). Factors affecting the longevity of sub-surface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent. *Water Science and Technology*, 51(9), 12
- Duryea, P. D. (1997). Clogging layer development and behavior in infiltration basins used for soil aquifer treatment of wastewater.
- Fernández, A. E. (2013). Practical criteria in the design and maintenance of MAR facilities in order to minimise clogging impacts obtained from two different operative sites in Spain. *Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods*, 119-154.
- Houston, S. L., Duryea, P. D., & Hong, R. (1999). Infiltration considerations for groundwater recharge with waste effluent. *Journal of irrigation and drainage engineering*, 125(5), 264-272.
- Huisman, L. & Olsthoorn, T.N. (1983). Artificial groundwater recharge. Pitman Adv. Publ. Program, London, 320 p.

- Hutchinson, A., Phipps, D., Rodriguez, G., Woodside, G., & Milczarek, M. (2013a). Surface spreading recharge facility clogging-The Orange County Water District experience. *Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods*. IAH Commission on Managing Aquifer Recharge, Australia, 107-118.
- Hutchinson, A., Milczarek, M., & Banerjee, M. (2013b). Clogging phenomena related to surface water recharge facilities. *Clogging Issues Associated with Managed Aquifer Recharge Methods*; Martin, R., Ed, 34-49.
- Jnad, I., Lesikar, B., Kenimer, A., & Sabbagh, G. (2001). Subsurface drip dispersal of residential effluent: II. Soil hydraulic characteristics. *Transactions of the ASAE*, 44(5), 1159.
- Lebbe L, Tarhouni J, Van Houtte E, De Breuck W, 1995. Results of an artificial recharge test and a double pumping test as preliminary studies for optimizing water supply in the western Belgian coastal plain. *Hydrogeology Journal*, 3(3), 53-63.
- Lindenbergh, P.C. (1941). Bijdrage tot oordeelkundig beheer van het duinwaterkapitaal. Proefschrift Delft, 181p.
- Magesan, G. N., Williamson, J. C., Yeates, G. W., & Lloyd-Jones, A. R. (2000). Wastewater C: N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. *Bioresource Technology*, 71(1), 21-27.
- Magesan, G. N., Williamson, J. C., Yeates, G. W., & Lloyd-Jones, A. R. (2000). Wastewater C: N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. *Bioresource Technology*, 71(1), 21-27.
- Martin, R. (2013). Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods. *IAH Commission on Managing Aquifer Recharge*.
- Mays, D. C. (2013). Clogging in managed aquifer recharge: Flow, geochemistry, and clay colloids. *Clogging Issues Associated with Managed Aquifer Recharge Methods*, 14-24.
- McDowell-Boyer, L. M., Hunt, J. R., & Sitar, N. (1986). Particle transport through porous media. *Water Resources Research*, 22(13), 1901-1921.
- McIntyre, B. D., & Riha, S. J. (1991). Hydraulic conductivity and nitrogen removal in an artificial wetland system. *Journal of environmental quality*, 20(1), 259-263.
- Milczarek, M., Keller, J., Woodside, G., Hutchinson, A., Rice, R., & Canfield, A. (2010, October). The Orange County Water District Riverbed Filtration Pilot Project: Water Quality and Recharge Improvements Using Induced Riverbed Filtration. In *Proceedings of the Seventh International Symposium on Managed Aquifer Recharge, Abu Dhabi, UAE* (pp. 9-12).
- Peyton, D. 2002. Modified recharge basin floors to control sediment and maximize infiltration efficiency. In: Dillon, P. J. (ed), *Management of Aquifer Recharge for Sustainability*, Proc. 4th Internat. Symp. on Artificial Recharge, Adelaide, Australia, 22-26 Sept. 2002, Balkema, 215-220.

Phipps, D., Lyon, S., & Hutchinson, A. S. (2006). Development of a percolation decay model to guide future optimization of surface water recharge basins. In *Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Proceedings of the 6th International Symposium on Managed Artificial Recharge of Groundwater, ISMAR6, Phoenix, AZ, USA* (Vol. 28).

Rambags F., Stuyfzand, P.J., de Haas, S., Dammers P. & Olsthoorn T.N. (2010). The role of reeds (*Phragmites Australis*) in basin recharge. ISMAR-7, Abu Dhabi, 9-13 Oct 2010, published 2012, available on line via <http://www.dina-mar.es>.

Rehg, K. J., Packman, A. I., & Ren, J. (2005). Effects of suspended sediment characteristics and bed sediment transport on streambed clogging. *Hydrological Processes: An International Journal*, 19(2), 413-427.

Rice, R. C. (1974). Soil clogging during infiltration of secondary effluent. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 708-716.

Rinck-Pfeiffer, S., Ragusa, S., Sztajn bok, P., & Vandeveld, T. (2000). Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. *Water Research*, 34(7), 2110-2118.

Rodgers, M., Mulqueen, J., & Healy, M. G. (2004). Surface clogging in an intermittent stratified sand filter. *Soil Science Society of America Journal*, 68(6), 1827-1832.

Schippers, J. C., & Verdouw, J. (1980). The modified fouling index, a method of determining the fouling characteristics of water. *Desalination*, 32, 137-148.

Siegrist, R. L. (1987). Soil Clogging During Subsurface Wastewater Infiltration as Affected by Effluent Composition and Loading Rate 1. *Journal of Environmental Quality*, 16(2), 181-187.

Stuyfzand, P. J. (1986). Macroparameters bij duininfiltratie; kwaliteitsveranderingen van oppervlaktewater bij kunstmatige infiltratie in de Nederlandse kustduinen. Basisrapp. bij 5 deelrapp.(KIWA-SWE 366–370) KIWA Meded., 82, 336.

Stuyfzand, P. (2002). Voorkom een waterysteeminfarct: beperk en verbeter bodemslib in infiltrerende waterlopen. *H2O*, (9), 17-20.

Stuyfzand, P. J. (2002a, September). Modelling the accumulation rate and chemical composition of clogging sludge layers in recharge basins with Easy-Leacher 4.6. In *Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Proceedings of the 4th International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, ISAR-4, Adelaide, Australia* (pp. 22-26).

Stuyfzand, P.J., Mosch, M. (2001). Bodemslib in Duinwaterwinplaats van Gemeente-Waterleidingen: Diagnose en Prognose. KOA-rapport (KOA 00.117), 267.

Stuyfzand, P. J., & Mosch, M. (2002, September). Formation and composition of sludges in recharge basins, recollection canals and natural lakes in Amsterdam's Dune Catchment area. In *Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Proc. 4th Internat. Symp. on Artificial Recharge, Adelaide, Australia* (pp. 22-26).

Stuyfzand, P.J. (2011). Hydrogeochemical processes during river bank filtration and artificial recharge of polluted surface waters: zonation, identification and quantification. In C. Ray and M. Shamrukh (eds), *Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries*, Nato Science for Peace and Security Series C: Environmental Security, 97-128.

Stuyfzand, P.J. & Van der Schans, M.L. (2018). Effects of intake interruptions on dune infiltration systems in the Netherlands, their quantification and mitigation. *Science Total Environment* 630, 757-773, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.104>

Taylor, S. W., & Jaffé, P. R. (1990). Substrate and biomass transport in a porous medium. *Water Resources Research*, 26(9), 2181-2194.

Vandenbohede, A. (2018). Kunstmatige voeding op de Avekapellekreekrug. Deel 1: Het huidige grondwatersysteem. De Watergroep.

Vries, D., De la Loma, B., Van der Schans, M.L., Zuurbier, K.G. (2017). Concepten voor snelle voorzuivering van ASR infiltratiewater, KWR-rapport (KWR 2016.125), 31.

Winter, K. J., & Goetz, D. (2003). The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 48(5), 9-14.

Zeuwts, L. (1991). Hydrogeologie en hydrochemie van de IJzervlakte tussen de Frans-Belgische grens en Avekapelle-Pervijze (westelijke kustvlakte). Ph.D. thesis, Universiteit Gent

Bijlage I

Op basis van het concept in Figuur 5.1 zijn met behulp van Darcy enkele ontwerpen doorgerekend met het voorgestelde infiltratiedebiet van 10 000 m³/d (Tabel 6.1). Aangenomen is dat de dikte van het infiltratiemedium (de sliblaag) ongeveer 10 cm is en de stijghoogte onder de sliblaag gelijk is aan 0 m (atmosferisch). Het ontwerp van een infiltratiegracht kan exacter bepaald worden met het analytische model van Stuyfzand & Van der Schans (2018). Voorwaarde voor deze berekening is dat meer gegevens van de lokale hydrologische situatie bekend zijn.

Tabel 6.1: Ontwerpscenario's voor een infiltratiegracht, berekend voor verschillende doorlaatbaarheden en voor een infiltratiedebiet van 10 000 m³/d.

Doorlaatbaarheid van de bodem	Scenario	Waterniveau boven bodem (m)	Breedte van (vlakke) bedding van infiltratiegracht (m)	Lengte van infiltratiegracht (m)	Totale oppervlakte infiltratiegracht (m ²)
Maximum waargenomen: 2.5 m/d	Referentie	1	5	57	458
	Langer, minder breed	1	1	139	556
	Breder, minder lang	1	10	33	432
	Dieper, minder lang	2	5	23	248
	Dieper, minder breed	2	1	43	298
Minimum waargenomen: 0.5 m/d	Referentie	1	5	286	2288
	Langer, minder breed	1	1	695	2779
	Breder, minder lang	1	10	166	2160
	Dieper, minder lang	2	5	113	1239
	Dieper, minder breed	2	1	213	1492
Geschat na verstopping: 0.1 m/d	Referentie	1	5	1430	11442
	Langer, minder breed	1	1	3474	13896
	Breder, minder lang	1	10	831	10801
	Dieper, minder lang	2	5	563	6193
	Dieper, minder breed	2	1	1066	7459