



stowa
Stichting
RIONED

Onderzoek naar verschillen tussen effecten van lozingen uit VGS en GS op macrofauna in het ontvangende oppervlaktewaterportemonnee

Onderzoek naar verschillen tussen effecten van lozingen uit VGS en GS op macrofauna in het ontvangende oppervlaktewater

Ten Geleide

Doorontwikkeling van het verbeterd gescheiden rioolstelsel, ofwel: VGS 2.0, zorgt voor schoner oppervlaktewater, minder water naar de rioolwaterzuivering en kostenbesparingen voor waterschappen zonder grote investeringen voor gemeenten en waterschappen. Besparing van kosten, een betere oppervlaktewaterkwaliteit en het tegengaan van wateroverlast zijn de grote uitdagingen in het huidige stedelijk waterbeheer. Met het slim benutten van de bestaande infrastructuur van de riolering en het watersysteem kan op veel plaatsen een effectieve en efficiënte slag geslagen worden. 7% van de vrijvervalrioolstelsels in Nederland is een verbeterd gescheiden rioolstelsel. Uit het hier gepresenteerde onderzoek blijkt dat de optimalisatie van de verbeterd gescheiden rioolstelsels, miljarden besparing op kan leveren.

Indien alle bestaande VGS-stelsels aangepast worden tot VGS 2.0 geeft dit eenzelfde afvoer-reductie naar de rwzi als het afkoppelen van 300.000 huishoudens. De besparing voor het waterschap is even groot, maar kost slechts een fractie van de 2,5 miljard euro die nodig zou zijn voor het afkoppelen. Daarnaast is met VGS 2.0 in Nederland circa 3 miljoen euro per jaar op operationele zuiveringskosten te besparen. Dit loopt op tot 25 miljoen euro per jaar als afvalwater op de rwzi een nabehandeling krijgt voor microverontreinigingen.

Aangepaste benutting van de bestaande VGS- infrastructuur zorgt voor minder hemelwater naar de RWZI en een gelijkblijvende of betere oppervlaktewaterkwaliteit. Aanpassingen aan de infrastructuur zoals afkoppelen kan op veel plekken, waar een VGS ligt, worden vermeden terwijl tegelijkertijd eenzelfde of beter resultaat wordt behaald.

De bestaande infrastructuur is een gegeven dat niet kan worden genegeerd om huidige uitdagingen zoals wateroverlast en verslechterende waterkwaliteit kosteneffectief op te pakken. In deze studie is dat voor VGS stelsel aangetoond. De basis voor die effectiviteit is een goede analyse van het functioneren en de interacties van stedelijk oppervlaktewater, grondwater en riolering. Wij hopen dat dit rapport u daartoe inspireert.

Wij streven naar tekst en beeld die elkaar versterken. Daarom hebben we een animatie over VGS 2.0 gemaakt die u vindt op Youtube [<https://www.youtube.com/watch?v=fV8ZguGoZJw>].

Joost Buntsma, directeur STOWA
Hugo Gastkemper, directeur Stichting RIONED

maart 2017

Inhoud

Ten Geleide	5
-------------	---

Samenvatting	8
--------------	---

1 Inleiding 12

1.1 Aanleiding	12
1.2 Doel	14
1.3 Leeswijzer	14

2 Aanpak 15

2.1 Onderzoeksopzet	15
2.1.1 Uitgangspunten	15
2.1.2 Indicatoren	15
2.1.3 Strategie	16
2.2 Onderzoekslocaties	16
2.3 Monsternamen en determinatie	19
2.3.1 Bemonsteringsperiode	19
2.3.2 Ligging bemonsteringstraject	19
2.3.3 Bemonsteringsmethode	20
2.3.4 Determinatievoorschrift	20
2.4 Inventarisatie omgevingsvariabelen	20
2.5 Gegevensbewerking en -analyse	22
2.5.1 Uniformering soortenlijst	22
2.5.2 Berekening karakteristieken	23
2.5.3 Statistische analyses	25
2.5.4 Multivariate analyses	26

3 Resultaten 28

3.1 Macrofaunavangsten en uniformering	28
3.2 Statistische analyse verschillen VGS en GS	29
3.2.1 Aantal taxa	29
3.2.2 Belgische Biotische Index (BBI)	31
3.2.3 Shannon-index	32
3.2.4 Ecologische kwaliteitsratio (EKR)	34
3.2.5 Deelmaatlat DN%	36
3.3 Multivariate analyses	37
3.3.1 Omgevingsvariabelen	37
3.3.2 Resultaten Canoco-analyses	39

4 Interpretatie en discussie 42

4.1 Verschillen VGS en GS	42
4.1.1 Gehele dataset: kleine verschillen	42
4.1.2 Belangrijke factor: zoutgehalte	42
4.1.3 Niet-zoete sloten: vreemde eend in de bijt?	43
4.1.4 Belang van andere factoren	43
4.1.5 Effect van de onderzoeksstrategie	43
4.1.6 Effect van uniformeren	44
4.1.7 Aannames	44
4.2 Invloed omgevingsvariabelen	45
4.2.1 Verklaarde deel van de variatie	45
4.2.2 Verklarende variabelen	45
4.2.3 Ruis	46
4.3 Implicaties	47

5 Conclusies en aanbevelingen 49

5.1 Conclusies 49

5.2 Consequenties voor beleid 50

5.3 Aanbevelingen voor (vervolg)onderzoek 51

Literatuur 52

Bijlage 2 - Methodiek Belgische Biotische Index 53

Colofon 54

Samenvatting

Aanleiding

In de jaren 80 van de vorige eeuw heeft de Nationale Werkgroep Riolerings- en Waterkwaliteit (NWRW) als onderdeel van een grootschalig praktijkonderzoek op enkele locaties de korte-, middellange- en langetermijneffecten van lozingen vanuit verbeterd gescheiden stelsels (VGS) en gescheiden stelsels (GS) op de (ecologische) kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater onderzocht. De conclusie was destijds dat de invloed van een VGS duidelijk kleiner is dan van een GS. Mede op basis hiervan hebben de waterschappen de afgelopen 25 jaar gemeenten aangespoord om bij de aanleg van nieuwe riolering te kiezen voor VGS.

In het kader van de STOWA-RIONEDproeftuin 'Anders omgaan met VGS' (Schilperoort et al., 2017) is onderzocht of de conclusie uit het NWRW-onderzoek nog altijd standhoudt. Een belangrijke reden hiervoor is dat het NWRW-onderzoek slechts op zeer kleine (ruimtelijke) schaal heeft gekeken naar effecten van GS en VGS. Bovendien stond in het rapport dat effecten zich mogelijk nog niet volledig gemanifesteerd hadden door de beperkte 'leeftijd' van de onderzochte wateren. Daarnaast zijn sinds de jaren 80 op veel plaatsen VGS aangelegd. Inmiddels zijn er dus veel meer potentiële onderzoekslocaties, waardoor beter een algemeen beeld is te schetsen.

Dit deelonderzoek van 'Anders omgaan met VGS' kenmerkt zich door een grotere ruimtelijke schaal en een focus op de hydrobiologische waterkwaliteit. Op basis van het NWRW-onderzoek is de gehanteerde hypothese: door een kleinere vuiluitworp is de biologische diversiteit in oppervlaktewateren bij lozingspunten van VGS hoger dan bij GS.

Doelstelling

Het doel van dit onderzoek is vast te stellen of de afvoer van hemelwater via VGS leidt tot een betere ecologische waterkwaliteit dan via traditionele GS. De onderzoeksvragen zijn:

- 1 Is er een verschil in effect op de ecologische oppervlaktewaterkwaliteit van het ontvangende water tussen GS en VGS?
- 2 Welke omgevingsvariabelen spelen een grote rol in het effect van een hemelwaterstelsel op het ontvangende water (of zijn naast het stelseltype bepalend voor de ecologische waterkwaliteit)?

Om deze vragen te beantwoorden, is onderzoek gedaan naar de ecologische oppervlaktewaterkwaliteit en (mogelijk) relevante omgevingsvariabelen bij uitlaten van GS en VGS.

Aanpak

Het onderzoek richt zich op de effecten van GS en VGS op de ecologisch belangrijke macrofauna. Deze groep van organismen geeft een goed beeld van de waterkwaliteit op de middellange termijn (weken tot maanden). Door op een groot aantal locaties bij zowel GS als VGS monsters te nemen, is de invloed van het type stelsel op de soortensamenstelling te onderzoeken.

Acht waterschappen hebben aan het onderzoek deelgenomen door geschikte onderzoekslocaties te selecteren (aan de hand van vooraf vastgestelde criteria), hier onderzoek te doen naar de macrofaunasamenstelling en informatie over omgevingsvariabelen te verzamelen.

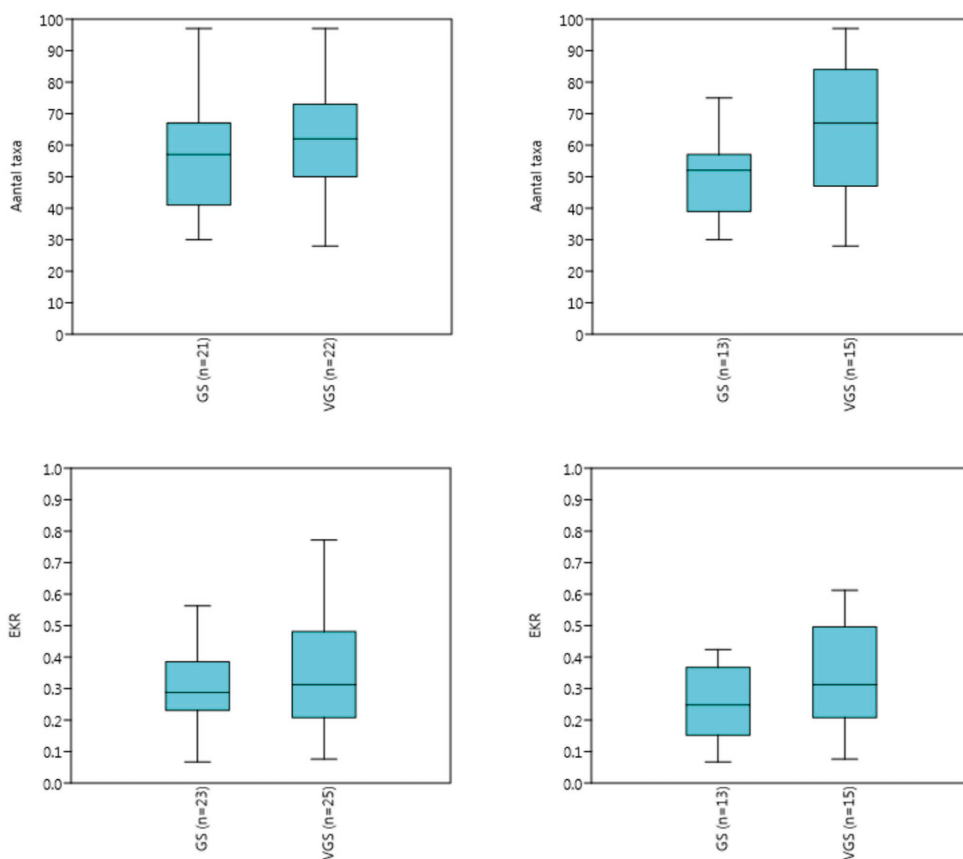
Op basis van de macrofaunagegevens zijn verschillende 'karakteristieken' berekend, die een maat vormen voor de diversiteit van de macrofaunagemeenschap en/of de kwaliteit van het betreffende water. De karakteristieken zijn: het aantal taxa (soorten/genera/families), de Belgische Biotische Index (BBI; indicatie voor de mate van verontreiniging), de Shannon-index voor diversiteit, de ecologische kwaliteitsratio (EKR) en scores op de (deel)maatlaten voor de betreffende KRW-watertypen. Deze karakteristieken zijn statistisch onderzocht op verschillen tussen locaties bij GS en bij VGS.

Om vast te stellen welke omgevingsvariabelen (mede) bepalend zijn voor de ecologische waterkwaliteit, zijn multivariate analyses uitgevoerd met de macrofaunagegevens en de geïnventariseerde omgevingsvariabelen.

Resultaten

Figuur 1 geeft de verdeling van het berekende aantal taxa voor de locaties bij GS en VGS weer in boxplots¹, figuur 2 van de berekende EKR-score. In beide figuren ziet u links de verdeling van de totale dataset (voor de taxa zonder de brakke watertypen M30 en M31, omdat deze van nature te zeer afwijken). Rechts ziet u de verdeling van de gegevens van alleen de locaties met zoete watertypen. Daarbij zijn ook de locaties van het watertype M1b weggelaten. Dit type kenmerkt zich door chloridegehalten die te laag zijn voor een echte brakwatergemeenschap, maar te hoog voor een typische zoetwatergemeenschap met chloridegevoelige soorten. Dit kan van invloed zijn op de soortensamenstelling van macrofauna en daarmee ook op de beoordeling van de karakteristieken.

Uit statistische analyse van de complete datasets blijkt dat voor geen van de karakteristieken sprake is van significante verschillen tussen locaties bij GS en VGS. De figuren laten zien dat de verdeling van de berekende karakteristieken wijzigt als alleen naar de zoetwaterlocaties wordt gekeken. Dit geldt het sterkst voor het aantal taxa en de BBI-score. Statistische analyse van deze gegevens wijst uit dat deze karakteristieken voor de zoetwatertypen wél significant van elkaar verschillen. VGS-locaties scoren daarbij gemiddeld beter dan GS-locaties, door een hoger aantal taxa of een hogere BBI-score (indicatie voor minder beïnvloeding door verontreinigingen).



Figuur 1 Verdeling aantal taxa bij GS en VGS: complete dataset excl. typen M30 en M31 (links) en alleen in zoete watertypen (excl. typen M1b, M30 en M31; rechts)

Figuur 2 Verdeling EKR-scores bij GS en VGS: complete dataset (links) en alleen in zoete watertypen (excl. typen M1b, M30 en M31; rechts)

Kijkend naar alleen de niet-zoete sloten valt op dat de GS-locaties iets beter scoren en de VGS-locaties iets slechter dan in de zoete wateren. Er lijkt zelfs sprake van een significant hogere soortendiversiteit (uitgedrukt in de Shannon-index) bij GS dan bij VGS. Maar het aantal onderzochte locaties in de niet-zoete sloten is feitelijk te klein om hieraan conclusies te verbinden.

De multivariate analyse wijst uit dat de geanalyseerde omgevingsvariabelen in totaal maximaal 8% van de variatie in de macrofaunasamenstelling tussen de locaties verklaren.

¹ Een boxplot geeft een vereenvoudigde weergave van de dataverdeling. De waarnemingen worden in oplopende volgorde gerangschikt. Hieruit worden de minimale en maximale waarneming, de mediaan (middelste waarneming) en het eerste en derde kwartiel afgeleid (waarnemingen op een kwart respectievelijk driekwart van het totaal aantal waarnemingen). Deze worden weergegeven in de boxplot. De blauwe 'box' omvat alle waarnemingen tussen het eerste en derde kwartiel. De mediaan is hierin als streep weergegeven. Boxplots voor de overige karakteristieken vindt u in paragraaf 3.2.

Verdeeld over twee analyses is van zes variabelen een significante bijdrage aan de totale variatie aangetoond:

- beheergebied (waterbeheerder);
- mate van kroosbedekking;
- dimensies; gemiddelde waterdiepte;
- typering van het talud (flauwe oevers);
- brakkarakter (zoet/brak);
- datum van monstername.

Het type hemelwaterstelsel (GS/VGS) en andere kenmerken van het stelsel blijken niet significant verklarend voor de variatie in de macrofaunasamenstelling.

Conclusies

1. Is er een verschil in effect op de ecologische oppervlaktewaterkwaliteit van het ontvangende water tussen GS en VGS?

Kijkend naar alleen de zoetwaterlocaties is voor twee van de vijf onderzochte karakteristieken sprake van aantoonbaar significante verschillen tussen de ecologische waterkwaliteit bij GS en VGS. Deze verschillen komen tot uiting in het aantal taxa (hoger bij VGS dan bij GS) en de invloed van verontreinigingen (uitgedrukt in de BBI-score; hogere kwaliteit bij VGS dan bij GS). Dit zijn algemene bevindingen, lokaal kunnen de verschillen groter of juist kleiner (of in uitzonderlijke gevallen zelfs omgekeerd) zijn. Voor de andere drie onderzochte karakteristieken zijn geen significante verschillen aangetoond.

De ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater op de onderzoekslocaties loopt behoorlijk uiteen. Dit geldt zowel voor locaties bij GS als bij VGS. Hierdoor is de variantie binnen de clusters van GS en VGS in zoete wateren voor meer dan 82% (voor de meeste karakteristieken 90% of meer) verklarend voor de totale variantie binnen de dataset. Het overige deel wordt verklaard door verschillen tussen GS en VGS.

De hypothese dat door een kleinere vuiluitworp de biologische diversiteit in oppervlaktewateren bij lozingspunten van VGS hoger zal zijn dan bij GS, is op basis van de bevindingen voor de zoetwaterlocaties gedeeltelijk te bevestigen. Of een effect aantoonbaar is, hangt af van de karakteristiek (indicator) waarnaar gekeken wordt. Bovendien is duidelijk dat het stelseltype (GS of VGS) slechts een van de factoren is die de ecologische waterkwaliteit bepalen. In algemene zin is het effect van het stelseltype ondergeschikt aan de invloed van andere omgevingsfactoren op de ecologie. Uiteraard kan dit lokaal anders zijn.

Op basis van de analyseresultaten voor de zoete én niet-zoete locaties bij elkaar zijn voor géén van de karakteristieken significante verschillen aan te tonen. Het zoutgehalte blijkt dus een sterk bepalende factor. Bij de gehele dataset is de variantie binnen de clusters van GS en VGS voor meer dan 97% verklarend voor de totale variantie binnen de dataset. Dit betekent dat de totale variantie voor minder dan 3% wordt verklaard door verschillen tussen GS en VGS.

2. Welke omgevingsvariabelen spelen een grote rol in het effect van een hemelwaterstelsel op het ontvangende water (of zijn naast het stelseltype bepalend voor de ecologische waterkwaliteit)?

De multivariate analyse wijst uit dat de relevante omgevingsvariabelen maximaal 8% van de variatie in de macrofaunasamenstelling tussen de locaties verklaren. In totaal is van zes variabelen een significante bijdrage aan de totale variatie aangetoond. Met uitzondering van het tijdstip van monstername zijn deze verklarende variabelen allemaal gerelateerd aan het ontvangende oppervlaktewatersysteem en niet direct aan het stelsel (al spelen bij het beheergebied naast regionale verschillen mogelijk systematische verschillen bij de determinatie van de macrofauna een rol). Andere geanalyseerde variabelen, waaronder het stelseltype (GS of VGS), leveren géén significante bijdrage. Er blijkt dan ook géén significante relatie te zijn met het type hemelwaterstelsel.

Deze analyse verklaart dus niet de overige 92% van de variatie. Het grootste deel hiervan staat voor 'ruis' en is ook met een véél grotere onderzoeksinspanning niet te verklaren. Naar verwachting is een deel van de resterende variatie te verklaren door variabelen die (mede omwille van de kosten) niet in dit onderzoek zijn meegenomen. Zoals de (fysisch-)

chemische oppervlaktewaterkwaliteit, de mate van waterverversing in het systeem door de hemelwaterafvoer vanuit het stelsel en inzicht in foutaansluitingen op het stelsel. Daarnaast is er vrijwel nooit informatie over het al dan niet correct functioneren van het stelsel (zoals lekkage, defecten in sturingsmechanismen en vuilophoping) en is informatie over het onderhoud en beheer van de watergangen beperkt.

Implicaties voor beleid

De hoofdconclusie van dit onderzoek is dat de ecologische waterkwaliteit bij door VGS beïnvloed oppervlaktewater niet in algemene zin beter is dan in door GS beïnvloed water. Voor de groepen van onderzochte locaties bij VGS en GS blijkt er nauwelijks sprake van verschillen. Hoewel dit resultaat nog altijd gebaseerd is op een beperkte steekproef uit alle VGS en GS in Nederland, is hiermee een grote stap vooruit gezet ten opzichte van het NWRW-onderzoek uit de jaren 80. Met de hoofdconclusie lijkt 25 jaar rioleringsbeleid van de waterschappen op losse schroeven te komen te staan. Dit klopt gedeeltelijk, het onderzoek leidt immers niet tot de conclusie dat een VGS nooit zinvol is of nooit meer moet worden toegepast. Wel is maatwerk nodig; of ombouwen van een GS of aanleg van een nieuw VGS raadzaam of zinvol is, hangt af van veel factoren.

Als de huidige kwaliteit van het oppervlaktewater aanleiding is voor maatregelen – maar eigenlijk ook in andere gevallen – is aan te bevelen eerst na te gaan in hoeverre bestaande stelsels correct functioneren. Dit is een ‘no regret’-maatregel, in de praktijk blijkt dat vaak sprake is van onder meer lekkages, defecten in sturingsmechanismen en vuilophoping, waarover vooraf niets bekend was. Daarnaast heeft het onderzoek aangetoond dat andere factoren doorgaans belangrijker zijn voor de waterkwaliteit. Dit pleit ervoor om investeringen in stelsels ook af te wegen tegen de kosten en effectiviteit van andere maatregelen in het watersysteem.

Er bestaan meer redenen om wél VGS toe te passen en te kiezen voor aangepaste vormen van hemelwaterafvoer. Maar deze vallen buiten de reikwijdte van dit deelonderzoek. Het overkoepelende eindrapport van de STOWA-RIONEDproeftuin ‘Anders omgaan met VGS’ (Schilperoort *et al.*, 2017) gaat hierop nader in.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

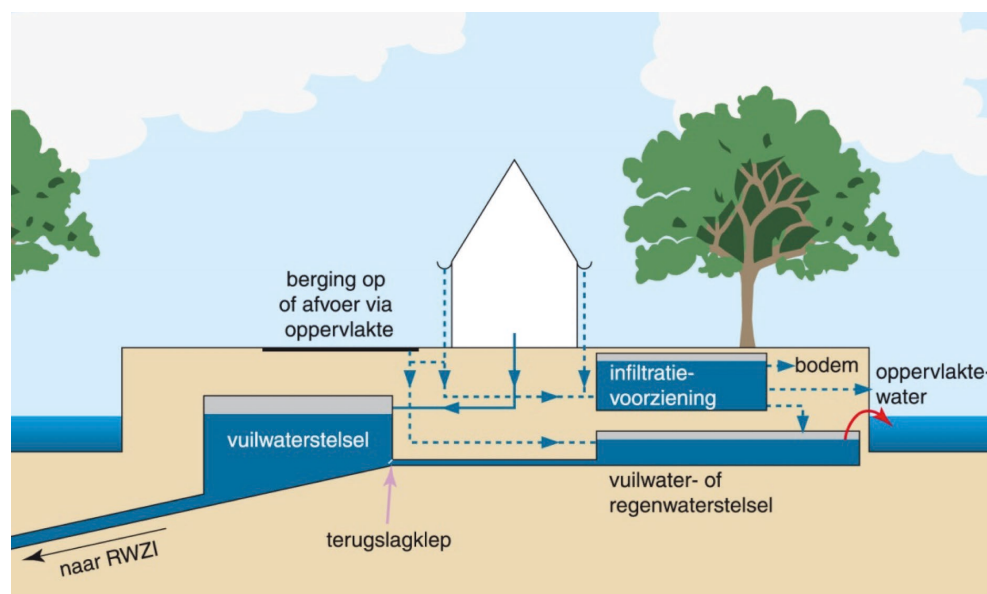
In Nederland is de afgelopen decennia veel geld en energie besteed om de oppervlaktewaterkwaliteit te verbeteren. Een veel toegepaste maatregel is het afkoppelen van hemelwater van gemengde rioolstelsels. Hierdoor verbetert het rendement van de rioolwaterzuiveringsinstallatie (rwzi) doordat de rwzi minder 'dun' water hoeft te zuiveren. Bovendien ontvangt het oppervlaktewatersysteem zo relatief schoon hemelwater. In deze situatie voert één stelsel het afvalwater (de droogweerafvoer, dwa) af naar de rwzi en een ander stelsel het hemelwater (hwa) naar het oppervlaktewater. Het hemelwaterstelsel heet ook wel een gescheiden stelsel (GS).

Het water dat een GS in oppervlaktewater loost, is niet vrij van verontreinigingen. Het bevat bijvoorbeeld vervuulende stoffen die met het regenwater afspoelen van wegen, parkeerterreinen en daken of via vaak onbedoelde 'sordige lozingen' in straatkolken terecht komen. Daarnaast zijn foutaansluitingen een grote verontreinigingsbron. Bijvoorbeeld huisaansluitingen die foutief zijn aangesloten op het hemelwaterstelsel in plaats van het vuilwaterstelsel. Hierdoor komt in droge perioden ongezuiverd en onverdund afvalwater in het oppervlaktewater. De vuilvracht vanuit het stelsel kan dan aanzienlijk groter zijn dan in de situatie zonder foutaansluitingen.

Komst VGS

Om ongewenste emissies naar het oppervlaktewater te beperken, is in de jaren 70 van de vorige eeuw het verbeterd gescheiden stelsel (VGS) ontwikkeld. In het VGS zit een koppeling met het vuilwaterstelsel (zie figuur 1.1).

Figuur 1.1 Principeschets VGS
(Bron: Handboek Riolerings-
techniek (VPB, 2008))
N.B. De infiltratievoorziening
is géén onderdeel van het VGS.



Het VGS heeft een bepaalde bergingscapaciteit. Bij een kleine aanvoer is deze bergingscapaciteit voldoende om overstortingen naar het oppervlaktewater te voorkomen. Het water voert in dit geval af naar het vuilwaterstelsel. Zo gaat de droogweerafvoer (dwa) van foutaansluitingen naar de rwzi. Ditzelfde geldt voor kleine buien en voor de zogenaamde 'first flush' bij heviger buien. Op deze manier gaat de vervuiling die zich in droge perioden op het afstromende oppervlak heeft opgehoopt zo veel mogelijk naar de rwzi. Wanneer de berging in het stelsel vol is, stort het surplus over naar het oppervlaktewater.

Ecologische effecten in jaren 80

In de jaren 80 heeft de Nationale Werkgroep Riolering en Waterkwaliteit (NWRW) als onderdeel van een grootschalig praktijkonderzoek op enkele locaties de korte-, middellange- en langetermijneffecten van lozingen vanuit VGS en GS op de (ecologische) kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater onderzocht. Destijds was de conclusie dat de invloed van een VGS duidelijk kleiner is dan van een GS. In het NWRW-eindrapport (Van Sluis et al, 1989) staat hierover:

“Voor het vuilgehalte van het overstortend water zijn bij thema 5 [vuiluitworp van rioolstelsels] geen verschillen van betekenis gevonden tussen het verbeterd gescheiden stelsel en het gescheiden stelsel. Bij het verbeterd gescheiden stelsel is de vuiluitworp echter aanzienlijk geringer, vanwege de veel kleinere hoeveelheid water die wordt geloosd.”

“Regenwaterlozingen van een verbeterd gescheiden stelsel in een woonwijk veroorzaken meestal zeer geringe effecten, die bovendien alleen direct na een lozing en dicht bij het lozingspunt optreden. Vrijwel alle effecten zijn verwaarloosbaar ten opzichte van de gevolgen van vuilemissies uit stelsels van andere typen. Het gaat om zintuiglijk waarneembare effecten, fysisch-chemische variabelen (de concentratie aan zwevende stof, de zichtdiepte, de concentraties aan biochemisch zuurstofverbruik, zuurstof, ammonium, totaal fosfaat, de zuurgraad, het uiterlijk van de waterbodem, de gehalten aan zware metalen en organische microverontreinigingen in de waterbodem), de bacteriologische en de hydrobiologische kwaliteit. Opgemerkt moet worden dat het meestal om vrij ‘jonge’ wateren gaat, zodat effecten op de waterbodem en de hydrobiologie op de lange termijn zich mogelijk nog niet volledig manifesteren.”

In 1992 publiceerde de Coördinatiecommissie uitvoering Wet verontreiniging oppervlaktewateren (CUWVO) het rapport ‘Overstortingen uit rioolstelsels en regenwaterlozingen’. Dit rapport introduceerde onder meer de term ‘basisinspanning’. Op basis van dit rapport zijn VGS op grote schaal toegepast. Enkele citaten uit dit rapport:

“De NWRW-aanbevelingen leiden in veel gevallen tot de aanleg van een verbeterd gescheiden rioolstelsel. Aangezien dit type stelsel nog relatief nieuw is, zijn de ervaringen met het ontwerp en beheer van dit type stelsel nog beperkt. Nader onderzoek naar de ontwerpgrondslagen en praktijkervaringen met verbeterd gescheiden stelsels is gewenst.”

“De basisinspanning wordt [voor nieuwe rioolstelsels en bestaande gescheiden stelsels] gedefinieerd als een verbeterd gescheiden rioolstelsel, met een berging van 4 mm en een pompovercapaciteit van 0,3 mm/h.”

Op basis van dit rapport hebben de waterschappen hun beleid naar gemeenten aangepast. Daarbij hebben ze de genuanceerde conclusies van de NWRW en de voorzichtige aanbeveling vanuit de CUWVO vaak vervangen door een duidelijke eis: keuze voor VGS. Hiermee hebben zij gemeenten in de afgelopen 25 jaar aangespoord om bij de aanleg van nieuwe riolering te kiezen voor VGS. Daarnaast moesten gemeenten bestaande GS ombouwen tot VGS.

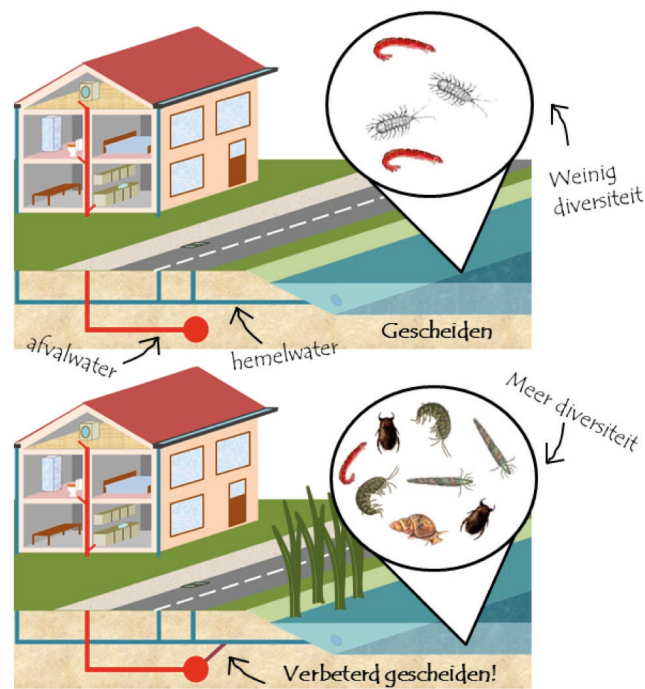
Huidige stand van zaken

In het kader van de STOWA-RIONEDproeftuin ‘Anders omgaan met VGS’ (Schilperoort et al., 2017) hebben STOWA en Stichting RIONED Arcadis gevraagd te onderzoeken of de conclusie uit het NWRW-onderzoek nog altijd standhoudt. De belangrijkste redenen hiervoor zijn:

- Het NWRW-onderzoek heeft slechts op zeer beperkte (ruimtelijke) schaal naar effecten van GS en VGS gekeken. Bij twee GS en één VGS hebben destijds metingen aan de vuiluitworp plaatsgevonden en bij enkele lozingslocaties is de ecologische waterkwaliteit onderzocht. Bovendien plaatste de NWRW de kanttekening dat effecten zich mogelijk nog niet volledig hadden gemanifesteerd door de beperkte ‘leeftijd’ van de wateren.
- Sinds de jaren 80 zijn op veel plaatsen VGS aangelegd. Inmiddels zijn er dus veel meer potentiële onderzoekslocaties, waardoor beter een algemeen beeld is te schetsen.

Dit rapport beschrijft de opzet en resultaten van het Arcadis-onderzoek, dat zich kenmerkt door een grotere ruimtelijke schaal dan het NWRW-onderzoek en een focus op de hydrobiologische waterkwaliteit. Figuur 1.2 schetst de daarbij gehanteerde hypothese: door een kleinere vuiluitworp zal de biologische diversiteit in oppervlaktewateren bij lozingspunten van VGS hoger zijn dan bij GS.

Figuur 1.2 Schematische weergave GS (boven) en VGS (onder) en veronderstelde effecten op oppervlaktewater



1.2 Doel

Het doel van dit onderzoek is vast te stellen of afvoer van hemelwater via VGS leidt tot een betere ecologische waterkwaliteit dan via traditionele GS. Hierbij zijn de onderzoeksvragen:

1. Is er een verschil in effect op de ecologische oppervlaktewaterkwaliteit van het ontvangende water tussen GS en VGS?
2. Welke omgevingsvariabelen spelen een grote rol in het effect van een hemelwaterstelsel op het ontvangende water (of zijn naast het stelseltype bepalend voor de ecologische waterkwaliteit)?

Om deze vragen te beantwoorden, heeft Arcadis onderzoek gedaan naar de ecologische oppervlaktewaterkwaliteit (uitgedrukt in de macrofaunasamenstelling) en naar (mogelijk) relevante omgevingsvariabelen bij uitlaten van GS en VGS.

1.3 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 gaat in op de onderzoeksaanpak en de bijbehorende uitgangspunten en overwegingen.

Hoofdstuk 3 beschrijft de onderzoeksresultaten.

Hoofdstuk 4 interpreteert en bediscussieert de resultaten.

Hoofdstuk 5 bevat de conclusies en aanbevelingen voor beleid en eventueel vervolgonderzoek.

Bijlage 1 geeft een overzicht van de onderzoekslocaties.

Bijlage 2 licht de methodiek van de Belgische Biotische Index (BBI) toe.

Bijlage 3 bevat de originele en geüniformeerde macrofaunasoortenlijst.

Bijlage 4 geeft een overzicht van de berekende karakteristieken.

Bijlage 5 bevat de gestandaardiseerde omgevingsvariabelen.

2 Aanpak

2.1 Onderzoeksopzet

2.1.1 Uitgangspunten

Het onderzoek moet inzicht geven in eventuele verschillen in effecten van lozingen uit GS en VGS op de biologische kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater. Om algemeen geldige uitspraken te kunnen doen, is gekozen voor een groot aantal onderzoekslocaties in verschillende delen van Nederland. Op enkele locaties (alleen bij VGS) vindt detailonderzoek plaats binnen andere deelonderzoeken van de proeftuin 'Anders omgaan met VGS' (zie paragraaf 1.1 en *Schilperoort et al., 2017*).

Het onderzoek richt zich niet op (een vergelijking met) de effecten van overstorten uit gemengde stelsels. Hier is in ander verband wel onderzoek naar gedaan (zie bijvoorbeeld *Postma & Keijzers, 2015*). Ook de relatie met gezondheidsaspecten, zoals de invloed van bacteriële verontreiniging door foutaansluitingen, is niet onderzocht.

Waterschappen hebben (op vrijwillige basis) geparticipeerd door het praktijkonderzoek binnen hun eigen beheergebied te faciliteren en de kosten hiervoor te dragen. Bij het verkennen van de interesse van de waterschappen bleken de kosten vaak een doorslaggevende factor te zijn om wel of niet deel te nemen. Om zo veel mogelijk waterschappen aan het onderzoek te laten bijdragen, zijn de kosten per onderzoekslocatie beperkt gehouden.

2.1.2 Indicatoren

Voor het onderzoek zijn diverse biologische indicatoren overwogen. Uiteindelijk is gekozen voor macrofauna, omdat deze groep een goed beeld geeft van effecten op de middellange termijn (weken tot maanden). Dit is van belang omdat afhankelijk van seizoen en meteorologische omstandigheden de frequentie en de intensiteit van lozingen uit gescheiden stelsels flink kunnen variëren. Hierdoor wordt bijvoorbeeld de invloed van neerslagverschillen tussen de onderzoekslocaties vóór de monsternamen (niet afzonderlijk onderzocht) zo veel mogelijk beperkt. Macrofauna kent een hoge soortendiversiteit en is onder andere een goede indicator voor organische belasting en belasting van water en sediment met organische en anorganische microverontreinigingen. Ook de monsternamen en de determinatie van de soorten zijn relatief eenvoudig vergeleken met micro-organismen, zoals sessiele diatomeeën.

Tabel 2.1 geeft een kwalitatieve vergelijking van de eigenschappen van de overwogen bio-indicatoren.

Aspecten	Micro-organismen	Macrofauna	Macrofyten
Representativiteit	Hoog	Gemiddeld-hoog	Gemiddeld
Effect termijn	Korte termijn	Middellange termijn	Langere termijn
Inspanning	Hoog	Gemiddeld	Laag

Tabel 2.1 Kwalitatieve vergelijking mogelijke bio-indicatoren

De gekozen locaties vallen buiten de reguliere meetnetten van de waterschappen. Vanwege de bijkomende kosten zijn fysische en chemische water- en bodemanalyses daarom buiten beschouwing gelaten. Dergelijke (water)analyses zijn over het algemeen pas zinvol als een reeks van metingen plaatsvindt. Dit betekent dat de beheerder een locatie meermaals moet bezoeken en analysekosten snel oplopen. Enkele metingen worden te zeer beïnvloed door 'toevallige' omstandigheden (zoals weersomstandigheden, eventuele lozingen en inlaat van water) om voldoende representatief te zijn.

In een parallel deelonderzoek binnen de STOWA-RIONEDproeftuin 'Anders omgaan met VGS' zijn uitgebreidere systeemanalyses gedaan, waarbij behalve naar macrofauna ook naar de (fysisch-)chemische waterkwaliteit is gekeken (zie 'Anders omgaan met VGS: praktijkproeven Dalfsen, Eindhoven en Heerhugowaard', *Schilperoort en Langeveld, 2017*).

2.1.3 Strategie

Voor dit onderzoek zijn drie strategieën overwogen:

1. Gepaarde onderzoekslocaties GS en VGS.
2. Onderzoekslocaties met referentielocaties.
3. Clustering van onafhankelijke onderzoekslocaties.

Gepaarde onderzoekslocaties VGS en GS

Bij deze strategie selecteren waterbeheerders steeds twee locaties die qua morfologie en dynamiek vergelijkbaar zijn en eigenlijk alleen van elkaar verschillen in belasting vanuit een GS of een VGS. Per gekoppeld paar zijn de verschillen in soortensamenstelling te onderzoeken en de gevoeligheid van soorten en de verschillen onderling te vergelijken. Dit geeft directe informatie over verschillen in de invloed op de ecologische waterkwaliteit van GS en VGS. Door de resultaten van meerdere locatieparen statistisch te onderzoeken op overeenkomsten (systematische verschillen tussen GS en VGS), zijn vervolgens generieke conclusies te trekken.

In de praktijk bleek deze aanpak voor de meeste waterbeheerders onwerkbaar. Zij konden nauwelijks locaties bij GS en VGS selecteren die onderling (voldoende) vergelijkbaar zijn.

Onderzoekslocaties met referentielocaties

Deze strategie relateert het effect van de lozing uit een stelsel (GS of VGS) aan de biologische kwaliteit van het water bovenstrooms van de lozing, in een niet-beïnvloed deel van de watergang (of een andere goed vergelijkbare, nabijgelegen watergang). Per locatie is zo te onderzoeken in hoeverre de lozingen uit een GS of VGS de waterkwaliteit nadelig beïnvloeden. Met de resultaten van alle onderzoekslocaties samen is statistisch te analyseren of sprake is van systematische (generieke) verschillen tussen GS en VGS.

Ook deze aanpak bleek voor veel waterbeheerders niet goed werkbaar. Meerdere waterschappen konden geen goede referentielocaties bij de verschillende onderzoekslocaties selecteren.

Clustering van onafhankelijke onderzoekslocaties

Deze strategie gaat uit van monsternamen op zo veel mogelijk individuele locaties bij een GS of een VGS. Voor elke locatie worden op basis van de soortensamenstelling 'karakteristieken' voor de waterkwaliteit bepaald (zie paragraaf 2.5). Uit de resultaten van alle locaties is statistisch te onderzoeken of sprake is van significante verschillen tussen locaties bij GS en VGS. Door veel onderzoekslocaties te selecteren (en hierbij enkele vaste criteria te hanteren, zie paragraaf 2.2), wordt de invloed van lokale omstandigheden die mede bepalend zijn voor de soortensamenstelling zo veel mogelijk beperkt. Dergelijke omstandigheden zorgen weliswaar voor spreiding in de soortensamenstelling, maar dat geldt zowel voor locaties bij GS als bij VGS.

Omdat andere strategieën praktisch onhaalbaar bleken, is het onderzoek volgens deze laatste strategie uitgevoerd. Om inzicht te krijgen in de invloed van andere omgevingsfactoren dan het stelseltype op de soortensamenstelling in het ontvangende water, is daarbij ook een groot aantal omgevingsfactoren geïnventariseerd en geanalyseerd met multivariate technieken (zie paragrafen 2.4 en 2.5).

2.2 Onderzoekslocaties

Alle (destijds) 24 waterschappen zijn benaderd om geschikte onderzoekslocaties te selecteren en daar de benodigde macrofaunamonsters en gegevens te verzamelen. Acht waterschappen hebben aan het onderzoek deelgenomen, met een totaal van 48 locaties (zie figuur 2.1 en tabel 2.2). In bijlage 1 vindt u een gedetailleerd overzicht van de locaties.



Figuur 2.1 Verdeling onderzoekslocaties bij GS (rood) en VGS (groen)

Waterschap	Aantal locaties GS	Aantal locaties VGS
Waterschap Brabantse Delta	4	4
Hoogheemraadschap van Delfland	4	4
Waterschap De Dommel	2	2
Waterschap Groot Salland*	4	4
Waterschap Reest en Wieden*	2	4
Waterschap Scheldestromen	3	3
Waterschap Vallei en Veluwe	1	1
Waterschap Zuiderzeeland	3	3
Totaal	23	25

Tabel 2.2 Deelnemende waterschappen en aantallen onderzoekslocaties bij GS en VGS

* Per 1 januari 2016 gefuseerd tot Waterschap Drents Overijsselse Delta.

Randvoorwaarden locatieselectie

Voor de locatieselectie zijn vooraf randvoorwaarden opgesteld (zie tabel 2.3). Zo zijn locaties gekozen die qua typering zo veel mogelijk overeenkomen. Hierdoor is de invloed van grote verschillen in factoren als inrichting, omvang en hydrologie zo veel mogelijk beperkt.

Om genoeg onderzoekslocaties te kunnen selecteren, zijn niet alle randvoorwaarden even strikt gehanteerd. De afwijkende kenmerken zijn in het onderzoek meegenomen als omgevingsvariabelen, zodat de eventuele invloed hiervan op basis van de resultaten is te duiden.

Tabel 2.3 Randvoorwaarden selectie onderzoekslocaties

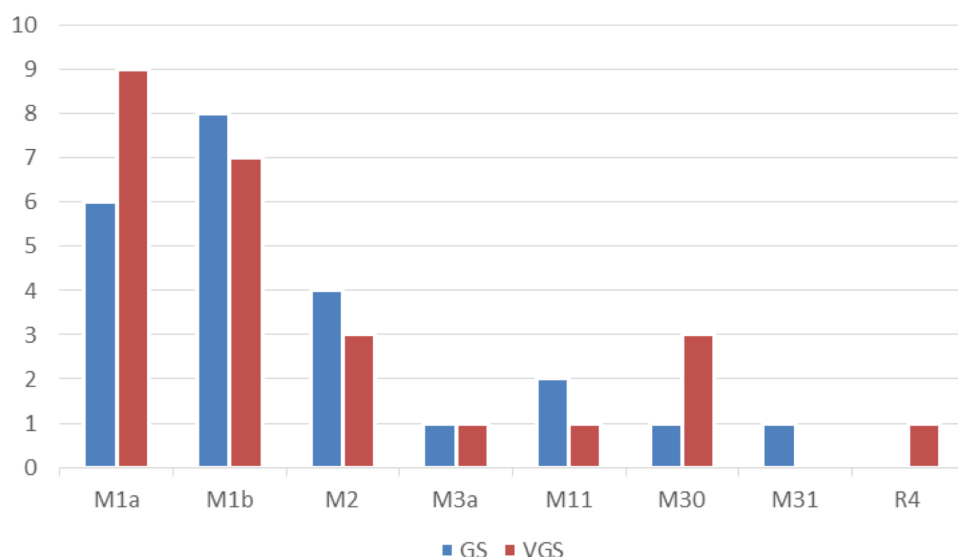
Eisen	Nadere omschrijving	Specificatie
Permanent watervoerend	Tijdelijk droogvallende watergangen komen niet in aanmerking	
Stagnant/langzaam stromend water	Geen R-typen (groep van stromende wateren conform KRW-definities)	
Watertype: klein (stads)water, lijnvormig	Sloten, greppels, klein gedimensioneerde singels	Breedte > 2 m en < 8 m Diepte > 0,5 m en < 2 m
Geen invloed van andere lozingen	Directe invloeden van andere lozingsbronnen moeten voorkomen worden	Richtlijn minimale afstand: 250 m
Voorkom extreme locaties	De hydraulische belasting vanuit het stelsel mag in verhouding tot het ontvangende water niet te groot zijn (stroming moet geen bepalende factor zijn voor macrofauna)	Stroming tijdens lozing < 0,1 m/s (schatting)
Begroeiing watervegetatie aanwezig	De watergang is geheel of gedeeltelijk begroeid met submerse en emerse vegetatie	
Geen recente baggeractiviteiten	Baggerwerkzaamheden kunnen een grote invloed hebben op microhabitats en op de aanwezigheid van soorten	Meest recente baggeractiviteit > 2 jaar geleden
Geen recente maaiactiviteit	Op het moment van monsternamen is vegetatie aanwezig	
Bodemtype: bij voorkeur klei of veen	Voor uniformiteit van de dataset bij voorkeur monsternamen op klei- of veengronden. Als dit niet kan, zijn ook zandgronden toegestaan	

Watertypen

In figuur 2.2 ziet u het aantal onderzoekslocaties bij VGS en GS per watertype volgens de systematiek van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Dit illustreert dat de onderzoekslocaties qua typologie behoorlijk uiteenlopen. De verdeling van de verschillende typen over GS en VGS is in grote lijnen wel vergelijkbaar. Bij de gegevensanalyse is rekening gehouden met (verschillen tussen) de watertypen.

De VGS-locatie met het watertype R4 wijkt bijvoorbeeld af van de randvoorwaarden voor locatieselectie. Dit is een permanent langzaam doorstroomde sloot. Op basis van stroming wordt het water gekenmerkt als type R4, overige kenmerken wijken niet wezenlijk af van andere locaties. Zowel het watertype als de mate van doorstroming is meegenomen als verklarende variabele binnen het onderzoek. Deze locatie is daarom gehandhaafd.

Figuur 2.2 Aantal onderzoekslocaties per KRW-waertype



Code	Omschrijving
M1a	Zoete gebufferde sloten op minerale bodem*
M1b	Niet-zoete gebufferde sloten op minerale bodem**
M2	Zwak gebufferde sloten
M3a	Gebufferde (regionale) kanalen zonder scheepvaart
M11	Kleine ondiepe gebufferde plassen
M30	Zwak brakke wateren
M31	Kleine brakke tot zoute wateren
R4	Permanent langzaam stromende bovenloop op zand

* Sloten op rivierklei of zand, met een typisch chloridegehalte van < 150 mg/l (Evers & Knoben, 2012).

** Sloten op zeeklei, met een typisch chloridegehalte tussen 150 en 1.000 mg/l (Evers & Knoben, 2012).

Tabel 2.4 Omschrijving KRW-waterypen

2.3 Monstername en determinatie

De veldwerkdiensten van de deelnemende waterschappen hebben de monsters genomen en hun laboratoria hebben de macrofaunasoorten gedetermineerd. Om de invloed van systematische verschillen bij de monstername en de determinatie op de onderzoeksresultaten zo veel mogelijk te beperken, is vooraf in overleg met de betrokken waterschappen een ‘bemonsteringsprotocol’ opgesteld. Hierbij is zo veel mogelijk aansluiting gezocht bij de gangbare praktijk voor hydrobiologisch onderzoek voor KRW-doeleinden, zoals beschreven in het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2010). Tabel 2.5 vat het protocol samen, de paragrafen 2.3.1 tot en met 2.3.4 lichten de onderdelen toe.

Samenvatting bemonsteringsprotocol	
Bemonsteringsperiode	Tussen begin mei en half juni 2014
Ligging bemonsteringstraject	Tussen 10 en 20 m stroomafwaarts van het lozingspunt
Bemonsteringsmethode	Conform Handboek Hydrobiologie (werkvoorschrift 12A) • Standaard macrofaunahandnet • Multihabitatmethode, bemonsterde lengte 5 m
Determinatievoorschrift	Conform Handboek Hydrobiologie (werkvoorschrift 12B) • Determinatie tot op soortniveau

Tabel 2.5 Samenvatting bemonsteringsprotocol

2.3.1 Bemonsteringsperiode

De samenstelling van de macrofaunagemeenschap verandert gedurende een jaar. Door op twee momenten in het jaar te bemonsteren, is een goed beeld te krijgen van de aanwezige macrofauna en de variatie hierin. Hierdoor worden zowel de vroeg aanwezige macrofauna als de latere soorten waargenomen. Maar omwille van de kosten is voor dit onderzoek gekozen voor één monstername per locatie. Hierdoor zijn voor hetzelfde budget meer locaties te onderzoeken. De monstername vond plaats in de periode mei-half juni 2014. Dit sluit optimaal aan bij de standaardvoorschriften in het Handboek Hydrobiologie voor bemonstering voor KRW-doeleinden en toepassing van de KRW-maatlatten en andere beoordelingssystemen (zie paragraaf 2.5).

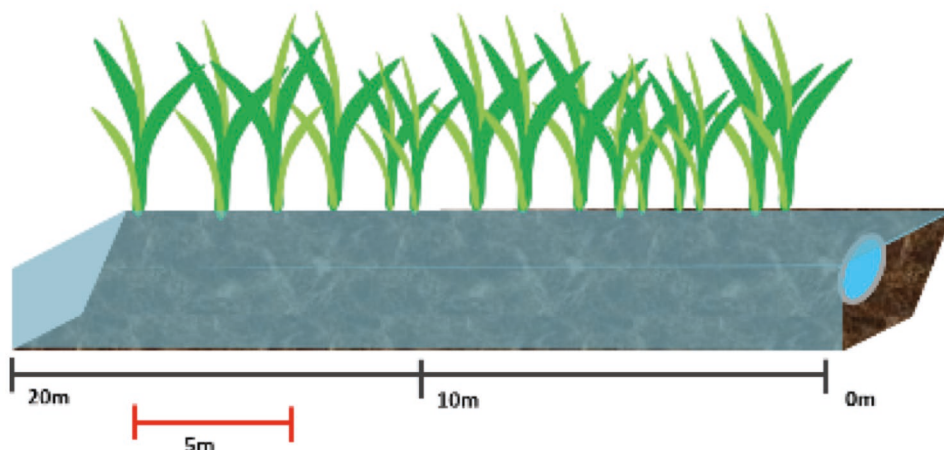
In de praktijk zijn de monsters op enkele onderzoekslocaties buiten de voorgeschreven periode genomen (zie bijlage 1). Alle monsternames vonden plaats tussen 22 april en 7 juli 2014. De verwachting is dat dit geen nadelige gevolgen heeft voor de onderzoeksresultaten.

2.3.2 Ligging bemonsteringstraject

Bij de selectie van het bemonsteringstraject is het uiteraard van belang dat een eventueel effect van een lozing uit het GS of VGS meetbaar is in de macrofaunagemeenschap. Daarbij is het niet wenselijk om té dicht bij de overstortlocatie te meten. Het onderzoek moet vooral inzicht geven in effecten op de toestand van het watersysteem en niet op effecten die alleen zeer lokaal optreden, zoals overmatige stroming of opwerveling door de lozing uit het stelsel. Tegelijkertijd moet het bemonsteringstraject ook niet te ver van het lozingspunt liggen. Dit vergroot de kans op andere verstorende elementen in het tussenliggende traject, zoals zijwatergangen of andere bronnen. Dit zou een nadelig effect op het aantal geschikte onderzoekslocaties hebben en daarmee op de omvang van de dataset voor dit

onderzoek. Bij voorkeur ligt het monstertraject daarom tussen 10 en 20 meter van het lozingspunt (zie figuur 2.3). Bij een variabele afvoerrichting is het van belang dat het traject zo gepositioneerd wordt dat dit het grootste deel van het jaar, in elk geval in het voorjaar, benedenstrooms van het lozingspunt ligt.

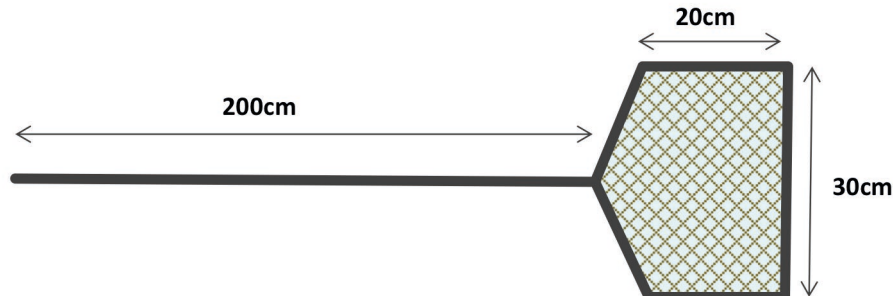
Figuur 2.3 Illustratie ligging bemonsteringstraject ten opzichte van lozingspunt (rechts, bij 0 m)



2.3.3 Bemonsteringsmethode

De monsternamen vindt plaats volgens de (standaard) multihabitatmethode, conform het Handboek Hydrobiologie (werkvoorschrift 12A). De waterschapslaboratoria zijn goed bekend met deze methode, die zij bijvoorbeeld ook voor KRW-bemonsteringen gebruiken. Bij deze methode neemt de veldmedewerker per locatie met een standaard macrofaunahandnet (zie figuur 2.4) een verzamelmonster met een totale bemonsterde lengte van 5 meter. Binnen het bemonsteringstraject neemt hij op representatieve wijze monsters van de aanwezige microhabitats. Ook noteert hij eventuele benodigde afwijkingen.

Figuur 2.4 Standaard macrofaunahandnet (conform NEN-EN-ISO 10870:2010)



Bij de monsternamen neemt de veldmedewerker ook een foto van het lozingspunt en het bemonsterde traject. Daarnaast legt hij enkele omgevingsfactoren vast (zie tabel 2.7 in paragraaf 2.4).

2.3.4 Determinatievoorschrift

Ook de analyse en determinatie vinden plaats conform de voorschriften in het Handboek Hydrobiologie (werkvoorschrift 12B). Daarbij determineert de laborant zo veel mogelijk tot op soortniveau, met naamgeving volgens de "Taxa Waterbeheer Nederland"-standaard. Deze TWN-lijst bevat de standaard naamgeving van voor het waterbeheer relevante organismen en een verwijzing naar de determinatieliteratuur.

2.4 Inventarisatie omgevingsvariabelen

Bij de locatiekeuze is gestreefd naar zo veel mogelijk uniformiteit tussen locaties. Maar ondanks deze inspanningen verschillen locaties altijd van elkaar in omgevingsfactoren. Om inzicht te krijgen in de invloed van omgevingsfactoren op de ecologische waterkwaliteit bij uitlaten van VGS en GS, zijn die kenmerken en omgevingsvariabelen op alle locaties zo uniform mogelijk vastgelegd. Deze gegevens vormen mede een basis voor de multivariate analyse (zie paragraaf 2.5.4). De keuze voor een groot aantal omgevingsvariabelen maakt het effect van verschillen tussen locaties zo inzichtelijk mogelijk.

Vóór het onderzoek is een lijst met relevant geachte variabelen opgesteld. Daarbij is onderscheid tussen gegevens die via een bureau-inventarisatie zijn verzameld (zie tabel 2.6) en gegevens die in het veld zijn genoteerd (zie tabel 2.7).

Variabele	Omschrijving	Specificatie
Algemene typering	Algemene typering van het ontvangende water	Sloot/greppel/singel/ geïsoleerd water
Watertype	Best gelijkende KRW-watertype (naar verwachting overwegend M1, M2, M8 of M9)	M1/M2/M8/M9/...
Dimensies	Breedte van het natte profiel	# meters
	Gemiddelde waterdiepte binnen het natte profiel	# meters
Bodemtype	Typering van de vaste waterbodem	Klei/veen/zand
Kwelsituatie	Inschatting van de mate van kwel of infiltratie	Kwel/intermediair/infiltratie
Mate van doorstroming	Is alleen sprake van waterverversing door neerslag en/of kwel, of vindt ook doorspoeling plaats?	Alleen neerslag/kwel of ook doorspoeling
	Indicatie van de mate van doorstroming in een normale situatie (zonder neerslag)	Permanent stagnerend/ tijdelijk licht doorstroomd/ tijdelijk doorstroomd/ permanent stromend
	Intensiteit van tijdelijke doorstroming	Incidenteel/regelmatig/ vrijwel continu/n.v.t. (permanent)
Beheer en onderhoud	Maaifrequentie per jaar	#/jaar
	Baggercyclus (eens per hoeveel jaar wordt er gebaggerd?)	# jaren
	Meest recente baggeractiviteit Let op: dit is een factor waarmee rekening moet worden gehouden bij de locatieselectie (geen baggeractiviteit in afgelopen 2 jaar)	Jaartal
Overstortingen	Indicatie van het aantal overstortingen uit het VGS of GS	#/jaar
	Datum meest recente overstorting (indien bekend)	Datum
Typering van het stelsel	Wanneer is het stelsel aangelegd (evt. schatting)	Jaartal
	Ligt het stelsel (overwegend) beneden de grondwaterspiegel?	Ja/nee
	Is sprake van lekkende verbindingen in het stelsel? (ook bij droogweerafvoer, als het stelsel beneden de grondwaterspiegel ligt)	Ja, daar is sprake van/ nee, daar is geen sprake van/niet bekend
Typering van de belasting op het stelsel	Typering van de omgeving	Rustige woonwijk/drukke woonwijk/bedrijventerrein/ gemengd
	Type verharding dat afstroomt op het stelsel	Alleen daken/alleen wegen/beide
	Inschatting oppervlak van afstromend gebied	Ha
	Typering van de verkeersintensiteit	Nauwelijks/weinig/veel verkeer
	Typering van het verkeerstype	Vrijwel alleen licht verkeer/ vrijwel alleen zwaar verkeer/ gemengd
Aanwezigheid futaansluitingen	Is sprake van futaansluitingen (dwa) op het VGS of GS?	Ja/nee/niet bekend
Aanwezigheid noodoverstorten	Zijn in de omgeving van het lozingspunt noodoverstorten vanuit vuilwaterriolering aanwezig, die bij een overstorting van invloed kunnen zijn op de waterkwaliteit op het bemonsteringspunt?	Ja/nee
Bijzonderheden	Toelichting op ingevulde antwoorden of andere bijzonderheden	Vrije tekst

Tabel 2.6 Geïnterviewde omgevingsvariabelen (bureau-inventarisatie)

**Tabel 2.7 Geïntervieweerde
omgevingsvariabelen
(veldinventarisatie)**

Variabele	Omschrijving	Specificatie
Oppervlakte- watervegetatie	Inschatting van het percentage van de waterbodem in het natte profiel van de watergang dat in voorjaar/zomer bedekt is met waterplanten (exclusief kroos/flab)	%
Kroosbedekking	Inschatting van het percentage van het natte profiel van de watergang dat in voorjaar/ zomer bedekt is met kroos (of flab)	%
Mate van beschaduw	Inschatting van het percentage van het natte profiel van de watergang dat gemiddeld over de dag beschaduw is (conform paragraaf 5.5.1 van het Handboek Hydrobiologie)	%
Oeverinrichting	Typering van het talud van de oever (let op: dit gaat om het deel rond en onder de waterspiegel!)	Harde, steile oevers/ één flauwe oever/ twee flauwe oevers
	Inschatting hellingshoek flauwe oever(s)	1:x
	Aanwezigheid harde oeververdediging (palen, stenen, damwand, beton, etc.)	Afwezig/eenzijdig aanwezig/ tweezijdig aanwezig
	Ontwikkeling van oevervegetatie op de over- gang van het droge naar het natte deel van de oever (bij harde, steile oevers: afwezig)	Afwezig/eenzijdig aanwezig/ tweezijdig aanwezig
Substraat	Karakterisering van het onderwatersub- straat (aan de hand van variatie zand/slib, vegetatie, dieptevariatie, aanwezigheid wortels/takken, etc.)	Eenvormig/matig gevarieerd/ zeer gevarieerd
	Aanwezigheid sliblaag	Dikke sliblaag/weinig slib/ geen slib
Onderhoud	Is zichtbaar aan de vegetatie (of afwezigheid daarvan) dat watergang en oevers recent gemaaid zijn? Let op: dit is een factor waarmee rekening moet worden gehouden bij de locatieselectie	Ja/nee
Externe bronnen	Inschatting van het aantal watervogels aanwezig ten tijde van het veldbezoek, binnen een straal van 100 meter van het lozingspunt	#
	Mate van eendjes voeren	Komt niet voor/incidenteel/ matig/op kleine schaal/ dagelijks/op grote schaal
	Mate van oppervlakkige afspoeling hondenpoep	Niet van toepassing/ geringe mate van afspoeling/matige afspoeling/hoge mate van afspoeling
	Mate van bladval	Niet van toepassing/ weinig bladval/nauwelijks overhangend blad/matige bladval/lokaal overhangend blad/veel bladval/ veel overhangend blad
Overige diffuse bronnen	Aanwezigheid overige relevante diffuse bronnen	Vrije tekst
Weersomstandigheden	Luchttemperatuur	# °C
	Wolkenbedekking	%
	Neerslag	Droog/af en toe regen/ continu regen
Bijzonderheden	Toelichting op ingevulde antwoorden of andere bijzonderheden	Vrije tekst

2.5 Gegevensbewerking en -analyse

2.5.1 Uniformering soortenlijst

De waterschapslaboratoria hebben de macrofaunamonsters gedetermineerd. Ondanks het gebruik van standaard determinatievoorschriften zijn er in de praktijk verschillen in soortenlijsten. Laboranten hebben niet allemaal evenveel ervaring met de verschillende soorten, geslachten en families. Hierdoor komt het voor dat de ene laborant een organisme tot een ander taxonomisch niveau determineert dan de andere. Deze verschillen kunnen invloed hebben op de beoordeling van de biologische waterkwaliteit; een monster uit het ene beheergebied kan een andere beoordeling krijgen dan eenzelfde monster uit een ander beheergebied.

Om verschillen in soortenlijsten zo veel mogelijk te voorkomen, zijn de taxa van alle onderzoekslocaties samengevoegd tot één lijst die is gecontroleerd op taxonomische verschillen. Bij geconstateerde verschillen zijn zo nodig aanpassingen gedaan. Dit betreft overwegend de volgende situaties:

- Op een deel van de locaties zijn taxa gedetermineerd tot op genusniveau, terwijl op andere locaties taxa uit ditzelfde genus zijn gedetermineerd tot op soortniveau. In dit geval zijn alle soortnamen aangepast naar het bovenliggende genus. Hetzelfde komt voor tussen familie en genus (aanpassing naar familieniveau). Dit is ook gebeurd voor een aantal taxa waarvan bekend is dat de determinatie vaak tot problemen (en dus mogelijke fouten) leidt. Voor een deel van de locaties betekent dit een (beperkt) informatieverlies.
- Hetzelfde verhaal als in het vorige punt geldt voor individuen die tot op subsoort zijn gedetermineerd. Deze zijn aangepast naar de bovenliggende soort. Dit komt maar heel beperkt voor.
- Soms is binnen één monster een klein deel van de individuen gedetermineerd tot op genusniveau (of familie) en zijn andere individuen uit datzelfde genus op soortnaam gebracht. In dat geval is het aantal individuen dat tot op genusniveau was gedetermineerd naar rato verdeeld over de onderliggende soorten.
- In enkele gevallen zijn individuen tot een dusdanig (hoog) niveau gedetermineerd dat dit nietszeggend is voor de analyses. Hierdoor is verdeling van deze individuen over onderliggende soorten of genera ook niet goed mogelijk. In die gevallen zijn deze individuen bij de analyses weggelaten.

De geüniformeerde soortenlijst is gebruikt voor de berekening van karakteristieken (zie paragraaf 2.5.2), de statistische analyses (zie paragraaf 2.5.3) en de multivariate analyses (zie paragraaf 2.5.4).

2.5.2 Berekening karakteristieken

Om te onderzoeken of sprake is van significante verschillen tussen de macrofaunagemeenschappen bij uitlaten van GS en VGS, zijn statistische analyses uitgevoerd. Die analyses zijn niet direct op de soortenlijsten uitgevoerd, maar op een aantal daarvan afgeleide 'karakteristieken'. Deze karakteristieken vormen een maat voor de diversiteit van de monsters en/of de kwaliteit van het betreffende water.

Van alle monsters zijn de volgende karakteristieken berekend:

- Aantal taxa.

Dit betreft het aantal verschillende soorten, genera of families in de monsters. Dit is een maat voor de soortendiversiteit. Een water met een goede ecologische kwaliteit kent doorgaans een hogere soortendiversiteit dan verstoorte wateren. Het aantal taxa per monster, na uniformering van de dataset, is bepaald met het statistische pakket PAST (Hammer *et al.*, 2001), versie 3.08.

Omdat matig brakke wateren van nature relatief soortenarm zijn (Remane & Schlieper, 1971), zijn de locaties van watertypen M30 en M31 bij de analyses van het aantal taxa weggelaten.

- BBI-score.

De score op de Belgische Biotische Index (De Pauw & Vanhooren, 1983; De Pauw & Vannevel, 1991; samengevat in: De Jonge, 2007). Met deze index is op basis van de samenstelling van de macrofaunagemeenschap eenvoudig een uitspraak te doen over de mate van verontreiniging van het systeem. Omdat deze methodiek is ontworpen voor stromende zoete wateren, zijn de resultaten slechts indicatief. De BBI-score per monster is handmatig bepaald. Mogelijke scores liggen tussen 0 (hoge mate van verontreiniging) en 10 (geringe mate van verontreiniging). Bijlage 2 licht de beoordelingswijze toe.

Omdat het BBI-systeem is ontworpen voor zoete wateren, zijn de locaties met de brakwatertypen M30 en M31 bij deze analyses weggelaten.

- Shannon-index.

Een index voor de mate van biodiversiteit in monsters, waarbij zowel het aantal soorten als de verdeling van de individuen over deze soorten wordt beschouwd. Veel soorten met een gelijke verdeling leiden tot een hoge score. Waarden voor deze index liggen vaak tussen circa 1,5 voor systemen met een lage diversiteit en circa 3,5 voor systemen met een hoge diversiteit. Maar lagere (vanaf 0) of hogere waarden zijn ook mogelijk. De Shannon-index per monster is bepaald met PAST, volgens de volgende formule:

$$H = - \sum_i \frac{n_i}{n} \ln \frac{n_i}{n}$$

waarin:

H = Shannon-index

n = totaal aantal individuen

ni = aantal individuen van taxon i

Brakke wateren kennen van nature een veel kleinere soortendiversiteit dan zoete systemen (*Remane & Schlieper, 1971*). Daarom zijn de locaties met de brakwatertypen M30 en M31 bij deze analyses weggelaten.

- EKR-score.

De EKR-score (ecologische kwaliteitsratio) is een maat voor de biologische kwaliteit van de soortengemeenschap. Dit is de standaard beoordelingsmethodiek voor biologische kwaliteitselementen binnen de KRW. Voor dit doeleinde zijn maatlatten ontwikkeld voor een breed scala aan in Nederland voorkomende watertypen (meren, kanalen, sloten, stromende wateren en kust- en overgangswateren, met een verdere onderverdeling op basis van specifieke kenmerken). Met deze maatlatten is de biologische kwaliteit van een water te beoordelen van 0 (slechte kwaliteit) tot 1 (zeer goede kwaliteit, overeenkomstig met een ongestoorde referentiesituatie)². Hoewel de opbouw van de maatlatten voor verschillende watertypen onderling verschilt, is de schaling van de beoordelingsresultaten gelijk. Hierdoor zijn ook wateren van verschillende typen in een statistische analyse met elkaar te vergelijken. De EKR-score per monster is bepaald met het programma QBWat, versie 5.33 (*Pot, 2015*).

Voor brakke wateren zijn aparte maatlatten ontwikkeld, volgens dezelfde systematiek als voor de zoete wateren. Hoewel de watersystemen sterk van elkaar verschillen, wordt de kwaliteit ten opzichte van de referentiesituatie voor het betreffende watertype wel op eenzelfde manier en op dezelfde schaal beoordeeld. Daarom kunnen de onderzoekslocaties in brakke wateren bij deze analyses wel worden meegenomen.

- Deelmaatlatscore DN%.

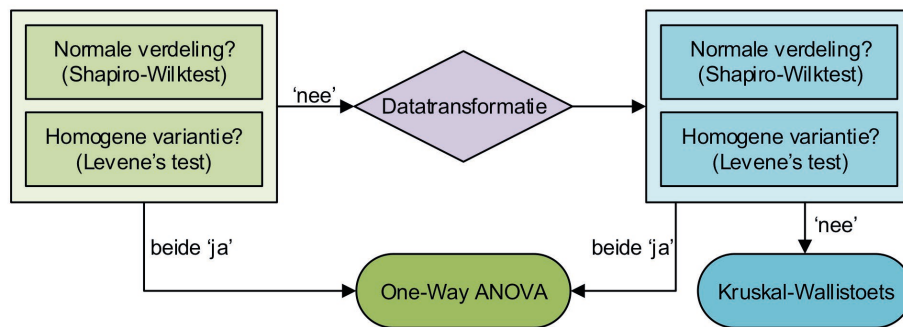
De KRW-maatlatten werken met deelmaatlatten die verschillende informatie verschaffen over de kwaliteit van de soortensamenstelling. Een van de deelmaatlatten is die voor negatief dominante soorten. Deze komt voor in alle voor dit onderzoek relevante maatlatten. Deze deelmaatlat bepaalt het aandeel van de individuen dat behoort tot taxa die bij dominantie een slechte ecologische toestand indiceren. Dit is niet uitgedrukt als een ratio tussen 0 en 1, maar als het percentage individuen behorende tot de negatief dominante indicatoren op basis van abundantieklassen. Het gebruik van abundantieklassen in plaats van echte (absolute) abundanties voorkomt dat extreem hoge abundanties van een of enkele soorten de score te zwaar beïnvloeden (*Van der Molen et al., 2012; Evers & Knoben, 2012*). Welke taxa negatief worden beoordeeld, hangt af van het watertype. Toch is deze systematiek bruikbaar om monsters van verschillende watertypen te vergelijken. Net als de EKR-score zijn de deelmaatlatscores bepaald met QBWat. Deze worden zowel voor de zoete als voor de brakke watertypen berekend en zijn onderling vergelijkbaar. Daarom kunnen de onderzoekslocaties in brakke wateren bij deze analyses wel worden meegenomen.

² De maatlatten voor de natuurlijke watertypen (waaronder M30, M31 en R4) zijn in detail beschreven in *Van der Molen et al. (2012)*. De maatlatten voor sloten en kanalen (waaronder de typen M1, M2 en M3) vindt u in *Evers & Knoben (2012)*. Maatlatten voor een aantal overige watertypen (waaronder M11), die niet aan KRW-waterlichamen zijn toegekend, staan in *Van der Molen et al. (2013)*.

De KRW-maatlatten kennen ook deelmaatlatten voor positieve en/of kenmerkende taxa, maar deze deelmaatlatten zijn niet voor alle watertypen gelijk van opbouw. Hierdoor is een statistische analyse op basis van deelmaatlatcores voor positieve en/of kenmerkende taxa niet mogelijk.

2.5.3 Statistische analyses

Om te onderzoeken of sprake is van verschillen tussen de bepaalde karakteristieken voor GS en VGS, zijn statistische analyses uitgevoerd. De kenmerken van de datasets zijn daarbij bepalend voor de selectie van de toets. De datasets voor GS en VGS zijn als twee onafhankelijke steekproeven te zien. Op basis van de normaliteit van de waarnemingen bij GS en VGS en de homogeniteit van de variantie van beide steekproeven is vervolgens de best passende toets te selecteren (zie figuur 2.5).

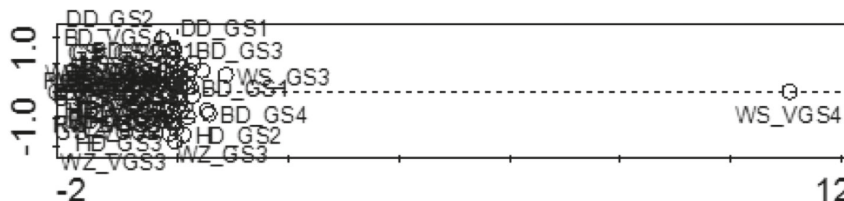


Figuur 2.5 Beslisschema statistische analyses (start linksboven)

De volgende toetsen zijn uitgevoerd:

- De Shapiro-Wilktest om te bepalen of de steekproef uit een normale verdeling afkomstig is. Deze toets hanteert als nulhypothese dat de populatie waaruit de steekproef is genomen normaal verdeeld is. Deze hypothese wordt verworpen als de berekende p-waarde (kans) kleiner is dan de gehanteerde α -waarde die hoort bij het gekozen betrouwbaarheidsinterval (significantie).
- De Levene's test om de homogeniteit van de variantie (maat voor de spreiding van waarden) te bepalen. Deze test onderzoekt in hoeverre de variantie van twee of meer groepen waarnemingen gelijk is. De nulhypothese is dat varianties gelijk zijn. Deze wordt verworpen als de berekende p-waarde kleiner is dan de gehanteerde α -waarde.
- Een ANOVA (Analysis Of Variance) bij normaal verdeelde gegevens met een homogene variantie. Met deze krachtige toets wordt onderzocht of de populatiegemiddelden van twee (of meer) steekproeven van elkaar verschillen. De variantie binnen de groepen wordt daarbij vergeleken met de variantie tussen de groepen. De nulhypothese is dat de populatiegemiddelden gelijk zijn. Bij een berekende p-waarde kleiner dan de gehanteerde α -waarde wordt deze verworpen.
- Als er geen normale verdeling is én geen homogene variantie, wordt eerst onderzocht of dat na transformatie van de data wél het geval is. Hierbij worden alle waarnemingen getransformeerd, bijvoorbeeld door de wortel of het exponentieel hiervan te nemen.
- Als er na de datatransformatie nog altijd geen normale verdeling is en/of geen homogene variantie, is de verdelingsvrije Kruskal-Wallis toets uitgevoerd. Deze toets is een soort One-Way ANOVA gebaseerd op rangnummers. Hiermee wordt getoetst of er een verschil is tussen de verdelingen waaruit twee (of meer) steekproeven afkomstig zijn. De nulhypothese is dat de verdelingen gelijk zijn. Deze wordt verworpen als de berekende p-waarde kleiner is dan de gehanteerde α -waarde.

Een deel van de locaties valt onder het type 'niet-zoete gebufferde sloten op minerale bodem' (watertype M1b). Dit type kenmerkt zich door chloridegehalten die te laag zijn voor echte brakwatersoorten (zoals gespecificeerd voor type M30), maar te hoog voor chloridegevoelige soorten (Evers & Knoben, 2012). Dit kan van invloed zijn op de soortensamenstelling van macrofauna en dus ook op de daarmee berekende karakteristieken. Daarom is ook een statistische analyse gedaan van alleen de zoete watertypen (alle typen behalve de brakke typen M30 en M31 en de niet-zoete sloten van type M1b). Om de verschillen met de zoete wateren inzichtelijk te maken, zijn ook de niet-zoete sloten (type M1b) apart geanalyseerd. Omdat de brakke typen M30 en M31 te zeer afwijken van dit type, zijn deze hierbij niet meegenomen. Maar de steekproefomvang (acht locaties bij GS en zeven bij VGS) is hiervoor feitelijk te klein. Deze toets is daarom uitsluitend als indicatief te beschouwen.



- De Canoco-analyse met de omgevingsvariabelen is uitgevoerd met een unimodaal responsiemodel (CCA: Canonical Correspondence Analysis). Bij een gradiëntlengte $< 3,0$ is een lineair responsiemodel aanbevolen, bij een gradiëntlengte $> 4,0$ een unimodaal model. Daartussen zijn in principe beide modellen mogelijk. Een DCA met de macrofaunagegevens in dit onderzoek (exclusief monster WS_VGS4) duidt op een gradiëntlengte $> 3,4$. Uit een testanalyse is gebleken dat het unimodale model voor deze dataset het beste resultaat oplevert. Ter vergelijking is ook een test uitgevoerd met het lineaire responsiemodel. Dit leverde dezelfde selectie van variabelen met een significante bijdrage op. Hieruit is afgeleid dat de uitkomst robuust is.
- Er is een optie voor 'detrending'. Detrending is nodig als de eerste en tweede as een relatie met elkaar hebben; een kwadratische afhankelijkheid die zich uit in de vorm van een hoefijzer bij de verdeling van de monsters in een ordinatiediagram. Bij de dataset in dit onderzoek is dit niet aan de orde.
- Als laatste is 'downweighting of rare species' ingezet. Hierbij wordt minder gewicht toegekend aan zeldzame soorten in de gegevens. Dit voorkomt dat een enkele waarneming de ordening te sterk bepaalt.

- Om de relaties te onderzoeken tussen de macrofaunasamenstelling en omgevingsvariabelen, moet de variatie in de gegevens zo groot mogelijk zijn. Daarom zijn geen aparte analyses uitgevoerd voor de zoete en de brakke wateren (of alleen de niet-zoete sloten). De invloed van het zoutgehalte is meegenomen als omgevingsvariabele (zoet of brak).
- Er is een interactieve voorwaartse selectie uitgevoerd. Hierbij berekent Canoco de bijdrage van elke variabele op het resultaat. Als de bijdrage significant is, dan is deze variabele handmatig geselecteerd voor de analyse. Hierbij is een berekende p-waarde van 0,05 als criterium gehanteerd.

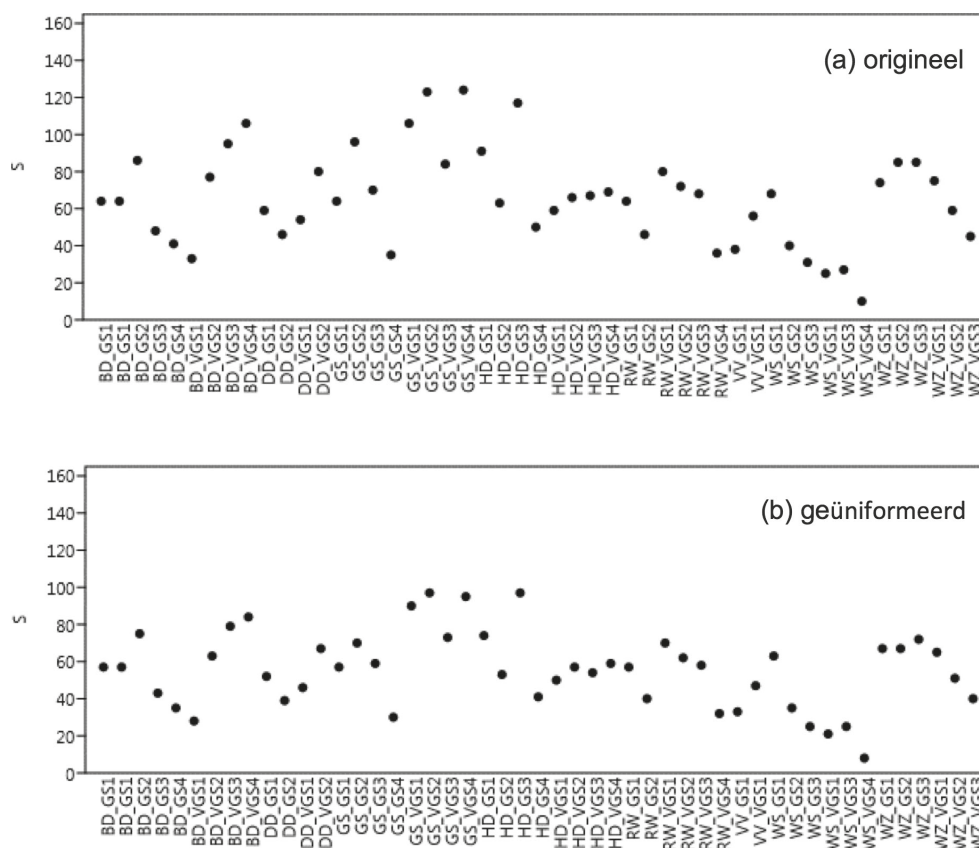
Het optimaliseren van de analyse met Canoco is een iteratief proces. Op basis van resultaten van een aantal voorbereidende en indicatieve analyses worden invoer en instellingen enkele malen bijgesteld. Uit een eerste analyse is gebleken dat onder andere het beheergebied (waterschap) significant bijdraagt aan de waargenomen variatie tussen de locaties. Het is dus duidelijk dat er een gebiedsinvloed is. Uit de aangeleverde macrofaunagegevens blijkt dat verschillende macrofaunagroepen tot een verschillend niveau gedetermineerd zijn. De verwachting is dus dat het effect van een beheergebied voor een groot deel wordt verklaard in de mate van determinatie. Aangezien dit niet relevant is als effect op de waterkwaliteit, is het beheergebied in een tweede analyse als 'covariabele' meegenomen. De variatie door de covariabele wordt hierbij als 'achtergrondvariatie' gezien, waardoor het onderscheidend vermogen van de analyse toeneemt.

3 Resultaten

3.1 Macrofaunavangsten en uniformering

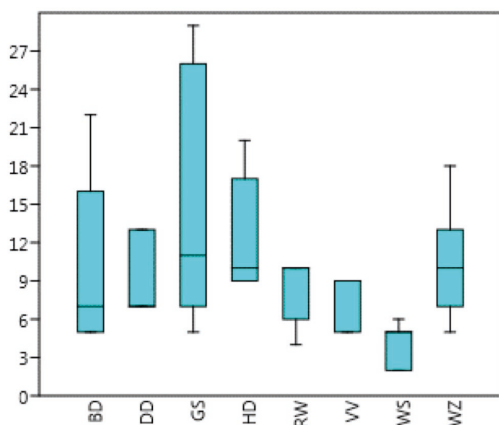
In figuur 3.1 ziet u het aantal taxa per monster dat bij de determinatie op naam is gebracht en het aantal taxa per monster na uniformering van de dataset. Zowel de originele als de geüniformeerde soortenlijst staat in bijlage 3.

Figuur 3.1 Aantal taxa (S) per monster in de originele dataset (boven) en de geüniformeerde dataset (onder)



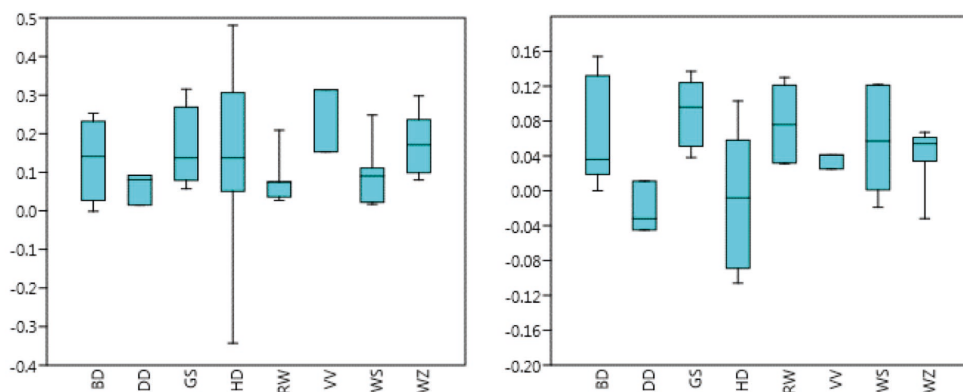
Uit figuur 3.1 blijkt dat er grote verschillen zijn tussen het aantal taxa op de verschillende locaties. Ook valt op dat een deel van de monsters van Waterschap Groot Salland (GS_...) relatief soortenrijk is en de meeste monsters van Waterschap Scheldestromen (WS_...) relatief soortenarm zijn. Dit laatste hangt waarschijnlijk samen met het feit dat de onderzoekslocaties van Scheldestromen vrijwel allemaal in brakke wateren liggen. Vanwege de fluctuerende zoutgehaltes zijn deze wateren van nature veel minder soortenrijk dan zoete wateren. Alleen locatie WS_GS1 is als zoet gekarakteriseerd; hier ligt het aantal taxa dan ook beduidend hoger dan op de andere locaties van dit waterschap.

Na uniformering is het aantal taxa in de meeste monsters kleiner dan ervoor (zie figuur 3.2). De verschillen variëren per locatie, maar ook per waterschap. Figuur 3.2 geeft per waterschap weer in hoeverre uniformering het absolute aantal taxa heeft verminderd. Hierbij valt opnieuw Waterschap Groot Salland op, doordat op enkele locaties het aantal taxa relatief sterk is verminderd. Bij Waterschap Scheldestromen is de afname logischerwijs het kleinst.



Figuur 3.2 Verschillen tussen het absolute aantal taxa in de originele en de geüniformeerde dataset (origineel minus geüniformeerd), als boxplot³ per waterschap

Uniformering van de dataset heeft niet alleen gevolgen voor het aantal taxa per monster, maar ook voor enkele karakteristieken die daaruit worden berekend. Dit illustreert figuur 3.3 voor de Shannon-index en de EKR-scores. Op een enkele uitzondering na wordt de Shannon-index lager door de wijzigingen in de taxalist. Dit is conform verwachting; de afname van het (onderscheiden) aantal taxa leidt vaak tot een afname van de berekende diversiteit. Alleen als de verdeling van het aantal individuen over de verschillende taxa door de aanpassingen aanmerkelijk gelijkmatiger wordt, is een toename van de score te verwachten. Ook de EKR-score neemt in de meeste gevallen af. En ook hier speelt de afname van het aantal taxa per monster een rol. De beoordeling is gebaseerd op het voorkomen van positief en negatief indicerende taxa, waarbij de positief indicerende taxa het zwaarst meewegen. Het wegvallen (of samenvoegen) van positieve taxa leidt er vaak toe dat de EKR-score afneemt. In een kleiner aantal gevallen is de invloed van een afname van het aantal negatief indicerende taxa groter, waardoor de EKR toeneemt.



Figuur 3.3 Absolute verschillen tussen Shannon-index (links) en EKR-score (rechts) berekend met originele en geüniformeerde dataset (origineel minus geüniformeerd), als boxplot per waterschap

De verandering van de karakteristieken van veel monsters zorgt voor informatieverlies, maar toont ook het belang van uniformering aan. Zonder deze aanpassingen zou het effect van determinatieverschillen de onderzoeksresultaten sterk vertroebelen. Na de uniformering zijn dergelijke effecten nog altijd niet volledig uit te sluiten, maar de invloed hiervan is in elk geval veel kleiner.

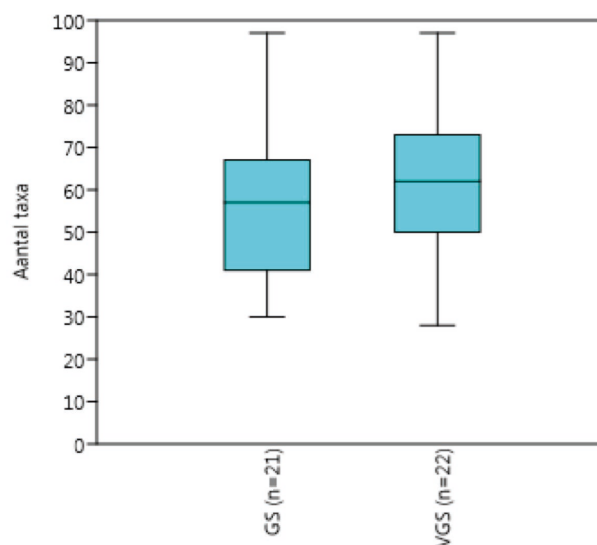
3.2 Statistische analyse verschillen VGS en GS

3.2.1 Aantal taxa

Uit de geüniformeerde taxalist is per onderzoekslocatie het totaal aantal taxa bepaald (zie bijlage 4). In figuur 3.4 ziet u de spreiding in de aantallen bij GS en VGS. Hoewel de bandbreedte van de aantallen bij beide vrijwel identiek is, is het aantal taxa in het merendeel van de monsters bij VGS iets hoger dan bij GS. Dit geldt ook voor het gemiddelde aantal taxa per monster (zie tabel 3.1).

3 Een boxplot geeft een vereenvoudigde weergave van de dataverdeling. De waarnemingen worden in oplopende volgorde gerangschikt. Hieruit worden de minimale en maximale waarneming, de mediaan (middelste waarneming) en het eerste en derde kwartiel afgeleid (waarnemingen op een kwart respectievelijk driekwart van het totaal aantal waarnemingen). Deze worden weergegeven in de boxplot. De blauwe 'box' omvat alle waarnemingen tussen het eerste en derde kwartiel. De mediaan is hierin als streep weergegeven.

Figuur 3.4 Verdeling aantal taxa bij GS en VGS in de complete dataset, exclusief de brakke typen M30 en M31



Tabel 3.1 Resultaten statistische analyse aantal taxa

	Hele dataset*		Alleen zoete typen		Alleen type M1b	
	GS	VGS	GS	VGS	GS	VGS
Aantal locaties	21	22	13	15	8	7
Gemiddelde	56,2	62,1	49,8	66,1	66,8	53,7
Standaarddeviatie	16,9	18,9	14,3	21,4	23,7	7,9
Data normaal verdeeld?	Ja (p = 0,520)	Ja (p = 0,847)	Ja (p = 0,462)	Ja (p = 0,736)	Ja (p = 0,734)	Ja (p = 0,944)
Variantie homogeen?	Ja (p = 0,683)		Ja (p = 0,225)		Ja (p = 0,301)	
Toets	ANOVA		ANOVA		ANOVA	
Verklaring variatie - tussen groepen - binnen groepen	2,7% 97,3%		17,3% 82,7%		22,1% 77,9%	
Toetsresultaat	Geén verschil (p = 0,288)		Ja (p _{gelijk} = 0,028)		Geén verschil (p = 0,077)	

* = hele dataset, exclusief typen M30 en M31.

Omdat de waarnemingen in beide groepen normaal verdeeld zijn en de variantie over de gehele dataset homogeen is, is een ANOVA uitgevoerd (zie ook tabel 3.1). Hieruit blijkt dat het aantal taxa bij GS en VGS niet significant verschilt. De totale variatie in de dataset wordt slechts voor een zeer klein deel (2,7%) verklaard door verschillen tussen GS en VGS.

Alleen zoetwaterlocaties

Figuur 3.5 vat de gegevens uit tabel 3.1 samen, de resultaten voor zoete watertypen ziet u links.

Figuur 3.5 Verdeling aantal taxa bij GS en VGS, links alleen in de zoete watertypen (excl. M1b, M30 en M31) en rechts alleen in de niet-zoete sloten (type M1b)

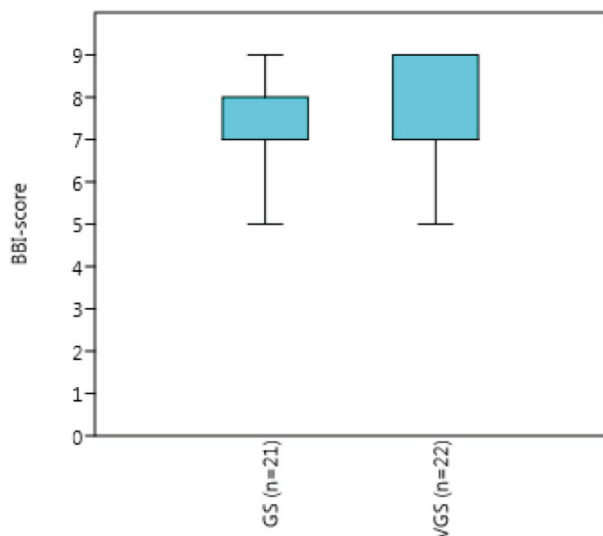
Ten opzichte van de analyse mét type M1b is het gemiddeld aantal taxa bij uitlaten van GS lager en bij VGS juist hoger. De bandbreedte is in beide gevallen afgenomen, maar voor GS sterker dan voor VGS. Omdat de waarnemingen in beide groepen normaal verdeeld zijn en de varianties homogeen zijn, is een ANOVA uitgevoerd (zie ook tabel 3.1). Hieruit blijkt dat het aantal taxa bij GS en VGS nu wél significant verschilt. Bij VGS is het aantal taxa beduidend hoger dan bij GS. De totale variatie in de dataset wordt nu voor een veel groter deel (ruim 17%) verklaard door verschillen tussen GS en VGS.

Niet-zoete sloten

De verdeling van de gegevens van de niet-zoete sloten staat rechts in figuur 3.5, het resultaat van de (uitsluitend als indicatief te beschouwen) statistische analyse in tabel 3.1. Het beeld bij GS is hier op het oog positiever dan in de zoete wateren. Bij VGS is vooral de bandbreedte kleiner. Bij GS lijkt het aantal taxa hoger dan bij VGS. Maar uit de indicatieve statistische toets (ANOVA) blijkt géén significant verschil, mede omdat de steekproef feitelijk te klein is.

3.2.2 Belgische Biotische Index (BBI)

Uit de geüniformeerde taxalijst is per onderzoekslocatie de BBI-score bepaald (zie bijlage 4). Figuur 3.6 laat de spreiding van de scores bij GS en VGS zien. Hoewel de bandbreedte van de scores bij beide identiek is, is de gemiddelde score bij VGS hoger dan bij GS (zie ook tabel 3.2). Bij VGS komen vooral meer locaties met een maximale score voor (zeven locaties ten opzichte van drie bij GS).



Figuur 3.6 Verdeling BBI-scores bij GS en VGS in de complete dataset, exclusief de brakke typen M30 en M31

De variantie van de gegevens is homogeen, maar de waarnemingen zijn (ook na een data-transformatie) niet normaal verdeeld. Daarom is een Kruskal-Wallistoets uitgevoerd met de originele gegevens. Dit is een toets op basis van rangnummers; die veranderen niet door een datatransformatie. Hieruit blijkt dat de BBI-score bij GS en VGS niet significant verschilt (zie tabel 3.2).

	Hele dataset*		Alleen zoete typen		Alleen type M1b	
	GS	VGS	GS	VGS	GS	VGS
Aantal locaties	21	22	13	15	8	7
Gemiddelde	7,2	7,6	6,7	7,7	8,0	7,4
Standaarddeviatie	1,0	1,1	0,8	1,2	0,9	0,8
Data normaal verdeeld?	Nee (p = 0,015)	Nee (p = 0,000)	Nee (p = 0,011)	Nee (p = 0,003)	Nee (p = 0,030)	Nee (p = 0,001)
Variantie homogeen?	Ja (p = 0,327)		Nee (p = 0,023)		Ja (p = 0,561)	
Toets	Kruskal-Wallis		Kruskal-Wallis		Kruskal-Wallis	
Toetsresultaat	Géén verschil (p = 0,158)		VGS > GS (p _{gelijk} = 0,013)		Géén verschil (p = 0,203)	

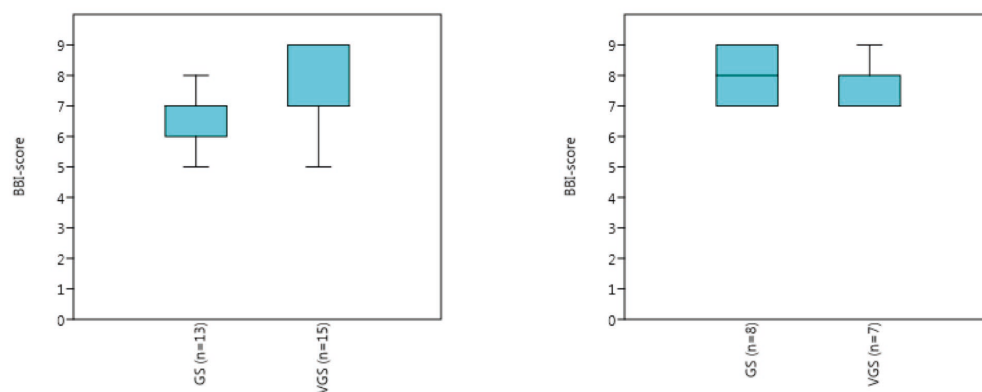
Tabel 3.2 Resultaten statistische analyse BBI-score

* = hele dataset exclusief typen M30 en M31.

Alleen zoetwaterlocaties

Figuur 3.7 vat de gegevens uit tabel 3.2 samen, de resultaten voor zoete watertypen ziet u links. Ten opzichte van de analyse mét type M1b is de BBI-score bij uitlaten van GS lager en bij VGS juist een fractie hoger. Voor GS zijn vooral de scores in het hoogste bereik weggevallen. De waarnemingen zijn (ook na een transformatie) niet normaal verdeeld en de variantie is niet homogeen. Daarom is een Kruskal-Wallistoets uitgevoerd met de originele gegevens. Hieruit blijkt dat de BBI-score bij GS en VGS nu wél significant verschilt. Bij VGS is de BBI-score significant hoger dan bij GS.

Figuur 3.7 Verdeling BBI-scores bij GS en VGS, links alleen in de zoete watertypen (excl. M1b, M30 en M31) en rechts alleen in de niet-zoete sloten (type M1b)



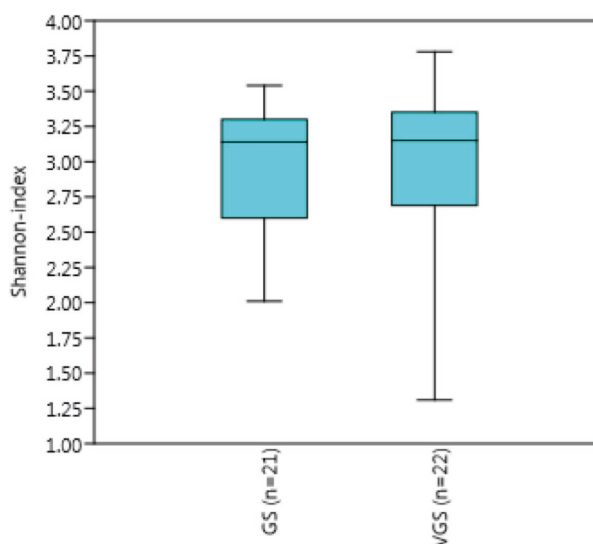
Niet-zoete sloten

De verdeling van de gegevens van de niet-zoete sloten staat rechts in figuur 3.7, het resultaat van de (uitsluitend als indicatief te beschouwen) statistische analyse in tabel 3.2. Ook op grond van de BBI-scores is het beeld bij GS hier op het oog positiever dan in de zoete wateren. Bij VGS komen minder locaties met een relatief lage score voor, maar toch is de gemiddelde score iets lager dan in de zoete wateren. De bandbreedte bij GS en VGS is gelijk, maar bij GS komen meer hoge scores (BBI = 8 of 9) voor. Maar uit de indicatieve statistische toets (Kruskal-Wallis) blijkt géén significant verschil, mede omdat de steekproef feitelijk te klein is.

3.2.3 Shannon-index

Uit de geüniformeerde taxalijst is per onderzoekslocatie de Shannon-index bepaald (zie bijlage 4). Figuur 3.8 laat de spreiding van de berekende indices zien. De mediaan en ook het gemiddelde (zie tabel 3.3) voor GS en VGS lijken vrijwel identiek. Maar bij VGS komt een grotere variatie voor, zowel onder als boven het gemiddelde. Twee VGS-locaties scoren lager dan de slechtst beoordeelde GS-locatie (met een index van 2,01). De laagste Shannon-index bij VGS-locaties bedraagt 1,31. Maar het merendeel van de waarnemingen bij VGS ligt binnen de bandbreedte voor de GS-locaties.

Figuur 3.8 Verdeling Shannon-index bij GS en VGS in de complete dataset, exclusief de brakke typen M30 en M31



	Shannon-index		e^(Shannon-index)	
Type stelsel	GS	VGS	GS	VGS
Aantal locaties	21	22	21	22
Gemiddelde	3,0	2,9	20,9	22,2
Standaarddeviatie	0,4	0,6	7,6	10,7
Data normaal verdeeld?	Nee (p = 0,044)	Nee (p = 0,021)	Ja (p = 0,177)	Ja (p = 0,915)
Variantie homogeen?	Ja (p = 0,195)		Ja (p = 0,180)	
Toets	Kruskal-Wallis		ANOVA	
Verklaring variatie - tussen groepen - binnen groepen			0,5% 99,5%	
Toetsresultaat	Geén verschil (p = 0,585)		Geén verschil (p = 0,654)	

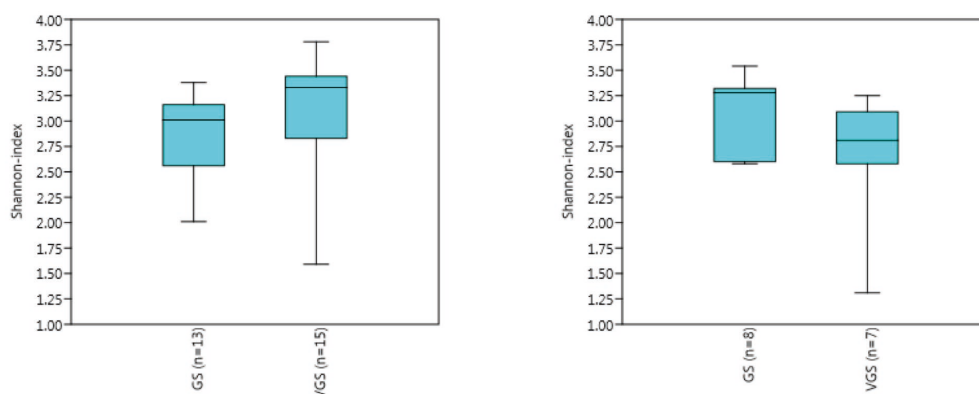
Tabel 3.3 Resultaten statistische analyse Shannon-index voor de complete dataset, exclusief de brakke typen M30 en M31

De varianties zijn homogeen, maar de waarnemingen zijn niet normaal verdeeld. Daarom is een transformatie uitgevoerd (exponentieel). De getransformeerde waarden zijn wel normaal verdeeld, dus is vervolgens een ANOVA uitgevoerd (zie tabel 3.3). Hieruit blijkt dat de diversiteit (uitgedrukt in de Shannon-index) bij GS en VGS niet significant verschilt. De totale variatie in de dataset wordt slechts voor een marginaal deel (0,5%) verklaard door verschillen tussen GS en VGS.

Tabel 3.3 geeft ter informatie ook de resultaten van de Kruskal-Wallistoets voor de niet-getransformeerde data weer. Ook daaruit blijkt geen significant verschil.

Alleen zoetwaterlocaties

Het resultaat van de toets voor uitsluitend de zoete watertypen ziet u in tabel 3.4. Figuur 3.9 vat de verdeling van de gegevens samen (links).



Figuur 3.9 Verdeling Shannon-index bij GS en VGS, links alleen in de zoete watertypen (exclusief M1b, M30 en M31) en rechts alleen in de niet-zoete sloten (type M1b)

	Shannon-index		e^(Shannon-index)	
Type stelsel	GS	VGS	GS	VGS
Aantal locaties	13	15	13	15
Gemiddelde	2,9	3,1	18,8	25,0
Standaarddeviatie	0,4	0,6	7,2	11,2
Data normaal verdeeld?	Ja (p = 0,364)	Nee (p = 0,019)	Ja (p = 0,522)	Ja (p = 0,737)
Variantie homogeen?	Ja (p = 0,425)		Ja (p = 0,243)	
Toets	Kruskal-Wallis		ANOVA	
Verklaring variatie - tussen groepen - binnen groepen			10,1% 89,9%	
Toetsresultaat	Geén verschil (p = 0,080)		Geén verschil (p = 0,099)	

Tabel 3.4 Resultaten statistische analyse Shannon-index voor de zoete watertypen (dus exclusief typen M1b, M30 en M31)

Ten opzichte van de analyse mét type M1b is de Shannon-index bij uitlaten van GS een fractie lager en bij VGS juist iets hoger. Bij VGS is de bandbreedte kleiner door minder scores in het lage bereik. Omdat de waarnemingen bij VGS niet normaal verdeeld zijn, is een transformatie uitgevoerd (exponentieel). Daarna is wel sprake van een normale verdeling. Daarom is vervolgens een ANOVA uitgevoerd. Hieruit blijkt dat de Shannon-index bij uitlaten van GS en VGS niet significant verschilt.

Tabel 3.4 geeft ter informatie ook de resultaten van de Kruskal-Wallistoets voor de niet-getransformeerde data weer. Ook daaruit blijkt geen significant verschil.

Niet-zoete sloten

Om de verschillen met de zoete wateren inzichtelijk te maken, zijn ook de resultaten van de niet-zoete sloten (type M1b) apart geanalyseerd. In figuur 3.9 ziet u rechts de dataverdeling. Tabel 3.5 laat het resultaat zien van de (uitsluitend als indicatief te beschouwen) statistische analyse (op basis van niet en wel getransformeerde data).

Ook op grond van de Shannon-indices lijkt de diversiteit bij GS in de niet-zoete sloten op het oog iets hoger dan in de zoete wateren. Er komen vooral minder relatief lage scores voor. Bij VGS lijkt de diversiteit over het algemeen juist iets lager. Binnen de onderzochte niet-zoete sloten lijkt de diversiteit bij GS gemiddeld hoger dan bij VGS. Uit de indicatieve statistische toets (ANOVA) blijkt dit verschil significant te zijn. Maar feitelijk is de steekproef te klein om deze conclusie te trekken.

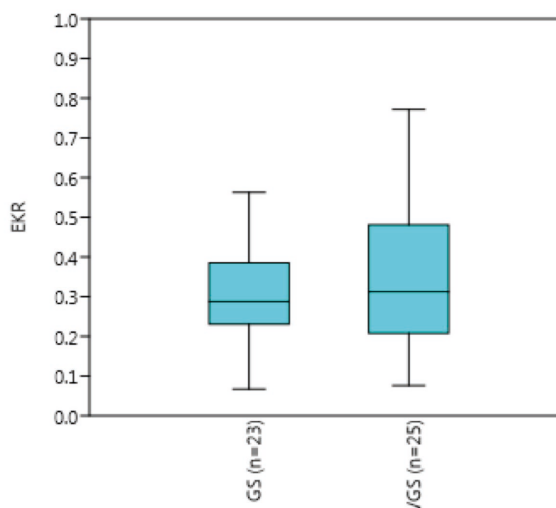
Tabel 3.5 Resultaten indicatieve statistische analyse Shannon-index voor uitsluitend type M1b

Type stelsel	Shannon-index		e ^{Shannon-index}	
	GS	VGS	GS	VGS
Aantal locaties	8	7	8	7
Gemiddelde	3,1	2,7	24,3	16,2
Standaarddeviatie	0,4	0,6	7,4	7,0
Data normaal verdeeld?	Nee (p = 0,018)	Nee (p = 0,035)	Ja (p = 0,087)	Ja (p = 0,829)
Variantie homogeen?	Ja (p = 0,478)		Ja (p = 0,797)	
Toets	Kruskal-Wallis		ANOVA	
Verklaring variantie - tussen groepen - binnen groepen			26,8% 73,2%	
Toetsresultaat	Géén verschil (p = 0,056)		GS > VGS (pgelijk = 0,048)	

3.2.4 Ecologische kwaliteitsratio (EKR)

Met QBWat is uit de geüniformeerde taxalijst voor elke onderzoekslocatie de EKR voor het betreffende watertype berekend (zie bijlage 4). Figuur 3.10 laat de spreiding in de berekende indices zien, tabel 3.6 bevat de analyseresultaten. Bij VGS liggen de mediaan en het gemiddelde EKR (zie tabel 3.6) een fractie hoger dan bij GS. Ook komen bij VGS hogere waarden voor. De minimale EKR-score van beide groepen komt vrijwel overeen.

Figuur 3.10 Verdeling EKR-scores bij GS en VGS in de complete dataset



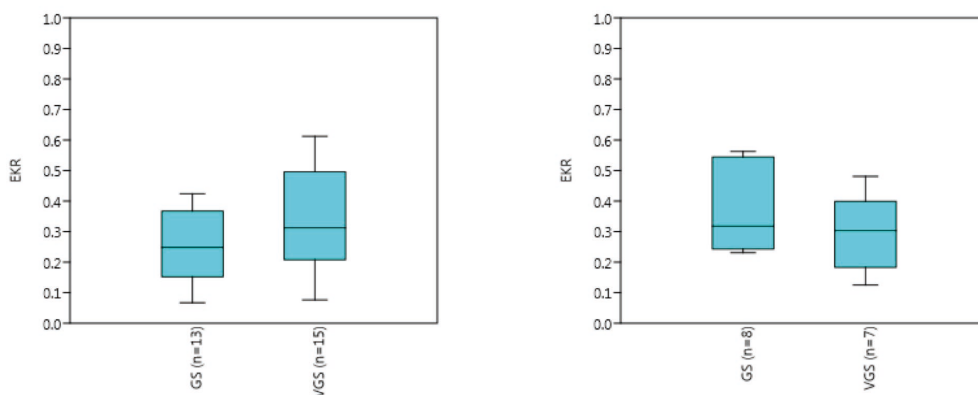
Omdat de waarnemingen normaal verdeeld zijn en de variantie homogeen is, is een ANOVA uitgevoerd (zie tabel 3.6). Hieruit blijkt dat de EKR-scores bij GS niet significant verschillen van die bij VGS. De totale variatie in de gegevens wordt slechts voor een zeer klein deel (1,1%) verklaard door verschillen tussen GS en VGS.

	Hele dataset		Alleen zoete typen		Alleen type M1b	
	GS	VGS	GS	VGS	GS	VGS
Aantal locaties	23	25	13	15	8	7
Gemiddelde	0,31	0,34	0,25	0,33	0,38	0,30
Standaarddeviatie	0,14	0,17	0,12	0,16	0,13	0,13
Data normaal verdeeld?	Ja (p = 0,634)	Ja (p = 0,489)	Ja (p = 0,284)	Ja (p = 0,773)	Ja (p = 0,351)	Ja (p = 0,949)
Variantie homogeen?	Ja (p = 0,447)		Ja (p = 0,322)		Ja (p = 0,849)	
Toets	ANOVA		ANOVA		ANOVA	
Verklaring variatie - tussen groepen - binnen groepen	1,1% 98,9%		7,4% 92,6%		8,7% 91,3%	
Toetsresultaat	Géén verschil (p = 0,485)		Géén verschil (p = 0,160)		Géén verschil (p = 0,287)	

Tabel 3.6 Resultaten statistische analyse EKR-scores

Alleen zoetwaterlocaties

Bij EKR wordt beoordeeld op watertypespecifieke maatlatten met eenzelfde beoordelings-schaal (0 tot 1). Daarom is het op voorhand minder aannemelijk dat het weglaten van brakwaterlocaties tot andere inzichten leidt dan bij karakteristieken als het aantal taxa, de BBI-score of de Shannon-index. Om dit te verifiëren, is toch een analyse gedaan waarbij de locaties van de typen M1b, M30 en M31 zijn weggelaten (zie tabel 3.6). Figuur 3.11 vat de verdeling van de data samen (links).



Figuur 3.11 Verdeling EKR-scores bij GS en VGS: links in de zoete watertypen (excl. M1b, M30 en M31) en rechts in de niet-zoete sloten (type M1b)

Ten opzichte van de analyse mét de typen M1b, M30 en M31 is de EKR-score zowel bij GS als bij VGS lager. Maar het verschil bij GS is groter. In beide gevallen is de bandbreedte van de scores kleiner door het wegvallen van enkele hogere scores. Omdat de waarnemingen normaal verdeeld zijn en de variantie homogeen is, is een ANOVA uitgevoerd. Hieruit blijkt dat de EKR-scores bij GS en VGS niet significant verschillen. De totale variatie in de dataset wordt nu voor een groter deel (7,4%) verklaard door verschillen tussen GS en VGS.

Niet-zoete sloten

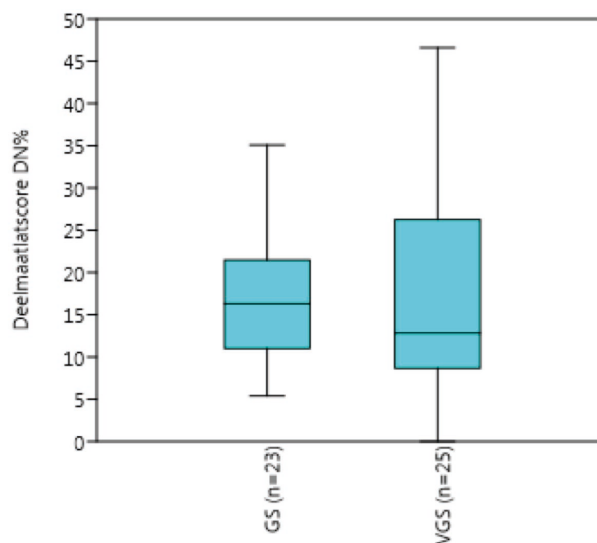
De verdeling van de gegevens voor de niet-zoete sloten ziet u rechts in figuur 3.11. Het resultaat van de (uitsluitend als indicatief te beschouwen) statistische analyse (op basis van niet en wel getransformeerde data) staat in tabel 3.6.

Het algemene beeld is vergelijkbaar met de andere al beschreven karakteristieken (zie paragrafen 3.2.1 tot en met 3.2.3). Ten opzichte van de zoete wateren zijn de EKR-scores in de niet-zoete sloten bij GS hoger en bij VGS gemiddeld iets lager. Binnen de onderzochte niet-zoete sloten lijken de EKR-scores gemiddeld hoger dan bij VGS. Maar uit de indicatieve statistische toets (ANOVA) blijkt geen significant verschil, mede omdat de steekproef feitelijk te klein is.

3.2.5 Deelmaatlat DN%

Met QBWat is de deelmaatlatscore voor 'negatief dominante soorten' (DN%) bepaald (zie bijlage 4). Figuur 3.12 laat de spreiding in deze deelmaatlatscores zien, de gemiddelde scores staan in tabel 3.7. Opvallend is dat de mediaan van de scores bij VGS lager ligt dan bij GS, terwijl het gemiddelde bij VGS juist hoger ligt. Dit gemiddelde wordt beïnvloed door enkele slecht (hoger) scorende locaties. Dit is ook terug te zien in de bandbreedten van de scores; voor VGS is de bandbreedte groter, in zowel het hoge als het lage bereik.

Figuur 3.12 Verdeling deelmaatlatscores DN% bij GS en VGS in de complete dataset



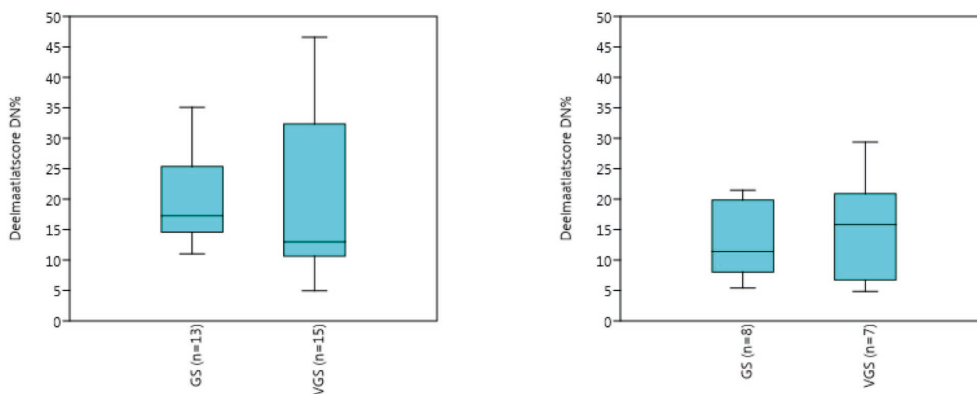
De scores voor de VGS-locaties zijn niet normaal verdeeld en de variantie van de gegevens is niet homogeen. Ook na transformatie is de variantie niet homogeen. Daarom is een Kruskal-Wallistoets uitgevoerd met de niet-getransformeerde gegevens. Hieruit blijkt dat de deelmaatlatscores op GS- en VGS-locaties niet significant verschillen (zie tabel 3.7).

Tabel 3.7 Resultaten statistische analyse deelmaatlatscore DN%

	Hele dataset		Alleen zoete typen		Alleen type M1b	
	GS	VGS	GS	VGS	GS	VGS
Aantal locaties	23	25	13	15	8	7
Gemiddelde	16,6	17,5	20,0	20,8	13,3	15,7
Standaarddeviatie	7,7	12,1	7,3	13,1	5,9	8,7
Data normaal verdeeld?	Ja (p = 0,363)	Nee (p = 0,037)	Ja (p = 0,196)	Ja (p = 0,057)	Ja (p = 0,547)	Ja (p = 0,801)
Variantie homogeen?	Nee (p = 0,027)		Nee (p = 0,030)		Ja (p = 0,354)	
Toets	Kruskal-Wallis		Kruskal-Wallis		ANOVA	
Toetsresultaat	Geén verschil (p = 0,796)		Geén verschil (p = 0,534)		Geén verschil (p = 0,543)	

Alleen zoetwaterlocaties

Net als bij de EKR wordt binnen deze karakteristiek beoordeeld op watertypespecifieke maatlatten met eenzelfde beoordelingsschaal (in dit geval 0 tot 100%). Daarom is het op voorhand minder aannemelijk dat het weglaten van brakwaterlocaties tot andere inzichten leidt dan bij karakteristieken als het aantal taxa, de BBI-score of de Shannon-index. Om dit te verifiëren, is toch een analyse gedaan waarbij de locaties van de typen M1b, M30 en M31 zijn weggelaten. In tabel 3.7 ziet u het resultaat van deze analyse, figuur 3.13 vat de data-verdeling samen (links).



Figuur 3.13 Verdeling deelmaatlscores DN% bij GS en VGS: links in de zoete watertypen (excl. M1b, M30 en M31) en rechts in de niet-zoete sloten (type M1b)

Ten opzichte van de analyse mét de typen M1b, M30 en M31 is het percentage dominant negatieve indicatoren zowel bij GS als bij VGS iets hoger. Voor beide groepen is de breedte van de deelmaatlscores kleiner door het wegvallen van enkele lage scores. Omdat de variantie van de gegevens (ook na transformatie) niet homogeen is, is een Kruskal-Wallis toets uitgevoerd. Hieruit blijkt dat de deelmaatlscores bij GS en VGS niet significant verschillen.

Niet-zoete sloten

De verdeling van de gegevens voor de niet-zoete sloten (type M1b) ziet u rechts in figuur 3.13. Het resultaat van de (uitsluitend als indicatief te beschouwen) statistische analyse staat in tabel 3.7.

Het algemene beeld is vergelijkbaar met de andere karakteristieken (zie paragrafen 3.2.1 tot en met 3.2.4). Ten opzichte van de zoete wateren is het aandeel negatief dominante taxa in de niet-zoete sloten bij GS lager, wat een betere kwaliteit betekent. Bij VGS komen weliswaar minder hoge percentages voor, maar het gemiddelde aandeel negatief dominante taxa is hoger dan in de zoete wateren. Binnen de onderzochte niet-zoete sloten lijken de verschillen tussen GS en VGS klein. Omdat de gegevens in dit geval normaal verdeeld zijn en de variantie homogeen is, is een indicatieve ANOVA uitgevoerd. Hieruit blijkt geen significant verschil.

3.3 Multivariate analyses

3.3.1 Omgevingsvariabelen

De bureau- en veldinventarisaties hebben lang niet van alle variabelen ook daadwerkelijk alle informatie opgeleverd. Zo is voor enkele locaties een deel van de variabelen niet bekend, zoals het via het stelsel afvoerende gebied (oppervlak), de laatste overstorting of informatie over foutaansluitingen. Sommige locaties zijn pas recentelijk in het beheer van het waterschap gekomen en informatie uit het verleden lijkt niet meer aanwezig. Variabelen met te weinig variatie of onvolledige invoer zijn weggelaten, omdat deze alleen maar tot ongewenste ruis in de analyse leiden.

Vóór de Canoco-analyse zijn de variabelen gestandaardiseerd naar een voor Canoco bruikbare specificatie. Zo zijn enkele van de (in tekstvorm) geïnventariseerde variabelen omgezet naar een of meer (deel)variabelen met een ordinale of binaire schaal. Voor het onderscheidend vermogen van de analyses zijn daarbij soms verschillende klassen uit de oorspronkelijke beantwoording samengevoegd, omdat een of meer van die klassen niet of nauwelijks voorkwamen.

Bijvoorbeeld: 1 = geen tot weinig bladval; 2 = matige tot veel bladval

De omgevingsvariabelen die uiteindelijk zijn meegenomen in de multivariate analyse en de bijbehorende (gestandaardiseerde) specificaties, ziet u in tabel 3.8. Opvallend is dat dit vooral variabelen zijn die betrekking hebben op het ontvangende oppervlaktewater en niet op het stelsel. De gestandaardiseerde dataset vindt u in bijlage 5. De originele dataset zit vanwege de grote omvang niet in dit rapport.

**Tabel 3.8 Meegenomen
omgevingsvariabelen in
de multivariate analyse**

Variabele	Omschrijving
Waterbeheerder	Naam waterschap (2 letters)
Bemonsteringstijdstip	Maand van bemonstering (april/mei = mei ; juni/juli = juni)
Stelsel	Type stelsel (GS/VGS) Ouderdom stelsel (aanleg aantal jaren voor 2014; bij range o.b.v. midden)
Typering van de belasting op het stelsel	Typering omgeving: woonwijk (1/0) Typering omgeving: industrieterrein (1/0) Met afstroming van daken (1/0) Verkeerstype (1 = vrijwel alleen licht verkeer, 2 = licht en zwaar verkeer) Verkeersintensiteit (1 = nauwelijks/weinig verkeer; veel verkeer)
Typering oppervlaktewater	Braktype (brak = M1b/M30/M31; zoet = overige watertypen)
Dimensionering oppervlaktewater	Breedte van het natte profiel (m) Gemiddelde waterdiepte (m)
Typering van de vaste waterbodem	Typering van de vaste waterbodem (zand/klei/veen)
Kwelsituatie	Infiltratie (1/0) Kwel (1/0)
Mate van doorspoeling	Waterverversing door doorspoeling (1/0) Permanent stromend (normale situatie zonder neerslag) (1/0) Permanent stagnant (normale situatie zonder neerslag) (1/0)
Vegetatiebedekking	% Vegetatiebedekking binnen het natte profiel in voorjaar/zomer
Kroosbedekking	% Kroosbedekking binnen het natte profiel in voorjaar/zomer
Beschaduwing	% Beschaduwing van het natte profiel (gemiddeld over de dag)
Typering oeverinrichting	Flauwe oever(s) aanwezig (1/0) Hellingshoek flauwe oever(s) (0 = 0-30 graden; 1 = 30-60 graden; 2 = 60-90 graden) Aanwezigheid harde oeververdediging (1/0) Aanwezigheid oevervegetatie op overgang van droge naar natte deel van de oever (1/0)
Typering substraat	Variatie in het onderwatersubstraat (variatie zand/slib, vegetatie, dieptevariatie, wortels/takken, etc.) (1 = eenvormig; 2 = gevarieerd) Aanwezigheid sliblaag (1 = geen of weinig slib; 2 = dikke sliblaag)
Externe bronnen	Aanwezigheid watervogels voor de bemonstering, in straal van 100 m van lozingspunt (1/0) Mate van eendjes voeren (0 = komt niet voor; 1 = incidenteel; 2 = regelmatig) Mate van oppervlakkige afspoeling hondenpoep (0 = n.v.t.; 1 = gering; 2 = matig/hoog) Mate van bladval (1 = geen tot weinig; 2 = matig tot veel)
Beheer en onderhoud	Maaifrequentie (aantal maaibeurten per jaar) Baggercyclus (eens per aantal jaar; 0 = wordt niet gebaggerd) Meest recente baggeractiviteit (aantal jaren voor 2014)

3.3.2 Resultaten Canoco-analyses

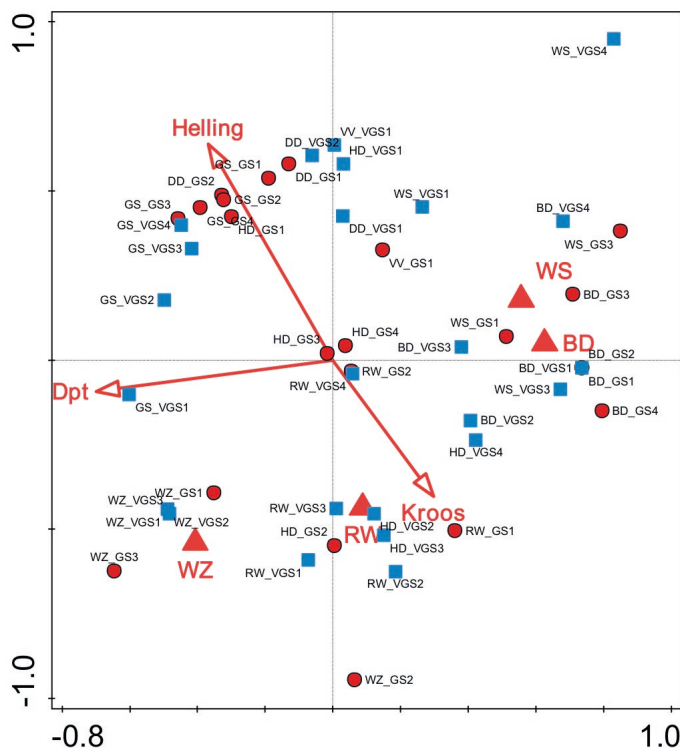
Eerste multivariate analyse

De eerste multivariate analyse (inclusief beheergebied) wijst uit dat 8% van de variatie tussen locaties wordt verklaard door de vier meegenomen variabelen:

- beheergebied (waterschap);
- mate van kroosbedekking;
- dimensies; gemiddelde waterdiepte;
- typering van het talud (flauwe oevers).

N.B. Het stelseltype (GS/VGS) levert op grond van deze analyse dus géén significante bijdrage.

In figuur 3.14 ziet u de mate waarin de vier variabelen zijn gecorreleerd aan de macrofauna-samenstelling op de onderzoekslocaties bij GS en VGS. In de figuur zijn de blauwe vierkantjes de macrofaunamonsters bij VGS en de rode bolletjes de monsters bij GS. De overeenkomsten en verschillen in de soortensamenstelling zijn bepalend voor de ligging van de monsters in het diagram. De omgevingsvariabelen zijn weergegeven met rode pijlen (vectoren) en driehoeken (klassen). De lengte van de pijlen (de afstand van een driehoek tot het nulpunt in de grafiek) geeft het belang van de variabele weer. De richting ten opzichte van het nulpunt geeft aan welke monsters een positief verband hebben met de betreffende variabele. Een monster dat in tegengestelde richting ligt, vertoont juist een negatief verband. Bijvoorbeeld, de figuur laat zien dat de ordening op de horizontale as samenhangt met vooral twee gebieden (Brabantse Delta en Scheldestromen) en diepte, terwijl kroos en typering van het talud (helling) vooral van belang zijn voor de ordening op de verticale as. Dit betekent dat rechts in de figuur door overeenkomsten in soortensamenstelling vooral monsters van deze beide waterschappen staan en dat de waterdiepte in toenemende mate samenhangt met de soortensamenstelling van monsters links in de figuur.



Figuur 3.14 Ordinatiediagram eerste Canoco-analyse met de significante variabelen

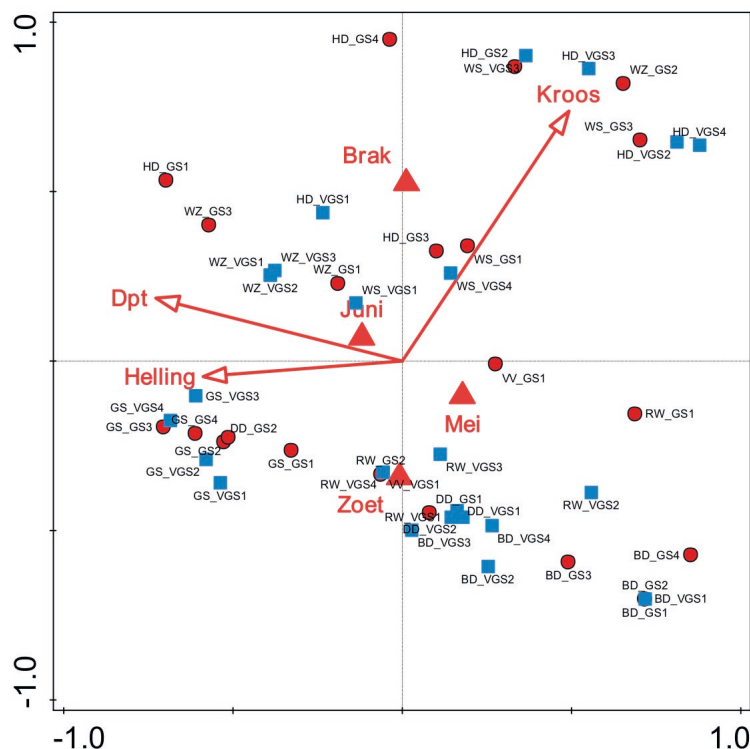
Tweede multivariate analyse

De tweede multivariate analyse (met het beheergebied als covariabele) wijst uit dat 5% van de variatie tussen locaties wordt verklaard door vijf variabelen:

- mate van kroosbedekking;
- dimensies; gemiddelde waterdiepte;
- typering van het talud (flauwe oevers);
- brakarakter (zoet/brak);
- datum van monstername.

In figuur 3.15 ziet u de mate waarin deze vijf variabelen gecorreleerd zijn aan de macrofaunasamenstelling op de onderzoekslocaties bij GS en VGS. De verklaarde variatie van deze vijf variabelen is opgeteld circa 20%. Maar de variaties overlappen elkaar deels (zie bijvoorbeeld de rode pijlen helling en diepte '-Dpt'- in figuur 3.15). Canoco compenseert voor deze overlap. Het werkelijke verklaarde deel is 5%. Dit geeft dus aan dat van alle (compleet) geïnventariseerde omgevingsvariabelen, deze vijf variabelen de meeste invloed hebben op de macrofaunasamenstelling. Maar dit betekent ook dat 95% van de variatie wordt verklaard door andere factoren, waaronder toeval en ruis. Hierop gaat paragraaf 4.2 verder in.

Figuur 3.15 Ordinatiediagram tweede Canoco-analyse met de significante variabelen

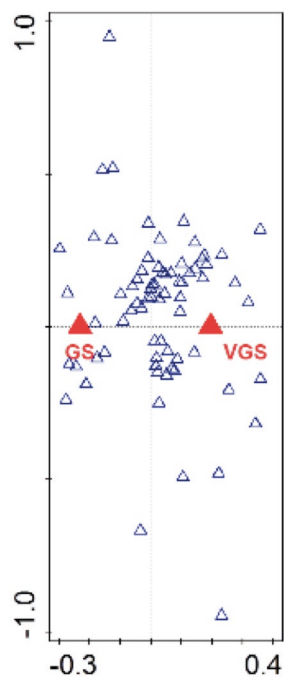


Figuur 3.15 laat zien dat de kroospijl het langste is. Dit betekent dus dat de mate van kroosbedekking de ordening van de monsters het sterkst bepaalt. Ook de gemiddelde waterdiepte, de typering van de oevertaluds en of een water zoet of brak is, zijn significant van invloed. Tot slot is de maand van monsternaam mede bepalend, maar deze is ook gecorreleerd aan de waterbeheerder. Verder blijkt, tegen de verwachting in, dat bijvoorbeeld maai- en baggeractiviteiten niet significant van invloed zijn.

De verklarende variabelen zijn allemaal gerelateerd aan het ontvangende oppervlaktewater-systeem en niet direct aan het stelsel. Zoals gezegd is de variabele 'type stelsel' (GS of VGS) niet verklarend. Deze variabele vertoont op grond van de Canoco-analyse voor de gehele dataset géén significante correlatie met de variatie in de macrofaunasamenstelling. Dit geldt ook voor de typering van de belasting op het stelsel, die ook als variabele in Canoco is ingevoerd. Ook wanneer alleen naar GS/VGS als verklarende variabele wordt gekeken, resulteert dit niet in een significante verklaring van (een deel van) de variatie.

Derde analyse

Het is mogelijk dat andere (dominante) factoren het eventuele effect van het stelseltype op de achtergrond dringen. Hoewel het effect hoe dan ook klein zal zijn, kan er wel een effect zijn dat niet als zodanig wordt herkend. Om dit te testen, is een nieuwe analyse gedaan met de vijf verklarende factoren als covariabelen. Het resultaat is dat het effect van het verschil in type hemelwaterstelsel iets groter wordt, maar nog steeds niet significant is. Figuur 3.16 illustreert dit: het type stelsel is maar beperkt onderscheidend.



Figuur 3.16 Relatie tussen aangetroffen soorten (blauw) en stelseltype (rood)

Verskil in type stelsel per beheerder

De analyse wijst uit dat het beheergebied een deel van de variatie verklaart. Dit omvat regionale verschillen in bijvoorbeeld bodemgesteldheid, hydrologie, waterkwaliteit of zelfs neerslagpatronen. Daarnaast spelen mogelijk ook systematische verschillen bij de soorten-determinatie een rol. Dit effect is zo veel mogelijk voorkomen door de taxalijst te uniformeren (zie paragraaf 3.1). Om deze ruis te ondervangen, is een analyse gedaan naar het effect van het verschil in type stelsel per waterbeheerder. Het aantal locaties per waterbeheerder is erg laag, waardoor de betrouwbaarheid van het resultaat beperkt is. Toch geeft het een indicatie van een eventueel effect. In tabel 3.9 ziet u het resultaat. Voor enkele waterbeheerders wordt hierdoor wel een effect zichtbaar, maar dit blijft zeer klein.

Waterbeheerder	Aantal locaties	Door stelseltype verklaarde deel van de variatie
Waterschap Brabantse Delta	8	1,5%
Waterschap De Dommel	4	6,0%
Waterschap Groot Salland	8	4,6%
Hoogheemraadschap van Delfland	8	0,0%
Waterschap Reest en Wieden	6	0,6%
Waterschap Scheldestromen	⁽⁴⁾ 71	0,4%
Waterschap Zuiderzeeland	6	0,0%

Tabel 3.9 Verklaarde variatie door stelseltype (GS of VGS) per waterbeheerder

4 Voor Waterschap Scheldestromen is bij deze analyse nog een locatie meegenomen waarbij het stelsel in eerste instantie was aangemerkt als VGS, maar later een gemengd stelsel bleek te zijn. Deze locatie is in de overige analyses niet meegenomen.

4 Interpretatie en discussie

4.1 Verschillen VGS en GS

4.1.1 Gehele dataset: kleine verschillen

Als we de gegevens voor de locaties bij GS en VGS ‘door de oogharen’ bekijken (boxplots en gemiddelden in paragraaf 3.2), dan lijkt voor een deel van de karakteristieken sprake te zijn van kleine, doch waarneembare verschillen:

- Het gemiddelde aantal taxa is bij VGS hoger dan bij GS, de bandbreedte van de waarnemingen in beide groepen is vrijwel gelijk.
- De gemiddelde BBI-score is bij VGS hoger dan bij GS, er komen vooral meer locaties met een maximale score voor.
- De gemiddelde EKR is bij VGS net iets hoger dan bij GS, er zijn vooral meer locaties met een relatief hoge score.

Maar andere karakteristieken geven een ander beeld:

- In de cijfers voor de biodiversiteit (uitgedrukt in de Shannon-index) komen bovenstaande verschillen niet tot uiting. Het gemiddelde voor beide groepen is vrijwel identiek. Maar bij VGS komt een grotere variatie voor, zowel onder als boven het gemiddelde.
- De scores op de deelmaatlat voor negatief dominante soorten kent voor VGS een grotere bandbreedte dan voor GS (zowel hogere als lagere waarden). Hoewel de mediaan van de scores voor VGS lager ligt, is het gemiddelde door enkele slecht scorende locaties juist hoger.

Voor alle karakteristieken geldt dat de spreiding van scores voor zowel VGS als GS groot is. Hierdoor zijn geen significante verschillen tussen beide groepen aan te tonen. In statistische termen: de variantie binnen de groepen is véél groter dan de variantie tussen de groepen (de totale variantie wordt voor minder dan 3% verklaard door verschillen tussen beide groepen). Hierdoor is de hypothese dat de biologische diversiteit in oppervlaktewateren bij lozingspunten van VGS door een kleinere vuiluitworp hoger zal zijn dan bij GS (zie figuur 1.2 in paragraaf 1.1) op basis van de analyses voor alle locaties niet te bevestigen (maar ook niet te ontkrachten).

4.1.2 Belangrijke factor: zoutgehalte

Een deel van de onderzoekslocaties wordt getypeerd als (zwak) brak (typen M30 en M31) of niet-zoet (type M1b). Dit kan van wezenlijke invloed zijn op de soortensamenstelling van macrofauna (*Remane & Schlieper, 1971*) en daarmee ook op de beoordelingsresultaten voor de verschillende karakteristieken. Daarom zijn ook statistische analyses gedaan waarbij de locaties van watertypen M1b, M30 en M31 zijn weggelaten. Dit geeft voor enkele karakteristieken een wat ander beeld:

- Kijkend naar alleen de zoetwaterlocaties is het gemiddelde aantal taxa bij uitlaten van GS lager en bij VGS juist hoger. Er blijkt nu wél een significant verschil: bij VGS is het aantal taxa hoger dan bij GS. Bovendien wordt de totale variantie in dit deel van de dataset voor een veel groter deel (ruim 17%) verklaard door verschillen tussen GS en VGS.
- De gemiddelde BBI-score is bij uitlaten van GS lager en bij VGS juist een fractie hoger dan bij de analyse mét de niet-zoete locaties. Ook hier blijkt nu wél sprake van een significant verschil: bij VGS is de BBI-score hoger dan bij GS.
- Kijkend naar alleen de zoetwaterlocaties valt de Shannon-index bij uitlaten van GS gemiddeld een fractie lager en bij VGS juist iets hoger uit. Hoewel de verschillen tussen beide stelseltypen binnen deze analyse groter lijken te zijn, is dit verschil niet significant.
- De gemiddelde EKR is voor alleen de zoetwaterlocaties iets lager dan voor de gehele dataset. Dit geldt zowel voor de GS- als de VGS-locaties, al is de gemiddelde afname bij GS iets groter dan bij VGS. Dit leidt niet tot significante verschillen tussen beide stelseltypen⁵. Wel wordt de totale variantie in dit deel van de dataset voor een groter deel (ruim 7%) verklaard door verschillen tussen GS en VGS.

5 Voor de karakteristieken EKR en DN% is het op voorhand minder aannemelijk dat het weglaten van brakwaterlocaties tot andere inzichten leidt dan bij karakteristieken als het aantal taxa, de BBI-score of de Shannon-index. Dat komt omdat binnen deze karakteristieken beoordeeld wordt op watertypespecifieke maatlaten met eenzelfde beoordeelingsschaal voor alle watertypen.

- Het percentage dominant negatieve indicatoren (DN%) is voor de zoetwaterlocaties iets hoger dan voor de gehele dataset. Dit geldt zowel voor de GS- als de VGS-locaties, in min of meer gelijke mate. Er is nog altijd geen sprake van een significant verschil.

Door locaties buiten beschouwing te laten waarvan het waarschijnlijk is dat een verhoogd zoutgehalte (of schommelingen daarin) de soortensamenstelling beïnvloedt, worden wél verschillen waarneembaar tussen de data van GS- en VGS-locaties. Het zoutgehalte is dus een sterk bepalende factor die de analyseresultaten voor de gehele dataset ‘vertroebelt’.

Voor zoetwaterlocaties leidt een VGS tot meer soorten dan een GS. Daarnaast lijkt de impact van (organische) verontreinigingen (uitgedrukt in de BBI-score) bij VGS kleiner te zijn. Dit zijn generieke bevindingen, lokaal kunnen de verschillen groter of juist kleiner (of in uitzonderlijke gevallen zelfs omgekeerd) zijn.

N.B. Deze bevindingen zijn gebaseerd op een relatief kleine steekproef uit de GS- en VGS-stelsels in Nederland (dertien GS- en vijftien VGS-locaties). Toch is dit een grote stap vooruit ten opzichte van het NWRW-onderzoek uit de jaren 80 van de vorige eeuw.

4.1.3 Niet-zoete sloten: vreemde eend in de bijt?

Ter vergelijking met de zoete wateren is ook de dataset van de onderzoekslocaties in niet-zoete sloten (type M1b) apart onderzocht. Dit levert enkele interessante bevindingen op:

- De ecologische kwaliteit op GS-locaties in niet-zoete sloten lijkt voor alle onderzochte karakteristieken hoger dan in de zoete wateren.
- Op VGS-locaties lijkt de kwaliteit in niet-zoete sloten gemiddeld juist iets lager dan in de zoete wateren.
- Binnen de groep van niet-zoete sloten lijkt de ecologische kwaliteit voor alle karakteristieken gemiddeld beter bij GS dan bij VGS. Uit een indicatieve statistische toets blijkt dit verschil voor de soortendiversiteit (Shannon-index) zelfs significant.

Hoewel de resultaten vanwege de kleine steekproefomvang (acht GS- en zeven VGS-locaties) niet statistisch betrouwbaar zijn, lijken de niet-zoete sloten in ecologisch opzicht dus meer gebaat bij een GS dan bij een VGS. Wat hiervan de oorzaak is, is niet verder onderzocht. Mogelijk heeft de grotere verversing met zoet hemelwater vanuit een GS (waardoor het zoutgehalte minder fluctueert) een positieve invloed op de handhavingsmogelijkheden van soorten met een relatief lage zouttolerantie en is de invloed van de vuiluitworp uit het stelsel hieraan ondergeschikt. Een ander fenomeen dat de moeite van het onderzoeken waard is, is de invloed van verschillen in neerslagpatronen (en daarmee de afvoer karakteristieken van hemelwaterstelsels) in de buurt van de kust en verder landinwaarts.

4.1.4 Belang van andere factoren

De invloed van het zoutgehalte is dus groot (zie paragraaf 4.1.2). Daarnaast laten de uitgevoerde ANOVA's zien dat het stelseltype slechts een beperkt deel van de variantie in de dataset verklaart (al is dit deel zonder de niet-zoete locaties beduidend groter dan als alle locaties worden beschouwd). Dit duidt erop dat het stelseltype (GS of VGS) slechts een van de factoren is die de ecologische waterkwaliteit bepaalt. In algemene zin is het effect van het stelseltype ondergeschikt aan de invloed van andere omgevingsfactoren op de ecologie. Uiteraard kan dit lokaal anders zijn.

Een waarschijnlijke verklaring voor het feit dat voor een deel van de karakteristieken géén significante verschillen zijn aangetoond, is dat andere factoren veel bepalender zijn voor de waterkwaliteit. Dit leidt tot een grote variantie binnen de groepen van GS en VGS. Het effect van lozingen uit een VGS of een GS is hierdoor niet of nauwelijks waarneembaar. Hierop gaat paragraaf 4.2 verder in.

4.1.5 Effect van de onderzoeksstrategie

Ook de gehanteerde onderzoeksstrategie kan de resultaten beïnvloeden. Voor dit onderzoek zijn verschillende strategieën overwogen, de toegepaste strategie met het clusteren van onafhankelijke onderzoekslocaties bij GS en VGS bleek de enige haalbare (zie paragraaf 2.1.3). Door de relatief grote omvang van de steekproef is een eventueel significant verschil in de macrofaunasamenstelling tussen GS en VGS aan te tonen. Maar een dergelijk generiek

verschil is voor de dataset als geheel niet aangetoond. Inzoomend op groepen van zoete of niet-zoete wateren, tekenen zich pas voor enkele karakteristieken zeer kleine verschillen af. Het onderscheidend vermogen van de analyse is in dit opzicht kleiner dan bij andere strategieën, die directe informatie opleveren over de invloed van lozing uit een GS of VGS op een specifieke locatie of over het verschil in invloed van het stelsel bij twee vergelijkbare GS- en VGS-locaties.

Een ander onderdeel van de strategie is de keuze voor macrofauna als indicator. Deze keuze is weloverwogen gemaakt om de doelstelling van het onderzoek binnen de daarbij horende randvoorwaarden van inspanning en kosten optimaal te kunnen invullen (zie paragraaf 2.1.2). Dit neemt niet weg dat ook andere indicatoren denkbaar zijn, zoals diatomeeën of macrofyten. Aanvullende analyses op basis van deze soortgroepen kunnen tot nuancering van de resultaten leiden.

4.1.6 Effect van uniformeren

Uit paragraaf 3.1 blijkt dat bij de uniformering van de macrofaunagegevens informatie verloren gaat, doordat het aantal verschillende taxa per monster afneemt. Hoeveel deze afname bedraagt, varieert per waterbeheerder en per locatie. Dit heeft gevolgen voor de berekende karakteristieken. Ook deze gevolgen variëren per waterbeheerder en per locatie. Dit toont aan dat het belangrijk is om de dataset te uniformeren. Zonder deze aanpassingen zou het effect van determinatieverschillen de onderzoeksresultaten sterk vertroebelen.

Het betekent ook dat de meeste karakteristieken gevoelig zijn voor de determinatie-inspanning (voor de BBI-score geldt dit in mindere mate). Neem bijvoorbeeld de scores op de KRW-maatlatten. Enkele uitzonderingen daargelaten zijn de positief en negatief indicerende en kenmerkende taxa in de KRW-maatlatten gedefinieerd op soortniveau. Taxa die (ten onrechte) niet tot op dat niveau gedetermineerd zijn, dragen dus niet bij aan de deelmaatlatsscores voor deze groepen. Dit is van invloed op de berekende EKR-score voor de betreffende locatie. Als het officiële KRW-meetpunten zijn (in dit onderzoek niet het geval), heeft het ook invloed op de EKR en mogelijk op het kwaliteitsoordeel voor het waterlichaam. Dit kan ook de beleidsopgave beïnvloeden en vormt dus een aandachtspunt bij de monitoring.

4.1.7 Aannames

Aan het onderzoek liggen (impliciet) aannames ten grondslag. Als de situatie in de praktijk hiervan afwijkt, kan dit invloed hebben op de uitkomsten van de analyses. Enkele voorbeelden zijn:

- alle VGS zijn onderling vergelijkbaar;
- alle onderzochte stelsels functioneren naar behoren;
- de lozingskarakteristieken (debieten, frequentie, vuilvracht) zijn binnen de groepen van GS en VGS onderling vergelijkbaar.

Maar de techniek van een VGS kan per stelsel verschillen; zo bestaan er diverse uitvoeringsvarianten die onderling verschillen in de wijze waarop hemelwater naar rwzi of oppervlaktewater wordt afgevoerd (zie bijvoorbeeld *Schilperoort et al., 2017*). Actief gestuurde varianten sturen de waterstroom na de 'first flush' actief naar het oppervlaktewater of verpompen de 'first flush' juist actief naar de zuivering. Bij andere, passieve varianten gaat altijd een minimaal debiet naar de zuivering stort het water pas bij hoge afvoer passief over naar het oppervlaktewater. De sturingswijze en de daarbij gehanteerde uitgangspunten (bijvoorbeeld actieve sturing op een bepaald debiet, peil of tijdsduur) kunnen erg van invloed zijn op de hoeveelheid water die daadwerkelijk in het oppervlaktewater terechtkomt.

Daarnaast is er vrijwel nooit informatie over het al dan niet correct functioneren van het stelsel. Zo kan het stelsel door scheuren een drainerende werking hebben. Als de grondwaterstand dan hoog genoeg is, is er een continue basisafvoer. Ditzelfde kan aan de orde zijn bij foutaansluitingen, waarbij bovendien veel vuil in het stelsel terecht kan komen. Ook factoren als defecten in sturingsmechanismen (of het bewust uitschakelen van pompen) en vuilophoping in het stelsel zijn van invloed op het daadwerkelijke lozingspatroon en de vuillast vanuit de betreffende GS en VGS. Dergelijke factoren zijn in dit onderzoek niet afzonderlijk beschouwd.

Door de onderzoeksofzet zou de grootte van de dataset enkele afwijkende locaties moeten ondervangen. Maar de uit de analyse gebleken grote variantie binnen de groepen van GS en VGS maakt duidelijk dat geen sprake is van slechts enkele duidelijk aanwijsbare afwijkende locaties.

4.2 Invloed omgevingsvariabelen

4.2.1 Verklaarde deel van de variatie

De multivariate analyse wijst uit dat de geanalyseerde omgevingsvariabelen maximaal 8% van de variatie tussen de locaties (op basis van macrofaunasamenstelling) verklaren. De overige 92% van de variatie staat voor ruis en/of andere factoren; dit deel is met deze analyse dus niet te verklaren.

Hoe meer omgevingsvariabelen een analyse meeneemt, des te groter is het te verklaren deel van de variatie. Maar zelfs in zeer grote datasets is 50% van de variatie verklaren eerder uitzondering dan regel. De uitkomst van 8% geeft aan dat er zeer waarschijnlijk variabelen zijn die een grotere invloed hebben dan de meegenomen variabelen in dit onderzoek. Denk aan variabelen die de fysische en chemische waterkwaliteit beschrijven, zoals nutriënten, organische stof of zuurstof.

Relatief ingrijpende interventies in het watersysteem zoals baggeren en het maaien van de watervegetatie, blijken niet significant van invloed te zijn op de macrofaunasamenstelling in de onderzochte wateren:

- Het effect van baggeren kan vooral op kortere termijn negatief zijn, maar is op langere termijn doorgaans vooral positief (o.a. *Verberk & Esselink, 2007*). Enkele uitzonderingen daargelaten zijn voor dit onderzoek in principe geen locaties geselecteerd die minder dan twee jaar voor de monsternamen zijn gebaggerd. Vrijwel alle watergangen zijn daarvoor wel gebaggerd. Het aantal jaren dat sindsdien is verstreken, heeft geen significante invloed op de macrofaunasamenstelling.
- Ook de maaifrequentie is niet significant verklarend. De meeste onderzochte watergangen worden een- of tweemaal per jaar gemaaid. Voorwaarde bij de locatieselectie was dat niet recent gemaaid mocht zijn. In de praktijk betekent dit dat in het jaar van de monsternamen naar verwachting nog nergens gemaaid was. Na een maaibeurt (op locaties die tweemaal per jaar worden gemaaid) is deze variabele wellicht meer onderscheidend. Maar dit kan dan ten koste gaan van het onderscheidend vermogen van andere variabelen.

Daarnaast zijn enkele factoren (mede omwille van de kosten) niet meegenomen die waarschijnlijk wel van invloed zijn, zoals:

- de (fysisch-)chemische waterkwaliteit;
- de mate van verversing in het watersysteem door de hemelwaterafvoer (bij een bepaalde bui) vanuit het stelsel;
- de staat van het stelsel (functioneert het stelsel correct?).

4.2.2 Verklarende variabelen

De eerste multivariate analyse (inclusief beheergebied) wijst uit dat 8% van de variatie tussen locaties wordt verklaard door de vier meegenomen variabelen:

- beheergebied (waterschap);
- mate van kroosbedekking;
- dimensies; gemiddelde waterdiepte;
- typering van het talud (flauwe oevers).

De tweede multivariate analyse (exclusief beheergebied) wijst uit dat 5% van de variatie tussen locaties wordt verklaard door de vijf significante verklarende variabelen:

mate van kroosbedekking;

- dimensies; gemiddelde waterdiepte;
- typering van het talud (flauwe oevers);
- brakarakter (zoet/brak);
- datum van monsternamen.

Hieronder volgt een korte toelichting per variabele.

Beheergebied

Het beheergebied heeft invloed op de macrofaunasamenstelling (zie paragraaf 3.3.2). Mogelijke verklaringen hiervoor zijn regionale verschillen in bijvoorbeeld bodemgesteldheid, hydrologie, waterkwaliteit of zelfs neerslagpatronen. Ook spelen mogelijk systematische verschillen bij de soortendeterminatie een rol.

Mate van kroosbedekking

Met veel kroosbedekking komt er nauwelijks zonlicht in het water. Hierdoor kan onderwatervegetatie (belangrijk voor de structuurdiversiteit) zich minder goed vestigen en kunnen zuurstofarme omstandigheden ontstaan. Dit kan tot een relatief arme en homogene macrofaunasamenstelling leiden. Overigens kunnen hemelwaterstelsels bijdragen aan de nutriëntenbelasting op het oppervlaktewater en daarmee indirect ook aan de mate van kroosbedekking. Maar uit de statistische analyses van het verschil tussen de macrofaunasamenstelling bij GS en VGS (zie paragraaf 3.2) blijkt niet dat dit van doorslaggevend belang is.

Gemiddelde waterdiepte

De waterdiepte is onder andere van invloed op de watertemperatuur, het zuurstofgehalte, het optreden van eventuele problemen met algengroei, de mate van onderwatervegetatie, de aanwezigheid van vissen (predatoren) en daarmee op de macrofaunasamenstelling. Ook is de waterdiepte een maat voor de grootte van het ontvangende watersysteem. De invloed van GS/VGS op de ecologische waterkwaliteit is mede afhankelijk van de verblijftijd (resultante van debiet en volume) in het ontvangende systeem (Fennema, 2017).

Typering van het talud

Flauwe oevers stimuleren een meer diverse oever- en onderwatervegetatie en daarmee meer structuurdiversiteit. De ondiepe zones faciliteren daarnaast schuilplaatsen en zorgen ervoor dat het water sneller opwarmt. Dit bevordert een diverse macrofaunasamenstelling.

Zoet/brak water

Uit de analyse blijkt dat de mate van brakheid veel invloed heeft op de macrofaunasamenstelling. Soorten hebben een specifieke zouttolerantie en komen vaak niet in zoet én brak water voor.

Datum van monsternamen

Aangezien veel van de monsters gelijktijdig met reguliere macrofaunabemonsteringen zijn genomen, verschilt de datum van opname tussen beheergebieden soms tot wel 2,5 maand (eind april tot begin juli). De variatie in de monsternamedatum vertoont dus een sterke correlatie met de waterbeheerder. Maar het is ook mogelijk dat soorten zijn gemist of juist wel zijn gevangen vanwege het bemonsteringsmoment.

4.2.3 Ruis

Meetfouten of toevallige variatie in metingen zijn een vorm van ruis. Bijvoorbeeld: met de toegepaste monsterinspanning wordt slechts een deel van de aanwezige soorten gevangen. Twee bemonsteringen op dezelfde locatie en hetzelfde moment kunnen verschillende soorten opleveren. Vooral voor weinig voorkomende soorten is de vangkans relatief laag. Dit geldt voor elk onderzoek. Een gestandaardiseerde inspanning beperkt de invloed hiervan zo veel mogelijk.

Andere vormen van ruis die naar verwachting in meer of mindere mate relevant zijn, zijn:

- Het type water dat is onderzocht: overwegend sloten. Sloten zijn zeer variabel in inrichting en watersysteem. Ondanks de poging om de monsterlocaties te standaardiseren, verschillen de locaties in dimensies, profiel, beheer, slib, omgeving en veel andere factoren die niet of niet volledig in beeld zijn. Dit betekent dat op elke locatie het effect van het stelseltype onder invloed staat van andere omgevingsfactoren. Hierdoor ontstaat ruis in het daadwerkelijke effect van het type hemelwaterstelsel.
- De spreiding in zoutgehalten van de onderzoekslocaties (mede samenhangend met het vorige punt). Op enkele locaties is het water brak (watertype M31) of zwak brak (M30). Daarnaast heeft een aantal locaties zeeklei als ondergrond en daardoor zijn deze sloten (zeer) licht brak (M1b). Maar exacte zoutconcentraties van de locaties zijn niet bekend.

- Meteorologische verschillen tussen locaties door de spreiding in de bemonsteringsperiode (zie paragraaf 2.3.1). Afhankelijk van het monsternamemoment hebben factoren als (water)temperatuur en (de tijdsduur sinds) neerslag (en daarmee lozingen uit het stelsel) invloed op de macrofaunasamenstelling.
- De bereikbaarheid van de onderzochte watersystemen voor soorten. Als de waterkwaliteit ergens fundamenteel verbeterd is, maar indicerende soorten voor een goede waterkwaliteit kunnen deze locatie niet bereiken omdat ze in de omgeving niet voorkomen, zal de verbetering niet (of slechts deels) in de soortensamenstelling tot uiting komen.
- Verschillen in interpretatie van de gevraagde informatie door de deelnemende waterschappen (of gemeenten die hen van informatie hebben voorzien). Dit is zo veel mogelijk beperkt door te streven naar eenduidige vraagstelling en (waar nodig) gestandaardiseerde antwoordmogelijkheden. Toch zijn interpretatieverschillen niet uit te sluiten.

Ruis is zo veel mogelijk te ondervangen door:

- Locaties met een GS (na goede nulmonitoring) om te bouwen naar een VGS en het effect op de macrofauna enkele jaren te monitoren.
- Een onderzoek met referentielocaties of met gepaarde locaties bij GS en VGS uit te voeren (zie paragraaf 2.1.3). Hierdoor is het effect van het stelseltype veel explicieter in beeld te brengen.

Deze strategie is voor dit onderzoek overwogen, maar bleek niet haalbaar (zie paragraaf 2.1.3). Het feit dat het lastig was om vergelijkbare locaties te selecteren (GS en VGS, of GS/VGS en referentie), bevestigt dat slootsystemen zeer variabel zijn. Dit is de realiteit van de meeste lozingspunten van hemelwaterstelsels. Ze bevinden zich in de bebouwde omgeving en lozen meestal in slootsystemen en singels. Een eventueel effect van lozing vanuit een GS of VGS op de ecologische waterkwaliteit is sterk afhankelijk van het specifieke watersysteem waarin het stelsel loost. Dit maakt ook dat eventuele verschillen tussen GS en VGS moeilijk aantoonbaar zijn.

4.3 Implicaties

Uit het onderzoek blijkt dat de ecologische waterkwaliteit bij door VGS beïnvloed oppervlaktewater niet in algemene zin beter is dan in door GS beïnvloed water. Alleen in de zoete wateren is voor enkele (maar zeker niet alle) indicatoren sprake van verschillen in het voordeel van VGS. In niet-zoete sloten zijn de verhoudingen mogelijk juist omgekeerd. Hoewel dit resultaat nog altijd gebaseerd is op een beperkte steekproef uit alle VGS- en GS-locaties in Nederland, is hiermee een grote stap vooruit gezet ten opzichte van het NWRW-onderzoek uit de jaren 80 van de vorige eeuw. Daarmee lijkt 25 jaar rioleringsbeleid van de waterschappen op losse schroeven te komen te staan. Maar de theorie dat een goed ontworpen en functionerend VGS tot minder vuilvracht leidt dan een GS op dezelfde locatie, staat niet ter discussie. (Het NWRW concludeerde dat vooral de hoeveelheid geloosd water hierin bepalend is en niet zozeer de concentratie van verontreinigingen daarin, zie paragraaf 1.1.) Of en in welke mate dit tot verschillen in de ecologische waterkwaliteit leidt, is sterk afhankelijk van de lozingskarakteristieken (debieten en vuilvracht) en het ontvangende oppervlaktewater (typering en omvang in relatie tot de lozing).

Tot zover de theorie. Andere deelonderzoeken binnen de STOWA-RIONEDproeftuin 'Anders omgaan met VGS' hebben aangetoond dat de praktijk weerbarstig is (Schilperoort et al., 2017). Stelsels functioneren lang niet altijd zoals verwacht. Door bijvoorbeeld foutaansluitingen, lozingen van 'schoon' water (bijvoorbeeld grondwater) of door aanvoer van grondwater door scheuren in het stelsel, kunnen de afvoer- en lozingskarakteristieken heel anders zijn dan verwacht. Dit maakt het lastig om de effecten van een stelsel op de oppervlaktewaterkwaliteit te voorspellen of evalueren. Het ontwerp van een optimaal VGS dat de belangrijkste vuillast én zo min mogelijk 'schoon' water naar de zuivering afvoert, vergt maatwerk en een gedegen analyse van de lokale situatie.

Dit onderzoek wijst duidelijk uit dat de effecten van het type stelsel op de ecologische waterkwaliteit in algemene zin beperkt zijn in relatie tot andere (omgevings)variabelen. Welke factoren het sterkst sturend zijn, kan per locatie verschillen. Vanuit het oogpunt van de waterkwaliteit verdient het daarom aanbeveling om eventuele investeringen in aanpassingen in hemelwaterstelsels op lokaal niveau af te wegen ten opzichte van alternatieve

waterkwaliteits- of inrichtingsmaatregelen in het oppervlaktewatersysteem. Dit sluit naadloos aan bij de principes van het door STOWA en Stichting RIONED ontwikkelde ‘denkstapenmodel’ voor de aanpak van vraagstukken in stedelijk water (Bloemerts en Messelaar, 2014).

5 Conclusies en aanbevelingen

5.1 Conclusies

Het doel van dit onderzoek was vast te stellen of afvoer van hemelwater via VGS leidt tot een betere ecologische waterkwaliteit dan via traditionele gescheiden stelsels. Deze paragraaf zet per onderzoeksvraag de conclusies op een rij.

1. Is er een verschil in effect op de ecologische oppervlaktewaterkwaliteit van het ontvangende water tussen GS en VGS?

Kijkend naar alleen de zoetwaterlocaties is voor twee van de vijf onderzochte karakteristieken sprake van aantoonbaar significante verschillen tussen de ecologische waterkwaliteit bij GS en VGS. Deze verschillen komen tot uiting in het aantal taxa (hoger bij VGS dan bij GS) en een indicatieve index voor de invloed van (organische) verontreinigingen (BBI-score; hogere kwaliteit bij VGS dan bij GS). Dit zijn algemene bevindingen, lokaal kunnen de verschillen groter of juist kleiner (of in uitzonderlijke gevallen zelfs omgekeerd) zijn. Voor de andere drie onderzochte karakteristieken zijn geen significante verschillen aangetoond.

De ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater op de onderzoekslocaties loopt behoorlijk uiteen. Dit geldt zowel voor locaties bij GS als bij VGS. Hierdoor is de variantie binnen de clusters van GS en VGS voor meer dan 82% (voor de meeste karakteristieken 90% of meer) verklarend voor de totale variantie binnen de dataset. Het overige deel wordt verklaard door verschillen tussen GS en VGS.

De hypothese dat de biologische diversiteit in oppervlaktewateren bij lozingspunten van VGS door een kleinere vuiluitwerp hoger zal zijn dan bij GS, is op basis van de bevindingen voor alleen de zoetwaterlocaties gedeeltelijk te bevestigen. Of een effect aantoonbaar is, hangt af van de karakteristiek (indicator) waarnaar wordt gekeken. Bovendien is duidelijk dat het stelseltype (GS of VGS) slechts een van de factoren is die de ecologische waterkwaliteit bepalen. In algemene zin is het effect van het stelseltype ondergeschikt aan de invloed van andere omgevingsfactoren op de ecologie. Uiteraard kan dit lokaal anders zijn.

Op basis van de analyseresultaten voor de zoete én niet-zoete locaties bij elkaar zijn voor één van de karakteristieken significante verschillen aan te tonen. Het zoutgehalte blijkt dus een sterk bepalende factor. Kijkend naar de hele dataset is de variantie binnen de clusters van GS en VGS voor meer dan 97% verklarend voor de totale variantie binnen de dataset. Dit betekent dat de totale variantie voor minder dan 3% wordt verklaard door verschillen tussen GS en VGS.

Kijkend naar alleen de niet-zoete sloten valt op dat de GS-locaties iets beter scoren en de VGS-locaties iets slechter dan bij de zoete wateren. Er lijkt zelfs sprake van een significant hogere soortendiversiteit (uitgedrukt in de Shannon-index) bij GS dan bij VGS. Maar het aantal onderzochte locaties in de niet-zoete sloten is te klein om hieraan harde conclusies te verbinden.

2. Welke omgevingsvariabelen spelen een grote rol in het effect van een hemelwaterstelsel op het ontvangende water (of zijn naast het stelseltype bepalend voor de ecologische waterkwaliteit)?

De multivariate analyse wijst uit dat de relevante omgevingsvariabelen maximaal 8% van de variatie in de macrofaunasamenstelling tussen de locaties verklaren. In totaal is van zes variabelen een significante bijdrage aan de totale variatie aangetoond:

- beheergebied (waterbeheerder);
- mate van kroosbedekking;
- dimensies; gemiddelde waterdiepte;
- typering van het talud (flauwe oevers);
- brakarakter (zoet/brak);
- datum van monstername.

Met uitzondering van het tijdstip van monstername zijn de verklarende variabelen allemaal gerelateerd aan het ontvangende oppervlaktewatersysteem en niet direct aan het stelsel (al spelen bij het beheergebied behalve regionale verschillen mogelijk ook systematische

verschillen bij de determinatie van de macrofauna een rol). Andere geanalyseerde variabelen, waaronder het stelseltype (GS of VGS), leveren géén significante bijdrage. Er blijkt dan ook géén significante relatie te zijn met het type hemelwaterstelsel.

Deze analyse verklaart dus niet de overige 92% van de variatie. Het grootste deel hiervan staat voor 'ruis' en is ook met een véél grotere onderzoeksinspanning niet te verklaren. Naar verwachting is een deel van de resterende variatie wel te verklaren door variabelen die (mede omwille van de kosten) niet in dit onderzoek zijn meegenomen. Zoals de (fysisch-) chemische oppervlaktewaterkwaliteit, de mate van waterverversing in het systeem door de hemelwaterafvoer vanuit het stelsel en inzicht in foutaansluitingen op het stelsel (zie paragraaf 4.2.1). Daarnaast is er vrijwel nooit informatie over het al dan niet correct functioneren van het stelsel (zoals lekkage, defecten in sturingsmechanismen en vuilophoping) en is informatie over het onderhoud en beheer van de watergangen beperkt.

5.2 Consequenties voor beleid

Maatwerk

De hoofdconclusie van dit onderzoek is dat de ecologische waterkwaliteit bij door VGS beïnvloed oppervlaktewater niet in algemene zin beter is dan in door GS beïnvloed water. Voor de groepen van onderzochte locaties bij VGS en GS blijkt er nauwelijks sprake van verschillen. Daarmee lijkt 25 jaar rioleringsbeleid van de waterschappen op losse schroeven te komen te staan. Dit klopt ten dele, het onderzoek leidt immers niet tot de conclusie dat een VGS nooit zinvol is of nooit meer moet worden toegepast. Wel is maatwerk nodig; of ombouwen van een GS of aanleg van een nieuw VGS raadzaam of zinvol is, hangt af van veel factoren.

Functioneren stelsel

Als de huidige kwaliteit van het oppervlaktewater aanleiding is voor maatregelen – maar eigenlijk ook in andere gevallen – is aan te bevelen eerst na te gaan in hoeverre bestaande stelsels correct functioneren. Dit is een 'no regret'-maatregel, in de praktijk blijkt dat vaak sprake is van onder meer lekkages, defecten in sturingsmechanismen en vuilophoping, waarover vooraf niets bekend was.

Afstemmen maatregelen in watersysteem

Daarnaast heeft het onderzoek aangetoond dat andere factoren doorgaans belangrijker zijn voor de waterkwaliteit. Dit pleit ervoor om investeringen in stelsels ook af te wegen tegen de kosten en effectiviteit van andere maatregelen in het watersysteem. Dit sluit aan bij de principes van het door STOWA en Stichting RIONED ontwikkelde 'denkstappenmodel' voor de aanpak van vraagstukken in stedelijk water (Bloemerts en Messelaar, 2014).

Wél VGS

In algemene zin ligt een investering in een VGS meer voor de hand bij een lozing van een relatief zwaar belast stelsel in een klein gedimensioneerd watersysteem dan bij een lozing van een weinig belast stelsel in een groot gedimensioneerd watersysteem. Zo is het zinvol om industrieterreinen met een risico op afvoer van verontreinigd hemelwater of onvoorziene lozingen via het hemelwaterstelsel op een VGS aan te sluiten.

Er bestaan meer redenen om wél VGS toe te passen en te kiezen voor aangepaste vormen van hemelwaterafvoer. Maar deze vallen buiten de reikwijdte van dit deelonderzoek. De overkoepelende rapportage van de STOWA-RIONEDproeftuin 'Anders omgaan met VGS' (Schilperoort et al., 2017) gaat hierop nader in.

5.3 Aanbevelingen voor (vervolg)onderzoek

Behalve voor de zoete wateren is ook specifiek voor de niet-zoete sloten gekeken naar verschillen tussen de ecologische waterkwaliteit bij GS en VGS. De resultaten van deze (vanwege het beperkte aantal locaties) indicatieve analyse lijken te duiden op een betere ecologische waterkwaliteit bij uitlaten van GS dan van VGS. De vraag is of een grotere steekproef tot dezelfde conclusie leidt en hoe dit komt. Omdat in West- en Noord-Nederland en Flevoland veel wateren van dit type (KRW-type M1b) voorkomen, is een specifiek hierop gericht vervolgonderzoek aan te bevelen.

Uit dit deelonderzoek blijkt dat de invloed van het type stelsel op de ecologische oppervlaktewaterkwaliteit verwaarloosbaar klein is in relatie tot andere factoren. Daarnaast zijn de onderzochte watersystemen en de aangetroffen ecologische kwaliteit zeer divers, bij zowel uitlaten van GS als VGS. Dit maakt het moeilijk eventuele effecten van het type stelsel of verschillen tussen GS en VGS aan te tonen. Om het onderscheidend vermogen in een onderzoek naar algemene effecten van GS en VGS (en verschillen daartussen) op de ecologische waterkwaliteit te vergroten, is eigenlijk een onderzoeksstrategie met referentielocaties of gepaarde onderzoekslocaties bij GS en VGS nodig. Maar deze strategieën bleken in de praktijk niet op voldoende grote schaal mogelijk. Bovendien is de variatie tussen de onderzochte oppervlaktewatersystemen groot. De aanbeveling is dan ook om effecten op lokaal of regionaal niveau te onderzoeken. Daarbij is dan steeds de best haalbare methode te kiezen (bij voorkeur met referentielocaties of gepaarde onderzoekslocaties). Een dergelijk onderzoek kan bijvoorbeeld aan de orde zijn als een waterschap samen met gemeenten wil onderzoeken voor welke lozingslocaties investeringen voor het verminderen van negatieve effecten op de oppervlaktewaterkwaliteit of de belasting van de rwzi zinvol zijn.

Literatuur

- Bijkerk, R. (red.), 2010. *Handboek Hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren*. STOWA-rapport 2010-28.
- Bloemerts, M. & Messelaar, A., 2014. *Het denkstappenmodel. Handreiking voor de aanpak van vraagstukken over stedelijk water*. STOWA en Stichting RIONED, rapport 2014-17.
- CUWVO, 1992. *Overstortingen uit Rioolstelsels en Regenwaterlozingen*. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, Werkgroep VI.
- Evers, C.H.M. & Knoben, R. (red.), 2012. *Omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn water 2015-2021*. STOWA-rapport 2012-34.
- Fennema, W.M., 2017. *Anders omgaan met VGS. Effecten waterkwaliteit*. Witteveen+Bos in opdracht van STOWA.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D., 2001. *PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis*. *Palaontologica Electronica* 4(1): 9 pp. Versie 3.08 (Ø. Hammer, augustus 2015). Beschikbaar via folk.uio.no/ohammer/past.
- Jonge, M. de, 2007. *Respons van aquatische organismen op metaalverontreiniging in natuurlijke waterlopen: vergelijking diatomeeën en macro-invertebraten*. Universitaire Instelling Antwerpen.
- Jongman, T.H.G., Braak, C.J.F. ter & Tongeren, O.F.R. van, 1987. *Data analysis in community and landscape ecology*. Wageningen: Pudoc.
- Molen, D.T. van der, Pot, R., Evers, C.H.M. & Nieuwerburgh, L.L.J. van (red.), 2012. *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn water 2015-2021*. STOWA-rapport 2012-31.
- Molen, D.T. van der, Pot, R., Evers, C.H.M., Buskens, R. & Herpen, F.C.J. van (red.), 2013. *Referenties en maatlatten voor overige wateren (geen KRW-waterlichamen)*. STOWA-rapport 2013-14.
- Pauw, N. de & Vanhooren, G., 1983. *Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium*. *Hydrobiologia* 100: 153-168.
- Pauw, N. de & Vannevel, R., 1991. *Macro-invertebraten en waterkwaliteit*. Stichting Leefmilieu, Antwerpen. 287p.
- Postma, J.F. & Keijzers, C.M., 2015. *Riooloverstorten en macrofauna. Een data-analyse voor gemengde stelsels*. Ecofide in opdracht van Waterschap Hollandse Delta.
- Pot, R., 2015. *QBWat. Programma voor beoordeling van de biologische waterkwaliteit volgens de Europese Kaderrichtlijn Water*. Versie 5.33 (april 2015). Beschikbaar via www.roelfpot.nl.
- Remane, A. & Schlieper, C., 1971. *Biology of brackish water*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Schilperoort, R.P.S., Langeveld, J., Fennema, W.M. & Hoijtink, R.J., 2017. *Anders omgaan met VGS. Goed voor rwzi, oppervlaktewater én portemonnee*. Partners4UrbanWater in opdracht van STOWA.
- Sluis, J.W. van, Hove, D. ten & Boer, B. de, 1989. *NWRW eindrapport. Eindrapportage en evaluatie van het onderzoek 1982-1989*. DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV.
- TWN-lijst (*Taxa Waterbeheer Nederland*). Beschikbaar via sofus.ecosys.nl/taxabase.
- Verberk, W.C.E.P. & Esselink, H., 2007. *Onderzoeksmonitoring effecten van baggeren in laagveenwateren op fauna*. Rapport DK-LNV nr. 2007.
- VPB, 2008. *Handboek Rioleringsstechniek*. Vereniging van producenten van betonleidingsystemen.

Bijlage 2

Methodiek Belgische Biotische Index

De Belgische Biotische Index (BBI) is een methode om de kwaliteit van een waterloop te beoordelen op basis van de aanwezigheid van macrofauna. De BBI-score varieert van 0 tot 10 en is steeds een heel getal. Daarbij is 0 de slechtste en 10 de beste kwaliteit. De score wordt berekend aan de hand van aangetroffen taxa die indiceren voor een hoge of een lage tolerantie voor verontreinigingen. Daarbij is onderscheid in zeven tolerantieklassen. Soorten van klasse 1 komen alleen voor in schoon, zuurstofrijk water, terwijl soorten van klasse 7 ook voorkomen in zuurstofloos water. Per klasse wordt de BBI-score bepaald op basis van het aantal taxa dat binnen deze klasse is aangetroffen en het totaal aantal individuen van deze taxa (zie tabel B2.1) (naar *De Pauw & Vannevel, 1991*). De hoogst gevonden score bepaalt de BBI voor het betreffende monster.

Tabel B2.1 BBI-klassen

Klasse indicatorgroepen	Aantal taxa	Aantal individuen				
		0-1	2-5	6-10	11-15	≥ 16
1. Plecoptera	≥ 2	–	7	8	9	10
Heptageniidae	1	5	6	7	8	9
2. Trichoptera (met koker)	≥ 2	–	6	7	8	9
	1	5	5	6	7	8
3. Ancyliidae	> 2	–	5	6	7	8
Ephemeroptera (excl. Heptageniidae)	1 - 2	3	4	5	6	7
4. Aphelocheirus	≥ 1	2	3	4	5	–
Odonata						
Gammaridae						
Mollusca (excl. Sphaeriidae)						
5. Asellidae	≥ 1	2	3	4	5	–
Hirudinae						
Sphaeriidae						
Hemiptera (excl. Aphelocheirus)						
6. Tubificidae	≥ 1	1	2	3	–	–
Chironomus groep						
thummi-plumosus						
7. Syrphidae-Eristalinae	≥ 1	0	1	1	–	–

BBI-score:

- 10 - 9: weinig tot niet verontreinigd;
- 8 - 7: weinig verontreinigd;
- 6 - 5: verontreinigd;
- 4 - 3: zwaar verontreinigd;
- 2 - 0: zeer zwaar verontreinigd.

STOWA en Stichting RIONED in het kort

Stichting RIONED is de koepelorganisatie voor de riolering en het stedelijk waterbeheer in Nederland. In RIONED participeren alle partijen die bij de rioleringszorg betrokken zijn: overheden (gemeenten, waterschappen, rijk en provincies), bedrijven (leveranciers, adviesbureaus, inspectiebedrijven en aannemers) en onderwijsinstellingen. De belangrijkste taak van Stichting RIONED is het beschikbaar stellen van kennis aan de vakwereld. Dit doet RIONED door onderzoek, het bundelen van bestaande kennis en het op vele manieren informeren en bij elkaar brengen van professionals.

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

© 2017 Stichting RIONED en STOWA

Teksten en figuren uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Disclaimer

Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteurs en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van deze publicatie.

Auteurs:

Reijer Hoijsink (Arcadis), Mark van Heukelum (Arcadis) en Edwin Peeters (Wageningen University & Research centre)

Omslagfoto:

Arcadis

BC

Bert Palsma (Stowa, voorzitter), Frans de Bles (waterschap Vallei en Veluwe), Machiel de Vries (Wetterskip Fryslân), Jaap de Ron (hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard), Frank van Swol (gemeente Eindhoven), Judith Sloot (gemeente Utrecht), Ronald van Pelt (gemeente Dordrecht), Ton Beenen (RIONED, agendalid), Rob van der Velde (WATERmaat, ondersteuning)

vormgeving

Jeroen Brugman, gaw ontwerp+communicatie b.v., Wageningen

rapportnummer

2017-14

isbn/ean

978 90 5773 753 4



Besparing van kosten, een betere oppervlaktewaterkwaliteit en het tegengaan van wateroverlast zijn de grote uitdagingen in het huidige stedelijk waterbeheer. Met het slim benutten van de bestaande infrastructuur van de riolering en het watersysteem kan op veel plaatsen een effectieve en efficiënte slag geslagen worden. 7% van de vrijvervalrioolstelsels in Nederland is een verbeterd gescheiden rioolstelsel. Uit het hier gepresenteerde onderzoek blijkt dat de optimalisatie van de verbeterd gescheiden rioolstelsels, miljarden besparing op kan leveren.

Aangepaste benutting van de bestaande VGS- infrastructuur zorgt voor minder hemelwater naar de RWZI en een gelijkblijvende of betere oppervlaktewaterkwaliteit. Aanpassingen aan de infrastructuur zoals afkoppelen kan op veel plekken, waar een VGS ligt, worden vermeden terwijl tegelijkertijd eenzelfde of beter resultaat wordt behaald.

ISBN/EAN 978.90.5773.753.4

