

o+bn

Kennisnetwerk OBN

Herstel en ontwikkeling van
laagdynamische, aquatische
systemen in het rivierengebied



Herstel en ontwikkeling van laag-dynamische, aquatische systemen in het rivierengebied



ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit



© 2016 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nr. 2016/OBN205-RI
Driebergen, 2016

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BII12 en het Ministerie van Economische Zaken.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de VBNE onder vermelding van code 2016/OBN205-RI en het aantal exemplaren.

Deze rapportage is ook als Alterra rapport verschenen onder nummer 2729

Oplage 80 exemplaren

Samenstelling Gertie Arts
Ralf Verdonschot
Gilbert Maas
Harry Massop
Fabrice Ottburg
Eddy Weeda

De genoemde auteurs zijn allen werkzaam bij
Alterra Wageningen University and Research Centre

Foto voorkant Een voorbeeld van laagdynamische natuur in de Bommelerwaard
nabij slot Loevestein langs de Waal. Foto: Fabrice Ottburg©

Druk KNNV Uitgeverij/KNNV Publishing

Productie Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)
Adres : Princenhof Park 9, 3972 NG Driebergen
Telefoon : 0343-745250
E-mail : info@vbne.nl

Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, PAS, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

In het kader van Natura 2000 worden in Europees perspectief zeldzame soorten en vegetatietypen in Nederland beschermd. In dit rapport staan laagdynamische en aquatische milieus langs rivieren centraal, die onder andere zijn terug te vinden in de habitattypen H3150 'Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden', 'H3260 Beken en rivieren met waterplanten' en 'H3140 Mesotrofe wateren met kranswieren'.

In het rivierengebied is in de recente decennia de aandacht vooral uitgegaan naar de ontwikkeling van hoog-dynamische natuur, zoals meestromende eenzijdig of tweezijdig aangetakte nevengeulen. Laag-dynamische natuur, zoals rietmoerassen en oude, verlandende nevengeulen met o.a. krabbenscheer, zijn zeldzaam in het Nederlandse rivierengebied. Laag-dynamische, aquatische systemen binnendijks en deels buitendijks (in uiterwaarden) zijn onmisbaar in een goed functionerend riviersysteem: ze zijn van belang voor het goed functioneren van natuurlijke overstromingsvlaktes (bijvoorbeeld als kraamkamer voor allerlei organismen) en daarmee voor het behalen van de Natura 2000 doelstellingen. Ook vanuit verschillende beleidskaders ligt er een specifieke vraag voor de uitbreiding en kwaliteitsverbetering van laag-dynamische aquatische systemen in het rivierengebied in Nederland.

Onderzoek is verricht naar verschillende organismengroepen: macrofauna, vissen, amfibieën, één reptiel en water- en oeverplanten. Voor speciaal de macrofauna is een experimenteel onderzoek uitgevoerd om de sturende factoren voor van deze organismegroep te bepalen, en daarmee hun voorkomen in laag-dynamische milieus.

Alle gegevens zijn via GIS verwerkt en worden in dit rapport gepresenteerd in de vorm van kansenskaarten, waarop de potenties voor laag-dynamische natuur in het rivierengebied worden weergegeven. Een advies aan beheerders is om op basis van de kansenskaarten uit dit rapport, de meest kansrijke plekken verder te ontwikkelen.

Ik wens u veel leesplezier

Teo Wams

Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Woord vooraf

Dit rapport vormt de eindrapportage van het project "OBN 2014-63-RI Laag-dynamische systemen in het rivierengebied". De doelstellingen van het onderzoek zijn:

1. Laag-dynamische aquatische milieus in het rivierengebied definiëren;
2. Inzicht geven in de huidige ecologische kwaliteit van de Nederlandse laag-dynamische aquatische milieus in het rivierengebied (zowel binnen- als buitendijks); in het project is hierbij de nadruk gelegd op macrofauna, vissen, amfibieën en reptielen, en de waterplantenvegetatie.
3. Een indicatie geven voor de randvoorwaarden voor herstel en ontwikkeling van kwalitatief goed ontwikkelde laag-dynamische aquatische natuur, en het verbeteren van de kwaliteit van bestaande aquatische natuur;
4. Een overzicht geven van de gebieden waar de kansen voor de ontwikkeling van laag-dynamische aquatische natuur van hoge kwaliteit in het rivierengebied (zowel binnen- als buitendijks) het grootst zijn;
5. Een indicatie geven van de hiervoor noodzakelijke inrichtingsmaatregelen en het gewenste beheer;
6. Aangeven van kennislacunes en gewenst vervolgonderzoek.

In aanvulling daarop is werk verricht om de belangrijkste sturende factoren bij inundatie van uiterwaardplassen voor de macrofauna te kwantificeren. Daartoe is literatuuronderzoek verricht en is een experiment uitgevoerd in de stroomgoten van Alterra.

Daarnaast is een aantal gebieden in de uiterwaarden (1 per riviersysteem) nader uitgewerkt. Deze gedetailleerdere uitwerking beoogt de vertaling naar beleid en beheer concreter te maken en de kansenkaart te toetsen (validatie).

In de studie is de ruimtelijke insteek gekozen vanuit de biotiek. Het inzichtelijk maken van waar laag-dynamische populaties en ecosystemen zich in het rivierengebied bevinden, was het doel. Deze insteek vanuit de biotiek maakt duidelijk waar laag-dynamische biotische kwaliteit nog aanwezig is, wat de huidige omstandigheden zijn en waar kernen liggen van waaruit laag-dynamische populaties en ecosystemen verder ontwikkeld kunnen worden.

In het project zijn de volgende werkzaamheden verricht in de periode september 2014 – december 2015:

- Definiëren laag-dynamische milieus en sturende factoren;
- Dataverzameling huidige situatie en referentiesituatie voor ongewervelde dieren, waterplanten, vissen, amfibieën en reptielen;
- Literatuuronderzoek naar sturende factoren voor macro-evertebraten;
- Beschrijving van de huidige situatie op basis van brede en unieke datasets die bij Alterra operationeel zijn. Dit omvat onder andere data van ongewervelde dieren in laag-dynamische systemen langs Maas, Rijn en IJssel en in zoals riviertjes in Overijssel en de landelijke vegetatie databank met honderdduizenden vegetatie opnamen
- Beschrijving referentie op basis van historische gegevens, Alterra databases en gegevens over buitenlandse systemen;
- Archiefonderzoek vegetatie-opnamen verzameld in het kader van het project "Oude Rivierlopen" van de Stichting Onderzoek Levensgemeenschappen in de jaren 1956 – 1959 van de vorige eeuw;
- Uitvoering experiment macro-evertebraten;
- Kaartanalyse m.b.v. GIS bestanden.

Leeswijzer

Na een inleiding (Hoofdstuk 1) beschrijft het rapport achtereenvolgens de macro-evertebraten (Hoofdstuk 2); de vissen, amfibieën en reptielen (Hoofdstuk 3); en de waterplanten van het rivierengebied (Hoofdstuk 4). Hoofdstuk 5 beschrijft de uitgevoerde GIS analyse en presenteert de resultaten en de kansenkaarten. Alle gegenereerde kaarten zijn opgenomen in twee bijlagerapporten. Hoofdstuk 6 geeft een discussie van het uitgevoerde onderzoek ten aanzien van de methode, de beschikbare gegevens en de analyse

en plaatst de resultaten in het licht van uitgevoerde herstelmaatregelen in het rivierengebied. Hoofdstuk 7 vat de voornaamste conclusies samen. Hoofdstuk 8 geeft een overzicht van de gebruikte literatuur.

Inhoudsopgave

Voorwoord

Woord vooraf

Samenvatting

Management summary

Inhoudsopgave 7

1 Inleiding 12

1.1 Definitie laag-dynamische milieus 12

1.2 Afbakening studiegebied 14

2 De macrofauna van rivierbegeleidende wateren 15

2.1 Inleiding 15

2.2 Bestaande typologiën, hun onderscheidende typologische elementen en indicatoren 16

2.2.1 Onderverdeling op basis van (a)biotische kenmerken 16

2.2.2 Indicatoren 18

2.3 Dataset en databewerking 18

2.4 Ecologische kwaliteit Nederlandse rivierbegeleidende wateren op basis van de macrofauna in vergelijking met referentie-omstandigheden 19

2.4.1 Aanpak 19

2.4.2 Resultaten 20

2.5 Inzicht in de ecologische kwaliteit van de Nederlandse rivierbegeleidende wateren: definiering en prioritering van de sturende elementen voor de macrofauna 27

2.5.1 Aanpak 27

2.5.2 Resultaten 28

2.6 Experiment 33

2.6.1 Design 33

2.6.2 Parametrisering van de variabelen op basis van literatuurgegevens 35

2.6.3 Testorganismen 36

2.6.4 Resultaten en discussie 37

2.7 Identificatie van indicatie-taxa macrofauna laag-dynamische locaties ten behoeve van kansenskaarten 39

3 Vissen, amfibieën en één reptiel 41

3.1 NDFF data ichtiofauna en herpetologie 41

3.2 Zoetwatervissen 42

3.3 Amfibieën en de ringslang 44

3.4	Voorkomen van soorten binnendijks en buitendijks	45
3.5	Koppeling van laag-dynamische soorten aan het fysieke landschap	48
4	Waterplanten in het rivierengebied	55
4.1	Inleiding	55
4.2	Aanpak	55
4.3	Vegetatie in relatie tot doorstroming en andere milieufactoren	56
4.4	Reeksen van vegetatietypen bij uiteenlopende dynamiek	59
4.5	Voorkomen waterplanten vroeger en nu	59
5	Kansenkaarten voor laag-dynamische systemen en - soorten	62
5.1	Methode	62
5.1.1	Overzicht gebruikte GIS-bestanden	62
5.1.2	Werkwijze kansenskaarten	63
5.1.3	Potenties voor Krabbenscheer	66
5.2	Resultaten: kansenskaarten	67
5.2.1	Potenties voor laag-dynamische systemen in het rivierengebied op basis van landschappelijke en abiotische eigenschappen	67
5.2.2	Potenties voor Krabbenscheer	79
5.2.3	Potenties voor soorten van laag-dynamische milieus	81
5.2.4	Geïntegreerde kansenskaarten	85
6	Discussie	86
7	Conclusies	94
8	Referenties	95
Bijlagen		
Bijlage 1:	Macrofauna-indicatoren rivierbegeleidende wateren	999
Bijlage 2:	Locaties macrofauna	1088
Bijlage 3:	Indicatiewaarden macrofauna clusters	11111
Bijlage 4:	Zoetwatervissen van Nederland	1155
Bijlage 5:	Amfibieën en reptielen van Nederland	1188
Bijlage 6:	Vindplaatsen van <i>Stratiotes aloides</i> in het rivierengebied vroeger en nu	12020

Bijlagerapporten: kaarten

1. Potenties voor laag-dynamische systemen in het rivierengebied op basis van landschappelijke en abiotische eigenschappen
2. Potenties voor soorten, soortgroepen en geïntegreerde kansenskaarten

Deze bijlagerapporten zijn online beschikbaar op www.natuurkennis.nl , net als de onderliggende GIS-bestanden.

Samenvatting

In het rivierengebied is in de recente decennia de aandacht vooral uitgegaan naar de ontwikkeling van hoog-dynamische natuur, zoals meestromende eenzijdig of tweezijdig aangetakte nevengeulen. Laag-dynamische natuur, zoals rietmoerassen en oude, verlandende nevengeulen met o.a. krabbenscheer, zijn zeldzaam in het Nederlandse rivierengebied. Laag-dynamische, aquatische systemen in uiterwaarden zijn onmisbaar in een goed functionerend riviersysteem: ze zijn van belang voor het goed functioneren van natuurlijke overstromingsvlaktes (bijv. als kraamkamer voor allerlei organismen) en daarmee voor het behalen van de Natura 2000 doelstellingen. Vanuit verschillende beleidskaders ligt er een specifieke vraag voor de uitbreiding en kwaliteitsverbetering van laag-dynamische aquatische systemen in het rivierengebied in Nederland. Daarom is in de periode September 2014 – Maart 2016 onderzoek verricht naar laag-dynamische systemen in het rivierengebied (project OBN 2014-63-RI Laag-dynamische systemen in uiterwaarden). In dit onderzoek wordt het laag-dynamische aquatische ecosysteem in het rivierengebied breed gedefinieerd. Het omvat de actuele en potentiële laag-dynamische natuur in binnendijkse en buitendijkse gebieden, i.e. in het winterbed en in potentiële uitbreidingen van de overstromingsvlakte van de grote rivieren. Onderzoek is verricht naar verschillende organismengroepen: macrofauna, vissen, amfibieën, reptielen en waterplanten. Van alle genoemde organismengroepen zijn historische en recente verspreidingsgegevens bijeengebracht. Voor macrofauna en waterplanten hebben we gebruik gemaakt van op Alterra aanwezige gegevensbestanden. Voor vissen, amfibieën en reptielen zijn gegevens opgevraagd bij de betreffende NGO's. Daarnaast is voor waterplanten archiefonderzoek verricht en zijn databestanden van Rijkswaterstaat gebruikt, en is voor macrofauna experimenteel onderzoek verricht. Dit experimentele onderzoek had als doel om sturende factoren voor macrofauna te bepalen. Alle gegevens zijn via GIS verwerkt en worden in dit rapport gepresenteerd in de vorm van kansenkaarten, waarop de potenties voor laag-dynamische natuur in het rivierengebied worden weergegeven. De potenties zijn verkregen op twee manieren: 1) Op basis van landschappelijke en abiotische systeemkenmerken 2) Op basis van 24 soorten die kenmerkend zijn voor laag-dynamische milieus. Uit de analyse blijkt dat de potenties binnendijks groter zijn dan buitendijks. Buitendijks is de dynamiek te hoog (hoog-dynamisch). Binnendijks ontbreekt dynamiek (a-dynamisch). Laag-dynamische milieus vereisen een zeer beperkte dynamiek, die noodzakelijk is om de systemen in stand te houden en eens in de zoveel tijd de successie te laten herstarten. Binnendijks zijn geen natuurdoelen geformuleerd voor laag-dynamische natuur geassocieerd met de natuur behorend bij de grote rivieren in ons land. We adviseren hier om in de herijking van natuurdoelen binnendijks, laag-dynamische milieus uitdrukkelijk een plek geven. Om binnendijks de invloed van de rivier terug te brengen, zou gestreefd moeten worden naar het koppelen van binnendijkse gebieden aan buitendijks gebieden. Beheer en herstel in binnen- en buitendijkse gebieden vraagt een andere benadering. Een advies aan beheerders is om op basis van de kansenkaarten uit dit rapport, de meest kansrijke plekken verder te ontwikkelen. Zowel binnen- als buitendijks zijn schaalgrootte, verbinding, dynamiek en heterogeniteit (diverse mozaïekstructuren en habitats) de belangrijkste beheerslijnen om te volgen. Om dit te realiseren, zijn grote gebieden die met elkaar verbonden zijn, noodzakelijk.

Summary

In floodplains bordering the large rivers in The Netherlands, nature development has focused on highly dynamic systems, such as river-connected channels in the floodplains. Low-dynamic ecosystems, such as helophyte dominated 'old river beds' and oxbow lakes inhabited by e.g. Water soldier, have become rare. Low-dynamic systems fulfil important ecological functions and because of this, they are of an utmost importance for compliance with the goals of Natura 2000. From the background of nature and water policy, a specific challenge has been posed to the extension and quality improvement of low-dynamic systems in river floodplains. In the period September 2014 – March 2016 low-dynamic systems in floodplains and riverbeds have been studied (project OBN 2014-63-RI Low-dynamic systems associated with the large rivers). In this research project, low-dynamic systems have been broadly defined, that is including actual and potential low-dynamic systems in actual and potential river floodplains. Research involved several groups of aquatic organisms: macroinvertebrates, fish, amphibians, reptiles and aquatic macrophytes. For all these groups of organisms, data about the distribution of these organisms in the study area have been collected. For macroinvertebrates and aquatic macrophytes, extensive datasets were available at Alterra. For fish, amphibians and reptiles data originated from NGOs. For aquatic macrophytes data were additionally collected in archives and derived from Rijkswaterstaat. For macroinvertebrates, an experiment was performed to study the driving factors for this group of organisms. All data have been collated in a GIS system and are presented as maps that show 1) the potential areas for specific low-dynamic systems defined in terms of landscape and system characteristics and 2) for 24 species characteristic of low-dynamic ecosystems in river flood-plains. Our analysis showed that potential low-dynamic areas are more available on the landside of the dikes. In the riverbed outside the dikes, dynamics are too high. On the landside of the dikes, dynamics are lacking and systems are a-dynamic. Here e.g. repair of connections between systems on the landside of the dikes and the floodplains along the river can contribute to dynamics that are appropriate for low-dynamic systems. These systems require a certain minimum and maximum of dynamics that enable a re-set of succession. Restoration and nature management of these systems on the inland of the dikes require another approach compared to the restoration and nature management of these systems in the current floodplains. In all cases, scale, connections, dynamics and heterogeneity are the main lines along which restoration and nature management should be effectuated. In order to realize this in the current landscape, large, connected areas are needed.

Dankwoord

Wij danken *Dhr. Hans van Heiningen, Staatsbosbeheer* voor zijn bijdrage aan de veldwerkdag "Laag-dynamische systemen in het rivierengebied" en de excursie in de Kil van Hurwenen; *Mevr. W.A.E. van Donselaar-ten Bokkel Huinink* voor het ter beschikking stellen van de opnameboekjes van haarzelf en haar echtgenoot *Dhr. J. van Donselaar*; het stadsarchief Amsterdam; *Sandy Hofland* en *Dorine Dekkers* voor hun hulp bij de uitvoering van het experiment.

1 Inleiding

1.1 Definitie laag-dynamische milieus

Voor het opzetten van onderzoek naar laag-dynamische aquatische milieus was het allereerst nodig om deze systemen nader te definiëren, gebruik makend van hydromorfologische, fysische, chemische en biologische kenmerken, inclusief verschillende stadia van kwaliteit en successie. Daarom is allereerst een definitie opgesteld, die leidend is voor het project. Deze definitie is gebaseerd op beschrijvingen van de referentie van deze systemen (Van den Brink en van der Velde, 1991; Van Donselaar-Ten Bokkel Huinink, 1961; Van Donselaar, 1961; Westhoff et al., 1971).

In het project is de definitie breed oppakt, omdat actuele en potentiële laag-dynamische natuur in binnendijkse en buitendijkse gebieden in dit onderzoek centraal staan. Het gaat om laag-dynamische aquatische systemen in het winterbed en potentiële uitbreidingen van de overstromingsvlakte van de grote rivieren.

De volgende definitie is in het project gehanteerd:

Laag-dynamische systemen in het winterbed en potentiële overstromingsvlakten van de grote rivieren (Rijnsysteem incl. IJssel, en Maas) omvatten aquatische ecosystemen die morfologisch sterk kunnen verschillen. Ze omvatten enerzijds oude rivierlopen of "dode" rivierarmen (oxbow lakes of Altwasser). Dit zijn door rivieren afgesnoerde stroombanen (meanders) en hydrologisch niet meer functionerende nevengeulen, hoewel deze nog wel bij hoge winterwaterstanden aan overstroming kunnen zijn blootgesteld (Westhoff et al. 1971). Deze niet-functionerende nevengeulen staan in bepaalde regio's van Nederland ook bekend als killen, strangen of hanken. Anderzijds kunnen laag-dynamische systemen in de overstromingsvlakte van de grote rivieren ook wielen en doorbraakkolken omvatten. Deze kunnen zowel binnen- als buitendijks gelegen zijn. Laag-dynamische milieus worden niet gekenmerkt door afwezigheid van dynamiek, maar door de aanwezigheid van een lage dynamiek.

De voornaamste systeemeigenschappen die laag-dynamische systemen gemeen hebben zijn:

- Maximaal aantal dagen overstroming per jaar met rivierwater (minder dan 2-3 dagen/jaar) (optimaal; totale bandbreedte van overstroming waaronder ze voorkomen is groter);
- Minder dan 0.5 cm slibafzetting per overstroming;
- Hoogstens beperkte erosie (daardoor ophoping autochtoon organisch materiaal d.w.z. geproduceerd door het aquatisch systeem ter plaatse);
- De hydrologie wordt beïnvloed door lokaal grondwater en wordt niet volledig bepaald door rivierwater. Invloed van kwel / lokaal grondwater (> 0.2 mm) draagt bij aan een goede waterkwaliteit;
- Er is sprake van connectiviteit met ander oppervlaktewater. De invloed van rivierwater is beperkt
- Overstroming met rivierwater vindt alleen plaats in de winterperiode.

Belangrijk is om te realiseren dat laag-dynamische systemen beperkt zijn in tijdsduur en onderdeel uitmaken van een successiereeks. Door met beheer de successie terug te zetten in de tijd, kunnen laag-dynamische systemen weer gecreëerd worden.

Op basis van bovenstaande definitie van laag-dynamische systemen in het winterbed en de potentiële overstromingsvlakte van de grote rivieren onderscheiden we vier categorieën van watersystemen die potentieel laag-dynamische natuur herbergen:

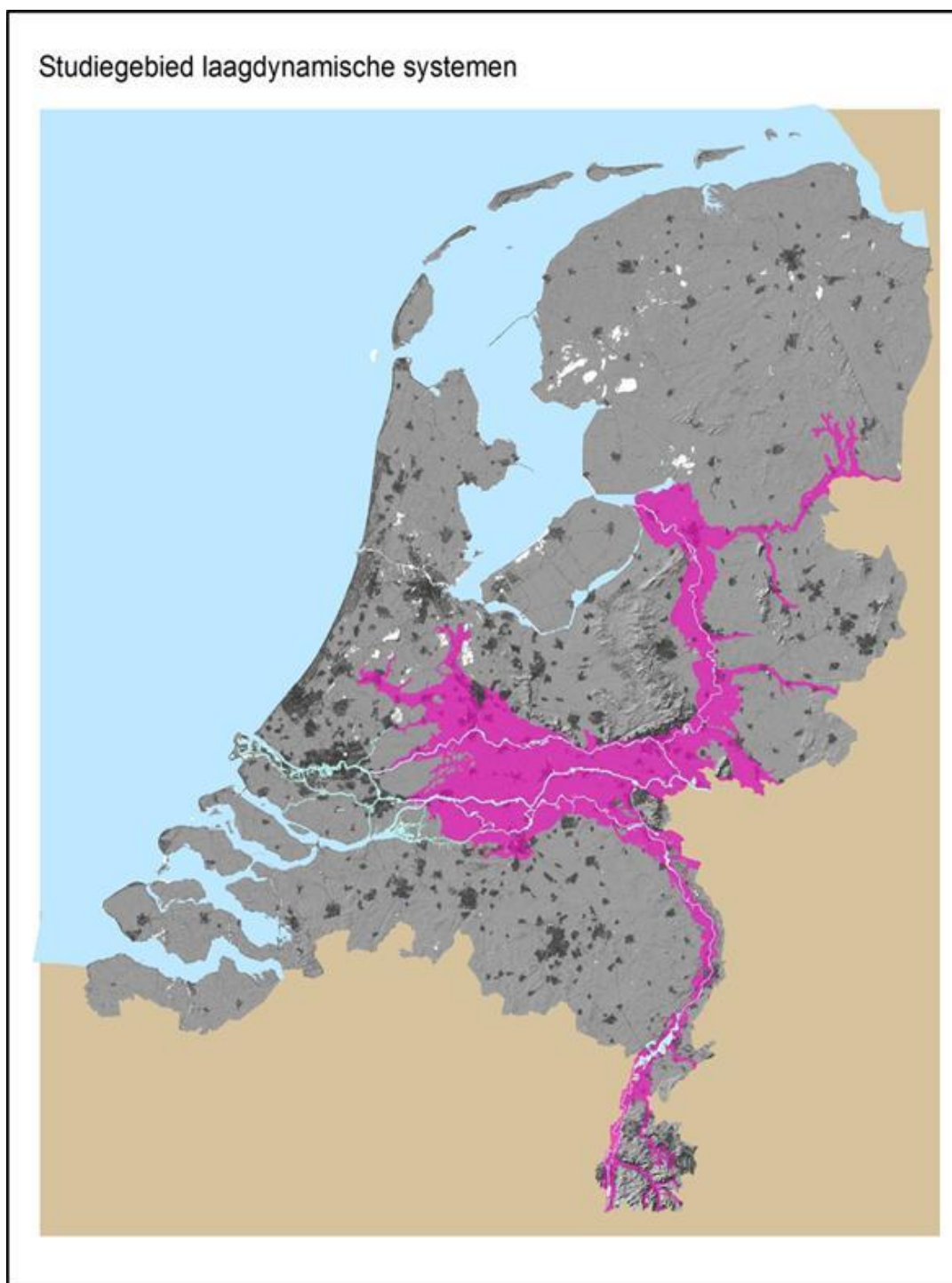
1. Eenzijdig aangetakte, niet meestromende nevengeulen met een gradiënt in dynamiek en waterkwaliteit (van hoog-dynamisch in de monding naar laag-dynamisch aan het einde van de geul / strang);
2. Watersystemen die niet direct met de rivier in contact staan maar wel meer of minder frequent door rivierwater worden overstroomd en gelegen zijn in het winterbed (buitendijks) van de grote rivieren (bijv. oude rivierlopen, meanders etc.);
3. Wielen en doorbraakkolken die binnendijks gelegen zijn en onder invloed staan van kwel vanuit het winterbed;
4. Watersystemen in de potentiële overstromingsvlakte van de grote rivieren, die momenteel niet in contact staan met rivierwater.

Het laag-dynamische karakter van deze systemen uit zich in de levensgemeenschap. Laag-dynamische habitats hebben een kenmerkende levensgemeenschap van ongewervelde dieren, vissen, reptielen, amfibieën en waterplanten, die in deze combinatie niet in andere habitats in het riviereengebied voorkomen. De begroeiingen van deze systemen worden gekarakteriseerd door verlandingsreeksen van open water met ondergedoken en drijvende, sediment-wortelende waterplanten via drijftil- en verlandingsvegetaties van emergente waterplanten naar Elzenbroek en Berkenbroekbos. Indien sprake is van volledige isolatie van het rivierwater, kan een ontwikkeling plaats vinden van neutraal / basisch water naar zuur water onder invloed van een kalkarme omgeving, zoals in de Maasmeanders tussen Roermond en Wijchen. Onder zulke omstandigheden kan veenvorming plaatsvinden. De drijvende waterplanten omvatten in de eerste plaats vegetaties van nymphaeide waterplanten zoals Gele plomp (*Nuphar lutea*) en Waterlelie (*Nymphaea alba*). Daarnaast kunnen uitgestrekte vegetaties voorkomen van onder meer Krabbescheer, Kleine lisdodde en Riet, terwijl ook ontwikkeling in de richting van broekbos kan plaatsvinden. Indien de rivierinvloed gering is, loopt heeft de verlanding een meer mesotroof karakter en wordt zij gekarakteriseerd door soorten als Holpijp, Waterscheerling, Pluimzegge, Waterdrieblad, Moeraswederik en Melkeppe. In Maasmeanders met grote invloed van regenwater zien we bovendien Wateraardbei, Snavelzegge, Stijve zegge, Draadzegge en Slangenwortel.

Omdat de vegetatie rijk is aan structuren en gradiënten, wordt er een rijke fauna aangetroffen (macrovertebraten, vissen en vogels). Een belangrijk structurelement wordt gevormd door drijftillen, d.w.z. onbegaanbare, drijvende vegetatie-eilandjes waarvan de basis wordt gevormd door bijeengedreven wortelstokken (van onder meer Kleine lisdodde en Gele plomp) of in het water zwevende netwerken van wortelstokken (vooral van Liesgras). De meest kenmerkende drijftilplanten (Waterscheerling, Slangenwortel, Pluimzegge) vinden we in weinig of niet meer door de rivier beïnvloede rivierlopen. Maar ook weinig kieskeurige soorten als Liesgras en Oeverzegge, die tolerant zijn voor grote voedselrijkdom, kunnen een belangrijke rol spelen in de vormen van drijftillen. Voor de fauna lijkt de botanische samenstelling van de drijftilvegetatie weinig relevant. In de watervegetatie is er wel één soort die een onvervangbare plaats inneemt namelijk Krabbenscheer, omdat enerzijds haar hele levenscyclus op het watermilieu is ingesteld (o.a. overwintering diep onder water op de modderlaag), terwijl zij anderzijds 's zomers met haar drijvende bladrozetten ver boven het water uitkomt. De groene glazenmaker (als libel een carnivoor) is aan krabbenscheervelden gebonden; vroeger vormden zij ook de favoriete broedbiotoop van de zwarte stern.

1.2 Afbakening studiegebied

Op basis van de definitie gegeven in paragraaf 1.1, is het studiegebied afge bakend als weergegeven in Figuur 1.1. Grote beeksystemen die van belang kunnen zijn om als referentie te dienen voor laag-dynamische, aan riviersystemen gebonden milieus, zijn in het studiegebied opgenomen.



Figuur 1.1: Studiegebied
Figure 1.1: Study area

2 De macrofauna van rivierbegeleidende wateren

2.1 Inleiding

De macrofauna — met het oog zichtbare aquatische ongewervelden — speelt een sleutelrol in het functioneren van rivierecosystemen via het sturen van de cyclus van opname en afgifte van voedingstoffen (bijvoorbeeld de afbraak van organisch materiaal) en als voedsel voor de hogere trofische niveau's in het riviersysteem, met name vissen en water- en moerasvogels. De wateren in de uiterwaarden van grote rivieren kunnen een enorme biodiversiteit aan macrofauna herbergen en kan in één uiterwaard de complete fauna van de aquatische biotopen (stilstaande plassen en moerassen op klei- en veengrond) in laag Nederland worden gevonden (Janse, 1986). Tegelijkertijd kan hiermee gesteld worden dat er niet kan worden gesproken van een kenmerkende levensgemeenschap van uiterwaardwateren, maar dat dit breder moet worden getrokken dan dit landschapstype alleen, met andere woorden de levensgemeenschappen van stilstaande plassen in verschillende stadia van verlanding. Desalniettemin is het optreden van overstroming, de flood pulse *sensu* Junk et al. (1989), belangrijk omdat het de fysisch-chemische, morfologische en biologische randvoorwaarden schept voor de hoge biodiversiteit, althans in een meer natuurlijke overstromingsvlakte.

In dit hoofdstuk komen de volgende onderwerpen aan bod. Eerst wordt een overzicht gegeven van de bestaande typologieën van rivierbegeleidende wateren zoals die de afgelopen decennia zijn opgesteld (2.2). Vervolgens worden de sleutelfactoren gedefinieerd die verantwoordelijk zijn voor de verschillen tussen de macrofaunalevensgemeenschappen van laag-dynamische aquatische milieus in het rivierengebied (zowel binnen- als buitendijks) in de huidige situatie, waarvoor zowel milieu- en habitatpreferenties van de aangetroffen macrofauna als gemeten milieuvariabelen worden gebruikt (2.3-2.5). Door de focus te leggen op de preferenties van soorten wordt getracht meer inzicht te krijgen in de knelpunten voor macrofauna in deze systemen. Daarnaast worden de wateren in de Nederlandse uiterwaarden vergeleken met die in Wit Rusland (Pripyat) om een beeld te krijgen van de referentiesituatie en zodat een beter inzicht verkregen kan worden van de huidige ecologische status van de Nederlandse wateren.

Omdat sturende factoren vaak samen optreden, is het niet altijd even duidelijk wat de individuele effecten zijn op de macrofauna wanneer monitoringsdata gebruikt wordt. Inundatie leidt bijvoorbeeld tot mechanische verstoring via stroming, het verdwijnen van habitat tijdens slibafzetting wanneer het water zich weer terugtrekt en fysiologische verstoring doordat het rivierwater een andere chemische samenstelling heeft (bijv. saliniteit), maar wat het relatieve belang is van deze factoren is moeilijk uit velddata te halen door het optreden van onderlinge correlaties. Er is daarom een experiment uitgevoerd om te proberen de effecten van deze verschillende factoren te scheiden (2.6).

Omdat macrofauna-onderzoek arbeidsintensief is, worden lang niet alle waterlichamen in Nederland onderzocht. Het zou mooi zijn om uitspraken te kunnen doen over het complete Nederlandse rivierengebied in plaats van zeer locatiespecifiek. Daarom is bekeken of het mogelijk is de gebruikte monitoringsdata te integreren met gis-applicaties (2.7).

2.2 Bestaande typologiën, hun onderscheidende typologische elementen en indicatoren

2.2.1 Onderverdeling op basis van (a)biotische kenmerken

In het verleden zijn een aantal typologiën gemaakt van rivierbegeleidende wateren in het winterbed van de grote rivieren, met name gebaseerd op hydrologische en morfologische kenmerken (Tabel 2.1). De enige indeling op basis van macrofauna is die van Van den Brink en van der Velde (1991), die de macrofauna van rivierbegeleidende wateren langs de Rijn, IJssel en Maas hebben onderzocht en tot de conclusie kwamen dat de rivierbegeleidende wateren op basis van de macrofaunalevensgemeenschappen kunnen worden ingedeeld in drie hoofdgroepen:

1. Geïsoleerde wateren (met name wielen en kolken) die niet meer direct overstroomd worden als gevolg van de aanleg van de winterdijk, maar nog wel kwelwater vanuit de rivier kunnen ontvangen.
2. Geïsoleerde wateren in het winterbed van de rivier, die gemiddeld maximaal 20 dagen per jaar overstroomd, meestal in het winterhalfjaar, soms tijdens het groeiseizoen.
3. Wateren in het winterbed van de rivier met een hoge dynamiek (> 20 dagen per jaar geïnundeerd) en die vaak een directe verbinding hebben met de rivier zonder dat er stroming optreedt bij de basisafvoer van de rivier, zoals aangetakte wingaten en eenzijdig verbonden strangen.

De laatste twee klassen zijn ook opgenomen in de typologie van Van der Molen et al. (2000). Janse (1986) noemt verder nog als niet nader gekwantificeerde sturende parameters ouderdom/vegetatiesuccessiestadium (verlanding), de chemische samenstelling van het water, de invloed van kwel en tenslotte de invloed van begrazing. In de Kaderrichtlijn Water worden de meeste waterlichamen in het winterbed van de grote rivieren niet onderscheiden van binnendijks gelegen systemen als ze niet meer dan 20 dagen per jaar inunderen; doen ze dit wel dan vallen ze onder de typen M5 (ondiep lijnvormig water, open verbinding met de rivier/sterk geïnundeerd) en M19 (Diepe meren in open verbinding met de rivier/sterk geïnundeerd; echter gebruikt dit type weer de meer algemene maatlat voor diepe gebufferde meren, M16) (Elbertsen et al. 2002; Van der Molen et al. 2012, 2013) (Tabel 2.2).

Tabel 2.1: Overzicht van de onderscheidende elementen in de verschillende typologiën van de Nederlandse rivierbegeleidende wateren.

Table 2.1: Overview of the elements underlying the Dutch floodplain water typologies.

Typologisch onderscheidend element	Klassegrenzen			
	Janse, 1986	Nijboer et al., 2000	Van der Molen et al., 2000	Elbertsen et al., 2002; Van der Molen et al., 2012, 2013
Inundatieduur en -frequentie	>40 d/j 20-40 d/j 2-20 d/j <2 d/j	>20 d/j 3-20 d/j <3 d /j	> 20 d/j < 20 d/j	>20 d/j (of aangetakt) < 20 d/j
Isolatie t.o.v. hoofdgeul	aangetakt geïsoleerd	aangetakt geïsoleerd	-	aangetakt (of >20 d/j) geïsoleerd
Taludhelling	≤1:3 >1:3	-	-	-
Vorm waterlichaam	-	-	-	lijnvormig niet lijnvormig
Waterdiepte	<6 m >6 m	<3 m >3 m	(zeer) diep (>3 m) matig diep (1-3 m) ondiep (0,3-1,0 m)	<3 m >3m
Breedte water	-	-	-	<8 m 8-15 m
Oppervlakte water	-	-	-	<0.5 km ² 0.5-100 km ²
Aanwezigheid vegetatie	-	-	waterplanten (als bedekking >15%) helofyten (als bedekking >5%)	-
Samenstelling bodemsubstraat	kleiig zandig	-	zand klei hard (grind + kunstmatige constructies)	>50% organisch >50% mineraal
Droogval	ja nee	ja nee	-	-

Tabel 2.2: Laag-dynamische wateren in het rivierengebied volgens de KRW-typologie.

Table 2.2: Floodplain waters in the Netherlands according to the Water Framework Directive water type classification.

Coderi ng	KRW-naam	Voorbeelden van wateren binnen type	Status
M01a	gebufferde sloten	sloten in rivierengebied	krw waterlichaam
M05	ondiep lijnvormig water; open verbinding of sterk geinundeerd	eenzijdig afgesnoerde of geïsoleerde strangen (in meer of mindere mate meestromend bij overstroming) kleiputten, uiterwaardsloten, gegraven geulen	overig water
M11	kleine ondiepe gebufferde plassen	ondiepe wielen, moerassen	overig water
M16	diepe gebufferde meren	wielen en kolken, wingaten	overig water
M19	diepe meren in open verbinding met rivier/sterk geinundeerd	idem M16 met verbinding rivier of inundatie >20 dagen	overig water
M20	matig grote diepe gebufferde meren	wielen, uitgegraven oude riviermeanders, zand en kleiwingaten; door diepte is inundatieeffect minder groot	krw waterlichaam
M25	ondiepe laagveenplassen	oude rivierarmen met veenvorming	overig water
M27	matig grote ondiepe laagveenplassen	oude rivierarmen met veenvorming	krw waterlichaam

2.2.2 Indicatoren

Voor de KRW-watertypen en de Aquatisch Supplement-typen die betrekking hebben op het rivierengebied zijn indicatieve of kenmerkende soorten toegekend. In totaal gaat het om 369 soorten macrofauna (Bijlage x.1). Belangrijk is dat geen van deze soorten specifiek gebonden is aan de grote rivieren, een fenomeen dat ook al in eerdere onderzoeken aan de macrofauna van rivierbegeleidende wateren werd opgemerkt (Janse, 1986; Nijboer et al., 2000).

2.3 Dataset en databewerking

Om de macrofaunalevensgemeenschappen van laag-dynamische milieus te kunnen definiëren is voor de Nederlandse rivierbegeleidende wateren gewerkt met een dataset van 308 monsters genomen op 126 locaties (Tabel 2.3) uit de periode 1983-2010 (Bijlage x.2). Het gaat hier om een selectie met strangen, (klei)putten, kolken, wielen, plassen en poelen. Buiten beschouwing gelaten zijn buitendijks de (meestromende) nevengeulen en binnendijks de sloten, omdat beide buiten de definitie van laag-dynamische milieus (kunnen) vallen; de eerste door het optreden van stroming en de tweede via het gevoerde beheer (maaien, baggeren).

De locaties kunnen verdeeld worden over drie inundatieklassen (naar van den Brink en van der Velde, 1991; van den Brink et al., 1996): 1.) aangetakte wateren die onder directe invloed staan van de rivier en daardoor zeer dynamisch zijn, 2.) de geïsoleerde wateren buitendijks die tijdens perioden van hoog water onderlopen (gemiddeld maximaal 20 dagen

per jaar) en de 3.) alleen indirect door de rivier beïnvloede binnendijkse wateren zoals achter de winterdijk gelegen wielen en kolken.

Het aantal taxa dat op deze locaties is waargenomen bedroeg in totaal 1079. Echter, dit aantal is door taxonomische afstemming — noodzakelijk in cluster- en ordinatie-analyses van faunistische gegevens waarin de organismen niet in alle monsters tot op hetzelfde taxonomische niveau op naam gebracht zijn (procedure zie o.a. Vlek et al., 2004)— teruggebracht tot 653 taxa. Voordat verdere analyses werden uitgevoerd, zijn de abundanties van de macrofauna $\log_2(x+1)$ getransformeerd om het effect van dominante soorten op de analyses te verminderen.

Tabel 2.3: *Overzicht van de wateren gebruikt in de analyse van de macrofauna-levensgemeenschappen.*

Table 2.3: Overview of the waters used in the analysis of the macroinvertebrate communities.

Type	Toelichting	Aantal locaties/monsters (herkomst dataset)	
		Nederland	Wit Rusland
Directe invloed continu	Aangetakte strang of plas, jaarrond verbonden met hoofdgeul	13/46 (Rijkswaterstaat)	3/5 (Nagorskaya et al., 2002)
Directe invloed geïsoleerd	Geïsoleerde strang of plas, alleen verbonden met de hoofdgeul tijdens overstromingen	36/123 (Rijkswaterstaat)	15/26 (Nagorskaya et al., 2002)
Indirect tot niet	Geïsoleerde strang of plas (inclusief wielen en kolken) zonder directe overstroming met water uit de hoofdgeul, beïnvloeding door rivierkwel wel mogelijk. In Nederland binnendijks.	77/139 (Waterschappen)	7/12 (Nagorskaya et al., 2002)

2.4 Ecologische kwaliteit Nederlandse rivierbegeleidende wateren op basis van de macrofauna in vergelijking met referentieomstandigheden

2.4.1 Aanpak

Om een beeld te krijgen van de referentieomstandigheden is een vergelijking gemaakt voor de drie in 2.3 genoemde inundatieklassen tussen de situatie in Nederland en Wit Rusland. Er is gekozen voor een functionele aanpak (milieu- en habitatpreferenties macrofauna; Verberk et al, 2012) in plaats van een taxonomische aanpak (soortenrijkdom en -samenstelling), zodat de resultaten i.) onafhankelijk worden van regionale soortenpoules, ii) direct inzicht geven in de sturende factoren die verantwoordelijk zijn voor de aanwezigheid van bepaalde fauna en omgekeerd dus de knelpunten in het systeem weergeven. Het eerste punt is in Nederland belangrijk, omdat veel soorten verdwenen zijn of dusdanig zeldzaam zijn geworden dat ze niet meer in staat zijn gebieden die op dit moment weer potentieel geschikt zouden zijn (door herstelmaatregelen of waterkwaliteitsverbetering) te kunnen bezetten (Verdonschot et al., 2015).

Milieu- en habitatpreferenties zijn een belangrijk middel om de algehele toestand van een oppervlaktewater te beschrijven en kunnen gebruikt worden bij het vaststellen van individuele sleutelfactoren. De verschillende preferenties kunnen geordend worden naar hoofdfactoren voor watersystemen (zie bijvoorbeeld Verdonschot en Peeters et al., 2014); voor rivierbegeleidende wateren zijn relevant: stoffen (uitgedrukt in de metrics preferentie

voor verhoogde saliniteit, basisch water, voedselarme omstandigheden en polysapobe omstandigheden), structuren (uitgedrukt in preferentie voor slibbodems, minerale bodems, detritus, waterplanten) en hydrologie (uitgedrukt in preferentie voor stromend water en tolerantie voor droogval). De preferenties zijn als volgt berekend: de taxonlijsten van de monsterlocaties en hun $\log_2(x+1)$ -getransformeerde abundanties zijn gekoppeld aan de indicatiewaarden van Verberk et al. (2012). Deze indicatiewaarden zijn verdeeld over verschillende klassen volgens de zogenoemde 'fuzzy coding' techniek: afhankelijk van de habitat- en milieupreferentie van een soort zijn 10 punten verdeeld over de relevante klassen. Bijvoorbeeld een soort met een voorkeur voor snelstromend water, maar die ook wel op plekken met matige stroming voorkomt krijgt de score: snel stromend = 8 punten, matig stromend = 2 punten, langzaam stromend = 0 punten etc. Omdat de abundantie van soorten ook belangrijk is in de beoordeling (omdat dit een maat van succes van een soort is in het systeem) worden zijn scores hiervoor gecorrigeerd. Per monster is de gewogen score van alle aanwezige soorten gesommeerd en is het relatieve aandeel uitgerekend. De verschillen in preferentiewaarden binnen en tussen de inundatieklassen zijn vervolgens statistisch getoetst. Als gevolg van ongelijke steekproefgrootte waren non-parameterische technieken geschikter voor de analyse van de gegevens. Gebruikt zijn Kruskal Wallis tests ($p < 0.05$) gevolgd door Mann Whitney test non parametrische post hoc tests met bonferonni correctie: significantie ($0.05/3$) voor vergelijkingen tussen de verschillende inundatieregimes binnen Nederland en Wit Rusland van de rivierbegeleidende wateren en een Mann Whitney test ($p < 0.05$) om eventuele verschillen tussen de referentiesituatie en de nederlandse rivierbegeleidende wateren te testen.

2.4.2 Resultaten

Stoffen

Ionenrijkdom

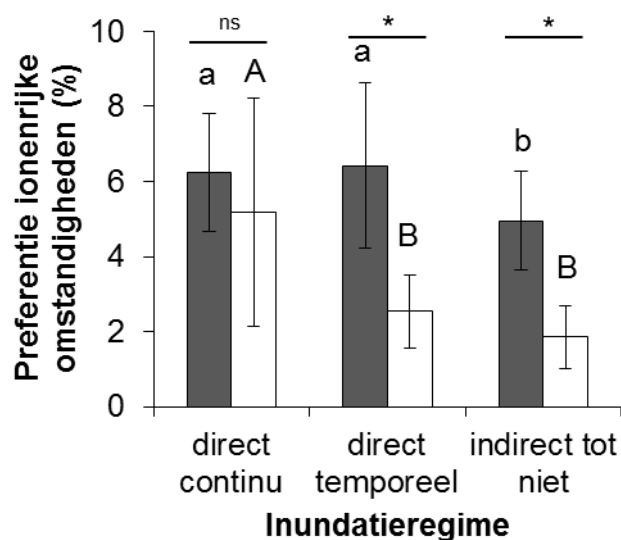
Een vergelijking tussen de gegevens van de referentierivier de Pripyat en die van de Nederlandse grote rivieren laat een duidelijk verschil zien in de gemiddelde preferentie voor ionenrijke omstandigheden in de geïsoleerde wateren die overstroomd worden bij hoge afvoeren en de wateren die niet direct inunderen, terwijl de aangetakte wateren niet verschillen (Fig. 2.1). In Nederland is de preferentie voor ionenrijke omstandigheden buitendijks gelijk, terwijl deze binnendijks lager ligt. Echter, ook hier wordt het niveau van de referentie niet gehaald. Onder referentieomstandigheden ligt de preferentie voor alle rivierbegeleidende wateren lager, dus ook die jaarlijks geïnundeerd worden. Dit ondanks dat de permanent verbonden wateren net zoals in Nederland een hogere preferentiewaarde laten zien.

Trofiegraad

In de Pripyat is het gemiddelde aandeel van de levensgemeenschap dat bestaat uit soorten karakteristiek voor voedselarmere omstandigheden in alle rivierbegeleidende wateren gelijk (Fig. 2.2). Dit aandeel komt overeen met dat van de nu binnendijks gelegen rivierbegeleidende wateren in Nederland. In de buitendijkse wateren in de uiterwaarden ligt dit aandeel veel lager in vergelijking met de referentiesituatie en de binnendijkse wateren, wat aangeeft dat inundatie met rivierwater in Nederland leidt tot een verschuiving in de levensgemeenschap richting soorten van voedselrijke omstandigheden ten opzichte van die karakteristiek voor voedselarmere omstandigheden. Hierbij moet opgemerkt worden dat ook de referentie-rivierbegeleidende wateren eutroof water bevatten (Nagorskaya et al. 2002).

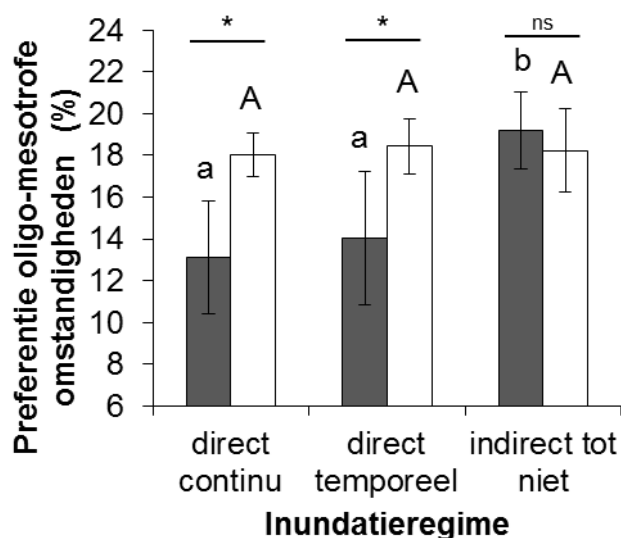
Saprobie

Het aandeel van de levensgemeenschap bestaande uit soorten aangepast aan organische belasting verschilde niet tussen en binnen de onderzochte typen, wat aangeeft dat deze factor geen sturende rol van belang speelt (Fig. 2.3).



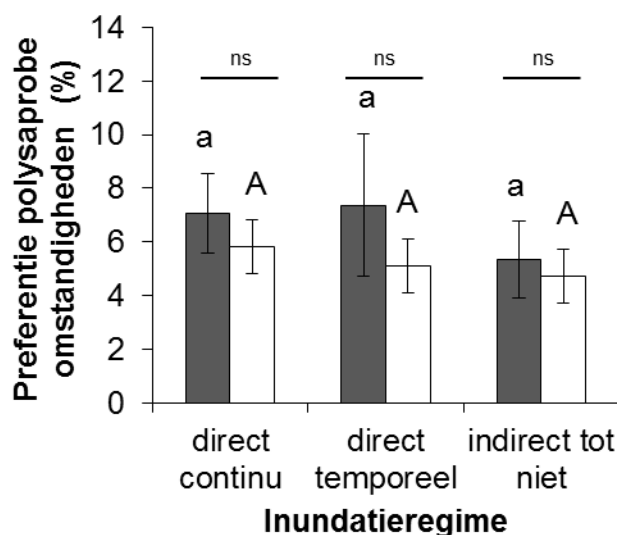
Figuur 2.1: Aandeel van de macrofaunalevensgemeenschap van rivierbegeleidende wateren met een voorkeur voor ionenrijke omstandigheden in Nederland (grijze staven) en Wit Rusland (witte staven). Significante verschillen zijn weergegeven met letters en sterretjes, waarbij verschillen binnen (sterretjes, ns = niet significant) en tussen (kleine letters, Nederland; hoofdletters, Wit Rusland) de inundatieregimes voor de verschillende landen zijn getoetst.

Figure 2.1: Proportion of the macroinvertebrate community of floodplain waters with a preference for ion-rich conditions in the Netherlands (gray bars) and Belarus (white bars). Significant differences between inundation regimes are tested for the floodplain waters within the two countries (Netherlands, lower-case letters; Belarus; upper-case letters) and between countries per type of river influence (stars, ns = not significant).



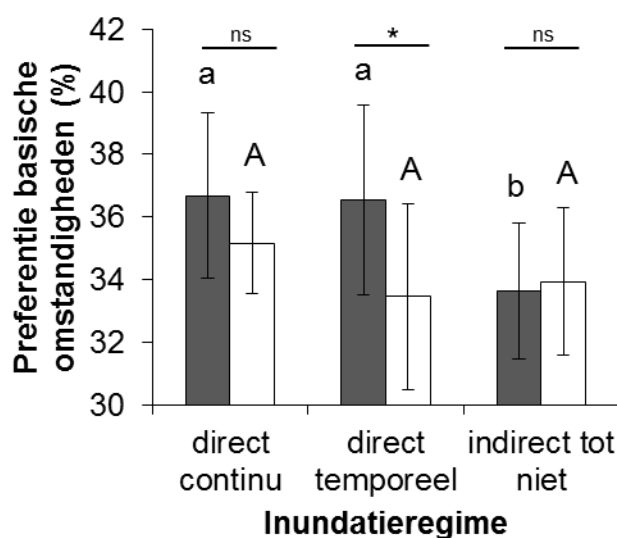
Figuur 2.2: Aandeel van de macrofaunalevensgemeenschap van rivierbegeleidende wateren met een voorkeur voor oligo-mesotrofe omstandigheden in Nederland (grijze staven) en Wit Rusland (witte staven). Significante verschillen zijn weergegeven met letters en sterretjes, waarbij verschillen binnen (sterretjes, ns = niet significant) en tussen (kleine letters, Nederland; hoofdletters, Wit Rusland) de inundatieregimes voor de verschillende landen zijn getoetst.

Figure 2.2: Proportion of the macroinvertebrate community of floodplain waters with a preference for oligo- to mesotrophic conditions in the Netherlands (gray bars) and Belarus (white bars). Significant differences between inundation regimes are tested for the floodplain waters within the two countries (Netherlands, lower-case letters; Belarus; upper-case letters) and between countries per type of river influence (stars, ns = not significant).



Figuur 2.3: Aandeel van de macrofaunalevensgemeenschap van rivierbegeleidende wateren met een voorkeur voor polysaprobe omstandigheden in Nederland (grijze staven) en Wit Rusland (witte staven). Significante verschillen zijn weergegeven met letters en sterretjes, waarbij verschillen binnen (sterretjes, ns = niet significant) en tussen (kleine letters, Nederland; hoofdletters, Wit Rusland) de inundatieregimes voor de verschillende landen zijn getoetst.

Figure 2.3: Proportion of the macroinvertebrate community of floodplain waters with a preference for conditions with a high organic load in the Netherlands (gray bars) and Belarus (white bars). Significant differences between inundation regimes are tested for the floodplain waters within the two countries (Netherlands, lower-case letters; Belarus; upper-case letters) and between countries per type of river influence (stars, ns = not significant).



Figuur 2.4: Aandeel van de macrofaunalevensgemeenschap van rivierbegeleidende wateren met een voorkeur voor basische omstandigheden in Nederland (grijze staven) en Wit Rusland (witte staven). Significante verschillen zijn weergegeven met letters en sterretjes, waarbij verschillen binnen (sterretjes, ns = niet significant) en tussen (kleine letters, Nederland; hoofdletters, Wit Rusland) de inundatieregimes voor de verschillende landen zijn getoetst.

Figure 2.4: Proportion of the macroinvertebrate community of floodplain waters with a preference for alkaline conditions in the Netherlands (gray bars) and Belarus (white bars). Significant differences between inundation regimes are tested for the floodplain waters within the two countries (Netherlands, lower-case letters; Belarus; upper-case letters) and between countries per type of river influence (stars, ns = not significant).

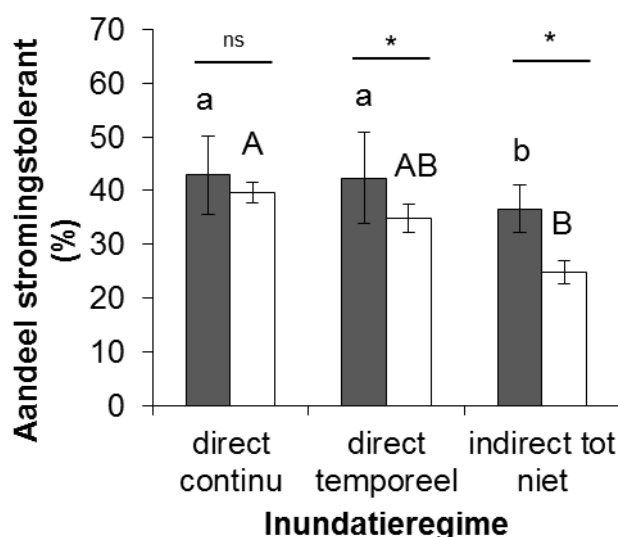
Zuurgraad

Het aandeel van de levensgemeenschap met een preferentie voor basische omstandigheden is in de Nederlandse rivierbegeleidende wateren lager in de binnendijkse niet meer direct door de rivier geïnundeerde wateren in vergelijking met de buitendijkse wateren (Fig. 1.4). In de overstromingsvlakte van de Pripjat is dit verschil niet aanwezig. Wanneer per type inundatieregime gekeken wordt, dan blijkt er een verschil op te treden tussen de Nederlandse wateren in de uiterwaarden en de jaarlijks geïnundeerde wateren langs de Pripjat: de preferentie voor water met een hoge pH is lager in de referentiesituatie dan in Nederland.

Hydrologie/stroming

Stromingstolerantie

Zowel in Nederland als in Wit Rusland neemt het aantal stromingstolerante soorten af naarmate de invloed van de rivier kleiner wordt (Fig. 2.5). Echter, de Pripjat laat een gradueel verloop zien terwijl in Nederland er alleen een verschil tussen binnen- en buitendijkse wateren zichtbaar is. Onderling verschilt het aandeel in de aangetakte wateren niet, maar wel in de geïsoleerde wateren, waar in Nederland een hoger aandeel stromingstolerante soorten te vinden is.

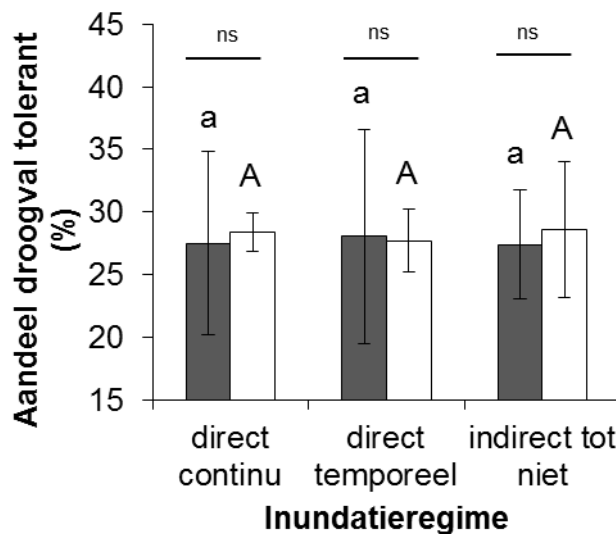


Figuur 2.5: Aandeel van de macrofaunalevensgemeenschap van rivierbegeleidende wateren dat tolerant is voor hoge stroomsnelheden in Nederland (grijze staven) en Wit Rusland (witte staven). Significante verschillen zijn weergegeven met letters en sterretjes, waarbij verschillen binnen (sterretjes, ns = niet significant) en tussen (kleine letters, Nederland; hoofdletters, Wit Rusland) de inundatieregimes voor de verschillende landen zijn getoetst.

Figure 2.5: Proportion of the macroinvertebrate community of floodplain waters which is indifferent to a high current velocity in the Netherlands (gray bars) and Belarus (white bars). Significant differences between inundation regimes are tested for the floodplain waters within the two countries (Netherlands, lower-case letters; Belarus; upper-case letters) and between countries per type of river influence (stars, ns = not significant).

Droogval

Het aandeel van de levensgemeenschap bestaande uit soorten aangepast aan droogval verschilde niet tussen en binnen de onderzochte typen, wat aangeeft dat deze factor geen sturende rol van belang speelt (Fig. 2.6).



Figuur 2.6: Aandeel van de macrofaunalevensgemeenschap van rivierbegeleidende wateren dat tolerant is voor droogval in Nederland (grijze staven) en Wit Rusland (witte staven). Significante verschillen zijn weergegeven met letters en sterretjes, waarbij verschillen binnen (sterretjes, ns = niet significant) en tussen (kleine letters, Nederland; hoofdletters, Wit Rusland) de inundatieregimes voor de verschillende landen zijn getoetst.

Figure 2.6: Proportion of the macroinvertebrate community of floodplain waters which is indifferent to drying in the Netherlands (gray bars) and Belarus (white bars). Significant differences between inundation regimes are tested for the floodplain waters within the two countries (Netherlands, lower-case letters; Belarus; upper-case letters) and between countries per type of river influence (stars, ns = not significant).

Structuren

Vegetatie

Zowel in Nederland als Wit Rusland neemt de waterplantengebonden macrofauna toe met een afnemende invloed van de rivier (Fig. 2.7). In Nederland is er een verschil tussen buiten- en binnendijks, terwijl in Wit Rusland een geleidelijkere toename zichtbaar is. Echter in de referentiesituatie is het aandeel waterplantengebonden macrofauna in de levensgemeenschap significant hoger dan in Nederland voor de van de rivier geïsoleerde wateren.

Grof organisch materiaal

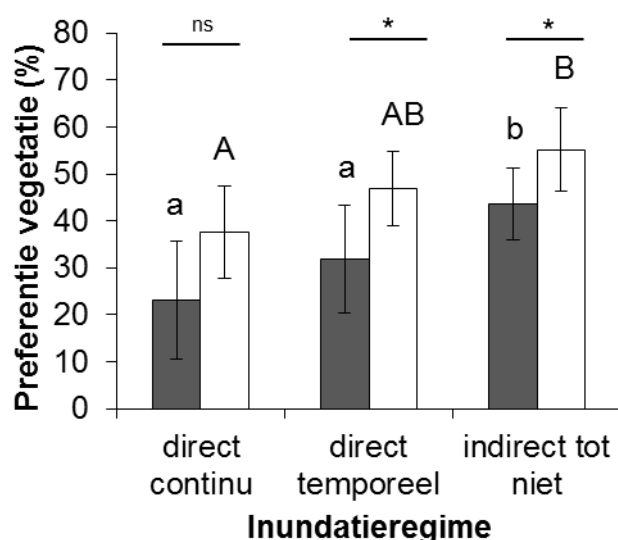
Macrofauna dat leeft van grof organisch materiaal — afgestorven plantenresten, invallend blad en dus sterk gebonden aan de aanwezigheid van (oever)vegetatie — neemt in de referentiesituatie een veel groter aandeel in van de levensgemeenschap dan in Nederland (Fig. 2.8). Over de hele gradient is dit aandeel in de referentie hoog, terwijl in Nederland alleen binnendijks een hoger percentage wordt aangetroffen, maar wat nog altijd lager ligt dan de referentiewaarde.

Kale bodem: mineraal substraat en slibbodems

Macrofauna van kale minerale bodems bestaande uit zand of klei, dus zonder aanslibbing of organische laag, zijn veel talrijker in de Nederlandse uiterwaarden in vergelijking met de referentiesituatie (Fig. 2.9). Binnendijks neemt de preferentie van de levensgemeenschap voor minerale bodems wel af, maar bereikt niet het niveau van de referentie.

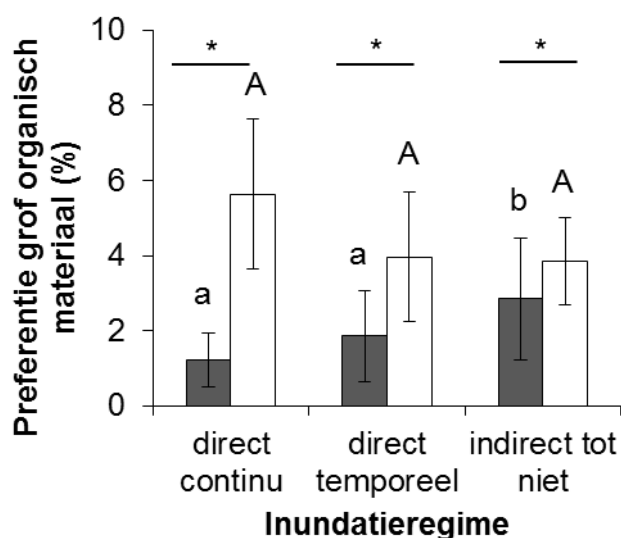
Slibbodems

De preferentie van macrofauna voor slibbodems (slib of fijn organisch materiaal) verschilt niet van de referentie (Fig. 2.10). In Nederland is dit aandeel binnendijks wel significant lager in vergelijking met de referentie.



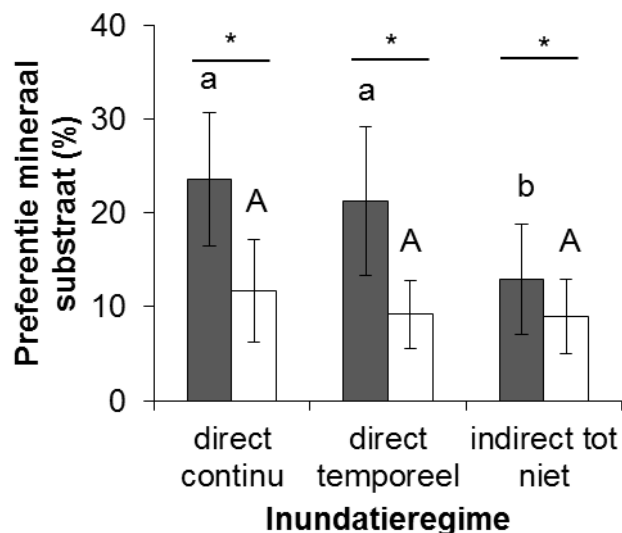
Figuur 2.7: Aandeel van de macrofaunalevensgemeenschap van rivierbegeleidende wateren dat leeft op de watervegetatie in Nederland (grijze staven) en Wit Rusland (witte staven). Significante verschillen zijn weergegeven met letters en sterretjes, waarbij verschillen binnen (sterretjes, ns = niet significant) en tussen (kleine letters, Nederland; hoofdletters, Wit Rusland) de inundatieregimes voor de verschillende landen zijn getoetst.

Figure 2.7: Proportion of the macroinvertebrate community of floodplain waters which lives on macrophytes in the Netherlands (gray bars) and Belarus (white bars). Significant differences between inundation regimes are tested for the floodplain waters within the two countries (Netherlands, lower-case letters; Belarus; upper-case letters) and between countries per type of river influence (stars, ns = not significant).



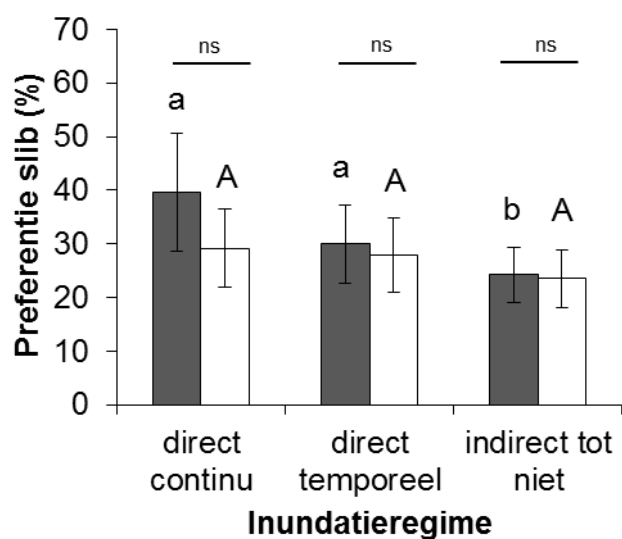
Figuur 2.8: Aandeel van de macrofaunalevensgemeenschap van rivierbegeleidende wateren dat leeft in pakketten grof organisch materiaal in Nederland (grijze staven) en Wit Rusland (witte staven). Significante verschillen zijn weergegeven met letters en sterretjes, waarbij verschillen binnen (sterretjes, ns = niet significant) en tussen (kleine letters, Nederland; hoofdletters, Wit Rusland) de inundatieregimes voor de verschillende landen zijn getoetst.

Figure 2.8: Proportion of the macroinvertebrate community of floodplain waters which lives in packs of coarse organic material the Netherlands (gray bars) and Belarus (white bars). Significant differences between inundation regimes are tested for the floodplain waters within the two countries (Netherlands, lower-case letters; Belarus; upper-case letters) and between countries per type of river influence (stars, ns = not significant).



Figuur 2.9: Aandeel van de macrofaunalevensgemeenschap van rivierbegeleidende wateren dat leeft op minerale substraten in Nederland (grijze staven) en Wit Rusland (witte staven). Significante verschillen zijn weergegeven met letters en sterretjes, waarbij verschillen binnen (sterretjes, ns = niet significant) en tussen (kleine letters, Nederland; hoofdletters, Wit Rusland) de inundatieregimes voor de verschillende landen zijn getoetst.

Figure 2.9: Proportion of the macroinvertebrate community of floodplain waters which lives on mineral substrates in the Netherlands (gray bars) and Belarus (white bars). Significant differences between inundation regimes are tested for the floodplain waters within the two countries (Netherlands, lower-case letters; Belarus; upper-case letters) and between countries per type of river influence (stars, ns = not significant).



Figuur 2.10: Aandeel van de macrofaunalevensgemeenschap van rivierbegeleidende wateren dat leeft op silt in Nederland (grijze staven) en Wit Rusland (witte staven). Significante verschillen zijn weergegeven met letters en sterretjes, waarbij verschillen binnen (sterretjes, ns = niet significant) en tussen (kleine letters, Nederland; hoofdletters, Wit Rusland) de inundatieregimes voor de verschillende landen zijn getoetst.

Figure 2.10: Proportion of the macroinvertebrate community of floodplain waters which lives on silt in the Netherlands (gray bars) and Belarus (white bars). Significant differences between inundation regimes are tested for the floodplain waters within the two countries (Netherlands, lower-case letters; Belarus; upper-case letters) and between countries per type of river influence (stars, ns = not significant).

2.5 Inzicht in de ecologische kwaliteit van de Nederlandse rivierbegeleidende wateren: definiëring en prioritering van de sturende elementen voor de macrofauna

2.5.1 Aanpak

Met behulp van Nonmetric Multidimensional Scaling (NMS) en Two-Way Indicator Species Analysis (TWINSpan) (Hill, 1979) is et behulp van het programma PcOrd for Windows (versie 4.25; McCune en Mefford, 1999) onderzocht welke patronen er in de macrofaunasamenstelling van de totale Nederlandse dataset te vinden waren. In de TWINSpan-analyse werden als pseudospecies cut levels gebruikt: 0, 1, 2, 3 etc. De karakteristieke soorten werden afgeleid van de 'indicator species' en 'preferential species' met een voorkomen in $\geq 75\%$ van de monsters binnen een cluster. Vervolgens zijn de clusters geprojecteerd op het NMS-ordinatiediagram. NMS was gebaseerd op de Bray-Curtis dissimilariteit tussen de monsterlocaties en bepaald met de standaardinstellingen (slow and thorough autopilot mode, 400 iterations, instability criterion of 0.00001, starting number of axes of 6, 40 real runs and 50 runs with randomised data; McCune & Mefford, 1999). Vervolgens is de relatie tussen de macrofaunasamenstelling van de clusters en sturende factoren bepaald via de milieu- en habitatpreferenties van de macrofaunasoorten in de levensgemeenschap en vergeleken met de referentiewaarden voor de desbetreffende parameters (zie paragraaf 1.4). Tenslotte is een vergelijking gemaakt met gemeten milieuvariabelen (parameters waarvan veldmetingen beschikbaar waren die koppelbaar waren aan de habitat- en milieupreferenties, een passende beschrijving van substraatsamenstelling en droogval ontbreken bijvoorbeeld in monitoringsgegevens; Tabel 2.4) met behulp van CCA (Canoco 5 Windows release 5.04; Ter Braak & Smilauer, 2012). Variabelen die een significant deel van de verschillen in taxonsamenstelling verklaarden, werden geselecteerd met behulp van een voorwaartste selectie procedure (downweighting of rare species, Monte Carlo permutatie tests 9999 permutations, significantie werd gecorrigeerd voor het testen van meerdere variabelen via Bonferroni-procedure).

Tabel 2.4: Milieuvariabelen gebruikt in de multivariate analyse.
Table 2.4: Environmental variables used in the multivariate analysis.

Groep	Parameter
Dimensies	Diepte (<3 m, ≥ 3 m)
Stoffen (jaargemiddelden)	Elektrisch geleidingsvermogen (EGV)
	Chloride (mg CL.L ⁻¹)
	Kjeldahl-N (mg N.L ⁻¹)
	Nitraat (mg NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)
	Nitriet (mg NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)
	Stikstof-totaal (mg N.L ⁻¹)
	Ammonium (mg NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)
	Fosfor-totaal (mg P.L ⁻¹)
	Orthofosfaat (mg o-PO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)
	Sulfaat (mg SO ₄ ²⁻ .L ⁻¹)
	Zuurgraad (pH)
Vegetatie	Submerse vegetatie (% bedekking)
	Drijfbladvegetatie (% bedekking)
	Kroosvegetatie (% bedekking)
	Emergente vegetatie (% bedekking)

	Totale vegetatiebedekking (%)
	Aantal submerse plantensoorten (#)
	Aantal emergente plantensoorten (#)

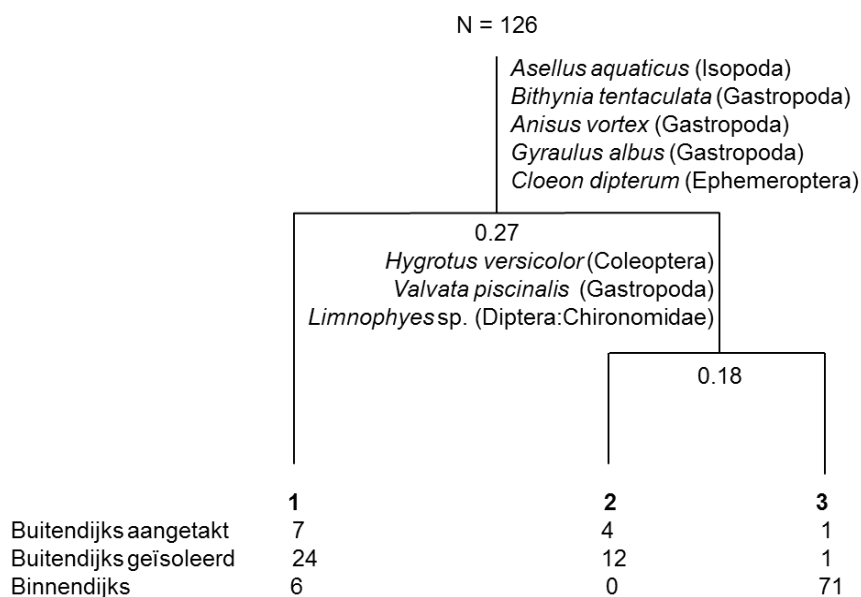
2.5.2 Resultaten

Clustering op basis van de macrofauna en relatie met inundatieregime

Op basis van de TWINSPAN-analyse is een onderverdeling te maken in drie relevante clusters (Figuur 2.11). Wanneer deze clusters geprojecteerd worden op het NMS diagram (alleen as 1 en as 2 zijn weergegeven, omdat deze het beste de verschillen tussen de clusters weergeven) met hierin aangegeven de verschillen in inundatieregime komt naar voren dat de clustering in feite het verschil tussen direct met rivierwater geïnundeerde en binnendijkse, alleen indirect beïnvloede wateren laat zien (Figuur 2.12). Interessant is het relatief kleine cluster 2, dat buitendijkse wateren bevat die sterkere overeenkomsten hebben met de binnendijkse rivierbegeleidende wateren en daardoor een tussenpositie innemen. De positionering van de aangetakte en geïsoleerde punten ten opzichte van elkaar in cluster 1 geeft aan dat er grote overeenkomsten zijn in macrofaunasamenstelling tussen beide inundatieregimes.

Afleiding van voor de fauna sturende factoren op basis van de clusterresultaten

De verschillen in milieu- en habitatpreferenties van de macrofauna tussen de clusters geeft een goed beeld van de sturende factoren die onderscheidend zijn voor de groepen van locaties, in perspectief geplaatst door ze te vergelijken met de range voor de preferenties gevonden onder referentieomstandigheden (Tabel 2.5, Figuur 2.13).



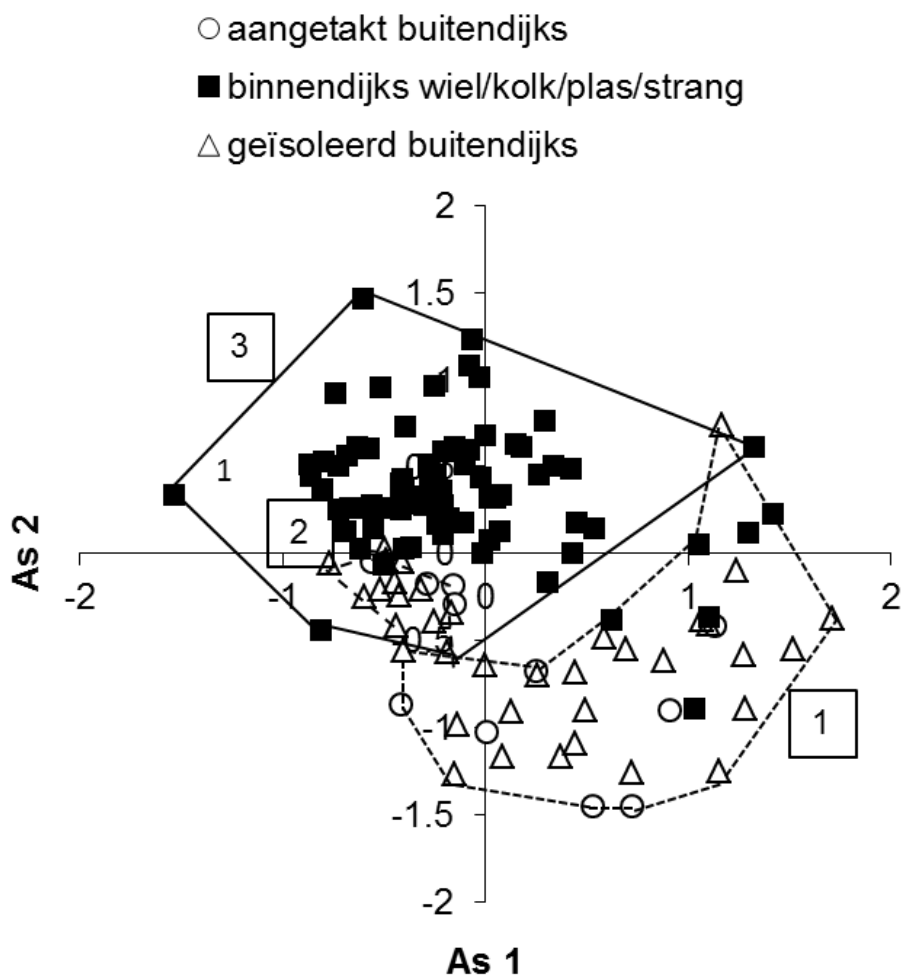
Figuur 2.11: TWINSPAN clustering van de macrofaunadata van rivierbegeleidende wateren met de karakteristieke soorten per opsplitsing en het aantal locaties opgesplitst naar de drie hoofdtypen: aangetakt aan de hoofdgeul, buitendijks maar geïsoleerd en binnendijks.

Figure 2.11: TWINSPAN-classification of the floodplain macroinvertebrate samples with the species characteristic for each division and the number of locations according to their inundation-category: connected to the main channel, isolated but in flood-prone area, separated by floodplain by embankment.

Wat betreft stoffen indiceert de macrofauna in de buitendijkse clusters 1-2 een relatief hoge i) ionenrijkdom, ii) pH, iii) niveau van organische belasting in vergelijking met de situatie binnendijks (cluster 3) en met de referentie. Deze verhoogde waarden zijn te koppelen aan de invloed van rivierwater op de uiterwaardwateren. De trofiegraad daalt van cluster 1 naar cluster 2, maar beide liggen nog boven het niveau van de referentie. In cluster 3 ligt de trofiegraad nog lager en ligt zelfs iets onder die van de referentie. Deze daling van cluster 1 naar 3 kan zowel een verminderde invloed van rivierwater als een verhoogde kwelinvloed vanuit het achterland (of een combinatie van beide) indiceren. Tenslotte is het aandeel slibindicerende macrofauna erg hoog in de buitendijkse clusters ten opzichte van de referentie, wat aangeeft dat er sprake is van een hoge sliblast. Dit kan zowel veroorzaakt worden door slibafzetting tijdens inundaties als door bioturbatie door bodemwoelende vissen, waardoor de sliblaag telkens in beweging gebracht wordt.

Verder hebben de bodems in de Nederlandse uiterwaardplassen een sterk mineraal karakter hebben ten opzichte van de referentie, met een laag aandeel taxa gebonden aan grof organisch materiaal (soorten die leven op en van afgestorven vegetatieresten) en een hoog aandeel taxa gebonden aan kale minerale bodem. Het aan waterplantengebonden aandeel macrofauna neemt toe van cluster 1 naar 3, omgekeerd ten opzichte van het aandeel gebonden aan minerale bodem. Toch blijft zelfs in cluster 3, met waterplantengebonden taxa op het niveau van de referentie de indicatie voor grof organisch materiaal achter bij de referentie. In feite geeft de grof organisch materiaal indicatie de mate van verlanding en daarmee moerasvorming in het waterlichaam aan. De Nederlandse wateren bevinden zich ten opzichte van de referentie in ofwel een relatief jong successiestadium als gevolg van bijvoorbeeld dynamiek en slibafzetting of in een statisch, onderontwikkeld stadium door bijvoorbeeld een te hoge troebelheid van het water door bodemwoelende vissen.

Het aandeel stromingsminnende soorten is vergelijkbaar voor cluster 2-3 maar valt wel binnen de range van de referentie. De percentages zijn opvallend hoog in cluster 1, wat aangeeft dat veel van de buitendijkse wateren een dynamisch karakter hebben. Tenslotte is opvallend dat cluster 2 een relatief hoge indicatie voor droogval heeft op basis van de macrofauna, wat duidt op peilfluctuaties in de wateren binnen dit cluster.



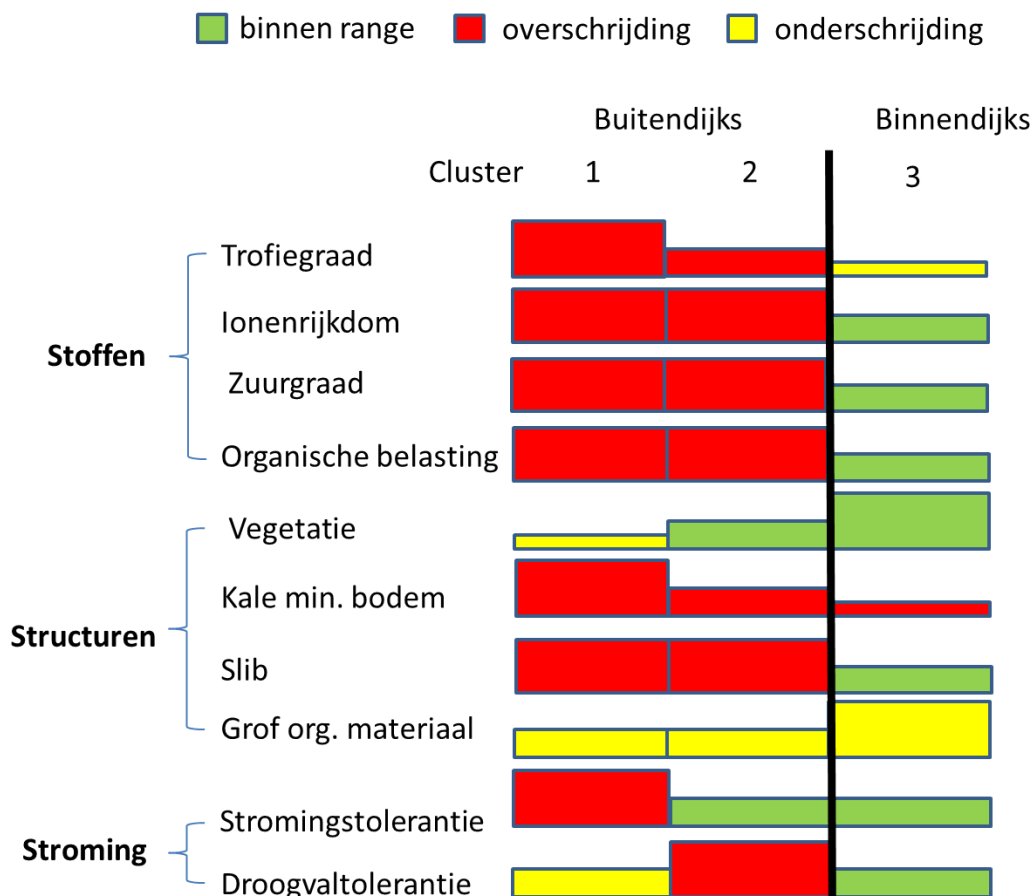
Figuur 2.12: NMS-ordinatie van as 1 en 2 op basis van de macrofauna van rivierbegeleidende wateren (Bray-Curtis dissimilariteit, Stress 15.4, 3-dimensionale oplossing) met de verschillen in inundatieregime aangegeven met verschillende symbolen. TWINSpan-clusters zijn op het diagram geprojecteerd met behulp van contourlijnen en gemarkeerd met de cijfers 1-3.

Figure 2.12: Non-metric multidimensional scaling diagram of axis 1 and 2 of the floodplain macroinvertebrate communities (Bray-Curtis dissimilarity, Stress 15.4, 3-dimensional solution). TWINSpan-clusters are indicated with lines and marked with the numbers 1 to 3.

Tabel 2.5: Sturende factoren clusters 1-3 op basis milieu- en habitatpreferenties van de in de rivierbegeleidende wateren aangetroffen macrofauna. Significantie op basis van non-parametrische Kruskal-Wallis tests met Bonferroni gecorrigeerde Mann-Whitney tests als post hoc procedure.

Table 2.5: Key parameters clusters 1-3 based on the habitatpreferences of floodplain macroinvertebrates. Significance is determined with Kruskal-Wallis tests followed by Bonferroni corrected Man-Whitney U tests as a posthoc procedure.

Factor	Parameter	Gemiddelde preferentie cluster (%)			SD			Range referentie (%)	Significantie (P < 0.017)
		1	2	3	1	2	3		
Stoffen	Ionenrijkdom (% niet zoet)	6.7	6.1	4.8	2.2	1.2	1.2	1.8-5.2	12>3
	Zuurgraad (% basisch)	36.6	35.2	33.8	3.6	1.5	2.1	33.5-35.2	12>3
	Organische belasting (% polysaproob)	7.4	7.4	5.2	2.1	2.9	1.3	4.7-5.8	12>3
	Trofiegraad (% oligotroof)	12.9	16.5	19.3	3.0	1.2	1.8	18.0-18.5	1<2<3
Structuren	Slib (%)	32.6	31.1	24.1	10.7	3.6	5.0	23.5-29.1	12>3
	Kale minerale bodem (%)	25.2	15.3	12.3	7.4	4.6	4.5	9.0-11.7	1>2>3
	Vegetatie (%)	25.6	38.4	44.5	12.2	5.6	6.5	37.6-55.1	1<2<3
	Organisch materiaal (%)	1.3	2.5	3.0	0.8	1.0	1.6	3.9-5.6	1<23
Hydrologie	Stroming (% stromingstolerant)	44.3	37.6	36.4	8.9	1.7	4.1	24.8-39.6	1>23
	Droogval (% droogval-tolerant)	26.5	29.1	27.8	3.0	1.6	3.2	27.7-28.6	13<2



Figuur 2.13: Schematische weergave van de verschillen in milieu- en habitatpreferenties van de in de rivierbegeleidende wateren aangetroffen macrofauna per cluster (Tabel 2.5) ten opzichte van de referentie. De grootte van de blokken geeft aan hoe de waarden tussen de clusters verschillen en de kleur geeft aan of de waarde binnen de range van de referentie valt (groen) of deze onder- (geel) respectievelijk overschrijdt (rood).

Figure 2.13: Schematic representation of the differences in habitat preferences of floodplain macroinvertebrates between clusters (Table 1.5) in comparison to the reference river system. Size of the boxes represents the difference in preference values between clusters and the color is an indication of the value in comparison to the upper and lower anchors of the reference sites (green, within range; yellow < lower anchor; red > upper anchor).

Vergelijking tussen gemeten milieugegevens en milieu- en habitatpreferenties aanwezige fauna.

Vegetatie komt duidelijk naar voren als een belangrijke milieuvariabele voor de macrofauna: de mate van bedekking van het waterlichaam met emergente vegetatie is de sterkst bepalende factor (Tabel 2.6). Omdat er onderscheid gemaakt is in vegetatievormen geeft dit in meer detail weer welke vegetatie relevant is voor de macrofauna. Echter, deze parameter is meer dan de aanwezigheid van emergente vegetatie alleen door het sterke verband met het successiestadium van de vegetatie en daarmee weer de hoeveelheid beschikbare afgestorven plantenresten (organische bodem versus kale minerale bodem). In feite geeft het het 'moeraskarakter' van het waterlichaam weer. Qua stoffen komen drie parameters als sturend naar voren, te weten de zuurgraad, het ammoniumgehalte en het chloridegehalte van het water. Deze drie milieuv variabelen zijn analoog aan de gevonden verschillen in milieu- en habitatpreferenties voor stoffen, waarbij ammonium een maat van organische belasting is en het chloridegehalte een maat van ionenrijkdom. Alleen de trofiëgraad bleek op basis van de meetgegevens niet onderscheidend. Een aantal parameters ontbreekt in de lijst met geteste milieuv variabelen omdat hier geen gegevens beschikbaar van waren,

bijvoorbeeld omdat dit niet tijdens de monitoring is opgenomen, zoals de aanwezigheid van slibafzettingen of peilfluctuaties. In hoofdstuk 2.6 wordt het effect van onder andere slibafzetting in een experimentele opzet getest.

Tabel 2.6: Milieuvariabelen die een significant deel ($P < 0,05$) van de macrofaunasamenstelling op de monsterlocaties verklaarden op basis van een CCA met voorwaartse selectie.

Table 2.6: Environmental variables explaining a significant proportion ($P < 0.05$) of the variation in taxon composition of the sampling locations based on a CCA with a forward selection procedure.

Variable	Verklaarde variatie %	pseudo-F	P*
Bedekking emergente vegetatie (%)	3.7	2.1	0.002
Zuurgraad (pH)	3.3	1.8	0.002
Jaargemiddelde chlorideconcentratie (mg Cl ⁻ .L ⁻¹)	2.9	1.6	0.011
Jaargemiddelde ammonium-concentratie (mg NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	2.6	1.5	0.049

*gecorrigeerd voor getest aantal variabelen, Bonferroni-correctie

2.6 Experiment

2.6.1 Design

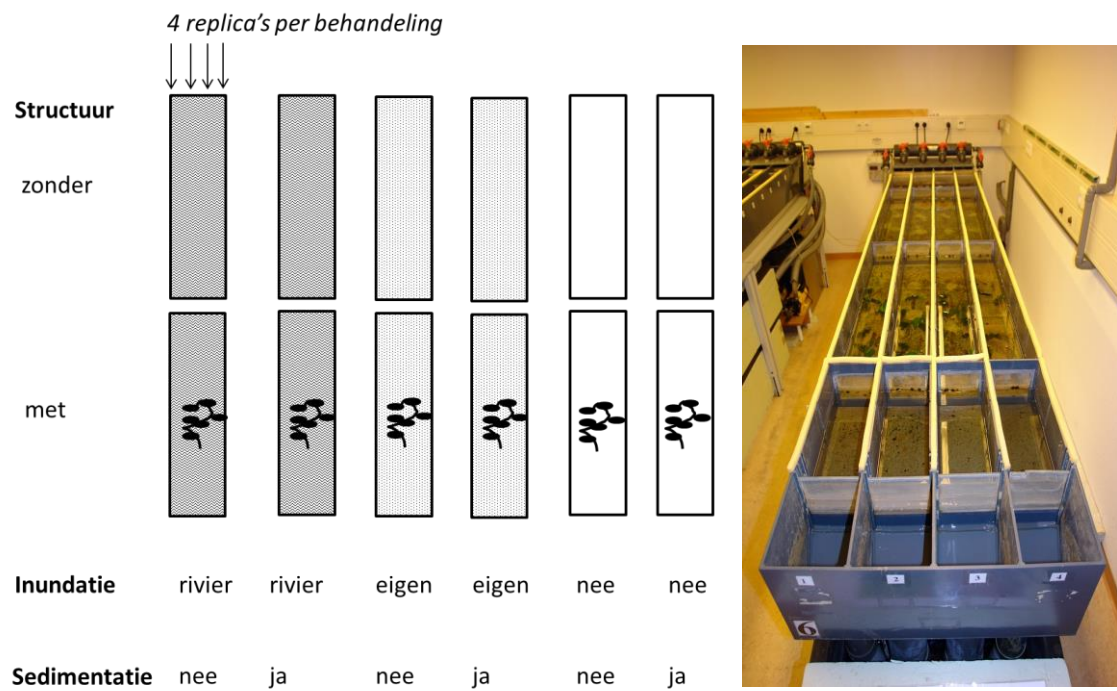
De effecten van stroming, slibafzetting en stoffen op plekken met en zonder vegetatie zijn experimenteel getoetst in stroomgoten aan de hand van de overleving van macrofauna om twee vragen te beantwoorden:

1. Daalt de overleving van macrofauna na inundatie met rivierwater?
2. Beïnvloedt a.) het optreden van sedimentatie en b.) de aanwezigheid van vegetatie de overleving van macrofauna?

Hiervoor wordt een opstelling gemaakt waarin mesotroof stilstaand water met of zonder opgaande structuur (bosjes plastic waterplanten) plotseling wordt overspoeld met rivierwater, waarna slibafzetting al dan niet optreedt. Er zijn in totaal 12 combinaties getest in een full factorial design, elk met 4 replica's (Figuur 2.14).

De experimentele compartimenten hadden een afmeting van 93x13,5 cm en een waterdiepte van 8,5 cm. Vegetatie werd in de helft van de compartimenten aangeboden in de vorm van een vaste oppervlakte aan kunstplanten. Er zijn vier *Cabomba aquatica* gebruikt van gemiddeld 7 cm lang, drie *Elodea* sp. van gemiddeld 8 cm lang en drie *Ficus* sp. bladeren met een lengte van 7,5 cm (Figuur 2.15). De bodem was bedekt met een 0,5 cm dikke laag zand, welke voor 50% bestond uit korrels met een diameter van <0.5 mm en voor 50% uit 0,5 – 1,0 mm korrels. De watertemperatuur in het experiment bedroeg constant 10°C, de luchttemperatuur 16°C. Het lichtregime volgde de daglengte passend bij de omstandigheden buiten.

In de experimentele compartimenten is gefilterd water (0,5 mm maaswijdte) gebruikt afkomstig uit een ondiepe, vegetatierijke vijver op de Wageningen campus in de Gelderse Vallei. Per kunstbeek is 480 L water gebruikt uit deze plas, aangevuld met 120 L kraanwater. De toevoeging van een deel kraanwater was noodzakelijk voor het opstarten van de pompen. In de compartimenten die inundatie met rivierwater als behandeling hadden, werd voor de start van het experiment het water uit de plas vervangen door 480 L wederom gefilterd water uit de uiterwaarden van de Nederrijn (verzameld uit restwater van de inundatie in januari 2015 in Blauwe Kamer, Rhenen). Van het water zijn watermonsters genomen om het chloride-, totaal-stikstof en totaal-fosforgehalte te bepalen en is de zuurgraad gemeten.



Figuur 2.14: Schematische weergave van de opzet van het experiment (links) en één van de stroomgootopstellingen (rechts; foto Ralf Verdonshot).

Figure 2.14: Schematic representation of the layout of the experiment (left) and one of the experimental indoor flumes (right; photograph Ralf Verdonshot).



Figuur 2.15: Een vaste oppervlakte aan kunstplanten werd gebruikt als onderwatervegetatie (foto Ralf Verdonshot).

Figure 2.15: A fixed surface area consisting of artificial plants were used to mimic submerged vegetation (photograph Ralf Verdonshot).

2.6.2 Parametrisering van de variabelen op basis van literatuurgegevens

Range stroomsnelheden tijdens inundatie

De stroomsnelheid in de experimentele compartimenten is voor de start van het experiment zeer laag (1 cm/s), maar het water loopt wel continu door het systeem i.v.m. verversing. In de compartimenten met een inundatiebehandeling wordt de stroomsnelheid bij de start van het experiment verhoogd naar 10 cm/s. Dit is de minimale stroomsnelheid die beschreven is voor geïnundeerde ondiepe plassen in de Nederlandse uiterwaarden en treedt op in situaties met een relatief hoge 'bodemruwheid' door de aanwezigheid van vegetatie en reliëf (Van Velzen et al. 2003) (Tabel 2.7). Er is voor dit minimum gekozen omdat wanneer bij een relatief lage stroomsnelheid al effecten gevonden worden, dit aangeeft dat stroming een belangrijke sturende factor moet zijn. Daarnaast heeft het ook een praktische reden, namelijk het voorkomen van sedimentverplaatsing op de bodem van de compartimenten.

Tabel 2.7: Hydrologische karakteristieken geïsoleerde wateren in de uiterwaarden onder hoogwateromstandigheden (van Velzen et al. 2003).

Table 2.7: Hydrological characteristics in isolated waters in floodplains in the Netherlands during flood conditions.

Type water	Bodem	Waterdiepte (m)	Stroomsnelheid (cm/s)
Strang	Slib/fijn zand	3-6	30-100
Diepe plas	slib	10-20	0-30
Ondiepe plas/kleiput	slib	3-8	10-70

Inundatieduur

Er is gekozen voor een inundatieduur van 20 dagen. Dit is een veel gebruikte grenswaarde om wateren in de uiterwaarden van de Nederlandse grote rivieren te classificeren (o.a. Nijboer et al. 2000, Van der Molen et al. 2000). Deze waarde maximaliseert de inundatieduur zonder een situatie te creëren die beter past bij hoog dynamische systemen en daardoor een minder goede afspiegeling is van de situatie in het veld, waarbij een uiterwaard die gemiddeld minder dan 20 dagen per jaar wordt overstroomd meestal een hogere biodiversiteit heeft doordat in deze situatie waterplanten zich beter kunnen ontwikkelen en vaak de voedselrijkdom lager ligt (Buijse et al., 2001).

Dikte slibafzetting na inundatie

Uit de literatuur is relatief weinig bekend over de sedimentatie in de Nederlandse rivieruiterwaarden. De sedimentatiesnelheid in uiterwaardplassen is afhankelijk van de ligging van het waterlichaam ten opzichte van de rivier en het overstromingspatroon. Omdat het optreden van overstromingen variabel is in de tijd en ook de uiterwaardplassen veranderen, bijvoorbeeld door sedimentatie en de aanwezigheid van bepaalde vegetaties in en rondom de plas, is het moeilijk een goede inschatting van sedimentatiesnelheden te maken. Middelkoop (1997) geeft berekeningen van de sedimentatiesnelheid in uiterwaardplassen langs de Waal op basis van ^{210}Pb dateringen van sedimentprofielen in combinatie met historische gegevens (Tabel 2.8).

Tabel 2.8: Sedimentatiesnelheid in uiterwaardplassen langs de Waal (Middelkoop, 1997).

Table 2.8: Sedimentation rate in several floodplain waters in the Netherlands (Middelkoop, 1997).

Plas	Inundatie	Periode	Sedimentatiesnelheid (cm/jaar)
ZG	Bijna jaarlijks	1920-1990	1,4
WU	Nauwelijks	1726-1870	5,4
	Nauwelijks	1870-1900	2,8
	Nauwelijks	1900-1945	0,6

	bijna jaarlijks	1945-1990	2,2
WI	Niet	1890-1990	0,8
TU	Bijna jaarlijks	1867-1890	4,5
	Bijna jaarlijks	1890-1990	2,1

Uitgaande van de meest recente tijdvakken en een bijna jaarlijkse periode van inundatie komt dit neer op een sedimentatiesnelheid van 1,4-2,2 cm per jaar. De achtergrondsedimentatie (o.a. ophoping van afgestorven plantenresten, resuspensie door windwerking en bioturbatie) zonder inundatie met rivierwater bedraagt op basis van deze gegevens 0,8 cm. Verdere getallen over sedimentatie zijn bekend voor een voormalige zandwininput in de Gamerensche Waard waar circa 1,4 cm/jaar sedimenteert sinds 1999 (Jans, 2004) en twee plassen langs de IJssel: Huize de Poll 2,0 cm/jaar en de Bolwerksplas 5,6 cm/jaar (uit sedimentvalgegevens bleek dat hier sprake was van opvallend veel resuspensie) over een periode van 1986-2006 (Besse-Lotoskaya et al., 2006).

Achtergrondsedimentatie is in het experiment van ondergeschikt belang gezien de looptijd van het experiment, daarom hebben we ervoor gekozen hiervoor te corrigeren. Dit leidt tot een inschatting van een minimale sedimentatie van $1,4 \text{ cm} - 0,8 \text{ cm} = 0,6 \text{ cm}$ als richtlijn om in het experiment toe te passen.

Het sediment is verzameld in de uiterwaarden van de Nederrijn (Blauwe Kamer, Rhenen) uit molshopen in de komkleigronden. Voordeel hiervan is de relatieve rulheid van het materiaal, wat de verdere verwerking vergemakkelijkte. Grof (organisch) materiaal (wortels e.d.) is handmatig verwijderd en vervolgens verdeeld in porties van ca. $6 \cdot 10^2 \text{ cm}^3$ (0,9 kg). Door water toe te voegen is hiervan een homogeen vloeibaar mengsel gemaakt, wat rustig in de compartimenten werd gegoten en een gelijkmatige uitvloeiing en sedimentatie van het materiaal mogelijk maakte (Figuur 2.16). Dit resulteerde in een sedimentlaag van circa 0,5 cm, welke net iets onder het richtlijngetal lag.



Figuur 2.16: Situatie voor (links) en na (rechts) toevoegen van sediment aan de compartimenten (foto Ralf Verdonschot).

Figure 2.16: Situation in the compartments before (left) and after (right) sediment addition (photograph Ralf Verdonschot).

2.6.3 Testorganismen

Het experiment werd opgestart op 16 februari 2015. De timing van het experiment in het jaar (januari-maart) in combinatie met hanteerbaarheid in het laboratorium en de mogelijkheid om in het veld grote aantallen individuen te verzamelen beperkte het aantal kandidaten dat getest kon worden. Echter is het gelukt een soort te gebruiken die het zwaartepunt van zijn verspreiding heeft in de binnendijkse rivierbegeleidende wateren (cluster 3, IndVal = 47,6, $P < 0,001$, zie paragraaf 2.7 voor methode en Bijlage x.3), namelijk *Asellus aquaticus* en een soort die vooral in hoge abundantie in cluster 2 te vinden is, te weten de haft *Cloeon dipterum* (IndVal = 52,1, $P < 0,001$). Deze soorten geven het contrast weer in milieu- en habitatpreferenties zoals beschreven in Tabel 2.5 en Figuur 2.13. De dieren zijn ingezet 6 dagen voor de start van het experiment om te kunnen acclimatiseren. Per compartiment zijn 10 individuen per soort geplaatst. Na de

acclimatisatieperiode werd de stroming opgevoerd, waarna de compartimenten gedurende 20 dagen doorspoelden bij een stroomsnelheid van 10 cm/s. Na deze periode van doorspoeling werd de stroming langzaam teruggedraaid en werd een vaste hoeveelheid klei toegevoegd. Na 26 uur, toen al het toegevoegde materiaal bezonken was, is geteld hoeveel exemplaren van de soorten de behandeling overleefd hadden in de verschillende compartimenten. Alle compartimenten zijn vier keer nageteld om organismen die in eerste instantie over het hoofd gezien waren alsnog te verzamelen.

2.6.4 Resultaten en discussie

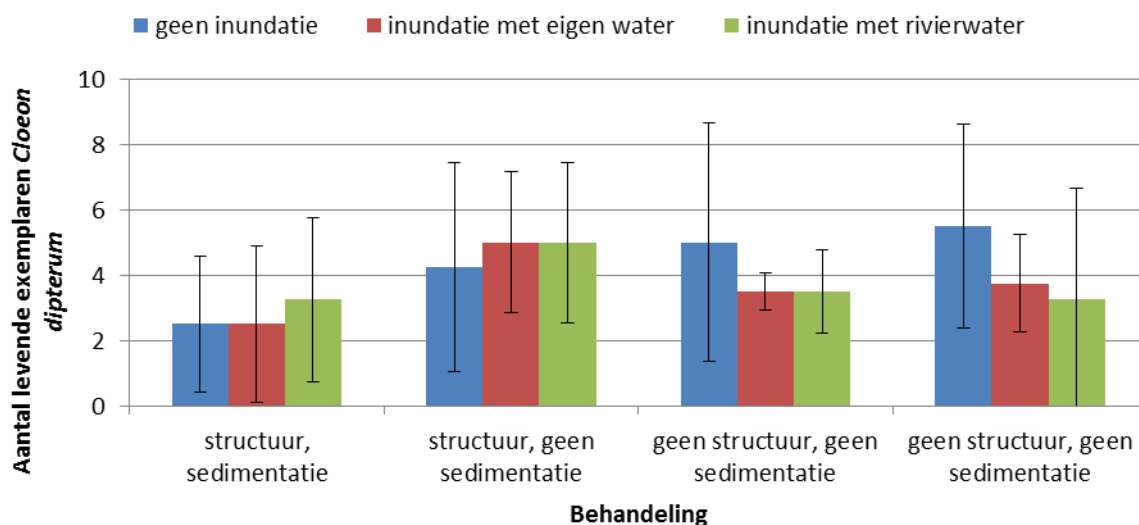
Effecten van inundatie met rivierwater

Het bleek dat wanneer binnen één type behandeling getest werd of er verschillen waren tussen de drie inundatieregimes (geen, inundatie met eigen water, inundatie met rivierwater) hier geen significante effecten werden gevonden op de overleving van de twee soorten (Kruskal wallis tests $P > 0,05$) (Figuur 2.17, 2.18). Gezien de samenstelling van het rivierwater (Tabel 2.9), wat van goede kwaliteit was op basis van de KRW-normen met uitzondering van het totaal-stikstofgehalte dat matig scoorde op de kwaliteitsmaatlat, is dit verklaarbaar. Wel moet opgemerkt worden dat niet alle stoffen in het water gemeten zijn, waardoor er wel degelijk meer verschillen in watersamenstelling te verwachten zijn. Rivierwater staat bijvoorbeeld bekend om de relatief hoge gehalten van microverontreinigingen (ICBR, 2010). Echter, als er eventuele verschillen aanwezig waren, hebben deze geen verschil in overleving veroorzaakt ten opzichte van het vijverwater. Het feit dat er geen verschil was met de controle geeft daarnaast aan dat het optreden van stroming van 10 cm/s geen negatief effect heeft gehad op de overleving. Vrijwel alle soorten macrofauna die in stilstaande wateren voorkomen, worden ook gevonden in langzaam stromende wateren (Verberk et al., 2012). Dit doen ze door zich op te houden in de luwere delen van het waterlichaam, bijvoorbeeld bij de oever of door gebruik te maken van structuren in het water. In het experiment was duidelijk te zien dat in de compartimenten zonder vegetatie de dieren niet alleen op de kale bodem zaten, maar ook de groeven in de wanden van de stroomgoten en de gaasjes bij de doorstroomopeningen gebruikten, terwijl bij de aanwezigheid van vegetatie ze op of onder deze structuren te vinden waren. Het is dan ook de vraag in hoeverre deze mogelijkheid de resultaten van de compartimenten zonder vegetatie heeft beïnvloed, omdat het interfereert met het directe effect van stroming op de dieren die op een kale bodem zitten.

Tabel 2.9: Waterwaarden water gebruikt in het experiment met ter vergelijking de KRW-richtlijnen voor de bijpassende watertypen (Van der Molen et al., 2013).

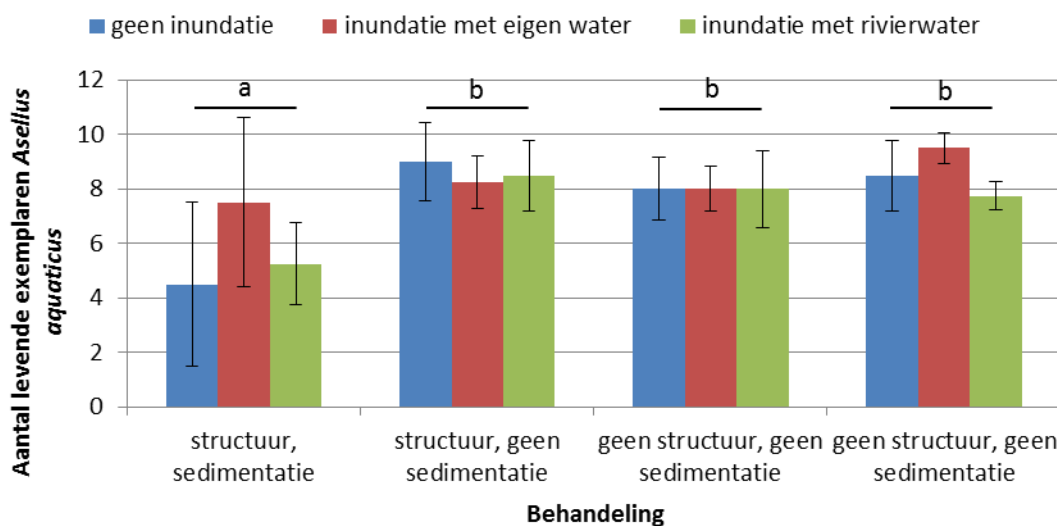
Table 2.9: Water quality parameters for the water used in the experiment with as a reference the water quality goals as set by the Water Framework Directive for the relevant water types (Van der Molen et al., 2013).

Water	pH	Cl- (mg.L ⁻¹)	tot-P (mg.L ⁻¹)	tot-N (mg.L ⁻¹)
Gemeten waarden				
Nederrijn uiterwaarden	7,9	51,3	<0,01	1,4
Wageningen campus vijver	7,5	74,8	0,01	0,8
Kwaliteitselementen KRW typen M05/M11				
<i>zeer goed</i>	6,5-8,5	≤200	≤0,04	≤1,0
<i>goed</i>	6,5- 8,5	≤200	≤0,09	≤1,3
<i>matig</i>	8,5-9,0, ≤6,5	200-250	0,09-0,18	1,3-1,9



Figuur 2.17: Gemiddeld ($\pm 1SD$) aantal larven van *Cloeon dipterum* aangetroffen in de compartimenten in de stroomgoten na 20 dagen bij verschillende behandelingen (inundatie, aanwezigheid vegetatie, sedimentatie). Er waren geen verschillen tussen en binnen de behandelingen (Kruskal Wallis tests $P > 0,05$).

Figure 2.17: Average ($\pm 1SD$) number of larvae of *Cloeon dipterum* recorded after 20 days in the compartments in the artificial channels after different treatment regimes (inundation, presence of vegetation, sedimentation). There were no differences between and within treatments (Kruskal Wallis tests $P > 0.05$).



Figuur 2.18: Gemiddeld ($\pm 1SD$) aantal individuen van *Asellus aquaticus* aangetroffen in de compartimenten in de stroomgoten na 20 dagen bij verschillende behandelingen (inundatie, aanwezigheid vegetatie, sedimentatie). Er waren geen verschillen binnen de behandelingen (Kruskal Wallis tests $P > 0,05$). Tussen de behandelingen, wanneer de verschillende inundatieregimes per behandeling zijn gecombineerd, waren wel verschillen aanwezig, die aangegeven zijn met letters (Kruskal Wallis test $P < 0,05$, gevolgd door een Bonferonni gecorrigeerde Mann Whitney post hoc procedure $P < 0,0083$).

Figure 2.18: Average ($\pm 1SD$) number of *Asellus aquaticus* individuals recorded after 20 days in the compartments in the artificial channels after different treatment regimes (inundation, presence of vegetation, sedimentation). There were no differences within treatments (Kruskal Wallis tests $P > 0.05$). There were differences between treatments when the different inundation regimes per treatment were combined, indicated with different letters (Kruskal Wallis test $P < 0.05$, followed by a Bonferonni corrected Mann Whitney post hoc procedure $P < 0.0083$)

Effecten van sedimentatie

Binnen de inundatietypen bleek er een verschil in overleving te zijn tussen de behandelingen voor *Asellus aquaticus* (Kruskal Wallis tests $P < 0,05$), maar niet voor *Cloeon dipterum* (Kruskal Wallis tests $P > 0,05$) (Figuur 2.17, 2.18). Om de behandeling te identificeren die dit verschil veroorzaakte werd een non-parametrische post hoc procedure met Mann-Whitney U tests van de verschillende behandelingsparen uitgevoerd (Bonferonni-gecorrigeerd P waarde 0,05/6 verschillende paren = 0,0083). De behandeling structuur + sedimentatie lijkt een lagere overleving te geven dan de andere behandelingen, maar de strikte correctie voor het aantal tests in de non-parametrische post-hoc procedure heeft tot gevolg dat de P-waardes voor deze behandeling in een paarsgewijze vergelijking met de andere behandelingen ($P = 0,017-0,018$) de gecorrigeerde significantiedrempel voor het aantal testen ($P = 0,0083$) niet overschrijden. Echter, wanneer de verschillende inundatieregimes samengevoegd worden (immers waren hier geen verschillen in te ontdekken, zie boven), komt het verschil wel sterk significant naar voren (Fig. 2.18; Kruskal-Wallis test, $df = 3$ $X^2 = 13,8$, $P = 0,003$; Mann Whitney U tests behandeling alle paren met structuur+sedimentatie $P < 0,0083$).

Een verklaring van het verschil tussen beide soorten kan liggen in hun lichaamsbouw en gedrag. *Cloeon dipterum* kan zich namelijk zowel lopend als zwemmend voortbewegen en zou zo bij slibafzetting de depositiezone kunnen ontwijken door omhoog te zwemmen, terwijl *Asellus aquaticus* zich alleen lopend kan voortbewegen en zo makkelijker bedekt zou kunnen raken door het slib. Interessant hierbij is het contrast in de respons van *Asellus aquaticus* op slibbedekking tussen wel en geen vegetatie. Wanneer wel vegetatie aanwezig was stierf een groter deel van de individuen dan zonder vegetatie. Mogelijk versterkt de aanwezigheid van vegetatie de kans op bedekking. *Asellus aquaticus* leeft namelijk normaal gesproken tussen de planten op het afgestorven plantenmateriaal. Wanneer er slibafzetting plaatsvindt, wordt dit afgezet bovenop het materiaal waar de dieren onder of tussen zitten, wat de overlevingskansen sterk verlaagd. Desalniettemin is ook een artefact van het experiment mogelijk; zoals eerder beschreven zat op de plekken zonder vegetatie een deel van de dieren in de gleuven in de compartimentswanden of op de in- en uitstroom gaasjes, oftewel boven de depositiezone. We konden deze mogelijkheden niet in het experiment verifiëren, omdat het doorzicht in de waterkolom tijdens de slibtoevoeging tot nul werd gereduceerd.

2.7 Identificatie van indicatie-taxa macrofauna laag-dynamische locaties ten behoeve van kansenskaarten

Op basis van de vergelijking van de milieu- en habitatpreferenties van de macrofauna in de Nederlandse uiterwaardplassen met die in de referentiesituatie blijkt dat de op dit moment binnendijks gelegen wateren op basis van hun fauna de sterkste overeenkomsten vertonen met de referentie. De voor deze situatie indicatieve soorten op basis van zowel het voorkomen in de monsters als de abundantie ten opzichte van de andere clusters zijn afgeleid met behulp van de Indicator Value (IndVal) analysis techniek (Dufrêne en Legendre, 1997). Een IndVal score van 100% wordt bereikt wanneer alle individuen van een taxon in slechts één van de drie groepen wordt aangetroffen en wanneer het taxon in alle monsters die horen bij deze groep gevonden is. Een waarde van 25% voor de IndVal score is aangehouden als drempelwaarde (zie bijvoorbeeld García-Roger et al., 2011), wat wil zeggen dat het desbetreffende taxon tenminste in de helft van de monsters is gevonden met een

relatieve abundantie in die groep van meer dan 50%. De significantie van de toewijzing van de taxa is getest met een Monte Carlo permutatie test (9999 permutaties, significantie $P < 0.05$). De uitkomst van de analyse geeft welke soorten hun zwaartepunt van voorkomen hebben in een bepaald cluster. Het gaat bij deze analysetechniek vooral om de algemeen voorkomende soorten. Dit contrasteert dus met veel andere lijsten indicatoren, waar meestal zeldzame 'bijzondere' soorten worden genoemd. Groot voordeel van algemene soorten is dat hun aanwezigheid door een grote trefkans gemakkelijk kan worden vastgesteld. Deze soorten lenen zich dus ook voor quick-scans. Dit laatste is uitgewerkt voor de soorten waarvan het zwaartepunt van het voorkomen ligt in cluster 3 (Tabel 2.7), zodat deze als validatie kunnen dienen van de plekken op de kansenkaart die als het meest geschikt naar voren komen voor de aanwezigheid van laag dynamische systemen van goede kwaliteit. Uit de analyse volgt een lijst met 20 macrofauna-taxa, welke wordt aangevoerd door de Waterpissebed (*Asellus aquaticus*). Verder omvat de lijst een aantal watermijten, kevers en slakken en een kokerjuffer, haft, platworm, tweekleppige en borstelworm. Deze groep indicatieve taxa voor laag-dynamische wateren is gebruikt als input voor de kansenkaarten (hoofdstuk 5).

Tabel 2.7: Indicator taxa macrofauna voor cluster 3 ten opzichte van cluster 1 en 2 op basis van een Indicator Value (IndVal) analysis (taxa met IndVal >25% en $P < 0.05$).

Table 2.7: Macroinvertebrate indicators of waters outside the embanked floodplain in the Netherlands (cluster 3 versus cluster 1-2) based on Indicator Value (IndVal) analysis (taxa IndVal >25% and $P < 0.05$).

Taxon	Hoofdgroep	IndVal (%)	p	quickscan
<i>Asellus aquaticus</i>	Waterpissebedden (Isopoda)	47.6	0.0001	+
<i>Triaenodes bicolor</i>	Kokerjuffers (Trichoptera)	39.5	0.0018	+
<i>Arrenurus globator</i>	Watermijten (Hydracarina)	38.9	0.0011	-
<i>Plea minutissima</i>	Waterwantsen (Heteroptera)	38.4	0.0041	+
<i>Arrenurus crassicaudatus</i>	Watermijten (Hydracarina)	38.2	0.0068	-
<i>Sphaerium corneum</i>	Tweekleppigen (Bivalvia)	36.6	0.0034	+
<i>Arrenurus securiformis</i>	Watermijten (Hydracarina)	35.7	0.0008	-
<i>Anisus vortex</i>	Slakken (Gastropoda)	34.9	0.0143	+
<i>Hygrobates longipalpis</i>	Watermijten (Hydracarina)	34.8	0.0013	-
<i>Arrenurus albator</i>	Watermijten (Hydracarina)	34.2	0.0016	-
<i>Caenis horaria</i>	Haften (Ephemeroptera)	34	0.0242	-
<i>Noterus crassicornis</i>	Waterkevers (Coleoptera)	33.9	0.0059	+
<i>Acroloxus lacustris</i>	Slakken (Gastropoda)	32.3	0.0179	+
<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	Platwormen (Tricladia)	31.2	0.0279	+
<i>Ilyocoris cimicoides</i>	Waterwantsen (Heteroptera)	30.5	0.0236	+
<i>Unionicola crassipes</i>	Watermijten (Hydracarina)	27.8	0.0172	-
<i>Limnesia maculata</i>	Watermijten (Hydracarina)	27.7	0.045	-
<i>Lumbriculus variegatus</i>	Borstelwormen (Oligochaeta)	26.7	0.0103	-
<i>Hydrachna globosa</i>	Watermijten (Hydracarina)	26.1	0.0063	-
<i>Scirtes</i> sp.	Waterkevers (Coleoptera)	26	0.0054	+

3 Vissen, amfibieën en één reptiel

3.1 NDFF data ichtiofauna en herpetologie

Via het Natuurloket is verspreidingsdata opgevraagd uit de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF). Hierbij gaat het om 47 inheemse zoetwatervissen, alle amfibieën van Nederland en één reptiel, namelijk de ringslang. In totaal gaat het om een gebied van 5669 kilometerhokken. Het plangebied voor deze opdracht bestaat echter uit 4333 km² (ofwel 433281,9 ha), die de periode 1990-2014 beslaan. Hiervan zijn de waarnemingen gebruikt die overeen komen met het rivierengebied zoals is afgebeeld in Figuur 1.1.

Er is een selectie op de soorten toegepast die gebonden zijn aan het rivierengebied. Dit zijn 32 vissoorten (zie hoofdstuk 3.2 Zoetwatervissen), 12 amfibiesoorten en 1 reptiel (zie hoofdstuk 3.3 Amfibieën en ringslang). Voor al deze soorten geldt dat bepaald is welk percentage voorkomen binnendijks en buitendijks gelegen is (zie hoofdstuk 3.4).

Van de typische laag-dynamische soorten is de verspreidingsdata verder ruimtelijk geanalyseerd. Het betreft de volgende soorten:

- Amfibieën: heikikker, kamsalamander, meerkikker, poelkikker, rugstreeppad.
- Reptiel: ringslang.
- Limnofiele zoetwatervissen: bittervoorn, grote modderkruiper, kroeskarper, gibel, ruisvoorn, snoek, vetje en zeelt.
- Eurytope- en beleidsrelevante soort: kleine modderkruiper.

Voor de bovenstaande soorten is een GIS analyse uitgevoerd om de potenties binnen het rivierengebied voor de betreffende soort in relatie tot laag-dynamische milieus in beeld te brengen. Daarvoor is de verspreidingsdata van deze soorten op de volgende vier type kaarten geprojecteerd, namelijk:

Kaarttype 1. Kale basiskaart met raster buitendijks.

Kaarttype 2. Ondergrond bodemkaart met raster buitendijks.

Kaarttype 3. Ondergrond kwelkaart met raster buitendijks.

Kaarttype 4. Ondergrond waterkaart c.q. waterlopen (sloten, beken, meren, kanalen e.d.) met raster buitendijks.

Het doel van deze analyse is om de waarnemingen te koppelen aan de kenmerken van het fysieke landschap (bodem, kwel en watersysteemkaart). Op basis van deze ruimtelijke kenmerken van dit fysieke landschap breng je in beeld waar potentiële kansrijke gebieden liggen voor de betreffende laag-dynamische soorten (zie ook hoofdstuk 5.1.2. 'werkwijze kansenkaarten' op pagina 61).

Om de overgang van het rivierengebied richting het omliggende gebied (dat wat net buiten het plangebied valt) op de kaart zichtbaar te maken zijn gebruikte waarnemingen die net buiten het plangebied vallen ook gebruikt voor de analyse en zijn de afgebeelde potenties ruimer dan enkel het plangebied.

Deze genoemde kaarten staan weergegeven in het bijlage 1 rapport getiteld 'Verspreiding van soorten in relatie tot de gebiedskenmerken bodem en kwel'.

3.2 Zoetwatervissen

Nederland kent 75 soorten zoetwatervissen, zowel inheemse soorten als exoten (zie bijlage 4), die kunnen worden onderverdeeld in acht ecologische gilden.

De acht ecologische gilden

1. Limnofiele soorten. Soorten van stagnant water waarvan één of meer levenstadia gebonden zijn aan waterplanten.
2. Eurytype/eurytope soorten. Van deze soorten kunnen alle levenstadia in vrijwel elk watertype worden aangetroffen.
3. Rheofiele soorten. Van deze soorten zijn één of meer levenstadia gebonden aan stromend water.
4. Partieel rheofiel. Soorten waarvan de voortplanting meestal in stromend water plaatsvindt, maar die verder ook goed in stilstaand water overleven.
5. Obligaat rheofiel. Soorten die hun gehele leven in stromend water verblijven. Ze horen tot de kritische soorten omdat de hele levenscyclus niet in stilstaand water voltooid kan worden.
6. Estuarien rheofiel. Soorten die migreren tussen stromende beken en rivieren en de zee.
7. Katadroom: voortplanting in zout water.
8. Anadroom: voortplanting in zoet water.

47 vissoorten zijn inheems en 32 vissoorten zijn meegenomen in de analyse (Tabel 3.1). Het gaat hierbij om soorten die verbonden zijn aan het rivierengebied. Typische beekvissoorten als elrits en beekprik, vissoorten van brakke watersystemen zoals brakwatergrondel en spiering evenals niet inheemse vissoorten zoals roofblei en zonnebaars zijn buitenbeschouwing gelaten. Een uitzondering is gemaakt voor de karper, deze vissoort wordt als een inheemse exoot beschouwd die al enkele 100-den jaren schijnt rond te zwemmen in onze Nederlandse wateren.

Tabel 3.1: Overzichtstabel van vissoorten die zijn meegenomen in de analyse.
Table 3.1: Summary of fish species that are included in the analysis.

Nummer	Nederlandse soortnaam	Wetenschappelijke naam	Ecologische gilde	Inheems (I) of exoot (E)
1	Alver	<i>Alburnus alburnus</i>	Rheofiel, partieel	I
2	Atlantische zalm	<i>Salmo salar</i>	Rheofiel, estuarien, anadroom	I
3	Baars	<i>Perca fluviatilis</i>	Eurytoop	I
4	Barbeel	<i>Barbus barbus</i>	Rheofiel, obligaat	I
5	Bermpje	<i>Barbatula barbatula</i>	Rheofiel, obligaat	I
6	Bittervoorn	<i>Rhodeus sericeus</i>	Limnofiel	I
7	Blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	Eurytoop	I
8	Bot	<i>Platichthys flesus</i>	Rheofiel, estuarien, katadroom	I
9	Brasem	<i>Abramis brama</i>	Eurytoop	I
10	Driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Eurytoop	I
11	Europese aal of paling	<i>Anguilla anguilla</i>	Estuarien, rheofiel, katadroom	I
12	Europese meerval	<i>Silurus glanis</i>	Eurytoop	I
13	Giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Limnofiel	I
14	Grote modderkruiper	<i>Misgurnus fossilis</i>	Limnofiel	I
15	Karper	<i>Cyprinus carpio</i>	Eurytoop	E
16	Kleine modderkruiper	<i>Cobitis taenia</i>	Eurytoop	I
17	Kolblei	<i>Abramis bjoerkna</i>	Eurytoop	I
18	Kopvoorn	<i>Leuciscus cephalus</i>	Rheofiel, obligaat	I
19	Kroeskarper	<i>Carassius carassius</i>	Limnofiel	I
20	Kwabaal	<i>Lota lota</i>	Rheofiel, partieel	I
21	Pos	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Eurytoop	I
22	Rivierdonderpad	<i>Cottus gobio</i>	Rheofiel, obligaat	I
23	Riviergrondel	<i>Gobio gobio</i>	Rheofiel, partieel	I
24	Rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	Rheofiel, estuarien, anadroom	I
25	Ruisvoorn of rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Limnofiel	I
26	Serpeling	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Rheofiel, obligaat	I
27	Sneep	<i>Chondrostoma nasus</i>	Rheofiel, obligaat	I
28	Snoek	<i>Esox lucius</i>	Limnofiel	I
29	Tienddoornige stekelbaars	<i>Pungitius pungitius</i>	Eurytoop	I
30	Vetje	<i>Leucaspis delineatus</i>	Limnofiel	I
31	Winde	<i>Leuciscus idus</i>	Rheofiel, partieel	I
32	Zeelt	<i>Tinca tinca</i>	Limnofiel	I

3.3 Amfibieën en de ringslang

Nederland kent 15 soorten amfibieën en 11 soorten reptielen. (zie bijlage 5). Voor de analyse zijn alleen de soorten meegenomen die verbonden zijn aan het rivierengebied (Tabel 3.2). De volgende tabel geeft een overzicht van de 12 amfibiesoorten die zijn meegenomen in de analyse en één reptiel, namelijk de ringslang.

Tabel 3.2: Overzichtstabel van amfibiesoorten en de ringslang die zijn meegenomen in de analyse.

Table 3.2: Summary of amphibian species and the grass snake which are included in the analysis.

Nummer	Nederlandse soortnaam	Wetenschappelijke naam
Amfibieën		
1	Bastaardkikker	<i>Rana klepton esculenta</i>
2	Boomkikker	<i>Hyla arborea</i>
3	Bruine kikker	<i>Rana temporaria</i>
4	Gewone pad	<i>Bufo bufo</i>
5	Groene kikker complex	<i>Rana esculenta synklepton</i>
6	Heikikker	<i>Rana arvalis</i>
7	Kamsalamander	<i>Triturus cristatus</i>
8	Kleine watersalamander	<i>Lissotriton vulgaris</i>
9	Knoflookpad	<i>Pelobates fuscus</i>
10	Meerkikker	<i>Rana ridibunda</i>
11	Poelkikker	<i>Rana lessonae</i>
12	Rugstreeppad	<i>Bufo calamita</i>
Reptiel		
1	Ringslang	<i>Natrix natrix</i>

3.4 Voorkomen van soorten binnendijks en buitendijks

Voor alle soorten is een volgende analyse uitgevoerd die in tabel 3.3 wordt weergegeven. De uitleg voor de kolommen is als volgt:

- Uiterwaarden = zijn de waarnemingen die geheel buitendijks zijn gedaan binnen het plangebied.
- Binnendijks = zijn de waarnemingen die geheel binnendijks zijn gedaan binnen het plangebied.
- Beide = dit zijn de waarnemingen die als het ware in vlak zowel gedeeltelijk binnendijks als buitendijks gelegen zijn binnen het plangebied.
- Buiten = dit zijn de waarnemingen aangeleverd door NDFF die buiten het plangebied gelegen zijn.

Tabel 3.3: Overzichtstabel percentage binnendijks en buitendijks van amfibieën, ringslang en zoetwatervissen.

Table 3.3: Summary table percentage inside the dike and outside the dike of amphibians, grass snake and freshwater fish.

Soorten	Uiterwaarden (Buitendijks)	Binnendijks	Beide (gedeeltelijk binnendijks en buitendijks)	Buiten plangebied	Totaal
Amfibieën					
Bastaardkikker	8.8%	69.9%	2.5%	18.8%	100%
Boomkikker	0.0%	87.4%	0.0%	12.6%	100%
Bruine kikker	8.4%	59.2%	6.3%	26.1%	100%
Gewone pad	7.3%	59.9%	14.0%	18.8%	100%
groene kikker complex (soort onbepaald)	9.0%	63.6%	7.4%	20.0%	100%
Heikikker	3.7%	59.8%	3.0%	33.5%	100%
Kamsalamander	10.0%	54.6%	20.5%	14.9%	100%
Kleine watersalamander	9.2%	58.4%	8.6%	23.7%	100%
Knoflookpad	3.3%	65.0%	6.6%	25.1%	100%
Meerkikker	8.6%	59.6%	7.2%	24.6%	100%
Poelkikker	8.6%	59.9%	4.5%	27.0%	100%
Rugstreeppad	19.2%	48.9%	14.8%	17.1%	100%
Amfibieën Totaal	8.5%	61.1%	8.9%	21.4%	100%
Reptiel					
Ringslang	5.8%	54.4%	17.0%	22.8%	100%
Zoetwatervissen					
Alver	40.9%	26.6%	25.5%	6.9%	100%
Baars	23.0%	51.9%	12.3%	12.7%	100%
Barbeel	40.0%	22.4%	21.3%	16.3%	100%
Bermpje	18.0%	65.4%	3.7%	12.9%	100%
Bittervoorn	11.4%	74.8%	3.8%	10.0%	100%
Blankvoorn	22.1%	51.0%	14.6%	12.4%	100%
Bot	49.1%	5.4%	36.2%	9.4%	100%
Brasem	23.5%	45.3%	20.9%	10.3%	100%
Driedoornige stekelbaars	15.8%	65.7%	6.3%	12.2%	100%
Europese meerval	48.9%	14.0%	31.0%	6.1%	100%

Giebel	50.6%	33.3%	2.8%	13.3%	100%
Giebel of Goudvis	24.1%	33.1%	23.0%	19.8%	100%
Grote modderkruiper	3.1%	78.1%	3.1%	15.7%	100%
Karper	19.2%	53.8%	15.4%	11.5%	100%
Kleine modderkruiper	8.8%	75.7%	3.0%	12.5%	100%
Kolblei	13.4%	51.9%	21.2%	13.6%	100%
kopvoorn	45.8%	29.1%	2.9%	22.2%	100%
Kroeskarper	16.8%	51.7%	15.1%	16.3%	100%
Kwabaal	30.8%	36.5%	18.5%	14.1%	100%
Paling	27.3%	43.4%	18.2%	11.1%	100%
Pos	23.6%	41.7%	23.8%	10.9%	100%
Rivierdonderpad	38.3%	38.6%	12.3%	10.9%	100%
Riviergrondel	22.2%	52.8%	10.1%	14.9%	100%
Rivierprik	38.4%	24.0%	27.9%	9.7%	100%
Ruisvoorn	10.4%	63.4%	8.8%	17.4%	100%
Serpeling	38.1%	23.1%	13.4%	25.4%	100%
Sneep	56.7%	7.2%	23.7%	12.5%	100%
Snoek	14.6%	58.9%	9.9%	16.6%	100%
Tiendornige stekelbaars	6.8%	69.4%	3.1%	20.7%	100%
Vetje	14.9%	68.5%	4.8%	11.8%	100%
Winde	43.6%	29.9%	18.6%	7.9%	100%
Zalm	63.8%	9.0%	23.9%	3.2%	100%
Zeelt	12.2%	65.1%	8.0%	14.7%	100%
Vis Totaal	18.3%	57.2%	10.8%	13.7%	100%
Totaal amfibieën, reptiel en zoetwatervissen	13.2%	59.1%	10.0%	17.7%	100%

Tabel 3.4: Overzicht voorkomen van vissoorten binnen- en buitendijks in relatie tot de ecologische gilden.

Table 3.4: Overview of present freshwater fish species inside- and outside the dike in relation to the ecological guilds.

Ecologische gilden	Uiterwaarden (Buitendijks)	Binnendijks	Beide (gedeeltelijk binnendijks en buitendijks)	Buiten plangebied	Totaal
Estuarien, rheofiel, katadroom	27.3%	43.4%	18.2%	11.1%	100%
Eurytoop	16.8%	58.6%	10.9%	13.7%	100%
Limnofiel	12.6%	64.6%	7.9%	14.9%	100%
Rheofiel	35.0%	35.5%	12.8%	16.7%	100%
Rheofiel, estuarien, anadroom	47.4%	18.7%	26.5%	7.4%	100%
Rheofiel, obligaat	25.3%	53.3%	7.7%	13.8%	100%
Rheofiel, partieel	34.1%	37.3%	17.9%	10.7%	100%
Totaal	18.3%	57.2%	10.8%	13.7%	100%

Conclusie

Uit deze analyse blijkt dat een groot deel van de waarnemingen van laag-dynamische soorten voorkomt in het binnendijkse gebied, namelijk 64,6% als het gaat om limnofiele vissoorten ten opzichte van 12,6% in het buitendijkse gebied c.q. de uiterwaarden. Zo'n zelfde beeld zien wij ook bij de amfibieën, waarvan 61,1% komt binnendijks voor t.o.v. 8,5%. Bij de ringslang is dit 54,4% binnendijks t.o.v. 5,8% buitendijks. Hieruit valt te concluderen dat de meest kansrijke locaties voor laag-dynamische soorten c.q. laag-dynamische milieu's moeten worden gezocht in het binnendijkse rivierengebied.

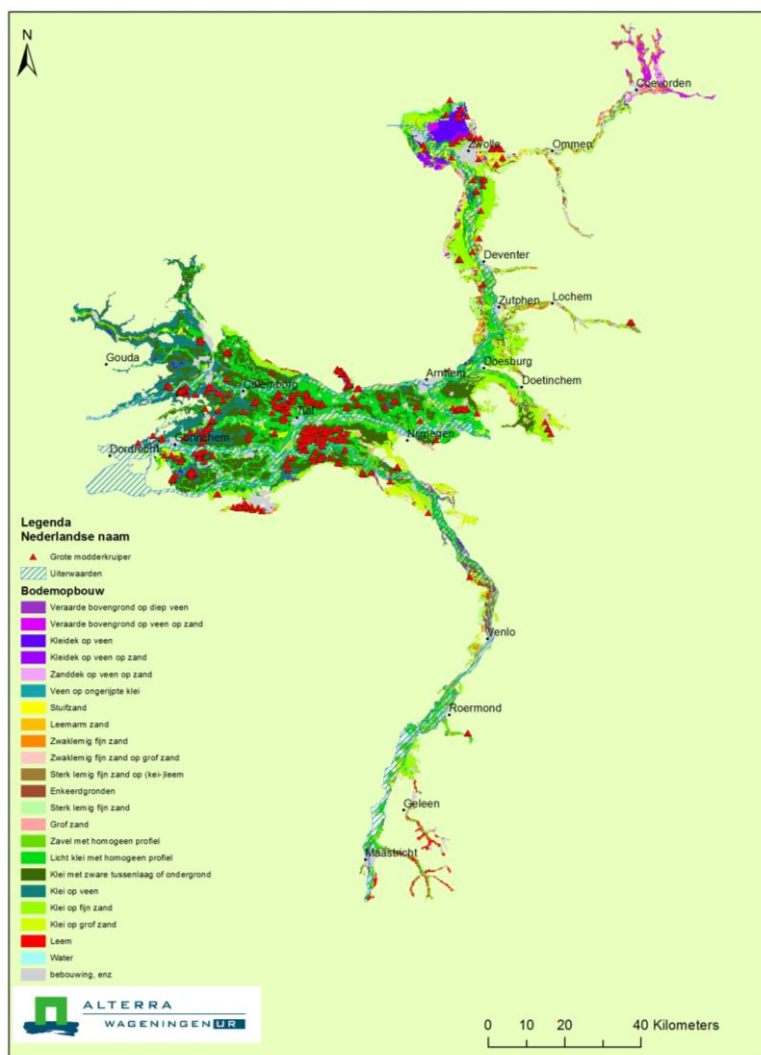
3.5 Koppeling van laag-dynamische soorten aan het fysieke landschap

In bijlage rapport 1 'Verspreiding van soorten in relatie tot de gebiedskenmerken bodem en kwel' zijn voor alle 55 soorten/soortgroepen ruimtelijke verspreidingsgegevens beschikbaar. De resultaten van deze analyse bespreken wij in dit hoofdstuk aan de hand van drie voorbeeldsoorten, de grote modderkruiper, poelkikker en ringslang, geprojecteerd op een bodemkaart. En van alle drie de soortgroepen is een overzichtstabel opgenomen (voor een uitvoerige analyse op alle kaartondergronden wordt verwezen naar het eerder genoemde bijlage 1 rapport).

Illustratie 1 grote modderkruiper

Uit het verspreidingsbeeld van de grote modderkruiper op de bodemkaart (Figuur 3.1) is duidelijk te zien dat er een aantal clusters van waarnemingen aanwezig. We onderscheiden hierin drie landschapstypen:

- 1) Klei(dek) op veen; (39%).
- 2) Rivierkom; klei met zware tussenlaag of -ondergrond (29%).
- 3) Gradiënt van het rivierengebied naar de hogere zandgronden; klei op fijn zand en zanddek op veen op zand (15%).



Figuur 3.1: Verspreiding van de grote modderkruiper op bodemkaart.

Figure 3.1: Distribution of the European weatherfish on the soil map.

In tabel 3.5 zijn de waarnemingen van de geselecteerde soorten afgezet tegen bodem en de aan-/afwezigheid van kwel. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen kwelgebieden, intermediare gebieden en wegzijgingsgebieden. De tabel is te lezen in aantal en of percentage. Verticaal is af te lezen per bodemtype welk percentage voorkomt in de eerder genoemde drie typen. Horizontaal is het percentage af te lezen hoeveel van de waarnemingen op welk type bodem voorkomt.

Met kleuren zijn de clusterings naar specifieke combinatie van landschappelijke en abiotische eigenschappen weergegeven (zie ook legenda). In de onderstaande tabel zijn alleen de totaal aantal waarnemingen boven de 1% toegedeeld.

Ruim 28 procent van de limnofiele vissoorten komt voor in 'Binnendijks afgesneden meanderbochten en restgeulen' en 'Buitendijks geïsoleerde wateren', ruim 23% komt voor in het 'Centrale komgebied' en ruim 15% in het 'Laagveengebied'. De overgangsgebieden ofwel de gradienten zijn goed voor ruim 26% van de waarnemingen, ook wel genoemd de 'Flanken hogere zandgronden en overlaten'. Tenslotte is ruim 5% gekoppeld aan onder andere de 'Kwelgeulen in hooggelegen Maasterrassen'.

Worden de bovenstaande beschreven bodemtypen en percentages gekoppeld aan de percentages van kwel, intermediar en wegzijgingsgebieden, dan laat de tabel zien dat de meeste combinaties het gunstigst zijn in de kwelzones (ruim 62%). De betekenis van kwel moet ruim worden geïnterpreteerd. Kwelgebieden staan voor (permanent)natte gebieden met een goede waterkwaliteit.

Op basis van deze analyse wordt inzichtelijk waar in welke gebieden de meeste potenties liggen voor limnofiele vissoorten die gekoppeld zijn aan laag-dynamische milieu's in het rivierengebied.



Foto boven: laag dynamisch moeras De Zouweboezem bij Ameide, herbergt een van de grootste grote modderkruiper populaties van Nederland. Foto onder: een volwassen exemplaar van een grote modderkruiper. Foto's: Fabrice Ottburg©.

Tabel 3.5: Verspreiding van limnofiele vissen totaal in relatie tot de fysieke kenmerken van het landschap, bodem en kwel in aantal en procenten.

Table 3.5: Distribution of limnofiele freshwater fish in relation to the physical characteristics of the landscape, soil and seepage in total numbers and percentages.

Limnofiele vissen totaal	Aantal				Percentage			
	kwel	Intermediair	wegzijing	Totaal	kwel	Intermediair	wegzijing	Totaal
Veraarde bovengrond op diep veen	745	1254.5	1423	3422.5	0.3%	0.5%	0.6%	1.4%
Veraarde bovengrond op veen op zand	3965	208	15	4188	1.6%	0.1%	0.0%	1.7%
Kleidek op veen	2994	2323.75	2620.5	7938.25	1.2%	0.9%	1.0%	3.2%
Kleidek op veen op zand	560	17	54	631	0.2%	0.0%	0.0%	0.3%
Zanddek op veen op zand	992	40	48	1080	0.4%	0.0%	0.0%	0.4%
Veen op ongerijpte klei	350	120	191	661	0.1%	0.0%	0.1%	0.3%
Stuifzand	113	24	655	792	0.0%	0.0%	0.3%	0.3%
Leemarm zand	0	8	1	9	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Zwaklemig fijn zand	2559	94	664.75	3317.75	1.0%	0.0%	0.3%	1.3%
Zwaklemig fijn zand op grof zand	28	18	167	213	0.0%	0.0%	0.1%	0.1%
Sterk lemig fijn zand op (kei-)leem	139	177	989	1305	0.1%	0.1%	0.4%	0.5%
Enkeerdgronden	3142.75	75	1506	4723.75	1.3%	0.0%	0.6%	1.9%
Sterk lemig fijn zand	4079	493	1006	5578	1.6%	0.2%	0.4%	2.2%
Grof zand	698	74	228	1000	0.3%	0.0%	0.1%	0.4%
Zavel met homogeen profiel	19675	993.25	3566	24234.25	7.8%	0.4%	1.4%	9.7%
Lichte klei met homogeen profiel	11510.75	17324	18178.25	47013	4.6%	6.9%	7.2%	18.7%
Klei met zware tussenlaag of ondergrond	31337	20997.5	5918.75	58253.25	12.5%	8.4%	2.4%	23.2%
Klei op veen	14260.75	9501	3136	26897.75	5.7%	3.8%	1.3%	10.7%
Klei op fijn zand	38566.25	3305.75	7116.25	48988.25	15.4%	1.3%	2.8%	19.5%
Klei op grof zand	6245	4433	2108	12786	2.5%	1.8%	0.8%	5.1%
Leem	1	0	113	114	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Onbekend	587	464	0	1051	0.2%	0.2%		0.4%
Water	13400	9475	15218.5	38093.5	5.3%	3.8%	6.1%	15.2%
Bebouwing	1905.5	5591.5	5478.5	12975.5	0.8%	2.2%	2.2%	5.2%
Totaal	157853	77011.25	70401.5	305265.75	62.9%	30.7%	28.1%	121.7%
Totaal (excl. water, bebouwd en onbekend)				250774.3	56.5%	24.2%	19.3%	100.0%

Legenda

	Binnendijks afgesneden meanderbochten en restgeulen en Buitendijks geïsoleerde wateren
	Centrale kom
	Laagveengebied
	Kwelgeulen in hooggelegen Maasterrassen
	Flanken hogere zandgronden en overlaten

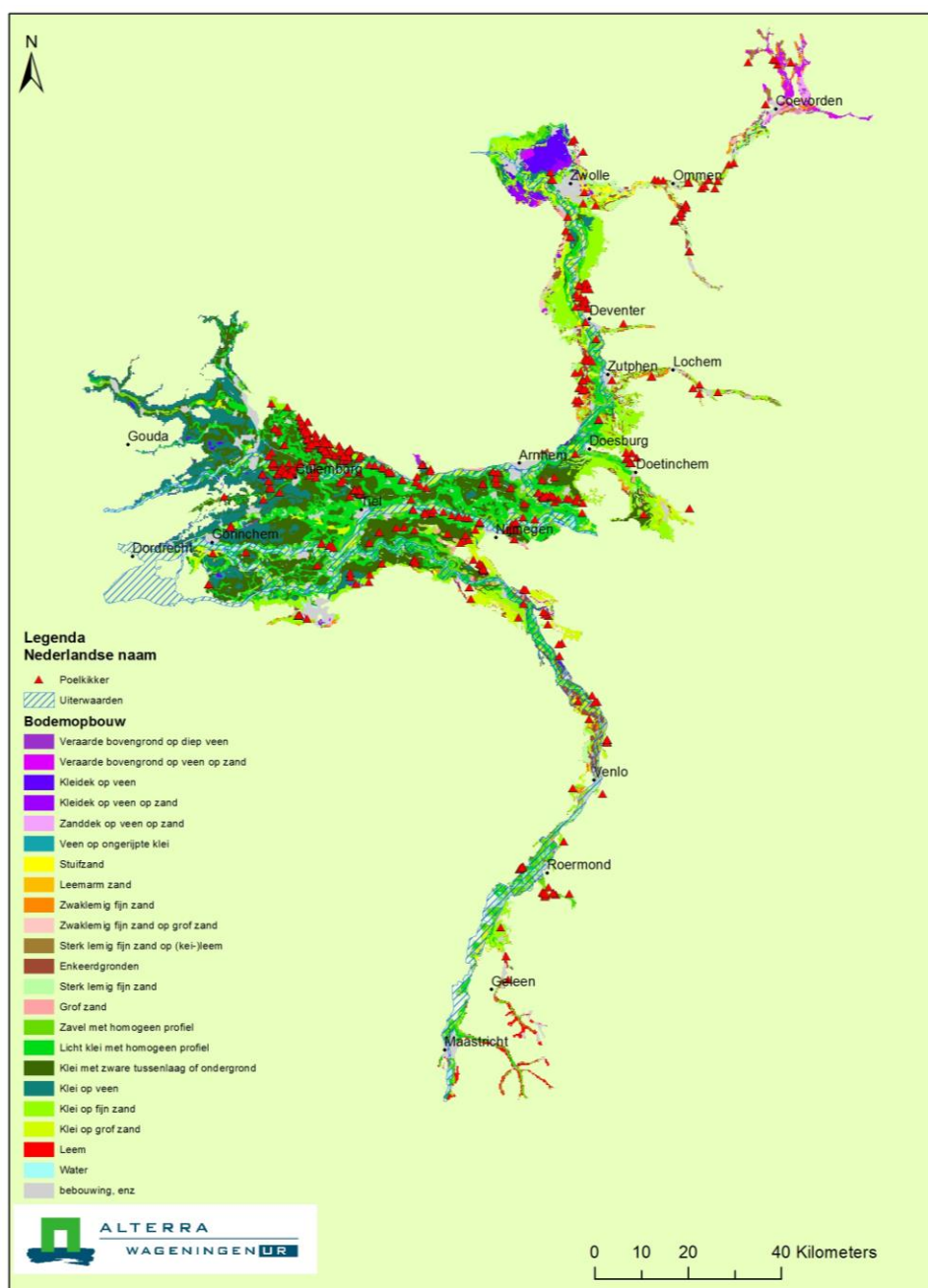
Illustratie 2 poelkikker

Uit het verspreidingsbeeld van de poelkikker op de bodemkaart (Figuur 3.2) is duidelijk te zien dat de poelkikker een voorkeur heeft voor de gradiënt/overgangszones naar de hogere zandgronden. 69% van de waarnemingen in het rivierengebied komt in deze zone voor. Slechts 10% van de waarnemingen komt voor op 'Centrale kom' en 8% komt voor in de 'Binnendijks afgesneden meanderbochten en restgeulen en Buitendijks geïsoleerde wateren' en bijna 6% van de poelkikkers



Poelkikker. Foto: Fabrice Ottburg©.

komt voor op 'Kwelgeulen in hooggelegen Maasterrassen'. Van de bovenstaande beschreven gebieden is de koppeling met kwel het grootst bij Flanken hogere zandgronden en overlaten (klei op fijn zand) met ruim 50%.



Figuur 3.2: Verspreiding van de poelkikker op bodemkaart.

Figure 3.2: Distribution of pool frog on the soil map.

Ruim 50% van de amfibiewaarnemingen komt voor in 'Binnendijks afgesneden meanderbochten en restgeulen en Buitendijks geïsoleerde wateren'. Een kantekening is hier op zijn plaats, want nu zou men kunnen opmerken dat een groot deel dus buitendijks voorkomt. Echter uit tabel in hoofdstuk 3.4 blijkt dat 61,1% van de amfibiewaarnemingen binnendijks gelegen zijn en slechts 8,5% buitendijks is waargenomen.

Bijna 9% van de waarnemingen ligt in het 'Centrale komgebied', 7% komt voor in het 'laagveengebied', bijna 22% komt voor in 'Kwelgeulen in hooggelegen Maasterrassen' en 12% in 'Flanken hogere zandgronden en overlaten' (Tabel 3.6).

In tegenstelling tot de limnofiele vissoorten geldt voor de amfibieën dat met 85% de waarnemingen gelegen zijn in wegzijgingsgebieden. Dit wordt gevormd door 'zavel met homogeen profiel (29%)' en 'lichte klei met homogeen profiel (18%)', samen vormen deze de 'Binnendijks afgesneden meanderbochten en restgeulen en Buitendijks geïsoleerde wateren'. Dit zijn de hogere delen van het riviereengebied c.q. de stroomgordels die niet onder invloed staan van regionale kwel, maar wel onder invloed van rivierkwel. Dit laatste, rivierkwel, is niet weergegeven in de kwelkaart.

Tabel 3.6: Verspreiding van amfibieën totaal in relatie tot de fysieke kenmerken van het landschap bodem en kwel in aantal en procenten.

Table 3.6: Distribution of amphibians in relation to the physical characteristics of the landscape, soil and seepage in total numbers and percentages.

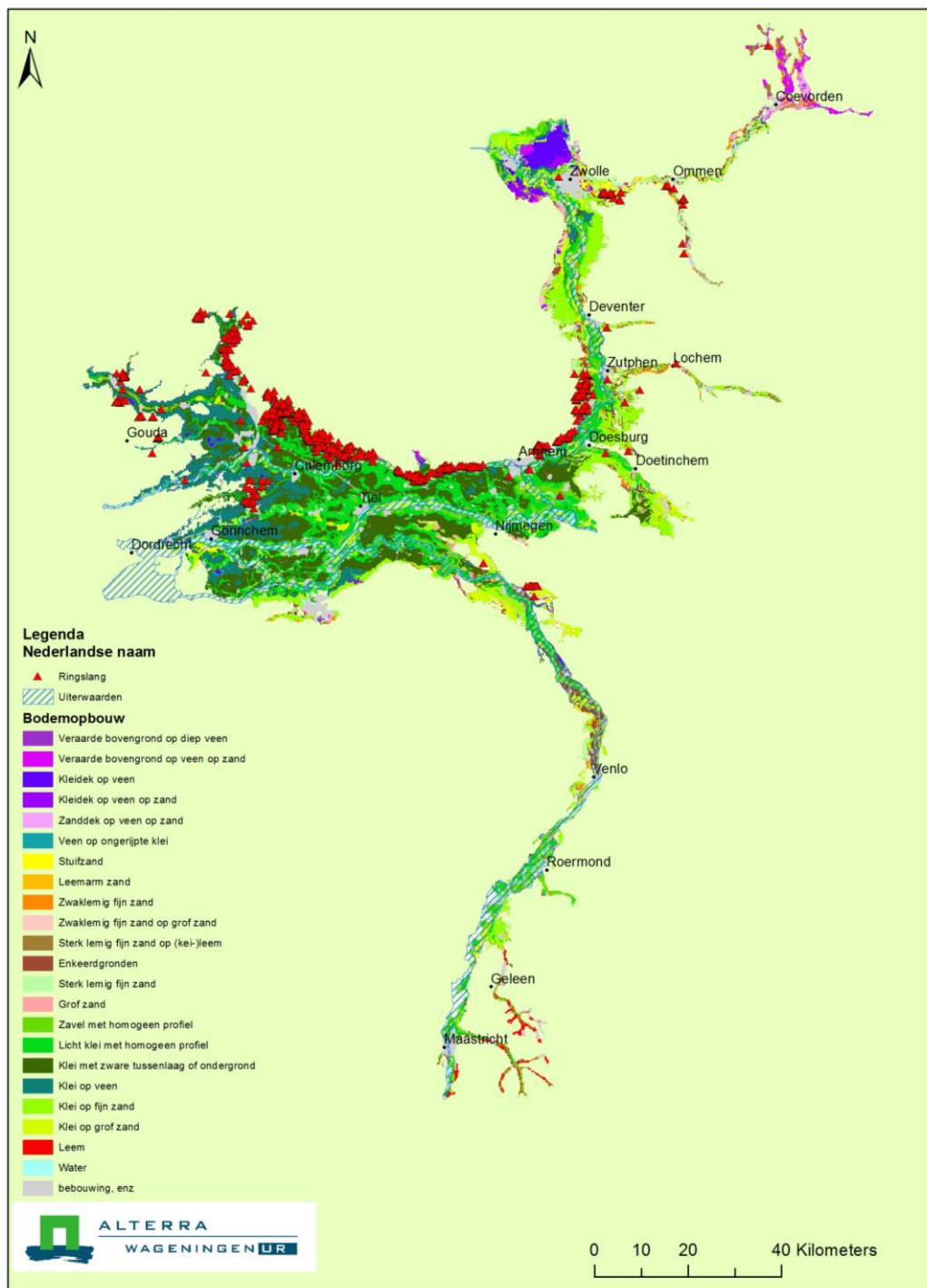
Amfibiën totaal (7 t/m 12)	Aantal				Percentage			
	kwel	Intermediair	wegzijging	Totaal	kwel	Intermediair	wegzijging	Totaal
Veraarde bovengrond op diep veen	189	125	158	472	0.2%	0.1%	0.2%	0.5%
Veraarde bovengrond op veen op zand	33	5	844	882	0.0%	0.0%	1.0%	1.1%
Kleidek op veen	365	816	359	1540	0.4%	1.0%	0.4%	1.9%
Kleidek op veen op zand	151	124	1	276	0.2%	0.1%	0.0%	0.3%
Zanddek op veen op zand	9	0	1	10	0.0%		0.0%	0.0%
Veen op ongerijpte klei	20	86	32	138	0.0%	0.1%	0.0%	0.2%
Stuifzand	11	36	1776.75	1823.75	0.0%	0.0%	2.1%	2.2%
Leemarm zand	0	0	5	5			0.0%	0.0%
Zwaklemig fijn zand	198	54	556	808	0.2%	0.1%	0.7%	1.0%
Zwaklemig fijn zand op grof zand	10	55	10	75	0.0%	0.1%	0.0%	0.1%
Sterk lemig fijn zand op (kei-)leem	0	0	2	2			0.0%	0.0%
Enkeerdgronden	12	206	661.5	879.5	0.0%	0.2%	0.8%	1.1%
Sterk lemig fijn zand	161	23	206	390	0.2%	0.0%	0.2%	0.5%
Grof zand	10	2	7739	7751	0.0%	0.0%	9.3%	9.4%
Zavel met homogeen profiel	314	161	23949	24424	0.4%	0.2%	28.9%	29.5%
Lichte klei met homogeen profiel	296.5	1485	15085.75	16867.25	0.4%	1.8%	18.2%	20.4%
Klei met zware tussenlaag of ondergrond	2360.5	3578	1240.5	7179	2.9%	4.3%	1.5%	8.7%
Klei op veen	2253	1462.75	535	4250.75	2.7%	1.8%	0.6%	5.1%
Klei op fijn zand	4472	331	611	5414	5.4%	0.4%	0.7%	6.5%
Klei op grof zand	132	61	9791.5	9984.5	0.2%	0.1%	11.8%	12.1%
Leem	3	0	107	110	0.0%		0.1%	0.1%
Onbekend	0	0	0	0				
Water	1061	1430	834	3325	1.3%	1.7%	1.0%	4.0%
Bebouwing	2784.5	339	5841.5	8965	3.4%	0.4%	7.1%	10.8%
Totaal	14845.5	10379.75	70346.5	95571.75	17.9%	12.5%	84.9%	115.4%
Totaal (excl. water, bebouwd en onbekend)				82809.75	13.1%	10.2%	76.7%	100.0%

Legenda

	Binnendijks afgesneden meanderbochten en restgeulen en Buitendijks geïsoleerde wateren
	Centrale kom
	Laagveengebied
	Kwelgeulen in hooggelegen Maasterrassen
	Flanken hogere zandgronden en overlaten

Illustratie 3 ringslang

Uit het verspreidingsbeeld van de ringslang op de bodemkaart (Figuur 3.3) is duidelijk te zien dat dit reptiel een voorkeur heeft voor de overgangszones van hogere zandgronden naar het lager gelegen rivierengebied.



Figuur 3.3: Verspreiding van de ringslang op bodemkaart.

Figure 3.3: Distribution of grass snake on the soil map.

35% van de ringslangwaarnemingen zijn gelegen op de 'Flanken hogere zandgronden en overlaten', 36% is gelegen in de aangrenzende uiterwaarden ofwel 'Binnendijks afgesneden meanderbochten en restgeulen en Buitendijks geïsoleerde wateren', ruim 21% van de waarnemingen zijn gelegen in de 'Centrale kom' en iets meer dan 5% komt voor in het 'Laagveengebied'.

Evenals bij de amfibieën geldt voor de ringslang dat met 74% het merendeel van de waarnemingen gelegen zijn in wegzijgingsgebieden (Tabel 3.7). Naast de gradiënt-/overgangszones die de ringslang nodig heeft voor de overwintering vormen de uiterwaarden belangrijke foerageergebieden voor de ringslang in het vroege voorjaar tot aan het najaar. Ook voor de ringslang geldt dat de hogere delen van het rivierengebied c.q. de stroom-gordels die niet onder invloed staan van regionale kwel, maar wel onder invloed van rivierkwel van belang zijn.



Detailopname van een ringslang.
Foto: Fabrice Ottburg©.

Tabel 3.7: Verspreiding van ringslang totaal in relatie tot de fysieke kenmerken van het landschap bodem en kwel in aantal en procenten.

Table 3.7: Distribution of grass snake in relation to the physical characteristics of the landscape, soil and seepage in total numbers and percentages.

Ringslang	Aantal				Percentage			
	kwel	Intermediair	wegzijging	Totaal	kwel	Intermediair	wegzijging	Totaal
Veraarde bovengrond op diep veen	3	0	40	43	0.1%		1.3%	1.4%
Veraarde bovengrond op veen op zand	1	0	0	1	0.0%			0.0%
Kleidek op veen	3	5	27	35	0.1%	0.2%	0.9%	1.1%
Kleidek op veen op zand	0	0	0	0				
Zanddek op veen op zand	0	0	0	0				
Veen op ongerijpte klei	0	14	0	14		0.5%		0.5%
Stuifzand	2	1	13	16	0.1%	0.0%	0.4%	0.5%
Leemarm zand	0	0	0	0				
Zwaklemig fijn zand	19	16	20	55	0.6%	0.5%	0.7%	1.8%
Zwaklemig fijn zand op grof zand	3	9	18	30	0.1%	0.3%	0.6%	1.0%
Sterk lemig fijn zand op (kei-)leem	0	0	0	0				
Enkeerdgronden	14	11	54	79	0.5%	0.4%	1.8%	2.6%
Sterk lemig fijn zand	32	12	285	329	1.0%	0.4%	9.3%	10.8%
Grof zand	70	3	194	267	2.3%	0.1%	6.4%	8.8%
Zavel met homogeen profiel	2	12	1	15	0.1%	0.4%	0.0%	0.5%
Lichte klei met homogeen profiel	102	65	959	1126	3.3%	2.1%	31.4%	36.9%
Klei met zware tussenlaag of ondergrond	29	505	114	648	1.0%	16.6%	3.7%	21.2%
Klei op veen	37	22	28	87	1.2%	0.7%	0.9%	2.9%
Klei op fijn zand	101	69	69	239	3.3%	2.3%	2.3%	7.8%
Klei op grof zand	9	5	51	65	0.3%	0.2%	1.7%	2.1%
Leem	2	0	0	2	0.1%			0.1%
Onbekend	0	0	0	0				
Water	4	4	225	233	0.1%	0.1%	7.4%	7.6%
Bebouwing	7	23	150	180	0.2%	0.8%	4.9%	5.9%
Totaal	440	776	2248	3464	14.4%	25.4%	73.7%	113.5%
Totaal (excl. water, bebouwd en onbekend)				3051	14.1%	24.5%	61.4%	100.0%

Legenda

	Binnendijks afgesneden meanderbochten en restgeulen en Buitendijks geïsoleerde wateren
	Centrale kom
	Laagveengebied
	Kwelgeulen in hooggelegen Maasterrassen
	Flanken hogere zandgronden en overlaten

4 Waterplanten in het rivierengebied

4.1 Inleiding

De betekenis van waterplanten in wateren in het rivierengebied (o.a. oude strangen, rivierlopen, wielen, kolken) is groot. De vegetatie is sterk sturend voor de fauna, zowel direct via de vegetatiestructuur als indirect via successie. Waterplanten vervullen een aantal functies voor macro-evertebraten (Van Beersum, 2010):

- Ze vormen voedsel;
- Door waterplanten gedomineerde systemen en groepen waterplanten vormen een belangrijk habitat voor macro-evertebraten;
- Waterplanten vormen een belangrijk substraat om eieren af te zetten;
- Waterplanten, vooral emergente waterplanten, bieden een belangrijke route waarlangs insectenlarven kunnen "uitkruipen".
- Waterplanten leveren materiaal voor cocons;
- Waterplanten vormen een schuilplek voor macro-evertebraten en vissen;
- Waterplanten vormen een belangrijk substraat voor epifytische algen, die weer begraasd worden door macro-evertebraten, bijvoorbeeld slakken;
- Verschillende groeivormen van waterplanten vormen verschillende structurele microniches voor macro-evertebraten.

Daarnaast vervullen waterplanten nog een aantal functies die bijdragen aan een goede waterkwaliteit, zoals afremmen van waterstroming en daarmee bevorderen van sedimentatie van sedimentdeeltjes; opname en (al of niet tijdelijke) vastlegging van voedingsstoffen; zuurstofvoorziening in het sediment (radiale zuurstofafgifte); vastleggen van sediment; invangen van zwevende partikels en het neerslaan van calciumcarbonaat (kalkkorsten op hardwaterplanten).

Daarmee zijn waterplanten belangrijke 'ecosystem engineers' (Gurnell et al., 2012) die een belangrijke rol vervullen voor andere organismengroepen zoals macro-evertebraten, vissen, amfibieën en reptielen.

4.2 Aanpak

Gegevens over het voorkomen van kenmerkende waterplantenvegetaties (o.a. Krabbenscheer-associatie en Associatie van Glanzig fonteinkruid; verlandingsgemeenschappen en helofytengemeenschappen) in het rivierengebied (binnendijks en buitendijks) zijn ontleend aan de Landelijke Vegetatie Databank. Deze bevat honderdduizenden vegetatieopnamen uit heden en verleden, waaronder ook duizenden opnamen uit rivierbegeleidende wateren (binnen- en buitendijks). Deze zijn aangevuld met gegevens uit het Stadsarchief van de gemeente Amsterdam, waarin de rapportage over oude rivierlopen van de Stichting Onderzoek Levensgemeenschappen is ondergebracht. Deze stichting heeft in de jaren vijftig van de vorige eeuw (1954-'56) systematisch een aantal (potentieel) bedreigde biotopen geïnventariseerd, waaronder oude rivierlopen. Samenvattingen van dit onderzoek zijn gepubliceerd in het tijdschrift Wentia (Van Donselaar-Ten Bokkel Huinink, 1961; Van Donselaar, 1961) en in het tweede deel van de reeks 'Wilde Planten' (Westhoff et al. 1971). Tot dusver waren alleen de in Wentia gepubliceerde opnamen (ongeveer een kwart van het totaal) in de Landelijke Vegetatie Databank opgenomen. Door raadpleging van het Amsterdamse Stadsarchief en dankzij Mevr. Lies van Donselaar-ten Bokkel Huinink, die haar archief en de opnameboekjes van haarzelf en haar

overleden echtgenoot Jan van Donselaar beschikbaar stelde, kon het resterende driekwart van de opnamen uit 1954-'56 aan de Landelijke Vegetatie databank van Alterra worden toegevoegd. Voorts bevatten de rapporten nog veel vegetatiegegevens die niet met opnamen zijn gedocumenteerd, bijvoorbeeld wegens onbegaanbaarheid van terreindelen. Dit geldt onder meer voor een aantal vindplaatsen van Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*), die gemakkelijk van een afstand te herkennen maar zelfs zwemmend niet van nabij te onderzoeken zijn. Door toevoeging van de 'losse' waarnemingen van zulke watervegetatietypen is een vrijwel volledig tijdsbeeld gevormd van het voorkomen van de Krabbenscheer-associatie en Associatie van Glanzig fonteinkruid in het rivierengebied in het midden van de 20^e eeuw. Dit beeld wordt in ons onderzoek als referentie gebruikt.

De voornaamste water- en moerasplanten en de door hen gekenmerkte (en in de meeste gevallen ook gedomineerde) gemeenschappen vormen zoneringsreeksen. De voornaamste twee zoneringsreeksen zijn karakteristiek voor 'gemiddeld dynamische' respectievelijk laag-dynamische wateren. De tweede van deze reeksen omvat vegetatietypen waarvan het voorkomen tegenwoordig onder druk staat en die onderwerp van het voorliggende rapport zijn.

4.3 Vegetatie in relatie tot doorstroming en andere milieufactoren

Westhoff et al. (1971) geven een overzicht van de dynamiek (doorstroming) van oude rivierlopen langs verschillende Rijntakken in relatie tot karakteristieke plantensoorten (Tabel 4.1). In deze tabel wordt uitgegaan van de gemiddelde dynamiek per Rijntak. De Waal is binnen het Rijnsysteem de tak met de grootste gemiddelde dynamiek in de oude rivierlopen, de Nederrijn de tak met de minste dynamiek, terwijl de IJssel een intermediaire positie inneemt. Bij deze benadering wordt een aantal soorten als indifferent ten aanzien van de dynamiek beschouwd (Grote egelskop, Grote lisdodde en Glanzig fonteinkruid).

Tabel 4.1: Percentage voorkomen van plantensoorten in oude rivierlopen van Rijntakken waar de gemiddelde tijdelijke doorstroming varieert van weinig tot veel (uit Westhoff et al., 1971)

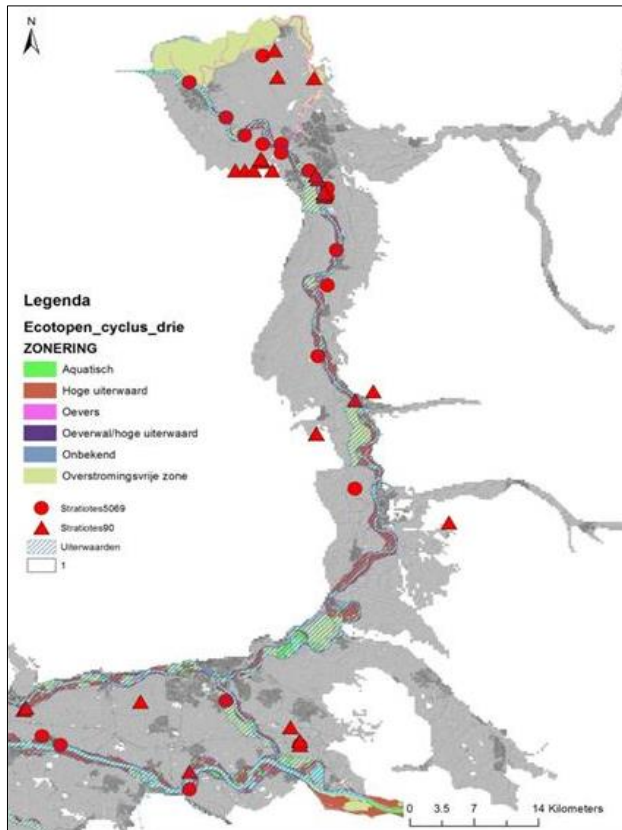
Table 4.1: Percentage of occurrence of plant species in floodplains and oxbow lakes in the River Rhine system (from Westhoff et al., 1971).

Riviersysteem		Nederrijn	Gelderse IJssel	Waal
Doorstroming		weinig	matig	veel
Nederlandse naam :	Wetenschappelijke naam :			
Krabbenscheer	<i>Stratiotes aloides</i>	50	29	21
Holpijp	<i>Equisetum fluviatile</i>	69	48	46
Waterlelie	<i>Nymphaea alba</i>	38	81	21
Kleine lisdodde	<i>Typha angustifolia</i>	13	62	31
Grote boterbloem	<i>Ranunculus lingua</i>	13	43	10
Watergentiaan	<i>Nymphiodes peltata</i>	18	38	44
Veenwortel	<i>Persicaria amphibia</i>	13	48	79
Grote egelskop	<i>Sparganium erectum</i>	75	81	48
Grote lisdodde	<i>Typha latifolia</i>	26	33	7
Glanzig fonteinkruid	<i>Potamogeton lucens</i>	86	75	73

De informatie in Tabel 4.1 is een gegeneraliseerde en dus nogal grove benadering. Tussen de diverse oude Waallopen zit nog heel wat variatie in 'dynamiek', idem voor Nederrijn en IJssel. De karakteristiek van de dynamiek in de drie takken van het Rijnsysteem geeft een gemiddelde weer.

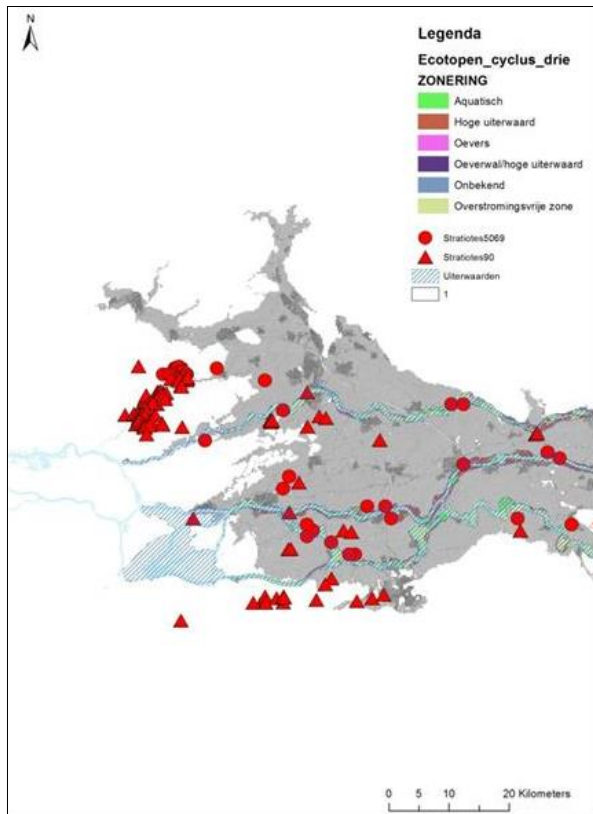
Krabbenscheer kwam in de vorige eeuw op tientallen plaatsen buitendijks in het rivierengebied voor (Tabel 4.1; Bijlage 6), terwijl in de huidige situatie de waterdynamiek in

het 'ingesnoerde' winterbed voor deze begroeiing haast overal te hoog is (Weeda et al., 2008). Behalve in Limburg, waar Krabbenscheer de grens van haar areaal bereikt (Weeda et al. 2000), had zij groeiplaatsen verspreid door het hele rivierengebied, van Boxmeer in het zuidoosten en de IJsseldelta in het noordoosten tot in het Brabantse en Hollandse zoetwatergetijdengebied in het westen (Figuren 4.1 en 4.2; Bijlage 6). Het merendeel daarvan lag in laag-dynamische delen van het buitendijkse gebied, die alleen in het winterhalfjaar soms door rivierwater werden bereikt.



Figuur 4.1 Krabbenscheer in 1950-1969 (punt) en na 1990 (driehoekje). De kaart is gebaseerd op gegevens weergegeven in Bijlage 6.

Figure 4.1: Occurrence of Water soldier in the period 1950 – 1969 (red dot) and in the period after 1990 (red triangle). The original data are presented in Appendix 6.



Figuur 4.2 Krabberscheer in 1950-1969 (punt) en na 1990 (driehoekje)

Figure 4.2. Occurrence of Water soldier in the period 1950 – 1969 (red dot) and in the period after 1990 (red triangle). The original data are presented in Appendix 6.

Eigenschappen van oude rivierlopen als milieu voor waterplanten

Uit de inventarisatie van oude rivierlopen in de jaren '50 van de vorige eeuw (Van Donselaar, 1961; Westhoff et al., 1971) en autecologisch onderzoek aan karakteristieke plantensoorten van laag-dynamische milieus in het Nederlandse rivierengebied (Van Donselaar-ten Bokkel Huinink, 1961; Van der Voo & Westhoff 1961; Van den Brink et al., 1995; 1996) komen de volgende factoren naar voren die het voorkomen en de zonerings van de vegetatie in oude rivierlopen bepalen:

1. Diepte / verlanding. Bij afnemende diepte worden ondergedoken waterplanten zoals Fonteinkruiden vervangen door Mattenbies en Riet en vervolgens door Zegge-gemeenschappen;
2. Beworteling. Riet en Mattenbies hebben rhizomen die goed verankerd zijn in de bodem. Daardoor worden deze soorten niet snel "ontworteld" als gevolg van overstromingen en hoge rivierwaterstanden. Dit is tegenstellig tot Kleie lisdodde die in zachte, modderige bodems groeit en snel "ontworteld" raakt.
3. Sediment: redox potentiaal en organisch stofgehalte. De meeste helofyten zijn aangepast aan anoxische, reductieve en toxische sedimenten (Van den Brink et al., 1995), onder de condities dat genoeg biomassa boven water uitstijgt.
4. Overstroming en stijging van het waterpeil. Experimenteel en veldwerk heeft laten zien dat korte inundaties gedurende het groeizeizoen, ook op reductieve en toxische sedimenten goed getolereerd worden door helofyten zoals Mattenbies, Kleine lisdodde, Holpijp, Grote egelskop en Grote lisdodde. Als de inundatieduur langer is, leidt dit tot groei reductie (Van den Brink et al., 1995). De mate van groei reductie is per soort verschillend. Holpijp en grote Lisdodde zijn zeer gevoelig voor een verlengde inundatieduur.

4.4 Reeksen van vegetatietypen bij uiteenlopende dynamiek

Uit archiefgegevens blijkt dat drie reeksen van vegetatietypen aanwezig waren in de jaren '50 van de vorige eeuw. Deze reeksen zijn aanwezig in de zonering (dus in de ruimte), maar weerspiegelen voor een deel ook de successie (opeenvolging in de tijd) (Van Donselaar-Ten Bokkel Huinink, 1961; Van Donselaar, 1961). Deze drie reeksen zijn:

1. Veewortel-reeks in gemiddeld dynamische wateren. Deze wateren worden gekenmerkt door sedimentatie van zand en klei, afgewisseld met het optreden van erosie.
Karakteristieke soorten zijn: Glanzig fonteinkruid – Watergentiaan – Watertorkruid – Liesgras – Scherpe zegge – Rietgras. Deze soorten handhaven zich in de huidige situatie goed, met uitzondering van het ondergedoken Glanzig fonteinkruid.
2. Lisdodde-reeks in laag-dynamische wateren. Deze wateren worden gekenmerkt door veenvorming in eutroof water.
Karakteristieke soorten zijn: Waterlelie – Krabbenscheer – Holpijp (kwel) / Kleine lisdodde (drijftil) – Waterscheerling/Cyperzegge (drijftil) / Oeverzegge (kleiig veen)
Het voorkomen van deze soorten staat onder druk, met uitzondering van Oeverzegge

Indifferent ten aanzien van de dynamiek tonen zich Mattenbies en Riet, die in beide reeksen optreden.
3. Wateraardbei-reeks in mesotrofe, 'post-dynamische' Maasmeanders. Deze wateren worden gekenmerkt door veenvorming onder invloed van regenwater. Deze situatie is kenmerkend voor het Maassysteem, doordat de Maas zich steeds dieper heeft ingesneden in het landschap, dus dieper komt liggen dan zijn oude rivierlopen en deze niet meer kan beïnvloeden. Alle Maasmeanders zijn verveend, waarna opnieuw verlanding plaatsvindt.

4.5 Voorkomen waterplanten vroeger en nu

Voor de kaartanalyse zijn 7 kwetsbare vegetatietypen geselecteerd, merendeels uit de laag-dynamische Lisdodde-vegetatiereeks (zie paragraaf 4.4), met als dominante (of aspectbepalende) soort:

Waterlelie (laag-dynamisch milieu)
Krabbenscheer (laag-dynamisch milieu)
Holpijp (laag-dynamisch milieu)
Kleine lisdodde (laag-dynamisch milieu)
Waterscheerling (laag-dynamisch milieu)
Glanzig fonteinkruid (gemiddeld dynamisch milieu)
Mattenbies (indifferent ten aanzien van dynamiek)

De achteruitgang van deze soorten blijkt uit onderstaande tabel. Deze is gebaseerd op oude rivierlopen waar zowel in 1954-'56 als in 1990-'99 en/of 2000-'14 vegetatieopnamen zijn gemaakt. De presentie van de soorten is weergegeven als percentage van het aantal opnamen. Alleen opnamen zijn beschouwd waar de genoemde soorten een abundantie > 5% hebben, met uitzondering van Waterscheerling, waarvoor alleen de aanwezigheid als criterium is genomen.

Tabel 4.2: Presentie van soorten in oude rivierlopen waar zowel in 1954-'56 als in 1990-'99 en/of 2000-'14 vegetatieopnamen zijn gemaakt. Abundantie > 5 % m.u.v. Waterscheerling, waarvoor alleen de aanwezigheid als criterium is genomen.

Table 4.2: Presence of species in floodplains and oxbow lakes where in the periods 1954-'56 as well as in 1990-'99 and 2000-'14 vegetation relevés have been collected. Abundance values are > 5 % except for *Cicuta virosa*, where presence/absence has been used as a criterium.

	Periode	1954-'56	1990-'99	2000-'14
	Aantal opnamen	69	58	41
Nederlandse naam:	Wetenschappelijke naam:			
Waterlelie	<i>Nymphaea alba</i>	25	7	10
Krabbenscheer	<i>Stratiotes aloides</i>	17	0	2
Holpijp	<i>Equisetum fluviatile</i>	68	28	27
Kleine lisdodde	<i>Typha angustifolia</i>	42	36	22
Waterscheerling	<i>Cicuta virosa</i>	16	7	0
Glanzig fonteinkruid	<i>Potamogeton lucens</i>	30	7	5
Mattenbies	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	61	33	15



Voorbeelden van plantensoorten die voorkomen in laag-dynamische natuur in het rivierengebied. De planten weerspiegelen de potenties die een gebied kan hebben. V.l.n.r. foto 1 en 2 waterlelie (*Nymphaea alba*), foto 3 en 4 holpijp (*Equisetum fluviatile*) afgewisseld met grote kattenstaart (*Lythrum salicaria*) en moerasspirea (*Filipendula ulmaria*), foto 5 en 6 mattenbies (*Schoenoplectus lacustris*) direct binnendijs bij uiterwaard De Kill in Tiel. Hier staat ook waterviolier (*Hottonia palustris*), zie foto 7. Foto 8 krabbenscheer (*Stratiotes aloides*), zoals die pleksgewijs binnendijs binnen het rivierengebied kan worden gevonden in sloten. Hier gaat het om sloten op de randen met Natura2000-gebied Pompveld. Foto's: Fabrice Ottburg©.

5 Kansenkaarten voor laag-dynamische systemen en - soorten

5.1 Methode

5.1.1 Overzicht gebruikte GIS-bestanden

Deze paragraaf geeft een overzicht van GIS-bestanden die binnen het project zijn gebruikt voor de ruimtelijke analyse en identificatie van kansrijke gebieden voor behoud/ontwikkeling van laag-dynamische natuur in het rivierengebied. De kaartbronnen beschrijven de fysische/chemische toestand van het landschap van het binnen en buitendijkse rivierengebied binnen het studiegebied en geven inzicht in de potenties van de standplaats voor laag-dynamische natuur. In twee appendices die als losse Pdfs bij deze rapportage worden aangeleverd, zijn alle kaarten die het resultaat zijn van de GIS analyse opgenomen.

Bodem- en ondergrondkaarten:

- Bodemkaart (<http://www.wageningenur.nl/en/show/Bodemkaart-1-50-000.htm>);
- Bodemfysische eenheden kaart (Alterra, 2012), fysische schematisatie van de bodem; hieruit kunnen oever- en bodemsamenstelling van waterlichamen worden afgeleid;
- Geomorfologische kaart van Nederland 1:50.000 (Alterra, 2008); morfogenetische landschapseenheden

•

Oppervlakte- en grondwatersysteem:

- Kwel/wegzijing (NHI3.0,2013) gridbestand met een gridgrootte van 250x250m, Gemiddelde waarde voor de kwel/wegzijing berekend met het Nationaal Hydrologisch Modelinstrumentarium (De Lange et al., 2014)
- Selectie vlakvormige wateren Topografische kaart Nederland (TOP10-NL)
- Uiterwaarden (Gilbert), kaart met begrenzing van buitendijks gebied.
- Stroombaan in het buitendijkse gebied Programma Stroomlijn RWS), dit bestand maakt voor het buitendijks gebied onderscheid tussen stroomgeul en de daarbuiten gelegen gebieden, die zelden overstromen of geen onderdeel uit maken van de stroombaan

Landgebruik, (vegetatie)structuurkenmerken:

- Rijkswateren Ecotopenkaart (RWES, 3e cyclus, 2010) voor buitendijkse gebieden; RWES ecotoopkaarten geven inzicht in dimensies van wateren, diepteklassen van de plassen en vegetatiestructuur van de oevers

Daarnaast zijn, voor zover mogelijk, diverse soortverspreidingskaarten van macro-evertebraten, vissen en aquatische vegetatie op opnameniveau (x,y-data) en kilometerhok niveau meegenomen in de analyse.

De ruimtelijke verspreiding van enkele planten, amfibieën, reptielen, zoetwatervissen en kenmerkende macro-evertebraten (deze laatste als groep) zijn afgebeeld op verschillende ondergronden (basiskaart plangebied, bodemkaart, kwelkaart en grote watervlakken).

5.1.2 Werkwijze kansenkaarten

Door middel van kaartanalyse met behulp van Geografische Informatiesystemen en kaarten met vindplaatsen van laag-dynamische habitats en – soorten, is een 6-tal omstandigheden geïdentificeerd waar potenties liggen voor laag-dynamische systemen in het rivierengebied. Deze omstandigheden kenmerken zich door een specifieke combinatie van landschappelijke en abiotische eigenschappen. Deze zijn:

Buitendijks

1. Buitendijkse geïsoleerde gebieden. Het betreft hier relatief grote wateren waarin een gradiënt aanwezig is van veel naar weinig invloed van rivierwater; dichtbij de rivier is de waterkwaliteit en de hoge dynamiek o.a. beperkend voor kenmerkende macrovertebraten; zover mogelijk van de rivier af voldoet de waterkwaliteit, is er voldoende vegetatie aanwezig en zijn peilfluctuaties en stroming niet te hoog waardoor submerse vegetatie en verlandingsvegetaties tot ontwikkeling kunnen komen;

Binnendijks

2. Binnendijks gelegen afgesneden meanderbochten en restgeulen;
3. Centrale kommen en laagveengebied;
4. Regionale beeksystemen (met mogelijkheden voor aankoppeling);
5. De flanken van de hogere zandgronden en overlaten; hier is sprake van instroom van beekwater, kwel en het is een overlaatgebied voor rivierwater;
6. Kwelgeulen in hooggelegen Maasterrassen.

Alle kaarten zijn opgenomen in de bijlagen in de Pdf behorend bij dit rapport.

Kansenkaart 1: Buitendijks geïsoleerde wateren

Bij de selectie van de buitendijks geïsoleerde wateren hebben drie criteria een rol gespeeld: buitendijks gelegen (uiterwaarden), dynamiekklasse en de waterdiepte. De begrenzing van het buitendijks gebied is ontleend aan het uiterwaardenbestand. Laag dynamische wateren in de uiterwaarden zijn bepaald door in eerste instantie de zone waardoor bij hoogwater de meeste afvoer plaatsvindt te elimineren. Hiervoor is de contour van het Programma Stroomlijn gebruikt. Binnen het resterende gebied zijn met behulp van het Ecotopenbestand gebieden geselecteerd die vallen binnen de zonering aquatisch en oevers. Uit dit bestand zijn die gebieden verwijderd die als dynamisch zijn gekarakteriseerd. Daarna zijn de wateren waarvan de waterdiepte groter is dan 3 m verwijderd. Tot slot zijn gebieden ten zuiden van Cuijk verwijderd, omdat de Maas in het kader van deze studie als een apart ecologisch systeem wordt gezien. De resterende gebieden zijn als potentieel geschikt aangemerkt.

Kansenkaart 2: Binnendijks afgesneden meanderbochten en restgeulen

De binnendijkse gebieden zijn bepaald door uit kaart van het onderzoeksgebied de uiterwaarden te verwijderen. Met de geomorfologische kaart zijn de restgeulen (code R10) bepaald gelegen in het binnendijkse gebied. Tot slot zijn gebieden ten zuiden van Cuijk verwijderd, omdat de Maas in het kader van deze studie als een apart ecologisch systeem is gezien. Dit geeft het potentieel geschikte gebied weer.

Kansenkaart 3: Centrale kommen en laagveengebied

Binnen het hydrotype komgronden liggen overwegend de klei op veengronden, gronden bestaande uit zware klei of zware tussenlaag en zware kleigronden overeenkomend met de eenheden 404, 415 en 422 op de bodemfysische eenhedenkaart (BOFEK2012). Voorzover gelegen binnen het binnendijkse gebied zijn dit de komgebieden. De delen van de komgebieden met een kwel van meer dan 0,2 mm/dag zijn als het potentieel geschikte gebied aangemerkt.

Kansenkaart 4: Regionale beeksystemen

Uit het waterlopenbestand van de TOP10NL zijn handmatig de regionale beeksystemen afgeleid en weergegeven op kaart. Omdat gebruik is gemaakt van de watervlakken uit de TOP10NL zijn sommige kleinere beken niet geselecteerd en weergegeven.

Kansenkaart 5 : Flanken hogere zandgronden en overlaten

Om de zandgronden te selecteren is gebruik gemaakt van de bodemfysische eenhedenkaart. Alle zandgronden, met uitzondering van de fluviatiel afgezette zandgronden, zijn geselecteerd (BOFEKcode 301 t/m 323). Tot slot zijn gebieden ten zuiden van Cuijk verwijderd, omdat de Maas in het kader van deze studie als een apart ecologisch systeem is beschouwd. De resterende gebieden worden als potentieel geschikte gebied beschouwd.

Kansenkaart 6: Kwelgeulen in hooggelegen Maasterrassen

Het traject met hooggelegen Maasterrassen ligt grofweg tussen Cuijk en Roermond. Voor de selectie van dit gebied is gebruik gemaakt van de geomorfologische kaart en zijn in dit traject de restgeulen (R10) geselecteerd. De restgeulen met kwel vormen het potentieel geschikte gebied.

Kansenkaarten op basis van kenmerkende soorten

Naast de selectie van kansrijke gebieden op basis van abiotische gebiedskenmerken, zijn ruimtelijke verspreidingsgegevens van 24 soorten/soortgroepen gebruikt. Deze soorten / soortgroepen zijn kenmerkend voor laag-dynamische systemen in het rivierengebied. Deze 24 soorten/soortgroepen omvatten 7 planten, 5 amfibieën, 1 reptiel, 9 vissen en twee macrofauna soortgroepen (zie tabel 5.1). De verspreiding van deze soorten is in kaart gebracht in relatie tot de gebiedskenmerken bodem en kwel en vertaald naar potentiële kaarten. Alle kaarten zijn opgenomen in de bijlagen in de PDF behorend bij dit rapport.

Tabel 5.1: 24 soorten/soortgroepen die kenmerkend zijn voor laag-dynamische systemen in het rivierengebied en gebruikt zijn voor de kansenkaarten.

Table 5.1: 24 species and species groups representative of low-dynamic aquatic, river-associated systems and used for selection of sites favourable of the development of these low-dynamic aquatic systems.

Soort	Wetenschappelijke naam
Planten¹	
Glanzig fonteinkruid	<i>Potamogeton lucens</i>
Holpijp	<i>Equisetum fluviatile</i>
Kleine lisdodde	<i>Typha augustifolia</i>
Krabbenscheer	<i>Stratiotes aloides</i>
Mattenbies	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
Waterlelie	<i>Nymphaea alba</i>
Waterscheerling	<i>Cicuta virosa</i>
Amfibieën	
Heikikker	<i>Rana arvalis</i>
Kamsalamander	<i>Triturus cristatus</i>
Meerkikker	<i>Rana ridibunda</i>
Poelkikker	<i>Rana lessonae</i>
Rugstreeppad	<i>Bufo calamita</i>
Reptielen	
Ringslang	<i>Natrix natrix</i>
Vissen²	
Bittervoorn	<i>Rhodeus sericeus</i>

¹ Voor de planten is onderscheid gemaakt in waarnemingen uit de periode 1950-1969 en waarnemingen van na 1990.

² Dit betreft Limnofiele soorten met uitzondering van de Kleine modderkruiper (Eurotoop)

Giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>
Grote modderkruiper	<i>Misgurnus fossilis</i>
Kleine modderkruiper	<i>Cobitis taenia</i>
Kroeskarper	<i>Carassius carassius</i>
Ruisvoorn of rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
Snoek	<i>Esox lucius</i>
Vetje	<i>Leucaspis delineatus</i>
Zeelt	<i>Tinca tinca</i>
Macrofauna (groep)	
Supplement	
Data-analyse	

Voor deze 24 soorten/soortgroepen is nagegaan of er een relatie bestaat met bepaalde bodemtypen en met een bepaalde kwelintensiteit. De bodemkaart is vertaald naar 21 bodemtypen en de kwelkaart is berekend met het Nationaal Hydrologisch Instrumentarium (NHI) waarbij kwel is vertaald naar 3 kwelklassen. Duidelijke kwelgebieden liggen vooral ter plaatse van de grote rivieren, in het westen van het rivierengebied, aan de voet van de Utrechtse Heuvelrug en de Veluwe en in de kop van Overijssel. In de komgronden van het rivierengebied is de intensiteit van de kwel gering. De bodemkaart is een vlakkenkaart op schaal 1 : 50 000. De kwelkaart is een gridkaart met een gridgrootte van 250*250 m². Beide kaarten zijn gecombineerd tot een gridkaart met gridgrootte van 50* 50 m².

De verspreidingskaarten van de verschillende soorten bestaan uit punten en uit vlakken die sterk variëren in grootte. De verspreidingslocaties van planten en macrofauna zijn als puntlocaties beschikbaar. De amfibieën, reptiel en vissen zijn als verspreidingsvlakken beschikbaar. De grootte van de vlakken variëren van enkel m² tot uurhokken (25 000 000 m²). Per waarnemingsvlak zijn de aantallen waarnemingen (ORIG_AANT) weergegeven, alsmede het minimum (AANTAL_MIN) en het maximum (AANTAL_MAX), meestal zijn de drie aan elkaar gelijk. Soms is het aantal (ORIG_AANT) niet ingevuld, en wel het minimum en het maximum. Voor de verdere analyse is een aantal keuzes gemaakt. Allereerst zijn uit alle beschikbare waarnemingsvlakken per soort die waarnemingsvlakken geselecteerd met een oppervlak kleiner of gelijk aan 2500 m². Deze komen qua oppervlak overeen met de gridgrootte die is gehanteerd in de gecombineerde bodem-kwelgridkaart. Het aantal beschikbare waarnemingsvlakken per soort varieert van 181 (Kroeskarper) tot 6065 (Kleine Modderkruiper). Door de selectie op grootte van het waarnemingsvlak resteert 28,7% (Kroeskarper) tot 66,0% (Bittervoorn) van het oorspronkelijk aantal waarnemingsvlakken. Voor bepaalde locaties zijn meerdere waarnemingsvlakken beschikbaar. Deze zijn allen meegenomen mits het oppervlak kleiner was dan 2500 m². Via deze werkwijze zijn grote aantallen waarnemingen op dezelfde locatie eruit gefilterd en tellen in de analyse mee als één locatie, maar het aantal waarnemingen is wel meegenomen in de verdere analyse. Daarbij is uitgegaan van het minimaal aantal waarnemingen. Dat is een onderschatting van het actuele aantal, maar door de ruis in de gegevens was dit de best werkwijze. Vervolgens is per vlak het centrale punt genomen als representatief punt voor de locatie.

Vervolgens is voor alle geselecteerde soorten de verdeling van de aantallen over de gecombineerde bodem-kwelkaart bepaald. De verdeling is weergegeven in aantallen en procenten per combinatie van bodem en kwel. Waarnemingslocaties die buiten het onderzoeksgebied liggen zijn wel meegenomen bij de analyse, omdat de gecombineerde bodem-kwelkaart landelijk beschikbaar is. Voor de bepaling van de procentuele verdeling zijn puntlocaties die niet kunnen worden toegekend aan een bodem-kwelcombinatie of die liggen in water of stedelijk gebied niet meegenomen. Naast tabellen voor de afzonderlijke soorten zijn ook tabellen gemaakt per soortgroep door de aantallen van de soorten te sommeren. De geselecteerde punten zijn geprojecteerd op de blanco ondergrond, de bodemkaart, de kwelkaart en de kaart met waterlopen.

De samengestelde tabellen zijn gebruikt om hieruit 4 potentiekaarten voor de verschillende soortgroepen af te leiden gebaseerd op waarnemingen. Deze zijn:

Planten (resp. waarnemingen 1950-1969 en na 1990)
Amfibien
Vissen
Macrofauna

Bij de samenstelling van de potentiekaarten voor planten en vissen zijn allereerst de combinaties van bodem en kwel bepaald waarbinnen meer dan 5% van de waarnemingen is aangetroffen. Vervolgens zijn deze bodem-kwelcombinaties in de kaart als kansrijk weergegeven.

Voor vissen en macrofauna zijn alleen de gebieden met duidelijk kwel geselecteerd. Dit geeft twee identieke kaarten.

Als laatste stap zijn de vier kansenkaarten voor de 4 soortgroepen gecombineerd tot één kansenkaart. Daarbij is de potentiekaart voor planten op basis waarnemingen na 1990 met de potentiekaarten voor amfibien, vissen en macrofauna geaggregeerd. Bij deze aggregatie hebben alle soortgroepen een gelijk gewicht gekregen.

Alle kaarten zijn opgenomen in de bijlagen in de Pdf behorend bij dit rapport.

5.1.3 Potenties voor Krabbenscheer

Krabbenscheer is een belangrijke en karakteristieke soort van de laag-dynamische milieus in het rivierengebied en kwam vroeger veel buitendijks in het rivierengebied voor (zie hoofdstuk 4). Om de potenties voor Krabbenscheer in het onderzoeksgebied in de huidige situatie te voorspellen is gebruik gemaakt van de inventarisaties van Krabbenscheer na 1990, dit betreft 296 punten. Aan deze punten zijn gegevens gekoppeld met betrekking tot bodem en kwel. Voor de bodemkaart is gebruik gemaakt van de zogenaamde PAWN-indeling, hierbij worden 21 bodems onderscheiden, zie ook verspreidingskaart Krabbenscheer op ondergrond bodem (Bijlagerapport Pdf). De gebruikte kwelkaart is opgesplitst in 3 klassen, nl:

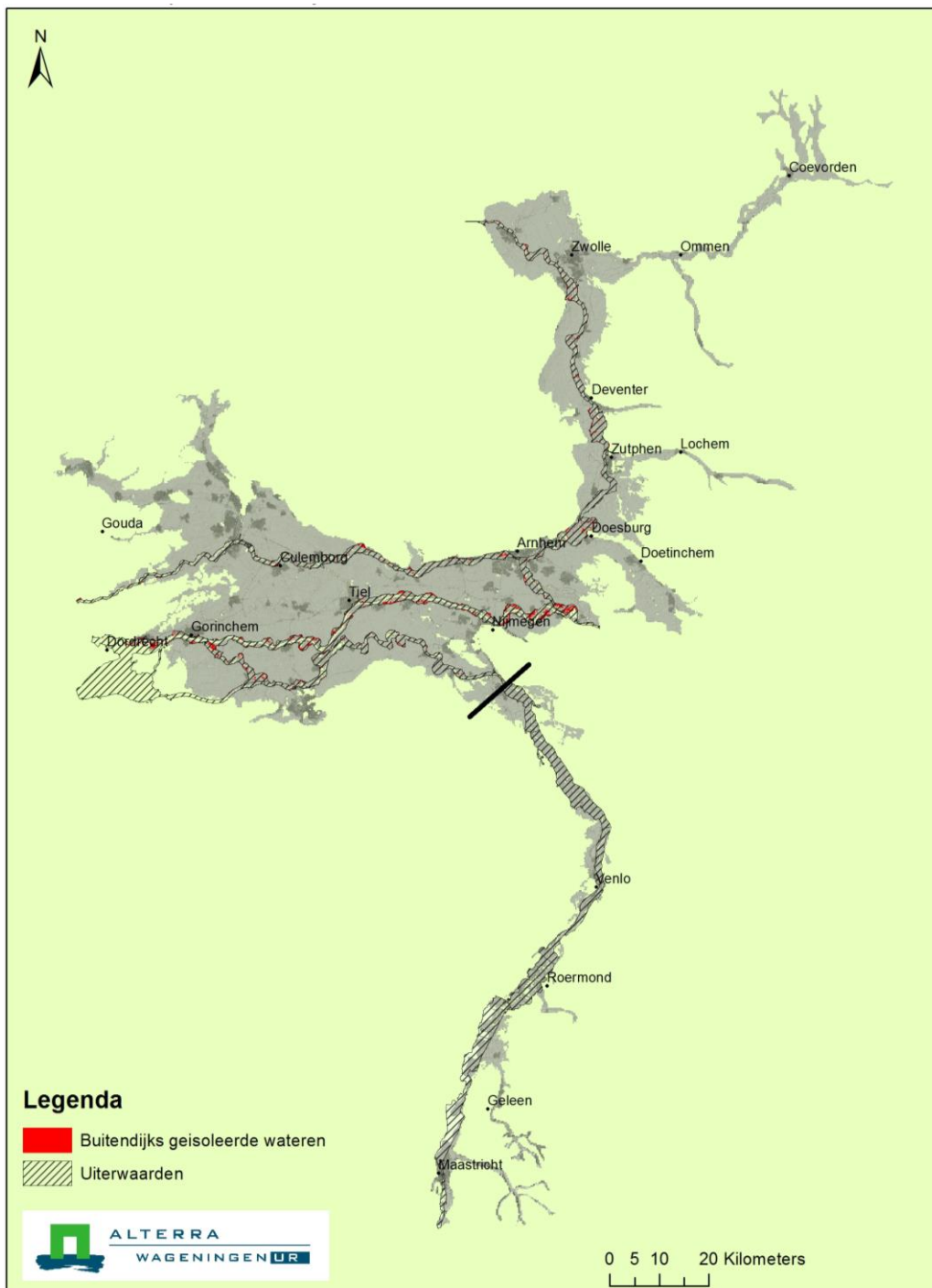
- 1 duidelijke kwel >0,2 mm/d
- 2 Intermediair -0,2 – 0,2 mm/d kwel
- 3 duidelijke wegzijging > 0,2/mm/d

De kwelkaart van Krabbenscheer op de ondergrond van kwel en de verdeling van de waarnemingen na 1990 over de verschillende combinaties van bodem en kwelklassen zijn weergegeven in het bijlagerapport.

5.2 Resultaten: kansenskaarten

5.2.1 Potenties voor laag-dynamische systemen in het rivierengebied op basis van landschappelijke en abiotische eigenschappen

In de navolgende tekst zijn de categorieën 1 – 6 (zie par. 5.1.2) nader uitgewerkt en worden deze in kaarten gepresenteerd.

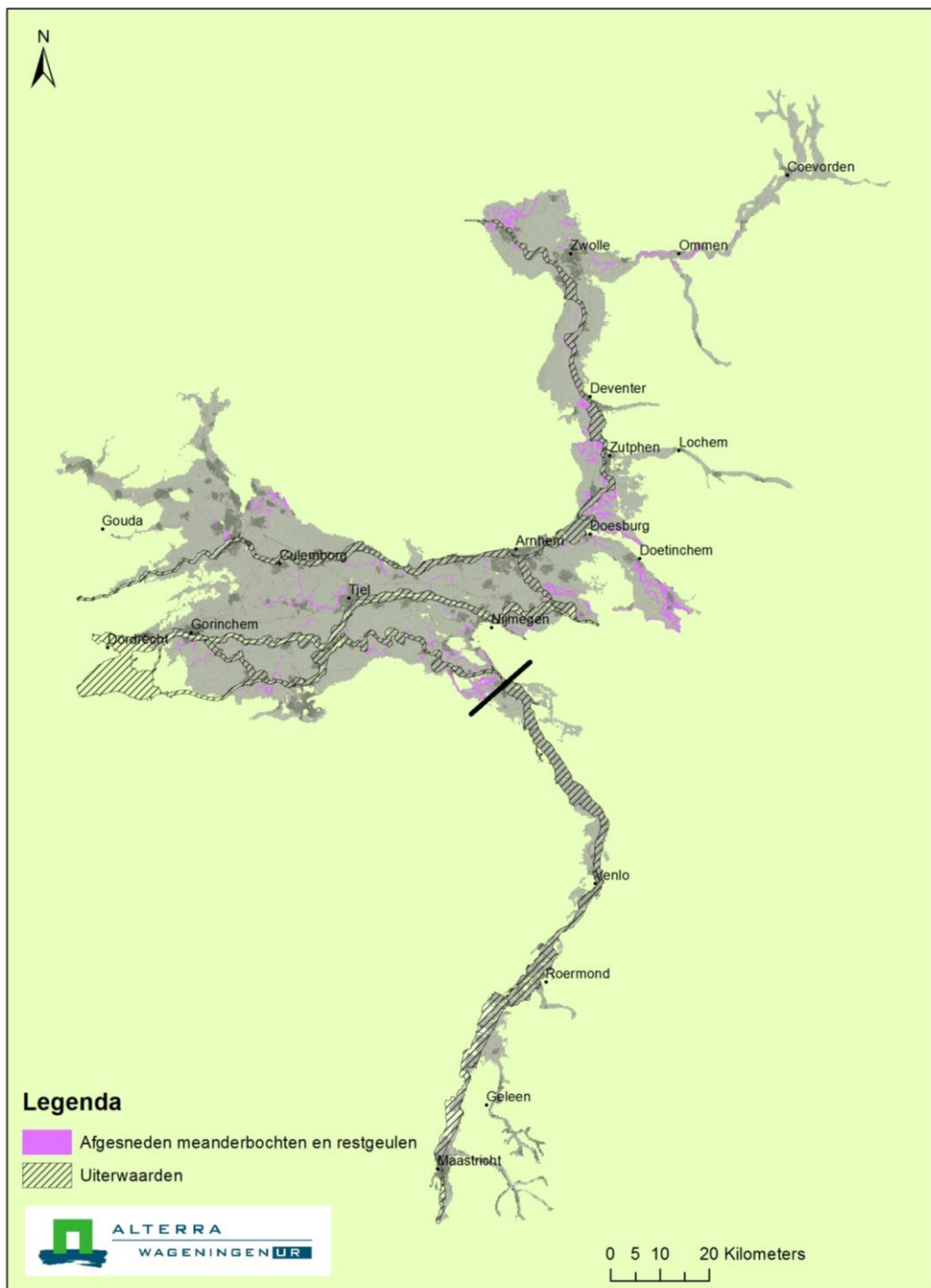


Figuur 5.1: Kansenskaart 1:Kansen voor laag-dynamische buitendijks geïsoleerde systemen.
Figure 5.1: Potential areas for low-dynamic systems in the floodplains.

Voorbeeld: Kil van Hurwenen



Een voorbeeld van 'buitendijks geïsoleerde' natuur met laag-dynamisch karakter is de Kil van Hurwenen bij Hurwenen, zie de eerste drie foto's. Direct binnendijks ter hoogte van de Kil van Hurwenen wordt het landschap gedomineerd door intensieve agrarische bedrijfsvoering, zie de laatste drie foto's. Foto's: Fabrice Ottburg©.

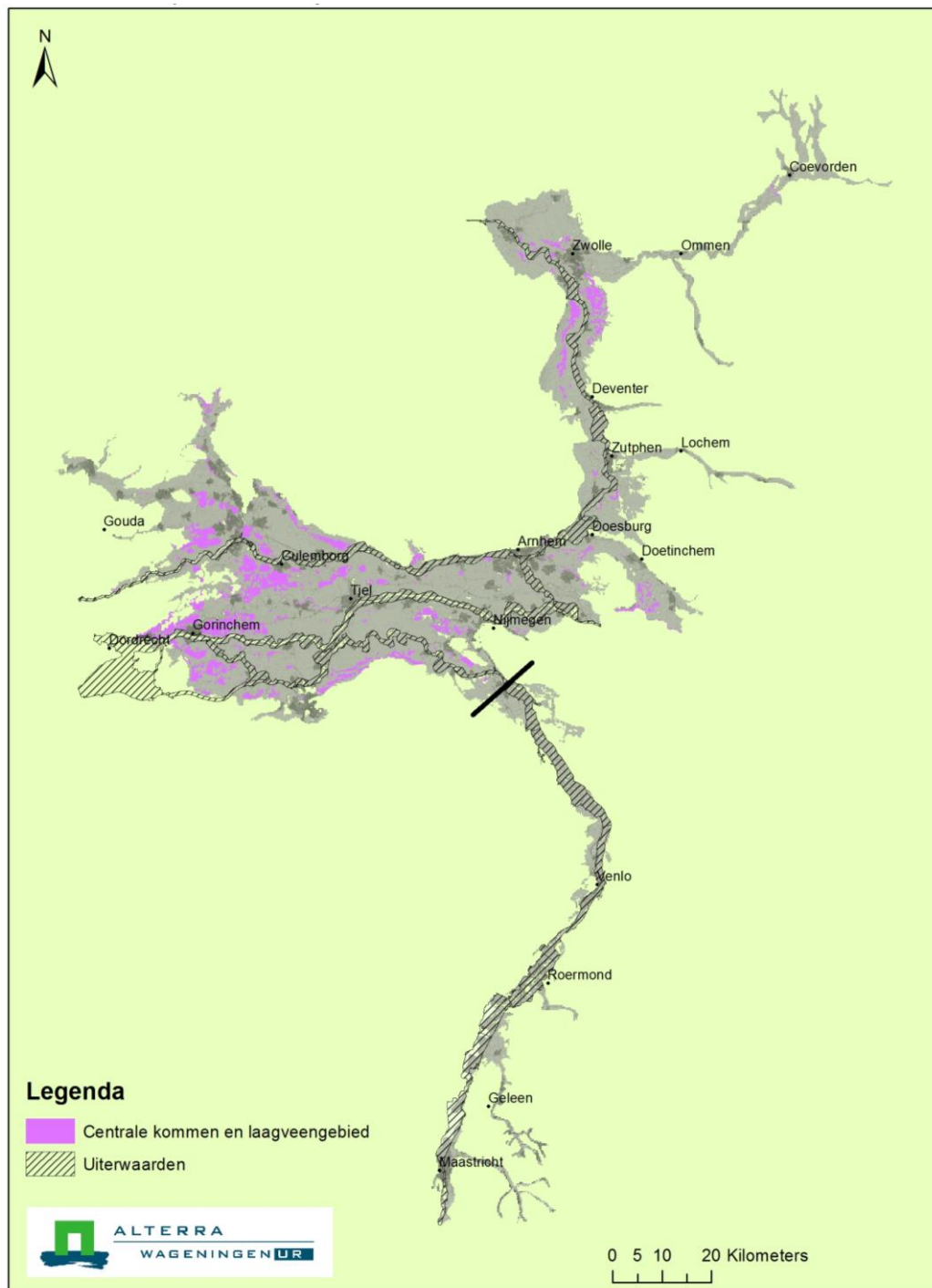


Figuur 5.2: Kansenskaart 2: kansen voor binnendijs afgesneden meander bochten
 Figuur 5.2: Potential areas for low-dynamic systems in former floodplains on the landside of the dikes

Voorbeeld: Empe Zutphen



Een voorbeeld van een 'binnendijks afgesneden meander bochten' met restanten van laag-dynamische natuur is te vinden bij Empe-Zutphen. Een deel van de ooit aanwezige meander is teruggedrongen tot een sloot en omgeven door intensief agrarisch landschap, de middelste foto's. De andere foto's laten restanten zien die meer potentie bieden voor laag-dynamische natuur. Foto's: Fabrice Ottburg©.



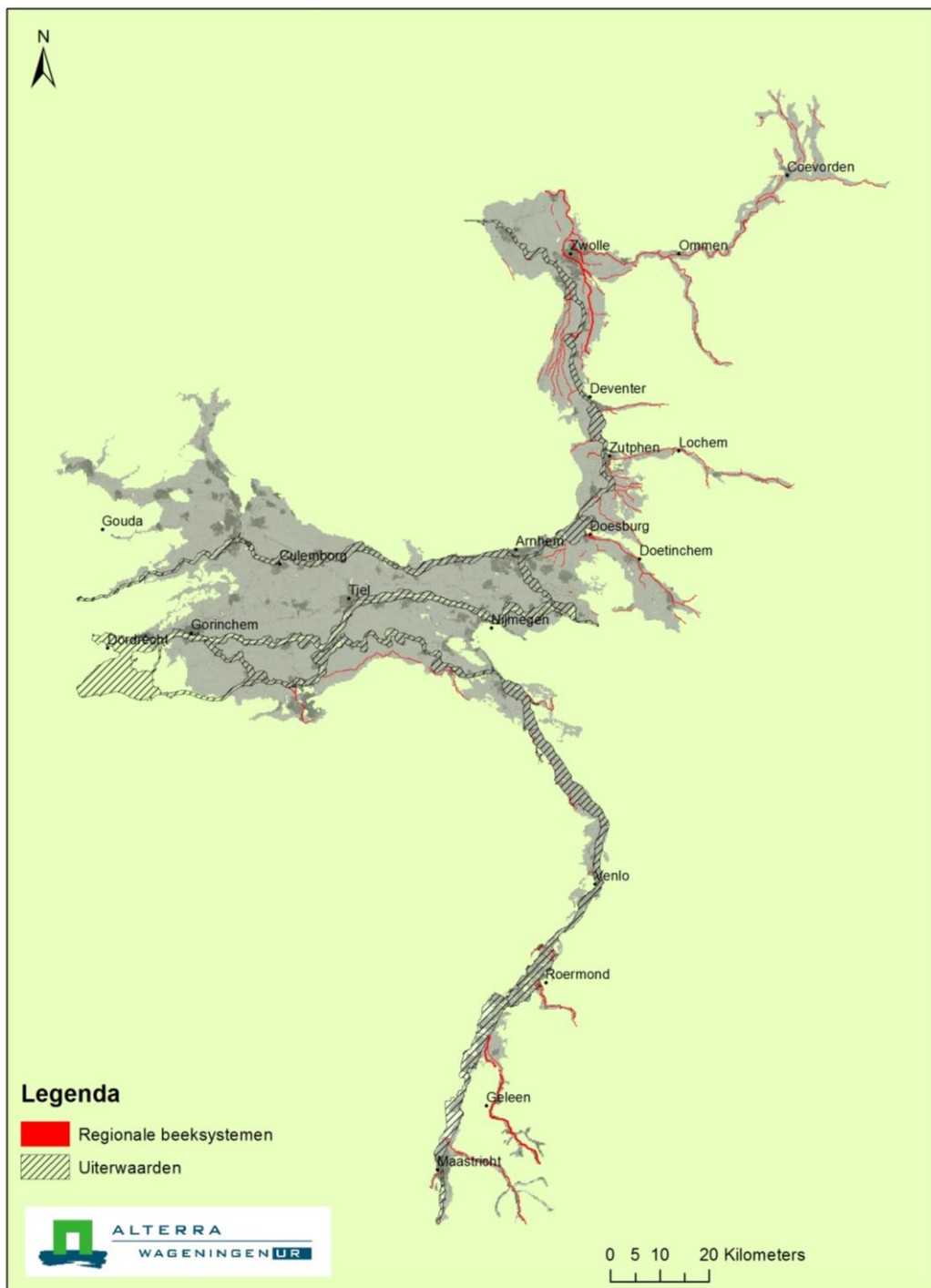
Figuur 5.3: Kansenkaart 3: kansen voor laag-dynamische systemen in centrale kommen en laagveengebied (*Limes divergens*).

Figuur 5.3: Potential areas for low-dynamic systems in river-associated central basins and fens

Voorbeeld: Bommelerwaard en Diefdijk



Voorbeelden van centrale kommen en laagveengebied met potenties voor laag-dynamische natuur zijn onder andere te vinden in de Bommelerwaard nabij slot Loevensteijn (de eerste vier foto's) en langs De Diefdijk op de grens van Gelderland en Zuid-Holland (de onderste vier foto's. Foto's: Fabrice Ottburg©).

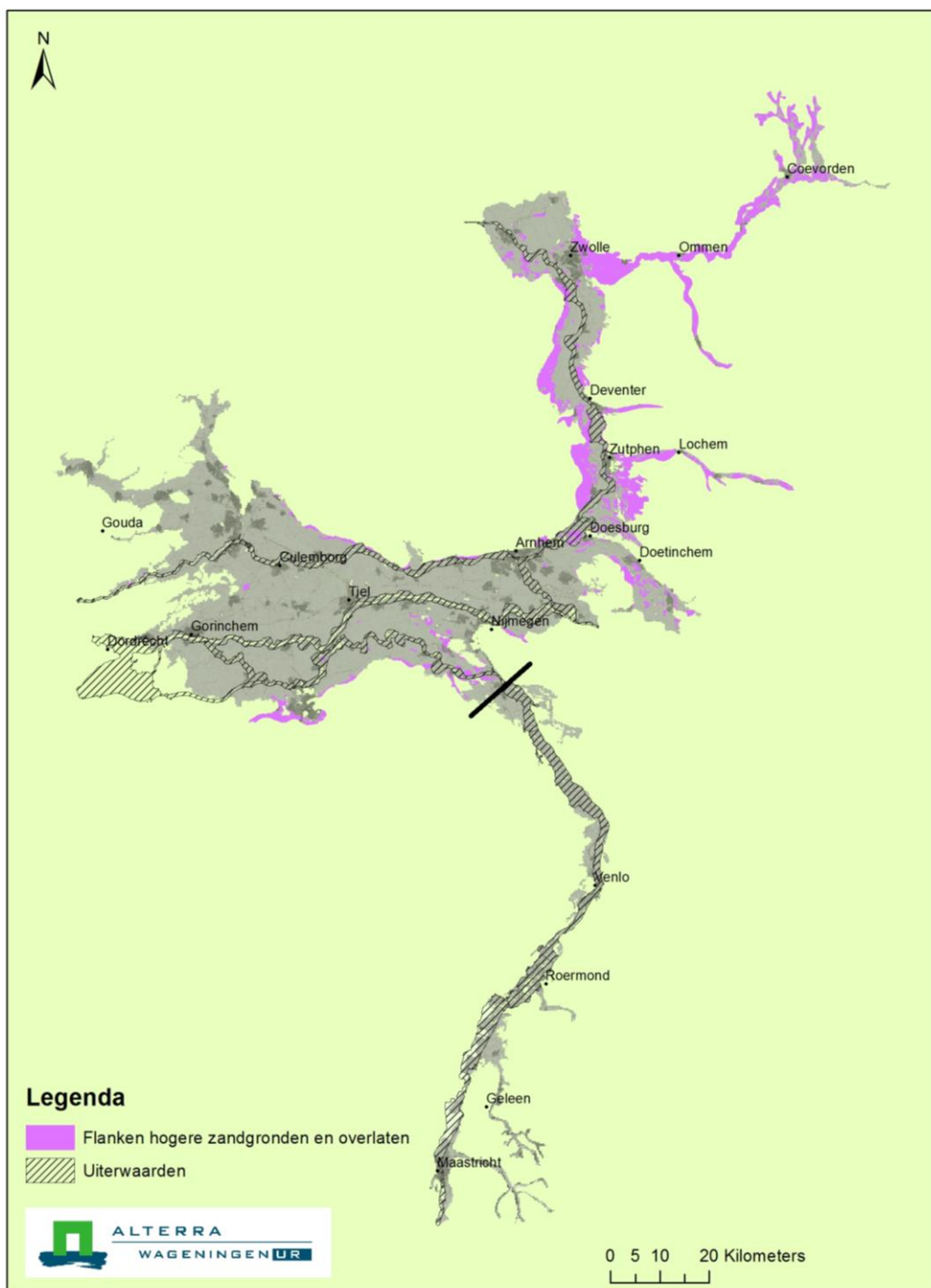


Figuur 5.4: Kansenskaart 4: Regionale beeksystemen
 Figuur 5.4: Potential areas for low-dynamic systems in streams

Voorbeeld: Oude IJssel



Voorbeelden van een regionaal beeksysteem is de Oude IJssel in de Achterhoek. Potentiele en restanten van laag-dynamische milieu's liggen in de huidige situatie geïsoleerd ten opzichte van de Oude IJssel. De vijfde foto laat een halfingegraven grote zwanenmossel zien. Foto's: Fabrice Ottburg©.



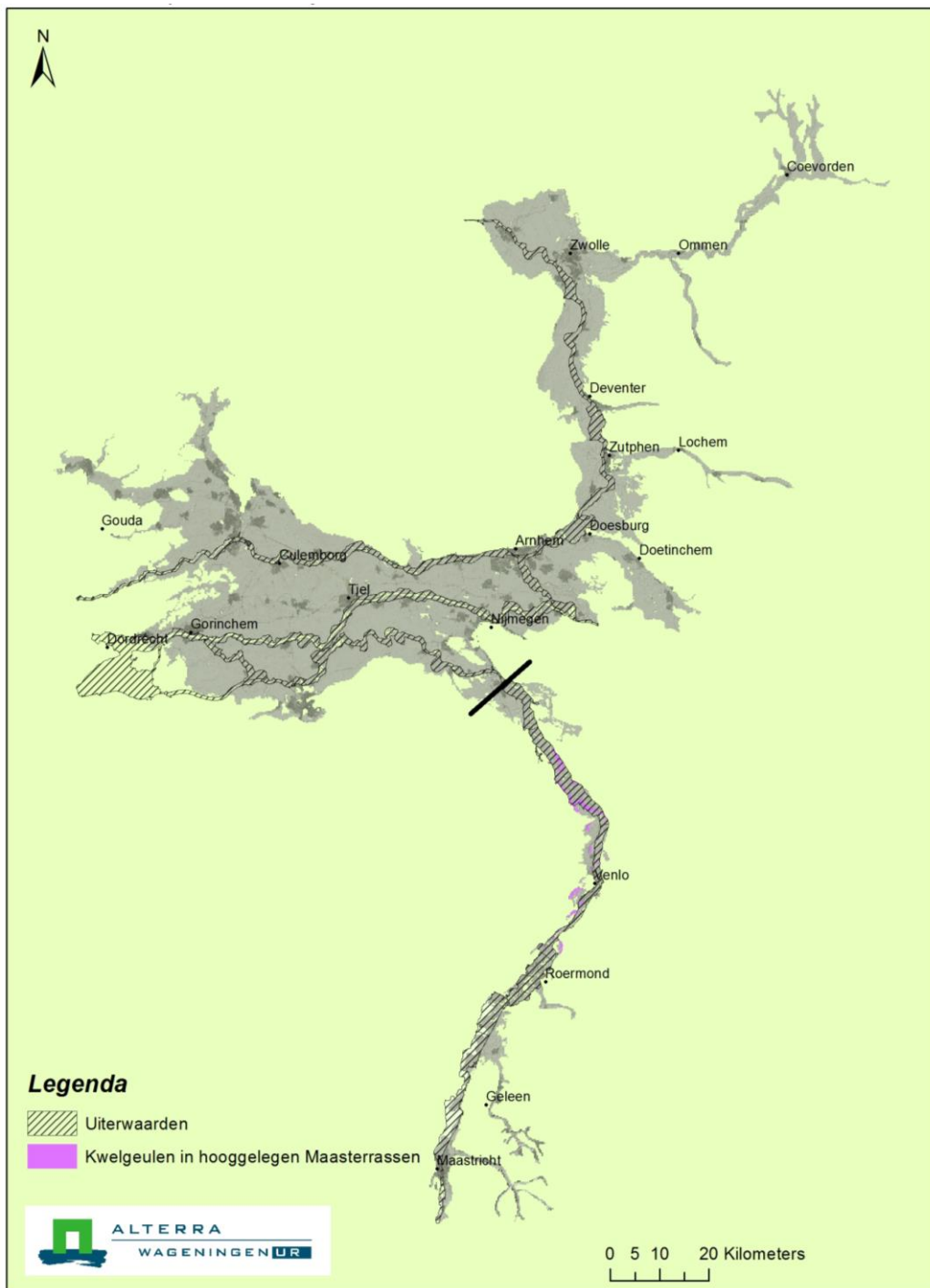
Figuur 5.5: Kansenskaart 5: Flanken hogere zandgronden en overlaten

Figuur 5.5: Potential areas for low-dynamic systems near Pleistocene areas and in former retention areas

Voorbeeld: Moerputten

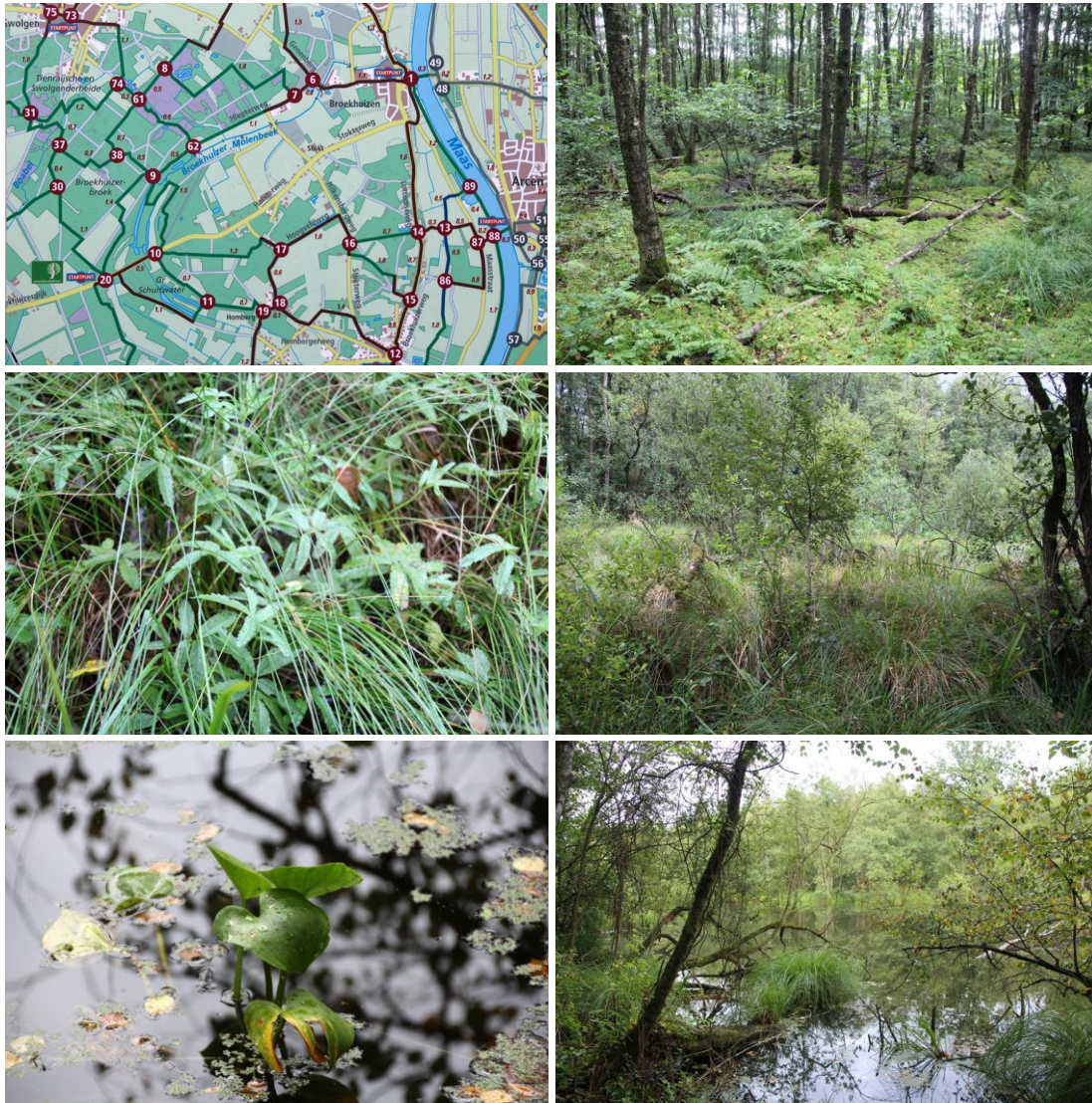


Een mooi voorbeeld van 'flanken hogere zandgronden en overlaten' waar men over het algemeen niet gauw aan denkt als het gaat om potenties voor laag-dynamische milieu's is de Moerputten bij Den Bosch. Vooral de aanwezigheid van typische oever- en waterplanten die laag-dynamische milieu's van het rivierengebied kenmerken zijn terug te vinden in de aanwezige sloten. De potentie is aanwezig, de schaal is echter onvoldoende. Foto's: Fabrice Ottburg©.



Figuur 5.6: Kanskaart 6: Kwelgeulen in hooggelegen Maasterrassen
Figure 5.6: Potential areas for low-dynamic systems in seepage areas in higher situated terraces bordering the river Maas

Voorbeeld: Lottum Schuitwater



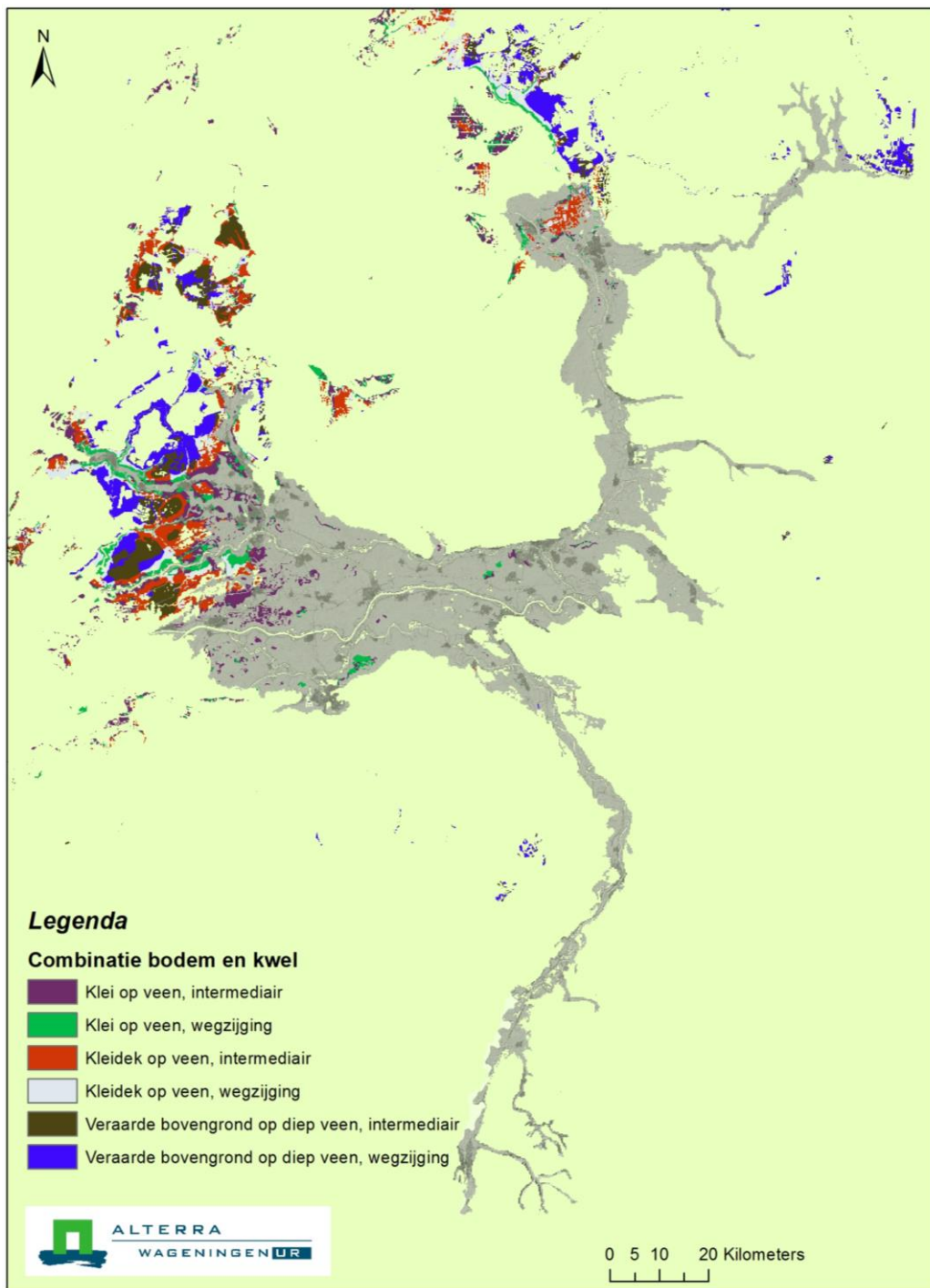
Een voorbeeld van 'kwelgeulen in hooggelegen Maasterrassen' is Lottum Schuitwater waar relictten van laag-dynamisch milieu's aanwezig zijn. Ook is hier goed te zien hoe de voormalige rivierduinen helemaal overgroeid zijn met bosopstanden. Foto's: Fabrice Ottburg©.

5.2.2 Potenties voor Krabbenscheer

Op de lokaties waar Krabbenscheer na 1990 gevonden is, komt Krabbenscheer vooral voor op een veraarde bovengrond met diep veen met daarnaast intermediaire kwel of wegzijging. In het rivierengebied liggen nauwelijks locaties van de combinatie veraarde bovengrond met diep veen met daarnaast intermediaire kwel of wegzijging. Bij uitbreiding van de selectie met de combinaties kleidek op veengronden en klei op veengronden met eveneens intermediaire kwel of wegzijging blijkt dat er vooral in het westen van het onderzoeksgebied en de IJsseldelta potenties liggen voor Krabbenscheer (Figuur 5.7). Dit zijn de delen van het studiegebied waar dit grenst aan het aanliggende laagveengebied. Het buitendijks gebied in de rest van het studiegebied is té dynamisch in de huidige situatie om goede mogelijkheden voor vestiging van Krabbenscheer te bieden.



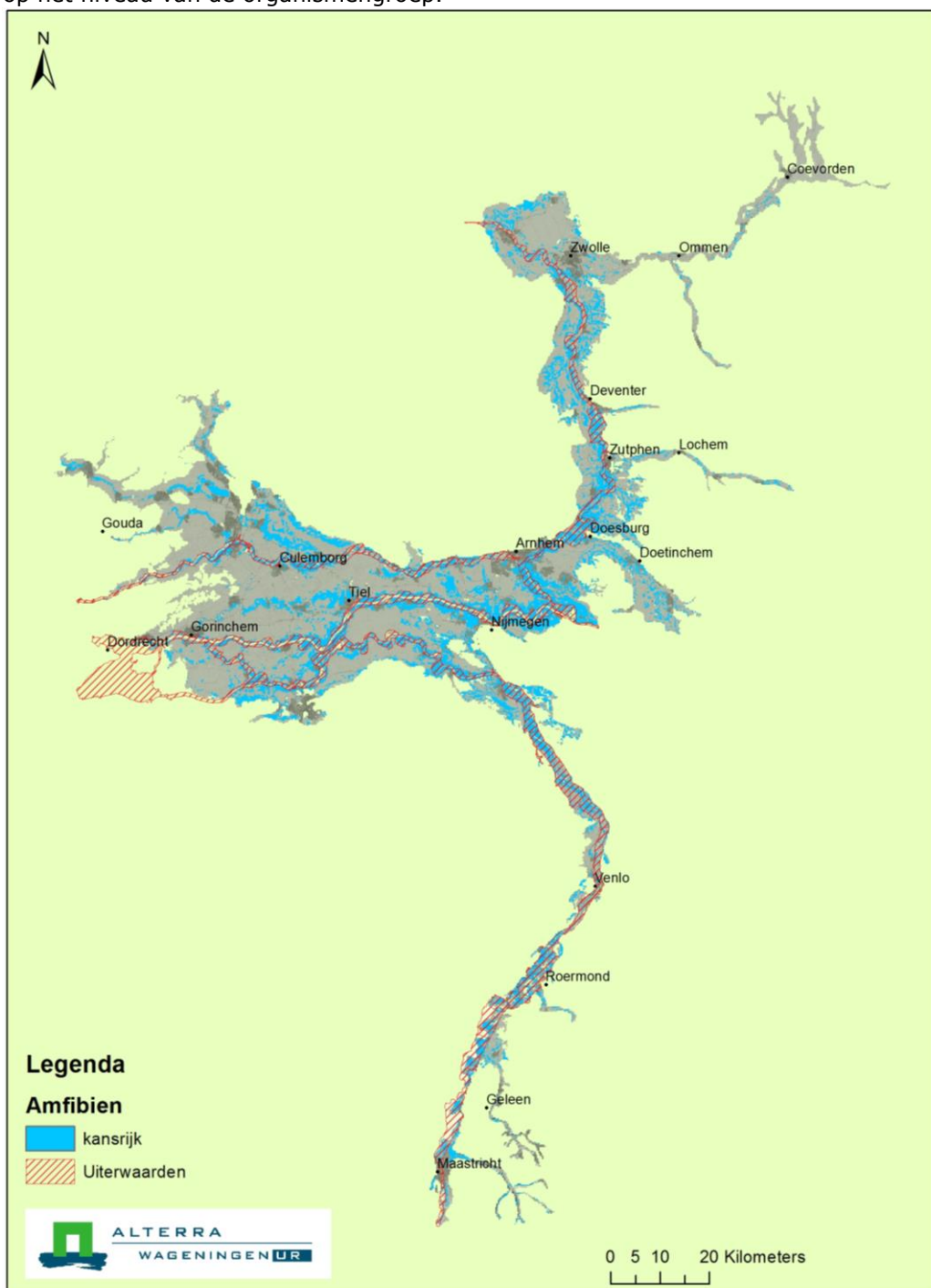
Krabbenscheer (Water soldier). Foto Fabrice Ottburg©.



Figuur 5.7 Kansenkaart 7: Potenties voor Krabbenscheer
 Figuur 5.7: Potential areas for Water soldier

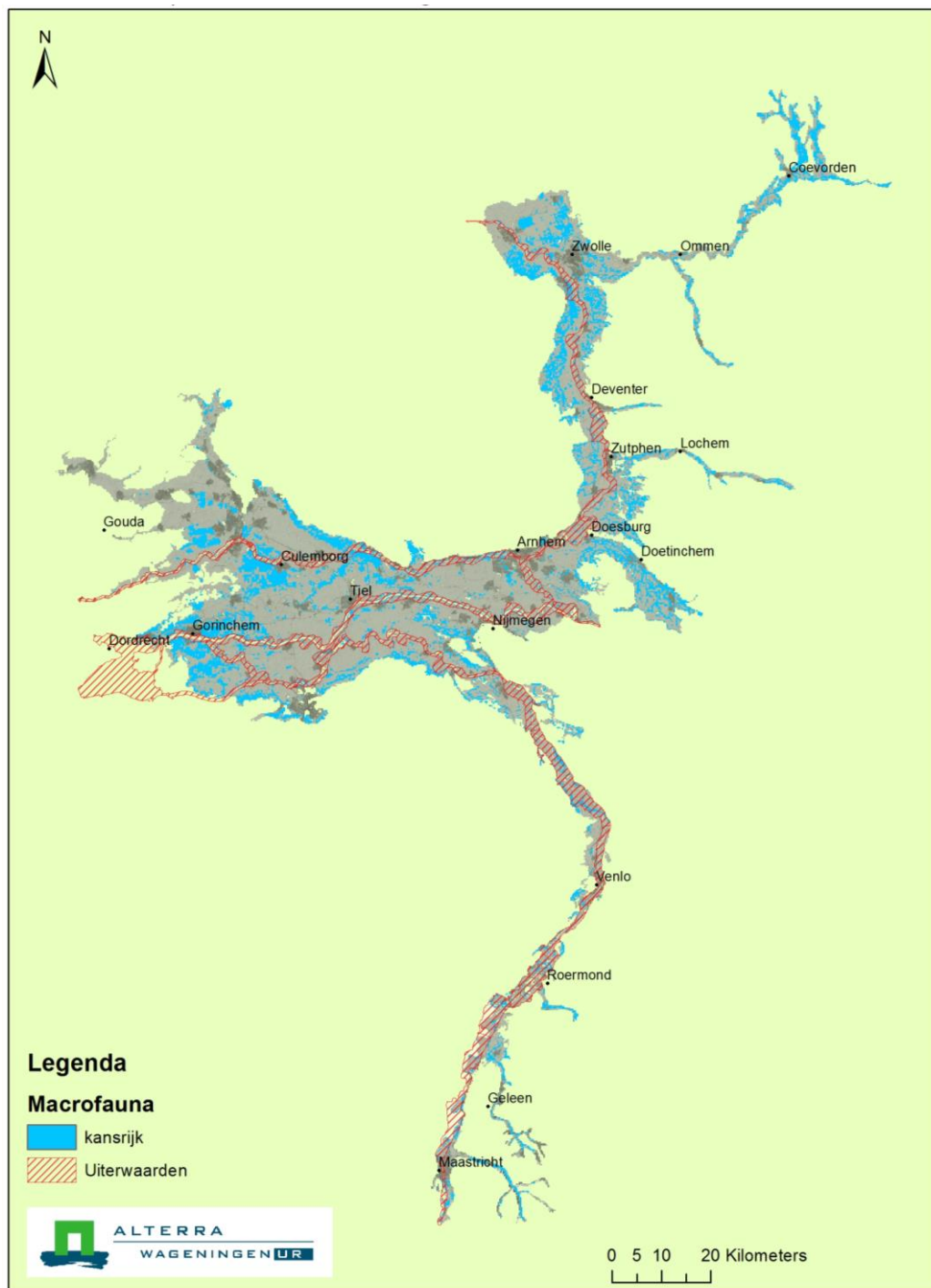
5.2.3 Potenties voor soorten van laag-dynamische milieus

Voor vissen, amfibieën, macrofauna en planten zijn geïntegreerde kanskaarten gemaakt op het niveau van de organismengroep.



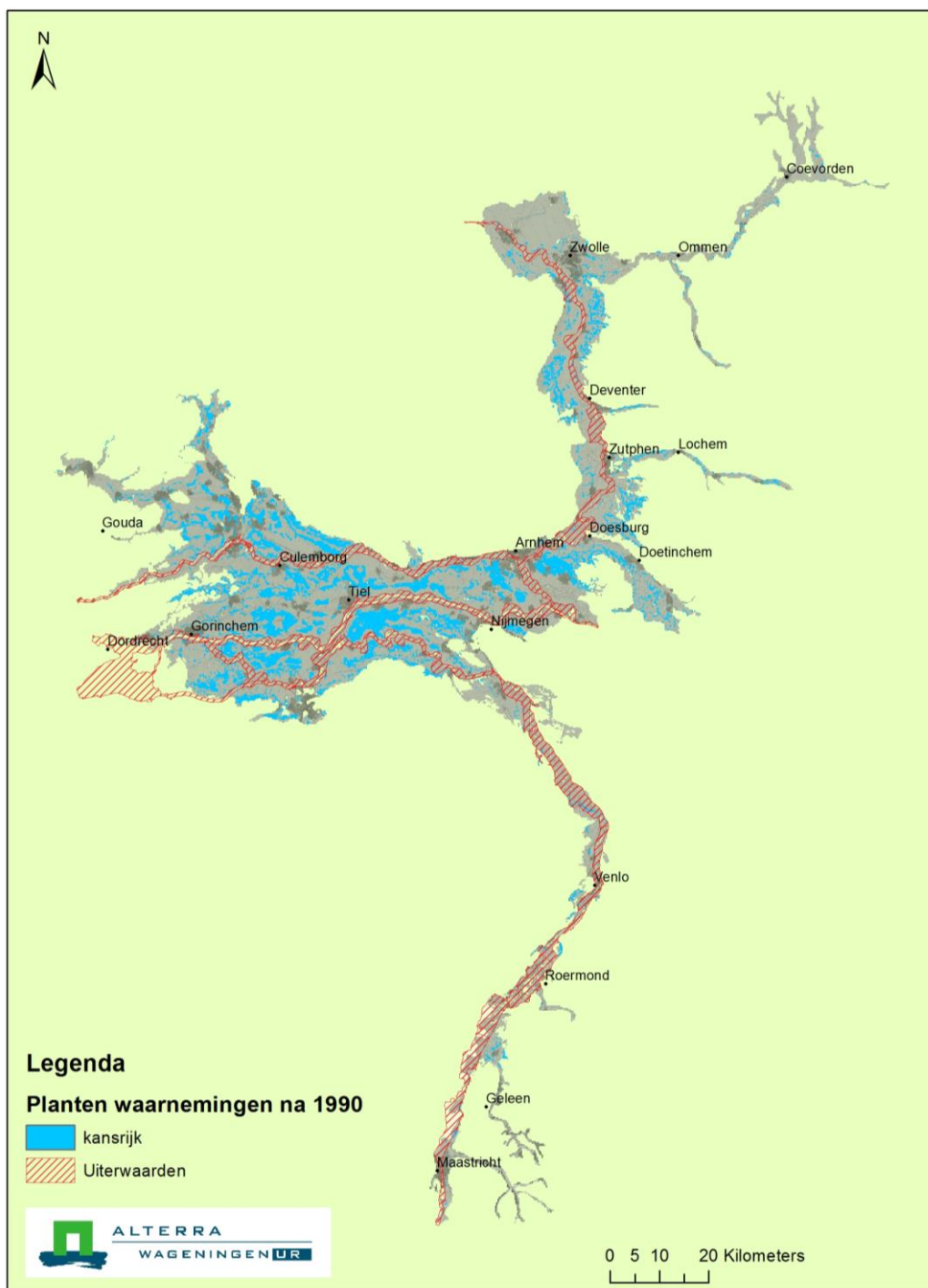
Figuur 5.8 Kanskaart 8: Potenties voor Amfibien

Figuur 5.8: Potential areas for Amphibians characteristic of low-dynamic systems



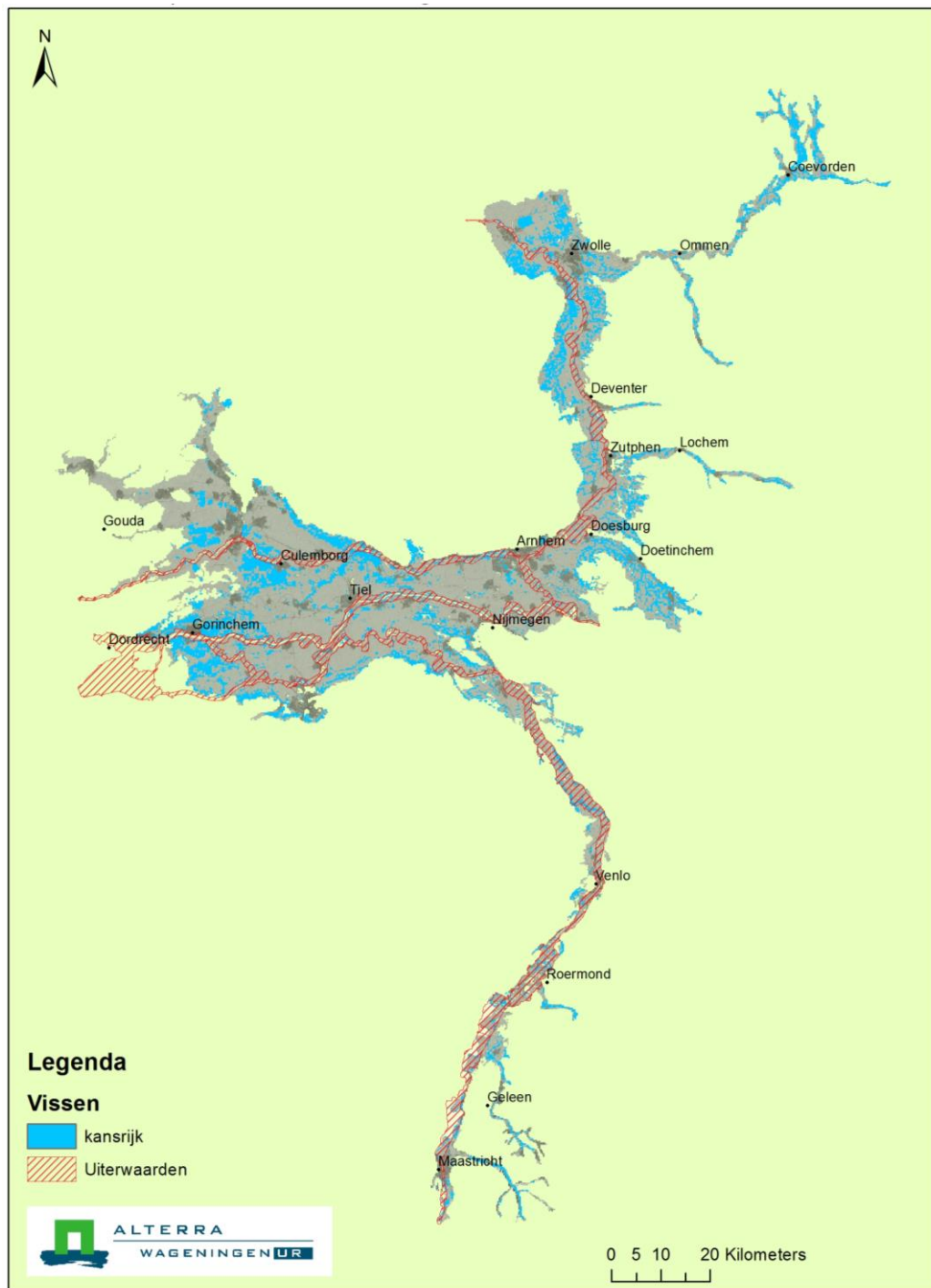
Figuur 5.9 Kansenskaart 9: Potenties voor macro-invertebraten

Figuur 5.9: Potential areas for macroinvertebrates characteristic of low-dynamic systems



Figuur 5.10 Kansenskaart 10: Potenties voor waterplanten in de periode na 1990

Figuur 5.10: Potential areas for aquatic macrophytes characteristic of low-dynamic systems

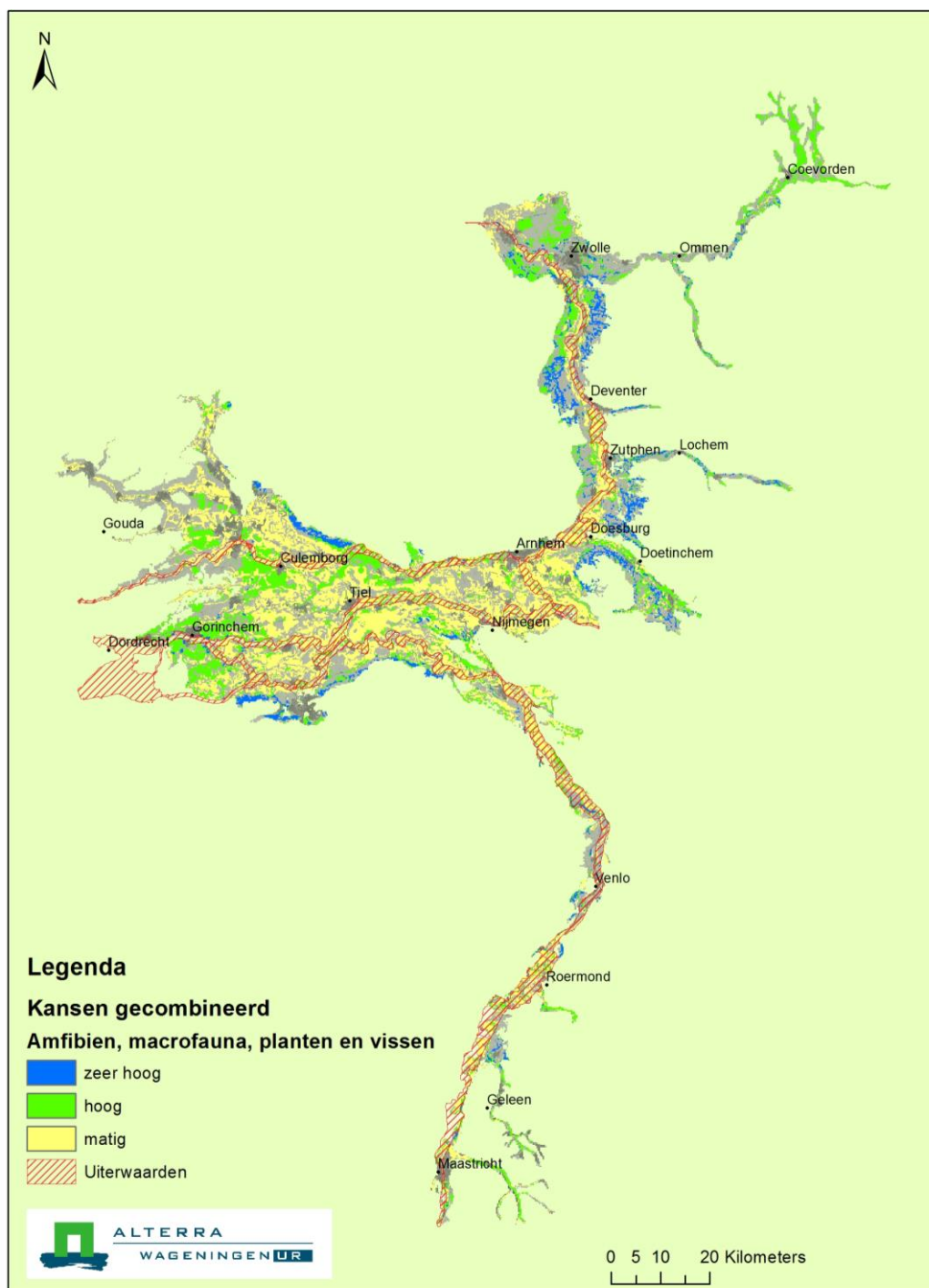


Figuur 5.11 Kansenskaart 11: Potenties voor vissen

Figuur 5.11: Potential areas for aquatic fish species characteristic of low-dynamic systems

5.2.4 Geïntegreerde kansenskaarten

Op basis van de potenties voor amfibien, macrofauna, planten (waarnemingen na 1990) en vissen gezamenlijk is een totale geïntegreerde kansenskaart gemaakt.



Figuur 5.12 Kansenskaart 12: Potenties voor soorten van laag-dynamische milieus

Figuur 5.12: Potential areas for species characteristic of low-dynamic systems

De geïntegreerde kansenskaart laat zien dat op basis van waarnemingen van soorten de meeste potenties liggen buiten de uiterwaarden. Met name het IJsseldal springt er duidelijk uit als een gebied met hoge potentie voor laag-dynamische milieus.

6 Discussie

Kaartanalyse en kansenskaarten

In de onderhavige studie zijn twee typen kansenskaarten gegenereerd:

1. Kansenskaarten op basis van 24 soorten uit 4 organismengroepen die karakteristiek zijn voor laag-dynamische systemen in het rivierengebied;
2. Kansenskaarten op basis van landschappelijke en systeemkenmerken die vertaald zijn naar 6 gebiedstypen in het rivierengebied.

Deze werkwijze heeft als beperking dat een aantal abiotische parameters niet meegenomen kon worden vanwege een tekort aan kwantitatieve informatie, terwijl deze wel relevante informatie zou kunnen verschaffen. Bijvoorbeeld het optreden van rivierkwel is — in tegenstelling tot opkwellend grondwater — niet aan bod gekomen vanwege onvoldoende kwantitatieve gegevens. Ook de inundatieduur hebben we niet in de analyse kunnen meenemen. Voor de kaartanalyse was de informatie zoals beschikbaar in de ecotopenatlas van Rijkswaterstaat (<http://www.rijkswaterstaat.nl/water/waterbeheer/natuur-en-milieu/ecotopen/ecotopenatlas.aspx>) niet gedetailleerd genoeg. Voor de wateren kon de tijdsduur dat deze verbonden waren met de rivier, in verband met connectiviteit, kunstwerken e.d., niet afgeleid worden. Wel is de inundatie als drie inundatieklassen op een grove schaal (permanent verbonden, tijdelijk verbonden, nooit verbonden; naar van den Brink en van der Velde, 1991; van den Brink et al., 1996) meegenomen in de data-analyse van de macrofauna.

Het doel van de kansenskaarten is om op basis van soorten inzichtelijk te maken waar laag-dynamische populaties en ecosystemen zich in het rivierengebied bevinden. Deze insteek vanuit de biotiek maakt duidelijk waar laag-dynamische biotische kwaliteit nog aanwezig is, wat de huidige omstandigheden zijn waaronder laag-dynamische populaties en ecosystemen voorkomen en waar kernen liggen van waaruit laag-dynamische populaties en ecosystemen verder ontwikkeld kunnen worden. Deze potentie voor verdere ontwikkeling is uitgewerkt in de kansenskaarten.

Bij de kaartanalyse en het genereren van de kansenskaarten ontbraken waarnemingen van bepaalde soortengroepen in delen van het onderzoeksgebied. Dit kan twee redenen hebben: ofwel er is op deze plekken gekeken maar er zijn geen exemplaren van de soort aangetroffen (nul-waarneming) ofwel er is helemaal niet gekeken. Dit onderscheid kon niet altijd gemaakt worden. Vooral het ontbreken van nulwaarnemingen van de geselecteerde soorten heeft effect gehad op de inschatting van de potentie van soorten en uiteindelijk voor de selectie van gebieden met een hoge potentie. Op basis van de huidige gegevens is het met een hogere nauwkeurigheid te bepalen welke plekken kansrijk zijn dan welke plekken kansarm zijn. We bevelen daarom aan om de ingeschatte potentie van 'witte vlekken' op de kaart te toetsen via gerichte monitoring. Gegevens die in een dergelijke monitoringsronde worden verzameld, kunnen vervolgens worden gebruikt als validatie van de kansenskaart.

In de kaartanalyse en de generatie van de kansenskaarten zijn over het algemeen veelvoorkomende soorten gebruikt m.u.v. Krabbenscheer en sommige macrofaunasoorten. De selectie van de indicatoren kan invloed hebben gehad op de uitkomsten, maar om dit zo veel mogelijk te ondervangen zijn geïntegreerde kansenskaarten gemaakt op basis van soorten uit verschillende soortengroepen. Wanneer verschillende groepen hetzelfde signaal geven en kansrijkdom signaleren, is dit een teken dat de gevolgde benadering als robuust kan worden beschouwd.

Vegetatie

Krabbenscheer was tot in de jaren '50 van de vorige eeuw nog algemeen voorkomend in het winterbed van de grote rivieren, met name in de laag-dynamische wateren. (Van den Brink et al 1996; deze studie; bijlage 6). Van den Brink et al. (1996) vermeldt dat de soort verdwenen is uit het Nederlandse rivierengebied na de zomerhoogwaterstanden en –overstromingen van de 70er en 80er jaren van de vorige eeuw. De achterliggende oorzaak ligt waarschijnlijk in de chemische samenstelling van het rivierwater. Ten opzichte van de referentiesituatie zijn de gehalten aan chloride en sulfaat namelijk sterk toegenomen. Deze afname van oligotrofe en mesotrofe soorten uit het rivierbed is nog verder versterkt door voortschrijdende eutrofiëring. Krabbenscheer komt voor op voedselrijke bodem met een relatief voedselarme waterlaag. Draadalg en kroos zijn vaak waargenomen in geëutrofiëerde Krabbenscheervelden. Bovendien is ammonium ook toxisch voor Krabbenscheer (Smolders et al., 2000; 2003). Overigens zijn nieuwe vestigingen van de soort op dit moment problematisch omdat de plant afhankelijk is van transport van vegetatieve delen door het water (Van de Steeg, 1984). Naast ondergedoken waterplanten zijn ook emergente waterplanten zoals *Ranunculus lingua* L. en *Equisetum fluviatile* L., die karakteristiek zijn voor delen van het winterbed met hoge grondwaterstanden, afgenomen in hun voorkomen (Van den Brink et al 1996). De auteurs geven als oorzaak van deze afname een verlaging van de grondwaterstand in de uiterwaarden als een gevolg van de insnijding van de rivier (Van Urk en Smit, 1989).

De kansenskaarten voor Krabbenscheer geven aan dat in de huidige situatie de hoogste potenties liggen op de overgang naar de laagveengebieden (Figuur 5.7, Hoofdstuk 5). De kansen om deze te herstellen in oude strangen langs stuwwallen (Bovenrijn, Nederrijn, IJssel) lijken volgens onze studie niet heel hoog, dit in tegenstelling tot hetgeen Verberk et al., (2009) concludeert. Onderzoek langs de Rijnstrangen geeft aan dat de vegetatie niet als laag-dynamisch kan worden gekarakteriseerd en dat soorten die wij als laag-dynamisch geclassificeerd hebben in deze wateren ontbreken (Tabel 4.2 en par. 4.5 in dit rapport; Van Geest & Buijse, 2012; Van Geest en Teurlincx, 2014). Herstel van *Stratiotes* elementen in kwelmeanders langs pleistocene of oud-holocene terrassen (Zandmaas), zoals aangegeven door Verberk et al., (2009) is niet mogelijk, omdat *Stratiotes* en zuiden van de Vilt bij Beugen niet voorkwam en het grootste deel van Limburg dus buiten het areaal van deze soort valt. In de Rijnstrangen blijkt Krabbenscheer zich te handhaven in enkele geïsoleerde wateren met toestroom van ijzerhoudend, nitraatarm en sulfaatarm grondwater (Brouwer, 2008).

De gegevens van de vegetatie van wielen, kolken, oude armen etc. binnendijks was fragmentarisch en sterk heterogeen wat het onmogelijk maakte een multivariate analyse uit te voeren om de sturende milieufactoren voor de vegetatie te achterhalen.

Fauna

Voor de macrofauna die kenmerkend is voor laag-dynamische systemen, is de Pripyat als referentiesysteem genomen. De Pripyat is een rivier in Wit-Rusland die grote overstromingsvlaktes kent (Moller Pillot et al., 2002). Deze overstromingsvlaktes kenmerken zich door een hoge soortenrijkdom (Moller Pillot et al., 2002). De soortenlijsten van de macrofauna in stagnante wateren in het Pripyatgebied komen overeen met die in Nederlandse wateren in het rivierengebied, in zoverre dat de meeste van deze soorten in Nederland tegenwoordig vrijwel beperkt zijn tot laag-dynamische en geïsoleerde uiterwaardplassen (van den Brink et al., 2013) en binnendijkse wateren, zoals sloten en laagveenplassen (van den Brink et al., 1996; Klink, 2000). Met name is het organische (venige) karakter van de rivierbegeleidende wateren in de Pripyat een belangrijk referentiebeeld, omdat deze situatie in Nederland vrijwel verdwenen is. Dit blijkt ook uit de analyses op basis van de habitatpreferenties. Een laag aandeel taxa is in de Nederlandse

uiterwaarden gebonden aan de aanwezigheid van grof organisch materiaal (soorten die leven op en van afgestorven vegetatieresten), terwijl een hoog aandeel van de taxa gebonden is aan minerale bodems. De Pripyat is daarmee een belangrijke referentie-dataset voor laag-dynamische systemen en is als zodanig in ons onderzoek meegenomen. In feite indiceert het voorkomen van grof organisch materiaal de mate van verlanding en daarmee de moerasvorming in het waterlichaam. De Nederlandse wateren bevinden zich ten opzichte van de referentie in een relatief jong successiestadium als gevolg van een hoge mate van dynamiek en slibafzetting, waardoor moerasvorming geen kans krijgt. Wanneer de situatie in de uiterwaarden van de Pripyat vergeleken wordt met de Nederlandse uiterwaarden valt — op basis van de habitatpreferenties van de aangetroffen soorten — naast het gebrek aan moerasvorming/verlanding in de Nederlandse uiterwaardwateren verder op dat inundatie in het referentiesysteem niet leidt tot een verandering in de levensgemeenschap in de richting van een hogere tolerantie voor belastende (ionen, voedingstoffen, verslibbing) omstandigheden. Twee processen die dit verschil kunnen verklaren zijn de invloed van slib en de invloed van opkwellend grondwater:

1. In Nederland wordt de volledige uiterwaard geïnundeerd met troebel water. Dit troebele water kenmerkt zich door een hoge last aan minerale klei- en organische slibdeeltjes en veroorzaakt daarmee een hoge ionen- en nutriëntenbelasting. Gewoonlijk wordt binnen korte tijd een grote waterdiepte bereikt in de overstromingsvlakte met veel stroming/turbulentie tijdens de inundatie. In referentiesystemen is de situatie anders: inundatie verloopt langzamer en met een geringere waterdiepte ; troebel water beperkt zich tot dichtbij de rivier, het water wordt helderder, minder voedsel- en ionenrijk verder van de rivier af door fysieke filtering door de aanwezige vegetatie. Overigens kunnen in de Nederlandse uiterwaardwateren bodemwoelende vissen, zoals Brasem en Karper, ook nog een belangrijke rol spelen bij het in stand houden van de troebele toestand van wateren. In referentiesystemen is de vislevensgemeenschap veel heterogener en ontbreekt deze dominantie. Het feit dat peilfluctuaties positief doorwerken op de levensgemeenschap (en negatief op de Brasemstand) zou een indicatie kunnen zijn van eventuele negatieve effecten van deze vissoort.
2. De instroom van voedselarm kwelwater vanaf de flanken van het rivierdal is veel hoger in de Pripyat delta, waardoor de verhoogde gehalten in de wateren in de uiterwaarden zich snel herstellen nadat de directe toevoer van rivierwater is gestopt. In Nederland is zowel de toestroom van grondwater minder als de kwaliteit van dit water, waardoor deze 'waterverversing' veel minder sterk optreedt.

Ook uit het experiment blijkt dat sedimentatie van slib bij een inundatie negatief kan doorwerken op bodembewonende macrofauna. De negatieve effecten van sedimentatie op de biota van aquatische systemen zijn al langer bekend en variëren van verstikking (zowel dieren die op het substraat leven als diegene die de interstitiële zone bewonen via het opvullen van poriën in het substraat, het ontoegankelijk maken van voedselbronnen en habitat, een negatieve invloed op fysisch-chemische parameters zoals zuurstof (Richter et al., 1997; Henley et al, 2000). De biodiversiteit van buitendijkse laag-dynamische wateren lijkt dus geremd te worden doordat bij iedere inundatie een aanzienlijke hoeveelheid slib gedeponeerd wordt (Tabel 2.8). Indirect kan dit ook doorwerken op andere parameters, zoals de beschikbaarheid van organisch materiaal op de bodem, welke in de Nederlandse systemen laag is ten opzichte van de referentie. Immers, wanneer er in de winter telkens een laag klei afgezet wordt op de in de herfst afgestorven plantenresten, komt de ontwikkeling van een organische bodem niet tot stand.

Herstel en beheer

Laag-dynamische natuur in het rivierengebied omvat verlandende wateren langs de rivier, waarin een zeer beperkte dynamiek in de vorm van overstroming met riverwater optreedt, én noodzakelijk is om het systeem in stand te houden. Deze dynamiek is dermate beperkt dat ophoping van autochtoon organisch materiaal kan plaats vinden en verlanding optreedt, maar wel dusdanig dat de successie periodiek en lokaal teruggezet wordt in de tijd. Belangrijk is om te realiseren dat laag-dynamische systemen beperkt zijn in tijdsduur en onderdeel uitmaken van een successiereeks. Door met beheer de successie terug te zetten in de tijd, kunnen laag-dynamische systemen opnieuw gecreëerd worden. De successiereeksen in laag-dynamische systemen en daarmee gepaard gaande variatie in waterplantenbegroeiingen en -groevormen maakt dat dergelijke systemen een rijke fauna herbergen. Het zijn heterogene mozaïeken van habitattypen en daarmee hotspots van biodiversiteit. Buitendijks gelegen laag-dynamische systemen komen in het huidige rivierengebied maar beperkt voor (zie kanskaart buitendijks gelegen wateren) en zijn sterk veranderd ten opzichte van de situatie in de jaren 50 van de vorige eeuw (Donselaar-ten Bokkel Huinink, 1961; Van Donselaar, 1961).

Laag-dynamische natuur heeft in de wetenschappelijke discussie over herstel van natuur in het rivierengebied en bij de realisatie van natuur-herstelprojecten in het rivierengebied tot nu toe weinig aandacht gekregen (Peters et al., 2014; Kurstjens et al., 2014; van den Brink et al., 2014; Verberk et al. 2009). Bij veel projecten in het kader van 'Ruimte voor de Rivier' gaat de aandacht uit naar de ontwikkeling van hoogdynamische riviernatuur met maatregelen zoals het aanleggen van nevengeulen, uiterwaardverlagingen en het afgraven van hoogwatervrije terreinen (Verberk et al. 2009). Ruimte voor de rivier zoekt men daarbij vooral in de diepte (Verberk et al., 2009). Ruimte creëren in de breedte is een beter alternatief, omdat daarbij een meer complete hydrodynamische gradiënt en dynamiek kan worden hersteld: van hoogdynamische nevengeulen naar laag-dynamische verlandende wateren. Deze gehele gradiënt in dynamiek is cruciaal voor het ecologisch functioneren van het gehele systeem. Voor herstel van de biodiversiteit levert een meer volledige gradiënt ook veel meer op (de Nooij et al., 2006), omdat soortgroepen gebonden zijn aan verschillende delen van de gradiënt en mobiele soorten verschillende landschapselementen gebruiken voor hun juveniele en volwassen stadia (Verberk et al., 2009). Daarom is voor behoud en herstel van de biodiversiteit van het rivierecosysteem de gehele diversiteit aan biotopen belangrijk (van den Brink et al., 1996, 2013; van Geest & Buijse, 2012).

Figuur B29 (geïntegreerde kanskaart op basis van de potenties voor amfibien, macrofauna, planten (waarnemingen na 1990) en vissen) laat zien dat in de huidige situatie de gebieden met de hoogste kansen voor laag-dynamische natuur niet buitendijks gelegen zijn.

Voor herstel van laag-dynamische natuur in het rivierengebied zijn op basis van systemkenmerken 6 gebiedstypen als meest kansrijk uit de huidige studie naar voren gekomen:

1. Buitendijks geïsoleerde wateren, bijv. strangen;
2. Binnendijks afgesneden meanderbochten;
3. Centrale kommen en laagveengebieden;
4. Regionale beeksystemen waar ze uitmonden in de rivier;
5. Flanken hogere zandgronden en overlaten;
6. Kwelgeulen in hooggelegen Maasterrassen.

Van deze gebiedstypen is alleen de eerste categorie van wateren buitendijks gelegen. Laag-dynamische natuur kan alleen buitendijks hersteld worden indien watersystemen en gebieden met relatief grote oppervlakten beschikbaar zijn. Veelal zal het gaan om het realiseren van gradiënten in een watersysteem, waar in het systeem het verst van de rivier verwijderd (bijv. aan de kopse kant van een grote strang) de dynamiek relatief het laagste is, maar nog voldoende om een laag-dynamische systeem in stand te houden.

Het herstel en de ontwikkeling van laag-dynamische natuur buitendijks wordt belemmerd door een aantal factoren (Verberk et al., 2009; Van den Brink et al., 1996; 2013; 2014);

- extremere rivierwaterstanden: hierdoor komen meer hoogwaters voor, maar ook is de drainage van rivieren in droge tijden toegenomen door verder insnijding van rivierlopen door de versnelde afvoer van water;
- opslibbing van de uiterwaarden met voedselrijk slib en afzetting van voedselrijk slib in buitendijkse aquatische systemen;
- de hoogwaters zijn onvoorspelbaarder geworden en komen ook in het vegetatie seizoen voor, hetgeen desastreus is voor waterplanten en bijbehorende fauna;
- afname van kwaliteit en kwantiteit van kwelstromen;
- Er zijn weinig nieuwe kwelmilieus in het rivierengebied gerealiseerd (Peters et al., 2008).

Ook het herstel en de ontwikkeling van laag-dynamische natuur binnendijks wordt belemmerd door een aantal factoren (Verberk et al., 2009):

- Binnendijks liggen tegenwoordig de laagste gronden in het rivierengebied, maar hier wordt kwel vaak afgevangen door de intensieve landbouw;
- De intensieve landbouw zorgt ook voor een hoge belasting met nutriënten, waardoor aquatische systemen binnendijks vaak hypertroof zijn;
- Binnendijks ontbreekt de rivierdynamiek die, hoewel incidenteel van karakter voor laag-dynamische systemen, toch van belang is voor de dispersie van soorten en voor het opnieuw starten van de vegetatiesuccessie.

In de huidige studie hebben we geen kwantitatieve gegevens kunnen meenemen over kwelintensiteit en kwelwaterkwaliteit. Daar waar kwelstromen zijn weggevallen kan fosfaat geleidelijk worden gemobiliseerd, een proces dat versterkt wordt door de aanvoer van sulfaatrijk oppervlaktewater (Loeb, 2008). Ook kan het kwelwater dat nog wel aanwezig is, sterk gewijzigd zijn als gevolg van nitraatuitspoeling uit de landbouw en de hoge stikstofdepositie ((Lucassen et al., 2003, 2006). Hierdoor is er minder aanvoer van ijzer, kan sulfaat worden vrij gemaakt en kunnen ammoniumconcentraties toenemen (Lucassen et al., 2003, 2006). Het gevolg van deze processen is interne eutrofiëring (Loeb, 2008). Ook rivierkwel hebben we in de huidige studie niet kunnen meenemen in de analyse. Rivierkwel kan mogelijk worden ingezet om buitendijks moerassen te vormen (Verberk et al., 2009). Bij dit verschijnsel stroomt water via de ondergrond van de hoofdstroom naar de kwelplek toe; dit treedt op wanneer de waterstand in de rivier hoger is. Door de korte afgelegde weg is de waterkwaliteit van rivierkwel niet gelijk aan gerijpt grondwater. Toch is het mogelijk om in zeer brede, afgetichelde uiterwaarden, zoals in de Millingerwaard, onder invloed van rivierkwel tijdelijk gunstige omstandigheden voor moerassen te ontwikkelen volgens Verberk et al. (2009). Het verspoelen van deze moerassen bij hoog water, leidt mogelijk weer tot het verdwijnen hiervan, maar kan ook zorgen voor de verspreiding van soorten naar stroomafwaartse gebieden. Ook kunnen laag-dynamische binnendijkse systemen beschermd worden ten opzichte van de intensieve landbouw door het aanleggen van buffergebieden en bufferzones.

Herstel van de connectiviteit is belangrijk voor een aantal reptielen en amfibieën. Echter, voor andere organismengroepen kan de connectiviteit minder gunstig zijn. De biodiversiteit van macrovertebraten en waterplanten nam juist af in laag-dynamische floodplain lakes na herstel van de verbinding met andere wateren (Klink et al., 1991; Cals, 1994), Waterkwaliteit en dynamiek zullen bepalend zijn voor de resultaten van het herstel van connectiviteit.

Op landschapsschaal is connectiviteit belangrijk zowel longitudinaal als lateraal. Belangrijke laterale verbindingen die uit onze studie als kansrijk naar voren zijn gekomen om verder te ontwikkelen zijn de connectiviteit tussen IJssel en Veluwe, en tussen Nederrijn en Utrechtse heuvelrug.

Er zijn wezenlijke onderlinge verschillen in rivierdynamiek tussen de diverse trajecten van de grote rivieren Rijn, Waal, Lek, IJssel, Maas, Benedenrivieren, Biesbosch, Schelde estuarium, enz. Inrichtingsprincipes dienen op de specifieke kenmerken van het riviertraject te worden afgestemd (Peters et al., 2014). Dit blijkt ook uit de resultaten van de onderhavige studie. Bijv. laag-dynamische kwelgeulen blijken kenmerkend te zijn voor het IJsseldal.

Beheersmaatregelen en herstelingsrepen om laag-dynamische milieus te ontwikkelen / verbeteren

Volgens onze analyse en zoals weergegeven in dit rapport, liggen de grootste potenties voor laag-dynamische natuur in het rivierengebied binnendijks. Echter, binnendijks zijn geen natuurdoelen geformuleerd voor laag-dynamische natuur geassocieerd met de natuur behorend bij de grote rivieren in ons land. We adviseren hier om in de herijking van natuurdoelen laag-dynamische milieus uitdrukkelijk een plek geven. Om binnendijks de invloed van de rivier terug te brengen, zou gestreefd moeten worden naar het koppelen van binnendijkse gebieden aan buitendijkse gebieden.

Beheer en herstel in binnendijkse gebieden

Herstel en beheer binnendijks richt zich op aankoop, inrichting en beheer. Voor binnendijkse gebieden is aanpassing van het waterpeilbeheer nodig en de aanleg van bufferzones op de grens met landbouwgronden. Gestreefd moet worden naar de inlaat van rivierwater door bijv. wateren (wielen, kolken) te koppelen aan het systeem, bijv. door uitdijken. De frequentie van doorstroming met rivierwater dient te passen bij laag-dynamische natuur. Voor de benodigde schaal wordt gestreefd naar een schaalgrootte zoals de buitendijks gelegen Kil van Hurwenen of het Rijnstrangengebied. We spreken dus over redelijk grote gebieden. Voor de ontwikkeling van laag-dynamische natuur in binnendijkse gebieden, ligt de nadruk op het nastreven van een mozaïkstructuur in de vegetatie, waarbij verschillende verlandingsstadia aanwezig zijn.

Een advies aan de beheerders is om op basis van de kansenkaarten uit dit rapport, de meest kansrijke plekken verder te ontwikkelen, bijv. daar waar rivierkwel het sterkste is. Indien begrazing in het beheer van laag-dynamische natuur is opgenomen, dient dit zeer extensief te gebeuren. Rivierdynamiek kan niet vervangen worden door begrazingsbeheer of maai-beheer.

De overgangen van beekdalen naar het riviersysteem hebben een hoge potentie voor de ontwikkeling van laag-dynamische natuur. Hier is nog een natuurlijker dynamiek aanwezig en is nog een groot aantal soorten van laag-dynamische milieus te vinden. Dit biedt mogelijkheden voor de verdere ontwikkeling van laag-dynamische natuur. Laterale verbindingen kunnen worden hersteld in samenwerking tussen waterschappen en natuurbeheerders. De overgang beken – rivieren kent een beperkte schaal, maar deze milieus kunnen worden benut om laag-dynamische systemen bovenstrooms te verbinden, bijvoorbeeld secundaire habitats van de boomkikker bovenstrooms in beeksystemen en habitats van de knoflookpad. Oude overlaten, zoals deze vroeger bestonden, kunnen ook worden benut om een gradiënt in dynamiek van hoog- naar laag-dynamisch te realiseren en daarmee oude overlaten te benutten voor het realiseren van laag-dynamische natuur. Belangrijk daarbij is ontsnippering en het realiseren van passeerbare plekken voor vissen.

Op de Maasterrassen kan worden ingezet op kwelmoerassen aan de terrasranden. Laterale verbindingen met de rivier dienen te worden hersteld. Ook is schaalvergroting noodzakelijk. Het herstel en het beheer dienen gericht te zijn op het realiseren van voldoende diversiteit in habitats, bijvoorbeeld herstel van rivierduinen in combinatie met kwelmilieus met Wateraardbei, Sphagnum en Slangewortel in het gebied Lottum Schuitwater.



De linkerfoto laat het kunstwerk zien dat ervoor zorgt dat Lottum Schuifwater kan afwateren op de Maas. Indien de toegang naar het achterliggende land visvriendelijker wordt ingericht en niet zoals op de rechterfoto, dan wordt het gebied beter ontsloten voor optrekkende vissen. Soorten zoals de bever profiteren nu al van deze ontsnipperende maatregel.

Foto's: Fabrice Ottburg©.

Beheer en herstel in buitendijkse gebieden

Beheer in buitendijkse gebieden vraagt een andere benadering. Voor de ontwikkeling van laag-dynamische natuur in buitendijkse gebieden, ligt de nadruk op het nastreven van een mozaïekstructuur in de vegetatie, waarbij verschillende verlandingsstadia in de vegetatie aanwezig zijn. Het beheer richt zich daarbij niet op de ontwikkeling van wilgen- of zacht-hout ooibos. Een advies aan de beheerders is om op basis van de kanskaarten uit dit rapport, de meest kansrijke plekken verder te ontwikkelen. Om de dynamiek te realiseren die hoort bij laag-dynamische natuur, kan gedacht worden aan het overstroom met rivierwater boven een bepaalde waterhoogte- bijvoorbeeld door de kade te verlagen - om daarmee de frequentie van overstroom en de verblijftijd van het water te sturen. Vasthouden van water achter een zomerkade kan worden gerealiseerd door deze te verlagen en door het buitendijken van oude meanderbochten en wielen. Met deze maatregel is in de afgelopen jaren in de Buiten Ooij nabij Nijmegen geëxperimenteerd (Kurstjens et al., 2014). Het doel hiervan is om ondiepe overstroomingsvlaktes te herstellen die kenmerkend zijn voor een riviersysteem.

In buitendijkse gebieden is de filterfunctie van de vegetatie belangrijk. Ook buitendijks speelt de schaalgrootte een belangrijke rol.

Beheersadvies algemeen

Concluderend kan gesteld worden dat schaalgrootte, verbinding, dynamiek en heterogeniteit (diverse mozaïekstructuren en habitats) de belangrijkste beheerslijnen zijn in zowel binnen- als in buitendijkse gebieden. Om dit te realiseren, zijn grote oppervlakten noodzakelijk.

Het advies is om een aantal grote gebieden te ontwikkelen voor laag-dynamische natuur. De kerngebieden dienen groot te zijn (in omvang van een paar honderd ha bijv. zoals het Rijnstrangengebied of de Kil van Hurwenen) verbonden met eromheen gelegen kleinere eenheden. Inlaat van water dient zoveel als mogelijk over een langere tijd plaats te vinden en het water dient langzaam uit te zakken (Foto Cortenoever; foto van grote geulen binnendijks waar je dynamiek kunt aanbrengen). In de uiterwaarden dienen ook grote oppervlakten te worden gezocht, waar je dit zou kunnen realiseren. Een advies is om de stromingsluwe delen in de buitendijkse grote uiterwaarden te benutten. Een aanbeveling is om op basis van de kanskaarten zoals opgenomen in dit rapport, te kijken welke uiterwaarden dit zouden kunnen zijn. Een volgende stap is om verder in te zoomen op wat wat nodig is in kansrijke gebieden ten aanzien van waterhuishouding, morfologie en beheer van soorten waar het in het betreffende gebied om gaat. Om de benodigde geringe dynamiek voor laag-dynamische milieus te realiseren is het noodzakelijk om alternatieven in dynamiek van rivierwater uit te testen, omdat hiermee nog weinig ervaring is opgedaan in het beheer.

Algemeen zijn de volgende beheersuitgangspunten belangrijk bij de realisatie van laag-dynamische natuur in het rivierengebied:

- Gradiënten in dynamiek creëren;
- Herstel van habitatdiversiteit,
- Herstel van waterkwaliteit middels inrichting en beheer: bijv. inrichting van een gradiënt middels natuurlijke helofytenfilters in het landschap .

Huidige herstelprojecten

Momenteel zijn mede in het kader van Ruimte voor de Rivier projecten laag-dynamische moerassen in ontwikkeling langs de Beneden-Waal in delen van het Munnikenland, de Kil van Hurwenen en de Heesseltsche uiterwaarden (Kurstjens et al. 2014). In de Gelderse Poort zijn naast de Buiten Ooij vooral de Bijlandse Waard en de Bemmelse Polder kansrijke deelgebieden. Langs de Nederrijn zijn de Bovenste Polder bij Wageningen en het kwelmoeras in de Amerongse Bovenpolder geschikte natuurgebieden. Langs de IJssel liggen nauwelijks zomerkaden waardoor het vasthouden van water langs deze riviertak lastiger is (Kurstjens et al., 2014). Vanuit de resultaten uit ons onderzoek bevelen we beheerders aan om deze huidige herstelprojecten te bekijken om de mogelijkheden voor realisatie van laag-dynamische natuur te overwegen of eventueel aan te passen.

7 Conclusies

In het deltaprogramma grote rivieren en bij de realisatie van aan de rivier gebonden natuur is veel aandacht voor de realisatie van hoogdynamische natuur. Echter, het onderhavige rapport laat zien dat er veel potenties liggen voor laag-dynamische natuur in het rivierengebied. Laag-dynamische natuur is op kleine schaal overal aanwezig in het rivierengebied. Huidige waardevolle laag-dynamische natuur is vooral veel binnendijks aanwezig en relatief weinig buitendijks. In de huidige situatie hebben we te maken met buitendijkse gebieden waar de dynamiek te hoog is en binnendijkse gebieden waar dynamiek ontbreekt. Dat betekent dat de gradienten in dynamiek, die vroeger zo kenmerkend waren voor het rivierenlandschap zijn doorsneden. Er is sprake van òf te veel (buitendijks) òf te weinig dynamiek (binnendijks). Ook is er een gebrek aan connectiviteit tussen binnendijks en buitendijks gelegen gebieden (lateraal) maar ook longitudinaal, in de lengtegradiënt. Het onderhavige rapport geeft aan waar potenties liggen voor herstel van de gevraagde (gradiënten) in dynamiek. Schaalgrootte, verbinding, dynamiek en heterogeniteit (diverse mozaïekstructuren en habitats) zijn de belangrijkste lijnen waarlangs beheer in zowel binnen- als buitendijkse gebieden zou moeten plaatsvinden. Om dit te realiseren, zijn grote met elkaar verbonden gebieden zowel binnen- als buitendijks noodzakelijk.

8 Referenties

- Besse-Lototskaya, A.A., R. Hall & P.F.M. Verdonschot (2006) Effecten van 'ruimte voor water' op natuur in inundatiegebieden. Fase 2: validatie van het paleo-instrument en resultaten. Alterra-rapport 1659, Wageningen.
- Beersum, F. van, 2010. Plant-Animal Interactions in the Aquatic Environment. Bachelor Land- en Water Management, Van Hall Larenstein, Wageningen. Supervisors: J.H.J. Schaminée and G.H.P. Arts.
- Braak, C.J.F. ter, Šmilauer, P. (2012) Canoco 5: software for ordination (version 5.0). Biometris, Wageningen.
- Brink, F.W.B., M. de Graaf, P. Schipper, M. Schoor en I. Schimmel, 2014. Ecologisch herstel Grote Rivieren: hoe zit het met de komst van de ooievaar? De Levende Natuur 115 (3): 150-153.
- Brink FWB van den, Velde G van der (1991) Macrozoobenthos of floodplain waters of the rivers Rhine and Meuse in the Netherlands: a structural and functional analysis in relation to hydrology. Regulated rivers: Research and management 6: 265-277.
- Brink FWB van den, Velde G van der, Buijse AD, Klink AG (1996) Biodiversity in the lower Rhine and Meuse floodplains: its significance for ecological river management. Aquatic Ecology 30: 129-149.
- Brink, F.W.B. van den, G. van der Velde & S. Wijnhoven, 2013. Diversity, occurrence and feeding traits of caddisfly larvae as indicators for ecological integrity of river-floodplain habitats along a connectivity gradient. Ecological Indicators 25: 92-98.
- Brouwer, E., 2008. Krabbescheer in het Rijnstrangengebied; onderzoek op enkele actuele en potentiële groeiplaatsen. B-ware rapport 2008.37. In opdracht van Waterschap Rijn en IJssel.
- Buijse, T.A.D., G.J. van Geest, R.E. Grift & F.C.J.M. Roozen (2001) Stagnante wateren. In: Wolters H.A., M. Platteeuw & M.M. Schoor (red.) Richtlijnen voor inrichting en beheer van uiterwaarden; ecologie en veiligheid gecombineerd RIZA rapport 2001.059, Lelystad.
- Cals, M.J.R., 1994. Evaluatie van de 'Ouursche Waarden' 1989 t/m 1993. Publ. and reports of the project 'Ecological Rehabilitation of the River Rhine' 60: 1-94. (In Dutch).
- De Lange W.J., G.F. Prinsen, J.C. Hoogewoud, A.A. Veldhuizen, J. Verkaik, G.H.P. Oude Essink, P. E.V. van Walsum, J. R. Delsman, J.C. Hunink, H.Th.L. Massop, T. Kroon, 2014. An operational, multi-scale, multi-modelsystem for consensus-base, integrated water management and policy analysis: The Netherlands Hydrological Instrument. Environmental Modelling & Software 59 (2014) 98-108.
- Donselaar, J. van (m.m.v. L.G. Kop en E.E. van der Voo), 1961. On the vegetation of former river beds in The Netherlands. Wentia 5: 1-85.
- Donselaar-ten Bokkel Huinink, W.A.E. van, 1961. An ecological study of the vegetation in three former river beds. Wentia 5: 112 -162.
- Dufrêne M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs 67: 345-366.
- Elbersen, JWH, Verdonschot PFM, Roels B, Hartholt JG (2002) Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW). I. Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren. Altera-rapport 669, Wageningen.
- Geest, G., van, A. de Niet S. Teurlincx, 2011. Waterplanten langs de Nederlandse Rijntakken. Huidige waarden. Aanbevelingen voor inrichting. KRW-Tool. 1203415-000. Deltares, 2011, Deltares en Witteveen+Bos. Rapport 1203415-000.
- Geest, G. van en T. Buijse, Kansen voor waterplanten in semi-stagnante uiterwaardplassen De Levende Natuur 113 (6): 280 – 286.

- García-Roger AM, del Mar Sánchez-Montoya M, Gómez R, Luisa Suárez M, Rosario Vidal-Abarca M, Latron J, Rieradevall M, Prat N (2011) Do seasonal changes in habitat features influence aquatic macroinvertebrate assemblages in perennial versus temporary Mediterranean streams? *Aquatic Sciences* 73: 567-579.
- Gurnell, A. M. W. Bertoldi, D. Corenblit, 2012. Changing river channels: The roles of hydrological processes, plants and pioneer fluvial landforms in humid temperate, mixed load, gravel bed rivers, *Earth-Science Reviews*, 111 (1-2), 129-141
- Henley, W. F., Patterson, M.A., Neves R.J., Lemly A.D. (2000) Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: A concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science* 8: 125-139.
- Hill, M.O. (1979) TWINSPLAN--A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Ithaca, NY: Ecology and Systematics, Cornell University.
- ICBR (2010) Strategie inzake microverontreinigingen: strategie voor stedelijk en industrieel afvalwater. Rapport 181, ICBR, Koblenz.
- Jans, L. (red.) Evaluatie nevengeulen Gamberensche Waard 1996-2002. RIZA rapport 2004.024, Lelystad.
- Janse JH (1986) Ecologische waarden van de wateren in het winterbed van de grote rivieren. Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge P (ed.) *Proceedings of the international Large river symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106. P. 110-127.
- Klink, A.G., 1991. Ecologische relevante factoren bij het inrichten van een Nevengeulencomplex in de Rijn. Hydrobiologisch Adviesbureau Klink bv Wageningen, The Netherlands, Rapporten en Mededelingen 36: 1-29.
- Klink, A., 2000. Macrofauna in poelen langs de Pripjyat. Hydrobiologisch Adviesbureau Klink Rapporten en Mededelingen 68.
- Kurstjens, G., G. van Geest, B. Peters en T. Wijers, 2014. Ondiepe overstromingsvlakte als missing link. *De Levende Natuur* 115 (3): 129 – 133.
- Lange, H.J. de, G.J. Maas, B. Makaske, M. Nijssen, J. Noordijk, S. van Rooij & C.C. Vos, 2013. Fauna in het rivierengebied – Knelpunten en mogelijkheden voor herstel van terrestrische en amfibische fauna. Rapportnummer 2013/OBN175-RI. Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag.
- Lange, H.J. de, J. Noordijk en M. Nijssen, 2014. Mogelijkheden voor verder herstel van fauna in rivieruiterwaarden. *De Levende Natuur* 115: 116-121.
- Loeb, R., 2008. On biogeochemical processes influencing eutrophication and toxicity in riverine wetlands. Proefschrift Radboud Universiteit, Nijmegen.
- Lucassen, C.H.E.T. Bobbink, R; Smolders, AJP; et al., 2003. Interactive effects of low pH and high ammonium levels responsible for the decline of *Cirsium dissectum* (L.) Hill, 2003. *Plant Ecology* 165(1): 45-52 .
- Lucassen, C. H. E. T., Smolders, A.J. P., Boedeltje, G. et al, 2006. Groundwater input affecting plant distribution by controlling ammonium and iron availability . *J. Veg. Science* 17(4): 425-434.
- McCune, B., Mefford, M. J. (1999). Multivariate analysis of ecological data. Version 4.25. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- Middelkoop, H., 1997. Embanked floodplains in the Netherlands: geomorphological evolution over various timescales.
- Molen, DT van der, Pot R, Evers CHM, Buskens R, Herpen, FCJ van (2013) Referenties en maatlatten voor overige waterlichamen (geen KRW-waterlichamen) STOWA Rapport 2013-14, STOWA, Amersfoort.
- Molen, DT van der, Pot R, Evers CHM, Nieuwerburgh, LLJ van (2012) Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. STOWA Rapport 2012-31, STOWA, Amersfoort.
- Molen, DT van der, Aarts HPA, Backx JJGM, Geilen EFM, Platteeuw M (2000) Rijkswateren-Ecotopen-Stelsels Aquatisch. RIZA rapport 2000.038, RIZA, Lelystad.

- Moller Pillot, H., J. de Jonge & H. Coops, 2002. De Pripyat, informatie uit een natuurlijk laaglandriviersysteem. *Landschap* 19 (1): 49-56.
- Nagorskaya L, Moroz M, Laeno T, Veznovetz V., Moller Pillot H, Dijkstra KDB, Reemer M (2002) Macrofauna in floodplain pools and dead branches of the Pripyat river, Belarus. Institute of Zoology NAS, Belarus.
- Nijboer R, Jaarsma N, Verdonschot P, Molen D van der, Geilen N, Backx J (2000) Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 3, wateren in het rivierengebied. Rapport EC-LNV nr. AS-03, Wageningen.
- Nooij, R.J.W. de, W.C.E.P. Verberk, H.J.R. Lenders, R.S.E.W. Leuven & P.H. Nienhuis, 2006. The Importance of Hydrodynamics for Protected and Endangered Biodiversity of Lowland Rivers. *Hydrobiologia* 565: 153-162.
- Peeters, E.T.H.M., Veraart, A.J., Verdonschot, R.C.M., van Zuidam, J.P., de Klein, J.J.M., Richter, B.D., Braun, D.P., Mendelson, M.A., Master, L.L. (1997). Threats to imperiled freshwater fauna. *Conservation Biology* 11: 1081-1093.
- Peters, B., W. Overmars, G. Kurstjens en J. Rademakers, 2014. Van Plan Ooievaar tot Smart Rivers. Themanummer De Levende Natuur 25 jaar ecologisch herstel van het rivierengebied tegen veranderende achtergronden. *De Levende Natuur* 115 (3): 79-83.
- Peters, B., met medewerking van L. Dam, T. Vriese, A. Klink, J. Dekker, G. Kurstjens & M. Schoor, 2008. Trends, knelpunten en kennisvragen uit het rivierengebied. Preadvies OBN Rivierengebied. Rapport DK nr 2008/dk093-O, Ede.
- Smolders A.J.P., van Riel M.C. en Roelofs J.G.M., (2000). Accumulation of free-amino acids as an early indication for physiological stress (nitrogen overload) due to elevated ammonium levels in vital *Stratiotes aloides* L. stands. *Archiv für Hydrobiologie* 150: 169-175.
- Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., den Hartog C. en Roelofs J.G.M., (2003). Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in the Netherlands: sulphate as a key variable. *Hydrobiologia* 506/509: 603-610.
- Van de Steeg, H.M., 1984. Effects of summer inundation on flora and vegetation of river forelands in the Rhine area. *Acta Bot.Neederl.*, 33: 365-366.
- Van der Voo, E.E. & V. Westhoff (1961). An autecological study of some limnophytes and helophytes in the area of the large rivers. *Wentia* 5: 163-258.
- Van Urk, G. and H. Smit, 1989. The Lower Rhine. Geomorphological changes. In: G.E. Petts, Ed., *Historical change of large alluvial rivers. Western Europe*. J. Wiley and Sons, 167-182.
- Velzen, E.H. van, Jesse, P., Comelissen, P., Coops, H. (2003) Stromingsweerstand vegetatie in uiterwaarden. Deel 2 achtergronddocument versie 1-2003. RIZA, Arnhem
- Verdonschot, P.F.M. (2014) Sloten; ecologisch functioneren en beheer. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Verberk, W.C.E.P., Verdonschot, P.F.M., van Haaren, T., van Maanen, B. (2012). Milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwatermacrofauna. WEW Themanummer 23, Van de Garde-Jémé, Eindhoven. 32 pp.
- Verberk, W.C.E.P. Wouter Helmer, Karlè S´ykora, Rob Leuven, Frank Saris, Henk Wolfert & Harry Hekhuis, 2009. Kansen voor verder herstel van het rivierenlandschap. Themanummer OBN. *De Levende Natuur* 110: 148-152.
- 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, P.F.M. (1995). Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel.
- Vlek H.E., P.F.M. Verdonschot & R.C. Nijboer (2004) Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: 173-189.
- Vroon, J.G., Wesseling, J. Heijkers en A. Bolman, 2013. BOFEK2012, de nieuwe, bodemfysische schematisatie van Nederland. Wageningen, Alterra-rapport 2387
- Ward, J.V., K. Tockner, F. Schiemer, 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 125-139.

- Weeda, E.J., J.H.J. Schaminée & L. van Duuren (2000). Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland 1. Wateren, moerassen en natte heiden. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Weeda, E.J., C. Schuiling, Th. Jacobs & J.P.M. Willemen, 2008. Inventarisatie ruimteclaims in rivierengebied ten behoeve van Natura2000 en de Ecologische Hoofdstructuur. Alterra-rapport 1638, Wageningen.
- Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen & E.E. van der Voo, 1971. Wilde planten. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 2. Vereniging Natuurmonumenten, Amsterdam. 304 pag.

Bijlage 1: Macrofauna-indicatoren rivierbegeleidende wateren

Overzicht van de kenmerkende of indicatieve taxa voor laag-dynamische wateren in de uiterwaarden van de grote rivieren. Codering watertypen:

M05: eenzijdig afgesnoerde of geïsoleerde strangen (in meer of mindere mate meestromend bij overstroming) kleiputten, uiterwaardsloten, gegraven geulen

M11: ondiepe wielen, moerassen

M20 (incl. M16, M19): wielen, uitgegraven oude riviermeanders, zand en kleiwingaten

M25: oude rivierarmen met veenvorming

M27: matig grote oude rivierarmen met veenvorming

AS08: periodiek droogvallende wateren

AS09: Diepe wateren in open verbinding met de rivier

AS13: Ondiepe geïsoleerde sterk geïnundeerde wateren

AS14: Ondiepe geïsoleerde matig geïnundeerde wateren

AS15: Geïsoleerde ondiepe zelden geïnundeerde wateren

AS10: van de rivier geïsoleerder grote diepe wateren

AS11: diepe van de rivier geïsoleerde kleine wateren

AS12: ondiepe wateren in open verbinding met de rivier.

Taxon	AS08	M05	AS09	AS13	AS14	AS15	M11	M20	AS10	AS11	AS12	M25	M27
<i>Ablabesmyia longistyla</i>	1												
<i>Ablabesmyia monilis</i>							1	1				1	1
<i>Ablabesmyia phatta</i>		1					1	1				1	
<i>Acentria ephemerella</i>		1											
<i>Acilius canaliculatus</i>							1					1	1
<i>Acilius sulcatus</i>							1						
<i>Acricotopus lucens</i>		1											
<i>Aedes</i> sp.			1										
<i>Aeshna affinis</i>												1	
<i>Aeshna cyanea</i>												1	1
<i>Aeshna grandis</i>												1	
<i>Aeshna isosceles</i>							1					1	1
<i>Aeshna juncea</i>												1	1
<i>Aeshna mixta</i>							1					1	
<i>Aeshna viridis</i>						1						1	1
<i>Agabus nebulosus</i>		1					1						
<i>Agabus neglectus</i>							1						
<i>Agabus uliginosus</i>							1						
<i>Agabus undulatus</i>							1					1	
<i>Agabus unguicularis</i>												1	
<i>Agraylea multipunctata</i>								1					1
<i>Agraylea sexmaculata</i>								1					1
<i>Agrypnia pagetana</i>							1	1				1	1

<i>Agrypnia varia</i>							1						
<i>Anabolia brevipennis</i>													1
<i>Anabolia nervosa</i>								1					
<i>Anatopynia plumipes</i>												1	
<i>Anax imperator</i>							1						
<i>Anisus leucostoma</i>							1						
<i>Anisus vortex</i>				1									
<i>Anisus vorticulus</i>													1
<i>Anodonta anatina</i>		1						1					
<i>Aplexa hypnorum</i>			1										
<i>Aquarius paludum</i>								1					1
<i>Argyroneta aquatica</i>												1	1
<i>Arrenurus albator</i>													1
<i>Arrenurus batillifer</i>												1	1
<i>Arrenurus biscissus</i>											1		1
<i>Arrenurus bruzelii</i>													1
<i>Arrenurus buccinator</i>							1						1
<i>Arrenurus claviger</i>												1	1
<i>Arrenurus cuspidifer</i>							1						1
<i>Arrenurus fimbriatus</i>			1										
<i>Arrenurus forpicatus</i>												1	1
<i>Arrenurus inexploratus</i>							1						
<i>Arrenurus knauthei</i>												1	1
<i>Arrenurus leuckarti</i>							1						
<i>Arrenurus maculator</i>												1	1
<i>Arrenurus mediorotundatus</i>													1
<i>Arrenurus muelleri</i>							1						
<i>Arrenurus perforatus</i>												1	1
<i>Arrenurus securiformis</i>												1	1
<i>Arrenurus tricuspidator</i>												1	1
<i>Arrenurus truncatellus</i>												1	1
<i>Arrenurus virens</i>												1	1
<i>Athripsodes aterrimus</i>							1	1				1	
<i>Atractides ovalis</i>												1	1
<i>Aulodrilus plurisetia</i>								1					
<i>Axonopsis complanata</i>													1
<i>Bathyomphalus contortus</i>			1										
<i>Bdellocephala punctata</i>						1						1	1
<i>Bidessus grossepunctatus</i>												1	
<i>Brachytron pratense</i>							1					1	1
<i>Caenis horaria</i>		1											
<i>Caenis lactea</i>								1		1			1
<i>Caenis luctuosa</i>											1		
<i>Centroptilum luteolum</i>								1			1		1
<i>Ceraclea sp.</i>												1	1
<i>Chaoborus crystallinus</i>		1											
<i>Chaoborus flavicans</i>									1	1	1		

<i>Chironomus acutiventris</i>		1										
<i>Chironomus gr plumosus</i>									1			
<i>Cladopelma goetghebueri gr.</i>												1
<i>Cladopelma gr lateralis</i>						1					1	
<i>Cladopelma laccophila</i>											1	
<i>Cladopelma viridulum</i>												1
<i>Cladotanytarsus sp</i>								1	1			
<i>Clinotanytus nervosus</i>								1			1	1
<i>Cloeon simile</i>										1		
<i>Coenagrion puella</i>						1					1	1
<i>Coenagrion pulchellum</i>		1				1	1				1	1
<i>Cordulia aenea</i>						1					1	1
<i>Corixa panzeri</i>						1						
<i>Corynoneura scutellata</i>						1					1	1
<i>Cricotopus cylindraceus/festivellus gr.</i>							1				1	1
<i>Cricotopus holsatus</i>											1	
<i>Cricotopus intersectus</i>	1				1			1	1		1	1
<i>Cryptochironomus</i>						1	1	1	1		1	1
<i>Cymatia coleoptrata</i>		1										
<i>Cyrnus crenaticornis</i>						1					1	1
<i>Cyrnus flavidus</i>		1										
<i>Cyrnus insolutus</i>											1	1
<i>Cyrnus trimaculatus</i>							1					1
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>							1		1	1		1
<i>Dendrocoelum lacteum</i>		1				1	1				1	1
<i>Dicrotendipes gr tritomus</i>										1		
<i>Dicrotendipes lobiger</i>						1					1	1
<i>Dicrotendipes modestus</i>						1					1	
<i>Dicrotendipes notatus</i>											1	
<i>Dicrotendipes pulsus</i>												1
<i>Dicrotendipes tritomus</i>						1						
<i>Dixella amphibia</i>			1									
<i>Dryops anglicanus</i>			1								1	1
<i>Dytiscus circumcinctus</i>											1	1
<i>Dytiscus lapponicus</i>											1	
<i>Ecnomus tenellus</i>							1				1	1
<i>Elophila nymphaeata</i>		1										
<i>Enallagma cyathigerum</i>							1					
<i>Endochironomus albipennis</i>								1				
<i>Endochironomus dispar</i>						1					1	
<i>Enochrus coarctatus</i>						1					1	1
<i>Enochrus melanocephalus</i>						1					1	
<i>Enochrus ochropterus</i>											1	
<i>Enochrus quadripunctatus</i>						1					1	
<i>Ephemera glaucops</i>							1	1				
<i>Ephemera vulgata</i>							1					
<i>Epitheca bimaculata</i>		1										

<i>Erotesis baltica</i>												1	1
<i>Erpobdella nigricollis</i>												1	
<i>Erythromma najas</i>		1					1	1			1	1	1
<i>Euthyas truncata</i>													1
<i>Eylais discreta</i>													1
<i>Eylais hamata</i>								1					
<i>Eylais infundibulifera</i>													1
<i>Fleuria lacustris</i>												1	
<i>Forelia curvipalpis</i>													1
<i>Forelia liliacea</i>								1					1
<i>Forelia variegator</i>													1
<i>Frontipoda musculus</i>													1
<i>Gammarus pulex</i>		1									1		
<i>Gammarus tigrinus</i>					1								
<i>Gerris argentatus</i>											1		
<i>Gerris odontogaster</i>		1				1	1					1	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>						1							
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>			1				1						
<i>Glyptotendipes caulicola</i>							1					1	1
<i>Glyptotendipes gripekoveni</i>							1					1	
<i>Graphoderus bilineatus</i>												1	1
<i>Graptodytes bilineatus</i>							1						
<i>Graptodytes granularis</i>							1					1	
<i>Guttipelopia guttipennis</i>							1					1	1
<i>Gyraulus albus</i>							1	1	1			1	1
<i>Gyraulus riparius</i>													1
<i>Gyrinus marinus</i>		1										1	1
<i>Gyrinus paykulli</i>												1	1
<i>Gyrinus suffriani</i>													1
<i>Haementeria costata</i>												1	
<i>Hagenella clathrata</i>			1										
<i>Haliplus confinis</i>							1						1
<i>Haliplus flavicollis</i>								1				1	1
<i>Haliplus fluviatilis</i>									1			1	1
<i>Haliplus fulvicollis</i>							1						
<i>Haliplus fulvus</i>							1					1	1
<i>Haliplus furcatus</i>							1						
<i>Haliplus heydeni</i>			1										
<i>Haliplus immaculatus</i>											1		
<i>Haliplus lineolatus</i>								1					1
<i>Haliplus mucronatus</i>							1						
<i>Haliplus obliquus</i>							1					1	1
<i>Haliplus ruficollis</i>		1											
<i>Haliplus varius</i>							1					1	1
<i>Harnischia</i> sp.								1		1			1
<i>Helophorus asperatus</i>			1										
<i>Helophorus croaticus</i>			1										

<i>Helophorus granularis</i>						1					1	
<i>Helophorus nanus</i>			1								1	
<i>Helophorus pumilio</i>			1			1					1	
<i>Hesperocorixa castanea</i>						1						
<i>Hirudo medicinalis</i>						1						
<i>Holocentropus dubius</i>						1					1	1
<i>Holocentropus picicornis</i>						1					1	1
<i>Holocentropus stagnalis</i>						1						
<i>Hydaticus transversalis</i>											1	1
<i>Hydrachna cruenta</i>							1					
<i>Hydrachna globosa</i>											1	
<i>Hydrachna goldfeldi</i>												1
<i>Hydraena palustris</i>						1					1	
<i>Hydraena testacea</i>						1						
<i>Hydrochara caraboides</i>						1					1	1
<i>Hydrochoreutes krameri</i>												1
<i>Hydrochoreutes unguulatus</i>												1
<i>Hydrochus carinatus</i>						1					1	
<i>Hydrochus elongatus</i>						1					1	
<i>Hydrochus megaphallus</i>			1									
<i>Hydrodroma despicens</i>										1		
<i>Hydrometra stagnorum</i>						1					1	1
<i>Hydrophilus piceus</i>						1					1	1
<i>Hydroporus dorsalis</i>			1									
<i>Hydroporus erythrocephalus</i>						1						
<i>Hydroporus gyllenhalii</i>						1						
<i>Hydroporus melanarius</i>						1						
<i>Hydroporus neglectus</i>			1			1					1	
<i>Hydroporus nigrita</i>			1									
<i>Hydroporus notatus</i>			1									
<i>Hydroporus pubescens</i>						1						
<i>Hydroporus scalesianus</i>						1						
<i>Hydroporus striola</i>						1						
<i>Hydroptila pulchricornis</i>							1					1
<i>Hydroptila tineoides</i>							1					1
<i>Hydryphantes dispar</i>												1
<i>Hygrobates nigromaculatus</i>												1
<i>Hygrobates trigonicus</i>										1		
<i>Hygrotus confluens</i>						1						
<i>Hygrotus decoratus</i>						1					1	
<i>Hygrotus nigrolineatus</i>						1						
<i>Ilybius subaeneus</i>						1					1	
<i>Ilyocoris cimicoides</i>						1						
<i>Ischnura elegans</i>			1				1					
<i>Kiefferulus tendipediformis</i>						1					1	
<i>Labrundinia longipalpis</i>												1
<i>Laccobius colon</i>						1	1					

<i>Laccobius minutus</i>		1											
<i>Laccophilus hyalinus</i>		1											
<i>Laccophilus minutus</i>		1											
<i>Laccornis oblongus</i>											1		
<i>Lauterborniella agrayloides</i>						1					1	1	
<i>Leptocerus tineiformis</i>						1					1	1	
<i>Lestes sponsa</i>		1											
<i>Lestes viridis</i>						1					1		
<i>Leucorrhinia albifrons</i>						1							
<i>Leucorrhinia caudalis</i>						1							
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>											1	1	
<i>Leuctra fusca</i>							1	1	1			1	
<i>Libellula depressa</i>						1					1		
<i>Libellula fulva</i>						1						1	
<i>Libellula quadrimaculata</i>						1					1		
<i>Limnebius aluta</i>											1		
<i>Limnephilus affinis</i>			1										
<i>Limnephilus binotatus</i>											1	1	
<i>Limnephilus decipiens</i>												1	
<i>Limnephilus flavicornis</i>						1					1	1	
<i>Limnephilus incisus</i>			1			1							
<i>Limnephilus lunatus</i>						1	1					1	
<i>Limnephilus marmoratus</i>						1					1	1	
<i>Limnephilus nigriceps</i>												1	
<i>Limnephilus politus</i>												1	
<i>Limnephilus rhombicus</i>											1	1	
<i>Limnesia connata</i>												1	
<i>Limnesia koenikei</i>						1							
<i>Limnesia maculata</i>							1					1	
<i>Limnesia polonica</i>											1	1	
<i>Limnesia undulata</i>										1			
<i>Limnochara aquatica</i>											1	1	
<i>Lype phaeopa</i>							1					1	
<i>Lype reducta</i>							1						
<i>Mesovelgia furcata</i>										1			
<i>Microchironomus tener</i>		1						1				1	
<i>Micronecta meridionalis</i>	1			1						1			
<i>Microtendipes gr. chloris</i>				1									
<i>Microvelia buenoi</i>												1	
<i>Midea orbiculata</i>										1	1	1	
<i>Molanna angustata</i>							1			1	1	1	
<i>Monopelopia tenuicalcar</i>						1					1		
<i>Mystacides longicornis</i>		1				1	1				1		
<i>Mystacides nigra</i>		1				1	1			1	1	1	
<i>Myxas glutinosa</i>						1					1	1	
<i>Nais simplex</i>							1						
<i>Nais variabilis</i>		1											

<i>Nanocladius balticus</i>							1					
<i>Nanocladius bicolor</i>	1	1					1				1	1
<i>Natarsia punctata</i>					1							
<i>Nebrioporus canaliculatus</i>						1						
<i>Nebrioporus elegans</i>							1					
<i>Neumania limosa</i>												1
<i>Neumania vernalis</i>						1						1
<i>Notonecta obliqua</i>					1							
<i>Odontomyia</i> sp.			1									
<i>Oecetis furva</i>		1					1				1	1
<i>Oecetis lacustris</i>		1					1				1	1
<i>Oecetis notata</i>				1	1	1						
<i>Oecetis ochracea</i>		1		1	1			1				
<i>Oligostomis reticulata</i>											1	
<i>Oligotricha striata</i>											1	
<i>Orthocladius consobrinus</i>								1				1
<i>Orthocladius holsatus</i>												1
<i>Orthotrichia</i>											1	1
<i>Oulimnius major</i>											1	
<i>Oulimnius rivularis</i>								1				
<i>Oulimnius troglodytes</i>								1				
<i>Oxus longisetus</i>												1
<i>Oxus ovalis</i>												1
<i>Oxyethira</i> sp.												1
<i>Oxyethira flavicornis</i>						1					1	
<i>Parachironomus</i> gr. <i>arcuatis</i>										1		
<i>Parachironomus</i> gr. <i>vitiosus</i>											1	
<i>Paracladopelma laminatum</i> agg.								1				
<i>Paracymus scutellaris</i>			1									
<i>Parakiefferiella bathophila</i>								1				
<i>Paramerina cingulata</i>							1				1	1
<i>Parapoynx stratiotata</i>		1				1					1	1
<i>Paratanytarsus inopertus</i>											1	1
<i>Paratanytarsus tenellulus</i>							1					1
<i>Paroecetis struckii</i>											1	
<i>Peltodytes caesus</i>		1										
<i>Phaenopsectra</i>		1										
<i>Phryganea</i> sp.		1					1					1
<i>Physa acuta</i>				1	1	1						
<i>Piersigia intermedia</i>												1
<i>Piona carnea</i>							1					
<i>Piona coccinea</i>									1			
<i>Piona imminuta</i>							1				1	
<i>Piona longipalpis</i>										1	1	1
<i>Piona neumani</i>							1				1	1
<i>Piona paucipora</i>								1		1	1	1
<i>Piona stjoerdalensis</i>											1	1

<i>Pionopsis lutescens</i>							1						
<i>Piscicola geometra</i>								1				1	1
<i>Pisidium milium</i>								1					
<i>Pisidium obtusale</i>								1					
<i>Pisidium pseudosphaerium</i>													1
<i>Placobdella costata</i>								1					1
<i>Planaria torva</i>		1						1	1	1	1	1	1
<i>Planorbarius corneus</i>			1										
<i>Platambus maculatus</i>								1					1
<i>Plea minutissima</i>									1				
<i>Polypedilum bicrenatum</i> gr.									1	1			1
<i>Polypedilum</i> gr. <i>nubeculosum</i>				1	1								
<i>Polypedilum sordens</i>		1					1				1	1	1
<i>Porhydrus lineatus</i>												1	1
<i>Potamothenis moldaviensis</i>					1					1			
<i>Proasellus coxalis</i>												1	
<i>Proasellus meridianus</i>							1	1				1	
<i>Prodiamesa olivacea</i>								1					
<i>Psammoryctides albicola</i>													1
<i>Psammoryctides barbatus</i>								1					
<i>Psectrocladius obivus</i>								1					1
<i>Psectrocladius psilopterus</i>								1	1		1	1	1
<i>Psectrocladius sordidellus/limbatellus</i> gr.							1	1				1	1
<i>Pseudochironomus prasinatus</i>								1			1		
<i>Psychomyia pusilla</i>				1	1	1							
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>							1						1
<i>Rhantus frontalis</i>							1						
<i>Ripistes parasita</i>		1											
<i>Segmentina nitida</i>			1										
<i>Sigara scotti</i>											1		
<i>Sigara selecta</i>												1	
<i>Siphonurus aestivalis</i>				1					1				
<i>Siphonurus lacustris</i>				1					1				
<i>Sisyra</i> sp.												1	1
<i>Spirosperma ferox</i>								1					
<i>Stempellinella edwardsi</i>													1
<i>Stenochironomus</i>													1
<i>Stictochironomus</i>								1	1	1	1		1
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>								1					1
<i>Suphrodytes dorsalis</i>							1					1	1
<i>Sympecma paedisca</i>							1						
<i>Sympetrum depressiusculum</i>							1						
<i>Sympetrum sanguineum</i>							1						
<i>Sympetrum striolatum</i>							1						1
<i>Theodoxus fluviatilis</i>								1					
<i>Theromyzon tessulatum</i>		1											
<i>Tinodes waeneri</i>								1					1

<i>Tiphys ensifer</i>													1
<i>Tiphys latipes</i>													1
<i>Tiphys ornatus</i>							1					1	1
<i>Tribelos intextum</i>								1	1	1	1		1
<i>Tricholeiochiton fagesii</i>												1	1
<i>Trichostegia minor</i>			1										
<i>Trissocladius brevipalpis</i>			1										
<i>Trocheta bykowskii</i>			1										
<i>Unionicola gracilipalpis</i>												1	1
<i>Unionicola minor</i>												1	
<i>Unionicola parvipora</i>												1	1
<i>Valvata macrostoma</i>												1	1
<i>Valvata piscinalis</i>				1									
<i>Viviparus contectus</i>												1	1
<i>Xenopelopia nigricans</i>			1				1					1	
<i>Zavrelia pentatoma</i>												1	
<i>Zavreliella marmorata</i>							1					1	1

Bijlage 2: Locaties macrofauna

Monsterlocaties gebruikt in de macrofauna analyses. Positiecodes: ba = buitendijks gelegen, aangetakt, bg = buitendijks gelegen, geïsoleerd, bi = binnendijks gelegen; KRW typen: zie paragraaf 1.2.

Locatiennaam	Positie	KRW	x	Y
Beneden Leeuwen put	ba	M05	165771	433407
Blauwe Kamer Morgenstrang	ba	M05	169821	439861
Blauwe Kamer Fortgracht	ba	M05	169901	440175
Duursche Waarden kolk	ba	M05	205116	488037
Duursche Waarden kolk	ba	M05	205027	488002
Duursche Waarden kolk	ba	M05	204878	487943
Duursche Waarden zandput	ba	M05	204583	487684
Duursche Waarden zandput	ba	M05	204438	487681
Klompewaard Klompewaardgeul	ba	M05	198300	433200
Oostgeul strang	ba	M05	142950	424281
Oostgeul strang	ba	M05	143012	424278
Oostgeul strang	ba	M05	142950	424281
Afferdense en Deestse Waarden plas	bg	M05	173269	433740
Afferdense en Deestse Waarden poel	bg	M05	173165	433845
Afferdense en Deestse Waarden plas	bg	M05	173791	433918
Afferdense en Deestse Waarden poel	bg	M05	173681	433926
Afferdense en Deestse Waarden poel	bg	M05	172559	433889
Afferdense en Deestse Waarden poel	bg	M05	172568	434188
Afferdense en Deestse Waarden kleiput	bg	M05	174198	433944
Afferdense en Deestse Waarden strang	bg	M05	172847	433835
Afferdense en Deestse Waarden strang	bg	M05	172717	433748
Beneden Leeuwen strang	bg	M05	165761	433253
Beneden Leeuwen kleiput	bg	M05	165478	433327
Beneden Leeuwen strang	bg	M05	165826	433344
Beneden Leeuwen kleiput	bg	M05	165399	433318
Beneden Leeuwen kleiput	bg	M05	165273	433385
Beneden Leeuwen kleiput	bg	M05	165323	433444
Beneden Leeuwen kleiput	bg	M05	165235	433381
Beneden Leeuwen kleiput	bg	M05	165290	433438
Beneden Leeuwen kleiput	bg	M05	165330	433385
Beneden Leeuwen kleiput	bg	M05	165190	433428
Beneden Leeuwen kleiput	bg	M05	165310	433368
Beneden Leeuwen kleiput	bg	M05	165429	433335
Beneden Leeuwen poel	bg	M05	165200	433800
Beneden Leeuwen poel	bg	M05	164850	433500
Blauwe Kamer Driehoeksplas	bg	M05	170801	439975
Blauwe Kamer Eendenplas	bg	M05	170601	440001

Locatiennaam	Positie	KRW	x	Y
Blauwe Kamer Griendweidestrang	bg	M05	170951	439725
Blauwe Kamer IJsbaanplas	bg	M05	170401	440125
Blauwe Kamer Poel Vogelhut	bg	M05	170525	439925
Blauwe Kamer Zandput	bg	M05	169962	439951
Duursche Waarden strang	bg	M05	204170	487628
Duursche Waarden strang	bg	M05	204061	487343
Duursche Waarden strang	bg	M05	203606	487374
Duursche Waarden strang	bg	M05	203421	487373
Duursche Waarden strang	bg	M05	203964	487361
Duursche Waarden strang	bg	M05	203901	487231
Duursche Waarden strang	bg	M05	204245	487501
Oude Waal Oude Waal kribvak	bg	M05	189100	429800
Oude Waal Oude Waalplas	bg	M05	189400	429700
Oude Waal Oude Waalschaatsplas	bg	M05	189800	429500
Arnhem - Huissensedijk - Wiel	bi	M11	189312	441712
Arnhem - Rijndijk - Wiel	bi	M11	188580	442260
Beek-Ubbergen - Nieuwe rijksweg - Wylermeer	bi	M11	193632	426234
Boerigterkolk	bi	M11	193400	503700
Brakel - Nieuwendijk - Oude Wiel	bi	M20	132610	423980
Dalem - Waaldijk - Wiel	bi	M16	129350	426250
De Vilt Oost	bi	M11	192401	410102
Dussen - Oude Kerkstraat - Wiel	bi	M11	127203	414807
Engelenmeer zuidwestelijk van Engelen	bi	M11	145900	413800
Ewijk - Binnenweg - Wiel	bi	M11	180000	432200
Ewijk - Ir van Stuivenbergweg - Wiel	bi	M16	179450	432250
Ewijk - Steeg - Zandput	bi	M20	178074	430102
Franse wielen wielen Orthen en Dieskant	bi	M11	148000	413750
Haalderen - Groenestraat - wiel	bi	M11	192635	432669
Haarsteegs wiel wielen Haarsteeg wielen	bi	M11	141100	414400
Hedel - Maasdijk - Kleine wiel	bi	M11	147550	417882
Hedikhuizense Maas meander	bi	M01A	141397	414680
Heukelum - Appeldijk - De Rietput	bi	M16	132730	431650
Heukelum - Appeldijk - Koornwaard	bi	M20	132173	431041
Heumen - Maasbanddijk - Wiel	bi	M11	185370	419270
Heumen - Vogelzang - Erpewaai	bi	M11	184979	419291
Horsterplas Echt	bi	M11	189000	344300
Horsterplas plasjes	bi	M11	188790	343880
Horsterplas Zuid	bi	M11	188830	343720
Kapel-Avezaath - Lingesteeg	bi	M11	152350	432150
Kleine Bouwkolk	bi	M11	189410	505820
Kleiputten Herxen	bi	M11	205190	495060
Kluunpand	bi	M11	223400	431250
Koerskolk	bi	M11	192370	504550
Kolk Afsched	bi	M16	197800	512700
Kolk Hessumse Schipper	bi	M11	217000	503310
Kolk Oostermaat	bi	M11	218480	503360

Locatiennaam	Positie	KRW	x	Y
Kolk zuid van Kranenkolk	bi	M16	205000	506610
Kolkbad Den Nul	bi	M11	204200	486500
Koppelwiel wielen Elshoutse Zeedijk	bi	M11	135650	413650
Windesheim wingat	bi	M11	204425	495580
Windesheim wingat bij spoorlijn	bi	M11	205540	494960
Windesheim wingat broekbos zuid	bi	M11	204720	495190
Windesheim wingat grote plas	bi	M11	204495	495075
Windesheim wingat plas	bi	M11	204560	495150
Leuth - Erlecomseweg - plas	bi	M11	195608	428325
Lottumerschuitwater Lottum	bi	M11	206800	386700
Molenstreng	bi	M25	201680	510580
Natuurgebied De Enk	bi	M11	190840	504400
Ochten - Oude Dijk - Wiel	bi	M11	169500	436150
Ooij - Langstraat - Meer	bi	M20	191004	430738
Oude Vechtarm Vilsteren	bi	M11	220090	503240
Roerarm 13 Bonnerskoel	bi	M11	203130	350850
Roerarm 20 De Moorsel	bi	M11	201400	350780
Roerarm 21 Mintespool	bi	M11	201090	351100
Roerarm 23	bi	M11	201150	351410
Roerarm 24 De Muytert	bi	M11	201350	351680
Roerarm 26	bi	M11	200200	351100
Roerarm 55 Het Stil	bi	M11	198050	352400
Roerarm 6 Effelder Waldsee	bi	M11	204050	349470
Roerarm Paarlo	bi	M11	199900	351000
Rumpt - Moldedijk - Kleine Wiel	bi	M16	140000	433950
Rumpt - Molendijk - Grote Wiel	bi	M16	139700	434000
Schoonrewoerd - Diefdijk - Wiel van Bass	bi	M20	137612	436545
Schuitwater Broekhuizerbroek	bi	M11	206500	387750
Schuitwater Meerlo	bi	M11	204200	391300
Sohrlegerterbroek ven-Swolgenbroek	bi	M11	206600	391250
Soldatenwiel wielen Lithse dijk	bi	M11	156800	424250
Vechtarm Varse deel 1	bi	M11	222280	504215
Vechtarm Varsen deel 2	bi	M11	221975	504210
Vechtarm Varsen deel 3	bi	M11	221750	503840
Watergang Kotterick Olst, Vijverhof	bi	M11	203800	483080
Wiel 4 Broekse wielen- Gassel Broekse wiel	bi	M11	181050	415700
Winssen - Dijk - Wiel	bi	M11	177550	432700
Zaltbommel - Gamersedijk - Kloosterwiel	bi	M11	144226	424628
Zandw. Hengforden Meander bij boerderij.	bi	M11	205440	481075
Zandw.Hengforden Meander N.van fietsbrug	bi	M11	205400	481270
Zijderveld - Diefdijk - De Waai	bi	M11	138650	438150
Zuidelijke kolk Spijkerboerweg	bi	M11	193700	500330
Zuilichem - Holdersdijk - Wiel	bi	M11	136550	424620
De Hank. N317 Dieren	bi	M11	204900	448800
Meggelveld Thorn/Wessem	bi	M11	188400	353450

Bijlage 3: Indicatiewaarden macrofauna clusters

Taxon	Max. cluster	Value (IV)	Mean	S.Dev	P
-	1	-	-	-	-
Hygrotus versicolor	2	82.7	18.2	4.26	0.0001
Radix ovata	2	77.4	14.7	4.08	0.0001
Laccophilus minutus	2	72.3	14.1	4.04	0.0001
Limnophyes sp	2	69.6	10.7	3.78	0.0001
Planorbis planorbis	2	69.4	21.1	4.34	0.0001
Valvata piscinalis	2	62.6	26.9	3.97	0.0001
Helochares lividus	2	62.1	11.6	3.84	0.0001
Ephydridae	2	61.8	11	3.86	0.0001
Sialis lutaria	2	58.9	23	4.07	0.0001
Tanypus sp	2	58.8	17.9	4.14	0.0001
Sigara falleni	2	58	23.6	4.14	0.0001
Ceratopogonidae	2	57.4	30	3.62	0.0001
Nepa cinerea	2	57.2	13.7	3.98	0.0001
Laccobius minutus	2	57.1	12.8	3.87	0.0001
Gammarus tigrinus	2	56.5	18	4.22	0.0001
Gyraulus albus	2	55.2	24.9	3.87	0.0001
Haliphus fluviatilis	2	55.2	14.4	4.04	0.0001
Sigara striata	2	54.6	24.9	4.04	0.0001
Bithynia tentaculata	2	54.5	27.7	3.54	0.0001
Cladotanytarsus sp	2	54.3	22.6	4.19	0.0001
Parachironomus sp	2	54.3	25.7	4.07	0.0001
Laccophilus hyalinus	2	52.5	15.4	4.14	0.0001
Ochthebius minimus	2	52.2	8.5	3.45	0.0001
Cloeon dipterum	2	52.1	27.8	3.58	0.0001
Clinotanytus sp	2	52.1	21.1	4.14	0.0001
Lymnaea stagnalis	2	51.6	19.9	4.27	0.0001
Valvata cristata	2	51.5	19.6	4.29	0.0001
Limnodrilus clapedianus	2	51.2	12.7	4.03	0.0001
Peltodytes caesus	2	51.2	14.5	4.16	0.0001
Glyptotendipes sp	2	51.2	32	2.96	0.0001
Cricotopus sp	2	51.1	29	3.66	0.0001
Gyraulus crista	2	51	9.4	3.7	0.0001
Hygrobia hermanni	2	51	7.8	3.28	0.0001
Corynoneura sp	2	50.7	15.5	4.3	0.0001
Limoniidae	2	50.5	18	4.23	0.0001
Hyphydrus ovatus	2	50.4	19.5	4.23	0.0001
Psectrocladius sp	2	49.9	21.8	4.37	0.0001

Laccobius bipunctatus	2	49.7	10.7	3.8	0.0001
Ophidonais serpentina	2	49.5	18.5	4.19	0.0001
Micronecta scholtzi	2	49.2	17.4	4.24	0.0001
Nais pardalis	2	49.1	8.9	3.6	0.0001
Polypedilum sp	2	48.7	32.2	3.04	0.0002
Haliphus immaculatus	2	48.4	13.2	4.05	0.0002
Endochironomus sp	2	48.2	31.5	3.15	0.0001
Erpobdella octoculata	2	48.1	23.5	4.12	0.0002
Stagnicola gr palustris	2	48.1	16	4.24	0.0003
Gerris lacustris	2	48	10.9	3.7	0.0001
Chironomus sp	2	47.6	31.2	3.31	0.0003
Ablabesmyia sp	2	47	21.1	4.13	0.0001
Procladius sp	2	46.4	30.7	3.37	0.0007
Physella acuta	2	46.3	11.2	3.79	0.0001
Helophorus brevipalpis	2	46.2	16.5	4.28	0.0001
Bithynia leachii	2	45.6	19.7	4.03	0.0002
Cryptochironomus sp	2	45.4	22.5	4.22	0.0004
Musculium lacustre	2	44.6	16.8	4.18	0.0003
Coenagrion puella/pulchellum	2	44.3	16.1	4.08	0.0001
Tanytarsus sp	2	44.2	25.3	4.14	0.001
Helobdella stagnalis	2	44.1	28.4	3.62	0.002
Alboglossiphonia heteroclita	2	44	22.7	4.08	0.0007
Caenis robusta	2	43.8	19.6	4.31	0.0005
Hippeutis complanatus	2	42.9	23.7	4.16	0.0015
Tabanidae	2	42.7	17.2	4.32	0.0004
Erythromma najas	2	42.6	18.1	4.18	0.0011
Chaoborus flavicans	2	42.3	17.1	4.23	0.0006
Mystacides longicornis	2	42.3	21.3	4.19	0.0008
Tipulidae	2	41.4	11.7	3.97	0.0001
Notonecta viridis	2	41.2	6.7	3.08	0.0001
Oecetis lacustris	2	41.1	9.6	3.63	0.0001
Pisidium subtruncatum	2	41	12.6	4.05	0.0002
Dicortendipes sp	2	40.9	21.1	4.3	0.0022
Acricotopus sp	2	39.5	9.3	3.7	0.0001
Anacaena bipustulata	2	39.4	7.8	3.41	0.0001
Helophorus obscurus	2	39.3	8.5	3.47	0.0001
Piscicola geometra	2	38.7	21.8	4.19	0.004
Glossiphonia complanata	2	38	21.1	4.15	0.0033
Colymbetes fuscus	2	37.8	8.3	3.49	0.0001
Corixa punctata	2	37.8	12.9	3.94	0.0004
Stratiomyidae	2	37.6	12.3	3.96	0.0006
Microtendipes sp	2	37.5	22.2	4.12	0.0061
Psammoryctides barbatus	2	37.4	7.6	3.37	0.0001
Sigara lateralis	2	37.3	10.8	3.86	0.0002
Physa fontinalis	2	37.2	18.6	4.29	0.0031
Hydrodroma despiciens	2	37	16.7	4.08	0.0017
Paratanytarsus sp	2	36.9	16.3	4.2	0.0007

Hydrachna cruenta	2	36.8	11	3.86	0.0004
Nanocladius sp	2	36.4	10.7	3.81	0.0002
Pisidium henslowanum	2	36.4	11.1	3.92	0.0004
Bathymphalus contortus	2	35.6	17.6	4.24	0.0042
Anopheles gr maculipennis	2	35.4	6.3	3.03	0.0001
Limnodrilus hoffmeisteri	2	35.2	16.1	4.32	0.0033
Eylais extendens	2	34.7	8.1	3.38	0.0002
Dero digitata	2	34.6	10.4	3.79	0.0004
Pisidium nitidum	2	34	12.6	4.05	0.0009
Ischnura elegans	2	33.9	22.1	4.07	0.0162
Piona coccinea	2	33.5	16.9	4.27	0.0052
Theromyzon tessulatum	2	33.4	19.3	4.23	0.01
Pisidium casertanum	2	33.1	14.4	4.06	0.0021
Helophorus minutus	2	33	8.1	3.39	0.0005
Gammarus pulex	2	32.6	20.6	4.14	0.0174
Noterus clavicornis	2	32.3	16.1	4.23	0.0071
Haemopsis sanguisuga	2	32	6.8	3.2	0.0002
Gerris odontogaster	2	31.3	8.2	3.47	0.0003
Nymphula stagnata	2	31.2	4.6	2.58	0.0001
Oecetis ochracea	2	31.1	9.6	3.58	0.0011
Callicorixa praeusta	2	30.7	7.8	3.38	0.0004
Nais variabilis	2	30.4	5.5	2.92	0.0001
Placobdella costata	2	30.2	5.3	2.79	0.0001
Hygrotus inaequalis	2	29.9	13.9	4.11	0.0057
Gerris thoracicus	2	29.8	5.1	2.82	0.0001
Haliphus ruficollis	2	29.8	15.2	4.13	0.0095
Hemiclepsis marginata	2	29.8	18.2	4.22	0.0215
Unio pictorum	2	29.7	7.9	3.44	0.0007
Psychodidae	2	29.6	7.3	3.33	0.0005
Notonecta glauca glauca	2	29.1	15.9	4.17	0.014
Dolichopodidae	2	28.9	6.8	3.17	0.0002
Potamopyrgus antipodarum	2	28.8	19.3	4.21	0.0371
Tubifex tubifex	2	28.5	9	3.64	0.0008
Uncinaiis uncinata	2	28.3	5.1	2.7	0.0002
Smittia sp	2	27.9	6.7	3.09	0.0003
Hydroglyphus geminus	2	26.7	8.5	3.51	0.0018
Einfeldia sp	2	25.8	12	3.97	0.0105
Arrenurus sinuator	2	25.7	17.3	4.18	0.0444
Proasellus banyulensis	2	25.3	16	4.24	0.0385
Corophium curvispinum	2	25.1	10.3	3.77	0.0071
Asellus aquaticus	3	47.6	30.1	3.15	0.0001
Trienodes bicolor	3	39.5	19.4	4.28	0.0018
Arrenurus globator	3	38.9	16.8	4.23	0.0011
Plea minutissima	3	38.4	20.7	4.28	0.0041
Arrenurus crassicaudatus	3	38.2	23.5	4.08	0.0068
Sphaerium corneum	3	36.6	18.1	4.36	0.0034
Arrenurus securiformis	3	35.7	13.2	4.06	0.0008

Anisus vortex	3	34.9	22.4	4.11	0.0143
Hygrobates longipalpis	3	34.8	12.6	4.03	0.0013
Arrenurus albator	3	34.2	13.5	4.04	0.0016
Caenis horaria	3	34	23.6	4.08	0.0242
Noterus crassicornis	3	33.9	17.4	4.26	0.0059
Acroloxus lacustris	3	32.3	20.6	4.09	0.0179
Dugesia lugubris/polychroa	3	31.2	20.7	4.24	0.0279
Ilyocoris cimicoides	3	30.5	19.4	4.24	0.0236
Unionicola crassipes	3	27.8	15.3	4.19	0.0172
Limnesia maculata	3	27.7	19.1	4.24	0.045
Lumbriculus variegatus	3	26.7	13.1	3.96	0.0103
Hydrachna globosa	3	26.1	11.4	3.9	0.0063
Scirtes sp.	3	26	10	3.81	0.0054

Bijlage 4: Zoetwatervissen van Nederland

Lijst met zoetwatervissen die in Nederland voorkomen.

List of freshwater fish found in the Netherlands.

Nummer	Nederlandse soortnaam	Wetenschappelijke naam	Ecologischeilde	Inheems (I) of exoot (E)
1	Alver	<i>Alburnus alburnus</i>	Rheofiel, partieel	I
2	Amerikaanse hondsvij	<i>Umbra pygmaea</i>	Limnofiel	E
3	Atlantische steur	<i>Acipenser sturio</i>	Rheofiel, estuarien, anadroom	I
4	Atlantische zalm	<i>Salmo salar</i>	Rheofiel, estuarien, anadroom	I
5	Baars	<i>Perca fluviatilis</i>	Eurytoop	I
6	Barbeel	<i>Barbus barbus</i>	Rheofiel, obligaat	I
7	Beekdonderpad	<i>Cottus rhenanus</i>	Rheofiel, obligaat	I
8	Beekprik	<i>Lampetra planeri</i>	Rheofiel, obligaat	I
9	Bermpje	<i>Barbatula barbatula</i>	Rheofiel, obligaat	I
10	Bittervoorn	<i>Rhodeus sericeus</i>	Limnofiel	I
11	Blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	Eurytoop	I
12	Blauwband	<i>Pseudorasbora parva</i>	Rheofiel, partieel	E
13	Blauwneus	<i>Vimba vimba</i>	Rheofiel, obligaat	E
14	Bot	<i>Platichthys flesus</i>	Rheofiel, estuarien, katadroom	I
15	Brakwatergrondel	<i>Pomatoschistus microps</i>	Estuarien / Brakwatervis	I
16	Brasem	<i>Abramis brama</i>	Eurytoop	I
17	Bruine dwergmeerval	<i>Ameiurus nebulosus</i>	Eurytoop	E
18	Diamantsteur	<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	Estuarien, rheofiel, anadroom	E
19	Dikkopelrits	<i>Pimephales promelas</i>	Eurytoop	E
20	Diklipharder	<i>Chelon labrosus</i>	Rheofiel, estuarien, katadroom	I
21	Donaubrasem	<i>Ballerus sapa</i>	Rheofiel, obligaat	E
22	Driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Eurytoop	I
23	Dunlipharder	<i>Liza ramada</i>	Estuarien, rheofiel, katadroom	I
24	Elft	<i>Alosa alosa</i>	Estuarien, rheofiel, anadroom	I
25	Elrits	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Rheofiel, obligaat	I
26	Europese aal of paling	<i>Anguilla anguilla</i>	Estuarien, rheofiel, katadroom	I
27	Europese meerval	<i>Silurus glanis</i>	Eurytoop	I
28	Fint	<i>Alosa fallax</i>	Rheofiel, estuarien, anadroom	I
29	Forel (Beek- en zeeforel)	<i>Salmo trutta</i>	Rheofiel, obligaat, estuarien, anadroom	I
30	Gestippelde alver	<i>Alburnoides</i>	Rheofiel, obligaat	I

		<i>bipunctatus</i>		
31	Giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Limnofiel	I
32	Goudharder	<i>Liza aurata</i>	Estuarien, rheofiel, katadroom	I
33	Goudvis	<i>Carassius auratus</i>	Eurytoop	E
34	Graskarper	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Eurytoop	E
35	Grootkopkarper	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Rheofiel, obligaats	E
36	Grote marene	<i>Coregonus maraena</i>	Estuarien, rheofiel, anadroom	I
37	Grote modderkruiper	<i>Misgurnus fossilis</i>	Limnofiel	I
38	Gup	<i>Poecilia reticulata</i>	Eurytoop	E
39	Houting	<i>Coregonus oxyrinchus</i>	Rheofiel, estuarien, anadroom	I
40	Karper	<i>Cyprinus carpio</i>	Eurytoop	E*
41	Kesslers grondel	<i>Neogobius kessleri</i>	Rheofiel, obligaats / Eurytoop in NL	E
42	Kleine modderkruiper	<i>Cobitis taenia</i>	Eurytoop	I
43	Kolblei	<i>Abramis bjoerkna</i>	Eurytoop	I
44	Kopvoorn	<i>Leuciscus cephalus</i>	Rheofiel, obligaats	I
45	Kroeskarper	<i>Carassius carassius</i>	Limnofiel	I
46	Kwabaal	<i>Lota lota</i>	Rheofiel, partieel	I
47	Marmmergrondel	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	Rheofiel, obligaats / Eurytoop in NL	E
48	Naakthalsgrondel	<i>Babka gymnotrachelus</i>	Eurytoop	E**
49	Pontische stroomgrondel	<i>Neogobius fluviatilis</i>	Rheofiel, obligaats	E
50	Pos	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Eurytoop	I
51	Regenboogforel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Rheofiel, obligaats en Rheofiel, estuarien, anadroom	E
52	Rivierdonderpad	<i>Cottus gobio</i>	Rheofiel, obligaats	I
53	Riviergrondel	<i>Gobio gobio</i>	Rheofiel, partieel	I
54	Rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	Rheofiel, estuarien, anadroom	I
55	Roofblei	<i>Aspius aspius</i>	Rheofiel, partieel	E
56	Ruisvoorn of rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Limnofiel	I
57	Serpeling	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Rheofiel, obligaats	I
58	Siberische steur	<i>Acipenser baerii baerii</i>	Rheofiel, obligaats	E
59	Sneep	<i>Chondrostoma nasus</i>	Rheofiel, obligaats	I
60	Snoek	<i>Esox lucius</i>	Limnofiel	I
61	Snoekbaars	<i>Sander lucioperca</i>	Eurytoop	E*
62	Spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	Rheofiel, estuarien, anadroom	I
63	Spitssnuitsteur	<i>Acipenser stellatus</i>	Estuarien, rheofiel, anadroom	E
64	Sterlet	<i>Acipenser ruthenus</i>	Estuarien, rheofiel, anadroom	E
65	Tiendoorrige stekelbaars	<i>Pungitius pungitius</i>	Eurytoop	I
66	Vetje	<i>Leucaspis delineatus</i>	Limnofiel	I
67	Vlagzalm	<i>Thymallus thymallus</i>	Rheofiel, obligaats	I
68	Winde	<i>Leuciscus idus</i>	Rheofiel, partieel	I
69	Witvingrondel	<i>Romanogobio belingi</i>	Rheofiel, obligaats	E
70	Zeelt	<i>Tinca tinca</i>	Limnofiel	I
71	Zeeoprik	<i>Petromyzon marinus</i>	Rheofiel, estuarien, anadroom	I
72	Zilverkarper	<i>Hypophthalmichthys</i>	Rheofiel, obligaats	E

		<i>molitrix</i>		
73	Zonnebaars	<i>Lepomis gibbosus</i>	Eurytoop	E
74	Zwartbekgrondel	<i>Neogobius melanostomus</i>	Rheofiel, estuarien	E
75	Zwarte dwergmeerval	<i>Ameiurus melas</i>	Eurytoop	E

Toelichting Ecologische gilden

- Limnofiele soorten. Soorten van stagnant water waarvan één of meer levenstadia gebonden zijn aan waterplanten.
- Eurytype/eurytope soorten. Van deze soorten kunnen alle levenstadia in vrijwel elk watertype worden aangetroffen.
- Rheofiele soorten. Van deze soorten zijn één of meer levenstadia gebonden aan stromend water.
- Partieel rheofiel. Soorten waarvan de voortplanting meestal in stromend water plaatsvindt, maar die verder ook goed in stilstaand water overleven.
- Obligaat rheofiel. Soorten die hun gehele leven in stromend water verblijven. Ze horen tot de kritische soorten omdat de hele levenscyclus niet in stilstaand water voltooid kan worden.
- Estuarien rheofiel. Soorten die migreren tussen stromende beken en rivieren en de zee.
- Katadroom: voortplanting in zout water.
- Anadroom: voortplanting in zoet water.

Voor de exoten die in Nederland voorkomen geldt dat er een vertaling van de ecologische gilden is gehanteerd naar de Nederlandse situatie.

Toelichting exoot (E)

E* wordt als een ingeburgerde exoot beschouwd.

E** de soort komt in Nederland nog niet voor, maar wordt als aanstormend beschouwd. In het Duitse deel van de Rijn net over de grens wordt de soort al waargenomen.

Bijlage 5: Amfibieën en reptielen van Nederland

Lijst met amfibieën en reptielen die in Nederland voorkomen.

List of amphibians and reptiles found in the Netherlands.

Nummer	Nederlandse soortnaam	Wetenschappelijke naam	Inheems (I) of exoot (E)
Amfibieën			
1	Alpenwatersalamander	<i>Mesotriton alpestris</i>	I
2	Amerikaanse brulkikker	<i>Rana catesbeiana</i>	E
3	Bastaardkikker	<i>Rana klepton esculenta</i>	I
4	Boomkikker	<i>Hyla arborea</i>	I
5	Bruine kikker	<i>Rana temporaria</i>	I
6	Geelbuikvuurpad	<i>Bombina variegata</i>	I
7	Gewone pad	<i>Bufo bufo</i>	I
8	Groene kikker complex	<i>Rana esculenta</i> synklepton	I
9	Heikikker	<i>Rana arvalis</i>	I
10	Italiaanse kamsalamander	<i>Triturus carnifex</i>	E
11	Kamsalamander	<i>Triturus cristatus</i>	I
12	Kleine watersalamander	<i>Lissotriton vulgaris</i>	I
13	Knoflookpad	<i>Pelobates fuscus</i>	I
14	Meerkikker	<i>Rana ridibunda</i>	I
15	Poelkikker	<i>Rana lessonae</i>	I
16	Rugstreeppad	<i>Bufo calamita</i>	I
17	Vinpootsalamander	<i>Lissotriton helveticus</i>	I
18	Vroedmeesterpad	<i>Alytes obstetricans</i>	I
19	Vuursalamander	<i>Salamandra salamandra</i>	I
Reptielen			
1	Adder	<i>Vipera berus</i>	I
2	Dikkopschildpad	<i>Caretta caretta</i>	I
3	Geelbuikschildpad	<i>Trachemys scripta scripta</i>	E
4	Geelwangschildpad	<i>Trachemys scripta troostii</i>	E
5	Gladde slang	<i>Coronella austriaca</i>	I
6	Hazelworm	<i>Anguis fragilis</i>	I
7	Kemps zeeschildpad	<i>Lepidochelys kempii</i>	I
8	Lederschildpad	<i>Dermochelys coriacea</i>	I
9	Levendbarende hagedis	<i>Zootoca vivipara</i>	I
10	Muurhagedis	<i>Podarcis muralis</i>	I
11	Ringslang	<i>Natrix natrix</i>	I

12	Roodwangschildpad	<i>Trachemys scripta elegans</i>	E
13	Soepschildpad	<i>Chelonia mydas</i>	I
14	Zaagrugschildpad	<i>Graptemys pseudogeographica</i>	E
15	Zandhagedis	<i>Lacerta agilis</i>	I

Bijlage 6: Vindplaatsen van *Stratiotes aloides* in het rivierengebied vroeger en nu

Jaren 50 van de vorige eeuw				
Locatie	Jaar	X-coörd.	Y-coörd.	Bron (opname in Landelijke Vegetatie Databank of excursierapport)
MAAS				
Beugen, de Vilt	1954	192	410	LVD 161210
Wijchen, Wijchens ven	1955	182	423	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
Wijchen, Wijchense meer, W. deel	1955	177	423	LVD 161661
Megen, Oude Maas	1954	168	424	LVD 161227
Slijkwell, Krook	1955	141	418	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
Nederhemert, Doornwaard	1955	140	418	LVD 161691
Veen, Wijkse waard, kreek	1956	137	420	LVD 161859
Poederoijen, Esmeer	1955	134	422	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
Poederoijen, De Waarden	1955	133	421	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
WAAL				
Huissen, de Strang, Z. deel	1955	193	439	LVD 161823, 161825
Oude Waal	1955	189	429	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
Dodewaard, Hiense Uiterwaarden, strang (ZO. deel)	1955	175	434	LVD 161751
Dodewaard, Hiense Uiterwaarden, strang (W. deel)	1955	173	435	LVD 161757, 161758
Tiel, Kil van Tiel	1955	159	433	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
Hurwenen, Kil, sloot bij NW-hoek	1955	147	424	LVD 19538
Waardenburg, Kil	c. 1955	146	426	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
Tuyl, Est, slootje	1955	143	426	LVD 162248
NEDERRIJN				
Amerongen, Kilsloot	1955	157	443	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
Eck en Wiel, oude loop O. van veer	1955	159	443	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
LEK				
Lexmond, Bolswaard, Kersberggrak	1956	129	442	LVD 162102, 162104
Groot Ammers, Binnen Nes	1956	116	437	LVD 162124, 162126

GELDERSE IJSSEL				
Voorst, Hoendernesterbeek	c. 1955	207	463	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
Terwolde, Dorperwaarden	1956	203	478	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
Den Nul, Barlose kolk N.	c. 1955	204	486	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
Vorchten, NNO van Wijhese veer	1956	205	490	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
Zwolle, Harculo, strangen, Z. plas	1954	204	496	LVD 161547
Zwolle, Harculo, strangen, N. plas	1954	204	497	LVD 161561
Zwolle, Schellerwade, Kolk van Greve	1956	202	499	LVD 162022
Hattem, Doornik	1956	199	501	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
Zwolle, Spoolderhank	1956	199	502	opgave in excursierapport Oude Rivierlopen
Zalk, Hank, ZO plasje	1956	197	502	LVD 162044
De Zande, Koeluchtergat	1956	195	503	LVD 162060
Kampen, Noorddiep, Z-punt	1954	189	509	LVD 161572
Wilsum, Hank, O. waterplas	1956	193	505	LVD 162068, 162069

Jaren 60 van de vorige eeuw				
Locatie	Jaar	X-coörd.	Y-coörd.	Bron (opname in Landelijke Vegetatie Databank)
REEUWIJKSE PLASSEN				
Reeuwijkse Plassen, sloot N-zijde tussen Platteweg 47 en 49	1964	109	448	LVD 190999
Reeuwijkse Plassen, slootje langs Vlietdijk	1964	110	448	LVD 5643, 5646, 5647, 190992, 434218
--	1964	110.96	448.30	LVD 434219
Reeuwijkse Plassen, W-zijde, vm. Turfsloot	1963	111	448	LVD 190982
Reeuwijkse Plassen, sloot N-zijde Twaalfmorgen	1964	111	448	LVD 190984
Reeuwijkse Plassen, sloot langs Vlietdijk	1964	111	448	LVD 191003
--	1963	111	449	LVD 587327, 587328
--	1964	111	449	LVD 5641
--	1963	111.70	449.46	LVD 437884
--	1963	111.93	449.44	LVD 434220
Reeuwijkse Plassen, slootje in N. deel Lang Roggebroek	1964	112	448	LVD 190993, 190996, 190997
Reeuwijkse Plassen, bocht N. deel Kalverbroek	1964	112	448	LVD 191013
--	1964	112	448	LVD 5644, 434223
--	1964	112.03	448.80	LVD 434221

--	1964	112.49	448.86	LVD 434222
--	1964	112.68	448.98	LVD 434224
--	1964	112.73	448.82	LVD 434225
Reeuwijkse Plassen, N-zijde Lang Roggebroek, sloot achter eiland	1963	112	449	LVD 190994
Reeuwijkse Plassen, N. deel Lang Roggebroek bij O. plasoever, sloot	1964	112	449	LVD 191021
--	1964	112	449	LVD 5648, 434472, 586964
--	1964	112.01	449.74	LVD 434229
--	1963	112.26	449.03	LVD 437902
--	1963	112.22	449.78	LVD 434227
--	1963	112.75	449.07	LVD 434228
--	1964	112.75	449.08	LVD 434230
Reeuwijkse Plassen, Oukoopsekade bij Twaalfmorgen, slootje	1963	113	448	LVD 191015
--	1963	113.45	448.53	LVD 434232
OMGEVING HOLLANDSE IJSSEL				
Oudewater, tussen Hekendorp en Papekop	1967	118	449	LVD 65139
Benschop, Benschopse noordzijkaden, sloot	1965	126	447	LVD 69677
OMGEVING LINGE				
Spijk, slootje aan rand van griend	1967	129	429	LVD 65142
Kedichem, sloot Z-zijde Nieuwe Weg W van Broekgraaf	1966	130	431	LVD 29602, 29603
Kedichem, Nieuwe Weg, brug over Broekgraaf	1967	130	431	LVD 8599, 65144
Vanaf 1990				
Locatie	Jaar	X-coörd.	Y-coörd.	Bron (opname in Landelijke Vegetatie Databank)
OUDE RIVIERLOPEN				
OVERIJSSEL				
--	1993	203.23	498.90	92006-08, 143324-26
--	2010	204.161059	497.004078	162772
Zwolle, Harculo, dijksloot (Z-waarts Stratiotes-veldjes tot 204,16-495,44)	2001	204.15	496.74	331413
--	2002	204.154	496.55	975113
--	2010	204.123059	496.974078	162774
Deventer, tov Bolwerksmolen, uitmonding beek in IJssel, buitendijks	1992	207	473	93885

GELDERLAND (LIEMERS)				
[Aerd, Eendenpoelsche Buitenpolder]	2002	201.489	434.967	629840
Aerd, Eendenpoelsche Buitenpolder, kolkje	2002	201.501	434.950	655855
Zevenaar, Grote Gelderse Waard, poel	1995	200	436	141981
Bemmelse waard	1992	189	431	135145
UTRECHT (LEK)				
[opn. Prov. Zuid-Holland => aan Vianense kant, dus buitendijks!]	1997	133	445	433975
OVERIGE				
OVERIJSEL				
Polder Mastenbroek	2002	198.76	513.11	154036
Polder Mastenbroek	2002	199.06	510.06	154028
Hasselt, Zwolse dijk, dijksloot Z-zijde industrieterrein	2002	203.05	509.94	334487
Deventer, Rivierenwijk, Z. spoorsloot	1994	209	474	93887
GELDERLAND (IJSELDAL)				
Polder Hattem	1998	197.27	500.81	197147
--	2001	197.244	500.788	628212
--	2005	197.243	500.781	633925
Hattermepolder	1992	194	499	131303
Hattermepolder	1992	195	499	131503
Hattermepolder	1992	196	499	131495, 131498
--	1992	198	499	129284
Twello, Zwarte kolk	2000	203.288	469.685	626291, 968701
[Twello, Zwarte kolk] (Stratiotes aangeplant!)	2008	203.279	469.69	639671
[Twello, Zwarte kolk]	2008	203.288	469.685	984610
[Twello, Zwarte kolk]	2012	203.288	469.685	994816
Vorden, Wilmerink, vijver (enkele soorten aangeplant!)	1991	217.72	459.68	122451
GELDERLAND (BETUWE c.a.)				
Culemborg, De Regulieren (Krabbenscheer uitgezet?)	2007	145578	437.534	639155
--	2000	171.74	438.694	626146
--	2004	171.742	438.694	632328
--	2008	171.743	438.701	639495
-- (Stratiotes "waarschijnlijk" aangeplant)	2006	184.177	439.411	635717

Gameren, Lieskampen	2007	140.8694	422.1958	675350
--	1990	139	422	5445
Vuren, voormalig Fort, gracht	1993	130	425	134230
UTRECHT				
--	1991	136.6	441.2	44165, 188707
--	1990	135	441	80685
ZUID-HOLLAND				
--	2004	133.521	439.763	754614
--	2006	133.521	439.763	754615
--	2007	132.0827	430.46	675207
--	2001	127.67	440.77	908042
--	2003	127.669	440.788	908607
--	2007	127.544	440.982	751860
--	2003	127.544	440.982	908613
--	2003	127.322	440.74	908612
--	1995	127.32	440.75	782498
--	1997	127.32	440.75	901005
--	2001	127.32	440.75	908047
--	1991	113.61	447.93	432728
--	1991	113.48	447.92	743627
--	1991	113.46	447.82	775141
--	1993	113.33	449.22	432735
--	1997	113.33	449.22	432736
--	1995	113.33	449.22	743692
--	2005	113.327	449.227	743693
--	1991	113.26	448.18	775155
--	2011	112.707	439.709	787737
--	1991	112.59	446.42	742699
--	1991	112.48	446.62	742706
--	1991	112.22	447.51	742713
--	2007	112.208	448.046	742727
--	2011	112.208	448.046	787742
--	1991	112.06	447.73	742710
--	1991	112.02	447.73	432559
--	2007	111.863	448.078	741685
--	2011	111.863	448.078	787727
--	2005	110.84	447.786	740819
--	1999	110.05	445.38	740796
--	2005	109.889	444.343	739684
--	1998	109.64	445.19	902091
--	1994	109.62	444.97	739675
--	1995	109.46	440.10	739489
--	1998	109.43	444.50	902037
--	1998	109.38	444.40	902064
--	1995	109.29	440.44	432250

--	1995	109.22	444.92	739712
--	2006	109.101	445.675	739858
--	2002	109.101	445.675	908443
--	1995	109.10	445.67	739855
--	1998	109.10	445.67	902100
--	1998	109.07	444.56	902028
--	2006	109.07	444.566	909902
--	2002	109.06	444.545	908390
--	1995	108.90	445.32	738762
--	1998	108.90	445.32	902007
--	1996	108.79	444.76	190243
--	1996	108.79	444.76	432161
--	1999	108.79	444.76	738691
--	2002	108.698	445.596	908372
--	2005	108.696	445.579	738708
--	2009	108.696	445.579	785750
--	1995	108.69	445.56	738704
--	1999	108.69	445.56	738706
--	1997	108.69	445.56	900933
--	2001	108.68	445.57	908004
--	1996	108.66	444.85	190241
--	1996	108.66	444.85	738689
--	1999	108.66	444.85	738690
--	1994	108.60	444.69	738681
--	1995	108.36	444.5	738665
--	2011	108.258	441.653	787680
--	2011	108.156	441.803	787683
--	1995	108	443	187903, 432160
--	1998	107.76	443.57	737694
--	1996	107.75	443.58	737693
--	1996	107.67	443.55	190227
--	1996	107.67	443.55	737659
--	1998	107.67	443.59	737660
Polder Berkenwoude Nooitgedacht	2008	107.615	440.549	392887
--	1998	107.61	443.76	737655
--	1996	107.61	443.77	737654
--	2007	107.585	440.534	392595
--	2011	107.585	440.534	787651
--	2003	107.581	440.535	908532
--	1995	107.58	440.53	187818, 190154, 769449
--	1996	107.58	440.53	190155, 737438
--	1997	107.58	440.53	432049, 900784, 900887
--	1998	107.58	440.53	901956
--	2000	107.58	440.53	903755
--	2001	107.58	440.53	907962

--	1994	107.58	440.54	190153
--	1994	107.58	440.54	769448
--	1995	107.50	440.6	190163
--	1995	107.50	440.6	737451
--	1994	107.50	440.62	737471
--	2004	107.499	440.619	907754
--	2002	107.497	440.619	908346
--	1996	107.49	440.62	438618
--	1997	107.49	440.62	900779, 900892
--	1998	107.49	440.62	901961
--	2000	107.49	440.62	903758
--	1995	107.49	440.63	737464, 769465
--	1998	107.42	443.88	737688
--	1996	107.41	443.9	737687
--	1996	107.37	440.13	190139
--	1996	107.37	440.13	737416
--	1999	107.37	440.13	737417
--	1999	107.29	440.59	903091
--	1996	107.29	443.7	190221
--	1996	107.29	443.7	737649
--	2002	107.289	440.585	908338
--	1998	107.28	440.78	901965
--	1998	107.28	443.71	901985
--	1996	107.23	443.68	190230
--	1996	107.23	443.68	737668
--	1999	107.22	439.98	737344
--	2002	107.173	440.589	908354
--	1998	106.76	438500	901892
--	1995	106.76	442.34	736667
--	1992	106.71	444.98	736797
--	1992	106.71	444.98	736798
--	1996	106.55	439.61	190060
--	1996	106.55	439.61	736369
--	1998	106.49	439.63	901911
--	1994	106.48	442.92	736704
--	1997	106.48	442.92	900857
--	2002	106.473	441.542	908319
--	2011	106.463	440.169	787632
--	1998	106.46	441.54	901940
--	1997	106.43	440.06	900839
--	1996	106.40	439.71	190064
--	1996	106.40	439.71	736377
--	1998	106.40	439.71	901913
--	2007	106.395	439.717	736380
--	2011	106.395	439.717	787626
--	2002	106.395	439.717	908297
--	1998	106.37	439.67	901906

--	2011	106.364	439.673	787623
--	2002	106.364	439.673	908288
--	2001	106.36	440.05	907934
--	1995	106.34	442.78	736683
--	1998	106.34	442.78	736684
--	2003	106.339	442.789	908516
--	1994	106.10	441.25	736629
--	1995	106.09	441.83	438587
--	1998	106.09	441.83	901927
--	1998	106.07	441.89	901931
--	2002	106.022	440.264	736536
--	2006	106.022	440.264	736537
--	2010	106.022	440.264	786681
--	2002	106.022	440.264	976394
--	2006	106.022	440.264	980325
--	2010	106.022	440.264	991525
--	1992	106	444	431962
--	1994	105.82	441.65	767532
--	1996	105.82	441.65	767533
--	1998	105.82	441.65	767534
--	2000	105.82	441.65	767535
--	1994	105.793	441.384	735694
--	1996	105.793	441.384	735695
--	1998	105.793	441.384	735696
--	2000	105.793	441.384	735697
--	2003	105.793	441.384	735698
--	1995	105.67	442.21	735707
--	1998	105.67	442.21	901881
--	2003	105.578	441.682	735679
--	2007	105.578	441.682	735680
--	1998	105.57	440.78	901872
--	2006	105.564	440.778	735591
--	2002	105.564	440.778	908254
--	1996	105.55	441.71	735676
--	1998	105.55	441.71	735677
--	2000	105.55	441.71	735678
--	1994	105.55	441.71	767579
--	1998	105.46	441.2	901878
--	1996	105.46	449.81	767808
--	1994	105.36	441.92	735659
--	1996	105.36	441.92	735660
--	1998	105.36	441.92	735661
--	2000	105.36	441.92	735662
--	2011	105.355	441.934	787610
--	2003	105.353	441.931	735663
--	2007	105.04	440.13	735585
--	2011	105.04	440.13	787609

--	2000	105.04	440.13	903740
--	2002	104.686	441.896	908211
--	1998	104.68	441.9	901842
--	1998	104.67	441.87	901841
--	1993	103.20	441.73	431785
Sliedrechtse Biesbosch, polder Stededijk, brede sloot	1996	114	424	206987, 206988
NOORD-BRABANT				
--	2002	168.94	422.44	972154
--	2006	168.94	422.44	979609
Den Bosch, Commissaris van Rijckevorselsingel (Stratiotes uitgezet?)	1999	146.20	411.75	66234
Den Bosch, Moerputten, sloot N. van spoorbaan	1999	144.30	411.21	66237
Den Bosch, Vlijmens Ven, sloot Weth. Van Buulweg	1999	141.76	410.69	66239
Oud-Heusden, Hooibroeken	1996	137	414	209743, 209744, 209776
--	1999	136	413	953201
Waalwijk, tussen begr.pl. Bloemendaal en voetbalveld	2005	135.02	410.93	340541
Babyloniënbroek, Pompveld	2006	130.37	419.35	341201
Babyloniënbroek, Pompveld	2006	130.78	419.40	341197
NW Noord-Brabant (Langstraat), Sprang-Capelle, Labbeget I, in 40 cm diepe, 3 m brede weilandsloot/p.a. Weeda E. 172 @excursie met Wagemakers A., Bruinsma J. (identif. CHARAG-V), Janssen J. & Scham.J. / /	2001	129510	411420	331283
--	1999	129	410	173035
Sprang-Capelle, Labbeget I, slootje	2001	129.55	411.57	331286
Sprang-Capelle, Labbeget I, sloot	2001	129.67	411.30	331281
Sprang-Capelle, Labbeget I, sloot	2002	129.66	411.31	334482
Sprang-Capelle, De Hoven, sloot	2001	128.38	411.17	331292
Sprang-Capelle, De Hoven, sloot	2005	128.38	411.19	340395
Sprang-Capelle, Den Dulver, sloot bij toegangshek	1997	126	411	208647
Sprang-Capelle, tussen Tolweg en Den Dulver, sloot	2005	126.53	410.47	340396
Sprang-Capelle, tussen Tolweg en Den Dulver, sloot	2005	126.58	410.46	340397
Waspik, bij voormalig station, vaart aan N-zijde Halvezolenpad	2005	124.54	410.45	340549
Terheijden, Binnenpolder, sloot tussen kooibosje en Schimmelse Weg	1998	112	407	321273

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

- is een onafhankelijk en innovatief platform waarin beheer, beleid en wetenschap op het gebied van natuurherstel en -beheer samenwerken;
- ontwikkelt en verspreidt kennis met als doel het structureel herstel en beheer van natuurkwaliteit.