



Systeemgerichte ecologische stressanalyse (SESA) Geul

Methodeontwikkeling voor heuvellandbeken en toepassing op het stroomgebied van de Geul

J. de Vries, P.F.M. Verdonschot, R.C.M. Verdonschot



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Systeemgerichte ecologische stressanalyse (SESA) Geul

Methodeontwikkeling voor heuvellandbeken en toepassing op het stroomgebied van de Geul

J. de Vries, P.F.M. Verdonschot, R.C.M. Verdonschot

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research in opdracht van Waterschap Limburg.

Wageningen Environmental Research
Wageningen, november 2023

Gereviewd door:
Projectgroep SESA Geul

Akkoord voor publicatie:
Karin Andeweg, teamleider team Water & Voedsel

Rapport 3291
ISSN 1566-7197

De Vries, J., P.F.M. Verdonschot, R.C.M. Verdonschot, 2023. *Systeemgerichte ecologische stressanalyse (SESA) Geul; Methodeontwikkeling voor heuvellandbeken en toepassing op het stroomgebied van de Geul*. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3291. 128 blz.; 56 fig.; 28 tab.; 54 ref.

De systeemgerichte ecologische stressanalyse is een methode om op basis van de huidige toestand van een beek en de herstelpotentie knelpunten binnen een stroomgebied in kaart te brengen en te kwantificeren. Hieraan wordt vervolgens een streefbeeld gekoppeld en worden maatregelpakketten voorgesteld die nodig zijn om dit streefbeeld te bereiken. In deze rapportage wordt de methodeontwikkeling voor heuvellandbeken beschreven en deze methodiek is vervolgens gebruikt om het stroomgebied van de Geul te analyseren. De milieustress in het stroomgebied wordt beschreven en er worden scenario's geschetst met oplossingsrichtingen in de vorm van maatregelpakketten. Ook worden de huidige en potentiële levensgemeenschappen voor de organismegroepen macrofauna, vis en watervegetatie in beeld gebracht.

The system-oriented ecological stress analysis is a method for determining the current ecological state of a watershed and to assess its recovery potential. Furthermore, restoration targets and associated restoration measures are proposed to achieve a good ecological status. This report describes the method development for high-gradient streams, which is applied to the Geul catchment. The main stressors responsible for ecosystem degradation are quantified on different spatial scales, from the catchment-level to instream measures on the reach to habitat scale. Several scenarios are outlined consisting of combinations of restoration measures. Also, macrofauna, fish and aquatic vegetation communities of the Geul catchment are described and it is determined which currently missing species could potentially establish in the streams if the restoration targets are met.

Trefwoorden: systeemanalyse, herstelmaatregelen, beken, stroomgebiedsbenadering

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/639682> of op www.wur.nl/environmental-research (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© 2023 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.



Wageningen Environmental Research werkt sinds 2003 met een ISO 9001 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem.

In 2006 heeft Wageningen Environmental Research een milieuzorgsysteem geïmplementeerd, gecertificeerd volgens de norm ISO 14001.

Wageningen Environmental Research geeft via ISO 26000 invulling aan haar maatschappelijke verantwoordelijkheid.

Wageningen Environmental Research Rapport 3291 | ISSN 1566-7197

Foto omslag: Geul, Ralf Verdonschot

Inhoud

Verantwoording	5
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding en doel	13
1.1 Achtergrond	13
1.2 Overzicht van de algemene methodiek	13
2 Het macrosysteem	15
2.1 Afbakenen en indelen van het onderzoeksgebied	15
2.2 Abiotische referentie	17
2.2.1 Inleiding	17
2.2.2 Klimaat	17
2.2.3 Geohydrologie, -morfologie en -chemie	18
2.2.4 Menselijke invloed op het landschap	22
2.3 Biologische referenties	22
2.3.1 Het oorspronkelijke beekdallandschap	22
2.3.2 De oorspronkelijke beeksystemen	24
3 Selectie en invulling stressoren	25
3.1 Selectie van stressoren en benodigde data	25
3.1.1 Selecteren van stressoren	25
3.2 Invulling van stressorklassen	26
3.2.1 Inleiding	26
3.2.2 Stressoren op deelstroomgebiedsschaal	27
3.2.3 Stressoren op beektrajectsschaal	32
3.2.4 Samenvatting	35
4 Berekening en visualisatie van stress	36
4.1 Wegen en berekenen van stress	36
4.1.1 Wegingen	36
4.1.2 Berekenen van stress	38
4.2 Visualiseren van stressoren en analyseren van knelpunten	38
5 Analyse van de milieustress	39
5.1 Mate van stress per stressorgroep	39
5.2 Relatie met ecologische kwaliteit	45
6 Biotische analyse	47
6.1 Inleiding	47
6.2 Macrofauna	48
6.2.1 Wat is hier: voorkomen van macrofauna in het stroomgebied	48
6.2.2 Toestand van het systeem op basis van de macrofauna	51
6.2.3 Wat kan hier?	59
6.3 Vis	62
6.3.1 Wat is hier: voorkomen van vissoorten in het stroomgebied	62
6.3.2 Toestand van het systeem op basis van de visgemeenschap	64
6.3.3 Wat kan hier: potentiële doelsoorten	65

6.4	Macrofyten	68
6.4.1	Wat is hier: voorkomen van macrofyten in het stroomgebied	68
6.4.2	Toestand van het systeem op basis van de water- en oeverplanten	69
6.4.3	Wat kan hier: potentiële doelsoorten	74
7	Referentiebeelden biotiek	76
7.1	Inleiding	76
7.2	Macrofauna	77
7.3	Vis	84
7.4	Vegetatie	85
8	Scenario-analyses maatregelpakketten	88
8.1	Beschrijving scenario's	88
8.2	Parametrisering scenario's	90
8.3	Berekening nieuwe cumulatieve stress-score	91
8.4	Resultaten scenario-analyses	93
8.5	Totaalbeeld effecten scenario's	106
9	Aanbevelingen	107
	Literatuur	110
Bijlage 1	Overzichten biotiek	113

Verantwoording

Rapport: 3291

Projectnummer: 5200047046

Wageningen Environmental Research (WENR) hecht grote waarde aan de kwaliteit van zijn eindproducten. Een review van de rapporten op wetenschappelijke kwaliteit door een referent maakt standaard onderdeel uit van ons kwaliteitsbeleid.

Akkoord referent die het rapport heeft beoordeeld,

functie: Adviseur waterkwaliteit en ecologie, Waterschap Limburg

naam: Esther de Jong (namens projectgroep SESA Geul)

datum: 23-08-2023

Akkoord teamleider voor de inhoud,

naam: Karin Andeweg

datum: 10-10-2023

Woord vooraf

Voor de stroomgebieden van de Limburgse beken wil waterschap Limburg realistische streefbeelden opstellen op trajectniveau en daarbij passende maatregelpakketten formuleren om de ecologische toestand die hoort bij deze streefbeelden te kunnen realiseren. Als hulpmiddel hierbij is de afgelopen jaren door Wageningen Environmental Research en waterschap Limburg de Systeemgerichte Ecologische StressAnalyse (SESA) ontwikkeld. De SESA-methodiek is de afgelopen jaren toegepast op de stroomgebieden van de laaglandbeken de Tungelroyse beek en de Grootte Molenbeek. In dit rapport is de ontwikkeling beschreven van de SESA heuvellandbeken, die vervolgens is toegepast op het stroomgebied van de Geul. We willen Esther de Jong, Arnoud van de Lockant, Frans Verdonshot, Barend van Maanen en Monique Korsten van waterschap Limburg en Edo Zaaijer van H2Opinion bedanken voor hun waardevolle opmerkingen en aanvullingen bij de totstandkoming van deze rapportage en de ontwikkeling van de SESA heuvellandbeken in het algemeen.

Samenvatting

Inleiding

Waterschap Limburg wil voor haar stroomgebieden kunnen beschikken over realistische streefbeelden op trajectniveau. Dergelijke streefbeelden zijn concrete, haalbare en betaalbare ontwikkelingsbeelden, die binnen een termijn van 10-20 jaar gerealiseerd moeten kunnen worden. Vertaald naar de praktijk zijn realistische streefbeelden concrete ecologische doelen die op de middellange termijn haalbaar en betaalbaar zijn. Om de waterkwaliteit en dus de ecologische toestand op een realistische manier te verbeteren en de gestelde doelen te halen zijn maatregelen nodig. Maatregelen die knelpunten aanpakken die een ecologische betekenis hebben. De methode om dit te bereiken wordt sinds enkele jaren binnen de zogenoemde Systeemgerichte Ecologische StressAnalyse (SESA) ontwikkeld en getest.

SESA is een methode om op basis van de huidige toestand van een beek en de herstelpotentie knelpunten binnen een stroomgebied in kaart te brengen en te kwantificeren. Hieraan wordt vervolgens een streefbeeld gekoppeld en worden maatregelpakketten voorgesteld die nodig zijn om dit streefbeeld te bereiken. Om tot realistische streefbeelden te komen worden bij het uitvoeren van de SESA staan de volgende vier vragen centraal: 1.) wat was hier?, 2.) wat is hier?, 3.) wat knelt hier? en 4.) wat kan hier? Door oorzaken te zoeken op de schaal van het stroomgebied en deze te bekijken over een langere tijdschaal wordt de werking van het systeem in beeld gebracht. Dit geeft een beter inzicht in waar de bronnen van de problemen in de beek te vinden zijn. Dit maakt het ingrijpen met maatregelen veel effectiever en maakt het daarnaast mogelijk gedifferentieerder te werk te gaan bij het herstellen van een beekstelsel.

In deze rapportage wordt de ontwikkeling en toepassing van een SESA voor heuvellandbeken beschreven, die is gebaseerd op de eerder ontwikkelde SESA laaglandbeken. Daarvoor zijn de wegingen in het model aangepast aan de systeemeigenschappen van heuvellandbeken. Ook zijn een aantal factoren gewijzigd of toegevoegd, zoals het toevoegen van een hellingsfactor die oppervlakkige afspoeling beïnvloedt, de aanwezigheid van bronnen en de aanwezigheid van de grondsoort leem. Factoren die alleen betrekking hebben op vlakke gebieden, zoals waterinlaat, zijn weggelaten. De SESA heuvellandbeken is vervolgens toegepast op het Nederlandse gedeelte van het stroomgebied van de Geul. Hierbij zijn naast de Geul ook de belangrijkste zijbeken meegenomen, die door waterschap Limburg als natuurbek zijn gekarakteriseerd. Bronnen en bronloopjes vallen buiten de analyse van de milieustress, maar zijn wel als beïnvloedingsfactor meegenomen in de analyses en zijn daarnaast expliciet meegenomen in de biotische analyse.

Analyse van de milieustress

Verschillende stressoren hebben invloed op de toestand van de beken in het stroomgebied van de Geul. Deze kunnen worden onderverdeeld in categorieën en aan de hand van de schaal waarop ze invloed uitoefenen in het stroomgebied. Op stroomgebiedsschaal spelen (geo)hydrologische stress, chemische diffuse stress en chemische stress uit puntbronnen, op beek(traject)schaal fysische (systeem)stress, hydraulische stress, morfologische stress en stress door beheer en onderhoud.

Een relatief grote bijdrage aan de toestand, met name in de zijbeken van de Geul met veel intensief agrarisch of bebouwd gebied in de afwateringsgebieden, wordt geleverd door de (geo)hydrologische (oppervlakkige af- en uitspoeling) en chemische diffuse stress (toevoer van nutriënten, slib en toxische stoffen uit landgebruik). De meest wijd verbreide vorm van negatieve beïnvloeding in het stroomgebied, met lokaal een zeer grote invloed, is de morfologische stress. Dit uit zich bijvoorbeeld in ingesneden beekprofielen. Deze stress is in de zijbeken tenminste voor een deel te koppelen aan de invloed van overstorten. De chemische effecten van puntbronnen zijn lokaal terug te zien in de stress-scores, met de grootste invloed in de Eyserbeek. Tenslotte is er nog een effect van fysische stress, die te herleiden is naar hoge watertemperaturen door onder andere een gebrek aan beschaduwing in delen van het stroomgebied.

Het gewogen middelen van alle stressorgroepen tot één cumulatieve stress-score leidt tot meer homogeen beeld van de stress in het stroomgebied, waarbij met name de Eyserbeek er in negatieve zin uitspringt.

Biotische analyse

De biologische analyse heeft als doel een overzicht op te stellen van de soorten die te verwachten zijn in de natuurbeken binnen het stroomgebied van de Geul nadat knelpunten zijn aangepakt. De biologische analyse is uitgevoerd voor de verschillende watertypen die in het stroomgebied voorkomen, waarbij naast de natuurbeken (boven-, midden- en benedenlopen) ook de bronnen zijn meegenomen omdat deze als potentiële refugia kunnen dienen voor soorten die verder stroomafwaarts niet meer voorkomen als gevolg van degradatie. Er zijn drie groepen doelorganismen onderzocht: macrofauna, vissen en water- en oeverplanten. Hierbij is alleen naar de indicatoren van de desbetreffende watertypen gekeken.

De huidige soortenpoule van het stroomgebied van de Geul bevat bijna driehonderd indicatieve macrofaunataxa, meer dan twintig indicatieve vissoorten en meer dan zeventig indicatieve water- en oeverplanten. Het stroomgebied bevat een voor Nederland unieke flora en fauna van snel stromend water die duidelijk raakvlakken heeft met de levensgemeenschappen van het Midden-Europees middelgebergte. De huidige ecologische kwaliteit is over het algemeen goed voor macrofauna en vis, al kunnen lokaal, met name in de zijbeken, trajecten voorkomen met een aanzienlijk slechtere kwaliteit. Voor de vegetatie geldt het omgekeerde, daar scoren de zijbeken over het algemeen beter dan de Geul zelf.

Ontbrekende soorten macrofauna, die wel in de stroomgebieden in de omgeving voorkomen, bleken een voorkeur te hebben voor moerassige, langzaam stromende systemen. Dit lijkt te wijzen op kalkmoerassen of andere gradiëntsituaties als ontbrekend habitat. Voor vis betreft het een aantal migrerende soorten, wat wijst op een effect van barrières. De in de natuurbeken ontbrekende of verdwenen soorten water- en oeverplanten hebben met name een voorkeur voor voedselarme tot matig voedselarme omstandigheden.

Scenario's voor herstel

Voor het stroomgebied van de Geul zijn 8 maatregelscenario's opgesteld met daarbij nog een aantal deelscenario's. De maatregelpakketten variëren van combinaties van lokale maatregelen, zoals het saneren van puntbronnen en het inbrengen van dood hout, tot grootschaligere maatregelen waarbij afwateringsgebieden en bufferzones van landgebruiksfunctie wisselen of zo worden ingericht dat er meer water kan worden vastgehouden.

Het scenario dat de grootste verbetering bewerkstelligt, met als resultaat een goede tot zeer goede kwaliteit, is een scenario waarin de beekdalzones worden herbeboest. Een aantal andere scenario's draagt ook positief bij, maar wel in geringere mate dan het omvormen van de beekdalzone naar bos. Het gaat allereerst vooral om ingrepen die een relatie hebben met het herstel van de morfologie van de beek en het aanliggende beekdal, zoals demping piekafvoeren door aanpakken overstorten en bijvoorbeeld aanpassingen aan de vorm van de beek en het beekdal waardoor geleidelijke overgangen tussen water en land worden hersteld. Een tweede categorie maatregelpakketten is gerelateerd aan ingrepen in de afwateringsgebieden waarbij de oppervlakkige afspoeling van percelen en de diffuse impact stoffen en sediment wordt verkleind door aanpassingen in het landgebruik op de plateau's en hellingen. Effectieve maatregelpakketten hebben gemeen dat het telkens gaat om ingrepen die gelijktijdig meerdere stressoren aanpakken, zowel wat betreft de hydrologie, de morfologie als de chemie.

Conclusies

Met behulp van SESA heuvellandbeken is er een beeld verkregen van de knelpunten die invloed hebben op de ecologische kwaliteit in de Geul en de mogelijke oplossingsrichtingen in termen van maatregelpakketten om de kwaliteit in de toekomst te verbeteren. Uit de resultaten van de scenario's blijkt dat de sleutel tot een verbetering van het Geulsysteem wordt gevormd door beekdalbrede of stroomgebiedsbrede maatregelpakketten. Individuele, kleinschaligere of lokale maatregelen kunnen wel een effect hebben, maar werken veel minder door in het totale systeem omdat stressoren die op een groter schaalniveau werken niet worden aangepakt en daardoor de gerealiseerde effecten blijven overschaduwen. Is de wens om in de natuurbeken overal de gestelde KRW doelen te halen dan zijn stroomgebiedsbrede en beekdalbrede maatregelen nodig die gelijktijdig hydrologie, morfologie en chemie verbeteren en daarbij de toestand in de beek zelf verbeteren het meest kansrijk.

Na diverse toepassingen van SESA in laaglandbeken is dit de eerste analyse voor beken in het Zuid-Limburgse heuvelland. Daarvoor is de voor laaglandbeken ontwikkelde methodiek aangepast aan de

systemen die in het heuvelland voorkomen. SESA is echter nog niet uitontwikkeld voor het heuvellandbeektype. Er zijn nog diverse aanvullingen mogelijk die bij toepassing op andere stroomgebieden in het heuvelland verder kunnen worden ontwikkeld. De SESA heuvellandbeken moet dan ook worden gezien als een groeimodel, waarbij stressoren kunnen worden toegevoegd of gespecificeerd wanneer meer informatie gebiedsdekkend voor belangrijke factoren beschikbaar komt. Desalniettemin is er met deze toepassing meer kennis ontwikkeld en vertaald in een praktische methode. De SESA-resultaten leiden daarmee tot verbetering van het inzicht in de keuze van maatregelpakketten en tot een verdere concretisering van de streefbeelden, waardoor realistische doelen gesteld kunnen worden.

1 Inleiding en doel

1.1 Achtergrond

Voor de stroomgebieden binnen het beheersgebied wil het Waterschap Limburg haalbare of realistische streefbeelden gaan opstellen op trajectniveau met behulp van de Systeemgerichte Ecologische StressAnalyse (SESA; Verdonschot et al., 2017). Realistische streefbeelden zijn door Waterschap Limburg gedefinieerd als concrete, haalbare en betaalbare ontwikkelingsbeelden en beschrijvingen in ecologische sleutelfactoren, die binnen een termijn van 15 jaar gerealiseerd moeten kunnen worden.

SESA omvat een analyse van de oorspronkelijke situatie (die helpt bij het vormen van een beeld van de referentie- of doelsituatie op lange termijn), de huidige toestand (aanwezige stressoren en soorten) en daaruit volgende realistische streefbeelden voor de nabije toekomst. In de SESA staat de het opsporen en aanpakken van stressoren bij de bron centraal.

In dit document is omschreven hoe SESA is toegepast voor het stroomgebied van de Geul. Er is gebruik gemaakt van de ervaringen met de SESA methode-ontwikkeling en analyse van de laaglandbeken Grote Molenbeek en de Tungelroyse beek, waarna de methode is aangepast aan de systeemeigenschappen van heuvellandbeken.

1.2 Overzicht van de algemene methodiek

SESA is een methode om op basis van de potentie en actuele toestand van een waterlichaam stressoren binnen een stroomgebied in kaart te brengen en te kwantificeren. Daaraan wordt vervolgens een streefbeeld met maatregelpakketten gekoppeld. Op hoofdlijnen volgt SESA de volgende vier stappen om te komen tot realistische streefbeelden (Figuur 1.1 en 1.2):

Wat was hier?

- Afbakenen en indelen van het onderzoeksgebied
- Referentie-analyse

Wat is hier?

- Selecteren van stressoren en benodigde data
- Invullen van stressorklassen

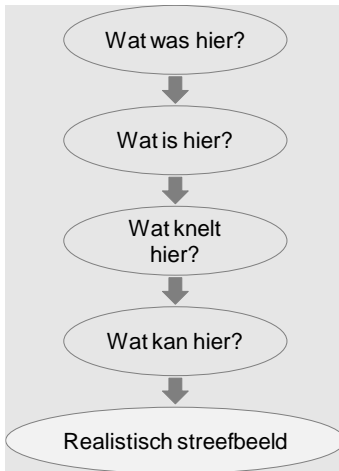
Wat knelt hier?

- Toepassen van stressorklassen
- Visualiseren van stress-scores en analyseren van knelpunten

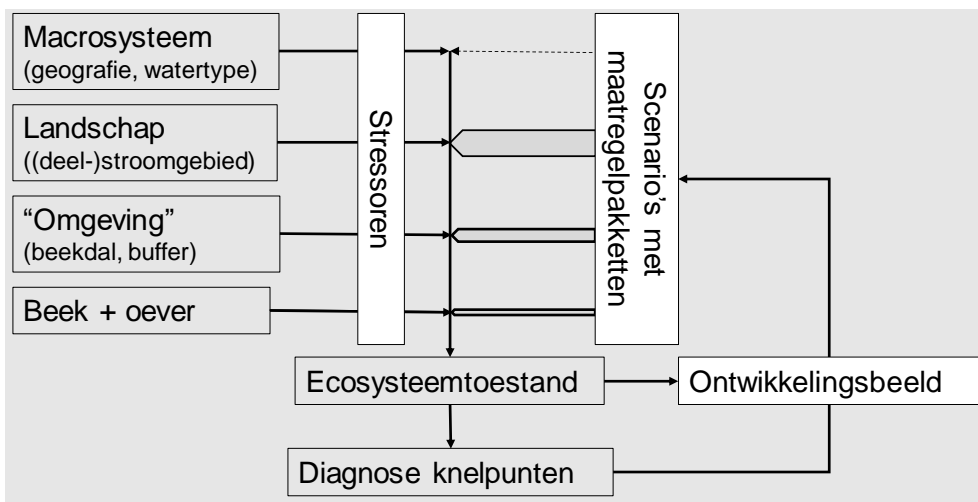
Wat kan hier?

- Uitvoeren van scenario-analyses
- Opstellen van realistische streefbeelden

Deze stappen worden in de volgende paragrafen in meer detail beschreven. Voor een nadere toelichting op de gevolgde methode wordt verwezen naar rapport 2021-29 van de Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), getiteld 'Ecologische systeembenadering en ecologische systeemanalyse' (Verdonschot & Verdonschot, 2021).



Figuur 1.1 De vier stappen om met een SESA te komen tot realistische streefbeelden.



Figuur 1.2 Overzicht van de analyse-stappen binnen de SESA.

2 Het macrosysteem

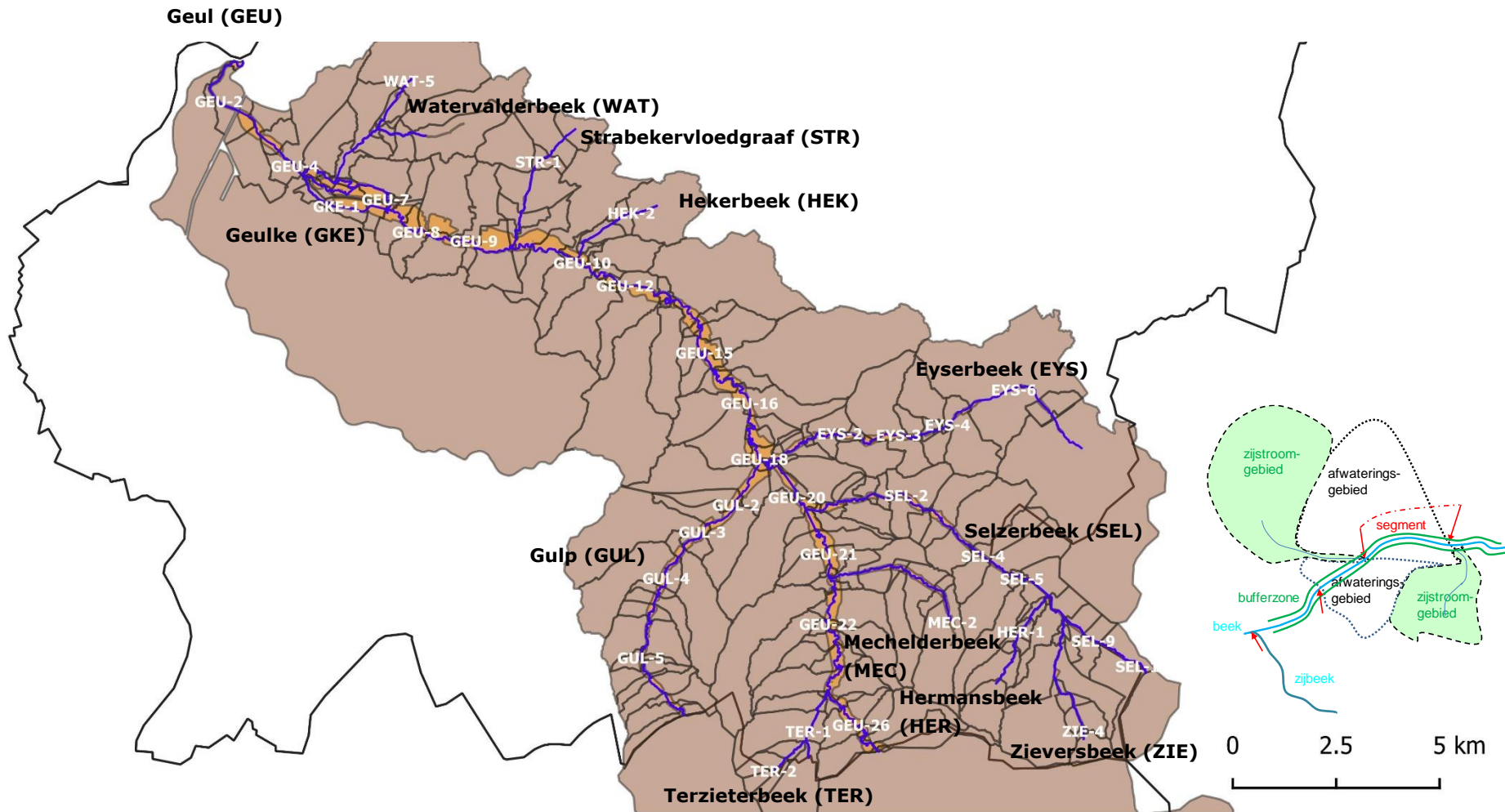
2.1 Afbakenen en indelen van het onderzoeksgebied

Een Systeemgerichte Ecologische StressAnalyse (SESA) start met het geografisch afbakenen en indelen van het te analyseren stroomgebied.

De stappen om dit te bereiken betreffen achtereenvolgens:

1. Het begrenzen van het stroomgebied van de Geul.
 - Alleen voor het Nederlandse gedeelte van het stroomgebied waren alle parameters voor de SESA beschikbaar; hierop is dan ook gefocust. De grootste kennishiaten betroffen het Belgische bovenstroomse deel van het stroomgebied.
2. Het identificeren van de natuurbeken binnen het stroomgebied.
 - Waterschap Limburg heeft de volgende beken in het stroomgebied geselecteerd voor de SESA:
 - i. Geul (incl. parallelle lopen Klein Geul en Geulke),
 - ii. Watervalderbeek,
 - iii. Strabekervloedgraaf,
 - iv. Hekerbeek,
 - v. Gulp,
 - vi. Eyserbeek,
 - vii. Selzerbeek,
 - viii. Hermansbeek,
 - ix. Zieversbeek,
 - x. Mechelderbeek,
 - xi. Terzieterbeek.
3. Het indelen van de natuurbeken in segmenten.
 - De begrenzing van een segment wordt bepaald door een instroom van een zijstroomgebied, een zijbeek of andere hydrologische begrenzing (medebepaald door de begrenzingen van de afwateringsgebieden) waarbij ook gebruik is gemaakt van relevante verschillen op basis van de geomorfologie, bodemkaart, de ligging van stedelijk gebied, de overgang van bos naar open gebied, terrasknikken met 3 verhangklassen en relevant beleid, zoals de aanwijzing van natuurbeek. Na de analyse kunnen aaneengesloten segmenten met dezelfde of vergelijkbare kenmerken mogelijk geaggregeerd tot trajecten op basis van dezelfde huidige toestand en gelijk streefbeeld.
4. Het binnen het stroomgebied begrenzen van afwateringsgebieden, zijstroomgebieden en bufferzones.
 - In het geval van de Geul bestaan deze uit bufferzones met variabele breedte die het beekdal volgen zoals vastgesteld door het WL: de beekdalzones.

Figuur 2.1 laat de uitkomst van deze afbakening zien voor het stroomgebied van de Geul.



Figuur 2.1 De natuurbeken geanalyseerd in de SESA Geul zijn aangegeven in blauw, met per segment een trajectcode, genummerd van monding tot bron. De contouren geven de zijstroom- en afwateringsgebieden (bruin) en beekdalbufferzones (oranje) aan. De ruimtelijke eenheden benoemd in de geografische afbakening zijn schematisch weergegeven boven de schaalbalk.

2.2 Abiotische referentie

2.2.1 Inleiding

Een referentieanalyse bepaalt de abiotische en biotische situatie in het stroomgebied en dient als richtinggevend ijkpunt (mogelijk doel op lange termijn; stip aan de horizon) voor een realistische referentie (doel op kortere termijn) met in achtneming van onomkeerbare veranderingen en ontwikkelingen in de nabije toekomst.

Om de referentie voor realistische streefbeelden vast te stellen wordt getracht antwoord te geven op onderstaande vragen:

1. Wat zijn de relevante systeemvoorwaarden t.a.v. klimaat, geohydrologie, geomorfologie en geochemie voor het te onderzoeken stroomgebied en wat is de samenhang en het functioneren op stroomgebiedsschaal?
2. Hoe zag het oorspronkelijke functioneren eruit en wat is daarvan niet onomkeerbaar veranderd (bijvoorbeeld wanneer het beekdal volledig is volgebouwd is dat deel van de oorspronkelijke situatie min of meer onomkeerbaar veranderd en speelt dus geen rol meer in de toekomst) en nog relevant voor de toekomst?
3. Welke beek- en beekdaltypen waren aanwezig en heeft dit invloed op de keuze van toekomstige realistische streefdoelen?
4. Hoe zag de trajectindeling eruit op basis van het oorspronkelijk (reversibel deel van het) functioneren?

Het vaststellen van de vorm van de beekdalen en de ligging van natte gebieden (bijvoorbeeld kalkmoerassen) zijn bij het oorspronkelijk functioneren van het grootste belang. Deze gebiedsdelen zijn tegenwoordig vaak minder zichtbaar of verdwenen. In de referentieanalyse wordt bekeken of gebieden mogelijk in toekomstig functioneren worden teruggebracht of benut of dat inmiddels een onomkeerbare veranderingen in het landschap en de systeemvoorwaarden dit onmogelijk maken. Deze stap geeft inzicht in potenties en beperkingen voor maatregelen en de kansen van het realistisch streefbeeld.

Om dit globale beeld van het functioneren van het stroomgebied op te stellen is vooral gekeken naar het macrosysteem. Het macrosysteem wordt beschreven op basis van klimaat en geologie, geohydrologie, geomorfologie, geochemie en oorspronkelijke biologie. Het macrosysteem is richtinggevend aan het streefbeeld en wordt beschouwd als drager van het functioneren van het watersysteem. Maatregelen die inspelen op de natuurlijke situatie en processen in het macrosysteem leveren het meest robuuste watersysteem op.

2.2.2 Klimaat

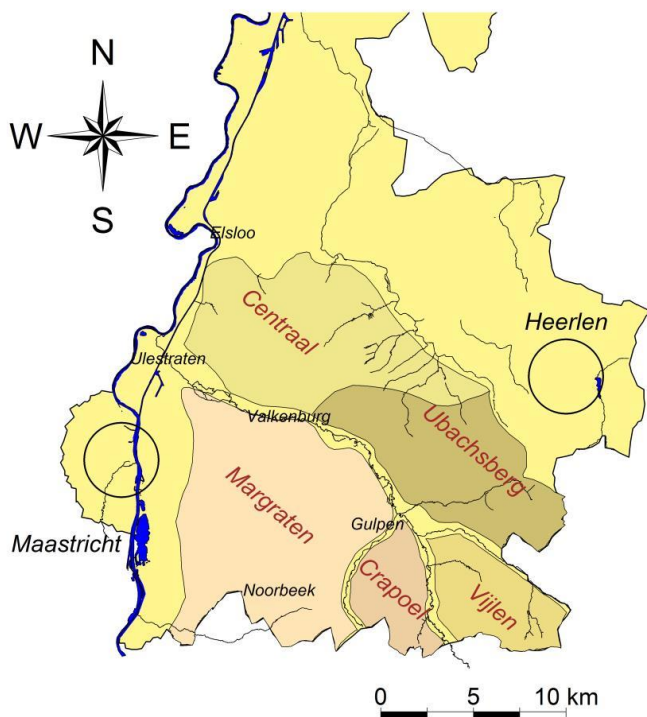
De klimatologische omstandigheden beïnvloeden de temperatuurhuishouding en het neerslagpatroon. In het Geuldal is de klimatologische variatie veel groter dan in de rest van Nederland. De gemiddelde temperatuur was in de periode 1981-2010 9,3-9,6°C (max. 14,1-14,4°C en min. 5,7-6,0°C) en 1991-2020 9,6-9,9°C (max. 14,7-15,0°C en min. 6,0-6,3°C). De laatste 40 jaar was het nabij de monding van de Geul gemiddeld droger (800-825 mm/jaar) dan ter hoogte van de Nederlands-Belgisch grens (ca. 900-925 mm/jaar) (<https://knmi.nl/klimaatviewer>). Het gemiddeld jaarlijks neerslagoverschot varieert binnen het stroomgebied van 200 tot 320 mm (Heijboer & Nellestijn, 2002). Daarboven wordt de temperatuur bepaald door het reliëf: op het zuiden geëxponeerde hellingen zijn warmer en droger dan hellingen die op het noorden geëxponeerd zijn. Dit werkt door in de temperatuur van ondiepe bronnen en bovenloopjes die op deze hellingen liggen.

Voor de streefbeelden betekent klimaatverandering dat het gematigde Atlantische klimaat van de afgelopen 30 jaar verandert door een stijging van de gemiddelde temperatuur en met meer tropische dagen die de watertemperatuur over de kritische grens van 28°C zouden kunnen brengen, een toename van langdurigere droogteperiodes in het zomerhalfjaar, van extreme buien in de zomer (>80-100 mm) en van grotere neerslaghoeveelheden in de winter. Voor de ecologie van het beek- en beekdalsysteem betekent dat het realiseren van een toestand die overeen komt met de referentieomstandigheden dat dit meer weerstand en veerkracht van het systeem kan opleveren ten opzichte van klimaatverandering, maar het is zeer de vraag of dit voldoende is om extremen, zoals droogval en grote piekafvoeren bij hevige neerslag te weerstaan. Een

deel van de maatregelpakketten (scenario's) is zo opgesteld dat ze rekening houden met klimaatverandering en in staat zijn de te verwachten extremen te mitigeren.

2.2.3 Geohydrologie, -morfologie en -chemie

Het stroomgebied van de Geul maakt deel uit van het Ardenner Massief, een hoogvlakte waar de Geul haar dal in heeft uitgesleten. Het stroomgebied ligt tussen vijf plateaus ingesloten (Figuur 2.2). De geologische afzettingen waaruit de plateaus (erosieterrassen) en de basis van de beekdalen zijn opgebouwd lopen van zuidoost naar noordwest geleidelijk af en variëren vaak sprongsgewijs in hoogteligging en scheefstand door geologische breuken (tektonische bewegingen). De bovenste laag van het Centraal plateau bestaat uit löss, waaronder zich waterdoorlatende Maasgrind- en kalksteenlagen bevinden, die weer rusten op oorspronkelijk marien zand- en leisteen en steenkoollagen. Plaatselijk ligt kalksteen op of net onder maaiveld. Oer-erosiedalen hebben het geologische patroon ruimtelijk nog verder gedifferentieerd. Door deze variatie is de geohydrologische opbouw van het stroomgebied bijzonder complex, waarbij zowel zachte en harde afzettingen bepalend zijn voor het watersysteem.



Figuur 2.2 Kaart van Zuid-Limburg met de vijf plateaus die tot het Mergelland worden gerekend en het stroomgebied van de Geul vormen (<https://www.rivm.nl/nieuws/lmm-in-lossregio-deel-9-zijn-er-verschillen-tussen-gebieden-binnen-lossregio>).

Het Geuldal wordt geflankeerd door droog- en (zij)beekdalen (Figuur 2.3). In de watervoerende dalen bevinden zich meer of minder kronkelende, snelstromende beken. In de dalen treedt een wisselwerking op tussen insnijding en dal-opvulling met colluvium en beekafzettingen. Door menselijk handelen, in de vorm van het vastleggen van de loop en oeververdediging, is het stroomdal verder opgehoogd, terwijl de beek dieper kwam te liggen. De droogdalen stammen uit de laatste IJstijd en zijn gevormd door smelt- en regenwater. Vaak ligt in deze beek- en droge dalen het kalksteen dicht bij het oppervlak. De dalen zijn meestal asymmetrisch van vorm. Waar deze droogdalen grenzen aan plateaus, zijn het vaak ondiepe, vlakke erosiegeulen met een symmetrische vorm (de zgn. 'dellen'). Dit heeft geleid tot grote verschillen in de ruimtelijke positie van bron- en kwelgebieden, de dynamiek en chemie van het grond- en oppervlaktewater en de gevoeligheid voor verdroging en eutrofiëring (Schaminee et al., 2009; De Mars et al., 2012).

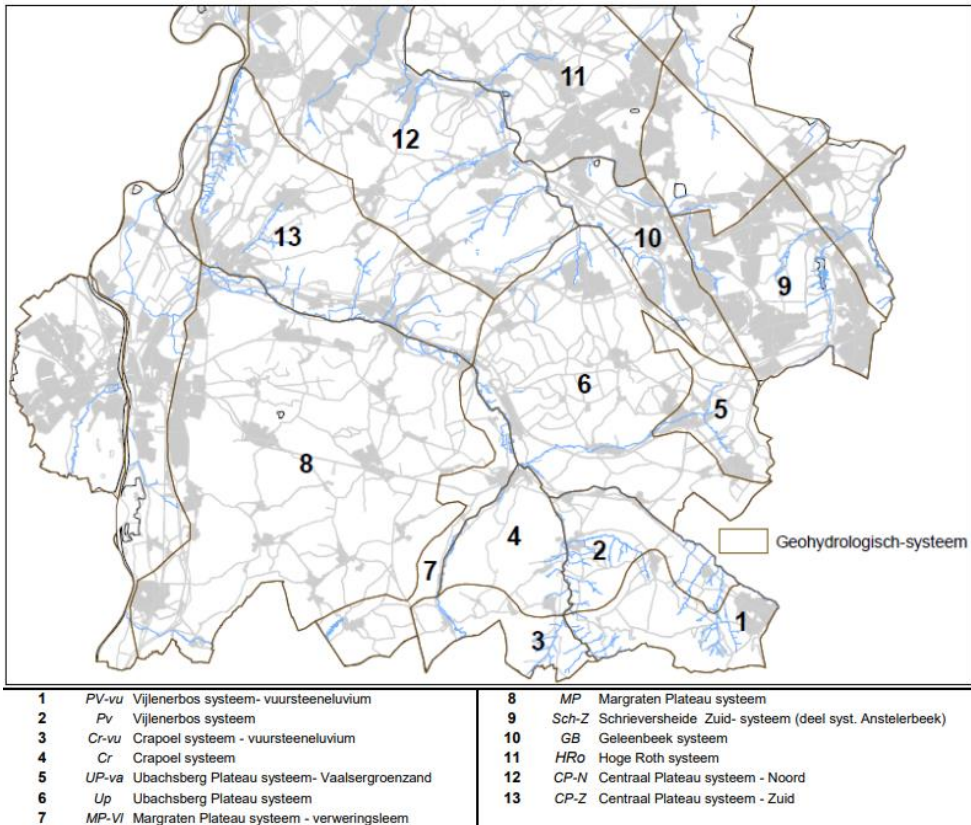


Figuur 2.3 Geomorfologie van het Geuldal (https://www.natuurkennis.nl/Uploaded_files/Zelf/lbk-heuvellandschap-versie-20190218-1024.05b601.png).

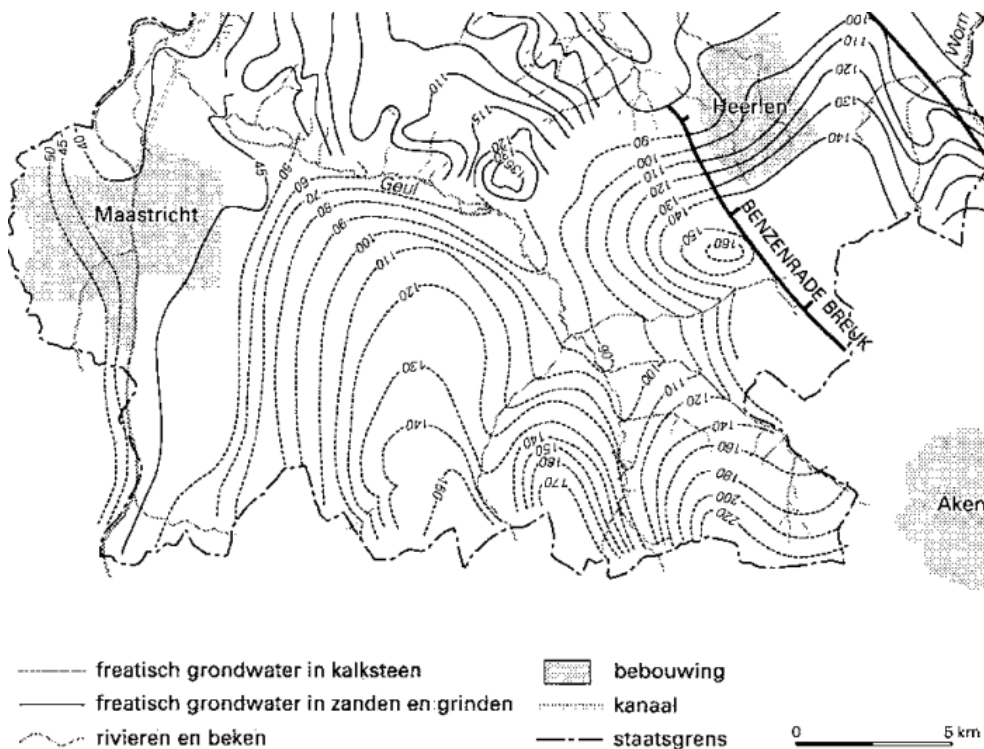
De plateaus functioneren min of meer als hydrogeologische eenheden (Figuur 2.4). De belangrijkste grondwatervoerende pakketten in het Geuldal bestaan uit zand- en kalksteen, oligocene, miocene zanden en de pleistocene zand- en grindafzettingen van de Maas. Het freatisch grondwaterpakket bevindt zich vooral in de kalksteenpakketten. De hoofdrichting van de grondwaterstroming is noordwestelijk, richting de Maas (Figuur 2.5).

In de zuidelijke plateaus van Vijlen (geohydrologische eenheden 1, 2), Crapoel (3, 4), Margraten (7, 8) en Ubachsberg (6), stroomt het freatisch grondwater door spleten in de dikke scheefstaande kalksteenpakketten en voeden via deze route de Geul en zijbeken. In het dal van de Gulp en het zuidelijk deel van het Geuldal zijn gescheurde, zandige kalksteenbanken (Vaalsse Groenzand) aanwezig die het bovenliggende kalksteenpakket draineren en dagzomen als bronnen. Het Centraal plateau (13), gedraineerd door Geul en Geleenbeek, heeft een relatief gesloten grondwaterhuishouding met drie watervoerende pakketten; het bovenste in dikke kwartaire en tertiaire afzettingen (0-15m) waarvan de zanden en grinden als watervoerende laag fungeren met een praktisch ondoorlatende basis van kleilagen op de overgang met de kalksteen. In het eerste pakket vindt geen instroming van buiten het gebied plaats. In deze tweede laag, de kalksteenafzettingen, stroomt het grondwater in noordwestelijke richting. In het derde pakket, alleen aanwezig in het noordelijk deel, stroomt een derde watervoerend pakket op grote diepte. In het zuidwestelijk deel in het Maasdal en in het zuidelijkste deel van het Geuldal komen artesische bronnen voor.

Samengevat vindt stroming van het freatisch grondwater hoofdzakelijk plaats in de kalksteen ten zuiden van de Geul en in tertiaire en kwartaire zanden en grinden ten noorden daarvan. In het zuidoosten vindt toestroming van grondwater uit het aangrenzende België en Duitsland plaats, zowel in het kalksteenpakket als in tertiaire afzettingen (Hendrix & Meinardi 2004).



Figuur 2.4 Geohydrologische systemen in Zuid-Limburg (De Mars et al., 2012).



Figuur 2.5 Isohypsenpatroon van het freatische grondwater in het Geuldal (Hendrix & Meinardi, 2004).

Op de flanken van de Geul en zijbeken bevinden zich talrijke bronnen (Figuur 2.6) en kwelmoerassen. Langs en op het Centraal Plateau zijn vele tientallen bronnen aanwezig, terwijl het aantal bij de zuidelijke plateaus geringer is. Alle bronnen zijn ontstaan doordat één of meerdere slecht- of ondoorlatende lagen (vaak kleilagen) zijn aangesneden of waar verschuivingen van aardlagen langs breuken (versmering van klei)

hebben plaats gevonden waardoor de stroming van grondwater wordt belemmerd en water opstuwt en uittreedt. Lager langs de flanken of in dalen liggen bronnen op plekken waar preferente zones voor de grondwaterstroming (vaak grofkorrelige afzettingen van zand en kalksteen of grind) zijn aangesneden (Hendrix, 1990).

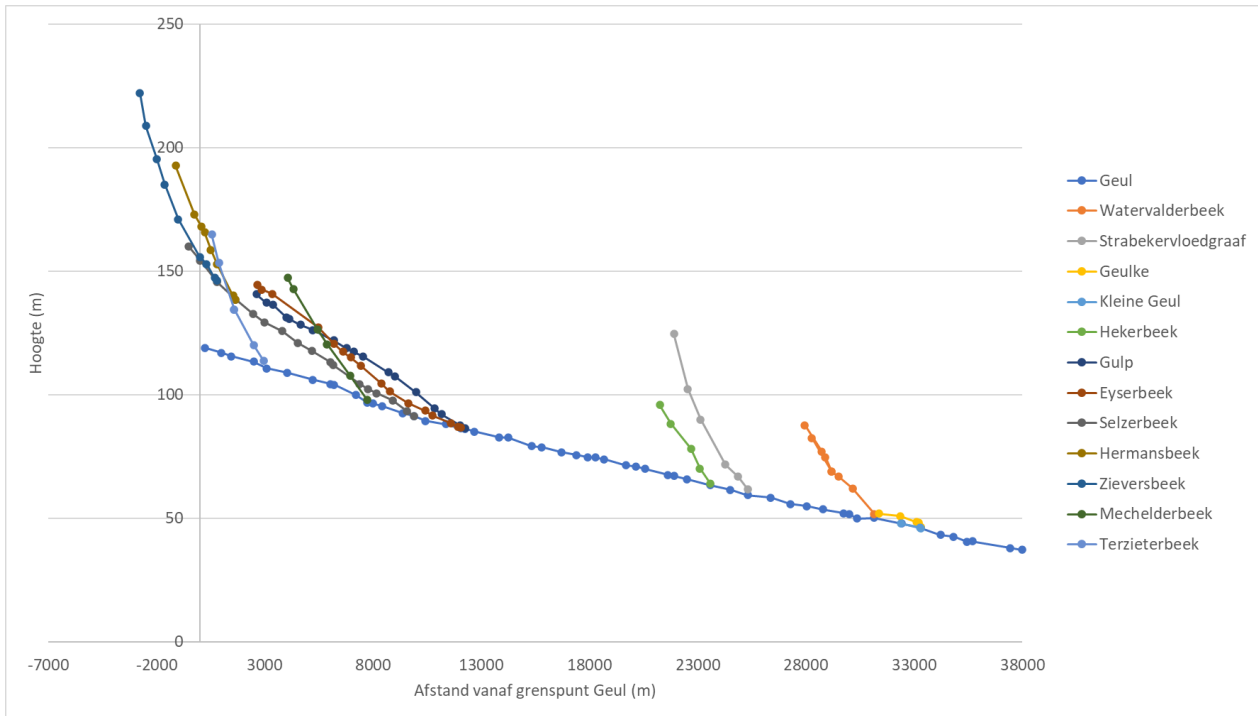


Figuur 2.6 Verspreiding van brongebieden in Zuid-Limburg in het stroomgebied van de Geul. Een aantal bekende bronnen is met een cijfer aangegeven op de kaart: 5. Welleput, 6. St. Servaasbron, 7. Putbergspjutje, 8. Schoonbron, 9. Gronseleerput, 10. Godenbron, 11. Roodborn, 12. Truitbron, 13. Bermentijnbron, 14. Belbron, 15. Landeus, 16. Nuffbron, 17. Paulusbron, 18. Theunisbron, 19. Fröschebron, 20. St. Brigidabron, 21. Steenput, 22. Zevensprong, 23. Droepnaas, 24. St. Jansbronnen. (Hendrix, 1990).

Het grondwater dat door de bronnen wordt afgevoerd is afkomstig uit relatief ondiepe lagen (<100 m) en volgt min of de gemiddelde temperatuur van de ondergrond die circa 10-12°C bedraagt. Het water is neutraal tot licht basisch (zuurgraad pH 7-8), kalkrijk (Ca-gehalte van 70-160 mg/l). Vooral de bronnen van het Centraal plateau zijn met kalk verzadigd. De meer de zuidelijk gelegen bronnen zijn iets minder kalkrijk (elektrisch geleidingsvermogen 600-800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ t.o.v. 800-1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Langs het plateau van Margraten bevinden zich weinig bronnen, behalve in het dal van de Noor. Dit komt door de aanwezigheid van dikke doorlatende bodemlagen.

Het water dat de bovenlopen voedt is meestal zwak zuur (lemige bodems) tot neutraal (kalkrijke bodems) (zuurgraad pH 5,5-7,5) en matig hard tot zeer hard. Wanneer de ondergrond mineralenarmer is en er veenvorming optreedt dan is er sprake van voeding met (oligo-)mesotroof tot matig eutroof en matig tot zwak zuur grondwater. De meer benedenstroomse beektrajecten, die regionaal grondwater uit diepere pakketten ontvangen, zijn vaak basenrijk en van nature Cl⁻, Na en K-arm. Afhankelijk van de invloed van lokale kwel kan de samenstelling echter anders zijn. Dit geeft aan dat de geochemische samenstelling van nature aanzienlijk kan verschillen tussen de beken.

Op basis van de hoogte in het landschap en de afstand tot de bron is een vervallijn voor de Geul en de zijbeken opgesteld (Figuur 2.7).



Figuur 2.7 Het verloop van de vervallijnen van de Geul en zijbeken.

2.2.4 Menselijke invloed op het landschap

Het Zuid-Limburgse landschap heeft vanaf circa 7000 v.Chr. wisselende intensiteiten van ontginningen gekend. Het huidige landschap is in een betrekkelijk korte periode gevormd en leidde tot grote landschappelijke veranderingen (Krekels et al., 2002; Bobbink et al., 2008). Vanuit het Maasdal en de grotere beekdalen werden tussen 1000 en 1300 de lössplateaus ontbost en opnieuw ontgonnen en zijn tal van nieuwe nederzettingen gesticht. Sinds het midden van de 16^{de} eeuw werden akkers en weilanden met hagen en omheiningen afgesloten. Op de lössplateaus werd eerst graan geteeld, wat rond 1850 veranderde naar de teelt van rogge, weer later gevolgd door het verbouwen van tarwe. Door gebrek aan goede bemesting was dit gebied één van de minst productieve landbouwstreken van Nederland. Veeteelt was lange tijd van ondergeschikt belang, maar het areaal grasland nam in de tweede helft van de 19^{de} eeuw toe toen de hellingen geleidelijk werden omgezet in grasland (kamgrasweiden, glanshaverhooiland) en boomgaarden. Bossen resteerden toen alleen op de armste delen van de plateaus, de steile hellingen en op natte plekken. Vaak werden ze gebruikt als hakhout. Waar op de kalksteenplateaus het landgebruik naar grasland werd omgezet ontstonden orchideeënrijke kalkgraslanden, elders löss-schraalgraslanden. De beekdalen werden gebruikt als hooiland, met benedenstreams plaatselijk dotterbloemgrasland. Graften remden de hellingerosie. Stuwen bij watermolens wierpen barrières op voor vismigratie.

2.3 Biologische referenties

2.3.1 Het oorspronkelijke beekdallandschap

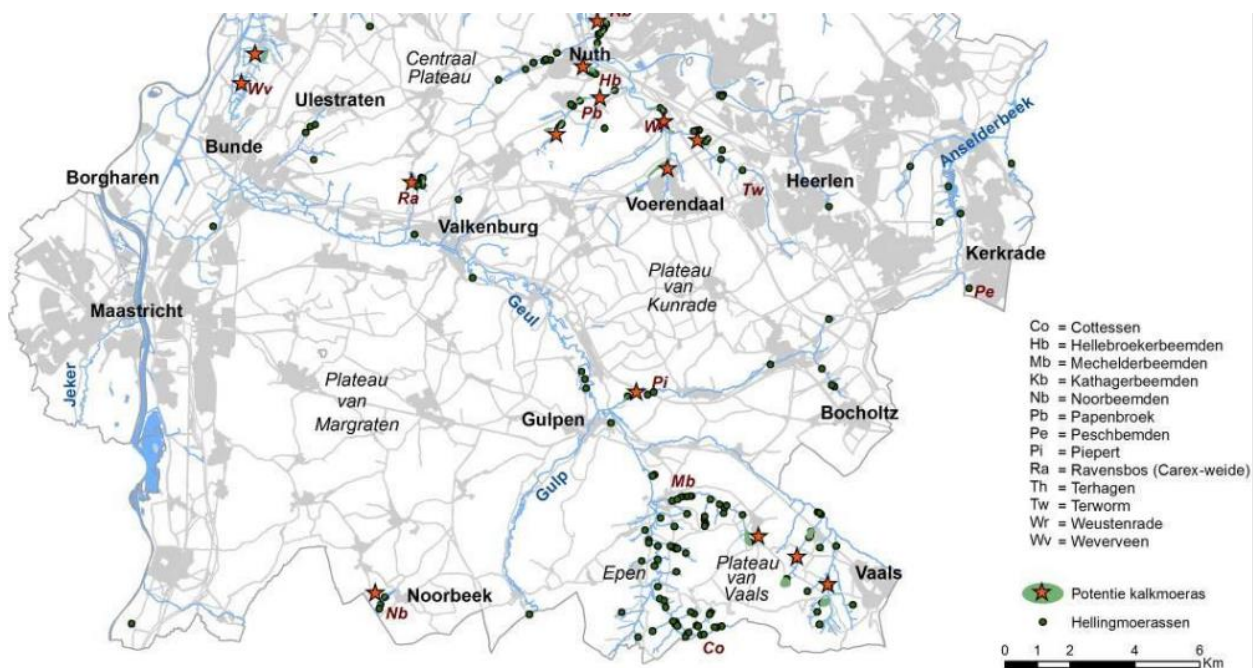
Oorspronkelijk was het Geuldal grotendeels met bos begroeid (Schaminée et al., 2009). In de natste delen van het dal waren elzenbroekbossen te vinden. De huidige restanten hebben overeenkomsten met Veldkers-Elzenbroek (*Carici elongatae-Alnetum cardaminetosum*), maar hoe de broekbossen in Zuid-Limburg er exact hebben uitgezien is onbekend door verregaande degradatie. De hoger gelegen vochtige delen van de dalen bevatten vochtige essen-elzenbossen, waarbij vooral Vogelkers-Essenbos (*Pruno-Fraxinetum*) voorkwam. Op de plekken op de hellingen waar constant water uittrad waren bronbossen te vinden, die tot het Goudveil-Essenbos (*Carici-remotae-Fraxinetum*) behoren. De plateaus waren begroeid met wintereiken-beukenbos, later door kap ontstonden hier de heischrale en kalkgraslanden. De flanken waren begroeid met eiken-haagbeuken- en parelgrasbeukenbos.

Open moerasachtige vegetaties ontstonden alleen waar de beken konden eroderen. Dit vond vooral plaats op plekken waar door bosbrand, windworp of diervraat de oever- en inundatiezone het vastlegend vermogen hadden verloren. Op de steile hellingen bevonden zich minder tot geen moerasvegetaties in tegenstelling tot de vlakkere delen en benedenstrooms.

In de dalvloer langs beken en in de helling van de dalwand konden moerassige plekken worden aangetroffen op plekken waar permanent kalkrijk water uittrad, dat via geultjes of over maaiveld afstroomde. Een bijzondere vorm van deze moerassen is het kalkmoeras. De term 'kalkmoeras' betreft systemen waarin veenvorming en kalkafzetting samengaan. Ze zijn gebonden aan heuvelgebieden waar kalkrijke afzettingen voorkomen. In het grondwater dat kalkafzettingen passeert, lost kalk op in de vorm van calciumbicarbonaat. Op plekken waar het grondwater uittreedt, slaat die kalk weer neer als travertijn (kalktuf) mede omdat sommige mossen koolstofdioxide aan het calciumbicarbonaat onttrekken.

In het stroomgebied van de Geul kwamen/komen kalkmoerassen voor in de vorm van hellingvenen en tufbronnen. Kalkmoerassen liggen op zwak aflopende, terrasachtige delen van hellingen of aan de voet ervan en worden gevoed door diffuus opwellend of zijdelings afstromend kalkrijk water. Waar kalkrijk water meer geconcentreerd uittreedt, slaat travertijn neer en ontstaat een kalktufbron. In tufbronnen ligt de kalk aan de oppervlakte en is veen vaak nagenoeg afwezig. Vaak bevatten grotere kalkmoerassen meerdere kalktufbronnen (Weeda, 2011).

In tufsteenbronnen en kalkmoerassen met veenvorming spelen mossen een belangrijke rol (Weeda et al. 2011, Van Dort et al. 2012). Dit zijn bijvoorbeeld basenminnende slaapmossen, waaronder sterrengoudmos (*Campyllum stellatum*) en groen schorpioenmos (*Scorpidium cossonii*). In kalktufbronnen komen het kenmerkende geveerd diknerfmos (*Palustriella commutata*), naast groot staartjesmos (*Philonotis calcarea*), gewoon diknerfmos (*Cratoneuron filicinum*), veenknikmos (*Bryum pseudotriquetrum*) en gekroesd plakkaatmos (*Pellia endiviifolia*) voor. Vaatplanten nemen in kalktufbronnen gewoonlijk een ondergeschikte plaats in. Het kalkmoeras is ook mosrijk en is begroeid met de schubzegge-associatie of associatie van diknerfmossen en gele zegge (*Carici flavae-Cratoneuretum filicini*), met specialistische, vaak zeldzame vaatplanten, zoals schubzegge (*Carex lepidocarpa*) en veenzegge (*Carex davalliana*). Daarnaast komen soorten, zoals zegroene zegge (*Carex flacca*), zegroene rus (*Juncus inflexus*), klein hoefblad (*Tussilago farfara*) en koninginnenkruid (*Eupatorium cannabinum*) voor (Weeda et al. 2011). De Mars et al. (2012) hebben op basis van historische gegevens kansrijke locaties beschreven voor herstel en uitbreiding van het kalkmoeras in Zuid-Limburg, evenals (mogelijke) herstelmaatregelen (Figuur 2.8).



Figuur 2.8 Kansrijke locaties voor uitbreiding en herstel van kalkmoeras (De Mars et al., 2012).

2.3.2 De oorspronkelijke beeksystemen

Veel beken werden gevoed door meestal kalkrijke bronnen en waren snelstromend met een zand- en grindbodem. Het ingevallen organisch materiaal (hout en blad) voegde hier een rijke structuur aan toe. Voor de provincie Limburg zijn uitgebreide beschrijvingen van de referentiebeektypen voor Zuid-Limburg opgesteld (Verdonschot & Nijboer, 2000; Van der Molen et al., 2018). Deze referentie-omschrijvingen zijn voldoende gedetailleerd om als stip aan de horizon te dienen.

Voor het stroomgebied van de Geul zijn relevant (zie Bijlage 1 voor een uitgebreide toelichting):

- Heuvellandbeekbovenlopen: Natuurdoeltype provincie Limburg HRj + HRb, KRW-type R17 (snelstromende bovenloop op kalkhoudende bodem).
- Heuvellandbeekmidden- en benedenlopen: Natuurdoeltype provincie Limburg HRm + HRI, KRW-type R18 (snelstromende middenloop/benedenloop op kalkhoudende bodem).

In deze referentiebeschrijvingen wordt in generieke termen de gemeenschap gekarakteriseerd. Daarnaast worden de begeleidende en kenmerkende macrofaunataxa, indicatieve macrofyten en mossen, indicatieve vissen en de begeleidende houtige beekdalvegetatietypen genoemd. Verder wordt het abiotische watermilieu in ranges van parameters geduid.

Bronnen en bronloopjes worden in de SESA niet expliciet meegenomen maar maken wel deel uit van het watersysteem en kunnen tevens worden gezien als belangrijke systemen die als refugium kunnen fungeren voor bepaalde soorten die in de beken zijn verdwenen door degradatie. De macrofauna- en diatomeeëngemeenschappen in de Zuid-Limburgse bronnen zijn goed ontwikkeld en herbergen veel karakteristieke soorten. Veel voorkomende diatomeeënsoorten zijn *Planothidium lanceolatum*, *Achnanthydium minutissimum*, *Planothidium frequentissimum*, *Amphora pediculus* en *Achnanthydium affine*. Voorbeelden van macrofaunasoorten die kenmerkend zijn voor bronnen zijn de watermijten *Atractides fonticolus* en *A. pennatus*, de platworm *Crenobia alpina* en de kokerjuffers *Drusus annulatus*, *Ernodes articularis*, *Tinodes unicolor* en *Wormaldia occipitalis*. Meer informatie is te vinden in Boonstra et al. (2015) en in de beschrijving van KRW-type R2 permanente bron (Van der Molen et al., 2013).

3 Selectie en invulling stressoren

3.1 Selectie van stressoren en benodigde data

3.1.1 Selecteren van stressoren

Voor de selectie van stressoren wordt gebruik gemaakt van de indeling van factoren naar het 5-S-Model (Verdonschot et al., 1998). De stressoren zijn ge-ent op relaties met de ecologische sleutelfactoren uit het 5-S-model en opgedeeld naar relevante schaal. Voor de geografische schaal worden vier niveaus gehanteerd:

- stroomgebied
- afwaterings- en zijstroomgebied
- beekdal/bufferzone
- beektraject

Voor de factoren en stressoren worden de volgende hoofdgroepen gehanteerd:

- geografie
- systeemvoorwaarden
- hydrologie
- morfologie
- chemie
- biologie

Als tijdspad wordt een ontwikkelingsperiode van circa 10-20 jaar gehanteerd. Dit wordt als voldoende beschouwd om ontwikkelingen in de juiste richting waar te nemen, maar dit wil niet zeggen dat er sprake is van een eindbeeld. Om dit te bereiken zijn voor sommige factoren (veel) langere perioden nodig, bijvoorbeeld voor bepaalde morfologische veranderingen.

De selectie van stressoren gebruikt in de SESA geeft een overzicht van de stressor(groep)en die voor de doelgemeenschappen die horen bij het realistische streefbeeld van belang zijn (Tabel 3.1). Bij de keuze is erop gelet dat er geen overlappende stressoren worden meegenomen, aangezien dit zou leiden tot een overwaardering van de stress. Stressoren die bijvoorbeeld niet zijn meegenomen vanwege (gedeeltelijke) overlap zijn puntmetingen voor chemie in oppervlaktewater en bodem, omdat die opgenomen zijn in de chemische stress voortkomend uit diffuse en puntbronnen. De chemische parameters kunnen wel worden gebruikt om kwalitatief te toetsen of de mate van stress goed door het model is berekend.

Voor de Geul is voor de beekdal/bufferzone uitgegaan van de door waterschap Limburg (WL) aangeleverde meanderzone. Deze is verder aangevuld op basis van de hoogtekkaart om een gebiedsdekkend beeld van de volledige overstromingsvlakte te krijgen.

In aanvulling op de SESA laaglandbeken is er in de SESA heuvellandbeken een aantal factoren meegenomen die het karakter van dit type beken beter omschrijven. Het gaat om de mitigerende invloed die de aanwezigheid van bronnen heeft op de beken die dit water ontvangen, de invloed van hellingen op de afspoeling vanuit afwateringsgebiedjes en leem als bodemtype in relatie tot nutriënten, slib en toxiciteit van verschillende typen landgebruik.

Tabel 3.1 Overzicht van geografische eenheid, hoofdtype stress en stressor(groep)en. IBRAHYM staat voor het grondwatermodel dat door Royal Haskoning-DHV voor WL is doorgerekend voor de benodigde uitvoer. HBV-SOBK staat voor de neerslag-afvoermogelijkheden waarmee de afvoeren zijn bepaald. GIS staat voor GIS gebaseerde informatie over landgebruik die is 'vertaald' naar stress. WL-bestand refereert naar door WL aangeleverde informatie.

Geografische eenheid	Hoofdtype stress	Stressor(groep)	Informatiebron		
Afwaterings- en zijstroomgebied, beekdalbufferzone	Hydrologische stress	Afspoeling (runoff)	HBV-model, Integrale InfoWorks en 3Di-modellen		
		Uitspoeling (drainage)	IBRAHYM		
		Uitspoeling (flux naar de waterloop)	IBRAHYM		
		Kwel	IBRAHYM		
		Helling afwateringsgebied	GIS Hoogtekaart		
	Chemische stress (uit diffuse bronnen)	Aantal bronnen	WL-bestand		
		Nutriënten	GIS Landgebruiks- en bodemkaart (CORINE landgebruikskaart en ESDAC bodemtypekaart)		
		Slib	GIS Landgebruiks- en bodemkaart		
		Toxiciteit	GIS Landgebruiks- en bodemkaart		
		RWZI	WL-bestand		
Natuurbeek en zijlopen	Chemische stress (uit puntbronnen)	Overstort	WL-bestand, met locaties, volumes en frequenties.		
		Waterinlaat	WL-bestand		
		Infrastructuur	WL-bestand		
		Spoor	WL-bestand		
		Industrie	WL-bestand		
		Overige	WL-bestand		
		Natuurbeek	Fysische stress (systeemvoorwaarden)	Temperatuur	WL-bestand
				Verhang	AHN
				Beschaduwing	WL-bestand
			Hydraulische stress	Piek- en lage afvoeren	HBV-model
Droogval	WL-bestand				
Stromingsvariatie	WL-bestand				
Stuwings	WL-bestand				
Morfologische stress	Profiel			WL-bestand	
	Substraat	WL-bestand			
	Oeverbegroeiing	WL-bestand			
	Beheerstress	Maaibeheer	WL-bestand		
		Onderhoud	WL-bestand		

3.2 Invulling van stressorklassen

3.2.1 Inleiding

De mate van stress die een stressor veroorzaakt, met andere woorden het negatieve effect op de aquatische ecologie, is gestandaardiseerd naar vijf klassen. Idealiter is de classificatie van stress een watertype-specifieke standaardisatie, daar het watertype bepaalt in welke mate een stressor invloed heeft op de doelgemeenschap. Deze watertype-gebonden specificatie wordt vervat in het toekennen van gewichten per watertype op basis van de biologische respons.

Voor de invulling van de stressklassen kan bijvoorbeeld de abiotische classificering achter de WEW-preferentielijst (Verberk et al., 2012) worden gebruikt, waarbij de stressklassen gebaseerd worden op de

respons (vaak over langere termijn) van de biota. Een combinatie van de preferenties van de doelgemeenschap geeft een range van geprefereerde aanwezige omgevingsfactoren. Aan afwijkende ranges van de omgevingsfactoren kunnen stressorklassen worden toegewezen. Ook kan gebruik worden gemaakt van reeds gepubliceerde stressclassificaties, zoals de abiotische grenzen aangegeven in het boek 'Waterplanten en waterkwaliteit' (Bloemendaal & Roelofs, 1988) en de grenzen benoemd in het 'EKOÖ' document (Verdonschot, 1990).

Specifieke studies gebaseerd op levensgemeenschappen, zoals de cenotypologie voor Limburg, en publicaties over biologische responsen op bijvoorbeeld extremen, zoals piekafvoeren, geven extra inzicht in de preferenties van soorten en gemeenschappen in verschillende watertypen en daarmee indicaties van de ranges van milieufactoren waaronder stress voor een bepaalde soort of gemeenschap optreedt. Ook dit draagt bij aan het vaststellen van klassengrenzen. Soms ontbreken onderbouwingen en dan wordt uitgegaan van een relatieve vergelijking binnen de beschikbare gegevens.

Voor de stressoren zijn ranges van stressklassen gedefinieerd op een schaal van 0 (= geen stress) tot -5 (= veel stress). In sommige gevallen oefent een parameter een positieve invloed uit op de toestand van het watersysteem. In dat geval wordt een positieve score toegekend.

Het komt voor dat er voor trajecten waarvoor een inschatting van de stress wordt gemaakt niet alle benodigde gegevens beschikbaar zijn. In dat geval wordt naar een manier gezocht om de beschikbare data te interpoleren (bijvoorbeeld tussen meetpunten voor morfologie) of uit alternatieve bronnen data te halen. Eventueel kan een stressor in zijn geheel worden overgeslagen.

3.2.2 Stressoren op deelstroomgebiedsschaal

3.2.2.1 (Geo)hydrologische stressoren

(Geo)hydrologische stressoren in de afwateringsgebieden, zijstroomgebieden en de beekdalbufferzones betreffen de aanvoer van water naar de beek via afspoeling, uitspoeling en kwel.

Voor het berekenen van de aanvoer van water via de ondergrond is het grondwatermodel IBRAHYM gebruikt. Het grondwatermodel levert de volgende uitvoerparameters:

Af- en uitspoeling:

- Runoff (m^3/d): Runoff is de afvoer van neerslag (geen sneeuw), die niet snel genoeg kan infiltreren en bovendien niet kan worden geborgen op het maaiveld, naar het oppervlaktewaterlichaam (hiervoor wordt in het model de gemiddelde afvoer boven de basisafvoer over reeks van 100 jaar gebruikt).
- Drainage (m^3/d): Drainage is de afvoer van grondwater via drainagemiddelen.

Kwel:

- Flux naar de watergang (m^3/d): De aanvoer van water vanuit het regionale grondwater naar de beekbodem.
- Kwel (m^3/d): De aanvoer van water vanuit het regionale grondwater naar de oeverzone (beekdalzone).

Deze parameters zijn in de SESA heuvellandbeken apart voor afwateringsgebiedjes en beekdalbufferzones bepaald.

Daarnaast is met behulp van afvoermetingen en het neerslag-afvoermodel HBV in combinatie met Sobek de huidige afvoer van de natuurbeken in het stroomgebied berekend.

Voor geen van deze hydrologische stressoren is een maat voor ecologische relevantie beschikbaar. Er is op basis van de analyse van de Grootte Molenbeek een relatieve schaal opgesteld om de parameters te classificeren, deze is aangepast voor het bereik van waarden in het stroomgebied van de Geul op basis van een inschatting van de ecologische vereisten van de organismen die in de Zuid-Limburgse beken voorkomen (Tabel 3.2).

De gehanteerde getallen zijn afhankelijk van de grootte van het bijbehorende afwateringsgebied. Een groter gebied levert immers potentieel meer water. Er dient nog onderzocht te worden of met deze waarden een correcte vergelijking tussen verschillende segmenten en/of afwaterings- en zijstroomgebieden en dus segmenten gemaakt is in het SESA model. Ook de verhouding tussen de lengte van het segment ten opzichte van de grootte van het afwateringsgebied speelt hierbij een rol. In de aanbevelingen wordt hier nader op ingegaan.

In eerdere SESA's voor laaglandbeken werd ook de versnelde afvoer meegenomen als factor. Het is echter gebleken dat deze factor niet met voldoende detail kan worden gemodelleerd voor het stroomgebied van de Geul, mede omdat de complexiteit van de grondwaterstromingen nog niet voldoende in een model zijn gevat voor Zuid-Limburg. Daarom is deze factor hier weggelaten om te voorkomen dat er een grote onzekerheid in het model wordt geïntroduceerd.

In toevoeging op de hydrologische stromingen is het positieve effect van bronnen en bronloopjes meegenomen wanneer deze op de natuurbeken afwateren. Ze leveren een constante aanvoer van water met een lagere temperatuur. Omdat de afvoer per individuele bron vaak onbekend is, is het effect meegenomen als het aantal bronnen dat direct is verbonden met de waterloop.

Regenwaterbuffers buiten het watersysteem zijn in de modellering van de oppervlakkige afstroming meegenomen. Ze zijn echter niet apart als stressor opgenomen in de SESA, omdat ze op dit moment niet geparametriseerd zijn in termen van bijvoorbeeld leegloopsnelheid en debiet (zie hoofdstuk aanbevelingen onderdeel regenwaterbuffers).

Tabel 3.2 *Samenvattend overzicht van de (geo-)hydrologische stress opgenomen in de SESA Geul. Naarmate er meer af- en uitspoeling optreedt is de stress groter (een negatievere waarde). De stressoren hebben dezelfde weging binnen de categorie hydrologische stress. Naarmate er meer kwel optreedt (een negatievere waarde) is er minder stress. Positieve waarden treden op wanneer een parameter, positief bij kan dragen aan de ecologische kwaliteit, zoals bij veel invloed bronnen.*

Parameter	Klasse	-5	-4	-3	-2	-1	0
Runoff (m ³ /d)	Range	<-5000	<-2500	<-1000	<-750	<-500	<-250
Drainage (m ³ /d)	Range	<-800	<-400	<-200	<-100	<-50	<0
Flux naar de watergang (m ³ /d)	Range	>0	>-25	>-50	>-100	>-200	>-400
Kwel (m ³ /d)	Range	>0	>-10	>-25	>-50	>100	>-200

	Klasse	3	2	1	0
Aantal bronnen	Range	>7	>4	>0	0

3.2.2.2 Chemische stressoren uit diffuse bronnen

Als ecologisch relevante chemische stressfactoren zijn nutriënten, slib, toxische stoffen en soms ook het chloridegehalte van belang. Chemische stressoren uit landgebruik zijn diffuus en betreffen vanaf het land getransporteerde stoffen: nutriënten, slib en toxicanten. In gebieden waar de landbouw overheerst is diffuse toevoer vaak de dominante bron van stoffen in het oppervlaktewater (Drewry et al., 2006). Deze toevoer vindt plaats via oppervlakkige afspoeling vanaf het land en via uitspoeling door drainage en via het grondwater; het volgt de waterstromen. Deze toevoer komt uit actuele (huidig landgebruik) en historische bronnen, zoals nalevering door historisch landgebruik of processen zoals de veraarding van veenbodems van voormalige kalkmoerassen.

De in- en uitstroom van een segment is het resultaat van een combinatie van bronnen en retentie in de omgeving (Groenendijk et al., 2013). Bronnen zijn de toevoer van water en stoffen naar het waterlichaam, bijvoorbeeld uit bemesting door de landbouw. Retentie is de vermindering van de hoeveelheid stoffen (bijvoorbeeld nutriënten) tijdens de weg naar en in het waterlichaam, voordat het water het uitstroompunt heeft bereikt. Retentie bestaat uit tijdelijke en permanente opslag in de terrestrische bodem, in organismen (bijvoorbeeld waterplanten), in de waterbodem (sedimentatie) en door emissies naar de atmosfeer (bijvoorbeeld denitrificatie).

Algemene kentallen van stofstromen van nutriënten, nutriënten gebonden aan slib, toxische stoffen en chloride (mits aan de orde) per landgebruikstype zijn geassocieerd naar mate van stress per landgebruiksklasse en bodemtype.

SESA maakt gebruik van een eenvoudige benadering waarbij de belasting op het oppervlaktewater is afgeleid van het type landgebruik en het hoofdbodemtype. Dit zijn twee macroscopische karakteristieken waarmee een goede voorspelling kan worden gedaan van de belasting van het oppervlaktewater (De Wit, 1999). Het landgebruik wordt verdeeld naar hoofdgrondgebruik. Het bodemtype is verdeeld in zand, leem (incl. löss), klei en veen, die elk een ander gedrag vertonen wat betreft uit- en afspoeling van stoffen. Naast deze twee factoren spelen ook grondwaterstand, hellingshoek (vooral van belang in hellende gebieden zoals Zuid-Limburg) en aanwezigheid van bufferstroken een rol. Databeschikbaarheid bepaalt of hier gebruik van kan worden gemaakt.

Bronnen van informatie die meegenomen zijn bij het vaststellen van de stressklasse zijn voor de afspoeling van fosfor en stikstof: De Koeijer & Wossink, 1990; Kruijne, 1997; STOWA, 2002; Bouwmans et al., 2003; Pieterse, 2003; Willems et al., 2005; Niemeyer et al., 2007; Schouwman et al., 2008; Blann, 2009 en Groenendijk, 2016. De omzetting leunt sterk op de scenariostudie van Schouwman et al. (2002) voor de Nederlandse situatie voor het jaar 2018.

Er is erg weinig informatie beschikbaar in de literatuur over de afspoeling van slib en dan vooral over de aan slib gebonden nutriënten en toxicanten. Op basis van metingen door Dos Reis Oliveira et al. (2018) zijn stressklassen aan groepen landgebruikstypen toegekend. Voor de landgebruikscategorie bebouwd is een relatief lage stressklasse aangenomen, omdat het slib deels afspoelt maar ook deels via het riool naar de RWZI 'verdwijnt'. Deze categorie verdient nog nader onderzoek.

Toxische stoffen zoals bestrijdingsmiddelen en zware metalen kunnen al bij kleine hoeveelheden (>0.1 µg/l) de structuur en het functioneren van aquatische levensgemeenschappen aantasten door dodelijke en ecosysteem-gerelateerde effecten (Blann, 2009). Er is nog veel onduidelijkheid over welke bestrijdingsmiddelen voor welk organisme in welke mate toxisch zijn.

Voor de belasting met bestrijdingsmiddelen is cumulatieve milieubelasting opgesteld door Snoo & Vijver (2012) in combinatie met het aantal norm-overschrijdende stoffen van de ecotoxicologische norm (MKN/MTR) (Römkens et al., 2003; Van der Linden et al., 2012) vertaald naar de stressklassen voor toxicanten per groep van landgebruikstypen. Voor bebouwd gaan we ervan uit dat een deel naar het riool verdwijnt, waardoor een lagere stressklasse is toegedeeld.

De af- en uitspoeling van nutriënten, de afspoeling van slib en de af- en uitspoeling van toxicanten zijn opgenomen in een stressklassentabel (Tabel 3.3). Een uitgebreidere achtergrond bij deze stressoren is te vinden in het KIWK-rapport dat de SESA beschrijft (Verdonschot & Verdonschot, 2021). Hierbij is telkens uitgegaan van de stress die niet bij het systeem hoort, dat wil zeggen die door menselijke activiteit wordt toegevoegd. Natuurlijke stressfactoren, zoals de oppervlakkige afspoeling uit natuurgebieden, worden daarom niet meegenomen.

De effecten van verschillen in bijdrage per bodemtype zijn meegenomen door de nutriëntenscore van een landgebruiksvorm te corrigeren voor het type bodem. Deze afhankelijkheid verschilt per landgebruikstype. In de toepassing van SESA op de Geul is er een extra bodemtype toegevoegd aan de methode, namelijk leem. Leem heeft andere eigenschappen voor de binding van nutriënten en erosiegevoeligheid (Chardon et al., 2002; USDA, 2004). Daarvoor is gecorrigeerd in de stress-scores voor de chemische diffuse stress door rekening te houden met de wijze van afstroming van nutriënten in gebieden met leembodems.

Het stroomgebied van de Geul bevat ook afwaterings- en zijstroomgebieden buiten Nederland. Om ook grensoverschrijdend bodem- en landgebruiksdata te kunnen verwerken in het model is er in deze SESA-toepassing gebruik gemaakt van de Europese bodemkaart (ESDAC, Panagos et al., 2009) en landgebruikskaart (Corine Land Cover, EEA, 2018).

Een sterke helling binnen afwateringsgebiedjes versterkt de afvoer van nutriënten, sediment en toxische stoffen via oppervlakkige afstroming. Dit is meegenomen als factor die diffuse stress in vorm van nutriënten, sediment en toxische stoffen van afwateringsgebiedjes, lineair versterkt op basis van de gemiddelde helling van het afwateringsgebiedje, met de factor $1+0,05 \cdot \text{gemiddelde hellingshoek}$ (Tabel 3.3).

Tabel 3.3 Samenvattend overzicht van de landgebruik gerelateerde diffuse chemische stress door af- en uitspoeling van nutriënten, slib en toxische stoffen, zoals opgenomen in de SESA Geul. De exacte klassengrenzen, die ook afhankelijk zijn van het bodemtype, zijn opgenomen in het SESA rekenmodel. Het effect van landgebruiksvormen wordt gecorrigeerd voor de hellingshoek.

Landgebruik	Range klasse		
	Nutriënten	Slib	Toxiciteit
Bouwland	-5 - -4	-5	-5 - -2
Glastuinbouw	-4	-5	-5
Boom- en fruitkwekerijen	-4	-5	-3
Intensief grasland	-3	-3	-1
Extensief grasland	-1	-1	0
Bebouwd	-2 - 0	-1 - 0	-3 - 0
Infrastructuur	-2	-1	-3
Natuur	0	0	0

Parameter			
Gemiddelde hellingshoek (%)	0-5	5-10	10-20
Correctiefactor	1-1.25	1.25-1.5	1.5-2

3.2.2.3 Chemische stressoren uit puntbronnen

Chemische stress uit RWZI's

Veel stoffen komen in hogere concentraties in het RWZI-effluent voor dan de voor deze verbindingen geldende streef- en/of grenswaarden voor oppervlaktewateren. Dat betekent dat de RWZI's bijdragen aan de belasting van het oppervlaktewater. Om hieraan een stressklasse te verbinden moeten de stofgehalten in het effluent van de RWZI vergeleken worden met de ecologische eisen die het ontvangend water stelt en de afvoer van dat ontvangend systeem. Naarmate dat verschil groter is zal de stressklasse hoger zijn.

Indien de belasting per component bekend is, kunnen RWZI's een aangepaste stress-score krijgen voor elk van de stressoren waarvoor een bepaalde grenswaarde wordt overschreden. Dit is nog niet nader ingevuld voor de afzonderlijke stressoren in de SESA. Omdat de exacte belasting niet bekend is voor het stroomgebied van de Geul, zijn de stressorwaarden op maximaal gesteld in de SESA-berekening (Tabel 3.4).

Tabel 3.4 Chemische stress uit een RWZI zoals opgenomen in de SESA Geul.

Stressklasse	Stress-score RWZI
Nutriënten	-5
Slib	-5
Toxiciteit	-5
Saliniteit	-3
Totale stress	-18

Chemische stress uit overstorten

Als er heftige buien vallen, kunnen overstorten in werking treden en komt het teveel aan regenwater en ongezuiverd afvalwater uit het riool in de beken terecht. De levensgemeenschap wordt, weliswaar tijdelijk, negatief beïnvloed via verstikking (organische belasting zorgt voor daling zuurstofconcentratie), vergiftiging (direct door een concentratieverhoging van voor de levensgemeenschap in de beek schadelijke stoffen, indirect via stoffen die vrijkomen bij zuurstofloosheid) en verslibbing door het overstortende slib. In

snelstromende systemen, zoals de Geul, treedt een gebrek aan zuurstof in het algemeen minder snel op als gevolg van de waterbeweging (veel turbulentie en geen mogelijkheid tot bezinken slib), tenzij, bijvoorbeeld bij opstuwung door watermolens, de stroomsnelheid lokaal drastisch afneemt en slib zich kan ophopen.

De eigenlijke impact van een overstort hangt af van de frequentie en het volume van de vuiluitworp ten opzichte van het debiet en de kwetsbaarheid van het ontvangende water. De watertypen met geringe dimensies (bronloopjes, bovenlopen) zijn gevoeliger dan bijvoorbeeld een brede diepe benedenloop. Op basis van eerdere toepassingsdata van de Grote Molenbeek is een stressklasseverdeling opgesteld en in de SESA opgenomen (Tabel 3.5). De parametrisering van overstorten kan verder worden uitgebreid, bijvoorbeeld op basis van het afwegingskader overstorten (zie hoofdstuk aanbevelingen onderdeel overstorten). In de praktijk blijkt dat bijvoorbeeld de gerapporteerde omvang en frequentie van overstorten niet overeenkomt met de werkelijke situatie. Deze informatie is momenteel echter nog niet stroomgebiedsdekkend beschikbaar en daarom niet in deze SESA toegepast.

Tabel 3.5 *Overzicht van de waardes waarmee de maximale stress-scores voor chemische stress uit overstorten worden bepaald, zoals berekend voor de SESA Geul. De totale stress-scores voor chemische stress zijn gedifferentieerd naar de verschillende chemische stressoren die gerelateerd zijn aan overstorten. De rekenwaardes zijn afhankelijk van het overstortvolume en overstortfrequentie in relatie tot de basisafvoer, eventueel gespecificeerd naar watertype wanneer deze verhouding onbekend is om te corrigeren voor de gevoeligheid van de kleinere systemen.*

Stressklasse	Stress-score overstorten
Nutriënten	-4
Slib	-2
Toxiciteit	-2
Saliniteit	-2
Totale stress	-10

Als verhouding max. afvoer overstort / basisafvoer beek onbekend					
Frequentie overstorten (# per jaar)	>6	4-6	2-4	1-2	<1
Riviertje	1	0.8	0.6	0.4	0.2
Midden-benedenloop		1	0.8	0.6	0.4
Bovenloop			1	0.8	0.6
Bronloopje				1	0.8

Als verhouding max. afvoer overstort / basisafvoer beek bekend					
Verhouding max. afvoer overstort / basisafvoer beek	>1	0.5-1.0	0.25-0.5	0-0.25	0
Wegingsfactor	1	0.8	0.6	0.4	0.2
Frequentie overstorten (# per jaar)	>6	4-6	2-4	1-2	<1
Wegingsfactor	1	0.8	0.6	0.4	0.2

Naast chemische stress kunnen ook hydrologische en morfologische effecten optreden door overstorten, zoals hydraulische stress (piekafvoeren) en morfologische aantasting (insnijding van de beekbodem, afkalving van de oevers en substraatverandering) optreden. Vooral bij bronbeken en bovenlopen is de invloed daarvan merkbaar aan het ontbreken van soorten die afhankelijk zijn van een goed ontwikkelde overgang tussen water en oever. Deze effecten worden onder hydraulische en morfologische stress meegenomen, omdat in de SESA-benadering geprobeerd wordt zo veel mogelijk dubbelstellingen van stressoren te voorkomen.

Chemische stress uit industriële puntbronnen en andere puntbronnen

Binnen het stroomgebied worden ook alle industriële lozingen meegenomen. Deze kunnen een bron zijn van ammonium, zware metalen en andere toxische stoffen, sulfaat, chloride, fosfor, calcium en bicarbonaat. Ook historische lozingen kunnen nog een bijdrage aan de stress leveren indien nalevering plaats vindt vanuit de bodem, oeverzone of stortplaatsen.

Chemische stress uit andere puntbronnen betreft andere lozingen, zoals uit visvijvers. Voor de emissies van verkeer en vervoer waar deze emissies direct of op berm- en spoorloten e.d. uitkomen worden ze wel meegenomen (Tabel 3.6).

Tabel 3.6 Samenvattend overzicht van de chemische stress uit overige puntbronnen opgenomen in de SESA Geul.

Parameter	Range			
	nutriënten	slib	toxiciteit	saliniteit
Infrastructuur	0	-1	-2	-1
Spoorsloot	-1	0	-2	0
Industrie	0	-2	-1	-1
Visvijver	-3	0	-1	0

De puntbronnen in het bovenstroomse Belgische deel van de Geul zijn niet in de SESA meegenomen, omdat deze niet goed in beeld zijn.

3.2.3 Stressoren op beektrajectschaal

3.2.3.1 Systeemvoorwaarden (fysische stress)

Het verval van de beek volgt onder natuurlijke omstandigheden het verhang van het terrein. Het verval is een bepalende factor voor de stroming en is aan de hand van de landelijke beektypologie geïnclassificeerd (Tabel 3.7).

Tabel 3.7 Samenvattend overzicht van de fysische stress opgenomen in de SESA Geul.

Parameter	Range klasse					
	-5	-4	-3	-2	-1	0
Max. temperatuur (°C)						
Bron	>18	>17	>16	>14	>12	<=12
Bovenloop	>28	>23	>18	>17	>16	<=16
Midden- en benedenloop	>28	>26	>24	>21	>18	<=18

	Range klasse				
	-5	-4	-2	-1	0
Beschaduwing (%) bij loodrechte projectie bladerdek	0-20%	20-40%	40-60%	60-80%	80-100%

	Range klasse					
	5	4	3	2	1	0
Verhang (m/km)	>10	>4	>2	>1	>0.5	<=0.5

Het temperatuurregime is sterk afhankelijk van de positie binnen een beekstelsel (boven-, midden of benedenloop). De temperatuur van bronnen en bronbeken dient voor koud-stenotherme soorten niet hoger dan circa 14°C te zijn (grondwatertemperatuur). Vooral in bronbeken die veel afstromend landelijk of stedelijk water ontvangen, of in trajecten waar overstorten aanwezig zijn of die effluent ontvangen van RWZI's (Eyserbeek), kan dit een probleem zijn. In deze thermisch belaste systemen treden periodiek overschrijdingen op van de maximumtemperatuur die de ecologie verlangt. Ook in de grotere beken komen soorten voor die (gedurende een bepaalde periode in hun levenscyclus) koud water nodig hebben, zoals beekvissen als de forel. Met name gedurende warme zomers zijn koude refugia, vaak met sterke grondwatervoeding, erg belangrijk. Temperaturen tot circa 18°C voor midden- en benedenlopen zijn optimaal. In de SESA is, wanneer bekend voor een traject, de stressklasse bepaald aan de hand van de mate van afwijking in de watertemperatuur. Temperaturen boven de 28°C beschouwen we als lethaal voor de meer kritische beekorganismen, vaak nog versterkt door gecombineerde effecten van bijvoorbeeld respiratie in het substraat (Verdonschot et al., 2007; Tabel 3.7).

Licht (klimatologische variabele) is een belangrijke systeemvoorwaarde. De variabele licht heeft vooral effect op het ecologisch functioneren van stromende wateren via de mate van beschaduwing, die de hoeveelheid instraling van zonlicht en daarmee de opwarming bepaalt. Het onderzoek aan effecten van beschaduwing in beken heeft laten zien dat beschaduwing pas vanaf een bedekking van 70% een doorslaggevend positief effect heeft op de beek, inclusief open trajecten stroomafwaarts van een begeleidend bos van 800-1000 m lengte (Verdonschot, 2016; Tabel 3.7).

3.2.3.2 Hydraulische stress (in de beek)

Piekafvoeren, lage afvoeren en droogval hebben een grote ecologische invloed, bijvoorbeeld door het wegspoelen van organismen en erosie van het beddingmateriaal bij hoge stroomsnelheden, directe problemen met ademhaling of voedselvoorziening bij het wegvallen van waterbeweging en droogval en indirecte effecten van lage afvoeren door het bezinken van sediment en het ontstaan van een gebrek aan zuurstof bij verhoogde respiratie in de sliblaag. De klassengrenzen voor de afvoerparameters zijn ingeschat op basis van de situatie in de Geul i.r.t. kennis van de effecten van piekafvoeren (Verdonschot et al. 2010) en lage afvoer en droogval (Verdonschot et al. 2015). De parameters droogval, stroming (parameter opgebouwd uit de stromingsvariatie en de aanwezigheid van stroomkuilen), en verstuwing (parameter opgebouwd uit de aanwezigheid van stuwen, met wanneer bekend een bovenstrooms opstuwingseffect, daarnaast vispassages en bodemvallen) zijn gegeven in Tabel 3.8. Verstuwing door bijvoorbeeld stuwen en molens kan een aanzienlijke doorwerking op de hydraulische situatie bovenstrooms hebben, tot wel een kilometer stroomopwaarts, zeker wanneer meerdere obstructies achter elkaar in een beek aanwezig zijn. Deze factor is daarom zwaar meegewogen.

Tabel 3.8 Samenvattend overzicht van de hydraulische stress opgenomen in de SESA Geul.

Parameter	Klasse					
	-5	-4	-3	-2	-1	0
Piekafvoeren						
Ratio jaarlijkse piekafvoer : basisafvoer	>28	>21	>14	>7	>1	<=1
Lage afvoeren en stagnatie						
Ratio zomerafvoer : basisafvoer	>3	>2.5	>2	>1.5	>1.1	<=1
Droogval						
Duur droogval (dagen)	>28	22-28	15-21	8-14	1-7	0
Frequentie over jaren	jaarlijks		niet jaarlijks		niet droogvallend	
Stroming						
Stromingsvariatie	uniform	gering, lokaal 2 ^e beeld		matig, 3 beelden, 2 gering	groot, 3 beelden	zeer groot, 4 beelden
Stroomkuilen	geen			aanzet	aanwezig	
Stuwingsparameters						
Parameter	Klasse					
Stuwingsparameters	1den	zeer groot, 4 beelden				
Stroomkuilen	geen		aanzet	aanwezig		
Stuwingsparameters (verstuwing)						
Parameter	Klasse					
Stuwingsparameters	-15	-10	-5	0		
Aantal stuwen	3	2	1	0		
Aantal vispassages en bodemvallen	6	4	2	0		

3.2.3.3 Morfologische stress

Natuurlijke beken hebben een kronkelende loop en een onregelmatig dwarsprofiel (Eekhout & Hoitink, 2014) en andere natuurlijke wateren hebben een onregelmatige oevervorm. Deze natuurlijke morfologie staat haaks op de aanwezigheid van bijvoorbeeld bodem- en of taludbeschoeiing. Morfologische stress is

onderverdeeld naar drie groepen; profiel, substraat en oeverbegroeiing. Iedere groep is onderverdeeld naar respectievelijk 7, 6 en 4 stressoren (Tabel 3.9).

Tabel 3.9 Samenvattend overzicht van de morfologische stress* opgenomen in de SESA Geul.

Parameter	Klasse					
	-5	-4	-3	-2	-1	0
Profiel						
Sinuositeit (kortste lengte/lengte)	<1.05		<1.1	<1.2	<1.3	>=1.3
Type dwarsprofiel l-r	steil normprofiel	steil natuurlijk		twee-fasen	graduele overgang	moeras / plasdras
Oevertvorm l-r	steil	flauw		hol	onregelmatig	
Breedtevariatie	geen (overall normale breedte)	gering (lokaal 2 typen)		matig (regelmatig 2-3 typen)	groot (vaak 2-3 typen, >20% beeklengte)	zeer groot (overall >3 typen; >20% beek)
Beschoeiing	tweezijdig		eenzijdig			geen
Beschoeiingstype	steen structuurarm	hout structuurarm		steen structuurrijk	hout structuurrijk	geen/zeer lokaal
Erosieprofiel (> 20%)	gehele oeverhoogte geërodeerd		onderste deel van de oever geërodeerd			geen of weinig
Substraat						
Aanwezigheid hout in het water	geen of minder				dunnere bomen of takken (5 - 10 per traject)	boom aanwezig (> 10 cm diameter)
Basissubstraat aard 1-2 (> 30%)	slib		klei/leem of veen		grind/steen	zand, grove detritus
Bladpakketten (> 25 %) **	afwezig					aanwezig
Grindbedden aanwezig (aaneengesloten)	afwezig					aanwezig
Zand-/grindbanken (2-3 x zo ondiep)	afwezig					aanwezig
Watervegetatie %-bedekking	80-100%	60-80%	40-60%		40-20%	20-0%
Oeverbegroeiing						
Bomen l-r in beekprofiel	nee					ja
Dominante houtige oeverstructuur l-r	geen	solitaire bomen		bomenrij		bos
Houtige oeverstructuur % l-r	0-20%	20-40%		40-60%	60-80%	80-100%
Hoge (>1 m) persistente kruidige oevervegetatie					afwezig	aanwezig

* Op plaatsen waar beek van nature dieper is ingesneden, zoals bij terrasranden en segmenten met een groter verhang is geen sprake van morfologische stress.

** In langzaam stromende beken.

De kwaliteit van het substraat als leefgebied is niet meegenomen vanwege onvoldoende gegevens. Zo kunnen de ruimtes tussen de korrels in grindbedden verstopt raken bij een hoge slibblast of bij hoge verrijking met voedingsstoffen, waardoor deze wel aanwezig zijn, maar minder geschikt worden voor de fauna die er gebruik van maakt.

3.2.3.4 Stress door beheer en onderhoud

Natuurlijke wateren worden niet onderhouden. Voor de stress gelden alleen die onderhoudsvormen waarbij het onderwatertalud en de onderwaterbodem worden gemaaid, of die waarbij aanwezige structuren worden

verwijderd: baggeren (verwijderen detritus-, zand- en grindbanken, egalisatie) en verwijderen dood hout. Naarmate de frequentie van onderhoud toeneemt, neemt de mate van stress ook toe. Naast de frequentie van het onderhoud kan ook de fasering ervan, zoals stroombaanmaaien en afwisselend oevers maaien, onderdeel van de mate van stress of het ontbreken daarvan zijn. Wanneer bij het maaien een significant percentage van de vegetatie (>20%) wordt gespaard, wordt een positieve klasse toegekend (Tabel 3.10).

Tabel 3.10 Samenvattend overzicht van stress door beheer en onderhoud zoals opgenomen in de SESA Geul.

Parameter	Klasse						
	-5	-4	-3	-2	-1	0	1
Schoningsfrequentie		>2	2	1		0	
Sparen van vegetatiedelen bij onderhoud						Nee	Ja
Baggeren	Ja					Nee	
Doorspoelen	Ja					Nee	

3.2.4 Samenvatting

Samenvattend leidt de bovenstaande opsomming per stressorgroep en de bijhorende processen tot een lijst met parameters die is opgenomen in de SESA Geul (Tabel 3.11).

Tabel 3.11 Indeling naar schaal van stressorgroep, relevante processen en parameters opgenomen in SESA Geul. De exacte klassengrenzen zijn opgenomen in het SESA rekenmodel.

Schaal	Stressorgroep	Proces	Parameter	
Afwaterings-/ zijstroomgebied	(Geo)hydrologische stress	Af- en uitspoeling	runoff, drainage	
		Kwelstromen	flux, kwel	
	Chemische stress (diffuus)	Nutriëntentoevoer	landgebruik, bodem, helling	
		Slibtoevoer	landgebruik, bodem, helling	
		Toevoer toxische stoffen	landgebruik, bodem, helling	
	Chemische stress (punt)	RWZI lozing	RWZI	
		Overstort lozing	overstort	
		Waterinlaat	waterinlaat	
Infrastructuur Afwatering		berm-, spoorstoot industrieterrein		
Bufferzone	Hydrologische stress	Af- en uitspoeling	runoff, drainage	
		Kwelstromen	flux, kwel	
	Chemische stress (diffuus)	Nutriëntentoevoer	landgebruik, bodem, helling	
		Slibtoevoer	landgebruik, bodem, helling	
		Toevoer toxische stoffen	landgebruik, bodem, helling	
	Waterlichaam	Fysische (systeem)stress	Temperatuur	temperatuuroverschrijding
			Verhang	verhang
			Beschaduwning	schaduw
Hydraulische stress		Afvoerdynamiek	piekafvoer, lage afvoer, stagnatie, droogval	
		Stroming	stromingsvariatie, stroomkuilen	
		Stuwning	stuw, vispassage, bodemval	
		Morfologische stress	Profiel	sinuositeit, breedtevariatie, beschoeiing, erosieprofiel, dwarsprofielen, oevervorm
Substraat			basissubstraten, hout, blad, grindbedden, banken, watervegetatie	
Oeverbegroeiing			bomen, houtige oeverstructuren, kruidige oevervegetatie	
Stress Beheer & onderhoud		Maaibeheer	schoning	

4 Berekening en visualisatie van stress

4.1 Wegen en berekenen van stress

4.1.1 Wegingen

Stressorklassen

De stressoren staan in verband met de ecologische sleutelfactoren in het 5-S-Model. Daarbij volgen ze ook de hiërarchie in de factoren en hoofdfactoren van dit model. Dat betekent automatisch dat stressoren niet allen even zwaar drukken op het aquatisch ecologisch systeem, maar dat de stress gewogen kan worden naar hiërarchische positie, watertype en bekende mate van effect. Wordt een dominant kritische waarde van een parameter overschreden, bijvoorbeeld een maximale temperatuur waarboven dieren of planten dood gaan, dan krijgt deze parameter een allesoverheersend gewicht. Systeemvoorwaarden zijn hierbij van groter belang dan chemische factoren. De ranges waarbinnen factoren geen stress opleveren en de waarden daarbuiten waar factoren minder of meer stress opleveren kunnen worden afgeleid van biologische informatie zoals de WEW-autecologischlijst of andere beoordelingssystemen.

Stressoren werken ook niet langs de volledige ranges die mogelijk zouden kunnen voorkomen in een systeem. Zo speelt zuurstof alleen een belangrijke rol voor de macrofauna bij gehalten lager dan 6 mg/l en wordt de rol dominant bij waarden lager dan 2 mg/l. Daarom zou het opnemen van grenswaarden in de stressklassen extra behulpzaam zijn (Tabel 4.1). Bij het bepalen van de stressklassen is hier ten dele wel al in voorzien, door de grenzen van de stressorklassen hierop af te stemmen (niet-lineair). De stressklassen kunnen worden gewogen om tot een overall multiple stressscore per hoofdfactorgroep te komen.

Tabel 4.1 Voorbeeld van grenswaarden van verschillende parameters.

Parameter	Grenswaarde (voorwaarde om meegenomen te worden in weging)
Temperatuur	>16°C
Beschaduwing	<40%
Stroomsnelheid	<10 cm/s
Droogval	<25 jaar permanent
Peilfluctuatie (pieken)	>matig
<i>Structuren:</i>	
Natuurlijk lengteprofiel	<40%
Natuurlijk dwarsprofiel	<40%
Schoning/onderhoud	>1 keer/jaar
<i>Stoffen:</i>	
Overstorten	
Landgebruik	Akker of intensief grasland
Zuurstof	>6 mg/l
Chloride	>200 mg/L
Zware metalen uit effluent industrie	Aanwezig, >NEC

Wegingen van stressorcategorieën

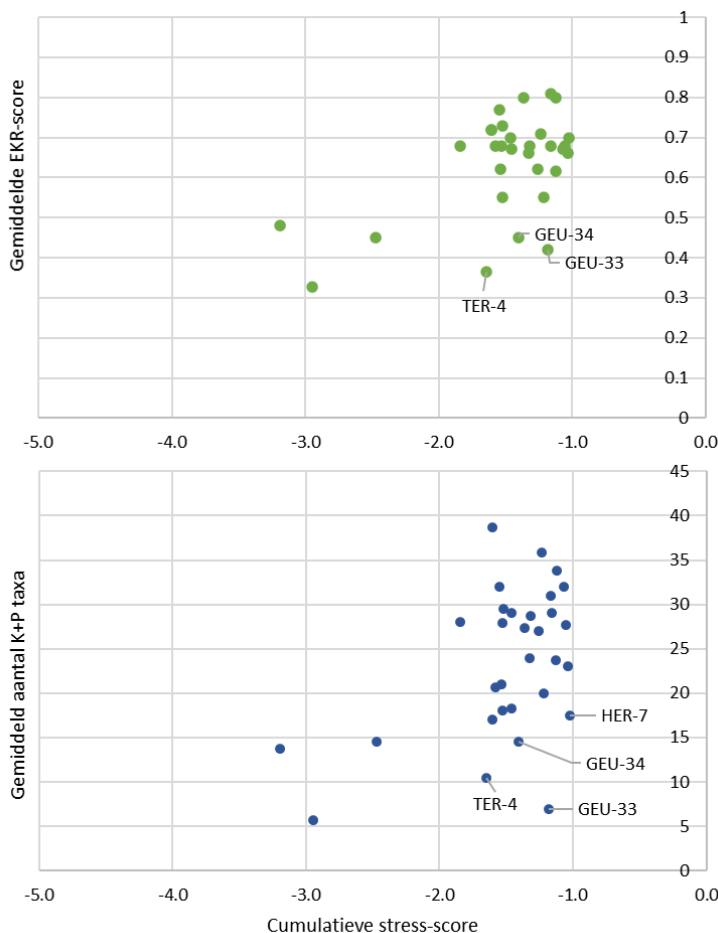
Na het indelen van individuele stressoren in stressklassen, op basis van ecologisch relevante grenswaarden, worden deze gegroepeerd in stressorcategorieën. Onderling hebben deze categorieën ook een verschillend effect op het ecosysteem, zoals hierboven beschreven.

Wetenschappelijke literatuur over de hiërarchie van stressorcategorieën geeft nog een beperkt inzicht in hoe deze zich tot elkaar verhouden, en duidt op een sterke afhankelijkheid van het specifieke toepassingsgebied, watertype en doelsoort (Lemm et al., 2020). In het wegen van de stressorcategorieën onderling is daarom

eerst uitgegaan van wegingen op basis van eerdere toepassingen en expertkennis, aangepast aan de inschatting van de beheerders van het gebied. In toevoeging daarop zijn de resultaten afgestemd met de waargenomen biologische kwaliteit. Op deze manier kunnen de wegingen worden gekalibreerd. Resultierend daaraan zijn de stressorcategorieën als volgt meegenomen: de groepen chemische diffuse stress, chemische stress uit puntbronnen, hydraulische stress en morfologische stress zijn meegenomen als het zwaarst wegend (weging 5). Fysische systeemstress is meegenomen als gemiddeld belangrijk (weging 3), terwijl geohydrologische stress en beheer en onderhoud als minder belangrijk worden gescoord (weging 1).

De berekende cumulatieve stress-scores zijn vergeleken met de gemiddelde EKR-score en het aantal K+P taxa per traject voor de trajecten waar een stress-score voor is berekend met de SESA (natuurbeken). Hierbij zijn de monsterpunten telkens per traject samengevoegd. Trajecten met slechts een enkel monster zijn weggelaten uit de vergelijking voor een representatiever beeld van de ecologische kwaliteit per traject.

Er is een lineair verband te zien met een aanzienlijke hoeveelheid ruis tussen de door het SESA-model voorspelde kwaliteit en de kwaliteit op basis van de macrofauna-EKR per traject (Figuur 4.1). Voor het gemiddelde aantal K+P taxa is het patroon minder duidelijk, met een aantal punten rechtsonder die in werkelijkheid een lagere score hebben dan wordt voorspeld door het model. Dit zijn de trajecten GEU-33, GEU-34, TER-4 en HER-3 (Figuur 2.1, pagina 15). In de Geul (GEU) betreft dit het traject bij de RWZI Wylrewaar de combinatie effluent en verstuwings door een watermolen aanwezig is. In de Terzieterbeek (TER) gaat het om een punt met historische verontreiniging. In beide gevallen gaat het waarschijnlijk om factoren (verontreinigingen) die doorwerken op de ecologie via effecten die niet in het SESA-model opgenomen zijn. Dit geeft mogelijk ook aanwijzingen om het model verder te verfijnen, waarbij de combinatie hydraulische stress (verstuwings) met puntbronnen (effluent) aandacht behoeft (zie aanbevelingen). Voor de Hermansbeek (HER) betreft het een open landschap met bebouwing en wegen waar verder geen specifieke aandachtspunten voor zijn opgegeven.



Figuur 4.1 Het verband tussen de met de SESA berekende cumulatieve stress-scores voor het stroomgebied van de Geul en de gemeten gemiddelde EKR-score en het gemiddelde aantal K+P taxa per traject.

De vergelijking laat hiermee zien dat de methode voor dit specifieke stroomgebied inderdaad de milieustress op de ecologische toestand reflecteert, maar dat een verdere afstemming van wegingen een nog duidelijker beeld zou kunnen geven. De SESA-methode voor heuvellandbeken is nog in ontwikkeling. Validatie van de wegingen in toekomstige toepassingen van de SESA-methode op heuvellandbeken zal moeten uitwijzen in hoeverre gewichten correct zijn toegedeeld. De SESA laaglandbeken is op deze wijze in de loop van de tijd steeds verder geoptimaliseerd (De Vries et al., 2022). Hierbij is het van belang om hiervoor stroomgebieden met wisselende ecologische kwaliteit te gebruiken, waar een groter deel van de stressorgradiënt aanwezig is.

4.1.2 Berekenen van stress

De parameters nodig voor het berekenen van de (geo-)hydrologische stress worden met grond- en oppervlaktewatermodellen berekend per gebiedsoppervlak van afwaterings-, zijstroomgebied en beekdalbufferzone en per segment. Voor de diffuse chemische stress afkomstig uit afwaterings-, zijstroomgebieden en beekdalbufferzones wordt het oppervlakte-aandeel van de combinatie landgebruik – bodemtype en de hellingsgraad in de berekening meegenomen. Voor de overige categorieën wordt de multiple stress per stressorgroep berekend en al dan niet gewogen. De berekening is onderdeel van het SESA rekenmodel.

Nadat per segment de gesommeerde multiple stress per stressorcategorie is berekend, wordt het relatieve aandeel voor elk van de gebiedjes (afwateringsgebied, bufferzone, etc.) bepaald. Hiervoor wordt het aandeel van de afvoer uit het betreffend compartiment ten opzichte van de totale bovenstroomse afvoer berekend voor de (geo-)hydrologische en chemische (diffuus en punt), fysische, hydraulische, morfologische en beheerstress (Figuur 4.2).



Figuur 4.2 Schematische weergave van de berekeningsstappen binnen de SESA-methode.

De multiple-stress-berekening koppelt vervolgens de deelgebieden en segmenten aan een van boven- naar benedenstrooms, waarbij de toevoer naar een segment met een retentiefactor wordt vermenigvuldigd. Omdat de morfologie en het beheer en onderhoud segment specifiek zijn, wordt geen aandeel berekend. Zo is er een ruimtelijke verdeling van stress binnen elk van de stressorcategorieën berekend. Tenslotte volgt nog een weging per gestandaardiseerde stressorcategorie (0 tot -5), op basis waarvan de uiteindelijke stress kan worden berekend.

4.2 Visualiseren van stressoren en analyseren van knelpunten

Om de stress-scores te visualiseren worden ze omgezet naar klassen. Deze classificering kan op basis van de niet-gestandaardiseerde of absolute scores worden weergegeven, waarbij het aantal te visualiseren klassen arbitrair kan worden bepaald. Het voordeel van deze benadering is de eenduidigheid van de classificatie binnen het geanalyseerde stroomgebied. Het grote nadeel is echter dat verschillende stroomgebieden niet onderling vergelijkbaar zijn. Daarbij ontbreekt voor heuvellandbeken vooralsnog een onderbouwde referentie waar klassengrenzen zouden moeten worden getrokken.

Vanuit de kaart met stressscores kunnen de specifieke knelpunten worden gevonden door de berekening achter de stressscores per hoofdparametergroep te bekijken en de oorsprong van de hoge stress-score te identificeren.

5 Analyse van de milieustress

5.1 Mate van stress per stressorgroep

Voor elk van de stressorgroepen is hier omschreven hoe en waar deze in het stroomgebied van de Geul van toepassing is.

Voor het ruimtelijk weergeven van de stress zijn hier de stressklassen van 0 tot -5 aangehouden, zoals dit ook in de eerdere SESA's voor laaglandbeken is toegepast. Om echter vast te stellen welke absolute grenzen het meest passend zijn voor heuvellandbeken is het nodig referentiesystemen van uitstekende en zeer slechte kwaliteit op dezelfde wijze te analyseren. Mogelijk kan de bandbreedte van de scores hiermee verder worden verfijnd. Dit is nog niet gebeurd, aangezien de Geul de eerste analyse is die voor heuvellandbeken is uitgevoerd.

(Geo)hydrologische stress

Geohydrologische stress drukt de bijdrage van stress afkomstig van afspoeling, uitspoeling en (afwezigheid van) kwel uit, die afkomstig is van het afwateringsgebied, het zijstroomgebied en/of de beekdalbufferzone. Voor de Geul bevinden deze stressoren zich voornamelijk in een aantal zijbeken, waar vooral de invloed van **oppervlakkige afspoeling** (versnelde afvoer over maaiveld of via drainagemiddelen en via verharde oppervlakten) groot is tijdens hevige neerslag. Het gaat hier om de Hekerbeek, Mechelderbeek, Terzieterbeek Zieversbeek, bovenstroomse deel Selzerbeek en de Strabekervloedgraaf. De invloed van regenwaterbuffers is in principe meegenomen in de hydrologische modellering omdat werkelijke afvoermetingen zijn gebruikt als basis, maar het de vraag of de exacte werking van de buffers op beekniveau hiermee voldoende gedekt is (zie aanbevelingen).

Chemische diffuse stress

De chemische diffuse stress scoort de **nutriëntentoevoer, slibtoevoer en de toevoer van toxische stoffen** en is afhankelijk van het landgebruik, bodemtype en helling. Deze stressoren dragen aanzienlijk bij aan de stress in de zijbeken van de Geul, vooral in delen waar een groot oppervlak aan intensieve landbouwpercelen en stedelijk gebied in de afwateringsgebieden liggen. In de Geul is in het meest bovenstroomse deel een effect te zien vanuit het Belgische deel van het stroomgebied, dat grotendeels in intensief gebruikt agrarisch gebied ligt, verder benedenstrooms in Nederland is de invloed veel geringer.

Chemische stress uit puntbronnen

In een aantal trajecten is de bijdrage van puntbronnen aan de chemische stress in de vorm van **nutriëntentoevoer, slibtoevoer, de toevoer van toxische stoffen en een verhoogde saliniteit** op trajectschaal zwaarwegend. Dit is met name terug te zien in de Eyserbeek, waar zich een stedelijk gebied (Simpelveld-Bocholtz) met een RWZI en veel overstorten bevindt dat veel chemische stress tot gevolg heeft.

Fysische (systeem)stress

De fysische stress in de beek (die is opgebouwd uit de factoren **watertemperatuur, verhang en mate van beschaduwing**) is matig sterk aanwezig in de midden- en benedenloop van de Geul. In de zijbeken is deze meer lokaal aanwezig op locaties met weinig beschaduwing en waar een relatief hoge watertemperatuur wordt gemeten door bijvoorbeeld de aanwezigheid van puntbronnen die thermische verontreiniging tot gevolg hebben, zoals RWZI effluent.

Hydraulische stress

De hydraulische stress beschrijft het directe en korte-termijn-effect van stroming op de ecologische toestand in de beek. De impact wordt bepaald uit de afvoerdynamiek, die wordt bepaald uit de verhouding tussen piekafvoeren en de basisafvoer (**hoge afvoer situatie**), de zomerafvoer en de basisafvoer (**lage afvoer situatie** met weinig stroming of zelfs stagnatie) en het optreden van **droogval**. Verder worden de

aanwezigheid van **stromingsvariatie** en **beddingreliëf** (kuilen en kommen) gescoord. Tenslotte tellen obstructies zoals **stuwen en molens** negatief mee vanwege hun verstuwende werking op de stroming.

Indirecte effecten van afvoerdynamiek en de invloed van stroming op processen die over een langere tijdschaal spelen (bedding-erosie) worden meegenomen onder morfologische stress (om te voorkomen dat stressoren dubbel worden geteld). De hydraulische stress in het Geul-stroomgebied is laag en slechts lokaal licht verhoogd (bijvoorbeeld door de aanwezigheid van obstructies). Dit kan worden verklaard doordat heuvellandbeken van nature snel stromende systemen met veel stromingsvariatie zijn, die weinig gevoelig zijn voor droogval of stagnatie bij lage afvoer. Hierdoor scoren de trajecten op dit aspect relatief hoog. Echter, de effecten van hydraulische stress zijn niet los te zien van de morfologische stress, die in de volgende paragraaf wordt beschreven.

Morfologische stress

De morfologische stress werkt in de beek en is opgebouwd uit parameters die onder andere **het profiel van de beek, de samenstelling van het beddingsubstraat en de aanwezigheid van oeverbegroeiing** omschrijven. De waarde van veel van de parameters die onder morfologische stress vallen zijn de resultante van hydraulische stress op de langere termijn, zoals het insnijden van het profiel door bedding-erosie (zie hierboven). Morfologische stress is in het hele stroomgebied aanzienlijk en in veel trajecten matig tot sterk aanwezig. Lokaal is de stress zeer sterk, zoals in trajecten van de Eyserbeek Hekerbeek, Strabekervloedgraaf en de Watervalderbeek. Dit is terug te herleiden naar een combinatie van de afwezigheid van oeverstructuur of bomen, een weinig gevarieerd substraat, steile, geërodeerde oevers en de aanwezigheid van oeververdediging.

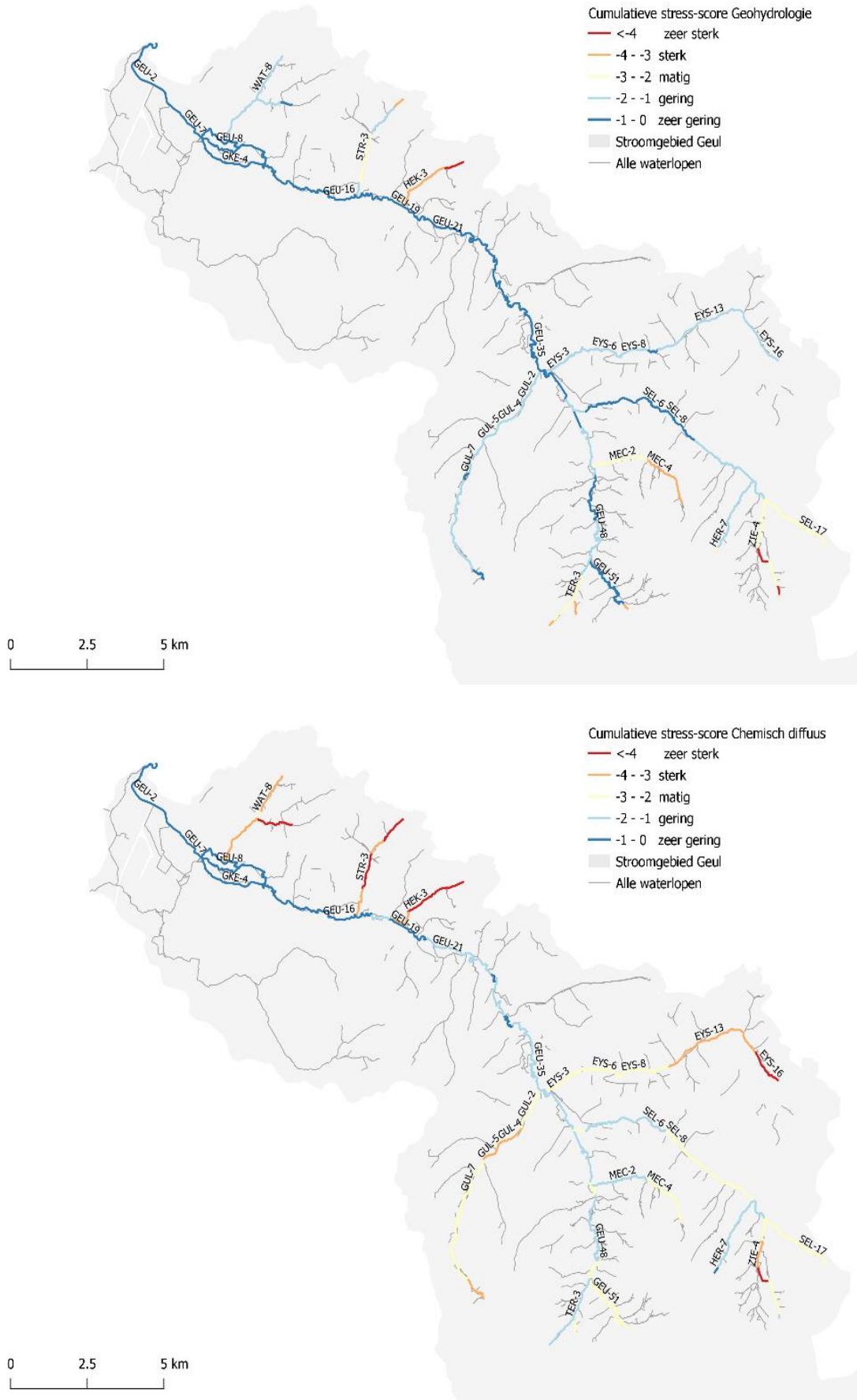
Stress door beheer & onderhoud

Stress door **beheer en onderhoud** heeft in het model geen invloed, omdat schoning niet structureel wordt uitgevoerd. Hierbij moet wel de kanttekening worden geplaatst dat lokaal wel onderhoud wordt gepleegd indien verstoppingen optreden. Dood hout wordt in veel gevallen bijvoorbeeld wel verwijderd. Deze vorm van beheer is echter niet geparameteriseerd in het SESA-model; gegevens van lokaal beheer kunnen in de toekomst wel worden opgenomen voor een beter inzicht in de daadwerkelijke bijdrage van het beheer en onderhoud aan de cumulatieve stress.

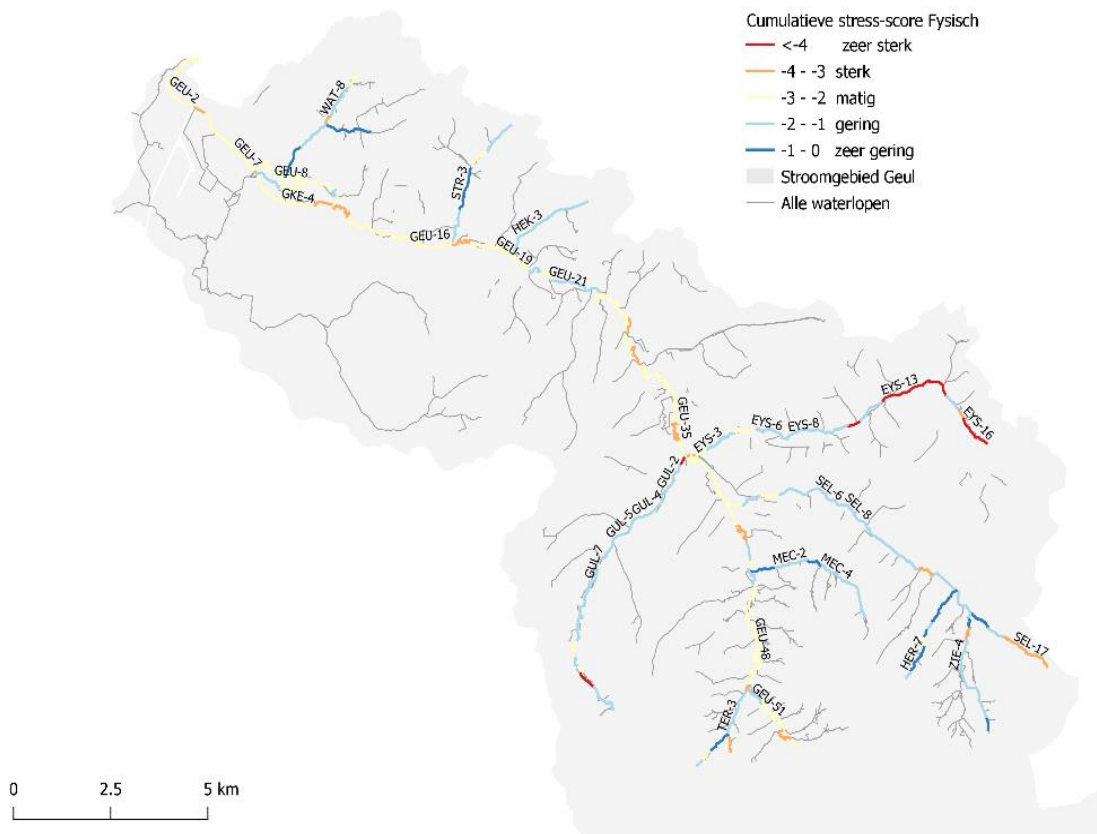
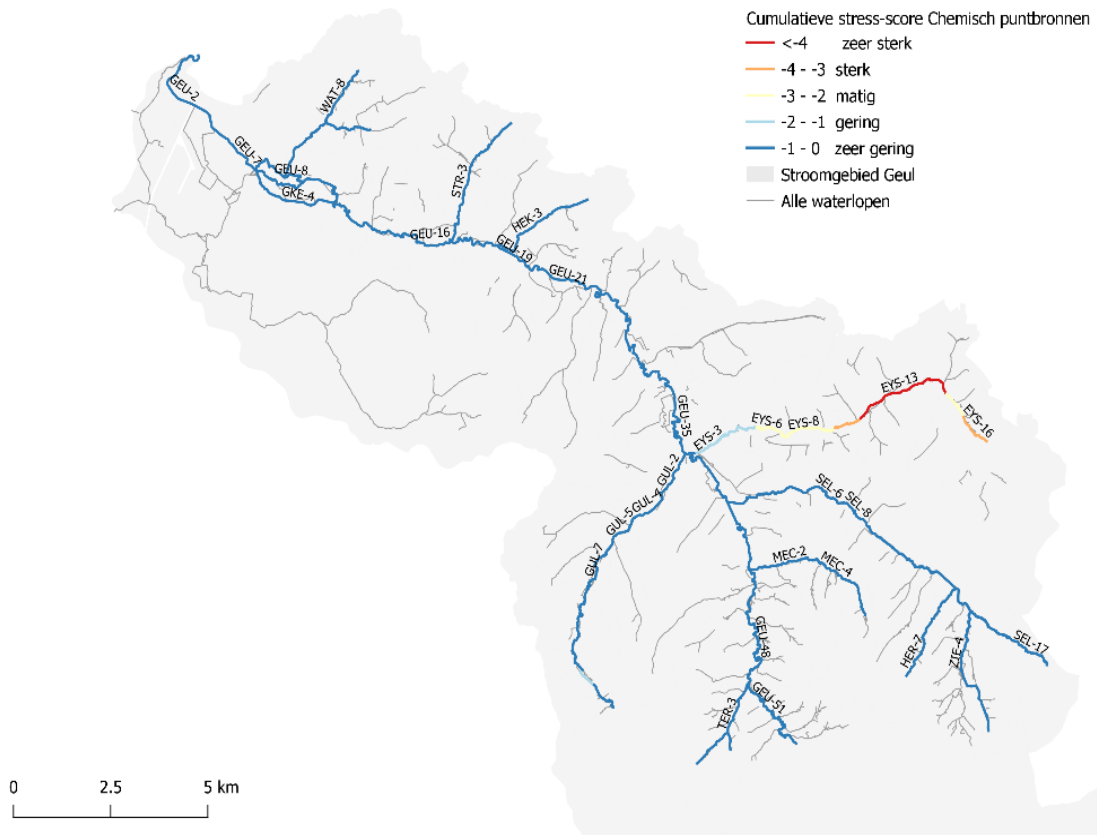
Wanneer de scores voor de afzonderlijke stressorgroepen worden samengevoegd tot één cumulatieve stress-score per traject waarin de individuele stressorgroepen gewogen worden opgenomen in een totaalscore, zoals dit ook in de SESA's voor laaglandbeken is gedaan, blijkt de lokaal relatief hoge stress van afzonderlijke parametergroepen zoals morfologische stress of diffuse chemische stress in de meeste gevallen uitgemiddeld te worden (Figuur 5.2). Het toekennen van een hoge weging (5x) aan de groepen chemische diffuse stress, chemische stress uit puntbronnen, hydraulische stress en morfologische stress dan aan de andere stressorgroepen (bijv. beheer en onderhoud 1x) blijkt hier geen bovengemiddelde invloed op te hebben, omdat ook binnen deze groepen grote verschillen in scores kunnen optreden.

Voor de meeste trajecten geeft de berekening een geringe cumulatieve stress, zoals in de Geul en Gulp, met scores in de range -2 tot -1. Slechts lokaal zijn er trajecten met een hogere cumulatieve stressor-score, vooral de Eyserbeek (EYS), maar ook de bovenlooptrajecten van bijvoorbeeld de Hekerbeek (HEK) en de Strabekervloedgraaf (STR). Deze trajecten hebben verschillende achterliggende bronnen van stress, zoals weergegeven in Figuur 5.1. Trajecten met een zeer geringe stress (range -1 tot 0) worden vooral in de Geul aangetroffen.

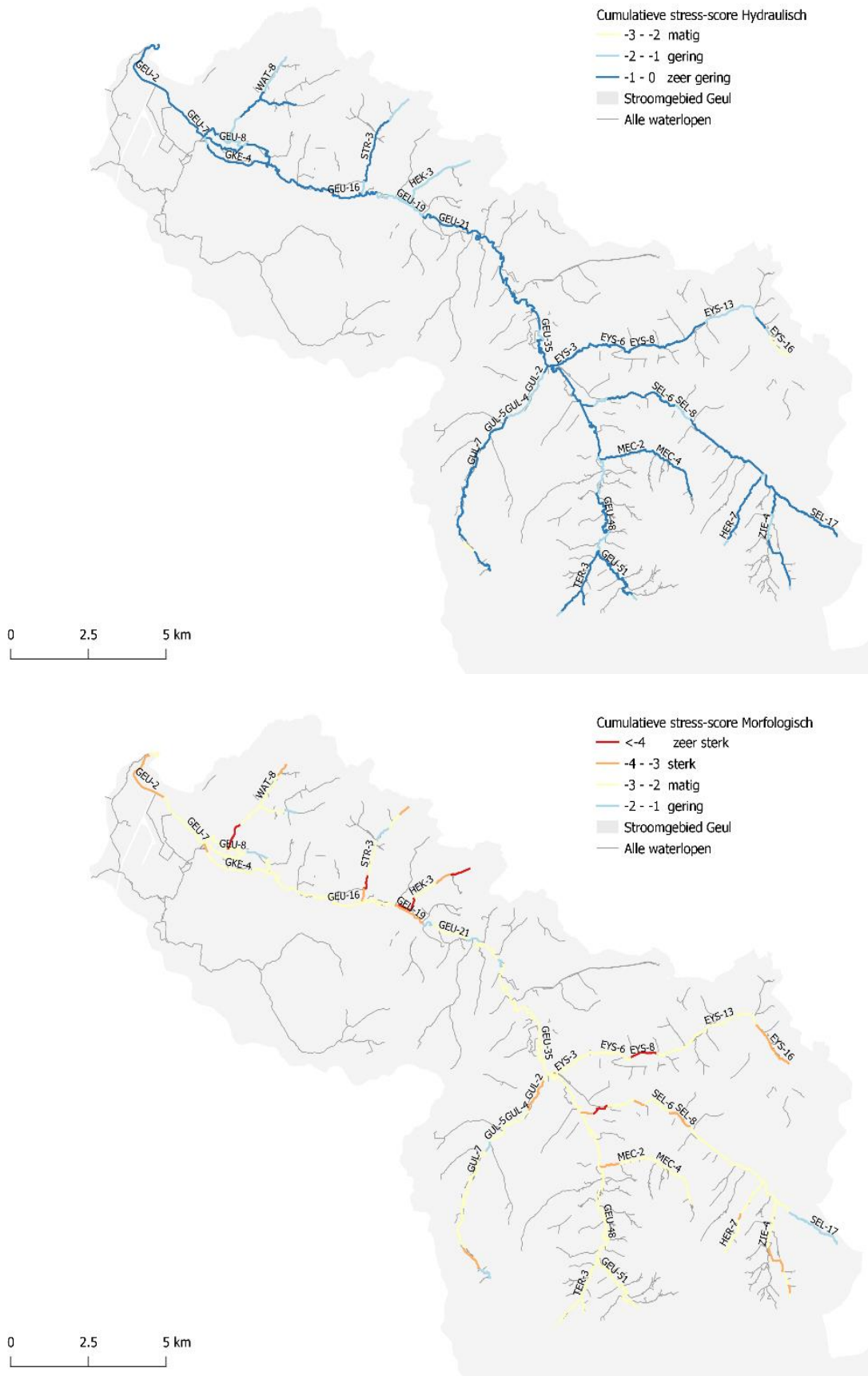
Het beeld dat de cumulatieve stress schetst lijkt relatief rooskleurig, gezien de negatieve bijdragen van de chemische diffuse stress, de morfologische stress en de fysische (systeem)stress over grote delen van het stroomgebied bij aan de ecologische toestand (Figuur 5.1). Dit roept de vraag op of het combineren van de verschillende stressorgroepen tot één score, ondanks dat er een onderlinge weging tussen stressorgroepen is toegepast, voldoende recht doet aan de invloed van specifieke stressoren op het beekecosysteem. In de aanbevelingen wordt op dit aspect verder ingegaan.



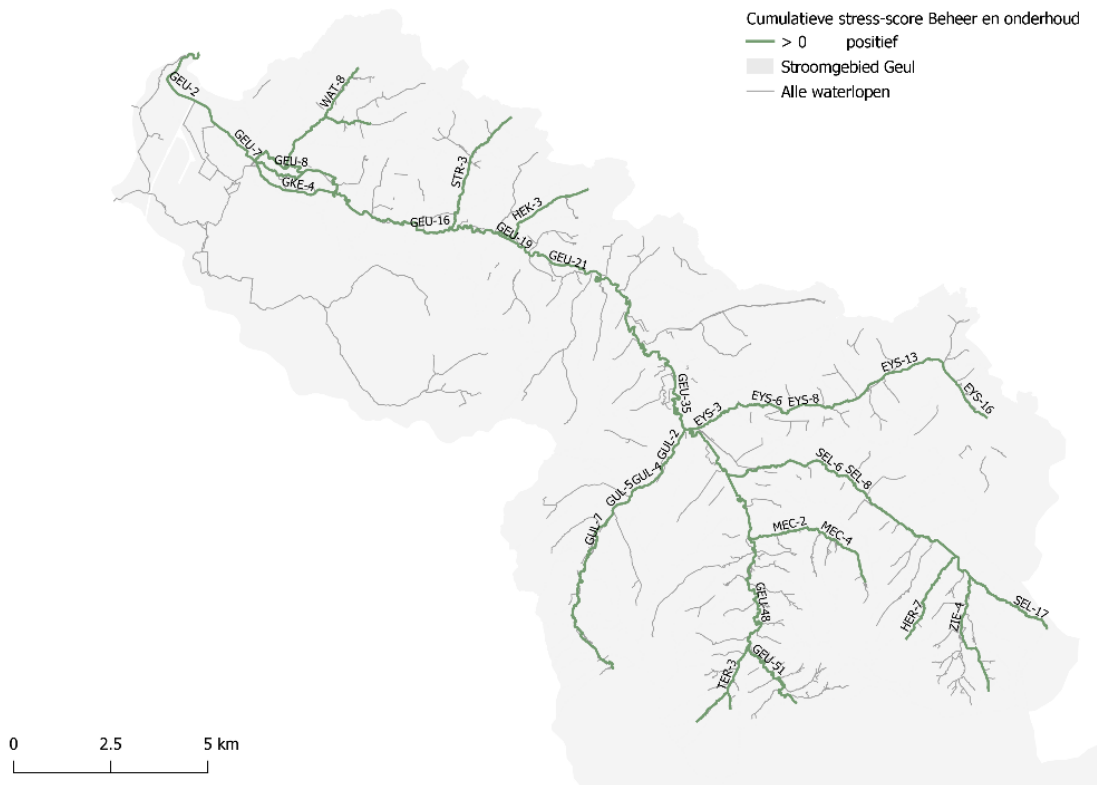
Figuur 5.1 Cumulatieve stress-score voor de Geul en zijbeken uitgesplitst naar stressorcategorie: geohydrologie, chemische diffuse bronnen, chemische puntbronnen, fysische stress, hydraulische stress, morfologische stress en stress door beheer en onderhoud.



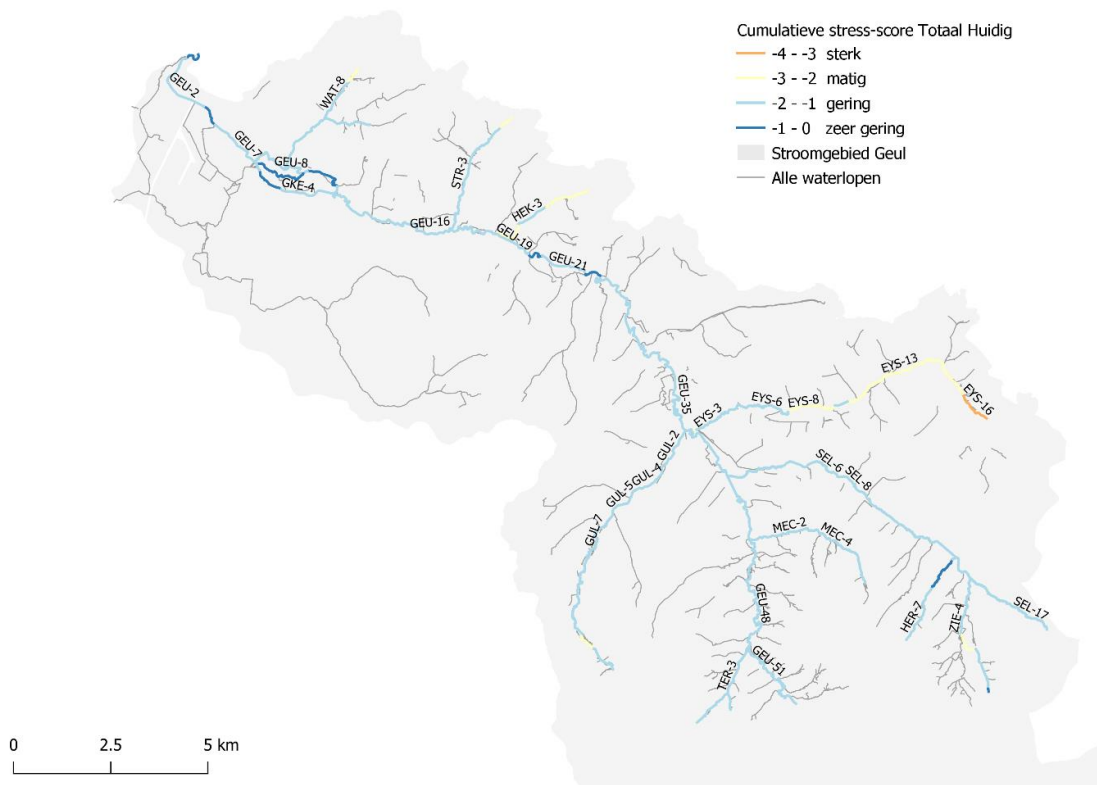
Figuur 5.1 Stress-score voor de Geul en zijbeken uitgesplitst naar stressorcategorie (vervolg).



Figuur 5.1 Stress-score voor de Geul en zijbeken uitgesplitst naar stressorcategorie (vervolg).



Figuur 5.1 Stress-score voor de Geul en zijbeken uitgesplitst naar stressorcategorie (vervolg).



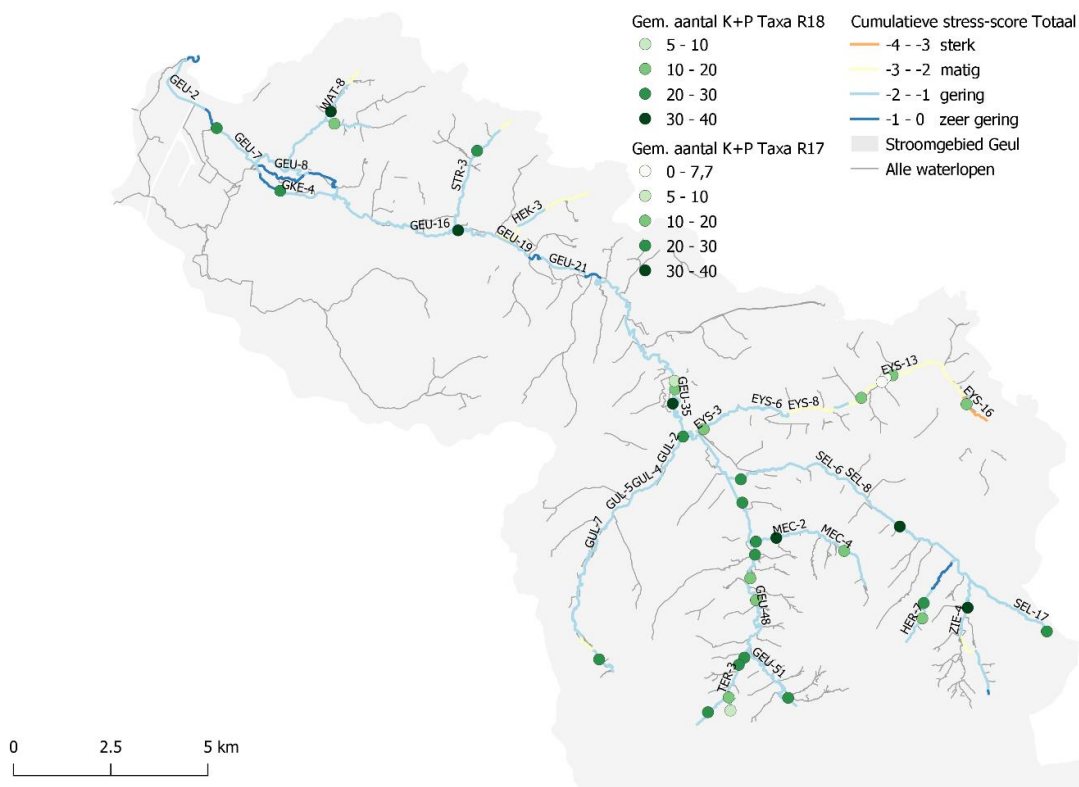
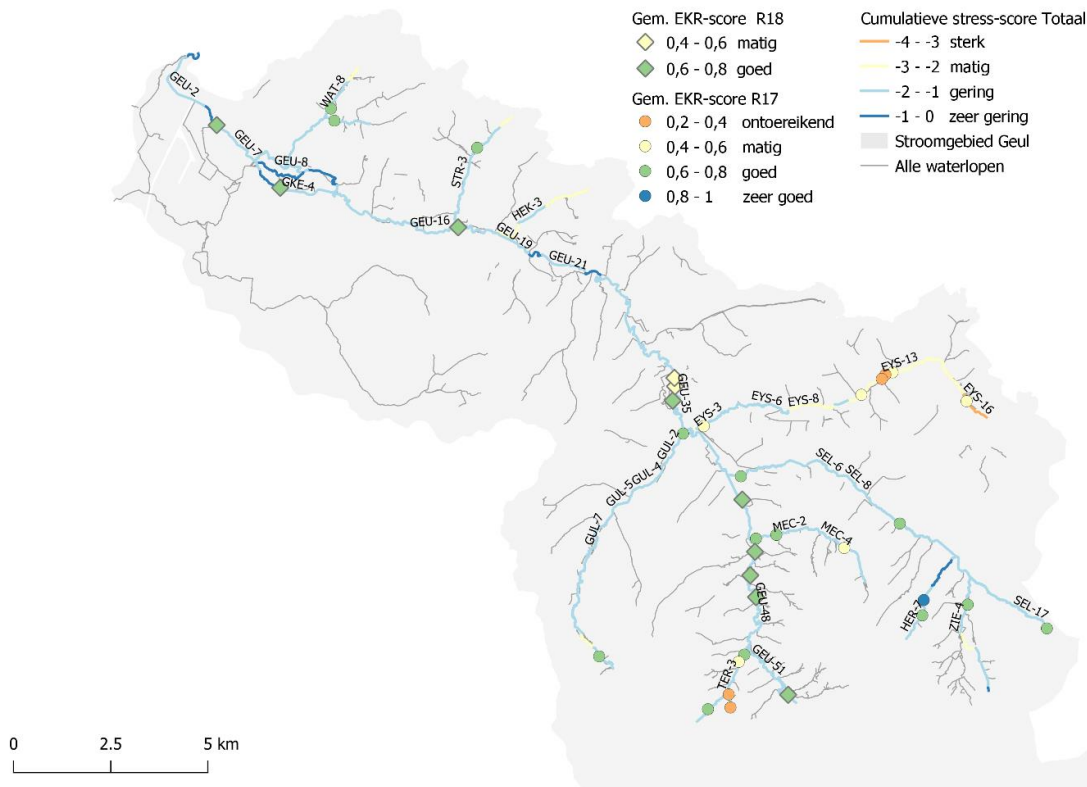
Figuur 5.2 Cumulatieve stress-score voor de Geul en zijbeken.

5.2 Relatie met ecologische kwaliteit

Om te onderzoeken in hoeverre de verkregen cumulatieve stress-scores overeen komen met de biotische kwaliteit van de trajecten zijn de macrofauna EKR-scores op basis van de KRW-maatlatten van de desbetreffende KRW-watertypen en de aantallen kenmerkende (K) en positief dominante (P) macrofauna geprojecteerd op de kaart met de cumulatieve stress-scores (Figuur 5.3). Over het algemeen komt het gevonden patroon overeen met de berekende stress-scores; op trajecten met een hogere stress-score wordt vaak ook een lagere EKR score behaald of ligt het aantal K+P taxa lager.

Kanttekening bij deze benadering is dat er in de Geul maar een beperkte gradiënt in abiotische stress te zien is; voor de macrofauna ontbreken bijvoorbeeld (zeer) lage EKR-scores. Dit maakt het lastig de in de SESA toegepaste wegingen te ijken. Om de wegingen van stressorcategorieën en daarmee de het beeld van de totale cumulatieve stress beter af te stemmen, is het nodig om ook in andere heuvellandbeken deze methode toe te passen en de resultaten per stroomgebied onderling te kalibreren.

Lokaal zijn er afwijkingen te zien tussen de berekende toestand en de waargenomen toestand op basis van de macrofauna. In bijvoorbeeld de bovenloop van de Terzieterbeek is er een geringe stressor-score berekend op basis van de abiotiek, terwijl de biologie een lagere kwaliteit laat zien. Dit is een aanwijzing dat er hier een stressfactor gemist is, waarbij het in dit specifieke geval blijkt te gaan om in België gelegen chemische puntbronnen. Aangezien de chemische puntbronnen in het buitenland niet in de SESA zijn meegenomen, wordt de stress die hierdoor veroorzaakt wordt gemist.

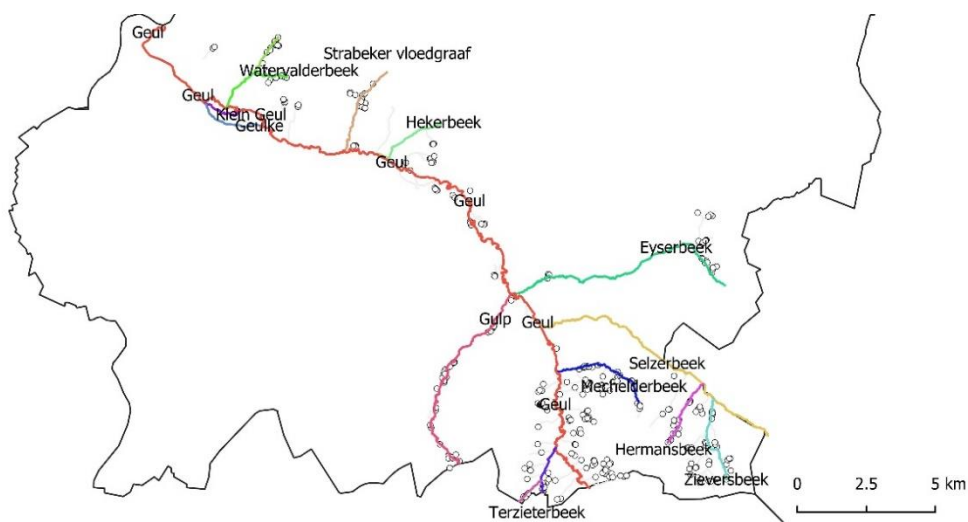


Figuur 5.3 Gemiddelde EKR-score macrofauna-maatlat en de bijbehorende aantallen kenmerkende en positief dominante taxa geprojecteerd op de kaart met de cumulatieve stress-score zoals die door de SESA is gegenereerd. Gebaseerd op gegevens vanaf 2000.

6 Biotische analyse

6.1 Inleiding

De biotische analyse heeft als doel een overzicht op te stellen van de soorten die te verwachten zijn in de natuurbeken binnen het stroomgebied van de Geul nadat knelpunten zijn aangepakt. Deze overzichten zijn watertype-specifiek opgesteld, waarin drie typen te onderscheiden zijn (Figuur 6.1): bronbeken die ontspringen langs de dalwanden van het type permanente bron (R2), de beken die op de Geul afwateren van het type snelstromende bovenlopen op kalkhoudende bodem (R17) en tenslotte de Geul zelf die is geclassificeerd als een snelstromende midden/benedenloop op kalkhoudende bodem (R18).



Figuur 6.1 Beektrajecten in het stroomgebied van de Geul. De natuurbeken voor de SESA zijn met gekleurde lijnen aangegeven; de Geul (rode lijn) is een snelstromende midden/benedenloop op kalkhoudende bodem (KRW-watertype R18), de overige natuurbeken zijn snelstromende bovenlopen op kalkhoudende bodem (R17). De stippen geven de ligging van permanente bronnen aan (R2). Grijs lijntjes geven de overige watergangen weer, veelal bronloopjes.

Er zijn drie groepen doel-organismen onderzocht: vissen, macrofauna en water- en oeverplanten. Niet alle taxa per groep zijn gebruikt; er is voor gekozen om alleen de indicatieve taxa per KRW-watertype te gebruiken en niet de complete soortenlijst (Van der Molen et al., 2013; 2018). Voor de vegetatie is daarnaast nog gebruik gemaakt van de Streefbeeld en heuvellandbeken Limburg (Provincie Limburg, 2002). Indicatoren zijn bijvoorbeeld aangeduid als kenmerkende soort, positief dominante soort, doelsoort en gekoppeld aan bepaalde milieu- of habitatpreferenties, of gilden in het geval van vissen. De reden om niet voor alle taxa te kiezen is, naast de zeggingskracht van indicatoren over de toestand van het systeem, dat het juist deze taxa zijn die gewenst zijn wanneer ze ontbreken in bepaalde trajecten en daarmee beter gebruikt kunnen worden bij het opstellen van de streefbeelden.

Voor de drie organismegroepen zijn telkens drie stappen doorlopen om het streefbeeld op te stellen. Eerst wordt gekeken naar de levensgemeenschappen van deze organismegroepen die nu of in het recente verleden in het stroomgebied zijn gevonden (*Welke soorten komen nu in het stroomgebied voor?*) en de ecologische toestand waarin deze levensgemeenschappen zich bevinden (*Wat zegt dit over de toestand van het systeem?*). De volgende stap is dat wordt afgeleid wat er potentieel haalbaar is in het stroomgebied door te bekijken welke doelsoorten het stroomgebied kunnen koloniseren op de korte tot langere termijn (*Wat kan hier? Gewenste soorten en hun milieueisen*) en naar de indicatiewaarden van deze soorten ten opzichte van

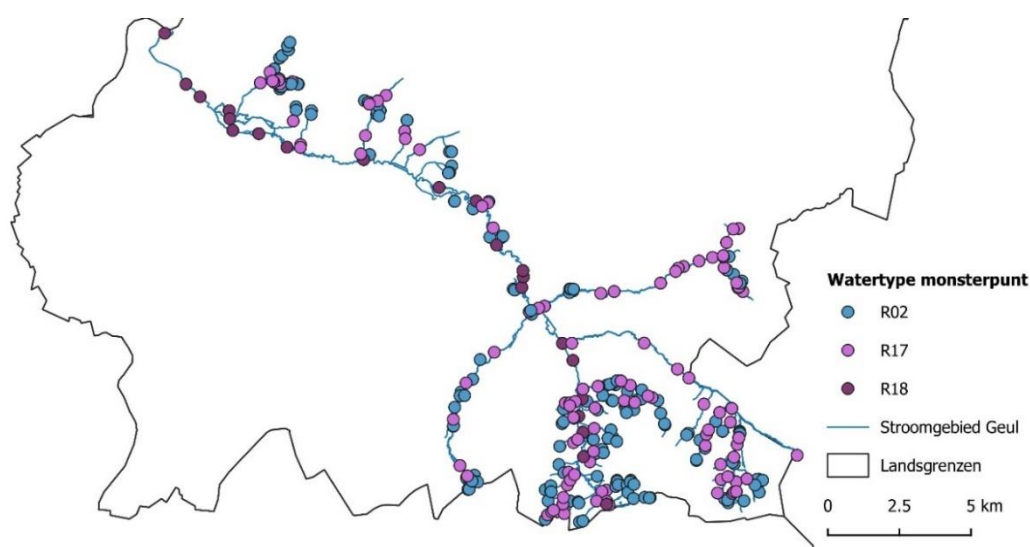
de soorten die al in het stroomgebied voorkomen. Deze vergelijking geeft een indicatie van de aan te pakken knelpunten in het stroomgebied (*Wat knelt hier?*).

6.2 Macrofauna

6.2.1 Wat is hier: voorkomen van macrofauna in het stroomgebied

Soortenpoule

Rondom de Geul en haar zijbeken is een zone van 1 km breed geprojecteerd op de kaart en alle macrofaunamonsterpunten binnen deze zone zijn geselecteerd (Figuur 6.2). Zowel de boven-, midden- en benedenlopen van de beken als de bronnen en bronloopjes zijn meegenomen in de selectie om een zo volledig mogelijk beeld te hebben van de soortenpoule, omdat de bronloopjes mogelijk een refugiumfunctie kunnen hebben voor bepaalde macrofauna-soorten van waaruit de als natuurbeek aangeduide bovenlopen gekoloniseerd kunnen worden.



Figuur 6.2 Macrofaunamonsterpunten in het stroomgebied van de Geul ($n=306$), ingedeeld naar watertype periode 1980-2021.

In het stroomgebied van de Geul liggen 306 monsterpunten waar macrofauna is verzameld, waar in totaal 769 monsters zijn genomen vanaf 1980. Het grootste gedeelte van de monsterpunten ligt in de bronnen (173), gevolgd door de bovenlopen (111). Het aantal punten in de midden- en benedenloop van de Geul (R18) bedraagt 22 monsterpunten en ligt daarmee aanzienlijk lager dan in de andere twee watertypen, maar er zijn daarentegen wel veel monsters in de tijd beschikbaar voor deze punten.

Vervolgens is gekeken welke positief dominante en kenmerkende taxa er in de monsters binnen deze zone voorkomen op basis van de KRW-maatlatten voor alle typen stromende wateren die in het stroomgebied voorkomen en als zodanig door het waterschap zijn geclassificeerd: R2, R17 en R18. Deze taxa worden aangeduid als de indicatoren. Deze lijst vormt de soortenpoule van de Geul en haar zijbeken. In totaal omvat de soortenpoule 289 doeltaxa (Tabel 6.1).

Tabel 6.1 Samenvattend overzicht van kenmerkende taxa en positief dominante taxa aangetroffen in de Geul en zijbeken ($n = 769$ monsters). Voor volledig overzicht zie Bijlage B1.1.

Totaal aantal indicatortaxa aangetroffen in de Geul en zijbeken		Aantal indicatortaxa indicatief voor watertype, inclusief % van de totale indicatorlijst		
Kenmerkend	Positief dominant	R2	R17	R18
270	29	186 (58%)	163 (76%)	110 (67%)

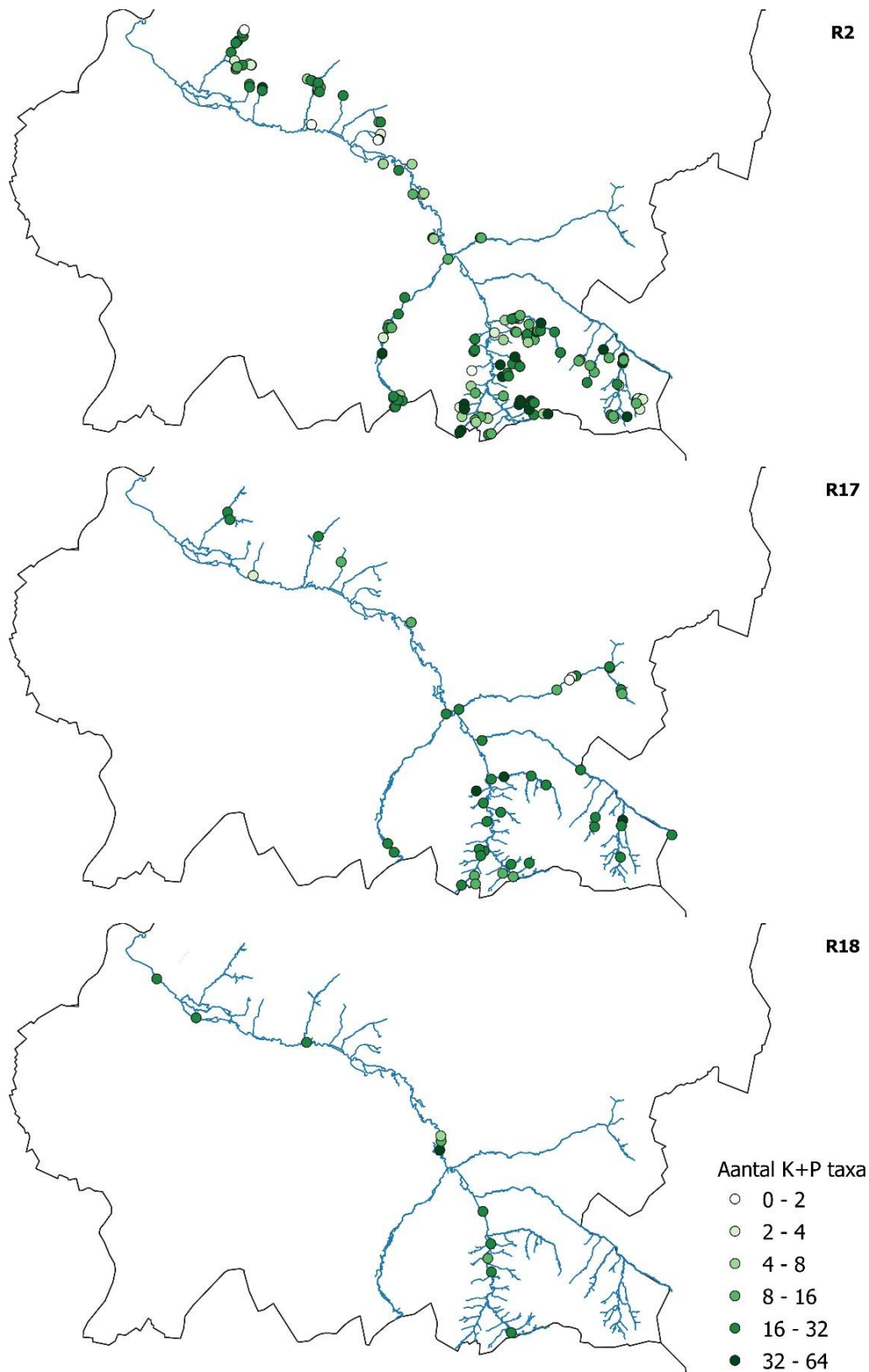
Het grootste gedeelte van de taxa is recent (vanaf 2000) waargenomen in het stroomgebied, zoals de haft *Ephemera danica* (Figuur 6.3). In totaal zijn 13 taxa niet meer recent waargenomen, het gaat om de vedermuggen *Chaetocladius femineus*, *Epoicocladius ephemerae*, *Nanocladius dichromus*, *Rheopelopia ornata* en *Rheotanytarsus rhenanus*, de waterkevers *Agabus biguttatus*, *Brychius elevatus* en *Laccobius sinuatus*, de haft *Ecdyonurus venosus* (echter status van voorkomen in Nederland onduidelijk, mogelijk is er sprake van verwarring met *E. torrentis*), de kokerjuffers *Allogamus auricollis*, *Hydropsyche dinarica* en *Limnephilus centralis* en de slak *Aplexa hypnorum*. De meeste van deze taxa waren al zeer zeldzaam met maar één of slechts enkele waarnemingen. Ze zijn waarschijnlijk uit het gebied verdwenen, maar het is in deze situatie ook mogelijk dat de locaties waar deze taxa voorkomen recent niet meer zijn bemonsterd, waardoor ze niet meer opgemerkt zijn.



Figuur 6.3 De haft *Ephemera danica* is recentelijk weer aangetroffen in het stroomgebied van de Geul.

Om in beeld te krijgen welke trajecten van de Geul de grootste aantallen indicatoren bevatten, oftewel de potentiële biodiversiteitshotspots zijn van waaruit andere delen van het beekstelsel gekoloniseerd zouden kunnen worden, is het gemiddelde aantal indicatoren per bemonsteringslocatie weergegeven voor de verschillende watertypen (Figuur 6.4). Het aantal indicatoren in het Geul-systeem is relatief hoog. Monsterpunten met hoge aantallen indicatoren liggen verspreid door het systeem en komen in alle watertypen voor.

Bij dit overzicht moet wel worden opgemerkt dat het aantreffen van specifieke indicatoren naast het habitat of de milieuomstandigheden op de locatie ook met trefkans te maken heeft. Indicatoren zijn vaak relatief zeldzaam, waardoor de trefkans in een standaard-macrofaunamonster laag is; naarmate er vaker op een locatie bemonsterd wordt, neemt de kans toe dat een taxon aangetroffen wordt. Aangezien de bemonsteringsinspanning varieert van locatie tot locatie is om een zo objectief mogelijke maat te hebben hier gekozen om niet het totale aantal indicatoren per locatie te nemen maar het gemiddeld aantal indicatoren per monster.



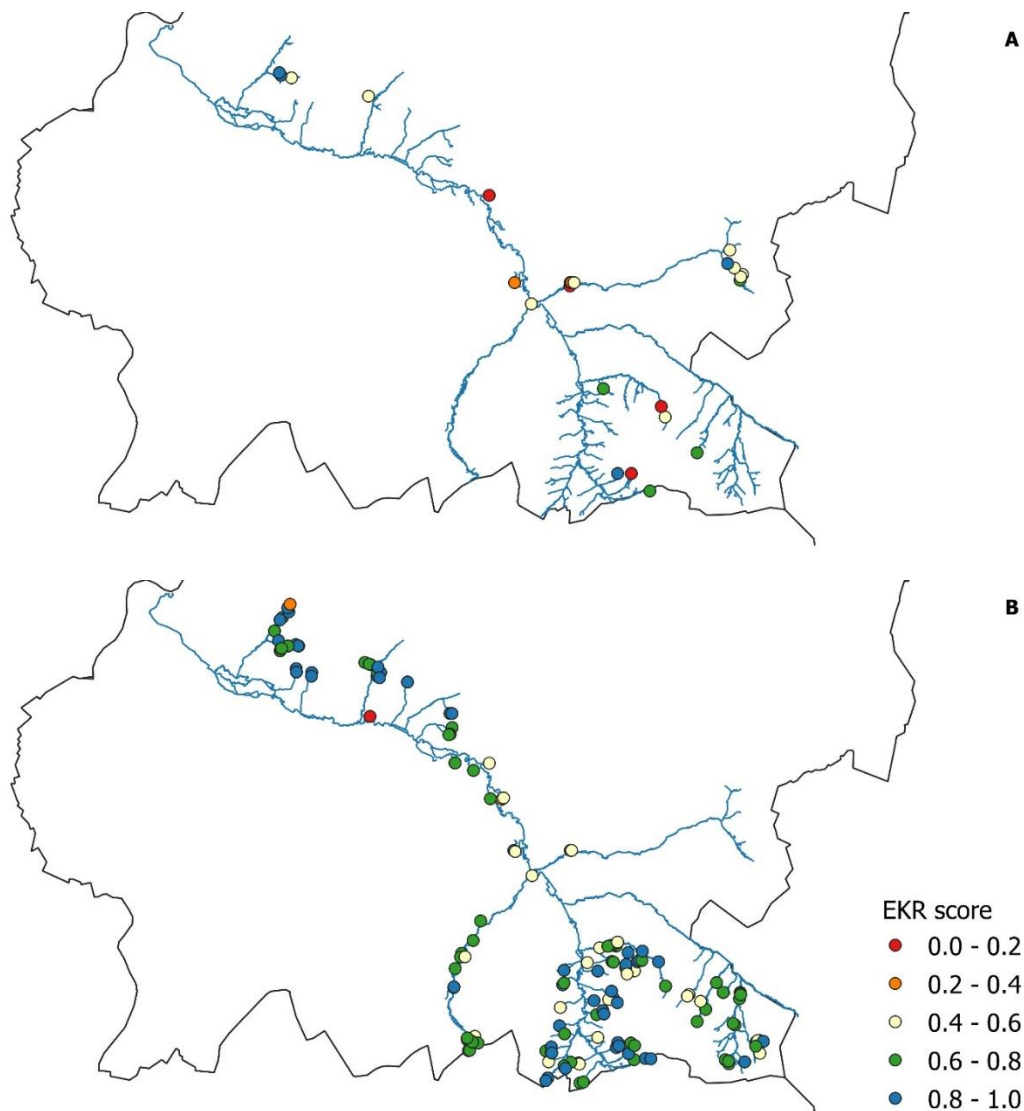
Figuur 6.4 Gemiddeld aantal positief dominante en kenmerkende indicatoren per monsterpunt in bronnen (watertype R2), bovenlopen (watertype R17) en in de Geul (watertype R18) vanaf het jaar 2000.

6.2.2 Toestand van het systeem op basis van de macrofauna

Ecologische kwaliteit (EKR KRW)

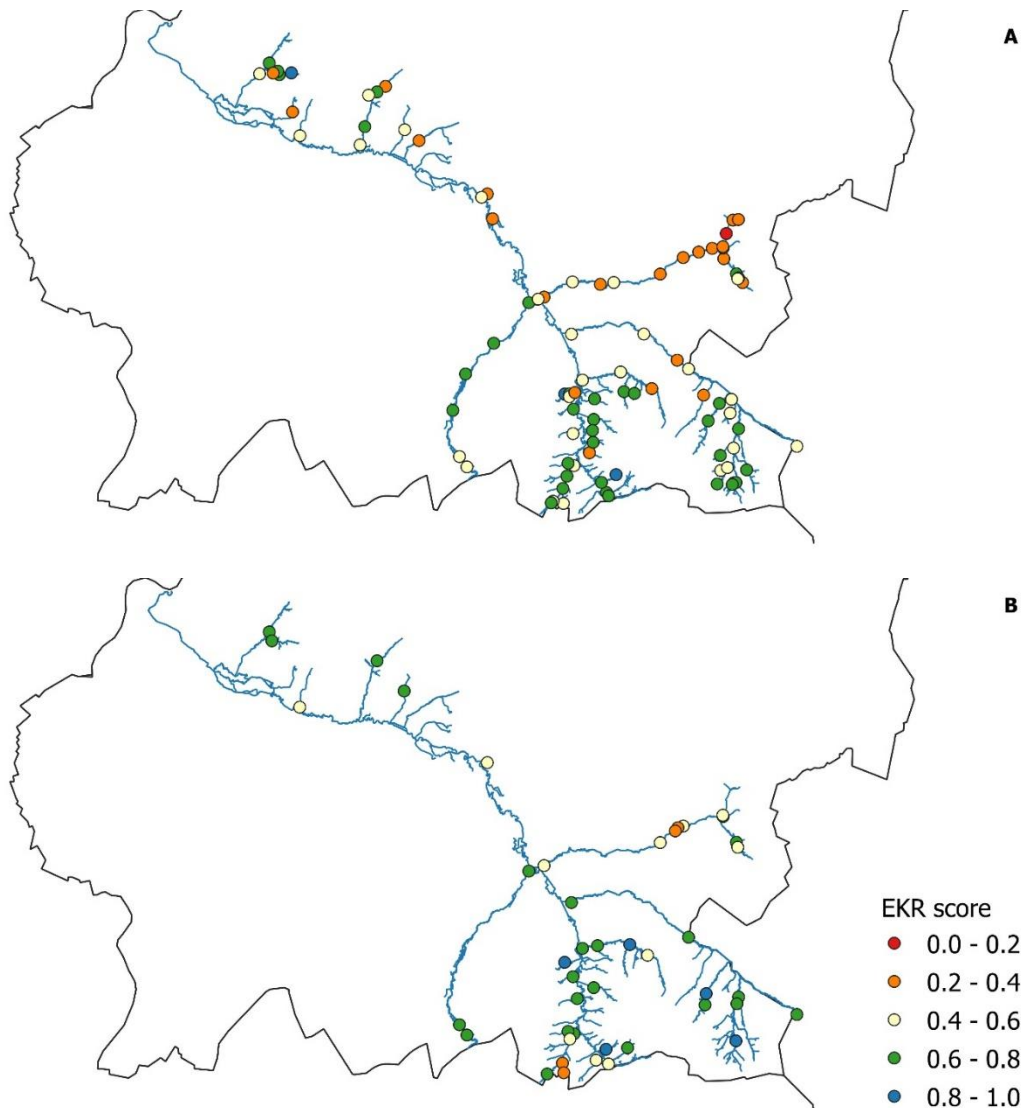
De ligging en het aantal monsterpunten in de bronnen varieerde sterk wanneer de periode voor het jaar 2000 en vanaf 2000 werden vergeleken (Figuur 6.5).

Een uitspraak over verschillen in ecologische kwaliteit is daardoor niet goed mogelijk. Wel valt op dat veel bronnen een goede tot zeer goede gemiddelde EKR-score halen.



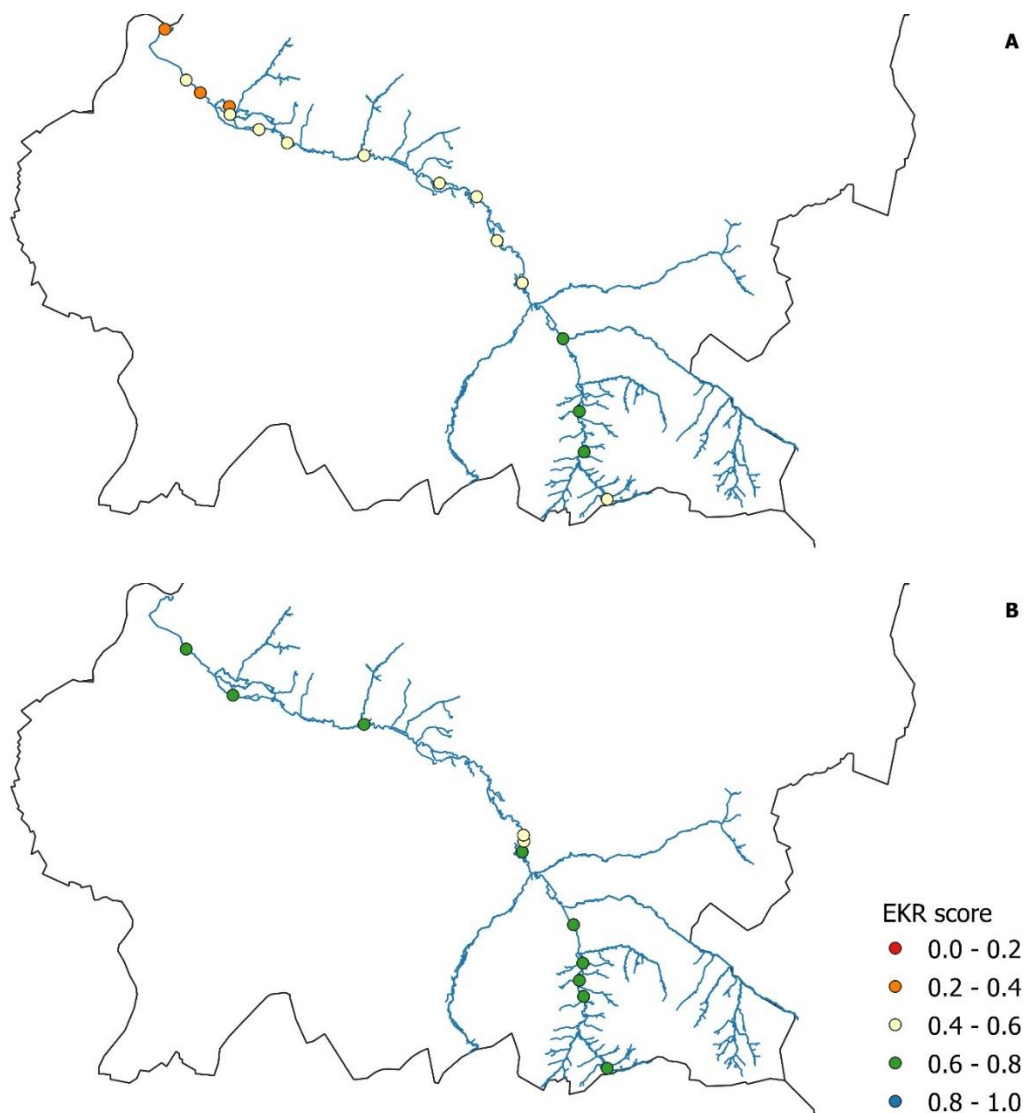
Figuur 6.5 Gemiddelde ecologische kwaliteit (EKR) macrofauna in de bronnen die uitmonden in de Geul zelf of in de bovenlopen (watertype R2) voor het jaar 2000 (A) en vanaf 2000 (B).

Ook voor de bovenlopen geldt dat er variatie is in de bemonsterde locaties, maar wel zijn er duidelijke kwaliteitsverbeteringen zichtbaar in bijvoorbeeld het Selzerbeek-systeem en de Gulp (Figuur 6.6). De Eyserbeek scoort relatief gezien het slechtst op de ecologische kwaliteit, al is er wel een verbetering zichtbaar ten opzichte van de periode voor 2000.



Figuur 6.6 Gemiddelde ecologische kwaliteit (EKR) macrofauna in de bovenlopen die uitmonden in de Geul (watertype R17) voor het jaar 2000 (A) en vanaf 2000 (B).

In de Geul heeft zich een duidelijke kwaliteitsverbetering voorgedaan in de tijd, waar punten voor 2000 gemiddeld matig scoorden, scoren ze vanaf 2000 goed (Figuur 6.7).



Figuur 6.7 Gemiddelde ecologische kwaliteit (EKR) macrofauna in de Geul (watertype R18) voor het jaar 2000 (A) en vanaf 2000 (B).

Relatie met milieufactoren in de beek: milieu- en habitatpreferenties macrofauna.

Om aan te geven wat de aanwezigheid van deze kenmerkende en positief dominante taxa voor de verschillende watertypen zegt over de toestand van de trajecten in het stroomgebied zijn een aantal sleutelfactoren geïdentificeerd op basis van de milieu- en habitatpreferenties van de macrofauna (Verberk et al., 2012). Omdat het hier kenmerkende en positief dominante taxa betreft, worden alleen positieve indicaties gebruikt en geen negatieve indicaties, zoals een preferentie voor polysaproob of eutroof water. De indicatiewaarden van de taxa zijn gebruikt voor de volgende parameters: temperatuur, droogval, saprobie, trofie, stroming, substraten, moeraskarakter en zuurgraad. Deze indicatiewaarden zijn verdeeld over verschillende klassen binnen de parameters volgens de zogenoemde 'fuzzy coding' techniek: afhankelijk van de habitat- en milieupreferentie van een taxon (meestal soort) zijn 10 punten verdeeld over de relevante klassen. Bijvoorbeeld een taxon met een voorkeur voor snelstromend water, maar die ook wel op plekken met matige stroming voorkomt krijgt de score: snelstromend = 8 punten, matig stromend = 2 punten, langzaam stromend = 0 punten etc. Vervolgens zijn hierbinnen de relevante klassen geselecteerd en waar nodig samengevoegd (Tabel 6.2).

Tabel 6.2 Milieu- en habitatpreferenties WEW-autoecologie-lijst gebruikt voor het achterhalen van sturende milieufactoren in het stroomgebied van de Geul.

Indicatie	Parameter WEW	Klasse(n) WEW-lijst	Abiotische begrenzing
Koud-stenotherm (lage watertemperatuur)	Diepte	Zeer ondiep (bron)	Waarde niet gespecificeerd; afgeleid van voorkomen op plekken met lage watertemperatuur/uittredend grondwater
Droogvaltolerant	Droogval	temporair 6 wk - 3mnd + temporair 3-5 mnd + temporair > 5 mnd	>6 weken
Voorkeur voor weinig belaste omstandigheden (oligosaproob)	Saprobie	oligosaproob	<0.1 mg NH ₄ /L, >8 mg O ₂ /L, <1 mg BZV/L
Voorkeur voor voedselarme tot matig voedselrijke omstandigheden (oligo-mesotroof)	Trofie	oligotroof + meso-oligotroof + mesotroof	<1.0-1.6 mg N/L / 0.02-0.05 mg P/L
Rheofiel (stromingsminnend)	Stroming	matig stromend + snel stromend	v >25 cm/s
Acidofiel (Zuurminnend)	Zuurgraad	zwak zuur + zuur	pH <6.5
Substraatvoorkeur	Substraat	Mineraal, hard substraat, detritus, planten	
Palludicol (voorkeur voor moerassen)		(zeer) ondiep (moerassig)	Waarde niet gespecificeerd; afgeleid van voorkomen in moerassen

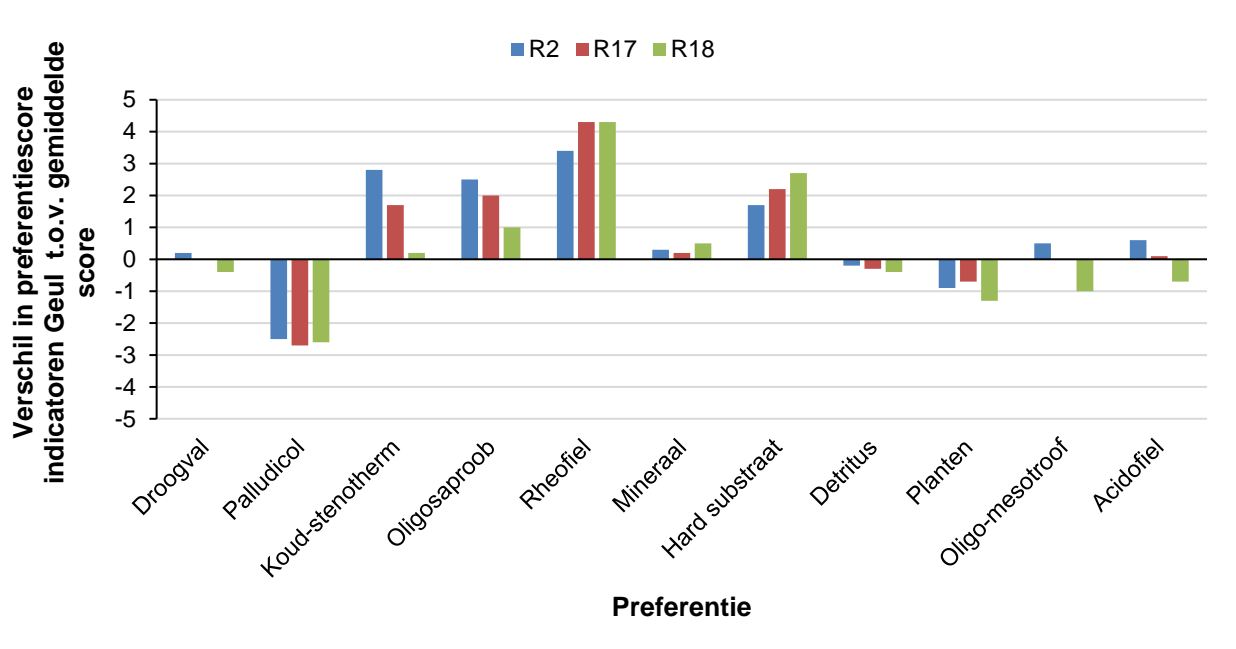
Er is vervolgens bepaald welke kenmerkende en positief dominante taxa voor de verschillende watertypen indicatief zijn voor bepaalde milieumomstandigheden.

In totaal bleek 66% (R2), 76% (R17) en 87% (R18) van het totale aantal aangetroffen kenmerkende of positief dominante taxa indicatief voor één of meerdere milieu- en habitatpreferenties uit de WEW-autoecologie-lijst. De overige taxa hebben ofwel geen specifieke voorkeur voor de geselecteerde preferenties, of staan niet vermeld in de lijst, bijvoorbeeld omdat er bij het opstellen van de lijst geen autecologische gegevens beschikbaar waren. Omdat de totale lijst wel bestaat uit kenmerkende taxa voor beken met een goede ecologische kwaliteit, indiceren deze taxa naar alle waarschijnlijkheid milieufactoren die niet goed gedekt zijn in de huidige milieu- en habitatpreferentielijst, bijvoorbeeld gerelateerd aan de beekmorfologie of dynamiek.

De indicatoren in het Geul-systeem hebben een sterke preferentie voor stroming, lage organische belasting en voor de bronnen en bovenlopen een voorkeur voor een lage gedempte watertemperatuur hebben t.o.v. de Nederlandse macrofauna in het algemeen (Tabel 6.3, Figuur 6.8). Wat betreft substraatvoorkeur scoort met name een voorkeur voor harde substraten als habitat relatief hoog. Een voorkeur voor planten scoort juist lager, net zoals een voorkeur voor moerassige omstandigheden.

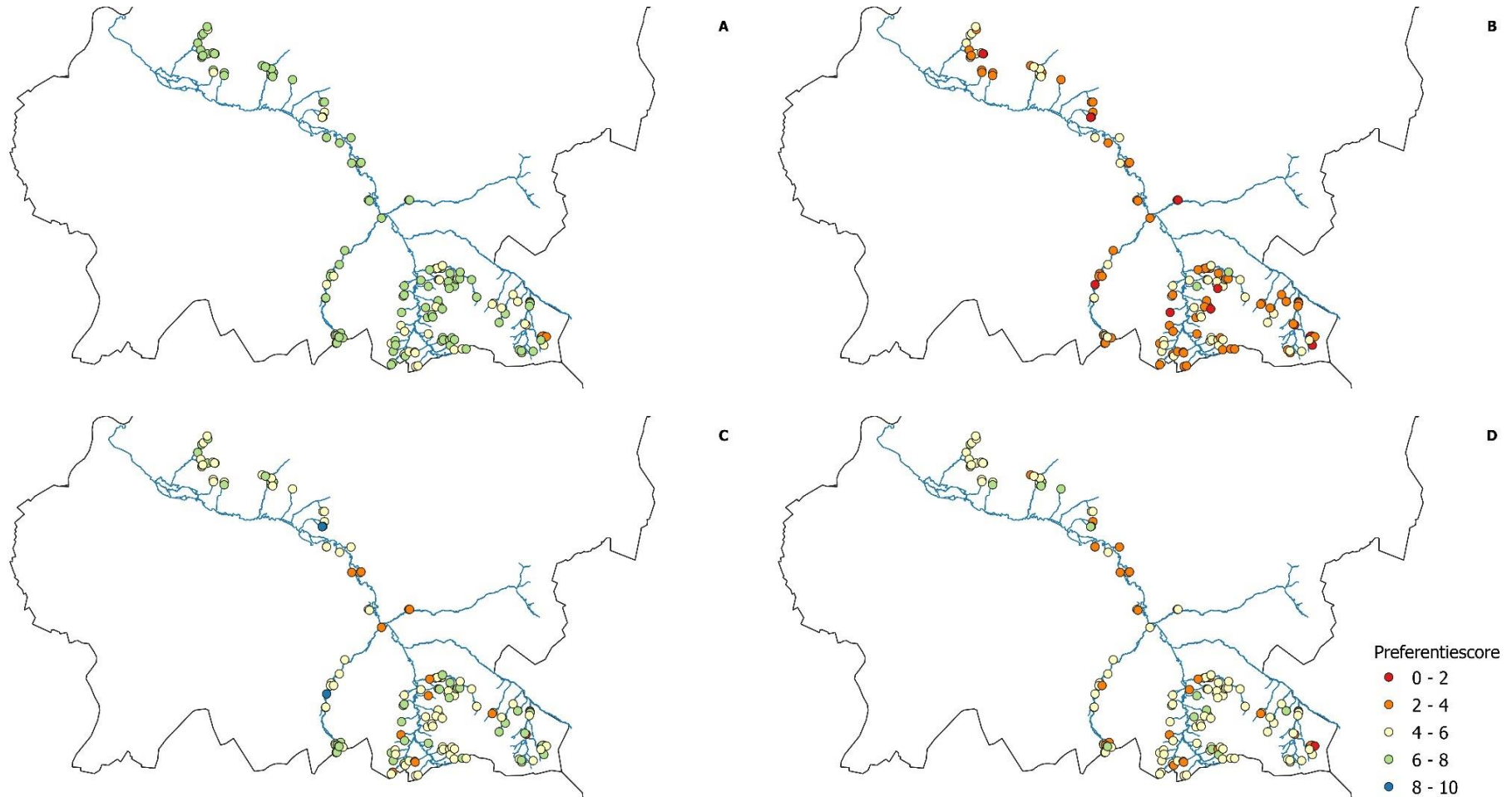
Tabel 6.3 Overzicht gemiddelde milieu- en habitatpreferentiescores van kenmerkende en positief dominante taxa per watertype in de Geul. De score loopt van 0 tot 10, waarbij 10 punten een uitgesproken voorkeur voor bepaalde omstandigheden aangeeft.

Watertype	Totaal aantal aangetroffen indicatoren	Gemiddelde preferentiescore aangetroffen indicatoren										
		Droogval	Palludicol	Koud-stenotherm	Oligosaproob	Rheofiel	Mineraal	Harde substraten	Detritus	Planten	Oligo-mesotroof	Acidofiel
R2	176	1.5	0.4	3.5	4.9	6.1	1.5	3.3	0.9	3.0	2.3	2.8
R17	158	1.3	0.2	2.4	4.4	7.0	1.4	3.8	0.8	3.2	1.8	2.3
R18	102	0.9	0.3	0.9	3.4	7.0	1.7	4.3	0.7	2.6	0.8	1.5

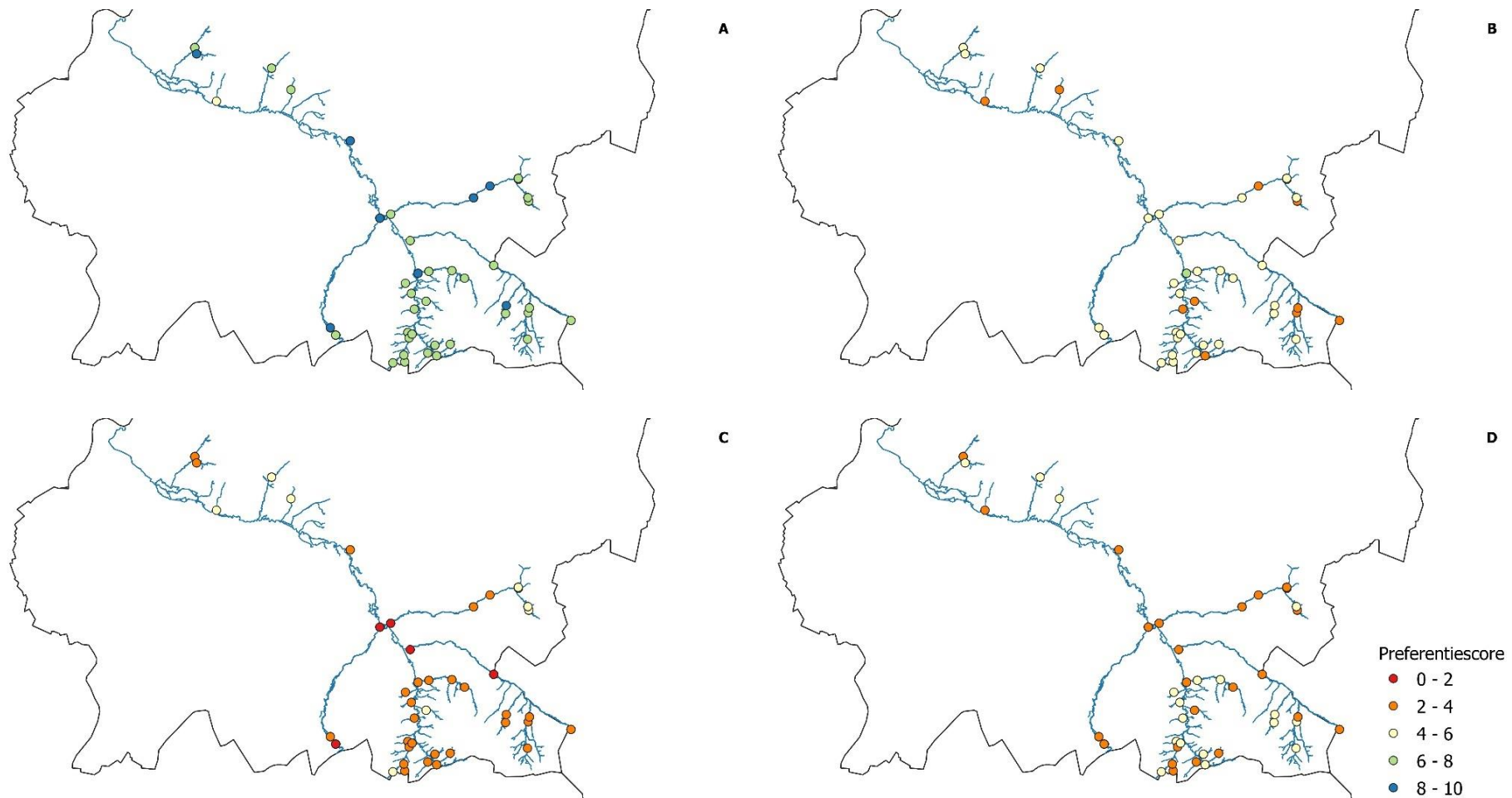


Figuur 6.8 Overzicht gemiddelde milieu- en habitatpreferentiescores van kenmerkende en positief dominante taxa per watertype in de Geul afgezet tegen de gemiddelde score voor de Nederlandse macrofauna. De score loopt van 0 tot 10, waarbij 10 punten een uitgesproken voorkeur voor bepaalde omstandigheden aangeeft. De gemiddelde score voor de Nederlandse macrofauna is op 0 gesteld.

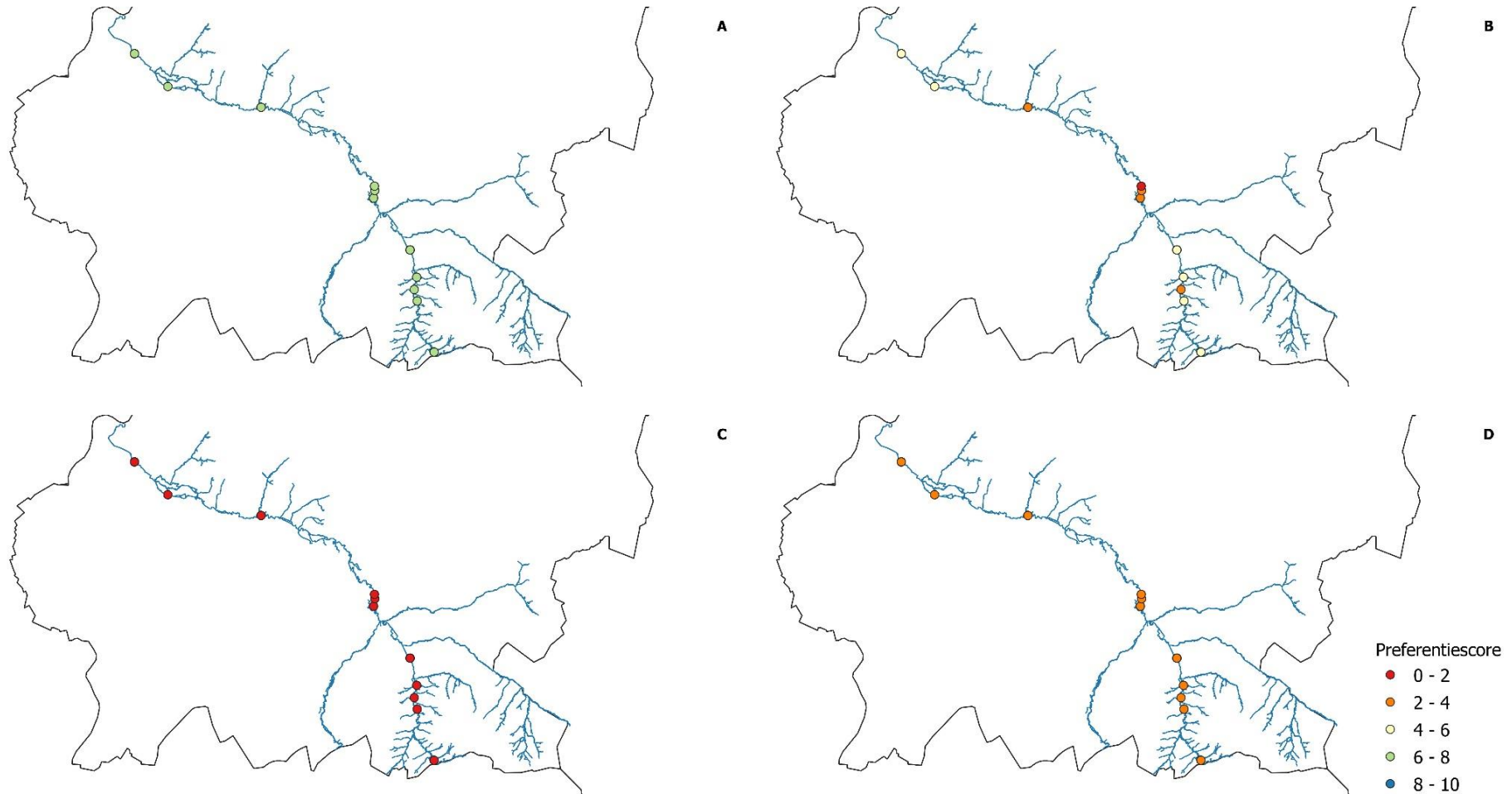
Vervolgens is per watertype berekend welke gemiddelde preferentiescores door de indicatieve taxa op de verschillende locaties in de Geul worden behaald in monsters genomen vanaf het jaar 2000, om zo de kerntrajecten of hotspots te identificeren (met relatief goede omstandigheden; Figuur 6.9-6.11). Deze trajecten zouden kunnen dienen als bron van kolonisten voor andere trajecten wanneer hier de omstandigheden na het nemen van maatregelen verbeteren. De indicatoren indiceren hoge stroomsnelheden in alle watertypen. In de bronnen is duidelijk variatie zichtbaar in voorkeur voor organische belasting, temperatuur en harde substraten. In de bovenlopen en de Geul zijn de indicaties voor deze parameters lager en neemt de variatie af met toenemende dimensies van de beken.



Figuur 6.9 Gemiddelde preferentiescores indicatieve taxa per locatie voor rheofilie (A), voorkeur voor harde substraten (B), lage gedempte watertemperatuur (C) en oligosaprobe omstandigheden (D) in bronnen langs de Geul (watertype R2). De score loopt van 0 tot 10, waarbij 10 punten een uitgesproken voorkeur voor bepaalde omstandigheden aangeeft.



Figuur 6.10 Gemiddelde preferentiescores indicatieve taxa per locatie voor rheofilie (A), voorkeur voor harde substraten (B), lage gedempte watertemperatuur (C) en oligosaprobe omstandigheden (D) in de bovenlopen van de Geul (watertype R17). De score loopt van 0 tot 10, waarbij 10 punten een uitgesproken voorkeur voor bepaalde omstandigheden aangeeft.



Figuur 6.11 Gemiddelde preferentiescores indicatieve taxa per locatie voor rheofilie (A), voorkeur voor harde substraten (B), lage gedempte watertemperatuur (C) en oligosaprobe omstandigheden (D) in de Geul (watertype R18). De score loopt van 0 tot 10, waarbij 10 punten een uitgesproken voorkeur voor bepaalde omstandigheden aangeeft.

6.2.3 Wat kan hier?

Potentiële doelsoorten die wel in de omgeving voorkomen maar niet in de Geul

De meeste verplaatsingen van macrofauna spelen zich binnen de zone van 1 kilometer ten opzichte van de beek af. De dieren verplaatsen zich daar zowel parallel aan de beek, boven het water of door de oevervegetatie, of lateraal van de beek af het dal in.

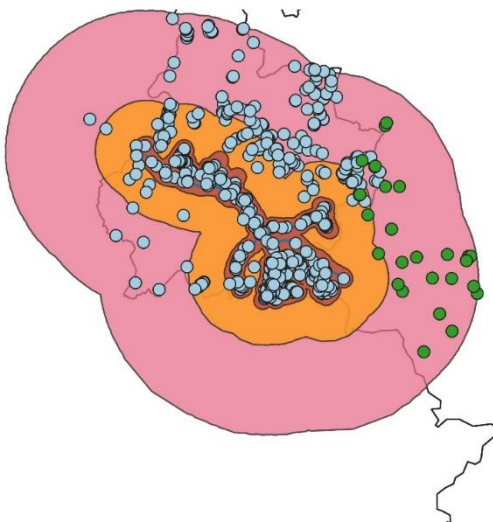
Verplaatsingen in de beek, en dan met name met een grote stroomafwaartse component (zogenoemde drift) komt veel voor bij onder andere insectenlarven.

Verplaatsingen langs de beek (stroomop- en stroomafwaarts) en van de beek af vinden bij waterinsecten veelal vliegend plaats, terwijl niet-insecten andere dispersiestrategieën kennen, zoals meeliften met andere organismen (bijvoorbeeld nymfen van watermijten op insecten, bloedzuigers en slakken met watervogels).

De kans is het grootst dat de doelsoorten die al in het stroomgebied aanwezig zijn, trajecten die door het nemen van maatregelen geschikt geworden zijn als leefgebied op korte termijn koloniseren. Er zijn dus echter ook mogelijkheden voor kolonisatie van buiten het stroomgebied, de slagingskans hiervan hangt van veel verschillende factoren af, zoals het landschap en de barrières hierin, grootte van bronpopulaties die kolonisten leveren, weersomstandigheden enzovoorts.

Vaststellen indicatortaxa die aanwezig zijn rondom het stroomgebied

Om te bepalen welke doelsoorten niet in de Geul voorkomen, maar er wel te verwachten zijn omdat ze in de beeksystemen in aangrenzende gebieden voorkomen zijn alle macrofauna-monsterpunten binnen een zone van 1 tot 5 km geselecteerd (Figuur 6.12). Dit is de afstand waarbinnen nog regelmatige dispersie plaatsvindt (Sundermann et al. 2011). Op basis hiervan is te verwachten dat wanneer de juiste omstandigheden aanwezig zijn soorten op relatief korte termijn deze trajecten weten te bereiken.



Figuur 6.12 Dispersie-contouren van het Geul-systeem om potentiële bronpopulaties van ontbrekende kenmerkende taxa en positief dominante taxa te lokaliseren. De Geul en zijbeken is aangeduid als de bruine 1-kilometer-zone en wordt omringd door een 1-5 kilometer contour (oranje) en een 5-15 kilometer contour (roze). De locaties waar macrofaunagegevens van beschikbaar zijn vallen deels buiten het beheergebied van waterschap Limburg. De gekleurde bolletjes geven aan of het meetlocaties zijn van het waterschap Limburg (blauw) of Duitse meetpunten zijn (groen). Van België zijn geen gegevens beschikbaar.

Als tweede stap zijn ook de monsterpunten binnen de zone tussen de 5 en 15 kilometer geselecteerd. Succesvolle dispersie is hierbinnen veel minder waarschijnlijk en de kans op kolonisatie door deze soorten is dan ook een lange-termijn-proces. Overigens is dit wel groep afhankelijk, zo zijn libellen bijvoorbeeld in staat grotere afstanden af te leggen dan bijvoorbeeld steenvliegen.

Zowel de 1-5-kilometerzone als de 5-15 kilometerzone vallen deels buiten het beheergebied van waterschap Limburg en omvat de buurlanden Duitsland en België (Figuur 6.12). Dit geeft een data-probleem, omdat van België geen macrofaunabemonsteringen op soortniveau beschikbaar zijn in verband met een andere wijze van het beoordelen van de ecologische kwaliteit. Voor het gedeelte van de zones dat op Duits grondgebied valt zijn wel gegevens beschikbaar die direct vergelijkbaar zijn met de Nederlandse gegevens (Figuur 6.12).

Alleen waarnemingen vanaf het jaar 2000 tellen zijn gebruikt in de analyse, omdat we verwachten dat de taxa die al twee decades niet meer zijn waargenomen op dit moment niet meer aanwezig zijn in het gebied. Duitse data was beschikbaar vanaf het jaar 2004.

Voor beide zones is vervolgens bekeken welke additionele kenmerkende taxa en positief dominante taxa die indicatief zijn voor de watertypen van de Geul er te vinden zijn. Dit zijn de doeltaxa die horen bij de streefbeelden op de korte tot langere termijn.

In de beeksystemen binnen een straal van 1-5 kilometer rondom de Geul komen in totaal 21 doeltaxa voor die niet in het stroomgebied zelf zijn aangetroffen, wordt de straal vergroot naar 5-15 kilometer dan zijn nog eens 47 taxa extra aanwezig (Tabel 6.4, Bijlage B1.2). Ten opzichte van de in totaal 273 indicatortaxa die aanwezig zijn in het Geul-systeem is het aantal doeltaxa relatief beperkt (25%).

Tabel 6.4 Samenvattend overzicht van kenmerkende en positief dominante taxa KRW-watertypen die niet aanwezig zijn in de Geul maar wel in de beeksystemen in de zone van 1-5 km of 5-15 km eromheen. Voor volledig overzicht zie Bijlage B1.2.

Zone	Aantal indicatieve taxa aangetroffen per zone per watertype			Totaal aantal indicatoren per zone
	R2	R17	R18	
1-5 km	19	6	1	21
5- 15 km	31	8	15	47

Voor beide zones gecombineerd worden van de 13 niet meer in de Geul waargenomen taxa sinds het jaar 2000 in totaal 5 taxa nog wel in het gebied eromheen gevonden. Het gaat om de vedermug *Nanocladius dichromus* (als synoniem *N. bicolor*), de waterkevers *Agabus biguttatus* en *Laccobius sinuatus*, de haft *Ecdyonurus venosus* en de kokerjuffer *Hydropsyche dinarica*. Van *E. venosus* is de status van voorkomen in Nederland onduidelijk, mogelijk is er sprake van verwarring met *E. torrentis*. De overige 10 taxa lijken uit het zoekgebied te zijn verdwenen: de vedermuggen *Chaetocladius femineus*, *Epoicocladius ephemerae*, *Rheopelopia ornata* en *Rheotanytarsus rhenanus* en de waterkever *Brychius elevatus*, de kokerjuffers *Allogamus auricollis* en *Limnephilus centralis* en de slak *Aplexa hypnorum*.

Wat betreft watertypevoorkeur zijn alleen *Limnephilus centralis* en *Aplexa hypnorum* typisch voor bronnen, de overige taxa zijn (ook) kenmerkend voor snelstromende beken.

Milieu- en habitatpreferenties ontbrekende indicatortaxa

Welke van de theoretisch te verwachten taxa ook daadwerkelijk zouden kunnen voorkomen in het Geul-systeem is naast de fysieke bereikbaarheid (dispersiemogelijkheden, grootte bronpopulaties) ook gebaseerd op de te realiseren verbeteringen in de abiotiek en habitatkwaliteit in de beken.

Om deze eisen in beeld te brengen is het verschil in milieu- en habitatpreferenties van de taxa die of zijn verdwenen of alleen in de omgeving van de Geul zijn waargenomen maar nooit in het Geul-systeem zelf berekend ten opzichte van de taxa die wel in de Geul voorkomen (Tabel 6.5).

Tabel 6.5 Overzicht milieu- en habitatpreferenties van kenmerkende en positief dominante taxa per watertype, verdeeld over twee categorieën van voorkomen: aanwezig in de omgeving (tot 15 km afstand t.o.v. Geul) maar niet in de Geul aangetroffen (afwezig), of verdwenen uit de Geul. De preferenties zijn uitgedrukt als het verschil t.o.v. de gemiddelde preferentiescore voor de taxa die in de Geul aanwezig zijn. Verschillen in preferentiescore groter dan of gelijk aan een preferentieklaas (score ≥ 2) zijn gemarkeerd. Voor volledig overzicht van de scores per taxon zie Bijlage B1.3.

Preferentie	Verskil t.o.v. gemiddelde preferentiescores taxa aanwezig in de Geul per watertype en categorie van voorkomen					
	R2		R17		R18	
	Afwezig	Verdwenen	Afwezig	Verdwenen	Afwezig	Verdwenen
Droogval	0.2	0.9	-0.4	-0.1	-0.9	0.0
Palludicol	4.1	0.4	-0.2	-0.2	0.0	-0.3
Koud-stenotherm	-2.8	-1.7	-2.4	-0.3	-0.9	-0.9
Oligosaproob	-1.7	-1.1	-0.4	0.3	0.0	0.1
Rheofiel	-3.0	-0.5	-0.8	-0.6	-0.9	-0.7
Mineraal	0.0	1.9	1.3	1.4	1.0	-0.7
Hard substraat	-2.3	-0.4	-1.0	-1.9	-0.9	-1.3
Detritus	0.6	-0.4	-0.2	-0.2	-0.2	-0.2
Planten	1.5	-1.2	-0.5	0.2	-0.1	0.4
Oligo-mesotroof	0.1	-0.6	1.2	2.2	-0.2	1.2
Acidofiel	1.6	-0.3	-0.8	-1.9	0.0	-0.8
Aantal scorende taxa	46	16	12	5	13	8

De niet in het Geul-systeem aangetroffen indicatoren voor het watertype bronnen hebben een opvallend sterke voorkeur voor moerassige, langzaam stromende systemen met een relatief warm water en een zachte bodem ten opzichte van de aanwezige soorten. Deze combinatie van indicaties lijkt te wijzen op kalkmoerassen of andere gradiëntsituaties als ontbrekend habitat. De verdwenen soorten hebben geen uitgesproken voorkeur die afwijkt van de aanwezige soorten.

Voor de bovenlopen hebben de nooit aangetroffen soorten een voorkeur voor relatief warmer water, terwijl de verdwenen soorten juist voedselarmere omstandigheden prefereren dan de momenteel aanwezige soorten. Dit kan wijzen op degradatie van de bovenlopen door vermesting.

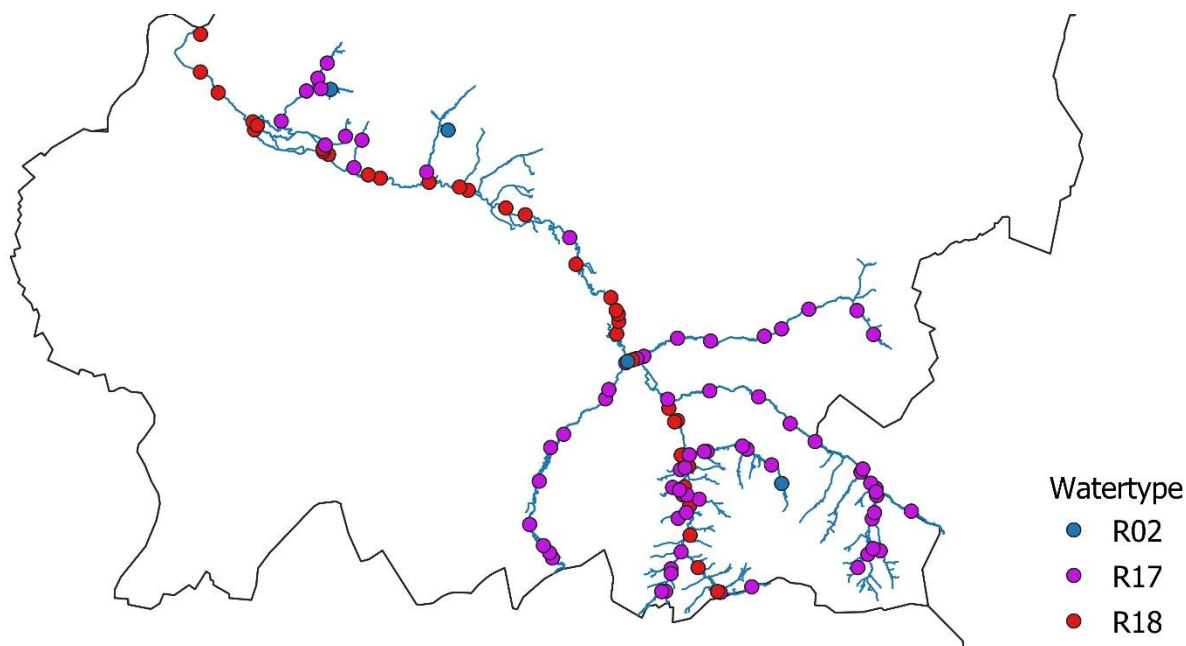
Voor de Geul zelf werd geen verschil in voorkeur zichtbaar wanneer de niet aanwezige en verdwenen indicatoren werden vergeleken met de nog aanwezige indicatoren in het Geul-systeem.

6.3 Vis

6.3.1 Wat is hier: voorkomen van vissoorten in het stroomgebied

In totaal zijn op 108 locaties in het stroomgebied 232 bevissingen van trajecten uitgevoerd in de periode 1990-2019. De dekking van het stroomgebied is wat betreft spreiding over het watersysteem goed en de meetpunten hebben een hoge dichtheid (Figuur 6.13). Het merendeel van de meetpunten ligt in de in de bovenlopen (69 punten, R17) en de Geul zelf (35 punten, R18). Ook is in 4 bronbeken gemonsterd (R2), die de oorsprong vormden van bovenlopen die ook op vis zijn onderzocht.

Het grootste gedeelte van de bevissingen vanaf 2000 uitgevoerd; de dataset bevat slechts een klein aantal waarnemingen uit de voorgaande periode.



Figuur 6.13 Locaties in het stroomgebied van de Geul waar bevissingen zijn uitgevoerd in de periode 1980-2020.

Het Geul-systeem is soortenrijk en bevat een voor Nederland unieke levensgemeenschap van vissen van snel stromend water (Crombaghs, 2000). In totaal zijn 36 vissoorten waargenomen (Tabel 6.6, Bijlage B1.4).

Vrijwel alle voor Nederlandse kleine beek en riviertypen indicatieve rheofiele (indicatief voor stromend zuurstofrijk water) soorten zijn sinds het jaar 2000 in het Geul-stroomgebied aangetroffen. Er zijn populaties aanwezig van bijvoorbeeld beekdonderpad (*Cottus rhenatus*), barbeel (*Barbus barbus*), beekforel (*Salmo trutta*; Figuur 6.14), Gestippelde alver (*Alburnoides bipunctatus*) en elrits (*Phoxinus phoxinus*). Door herintroducties van o.a. Zalm (*Salmo salar*) en Vlagzalm (*Thymallus thymallus*) is het aantal rheofiele soorten nog verder gestegen. De enige niet met zekerheid vastgestelde soorten zijn Rivierprik (*Lampetra fluviatilis*) en de Zeeprik (*Petromyzon marinus*).

Migrerende soorten (indicatief voor een goede connectiviteit) komen ook veel voor; 11 van de 16 soorten, waarbij wanneer alleen naar de rheofiele migrerende soorten wordt gekeken (10 soorten) alleen de Rivier- en Zeeprik ontbreken. Overige ontbrekende soorten zijn Bot (*Platichthys flesus*), Spiering (*Osmerus eperlanus*) en Kwabaal (*Lota lota*). De eerste twee soorten zijn in het verleden wel in de Maas waargenomen, maar zijn atypisch voor snelstromende beken.

Zoals te verwachten in snelstromende systemen zijn plantminnende vissen (indicatief voor luwe zones in de beek met waterplantenvegetaties en bijvoorbeeld beekbegeleidende moerassen) schaars met slechts 4 van de in totaal 10 indicatieve soorten.

Tabel 6.6 Samenvattend overzicht van de indicatiewaarden van de vissen in het stroomgebied van de Geul in de periode vanaf het jaar 2000. Voor volledig overzicht zie Bijlage B1.4.

Beek	Watertype	Aantal beviste trajecten	Aantal soorten met indicatie gilden KRW maatlat vis				
			R	M	P	E	Geen
Cottesserbeek	R17	2	1	0	0	1	0
Eyserbeek	R17	5	8	5	0	4	1
Geulke	R18	1	7	4	1	1	1
Geul	R18	33	15	11	4	7	10
Gulp	R17	10	7	4	0	4	2
Hermansbeek	R17	1	4	1	0	0	0
Klein Geul	R18	1	10	6	0	3	1
Klitserbeek	R17	2	2	0	0	0	0
Landeus	R17	2	3	1	0	1	0
Mechelderbeek	R17	7	7	4	0	1	0
Nutbron	R17	2	3	1	0	0	0
Paulusbron	R17	2	1	0	0	0	0
Selzerbeek	R17	9	10	6	1	3	1
Stassenbeek	R17	2	0	0	0	1	0
Strabekervloedgraaf	R17	2	1	1	0	1	0
Terzieterbeek	R17	4	5	3	1	1	1
Vaalsbroekermolenbeek	R17	2	0	0	1	3	0
Vliekerwaterlossing	R17	2	1	1	0	0	0
Watervalderbeek	R17	3	1	1	0	1	1
Zieversbeek	R17	6	6	2	1	3	1

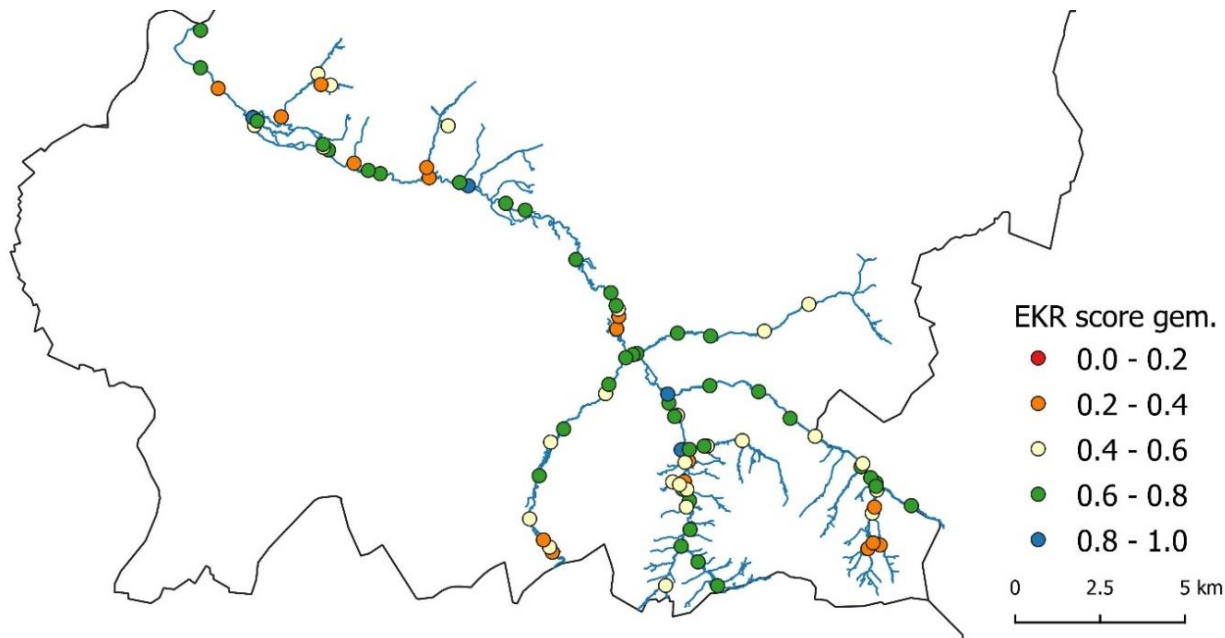


Figuur 6.14 Juvenile beekforel.

6.3.2 Toestand van het systeem op basis van de visgemeenschap

Ecologische kwaliteit KRW

Over het algemeen wordt de kwaliteit van de Geul als goed beoordeeld op basis van de bevissingen vanaf 2000 (Figuur 6.15, maatlat 2018 versie 2020). Trajecten in de kleinere beken scoren vaak wat lager, met regelmatig een matige of zelfs ontoereikende score. Bevissingen voor de periode 1980-2000 zijn schaars en daarom niet afgebeeld.



Figuur 6.15 Gemiddelde ecologische kwaliteit (EKR) vis op basis van bevissingen in het stroomgebied van de Geul vanaf het jaar 2000.

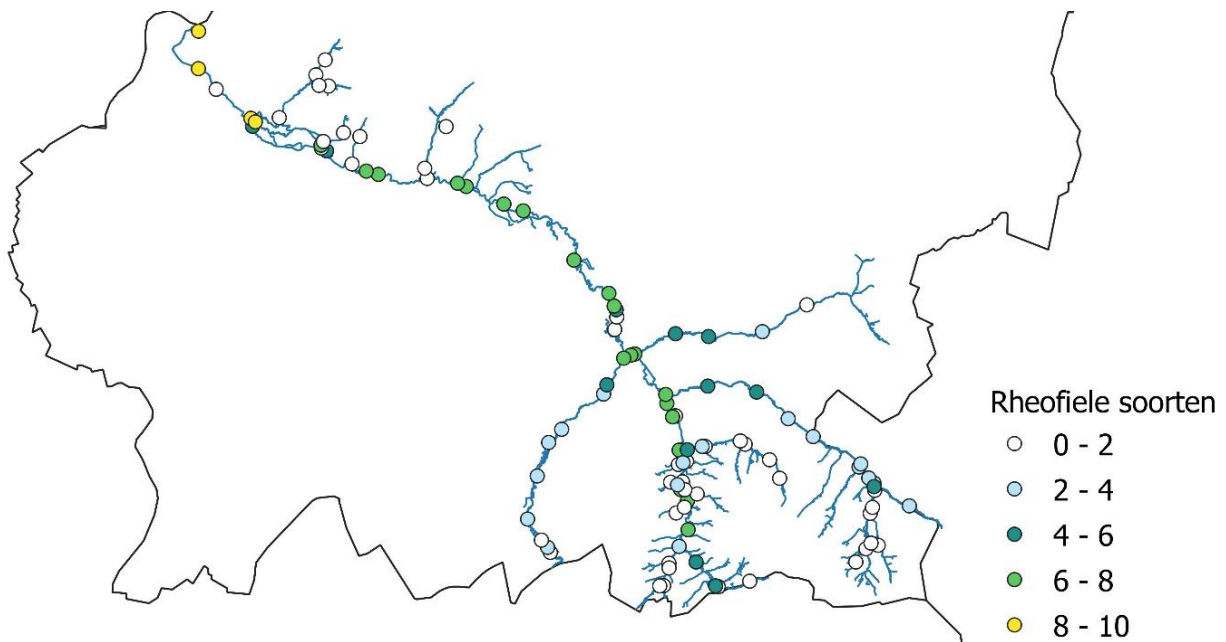
Relatie met milieufactoren in de beek: deelmaatlatten vis

Voor beken wordt de vissenmaatlat opgebouwd uit de deelmaatlatten soortenrijkdom en abundantie. Deze gebruiken informatie van verschillende ecologische gilden die gekoppeld zijn aan de toestand van het systeem (Tabel 6.6).

Voor de snelstromende beken in het Geul stroomgebied is met name de indicatie voor stromingsminnendheid (rheofilie) relevant. Het aantal rheofiele vissoorten neemt toe van de bovenlopen naar de midden- en benedenloop en is het hoogst in de benedenloop van de Geul vlak voor de monding in de Maas (Figuur 6.16). De rheofiele soorten Sneep (*Chondrostoma nasus*), Winde (*Leuciscus idus*) en Rivierdonderpad (*Cottus perifretum*) concentreren zich in het meest benedenstroomse deel, terwijl Beekprik (*Lampetra planeri*) juist meer bovenstrooms wordt aangetroffen. Dit patroon is conform de habitatvoorkeur van deze soorten (grote rivieren versus beken). Van de bovenlopen bevatten de Selzerbeek, Gulp en Eijserbeek de hoogste aantallen rheofiele soorten, met name in het benedenstroomse deel dicht bij de monding in de Geul. Waarschijnlijk vindt er veel uitwisseling plaats tussen de Geul en haar zijbeken.

Op beekniveau zijn de meest wijd verspreide soorten Bempje (*Barbatula barbatula*) en Forel (*Salmo trutta*) (15 beken van de 19 beken waarin bevissingen zijn uitgevoerd), gevolgd door Elrits (*Phoxinus phoxinus*) (11 beken). Van de 15 aangetroffen rheofiele soorten zijn er 5 alleen in de Geul (incl. takken Geulke en Klein Geul) gevonden: Gestippelde alver (*Alburnoides bipunctatus*), Rivierdonderpad (*Cottus perifretum*), Winde (*Leuciscus idus*), Serpeling (*Leuciscus leuciscus*) en Sneep (*Chondrostoma nasus*). De overige rheofiele soorten zijn in meerdere beken gevonden.

Plantminnende soorten ontbreken grotendeels. Alleen Snoek (*Esox lucius*), Giebel (*Carassius auratus gibelio*), Ruisvoorn (*Scardinius erythrophthalmus*) en Zeelt (*Tinca tinca*) zijn aangetroffen, alle in <5% van de bevissingen. Deze groep is daarom niet verder geanalyseerd.



Figuur 6.16 Gemiddeld aantal rheofiele vissoorten per traject op basis van bevissingen in het stroomgebied van de Geul vanaf het jaar 2000.

6.3.3 Wat kan hier: potentiële doelsoorten

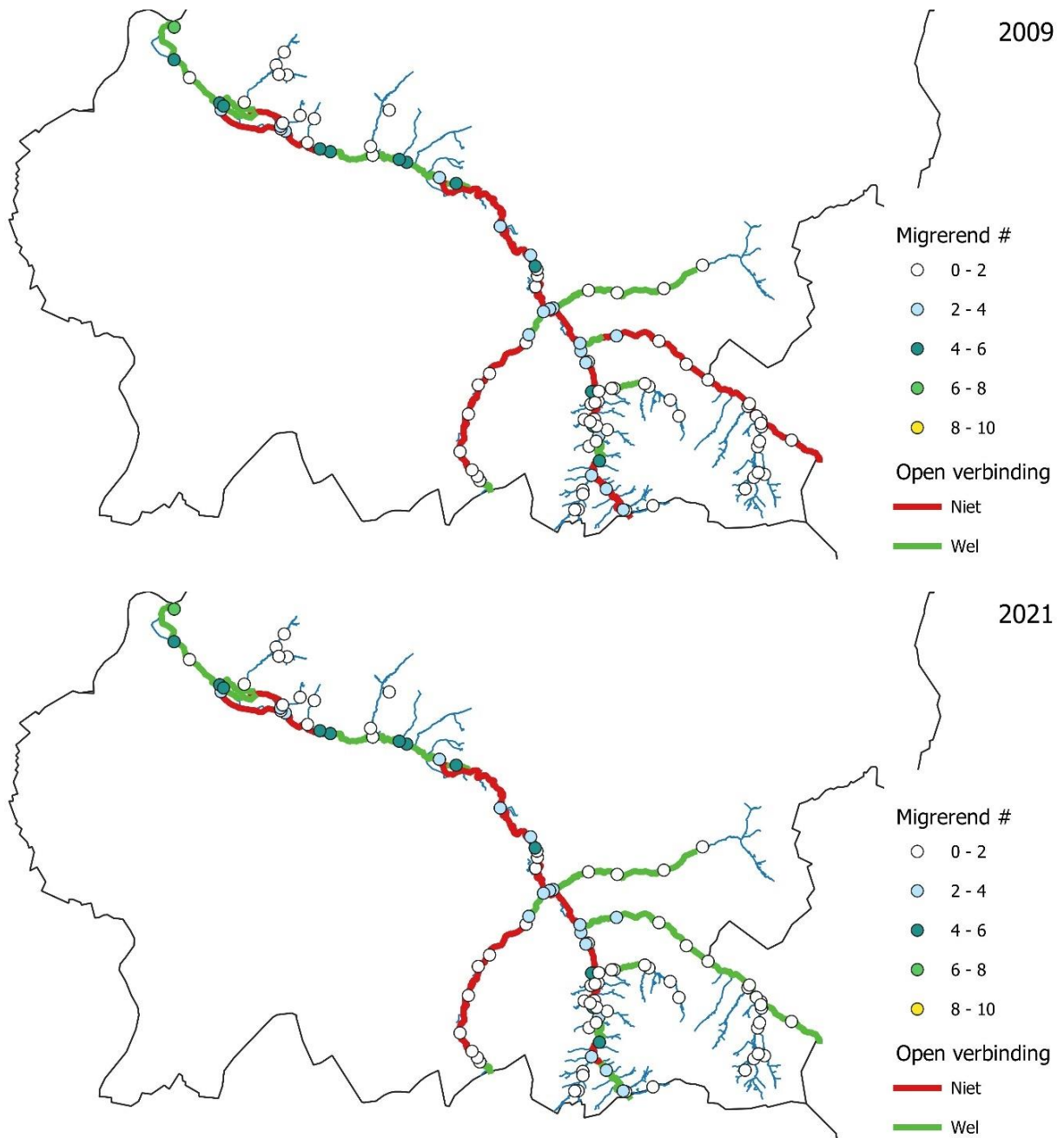
De visstand van het stroomgebied is op dit moment al zeer soortenrijk, mede als gevolg van herintroductieprogramma's (bijv. Zalm *Salmo salar*). Wat betreft rheofiele soorten komen 15 soorten van de in totaal 17 soorten die als indicatief worden beschouwd al in het stroomgebied voor. In de dataset van het waterschap ontbreken alleen de Rivierprik (*Lampetra fluviatilis*) en de Zeeprik (*Petromyzon marinus*). Wat betreft rheofiele migrerende soorten zijn dit ook de enige ontbrekende doelsoorten. Beide soorten zijn niet eerder met zekerheid in de Geul (mogelijk Rivierpriklarve in monding Geul 2016; Lemmers et al., 2020) waargenomen, alleen voor het jaar 2000 in de Maas. Voor deze soorten is het systeem alleen voor de paai en opgroei van de larven relevant, volwassen dieren trekken naar zee. Paai van prikken vindt plaats in stromend water op minerale bodems met grind en stenen. De larven groeien vervolgens op in organische afzettingen van fijn of grof organisch materiaal waar ingraven detritus en kleine organismen uit het water filteren; deze levensfase duurt enkele jaren. Zeeprik paait in Limburg alleen in het Roer-systeem, Rivierprik in de Roer en de Niers. Waarschijnlijk ontbreekt in de Geul geschikt opgroei-habitat voor de larven door de hoge stroomsnelheden in combinatie met te weinig structuur (bijv. boomstammen) dat luwte creëert. Paaisubstraat is ruim voorhanden. Van de migrerende soorten kan verder alleen Kwabaal (*Lota lota*) nog relevant zijn voor de Geul. Deze soort is in het verleden in het systeem waargenomen. Echter kent het systeem wel beperkingen voor het doorlopen van de levenscyclus omdat hiervoor langzaam stromend koel zuurstofrijk water nodig is en overstromingsvlaktes waar de larven kunnen opgroeien. De hoge stroomsnelheden in de Geul maken dit een atypisch habitat. De volwassen kwabaal zou zich wel kunnen handhaven, mits er relatief koel water aanwezig is met voldoende schuilplaatsen in de vorm van oeverholtes, beekhout en boomwortels. Juist deze structuur komt weinig voor in de Geul. Het verhogen van de hoeveelheid bomen langs de beek en het laten liggen van hout in de beek zijn maatregelen die positief kunnen uitwerken. Overigens profiteren de andere rheofiele beekvissen hier ook van door een toename van schuilplaatsen en voedsel in de vorm van ongewervelden.

Vispasseerbaarheid

Naast de milieu- en habitateisen is door het grote ruimtegebruik van vissen de connectiviteit binnen en tussen stroomgebieden een cruciaal aspect bij het bepalen van de kansen voor soorten. Migrerende soorten concentreren zich in de Geul, terwijl ze in de bovenlopen grotendeels ontbreken (Figuur 6.17). Dat soorten in staat zijn om te migreren wil niet zeggen dat ze ook daadwerkelijk de mogelijkheid hebben dit te kunnen doen. Een groot deel van de Geul is op dit moment nog niet vrij optrekbaar voor migrerende vis als gevolg van barrières, terwijl er wel relatief hoge aantallen migrerende soorten worden aangetroffen (Figuur 6.17). Het voorkomen van deze soorten in geïsoleerde trajecten is waarschijnlijk vooral het gevolg van hoog-water-situaties en verplaatsingen of uitzettingen door de mens. Barrières worden momenteel gevormd door molenstuwen, verdeelwerken en niet-functionerende vispassages.

Met uitzondering van de Gulp staan de bovenlopen die in de Geul uitmonden op dit moment (2021) al wel in vrije verbinding met de Geul, waardoor uitwisseling met het hoofdsysteem mogelijk is. Dat het aantal migrerende soorten dat gemiddeld is waargenomen in de bovenlopen beperkt is heeft mogelijk te maken met de korte periode dat deze optrekbaar zijn (bijv. Selzerbeek 2019). Echter spelen ook de morfologische eigenschappen van de bovenlopen een rol, bijvoorbeeld de kleine dimensies van veel bovenlopen maken ze minder geschikt als permanent habitat voor de grotere vissoorten.

Het is wenselijk dat de Geul in de toekomst volledig of selectief vispasseerbaar gemaakt wordt door de laatste barrières op te heffen, waardoor de open verbinding met de Maas voor migrerende soorten hersteld is. De verwachting is dat dit een positieve impuls geeft aan de populaties migrerende vissoorten en wordt de functie van de Geul als paaisysteem hersteld. Er zijn momenteel zorgen over een toename van exotische vissoorten wanneer het systeem vrij passeerbaar gemaakt wordt, die mogelijk negatieve effecten hebben op de populaties van sommige inheemse vissoorten (competitie tussen exotische grondels en beekdonderpad). De stuw in de Geul (Grote Molen Meerssen) en in de Gulp (Neuborgmolen) worden vooralsnog daarom bewust in stand gehouden om exoten te weren.



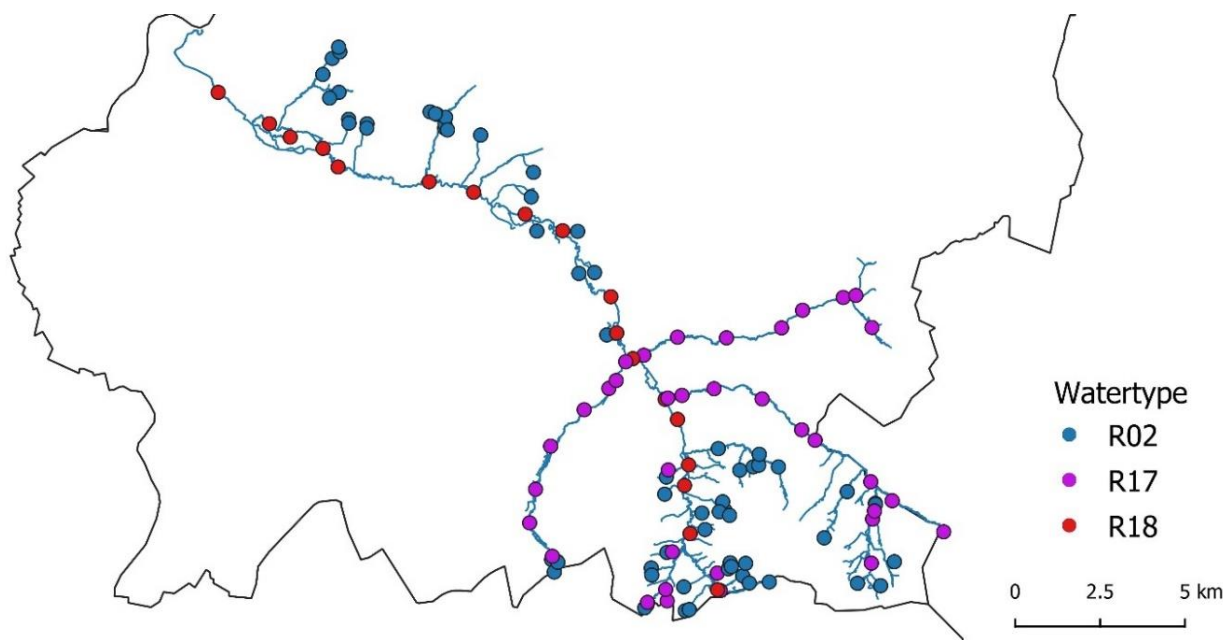
Figuur 6.17 Gemiddeld aantal migrerende vissoorten per traject op basis van bevissingen in het stroomgebied van de Geul vanaf het jaar 2000. Voor de trajecten is aangegeven of deze vrij optrekbaar zijn, waarbij de situatie in 2009 en 2021 is afgebeeld.

6.4 Macrofyten

6.4.1 Wat is hier: voorkomen van macrofyten in het stroomgebied

Om een beeld te krijgen van de vegetatie van het stroomgebied van de Geul is een combinatie gebruikt van waterschapsdata (opnamen biologische monitoring, o.a. KRW meetpunten) en aanvullende vegetatiegegevens uit de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF) van de beken en beekdalen. Het gebruik van deze combinatie is noodzakelijk om een volledig beeld te krijgen van de aanwezigheid van doelsoorten, omdat de waterschapsmonitoring op dit vlak niet toereikend is door de beperkte gebiedsdekking en wijze van inventariseren (KRW-opnamen versus planteninventarisaties van bijvoorbeeld terreinbeherende organisaties, pgo's) en de locaties die bezocht zijn (vaste meetpunten langs grotere watergangen versus specifiek op de 'beste' of bekende plekken zoeken naar soorten). De waterschapsdata is wel als uitgangspunt gebruikt voor de analyses om de aanpak vergelijkbaar te houden met de andere organismegroepen.

In totaal zijn door het waterschap op 119 meetpunten 199 vegetatieopnamen gemaakt binnen het stroomgebied in de periode 1996-2018 (Figuur 6.18). De meeste opnamen zijn gemaakt in bronbeken (66 locaties), gevolgd door de bovenlopen (35 locaties) en de Geul zelf (18 locaties). In de opnamen van de bronbeken zijn alleen de aanwezige soorten gescoord, in de andere beektypen is de bedekking met behulp van de Tansley-schaal vastgelegd.



Figuur 6.18 Meetpunten waar vegetatieopnamen zijn gemaakt in het stroomgebied van de Geul door waterschap Limburg, opgesplitst naar watertype.

Er is vervolgens een selectie gemaakt van doelsoorten voor beken en beekdalen op basis van de KRW-maatlatten voor R2, R17 en R18 (soorten met een positieve indicatiewaarde, aangeduid met klasse 1-3) en de streefbeeldsoorten Limburg voor de typen A8.1 (heuvellandbeek) met HRs (heuvellandbronnen), HRj (heuvellandbeekbovenloopjes), HRb (heuvellandbeekbovenlopen), HRm (heuvellandbeekmiddenlopen) en HRi (heuvellandbenedenlopen) (Provincie Limburg 2002).

In totaal zijn er 72 van de in totaal 88 indicatorsoorten voor de watertypen in het totale Geul-stroomgebied aangetroffen in de beken en beekdalen in het stroomgebied (Tabel 6.7). Het aantal indicatoren verschilde weinig tussen de tijdsperiodes. Wel bevat de NDFF data aanzienlijk meer indicatoren dan de waterschapsdata. Vijf soorten zijn alleen vanaf het jaar 2000 aangetroffen: Waterviolier (*Hottonia palustris*), Waterpostelein (*Lythrum portula*), Kransvederkruid (*Myriophyllum verticillatum*), Gele Plomp (*Nuphar lutea*) en Doorgroeid fonteinkruid (*Potamogeton perfoliatus*).

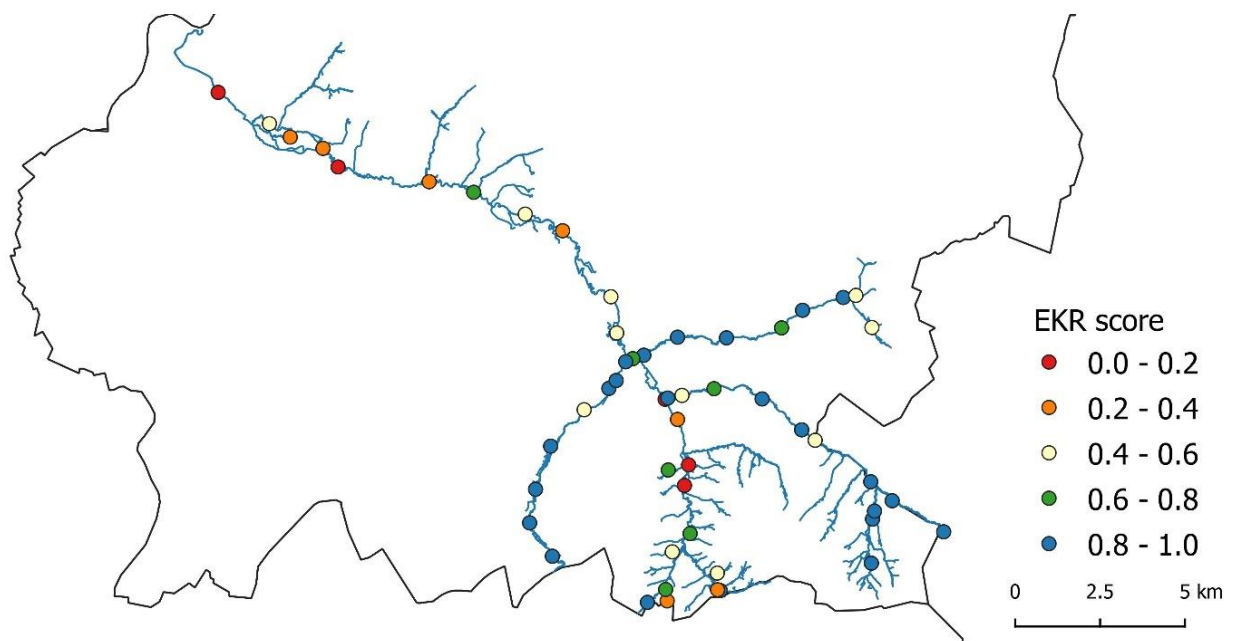
Tabel 6.7 Samenvattend overzicht van indicatorsoorten KRW beken R2, R17 en R18 aanwezig in de beken binnen het stroomgebied van de Geul op basis van de waterschapsdata (WL) en de NDFF-data. Plantensoorten zijn opgenomen in de tabel wanneer tenminste voor één van de KRW-typen een positieve score wordt behaald, klasse 1-3, en/of de soort is opgenomen in de lijst streefbeeldsoorten Limburg type A8.1+ HR-subtypen (SL). Voor volledig overzicht zie Bijlage B1.5.

Watertype	Aantal indicatoren watertype	Aantal indicatoren in datasets		WL bronnen en beken
		NDFF stroomgebied <2000	NDFF stroomgebied vanaf 2000	
Bron (R2)	49	37	36	23
Bovenloop (R17)	26	24	23	16
Midden-benedenloop (R18)	32	23	24	12
Heuvellandbeek (SL)	36	30	30	15
Totaal	88	66	67	35

6.4.2 Toestand van het systeem op basis van de water- en oeverplanten

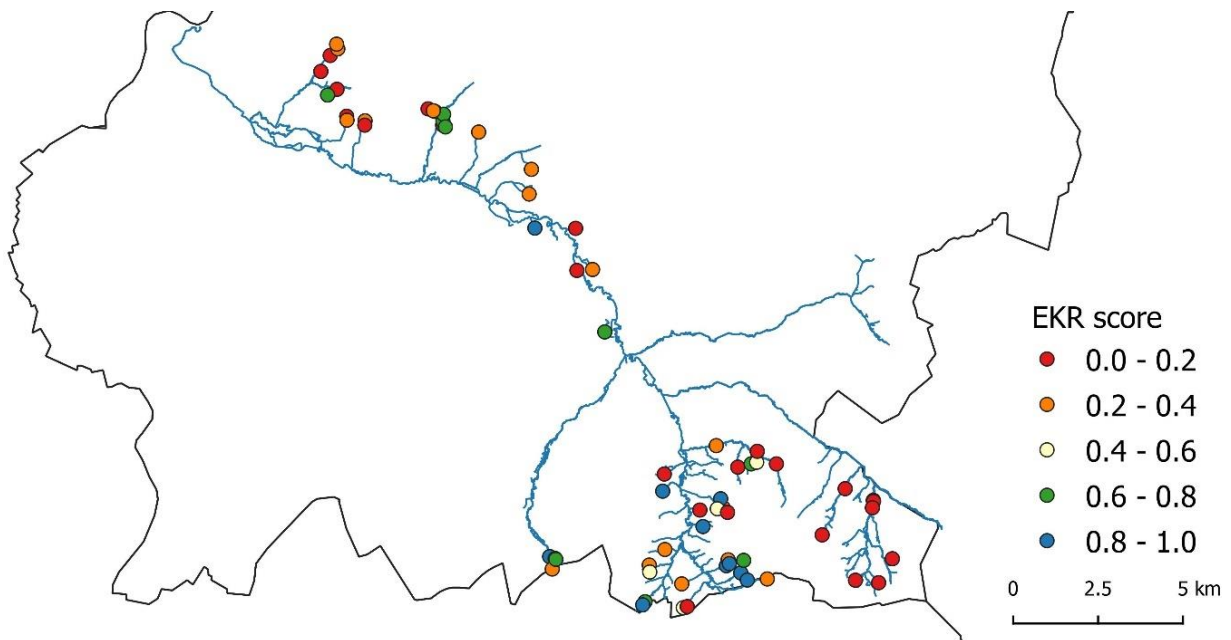
Ecologische kwaliteit KRW waterschapslocaties

Voor de locaties in de bovenlopen en de midden- en benedenloop van de Geul is de gemiddelde ecologische kwaliteit bepaald aan de hand van de maatlat soortensamenstelling vegetatie (Figuur 6.19). De bovenlopen scoren op de maatlat relatief goed, terwijl de Geul zelf matig tot slecht scoort.



Figuur 6.19 Gemiddelde ecologische kwaliteit (EKR) deelmaatlat soortensamenstelling vegetatie op basis van vegetatieopnamen in de bovenlopen (R17) en de Geul (R18) in de periode 1996-2018.

Ook voor de bronnen is de EKR berekend, met de kanttekening dat bedekking hierin niet is meegenomen, waardoor de scores vertekend kunnen zijn (Figuur 6.20). De kwaliteit van de bronnen op basis van de vegetatie wisselt sterk van locatie tot locatie. Globaal gezien liggen kwalitatief goede bronnen in het bovenstroomse deel van de Geul (gebied rondom de plaats Epen), op de plekken waar bijvoorbeeld de bovenlopen Terzieterbeek (Bronnetjesbos, Figuur 6.21), Cottesserbeek, Hermansbeek en Nutbeek ontspringen. Verder benedenstrooms liggen langs de Strabekervloedgraaf nog een aantal bronnen met een goede kwaliteit.



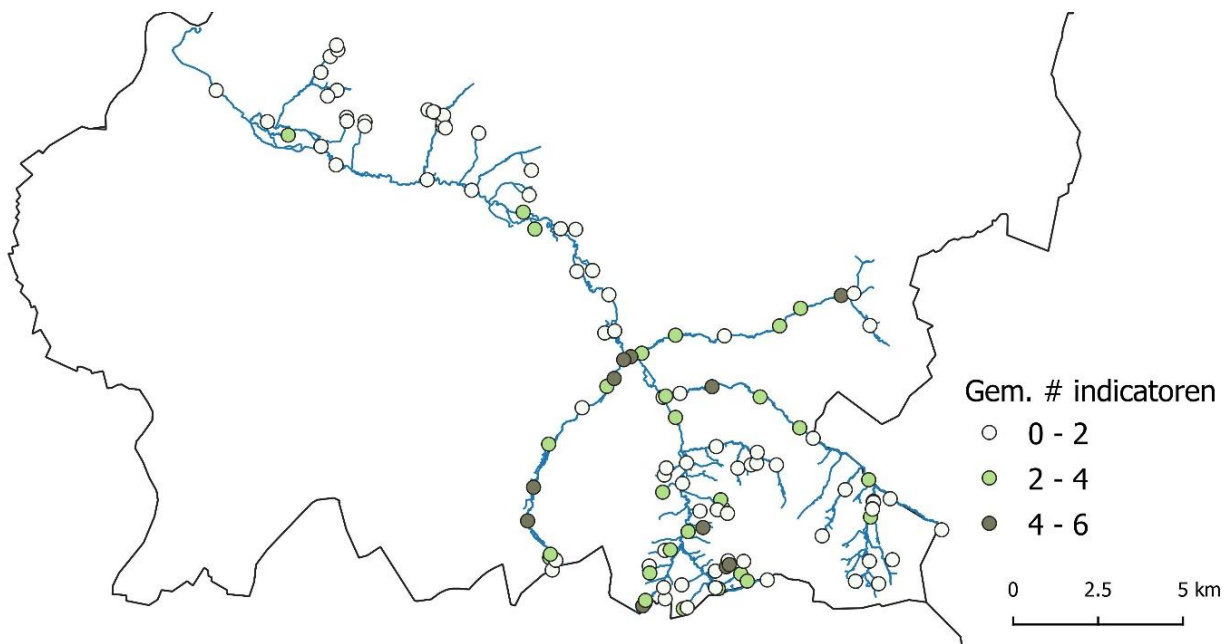
Figuur 6.20 Gemiddelde ecologische kwaliteit (EKR) deelmaatlat soortensamenstelling vegetatie op basis van vegetatieopnamen in de bronnen in het stroomgebied van de Geul (R2) in de periode 1996-2018. De EKR voor de bronnen is gebaseerd op de aanwezigheid van soorten en niet op hun bedekking en kan daarom een vertekend beeld geven.



Figuur 6.21 Goed ontwikkelde bronvegetatie in het Bronnetjesbos langs de Terzieterbeek.

Ondanks dat er in het stroomgebied relatief veel indicatorsoorten aanwezig zijn (Tabel 6.7), worden deze soorten relatief weinig aangetroffen in de vegetatieopnamen van het waterschap en als dit wel het geval is ligt het gemiddelde aantal indicatoren per locatie relatief laag (Figuur 6.22). In de Geul (R18) zijn de gemiddelde aantallen over de hele beeklengte laag, met uitzondering van het traject net boven de instroom van de Gulp. In de bovenlopen (R17), met name in de Gulp worden regelmatig relatief hogere gemiddelde aantallen gevonden en lokaal ook in de Eyserbeek en Selzerbeek. Tenslotte bevatten een aantal bronlopen

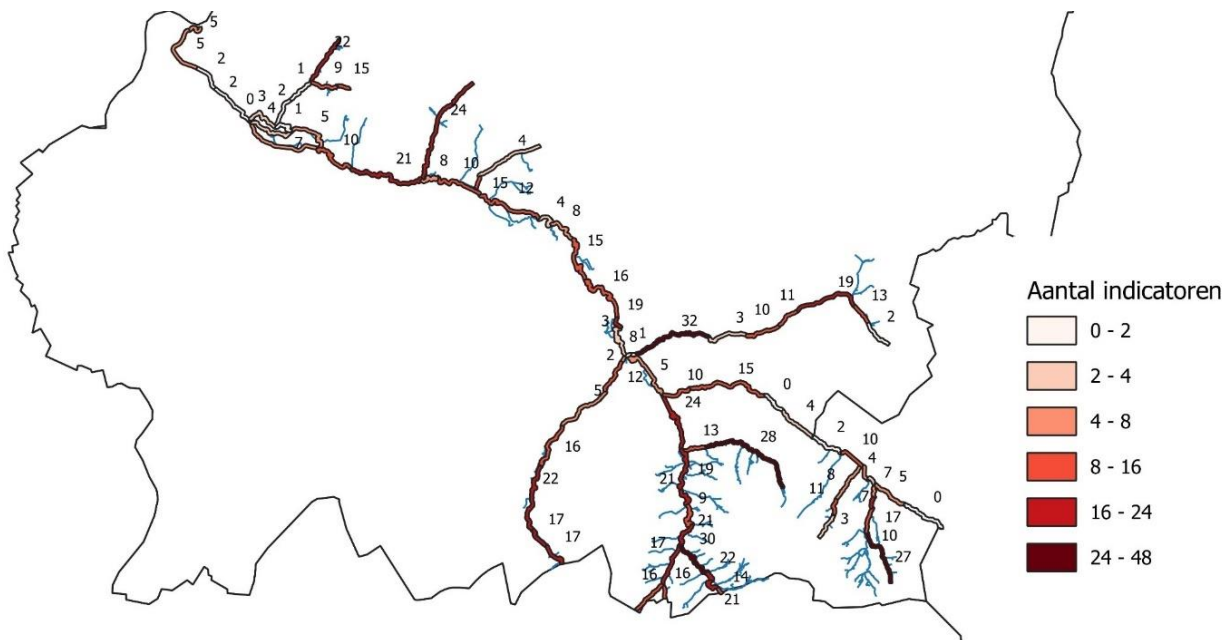
(R2) in het meest bovenstrooms gedeelte van het stroomgebied relatief hoge aantallen indicatoren: Terzieterbeek Bronnetjesbos, Belleterbeek en Mässel.



Figuur 6.22 Gemiddeld aantal indicatoren per vegetatieopname waterschap (klasse 1-3 op basis van de deelmaatlat soortensamenstelling vegetatie voor het watertype waartoe de locatie behoort) in het stroomgebied van de Geul in de periode 1996-2018.

Een positiever beeld van de verspreiding van indicatoren wordt verkregen wanneer naar het aantal indicatoren per segment wordt gekeken op basis van de vrijwel vlakdekkende NDFD gegevens (Figuur 6.23). Grote aantallen (tenminste 20 soorten per segment) worden bijvoorbeeld gevonden in het meest bovenstroomse gedeelte van de Geul, de Geul benedenstrooms Valkenburg en verschillende bovenlopen, zoals Gulp, Zieversbeek, Mechelderbeek, Eyserbeek, Strabekervloedgraaf en Vlikerwaterlossing.

De waargenomen verschillen tussen beide datasets worden waarschijnlijk veroorzaakt door de beperkte omvang van de vegetatieopnamen van het waterschap (opgenomen binnen 50-100 m trajecten), maar ook door een sterke focus op het water in de KRW-monitoring, waardoor de zone hoger op de oever (beekdal) minder aandacht krijgt en hoogstwaarschijnlijk een aanzienlijk aantal soorten gemist wordt. Andersom bevat de NDFD-data een sterk waarnemerseffect, waardoor bepaalde (voor waarnemers interessante) gebieden meer bezocht worden dan andere, terwijl de waterschapsbemonstering meer een gebiedsdekkende opzet heeft. De combinatie van de twee databronnen geeft waarschijnlijk dan ook het beste beeld van wat er in en langs de beken voorkomt.



Figuur 6.23 Totaal aantal indicatorsoorten uit de NDFD database (klasse 1-3 op basis van de deelmaatlat soortensamenstelling voor R2, R17, R18) per beeksegment (binnen buffer van 50 m t.o.v. midden watergang) van de natuurbeken in het stroomgebied van de Geul. Het absolute aantal indicatoren per segment is weergegeven met cijfers. Alleen data vanaf 2000 is gebruikt.

Tabel 6.8 Verdeling milieu-eisen indicatieve plantensoorten aanwezig in het stroomgebied van de Geul op basis waterschapsdata en NDFD-data, opgesplitst naar watertype. Voor volledig overzicht zie Bijlage B1.6.

Parameter	Klasse	Aantal aangetroffen indicatoren per watertype		
		R2	R17	R18
Maximale voedselrijkdom	voedselarm	5	2	0
	matig voedselrijk	13	3	6
	voedselrijk	11	15	17
	g.g.	1	1	2
Minimale stroming	stilstaand	13	14	21
	langzaam stromend	1	1	1
	matig stromend	0	0	1
	snel stromend	0	0	0
	zeer snel stromend	0	0	0
	n.v.t.	16	6	2
Maximale zuurgraad	zuur	0	0	0
	zwak zuur tot neutraal	10	4	3
	basisch	2	1	0
	g.g.	18	16	22
Minimale beschaduwing	volle schaduw	0	0	0
	schaduw	9	3	1
	halfschaduw	10	4	5
	lichte schaduw	9	12	16
	licht	2	1	2
	volle zon	0	0	0
	n.v.t.	0	1	1

Relatie met milieufactoren in de beek

Voor de indicerende plantensoorten aangetroffen op de waterschapsmonitoringspunten en in/langs de beken op basis van de NDFD-data zijn een aantal milieueisen opgesomd (CBS-lijst; Tabel 6.8, Bijlage B1.6). Het gaat om de parameters tolerantie voor een hoge voedselrijkdom, minimale stroomsnelheid, lage zuurgraad

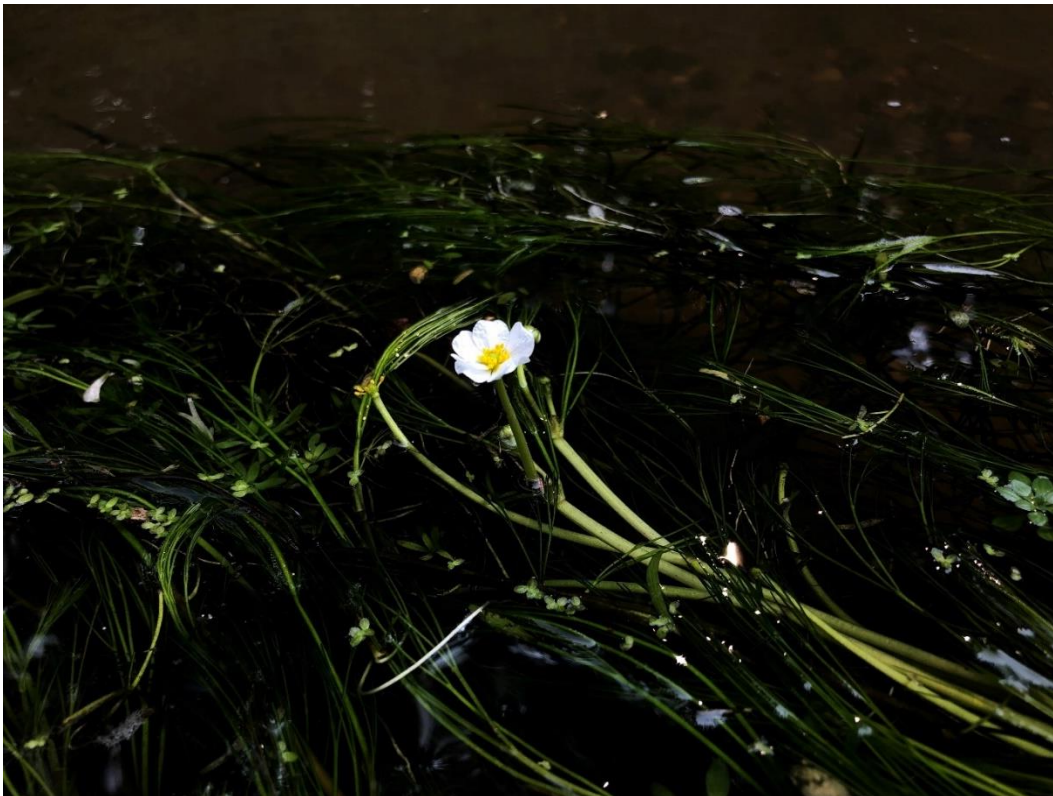
en maximale beschaduwning. Typische beekplanten prefereren namelijk een relatief lage voedselrijkdom, stroming, een zwak zure tot neutrale zuurgraad en relatief veel beschaduwning.

Van de aanwezige soorten in de bovenlopen en de Geul (inclusief het beekdal) tolereert een groot deel van de indicatoren voedselrijke omstandigheden (ca. 70%). In de bronnen zijn meer soorten met een preferentie voor voedselarme tot matig voedselrijke omstandigheden aanwezig (60% van de indicatoren).

De meeste soorten zijn niet aan stroming gebonden. Alleen Grote/Penseelbladige waterranonkel (*Ranunculus peltatus*) en de pas sinds kort onderscheiden typische beeksoort *R. penicillatus*) en Vlottende waterranonkel (*Ranunculus fluitans*, Figuur 6.24) vereisen stroming. Deze laatste soort heeft zelfs matig stromend water als kritische grens voor zijn voorkomen.

Een deel van de indicatoren, met name in de bronnen, prefereert zwak zure tot neutrale omstandigheden. De zuurgraadindicatie van veel indicatoren is niet in de CBS-lijst aangegeven, waardoor hier een incompleet beeld van gevormd kan worden.

Echte schaduwplanten zijn schaars binnen de groep indicatoren aanwezig langs de beken in het Geul-systeem en beperken zich vooral tot de bronnen (30%). De bovenlopen (14%) en de Geul (4%) bevatten minder schaduwplanten. Het zijn vooral planten die halfschaduw tot lichte schaduw verdragen die een indicatieve waarde hebben.



Figuur 6.24 Vlottende waterranonkel (*Ranunculus fluitans*), één van weinige typische stromend water planten.

6.4.3 Wat kan hier: potentiële doelsoorten

Om te bepalen welke indicatieve soorten nu niet (meer) in de natuurbeken van het Geul-systeem voorkomen, maar wel te verwachten zijn wanneer de omstandigheden in de beek en het beekdal geschikt zijn, is gebruik gemaakt van de vegetatiegegevens uit de NDFF-database van de afwateringsgebieden in het stroomgebied. We verwachten dat deze afwateringsgebieden als belangrijkste bron kunnen dienen voor de verspreiding van de indicatorsoorten in de natuurbeken, waarbij op relatief korte termijn de soorten uit het beekdal te verwachten zijn, door de korte afstand tot de beek, en op de langere termijn de soorten uit de verder gelegen plekken in het stroomgebied.

Of planten zich makkelijk binnen het stroomgebied kunnen verspreiden is overigens onduidelijk; kolonisatieonderzoek in beekherstelprojecten laat zien dat vooral kolonisatie in stroomafwaartse richting door de al dominante plantensoorten lijkt plaats te vinden, al dan niet als gevolg van hoogwatersituaties (Fraaije, 2016). Planten die zich via het water verspreiden, via plantfragmenten en/of drijvende zaden, verspreiden zich alleen in stroomafwaartse richting, waardoor bovenstrooms gelegen trajecten moeilijk gekoloniseerd kunnen worden. Verspreiding vanuit geïsoleerde wateren is voor dit type planten niet mogelijk. Alleen planten met zaden die via de lucht of meeliftend met dieren of maaimaterieel verplaatst kunnen worden zijn in staat zich in meerdere richtingen binnen het stroomgebied te verplaatsen. Hier staat wel tegenover dat plantenzaden zich in de zaadbank in de ondergrond kunnen bevinden (afkomstig van historische vegetaties, sommige soorten hebben zaden die lang kiemkrachtig blijven) en via deze weg alsnog op plekken kunnen opduiken.

Op basis van de NDFF data vanaf 2000 komen in het Geul-systeem 9 soorten voor die niet in de natuurbeken en het aanliggende beekdal zijn aangetroffen, maar wel in de omringende afwateringsgebieden die op de natuurbeken uitmondden (Tabel 6.9). Het gaat om de waterplanten Brede waterpest (*Elodea canadensis*), Kleine egelskop (*Sparganium emersum*), Waterviolier (*Hottonia palustris*) en Zittende zannichellia (*Zannichellia palustris* subsp. *palustris*) en planten en mossen van oevers en beekdalen Geelgroene vrouwenmantel (*Alchemilla xanthochlora*), Snavelzegge (*Carex rostrata*), Lippenmos (*Chiloscyphus polyanthos*), Grote pimpernel (*Sanguisorba officinalis*) en Waterpostelein (*Lythrum portula*). Deze soorten zouden bij geschikte omstandigheden en verbindingsmogelijkheden de natuurbeken moeten kunnen koloniseren. Vier soorten zijn alleen in de periode voor het jaar 2000 waargenomen: de waterplanten Haaksterrenkroos (*Callitriche brutia*) en Stijve waterranonkel (*Ranunculus circinatus*) en de oever/beekdalsoorten Donkergroene bastaardwederik (*Epilobium obscurum*; maar mogelijk gevolg van toegenomen determinatiekennis van dit lastig determineerbare genus) en Kleine valeriaan (*Valeriana dioica*). De terugkeer van deze soorten ligt lastiger, omdat bronpopulaties niet direct voorhanden zijn. Tenslotte zijn er in totaal 16 indicatorsoorten niet in het stroomgebied waargenomen. Hiervan liggen de bronpopulaties verder weg. Hierbij moet opgemerkt worden dat voor watertype R2 permanente bronnen geldt dat dit KRW-watertype niet geregionaliseerd is zoals R17 en R18, die specifiek voor Zuid-Limburgse beken zijn opgesteld. Hierdoor staan er mogelijk soorten aangeduid als indicator die beter passen bij bijvoorbeeld stuwwal-bronnen in Twente.

Milieueisen ontbrekende plantensoorten

Om in beeld te krijgen welke eisen de in de natuurbeken ontbrekende indicatorsoorten stellen is een opsomming gemaakt van de milieu-indicaties van deze soorten (Tabel 6.9). De in de natuurbeken ontbrekende of verdwenen soorten hebben met elkaar gemeen dat ze vrijwel allemaal bij voedselarme tot matig voedselarme omstandigheden voorkomen (78%). De waterplanten kunnen ook in stilstaand water voorkomen. Van de 18 soorten die in het water voorkomen zijn er 4 gebonden aan stromend water. Het gaat om het verdwenen Haaksterrenkroos (*Callitriche brutia*, incl. var. *hamulata*) en de niet in het stroomgebied aangetroffen soorten Paarbladig fonteinkruid (*Groenlandia densa*), Klimopwaterranonkel (*Ranunculus hederaceus*) en Groot bronkruid (*Montia fontana*). Deze laatste soort vereist zelfs matig stromend water. Vrijwel alle ontbrekende soorten prefereren lichte tot half schaduw, zowel echte schaduwplanten als planten van de volle zon ontbreken. De zuurgraadindicatie van veel indicatoren is niet in de CBS-lijst aangegeven, waardoor hier geen compleet beeld van gevormd kan worden.

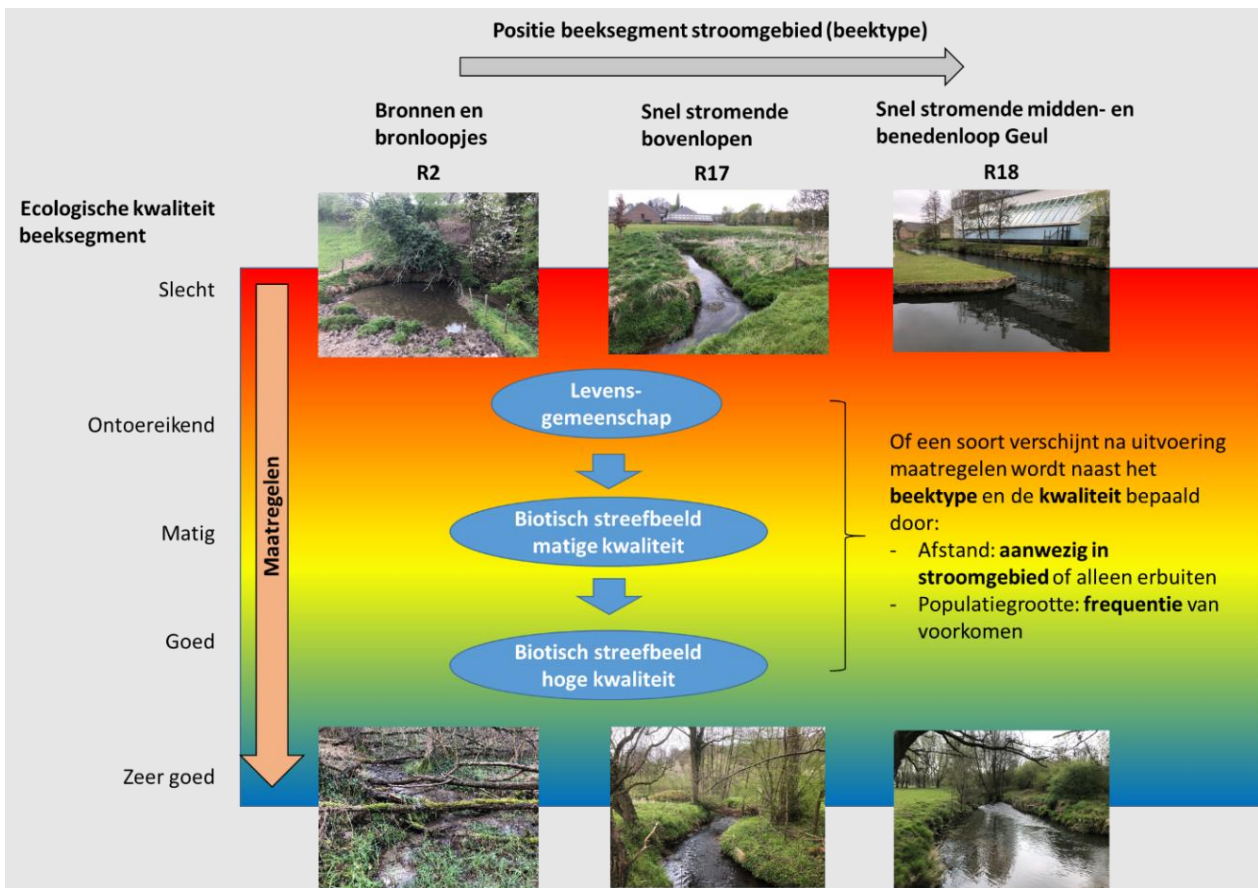
Tabel 6.9 Overzicht van de indicatorsoorten KRW R2, R17 en R18 en streefbeeldsoorten Limburgse heuvellandbeken (SL) die niet (meer) aanwezig zijn in de natuurbeken van het stroomgebied van de Geul, maar wel in de afwateringsgebieden of soorten waar alleen historische waarnemingen van beschikbaar zijn. Ook de nooit waargenomen indicatoren zijn opgenomen in de tabel. Afkortingen per parameter. Licht minimale behoefte: VS: Volle schaduw, S: Schaduw, HS: Halfschaduw, LS: Lichte schaduw, L: Licht, VL: Volle zon; Stroming (min.): 1: Stilstaand water, 2: Langzaam stromend water, 3: (matig) stromend water, 4: snel stromend water, 5: zeer snel stromend water; Voedsel (max.): 1: voedselarm, 2: matig voedselrijk, 3: zeer voedselrijk; Zuurgraad (max.): 1: zuur, 2: zwak zuur, 3: basisch. Voor volledig overzicht zie Bijlage B1.5.

Taxon	Indicator watertype				Waarnemingen			Indicatiewaarden			
	R2	R17	R18	SL	Alleen in afwateringsgebieden (vanaf 2000)	Alleen historisch (<2000)	Nooit waargenomen	Trofie (max)	Stroming (min)	zuur (max)	licht (min)
<i>Alchemilla xanthochlora</i>				1	X			2			LS
<i>Carex rostrata</i>			3		X			2	1	2	L
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	2	1			X			-	-	-	-
<i>Elodea canadensis</i>			2		X			2	1		LS
<i>Hottonia palustris</i>	1				X			2	1		LS
<i>Lythrum portula</i>	3				X			1	1	2	L
<i>Sanguisorba officinalis</i>				1	X			2			LS
<i>Sparganium emersum</i>			1	1	X			2	1		LS
<i>Zannichellia palustris</i> (incl. subsp. <i>palustris</i>)				1	X			3	1		LS
<i>Callitriche brutia</i> (incl. var. <i>hamulata</i>)	1		1	1		X		2	2		LS
<i>Epilobium obscurum</i>	3	3				X		2		2	HS
<i>Ranunculus circinatus</i>	4		2			X		3	1		LS
<i>Valeriana dioica</i>	3					X		2		2	HS
<i>Alchemilla glabra</i>				1			X	2			HS
<i>Carex canescens</i>	2						X	1		2	LS
<i>Groenlandia densa</i>				1			X	2	2		LS
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	3						X	3			LS
<i>Montia fontana</i>	1	2					X	2	3		LS
<i>Myrica gale</i>	3						X	1		2	L
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	1			1			X	1	1	3	LS
<i>Oenanthe fistulosa</i>		3	3				X	3	1		L
<i>Philonotis fontana</i>	1						X	-	-	-	-
<i>Potamogeton alpinus</i>	2		1				X	2	1		LS
<i>Potamogeton compressus</i>			2				X	2	1		HS
<i>Potamogeton lucens</i>			1	1			X	3	1		LS
<i>Potamogeton mucronatus</i>			2				X	3	1		HS
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	2						X	2	1	2	LS
<i>Ranunculus hederaceus</i>	1			1			X	2	2		LS
<i>Viola palustris</i>	1						X	1		2	HS

7 Referentiebeelden biotiek

7.1 Inleiding

In de natuurbeken van het stroomgebied van de Geul komen op dit moment binnen alle onderzochte groepen relatief veel indicatoren voor die kenmerkend zijn voor bronnen (R2) en snelstromende beken (R17-R18) van een goede kwaliteit. Het aantal verdwenen of ontbrekende soorten binnen het stroomgebied is relatief beperkt, wat een grote herstelpotentie aangeeft voor trajecten binnen het Geul-systeem die op dit moment een lagere ecologische kwaliteit hebben. Om de soorten die horen bij verschillende toestanden inzichtelijk te maken wordt in Figuur 7.1 een selectieschema gegeven. Op basis van de combinatie van positie in het stroomgebied (bron tot benedenloop) en de kwaliteitsverbetering die optreedt nadat bepaalde maatregelen zijn genomen kunnen de te verwachten soorten worden opgezocht in de tabellen die in dit hoofdstuk voor de verschillende organismegroepen zijn opgesteld.



Figuur 7.1 Schematische weergave voor het opstellen van een biotisch streefbeeld voor de beeksegmenten van de natuurbeken in het stroomgebied van de Geul. Beektype en de kwaliteit ervan stellen de randvoorwaarden, de kans op verschijnen wordt vooral bepaald door afstand tot bronpopulaties en de populatiegrootte van doelsoorten.

7.2 Macrofauna

Voor de macrofauna zijn de streefbeelden voor de segmenten per watertype weergegeven voor de taxa die al voorkomen binnen het stroomgebied (Tabel 7.1). De verwachting is dat bij een kwaliteitsverbetering eerst taxa van binnen het stroomgebied terugkeren. Hierbij gaan we er ook van uit dat des hoger de frequentie van voorkomen van een taxon is, des te groter de kans op terugkeer en des te sneller dit plaatsvindt. Om een beeld te krijgen van de range waarbinnen de frequenties liggen: de hoogste frequentie binnen het stroomgebied van een indicator is 59% van de monsters genomen vanaf 2000 voor de vlokreeft *Gammarus fossarum*. De meeste indicatoren hebben echter een veel lagere frequentie van voorkomen. Voor de taxa die binnen het stroomgebied voorkomen is verder de gemiddelde ecologische kwaliteit gegeven waarbij deze taxa zijn aangetroffen. Dit geeft een indicatie van de mate van herstel dat nodig is voor de terugkeer per taxon. Taxa van binnen het stroomgebied worden gevolgd, waarschijnlijk op de wat langere termijn door een grotere afstand tot de bronpopulaties, door de taxa van buiten het stroomgebied (Tabel 7.2).

Tabel 7.1 Streefbeeld indicatieve macrofauna (positief dominant en kenmerkend) aanwezig binnen het stroomgebied van de Geul bij verschillende kwaliteitstoestanden (EKR 0-0.2 slecht, 0.2-0.4 ontoereikend, 0.4-0.6 matig, 0.6-0.8 goed, 0.8-1 zeer goed). Om een beeld te krijgen van de trefkans is de frequentie van voorkomen van de taxa in de monsters van het stroomgebied gegeven als percentage van het totale aantal monsters (n=373).

Indicatief taxon	Groep	Freq. (%)	EKR bij huidig voorkomen binnen stroomgebied			Indicator ecologische kwaliteit		
			Min.	Max.	Gem.	R2	R17	R18
<i>Glossiphonia nebulosa</i>	APHIR	8.5	0.33	0.80	0.64		K	
<i>Haplotaxis gordioides</i>	APOLI	1.4	0.55	0.73	0.66			K
<i>Stylodrilus heringianus</i>	APOLI	26.9	0.45	0.95	0.67			K
<i>Crenobia alpina</i>	APTUR	6.1	0.65	0.98	0.83	K	K	
<i>Dugesia gonocephala</i>	APTUR	35.7	0.45	1.00	0.72	K	K	K
<i>Phagocata vitta</i>	APTUR	0.2	0.80	0.80	0.80	K		
<i>Polycelis felina</i>	APTUR	4.3	0.49	1.00	0.72	K	K	
<i>Atractides fonticolus</i>	ARACH	6.2	0.57	0.92	0.82	K	K	
<i>Atractides gibberipalpis</i>	ARACH	0.2	0.82	0.82	0.82		K	
<i>Atractides nodipalpis</i> [1]	ARACH	15.9	0.45	0.82	0.68	P	K	
<i>Atractides pennatus</i>	ARACH	7.1	0.48	0.94	0.79	K	K	
<i>Atractides tener</i>	ARACH	0.2	0.68	0.68	0.68	K		
<i>Aturus fontinalis</i>	ARACH	2.3	0.55	0.77	0.69	K	K	K
<i>Aturus scaber rotundus</i>	ARACH	4.5	0.45	0.72	0.67		K	
<i>Aturus scaber scaber</i>	ARACH	0.3	0.67	0.68	0.68		K	K
<i>Feltria brevipes</i>	ARACH	0.3	0.70	0.80	0.75	K	K	K
<i>Hygrobates calliger</i>	ARACH	10.4	0.45	0.80	0.67		K	K
<i>Lebertia dubia</i>	ARACH	0.2	0.68	0.68	0.68	K		
<i>Lebertia fimbriata</i>	ARACH	4.0	0.56	0.88	0.73	K	K	
<i>Lebertia glabra</i>	ARACH	16.3	0.33	0.94	0.73	K	K	
<i>Lebertia minutipalpis</i>	ARACH	0.2	0.73	0.73	0.73	K		
<i>Lebertia porosa</i>	ARACH	6.1	0.55	0.77	0.67		K	K
<i>Lebertia pusilla</i>	ARACH	3.3	0.55	0.84	0.72	K	K	
<i>Lebertia rivulorum</i>	ARACH	15.1	0.42	0.82	0.65		K	K
<i>Lebertia salebrosa</i>	ARACH	2.4	0.33	0.85	0.71	K	K	
<i>Lebertia stigmatifera</i>	ARACH	2.6	0.48	0.89	0.69	K	K	
<i>Ljania bipapillata</i>	ARACH	0.2	0.56	0.56	0.56	K	K	
<i>Nautarachna crassa</i>	ARACH	0.2	0.45	0.45	0.45	K		
<i>Parathyas pachystoma</i>	ARACH	0.9	0.38	0.71	0.56	K		
<i>Parathyas palustris</i>	ARACH	1.0	0.58	0.78	0.72	K		
<i>Protzia eximia</i>	ARACH	4.7	0.62	0.94	0.77	K	K	K
<i>Sperchon clupeiifer</i>	ARACH	19.4	0.45	0.82	0.66			K
<i>Sperchon compactilis</i>	ARACH	17.3	0.40	0.82	0.67	K	K	K
<i>Sperchon denticulatus</i>	ARACH	3.3	0.48	0.85	0.67	K	K	K

Indicatief taxon	Groep	Freq. (%)	EKR bij huidig voorkomen binnen stroomgebied			Indicator ecologische kwaliteit		
			Min.	Max.	Gem.	R2	R17	R18
<i>Sperchon insignis</i>	ARACH	4.0	0.33	0.94	0.73	K		
<i>Sperchon longissimus</i>	ARACH	1.6	0.55	0.88	0.77	K	K	
<i>Sperchon setiger</i> [1]	ARACH	12.8	0.40	0.82	0.67	K	K	K
<i>Sperchon setiger</i> [2]	ARACH	4.5	0.55	0.82	0.68	K		
<i>Sperchon squamosus</i>	ARACH	0.5	0.56	0.68	0.60	K		
<i>Sperchon thienemanni</i>	ARACH	12.3	0.55	0.94	0.77	K	K	
<i>Sperchon turgidus</i>	ARACH	10.4	0.45	0.80	0.66		K	K
<i>Sperchonopsis verrucosa</i>	ARACH	9.0	0.55	0.81	0.68		K	K
<i>Thyopsis cancellata</i>	ARACH	0.7	0.33	0.73	0.55	K		
<i>Tiphys latipes</i>	ARACH	0.3	0.73	0.73	0.73	K		
<i>Wettina podagrica</i>	ARACH	1.9	0.45	0.80	0.64	K		K
<i>Gammarus fossarum</i>	CRAMP	58.8	0.33	1.00	0.69	P	P	P
<i>Gammarus pulex</i>	CRAMP	29.5	0.33	1.00	0.66	P	P	
<i>Gammarus roeseli</i>	CRAMP	1.4	0.45	0.68	0.62		P	
<i>Niphargus aquilex</i>	CRAMP	0.2	0.65	0.65	0.65	K	K	
<i>Niphargus schellenbergi</i>	CRAMP	13.2	0.38	0.95	0.72	K	K	
<i>Brillia bifida</i>	IDCHI	34.0	0.33	0.98	0.69	K	K	K
<i>Cardiocladius</i>	IDCHI	0.3	0.65	0.68	0.67		K	
<i>Cardiocladius capucinus</i>	IDCHI	0.7	0.45	0.68	0.60		K	K
<i>Chaetocladius</i>	IDCHI	0.9	0.79	0.91	0.83	P		
<i>Chaetocladius laminatus</i>	IDCHI	4.0	0.51	0.94	0.79	K		
<i>Chaetocladius piger</i>	IDCHI	0.2	0.56	0.56	0.56	P		
<i>Chaetocladius piger</i> gr.	IDCHI	10.2	0.43	0.94	0.73	P		
<i>Cricotopus fuscus</i> gr.	IDCHI	0.3	0.57	0.57	0.57		K	K
<i>Cricotopus tibialis</i>	IDCHI	0.2	0.68	0.68	0.68		K	
<i>Cricotopus trifascia</i>	IDCHI	5.5	0.55	0.71	0.68			K
<i>Diamesa insignipes</i>	IDCHI	4.2	0.45	0.77	0.66	K	K	K
<i>Diplocladius cultriger</i>	IDCHI	0.2	0.51	0.51	0.51	K		K
<i>Eukiefferiella brevicealcar</i>	IDCHI	0.9	0.55	0.91	0.70	K		
<i>Eukiefferiella brevicealcar</i> agg.	IDCHI	1.2	0.55	0.77	0.65		K	
<i>Eukiefferiella graeci</i>	IDCHI	0.3	0.68	0.93	0.81	K		
<i>Eukiefferiella ilkleyensis</i>	IDCHI	11.3	0.45	0.81	0.66		K	K
<i>Harnischia</i>	IDCHI	1.0	0.45	0.68	0.64			K
<i>Heleniella ornaticollis</i>	IDCHI	1.9	0.68	0.93	0.81	K		
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	IDCHI	1.9	0.49	0.84	0.69	K	K	
<i>Krenopelopia</i>	IDCHI	8.8	0.46	0.93	0.79	K		
<i>Limnophyes</i>	IDCHI	11.3	0.25	0.94	0.73	P		
<i>Macropelopia aducta</i>	IDCHI	0.5	0.56	0.78	0.66	K		
<i>Macropelopia notata</i>	IDCHI	5.0	0.38	0.95	0.67	K	K	
<i>Metriocnemus fuscipes</i>	IDCHI	2.9	0.71	0.94	0.84	K		
<i>Metriocnemus hygropetricus</i> agg.	IDCHI	4.7	0.43	0.91	0.65	K		
<i>Metriocnemus inopinatus</i>	IDCHI	0.2	0.80	0.80	0.80		K	
<i>Micropsectra notescens</i>	IDCHI	1.2	0.56	0.81	0.70	K	P	N
<i>Micropsectra roseiventris</i>	IDCHI	0.2	0.82	0.82	0.82	K	N	N
<i>Nanocladius rectinervis</i>	IDCHI	4.2	0.40	0.80	0.65			K
<i>Odontomesa fulva</i>	IDCHI	4.9	0.48	0.84	0.65			K
<i>Orthocladius (Euorthocladius)</i>	IDCHI	1.2	0.56	0.68	0.66		K	
<i>Orthocladius lignicola</i>	IDCHI	5.5	0.62	0.93	0.78	K	K	
<i>Orthocladius oblidens</i>	IDCHI	1.2	0.68	0.68	0.68			K
<i>Orthocladius olivaceus</i>	IDCHI	0.7	0.56	0.71	0.60	K		
<i>Orthocladius rubicundus</i>	IDCHI	9.4	0.45	0.81	0.67			K
<i>Paracricotopus</i>	IDCHI	1.6	0.45	0.81	0.68	K		
<i>Parametriocnemus stylatus</i>	IDCHI	31.5	0.45	0.98	0.73	K	K	
<i>Paraphaenocladius</i>	IDCHI	0.3	0.80	0.93	0.87	K		
<i>Paratendipes nudisquama</i>	IDCHI	0.5	0.49	0.62	0.56	K		
<i>Polypedilum albicorne</i>	IDCHI	0.9	0.68	0.78	0.72	K		

Indicatief taxon	Groep	Freq. (%)	EKR bij huidig voorkomen binnen stroomgebied			Indicator ecologische kwaliteit		
			Min.	Max.	Gem.	R2	R17	R18
<i>Polypedilum bicrenatum</i> gr.	IDCHI	0.7	0.62	0.82	0.71			K
<i>Polypedilum laetum</i> agg.	IDCHI	4.0	0.55	0.82	0.68		K	K
<i>Polypedilum pedestre</i>	IDCHI	7.6	0.45	0.82	0.67		K	K
<i>Potthastia gaedii</i>	IDCHI	0.3	0.66	0.68	0.67			K
<i>Potthastia longimanus</i>	IDCHI	4.0	0.45	0.68	0.62			K
<i>Rheocricotopus atripes</i>	IDCHI	2.3	0.59	0.94	0.74	K	K	
<i>Rheocricotopus effusus</i>	IDCHI	0.2	0.75	0.75	0.75	K		
<i>Rheocricotopus glabricollis</i>	IDCHI	0.2	0.82	0.82	0.82	K		
<i>Rheotanytarsus</i>	IDCHI	15.1	0.33	0.82	0.64			P
<i>Rheotanytarsus curtistylus</i>	IDCHI	3.8	0.45	0.72	0.65			P
<i>Rheotanytarsus muscicola</i>	IDCHI	0.7	0.62	0.77	0.67			P
<i>Stempellinella brevis</i>	IDCHI	0.2	0.83	0.83	0.83	K	K	
<i>Synorthocladius semivirens</i>	IDCHI	4.0	0.45	0.80	0.65			K
<i>Tanytarsus palettaris</i>	IDCHI	0.2	0.55	0.55	0.55	K	N	
<i>Thienemania</i>	IDCHI	0.3	0.77	0.86	0.82	K		
<i>Thienemanniella</i>	IDCHI	2.8	0.43	0.82	0.67	K		
<i>Trissopelopia longimanus</i>	IDCHI	0.2	0.80	0.80	0.80	K		
<i>Xenochironomus xenolabis</i>	IDCHI	0.2	0.45	0.45	0.45			K
<i>Antocha vitripennis</i>	IDREM	15.1	0.55	0.73	0.67		K	K
<i>Atherix ibis</i>	IDREM	0.9	0.67	0.71	0.68		K	K
<i>Atrichopogon</i>	IDREM	0.7	0.48	0.85	0.62	K		
<i>Chelifera</i>	IDREM	3.6	0.48	0.98	0.75	K		
<i>Chrysopilus</i>	IDREM	0.9	0.62	0.85	0.71	K		
<i>Dicranomyia</i>	IDREM	3.6	0.62	0.92	0.75	K		
<i>Dicranota</i>	IDREM	37.4	0.33	0.94	0.69	P	K	
<i>Dixa dilatata</i>	IDREM	0.3	0.75	0.75	0.75	K		
<i>Dixa submaculata</i>	IDREM	18.4	0.33	1.00	0.76	K		
<i>Eloeophila</i>	IDREM	19.8	0.48	0.98	0.73	P	K	
<i>Lipsothrix</i>	IDREM	2.8	0.80	0.93	0.84	K		
<i>Oxycera</i>	IDREM	1.4	0.48	0.88	0.76	K	K	
<i>Oxycera analis</i>	IDREM	0.3	0.41	0.62	0.52		K	
<i>Oxycera fallenii</i>	IDREM	0.2	0.58	0.58	0.58		K	
<i>Oxycera meigenii</i>	IDREM	2.3	0.42	0.95	0.69		K	
<i>Oxycera nigricornis</i>	IDREM	3.8	0.48	0.93	0.78		K	
<i>Oxycera pardalina</i>	IDREM	8.3	0.49	0.94	0.79		K	
<i>Oxycera rara</i>	IDREM	0.2	0.65	0.65	0.65		K	
<i>Oxycera trilineata</i>	IDREM	0.2	0.62	0.62	0.62		K	
<i>Pedicia rivosa</i>	IDREM	6.2	0.56	0.94	0.81	K	K	
<i>Pericoma trifasciata</i>	IDREM	4.0	0.70	0.94	0.82	K		
<i>Peripsychoda</i>	IDREM	1.6	0.40	0.80	0.65	K		
<i>Pilaria</i>	IDREM	9.4	0.33	0.91	0.67	P		
<i>Pneumia compta</i>	IDREM	1.2	0.79	0.93	0.84	K		
<i>Pneumia mutua</i>	IDREM	2.8	0.63	0.92	0.78	K		
<i>Pseudolimnophila</i>	IDREM	3.1	0.33	0.83	0.60	K		
<i>Stratiomys potamida</i>	IDREM	0.2	0.62	0.62	0.62	K		
<i>Thaumalea</i>	IDREM	10.7	0.59	1.00	0.82	K	K	
<i>Thaumastoptera calceata</i>	IDREM	1.7	0.62	0.83	0.75	K		
<i>Tipula maxima</i>	IDREM	1.4	0.59	0.95	0.77	K		
<i>Tonnoiriella</i>	IDREM	0.2	0.73	0.73	0.73	K		
<i>Tricyphona</i>	IDREM	1.6	0.59	0.93	0.75	K		
<i>Ulomyia</i>	IDREM	0.3	0.66	0.72	0.69	K		
<i>Wiedemannia</i>	IDREM	3.3	0.62	0.91	0.72	K		
<i>Simulium angustitarse</i>	IDSIM	1.4	0.41	0.77	0.65	K		
<i>Simulium costatum</i>	IDSIM	8.8	0.33	1.00	0.73	K	K	
<i>Simulium equinum</i>	IDSIM	2.9	0.55	0.71	0.68			K
<i>Simulium lineatum</i>	IDSIM	0.2	0.68	0.68	0.68			P

Indicatief taxon	Groep	Freq. (%)	EKR bij huidig voorkomen binnen stroomgebied			Indicator ecologische kwaliteit		
			Min.	Max.	Gem.	R2	R17	R18
<i>Simulium ornatum</i>	IDSIM	2.4	0.33	0.73	0.63	N		P
<i>Simulium trifasciatum</i>	IDSIM	1.0	0.67	0.82	0.75	K		
<i>Agabus didymus</i>	INCOL	0.2	0.48	0.48	0.48		K	
<i>Agabus guttatus</i>	INCOL	0.5	0.48	0.83	0.68	K	K	
<i>Agabus paludosus</i>	INCOL	5.5	0.40	0.95	0.64	K	K	
<i>Cyphon</i>	INCOL	1.2	0.62	0.95	0.73	P		
<i>Deronectes latus</i>	INCOL	1.0	0.68	0.71	0.69		K	K
<i>Elmis aenea</i>	INCOL	32.6	0.38	0.94	0.69	K	K	K
<i>Elmis maugetii</i>	INCOL	15.9	0.45	0.94	0.68		K	K
<i>Elmis obscura</i>	INCOL	1.9	0.66	0.71	0.68		K	K
<i>Elmis rioloides</i>	INCOL	0.2	0.68	0.68	0.68		K	
<i>Elodes</i>	INCOL	43.7	0.33	1.00	0.70	K	K	
<i>Esolus angustatus</i>	INCOL	0.5	0.72	0.81	0.77	K	K	
<i>Esolus parallelepipedus</i>	INCOL	4.3	0.62	0.77	0.69		K	K
<i>Helophorus aquaticus</i>	INCOL	1.6	0.45	0.76	0.62		K	
<i>Helophorus arvernicus</i>	INCOL	0.3	0.68	0.68	0.68		K	K
<i>Helophorus strigifrons</i>	INCOL	0.2	0.62	0.62	0.62	K		
<i>Hydraena assimilis</i>	INCOL	0.7	0.67	0.82	0.77	K	K	
<i>Hydraena flavipes</i>	INCOL	0.5	0.67	0.68	0.68		K	
<i>Hydraena gracilis</i>	INCOL	1.0	0.68	0.82	0.73		K	K
<i>Hydraena melas</i>	INCOL	0.2	0.55	0.55	0.55	K	K	
<i>Hydraena pygmaea</i>	INCOL	0.3	0.77	0.80	0.79	K	K	
<i>Hydroporus discretus</i>	INCOL	0.2	0.82	0.82	0.82	K	K	
<i>Hydroporus ferrugineus</i>	INCOL	0.2	0.93	0.93	0.93	K		
<i>Hydroporus nigrita</i>	INCOL	0.2	0.83	0.83	0.83	K		
<i>Laccobius striatulus</i>	INCOL	0.7	0.38	0.68	0.60		K	
<i>Limnius perrisi</i>	INCOL	0.7	0.94	0.94	0.94	K	K	
<i>Limnius volckmari</i>	INCOL	18.4	0.45	0.80	0.68	K	K	K
<i>Ochthebius bicolon</i>	INCOL	2.1	0.56	0.77	0.65		K	K
<i>Orectochilus villosus</i>	INCOL	12.7	0.61	0.77	0.68		K	K
<i>Oreodytes sanmarkii</i>	INCOL	4.3	0.68	0.77	0.71		K	K
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	INCOL	7.3	0.45	0.80	0.66		K	K
<i>Platambus maculatus</i>	INCOL	10.4	0.42	0.80	0.66	K	K	K
<i>Pomatinus substriatus</i>	INCOL	1.2	0.67	0.71	0.68		K	
<i>Riolus subviolaceus</i>	INCOL	2.3	0.68	0.94	0.77	K	K	K
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>	INCOL	0.5	0.68	0.68	0.68			K
<i>Baetis buceratus</i>	INEPH	0.3	0.62	0.67	0.65			K
<i>Baetis rhodani</i>	INEPH	34.1	0.38	0.94	0.67	P	P	K
<i>Baetis scambus</i>	INEPH	13.9	0.42	0.73	0.65		K	K
<i>Baetis vernus</i>	INEPH	26.5	0.33	0.94	0.65	P	P	P
<i>Ecdyonurus torrentis</i>	INEPH	1.0	0.67	0.72	0.69			K
<i>Electrogena lateralis</i>	INEPH	0.7	0.67	0.82	0.72	K	K	
<i>Electrogena ujhelyii</i>	INEPH	2.4	0.67	0.91	0.81	K		
<i>Heptagenia sulphurea</i>	INEPH	3.1	0.66	0.71	0.68			K
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	INEPH	2.6	0.68	0.80	0.73	K	K	K
<i>Rhithrogena picteti</i>	INEPH	8.1	0.68	0.94	0.77	K	K	
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	INEPH	1.0	0.55	0.82	0.69		K	K
<i>Serratella ignita</i>	INEPH	13.9	0.45	0.73	0.67		K	P
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	INHET	8.1	0.45	0.71	0.67			K
<i>Aquarius najas</i>	INHET	0.5	0.67	0.68	0.68		K	K
<i>Velia caprai caprai</i>	INHET	25.3	0.33	1.00	0.67	K	K	
<i>Velia saulii</i>	INHET	2.1	0.61	0.73	0.67	K	K	K
<i>Calopteryx splendens</i>	INODO	8.8	0.42	0.77	0.64		K	K
<i>Calopteryx virgo</i>	INODO	4.7	0.62	0.80	0.66		K	K
<i>Nemoura cinerea</i>	INREM	0.5	0.53	0.59	0.56	P		
<i>Nemoura marginata</i>	INREM	6.2	0.67	0.93	0.80	K	K	

Indicatief taxon	Groep	Freq. (%)	EKR bij huidig voorkomen binnen stroomgebied			Indicator ecologische kwaliteit		
			Min.	Max.	Gem.	R2	R17	R18
<i>Nemoura marginata gr.</i>	INREM	16.3	0.49	1.00	0.81	K		
<i>Nemurella pictetii</i>	INREM	7.1	0.55	0.84	0.69	K	K	K
<i>Osmylus fulvicephalus</i>	INREM	3.1	0.55	0.90	0.78	K	K	
<i>Perlodes microcephalus</i>	INREM	0.2	0.68	0.68	0.68			K
<i>Protonemura risi</i>	INREM	0.5	0.78	0.86	0.82	K	K	
<i>Sialis fuliginosa</i>	INREM	2.1	0.62	0.81	0.71	K	K	
<i>Adicella filicornis</i>	INTRI	0.7	0.79	0.98	0.90	K		
<i>Adicella reducta</i>	INTRI	7.8	0.61	0.85	0.70	K	K	
<i>Agapetus fuscipes</i>	INTRI	11.3	0.68	1.00	0.84	K	K	
<i>Agapetus ochripes</i>	INTRI	0.9	0.68	0.73	0.69			K
<i>Athripsodes albifrons</i>	INTRI	7.1	0.62	0.73	0.68			K
<i>Beraea maurus</i>	INTRI	2.6	0.72	0.93	0.81	K	K	
<i>Beraea pullata</i>	INTRI	5.0	0.48	0.98	0.70	K	K	
<i>Ceraclea dissimilis</i>	INTRI	5.2	0.61	0.71	0.68			K
<i>Chaetopteryx major</i>	INTRI	4.9	0.67	1.00	0.82	K		
<i>Chaetopteryx villosa</i>	INTRI	23.7	0.40	1.00	0.68	K	K	K
<i>Crunoecia irrorata</i>	INTRI	15.1	0.38	0.98	0.81	K	K	
<i>Cyrnus trimaculatus</i>	INTRI	1.6	0.42	0.68	0.64			K
<i>Drusus annulatus</i>	INTRI	8.7	0.45	1.00	0.74	K	K	
<i>Ernodes articularis</i>	INTRI	5.2	0.62	0.90	0.79	K	K	
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>	INTRI	0.3	0.53	0.67	0.60	K		P
<i>Goera pilosa</i>	INTRI	4.9	0.55	0.71	0.67		K	K
<i>Halesus digitatus</i>	INTRI	2.4	0.62	0.82	0.67	P	K	
<i>Halesus radiatus</i>	INTRI	6.8	0.45	0.80	0.67	P	K	
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	INTRI	0.2	0.68	0.68	0.68			K
<i>Hydropsyche fulvipes</i>	INTRI	1.2	0.67	0.82	0.80	K	K	
<i>Hydropsyche instabilis</i>	INTRI	4.2	0.55	0.82	0.68		K	K
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	INTRI	19.6	0.42	0.82	0.65		K	
<i>Hydropsyche saxonica</i>	INTRI	2.1	0.40	0.77	0.63	K	K	K
<i>Hydropsyche siltalai</i>	INTRI	18.9	0.45	0.73	0.66		K	K
<i>Hydroptila</i>	INTRI	18.0	0.42	0.82	0.64		K	
<i>Hydroptila sparsa</i>	INTRI	0.7	0.45	0.68	0.57		K	K
<i>Hydroptila vectis</i>	INTRI	0.5	0.45	0.68	0.60		K	
<i>Lasiocephala basalis</i>	INTRI	24.1	0.42	0.82	0.68		K	K
<i>Lepidostoma hirtum</i>	INTRI	1.0	0.67	0.68	0.68			K
<i>Limnephilus auricula</i>	INTRI	0.5	0.59	0.82	0.72	K		
<i>Limnephilus extricatus</i>	INTRI	0.5	0.48	0.68	0.61	K	K	
<i>Limnephilus hirsutus</i>	INTRI	0.2	0.38	0.38	0.38	K		
<i>Limnephilus ignavus</i>	INTRI	0.3	0.46	0.82	0.64	K		
<i>Lithax obscurus</i>	INTRI	0.3	0.72	0.81	0.77	K	K	K
<i>Lype phaeopa</i>	INTRI	0.9	0.61	0.75	0.67	K		
<i>Lype reducta</i>	INTRI	13.9	0.38	0.93	0.69	K	K	
<i>Micropterna lateralis</i>	INTRI	0.2	0.74	0.74	0.74	K		
<i>Micropterna sequax</i>	INTRI	0.3	0.40	0.68	0.54	K	K	
<i>Notidobia ciliaris</i>	INTRI	0.2	0.63	0.63	0.63	K	K	
<i>Odontocerum albicorne</i>	INTRI	0.2	0.68	0.68	0.68	K		K
<i>Plectrocnemia brevis</i>	INTRI	2.6	0.78	0.98	0.83	K		
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	INTRI	25.5	0.48	0.95	0.72	K	K	P
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	INTRI	0.2	0.67	0.67	0.67		K	
<i>Potamophylax cingulatus</i>	INTRI	7.5	0.45	0.88	0.72	K	K	
<i>Potamophylax latipennis</i>	INTRI	0.7	0.62	0.84	0.73	K	K	
<i>Potamophylax luctuosus</i>	INTRI	0.7	0.62	0.68	0.67		K	K
<i>Potamophylax nigricornis</i>	INTRI	6.9	0.58	0.91	0.80	K	K	
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	INTRI	2.8	0.55	0.82	0.69	K	K	
<i>Psychomyia pusilla</i>	INTRI	13.0	0.55	0.71	0.68			K
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	INTRI	28.1	0.33	0.81	0.66		K	K

Indicatief taxon	Groep	Freq. (%)	EKR bij huidig voorkomen binnen stroomgebied			Indicator ecologische kwaliteit		
			Min.	Max.	Gem.	R2	R17	R18
<i>Rhyacophila fasciata</i>	INTRI	21.1	0.45	0.94	0.72	K	K	K
<i>Sericostoma personatum</i>	INTRI	37.3	0.40	1.00	0.76	K	K	K
<i>Silo nigricornis</i>	INTRI	2.9	0.48	0.94	0.64	K	K	
<i>Silo pallipes</i>	INTRI	22.9	0.48	1.00	0.74	K	K	K
<i>Silo piceus</i>	INTRI	5.0	0.67	0.73	0.68			K
<i>Tinodes assimilis</i>	INTRI	6.9	0.48	1.00	0.74	K	K	
<i>Tinodes pallidulus</i>	INTRI	0.7	0.68	0.77	0.72	K	K	
<i>Tinodes unicolor</i>	INTRI	4.9	0.62	0.93	0.79	K	K	
<i>Tinodes waeneri</i>	INTRI	0.3	0.45	0.48	0.47			K
<i>Wormaldia occipitalis</i>	INTRI	3.3	0.56	0.93	0.81	K	K	
<i>Pisidium personatum</i>	MOBIV	8.1	0.41	1.00	0.74	K	K	
<i>Ancylus fluviatilis</i>	MOGAS	21.1	0.40	0.94	0.69	K	K	K
<i>Galba truncatula</i>	MOGAS	3.8	0.33	0.84	0.62	P		

Tabel 7.2 Streefbeeld macrofauna die aanwezig is binnen de 1-5 km en 5-15 km zones rondom stroomgebied, maar niet in het stroomgebied zelf zijn aangetroffen. Alleen data uit Duitsland is meegenomen, van België was geen data beschikbaar. Om een beeld te krijgen van de trefkans is per zone rondom het stroomgebied de frequentie van voorkomen gegeven (1-5 km-zone n = 136 monsters, 5-15 km-zone n = 263 monsters) aan de hand van het aantal monsters waarin het taxon is aangetroffen als percentage van het totale aantal monsters.

Taxon	Groep	Indicator voor watertype			Frequentie van voorkomen per zone buiten natuurbeken (% monsters)	
		R2	R17	R18	1-5 km	5-15 km
<i>Arrenurus cylindratus</i>	ARACH	K			4.4	3.8
<i>Arrenurus fontinalis</i>	ARACH	K				0.4
<i>Arrenurus leuckarti</i>	ARACH	K				3.8
<i>Arrenurus mediorotundatus</i>	ARACH	K				1.3
<i>Arrenurus sculptus</i>	ARACH	K				1.3
<i>Arrenurus truncatellus</i>	ARACH	K				0.8
<i>Atractides distans</i>	ARACH		K			1.3
<i>Euthyas truncata</i>	ARACH	K				0.8
<i>Lebertia cognata</i>	ARACH	K				0.8
<i>Mideopsis willmanni</i>	ARACH	K				0.4
<i>Oxus setosus</i>	ARACH	K			0.7	1.3
<i>Panisopsis vigilans</i>	ARACH	K				0.4
<i>Sperchon longirostris</i>	ARACH	K	K		0.7	
<i>Echinogammarus berilloni</i>	CRAMP			P	0.7	19.7
<i>Heterotanytarsus apicalis</i>	IDCHI	K			1.5	3.3
<i>Larsia</i>	IDCHI	K				0.8
<i>Micropsectra junci</i>	IDCHI	K	N	N	0.7	0.8
<i>Nanocladius bicolor</i>	IDCHI			K		0.4
<i>Parachironomus biannulatus</i>	IDCHI			K		0.8
<i>Tanytarsus signatus</i>	IDCHI	K	N			2.1
<i>Dixella graeca</i>	IDREM	K			0.7	
<i>Oxycera morrisii</i>	IDREM		K		0.7	1.7
<i>Oxycera pygmaea</i>	IDREM		K		0.7	0.4
<i>Simulium cryophilum</i>	IDSIM	K			0.7	2.1
<i>Simulium vernalis</i>	IDSIM	K			2.9	2.5
<i>Agabus biguttatus</i>	INCOL	K	K		0.7	1.3
<i>Helochaeres punctatus</i>	INCOL	P				0.4
<i>Hydraena britteni</i>	INCOL	K				0.4
<i>Hydroporus melanarius</i>	INCOL	K				0.8
<i>Hydroporus obscurus</i>	INCOL	K				0.4
<i>Hydroporus pubescens</i>	INCOL	P				0.8

Taxon	Groep	Indicator voor watertype			Frequentie van voorkomen per zone buiten natuurbeken (% monsters)	
		R2	R17	R18	1-5 km	5-15 km
<i>Ilybius chalconatus</i>	INCOL	K				6.3
<i>Laccobius atratus</i>	INCOL	K				0.8
<i>Laccobius sinuatus</i>	INCOL	K	K		0.7	5.4
<i>Limnebius papposus</i>	INCOL	K				0.4
<i>Microcara testacea</i>	INCOL	K				0.8
<i>Baetis fuscatus</i>	INEPH			K		18.0
<i>Baetis muticus</i>	INEPH		K	K		0.8
<i>Caenis rivulorum</i>	INEPH		K	K		0.4
<i>Centroptilum luteolum</i>	INEPH			P		1.3
<i>Ecdyonurus venosus</i>	INEPH	K		K		2.5
<i>Ephemera danica</i>	INEPH	K				3.8
<i>Habrophlebia lauta</i>	INEPH		K			4.6
<i>Leptophlebia marginata</i>	INEPH	K			2.2	1.7
<i>Leptophlebia vespertina</i>	INEPH	K			1.5	2.9
<i>Hebrus ruficeps</i>	INHET	K				1.3
<i>Micronecta scholtzi</i>	INHET			P		3.3
<i>Cordulegaster boltonii</i>	INODO	K			2.2	0.4
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	INODO			K		0.4
<i>Orthetrum brunneum</i>	INODO	K	K			0.8
<i>Orthetrum coerulescens</i>	INODO	K				5.0
<i>Dinocras cephalotes</i>	INREM	K				0.4
<i>Isoperla grammatica</i>	INREM	K		K	4.4	0.4
<i>Leuctra geniculata</i>	INREM			K		5.0
<i>Leuctra nigra</i>	INREM	K			6.6	0.4
<i>Nemoura avicularis</i>	INREM	K			2.9	0.4
<i>Nemoura dubitans</i>	INREM	K	K			1.7
<i>Protonemura meyeri</i>	INREM	K	K		2.2	0.4
<i>Apatania muliebris</i>	INTRI	K				0.8
<i>Beraeodes minutus</i>	INTRI	K			0.7	0.4
<i>Glossosoma conforme</i>	INTRI			K		0.4
<i>Hagenella clathrata</i>	INTRI	K				0.4
<i>Hydropsyche dinarica</i>	INTRI			K		0.4
<i>Hydropsyche exocellata</i>	INTRI			K		5.9
<i>Micrasema minimum</i>	INTRI		K	K		0.8
<i>Sericostoma flavicorne</i>	INTRI	K	K			0.4
<i>Stenophylax permistus</i>	INTRI	K				0.8
<i>Tinodes rostocki</i>	INTRI	K			1.5	

7.3 Vis

Omdat veel vissoorten een groot ruimtegebruik hebben tijdens het doorlopen van hun levenscyclus, maken ze over het algemeen gebruik van het beekstelsel op de schaal van beek tot stroomgebied en in het geval van migrerende soorten zelfs de wateren daarbuiten, de grote rivieren en zelfs het mariene systeem bij katadrome soorten. Meestal is er dus geen strikte binding met een traject of in de SESA-systematiek een beek-segment, waardoor de koppeling op dit schaalniveau (zoals bijvoorbeeld bij de macrofauna) lastig gemaakt kan worden, net zoals het maken van een koppeling met de kwaliteitsklassen van individuele monsterpunten en de soorten. Een onderverdeling van de kenmerkende stromingsminnende soorten naar positie in het stroomgebied (bovenloopjes tot monding) is daardoor zinvoller, omdat die beter samenhangt met het leefgebied van de soorten (of levenstadia). Als streefbeeld geldt voor het Geul-systeem dat alle soorten uit Tabel 7.3 aanwezig moeten zijn van het betreffende watertype dat bekeken wordt.

Tabel 7.3 Streefbeeld indicatieve vissoorten heuvellandbeken in het stroomgebied van de Geul ingedeeld naar watertype. Per habitat zijn de soorten gerangschikt naar het geschatte herstellniveau op basis van de habitateisen van de soorten. Status: + aanwezig in stroomgebied, - afwezig, ? status onduidelijk.

Taxon	Gilde		Leefgebied stroomgebied			Status Geul
	Rheofiel	Migrerend	Bovenlopen	Middenloop	Benedenloop/ mondig	
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	1	0		x	x	+
<i>Barbatula barbatula</i>	1	0	x	x	x	+
<i>Cottus perifretum</i>	1	0		x	x	+
<i>Cottus rhenanus</i>	1	0	x	x		+
<i>Gobio gobio</i>	1	0		x	x	+
<i>Lampetra planeri</i>	1	0	x	x		+
<i>Phoxinus phoxinus</i>	1	0	x	x	x	+
<i>Barbus barbus</i>	1	1		x	x	+
<i>Chondrostoma nasus</i>	1	1			x	+
<i>Leuciscus cephalus</i>	1	1		x	x	+
<i>Leuciscus idus</i>	1	1			x	+
<i>Leuciscus</i>	1	1		x	x	+
<i>Salmo salar</i>	1	1		x	x	+
<i>Salmo trutta</i>	1	1	x	x	x	+
<i>Thymallus thymallus</i>	1	1		x	x	+
<i>Lampetra fluviatilis</i>	1	1		x	x	?
<i>Petromyzon marinus</i>	1	1		x	x	-

7.4 Vegetatie

De streefbeeldenvoor de vegetatie van het Geul-systeem zijn gebaseerd op de KRW-indicatie (categorie 1 en 2 soorten) in combinatie met de streefbeeldenvoor heuvellandbeken in Limburg. De combinatie van aanwezige en te verwachten soorten onder goede omstandigheden is opgesomd voor bronloopjes en bovenlopen (Tabel 7.4) en voor de Geul (Tabel 7.5; midden- en benedenloop). Alleen soorten die vanaf 2000 zijn waargenomen zijn opgenomen in de tabellen. Er wordt voor de vegetatie onderscheid gemaakt tussen planten in de beekloop en planten van de oevers en het natte beekdal. Het aantal waarnemingen geeft een indicatie van de talrijkheid van de soort en daarmee de kans op vestiging, maar is in het geval van de NDFF gegevens (mogelijk) wel vertekend als gevolg van waarnemerseffecten.

Tabel 7.4 Streefbeeldsoorten planten van bronloopjes en bovenlopen in het Geul-systeem (beek, oever en natte beekdal), op basis van hun KRW-indicatie (categorie 1 en 2) in combinatie met de streefbeeldenvoor heuvellandbeken in Limburg (HRs, HRj, HRb, A8.1). *verdwenen uit Geul-systeem.

Taxon	Groeiplaats	Aantal waarnemingen Geul-systeem	
		NDFF >= 2000	WL
<i>Aconitum vulparia</i>	Oever	292	-
<i>Alchemilla glabra</i>	Oever	-	-
<i>Alchemilla xanthochlora</i>	Oever	1	-
<i>Alnus glutinosa</i>	Oever	362	123
<i>Berula erecta</i>	Water	111	6
<i>Brachythecium rivulare</i>	Oever	22	6
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Oever	271	-
<i>Callitriche brutia</i> var. <i>hamulata</i> *	Water	-	-
<i>Caltha palustris</i> subsp. <i>palustris</i>	Oever	423	18
<i>Cardamine amara</i>	Oever	698	43
<i>Carex acutiformis</i>	Oever	249	2
<i>Carex canescens</i>	Oever	-	-
<i>Carex disticha</i>	Oever	100	-
<i>Carex elongata</i>	Oever	8	-
<i>Carex paniculata</i> subsp. <i>paniculata</i>	Oever	112	-
<i>Carex pendula</i>	Oever	219	2
<i>Carex remota</i>	Oever	206	4
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	Oever	6	-
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	Oever	249	3
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	Oever	328	12
<i>Cirsium oleraceum</i>	Oever	103	-
<i>Cirsium palustre</i>	Oever	747	8
<i>Conocephalum conicum</i>	Oever	237	1
<i>Cratoneuron filicinum</i>	Oever	28	4
<i>Dipsacus pilosus</i>	Oever	911	4
<i>Equisetum fluviatile</i>	Oever	45	-
<i>Equisetum telmateia</i>	Oever	960	15
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Water	27	9
<i>Glyceria notata</i>	Water	90	43
<i>Groenlandia densa</i>	Water	-	-
<i>Helosciadium nodiflorum</i>	Water	189	36
<i>Hottonia palustris</i>	Water	22	-
<i>Hypericum tetrapterum</i>	Oever	103	-
<i>Impatiens noli-tangere</i>	Oever	172	-
<i>Isolepis setacea</i>	Water	29	1
<i>Juncus acutiflorus</i>	Oever	172	3
<i>Montia fontana</i>	Water	-	-
<i>Myosotis laxa</i> subsp. <i>caespitosa</i>	Oever	10	-
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Water	-	-
<i>Nasturtium microphyllum</i>	Water	9	2

Taxon	Groeiplaats	Aantal waarnemingen Geul-systeem	
		NDFF>=2000	WL
<i>Nasturtium officinale</i>	Water	83	28
<i>Pellia epiphylla</i>	Oever	21	8
<i>Persicaria bistorta</i>	Oever	276	1
<i>Philonotis fontana</i>	Oever	-	-
<i>Potamogeton alpinus</i>	Water	-	-
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Water	5	-
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	Water	-	-
<i>Potamogeton trichoides</i>	Water	1	-
<i>Primula elatior</i>	Oever	1293	26
<i>Ranunculus fluitans</i>	Water	175	2
<i>Ranunculus hederaceus</i>	Water	-	-
<i>Ranunculus peltatus / R. penicillatus</i>	Water	2	-
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Water	6	-
<i>Sanguisorba officinalis</i>	Oever	5	-
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Oever	558	26
<i>Sparganium emersum</i>	Water	2	-
<i>Stellaria alsine</i>	Oever	182	2
<i>Veronica beccabunga</i>	Oever	726	101
<i>Viola palustris</i>	Oever	-	-
<i>Zannichellia palustris</i> subsp. <i>palustris</i>	Water	2	-

Tabel 7.5 Streefbeeldsoorten planten van de midden- en benedenloop van de Geul (beek, oever en natte beekdal), op basis van hun KRW-indicatie (categorie 1 en 2) in combinatie met de streefbeelden voor heuvellandbeken in Limburg (HRM, HRI, A8.1). *verdwenen uit Geul-systeem.

Taxon	Groeiplaats	Aantal waarnemingen Geul-systeem	
		NDFF>=2000	WL
<i>Aconitum vulparia</i>	Oever	292	-
<i>Alchemilla glabra</i>	Oever	-	-
<i>Alchemilla xanthochlora</i>	Oever	1	-
<i>Alnus glutinosa</i>	Oever	362	123
<i>Callitriche brutia</i> var. <i>hamulata</i> *	Water	-	-
<i>Callitriche platycarpa</i>	Water	25	-
<i>Caltha palustris</i> subsp. <i>palustris</i>	Oever	423	18
<i>Carex disticha</i>	Oever	100	-
<i>Carex elongata</i>	Oever	8	-
<i>Carex paniculata</i> subsp. <i>paniculata</i>	Oever	112	-
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	Oever	249	3
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	Oever	328	12
<i>Cirsium oleraceum</i>	Oever	103	-
<i>Dipsacus pilosus</i>	Oever	911	4
<i>Elodea canadensis</i>	Water	1	-
<i>Equisetum telmateia</i>	Oever	960	15
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Water	27	9
<i>Glyceria notata</i>	Water	90	43
<i>Groenlandia densa</i>	Water	-	-
<i>Helosciadium nodiflorum</i>	Water	189	36
<i>Hypericum tetrapterum</i>	Oever	103	-
<i>Impatiens noli-tangere</i>	Oever	172	-
<i>Myosotis laxa</i> subsp. <i>caespitosa</i>	Oever	10	-
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Water	-	-
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Water	3	-
<i>Nasturtium officinale</i>	Water	83	28
<i>Nuphar lutea</i>	Water	8	-
<i>Persicaria bistorta</i>	Oever	276	1
<i>Potamogeton alpinus</i>	Water	-	-

Taxon	Groeiplaats	Aantal waarnemingen Geul-systeem	
		NDFF >= 2000	WL
<i>Potamogeton compressus</i>	Water	-	-
<i>Potamogeton lucens</i>	Water	-	-
<i>Potamogeton mucronatus</i>	Water	-	-
<i>Potamogeton natans</i>	Water	53	-
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Water	5	-
<i>Potamogeton trichoides</i>	Water	1	-
<i>Primula elatior</i>	Oever	1293	26
<i>Ranunculus circinatus</i>	Water	-	-
<i>Ranunculus fluitans</i>	Water	175	2
<i>Ranunculus hederaceus</i>	Water	-	-
<i>Ranunculus peltatus</i> / <i>R. penicillatus</i>	Water	2	-
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Water	6	-
<i>Sanguisorba officinalis</i>	Oever	5	-
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Oever	558	26
<i>Sparganium emersum</i>	Water	2	-
<i>Stellaria alsine</i>	Oever	182	2
<i>Veronica beccabunga</i>	Oever	726	101
<i>Zannichellia palustris</i> subsp. <i>palustris</i>	Water	2	-

8 Scenario-analyses maatregelpakketten

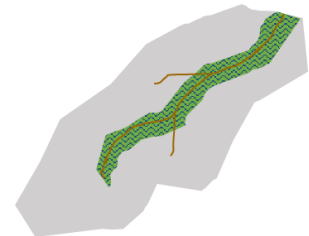
8.1 Beschrijving scenario's

De methode voor het in kaart brengen van stressoren in de huidige situatie is gebruikt om de effecten van toekomstscenario's waarin verschillende maatregelpakketten worden ingezet in beeld te brengen. Deze scenario's zijn samen met de projectgroep van waterschap Limburg opgesteld. Een deel van de maatregelen komt ook voor in het programma 'Water in balans' van waterschap Limburg. 'Het gaat telkens om combinaties van maatregelen, die ingrijpen op verschillende schaalniveaus, variërend van grootschalige ingrepen in de hydrologische situatie of het landgebruik tot specifieke maatregelen op trajectniveau, zoals het inbrengen van dood hout.

In totaal zijn 8 scenario's opgesteld, met voor sommige scenario's nog een aantal deelscenario's, waarbij verschillende varianten binnen hetzelfde thema worden uitgevoerd. Een korte beschrijving wordt hieronder gegeven.

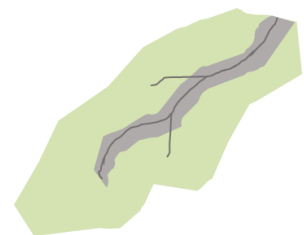
Sc1: Demping piekafvoeren door aanpassingen aan de beek en het beekdal.

Door aanpassingen aan het profiel van de beek, zodat geleidelijke overgangen tussen beek en beekdal worden hersteld, wordt de afvoerdynamiek gereduceerd. Deze aanpassing maakt het mogelijk dat de beek op plekken waar laagtes aanwezig zijn (bredere dalen) kan gaan inunderen bij hogere afvoeren; hierdoor worden piekafvoeren benedenstrooms nog verder gereduceerd. Stuwen zijn overbodig geworden in dit scenario en worden verwijderd. Vanwege de (periodieke) vernatting van het beekdal/de oeverzone ondergaat deze een functieverandering wanneer er sprake is van landbouwkundig gebruik, waarbij het gebruik wordt gewijzigd in natuurgrasland met een verminderde af- en uitspoeling van stoffen.

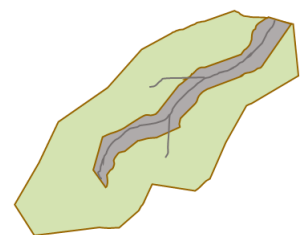


Sc2: Water langer vasthouden op landbouwpercelen en in bosgebieden op plateaus en hellingen.

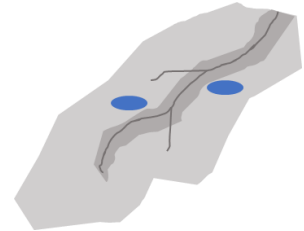
2a: Water langer vasthouden in het afwateringsgebied door aanpassingen aan landbouwpercelen. Door middel van het inbrengen van organische stof in de bodem van agrarische percelen, aanpassingen aan de drainagemiddelen en het verminderen van oppervlakkige afspoeling op landbouwpercelen door bijvoorbeeld dwars op de hoogtelijnen te ploegen en in bosgebieden greppels en andere snel afwaterende elementen (paden) te verwijderen of aan te passen verdwijnt neerslag niet direct naar de beken maar infiltreert het veel meer lokaal in de bodem. Hierdoor treedt tegelijkertijd een daling op van de toevoer van nutriënten, slib en toxische stoffen vanaf landbouwpercelen naar de beek (aanname 50%).



2b: Plateau-ontwikkeling: Water langer vasthouden op percelen afwateringsgebied via aanleg of herstel drempels in het landschap, zoals ruige vegetatie, graften en aarden walletjes langs percelen.

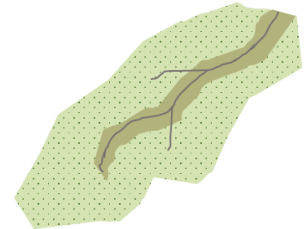


2c: Water langer vasthouden afwateringsgebied via regenwaterbuffers die water in afwateringsgebied verzamelen en langzaam aan de beek afgeven. Regenwaterbuffers worden daarbij niet gedifferentieerd naar hun infiltratiemogelijkheden vanwege onvoldoende gegevens.

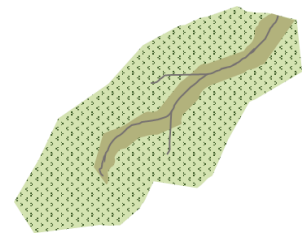


Sc3: Functiewijziging agrarische percelen in afwateringsgebieden (plateaus en hellingen).

3a: Functiewijziging agrarische percelen afwateringsgebieden met akkerbouw naar grasland. Sterk belastende en erosiegevoelige teelten, zoals mais, worden in de afwateringsgebieden vervangen door intensief grasland, waardoor de uit- en afspoeling van nutriënten, slib en toxische stoffen daalt.

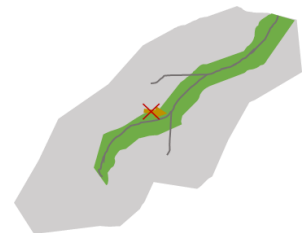


3b: Functiewijziging agrarische percelen afwateringsgebieden met akkerbouw naar bos, waardoor de uit- en afspoeling van nutriënten, slib en toxische stoffen sterk gereduceerd wordt.

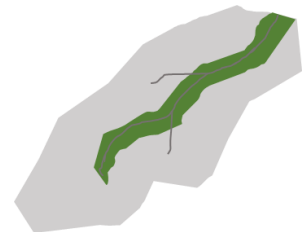


Sc4: Functieverandering agrarische percelen in beekdalzone.

4a: De beekdalzone ondergaat een functieverandering, waarbij de delen die nu in landbouwkundig gebruik zijn de functie natuurgrasland krijgen. Natuurgrasland heeft een onregelmatige structuur, waarbij is aangenomen dat driekwart (75%) van de af- en uitspoeling wordt geïnfiltreerd.



4b: Functiewijziging beekdalzone agrarisch gebruik naar bos, waardoor de uit- en afspoeling van nutriënten, slib en toxische stoffen sterk gereduceerd wordt. De bomen zorgen daarnaast voor beschaduwing van de beek.



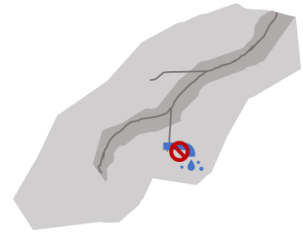
Sc5: Saneren puntbronnen (excl. overstorten).

Sanering van alle puntlozingen op de (zij)beken van overige bronnen (o.a. rijkswegen, spoorlijnen, sportvelden, industriële complexen, RWZI effluent).

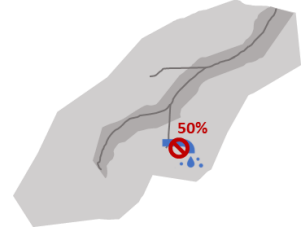


Sc6: Saneren overstorten.

6a: Alle overstorten, die bij hevige regenval rioolwater direct op de beek overstorten. Daarnaast een afname van piekafvoeren met 50% en een volledig herstel van het profiel van beken, waarbij insnijdingen door eerdere piekafvoeren ongedaan zijn gemaakt.

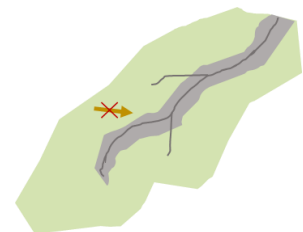


6b: Idem, maar met reductie uitwerp ca. 50%. Gemeenten passen hun rioolstelsel aan, zodat alle overstorten in het stroomgebied gesaneerd kunnen worden of de uitwerp vermindert met 50% of in volume of in frequentie van overstorten. Hierbij is de chemische stress afkomstig van puntbronnen weggenomen. Daarnaast is de invloed van piekafvoeren gehalveerd in de categorie hydraulische stress. Ook is aangenomen dat de insnijdingen die door deze piekafvoeren zijn veroorzaakt, zijn hersteld, waarbij het profiel van de beek zich in een optimale staat bevindt.



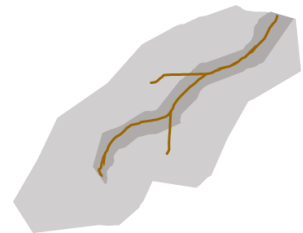
Sc7: Verbeterde landbouwtechniek.

Door verbeterde technieken en verminderen van het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen en bemesting halveert voor alle gewassen de af- en uitspoeling van nutriënten, slib en toxische stoffen in het stroomgebied (aanzet tot circulaire landbouw). Hiermee wordt niet de af- en uitspoeling zelf aangepakt, maar wel de lading aan nutriënten, slib en toxische stoffen verminderd.



Sc8: Alleen maatregelen in de beek zelf.

Er worden alleen maatregelen in de beek uitgevoerd zoals het inbrengen van hout en het verruwen van het profiel, met als gevolg mogelijk lokale inundaties.



8.2 Parametrisering scenario's

De modelaanpassingen zijn gedaan door voor ieder scenario de stressorscores voor de stressoren die door de maatregelen worden beïnvloed naar rato op basis van maatregel-effectkennis of een inschatting van de te verwachten effecten aan te passen. Hierbij wordt het SESA-model zo aangepast dat de nadelige invloed van een stressor geheel of gedeeltelijk vervalt op het schaalniveau dat voor het scenario relevant is (Tabel 8.1). Deze aanpassingen worden in de SESA doorgevoerd door per scenario weegfactoren te gebruiken voor de relevante stressoren, welke zijn beschreven in Tabel 8.2.

De scenario's zijn enkel modelmatig uitgewerkt en niet getoetst aan gegevens. Er wordt bij de berekeningen uitgegaan van een optimale effectiviteit op het moment van de effectbepaling, m.a.w. de eindsituatie over circa 10-20 jaar. Bijvoorbeeld bij de aanleg van bos worden de effecten bepaald op basis van een goed ontwikkeld bos met zware beschaduwing en niet op basis van ontwikkelingsfase, waarbij de jonge bomen de beek nog niet volledig beschaduwden.

Tabel 8.1 Maatregelscenario's en de schaal of deelgebied waarop een scenario doorwerkt in het stroomgebied.

Scenario	Omschrijving	Schaal toepassing in SESA
Sc1	Demping piekafvoeren	Beekdalbufferzone, beek
Sc2a	Vasthouden op perceel	Stroomgebied
Sc2b	Vasthouden aarden walletjes en graften	Stroomgebied
Sc2c	Vasthouden regenwaterbuffer	Stroomgebied
Sc3a	Teeltwijziging akker > grasland	Afwateringsgebieden
Sc3b	Teeltwijziging akker > bos	Afwateringsgebieden
Sc4a	Omvorming naar natuurgraslanden	Beekdalbufferzone
Sc4b	Bebossing	Beekdalbufferzone
Sc5	Geen puntlozingen	Beek
Sc6a	Geen overstorten	Beek
Sc6b	Halvering overstort	Beek
Sc7	Landbouwverbetering	Stroomgebied
Sc8	Maatregelen in de beek zelf	Beek

8.3 Berekening nieuwe cumulatieve stress-score

Door de weegfactoren uit Tabel 8.2 toe te passen op de stressoren zijn de nieuwe stress-scores berekend, conform de aanpak voor de huidige situatie (Figuur 8.1). Voor ieder scenario is de berekende ruimtelijke verdeling van stress-scores op kaart weergegeven en vergeleken met de cumulatieve stress-score voor de huidige situatie.



Figuur 8.1 Berekeningsstappen binnen de SESA-methode bij scenario-analyse.

Tabel 8.2 Weegfactoren ten behoeve van het doorrekenen scenario's om aanpassingen door te voeren in de SESA Geul. Iedere stressor is voorzien van een weegfactor, waarbij een factor 1 geen verandering t.o.v. huidige waarde in de SESA betekent, een factor 0 aangeeft dat stress van deze factor vervalt en tenslotte een factor die tussen 0-1 ligt de stress met een bepaald deel vermindert.

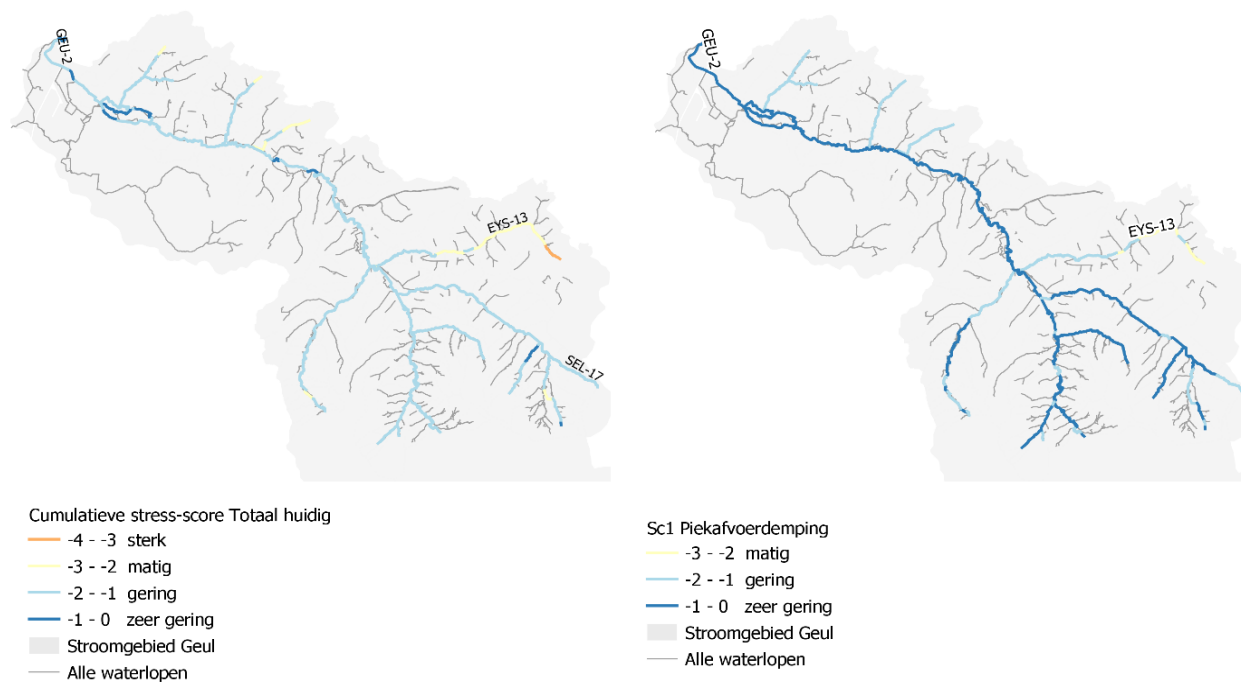
Ruimtelijke eenheid	Hoofd-parameter-groep	Parameter-Groep	Sc1a	Sc2a	Sc2b	Sc2c	Sc3a	Sc3b	Sc4a	Sc4b	Sc5	Sc6a	Sc6b	Sc7	Sc8
Korte naam			Piekafvoerdemping	Vasthouden perceel	Vasthouden plateau walleitjes	Vasthouden regenwaterbuffers	Teeltwijziging akker > gras	Teeltwijziging akker > bos	Beekdal natuurgraslanden	Beekdal bebossen	Geen puntlozingen (excl. overstorten)	Geen overstorten	Halvering overstorten	Landbouw-verbetering	In de beek zelf
Afwaterings-/zijstroomgebied	(Geo)hydrologie	Af- en Uitspoeling	1	0.25	0.5	0.5	0.5	0.25	1	1	1	1	1	1	1
		Kwel	1	0.5	0.75	1	0.75	0.75	1	1	1	1	1	1	1
	Diffuse bronnen	Nutriënten	1	0.5	0.5	1	0.75	0.5	1	1	1	1	1	0.5	1
		Slib	1	0.25	0.25	0.5	0.5	0.25	1	1	1	1	1	0.5	1
Beekdal-bufferzone	Hydrologie	Af- en uitspoeling	0.25	0.5	0.75	1	0.75	0.75	0.5	0.25	1	1	1	1	1
		Kwel	1	0.75	1	1	0.75	0.75	1	1	1	1	1	1	1
	Diffuse bronnen	Nutriënten	0.5	0.5	0.75	1	0.75	0.75	0.5	0.25	1	1	1	0.5	1
		Slib	0.25	0.25	0.5	0.75	0.75	0.75	0.5	0.25	1	1	1	0.5	1
Beek	Fysisch/ systeem-voorwaarden	Temperatuur	1	1	1	1	1	1	1	0	0.5	0.5	0.75	1	1
		Verhang	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
		Beschaduwing	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
		Hydraulisch	Piekafvoeren	0.25	0.25	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	1	0.75	0.75	0.75	0.75
	Lage afvoer/ stagnatie		0.25	0.5	0.75	1	0.75	0.75	0.75	1	1	1	1	1	1
	Droogval		0.25	0.5	0.75	1	0.75	0.75	0.75	1	1	1	1	1	1
	Stromings-variantie		0.25	1	1	1	1	1	1	0.75	0	1	1	1	1
	Morfologie	Stuwung	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
		Profiel	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0.5	1	1
		Substraat	0.25	0.5	0.5	0.75	1	1	1	0.75	0	0.5	0.5	0.75	1
	Beheer& Onderhoud	Oever-begroeiing	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
		Maaibeheer	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
	Puntbronnen	RWZI	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1
		Overstort	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0.5	1
Infrastructuur		1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	
Spoor		1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	
Industrie		1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	
Overige		1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	

8.4 Resultaten scenario-analyses

Per scenario zijn steeds twee figuren afgebeeld. Links staat steeds de huidige situatie en rechts het resultaat na uitvoering van het maatregelpakket binnen het betreffend scenario.

Sc1: Damping piekafvoeren door aanpassingen aan de vorm van de beek en het beekdal.

Voor dit scenario is er een duidelijk effect te zien in een groot deel van het stroomgebied door een gecombineerde aanpak van de hydrologie, morfologie, diffuse bronnen en stuwen (Figuur 8.2). Herstel van de geleidelijke overgangen tussen beek en beekdal waardoor de beek bij pieken kan gaan inunderen, het verwijderen van stuwen en de functieverandering van de vernatte percelen in de beekdalzone met een verminderde af- en uitspoeling van stoffen leiden samen tot een groot effect. Lokaal is er wel nog de invloed van chemische stress uit puntbronnen te zien.

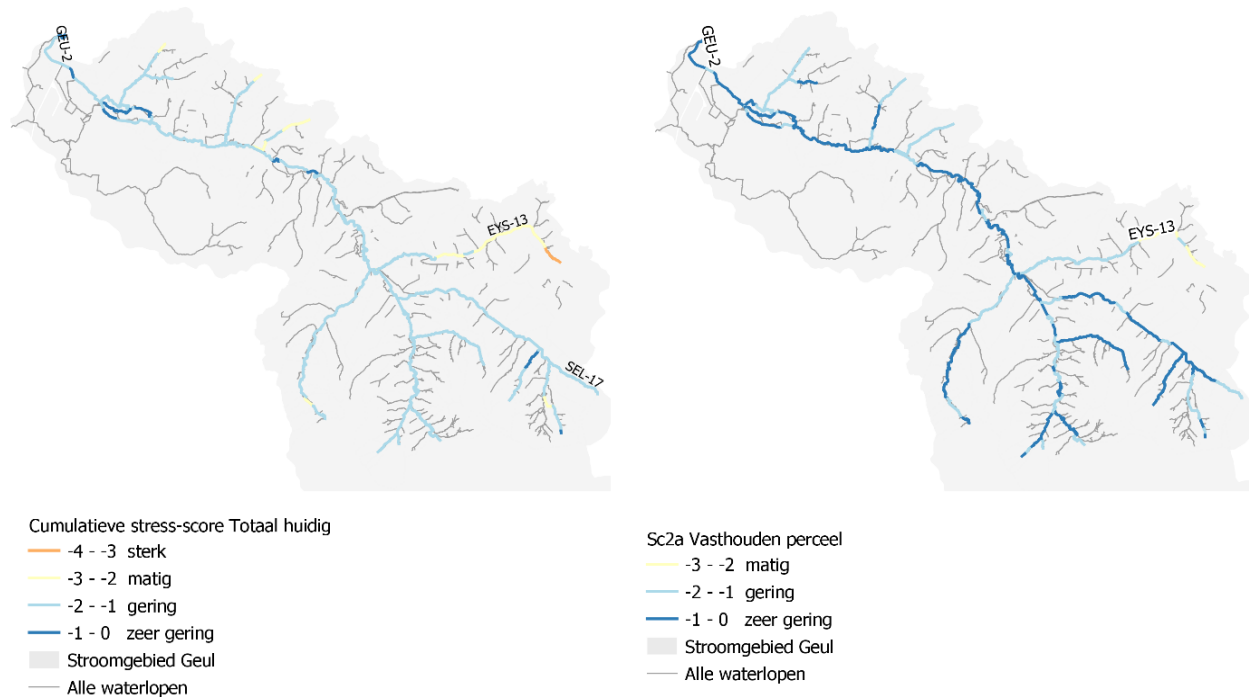


Figuur 8.2 Cumulatieve stress in de huidige situatie (links) en na uitvoering scenario 1 (rechts); demping piekafvoeren door aanpassingen aan de beek en het beekdal.

Sc2: Water langer vasthouden op landbouwpercelen en in bosgebieden afwateringsgebieden.

2a: Water langer vasthouden in de afwateringsgebieden door aanpassingen aan landbouwpercelen.

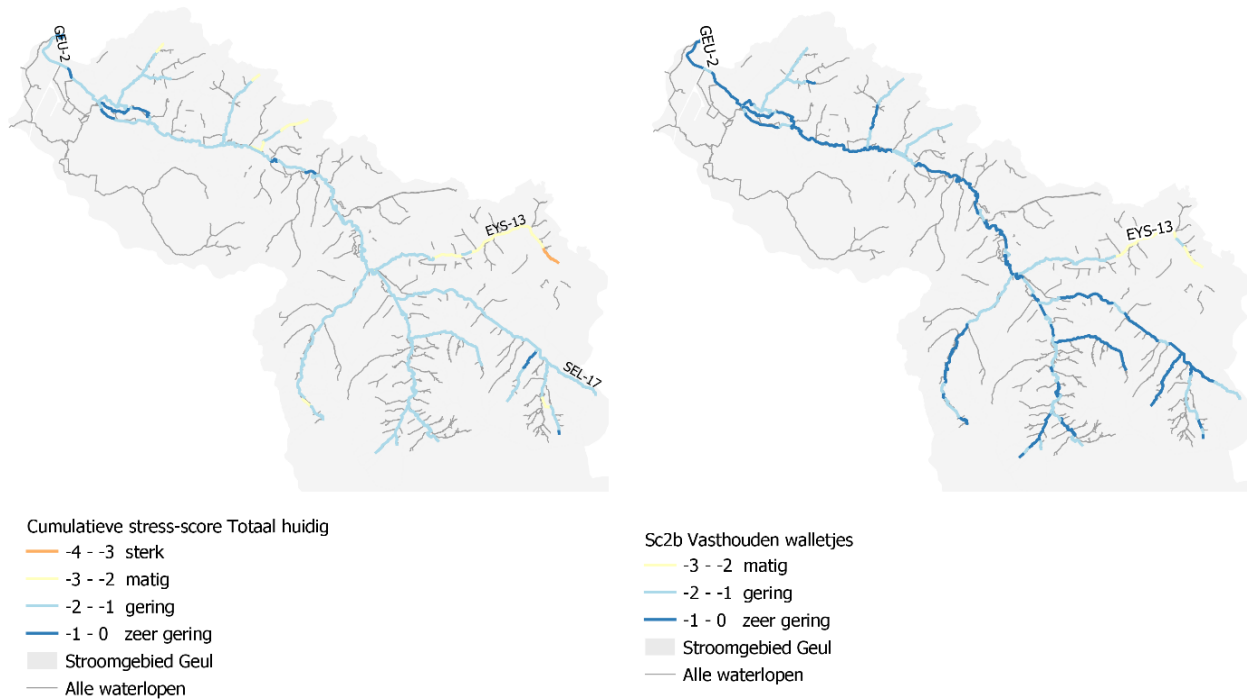
Wanneer water langer wordt vastgehouden op de landbouwpercelen door maatregelen te treffen om het vochtvasthoudend en infiltrerende vermogen van de percelen te verbeteren, waardoor de afstroming van water, stoffen en sediment wordt beperkt, is er een duidelijke afname in cumulatieve stress-scores te zien (Figuur 8.3). Dit zou resulteren in een zeer goede situatie in het grootste deel van de hoofdloop en enkele zijbeken van de Geul.



Figuur 8.3 Cumulatieve stress in de huidige situatie (links) en na uitvoering scenario 2a (rechts); water langer vasthouden op landbouwpercelen.

2b: Water langer vasthouden in de afwateringsgebieden met behulp van aarden walletjes en ruige vegetatie langs landbouwpercelen en plateauranden.

Het water vasthouden door middel van de aanleg van aarden walletjes langs landbouwpercelen heeft een vergelijkbaar positief effect op de Geul en zijbeken als het voorgaande scenario (Figuur 8.4). Hierdoor wordt voorkomen dat het met stoffen en sediment opgeladen water direct oppervlakkig afstroomt.

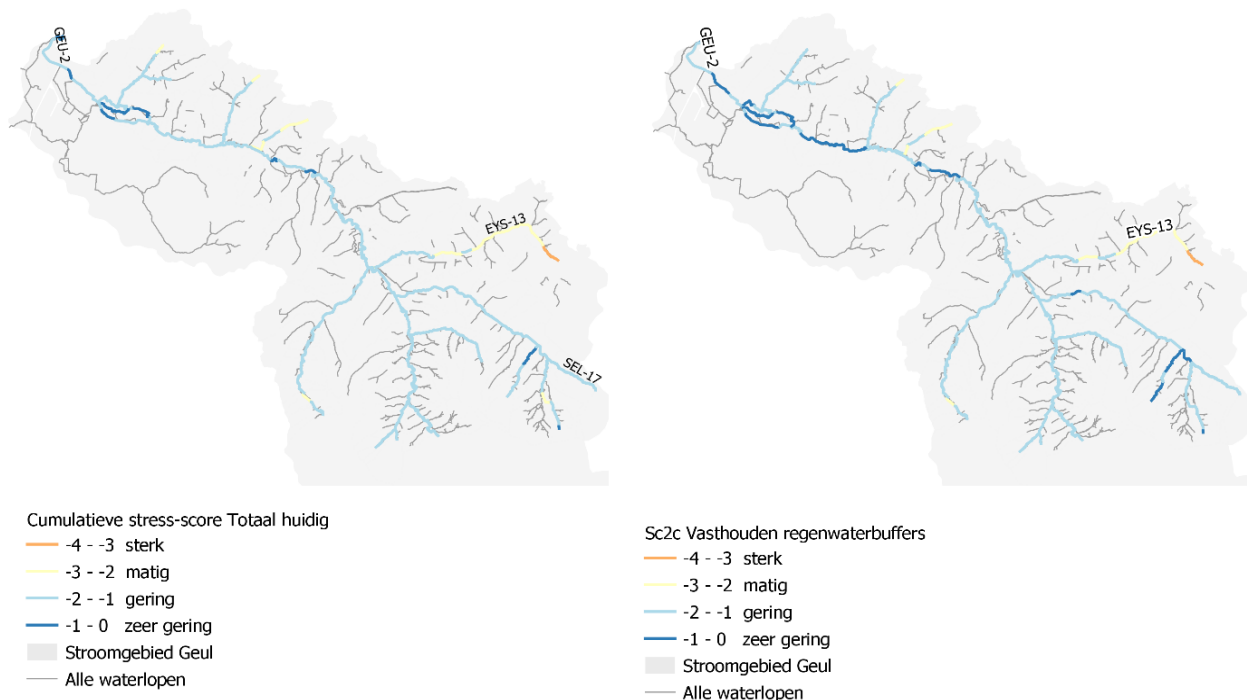


Figuur 8.4 Cumulatieve stress in de huidige situatie (links) en na uitvoering scenario 2b (rechts); water langer vasthouden op landbouwpercelen met behulp van aarden walletjes.

2c: Water langer vasthouden in de afwateringsgebieden via regenwaterbuffers.

De aanleg van meer regenwaterbuffers in de afwateringsgebieden heeft volgens de scenarioberekening slechts een zeer beperkt toegevoegd positief effect op de cumulatieve stress-score, waarbij er vooral een verbetering optreedt in de benedenloop van de Geul (Figuur 8.5). Hierbij moet worden opgemerkt dat in dit scenario uitgegaan is van een beperkte functionaliteit van de buffers wat betreft het afvangen van de totale hoeveelheid oppervlakkig afstromend water en sediment uit de afwateringsgebieden (niet de beekdalzone) met vooral een invloed op de hydraulische effecten (piekafvoeren) en een vermindering van de sliblast. Er wordt uitgegaan van een situatie waarbij het water kort wordt vastgehouden (max. 24 uur), een beperkte capaciteit (bij hevige buien stroomt de berging over) en dat de stoffenlast niet wordt verminderd.

Mogelijk kunnen de buffers in werkelijkheid efficiënter functioneren. Om dit goed in te kunnen schatten zal in de praktijk een hoger detailniveau nodig zijn met betrekking tot de werking van de buffers, bijvoorbeeld de grootte van de regenwaterbuffer en de werkelijke leegloopsnelheid om de effecten van de buffers beter te kunnen inschatten. Deze moeten in de toekomst worden toegevoegd aan de SESA.

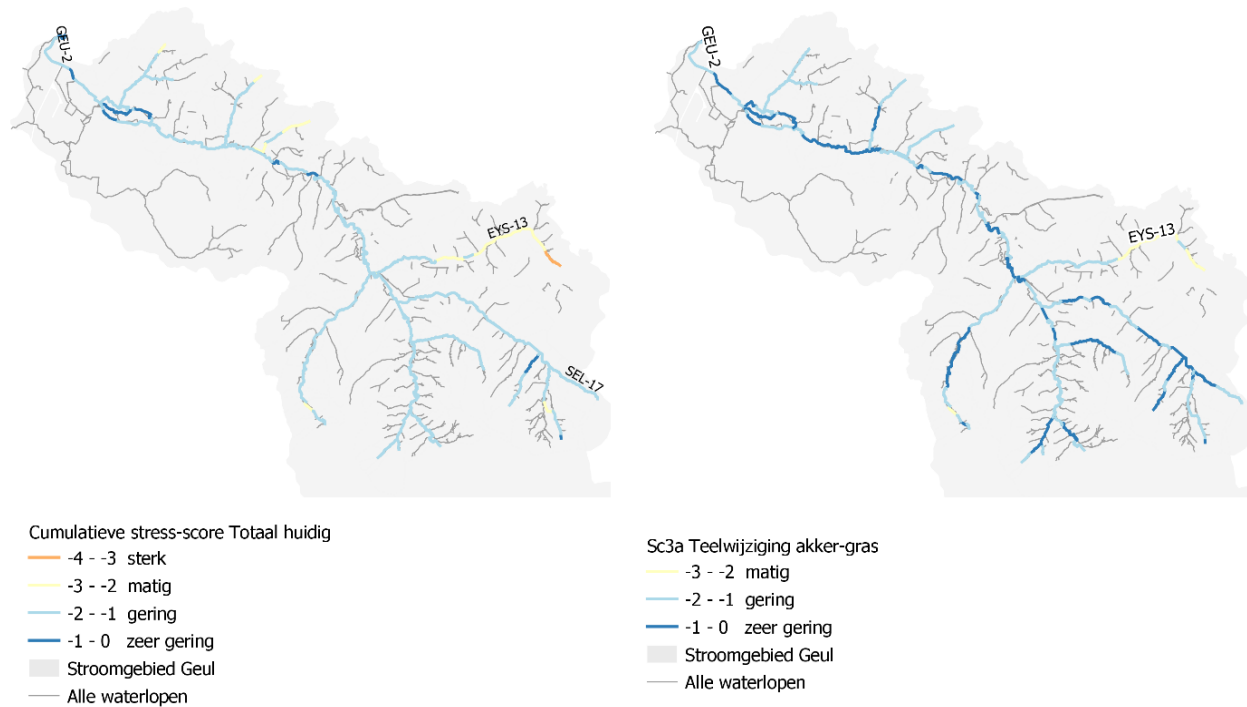


Figuur 8.5 Cumulatieve stress in de huidige situatie (links) en na uitvoering van scenario 2c (rechts); water langer vasthouden in regenwaterbuffers.

Sc3: Functiewijziging agrarische percelen in afwateringsgebieden.

3a: Functiewijziging agrarische percelen afwateringsgebieden akkers naar grasland.

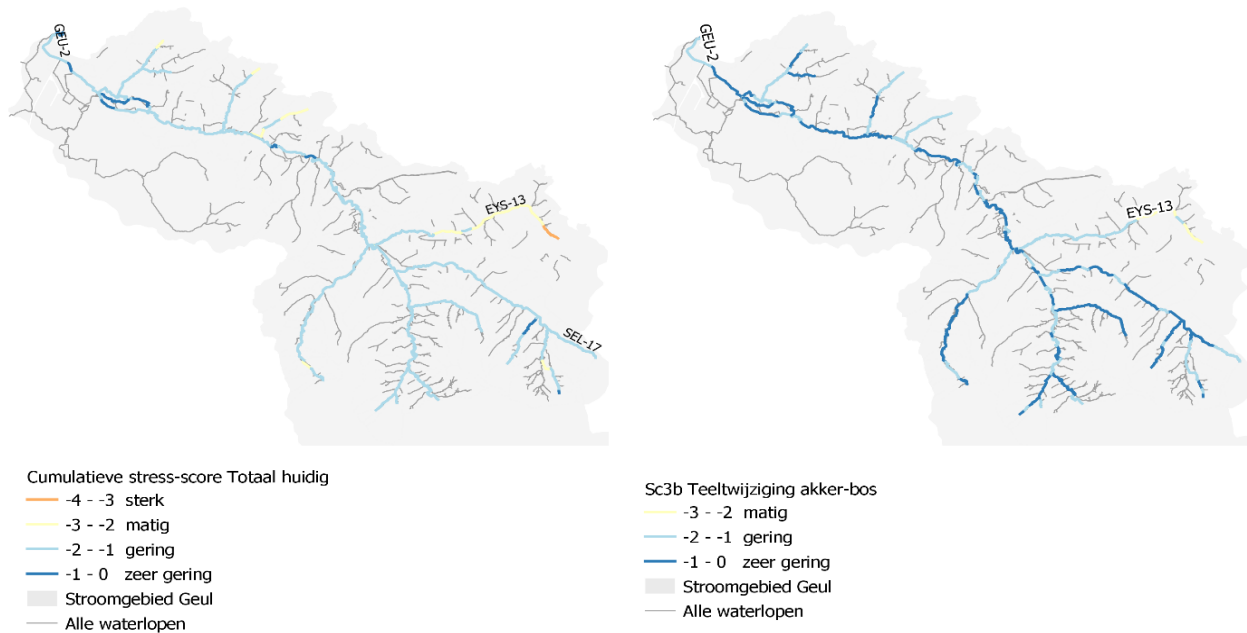
Voor het scenario waarin percelen met akkerbouw in de afwateringsgebiedjes worden omgezet naar de landgebruiksvorm extensief grasland is er een duidelijk positief effect te zien door een reductie van de afstroming van water en de diffuse chemische stress die van de percelen afkomstig is. De effecten hiervan zijn verspreid over het hele stroomgebied aan te treffen (Figuur 8.6).



Figuur 8.6 Cumulatieve stress in de huidige situatie (links) en na uitvoering van scenario 3a (rechts); functiewijziging agrarische percelen in afwateringsgebieden naar grasland.

3b: Functiewijziging agrarische percelen afwateringsgebieden naar bos.

Bij een teeltwijziging van akkerland naar bos in afwateringsgebiedjes is er een effect te zien dat lijkt op het voorgaande scenario, maar waarbij de effecten lokaal positiever uitpakken als gevolg van minder afstroming en chemische diffuse stress uit de afwateringsgebieden (Figuur 8.7).

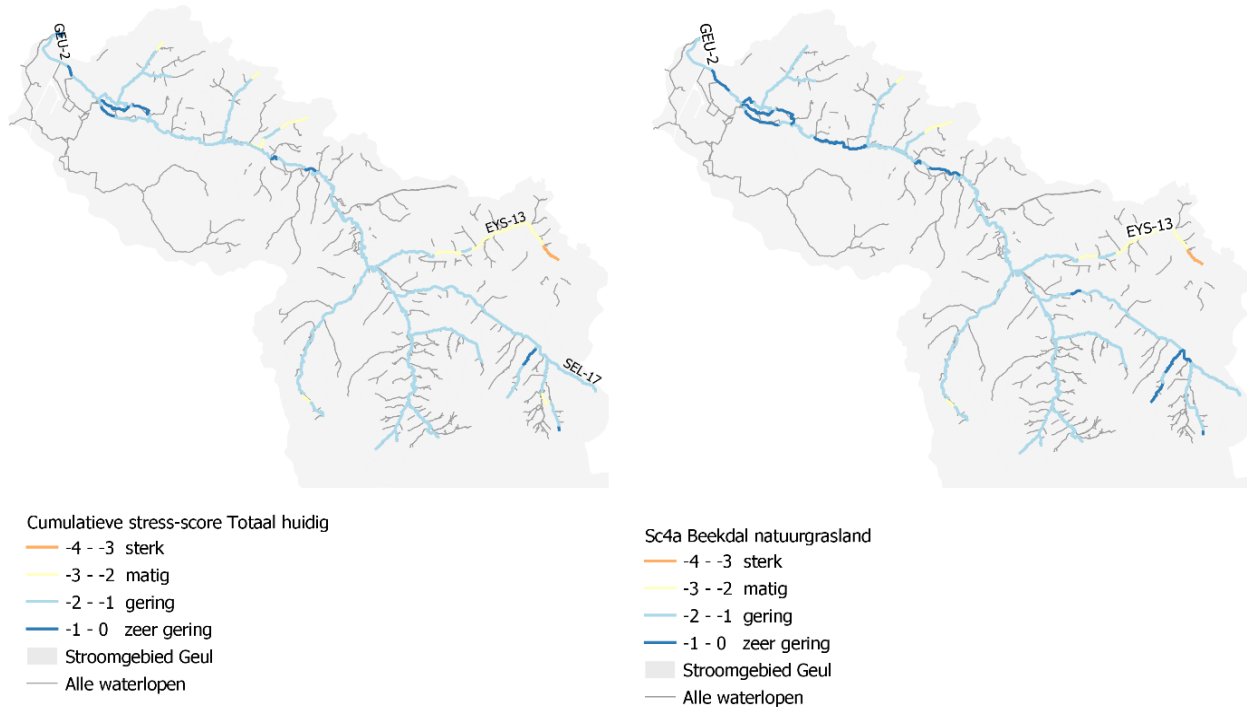


Figuur 8.7 Cumulatieve stress in de huidige situatie (links) en na uitvoering van scenario 3b (rechts); functiewijziging agrarische percelen in afwateringsgebieden naar bossen.

Sc4: Functieverandering beekdalzone van landbouw naar natuur.

4a: De beekdalzone ondergaat een functieverandering naar grazige natuur.

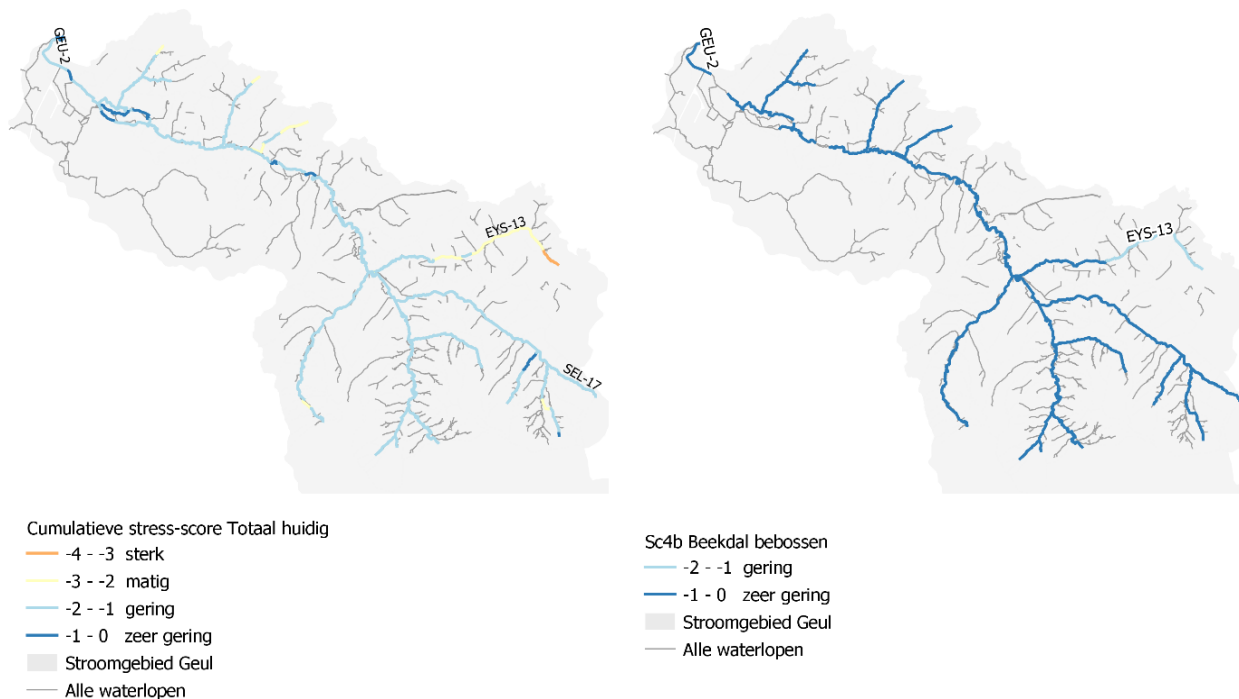
De omzetting van agrarische landgebruiksfuncties in de beekdalzones naar natuurgrasland heeft maar een zeer beperkt effect op de stress in de beken (Figuur 8.8). Dit geeft aan dat deze maatregelen veel effectiever kunnen worden toegepast in de afwateringsgebieden.



Figuur 8.8 Cumulatieve stress in de huidige situatie (links) en na uitvoering van scenario 4a (rechts); functieverandering agrarische percelen in beekdalzone naar natuurgrasland.

4b: Functiewijziging beekdalzone naar bos.

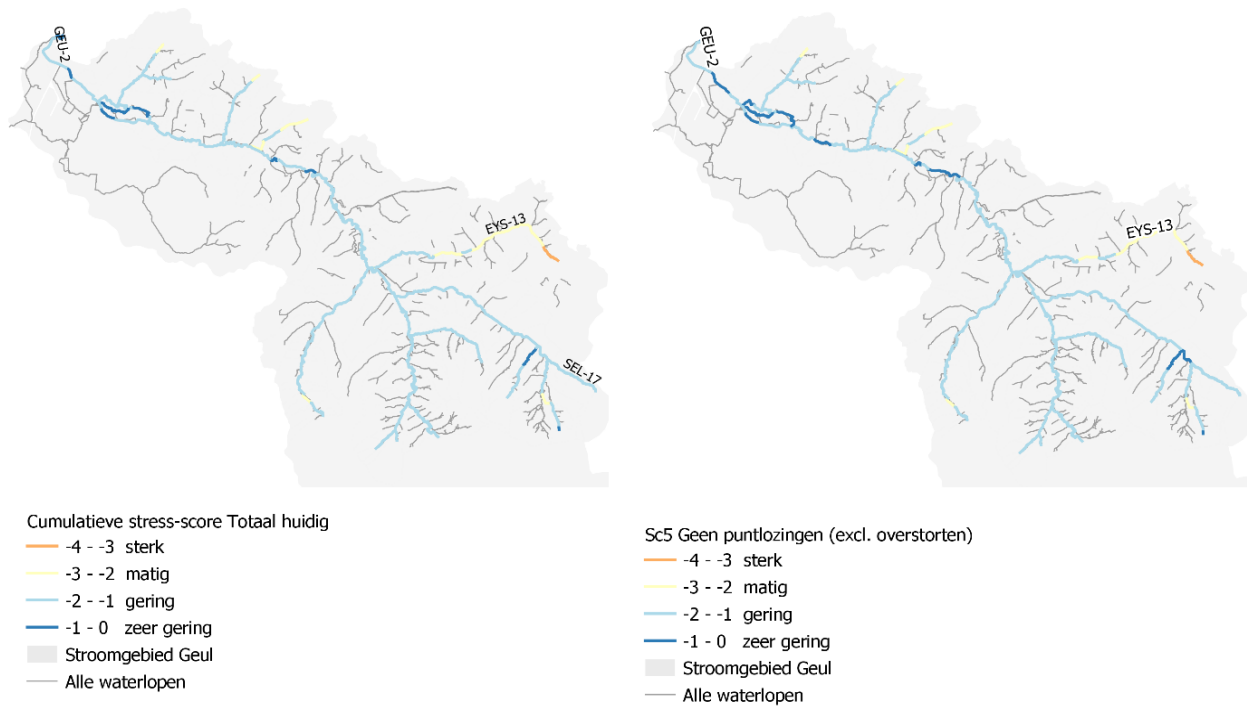
In tegenstelling tot het vorige scenario heeft het bebossen van de beekdalzone grote effecten op de cumulatieve stress in de beken (Figuur 8.9). De reden hiervoor is dat, naast een effect op de diffuse bronnen, ook in de beek verschillende stressoren worden gemitigeerd of opgeheven door de aanwezigheid van bomen op de oever via bijvoorbeeld beschaduwing, substraat en oevervorm.



Figuur 8.9 Cumulatieve stress in de huidige situatie (links) en na uitvoering van scenario 4b (rechts); functieverandering agrarische percelen in beekdalzone naar bos.

Sc5: Saneren puntbronnen (excl. overstorten).

Het saneren van alle puntbronnen behalve de overstorten, bijvoorbeeld het effluent van RWZI's, water van infrastructuur of vijvers, heeft lokaal een klein effect op de totale stress, bijvoorbeeld in de Geul en de Eyserbeek (Figuur 8.10).

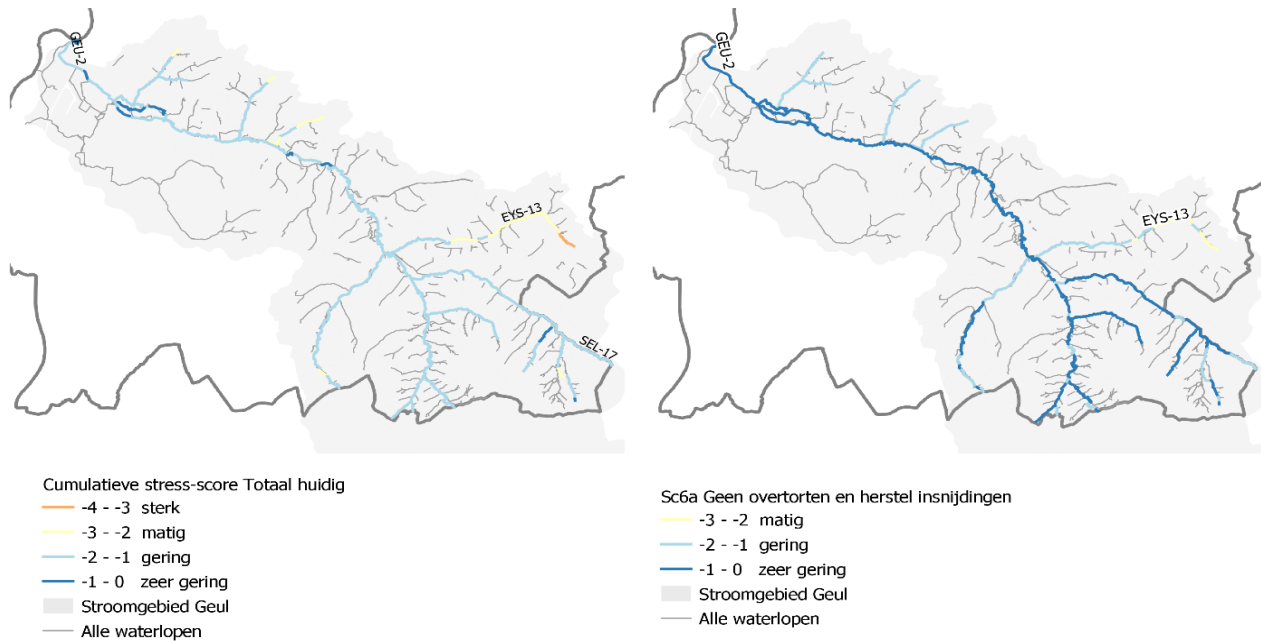


Figuur 8.10 Cumulatieve stress in de huidige situatie (links) en na uitvoering van scenario 5 (rechts); het saneren van puntlozingen, excl. overstorten.

Sc6: Saneren overstorten.

6a: Alle overstorten.

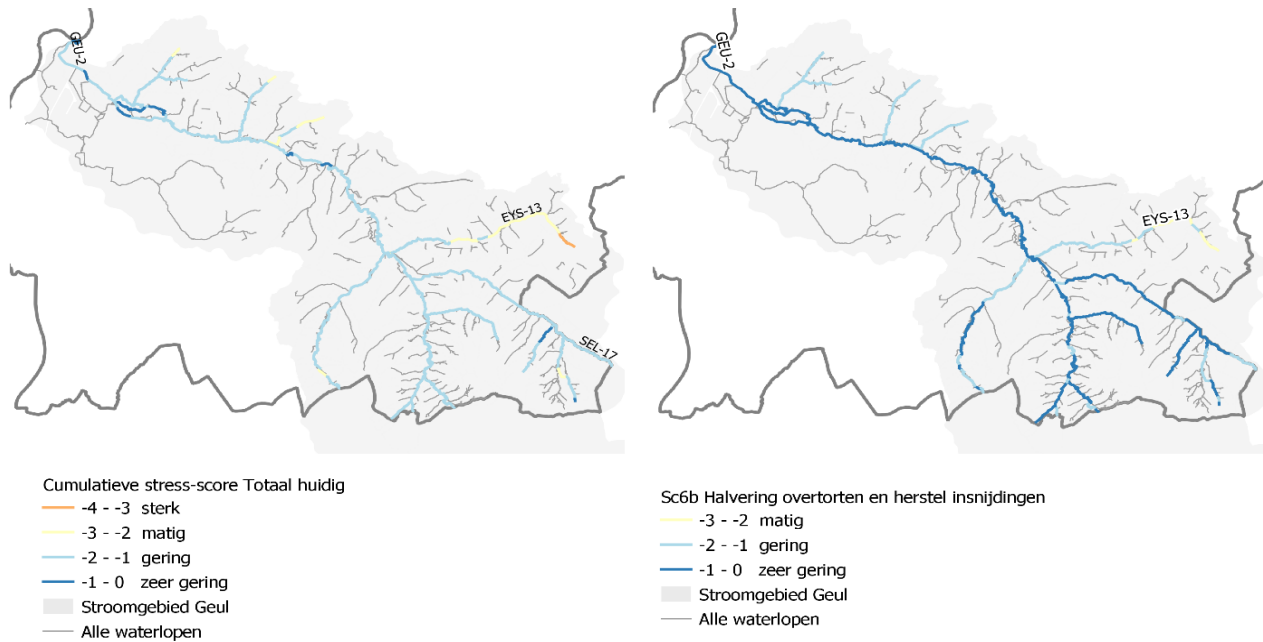
Het saneren van alle overstorten in het stroomgebied van de Geul zodat de chemische stress wordt weggenomen, in combinatie met het ongedaan maken van de effecten in de beek (hydraulisch, morfologie) heeft een sterk effect in het hele gebied (Figuur 8.11). De grootste reductie van de stress wordt bereikt in de bovenloop van de Eyserbeek.



Figuur 8.11 Cumulatieve stress in de huidige situatie (links) en na uitvoering van scenario 6a (rechts); saneren alle overstorten.

6b: Reductie uitworp met ca. 50%.

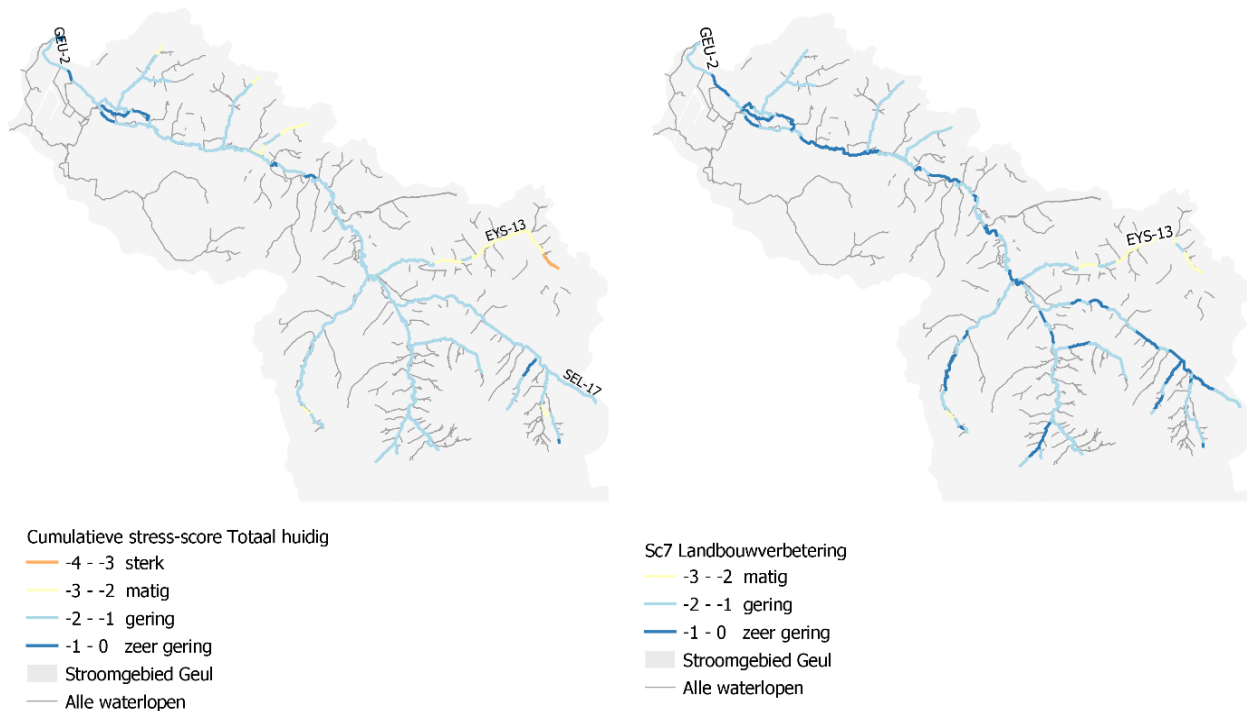
Het halveren van de uitworp van de overstorten in het stroomgebied, waarbij er vanuit wordt gegaan dat dit voldoende is om de hydraulische en morfologische effecten teniet te doen, heeft een zeer vergelijkbaar effect op de cumulatieve stress-scores als het volledig saneren van de overstorten (Figuur 8.12). Dit laat zien dat het positieve effect van piekafvoerreductie en morfologie overheerst over de chemische stress die de overstort veroorzaakt.



Figuur 8.12 Cumulatieve stress in de huidige situatie (links) en na uitvoering van scenario 6b (rechts); halveren impact overstorten.

Sc7: Verbeterde landbouwtechniek.

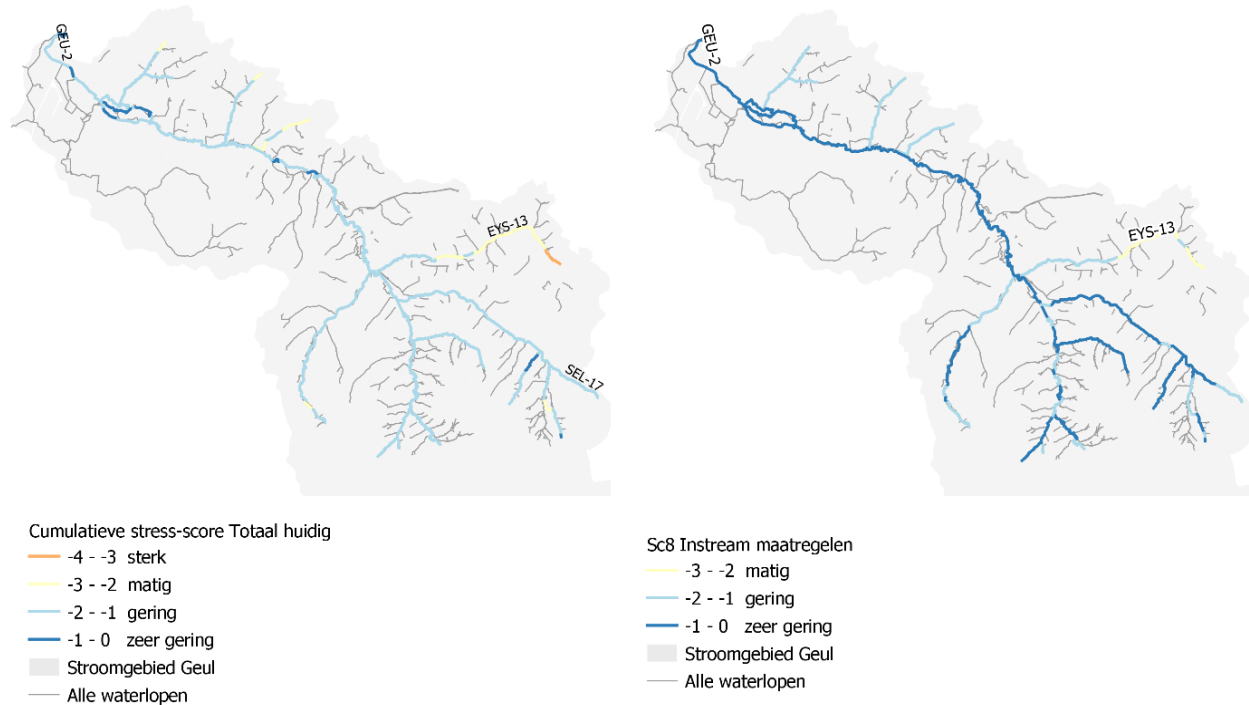
Het verbeteren van landbouwtechnieken, waardoor de helft van de oppervlakkige afspoeling van stoffen en sediment uit de afwateringsgebiedjes wordt gereduceerd, heeft een lokaal positief effect verspreid over het gehele stroomgebied (Figuur 8.13).



Figuur 8.13 Cumulatieve stress in de huidige situatie (links) en na uitvoering van scenario 7 (rechts); verbeterde landbouwtechniek.

Sc8: Alleen maatregelen in de beek zelf.

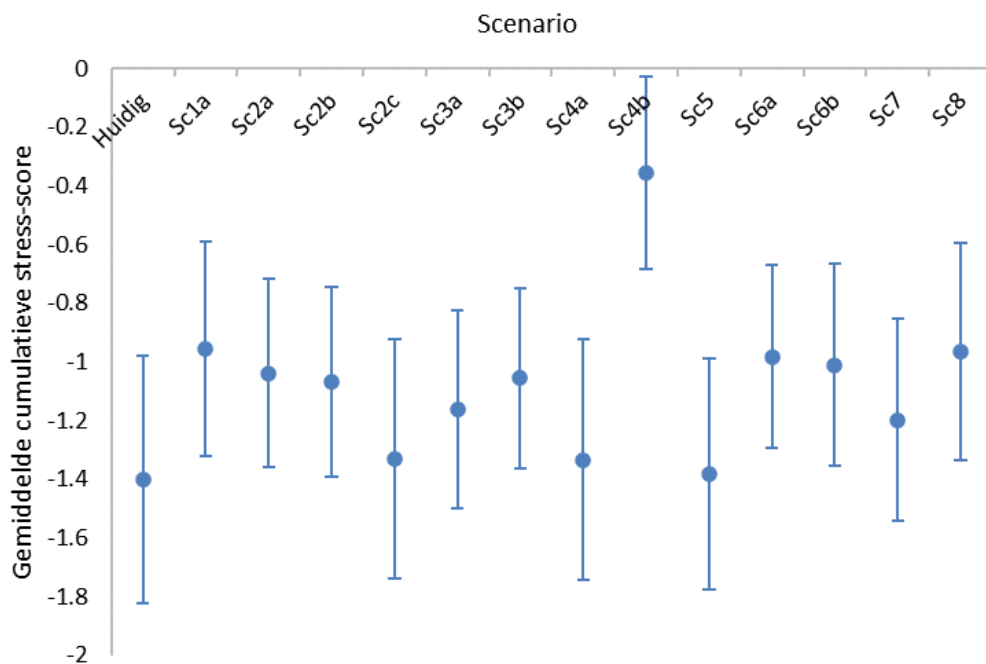
Voor dit scenario, waarbij aanpassingen in profiel, beheer en substraat plaatsvinden, zijn grote verschillen te zien in de cumulatieve stress-score. De verbeteringen zijn in het gehele stroomgebied te zien, met name in de hoofdloop van de Geul en de Selzerbeek (Figuur 8.14). De Eyserbeek blijft een relatief hoge stress houden door de aanwezigheid van puntbronnen.



Figuur 8.14 Cumulatieve stress in de huidige situatie (links) en na uitvoering van scenario 8 (rechts); alleen maatregelen in de beek zelf.

8.5 Totaalbeeld effecten scenario's

De traject-specifieke effecten bij toepassing van de verschillende scenario's kunnen ook worden samengevat in een gemiddelde stress-score per scenario (Figuur 8.15). Hieruit blijkt dat het bebossen van de beekdalzone de grootste positieve effecten heeft, gevolgd door een aantal uiteenlopende maatregelpakketten, variërend van ingrepen in de afwateringsgebieden (verminderen afspoeling van water, diffuse impact stoffen en sediment) tot morfologisch herstel van beek en beekdal via aanpassingen aan het profiel en het aanpakken overstorten. Het gaat telkens om maatregelpakketten die gelijktijdig meerdere stressoren aanpakken wat betreft de hydrologie, morfologie en chemie.



Figuur 8.15 Gemiddelde (± 1 standaardafwijking) stress-score trajecten per scenario.

9 Aanbevelingen

Dit rapport beschrijft de eerste toepassing van de SESA-methodiek voor heuvellandbeken, waarvoor aanpassingen zijn gedaan aan het model dat eerder ontwikkeld is voor laaglandbeken (Verdonschot et al. 2021, De Vries et al. 2022). Bij de ontwikkeling van de SESA-heuvellandbeken en tijdens het uitvoeren van de analyse zijn een aantal punten opgekomen die de aandacht in een toekomstige doorontwikkeling verdienen. Ook zijn op basis van discussies met de WL-projectgroep een aantal nog nader te onderzoeken opties voor het model naar voren gekomen. Deze worden hieronder per onderwerp besproken.

Hydrologie

In een eerdere toepassing van de SESA-methode op de laaglandbeek de Grootte Molenbeek (Verdonschot et al. 2021) is de factor versnelde afvoer opgenomen. Bij het uitvoeren van andere SESA's is echter gebleken dat het niet voor elk stroomgebied mogelijk is om deze factor goed in beeld te brengen. Hiervoor is het namelijk nodig om een hydrologische modellering van een historische situatie op te zetten door alle door de mens veroorzaakte hydrologische veranderingen uit een stroomgebied te verwijderen. Voor veel stroomgebieden, waaronder die van de Geul, was dit niet mogelijk omdat de complexiteit van de grondwaterstromingen niet voldoende in een model was gevat. Het moet worden onderzocht of er alternatieven zijn om deze factor op een andere manier mee te nemen.

De berekende hydrologische parameters zijn afhankelijk van de grootte van het bijbehorende afwateringsgebied. Een groter gebied levert immers potentieel meer water. Er dient nog onderzocht te worden of met deze waarden een correcte vergelijking tussen verschillende segmenten en/of afwaterings- en zijstroomgebieden en dus segmenten gemaakt is. Ook de verhouding tussen de lengte van het segment ten opzichte van de grootte van het afwateringsgebied speelt hierbij een rol. Corrigeren op lengte van segmenten verdient nader aandacht in plaats van de retentie standaard per segment mee te nemen. De gemodelleerde hydrologische parameters, zoals lage afvoer, kunnen dan verder worden aangescherpt.

Het opnemen van geochemische data zou de rol van kwel in beekdalzones kunnen versterken met een chemische component. Waarschijnlijk is hier wel aanvullend onderzoek (metingen) voor nodig om dit goed in beeld te krijgen.

Tenslotte zouden in de scenarioberekeningen de hydrologische effecten van bepaalde maatregelen vooraf kunnen worden berekend met de hydrologische modellen die ook gebruikt zijn voor de hydrologische berekeningen die ten grondslag liggen aan de SESA. Door dit te doen kan een beter beeld worden verkregen van de doorwerking op het watersysteem.

Regenwaterbuffers

Het effect van regenwaterbuffers op de beken kan in meer detail worden opgenomen in de SESA. Nu maakt het deel uit van de hydrologische berekening, maar is niet als een los element in het model opgenomen. Daarvoor moet er een classificatie gemaakt worden om te bepalen wanneer een regenwaterbuffer ecologische effecten heeft, bijvoorbeeld op basis van:

- vulfrequentie,
- opslagcapaciteit buffer,
- retentietijd,
- afwateringssnelheid,
- debiet ten opzichte van ontvangend water,
- overlaat bij volledige vulling.

Invloed bronnen en bronbeken op beeksystemen

Voor de invloed van bronnen op de beken kan de data worden uitgebreid met de afvoer per bron en eventueel de kwaliteit van het uittredende water.

Puntbronnen

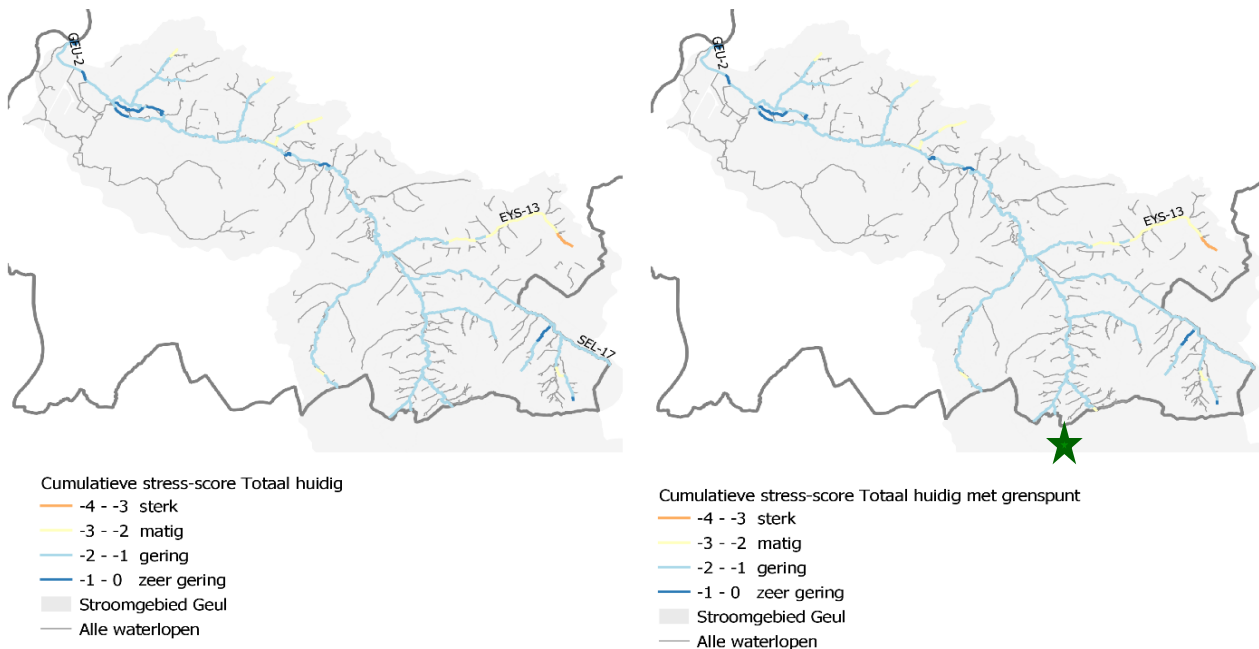
Het blijkt dat de gebruikte data van overstorten zoals die in de database zijn opgenomen soms geen goede afspiegeling geeft van de werkelijke situatie en de ecologische effecten die dat tot gevolg heeft. Dit heeft te maken met een verschil tussen de werkelijke uitwerp en frequentie en de opgegeven technische waarden en de lokale situatie. WL voert daarom een praktijktoets uit om de impact van overstorten te bepalen, welke voor een deel van het stroomgebied van de Geul inmiddels gereed is. Om een goed beeld van de impact van een overstort te krijgen zijn in ieder geval de volgende gegevens nodig van iedere overstort in het watersysteem:

- overstortfrequentie,
- debiet overstort ten opzichte van afvoer watergang,
- omvang peilfluctuatie bij overstort,
- chemische samenstelling vuilvracht,
- mate van thermische verontreiniging bij overstort,
- directe of indirecte (via zijwatergang) lozing.

In de huidige SESA is alleen gebruik gemaakt van de opgegeven technische overstortfrequentie en het debiet van de overstort ten opzichte van de afvoer van de ontvangende watergang. De overige parameters zijn niet meegenomen in de beoordeling van de stress-score. Door deze informatie te verzamelen kan de impact van overstorten beter worden meegewogen. Eventueel zou de kwetsbaarheidsstatus van de ontvangende watergang in termen van morfologie (erosiegevoeligheid bedding, oevers) ook kunnen worden toegevoegd. Echter zijn dit type aspecten al opgenomen in de stressorgroep morfologie, waar bijvoorbeeld de mate van insnijding wordt gescoord. Onderzocht moet worden hoe deze parameter zonder te veel overlap in stressoren te veroorzaken het beste in het model kan worden opgenomen.

Voor andere puntbronnen dan overstorten (RWZI effluent) kan dezelfde lijst worden gebruikt. Ook hiervoor geldt dat deze gegevens niet voor de SESA beschikbaar waren. Hiervoor is een generieke maximaal negatieve impact gebruikt. Een discussiepunt hierbij is verder de invloed van buitenlandse puntbronnen. Deze zijn niet in de SESA opgenomen vanwege onvoldoende beschikbare gegevens over de aard en ligging hiervan. Om de potentiële impact te bepalen is bij wijze van test is een puntbron (RWZI) op de Nederlands-Belgische grens geplaatst in de Geul. Figuur 9.1 geeft hiervan het resultaat. Het blijkt dat dit in de cumulatieve stress zoals berekend door het SESA-model maar zeer lokaal invloed heeft, waarbij het eerste benedenstroomse traject één klasse lager scoort. Deze beperkte invloed is te verklaren door de invloed van diverse andere stressoren dat wordt meegenomen, waaronder het grootschalige effect van landgebruik in de omgeving op het beektraject.

Tenslotte is een belangrijk aspect wat nu niet gecombineerd in de SESA is meegenomen de wisselwerking tussen de belasting uit puntbronnen en de effecten van andere stressoren. Een voorbeeld is de situatie bij Wylre waar effluent van de RWZI terecht komt in een verstuwd gedeelte van de Geul als gevolg van de watermolen Otten. Daar waar harde stroming de effecten van het effluent normaal gesproken tot op zekere hoogte zou mitigeren, treedt hier verslibbing op met als gevolg negatieve effecten op de ecologie. Dit effect zou in volgende SESA's zwaarder gewogen kunnen worden.



Figuur 9.1 Cumulatieve stress-score met en zonder hypothetische RWZI puntbron (aangegeven met ster) in de Geul op de Nederlands-Belgische grens.

Retentie chemische belasting in een traject

Nu wordt de retentie van de chemische belasting van een beektraject met een vaste factor bepaald. Er kan worden onderzocht of het mogelijk is om in de berekening van de effecten een afstandscomponent op te nemen. De verwachting is dat dit een nauwkeuriger resultaat geeft omdat de processen dan onafhankelijk worden van de lengte van segmenten die onderling (sterk) kunnen verschillen.

Slotopmerkingen

Opvallend is dat het gebruik van een cumulatieve stress-score waarbij het gewogen gemiddelde genomen wordt van de individuele stressor-groepen leidt tot een homogenisatie van de resultaten, meer dan voor de SESA's voor laaglandbekken het geval was. De vraag is of dit overeen komt met de werkelijke ecologische situatie, of dat het een effect is van de manier waarop stressor-groepen in de SESA heuvellandbekken gewogen worden. Het is daarom aan te raden om de SESA heuvellandbekken ook in andere stroomgebieden in Zuid-Limburg van verschillende aard en van ruimtelijk wisselende kwaliteit toe te passen om te bekijken welke patronen dit oplevert. Zo kan er een verdere kalibratie van wegingen en methode worden gedaan en is het doel om uiteindelijk tot een gevalideerde standaard te komen. Daarna kunnen de resultaten onderling worden vergeleken.

Verder is het bij de interpretatie van de uitkomsten en de invloed van stressoren belangrijk dat de SESA-methode is ontwikkeld voor gebruik op de schaal van het stroomgebied. De resultaten zullen daarmee niet het detail weergeven van stressoreffecten op lokale schaal, dus binnen een deel van een traject. Dit kan betekenen dat de vaak lokaal optredende effecten van bijvoorbeeld overstorten op gevoelige levensgemeenschappen niet altijd terug te zien zijn in de stroomgebiedsbrede stress-scores. Dit wil niet zeggen dat hier geen effecten zijn: op lokale schaal kunnen gemeenschappen wel degelijk onder druk komen staan door de stressoren geassocieerd met overstorten, zoals piekafvoeren, organische belasting en temperatuurverhoging.

Literatuur

- Blann, K. L., Anderson, J. L., Sands, G. R., & Vondracek, B. (2009). Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(11), 909–1001. <https://doi.org/10.1080/10643380801977966>
- Bobbink, R., Bijlsma, R. J., Hommel, P. W. F. M., Schaminee, J. H. J., & de Waal, R. W. (2008). Preadvies hellingbossen in Zuid-Limburg: eindconcept (No. 2008-94-O). Ministerie LNV, Directie Kennis.
- Boonstra, H., Van Dam, H., Bijkerk, R., Wanink, J.H. (2015). Bronnen van inspiratie: verkennende analyse van vijf jaar bronnenonderzoek in Zuid-Limburg. Rapport 2015-014. Koeman en Bijkerk, Haren. Rapport 1405, Herman van Dam, adviseur water en natuur, Amsterdam.
- Chardon, W. & Schouwman, O. (2002). Phosphorus losses from agricultural soils: Processes at the field scale. *Quantifying the Agricultural Contribution to Eutrophication*. Alterra, Wageningen.
- Crombaghs B.H.J.M. (2000) Vissen in Limburgse beken: de verspreiding en ecologie van vissen in stromende wateren in Limburg. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht.
- De Koeijer, T. J., & Wossink, G. A. A. (1990). Emissies van meststoffen en bestrijdingsmiddelen in de akkerbouw. Landbouwuniversiteit.
- De Mars, H., Schunselaar, J., & Schaminee, J. H. J. (2012). Ecohydrologie van de Zuid-Limburgse hellingmoerassen: inventarisatieatlas van vegetatie, bodem en grondwaterkwaliteit (No. 2012/OBN159-HEBE). Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie.
- De Snoo, G. R., & Vijver, M. G. (2012). Bestrijdingsmiddelen en waterkwaliteit. Universiteit Leiden, Centrum voor Milieuwetenschappen (CML).
- De Vries, J., Verdonschot, R.C.M. & Verdonschot P.F.M. (2022). Systeemgerichte ecologische stressanalyse, Doorontwikkeling en optimalisatie van de SESA laaglandbeken en toepassing op vier casussen. Notitie Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen.
- De Wit, M. (1999). Modelling nutrient fluxes from source to river load: A macroscopic analysis applied to the Rhine and Elbe basins. *Hydrobiologia*, 410, 123–130. <https://doi.org/10.1023/A:1003783109031>
- Drewry, J. J., Newham, L. T. H., Greene, R. S. B., Jakeman, A. J., & Croke, B. F. W. (2006). A review of nitrogen and phosphorus export to waterways: Context for catchment modelling. *Marine and Freshwater Research*. <https://doi.org/10.1071/MF05166>
- Eekhout, J. P. C., & Hoitink, A. J. F. (2014). Morfodynamiek van Nederlandse laaglandbeken (No. 2014-15). Stowa.
- European Soil Data Centre (ESDAC), esdac.jrc.ec.europa.eu, European Commission, Joint Research Centre European Environment Agency (2018). Corine Land Cover dataset, <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018>
- Fraaije, R.G.A (2016). Plants living on the edge Colonization processes of aquatic and riparian vegetation along restored lowland streams. PhD thesis Universiteit Utrecht, Utrecht.
- Groenendijk, P., & Kroes, J. G. (1999). Modelling the nitrogen and phosphorous leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5, Report 144.
- Groenendijk, P., van Boekel, E., Renaud, L., & Greijdanus, A. (2017). Landbouw en de KRW-opgave voor nutriënten in regionale wateren. *Water Matters: Kenniskatern voor Waterprofessionals-Dutch edition*, (december), 24-27.
- Hendrix, W. P. A. M. (1990). Bronnen in Zuid-Limburg. *Natuurhistorisch Maandblad*, 79(3/4), 50-62.
- Heijboer, D. & Nellestijn, J.W. (2002). Climate Atlas of the Netherlands, the normal period 1971-2000. KNMI. Elmar, Rijswijk.
- Hendrix, P. A. M., & Meinardi, C. R. (2004). Bronnen en bronbeken van Zuid-Limburg; De kwaliteit van grondwater, bronwater en beekwater. RIVM rapport 500003003.
- Krekels, R., Peeters, G., & Brouwer, T. (2002). Handboek streefbeelden voor natuur en water in Limburg. Provincie Limburg.
- Kronvang, B., Andersen, H. E., Larsen, S. E., & Audet, J. (2013). Importance of bank erosion for sediment input, storage and export at the catchment scale. *Journal of Soils and Sediments*, 13(1), 230-241.
- Kruijne, R. (1997). Perceelonderzoek naar het effect van beekbegeleidende bufferstroken op de stikstof- en fosforbelasting van de Mosbeek.

- Lemm, J.U., Venohr, M., Globevnik, L., Stefanidis, K., Panagopoulos, Y., van Gils, J., Posthuma, L., Kristensen, P., Feld, C.K., Mahnkopf, J., Hering, D. and Birk, S. (2021). Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. *Glob. Change Biol.*, 27: 1962-1975. <https://doi.org/10.1111/gcb.15504>
- Lemmers, P., J.J.F. Verhees, B.H.J.M. Crombaghs, D.J.R.C. Lemmens & W.J.A.M. Lemmers (2020). Vier jaar telemetrisch onderzoek in de Geul. Migratiegedrag en - patronen van een rheofiele visgemeenschap in de periode 2015-2018. *Natuurbalans - Limes Divergens BV, Nijmegen*.
- Niemeyer, M., Niemeyer, T., Fottner, S., Härdtle, W., & Mohamed, A. (2007). Impact of sod-cutting and choppering on nutrient budgets of dry heathlands. *Biological Conservation*, 134(3), 344-353.
- Panagos P., Van Liedekerke M., Jones A., Montanarella L., "European Soil Data Centre: Response to European policy support and public data requirements"; (2012) *Land Use Policy*, 29 (2), pp. 329-338. doi:10.1016/j.landusepol.2011.07.003
- Pieterse, N. M., Bleuten, W., & Jørgensen, S. E. (2003). Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *Journal of Hydrology*, 271(1-4), 213-225. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00350-5](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00350-5)
- Provincie Limburg (2002) *Handboek streefbeeld en voor natuur en water in Limburg. Natuurbalans-Limes Divergens, Nijmegen*.
- Römkens, P. F. A. M., Bonten, L. T. C., Rietra, R. P. J. J., Groenenberg, J. E., Plette, A. C. C., & Bril, J. (2003). Uitspoeling van zware metalen uit landbouwgronden; schatting van de bijdrage van uitspoeling uit landbouwgronden aan de belasting van het oppervlaktewater: modelaanpak en resultaten (No. 2003.018). *Alterra*.
- Schaminée, J. H. J., Aggenbach, C. A., Crombaghs, B., de Haan, M., Hommel, P. W. F. M., Smolders, A., ... & Weeda, E. J. (2009). *Preadvies Beekdalen Heuvellandschap (No. 2009/dk108-O)*. Ministerie van LNV, Directie Kennis.
- Schoumans, O. F., Roelsma, J., Oosterom, H. P., Groenendijk, P., Wolf, J., Van Zeijts, H., ... & Van der Meer, H. G. (2002). Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen; modelberekeningen met STONE 2.0; clusterrapport 4: deel 1 (No. 552). *Alterra*.
- Sundermann, A., Stoll, S., Haase, P. (2011). River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Applications* 21:1962-1971.
- Van Dort, K., Van Oirschot-Beerens, L. & Weinreich, H. (2012). Mosvegetaties in Limburgse kalktufbronnen. *Natuurhistorisch maandblad* 101: 245-253.
- Van der Linden, A. M. A., Kruijne, R., Tiktak, A., & Vijver, M. G. (2012). *Evaluatie van de nota Duurzame gewasbescherming: Deelrapport milieu (No. 607059001/2012)*. RIVM.
- Van der Molen, D.T. Pot, R., Evers, C.H.M., Buskens, R., van Herpen, F.C.J. (2013). *Referenties en maatlatten voor overige wateren (Geen KRW-waterlichamen)*. STOWA rapportnummer 2013-14, Amersfoort.
- Van der Molen, D.T. Pot, R., Evers, C.H.M., van Herpen, F.C.J., van Nieuwerburgh, L.L.J. (2018). *Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027*. STOWA rapportnummer 2018-49, Amersfoort.
- United States Department of Agriculture (2004). *Hydrology Handbook – Chapter 10 Estimation of direct runoff from storm rainfall*
- Verberk, W. C. E. P., Verdonschot, P. F. M., van Haaren, T., & van Maanen, B. (2012). *Milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwatermacrofauna (No. 2012-19)*. Stowa.
- Verdonschot, P.F.M. & Nijboer, R.C. (2000). *Waterstreefbeeld en regionale watersysteem-verkenningen Limburg. Ecologische typologie, ontwikkelingsreeksen en waterstreefbeeld. Deelproject III: Referentiegemeenschappen*. Alterra, Wageningen. Alterra rapport 171.4, Wageningen. 79 pp.
- Verdonschot, P.F.M., & Nijboer, R.C. (2000). *Ecologische typologie, ontwikkelingsreeksen en waterstreefbeeld; III: referentiegemeenschappen*. Alterra rapport 171.4. 79 pp.
- Verdonschot, P. F. M., Verdonschot, R. C. M., de Jong, E., Soetens, A., van Maanen, B., van Mil, J., Vreemans, N., & Verdonschot, F. (2021). *Stroomgebiedsbrede Ecologische Systeem Analyse (SESA): van het stroomgebied van de Groote Molenbeek*. Notitie Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Verdonschot P.F.M. (2016). REFRESH deliverable.
- Verdonschot, P.F.M., Verdonschot, R.C.M., & Besse-Lototskaya, A.A. (2015). *ESF stromende wateren en stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse*. H2O online, (28 augustus).

-
- Verdonschot, P.F., & van den Hoorn, M. (2010). Using discharge dynamics characteristics to predict the effects of climate change on macroinvertebrates in lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(4), 1491-1509.
- Verdonschot, P.F.M., Siedlecka A.M. & Besse-Lototskaya, A. (2010). Het effect van piekafvoeren op de levensgemeenschap in beekbovenlopen. II. Resultaten van twee veldexperimenten in een half-natuurlijke beek. *Alterra rapport 2002*. 90 pp.
- Verdonschot, R.C.M., de Lange, H.J., Verdonschot, P.F.M., & Besse, A.A. (2007). Klimaatverandering en aquatische biodiversiteit. 1 literatuurstudie naar temperatuur (No. 1451). *Alterra*.
- Verdonschot, R.C.M., Van Oosten-Siedlecka, A.M., Ter Braak, C.J.F., Verdonschot, P.F.M. (2015). Macroinvertebrate survival during cessation of flow and streambed drying in a lowland stream. *Freshwater Biology*, Vol.60(2): 282-296.
- Verdonschot, R.C.M., Kleef, H.H. van, Verdonschot, P.F.M. (2015). Herstel van laaglandbeken door het herintroduceren van macrofauna. Rapport nr. 2015/OBN199-BE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Driebergen.
- Verdonschot, R.C.M., Runhaar, J., Buijse, A.D., Bijkerk, R., Verdonschot, P.F.M. (2016). Doorstroommoerassen en moerasbeken; typebeschrijvingen en ontwikkeling maatlatten voor de biologische kwaliteitselementen. *Zoetwatersystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen*.
- Verdonschot, P.F.M., Verdonschot, R.C.M., Jansen, P.C., Massop, H.T.L. & Grootjans, A.P. (2017). Advies inrichting en beheer beekdal Geeserstream. *Notitie Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research (Alterra), Wageningen UR, Wageningen*. 129 pp.
- Vermaat, J.E., Harmsen, J., Hellman, F.A., Geest, H. van der, De Klein, J.J.M., Konsten, S., Smolders, A.J.P., Verhoeven, J.T.A., Mes, R.G., Ouboter, M. (2013). Sulfaatbronnen in het Hollandse veenlandschap. *Landschap: tijdschrift voor Landschapsecologie en Milieukunde*, 30(1), 4-13.
- Weeda, E.J., De Mars, H., & Keulen, S.M.A. (2011). Kalkmoeras in Zuid-Limburg. *Natuurhistorisch maandblad*, 100(11), 233-242.
- Willems, W., Beusen, A.H.W., Renaud, L.V., Luesink, H.H., Conijn, J.G., Oosterom, H., Schoumans, O.F. (2005). Nutriëntenbelasting van bodem en water - Verkenning van de gevolgen van het nieuwe mestbeleid. *Bilthoven*.

Bijlage 1 Overzichten biotiek

Tabel B1.1 Kenmerkende taxa en positief dominante taxa aangetroffen in de Geul en zijbeken (n = 769 monsters). Naamgeving volgens TWN. [Naam] is niet meer waargenomen vanaf 2000. Indicatie K: kenmerkend taxon, PD: positief dominant taxon.

Taxon	Hoofdgroep	R2		R17		R18		Indicatiewaarde		
		< 2000	λ = 2000	< 2000	λ = 2000	< 2000	λ = 2000	R2	R17	R18
<i>Glossiphonia nebulosa</i>	APHIR	0	0	2	34	2	15	0	K	0
<i>Haplotaxis gordioides</i>	APOLI	0	2	2	6	0	0	0	0	K
<i>Stylodrilus heringianus</i>	APOLI	0	24	20	95	5	36	0	0	K
<i>Crenobia alpina</i>	APTUR	3	34	1	1	0	0	K	K	0
<i>Dugesia gonocephala</i>	APTUR	14	97	94	85	2	24	K	K	K
<i>Phagocata vitta</i>	APTUR	0	1	0	0	0	0	K	0	0
<i>Polycelis felina</i>	APTUR	7	20	13	5	0	0	K	K	0
<i>Atractides fonticolus</i>	ARACH	0	31	0	5	0	0	K	K	0
<i>Atractides gibberipalpis</i>	ARACH	0	0	0	1	0	0	0	K	0
<i>Atractides nodipalpis</i> [1]	ARACH	0	0	0	64	0	28	P	K	0
<i>Atractides pennatus</i>	ARACH	0	25	0	16	0	0	K	K	0
<i>Atractides tener</i>	ARACH	0	0	0	0	0	1	K	0	0
<i>Aturus fontinalis</i>	ARACH	0	0	0	8	0	5	K	K	K
<i>Aturus scaber rotundus</i>	ARACH	0	0	0	6	0	20	0	K	0
<i>Aturus scaber scaber</i>	ARACH	0	0	0	0	0	2	0	K	K
<i>Feltria brevipes</i>	ARACH	0	0	0	2	0	0	K	K	K
<i>Hygrobates calliger</i>	ARACH	0	0	0	29	0	31	0	K	K
<i>Lebertia dubia</i>	ARACH	0	0	0	1	0	0	K	0	0
<i>Lebertia fimbriata</i>	ARACH	0	6	0	17	0	0	K	K	0
<i>Lebertia glabra</i>	ARACH	0	33	1	60	0	1	K	K	0
<i>Lebertia minutipalpis</i>	ARACH	0	1	0	0	0	0	K	0	0
<i>Lebertia porosa</i>	ARACH	0	0	1	7	4	28	0	K	K
<i>Lebertia pusilla</i>	ARACH	0	0	0	15	0	4	K	K	0
<i>Lebertia rivulorum</i>	ARACH	0	0	5	49	6	38	0	K	K
<i>Lebertia salebrosa</i>	ARACH	0	2	1	12	0	0	K	K	0
<i>Lebertia stigmatifera</i>	ARACH	0	7	0	8	0	0	K	K	0
<i>Ljania bipapillata</i>	ARACH	0	0	0	1	0	0	K	K	0
<i>Nautarachna crassa</i>	ARACH	0	0	0	0	0	1	K	0	0
<i>Parathyas pachystoma</i>	ARACH	0	3	0	2	0	0	K	0	0
<i>Parathyas palustris</i>	ARACH	0	6	0	0	0	0	K	0	0
<i>Protzia eximia</i>	ARACH	0	5	0	22	0	0	K	K	K
<i>Sperchon clupeiifer</i>	ARACH	0	0	5	64	5	48	0	0	K
<i>Sperchon compactilis</i>	ARACH	0	0	10	81	4	19	K	K	K
<i>Sperchon denticulatus</i>	ARACH	0	2	2	17	0	0	K	K	K
<i>Sperchon insignis</i>	ARACH	0	5	0	18	0	0	K	0	0
<i>Sperchon longissimus</i>	ARACH	0	7	0	2	0	0	K	K	0
<i>Sperchon setiger</i> [1]	ARACH	0	0	1	59	0	15	K	K	K
<i>Sperchon setiger</i> [2]	ARACH	0	0	22	24	7	2	K	0	0
<i>Sperchon squamosus</i>	ARACH	0	1	0	2	0	0	K	0	0
<i>Sperchon thienemanni</i>	ARACH	0	44	2	27	0	0	K	K	0
<i>Sperchon turgidus</i>	ARACH	0	0	0	39	1	21	0	K	K
<i>Sperchonopsis verrucosa</i>	ARACH	0	0	0	27	0	25	0	K	K
<i>Thyopsis cancellata</i>	ARACH	0	1	0	3	0	0	K	0	0

Taxon	Hoofdgroep	R2		R17		R18		Indicatiewaarde		
		<2000	^=2000	<2000	^=2000	<2000	^=2000	R2	R17	R18
<i>Tiphys latipes</i>	ARACH	0	2	0	0	0	0	K	0	0
<i>Wettina podagrica</i>	ARACH	0	1	0	7	0	3	K	0	K
<i>Gammarus fossarum</i>	CRAMP	26	128	227	153	57	58	P	P	P
<i>Gammarus pulex</i>	CRAMP	9	67	149	85	8	18	P	P	0
<i>Gammarus roeseli</i>	CRAMP	0	1	10	6	0	1	0	P	0
<i>Niphargus aquilex</i>	CRAMP	0	0	1	1	0	0	K	K	0
<i>Niphargus schellenbergi</i>	CRAMP	8	75	5	1	0	0	K	K	0
<i>Brillia bifida</i>	IDCHI	9	80	98	97	10	19	K	K	K
<i>Cardiocladius</i>	IDCHI	0	0	0	1	2	1	0	K	0
<i>Cardiocladius capucinus</i>	IDCHI	0	0	0	3	1	1	0	K	K
<i>Chaetocladius</i>	IDCHI	5	10	14	2	1	0	P	0	0
<i>[Chaetocladius femineus]</i>	IDCHI	0	0	1	0	0	0	K	0	0
<i>Chaetocladius laminatus</i>	IDCHI	0	22	1	1	1	0	K	0	0
<i>Chaetocladius piger</i>	IDCHI	0	0	0	1	0	0	P	0	0
<i>Chaetocladius piger gr.</i>	IDCHI	0	56	0	3	0	0	P	0	0
<i>Chaetocladius vitellinus gr.</i>	IDCHI	0	0	2	1	1	0	P	0	0
<i>Cricotopus fuscus gr.</i>	IDCHI	0	0	8	3	0	0	0	K	K
<i>Cricotopus tibialis</i>	IDCHI	0	0	0	1	0	0	0	K	0
<i>Cricotopus trifascia</i>	IDCHI	0	0	9	17	5	15	0	0	K
<i>Diamesa insignipes</i>	IDCHI	1	2	12	15	2	7	K	K	K
<i>Diplocladius cultriger</i>	IDCHI	0	1	3	0	0	0	K	0	K
<i>[Epoicocladius ephemerae]</i>	IDCHI	0	0	0	0	1	0	0	0	K
<i>Eukiefferiella brevicealcar</i>	IDCHI	1	2	17	2	0	1	K	0	0
<i>Eukiefferiella brevicealcar agg.</i>	IDCHI	1	0	15	7	0	0	0	K	0
<i>Eukiefferiella gracei</i>	IDCHI	0	1	0	1	0	0	K	0	0
<i>Eukiefferiella ilkleyensis</i>	IDCHI	0	2	7	27	3	36	0	K	K
<i>Harnischia</i>	IDCHI	0	0	0	0	1	6	0	0	K
<i>Heleniella ornaticollis</i>	IDCHI	0	9	0	2	0	0	K	0	0
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	IDCHI	0	7	0	4	0	0	K	K	0
<i>Krenopelopia</i>	IDCHI	0	50	0	1	0	0	K	0	0
<i>Limnophyes</i>	IDCHI	4	36	12	23	3	6	P	0	0
<i>Macropelopia adauca</i>	IDCHI	0	2	0	1	0	0	K	0	0
<i>Macropelopia notata</i>	IDCHI	0	26	0	3	0	0	K	K	0
<i>Metriocnemus fuscipes</i>	IDCHI	0	14	0	3	0	0	K	0	0
<i>Metriocnemus hydropetricus agg.</i>	IDCHI	1	20	4	7	0	0	K	0	0
<i>Metriocnemus inopinatus</i>	IDCHI	0	1	0	0	0	0	0	K	0
<i>Micropsectra notescens</i>	IDCHI	0	0	0	7	0	0	K	P	N
<i>Micropsectra roseiventris</i>	IDCHI	0	0	0	1	0	0	K	N	N
<i>[Nanocladius dichromus]</i>	IDCHI	0	0	0	0	1	0	0	0	K
<i>Nanocladius rectinervis</i>	IDCHI	0	0	1	16	2	8	0	0	K
<i>Odontomesa fulva</i>	IDCHI	0	3	22	23	1	2	0	0	K
<i>Orthocladius (Euorthocladius)</i>	IDCHI	0	0	0	3	0	4	0	K	0
<i>Orthocladius lignicola</i>	IDCHI	0	16	0	8	0	8	K	K	0
<i>Orthocladius oblidens</i>	IDCHI	0	0	0	1	1	6	0	0	K
<i>Orthocladius olivaceus</i>	IDCHI	0	0	0	4	0	0	K	0	0
<i>Orthocladius rubicundus</i>	IDCHI	0	0	0	20	1	34	0	0	K
<i>Paracricotopus</i>	IDCHI	0	1	0	5	0	12	K	0	0
<i>Parametriocnemus stylatus</i>	IDCHI	6	70	18	76	5	36	K	K	0
<i>Paraphaenocladius</i>	IDCHI	1	20	0	0	0	0	K	0	0
<i>Paratendipes nudisquama</i>	IDCHI	0	2	0	1	0	0	K	0	0
<i>Polypedilum albicorne</i>	IDCHI	0	1	0	2	0	2	K	0	0
<i>Polypedilum bicrenatum gr.</i>	IDCHI	2	0	15	10	9	4	0	0	K
<i>Polypedilum laetum agg.</i>	IDCHI	0	3	92	35	23	21	0	K	K

Taxon	Hoofdgroep	R2		R17		R18		Indicatiewaarde		
		<2000	≥2000	<2000	≥2000	<2000	≥2000	R2	R17	R18
<i>Polypedilum pedestre</i>	IDCHI	0	0	21	20	21	24	0	K	K
<i>Potthastia gaedii</i>	IDCHI	0	0	0	0	0	2	0	0	K
<i>Potthastia longimanus</i>	IDCHI	0	0	10	14	22	9	0	0	K
<i>Rheocricotopus atripes</i>	IDCHI	0	12	0	1	0	0	K	K	0
<i>Rheocricotopus effusus</i>	IDCHI	0	1	0	0	0	0	K	0	0
<i>Rheocricotopus glabricollis</i>	IDCHI	0	1	0	0	0	0	K	0	0
<i>[Rheopelopia ornata]</i>	IDCHI	0	0	0	0	1	0	0	0	K
<i>Rheotanytarsus</i>	IDCHI	0	0	15	63	5	24	0	0	P
<i>Rheotanytarsus curtistylus</i>	IDCHI	0	0	0	10	0	12	0	0	P
<i>Rheotanytarsus muscicola</i>	IDCHI	0	0	0	4	0	0	0	0	P
<i>[Rheotanytarsus rhenanus]</i>	IDCHI	0	0	1	0	1	0	0	0	P
<i>Stempellinella brevis</i>	IDCHI	0	1	1	0	0	0	K	K	0
<i>Synorthocladius semivirens</i>	IDCHI	0	0	0	16	0	7	0	0	K
<i>Tanytarsus palettaris</i>	IDCHI	0	0	0	1	0	0	K	N	0
<i>Thienemania</i>	IDCHI	0	3	0	2	0	0	K	0	0
<i>Thienemanniella</i>	IDCHI	0	3	2	30	0	19	K	0	0
<i>Trissopelopia longimanus</i>	IDCHI	0	1	0	0	0	0	K	0	0
<i>Xenochironomus xenolabis</i>	IDCHI	0	0	0	1	0	0	0	0	K
<i>Antocha vitripennis</i>	IDREM	0	0	7	34	2	53	0	K	K
<i>Atherix ibis</i>	IDREM	0	0	1	0	8	5	0	K	K
<i>Atrichopogon</i>	IDREM	0	2	0	2	0	0	K	0	0
<i>Chelifera</i>	IDREM	0	8	0	8	0	5	K	0	0
<i>Chrysopilus</i>	IDREM	0	2	0	3	0	1	K	0	0
<i>Dicranomyia</i>	IDREM	0	18	1	2	0	1	K	0	0
<i>Dicranota</i>	IDREM	6	41	149	135	8	40	P	K	0
<i>Dixa dilatata</i>	IDREM	0	2	0	0	0	0	K	0	0
<i>Dixa submaculata</i>	IDREM	0	92	0	14	0	0	K	0	0
<i>Eloeophila</i>	IDREM	2	63	8	51	0	0	P	K	0
<i>Lipsothrix</i>	IDREM	0	15	0	1	0	0	K	0	0
<i>Oxycera</i>	IDREM	2	3	3	5	0	0	K	K	0
<i>Oxycera analis</i>	IDREM	0	1	0	1	0	0	0	K	0
<i>Oxycera fallenii</i>	IDREM	0	1	0	0	0	0	0	K	0
<i>Oxycera meigenii</i>	IDREM	0	10	0	2	0	1	0	K	0
<i>Oxycera nigricornis</i>	IDREM	1	20	0	2	0	0	0	K	0
<i>Oxycera pardalina</i>	IDREM	0	39	0	8	0	1	0	K	0
<i>Oxycera rara</i>	IDREM	0	0	0	1	0	0	0	K	0
<i>Oxycera trilineata</i>	IDREM	0	0	1	1	0	0	0	K	0
<i>Pedicia rivosa</i>	IDREM	2	28	5	8	0	0	K	K	0
<i>Pericoma trifasciata</i>	IDREM	0	21	0	2	0	0	K	0	0
<i>Peripsychoda</i>	IDREM	0	4	0	5	0	0	K	0	0
<i>Pilaria</i>	IDREM	1	26	8	28	0	0	P	0	0
<i>Pneumia compta</i>	IDREM	0	7	0	0	0	0	K	0	0
<i>Pneumia mutua</i>	IDREM	0	16	0	0	0	0	K	0	0
<i>Pseudolimnophila</i>	IDREM	0	8	0	10	0	0	K	0	0
<i>Stratiomys potamida</i>	IDREM	0	1	0	0	0	0	K	0	0
<i>Thaumalea</i>	IDREM	2	57	0	5	0	0	K	K	0
<i>Thaumastoptera calceata</i>	IDREM	0	10	0	0	0	0	K	0	0
<i>Tipula maxima</i>	IDREM	0	7	0	1	0	0	K	0	0
<i>Tonnoiriella</i>	IDREM	1	45	0	0	0	2	K	0	0
<i>Tricyphona</i>	IDREM	0	8	0	1	0	0	K	0	0
<i>Ulomyia</i>	IDREM	0	66	0	5	0	1	K	0	0
<i>Wiedemannia</i>	IDREM	0	5	0	6	0	8	K	0	0
<i>Simulium angustitarse</i>	IDSIM	0	1	0	7	0	0	K	0	0

Taxon	Hoofdgroep	R2		R17		R18		Indicatiewaarde		
		<2000	≥2000	<2000	≥2000	<2000	≥2000	R2	R17	R18
<i>Simulium costatum</i>	IDSIM	1	17	34	34	0	0	K	K	0
<i>Simulium equinum</i>	IDSIM	0	0	6	1	19	16	0	0	K
<i>Simulium lineatum</i>	IDSIM	0	0	0	0	0	1	0	0	P
<i>Simulium ornatum</i>	IDSIM	0	0	41	9	15	5	N	0	P
<i>Simulium trifasciatum</i>	IDSIM	0	0	0	6	0	0	K	0	0
[<i>Agabus biguttatus</i>]	INCOL	0	0	2	0	0	0	K	K	0
<i>Agabus didymus</i>	INCOL	0	0	2	1	0	0	0	K	0
<i>Agabus guttatus</i>	INCOL	0	3	3	0	0	0	K	K	0
<i>Agabus paludosus</i>	INCOL	1	16	9	16	0	0	K	K	0
[<i>Brychius elevatus</i>]	INCOL	0	0	1	0	2	0	0	K	K
<i>Cyphon</i>	INCOL	0	7	0	0	0	0	P	0	0
<i>Deronectes latus</i>	INCOL	0	0	0	4	2	2	0	K	K
<i>Elmis aenea</i>	INCOL	2	34	84	113	9	41	K	K	K
<i>Elmis maugetii</i>	INCOL	1	0	2	38	5	54	0	K	K
<i>Elmis obscura</i>	INCOL	0	0	0	0	0	11	0	K	K
<i>Elmis rioloides</i>	INCOL	0	0	0	1	0	0	0	K	0
<i>Elodes</i>	INCOL	17	130	66	113	2	9	K	K	0
<i>Esolus angustatus</i>	INCOL	0	2	0	1	0	0	K	K	0
<i>Esolus parallelepipedus</i>	INCOL	0	0	0	11	0	14	0	K	K
<i>Helophorus aquaticus</i>	INCOL	0	5	1	3	0	1	0	K	0
<i>Helophorus arvernicus</i>	INCOL	0	0	0	0	0	2	0	K	K
<i>Helophorus strigifrons</i>	INCOL	0	0	0	1	0	0	K	0	0
<i>Hydraena assimilis</i>	INCOL	1	1	0	2	0	1	K	K	0
<i>Hydraena flavipes</i>	INCOL	0	0	0	2	0	1	0	K	0
<i>Hydraena gracilis</i>	INCOL	0	0	0	5	0	1	0	K	K
<i>Hydraena melas</i>	INCOL	0	0	0	1	0	0	K	K	0
<i>Hydraena pygmaea</i>	INCOL	0	0	0	2	0	0	K	K	0
<i>Hydroporus discretus</i>	INCOL	0	1	2	0	0	0	K	K	0
<i>Hydroporus ferrugineus</i>	INCOL	0	1	0	0	0	0	K	0	0
<i>Hydroporus nigrita</i>	INCOL	0	1	0	0	0	0	K	0	0
[<i>Laccobius sinuatus</i>]	INCOL	0	0	1	0	0	0	K	K	0
<i>Laccobius striatulus</i>	INCOL	0	1	0	0	0	3	0	K	0
<i>Limnius perrisi</i>	INCOL	0	0	0	4	0	0	K	K	0
<i>Limnius volckmari</i>	INCOL	0	0	15	55	14	51	K	K	K
<i>Ochthebius bicolon</i>	INCOL	0	0	1	10	0	2	0	K	K
<i>Orectochilus villosus</i>	INCOL	0	0	4	35	1	38	0	K	K
<i>Oreodytes sanmarkii</i>	INCOL	0	0	10	25	10	0	0	K	K
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	INCOL	0	0	0	13	2	29	0	K	K
<i>Platambus maculatus</i>	INCOL	0	0	11	36	2	24	K	K	K
<i>Pomatinus substriatus</i>	INCOL	0	0	0	1	0	6	0	K	0
<i>Riolus subviolaceus</i>	INCOL	0	0	0	13	0	0	K	K	K
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>	INCOL	0	0	0	3	1	0	0	0	K
<i>Baetis buceratus</i>	INEPH	0	0	0	1	0	1	0	0	K
<i>Baetis rhodani</i>	INEPH	4	10	205	133	62	54	P	P	K
<i>Baetis scambus</i>	INEPH	0	0	16	30	35	50	0	K	K
<i>Baetis vernus</i>	INEPH	3	5	161	102	45	46	P	P	P
<i>Ecdyonurus torrentis</i>	INEPH	0	0	0	4	1	2	0	0	K
[<i>Ecdyonurus venosus</i>]	INEPH	0	0	0	0	1	0	K	0	K
<i>Electrogena lateralis</i>	INEPH	1	0	10	4	0	0	K	K	0
<i>Electrogena ujhelyii</i>	INEPH	0	9	3	5	0	0	K	0	0
<i>Ephemera danica</i>	INEPH	0	0	0	0	9	0	K	0	0
<i>Heptagenia sulphurea</i>	INEPH	0	0	0	0	0	18	0	0	K
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	INEPH	0	0	0	15	0	0	K	K	K

Taxon	Hoofdgroep	R2		R17		R18		Indicatiewaarde		
		<2000	≥2000	<2000	≥2000	<2000	≥2000	R2	R17	R18
<i>Rhithrogena picteti</i>	INEPH	1	8	24	38	2	1	K	K	0
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	INEPH	0	0	2	6	11	0	0	K	K
<i>Serratella ignita</i>	INEPH	0	0	48	42	30	38	0	K	P
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	INHET	0	0	0	0	0	47	0	0	K
<i>Aquarius najas</i>	INHET	0	0	0	0	0	3	0	K	K
<i>Velia caprai caprai</i>	INHET	1	33	17	106	1	11	K	K	0
<i>Velia saulii</i>	INHET	0	0	2	6	0	6	K	K	K
<i>Calopteryx splendens</i>	INODO	0	0	0	11	0	40	0	K	K
<i>Calopteryx virgo</i>	INODO	0	0	0	21	0	6	0	K	K
<i>Nemoura cinerea</i>	INREM	4	1	7	2	1	0	P	0	0
<i>Nemoura marginata</i>	INREM	3	27	4	9	0	0	K	K	0
<i>Nemoura marginata gr.</i>	INREM	5	85	8	8	0	1	K	0	0
<i>Nemurella pictetii</i>	INREM	3	31	6	10	0	0	K	K	K
<i>Osmylus fulvicephalus</i>	INREM	0	9	0	9	0	0	K	K	0
<i>Perlodes microcephalus</i>	INREM	0	0	0	1	1	0	0	0	K
<i>Protonemura risi</i>	INREM	0	3	0	0	0	0	K	K	0
<i>Sialis fuliginosa</i>	INREM	0	3	1	9	1	0	K	K	0
<i>Adicella filicornis</i>	INTRI	0	4	0	0	0	0	K	0	0
<i>Adicella reducta</i>	INTRI	0	8	0	19	0	18	K	K	0
<i>Agapetus fuscipes</i>	INTRI	2	55	10	10	0	0	K	K	0
<i>Agapetus ochripes</i>	INTRI	0	0	0	5	0	0	0	0	K
<i>[Allogamus auricollis]</i>	INTRI	2	0	2	0	0	0	K	K	K
<i>Athripsodes albifrons</i>	INTRI	0	0	0	9	0	32	0	0	K
<i>Beraea maurus</i>	INTRI	0	15	2	0	0	0	K	K	0
<i>Beraea pullata</i>	INTRI	3	23	1	6	0	0	K	K	0
<i>Ceraclea dissimilis</i>	INTRI	0	0	0	0	4	30	0	0	K
<i>Chaetopteryx major</i>	INTRI	0	17	0	11	0	0	K	0	0
<i>Chaetopteryx villosa</i>	INTRI	4	25	38	77	4	35	K	K	K
<i>Crunoecia irrorata</i>	INTRI	8	81	7	6	0	0	K	K	0
<i>Cyrnus trimaculatus</i>	INTRI	0	0	0	3	4	6	0	0	K
<i>Drusus annulatus</i>	INTRI	1	16	10	29	0	5	K	K	0
<i>Ernodes articularis</i>	INTRI	1	29	1	1	0	0	K	K	0
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>	INTRI	1	0	0	1	0	1	K	0	P
<i>Goera pilosa</i>	INTRI	0	0	19	11	4	17	0	K	K
<i>Halesus digitatus</i>	INTRI	0	0	0	10	0	4	P	K	0
<i>Halesus radiatus</i>	INTRI	1	1	1	27	0	11	P	K	0
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	INTRI	0	0	0	0	2	1	0	0	K
<i>[Hydropsyche dinarica]</i>	INTRI	0	0	0	0	1	0	0	0	K
<i>Hydropsyche fulvipes</i>	INTRI	0	0	2	7	0	0	K	K	0
<i>Hydropsyche instabilis</i>	INTRI	0	0	46	24	15	0	0	K	K
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	INTRI	0	0	41	56	40	57	0	K	0
<i>Hydropsyche saxonica</i>	INTRI	0	0	16	12	8	0	K	K	K
<i>Hydropsyche siltalai</i>	INTRI	0	0	23	55	32	54	0	K	K
<i>Hydroptila</i>	INTRI	0	0	25	79	8	26	0	K	0
<i>Hydroptila sparsa</i>	INTRI	0	0	0	3	0	1	0	K	K
<i>Hydroptila vectis</i>	INTRI	0	0	0	2	0	1	0	K	0
<i>Lasiocephala basalis</i>	INTRI	1	0	5	71	5	68	0	K	K
<i>Lepidostoma hirtum</i>	INTRI	0	0	0	0	1	6	0	0	K
<i>Limnephilus auricula</i>	INTRI	0	3	0	0	0	0	K	0	0
<i>[Limnephilus centralis]</i>	INTRI	1	0	0	0	0	0	K	0	0
<i>Limnephilus extricatus</i>	INTRI	3	1	6	2	0	0	K	K	0
<i>Limnephilus hirsutus</i>	INTRI	0	1	0	0	0	0	K	0	0
<i>Limnephilus ignavus</i>	INTRI	0	2	0	0	0	0	K	0	0

Taxon	Hoofdgroep	R2		R17		R18		Indicatiewaarde		
		<2000	≥2000	<2000	≥2000	<2000	≥2000	R2	R17	R18
<i>Lithax obscurus</i>	INTRI	1	1	2	1	0	0	K	K	K
<i>Lype phaeopa</i>	INTRI	0	1	0	0	0	4	K	0	0
<i>Lype reducta</i>	INTRI	0	23	2	35	2	22	K	K	0
<i>Micropterna lateralis</i>	INTRI	1	1	0	0	0	0	K	0	0
<i>Micropterna sequax</i>	INTRI	0	0	1	2	0	0	K	K	0
<i>Notidobia ciliaris</i>	INTRI	0	0	2	0	0	1	K	K	0
<i>Odontocerum albicorne</i>	INTRI	0	0	0	0	0	1	K	0	K
<i>Plectrocnemia brevis</i>	INTRI	0	15	0	0	0	0	K	0	0
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	INTRI	4	80	18	67	0	0	K	K	P
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	INTRI	0	0	0	0	0	1	0	K	0
<i>Potamophylax cingulatus</i>	INTRI	1	8	5	31	1	4	K	K	0
<i>Potamophylax latipennis</i>	INTRI	1	1	5	2	4	1	K	K	0
<i>Potamophylax luctuosus</i>	INTRI	0	0	0	1	0	3	0	K	K
<i>Potamophylax nigricornis</i>	INTRI	0	35	3	4	0	1	K	K	0
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	INTRI	2	1	7	13	2	2	K	K	0
<i>Psychomyia pusilla</i>	INTRI	0	0	0	6	4	69	0	0	K
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	INTRI	0	0	25	91	9	71	0	K	K
<i>Rhyacophila fasciata</i>	INTRI	0	5	45	81	2	36	K	K	K
<i>Sericostoma personatum</i>	INTRI	0	105	42	101	7	9	K	K	K
<i>Silo nigricornis</i>	INTRI	0	0	4	16	0	1	K	K	0
<i>Silo pallipes</i>	INTRI	0	27	37	88	0	17	K	K	K
<i>Silo piceus</i>	INTRI	0	0	0	2	1	27	0	0	K
<i>Tinodes assimilis</i>	INTRI	1	20	0	20	0	0	K	K	0
<i>Tinodes pallidulus</i>	INTRI	0	0	1	4	0	0	K	K	0
<i>Tinodes unicolor</i>	INTRI	0	14	0	14	0	0	K	K	0
<i>Tinodes waeneri</i>	INTRI	0	0	3	2	0	0	0	0	K
<i>Wormaldia occipitalis</i>	INTRI	0	17	1	2	0	0	K	K	0
<i>Pisidium personatum</i>	MOBIV	4	41	5	6	0	0	K	K	0
<i>Ancylus fluviatilis</i>	MOGAS	0	10	56	74	13	38	K	K	K
<i>Anisus leucostoma/spirorbis</i>	MOGAS	0	0	1	3	0	0	K	0	0
[<i>Aplexa hypnorum</i>]	MOGAS	0	0	1	0	0	0	K	0	0
<i>Galba truncatula</i>	MOGAS	10	11	14	8	0	3	P	0	0

Tabel B1.2 Taxa die (niet meer) voorkomen in de beeksystemen in de zones rondom de Geul (1-5 km, 5-15 km, waarnemingen vanaf het jaar 2000), maar niet (meer) in de Geul zelf. Datasets: WL: waterschap Limburg, DL: Duitsland. KRW indicatiewaarden: K: kenmerkend, P: positief dominant.

Taxon	Groep	Indicatiewaarde watertype			Zone	Dataset	Alleen <2000 in Geul
		R2	R17	R18			
<i>Arrenurus fontinalis</i>	ARACH	K			15km	WL	
<i>Arrenurus leuckarti</i>	ARACH	K			15km	WL	
<i>Arrenurus mediorotundatus</i>	ARACH	K			15km	WL	
<i>Arrenurus sculptus</i>	ARACH	K			15km	WL	
<i>Arrenurus truncatellus</i>	ARACH	K			15km	WL	
<i>Atractides distans</i>	ARACH		K		15km	WL	
<i>Euthyas truncata</i>	ARACH	K			15km	WL	
<i>Lebertia cognata</i>	ARACH	K			15km	WL	
<i>Mideopsis willmanni</i>	ARACH	K			15km	WL	
<i>Panisopsis vigilans</i>	ARACH	K			15km	WL	
<i>Arrenurus cylindratus</i>	ARACH	K			5km	WL	
<i>Oxus setosus</i>	ARACH	K			5km	WL	

Taxon	Groep	Indicatiewaarde watertype			Zone	Dataset	Alleen <2000 in Geul
		R2	R17	R18			
<i>Sperchon longirostris</i>	ARACH	K	K		5km	WL	
<i>Echinogammarus berilloni</i>	CRAMP			P	15km	WL	
<i>Larsia</i>	IDCHI	K			15km	WL	
<i>Nanocladius dichromus</i>	IDCHI			K	15km	WL	X
<i>Parachironomus biannulatus</i>	IDCHI			K	15km	WL	
<i>Tanytarsus signatus</i>	IDCHI	K	N		15km	WL	
<i>Heterotanytarsus apicalis</i>	IDCHI	K			5km	WL	
<i>Micropsectra junci</i>	IDCHI	K	N	N	5km	WL	
<i>Dixella graeca</i>	IDREM	K			5km	WL	
<i>Oxycera morrisii</i>	IDREM		K		5km	WL	
<i>Oxycera pygmaea</i>	IDREM		K		5km	WL	
<i>Simulium cryophilum</i>	IDSIM	K			5km	WL	
<i>Simulium vernalis</i>	IDSIM	K			5km	WL	
<i>Helochaetes punctatus</i>	INCOL	P			15km	WL	
<i>Hydraena brittani</i>	INCOL	K			15km	WL	
<i>Hydroporus melanarius</i>	INCOL	K			15km	WL	
<i>Hydroporus obscurus</i>	INCOL	K			15km	WL	
<i>Hydroporus pubescens</i>	INCOL	P			15km	WL	
<i>Ilybius chalconatus</i>	INCOL	K			15km	WL	
<i>Laccobius atratus</i>	INCOL	K			15km	WL	
<i>Limnebius papposus</i>	INCOL	K			15km	WL	
<i>Microcara testacea</i>	INCOL	K			15km	WL	
<i>Agabus biguttatus</i>	INCOL	K	K		5km	WL	X
<i>Laccobius sinuatus</i>	INCOL	K	K		5km	WL	X
<i>Baetis fuscatus</i>	INEPH			K	15km	WL	
<i>Baetis muticus</i>	INEPH		K	K	15km	DL	
<i>Caenis rivulorum</i>	INEPH		K	K	15km	DL	
<i>Centroptilum luteolum</i>	INEPH			P	15km	DL	
<i>Ecdyonurus venosus</i>	INEPH	K		K	15km	DL	X
<i>Habrophlebia lauta</i>	INEPH		K		15km	DL	
<i>Leptophlebia marginata</i>	INEPH	K			5km	WL	
<i>Leptophlebia vespertina</i>	INEPH	K			5km	WL	
<i>Hebrus ruficeps</i>	INHET	K			15km	WL	
<i>Micronecta scholtzi</i>	INHET			P	15km	WL	
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	INODO			K	15km	WL	
<i>Orthetrum brunneum</i>	INODO	K	K		15km	WL	
<i>Orthetrum coerulescens</i>	INODO	K			15km	WL	
<i>Cordulegaster boltonii</i>	INODO	K			5km	WL	
<i>Nemoura dubitans</i>	INREM	K	K		15km	WL	
<i>Dinocras cephalotes</i>	INREM	K			15km	DL	
<i>Leuctra geniculata</i>	INREM			K	15km	DL	
<i>Isoperla grammatica</i>	INREM	K		K	5km	WL	
<i>Leuctra nigra</i>	INREM	K			5km	WL	
<i>Nemoura avicularis</i>	INREM	K			5km	WL	
<i>Protonemura meyeri</i>	INREM	K	K		5km	WL	
<i>Apatania muliebris</i>	INTRI	K			15km	WL	
<i>Hagenella clathrata</i>	INTRI	K			15km	WL	
<i>Hydropsyche exocellata</i>	INTRI			K	15km	WL	
<i>Stenophylax permistus</i>	INTRI	K			15km	WL	
<i>Glossosoma conforme</i>	INTRI			K	15km	DL	
<i>Hydropsyche dinarica</i>	INTRI			K	15km	DL	X
<i>Micrasema minimum</i>	INTRI		K	K	15km	DL	
<i>Sericostoma flavicorne</i>	INTRI	K	K		15km	DL	
<i>Beraeodes minutus</i>	INTRI	K			5km	WL	
<i>Tinodes rostocki</i>	INTRI	K			5km	WL	

Tabel B1.3 Overzicht gemiddelde milieu- en habitatpreferenties van kenmerkende en positief dominante taxa per watertype, verdeeld over drie categorieën van voorkomen: aanwezig in de omgeving (tot 15 km afstand t.o.v. Geul) maar niet in de Geul aangetroffen, verdwenen uit de Geul maar aanwezig in omgeving en verdwenen uit de Geul en niet in de omgeving aanwezig.

Watertype	Categorie	Aantal taxa	Gemiddelde preferentiescore taxa													
			Droogval	Palludicol	Koud-stenotherm	Oligosaproob	Alfa-meso tot polysaproob	Stagnatie	Rheofiel	Slib	Mineraal	Hard substraat	Detritus	Planten	Oligo-mesotroof	Acidofiel
R2	Nooit aangetroffen, aanwezig in omgeving	46	1.7	4.5	0.7	3.2	2.0	3.8	3.1	1.0	1.5	1.1	1.6	4.5	2.4	4.4
	Verdwenen, aanwezig in omgeving	4	1.0	0.0	1.3	5.0	1.3	0.7	6.9	0.8	4.2	2.7	0.0	1.1	3.0	1.8
	Verdwenen, ook niet in omgeving	12	3.6	1.6	2.2	3.0	2.3	1.7	4.3	0.5	2.3	3.2	1.3	2.7	1.3	3.3
	Aanwezig in Geul	176	1.5	0.4	3.5	4.9	1.0	0.9	6.1	0.8	1.5	3.3	0.9	3.0	2.3	2.8
R17	Nooit aangetroffen, aanwezig in omgeving	12	0.9	0.0	0.0	4.0	1.2	0.7	6.2	0.9	2.7	2.8	0.6	2.7	3.0	1.5
	Verdwenen, aanwezig in omgeving	2	2.0	0.0	2.5	6.0	2.0	1.4	6.4	0.0	4.9	1.5	0.0	1.1	-	0.0
	Verdwenen, ook niet in omgeving	3	0.7	0.0	1.9	4.2	1.6	0.6	6.3	0.5	1.3	2.2	1.0	5.0	4.0	0.7
	Aanwezig in Geul	158	1.3	0.2	2.4	4.4	1.3	0.5	7.0	0.5	1.4	3.8	0.8	3.2	1.8	2.3
R18	Nooit aangetroffen, aanwezig in omgeving	13	0.0	0.2	0.0	3.5	1.7	1.3	6.1	0.8	2.6	3.4	0.5	2.6	0.7	1.5
	Verdwenen, aanwezig in omgeving	3	0.7	0.0	0.0	5.0	1.3	1.0	6.0	0.0	0.0	8.0	0.0	2.0	2.0	2.0
	Verdwenen, ook niet in omgeving	5	1.0	0.0	0.0	2.5	2.7	0.5	6.7	0.0	1.3	1.3	0.7	3.3	-	0.0
	Aanwezig in Geul	102	0.9	0.3	0.9	3.4	1.9	0.5	7.0	0.4	1.7	4.3	0.7	2.6	0.8	1.5

Tabel B1.4 Vissen in het stroomgebied van de Geul vanaf het jaar 2000. Per beek is de opgetelde abundantie per vissoort van de beviste trajecten gegeven, inclusief het aantal trajecten dat onderzocht is. Van de vissoorten is ook de KRW-indicatiewaarde vermeld: E Eurytoop, R: rheofiel, M: migrerend, P: plantminnend.

Beek	Gilde																								
	R	M	P	E	Cottesserbeek R17	Eyserbeek R17	Geulke R18	Geul R18	Gulp R17	Hermansbeek R17	Klein Geul R18	Klitserbeek R17	Landeus R17	Mechelderbeek R17	Nutbron R17	Paulusbron R17	Selzerbeek R17	Stassenbeek R17	Strabekervloedgraaf R17	Terzieterbeek R17	Vaalsbroekermolenbeek R17	Vliekerwaterlossing R17	Waternalderbeek R17	Zieversbeek R17	
Aantal beviste trajecten per beek					2	5	1	33	10	1	1	2	2	7	2	2	9	2	2	4	2	2	3	6	
<i>Alburnus alburnus</i>	0	0	0	1				17																	
<i>Blicca bjoerkna</i>	0	0	0	1				8																	
<i>Cyprinus carpio</i>	0	0	0	1		1		9	10													1			3
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	0	0	0	1	5	704	216	1919	1486		16		7	30			138	2	81	55			75	358	
<i>Perca fluviatilis</i>	0	0	0	1		2		381	2		55						2					38			
<i>Rutilus</i>	0	0	0	1		8		327	96		3						9					6		6	
<i>Sander lucioperca</i>	0	0	0	1				3																	
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	1	0	0	0				18																	
<i>Barbatula barbatula</i>	1	0	0	0	2	1757	177	11504	3664	10	299	13	58	590	34	2	1742				1057				117
<i>Cottus perifretum</i>	1	0	0	0				1236			47														
<i>Cottus rhenanus</i>	1	0	0	0		926	37	6343	4071	49	15			724			2545								1407
<i>Gobio gobio</i>	1	0	0	0		115	43	1785	339		53						112				43				1
<i>Lampetra planeri</i>	1	0	0	0				13		4				6			27								8
<i>Phoxinus phoxinus</i>	1	0	0	0		255	47	9384	257		190	13	4	104	2		544				198				
<i>Barbus barbus</i>	1	1	0	0		35	2	2597	39		94			23			82								
<i>Chondrostoma nasus</i>	1	1	0	0				506			70														
<i>Leuciscus cephalus</i>	1	1	0	0		125	44	4211	58		81			14			275				49				12
<i>Leuciscus idus</i>	1	1	0	0				17																	
<i>Leuciscus leuciscus</i>	1	1	0	0				330			67														
<i>Salmo salar</i>	1	1	0	0				196									1								
<i>Salmo trutta</i>	1	1	0	0		142	1	746	312	1	18		20	370	7		338		41	39		6	59		204

Beek	Gilde																								
	R	M	P	E	Cottesserbeek R17	Eyserbeek R17	Geulke R18	Geul R18	Gulp R17	Hermansbeek R17	Klein Geul R18	Klitserbeek R17	Landeus R17	Mechelderbeek R17	Nutbron R17	Paulusbron R17	Selzerbeek R17	Stassenbeek R17	Strabekervloedgraaf R17	Terzieterbeek R17	Vaalsbroekermolenbeek R17	Vliekerwaterlossing R17	Watervalderbeek R17	Zieversbeek R17	
<i>Thymallus thymallus</i>	1	1	0	0		26		34									6								
<i>Abramis brama</i>	0	1	0	0				37																	
<i>Anguilla anguilla</i>	0	1	0	0		1	1	320	6		7			3			3			16					
<i>Esox lucius</i>	0	1	1	0				26																	
<i>Carassius auratus gibelio</i>	0	0	1	0				10									1			4					
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0	0	1	0				10													1				1
<i>Tinca tinca</i>	0	0	1	0			3	44																	
<i>Aspius aspius</i>	0	0	0	0				1			2														
<i>Carassius auratus auratus</i>	0	0	0	0					1																
Cobitidae	0	0	0	0				1																	
<i>Cottus</i>	0	0	0	0				15	2															1	1
<i>Lampetra</i>	0	0	0	0				3																	
<i>Lepomis gibbosus</i>	0	0	0	0				1																	
<i>Neogobius melanostomus</i>	0	0	0	0				73																	
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0	0	0	0				2									1								
<i>Ponticola kessleri</i>	0	0	0	0				20																	
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	0	0	0	0				27																	
<i>Pseudorasbora parva</i>	0	0	0	0		1	2	10												1					

Tabel B1.5 Indicatorsoorten KRW beken R2, R17 en R18 aanwezig in de beken binnen het stroomgebied van de Geul op basis van waterschapsdata (WL) en NDFD-data. Plantensoorten zijn opgenomen in de tabel wanneer tenminste voor één van de KRW-typen een positieve score wordt behaald, klasse 1-3, en/of de soort is opgenomen in de lijst streefbeeldsoorten Limburg type heuvellandbeek A8.1 + HR en subtypen (SL).

Indicatorentaxon	Indicatiewaarde				Aantal records per dataset		
	R2	R17	R18	SL	NDFD <2000	NDFD ≥2000	WL 1996- 2018
<i>Aconitum vulparia</i>				1	20	292	
<i>Alchemilla glabra</i>				1			
<i>Alchemilla xanthochlora</i>				1	2	1	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>		5	3		17	81	2
<i>Alnus glutinosa</i>		2	2		109	362	123
<i>Athyrium filix-femina</i>	3				61	234	
<i>Berula erecta</i>	1	2	4	1	113	111	6
<i>Brachythecium rivulare</i>	1				14	22	6
<i>Brachythecium rutabulum</i>	2				196	271	
<i>Callitriche brutia</i> (incl. var. <i>hamulata</i>)	1		1	1	6		
<i>Callitriche platycarpa</i>	3		2		28	25	
<i>Caltha palustris</i> (incl. subsp. <i>palustris</i>)		4		1	343	423	18
<i>Cardamine amara</i>	1	1			377	698	43
<i>Carex acutiformis</i>	2				378	249	2
<i>Carex canescens</i>	2						
<i>Carex disticha</i>				1	117	100	
<i>Carex elongata</i>		1	2		4	8	
<i>Carex paniculata</i> (incl. subsp. <i>paniculata</i>)				1	56	112	
<i>Carex pendula</i>	1				13	219	2
<i>Carex remota</i>	1				86	206	4
<i>Carex rostrata</i>			3		5	1	
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	2	1			4	6	
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	2	1		1	68	249	3
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	1	1		1	152	328	12
<i>Cirsium oleraceum</i>				1	81	103	
<i>Cirsium palustre</i>	2				778	747	8
<i>Conocephalum conicum</i>	1				26	237	1
<i>Cratoneuron filicinum</i>	1				25	28	4
<i>Dipsacus pilosus</i>				1	232	911	4
<i>Dryopteris carthusiana</i>	3				38	98	
<i>Dryopteris dilatata</i>	3				56	222	
<i>Elodea canadensis</i>			2		10	1	
<i>Epilobium obscurum</i>	3	3			5		
<i>Equisetum fluviatile</i>	1	3	3		71	45	
<i>Equisetum telmateia</i>	1			1	149	960	15
<i>Fontinalis antipyretica</i>		1		1	47	27	9
<i>Glyceria fluitans</i>	3	3	3		86	104	23
<i>Glyceria notata</i>		1	1	1	60	90	43
<i>Groenlandia densa</i>				1			
<i>Helosciadium nodiflorum</i>		1	1	1	501	189	36
<i>Hottonia palustris</i>	1					22	
<i>Hypericum tetrapterum</i>				1	67	103	
<i>Impatiens noli-tangere</i>	2			1	39	172	
<i>Isolepis setacea</i>	2				6	29	1
<i>Juncus acutiflorus</i>	2				179	172	3
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	3						
<i>Lythrum portula</i>	3					1	
<i>Mentha aquatica</i>	4	3			654	476	46
<i>Montia fontana</i>	1	2					
<i>Myosotis laxa</i> (incl. subsp. <i>caespitosa</i>)				1	12	10	

Indicatortaxon	Indicatiewaarde				Aantal records per dataset		
	R2	R17	R18	SL	NDFP <2000	NDFP >=2000	WL 1996- 2018
<i>Myosotis scorpioides</i> (incl. subsp. <i>nemorosa</i> & <i>scorpioides</i>)	3	3	3		352	266	42
<i>Myrica gale</i>	3						
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	1			1			
<i>Myriophyllum verticillatum</i>			2			3	
<i>Nasturtium microphyllum</i>	3	2	3		13	9	2
<i>Nasturtium officinale</i>	2	1	1	1	111	83	28
<i>Nuphar lutea</i>			2			8	
<i>Oenanthe fistulosa</i>		3	3				
<i>Pellia epiphylla</i>	1				9	21	8
<i>Persicaria bistorta</i>				1	143	276	1
<i>Philonotis fontana</i>	1						
<i>Potamogeton alpinus</i>	2		1				
<i>Potamogeton compressus</i>			2				
<i>Potamogeton crispus</i>		3	3		61	43	
<i>Potamogeton lucens</i>			1	1			
<i>Potamogeton mucronatus</i>			2				
<i>Potamogeton natans</i>				1	20	53	
<i>Potamogeton pectinatus</i>			3				1
<i>Potamogeton perfoliatus</i>			1	1		5	
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	2						
<i>Potamogeton pusillus</i>		3	3		5	6	
<i>Potamogeton trichoides</i>				1	2	1	
<i>Primula elatior</i>	1			1	507	1293	26
<i>Ranunculus circinatus</i>	4		2		3		
<i>Ranunculus flammula</i>	3				44	55	
<i>Ranunculus fluitans</i>			1	1	126	175	2
<i>Ranunculus hederaceus</i>	1			1			
<i>Ranunculus peltatus</i> (incl. <i>R. penicillatus</i>)	2	1	1	1	27	2	
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	3	2	1		3	6	
<i>Sanguisorba officinalis</i>				1	2	5	
<i>Scirpus sylvaticus</i>	2	4		1	457	558	26
<i>Sparganium emersum</i>			1	1	15	2	
<i>Stellaria alsine</i>	3	3		1	285	182	2
<i>Typha latifolia</i>	5	3	3		16	142	1
<i>Valeriana dioica</i>	3				1		
<i>Veronica beccabunga</i>	3	2	1		967	726	101
<i>Viola palustris</i>	1						
<i>Zannichellia palustris</i> (incl. subsp. <i>palustris</i>)				1	46	2	

Tabel B1.6 Milieu-eisen indicatieve plantensoorten van de beken (waterschapsdata en NDFD-data) in het stroomgebied van de Geul. Afkortingen per parameter. Licht minimale behoefte: VS: Volle schaduw, S: Schaduw, HS: Halfschaduw, LS: Lichte schaduw, L: Licht, VL: Volle zon; Stroming (min.): 1: Stilstaand water, 2: Langzaam stromend water, 3: (matig) stromend water, 4: snel stromend water, 5: zeer snel stromend water; Voedsel (max.): 1: voedselarm, 2: matig voedselrijk, 3: zeer voedselrijk; Zuurgraad (max.): 1: zuur, 2: zwak zuur, 3: basisch.

Taxon	Indicator watertype KRW/Streefbeeld Limburg				Milieu-indicaties			
	R2	R17	R18	SL	Trofie (max)	Stroming (min)	Zuur- graad (max)	Licht (min)
<i>Aconitum vulparia</i>					1	1	3	S
<i>Alchemilla glabra</i>					1	2		HS
<i>Alchemilla xanthochlora</i>					1	2		LS
<i>Alisma plantago-aquatica</i>			5	3	3	1		HS
<i>Alnus glutinosa</i>			2	2	3		2	
<i>Athyrium filix-femina</i>	3				2		2	S
<i>Berula erecta</i>	1	2	4	1	3	1		LS
<i>Callitriche brutia</i> (incl. var. <i>hamulata</i>)	1		1	1	2	2		LS
<i>Callitriche platycarpa</i>	3		2	3	1			HS
<i>Caltha palustris</i> (incl. subsp. <i>palustris</i>)		4		1	3			LS
<i>Cardamine amara</i>	1	1			3			S
<i>Carex acutiformis</i>	2				2	1		HS
<i>Carex canescens</i>	2				1		2	LS
<i>Carex disticha</i>				1	2			LS
<i>Carex elongata</i>		1	2	2			2	S
<i>Carex paniculata</i> (incl. subsp. <i>paniculata</i>)				1	2	1		HS
<i>Carex pendula</i>	1				1		2	S
<i>Carex remota</i>	1				2			S
<i>Carex rostrata</i>			3	2	1	2	2	L
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	2	1		1	1		2	HS
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	1	1		1	1		2	S
<i>Cirsium oleraceum</i>				1	2			HS
<i>Cirsium palustre</i>	2				2		2	HS
<i>Dipsacus pilosus</i>				1	2		3	HS
<i>Dryopteris carthusiana</i>	3				2		2	S
<i>Dryopteris dilatata</i>	3				2		2	S
<i>Elodea canadensis</i>			2	2	1			LS
<i>Epilobium obscurum</i>	3	3			2		2	HS
<i>Equisetum fluviatile</i>	1	3	3	2	1			L
<i>Equisetum telmateia</i>	1			1	2			HS
<i>Glyceria fluitans</i>	3	3	3	3	1			LS
<i>Glyceria notata</i>		1	1	1	3	1		LS
<i>Groenlandia densa</i>				1	2	2		LS
<i>Helosciadium nodiflorum</i>		1	1	1	3	1		LS
<i>Hottonia palustris</i>	1				2	1		LS
<i>Hypericum tetrapterum</i>				1	2			HS
<i>Impatiens noli-tangere</i>	2			1	3			S
<i>Isolepis setacea</i>	2				1		2	LS
<i>Juncus acutiflorus</i>	2				2		2	HS
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	3				3			LS
<i>Lythrum portula</i>	3				1	1	2	L
<i>Mentha aquatica</i>	4	3			2	1	3	LS
<i>Montia fontana</i>	1	2			2	3		LS
<i>Myosotis laxa</i> (incl. subsp. <i>caespitosa</i>)				1	2			LS
<i>Myosotis scorpioides</i> (incl. subsp. <i>nemorosa</i> & <i>scorpioides</i>)	3	3	3	3	3	1		HS

Taxon	Indicator watertype KRW/Streefbeeld Limburg				Milieu-indicaties			
	R2	R17	R18	SL	Trofie (max)	Stroming (min)	Zuur- graad (max)	Licht (min)
<i>Myrica gale</i>	3				1		2	L
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	1				1 1	1	3	LS
<i>Myriophyllum verticillatum</i>			2		2	1		HS
<i>Nasturtium microphyllum</i>	3	2	3		3	1		LS
<i>Nasturtium officinale</i>	2	1	1	1	3		1	LS
<i>Nuphar lutea</i>			2		3	1		LS
<i>Oenanthe fistulosa</i>		3	3		3	1		L
<i>Persicaria bistorta</i>				1	2			LS
<i>Potamogeton alpinus</i>	2		1		2	1		LS
<i>Potamogeton compressus</i>			2		2	1		HS
<i>Potamogeton crispus</i>		3	3		3	1		LS
<i>Potamogeton lucens</i>			1	1	3	1		LS
<i>Potamogeton mucronatus</i>			2		3	1		HS
<i>Potamogeton natans</i>				1	3	1		LS
<i>Potamogeton pectinatus</i>			3		3	1		LS
<i>Potamogeton perfoliatus</i>			1	1	3	1		LS
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	2				2	1	2	LS
<i>Potamogeton pusillus</i>		3	3		3	1		LS
<i>Potamogeton trichoides</i>				1	2	1		L
<i>Primula elatior</i>	1			1	2		3	S
<i>Ranunculus circinatus</i>	4		2		3	1		LS
<i>Ranunculus flammula</i>	3				2	1	3	LS
<i>Ranunculus fluitans</i>			1	1		0 3		LS
<i>Ranunculus hederaceus</i>	1			1	2	2		LS
<i>Ranunculus peltatus</i> (incl. <i>R. penicillatus</i>)	2	1	1	1		0 2		HS
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	3	2	1		3	1		LS
<i>Sanguisorba officinalis</i>				1	2			LS
<i>Scirpus sylvaticus</i>	2	4			1 2			HS
<i>Sparganium emersum</i>			1	1	2	1		LS
<i>Stellaria alsine</i>	3	3			1 3			HS
<i>Typha latifolia</i>	5	3	3		3	1		LS
<i>Valeriana dioica</i>	3				2		2	HS
<i>Veronica beccabunga</i>	3	2	1		3	1		LS
<i>Viola palustris</i>	1				1		2	HS
<i>Zannichellia palustris</i> (incl. subsp. <i>palustris</i>)				1	3	1		LS



Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
wur.nl/environmental-research

Wageningen Environmental Research
Rapport 3291
ISSN 1566-7197



De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.600 medewerkers (6.700 fte) en 13.100 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AB Wageningen
T 0317 48 07 00
wur.nl/environmental-research

Rapport 3291
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.600 medewerkers (6.700 fte) en 13.100 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

