



Rijksinstituut voor Volksgezondheid  
en Milieu  
*Ministerie van Volksgezondheid,  
Welzijn en Sport*

## **Bodembiodiversiteit op de kaart van Noord-Brabant**

RIVM rapport 607063001/2012

M Rutgers et al.



Rijksinstituut voor Volksgezondheid  
en Milieu  
*Ministerie van Volksgezondheid,  
Welzijn en Sport*

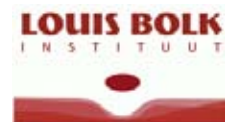
# **Bodembiodiversiteit op de kaart van Noord-Brabant**

RIVM Rapport 607063001/2012

## Colofon

© RIVM 2012

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.



Rutgers, M., RIVM  
Van Wijnen, H.J., RIVM  
Schouten, A.J., RIVM  
Mulder, C., RIVM  
De Zwart, D., RIVM  
Posthuma, L., RIVM  
Bloem, J., Alterra  
Van Eekeren, N., Louis Bolk Instituut  
De Goede, R.G.M., WUR Bodemkwaliteit

Contact:  
Michiel Rutgers, LER  
[michiel.rutgers@rivm.nl](mailto:michiel.rutgers@rivm.nl)

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van de provincie Noord-Brabant, ten behoeve van de Bodemwijzer, in het RIVM-project M/607063, Bodembiodiversiteit in Noord-Brabant en in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu, Directie Duurzaamheid, in het RIVM-project M/607406 Bodembiodiversiteit en ecosysteemdiensten.

## Rapport in het kort

### **Bodembiodiversiteit op de kaart van Noord-Brabant**

Op verzoek van de provincie Noord-Brabant heeft het RIVM gegevens over de bodembiodiversiteit op kaarten weergegeven. De kaarten zullen aan de Bodemwijzer van de provincie worden toegevoegd. In dit instrument wordt kennis over de bodem verzameld en toegankelijk gemaakt om duurzaam bodemgebruik na te kunnen streven. Hiermee kan namelijk worden geïnventariseerd welke gevolgen nieuwe activiteiten kunnen hebben op de eigenschappen van de bodem, zoals het effect van de grondwaterstand op de aardkundige waarden.

#### **Biodiversiteit laag bij intensief agrarisch bodembeheer**

Uit de kaarten blijkt dat de bodemdiversiteit laag is bij intensief agrarisch bodembeheer zoals tuinbouw, akkerbouw en maisteelt. Dit komt doordat deze bodems geregeld worden geploegd en bemest. Agrarisch grasland heeft een relatief hoge bodembiodiversiteit, doordat deze activiteiten hier in mindere mate plaatsvinden. Bij bos en hei tonen de kaarten een grotere onzekerheid in de bodembiodiversiteit dan bij de agrarische bodems. Door de grote variatie in bostypen zijn daarover namelijk minder gegevens beschikbaar.

#### **Meetgegevens Bodembiologische indicator gebruikt**

Om de biodiversiteit in kaart te kunnen brengen, zijn modellen gebruikt die de invloed van bodemeigenschappen koppelen aan de aanwezigheid van bodemorganismen (zoals bacteriën en regenwormen) en bodemprocessen (zoals CO<sub>2</sub>-productie). De modellen zijn door het RIVM en diverse partners ontwikkeld met behulp van de meetgegevens die landelijk met de Bodembiologische indicator worden verzameld. Dit meetsysteem onderzoekt het bodemleven, en wel de mate waarin micro-organismen, aaltjes, potwormen, regenwormen, mijten en springstaarten aanwezig zijn, en enkele bodemprocessen, zoals de CO<sub>2</sub>-productie. Deze verschillende gegevens vormen gezamenlijk een maatstaf voor de bodemdiversiteit. De berekende biodiversiteit was gemiddeld 10 procent hoger dan de op diverse plaatsen in Noord-Brabant in het veld gemeten bodembiodiversiteit

#### **Trefwoorden:**

bodembiodiversiteit, Bodemwijzer provincie Noord-Brabant, bodemkartering, Digital soil mapping, habitat-responsrelaties, duurzaam bodembeheer, duurzame gebiedsinrichting





## Abstract

### **Soil biodiversity on the map of the province North Brabant**

The RIVM has composed maps of soil biodiversity at the request of the Province North Brabant. These maps will be added to the 'Bodemwijzer' of the province. With this instrument soil information is collected and made accessible in order to support sustainable land management. Impacts of new activities on soil properties can be evaluated, such as the effect of the groundwater management on the 'geological values' of the soil.

#### **Soil biodiversity is low at intensive arable land management**

The maps show a low soil biodiversity with intensive agricultural soil management such as horticulture, arable and maize cultivation. This is because these soils are regularly plowed and treated with fertilizers. Agricultural grassland has a relatively high soil biodiversity, because these activities take place here in a lesser extent. The soil biodiversity at forests and heather areas demonstrate a greater uncertainty, due to large variation in forest types and less soil data

#### **Use of data from the Biological Indicator of Soil Quality**

In order to map soil biodiversity, models have been used which link the influence of soil properties on the presence of soil organisms (such as bacteria and earthworms) and soil processes (such as CO<sub>2</sub> production). The models are developed by the RIVM and various partners using the data from the nationwide monitoring with the Biological Indicator of Soil Quality (BISQ). The soil life is examined with the BISQ, namely the extent to which micro-organisms, earthworms, nematodes, pot worms, mites and springtails are present, and some soil processes, such as the CO<sub>2</sub> production. These various data together form a joint measure of soil biodiversity. The biodiversity on the maps was averaging 10 percent higher than the field soil biodiversity measured at various places in North Brabant.

#### **Key words:**

soil biodiversity, Bodemwijzer province North-Brabant, soil maps, Digital Soil Mapping, habitat respons relations, sustainable land management, sustainable spatial planning



## Voorwoord

Dit rapport bevat kaarten van de bodembiodiversiteit in de provincie Noord-Brabant voor de Bodemwijzer. Het project is uitgevoerd door een consortium van RIVM, Alterra, Wageningen Universiteit en Research Centrum en het Louis Bolk Instituut. Voor de uitvoering van het project zijn gegevens gebruikt van de inventarisatie van de Nederlandse bodem met de Bodembologische indicator (Bobi) en diverse bodemkaarten. Omdat het in kaart brengen van de bodembiodiversiteit nog voor een groot deel een ontwikkeltraject betreft – waarvoor geen pasklare methodieken beschikbaar zijn – is door het ministerie van Infrastructuur en Milieu extra capaciteit beschikbaar gesteld in het kader van het RIVM project M/607406 Bodembiodiversiteit en ecosysteemdiensten. Deze gecombineerde inzet heeft een eerste set kaarten voor de bodembiodiversiteit in de provincie Noord-Brabant opgeleverd.

Het rapport is in twee delen gesplitst. Het eerste deel bevat de vijf belangrijkste kaarten en de verantwoording bij de kaarten. In de bijlage van het rapport zijn alle 34 kaarten zonder begeleidende tekst opgenomen.

We zijn de begeleidingscommissie bestaande uit opdrachtgevers en een panel met externe deskundigen zeer erkentelijk voor levendige discussies en vele opmerkingen bij de kaarten en het rapport. Bodembiodiversiteit en ecosysteemdiensten zijn abstracte concepten waar het laatste woord nog lang niet over gezegd is. De volgende personen hebben een bijdrage geleverd: Mieke de Boer (provincie Noord-Brabant), Johan van der Gun (Bodem Beheer bv en provincie Noord-Brabant), Marten Biet (provincie Noord-Brabant), Karel Giesen (provincie Noord-Brabant), Harry Vissers (provincie Noord-Brabant), Joke van Wensem (Technische Commissie Bodem), André Smits (provincie Drenthe) en Maartje Nelemans (ministerie van Infrastructuur en Milieu).

Het resultaat van dit project moet beschouwd worden als een eerste stap om bodembiodiversiteit en ecosysteemdiensten in een ruimtelijke context te berekenen en toepasbaar te maken voor het bodembeleid en het bodembeheer. De hier geschetste procedure kan beschouwd worden als de state-of-the-art op dit gebied, maar tevens als work-in-progress. Ze is algemeen toepasbaar bij andere provincies of gebieden. Aandacht voor de bodembiodiversiteit past in de verbreding van het bodembeleid naar bewust gebruik en duurzaam beheer van de bodem.



# Inhoud

## Managementsamenvatting—11

## Inhoudelijke verantwoording—23

### 1 Inleiding—23

### 2 Methodiek—25

- 2.1 Bodembiodiversiteit, ecosysteemdiensten en de Bodemwijzer—25
- 2.2 Proxies voor bodembiodiversiteit—26
- 2.3 Selectie van indicatoren als proxies voor bodembiodiversiteit—27
- 2.4 Habitat-responsrelaties voor de bodembiodiversiteit—29
- 2.5 Hulpkaarten met bodemkenmerken—32
- 2.6 Kaarten met geschatte actuele toestand per proxie-indicator—32
- 2.7 Vergelijking van modelberekeningen met een veldsituatie—33
- 2.8 Kaarten met de geschatte toestand van meerdere proxies—36
- 2.9 Kaarten met verschil tussen actuele en alternatieve toestand (scenariokaarten)—38
  - 2.9.1 Scenario 1: Duurzamere gebiedsinrichting voor het agrarische gebied op zandgrond—39
  - 2.9.2 Scenario 2: Organische stofdynamiek en nutriënten bij agrarisch bodembeheer—40
  - 2.9.3 Scenario 3: Referenties Biologische Bodemkwaliteit—40
- 2.10 Scenariokaart met gewogen kenmerken van de bodembiodiversiteit—40
- 2.11 Kaart met prestatie van een ecosysteemdienst—41

### 3 Resultaten en werkwijze per hulpkaart of bodembiodiversiteitskaart—43

- 3.1 Kaart 1: bodemgebruik in Noord-Brabant—43
- 3.2 Kaart 2: grondsoort—43
- 3.3 Kaart 3: lutum—44
- 3.4 Kaart 4: pH—44
- 3.5 Kaart 5: organische stofgehalte—45
- 3.6 Kaart 6: P-totaal—45
- 3.7 Kaart 7: P-ammoniumlactaat—45
- 3.8 Kaart 8: relatieve toxische druk van zware metalen—46
- 3.9 Kaart 9: veedichtheid—46
- 3.10 Kaart 10 (tevens kaart A): regenwormen abundantie—46
- 3.11 Kaart 11: regenwormen soortenrijkdom—47
- 3.12 Kaart 12: potwormen abundantie—47
- 3.13 Kaart 13: potwormen soortenrijkdom—47
- 3.14 Kaart 14: microarthropoden abundantie—48
- 3.15 Kaart 15: microarthropoden soortenrijkdom—48
- 3.16 Kaart 16: nematoden abundantie—48
- 3.17 Kaart 17: nematoden soortenrijkdom—48
- 3.18 Kaart 18: bacteriën C-mineralisatiesnelheid—48
- 3.19 Kaart 19: bacteriën N-mineralisatiesnelheid—49
- 3.20 Kaart 20: nematode channel ratio—49
- 3.21 Kaart 21: allometrische bodemvoedselwebstabiliteit—49

|          |                                                                                                           |
|----------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 3.22     | Kaart 22 (tevens kaart B): bodembiodiversiteit met een gesommeerde maat voor soortenrijkdom—49            |
| 3.23     | Kaart 23 (tevens kaart C): gesommeerde maat voor de abundantie van bodemorganismen—50                     |
| 3.24     | Kaart 24 (tevens kaart D): gesommeerde maat voor microbiële processen—50                                  |
| 3.25     | Kaart 25: integrale bodembiodiversiteit gesommeerd over alle proxies—50                                   |
| 3.26     | Kaart 26: scenario 1 - bodembiodiversiteit bij een duurzame gebiedsinrichting—51                          |
| 3.27     | Kaart 27: scenario 2 – aandacht voor organische stofdynamiek en minder aanvoer van nutriënten—51          |
| 3.28     | Kaart 28: scenario 3 - bodembiodiversiteit bij landbouw op zandgrond t.o.v. een duurzame referentie—52    |
| 3.29     | Kaart 29: bodembiodiversiteit landbouw op zand en klei t.o.v. een duurzame referentie—53                  |
| 3.30     | Kaart 30: bodembiodiversiteit t.o.v. een duurzame referentie (gesommeerde soortenrijkdom)—53              |
| 3.31     | Kaart 31: bodembiodiversiteit t.o.v. een duurzame referentie (gesommeerde abundantie en processen)—53     |
| 3.32     | Kaart 32 (tevens kaart E): bodembiodiversiteit t.o.v. een referentie (alle proxies gesommeerd)—53         |
| 3.33     | Kaart 33: bodembiodiversiteit t.o.v. een referentie (gewogen proxies)—54                                  |
| 3.34     | Kaart 34: Ecosysteemdiensten in Nederland (voorbeeld)—54                                                  |
| <b>4</b> | <b>Synthese en discussie—57</b>                                                                           |
| 4.1      | Selectie van proxies—57                                                                                   |
| 4.2      | Habitat-responsrelaties—58                                                                                |
| 4.3      | Hulpkaarten—59                                                                                            |
| 4.4      | Bodembiodiversiteit per proxy en gesommeerde proxies—59                                                   |
| 4.5      | Waardering van de bodembiodiversiteit aan de hand van scenario's voor bodembeheer en gebiedsinrichting—60 |
| 4.6      | Bodembiodiversiteit als onderlegger voor ecosysteemdiensten—63                                            |
| 4.7      | Toepassing van de kaarten in de Bodemwijzer—64                                                            |
| 4.7.1    | Gebiedsinrichting—64                                                                                      |
| 4.7.2    | Bodembeheer—65                                                                                            |
| 4.8      | Onzekere kaarten—66                                                                                       |
| 4.9      | Perspectief—67                                                                                            |

## **Literatuur—69**

## **Bijlage Hulpkaarten en biodiversiteitskaarten—73**

## Managementsamenvatting

Onderstaande tekst is een samenvatting en bewerking van onderdelen van hoofdstukken in dit rapport. Daarmee kan bij verdere lezing ook herhaling van onderwerpen optreden. Deze samenvatting is opgesteld om een brug te slaan tussen de verantwoording van het onderzoek en de Bodemwijzer van de provincie Noord-Brabant. Dit deel van het rapport kan tevens als basis dienen voor verklarende teksten in de Bodemwijzer zelf, bijvoorbeeld bij de onderschriften van de kaarten.

### Inleiding

Bodembiodiversiteit is de basis van ons bestaan. Zonder bodemleven is er geen plantengroei, wordt het grondwater niet gereinigd en wordt dood organisch materiaal niet afgebroken. Een theelepel zwarte grond bevat miljarden bodemorganismen en tienduizenden soorten, bacteriën en schimmels inbegrepen. In een vierkante meter gezond grasland leven honderden regenwormen. In de bodem is bij elkaar genomen meer levende biomassa aanwezig dan bovengronds.

Bodembiodiversiteit is voor de meeste mensen abstract; wat is het en wat moet je er mee? Het is niet direct duidelijk dat bodembiodiversiteit een rol kan spelen om maatschappelijke problemen over het leefmilieu het hoofd te bieden. Bodembiodiversiteit is nodig om de bodem te laten doen wat ze moet doen, namelijk in onze behoeften voorzien als onderdeel van de leefomgeving, nu en in de toekomst. Dit gebeurt bijvoorbeeld in de vorm van voedselproductie, mineralisatie van 'verse' organische stof, opbouw van stabiele organische stof, onderdrukking van ziekten en plagen, afbraak van verontreinigingen, een goede bodemstructuur en een goede waterdoorlaatbaarheid van de bodem.

Bodembiodiversiteit is dus een factor om rekening mee te houden bij gebiedsinrichting en het beheer van de bodem. Wanneer dat op een duurzame wijze gebeurt, zal de bodem dankzij het bodemleven optimaal presteren en de bodemgebruikers voorzien van vele baten. Deze baten worden ook wel ecosysteemdiensten genoemd. Ecosysteemdiensten moeten daarom in beschouwing genomen worden bij bodembeheer en gebiedsinrichting. Het ruimtelijke aspect van de bodembiodiversiteit en de ecosysteemdiensten zal in dit rapport nader worden uitgewerkt in de vorm van kaarten van de bodembiodiversiteit.

In de Bodemwijzer van Noord-Brabant kan een aantal kaarten over de bodembiodiversiteit worden opgenomen. Naast de mogelijkheid om verschillende afwegingen te maken helpen de kaarten ook om bewust zijn te kweken voor de mogelijke rol van het bodemleven bij het bodembeheer en gebiedsinrichting. Het is voor de meeste mensen nog niet duidelijk dat bodembiodiversiteit ingezet kan worden om maatschappelijke vragen over het leefmilieu te beantwoorden.

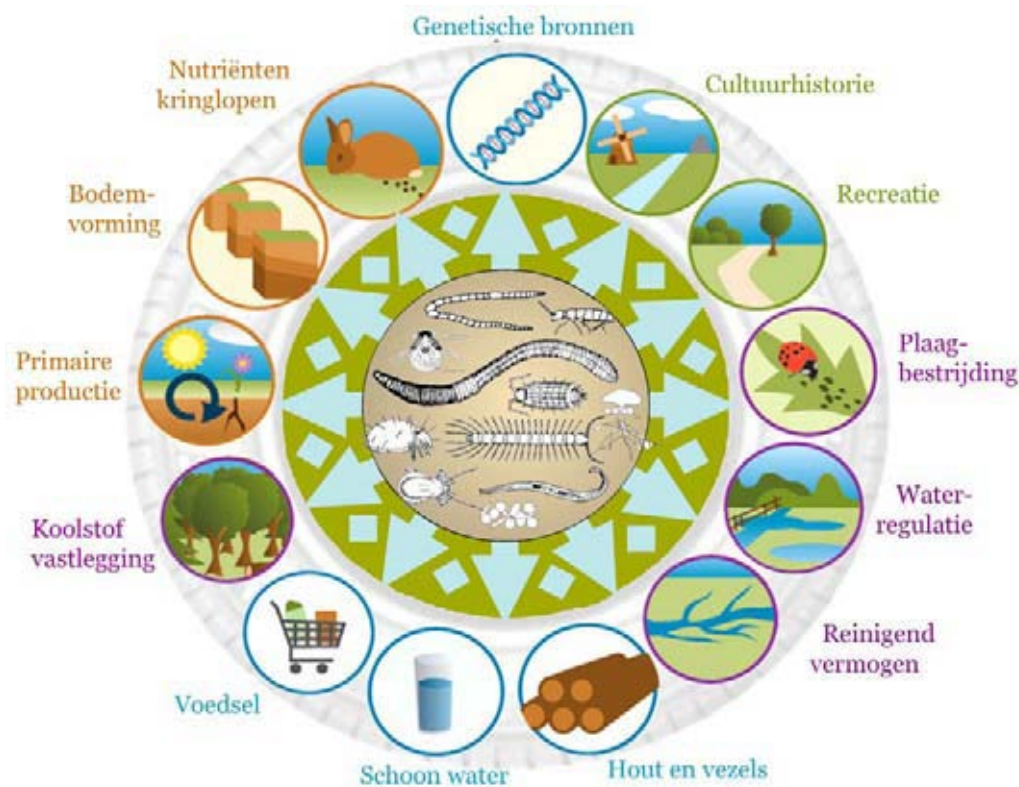
Eén kaart met alle biodiversiteit is niet praktisch. Dat heeft te maken met het feit dat biodiversiteit een meervoudig begrip is dat tot de verbeelding spreekt, maar door iedereen anders wordt uitgelegd, en uiteindelijk te complex is om in één getal uitgedrukt te kunnen worden. Bovendien past bij elke vraag een unieke kaart. Hoe dit meervoudige begrip is uitgewerkt voor de Bodemwijzer staat hieronder uitgelegd.



### Bodem biodiversiteitskaarten

De biodiversiteit in de bodem is vrijwel onzichtbaar en niet zo 'sexy' als de biodiversiteit in Afrikaanse wildparken of tropische koraalriffen. De verscheidenheid aan organismen in de bodem is wel ontzagwekkend groot. De bodem wordt daarom ook wel de 'poor man's tropical rain forest' genoemd. Op de vraag 'hoe bodembiodiversiteit precies gemeten moet worden', is geen eensluidend antwoord te geven. In de wetenschappelijke wereld zijn er verschillende visies. Alle bodemorganismen bij elkaar vormen samen de bodembiodiversiteit.

Maar het is meer dan alleen de enorme soortenrijkdom. Biodiversiteit omvat ook: predator-prooi relaties (eten en gegeten worden), de activiteit van organismen, de verscheidenheid aan bacteriële processen en stofkringlopen, specialisten versus generalisten, micrometer kleine bacteriën, centimeter grote regenwormen, et cetera.



*Figuur 1: Ecosysteemdiensten (ESD) en bodembiodiversiteit in één figuur; een draaiend wiel.*

*ESD zijn de nuttige diensten die ecosystemen leveren aan de mens, zoals voedsel, schoon water en een aangenaam klimaat. Het bodemleven is daar een belangrijke spil bij en vormt de onderlegger voor vele ESD. Zonder bodemleven geen nutriëntenkringlopen, bodemvorming en koolstofvastlegging. De cirkelkleur correspondeert met de groep van ecosysteemdiensten zoals die in de Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) worden onderscheiden: blauw, producerende diensten; paars, regulerende diensten; groen, culturele diensten; bruin, ondersteunende diensten (gemodificeerd figuur van het PBL).*

Het is schier onmogelijk om dat allemaal te tellen en te meten. Dat is echter ook niet nodig wanneer 'operationele biodiversiteitsmaten' van de bodem worden gekozen.

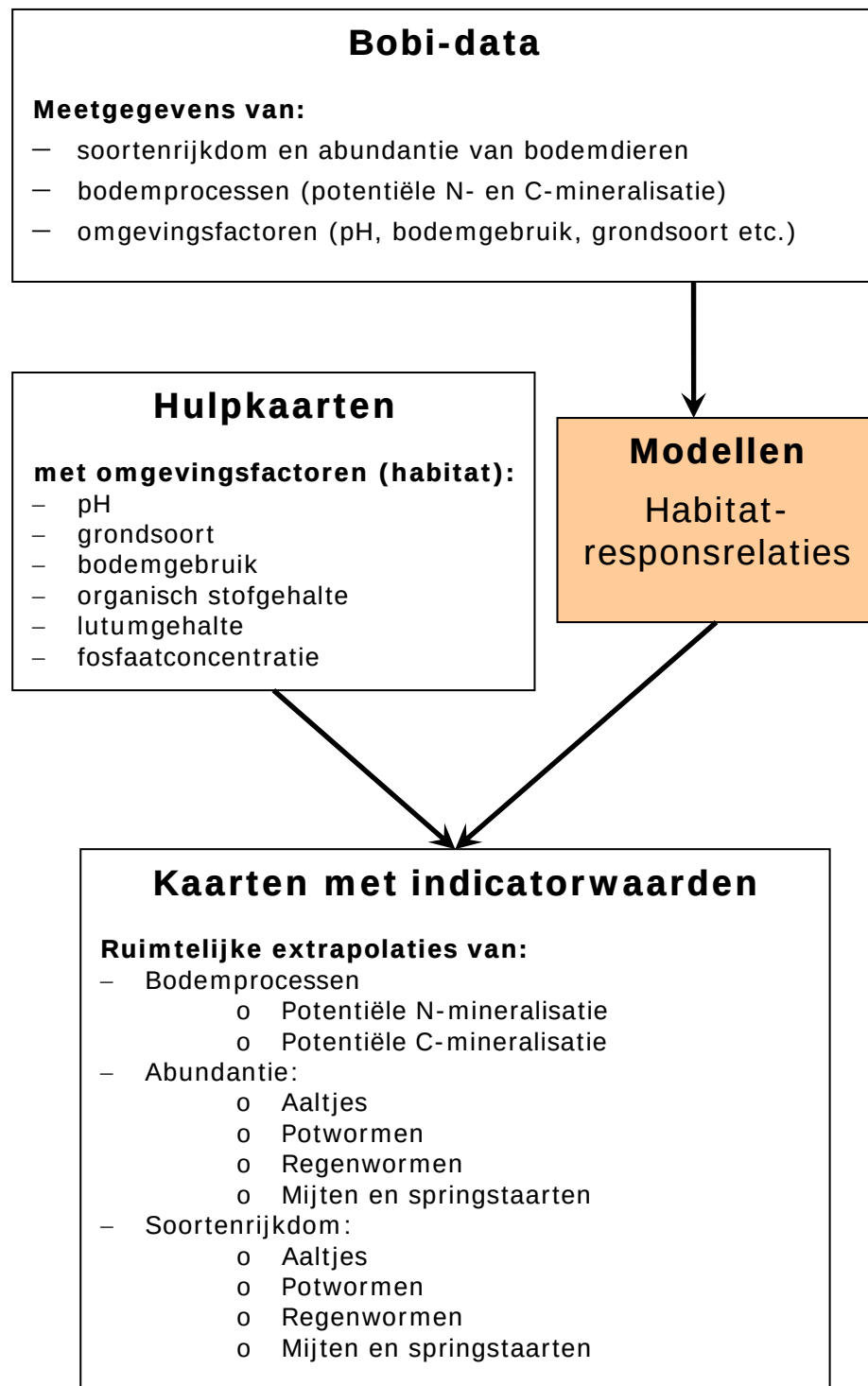
Een consortium van het RIVM, Alterra, Blgg, WUR, LBI, TNO en de Grontmij is vanaf 1999 bezig om de bodem van Nederland te inventariseren met de Bodembioologische indicator (Bobi). Bobi bevat indicatoren voor de belangrijke groepen bodemorganismen en bodemprocessen. Dit heeft een gegevensbestand en kennisbasis opgeleverd die nu ontsloten kan worden, bijvoorbeeld om biodiversiteitskaarten voor Noord-Brabant samen te stellen. De Bodemwijzer heeft de primeur in Nederland om meerdere kaarten met de verwachte bodembiodiversiteit openbaar te maken. Het woord 'verwachte' wordt met opzet gebruikt, omdat de kaarten deels het resultaat zijn van modelberekeningen. Er zijn te weinig waarnemingen beschikbaar om de kaarten alleen te baseren op de lokale meetresultaten. Om een zo goed mogelijk ruimtelijk beeld te creëren, wordt als het ware een tussenstap gemaakt met behulp van statistische technieken. Dit is het habitat-responsmodel.

#### **Methodiek voor het afleiden van de kaarten**

De afleiding en toepassing van de habitat-responsrelaties gaat in het kort als volgt:

1. Er vindt een selectie plaats van indicatoren voor de bodembiodiversiteit voor opname in de Bodemwijzer uit de landelijke inventarisatie met Bobi. Er is gekozen voor de soortenrijkdom en abundantie (aantal individuen) van vier groepen bodemorganismen (regenwormen, potwormen, aaltjes en mijten/springstaarten), en de activiteit van twee processen (potentiële koolstof mineralisatie en de potentiële stikstof mineralisatie).
2. Op basis van de gemeten Bobi-gegevens van bodemorganismen en processen worden habitat-responsrelaties gemaakt door de gegevens in de Bobi-dataset te koppelen aan omgevingsfactoren, zoals bodemgebruik, grondsoort, pH, organische stofgehalte, lutumgehalte en fosfaatconcentratie. Deze relaties worden afgeleid met behulp van statistische technieken.
3. Met zogenaamde hulpkaarten met omgevingsfactoren (zoals grondsoort, bodemgebruik, pH, et cetera) en de habitat-responsrelaties worden de biodiversiteitskaarten voor alle geselecteerde indicatoren samengesteld.

De verschillende indicatoren (zie punt 1 hierboven) hebben ieder hun eigen relatie met omgevingsfactoren. De kaarten met indicatoren voor de bodembiodiversiteit bevatten ruimtelijke extrapolaties die gebaseerd zijn op de grootste landelijke database met gegevens over bodemleven en omgevingsfactoren. Hieronder een schema met de gebruikte methodiek (Figuur 2). Kaart A toont een op deze wijze opgestelde kaart voor het aantal regenwormen per m<sup>2</sup>.



*Figuur 2: Schema dat laat zien hoe met behulp van de Bobi-data de biodiversiteitskaarten zijn opgesteld.*

Vervolgens kunnen de verschillende kaarten met soortenrijkdom, abundantie of bodemprocessen met behulp van bepaalde rekenregels worden gecombineerd tot één kaart met de opgetelde soortenrijkdom en één kaart met de abundanties van de vier groepen bodemdieren, en één kaart met beide bodemprocessen. De afzonderlijke kaarten met soortenrijkdom, abundantie en een bodemproces worden dan eerst genormaliseerd en geschaald rond het gemiddelde voor Noord-Brabant en vervolgens bij elkaar opgeteld. Via deze werkwijze is het mogelijk om een ruimtelijk beeld te krijgen van verschillen tussen plekken voor wat betreft drie bodembiodiversiteitsmaten, namelijk de soortenrijkdom en abundantie van bodemdieren en bodemprocessen.

De kaarten zoals hierboven beschreven tonen ieder afzonderlijk een stuk van de bodembiodiversiteit. Ze zijn echter niet direct geschikt voor een beoordeling van de bodembiodiversiteit en de effecten van handelen. Daarvoor is een maatlat of referentie nodig met als ijkpunt de optimale situatie voor een gezonde bodem. Voor de inschatting van de effecten van bodembeheer of gebiedsinrichting speelt de complicatie dat bodembiodiversiteit door allerlei factoren tegelijk wordt beïnvloed. Een verandering kan dus meestal niet rechtstreeks worden toegeschreven aan één omstandigheid of ingreep.

De maatlat is samengesteld met behulp van de Referenties Biologische Bodemkwaliteit (RBB; [www.rivm.nl](http://www.rivm.nl), RIVM-rapport 607604007). Deze zijn opgesteld voor de verschillende vormen van bodemgebruik en grondsoort in Nederland. Met de RBB kan de kwaliteit van de bodembiodiversiteit worden beoordeeld uitgaande van een algemeen scenario voor duurzaam bodembeheer; bij een groot verschil tussen de huidige bodemkwaliteit en de referentie is er een grote afwijking ten opzichte van een duurzaam beheerde bodem.

Niet voor alle mogelijke combinaties van bodemgebruik en grondsoort zijn RBB-gegevens beschikbaar – hoogveen bijvoorbeeld kan niet beoordeeld worden. Ook zijn sommige referenties mogelijk niet helemaal geschikt voor de beoordeling, als de situatie in Noord-Brabant te veel afwijkt van het Nederlandse gemiddelde. Het is bijvoorbeeld onduidelijk of de samengestelde referentie voor grasland op zee- en rivierklei geschikt is voor de afzonderlijke beoordeling van de kleigebieden in Noord-Brabant. De geschiktheid van de referenties is afhankelijk van de vraagstelling waarvoor de kaarten gebruikt worden. Bij vragen waarbij de antwoorden relatief duidelijk zijn (als gevolg van grote verschillen in bodembiodiversiteit), zal de kwaliteit van de referentie minder van belang zijn. Voor een nauwkeurige beoordeling met gebiedseigen referenties zullen vaak meer gegevens nodig zijn.

## **Resultaten**

### **Kaart A - Regenwormenabundantie**

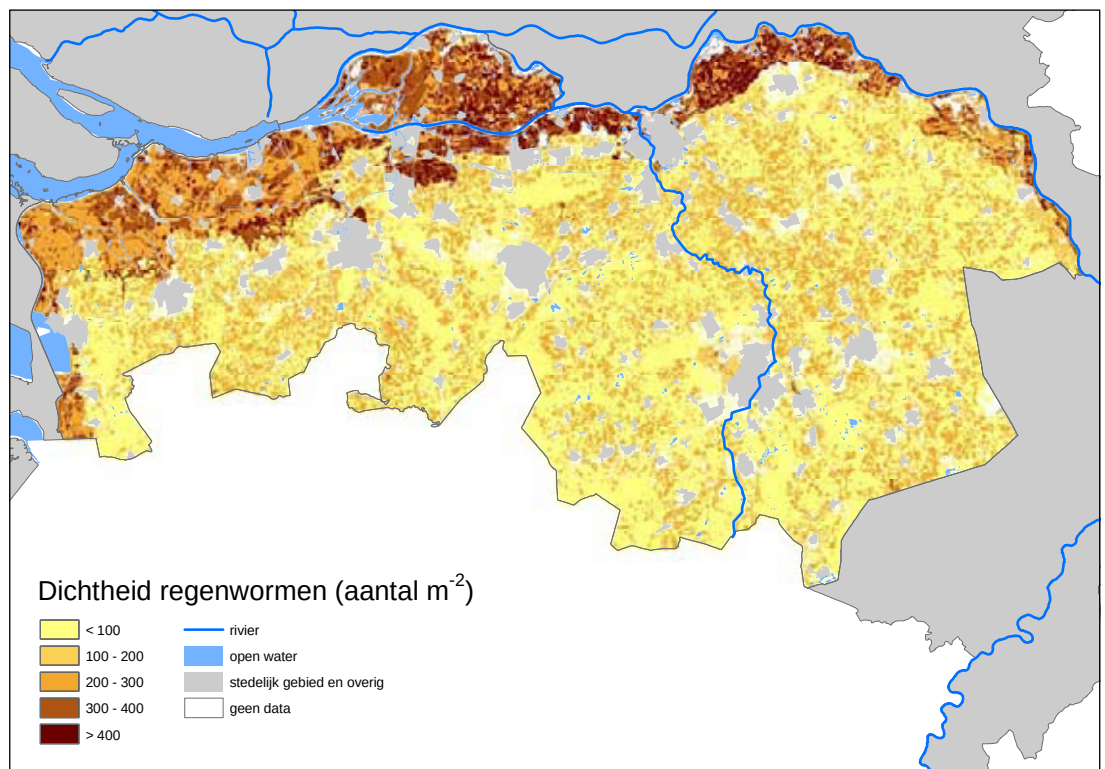
De eerste kaart laat zien hoeveel regenwormen in Noord-Brabant per vierkante meter worden verwacht. Volgens kaart A zullen de meeste regenwormen worden aangetroffen in het rivierkleigebied onder grasland, namelijk meer dan 400 per m<sup>2</sup>. In de akkerbouw op zeeklei zijn het er een stuk minder (200 – 400 per m<sup>2</sup>). Het is bekend dat intensieve bodembewerking nadelig is voor regenwormen. In de zandbodem leven nog minder regenwormen, vanwege het lage organisch stofgehalte en het lage lutumgehalte. De laagste abundantie

wordt verwacht in (intensief bewerkte) akkers op zand. In de bodem onder bossen en heide zijn de omstandigheden ongunstig voor regenwormen, mede als gevolg van de zure omgeving (lage pH).

Voor andere veelvoorkomende bodemorganismen, namelijk potwormen, aaltjes (nematoden), mijten en springstaarten (microarthropoden), en de activiteit van bacteriën zijn ook kaarten gemaakt. Deze zijn echter niet hier maar in de bijlagen van het rapport opgenomen. Het gaat om totaal 11 kaarten met elk een eigen indicator voor de verwachte bodembiodiversiteit in Noord-Brabant. Deze kaarten kunnen volgens bepaalde rekenregels worden gecombineerd (zie hieronder), bijvoorbeeld tot één kaart voor de soortenrijkdom (kaart B) of één kaart voor de abundantie (aantallen; kaart C). Er is ook een kaart waarbij de bacteriële processen zijn gecombineerd (kaart D).

### **Kaart B - Soortenrijkdom in de bodem van Noord-Brabant**

Kaart B toont de som van de relatieve soortenrijkdom in de bodem van Noord-Brabant voor de vier groepen organismen, nematoden (aaltjes), regenwormen, potwormen en microarthropoden (mijten en springstaarten). De hoogste soortenrijkdom wordt aangetroffen in grasland, vooral in het zuidwesten en in het rivierkleigebied (groene gebieden in de kaart). Akkers op zand, vooral in het oosten van Noord-

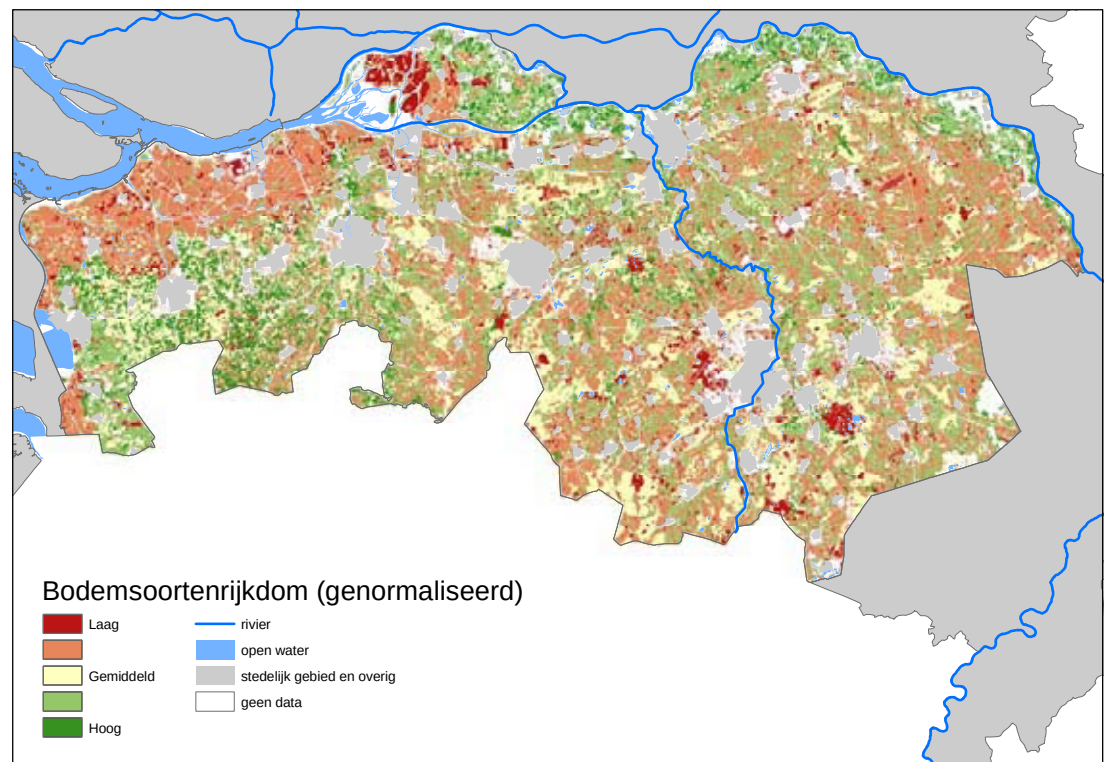


*Kaart A. Verwachte dichtheid regenwormengemeenschap (aantal individuen per m<sup>2</sup>).*

Brabant, en akkers op zeelei zijn relatief minder soortenrijk (de rode gebieden in de kaart). De bodem bij heidevelden lijkt heel weinig soorten te bevatten, maar door de zure omgeving (lage pH) worden er relatief veel schimmels verwacht. Deze zijn echter niet bij de berekeningen betrokken vanwege een tekort aan gegevens.

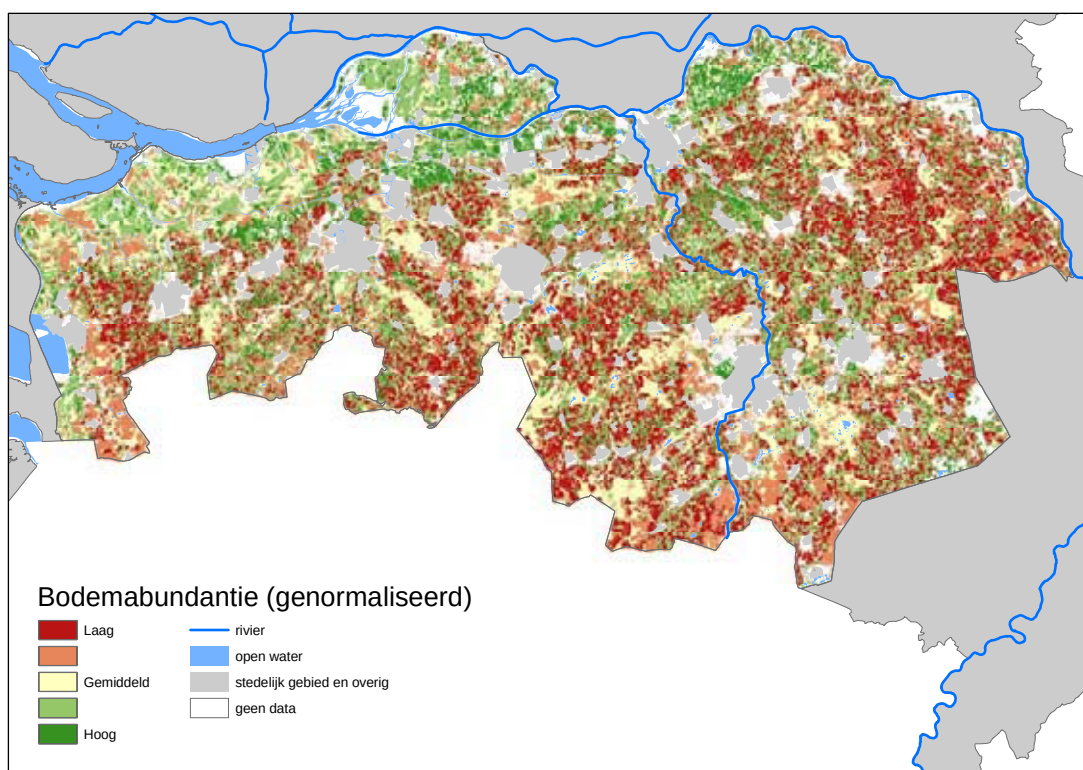
### Kaart C - Abundantie bodemorganismen

Kaart C toont de relatieve abundanties (aantallen individuen per gram grond of oppervlakte eenheid) in de bodem van Noord-Brabant voor de vier groepen organismen samen, namelijk nematoden, regenwormen, potwormen, en microarthropoden. De hoogste abundantie wordt verwacht onder grasland op rivierklei. Ook de stukken laagveen op de overgang van het zand naar de zeelei hebben de eigenschappen om grote aantallen organismen te herbergen. Dit is terug te zien in kaart C. Opvallend is dat in het zeeleigebied de abundantie voor een kleigebied relatief laag is. Mogelijk komt dat doordat het zeeleigebied voor- namelijk als akkerland in gebruik is. De laagste aantallen bodemorganismen worden verwacht in de akkers op zand. Dit zijn voor een groot deel de rode gebieden in de kaart.

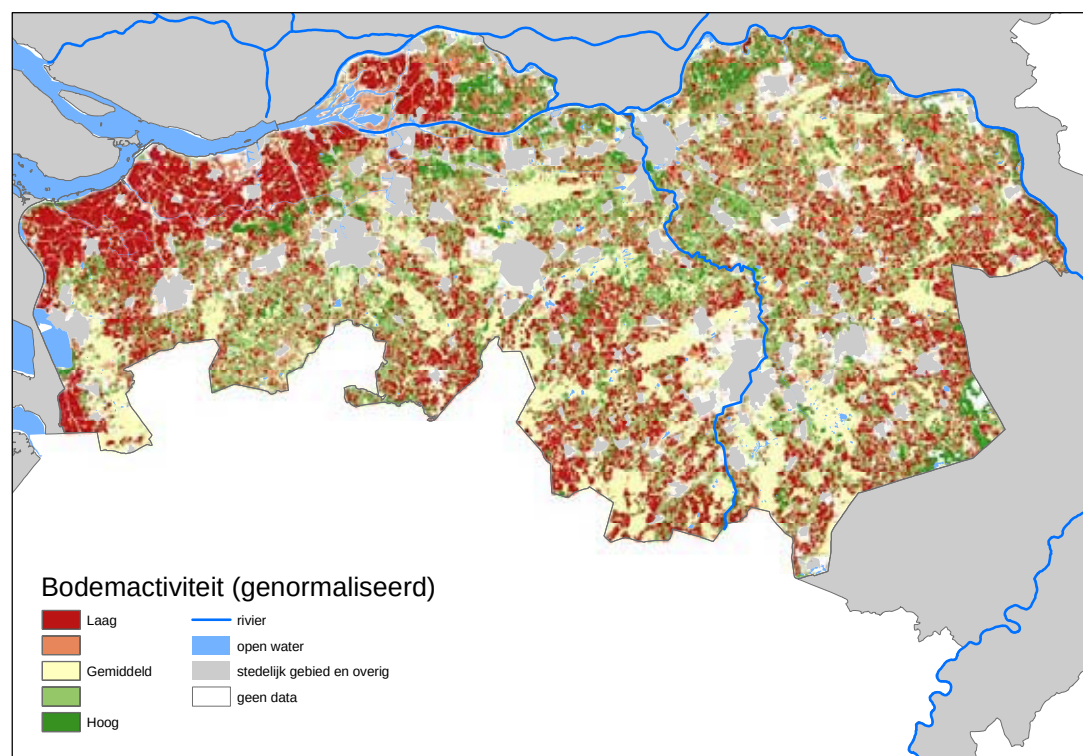


Kaart B. Verwachte soortenrijkdom van vier groepen bodemorganismen (opgeteld en genormaliseerd t.o.v. het gemiddelde; zie tekst)





*Kaart C. Verwachte abundantie van vier groepen bodemorganismen (opgeteld en genormaliseerd t.o.v. het gemiddelde; zie tekst).*



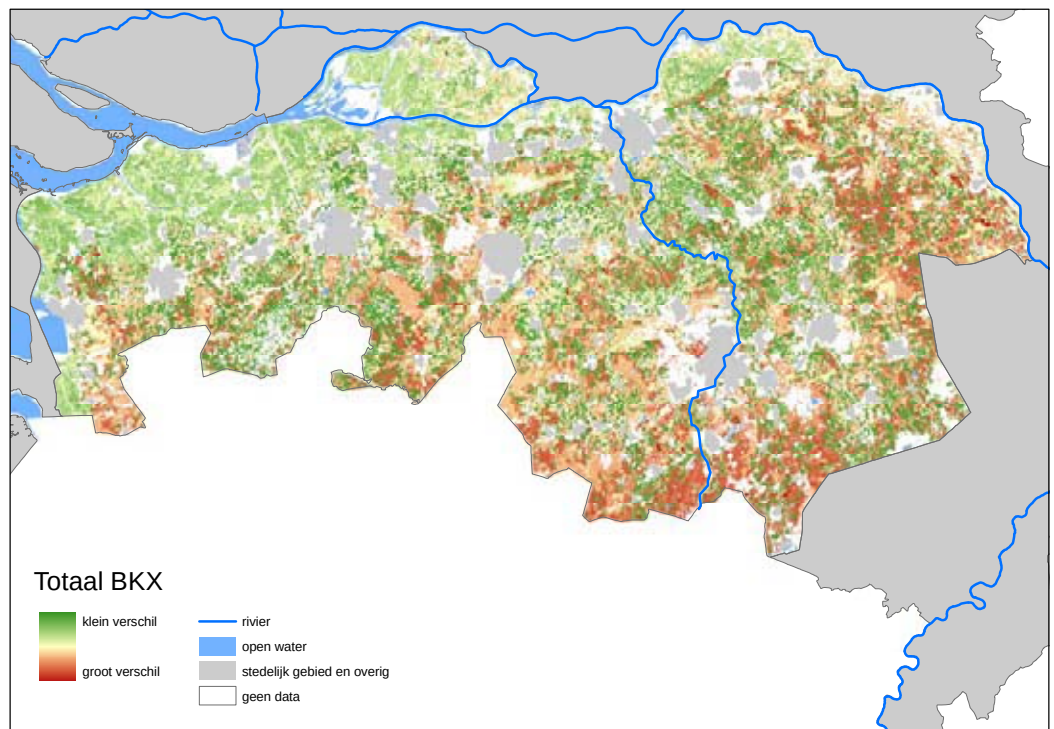
*Kaart D. Verwachte C- en N-mineralisatiesnelheid, opgeteld (en genormaliseerd t.o.v. het gemiddelde; zie tekst).*

### Kaart D - Bodemprocessen

Kaart D toont de relatieve activiteit van de bodembacteriën afgemeten aan twee processen, namelijk de potentiële koolstof- en stikstof-mineralisatie. Deze processen staan model voor de stofkringlopen in de bodem, die zeer belangrijk zijn voor een gezonde bodem. Een hoge activiteit wordt verwacht onder alle graslanden (rivierklei, veen en zand). Dit blijkt ook uit kaart D, waar deze graslanden voor een groot deel groen gekleurd zijn (en dus een hoge bodemactiviteit laten zien). Veel minder bacteriële activiteit is aanwezig in akkers op zand en in akkers op zeeklei. Dit zijn de rood gekleurde gebieden in de kaart.

### Kaart E - Beoordeling bodembiodiversiteit in Noord-Brabant bij een scenario voor duurzaamheid

Kaart E toont het resultaat van de beoordeling van de bodembiodiversiteit ten opzichte van een duurzame referentie (Referenties Biologische Bodemkwaliteit, RBB). Grasland op zand en grasland op rivier- en zeeklei hebben over het algemeen een relatief goede kwaliteit. Akkers op zeeklei hebben een redelijk goede kwaliteit. Akkers op zand hebben een slechte kwaliteit waar het gaat om de bodembiodiversiteit. Dit zijn de donkerrode gebieden in de kaart. Opvallend is dat natuurgebieden een matige bodemkwaliteit hebben volgens deze beoordeling (lichtrode gebieden), maar hier kan de referentie voor natuur een grote rol gespeeld hebben: er zijn te weinig gegevens beschikbaar om een goede referentie voor alle verschillende typen natuur af te leiden.



*Kaart E. Verwachte bodemkwaliteit gebaseerd op afstand tot de duurzame referentie. Groen geeft een goede kwaliteit aan (klein verschil met de referentie); rood een slechte kwaliteit (zie tekst).*



### **Bij welke vraagstukken is de bodembiodiversiteit van belang?**

Bij gebiedsinrichting wordt nog te weinig naar de bodem gekeken. We zijn gewend om technische oplossingen te bedenken om het gewenste bodemgebruik mogelijk te maken. De technische oplossingen worden meestal niet aan een duurzaamheidstoets onderworpen. Voorbeelden van onduurzame inrichting zijn: afdekking van de bodem bij vruchtbare landbouwgrond door bijvoorbeeld kassen of woonwijken, natuurontwikkeling op te voedselrijke bodem, woningbouw bij een ongunstige waterhuishouding, intensieve akkerbouw en tuinbouw op onvruchtbare bodem, et cetera. Indien vruchtbare landbouwgrond wordt gebruikt voor een stedelijke ontwikkeling schuift de landbouw op naar meer marginale gronden. Bij die gronden is een intensief beheer nodig, zoals grote hoeveelheden meststoffen, toepassing van gewasbeschermingsmiddelen en diepe bodembewerking. Bij bodembeheer wordt nog onvoldoende rekening gehouden met het natuurlijke vermogen van de bodem om ecosysteemdiensten te leveren. Boeren gebruiken zware machines en veel mest om de productie op peil te houden. Grasland moet wijken voor maïsproductie of bollenteelt. Tuinen in stedelijk en landelijk gebied worden afgedekt, met bodemdegradatie en versnelde afvoer van hemelwater als gevolg. Er wordt bij het beheer nog weinig rekening gehouden met de kansen die de bodem biedt om klimaatverandering het hoofd te bieden, en dat is een gemiste kans.

Bodembiodiversiteit is ondersteunend aan:

1. Agrarische productie en ontwikkeling van natuur en recreatief groen in stad en tuin,
2. Een goede kwaliteit van de leefomgeving in termen van de waterhuishouding, afbraak van stoffen, stofkringlopen en klimaatregulatie, zowel lokaal (bijvoorbeeld in de stad) als regionaal tot continentaal (koolstof vastlegging), en
3. De ontwikkeling van een robuust systeem dat tegen een stootje kan, zich herstelt, en in de toekomst goed blijft functioneren.

Biodiversiteit vertegenwoordigt van zichzelf ook een waarde, die niet direct in een bekend nut kan worden vertaald. Ons welzijn is mede afhankelijk van de zorg die we aan onze leefomgeving schenken; we maken er onderdeel van uit. Er is bovendien een sterke relatie tussen de bovengrondse biodiversiteit en de bodembiodiversiteit. Het is daarom aan te bevelen om aandacht te hebben voor een vitaal bodemleven.

### **Hoe kunnen bodembeheer en gebiedsinrichting profiteren van de biodiversiteitskaarten?**

Bij **inrichtingsvraagstukken** gaat het om functies en dus om de toewijzing van bodem voor verschillende vormen van bodemgebruik. Op provinciaal en grootstedelijk niveau omvatten de planologische vraagstukken een groot gebied. Op deze schaal kan de optimale gebiedsinrichting aansluiten bij de kansen die de bodem biedt, waarbij het type landbouw wordt afgestemd op de mogelijkheden van de bodem om zonder intensief beheer een kwalitatief goede productie te halen, natuur zich kan ontwikkelen op de daarvoor geëigende bodem, bodem alleen af te dekken als het niet anders kan en alleen daar waar de bodem minder geschikt is voor andere vormen van bodemgebruik.

Ook bij inrichtingsvraagstukken op gemeentelijk of kleiner schaalniveau zijn biodiversiteitskaarten (inclusief de bodemactiviteitskaarten) bruikbaar, maar moeten de lokale verschillen in bodembiodiversiteit en activiteit met enige terughoudendheid worden beschouwd, omdat de resolutie en de nauwkeurigheid van de kaarten beperkingen hebben. Het bodemgebruik en de grondsoort zijn belangrijke factoren voor de berekening van de verwachte bodembiodiversiteit en activiteit en deze dienen dus gecontroleerd te worden aan de hand van directe waarnemingen en historisch onderzoek. In de landbouw kan het bodemgebruik per jaar variëren. Voor bijzondere situaties zoals bij hoogveen, löss en de bodem bij de beekdalen zijn de kaarten nog niet geschikt.

Na gebiedsinrichting is het **bodembeheer** de belangrijkste factor die de bodembiodiversiteit – en functies beïnvloedt. De biodiversiteits- en functiekaarten maken aannemelijk dat het bodembeheer op diverse plaatsen duurzamer kan en moet. Bij de intensieve akkerbouw op arme zandgrond staat de bodembiodiversiteit onder druk. Maatregelen om het bodembeheer te verduurzamen zijn inpasbaar voor elke vorm van bodemgebruik en grondsoort. Sommige van die maatregelen leveren een netto winst op voor de beheerder, de kosten van beheer zijn (uiteindelijk) lager en wegen op tegen de eventuele verliezen door lagere opbrengsten. Ook wanneer de bodembiodiversiteit goed is te noemen zoals bij grasland, kunnen maatregelen zinvol zijn. Minder ploegen en scheuren en meer organische mest verbeteren de bodembiodiversiteit. Op de website van Alterra staat een rapport over mogelijke maatregelen voor duurzamer bodembeheer voor verschillende typen bodemgebruik en grondsoort ([www.alterra.wur.nl](http://www.alterra.wur.nl), rapport 1813).



## Inhoudelijke verantwoording

### 1 Inleiding

De provincie Noord-Brabant heeft aan het Bobi-consortium (instituten die werken aan de Bodembioologische indicator) de opdracht gegeven om kaarten van de bodembiodiversiteit te maken. Dit rapport bevat kaarten met verschillende waarden voor de bodembiodiversiteit. Er zijn kaarten gemaakt van de geschatte actuele toestand, van een geïntegreerde maat voor de bodembiodiversiteit op basis van meerdere indicatorwaarden samen, en van een relatieve toestand ten opzicht van een streefbeeld; bijvoorbeeld wat de effecten zijn van bepaalde beleids- of beheersscenario's. Ten slotte is er een kaart gemaakt van de verwachte toestand van één van de ecosysteemdiensten – het zelf-reinigende vermogen – in de Nederlandse bodem. Dit is gedaan om te illustreren dat informatie over bodembiodiversiteit en andere kenmerken van het bodemsysteem gebruikt kan worden om ecosysteemdiensten te kwantificeren, waardoor de toepassing in praktijk en beleid dichterbij komt. Alle kaarten zijn in de bijlage opgenomen.

Vanwege de beperkte middelen en tijd is de werkwijze in dit project uitsluitend gericht geweest op het presenteren van een ruimtelijk beeld. Er zijn geen nieuwe methoden en concepten ontwikkeld voor het kwantificeren van de bodembiodiversiteit en ecosysteemdiensten. Het ruimtelijke beeld werd gemaakt uitsluitend op basis van bestaande meetgegevens, met behulp van bestaande (statistische) modellen en werkwijzen, en met behulp van bestaande concepten voor het kwantificeren van bodembiodiversiteit en ecosysteemdiensten.

#### Tekstbox 1. Tekst uit de Bodemwijzer van Noord-Brabant.

“De bodem is de basis van ons bestaan. Het is daarom belangrijk er zuinig mee om te gaan. Om duurzaam bodemgebruik te stimuleren stelt de provincie Noord-Brabant een Bodemwijzer op. De Bodemwijzer wordt een digitaal afwegingskader voor bodem en ondergrond en kan worden gebruikt bij gebiedsprocessen en -plannen. In de afgelopen jaren is de afstemming tussen algemeen milieubeleid en ruimtelijke ontwikkeling noodzakelijker geworden. Ook is er steeds meer interactie tussen ruimtelijke ontwikkeling en de bodem. Denk aan koude- en warmteopslag, ondergronds bouwen en de waterhuishouding. Naast technische en fysieke aspecten komen de biologische eigenschappen van de bodem in de belangstelling. Een duurzaam beheer is van belang om ook in de toekomst van de functies en diensten van de bodem te profiteren. De beleidsbrief Bodem (VROM 2003) vormde het startpunt van dit nieuwe Nederlandse bodembeleid. Het richt zich op duurzaam bodemgebruik. De bodem wordt gezien als een dynamisch ecosysteem, dat in staat moet zijn om zo goed mogelijk maatschappelijke diensten te leveren.”

Het tweede deel van dit rapport bevat de onderbouwing en geeft uitleg bij de verschillende biodiversiteitskaarten voor de Bodemwijzer van de provincie Noord-Brabant. Hoofdstuk 2 en hoofdstuk 3 bevatten de verantwoording bij de biodiversiteitskaarten. Hoofdstuk 4 bevat een synthese en discussie van gebruiksmogelijkheden, beperkingen en kansen van de kaarten. In Tekstbox 1 is een inleiding uit de Bodemwijzer van Noord-Brabant opgenomen ([www.brant.nl](http://www.brant.nl)).



## 2 Methodiek

### 2.1 Bodembiodiversiteit, ecosysteemdiensten en de Bodemwijzer

Een onderdeel van de Bodemwijzer betreft informatie over bodembiodiversiteit en ecosysteemdiensten. Bodembiodiversiteit heeft betrekking op de levende aspecten van de bodem. Het omvat zowel de omvang van het bodemleven (dichtheid, biomassa, activiteit, et cetera) als de verscheidenheid van het bodemleven (soortenrijkdom, verscheidenheid aan processen, DNA-moleculen, et cetera). Beide zijn noodzakelijk om de bodem te laten functioneren als een onderdeel van het 'natuurlijke' (eco)systeem. Ecosysteemdiensten van de bodem zijn de basis voor het profijt dat mensen hebben van de bodem. Dit moet in brede zin worden opgevat: het omvat zowel het directe profijt van agrarische productie en recreatie, als de minder zichtbare diensten zoals waterberging, schoon grondwater, zuurstofproductie en de mogelijkheden tot aanpassing aan klimaatverandering.

Voor het meten van de ecosysteemdiensten en de bodembiodiversiteit zijn momenteel geen eenvoudige en wetenschappelijk geaccepteerde meetinstrumenten beschikbaar. Ze zijn afhankelijk van de context en beschrijvend van karakter door het ontbreken van exacte definities. De geaccepteerde aanname is dat ecosysteemdiensten en bodembiodiversiteit gekwantificeerd kunnen worden in een systeembenadering met behulp van chemische, fysische en biologische kenmerken. Maar er is nog geen consensus over de precieze wijze waarop dit dient te gebeuren. Bepaalde bodemkenmerken of samenstel van kenmerken kunnen op basis van literatuurgegevens en ecologische kennis in verband worden gebracht met de bodembiodiversiteit of een ecosysteemdienst, zonder dat de exacte relatie bekend is. Deze kenmerken krijgen daarmee de status van een zogenoemde proxy of proxy-indicator (lees: benadering). Proxies verschillen op subtiële wijze van het begrip indicatoren, doordat het doel van de proxy expliciet is omschreven en vaak op een hoog integratieniveau ligt. Een proxy is dus een meetbare grootheid, die gebruikt wordt om een andere, niet direct meetbare grootheid te construeren en te kwantificeren. De gestandaardiseerde methode van BLGG AgroXpertus om nematoden in de bodem te analyseren is dus een indicator voor de nematodengemeenschap en kan tevens (een onderdeel van) een proxy zijn voor de bodembiodiversiteit of ecosysteemdienst (Markert et al. 2003). Bovenstaand onderscheid tussen indicatoren en proxies is bedoeld om een semantische discussie op het punt van de geschiktheid van indicatoren te voorkomen.

Voor de bodembiodiversiteit is een grote hoeveelheid meet- en rekenmethoden in de literatuur beschreven. Onlangs zijn de voor Nederland kenmerkende bodemsystemen geïnventariseerd aan de hand van een samenstel van mogelijke proxies voor de bodembiodiversiteit. Dit is gedaan met de Bodembioologische indicator (Bobi; Schouten et al. 2000, 2002, Rutgers et al. 2005, 2009b). Tevens is een uitgebreide set chemische en fysische bodemkenmerken bepaald. Voor een set van 10 unieke combinaties van bodemgebruik en grondsoort zijn de gemiddelden en de 5%- en 95%-percentielen berekend voor aantallen

en soortenrijkdom van bodemdieren en van bodemprocessen. Tevens zijn locaties geselecteerd met een veronderstelde goede bodemkwaliteit; de zogenoemde Referenties Biologische Bodemkwaliteit (RBB; Rutgers et al. 2007b). De waarden voor een biologisch gezien gezonde bodem werden vastgesteld op advies van een panel met diverse bodemprofessionals. De betekenis van de metingen in Bobi voor bodembiodiversiteit is bediscussieerd in RIVM-rapporten en in de literatuur (voor enkele ingangen zie Bispo et al. 2009, Turbé et al. 2010, Jeffery et al. 2010, Schouten et al. 1997, 2002, Markert et al. 2003, Breure en Römbke 2005, Mulder et al. 2004, 2005a, 2006, 2011, Rutgers et al. 2005, 2007b, 2009b).

## 2.2 Proxies voor bodembiodiversiteit

Het bodemleven is divers en omvangrijk. In een gezond agrarisch gebruikt grasveld is de totale biomassa in de bodem in een hectare vergelijkbaar met 5 koeien of 60 schapen. Bacteriën, schimmels en regenwormen nemen meer dan 95% van de biomassa voor hun rekening. De bodem wordt wel eens 'poor man's tropical rain forest' genoemd als het om de biodiversiteit gaat; een theelepel zwarte aarde bevat meer dan 1.0000 soorten (meest bacteriën) en verreweg de meeste zijn nog nooit geïdentificeerd. Het gewicht van de kleinste (bacterie) en de grootste organismen (regenwormen, mollen) verschilt twaalf tot veertien ordes van grootte. Het samenspel van alle organismen is nodig voor een gezond functionerende bodem. De selectie van een handzame set proxies voor de bodembiodiversiteit is daarom niet eenvoudig; er is een lange lijst met mogelijke indicatoren beschikbaar die in de praktijk gemeten kan worden.

De wetenschappelijke discussie over biodiversiteit duurt al vele decennia. Er is een heel scala aan meet- en rekenmethoden voor biodiversiteit beschikbaar, elk met een eigen betekenis en toepassingsmogelijkheden. Sommige succesvolle indices voor bovengrondse biodiversiteit zijn niet zonder meer toepasbaar op bodemorganismen. Er is niet één simpele maat voor de bodembiodiversiteit. Naast de complexiteit van ecosystemen heeft dit ook te maken met het feit dat biodiversiteit een containerbegrip is, dat behalve in de wetenschap ook in beleidsdocumenten wordt gebruikt.

Voor een praktische aanpak binnen dit project is gekozen om wat betreft de uitleg van de term **bodembiodiversiteit** aan te sluiten bij de relevante beleidsdocumenten op dit gebied, zoals de Beleidsbrief bodem (VROM 2003), de Europese Bodemstrategie (COM 2006) en de Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005). Voor kwantificering van de bodembiodiversiteit is aangehaakt bij de metingen met de **Bodembiologische indicator (Bobi)**. De Bodembiologische indicator bevat een omvangrijke set indicatoren die als proxy zouden kunnen fungeren (Schouten et al. 1997, Rutgers et al. 2007b, 2009b). Omdat Bobi is toegepast in een langlopend en landelijk meetprogramma (LMB; Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit) is er een set meetgegevens van ruim 10 jaar beschikbaar en is er veel kennis verworven op het gebied van deze indicatoren voor de bodembiodiversiteit (bijvoorbeeld Mulder et al. 2011). Deze praktijkgerichte benadering leidt dan in een eerste stap tot een eenvoudige onderverdeling van bodembiodiversiteit in:

1. proxies die gerelateerd zijn aan de omvang en activiteit van het bodemleven. Deze biologische kenmerken worden in de wetenschappelijke literatuur niet direct geassocieerd met bodembiodiversiteit *sensu stricto*. Er is wel een duidelijke relatie met de processen in ecosystemen, zoals primaire productie, bijdragen aan de stofkringlopen en andere 'ondersteunende ecosysteemdiensten'. Voorbeelden van dit type proxy zijn bacteriebiomassa, aantal regenwormen per vierkante meter en potentiële stikstof mineralisatiesnelheid (Rutgers et al. 2009b).
2. proxies die gerelateerd zijn aan de complexiteit en verscheidenheid van het bodemleven. Voorbeelden van dit type biologische kenmerken zijn de verscheidenheid aan soorten, variatie in DNA moleculen, en verscheidenheid van processen. Voorbeelden van dit type proxies zijn het aantal soorten regenwormen, potwormen en nematoden en de functionele en genetische diversiteit van de bacteriegemeenschappen (Rutgers et al. 2007b). Ook vele biodiversiteitsindices kunnen beschouwd worden als proxies van dit type, zoals Shannon, Simpson, Evenness, Fisher-alpha, Berger-Parker, *et cetera*.

Naast de hierboven genoemde proxies die de getalsmatige uitingsvorm zijn van direct meetbare ecologische eenheden, bestaan er ook diverse proxies met een diepere basis in de ecologische theorie. Het gaat bijvoorbeeld om grootheden voor ecologische stabiliteit, de topologie van het trofische web (opbouw), ecologische allometrie (onderlinge grootte-relaties) en stoichiometrie (vaste verhoudingen in relaties tussen organismen en nutriënten). Voorbeelden van dit type proxies zijn de *nematoden maturity index*, de *colonizer persister verhouding* van alle nematodengroepen, de allometrische helling van de logaritmes van het lichaamsgewicht en aantal soorten, de nematode channel ratio, *et cetera* (Bongers 1990, Rutgers et al. 2005, Mulder et al. 2011).

### 2.3 Selectie van indicatoren als proxies voor bodembiodiversiteit

Twee argumenten hebben een rol gespeeld bij het samenstellen van proxies om de bodembiodiversiteit voor de provincie Noord-Brabant in beeld te brengen, namelijk: 1) de relevantie van betreffende proxy voor de Bodemwijzer van Noord-Brabant. Deze valt uiteen in ecologische relevantie voor de bodem van Noord-Brabant, en relevantie voor de bodembeleidsvragen waarbij de Bodemwijzer ingezet zal worden. En argument 2) de mogelijkheid om de proxy in kaart te brengen op basis van beschikbaarheid van voldoende (betrouwbare) gegevens en de afleiding en betrouwbaarheid van de ruimtelijke modellen. Op basis van de relevantie en de beschikbaarheid van gegevens en modellen zijn indicatoren geselecteerd, binnen de mogelijkheden van het project (beschikbare tijd en tijdigheid). Het betreft de volgende indicatoren als proxies voor de bodembiodiversiteit:

1. Regenwormen: aantallen en soortenrijkdom
2. Potwormen: aantallen en soortenrijkdom
3. Microarthropoden: aantallen en soortenrijkdom
4. Nematoden: aantallen en soortenrijkdom
5. Bacteriën: C- en N-mineralisatiesnelheid



Deze indicatoren bevatten biologische kenmerken die van betekenis zijn voor de kwantificering van de bodembiodiversiteit. Ze zijn ook onderdeel van de Bodembioologische indicator. Schouten et al. (1997) hebben verbanden tussen deze indicatoren en de bodembiodiversiteit c.q. ecosysteemdiensten gelegd – in 1997 nog aangeduid met 'life support functions'. Hierdoor hebben de indicatoren betekenis gekregen als proxies voor de bodembiodiversiteit. De op de soortenrijkdom gebaseerde indicatoren (soortenrijkdom bij 1, 2, 3 en 4) hebben een veronderstelde relatie met de complexiteit van het bodemsysteem. Hoe meer soorten er zijn (waargenomen met een standaard meetprotocol), hoe complexer het systeem is. De op aantallen en mineralisatiesnelheid gebaseerde indicatoren (1 t/m 5) hebben een veronderstelde relatie met de totale biomassa of de activiteit van het bodemleven. Het verloop van vele bodemprocessen is mede gerelateerd aan de omvang en activiteit van bodemorganismen.

De volgende kenmerken van het bodemvoedselweb zijn geselecteerd als proxies omdat de modellen en de gegevens beschikbaar zijn en er een relatie aangetoond is met gebiedsinrichting en bodembeheer:

1. Nematode channel ratio (NCR: verhouding tussen bacterie- en schimmeletende nematoden; Yeates 2003). Uit waarnemingen blijkt dat bij landbouwpercelen het aantal en de diversiteit van schimmeletende nematoden lager is dan bij natuur. Veel planten zijn voor hun groei afhankelijk van schimmels en mycorrhiza in de bodem. De NCR is een goede graadmeter voor de 'natuurlijkheid' van een bodem. Een lage NCR is indicatief voor een efficiënte omgang met nutriënten, dus relatief weinig bemeste systemen.
2. Allometrische voedselwebstabiliteit (logaritmische relaties tussen aantallen binnen een taxonomische groep en het gemiddelde lichaamsgewicht in dezelfde groep; Mulder et al. 2005a). Stabiele ecosystemen hebben een specifieke en vaste allometrische ('isometrische') relatie die bij verstoorde systemen afwezig is. Volgens de theorie is een stabiel systeem in balans en dus relatief ongevoelig voor verstoring en rampen.

De volgende indicatoren zijn niet geselecteerd vanwege het gebrek aan meetgegevens of betrouwbare modellen:

1. Schimmels (onvoldoende betrouwbare gegevens)
2. Protozoën (geen gegevens)
3. Andere bodemorganismen zoals acari, isopoden, duizenden miljoenpoten, mieren, kevers, *et cetera* (ontoegankelijke of onvoldoende gegevens)
4. Thymidine en leucine inbouwsnelheid (betekenis van de modellen ten opzichte van andere bacterie-gerelateerde proxies onduidelijk)
5. DNA-diversiteit bacteriën (onvoldoende gegevens)
6. Functionele diversiteit bacteriën (Biolog; geen model beschikbaar).

De Bodemwijzer is een ondersteunend instrument voor duurzame gebiedsinrichting en duurzaam bodembeheer. De discussie over hoe en welke proxies gebruikt gaan worden voor de Bodemwijzer van Noord-Brabant is nog gaande.

Alle geselecteerde indicator proxies responderen op gebiedsinrichting en bodemgebruik: de meeste proxies vertonen statistisch significante verschillen voor de categorieën bodemgebruik en grondsoort (Rutgers et al. 2009b). Voor sommige proxies is aangetoond dat ze significant beïnvloed worden door de intensiteit van het bodembeheer (Mulder et al. 2003, 2005b, Rutgers et al. 2009a). Met andere woorden: voor de Bodemwijzer is dit in eerste instantie een geschikte set proxies.

## 2.4 Habitat-responsrelaties voor de bodembiodiversiteit

Op alle locaties in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB) is de bodem geanalyseerd met de Bodembioologische indicator en een uitgebreide set algemene chemische en fysische bodemkenmerken. Er is voor gekozen om de bodembiodiversiteitskaarten te baseren op de gegevens van de eerste Bobi-meetronde in het LMB (1999-2003) en niet op de tweede meetronde (2006-2010), omdat het een vreemde bias kan geven als een groot deel van de locaties dubbel voorkomt. Bovendien was bij de start van het project de tweede meetronde nog niet volledig afgerond. De dataset bevat eenmalige waarnemingen van alle bemonsterde LMB-categorieën (bos en landbouw op verschillende grondsoorten), varianten met een biologische bedrijfsvoering en aanvullende metingen in halfnatuurlijke graslanden, heidevelden en stadsparken.

Het LMB bevat onvoldoende locaties om de bodembiodiversiteit rechtstreeks in kaarten van de provincie Noord-Brabant met een voldoende ruimtelijke resolutie weer te geven (52 locaties in de provincie Noord-Brabant); ook niet na extrapolatie met geostatistische technieken zoals kriging. Dit wordt mede veroorzaakt door de kleinschalige overgangen in bodemgebruik, die een grote invloed kunnen hebben op de bodembiodiversiteit. Daarom is een methode met hulpdata toegepast die in tegenstelling tot de bodembiodiversiteitsdata wel voldoende ruimtelijke resolutie bevatten, zoals ook wordt gebruikt om bijvoorbeeld bodemkaarten te maken en te verbeteren (Kempen et al. 2009). De hulpdata zijn omgevingskenmerken ('voorspellers' of 'predictoren'), die een significante relatie hebben met de bodembiodiversiteit: het bodemgebruik en algemene bodemkenmerken zoals organische stofgehalte, pH, lutum, nutriënten en zware metalen (de habitat), en de veedichtheid<sup>1</sup>. Via regressieanalyse kunnen habitat-responsrelaties worden afgeleid die het verband beschrijven tussen een combinatie van deze bodem-systeemeigenschappen en een responderende biologische variabele: bijvoorbeeld een soort, aantallen binnen een groep, aantal taxonomische groepen, of activiteit. Hierbij is het van belang dat we ons realiseren dat veel van de kaarten met hulpdata zelf ook het resultaat zijn van extrapolaties van puntmetingen. Alleen de kaart met bodemgebruik (LGN6; Landgebruik Nederland) is direct afgeleid uit informatie met een voldoende ruimtelijke resolutie via satellietbeelden. Omdat het bodemgebruik regelmatig afgewisseld wordt (bijvoorbeeld

---

<sup>1</sup> Veedichtheid is een kenmerk van specifiek bodembeheer met een relatie met de bodembiodiversiteit (Mulder et al. 2003, 2005b). Ook als vee voor een groot deel op stal staat, is een relatie met de bodem van het bedrijf plausibel, via de kringloop van veevoer en dierlijke mest binnen het eigen bedrijf.

rotatie tussen grasland en maïsproductie) is ook de LGN6-kaart niet volledig correct (in de zin dat ze de actuele situatie weerspiegelt).

In de afgelopen jaren is er geëxperimenteerd met habitat-responsmodellen voor bodemnematoden, omdat dit de eerste groep was waarvan een landelijke inventarisatie beschikbaar kwam (1994). Het bleek mogelijk om voor een deel van de nematodensoorten significante regressiemodellen te berekenen voor factoren als zuurgraad, organische stof, fosfaat-toestand of lutumfractie. Enkele toepassingen daarvan zijn verschenen in een Milieuverkenning en wetenschappelijke publicaties (Mulder et al. 2003, Mulder et al. 2005b).

Voor de statistische regressieanalyse is gebruikgemaakt van het programma S-Plus 2000. De stapsgewijze Generalized Linear Modelling (GLM) is uitgevoerd op basis van scripts die ontwikkeld zijn voor de analyse van een Amerikaanse aquatische dataset (Ohio; De Zwart et al. 2009). De regressieanalyse van biotische variabele 'i' (BIOTvar<sub>i</sub>) is gebaseerd op modellen van de vorm:

$$\text{BIOTvar}_i = a + b \cdot \text{PRED}_1 + c \cdot \text{PRED}_1^2 + d \cdot \text{PRED}_2 + e \cdot \text{PRED}_2^2 + \dots + y \cdot \text{PRED}_n + z \cdot \text{PRED}_n^2 \quad (1)$$

Waarbij PRED<sub>1</sub> en PRED<sub>1</sub><sup>2</sup> respectievelijk de lineaire en kwadratische transformatie van de predictor 1 voorstellen. De kwadratische termen zijn toegevoegd om het mogelijk te maken ook een optimum- en minimumrespons te kunnen modelleren.

Alleen de predictoren die een statistisch significante relatie ( $P < 0,05$ ) hebben met de biotische variabelen zijn in het model van die variabele opgenomen, met dien verstande dat in de stapsgewijze aanpak gestreefd is naar modellen met een klein aantal predictoren. Hierdoor ontbreken soms predictoren die voor het gevoel significant hadden moeten zijn, zoals de pH als predictor voor het aantal regenwormen (bij een lage pH komen er minder regenwormen voor). Vanwege de correlaties tussen predictoren kan het zijn dat de rol van de pH overgenomen is door een combinatie van de andere predictoren die wel significant waren (bijvoorbeeld 'lutum'). Ook in de constante (doorsnijding van de y-as door het model) zitten een aantal significante predictoren 'verborgen' die niet afzonderlijk zichtbaar zijn (bijvoorbeeld 'bos', omdat alle andere categorieën significant zijn; bos is dus ook significant). Tabel 1 bevat het resultaat van de regressieanalyse voor de geselecteerde proxies. De resultaten voor andere proxies en voor de 207 soorten waarvoor significante relaties werden afgeleid zijn niet opgenomen in de tabel.

De verwachtingswaarden op de kaart die via de habitat-responsrelaties berekend kunnen worden met deze regressievergelijkingen en lokale bodemkenmerken kennen meerdere bronnen van onzekerheid en variatie. Grofweg zijn deze te verdelen in onzekerheid in de hulpgegevens (predictoren: bodemgebruik en bodemkenmerken) en onzekerheid in de toegepaste habitat-responsrelatie. Het is niet op voorhand aan te geven waar de grootste bron van onzekerheid zit. Beide typen onzekerheid zijn van belang bij de interpretatie en de toepassing van de biodiversiteitskaarten. In het algemeen is het zo, dat een relatieve vorm van interpretatie ('dit' hoger dan 'dat') een

robuustere vorm van interpretatie is dan een absolute interpretatie ('de biodiversiteit is hier 12'). Dit is van belang bij het interpreteren van beleids- of beheervarianten, dat wil zeggen: bij beoogde verschillen in gebruik of beheer.

*Tabel 1. Predictoren uit de regressieanalyses (stapsgewijze gegeneraliseerde lineaire modellering) van de Bobi-gegevens. De significante predictoren zijn in de tabel oranje ingekleurd. Modellen met weinig significante predictoren werden geselecteerd ten koste van modellen met meer significante predictoren. De coëfficiënten die direct een significant deel van de habitat-responsrelatie verklaren zijn in de tabel opgenomen ( $P < 0,05$ ).*

|                  | <b>Biotische variabele</b> | potwormen soortenrijkdom | potwormen abundantie | regenwormen soortenrijkdom | regenwormen abundantie | nematoden soortenrijkdom | nematoden abundantie | nematode channel ratio | potentiële C-mineralisatie | potentiële N-mineralisatie | microarthropoden soortenrijkdom | microarthropoden abundantie | voedselwebstabiliteit (allometrie) |
|------------------|----------------------------|--------------------------|----------------------|----------------------------|------------------------|--------------------------|----------------------|------------------------|----------------------------|----------------------------|---------------------------------|-----------------------------|------------------------------------|
|                  | verklaarde variatie →      | 37                       | 28                   | 61                         | 53                     | 18                       | 58                   | #                      | 72                         | 54                         | 35                              | 57                          | #                                  |
|                  | <b>Predictoren</b>         |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
| Bodemgebruik     | Veedichtheid               |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
|                  | Gras                       |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
|                  | Akker                      |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
|                  | Halfnatuurgas              |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
|                  | Heide                      |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
| Bodemtype        | Rivierklei                 |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
|                  | Veen                       |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
|                  | Zand                       |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
| Bodemkenmerken   | pH(KCl)                    |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
|                  | Org. stofgehalte (%)       |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
|                  | Lutum fractie (%)          |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
|                  | TD metalen                 |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
|                  | P(AL)                      |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
|                  | P(totaal)                  |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
| Ligging meetpunt | X-coördinaat               |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |
|                  | Y-coördinaat               |                          |                      |                            |                        |                          |                      |                        |                            |                            |                                 |                             |                                    |

# Verklaarde variatie niet berekend vanwege een onvergelijkbare proefopzet.

## 2.5 Hulpkaarten met bodemkenmerken

Verschillende soorten kaarten met informatie over de bodem en de bodembiodiversiteit zijn geproduceerd en afgebeeld in de bijlagen. Hieronder volgt een opsomming met korte omschrijvingen en enkele overwegingen. De resultaten en de werkwijze per kaart is in hoofdstuk 3 beschreven.

Om de kaarten met de bodembiodiversiteit een voldoende ruimtelijke resolutie mee te geven zijn hulpkaarten opgesteld met de kenmerken van de bodem die bepalend zijn voor de bodembiodiversiteit (predictoren). De kaart van het bodemgebruik in Nederland (LGN6) is gebruikt als basis. Het bodemgebruik is een belangrijke factor voor de bodembiodiversiteit, maar ook voor vele andere bodemkenmerken, zoals de pH en het organische stofgehalte. De pH bijvoorbeeld van landbouwkundig beheerde percelen is als gevolg van bekalking en bemesting significant hoger dan die van (naastgelegen) natuur-terreinen. Het organische stofgehalte is afhankelijk van het bodemgebruik: bij akker- en tuinbouw is ze lager dan bij agrarische graslanden. Daarnaast zijn hulpkaarten gebruikt van het BIS (Bodemkundig Informatie Systeem, vroeger Stiboka; Stichting voor Bodemkartering) en hulpkaarten van de provincie Noord-Brabant. Dit betreft kaarten met lutumgehalten, organische stof, pH (KCl) en de fosfor-toestand. Sommige kaarten zijn opgesteld op basis van regressievergelijkingen tussen bodemgebruikscategorieën en bodemgehalten, om een voldoende hoge ruimtelijke resolutie te verkrijgen. Van de veedichtheid en het verwachte effect van zes zware metalen (relatieve Toxische Druk; een maat voor het relatief te verwachten effect van het mengsel van metalen) zijn ook kaarten gemaakt. In hoofdstuk 3 is per kaart een beschrijving opgenomen van de gevolgde werkwijze. De gegevens van de bodem in Noord-Brabant van BLGG agroXpertus waren niet vrij beschikbaar en zijn dus ook niet gebruikt.

## 2.6 Kaarten met geschatte actuele toestand per proxie-indicator

Er is een set kaarten opgesteld met per kaart de geschatte toestand voor één specifieke en relatief simpele proxy voor de bodembiodiversiteit. Hiervoor zijn de habitat-responsrelaties gebruikt (zie boven). De verschillende proxies zijn eenvoudig te herleiden tot de gegevens in het Bobi-databestand en tot de metingen in het veld. Het betreft in totaal 12 kaarten; 4 met abundantie (aantallen per oppervlakte-, gewichts- of volume-eenheid) en 4 met de soortenrijkdom van respectievelijk regenwormen, microarthropoden, potwormen en nematoden, 2 met bodemprocessen (C- en N-mineralisatiesnelheid), en 2 met een ecologisch model (allometrie bodemvoedselweb en nematode channel ratio). De eenheden op de kaart zijn afgestemd op de gangbare eenheid waarin de betreffende proxy normaliter wordt uitgedrukt.

De kaarten bevatten verwachtingswaarden voor de betreffende proxy en weerspiegelen dus niet per se de werkelijke situatie in het veld. Toch kan de kaart beschouwd worden als een 'beste schatting' die op basis van de nu beschikbare informatie te verkrijgen is. De onzekerheid over de kwaliteit van de schatting (hoe ver zit de schatting er naast) wordt veroorzaakt door:

1. variatie en gebrek aan bodembologische meetgegevens
2. variatie en gebrek aan gegevens van predictoren voor het maken van regressiemodellen
3. variatie en gebrek aan gegevens van de predictoren in de kaart van Noord-Brabant

Daarnaast is het van belang om een aparte vorm van onzekerheid te benoemen, namelijk modelonzekerheid. Het is niet vanzelfsprekend dat de proxies inderdaad een relatie hebben met de bodembiodiversiteit zoals dat door de gebruiker van de informatie gepercipieerd wordt. Om deze onzekerheid het hoofd te bieden is er een heldere communicatie tussen onderzoeker en praktijk noodzakelijk, en dient te worden geaccepteerd dat ecosystemen, en bodem in het bijzonder, zo ingewikkeld zijn dat kwantificering in één enkele waarderingsmaat voor de bodembiodiversiteit onvermijdelijk leidt tot verlies van inzicht in het werkelijke systeem.

## 2.7 Vergelijking van modelberekeningen met een veldsituatie

De kaarten van de modelberekeningen met behulp van de habitat-responsrelaties kunnen geverifieerd worden door de actuele toestand te vergelijken met de schatting op de kaart. In voorkomende gevallen is dit de meest verantwoorde manier om in een tweede stap beslissingen aangaande gebiedsinrichting en bodembeheer verder te onderbouwen, zeker als het om kostbare of ingrijpende beslissingen gaat. Ten behoeve van dit project zijn de meetgegevens van de provincie Noord-Brabant die in het Bobi-databestand aanwezig zijn, vergeleken met de modelgegevens. De habitat-responsrelaties zijn gebaseerd op een regressieanalyse van de meetgegevens in heel Nederland van de eerste biologische meetronde van het LMB (=LMB2; het LMB bestaat langer dan Bobi). De Bobi-meetgegevens in Noord-Brabant zijn in een apart bestand samengebracht en betreffen metingen in LMB2, LMB3 en metingen in het kader van specifiek onderzoek (andere categorieën en effecten van bodembeheer). De metingen in LMB2 mogen strikt genomen niet gebruikt worden bij de vergelijking met de modelberekening, omdat ze zijn gebruikt bij de uitvoering van de regressieanalyse(s) en dus niet onafhankelijk zijn.

In het Bobi-databestand zijn 164 waarnemingen aanwezig met metingen waarvan de coördinaten in de provincie Noord-Brabant liggen. Dit betreft 33 locaties uit LMB2 en LMB3 (soms werd eenzelfde locatie beide keren bemonsterd) en 3 locaties met halfnatuurlijk gras en 2 heidevelden. Voor het overige deel betreft het locaties die zijn gemonsterd in verband met een specifieke onderzoeksvraagstelling, bijvoorbeeld de heide op het Banisveld (Huijsmans en De Wit 2008), de heide bij Budel (Schouten et al. 2003) en diverse proefvelden met verschillende mestregimes, bijvoorbeeld bij Bakel (Van Eekeren et al. 2009). Als eerste aanzet werden alleen de LMB-locaties geselecteerd voor de vergelijking tussen de modelberekeningen en de veldsituatie, omdat deze een betere ruimtelijke spreiding hebben en op een gestandaardiseerde wijze zijn gemonsterd en geanalyseerd. Het bodemgebruik en de grondsoort werden als eerste geverifieerd. Uit deze vergelijking bleek dat de grondsoort in alle gevallen correct werd afgeleid, maar het bodemgebruik bij meer dan de helft van de locaties niet. Fouten in het Bobi-databestand, verandering van bodemgebruik,

of fouten in LGN6 kunnen deze verschillen verklaren. Bij slechts 15 locaties kwam de bodemcategorie uit de LGN6-kaart overeen met de Bobi-gegevens. Voor de andere locaties in de provincie Noord-Brabant waarvoor actuele meetgegevens beschikbaar zijn, is de dichtstbijzijnde overeenkomende locatie gezocht o.b.v. de coördinaten. In het GIS-systeem is met behulp van het commando 'Near' de dichtstbijzijnde locatie opgezocht. Hiervoor is het gridbestand eerst omgezet naar een puntenbestand, waarbij alleen de locaties zijn geselecteerd met hetzelfde bodemgebruik en grondsoort.

De uiteindelijke vergelijking van modelberekeningen met actuele meetgegevens kon op deze wijze uitgevoerd worden met 49 complete sets: op één na allemaal locaties op zandgrond; 29 agrarische graslanden, 2 akkerbouwbedrijven, 8 bosterreinen, 7 heidevelden en 2 halfnatuurlijke graslanden. Voor de andere categorieën waren weinig of geen bruikbare meetgegevens beschikbaar (klei, veen, löss, akkerbouw).

De vergelijking is gebaseerd op de berekening van een geschaald verschil tussen waarneming en voorspelling:

$$\frac{(\text{BIOTvar}_{\text{obs}} - \text{BIOTvar}_{\text{pred}})}{(\text{BIOTvar}_{\text{obs.mean}})} \quad (2)$$

Waarin subscripts 'obs' en 'pred' staan voor respectievelijk de waargenomen waarde en modelberekende waarde van de biotische variabele (proxy), en 'obs.mean' voor het gemiddelde van alle waarnemingen.

In Tabel 2 zijn de resultaten van de vergelijking samengevat. Voor de 10 biologische proxies is het absolute verschil ('de fout') op de locaties gemiddeld 44% en worden gemiddeld 10% lagere waarden gevonden. Het gemiddelde verschil is kleiner dan de fout, omdat positieve en negatieve verschillen elkaar in het gemiddelde opheffen. Bij agrarisch grasland is de fout relatief het kleinst, namelijk 39% (gemiddeld 5% lager). Bij bosterreinen is de fout tussen de gemeten en gemodelleerde proxies voor bodembiodiversiteit het grootst, namelijk 54% (gemiddeld 40% lager). Het grote verschil wordt voor een groot deel bepaald bij de microarthropoden (meer dan een factor 2 verschil). Halfnatuurlijk grasland en akkerbouwbedrijven zijn niet meegenomen in deze analyse.

*Tabel 2. Resultaten van de vergelijking van Bobi-veldwaarnemingen in de provincie Noord-Brabant met de gemodelleerde (d.w.z. geschatte) bodembiodiversiteit in de kaarten.*

*De analyse betreft 49 locaties in totaal. Het gemiddelde geschaalde verschil is weergegeven in de grijs gearceerde rijen voor alle locaties en alle proxies en uitgesplitst per proxy en naar bodemcategorie (agrarisch gras, bos of hei; categorieën met één of twee locaties werden niet uitgesplitst) in de groene, gele en blauwe rijen. Bij de categorieën bos en heide is de in het veld waargenomen abundantie van microarthropoden consequent ruim twee keer lager dan in de modelberekeningen.*

|                        | Alle proxies | taxa regenwormen | aantal regenwormen | taxa potwormen | aantal potwormen | taxa microarthropoden | aantal microarthropoden | taxa nematoden | aantal nematoden | potentiële N-mineralisatie | potentiële C-mineralisatie |
|------------------------|--------------|------------------|--------------------|----------------|------------------|-----------------------|-------------------------|----------------|------------------|----------------------------|----------------------------|
| gemiddelde (49)        | <b>-0.10</b> | -0.08            | -0.23              | 0.01           | 0.00             | -0.19                 | -0.69                   | 0.10           | 0.02             | 0.03                       | -0.01                      |
| standaard deviatie     | <b>0.56</b>  | 0.33             | 0.56               | 0.32           | 0.81             | 0.42                  | 1.34                    | 0.20           | 0.64             | 0.39                       | 0.57                       |
| minimale waarde        |              | -0.83            | -1.33              | -0.50          | -1.40            | -1.51                 | -3.41                   | -0.35          | -0.64            | -0.77                      | -0.96                      |
| maximale waarde        |              | 0.52             | 1.04               | 1.14           | 3.51             | 0.51                  | 1.81                    | 0.41           | 2.19             | 0.63                       | 1.32                       |
| ABSoluut gemiddelde    | <b>0.44</b>  | 0.27             | 0.48               | 0.24           | 0.56             | 0.35                  | 1.02                    | 0.19           | 0.44             | 0.33                       | 0.47                       |
| gemiddeld agr.gras(29) | <b>-0.05</b> | -0.18            | -0.41              | 0.03           | -0.15            | -0.27                 | 0.12                    | 0.15           | 0.17             | 0.04                       | 0.03                       |
| ABS gemidd agr.gras    | <b>0.39</b>  | 0.30             | 0.54               | 0.23           | 0.69             | 0.29                  | 0.43                    | 0.17           | 0.48             | 0.33                       | 0.47                       |
| gemiddelde bos (8)     | <b>-0.40</b> | 0.16             | -0.04              | -0.08          | 0.16             | -0.50                 | <b>-2.16</b>            | -0.23          | -0.57            | -0.20                      | -0.59                      |
| ABS gemiddelde bos     | <b>0.54</b>  | 0.16             | 0.15               | 0.16           | 0.43             | 0.63                  | <b>2.16</b>             | 0.25           | 0.57             | 0.31                       | 0.59                       |
| gemiddelde hei (7)     | <b>-0.16</b> | 0.09             | 0.08               | -0.19          | 0.19             | 0.18                  | <b>-2.15</b>            | 0.11           | -0.03            | 0.18                       | -0.03                      |
| ABS gemidd hei         | <b>0.44</b>  | 0.09             | 0.08               | 0.29           | 0.39             | 0.26                  | <b>2.22</b>             | 0.11           | 0.22             | 0.40                       | 0.35                       |

'ABS gemidd' is absoluut gemiddelde ('fout')

De berekende waarden voor de tien bodembiodiversiteitsproxies zijn gebaseerd op de habitat-responsmodellen en op gemodelleerde waarden voor de predictoren en de bodemkaarten. Om een gevoel te krijgen of de ruimtelijk geëxtrapoleerde predictoren op de bodemkaarten sterk bijdragen aan het verschil tussen waargenomen en gemodelleerde bodembiodiversiteit zijn de kaarten met de predictoren vergeleken met de 49 sets waarnemingen op de Bobi-locaties. Het absolute verschil (de fout: alle verschillen tellen in absolute zin mee) van organisch stofgehalte, de fosfor toestand, lutumgehalte en de pH bedraagt 30%. Het gemiddelde verschil (te hoge en te lage waarden compenseren elkaar) voor deze kenmerken bij veldmetingen is 14% lager dan op de bodemkaarten van het BIS. Lutum vertoont het grootste verschil van -69%, dat wil zeggen dat de metingen van het lutumgehalte op de Bobi-locaties in Noord-Brabant consequent aanzienlijk lager uitvallen dan de lutumkaart van het BIS (het betreft vooral de zandregio met van zichzelf al een laag lutumgehalte).

De bodembiodiversiteit op de 49 locaties is vervolgens met behulp van de habitat-responsrelaties gemodelleerd op basis van de gemeten waarden voor de predictoren. De verschillen tussen waargenomen en gemodelleerde proxies voor bodembiodiversiteit is in dat geval



enigszins kleiner dan in Tabel 2; namelijk gemiddeld 6% lager en een fout van 42% (was -10% en 44%). De conclusie is dat de fouten in de abiotische predictoren een significante, maar relatief geringe bijdrage aan de totale onzekerheid hebben in de gemodelleerde bodembiodiversiteit. De grote verschillen in de lutumgehalten dragen niet sterk bij aan de totale onzekerheid, omdat het bijna allemaal locaties op zand zijn, waarbij de absolute verschillen in voorspelde en waargenomen lutumgehalten slechts enkele procenten betreft.

## 2.8 Kaarten met de geschatte toestand van meerdere proxies

Ondanks dat het bodemleven zich meestal onttrekt aan het blote oog, is een aantal proxies voor de bodembiodiversiteit bij een relatief breed publiek bekend. Zo kunnen de meeste bodemgebruikers zich een voorstelling maken van een regenworm, springstaart of een aaltje (nematode), ook nog in termen van de soortensamenstelling. Andere indicatoren voor de bodembiodiversiteit staan wetenschappelijk gezien in de belangstelling, maar zijn minder toegankelijk voor de bodemgebruiker, zoals de stabiliteit van het bodemvoedselweb, de microbiële diversiteit of ecologische stoichiometrie (niet bepaald in dit onderzoek). Voor deze indicatoren is het instrumentarium voor het maken van kaarten met ruimtelijke hulpgegevens meestal nog onvoldoende ontwikkeld.

Voor de integratie van afzonderlijke proxies naar één maat voor de bodembiodiversiteit moest een oplossing gezocht worden, omdat praktisch en beleidsmatig gezien de wetenschappelijke consensus op dit gebied niet van toepassing of bruikbaar is. In principe kunnen voor het integrale beeld van de bodembiodiversiteit in de Provincie Noord-Brabant de kaarten met de afzonderlijke proxies worden geaggregeerd ('opgeteld'). Om de vaak onvergelykbare eenheden van de verschillende proxies op te tellen, zijn alle waarnemingen per proxy (BIOTvar) genormaliseerd volgens de formule:

$$\text{BIOTvar}_{\text{normalized}} = \frac{(\text{BIOTvar}_{\text{obs}} - \text{BIOTvar}_{\text{mean}})}{(\text{BIOTvar}_{\text{st.dev}})} \quad (3)$$

Vervolgens zijn de genormaliseerde waarden voor bepaalde sets van proxies en alle proxies samen opgeteld tot integrale bodembiodiversiteitswaarden. Het op deze wijze optellen van weliswaar genormaliseerde maten voor de bodembiodiversiteit afkomstig van verschillende proxies is een eigenlijk een kwestie van het optellen van 'appels en peren'. Wetenschappelijk gezien hebben dergelijke kaarten een beperkte betekenis, aangezien er geen ecologisch model aan ten grondslag ligt. Vanuit een praktisch oogpunt hebben dergelijke kaarten wel degelijk een betekenis, want in één oogopslag kan de genormaliseerde optelling of een andere mathematische bewerking van de verschillende proxies ruimtelijk bestudeerd worden: verschillen tussen locaties 'springen er uit', en kunnen daarna nader onderzocht worden aan de hand van de oorspronkelijke gegevens. Om foute conclusies op basis van de integrale kaarten te voorkomen dient men zich echter altijd rekenschap te geven van de 'voor het oog verborgen' onderliggende informatie.

Statistisch gezien hebben de gesommeerde kaarten ook een betekenis, want de onzekerheid in de individuele proxies wordt door het optellen of middelen gedempt. Dat komt doordat alle kaarten van individuele proxies een bepaalde onzekerheid in zich hebben (modelmatige onzekerheid en onzekerheid door variatie en ontbrekende gegevens), maar elk op een eigen en unieke wijze en door de optelling 'lossen ze op' tegen de achtergrond van andere onzekerheden. Deze manier van het verminderen van onzekerheden door het samenvoegen van essentieel verschillende, maar wel elkaar aanvullende en relevante informatie, wordt bij risicobeoordeling 'Weight of Evidence' (WoE) genoemd (Rutgers en Jensen 2011). Het is een praktische manier om zonder verdergaande systeemkennis modelonzekerheden in een schatting van een milieueffect of toestand te verminderen. Bij de schatting van de bodembiodiversiteit helpt een WoE ook om de onzekerheid door variatie en gebrek aan gegevens te verminderen, mits aannemelijk is dat de gehanteerde proxies een betekenisvolle relatie hebben met de bodembiodiversiteit.

Bij de sommeringen is uitgegaan van een gelijke bijdrage van een proxy aan het gesommeerde beeld. In de eerste stap zijn de proxies gegroepeerd naar abundantie, soortenrijkdom en processen (drie gesommeerde kaarten). Achter deze wijze van groeperen gaat een ecologische gedachte schuil, namelijk dat het mechanisme achter de soortenrijkdom voor diverse groepen bodemorganismen vergelijkbaar is, en dat de abundantie weliswaar bepaald wordt door de habitat, maar dat in grote lijnen het totaal aantal organismen per ruimtelijke eenheid vergelijkbaar zal zijn bij een gelijke overall voedingstoestand. Dat valt overigens nog te bezien en zal zeker niet voor alle groepen organismen het geval zijn. De soortenrijkdom bij de bacteriegemeenschap is wetenschappelijk gezien slecht gedefinieerd en de betekenis is onduidelijk. De bacteriegemeenschap is vanwege de omvang wel ecologisch relevant. Bij regenwormen is de soortenrijkdom in een monster vrij nauwkeurig vast te stellen, maar de variatie is aan de hoge kant vanwege de relatief geringe aantallen die in praktische zin geanalyseerd kunnen worden (methodefout). Er lijkt ook geen correlatie te bestaan tussen bijvoorbeeld de abundantie van microarthropoden en die van de potwormen. Op de allometrie van het bodemvoedselweb na (Mulder et al. 2005a) is er momenteel geen eenvoudig alternatief voorhanden om de verschillende proxies uit Bobi te integreren tot integrale maten voor de bodembiodiversiteit. De toepassing van één maatlat voor de biodiversiteit als onderdeel van het beleid, bodembeheer of inrichting zal in de toekomst nog uitvoerig bediscussieerd dienen te worden.

De stap om één totaalkaart te maken met alle opgetelde proxies is nog controversiëler. Het is niet goed in te zien hoe totaal verschillende proxies (bijvoorbeeld processen en soortenrijkdom) op een zinvolle ecologisch verantwoorde manier opgeteld kunnen worden. De totaalkaart met alle opgetelde proxies samen heeft een beperkte absolute ecologische betekenis, maar omwille van de proeve is ze hier toch uitgevoerd. Wat een dergelijke kaart laat zien is dat de informatie gesommeerd kan worden in een totaalbeeld waarin wederom verschillen tussen locaties zullen kunnen opvallen, maar de ecologische duiding daarvan dient te geschieden met behulp van de onderliggende informatie.

Voor de praktijk is één geïntegreerde kaart met de bodembiodiversiteit wel van betekenis, bijvoorbeeld als er een 'besluit' genomen dient te worden om gebiedsinrichting of bodembeheer duurzamer te maken. De beslissing is eendimensionaal en dan dient omwille van de transparantie de direct onderliggende informatie waarop de beslissing gebaseerd wordt dat ook te zijn. De dieper onderliggende informatie hoeft dat niet te zijn. In dat geval is het voorstelbaar dat een dergelijke geïntegreerde kaart toegepast wordt, maar alleen pas nadat alle stakeholders en bodemprofessionals het eens zijn geworden over de wijze waarop een dergelijke kaart wordt samengesteld op basis van fragmentarische en onderling soms ongecorreleerde en onafhankelijke informatie. Een dergelijk proces met stakeholders en bodemprofessionals is recent beschreven in de NEN 5737 (2010) voor de ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging (Triade, een methode gebaseerd op een WoE).

De kaarten die de het resultaat van ecologische modelberekeningen laten zien (nematode channel ratio, voedselwebstabiliteit allometrie) zijn vooralsnog niet gebruikt voor de verdere integratie van de bodembiodiversiteit, omdat ze op een wat andere manier zijn afgeleid in het kader van een onderzoek met andere doelen (Mulder et al. 2005a, niet getoonde data).

## **2.9 Kaarten met verschil tussen actuele en alternatieve toestand (scenariokaarten)**

De hierboven beschreven kaarten met de bodembiodiversiteit geven de verwachte actuele toestand aan met een proxy-specifieke eenheid of met een genormaliseerde en gecentreerde maat voor de gesommeerde bodembiodiversiteit. Hoewel in algemene zin aangenomen wordt dat een hogere biodiversiteit beter is dan een lagere biodiversiteit, kan er op basis van deze kaarten niet direct een uitspraak worden gedaan over de duurzaamheid van het bodembeheer of de gebiedsinrichting, vanwege het feit dat bijvoorbeeld grondsoort ook een belangrijke invloed heeft. Voor zo'n uitspraak is het dus nodig om de waargenomen (op basis van veldonderzoek ter plaatse) en geschatte bodembiodiversiteit in verband te brengen met de bodembiodiversiteit die men verwacht bij een bepaald scenario, bijvoorbeeld een duurzame gebiedsinrichting of bij duurzaam bodembeheer (Rutgers et al. 2007a).

Om te tonen dat via de aanpak betekenisvolle resultaten verkregen worden, zijn er drie scenario's gedefinieerd en doorgerekend, namelijk:

1. een duurzamere gebiedsinrichting voor het agrarische gebied op zandgrond
2. een duurzamer agrarisch bodembeheer met aandacht voor verbetering van de organische stofdynamiek en een netto vermindering van de belasting met vermestende stoffen.
3. een duurzamer bodembeheer om de landelijke referentiekwaliteit te halen (zie paragraaf 4.5 ad3).

Naast de statische kaarten over de proxies voor bodembiodiversiteit en activiteit ontstaan hier dus 'dynamische kaarten', dat wil zeggen: kaarten die pas gedefinieerd kunnen worden als er meerdere beleids- of beheersopties onderling worden afgewogen.

De verschilkaarten tussen geen aanpassing van het beheer en een beheer of inrichting volgens één van de bovengenoemde scenario's zijn berekend met de volgende aangepaste formule uit Schouten et al. (2000):

$$\log BKX = - \left( \frac{\sum \left| \log \left( \frac{BIOT \text{ var}_{obs_i}}{BIOT \text{ var}_{ref_i}} \right) \right|}{N} \right) \quad (4)$$

Waarin BKX (biotische kwaliteitsindex) een geschaalde en gecentreerde maat is die het verschil aangeeft tussen de locatie en de referentie: bij 0 is het verschil oneindig groot, bij 1 zijn de waarden voor de biotische variabelen volledig identiek aan de referentielocatie. 'BIOTvar obs<sub>i</sub>' en 'BIOTvar ref<sub>i</sub>' zijn respectievelijk de waargenomen waarde bij het huidige beheer en de streefwaarde bij een bepaald scenario voor biotische variabele 'i'. 'N' is het aantal biotische variabelen die bij de berekening van de BKX wordt gebruikt.

De BKX-vergelijking lijkt soms niet ideaal voor de schaling van de afwijking van een modelberekening ten opzichte van een streefbeeld bij een bepaald scenario. Zeer lage waarnemingen of modelberekeningen ten opzichte van het streefbeeld werken onevenredig sterk door in de berekening van de BKX. Sommige habitat-responsrelaties schatten voor bepaalde omstandigheden (sets van predictoren) ecologisch gezien onrealistisch lage abundanties, soortenrijkdom of activiteiten van bodemprocessen. Meestal is dit beperkt tot enkele gridcellen op de kaart, maar het beïnvloedt de klasse-indeling significant. Als een voorlopige praktische oplossing is als ondergrens voor de modelberekeningen het 5%-percentiel van de waarnemingen in betreffende categorie gekozen.

#### 2.9.1 *Scenario 1: Duurzamere gebiedsinrichting voor het agrarische gebied op zandgrond*

Voor deze en de volgende scenario's geldt dat de focus wederom lag op het ruimtelijk weergeven van bestaande kennis en meetgegevens, met andere woorden, slechts de state-of-the-art wordt getoond op basis van inzicht uit gericht en eerder uitgevoerd onderzoek met de Bobi-meetgegevens. Er is voor een tamelijk evidente variant voor een duurzamere gebiedsinrichting gekozen, namelijk: 'duurzamere inrichting van agrarisch gebied op zandgrond'

Dit scenario is uitgewerkt door op de LGN6-kaart maïspercelen op zandgrond handmatig om te zetten in agrarisch grasland. Op zandgrond is het de vraag of maïsproductie ten opzichte van agrarisch gras wel duurzaam genoemd mag worden, in verband met nitraat-problemen in het grondwater. Vanwege de evidentie voor het effect op de bodembiodiversiteit is er ook voor gekozen om dit slechts zichtbaar te maken in een deelgebied van Noord-Brabant.

### 2.9.2 *Scenario 2: Organische stofdynamiek en nutriënten bij agrarisch bodembeheer*

Het scenario 'organische stofdynamiek en nutriënten' richt zich op een:

1. optimaler gebruik van meststoffen, en
2. verbetering van de kwaliteit en de dynamiek van de organische stof in de bodem.

Bij punt 1 speelt de hoeveelheid en het type meststoffen een rol, bijvoorbeeld het gebruik van meer organische mest ten koste van kunstmest of de toepassing van groenbemesters. Bij punt 2 past een reeks van maatregelen om het organische stofgehalte te verhogen of de kwaliteit van de bodemorganische stof te verbeteren. Mogelijkheden zijn bijvoorbeeld minder bodembewerking, toepassing van meer organische mest en compost, gewasresten inwerken, minder bekalken en kunstmest, et cetera.

Dit scenario is gekoppeld aan de habitat-responsmodellen (Tabel 1) via het gehalte organische stof in de bodem (SOM) en via een maat voor de P-toestand (PAL). Dit is concreet uitgewerkt door SOM 1% te laten toenemen (absoluut; dus van bijvoorbeeld 4% naar 5%) en PAL 50% te laten dalen. Er is een flinke verandering gemodelleerd, om op de kaart ook relatief grote effecten terug te vinden. De andere bodemkenmerken blijven hetzelfde. Er is voor gekozen om de pH niet te betrekken in het scenario, omdat deze soms omhoog zal moeten en soms omlaag, afhankelijk van de actuele geschatte toestand en het bodemgebruik. Omdat het hier om het tonen van resultaten van voorbeeld-scenario's gaat, is deze wat ingewikkelder benadering niet uitgevoerd.

### 2.9.3 *Scenario 3: Referenties Biologische Bodemkwaliteit*

Voor tien combinaties van bodemgebruik en grondsoort zijn landelijke streefbeelden ontwikkeld die passen bij een duurzame kwaliteit; de zogenoemde Referenties Biologische Bodemkwaliteit (RBB; Rutgers et al. 2007b; 2009). De streefbeelden bevatten ook waarden voor de bij dit onderzoek toegepaste proxies voor de bodembiodiversiteit. De landelijke streefbeelden zijn opgesteld door een panel met bodemprofessionals op basis van de meetgegevens in de Bobi-database. Voor de provincie Noord-Brabant is de actuele en geschatte bodembiodiversiteit vergeleken met de bodembiodiversiteit bij de RBB en in scenariokaarten afgebeeld.

## 2.10 **Scenariokaart met gewogen kenmerken van de bodembiodiversiteit**

De bijdrage van elke proxy voor de bodembiodiversiteit aan een gesommeerd beeld of aan een integraal scenario is in alle voorgaande kaarten gelijk gehouden. Bij de selectie van bruikbare proxies is wel een min of meer gelijke verdeling over verschillende groepen van bodemorganismen nagestreefd, om een nadruk op een enkele groep bodemorganismen te vermijden. Zo omvatten de tien geselecteerde proxies steeds twee proxies van een gedefinieerde groep bodemorganismen. Hierbij is een populaire zienswijze omarmd: 'alle organismen zijn verschillend, maar zijn even belangrijk voor een gezond ecosysteem'. Deze zienswijze wordt ook toegepast bij de

ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging (Posthuma et al. 2002, Rutgers en Jensen 2011).

Nochtans is het rekentechnisch gezien niet ingewikkeld om de diverse proxies elk een eigen gewicht te geven in het gesommeerde beeld. Als daar een aanleiding toe is kan dat ingevoerd worden. Vooralsnog is niet aan te geven welke bodemorganismen of bodemprocessen belangrijker zouden zijn, en welke minder belangrijk.

Er is ook een mogelijkheid om elke proxy een eigen gewicht te geven aan de hand van de onzekerheid in de habitat-responsrelaties. Het ligt dan in de rede om het gewicht te laten bepalen door de hoeveelheid verklaarde variatie van de bijbehorende habitat-responsrelatie. Bij de stapsgewijze gegeneraliseerde lineaire modellen die afgeleid zijn op basis van de Bobi-gegevens bedraagt de verklaarde variatie minimaal 18% (soortenrijkdom nematodengemeenschap) en maximaal 72% (potentiële C-mineralisatie; zie Tabel 1). Deze verklaarde variatie is vervolgens direct gebruikt als weegfactor voor de verschillende proxies.

## **2.11 Kaart met prestatie van een ecosysteemdienst**

In de beleidsdocumenten duikt het begrip 'ecosysteemdiensten' steeds vaker op. Er is (wetenschappelijke) consensus dat ecosysteemdiensten gekwantificeerd kunnen worden met behulp van een set chemische, fysische en biologische bodem- en systeemkenmerken, maar er is nog geen consensus over de exacte set. De in dit rapport gehanteerde maten voor bodembiodiversiteit zijn bruikbaar in de context van de biologische kenmerken van de bodem en kunnen dus bijdragen aan de kwantificering van ecosysteemdiensten. In drie demonstratieprojecten is aangetoond dat de biotische en abiotische gegevens van het bodemsysteem gebruikt kunnen worden om de prestaties van ecosysteemdiensten te kwantificeren op een manier die voor de praktijk bruikbaar is (Rutgers et al. 2007a, Huijsmans en De Wit 2008, Smeding et al. 2008). In de Hoeksche Waard bij akkerbouwbedrijven op zeekei bleken de prestaties van de ecosysteemdiensten op een aannemelijke wijze verklaard te kunnen worden met de wijze waarop de bedrijfsvoering is georganiseerd (biologisch, gangbaar, intensief; Rutgers et al. 2007a). In Drenthe bleken de door meerdere boeren aangewezen slechte percelen consequent slechter te scoren qua prestaties van meerdere ecosysteemdiensten dan de goede percelen, na metingen met Bobi (Smeding et al. 2008). In een chronosequentie van afgeplagde voormalige landbouwgronden ten behoeve van de ontwikkeling van heide bij Banisveld (Noord-Brabant) bleken de ecosysteemdiensten zich gunstig te ontwikkelen, maar zal het complete herstel van de bodem naar verwachting nog tientallen jaren duren (Huijsmans en De Wit 2008).

Hoewel de onderzoeksvragen met betrekking tot de kwantificering van ecosysteemdiensten nog lang niet uitgeput zijn, ligt er een uitdaging om ze ook in een ruimtelijke context zichtbaar te maken. Uitgewerkte praktische voorbeelden hiervan kunnen de toepasbaarheid en acceptatie van het concept 'ecosysteemdiensten' vergroten. Bij dit project werd de bodembiodiversiteit in Noord-Brabant in kaart gebracht. De routine en infrastructuur die met dit project werd

verkregen is vervolgens gebruikt om als illustratie een kaart van een ecosysteemdienst voor heel Nederland te maken. Gekozen is voor de ecosysteemdienst 'zelfreinigend vermogen', vanwege het brede maatschappelijke belang (voor meerdere bodemgebruikers of '*beneficiaries*') van deze dienst. Voor de kwantificering is gebruikgemaakt van een modificatie van vergelijking 4 (zie voor meer details het volgende hoofdstuk of Rutgers et al. 2012).

### 3 Resultaten en werkwijze per hulpkaart of bodembiodiversiteitskaart

Dit hoofdstuk bevat per kaart een beschrijving van de werkwijze en een omschrijving van de in het oog springende resultaten. Kaart 1 tot en met kaart 9 betreffen de hulpkaarten met de predictoren die nodig zijn om met behulp van habitat-responsmodellen kaarten voor de bodembiodiversiteit samen te stellen. Kaart 10 tot en met kaart 21 tonen de enkelvoudige proxies voor de bodembiodiversiteit die direct herleidbaar zijn tot de Bobi-gegevens. Deze kaarten zijn met behulp van modellen samengesteld; het gaat dus om de voorspelde bodembiodiversiteit. Kaart 22 tot en met kaart 25 tonen diverse maten voor de voorspelde bodembiodiversiteit op basis van een sommatie van verschillende proxies. Kaart 26 tot en met kaart 30 betreffen kaarten waarin het verschil in biodiversiteit is gekwantificeerd tussen een gekozen scenario voor het bodembeheer of gebiedsinrichting en de actuele geschatte situatie. De resolutie van de kaarten is 25 x 25 meter, tenzij anders vermeld.

#### 3.1 Kaart 1: bodemgebruik in Noord-Brabant

Deze kaart bevat de meest voorkomende categorieën van bodemgebruik in Noord-Brabant, afgeleid van de zogenoemde LGN6-kaart (Landgebruik Nederland, versie 6) volgens Hazeu et al. (2010). De voornamelijk bedekte bodems in stedelijk gebied en wegen zijn wit gelaten. De bodemgebruikscategorieën uit LGN6 zijn in lijn gebracht met de categorieën van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB), zodat de habitat-responsrelaties op basis van de Bobi-data bruikbaar zijn voor de berekeningen op de LGN6-kaart. Granen, aardappel, bieten, bollen, maïs worden beschouwd als akker. Agrarisch gras wordt gelijkgeschakeld met de LMB-categorie melkveehouderij. Natuurgraslanden worden beschouwd als halfnatuurlijk grasland. De verschillende bostypen in LGN6 worden allemaal beschouwd als gemengd bos.

Bij het LMB worden de nematoden, bacteriën, schimmels en bodemkenmerken bepaald in bedrijfsmonsters. De monsters bestaan bij melkveehouderij op zand gemiddeld uit 78% graslandpercelen en 22% maïspcelen (ongepubliceerde Bobi-gegevens). Omdat er geen andere gegevens beschikbaar zijn van grasland, hebben we deze data gebruikt om de habitat-responsrelaties voor gras af te leiden. Dit probleem geldt niet voor de andere organismen (regenwormen, potwormen en microarthropoden), omdat deze wel uitsluitend in grasland van melkveebedrijven geanalyseerd zijn.

#### 3.2 Kaart 2: grondsoort

De kaart met grondsoorten is gebaseerd op de bodemkaart 1:50.000 uit 2003 (De Vries et al. 2003). In de provincie Noord-Brabant zijn grofweg drie gebieden te onderscheiden met een specifieke grondsoort met soms een dominant bodemgebruik. Het grootste deel van Noord-Brabant bestaat uit zandgrond. Op de zandgronden zijn er drie



dominante bodemgebruiksvormen (zie kaart 1), namelijk akkerbouw (voornamelijk vollegrond groenteteelt en maïsteelt – naar het noordoosten toe met een groter areaal), grasland voor melkveehouderij en voor de afzet van mest uit de (soms intensieve) veehouderij, en natuur (bos en hei). Het noordwesten van Noord-Brabant bestaat uit een zeekleigebied dat voornamelijk is ingericht voor de akkerbouw (granen en suikerbieten zijn dominante gewassen). In het noorden ligt het rivierkleigebied met een gevarieerder bodemgebruik (agrarisch grasland, akkerbouw en fruitteelt). Een paar kleine plekken met veen liggen op het overgangsgebied tussen zand en zeeklei. Hoogveen is te vinden in het oosten van Noord-Brabant. Omdat hoogveen niet bemonsterd is in het LMB en deze habitat een zeer specifiek bodemleven herbergt, is hoogveen niet meegenomen bij de bodembiodiversiteitskaarten (wit gelaten).

### 3.3 Kaart 3: lutum

Voor de kaart met het lutumgehalte is de bodemkaart 1:50.000 van Nederland als basis gebruikt (De Vries 1999). Aan iedere grondsoort is aan de hand van profielbeschrijvingen een gemiddeld lutumgehalte gekoppeld. Het hoogste lutumgehalte wordt gevonden in de zeeklei en rivierkleigebieden van Noord-Brabant.

### 3.4 Kaart 4: pH

Een kaart van de pH van de bodem in Noord-Brabant is afgeleid aan de hand van de grondsoort (bodemkaart 1:50.000), bodemgebruik (LGN6 en Top10NL – Topografische kaart 1:10.000 van Nederland), meetnetmetingen in de provincie Noord-Brabant en gegevens uit het LMB. Het betreft de meting van de pH(KCl). Het bodemgebruik is bij deze analyse meegenomen omdat dit soms een sterke invloed heeft op de pH in de bodem. In bestaand kaartmateriaal van de pH in Noord-Brabant is geen rekening gehouden met het bodemgebruik, waardoor de voorspellende waarde soms beperkt is, vooral bij scherpe pH-overgangen zoals tussen landbouwpercelen en naastgelegen natuurterreinen op zandgrond. Dit is zichtbaar in de kaart als een gekleurd mozaïek bij de zandgebieden met een duidelijk onderscheid tussen natuurgebied en agrarisch beheerde percelen. Het zeekleigebied heeft een relatief hoge pH door de nog aanwezige kalkafzettingen en bekalking is daar niet of veel minder nodig. In het rivierkleigebied is de pH lager. De laagste pH-waarden ( $< 3$ ) worden aangetroffen in de arme zandgrond onder natuurgebieden. Bij het bodemgebruik in deze analyse is ook onderscheid gemaakt tussen agrarisch gras en overig grasland (wegbermen, natuur). Per combinatie van bodemtype en bodemgebruik is er een gemiddelde pH(KCl) berekend op basis van de metingen van de bovenste 10 cm van de bodem. Hierbij is gebruikgemaakt van verschillende schaalniveaus, eerst uitgaande van de meest gedetailleerde gegevens over bodemtype en bodemgebruik. Als er onvoldoende metingen beschikbaar waren voor bepaalde categorieën, dan is er op een hoger schaalniveau (minder detail) opnieuw een gemiddelde berekend aangezien er dan meer metingen beschikbaar zijn. Zo is er bijvoorbeeld eerst gekeken of er een pH berekend kon worden voor naaldbos op een bodemtype Zn21 (Stiboka-code voor een bepaald type zandgrond). Zo niet, dan is er gekeken of dit wel kon voor

naaldbos op zandgrond, of algemeen bos op bodemtype Zn21. Mocht dit ook niets opleveren dan is voor deze categorie een gemiddelde pH gebruikt van bos op zandgrond.

### 3.5 Kaart 5: organische stofgehalte

Een kaart van het organische stofgehalte in de bodem voor Noord-Brabant is op een vergelijkbare manier gemaakt als voor de pH. Type bodemgebruik, grondsoort en schaalniveau zijn gebruikt voor de berekening. De meetwaarden van het organische stofgehalte zijn in veel gevallen eerst log-getransformeerd voordat het gemiddelde werd berekend, aangezien de gehalten vaak niet normaal verdeeld waren. De gemiddelde waarden zijn vervolgens weer terug-getransformeerd. In de weinige veengebieden komen de hoogste organische stofgehalten voor. In het rivierkleigebied heeft zich relatief veel organische stof kunnen opbouwen. De laagste organische stofgehalten worden aangetroffen in het zeekleigebied. Dit zijn tevens de jongste bodems in Noord-Brabant.

### 3.6 Kaart 6: P-totaal

Ook de kaart van totaal fosfor (P-totaal) in de bodem is op dezelfde manier berekend als de pH en organische stof kaart. Ook hier was vaak een log-transformatie nodig. Probleem bij P-totaal was dat er relatief weinig metingen bekend zijn. In de kleigebieden van Noord-Brabant ontbraken ze zelfs geheel. Voor de kleigebieden is daarom gebruikgemaakt van metingen uit omliggende provincies. Alleen voor de hoofdcategorieën in de kleigebieden was het mogelijk gemiddelden te berekenen. Dit is zichtbaar in de kaart doordat er weinig heterogeniteit binnen de kleigebieden te zien is.

### 3.7 Kaart 7: P-ammoniumlactaat

De kaart P-ammoniumlactaat (P-al) is per categorie bodemgebruik en bodemtype berekend aan de hand van pH, organische stofgehalte (SOM) en lutumgehalte. Dit levert per categorie een regressie-vergelijking op met het voorspelde P-al gehalte (zie Tabel 3).

*Tabel 3. Regressievergelijkingen voor verschillende categorieën bodemgebruik en grondsoort voor de berekening van  $P_{AL}$ .*

| Categorieën                  | Algoritme                   | $r^2$  | N   |
|------------------------------|-----------------------------|--------|-----|
| Agrarisch gras op rivierklei | $1.09 * (pH)^{1.8}$         | 0.3443 | 20  |
| Akkerbouw op rivierklei      | $58.2 * (SOM)^{-0.28}$      | 0.1578 |     |
| Agrarisch gras op zeeklei    | $4.6 * (pH)^{1.2}$          | 0.1819 | 35  |
| Akkerbouw op zeeklei         | $58.2 * (SOM)^{-0.28}$      | 0.1578 | 30  |
| Bos op zand                  | $0.556 * (SOM)^{0.8}$       | 0.2279 | 20  |
| Agrarisch gras op zand       | $-2.3 * SOM + 67.7$         | 0.1244 | 103 |
| HN gras op zand              | $81 * (Lutum * SOM)^{-0.4}$ | 0.204  | 10  |
| Akkerbouw op zand            | $92.8 * (SOM)^{-0.3}$       | 0.3352 | 33  |
| Agrarisch gras op veen       | 46.1                        |        | 20  |
| Agrarisch gras op Loess      | 31.7                        |        | 10  |

### 3.8 Kaart 8: relatieve toxische druk van zware metalen

De kaarten met totaalconcentraties zware metalen (cadmium, koper, lood en zink) zijn overgenomen van Klepper en Van de Meent (1997). De kaarten met chroom- en kwikconcentraties zijn berekend aan de hand van metingen in verschillende bodemtypen. Dit is op dezelfde manier gedaan als voor de kaarten met pH en organische stofgehalte. De resolutie van deze kaarten was 500 x 500 meter. Een waarde voor de verwachte relatieve toxische druk (TD) werd berekend uit de totaalconcentraties van een mengsel met zes zware metalen (cadmium, chroom, koper, kwik, lood en zink). Twee stappen waren hiervoor nodig, namelijk:

1. berekening van de partitie tussen de vaste en vloeibare fase van de bodem, in verband met de biobeschikbaarheid van de metalen (via poriewater) op basis van drie predictoren, namelijk pH, organische stofgehalte en lutum (volgens een modificatie van Janssen et al. 1997), en
2. toepassing van een model voor mengseltoxiciteit (De Zwart en Posthuma 2005) met acute toxiciteitsdata van aquatische organismen.

De TD werd uitgedrukt in een eenheid die loopt van 0 tot 1. De absolute waarde is niet eenvoudig te duiden in termen die voor het ecosysteem van belang zijn. Ze is wel goed toe te passen in relatieve zin: bij een TD van bijvoorbeeld 0,7 ondervindt een groter deel van de gemeenschap bodemorganismen een negatief effect van de zware metalen, dan bij 0,3. Op de kaart is duidelijk te zien dat in het zuidoosten van Noord-Brabant relatief hoge TD waarden worden aangetroffen als gevolg van de diffuus met metalen verontreinigde bodem. Deze is veroorzaakt in de vorige eeuw door de zinkfabriek in Budel en zinkfabrieken in België. De waarden voor de TD in heel Noord-Brabant liggen aan de hoge kant, vanwege het feit dat geen rekening is gehouden met achtergrondconcentraties van de zware metalen. Als dat wel was gebeurd, dan was de absolute waarde voor de TD per locatie lager uitgevallen. Dit aspect is overigens niet van invloed op de berekening van het effect van zware metalen op de bodembiodiversiteit, omdat ook bij de afleiding van de habitat-responsrelaties geen rekening is gehouden met de achtergrondconcentraties.

### 3.9 Kaart 9: veedichtheid

Deze kaart is afkomstig van Kooistra en Van de Bosch (2003). De kaart is gebaseerd op het gemiddelde aantal 'standaardkoeien per hectare'. Globaal toont deze kaart een gemiddeld intensievere veehouderij in het oosten van Noord-Brabant. De resolutie van deze kaart is 1.000 x 1.000 meter. Ondanks het feit dat de koeien voor een deel in stallen verblijven, wordt er toch een relatie met de bodem van de bedrijfspercelen verondersteld, via de productie van veevoer en de afzet van dierlijke mest als een kringloop binnen het bedrijf.

### 3.10 Kaart 10 (tevens kaart A): regenwormen abundantie

Dit is de eerste kaart van een serie waarin per kaart een enkelvoudige proxy voor de bodembiodiversiteit is afgebeeld. De kaarten zijn gebaseerd op habitat-responsrelaties met significante predictoren voor betreffende proxy (zie Tabel 1). De waarden zijn direct herleidbaar tot

de meetgegevens in het Bobi-bestand. De waarden voor de proxy zijn een voorspelling op basis van predictoren en de betreffende habitat-responsrelatie. Omdat zowel de predictoren als de betreffende habitat-responsrelatie fouten bevatten als gevolg van variatie en ontbrekende gegevens, zal de voorspelling af kunnen wijken van de werkelijke situatie in het veld. Dit is overigens niet uniek voor deze kaarten; elke denkbeeldige kaart kent vergelijkbare onzekerheden.

De regenwormengemeenschap in de bodem van de provincie Noord-Brabant telt gemiddeld genomen minder regenwormen dan in de rest van Nederland (gemiddelde Noord-Brabant 125 regenwormen per m<sup>2</sup>; gemiddelde Nederland 173 regenwormen per m<sup>2</sup>), vanwege het relatief grote areaal zandgrond en natuur. In intensief beheerde zandgrond komen weinig regenwormen voor: minder dan 200 regenwormen per m<sup>2</sup>. In een gezond agrarisch grasland op zand komen veel meer regenwormen voor, tot wel 500 per m<sup>2</sup>. De meeste regenwormen worden aangetroffen in de laagveen en kleigebieden, vooral onder grasland. In hoogveen met een pH lager dan 4 komen weinig of geen regenwormen voor. In natuurgebieden zijn regenwormen vrijwel afwezig, mogelijk als gevolg van de lage pH in combinatie met andere standplaatsfactoren (laag lutumgehalte). Bij een pH(KCl) van 3 zijn ze vaker geheel afwezig dan aanwezig.

### **3.11 Kaart 11: regenwormen soortenrijkdom**

De diversiteit (aantal soorten per 100 individuen) van de regenwormengemeenschap volgt ongeveer dezelfde trend als de abundantie, maar de kaart bevat meer variatie. Relatief veel soorten komen voor in rivierklei en vooral onder grasland (4 of meer soorten). Relatief weinig soorten komen voor onder natuurterreinen en in akkers op zand (0 tot 3). De soortenrijkdom van regenwormen is niet verder uitgedrukt in functionele groepen, zoals pendelaars, strooiselbewoners en bodembewoners. Dit kan een onderwerp worden van een meer gedetailleerde uitwerking van de term bodembiodiversiteit regenwormen. Het aantal soorten regenwormen is minder dan het op de kaarten aangeven aantal taxa als gevolg van het meetellen van niet-geïdentificeerde individuen bij de determinatie. De vuistregel is dat het correct uitgerekende aantal soorten per 100 gedetermineerde individuen ongeveer 20% lager is dan wat op de kaart is uitgezet.

### **3.12 Kaart 12: potwormen abundantie**

Het aantal potwormen per vierkante meter bodem varieert van minder dan 5.000 per m<sup>2</sup> tot meer dan 45.000 per m<sup>2</sup>. In het zeekleigebied worden grote aantallen potwormen verwacht, vanwege het hoge lutumgehalte (15% tot 30%). Dit gehalte is hoger dan gemiddeld bij zeekleigebieden in het LMB (17%; Rutgers et al. 2007b).

### **3.13 Kaart 13: potwormen soortenrijkdom**

De soortenrijkdom bij de potwormengemeenschap varieert niet heel sterk. Meestal kunnen 4 tot 9 taxa worden onderscheiden per 150 geïdentificeerde individuen. Opvallend is dat in natuurgebieden minder

taxa worden verwacht dan in agrarische beheerder percelen. Ook in de kleigebieden is de soortenrijkdom iets lager dan in het zandgebied.

### **3.14 Kaart 14: microarthropoden abundantie**

De aantallen microarthropoden variëren zeer sterk onder invloed van het bodemgebruik. Verreweg de meeste microarthropoden worden aangetroffen bij de categorieën met natuur (bos, hei en halfnatuurlijk grasland); meestal meer dan 150.000 per m<sup>2</sup>. Beduidend lagere aantallen microarthropoden worden elders aangetroffen (25.000 tot 50.000 per m<sup>2</sup>). De laagste aantallen worden aangetroffen in akkers op zeeklei (< 25.000 per m<sup>2</sup>).

### **3.15 Kaart 15: microarthropoden soortenrijkdom**

De soortenrijkdom bij de microarthropoden volgt de aantallen. In de natuurgebieden tref je meestal meer dan 50 soorten aan per 100 geïdentificeerde individuen. Microarthropoden zijn dus abundanter en soortenrijker bij relatief ongestoorde bodems, zoals in natuurgebieden. Dit is ookesignaleerd door Rutgers et al. (2007b).

### **3.16 Kaart 16: nematoden abundantie**

Het aantal nematoden per 100 gram verse grond varieert van minder dan 2.000 (in akkers op zeeklei) tot meer dan 5.000 in het zuidoosten en in de veengebieden op de grens tussen zand en zeeklei. In het zandgebied worden gemiddelde aantallen nematoden aangetroffen: 2.000 – 5.000 per 100 gram verse grond. Omdat in het westen de landbouwpercelen vaker in gebruik zijn als grasland zijn daar de aantallen hoger. De abundantie van de nematodengemeenschap kan ook worden uitgedrukt per m<sup>2</sup>. Dit is met name van invloed op het verschil van veen met alle andere grondsoorten vanwege de relatief lage bulkdichtheid, maar dit komt in de provincie Noord-Brabant niet veel voor en is daarom niet gecorrigeerd.

### **3.17 Kaart 17: nematoden soortenrijkdom**

Het aantal taxa nematoden is laag (minder dan 15 per 150 geïdentificeerde individuen) in het zeekleigebied, hoog in het rivierkleigebied (meer dan 25) en gemiddeld in het zandgebied. De oostwest-ligging is een significant verklarende predictor voor de soortenrijkdom van de nematodengemeenschap: in het westen in het zandgebied is de soortenrijkdom hoger dan in het oosten. In heidevelden is de soortenrijkdom laag (minder dan 15 soorten).

### **3.18 Kaart 18: bacteriën C-mineralisatiesnelheid**

De potentiële C-mineralisatiesnelheid is de hoeveelheid organische koolstof die in de bodem gemineraliseerd wordt gedurende zes weken onder gestandaardiseerde omstandigheden in het laboratorium. De potentiële C-mineralisatiesnelheid is het hoogst in de veengebieden, en het laagst in de akkers op zeeklei. Ook in de rivierkleibodem is de potentiële C-mineralisatiesnelheid hoog, vooral in grasland. Op zand is

bij grasland en in de bodem van hei en bos de C-mineralisatiesnelheid iets hoger dan bij akker en maïsteelt.

### **3.19 Kaart 19: bacteriën N-mineralisatiesnelheid**

De potentiële N-mineralisatiesnelheid is het hoogst in de veenbodems, en het laagst in de akkers op zeelei. Ook in de rivierkleibodem is de potentiële N-mineralisatiesnelheid hoog, vooral in grasland. Op zand is bij grasland de N-mineralisatiesnelheid hoger dan bij akker en maïsteelt en in natuurgebieden. De potentiële C- en N-mineralisatiesnelheid zijn dus op grote ruimtelijke schaal enigszins gecorreleerd, maar bij de categorie natuur (bos en hei) is de C-mineralisatiesnelheid relatief hoger dan de N-mineralisatiesnelheid. Dit correspondeert met de focus op stikstof bij bemesting van agrarische beheerd gebied, waardoor het systeem geacommodeerd raakt aan extra stikstof en er meer stikstofverliezen optreden.

### **3.20 Kaart 20: nematode channel ratio**

De nematode channel ratio (NCR) is de fractie van bacterie-etende nematoden ten opzichte van de som van bacterie- en schimmel-etende nematoden. Deze werd berekend op basis van een habitat-respons-relatie waarin de pH en de veedichtheid als omgevingsvariabelen zijn opgenomen (Mulder et al. 2005b). Natuurgebieden hebben de laagste NCR (relatief veel schimmel-etende nematoden), terwijl de intensief beheerde zandgrond (akkerbouw en tuinbouw) de hoogste NCR had (bacteriegedomineerde gemeenschappen).

### **3.21 Kaart 21: allometrische bodemvoedselwebstabiliteit**

De relatieve stabiliteit van het bodemvoedselweb is bepaald op basis van een allometrisch model. De allometrie is afgeleid van de helling van de relatie tussen de logaritme van lichaamsgewicht en de logaritme van het aantal per soort (N,M-allometrie genoemd; Mulder et al. 2005a, 2006). De wetmatigheid is dat stabiele ecosystemen altijd een helling vertonen van ongeveer -1. Dat wil zeggen dat er voor alle soorten een vast verband is tussen het aantal organismen in een systeem en hun lichaamsgewicht. In de provincie Noord-Brabant worden de meest stabiele bodemecosystemen aangetroffen in natuurgebieden. Verrassend is dat de minst stabiele voedselwebben worden aangetroffen in de akkerbouwgebieden op rivierklei. De hoge fosfaat-concentratie in de rivierklei draagt sterk bij aan dit beeld. De intensief beheerde zandgrond bij akkerbouw en tuinbouw heeft ook relatief instabiele bodemvoedselwebben, maar dit is niet verrassend.

### **3.22 Kaart 22 (tevens kaart B): bodembiodiversiteit met een gesommeerde maat voor soortenrijkdom**

Voor het totaalbeeld van alle op de soortenrijkdom gebaseerde proxies zijn de kaarten 11, 13, 15 en 17 (regenwormen, potwormen, microarthropoden en nematoden) opgeteld na normalisatie en centrering van de verschillende proxies (vergelijking 2). Hierdoor dragen de afzonderlijke proxies ongeveer in gelijke mate bij aan het

gesommeerde beeld. Deze kaart toont dus de relatieve soortenrijkdom in Noord-Brabant voor vier groepen bodemorganismen.

De gesommeerde soortenrijkdom is relatief laag in de akkers van het zeekleigebied en in de akkers op zand in het oosten van Noord-Brabant. Ook relatief laag is de soortenrijkdom in de bodem van heidevelden, maar hierbij dient opgemerkt te worden dat de schimmels niet zijn meegenomen in de analyse voor de provincie Noord-Brabant. De schimmelgemeenschap in de bodem onder hei is naar verwachting relatief soortenrijk, waardoor de berekende situatie op de kaart relatief onderschat is. De gesommeerde soortenrijkdom in halfnatuurlijk grasland en in grasland van melkveehouderijbedrijven in het zuidwesten en op de rivierklei is relatief hoog.

### **3.23      Kaart 23 (tevens kaart C): gesommeerde maat voor de abundantie van bodemorganismen**

Voor het totaalbeeld van alle op de abundantie gebaseerde proxies zijn de kaarten 10, 12, 14 en 16 (regenwormen, potwormen, microarthropoden en nematoden) opgeteld na normalisatie en centrering van de verschillende proxies (vergelijking 2). De gesommeerde abundantie is relatief het laagst in de natuurgebieden en in de akkers op zand. De lage pH beperkt de ontwikkeling van een overvloedige hoeveelheid bodemleven en de mogelijkheid voor een uitbundige vegetatie. Relatief grote aantallen bodemorganismen bevinden zich in grasland, zowel op klei als op zand. De gegevens over de abundantie van nematoden zijn uitgedrukt per 100 gram verse grond, en niet per m<sup>2</sup>. Het effect hiervan wordt niet als heel erg groot verondersteld, maar het beeld kan toch licht vertekend zijn.

### **3.24      Kaart 24 (tevens kaart D): gesommeerde maat voor microbiële processen**

De microbiële gemeenschap in de akkers van het zeekleigebied en in de akkers op zand is relatief klein van omvang of inactief (Rutgers et al. 2009) wat ook tot uiting komt in de gesommeerde C- en N- potentiële mineralisatiesnelheid. Relatief veel bacterieactiviteit is te vinden in het veengebied en onder gras op zand en rivierklei. De natuurgebieden hebben een gemiddelde bacterieactiviteit.

### **3.25      Kaart 25: integrale bodembiodiversiteit gesommeerd over alle proxies**

Alle 10 proxies in de kaart 10 tot en met kaart 19 zijn opgeteld om een totale somkaart voor de bodembiodiversiteit te maken.

De donkergroene gebieden in de kaart representeren de hoogste gesommeerde bodembiodiversiteit. Het betreft de meeste graslanden en halfnatuurlijk graslanden op rivierklei en sommige graslanden op zand. In het oosten is ook veel grasland op zand een categorie lager ingeschat. Bossen en heideterreinen hebben een gemiddelde waarde voor de gesommeerde bodembiodiversiteit. Mogelijk is de lage pH daar de oorzaak van en het feit dat er geen proxies voor schimmels zijn toegepast. Een lagere gesommeerde bodembiodiversiteit tref je aan in

de akkers op zeelei. De laagste gesommeerde bodembiodiversiteit is geschat in de akkers op zandgrond.

### **3.26 Kaart 26: scenario 1 - bodembiodiversiteit bij een duurzamere gebiedsinrichting**

De kaarten met enkele (kaart 10 tot en met kaart 21) en gesommeerde (kaart 22 tot en met kaart 25) waarden van diverse proxies bevatten geen informatie voor een directe waardering van de bodembiodiversiteit. In andere woorden, de vraag 'hoe staat het met de bodembiodiversiteit in relatie tot bodembeheer en gebiedsinrichting?' kan op grond van alleen deze informatie niet beantwoord worden. De consensus in algemene zin is dat hoe hoger de bodembiodiversiteit is, des te beter het bodemsysteem er voor staat. Omdat naast het beheer, ook de habitat, grondsoort en andere omgevingsfactoren bepalend zijn voor de bodembiodiversiteit, moet deze informatie verdisconteerd worden bij de waardering van het effect van het bodembeheer of inrichting. Daarvoor is een vergelijking nodig van de geschatte actuele bodembiodiversiteit in elke gridcel van de kaart, met de biodiversiteit die verwacht wordt bij een duurzaam bodembeheer of gebiedsinrichting.

De relatieve waarde voor de bodembiodiversiteit is berekend met de BKX (biotische kwaliteitsindex; vergelijking 4). Hierbij worden de waarden geschaald en vergeleken met een alternatief scenario waarbij elke afwijking in positieve en negatieve zin meetelt voor de berekening van de afwijking ten opzichte van het alternatieve scenario. 0 betekent dat de verschillen oneindig groot zijn, 1 betekent dat alle biotische variabelen identiek zijn aan de actuele voorspelde bodembiodiversiteit. Alle 10 proxies in de kaart 9 tot en met kaart 17 zijn gebruikt voor de berekening van het verschil in de bodembiodiversiteit bij een bepaald scenario.

Het scenario 'duurzamere inrichting van agrarisch gebied op zandgrond' is uitgewerkt door op de LGN6-kaart maïspcelen op zandgrond in een gebied van ongeveer 15 x 15 km ten oosten en zuidoosten van Uden theoretisch om te zetten in agrarisch grasland. De bodembiodiversiteit werd geschat voor de huidige situatie (kaart 26A) en voor een situatie na verandering van het bodembeheer van maïs naar grasland (kaart 26B). Op de kaarten is goed te zien dat er op perceelsniveau een grote verbetering van de bodembiodiversiteit mogelijk is, bij de overgang van maïs naar gras.

### **3.27 Kaart 27: scenario 2 – aandacht voor organische stofdynamiek en minder aanvoer van nutriënten**

Voor de bodems die in agrarisch beheer zijn is een scenario door-gerekend dat past op aandacht voor de organische stofdynamiek en een verminderde aanvoer van nutriënten op het bedrijf. Beide aspecten worden van belang geacht voor een duurzamer agrarisch bodembeheer. Het effect van een stijging van het organische stofgehalte van 1% (absoluut) en een daling van PAL met 50% (relatief) op de bodembiodiversiteit is berekend als uitwerking dat past op dit scenario.



Veranderingen in de pH zijn niet beschouwd, ondanks het feit dat verschillende proxies een relatie met de pH hebben. Kaart 27 toont het verschil tussen de actuele geschatte bodembiodiversiteit en de bodembiodiversiteit die verwacht wordt als er aandacht besteed wordt aan organische stof dynamiek en een netto verminderde input van nutriënten. Een donkere kleur geeft een groot positief effect aan; een lichte kleur een relatief klein effect. Bij de tuin- en akkerbouw is het effect het grootst, in het zeekleigebied nog wat sterker dan op de zandgronden. Op de zandgronden kenmerkt zich door een mozaïek, die de afwisseling van grasland en akker toont. In het zeekleigebied is er vooral akkerbouw, in het rivierkleigebied is er veel grasland. Het grote positieve effect bij zeeklei wordt verklaard door de lage organische stofgehalten. In het noordoosten van Noord-Brabant is ook een strook met een donkere kleur. Ook daar is het bodemgebruik voornamelijk tuin- en akkerbouw maar het organische stofgehalte is precies in die strook volgens kaart 5 zeer laag.

### **3.28 Kaart 28: scenario 3 - bodembiodiversiteit bij landbouw op zandgrond t.o.v. een duurzame referentie**

Dit scenario betreft de vergelijking van de actuele geschatte toestand van de bodembiodiversiteit met een duurzame toestand. Een team met bodemprofessionals heeft hiervoor zogenoemde Referenties Biologische Bodemkwaliteit (RBB) opgesteld op basis van de gegevens in de Bobi-database voor verschillende categorieën bodemgebruik en grondsoort (VROM 2005, Rutgers et al. 2005, 2007b).

Voor dit scenario zijn meerdere kaarten samengesteld, omdat: a) de kaarten zich moeilijker laten 'lezen' als alle informatie in één keer getoond wordt, b) sommige referenties niet beschikbaar zijn, en c) sommige referenties een mindere kwaliteit hebben.

De eerste kaart die voor dit scenario is gemaakt betreft agrarisch beheerde bodem op de zandgronden. De meest 'natuurlijke' referentie die voor agrarisch beheerde bodem gekozen kan worden is halfnatuurlijk grasland. Halfnatuurlijke graslanden hebben een hoge bodembiodiversiteit en zijn voor wat betreft de habitat enigszins vergelijkbaar met een relatief duurzame vorm van agrarisch bodembeheer, namelijk extensief beweide grasland. Bos en hei zijn veel minder geschikt als referentie. Voor zand is de RBB halfnatuurlijk grasland wel beschikbaar, maar voor klei niet, vanwege het ontbreken van de benodigde gegevens (Rutgers et al. 2007b). Vandaar dat in deze eerste kaart de kleibodems niet worden weergegeven.

Kaart 28 toont het verschil tussen alle agrarisch beheerde percelen op zandgrond tot halfnatuurlijk grasland op zandgrond. De agrarische graslanden scoren zoals verwacht relatief goed, namelijk boven de 0,5. De hoogste score is 0,76, wat betekent dat het verschil in biodiversiteit van de agrarische percelen tot halfnatuurlijke graslanden toch nog betekenisvol is. De veel intensievere beheerde zandbodems onder akker- en tuinbouw hebben een lage score beneden de 0,4 (laagste score 0,21). Dit betekent dat de bodembiodiversiteit bij akker- en tuinbouw het meest te verbeteren valt.

### **3.29      Kaart 29: bodembiodiversiteit landbouw op zand en klei t.o.v. een duurzame referentie**

Om ook de agrarisch beheerde kleibodem te vergelijken met enkele referenties zijn als een praktisch alternatief de duurzame referenties voor melkveehouderij op zandgrond en melkveehouderij op kleigrond toegepast. Dit in verband met het ontbreken van gegevens over halfnatuurlijke graslanden op klei in de Bobi-database.

Voor de agrarisch beheerde bodem in Noord-Brabant is berekend dat de BKX het laagst is voor akkerbouw op zeeklei en voor akkerbouw op zandgrond. Opvallend is dat in termen van de BKX akkerbouw op zand ongeveer even slecht beoordeeld wordt als akkerbouw op klei.

### **3.30      Kaart 30: bodembiodiversiteit t.o.v. een duurzame referentie (gesommeerde soortenrijkdom)**

Bij kaart 29 zijn alle agrarisch beheerde bodems vergeleken met een algemeen streefbeeld, namelijk een duurzaam beheerd agrarisch grasland. Het is ook mogelijk om de geschatte bodembiodiversiteit te waarderen met een duurzame referentie binnen dezelfde categorie bodemgebruik. Met andere woorden een akker wordt dan beoordeeld ten opzichte van een duurzaam beheerde akker, een grasland ten opzichte van een duurzaam beheerd grasland, *et cetera*. In kaart 30 is dat uitgewerkt voor de gesommeerde proxies voor soortenrijkdom. In totaal zijn 9 referenties toegepast voor diverse categorieën van bodemgebruik en grondsoort; grasland op löss is van marginale betekenis voor deze analyse vanwege het beperkte areaal.

In de kaart is te zien dat het zeekleigebied relatief goed scoort en het rivierkleigebied gemiddeld wat minder. Bij zand scoort vooral akker- en tuinbouw slecht op gesommeerde soortenrijkdom in vergelijking met een duurzame referentie. Natuurgebieden scoren redelijk tot goed, maar voor deze categorieën zijn de toegepaste referenties onzekerder dan voor de andere categorieën.

### **3.31      Kaart 31: bodembiodiversiteit t.o.v. een duurzame referentie (gesommeerde abundantie en processen)**

Dezelfde procedure als voor kaart 30 is gevolgd, maar nu met de proxies voor de bodembiodiversiteit die gerelateerd zijn aan de abundantie en activiteit van organismen in de bodem. Het zeekleigebied een vergelijkbare score heeft als het rivierkleigebied. In de zandgebieden scoren met name de akkers weer slecht. Opvallend is dat de natuurgebieden ook slecht scoren op dit aspect. Het kan zijn dat de toegepaste referenties niet goed bruikbaar zijn voor de situatie in Noord-Brabant, of dat de natuurgebieden in Noord-Brabant beoordeeld moeten worden met een lage score voor de bodembiodiversiteit.

### **3.32      Kaart 32 (tevens kaart E): bodembiodiversiteit t.o.v. een referentie (alle proxies gesommeerd)**

In deze kaart zijn alle tien proxies gesommeerd om tot een totaalbeeld van de bodembiodiversiteit te komen en per gridcel vergeleken met een referentie of streefbeeld. Het in het oog springende resultaat is dat het

rivierkleigebied en het zeeleigebied over het geheel genomen net boven het gemiddeld scoren voor Noord-Brabant. In de zandbodem krijgen vooral de akkers en natuur een slechte score, terwijl het grasland duidelijk beter dan gemiddeld scoort. Zoals hierboven is aangegeven kunnen er vraagtekens gezet worden bij de bruikbaarheid van de referenties voor de natuurcategorieën. Natuur vertoont de meeste variatie, terwijl de hoeveelheid Bobi-gegevens voor natuur zeer beperkt is.

### **3.33 Kaart 33: bodembiodiversiteit t.o.v. een referentie (gewogen proxies)**

Deze kaart is identiek aan kaart 32, maar de verschillende proxies zijn gewogen volgens de verklaarde variatie in de habitat-responsrelaties (zie uitleg in het vorige hoofdstuk). De meeste onzekerheid is aanwezig in de habitat-responsrelaties voor de potwormen, de minste in die van de bacteriële processen. Desalniettemin is de kaart met verschillend gewogen proxies vrijwel identiek aan de kaart met de gelijk gewogen proxies (kaart 32). Blijkbaar zijn de habitat-responsrelaties van zichzelf en met hun weegfactor niet erg verschillend van elkaar.

### **3.34 Kaart 34: Ecosysteemdiensten in Nederland (voorbeeld)**

Ecosysteemdiensten van de bodem kunnen gekwantificeerd worden aan de hand van een set chemische, fysische en biologische bodem-kenmerken die een relatie hebben met betreffende ecosysteemdienst. In deze kaart is ter illustratie het zelfreinigende vermogen van de bodem gekwantificeerd. Het zelfreinigende vermogen zorgt ervoor dat milieuvreemde stoffen worden afgebroken en het grond- en oppervlaktewater weinig worden belast met verontreinigende stoffen. Voor de kwantificering van het zelfreinigende vermogen is het algoritme uit het demonstratieproject in de Hoeksche Waard gebruikt en gemodificeerd (Rutgers et al. 2007a, 2007b). In het kader van dit rapport is niet onderzocht of dit algoritme voor toepassing op de kaart van Nederland aangepast diende te worden. Het resultaat kan dus slechts als voorbeeld worden gebruikt. Het algoritme is gebaseerd op de volgende kenmerken van de bodem:

1. Gecombineerde functionele diversiteit en activiteit van bacteriën (bepaald met behulp van Biolog-platen)
2. Potentiële N-mineralisatie
3. Potentiële C-mineralisatie
4. P-ammonium lactaat
5. pH(KCl)
6. Organische stofgehalte

Aanpassing van de set kenmerken voor de berekening van het zelfreinigende vermogen was toch nodig als gevolg van een aantal praktische beperkingen, namelijk de (niet) beschikbaarheid van de habitat-responsrelaties voor functionele bacteriediversiteit. Bij zelfreinigend vermogen spelen bacteriën een grote rol, maar ook de abiotische bodemkenmerken zoals pH en organische stof.

De prestatie van de ecosysteemdienst 'zelfreinigend vermogen' per gridcel is berekend na vergelijking met een referentie op dezelfde wijze

als eerder werd toegepast binnen een project in de Hoeksche Waard (Rutgers et al. 2007a). De berekening is gebaseerd op vergelijking 4, maar aangepast om gunstige afwijkingen van vooraf geselecteerde parameters positief te laten meetellen in de eindscore. Rutgers et al. (2009a, 2012, Van wijnen et al. 2012) hebben aangenomen dat bijvoorbeeld organische stofgehalte van de bodem een gunstige bijdrage zal leveren aan de prestatie van bijvoorbeeld het zelfreinigende vermogen, als deze hoger is dan in de referentiesituatie. Op basis van dat uitgangspunt is de BKX van vergelijking 4 omgezet in de EKX (ecosysteemdienst kwaliteit index):

$$\text{Als } VAR_{obs_j} < VAR_{ref_j}, \text{ dan: } \log EKX = \frac{- \{ \sum_i | \log (VAR_{obs_i} \cdot VAR_{ref_i}^{-1}) | + \sum_j | (VAR_{obs_j} \cdot VAR_{ref_j}^{-1}) | \}}{N} \quad (5a)$$

$$\text{anders } (VAR_{obs_j} > VAR_{ref_j}): \log EKX = \frac{- \{ \sum_i | \log (VAR_{obs_i} \cdot VAR_{ref_i}^{-1}) | - \sum_j | (VAR_{obs_j} \cdot VAR_{ref_j}^{-1}) | \}}{N} \quad (5b)$$

Waarin:  $VAR_i$  is elke abiotische of biotische variabele van de bodem waarbij elke afwijking ten opzichte van de referentie de prestatie van een ecosysteemdienst negatief (d.w.z. ongunstig) beïnvloedt, en  $VAR_j$  is elk abiotische of biotische variabele van de bodem waarbij een positieve (d.w.z. gunstige) afwijking ten opzichte van de referentie de prestatie van een ecosysteemdienst positief beïnvloedt. Subscripts 'obs' en 'ref' staan respectievelijk voor de waargenomen (berekende) en de referentiewaarde voor de betreffende biotische of abiotische variabele.

De kaart laat zien dat in de kleigebieden het zelfreinigende vermogen relatief goed is te noemen, terwijl in de natuurgebieden op zand (Veluwe) en in het zuiden van Nederland het zelfreinigende vermogen relatief slecht lijken te zijn.

Deze kaart is een eerste proeve van de berekening van een ecosysteemdienst in een ruimtelijk beeld, nadat demonstratieprojecten hadden laten zien dat de ecosysteemdiensten op lokale schaal (perceel of bedrijf) zinvol gekwantificeerd konden worden (Rutgers et al. 2007a, Smeding et al. 2008, Huijsmans en De Wit 2008).



## 4 Synthese en discussie

Op verzoek van de provincie Noord-Brabant zijn diverse aspecten van de bodembiodiversiteit voor het hele grondgebied van de provincie in kaart gebracht. Hiervoor zijn zogenoemde habitat-responsrelaties afgeleid, die de aan bodembiodiversiteit gerelateerde biotische variabelen (proxies voor de bodembiodiversiteit) koppelen aan een set van omgevingsparameters (de predictoren). Op deze wijze konden er kaarten worden gemaakt met een acceptabele ruimtelijke resolutie. De modellen (habitat-responsrelaties) zijn gebaseerd op de meetgegevens van de Bodembologische indicator (Bobi) die in heel Nederland zijn verzameld.

### 4.1 Selectie van proxies

De selectie van de proxies voor de bodembiodiversiteit was gebaseerd op drie uitgangspunten:

1. veronderstelde relevantie voor de kwantificering van de bodembiodiversiteit,
2. relevant voor de Bodemwijzer van Noord-Brabant, en
3. praktische haalbaarheid en onderlinge afhankelijkheid (beschikbaarheid gegevens, bestaande modellen, oververtegenwoordiging van één groep organismen). In Bobi zitten bijvoorbeeld relatief veel indicatoren voor micro-organismen en microbiële processen, met daardoor een kans op een oververtegenwoordiging.

Ad 1. Het verschil in ecologische relevantie van de diverse proxies is niet eenduidig vast te stellen, door relatief gebrekkige kennis en het ontbreken van een wetenschappelijke consensus. Met andere woorden, met de huidige kennis is niet eenduidig aan te geven of een bepaalde regenwormsoort 'relevanter' is voor de bodembiodiversiteit dan een springstaart of dat 1000 nematoden belangrijker zouden zijn dan 10 mijten? De vraag is ook belangrijker voor wie, of ten opzichte van wat? Traditioneel krijgen zeldzame en/of aarbare soorten een hoge waardering, maar vanuit ecologisch gezichtspunt worden ze vaak overgewaardeerd. Er bestaat nog geen geaccepteerde methodiek om bodembiodiversiteit te waarderen en te kwantificeren binnen de contouren van het bodembeleid en bodembeheer. Voor dit project zijn alleen proxies geselecteerd die een 'status' hebben in het onderzoek. Met andere woorden: bodemecologen hechten belang aan de betreffende proxy. Een gelijke weging van alle groepen organismen is als startpositie te verdedigen onder het motto; alle organismen verschillen, maar ze zijn allemaal van belang voor een goed functionerend bodemsysteem.

Ad 2. In de Bodemwijzer van Noord-Brabant staan twee leidende beleids- en beheeraspecten genoemd, namelijk duurzame gebieds-inrichting en duurzaam bodembeheer. Op het niveau van heel Nederland reageren de geselecteerde indicatoren allemaal op de inrichting (bodemgebruik) en sommigen hebben daarnaast een wetenschappelijk bewezen gevoeligheid voor het bodembeheer (bijvoorbeeld de nematodengemeenschap; Mulder et al. 2005b).

Om het effect van het bodembeheer ook op de andere proxies nauwkeuriger vast te stellen is meer onderzoek nodig.

Ad 3. Niet alle onder 1 en 2 geselecteerde variabelen konden worden meegenomen in het project. Soms moesten er praktische keuzes worden gemaakt, zoals het niet selecteren van bepaalde bacterie-gerelateerde proxies. Dit had te maken met onvoldoende gegevens (bijvoorbeeld schimmels en anaerobe stikstof mineralisatiesnelheid) onvoldoende robuuste habitat-responsrelaties (bijvoorbeeld thymidine-inbouwsnelheid) en oververtegenwoordiging (bijvoorbeeld bacteriële biomassa). Er is gestreefd naar een evenredige verdeling van 2 à 3 proxies over de verschillende groepen bodemorganismen (micro-organismen, nematoden, potwormen, regenwormen, microarthropoden).

#### **4.2 Habitat-responsrelaties**

Om kaarten van de bodembiodiversiteit samen te stellen zijn habitat-responsrelaties opgesteld met behulp van de gegevens in het Bobi-databestand. Stapsgewijze gegeneraliseerde lineaire regressie is een krachtig instrument om dergelijke relaties voor een multidimensionele set gegevens af te leiden. Er is voor gekozen om slechts die predictoren te selecteren die een significante relatie hadden met de overeenkomstige proxy en die modellen te kiezen (uit een set min of meer gelijkwaardige modellen voor één proxy) met het geringste aantal predictoren. Hierdoor 'lijken' de modellen soms te simpel en niet te stroken met de ecologische vereisten die bij betreffende proxy horen. Soms is een predictor niet geselecteerd, terwijl bekend is dat de betreffende soort sterk reageert (bijvoorbeeld pH bij aantal regenwormen). De 'verklaring' voor deze contra-intuïtieve modellen is gelegen in het feit dat er correlaties bestaan tussen de predictoren en dat (een) enkele significante predictor(en) beschreven wordt in de doorsnijding van de y-as van de habitat-responsrelatie. Dit illustreert de beperking van statische modellen voor toepassing in een systeem-analyse. De 'geloofwaardigheid' van de habitat-responsrelaties is steekproefsgewijs gecontroleerd aan de hand van de kaarten die van de modellen zijn gemaakt. In een enkel geval lijkt het model een fout van een factor twee of meer te voorspellen (bijvoorbeeld het geschatte aantal potwormen in het zeekleigebied lijkt aan de hoge kant, want elders in Nederland in de zeekleigebieden is het lager). Door het ontbreken van meetgegevens kon dit voor deze specifieke gevallen niet worden gecontroleerd. In de meeste gevallen lijken de modellen wel een redelijk goede schatting van de actuele bodembiodiversiteit op te leveren.

Resultaten van eerdere veldmetingen in de provincie Noord-Brabant konden wel worden gebruikt voor een beperkte toetsing van de habitat-responsrelaties. Gemiddeld genomen is het verschil tussen de voorspelling en metingen ongeveer 20% à 30% en wordt grasland beter voorspeld dan heide en bos. Dat was ook verwacht omdat bossen meer variatie vertonen en er voor gras meer en betere meetgegevens beschikbaar zijn. Opvallend was dat de modelberekeningen gemiddeld hogere schattingen leveren dan daadwerkelijk in het veld was aangetroffen. Het is niet duidelijk of dit exemplarisch is voor Noord-

Brabant omdat het bodemgebruik sterker wisselt dan in de rest van Nederland (bijvoorbeeld grasland in rotatie met maïsteelt of met akkerbouw), of door een andere oorzaak. Het feit dat het vastgestelde bodemgebruik op veel locaties in het LMB niet overeenkomt met dat zoals weergegeven op de LGN6-kaart geeft te denken. Een vergelijking van het bodemgebruik per gridcel bij de verschillende versies van de LGN-kaarten, voor Noord-Brabant en de rest van Nederland, kan hier het antwoord op geven. Veelvuldig verandering van bodemgebruik zal vermoedelijk een negatief effect hebben op de bodembiodiversiteit.

De samenvattende conclusie is dat de modellen soms contra-intuïtief ogen, maar dat de kaarten toch een 'beste schatting' tonen van de diverse proxies voor de bodembiodiversiteit. De kwantitatieve vergelijking met beschikbare veldgegevens geven geen aanleiding om in algemene zin aan de habitat-responsrelaties te twijfelen.

#### **4.3 Hulpkaarten**

Om biodiversiteit via de habitat-responsrelaties in kaart te brengen zijn hulpkaarten met predictoren nodig. De kaart met bodemgebruik (LGN6) en de kaart met grondsoort zijn de belangrijkste hulpkaarten, omdat zowel bodemgebruik als grondsoort een dominante factor vormen voor de bodembiodiversiteit (Rutgers et al. 2007b, 2009). De LGN6-kaart is gebaseerd op satellietbeelden, zodat deze kaart een zeer hoge nauwkeurigheid en resolutie heeft (interpretatie van het landgebruik op basis van de satellietbeelden). De kaart met grondsoorten is afkomstig van Stiboka en is relatief nauwkeurig, temeer daar slechts vijf grondsoorten en geen verschillende bodemtypen in het Bobi-data-bestand onderscheiden worden. De beschikbare standaardkaarten voor andere predictoren, zoals organische stofgehalte, lutum, pH en P-toestand zijn veel minder nauwkeurig. Voor lutum is de standaardkaart van Stiboka gebruikt, omdat lutum nagenoeg niet via het bodembeheer wordt beïnvloed. pH, organische stof en de P-toestand worden wel door het bodembeheer beïnvloed. Voor deze predictoren zijn nieuwe hulpkaarten gemaakt via een gestratificeerde methode met het bodemgebruik als één van de factoren die bepalend zijn voor betreffende predictor. Op deze wijze konden hulpkaarten van predictoren samengesteld worden met een ruimtelijke resolutie die de overgangen in het bodemgebruik in LGN6 nauwkeurig volgt. pH is bijvoorbeeld een factor die een grote invloed heeft op de bodembiodiversiteit, waardoor het gewenst is om voor deze predictoren nauwkeurige kaarten te gebruiken. Door bodemgebruik te gebruiken als predictor voor de pH, wordt de hulpkaart in theorie nauwkeuriger. De validiteit van deze methode voor de verbetering van de betrouwbaarheid van de hulpkaarten kan getest worden met behulp van veldmetingen aan deze bodemkenmerken.

#### **4.4 Bodembiodiversiteit per proxy en gesommeerde proxies**

Voor twaalf verschillende proxies is een eerste set kaarten met 'beste schattingen' opgesteld. De meeste resultaten liggen in lijn met de daadwerkelijke metingen in het LMB, maar er zijn ook opvallende verschillen. De werkelijke abundantie van de potwormen in het zeekleigebied zou lager kunnen liggen dan de voorspelde abundantie,



maar dit is momenteel niet verifieerbaar. Overigens lijken de modellen voor Noord-Brabant gemiddeld te hoge waarden te voorspellen.

Een ander opvallend fenomeen is het consequente en grote verschil tussen akkerbouw en grasland. De bodembiodiversiteit onder akkerbouw is op bijna alle fronten (soorten, abundantie, processen) lager dan in de rest van Noord-Brabant. Grasland op zand echter herbergt een veel soortenrijker en omvangrijker bodemleven dan de tuin- en akkerbouw. Grasland op rivierklei en grasland op veen herbergen de meeste soorten en hoogste abundanties.

Het samenvattende beeld werd verkregen op basis van kaarten met de genormaliseerde en opgetelde proxies. Voor vier groepen bodemorganismen (regenwormen, potwormen, microarthropoden en nematoden) werden de proxies opgeteld tot een maat voor de gesommeerde soortenrijkdom en een maat voor de gesommeerde abundantie. Er werd ook een kaart samengesteld met de gesommeerde processen potentiële C- en N-mineralisatie.

Er zijn twaalf verschillende proxies op de kaart van Noord-Brabant gezet. Binnen de mogelijkheden vertegenwoordigen de twaalf proxies een redelijk omvangrijke doorsnede van het bodemleven en de bodembiodiversiteit. Toch kan dit nog niet beschouwd worden als een finaal antwoord op alle biodiversiteitsvragen. Naast de onzekerheden rond de modellen en de (hulp)gegevens ontbreken nog groepen bodemorganismen die mogelijk relevant zijn voor bepaalde functionaliteiten van de bodem (onder andere schimmels en protozoën). Ook sommige categorieën ontbreken (hoogveen, fruitteelt op rivierklei) of sommige categorieën zijn mogelijk onterecht samengevoegd (rivierklei en zeeklei). Het ontbreken van enkele groepen is niet direct een nijpend probleem, omdat vele groepen een bijdrage leveren aan het functioneren van de bodem, en van de meeste groepen is wel bruikbare informatie beschikbaar.

#### **4.5 Waardering van de bodembiodiversiteit aan de hand van scenario's voor bodembeheer en gebiedsinrichting**

De eerste set kaarten (kaart 10 tot en met kaart 25) toont de actuele voorspelde bodembiodiversiteit in Noord-Brabant; het zijn statische kaarten. Hoewel in algemene zin gesteld kan worden dat een hogere bodembiodiversiteit indicatief is voor een goede bodemkwaliteit, geeft deze eerste set kaarten niet direct inzicht in het effect van het bodembeheer of de gebiedsinrichting, omdat zowel menselijke invloeden (gebiedsinrichting, bodembeheer, waterbeheer) als natuurlijke factoren (grondsoort, hydrologie, habitat) van invloed zijn. Bij een waardering van de bodembiodiversiteit dient men hier rekening mee te houden.

Bij de tweede set biodiversiteitskaarten (kaart 26 tot en met kaart 33) werd de geschatte bodembiodiversiteit vergeleken met de bodembiodiversiteit die verwacht wordt bij een bepaald bodembeheer of gebiedsinrichting (scenariokaarten). Met deze kaarten kan dus de bodembiodiversiteit in principe wel gewaardeerd worden in de context van het bodembeheer en de gebiedsinrichting waarbij ook rekening

gehouden wordt met habitat en grondsoort. Het antwoord dat gegeven wordt is van het type 'hier' is de verandering door het beleid of het beheer beter dan 'daar', met andere woorden: de kaartbeelden moeten relatief geïnterpreteerd worden.

Er zijn drie typen scenario's doorgerekend, namelijk:

1. een duurzamere inrichting van het agrarische gebied op zandgrond
2. een duurzamer agrarisch bodembeheer met aandacht voor de organische stofdynamiek en een vermindering van de nutriënten input
3. een duurzamer bodembeheer, met als doel om de 'best bekende' bodembiodiversiteit te evenaren. De 'best bekende' bodembiodiversiteit is op verschillende niveaus een subjectief begrip, zodat voor dit scenario meerdere kaarten zijn opgesteld.

Ad 1. Voor dit scenario is een kaart van het gebied ten oosten en zuidoosten van Uden opgesteld. De eerste kaart toont de actuele toestand ten opzichte van een referentiesituatie. De tweede kaart toont de situatie na de omzetting van maïs naar agrarisch gras. De verschillen tussen de kaarten zijn groot; de omzetting van maïs naar agrarisch gras levert een spectaculaire verbetering van de bodembiodiversiteit op.

Ad 2. Bij aandacht voor organische stof en nutriënten in het agrarische gebied is de driedeling in Noord-Brabant het duidelijkst zichtbaar, namelijk een zeekleigebied met vooral akker- en tuinbouw, een rivierkleigebied met wat meer agrarisch grasland, en het zandgebied met een afwisseling van agrarisch gras, akkers en vollegrond groenteteelt die in het oosten van Noord-Brabant intensiever lijkt te zijn. Het beeld is dat akkerbouw op zowel klei als op zand het meeste profiteert van aandacht voor organische stof en nutriënten. Dit betekent dat de meeste winst voor verbetering van de bodembiodiversiteit te behalen valt bij de intensief beheerde bodems. Bij de vergelijking van de kleigebieden met zandgebieden dient bedacht te worden dat de opbrengst per hectare in het zeekleigebied hoger is dan bij akkerbouw op zand, of wordt bereikt met minder intensief bodembeheer (nutriënten en bewerking).

Ad 3. Het derde en laatste scenario betreft de vergelijking van de actueel geschatte toestand met de bodembiodiversiteit die aangetroffen wordt bij een relatief duurzaam beheerde bodem. Voor deze vergelijking zijn de zogenoemde Referenties Biologische Bodemkwaliteit (RBB) toegepast. Deze referenties representeren, volgens een gevarieerd team met bodemprofessionals, de meest duurzaam beheerde bodem binnen de verzameling van alle Bobi-locaties. Er is binnen scenario drie een serie verschilkaarten gemaakt omdat alle informatie op de kaart lastig in één keer is te overzien, en omdat er vele vrijheidsgraden zijn voor de toe te passen referentie.

Wanneer slechts landbouw onder de loep wordt genomen, valt op dat het verschil tussen grasland en akker, voor zowel zeeklei als zand, even groot lijkt. Met andere woorden, bij akker- en tuinbouw valt de meeste winst te halen voor de bodembiodiversiteit, ongeacht de grondsoort. De conclusie zou kunnen zijn dat bodembologisch gezien de verschillen tussen akker en gras slechts bepaald worden door het bodembeheer,

en niet door de grondsoort. Deze conclusie lijkt alleen gerechtvaardigd als alle vier de referenties en alle habitat-responsrelaties van een vergelijkbare en voldoende kwaliteit zijn. Er zijn argumenten die de vergelijkbaarheid mogelijk falsificeren:

- voor gras op klei zijn rivierklei en zeeklei samengevoegd tot één categorie. In de provincie Noord-Brabant is gras meer aanwezig op rivierklei en akker meer op zeeklei.
- akker op klei betreft een relatief klein aantal locaties, waardoor selectie van een duurzame bodem bemoeilijkt werd.
- akker op zand betreft voornamelijk de voormalige veenkoloniën in de provincies Groningen en Drenthe met een atypisch hoog organische stofgehalte in relatie tot deze categorie in de provincie Noord-Brabant. De referentie akker op zand is daardoor niet goed toe te passen op de situatie in Noord-Brabant.

Om de beperkingen van de referenties te verminderen is een vergelijking gemaakt van alle agrarisch beheerde bodems met een duurzaam agrarisch grasland op betreffende grondsoort. Omdat bij die analyse akker- en tuinbouw ook als slechtste uit de bus kwam, lijkt het resultaat toch enigszins robuust. Met andere woorden, bij akker- en tuinbouw is ongeacht de grondsoort de bodembiodiversiteit het minst op orde en daar zal dus de meeste winst gehaald kunnen worden als het gaat om de verbetering van de bodembiodiversiteit en duurzaamheid van het bodembeheer. Daar staat wel tegenover dat de opbrengst per hectare in het zeekleigebied hoger is dan bij akkerbouw op zand, of wordt bereikt met minder intensief bodembeheer (nutriënten en bewerking).

Naast de bodembioïecologie is ook productiecapaciteit per hectare in samenhang met bodembewerking, bemesting en andere beheersaspecten van belang voor een beoordeling van de bodemkwaliteit. Deze analyse is niet uitgevoerd in het kader van het onderzoek in dit rapport.

Bij een waardering van de bodembiodiversiteit ten opzichte van de door het Bobi-consortium gepubliceerde landelijke referentiewaarden voor een relatief gezonde bodem ('duurzame kwaliteit') voor alle categorieën bodemgebruik en grondsoort (Rutgers et al. 2007b), lijkt akker op zand het slechtste te scoren. Grasland op zand scoort relatief hoog. Dit in tegenstelling tot veel natuurgebieden die ook niet hoog scoren, maar wel hoger dan akkers op zand. De referenties voor natuur vormen bij deze beoordeling een extra bron van onzekerheid, naast de onzekerheid in de 'beste schatting'. In eerdere rapporten is geconstateerd dat de referenties voor natuurterreinen (bos, natte en droge heide, halfnatuurlijk gras) mogelijk onvoldoende robuust zijn als gevolg van een gebrek aan meetgegevens en de grote verschillen tussen natuurterreinen onderling (Huijsmans en De Wit 2008, Smeding et al. 2008). Opvallend is dat de akkers op zeeklei relatief goed scoren; de afstand tot hun eigen duurzame referentie is relatief klein. Om al deze verschillen goed te duiden is nog een zorgvuldige analyse nodig van alle (onzekere) aspecten in deze kaart, zoals de kwaliteit van de meetgegevens, de robuustheid van de habitat-responsrelaties, de kwaliteit en representativiteit van de Referenties Biologische Bodemkwaliteit.

Het is theoretisch mogelijk om speciaal voor Noord-Brabant een set gebiedsspecifieke referenties af te leiden en toe te passen. Voor heel

Noord-Brabant is dit een tijdrovende en dure aangelegenheid. Voor provinciedekkende kaarten lijkt dit dus niet snel een haalbare optie. In specifieke situaties zoals bij ingrijpende beslissingen voor gebiedsinrichting of het bodembeheer kan het echter wel de moeite lonen om betere referentiebeelden af te leiden (Rutgers et al. 2007a, Smeding et al. 2008).

#### **4.6 Bodembiodiversiteit als onderlegger voor ecosysteemdiensten**

De motivatie om in het bodembeheer en gebiedsinrichting aandacht te geven aan de bodembiodiversiteit is mede ingegeven door het feit dat ecosysteemdiensten voor een belangrijk deel afhankelijk zijn van een vitale bodem en een goede bodembiodiversiteit, inclusief de functies. Ecosysteemdiensten worden tegenwoordig vaker opgenomen als structurerend element in de relevante beleidsdocumenten (VROM 2003, MA 2005, COM 2006, VROM 2009). Voor ecosysteemdiensten geldt helaas dat het begrip wetenschappelijk gezien slecht gedefinieerd is en in beleidsdocumenten onvoldoende is uitgewerkt. De term 'biodiversity' samen met 'soil' verschijnt rond 1996 voor het eerst in titels van wetenschappelijke publicaties (Scopus; ongepubliceerde data). Momenteel worden er per jaar 20 à 30 wetenschappelijke artikelen gepubliceerd met deze sleutelwoorden in de titel. De termen 'ecosystem service' en 'soil' verschenen pas onlangs in een redelijk aantal wetenschappelijke titels, namelijk 6 in 2009 en 7 in 2010. Dit illustreert dat het concept ecosysteemdiensten nog zeer jong is, en wetenschappelijk gezien nog moet rijpen, zeker voor de bodem. Pas de laatste jaren wordt op wetenschappelijke congressen zoals SETAC, ConSOIL en Eurosoil aandacht aan ecosysteemdiensten geschonken (persoonlijke mededeling Van Wensem). Bij andere bijeenkomsten zoals Bodem-Breed lijkt de discussie over ecosysteemdiensten vaak onder onbegrepen jargon, gebrek aan definities en verschillende percepties en attitudes ten aanzien van de leefomgeving. Bodembiodiversiteit wordt echter wel gezien als een belangrijke onderlegger voor vele ecosysteemdiensten, maar specifieke 'losstaande' beleidsaandacht voor bodembiodiversiteit is controversieel. Ecosysteemdiensten worden gezien als een oplossing voor maatschappelijke vraagstukken en de transitie in het bodembeleid en bodembeheer.

Als gevolg van bovenstaande kleven er nog vele onzekerheden aan de kwantificering en beoordeling van ecosysteemdiensten. De kwantificering en beoordeling van de bodembiodiversiteit daarentegen is verder in ontwikkeling en daarom minder controversieel. Consensus voor wat betreft de keuze en de relatieve bijdragen van indicatoren voor de kwantificering van ecosystemendiensten is er bijvoorbeeld nog niet, terwijl aan bodembiodiversiteit al veel onderzoek is gedaan. Bovendien is de kwantitatieve relatie tussen de respons van een bepaalde proxy-indicator en de prestatie van betreffende ecosysteemdiensten meestal onvoldoende bekend (schaling, continue stijgende of dalende trend, optimum of minimum, of andere vorm).

De experimentele kaart van Nederland voor het zelfreinigende vermogen is in dit rapport opgenomen om te laten zien dat behalve de kwantificering van ecosysteemdiensten het in specifieke gevallen

(bijvoorbeeld Rutgers et al. 2007a, 2012) ook mogelijk is om ecosysteemdiensten te kwantificeren op het niveau van een GIS-kaart (bijvoorbeeld Van Wijnen et al. 2012). De toegepaste methode is volledig identiek aan de methode die is gevolgd bij het maken van de biodiversiteitskaarten. De kaart van het zelfreinigende vermogen van de bodem in Nederland laat zien dat in de kleigebieden dit vermogen goed is te noemen, terwijl in de natuurgebieden op zand (Veluwe) en in het zuiden van Nederland het zelfreinigende vermogen relatief slecht lijkt te zijn. Deze kaart is een eerste proeve van een berekening met een ecosysteemdienst in een ruimtelijk beeld.

#### **4.7 Toepassing van de kaarten in de Bodemwijzer**

Bij de Bodemwijzer zijn twee praktische beleidsonderwerpen van belang, namelijk een duurzame gebiedsinrichting en duurzaam bodembeheer. De kaarten van de bodembiodiversiteit dienen aan één of beide onderwerpen een betekenisvolle bijdrage te leveren.

##### **4.7.1 Gebiedsinrichting**

Bij inrichtingsvraagstukken gaat het om de toewijzing en inrichting van de bodem voor verschillende vormen van bodemgebruik. Op provinciaal en grootstedelijk niveau omvatten de vraagstukken een groot gebied. Op die schaal kan de optimale inrichting aansluiten bij de kansen die de bodem biedt:

1. Landbouw wordt afgestemd op de mogelijkheden van de bodem om zonder intensief beheer en overmatige inputs een kwalitatief goede productie te halen door optimaal gebruikmaken van de bodembiodiversiteit en ecosysteemdiensten. Intensief bodembeheer zal dus bij voorkeur niet op meest kwetsbare bodems moeten plaatsvinden.
2. Op een meer actieve manier zou de agrarische sector de huidige toestand kunnen spiegelen aan deze kaarten en kunnen kijken hoe ze door middel van stimuleringsmaatregelen voor het bodembeheer ('inrichtingsmaatregelen') de bodembiodiversiteit kunnen verhogen. De subsidie in het kader van groenblauwe diensten zoals teeltvrije akker- en grasranden zijn een goed voorbeeld (Geerts 2011).
3. Natuur zich kan ontwikkelen op de daarvoor geëigende bodem en er kan worden voorkomen dat gewenste bodembiodiversiteit bij natuurontwikkeling wordt afgegraven (Huijsmans en De Wit 2008). Ook kunnen maatregelen worden voorgesteld die natuurontwikkeling stimuleren.
4. Bodem wordt alleen afgedekt met infrastructuur en bebouwing als het niet anders kan, en dan alleen op die plaatsen waar de bodem een relatief geringe geschiktheid heeft voor andere vormen van bodemgebruik. Hoewel er geen data beschikbaar zijn over de bodembiodiversiteit in een afgedekte bodem, is er wetenschappelijke consensus dat afdekking de meest ingrijpende effecten heeft op de bodembiodiversiteit, omdat de toevoer van koolstof en energie nagenoeg wordt afgesneden. Dit moet in de verklarende tekst van de Bodemwijzer worden opgenomen.

In principe zijn hiervoor de kaarten met de geschatte toestand van diverse gesommeerde proxies voor de bodembiodiversiteit te gebruiken. De bodembiodiversiteit laat zich goed voorspellen aan de

hand van het bodemgebruik en de grondsoort. Dat geldt ook voor de proxies gesommeerde soortenrijkdom, gesommeerde abundantie en gesommeerde bodemprocessen. In die zin zijn deze kaarten te beschouwen als ultieme bodemgeschiktheidskaarten, op basis van de bodembiodiversiteit. De gangbare bodemgeschiktheidskaarten zijn slechts gebaseerd op abiotische kenmerken van het bodemsysteem (bijvoorbeeld in de Bosatlas van ondergronds Nederland 2009). De biodiversiteitskaarten moeten als een toevoeging op de gangbare kaarten worden beschouwd en niet als vervanging.

Bij inrichtingsvraagstukken op gemeentelijk of kleiner schaalniveau zijn de kaarten bruikbaar, maar moeten de lokale verschillen in bodembiodiversiteit met enige terughoudendheid worden afgewogen, omdat de resolutie en de nauwkeurigheid beperkingen hebben. Het kan zijn dat het betreffende inrichtingsvraagstuk een beperkt gebied betreft waarvoor meer variatie en onderscheidend vermogen nodig is om de overwegingen aangaande de bodembiodiversiteit goed mee te nemen.

Het type bodemgebruik en de grondsoort zijn belangrijke factoren voor de berekening van de verwachte bodembiodiversiteit en deze dienen gecontroleerd te worden aan de hand van waarnemingen van de actuele situatie en historisch onderzoek. In de landbouw kan het bodemgebruik namelijk per jaar variëren. Voor bijzondere situaties zoals hoogveen, löss en beekeerdgrond in de beekdalen zijn de huidige kaarten mogelijk ongeschikt, vanwege het gebrek aan data (hoogveen) of door een te grove categorisering (de beekeerdgrond in provincie Noord-Brabant zit voornamelijk bij de categorie zand).

#### 4.7.2

##### *Bodembeheer*

Na gebiedsinrichting is het bodembeheer de belangrijkste factor die de bodembiodiversiteit beïnvloedt. De biodiversiteitskaarten maken aannemelijk dat het bodembeheer op diverse plaatsen op een duurzamere leest geschoeid kan worden. Veel mogelijkheden voor verbetering van de bodembiodiversiteit zijn aanwezig bij de intensieve akkerbouw op zandgrond. In potentie bieden de kaarten waarbij een beoordeling is gedaan ten opzichte van een duurzame referentie het beste kader. Voor de beoordeling is de berekende bodembiodiversiteit in elke gridcel van Noord-Brabant vergeleken met een duurzame referentie onder gelijke omstandigheden.

Maatregelen om het bodembeheer te verduurzamen zijn inpasbaar voor elke vorm van bodemgebruik en grondsoort. Sommige van die maatregelen leveren een nettowinst op voor de beheerder, de kosten van beheer zijn dan lager en wegen op tegen de eventuele verliezen door lagere opbrengsten. Ook wanneer de bodembiodiversiteit goed is te noemen zoals bij grasland, kunnen maatregelen zinvol zijn. Minder ploegen en scheuren en organische mest in plaats van kunstmest verbeteren de bodembiodiversiteit en leveren de bodembeheerder besparingen op (Faber et al. 2009; Van Eekeren et al. 2010).

Naast profijten voor de beheerder, levert de bodem ook profijten van ecosysteemdiensten voor de bodemgebruikers 'op afstand', zoals de waterschappen, recreanten en de burger. Het kan stimulerend werken om alle profijten van een duurzaam beheerde bodem zichtbaar te

maken (bijvoorbeeld Rutgers et al. 2007a, 2012). Hierdoor kunnen maatregelen om het bodembeheer duurzamer te maken opeens haalbaar blijken te zijn, met of zonder aanvullende regelingen om de kosten van het beheer te verhalen op de relevante groepen bodemgebruikers.

#### 4.8 Onzekere kaarten

Elke GIS-kaart is onzeker en daar wijken bodembiodiversiteitskaarten niet van af. De kaarten in dit rapport kunnen beschouwd worden als de kaarten met de 'beste schattingen' op basis van beschikbare meetgegevens en modellen. De biodiversiteitskaarten in dit rapport kunnen als vertrekpunt dienen bij vraagstukken aangaande gebiedsinrichting en bodembeheer. Bij specifieke vragen kan besloten worden om een verdiepend onderzoek te starten om de onzekerheid in de kaart op een gebiedsgerichte of locatiespecifieke wijze te verminderen. In die zin kunnen de kaarten beschouwd worden als een eerste 'screenings-instrument' bij bodemgerelateerde vraagstukken en beleidsopgaven. Een dergelijke stapsgewijze benadering wordt toegepast bij de risicobeoordeling van bodemverontreiniging (Swartjes 1999, Rutgers en Jensen 2011) en zorgt voor een efficiënte inzet van beperkte onderzoeksbudgetten bij de aan bodemverontreiniging gerelateerde vragen.

Een ander belangrijk aspect betreft de zogenoemde modelonzekerheid. Het is niet duidelijk of de geselecteerde proxies en de mathematische bewerkingen, aansluiten op het doel waarvoor de proxy dient te worden gebruikt, namelijk een afweging mogelijk maken op basis van gegevens over de bodembiodiversiteit (c.q. ecosysteemdiensten). Ook de modelonzekerheden kunnen verkleind worden bij een verdere gebiedsgerichte of locatiespecifieke uitwerking. Een 'Weight of Evidence' (WoE)-benadering is daarvoor een geschikte werkwijze (Rutgers en Jensen 2011). De toepassing dient door een team van stakeholders (bodemgebruikers, bodembeheerders, gebiedsinrichters) en deskundigen uitgewerkt te worden, zoals dat recent voor een WoE-benadering in een procedure standaard is gedaan (NEN 5737 2010). Een beperkte WoE is in dit rapport toegepast bij sommige kaarten van de bodembiodiversiteit, namelijk via optelling van essentieel verschillende proxies voor de bodembiodiversiteit (de somkaarten). De variëteit aan proxies met elk unieke eigenschappen en onzekerheden, maar wel met een aannemelijke bijdrage aan de bodembiodiversiteit reduceert modelonzekerheden.

Verondersteld kan worden dat de bodembiodiversiteit op sommige plaatsen onder druk staat als gevolg van onduurzaam bodembeheer of onduurzame gebiedsinrichting. Dit geeft het kader aan waar de proxies aan dienen te beantwoorden; in ecologische termen neemt de biodiversiteit af bij onduurzaam bodembeheer en onduurzame gebiedsinrichting. Volgens de eenvoudige structurering van proxies voor de bodembiodiversiteit, nemen de soortenrijkdom, de abundantie en de processen af. Deze generieke benadering hoeft niet onder alle omstandigheden voor alle proxies geverifieerd te worden; individuele afwijkingen worden gecompenseerd door de andere proxies die onder die omstandigheden wel aan dit principe voldoen. Bodembiodiversiteit is

daarmee een valide en integrerend aspect van de bodemkwaliteit, wat toepasbaar is bij bodembeleid, bodembeheer en gebiedsinrichting.

#### **4.9      Perspectief**

In de Bodemwijzer van de provincie Noord-Brabant zullen de eerste wetenschappelijk onderbouwde kaarten met bodembiodiversiteits- en activiteitsgegevens opgenomen kunnen worden. Tevens kunnen kaarten worden afgeleid en getoond om de effecten van twee of meer opties in inrichting of beheer op de biodiversiteit –en activiteit ruimtelijk te tonen. Dit alles is een primeur voor Nederland. De kaarten presenteren een reëel beeld van de bodembiodiversiteit die de werkelijkheid zo goed mogelijk benadert. Door het beperkte aantal meetgegevens van de bodem in Noord-Brabant en Nederland zijn de kaarten onzeker. Dit geldt voor zowel de kaarten van de relatieve bodembiodiversiteit, als de kaarten die gebaseerd zijn op diverse scenario's voor bodembeheer en inrichting. De onzekerheid wordt echter verkleind door de kaarten relatief te interpreteren; dit geldt voornamelijk en per definitie voor de scenario-verschilkaarten. Noord-Brabant heeft een voortrekkersrol als het om dit type kaarten gaat, waarbij die kaarten primair bruikbaar zijn als screeningsinstrument. Als er meer gegevens beschikbaar komen en meer vragen rond bodembeheer en gebiedsinrichting worden gesteld, dan neemt de gedachtevorming en ervaring toe en zullen de kaarten zich verder ontwikkelen, waardoor de bruikbaarheid als instrument in de Bodemwijzer toeneemt, met praktische toepasbaarheid in diverse afwegingskaders.





## Literatuur

- Bispo A, Cluzeau D, Creamer R, Dombos M, Graefe U, Krogh PH, Sousa JP, Peres G, Rutgers M, Winding A, Römbke J (2009) Learned discourses: Indicators for monitoring soil biodiversity. *Integr Environ Assess Manag* 5:717-719.
- Bongers T (1990) The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83:14-19
- Bosatlas van ondergronds Nederland (2009) ISBN 978 9001 122454, Noordhoff Uitgevers bv. Groningen.
- Breure AM, Römbke J (2005) Editorial: The ecological classification and assessment of soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62: 185–186.
- De Vries F (1999). Karakterisering van Nederlandse gronden naar fysisch-chemische kenmerken. Rapport 654. Staring Centrum, Wageningen.
- De Vries F, De Groot WJM, Hoogland T, Denneboom J (2003) De Bodem van Nederland digitaal. Toelichting bij inhoud, actualiteit en methodiek en korte beschrijving van additionele informatie. Rapport 811. Alterra, Wageningen.
- De Zwart D, Posthuma L (2005). Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:2665-2676.
- De Zwart D, Posthuma L, Gevrey M, Von Der Ohe PC, De Deckere E (2009) Diagnosis of ecosystem impairment in a multiple-stress context - How to formulate effective river basin management plans. *Integrated Environmental Assessment and Management* 5:38-49.
- Faber JH, Jagers op Akkerhuis GAJM, Bloem J, Lahr J, Diemont WH, Braat LC (2009) Ecosysteemdiensten en transitie in bodemgebruik; Maatregelen ter verbetering van biologische bodemkwaliteit. Rapport 1813. Alterra WUR, Wageningen.
- Geerts A (2011) Tien jaar Actief Randenbeheer in Brabant: groene linten in een agrarisch landschap. *Tijdschrift Bodem* 21: (in druk).
- Hazeu GW, Schuiling C, Dorland GJ, Oldengarm J, Gijsbertse HA (2010) Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland versie 6 (LGN6). Vervaardiging, nauwkeurigheid en gebruik. Rapport 2012. Alterra, Wageningen.
- Huijsmans KGA, De Wit J (2008) Prestaties van de bodem in natuur-ontwikkelingsgebied Banisveld. Ontwikkeling bodembologische referenties voor 'heide op voormalige landbouwkundige zandgrond'. Rapport 13/99088990/KH, Grontmij, Houten, Nederland.
- Janssen RPT, Peijnenburg WJGM, Posthuma L, Van Den Hoop MAGT (1997) Equilibrium partitioning of heavy metals in dutch field soils. I. Relationship between metal partition coefficients and soil characteristics. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16:2470-2478.
- Jeffery S, Gardi C, Jones A, Montanarella L, Marmo L, Miko L, et al., editors (2010) *European Atlas of Soil Biodiversity*. Luxembourg, Luxembourg: European Commission, Publications Office of the European Union.

- Kempen B, Brus DJ, Heuvelink GBM, Stoorvogel JJ (2009) Updating the 1:50,000 Dutch soil map using legacy soil data: A multinomial logistic regression approach. *Geoderma* 151:311-326
- Klepper O, Van de Meent D (1997) Mapping the Potentially Affected Fraction (PAF) of species as an indicator of generic toxic stress. Rapport 607504001, RIVM, Bilthoven.
- Kooistra L, Van de Bosch G (2003) Atlas; LNV beleid in beeld. Rapport 807. Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte ISSN 1566-7197, Wageningen.
- Markert BA, Breure AM, Zechmeister HG, eds. (2003) Bioindicators and biomonitors. Principles, concepts and applications. Elsevier, Oxford ISBN 0-08-044177-7, 997 + xviii pages.
- MA (2005) Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Mulder C, De Zwart D, Van Wijnen HJ, Schouten AJ, Breure AM (2003) Observational and simulated evidence of ecological shifts within the soil nematode community of agroecosystems under conventional and organic farming. *Functional Ecology* 17:516-525.
- Mulder C, Van Wijnen HJ, Den Hollander HA, Schouten AJ, Rutgers M, Breure AM (2004) Referenties voor bodemecosystemen: evaluatie van functies en ecologische diensten. Rapport 607604006, RIVM, Bilthoven.
- Mulder C, Cohen JE, Setälä H, Bloem J, Breure AM (2005a) Bacterial traits, organism mass and numerical abundance in the detrital soil food web of Dutch agricultural grasslands. *Ecology Letters* 8: 80-90.
- Mulder C, Dijkstra JB, Setälä H (2005b) Nonparasitic Nematoda provide evidence for a linear response of functionally important soil biota to increasing livestock density. *Naturwissenschaften* 92:314-318.
- Mulder C, Den Hollander H, Schouten T, Rutgers M (2006) Allometry, biocomplexity, and web topology of hundred agro-environments in The Netherlands. *Ecological Complexity* 3:219-230.
- Mulder C, Boit A, Bonkowski M, De Ruiter PC, Mancinelli G, Van der Heijden MGA, Van Wijnen HJ, Vonk A, Rutgers M (2011) A belowground perspective on Dutch agroecosystems: How soil organisms interact to support ecosystem services. *Advances in Ecological Research* Vol. 44:277-357.
- NEN 5737 (2010) Bodem; Landbodem; Proces van locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging. Nederlandse norm, Nederlands Normalisatie-instituut, Delft.
- Rutgers M, Mulder C, Schouten AJ, Bogte JJ, Breure AM, Bloem J, Jagers op Akkerhuis GAJM, Faber JH, Van Eekeren N, Smeding FW, Keidel H, De Goede RGM, Brussaard L (2005) Typeringen van bodemecosystemen - Duurzaam bodemgebruik met referenties voor biologische bodemkwaliteit. Rapport 607604007, RIVM, Bilthoven.
- Rutgers M, Kuiten AMP, Brussaard L (2007a) Prestaties van de bodem in de Hoeksche Waard: nulmeting en toepassing van een referentie voor biologische bodemkwaliteit (RBB). Rapport 607020001, RIVM, Bilthoven.
- Rutgers M, Mulder C, Schouten AJ, Bloem J, Bogte JJ, Breure AM, Brussaard L, De Goede RGM, Faber JH, Jagers op Akkerhuis GAJM, Keidel H, Korthals G, Smeding FW, Ter Berg C, Van Eekeren N (2007b) Typeringen van bodemecosysteem in Nederland met tien referenties voor biologische bodemkwaliteit. Rapport 607604008, RIVM, Bilthoven.

- Rutgers M, Jagers op Akkerhuis GAJM, Bloem J, Schouten AJ, Breure AM (2009a) Prioritaire gebieden in de Kaderrichtlijn Bodem: belang van bodembiodiversiteit en ecosysteemdiensten. Rapport 607370001, RIVM, Bilthoven.
- Rutgers M, Schouten AJ, Bloem J, Van Eekeren N, De Goede RGM, Jagers op Akkerhuis GAJM, Van der Wal A, Mulder C, Brussaard L, Breure AM (2009bs) Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. *European Journal of Soil Science* 60:820-832.
- Rutgers M, Jensen J (2011) Site-specific ecological risk assessment. Chapter 15 in: F.A. Swartjes (Ed.), *Dealing with Contaminated Sites – from Theory towards Practical Application*, Springer, Dordrecht. pp. 693-720.
- Rutgers M, Van Wijnen HJ, Schouten AJ, Mulder C, Kuiten AMP, Brussaard L, Breure AM (2012) A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms. *Science of the Total Environment* 415:39-48.
- Schouten AJ, Brussaard L, De Ruiter PC, Siepel H, Van Straalen NM (1997) Een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit. Rapport 712910005, RIVM, Bilthoven.
- Schouten AJ, Bloem J, Breure AM, Didden WAM, Van Esbroek M, De Ruiter PC, Rutgers M, Siepel H, Velvis H (2000) Pilotproject bodembioologische indicator voor life support functies van de bodem. Rapport 607604001, RIVM, Bilthoven.
- Schouten AJ, Bloem J, Didden W, Jagers op Akkerhuis G, Keidel H, Rutgers M (2002) Bodembioologische indicator 1999 – ecologische kwaliteit van graslanden op zandgrond bij drie categorieën melkveehouderijbedrijven. Rapport 607604003, RIVM, Bilthoven.
- Schouten AJ, Dirven -Van Breemen EM, Bogte JJ, Rutgers M (2003) Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling – praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering deel 3. Rapport 711701036, RIVM, Bilthoven.
- Smeding F, Zanen M, Schouten T (2008) Bodemkwaliteit Drenthe, 1-jarige pilot Referenties Biologische Bodemkwaliteit. Rapport LB21, Louis Bolk Instituut, Driebergen.
- Swartjes FA (1999) Risk-based assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands: standards and remediation urgency. *Risk Analysis* 19:1235-1249.
- TCB (2003) Advies duurzaam bodemgebruik op ecologische grondslag. Rapport TCB A33 (2003), Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- Turbé A, De Toni A, Benito P, Lavelle P, Lavelle P, Ruiz N, Van der Putten W, Labouze E, Mudgal (2010) Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD and NIOO, Report for the European Commission (DG Environment), Brussels.
- Van Eekeren, N., De Boer, H., Bloem, J., Schouten, T., Rutgers, M., De Goede, R., Brussaard, L. (2009). Soil biological quality of grassland fertilized with adjusted cattle manure slurries in comparison with organic and inorganic fertilizers. *Biol Fertil Soils* 45:595-608.
- Van Eekeren, N. (2010) Grassland management, soil biota and ecosystem services in sandy soils. PhD Thesis Wageningen University, 264 pp.
- Van Wijnen HJ, Rutgers M, Schouten AJ, Mulder C, De Zwart D, Breure AM (2012) How to calculate the spatial distribution of ecosystem

services across the Netherlands. Science of the Total Environment 415:49-55.

VROM (2003) Beleidsbrief Bodem. Kenmerk BWL/2003 096250, Ministerie van VROM, Den Haag.

VROM (2005) Eindrapportage referenties voor de bodembioologische kwaliteit. RBB eindrapport, Ministerie van VROM, Den Haag.

VROM (2009) Convenant bodemontwikkelingsbeleid en aanpak spoedlocaties (2009), VROM, EZ, LNV, V&W, IPO, VNG, UvW

Yeates GW (2003) Nematodes as soil indicators: functional and biodiversity aspects. Biology and Fertility of Soils 37:1998-210.

## Bijlage Hulpkaarten en biodiversiteitskaarten

Deze bijlage bevat alle hulpkaarten en biodiversiteitskaarten die in dit rapport zijn behandeld. De verklarende tekst bij de kaarten is in het hoofddocument terug te vinden:

Hulpkaart 1: bodemgebruik in Noord-Brabant

Hulpkaart 2: grondsoort

Hulpkaart 3: lutum

Hulpkaart 4: pH

Hulpkaart 5: organische stofgehalte

Hulpkaart 6: P-totaal

Hulpkaart 7: P-ammoniumlactaat

Hulpkaart 8: relatieve toxische druk van zware metalen

Hulpkaart 9: veedichtheid

Kaart 10 (tevens kaart A): regenwormen abundantie

Kaart 11: regenwormen soortenrijkdom

Kaart 12: potwormen abundantie

Kaart 13: potwormen soortenrijkdom

Kaart 14: microarthropoden abundantie

Kaart 15: microarthropoden soortenrijkdom

Kaart 16: nematoden abundantie

Kaart 17: nematoden soortenrijkdom

Kaart 18: bacteriën C-mineralisatiesnelheid

Kaart 19: bacteriën N-mineralisatiesnelheid

Kaart 20: nematode channel ratio

Kaart 21: allometrische bodemvoedselwebstabiliteit

Kaart 22 (tevens kaart B): bodembiodiversiteit met een gesommeerde maat voor soortenrijkdom

Kaart 23 (tevens kaart C): gesommeerde maat voor de abundantie van bodemorganismen

Kaart 24 (tevens kaart D): gesommeerde maat voor microbiële processen

Kaart 25: integrale bodembiodiversiteit gesommeerd over alle proxies

Kaart 26: scenario 1 - bodembiodiversiteit bij een duurzame gebiedsinrichting

Kaart 27: scenario 2 – aandacht voor organische stofdynamiek en minder aanvoer van nutriënten

Kaart 28: scenario 3 - bodembiodiversiteit bij landbouw op zandgrond t.o.v. een duurzame referentie

Kaart 29: bodembiodiversiteit landbouw op zand en klei t.o.v. een duurzame referentie

Kaart 30: bodembiodiversiteit t.o.v. een duurzame referentie (gesommeerde soortenrijkdom)

Kaart 31: bodembiodiversiteit t.o.v. een duurzame referentie (gesommeerde abundantie en processen)

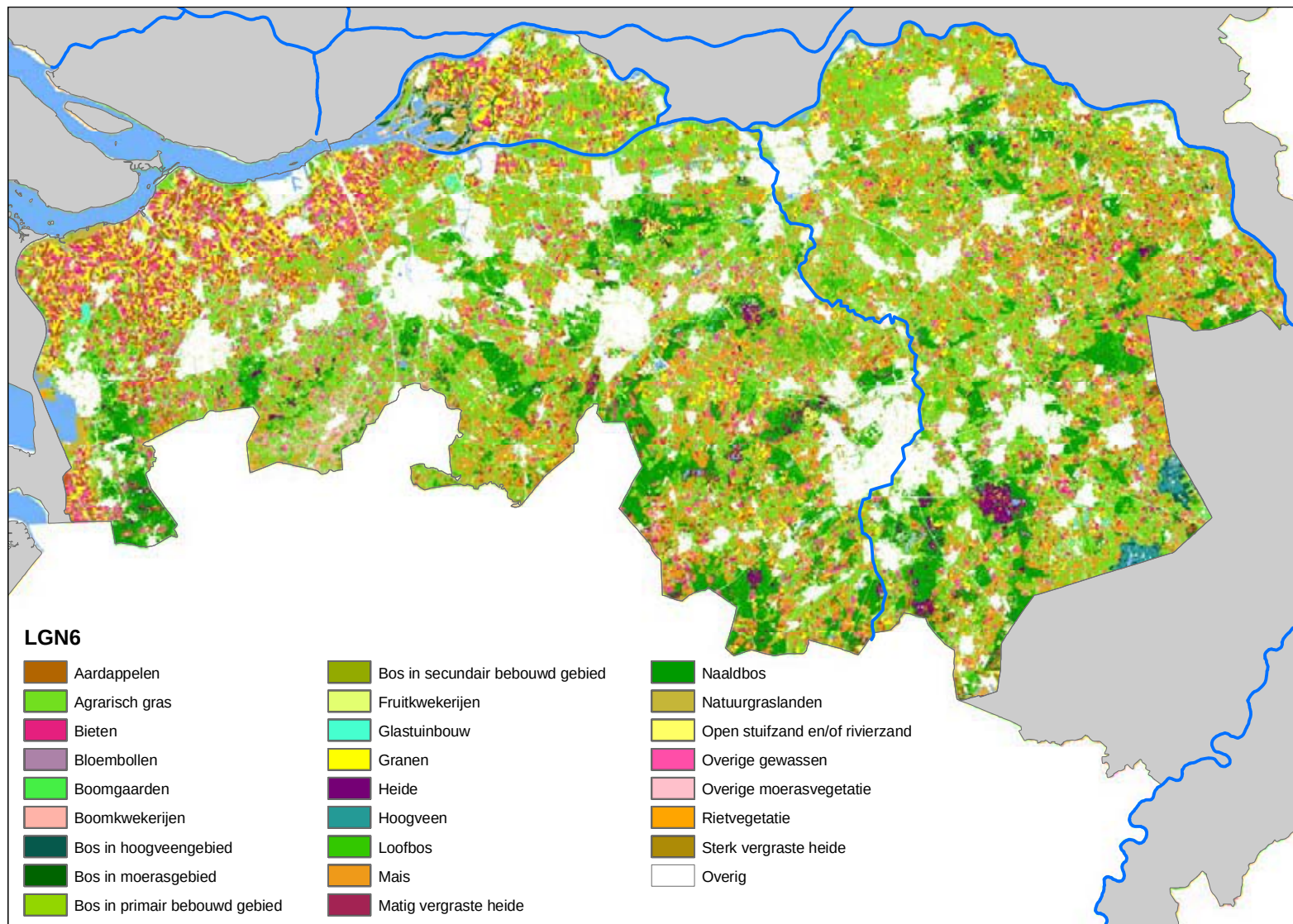
Kaart 32 (tevens kaart E): bodembiodiversiteit t.o.v. een referentie (alle proxies gesommeerd)

Kaart 33: bodembiodiversiteit t.o.v. een referentie (gewogen proxies)

Kaart 34: Ecosysteemdiensten in Nederland (voorbeeld)

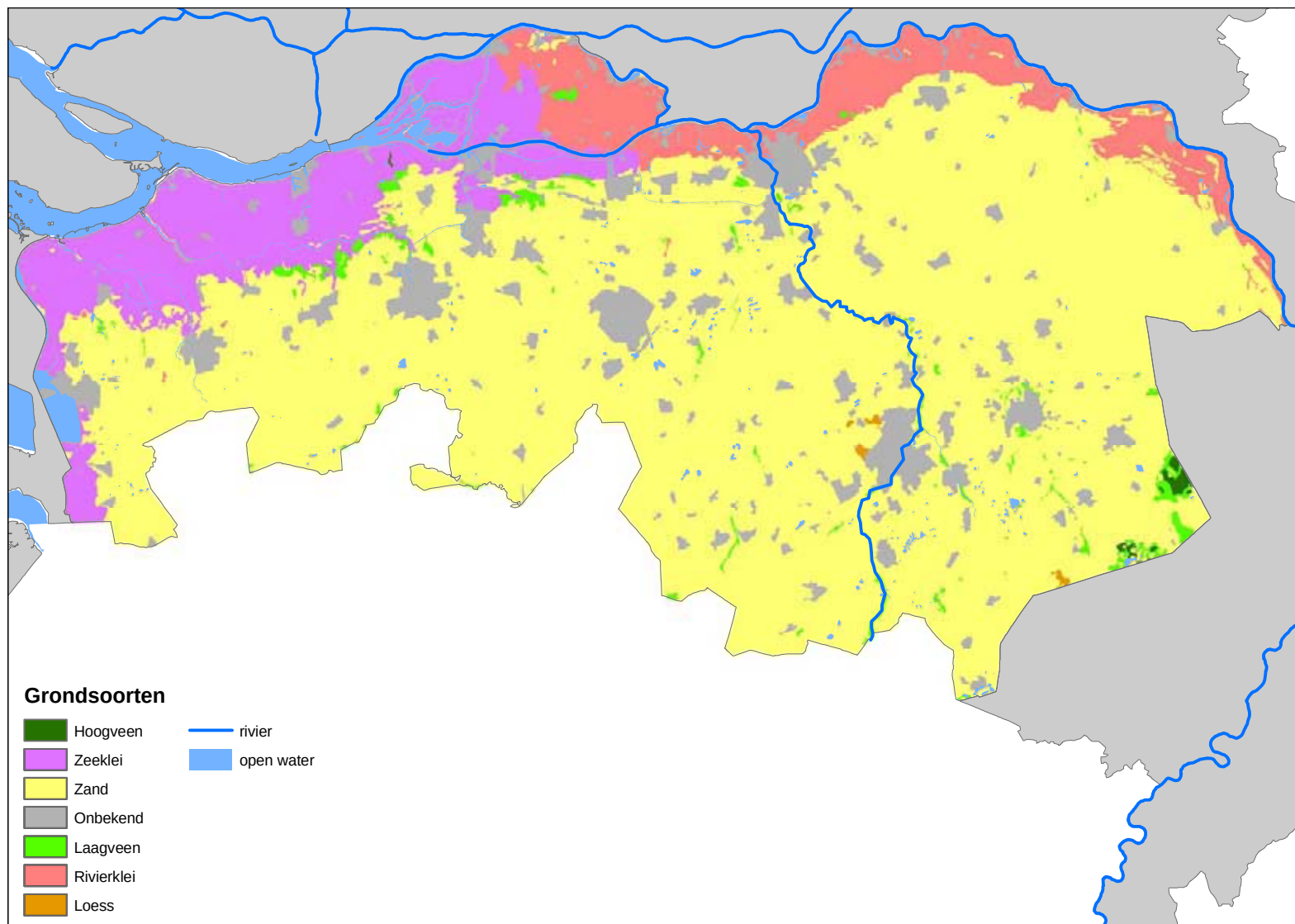


Kaart 1: bodemgebruik in Noord-Brabant

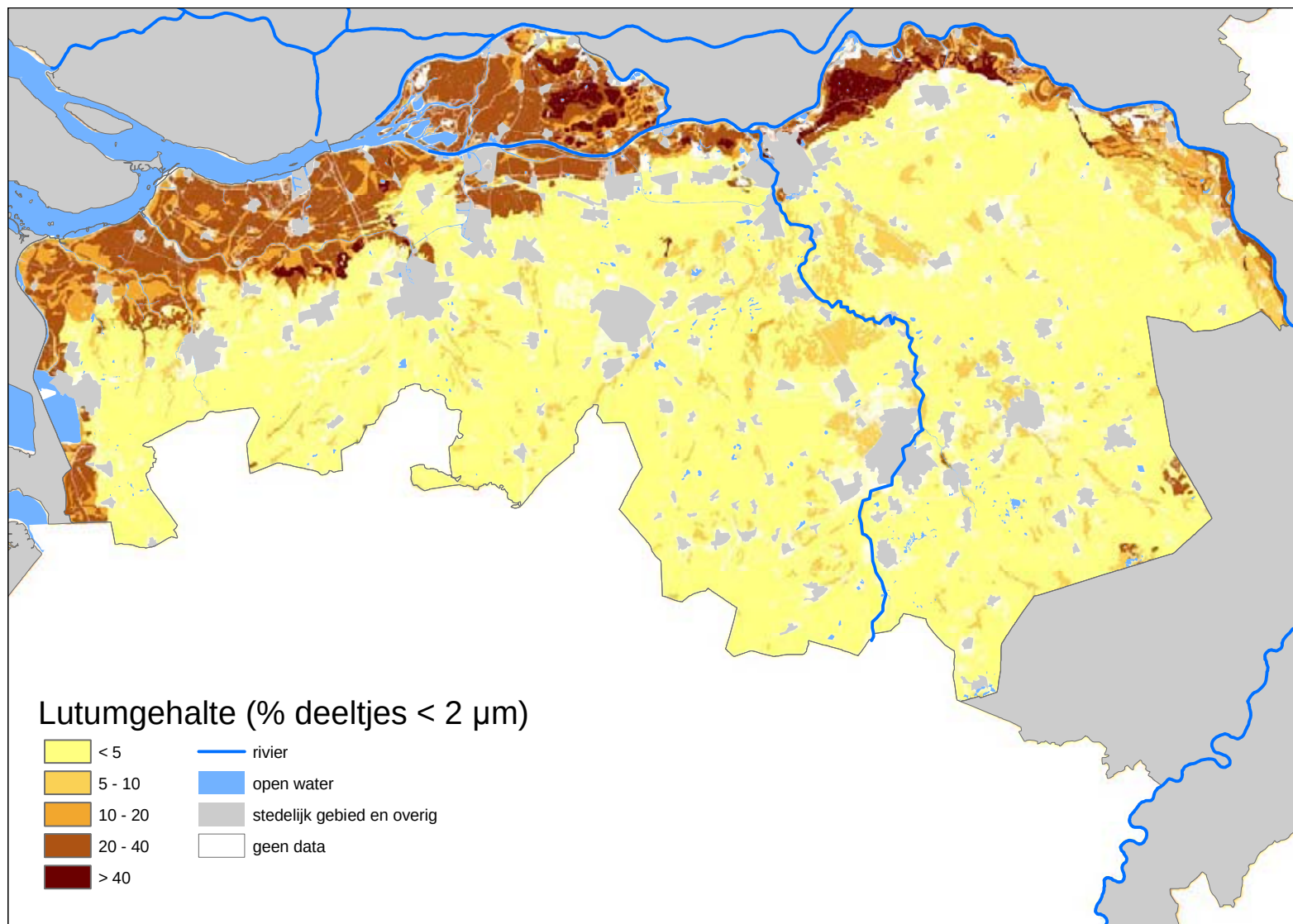




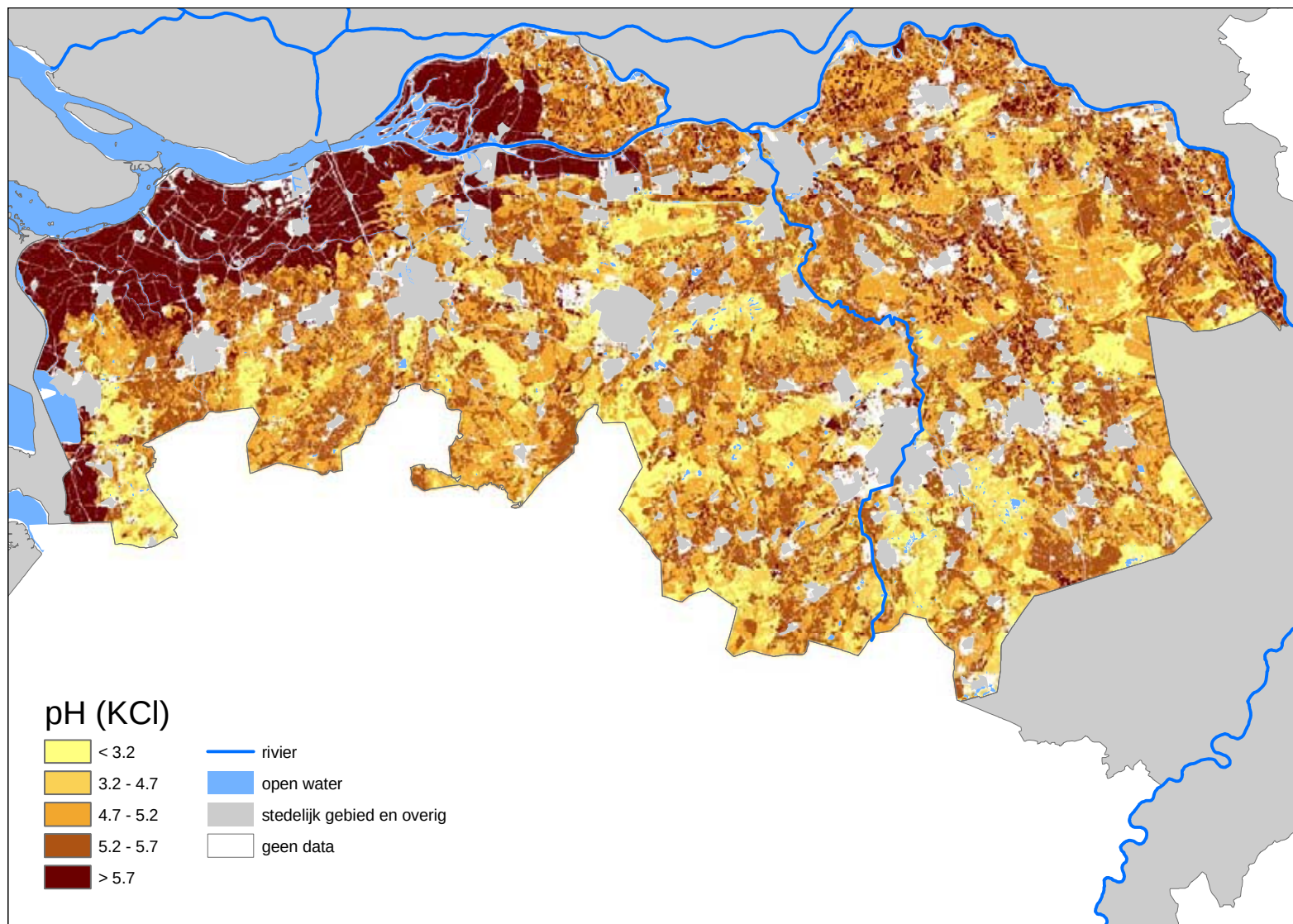
Kaart 2: grondsoort



Kaart 3: *lutum*

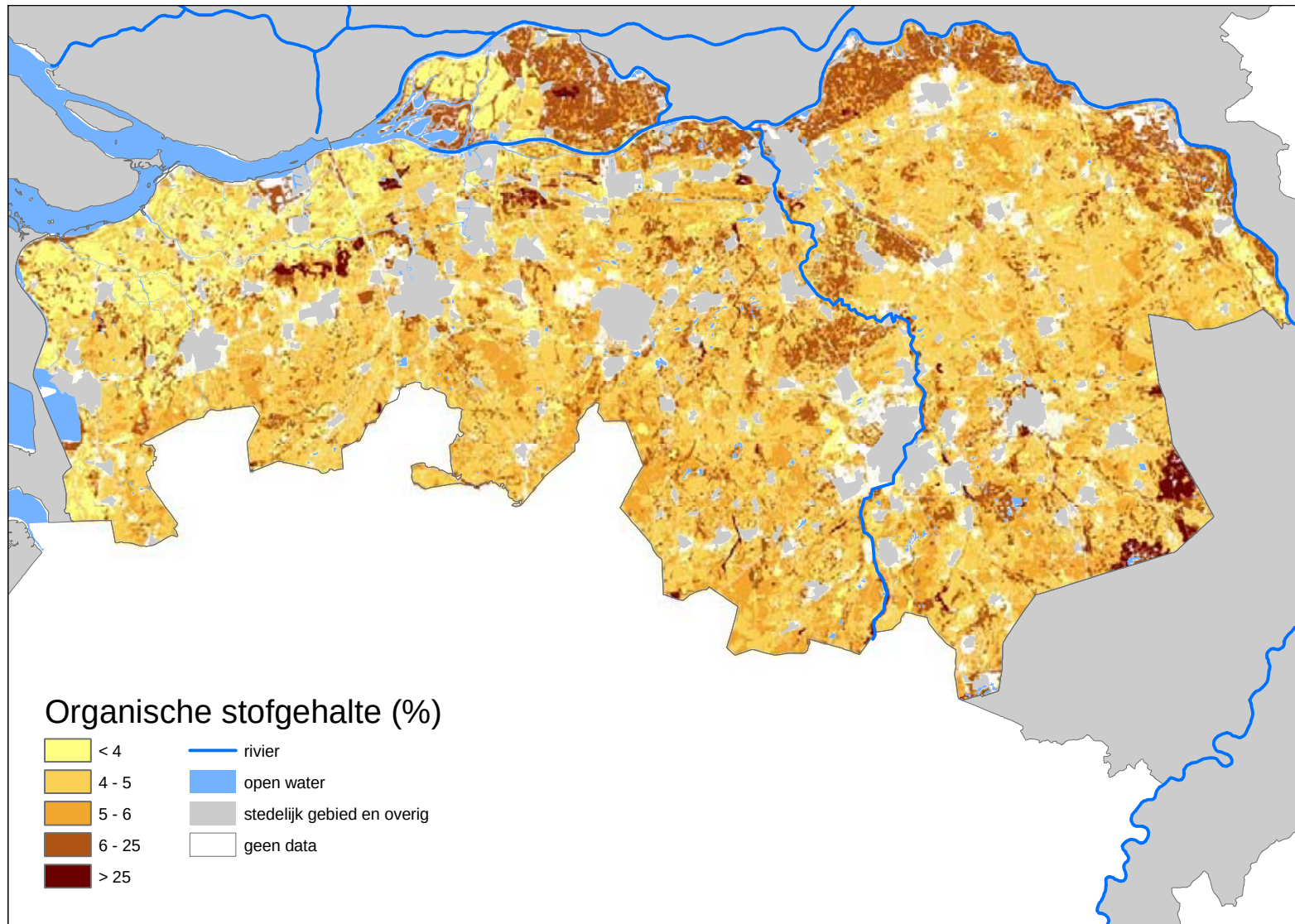


Kaart 4: pH

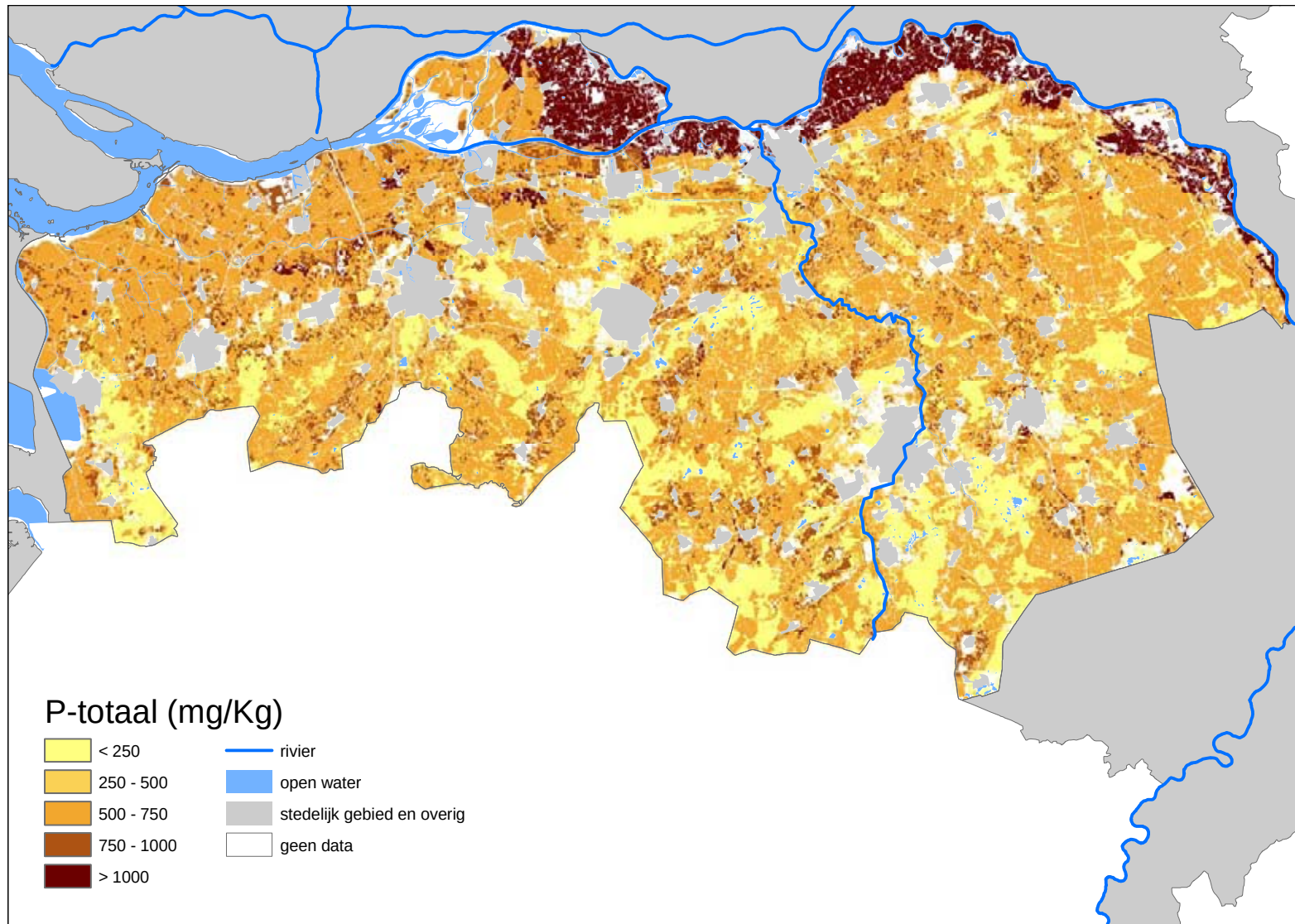




Kaart 5: organische stofgehalte

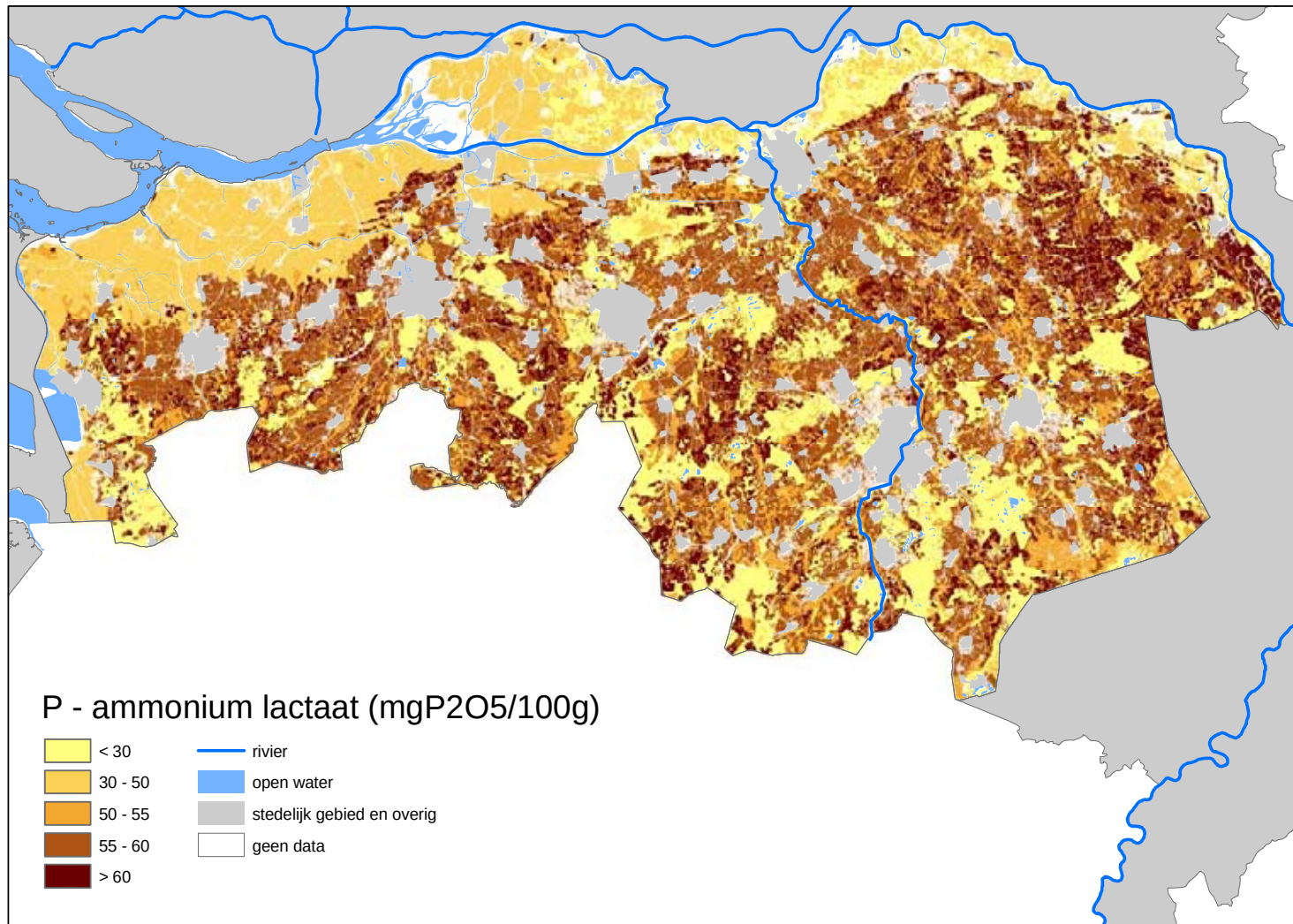


Kaart 6: P-totaal

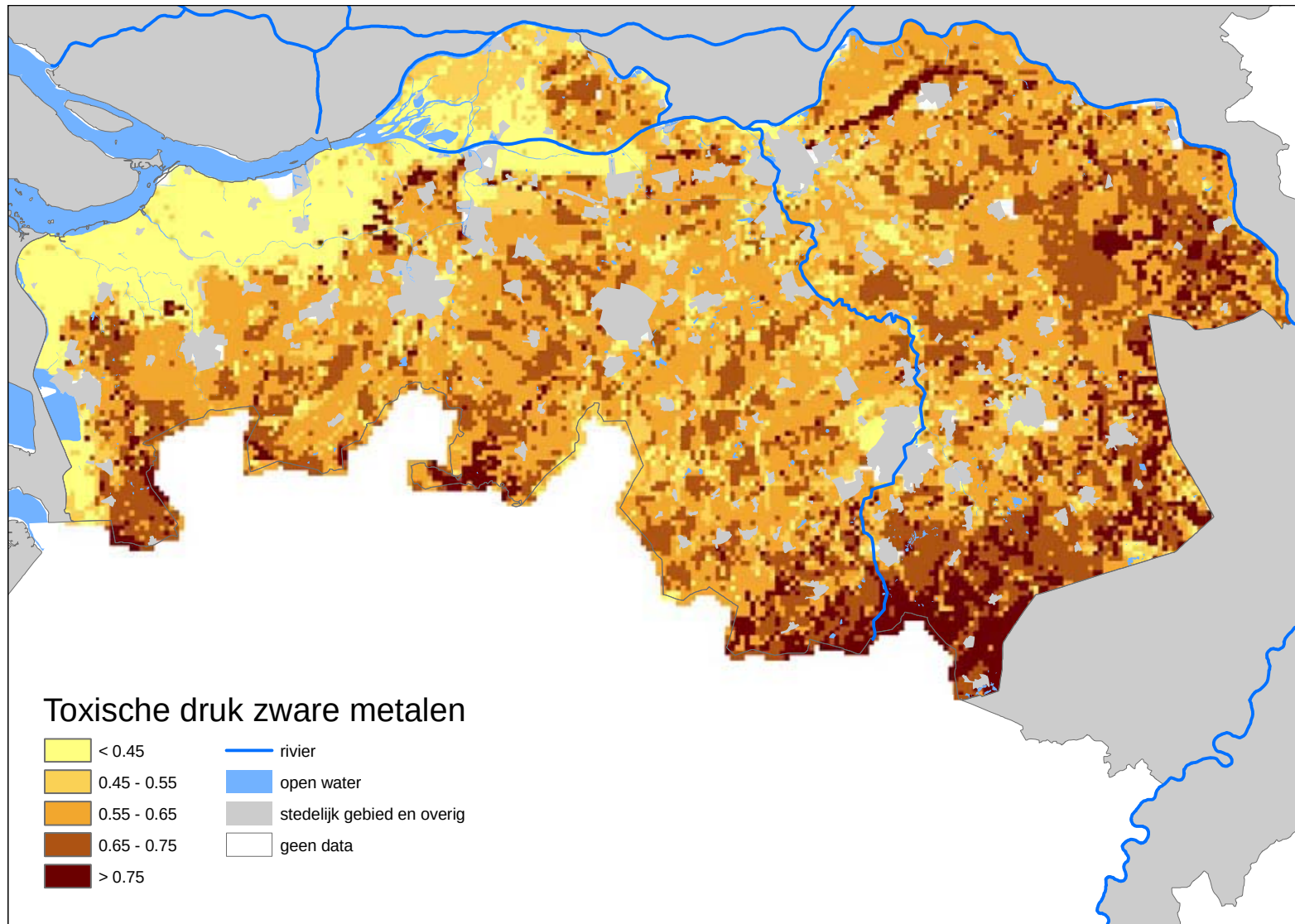




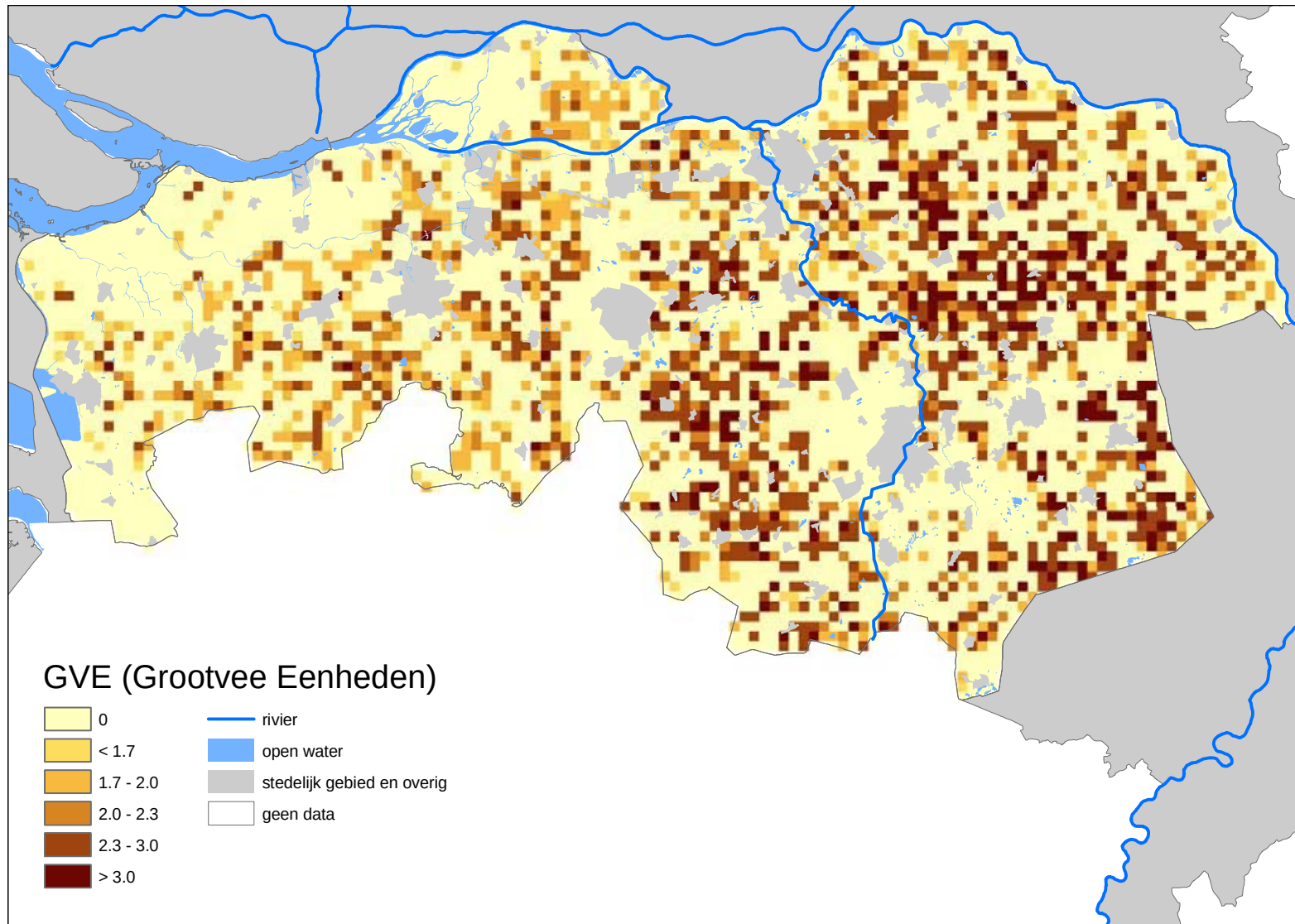
Kaart 7: P-ammoniumlactaat



Kaart 8: relatieve toxische druk van zware metalen

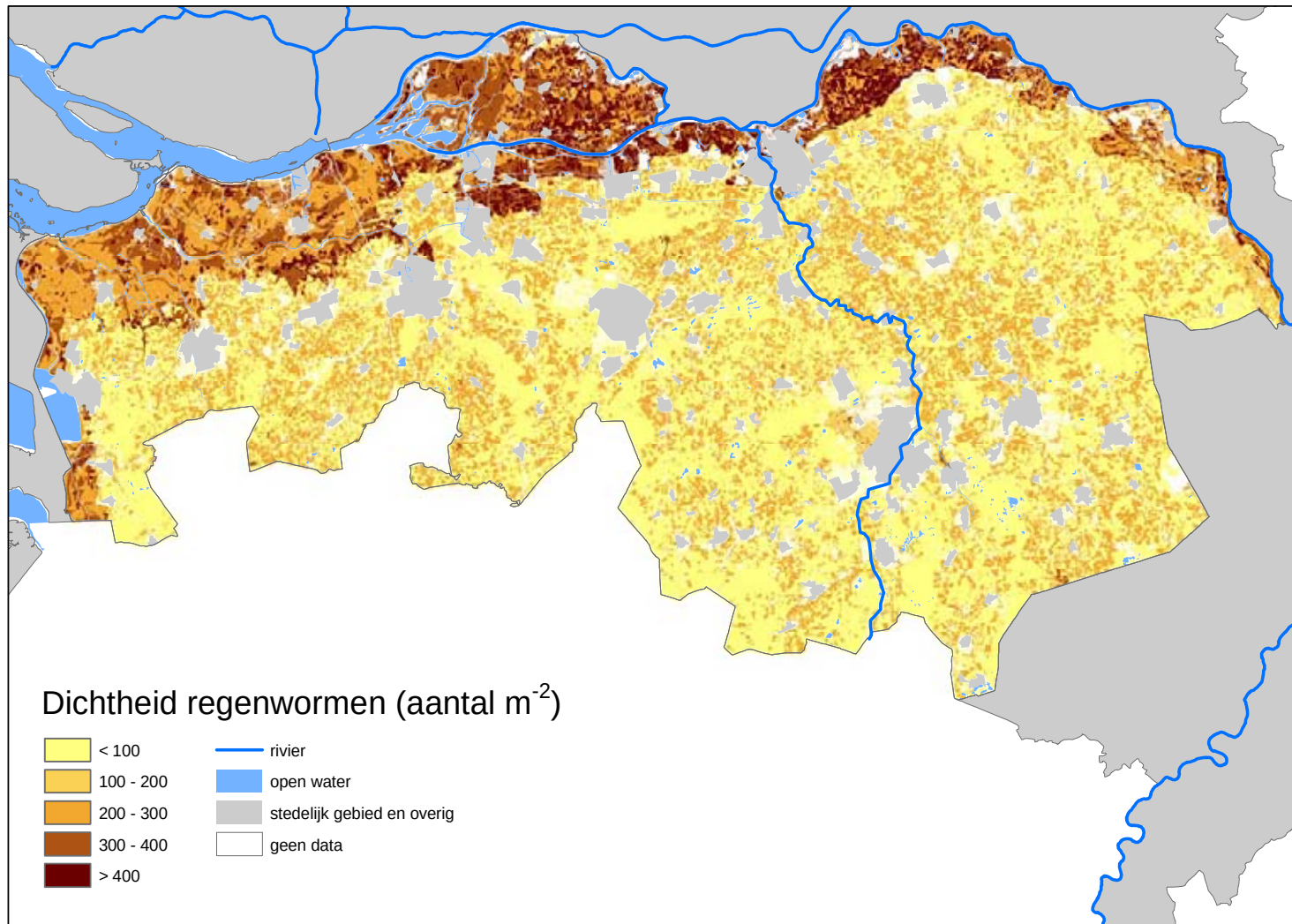


Kaart 9: veedichtheid

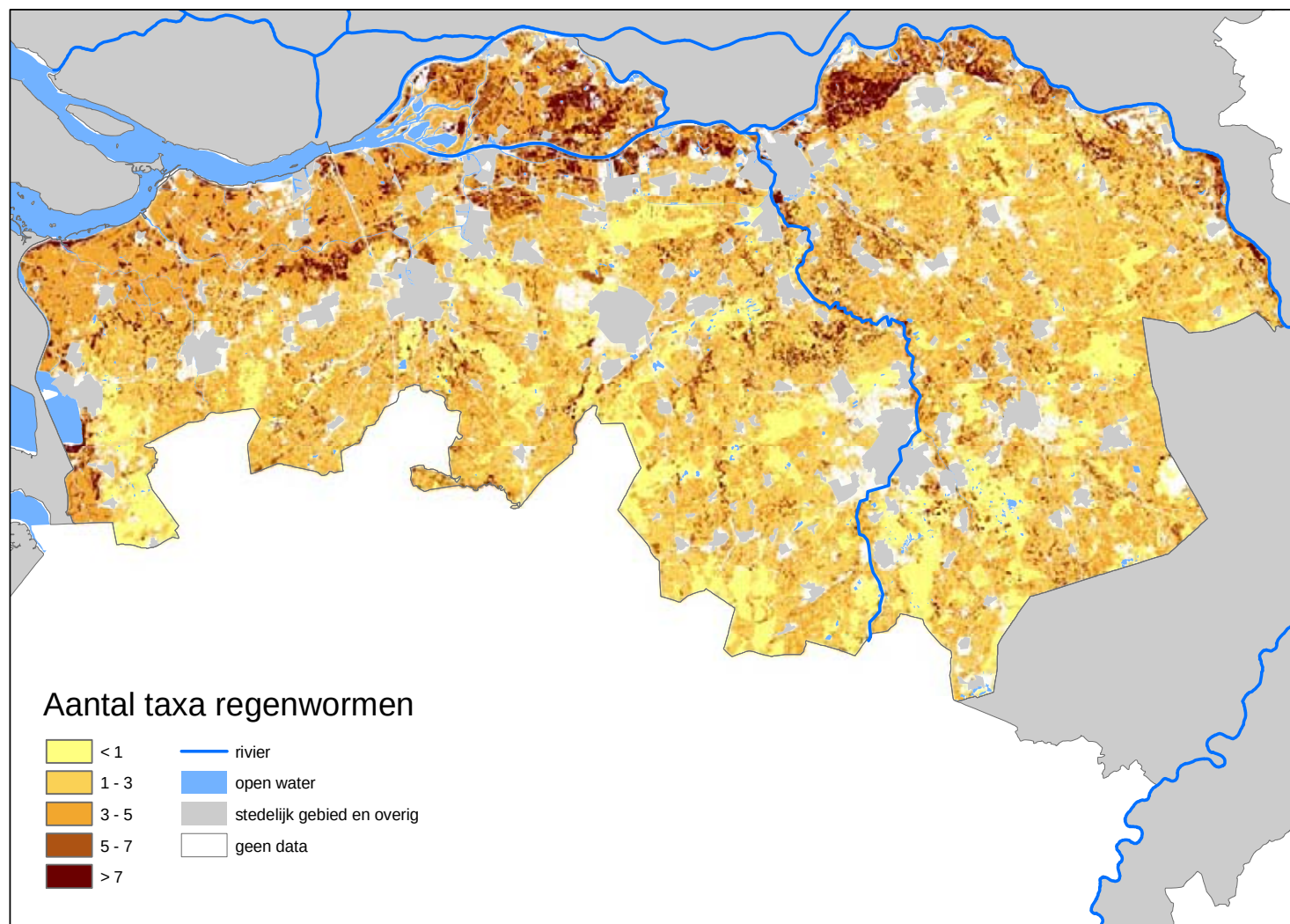




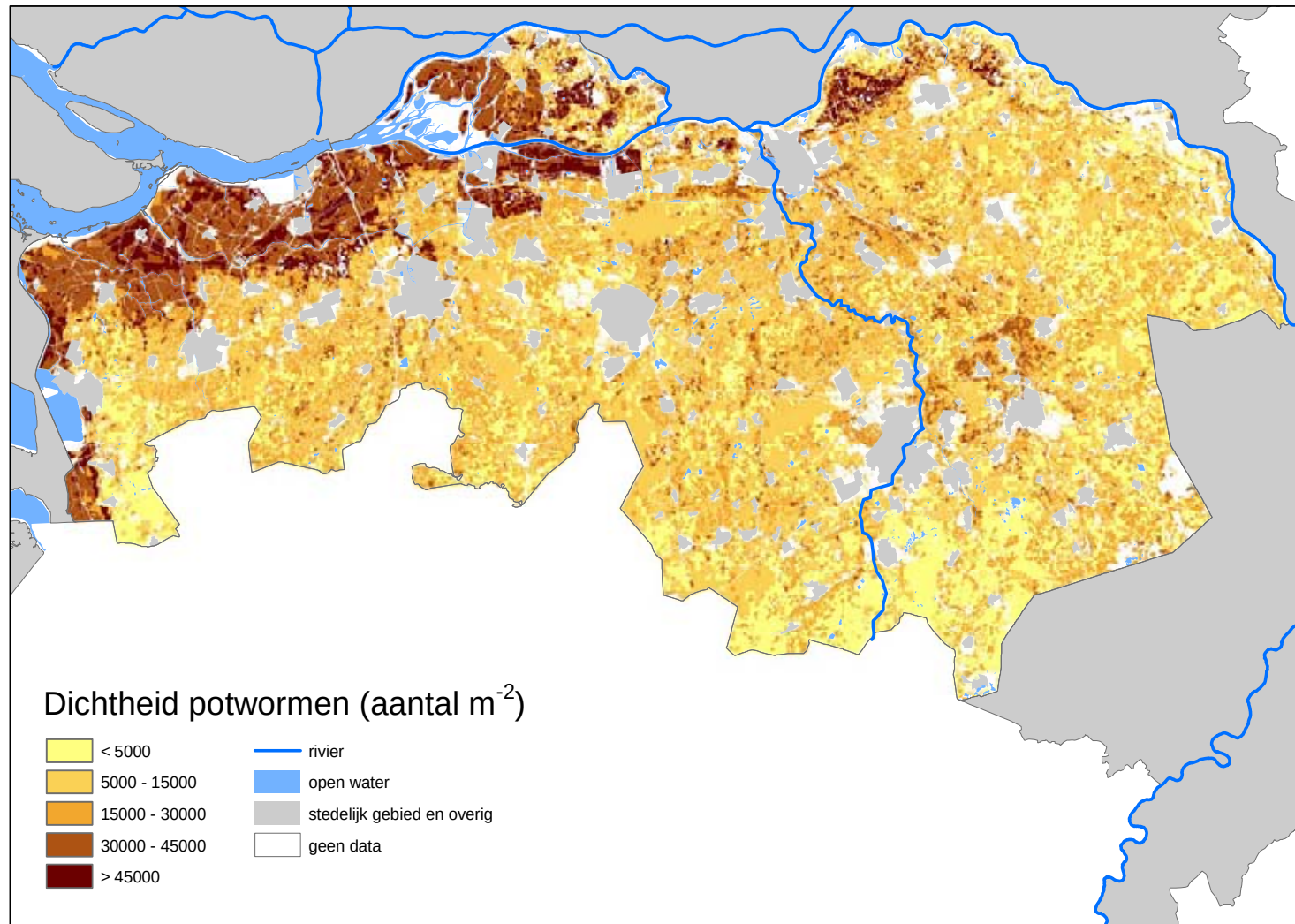
Kaart 10 (tevens kaart A): regenwormen abundantie



Kaart 11: regenwormen soortenrijkdom

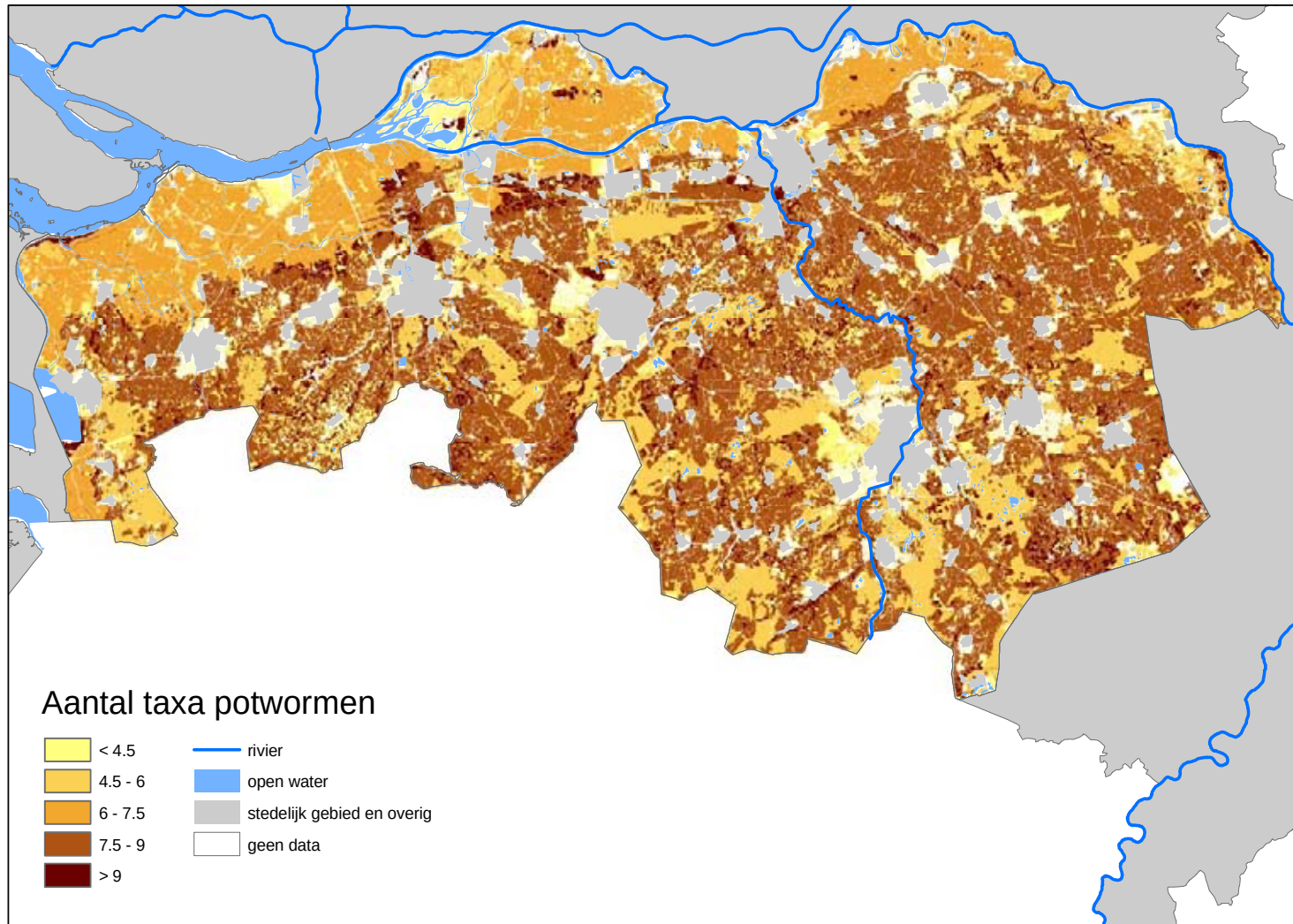


Kaart 12: potwormen abundantie

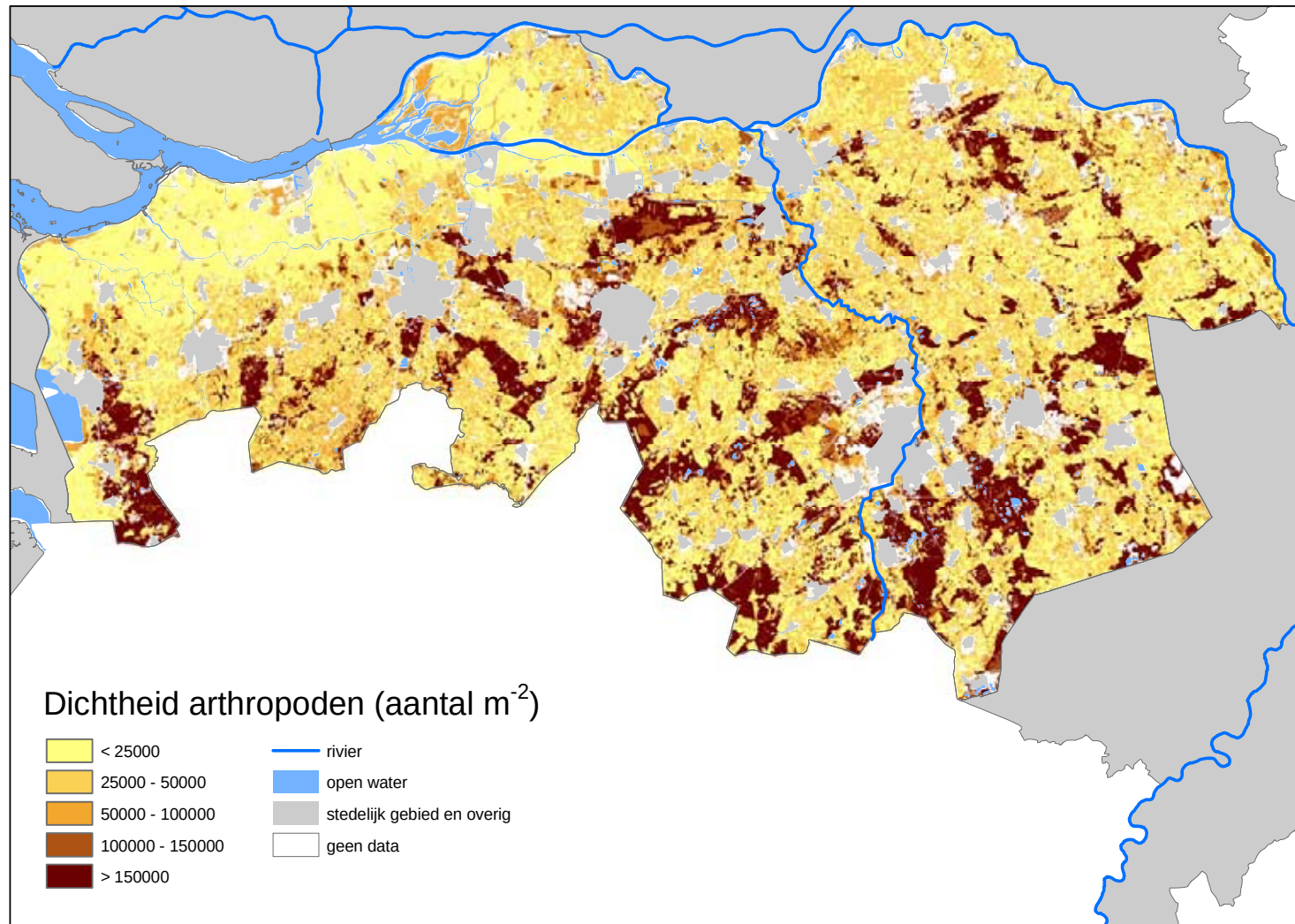




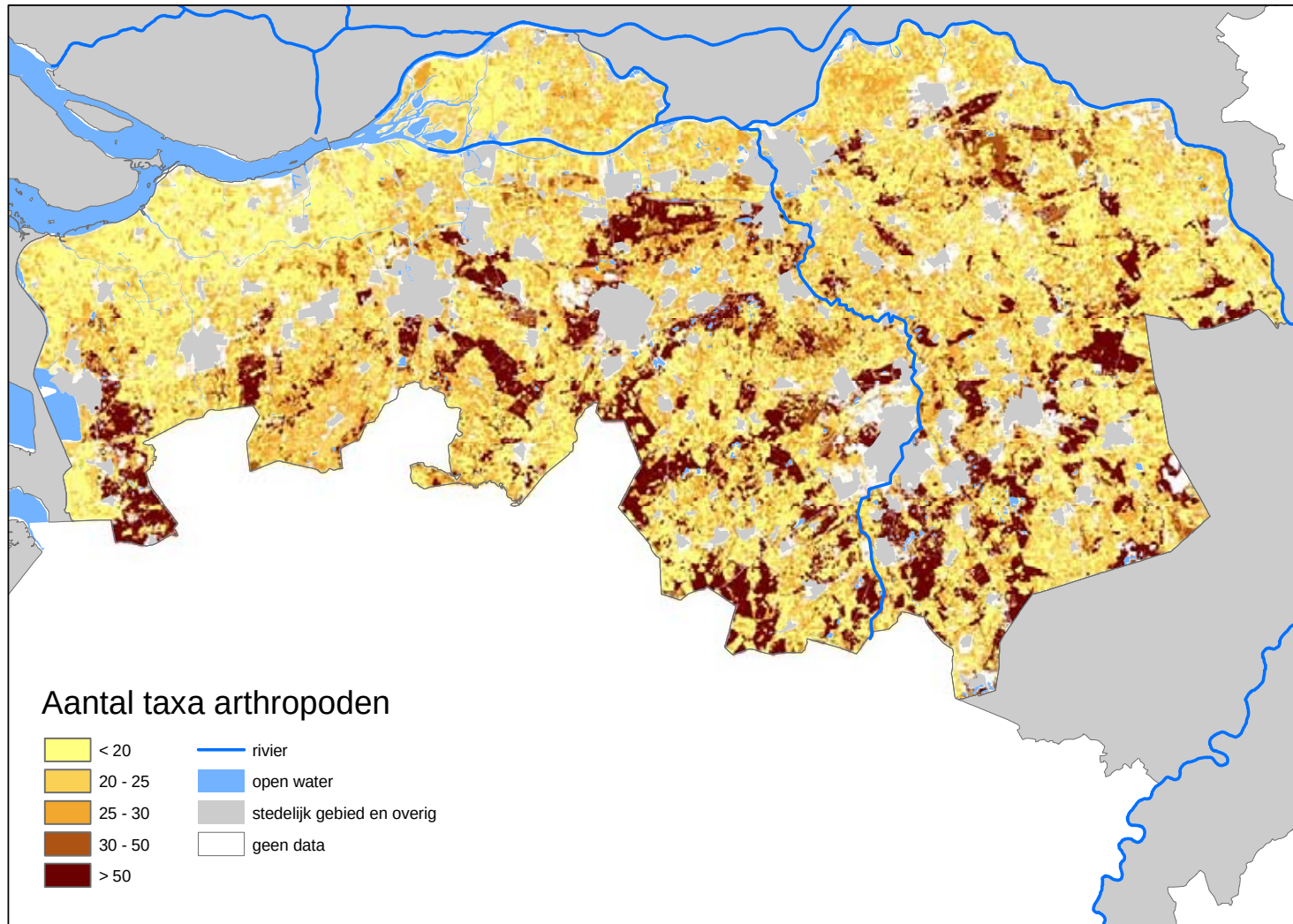
Kaart 13: potwormen soortenrijkdom



Kaart 14: microarthropoden abundantie

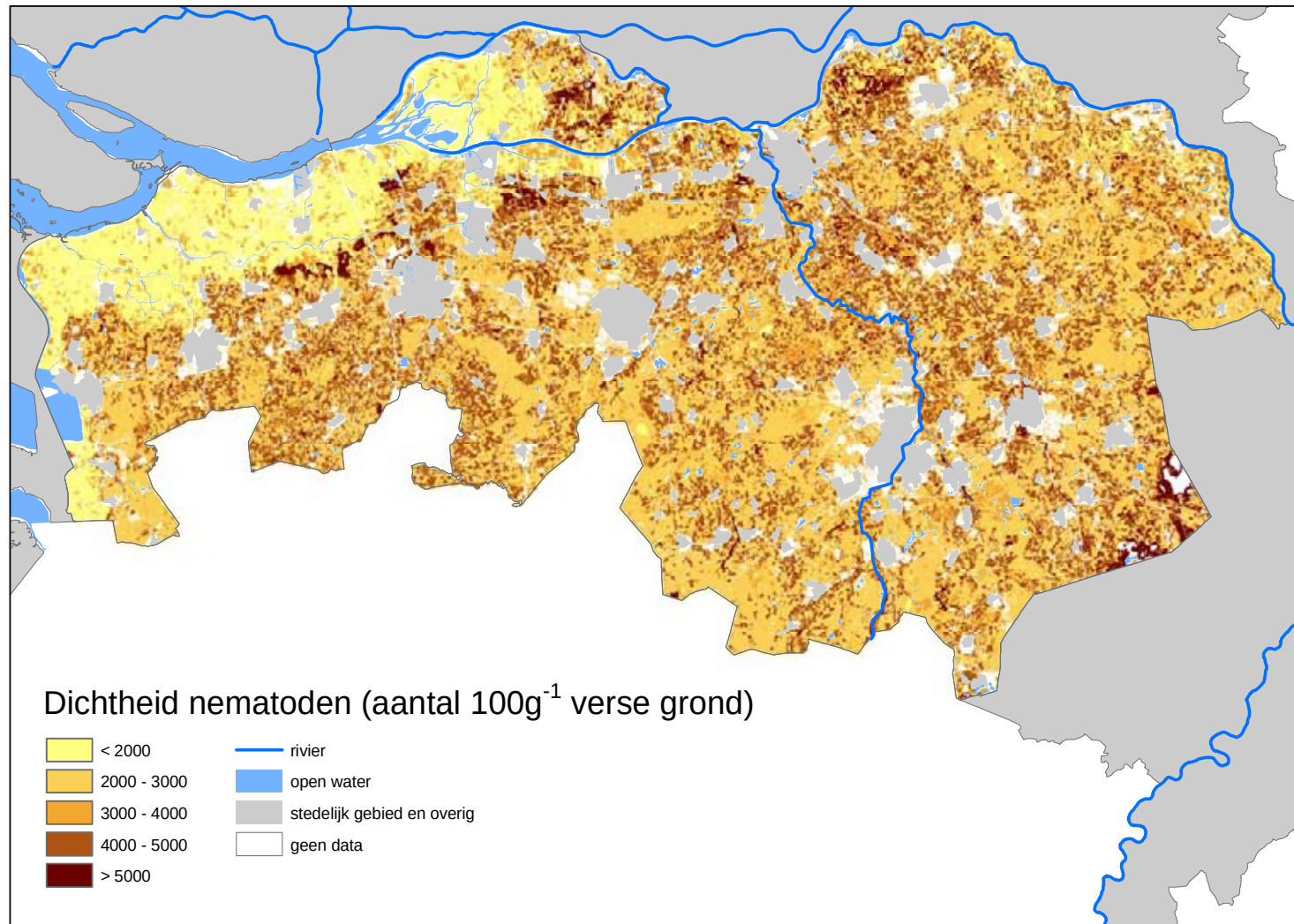


Kaart 15: microarthropoden soortenrijkdom

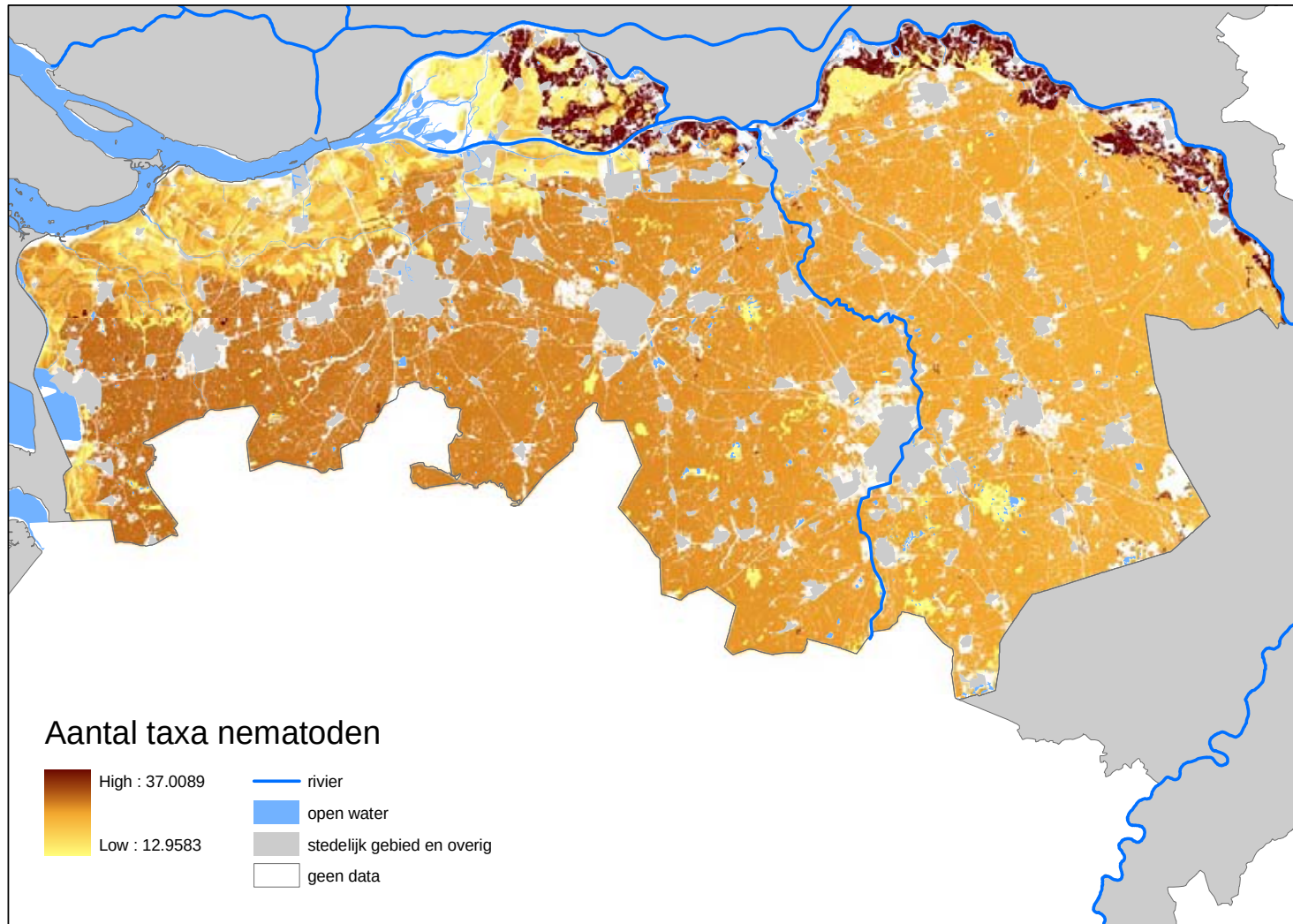




Kaart 16: nematoden abundantie

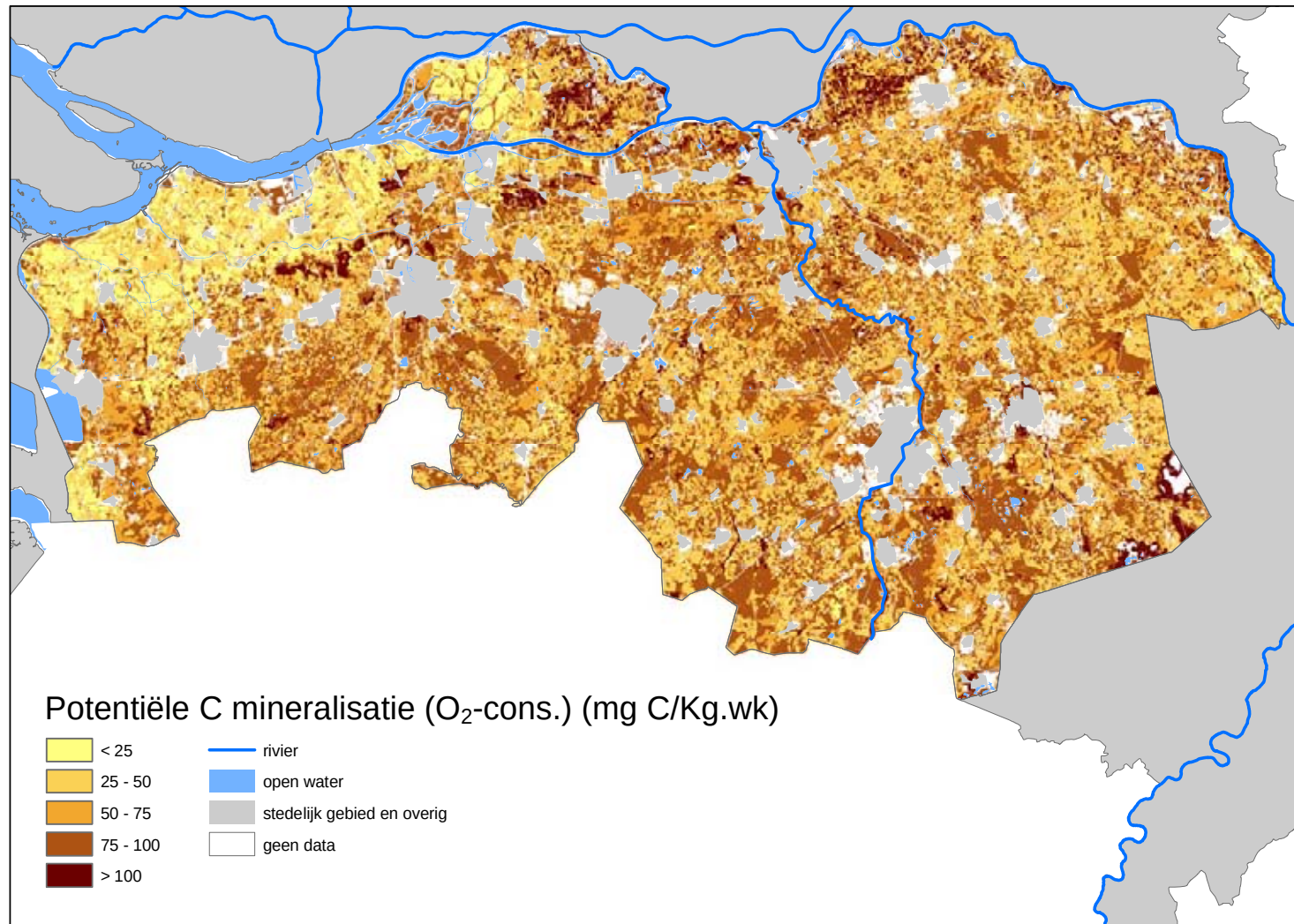


*Kaart 17: nematoden soortenrijkdom*

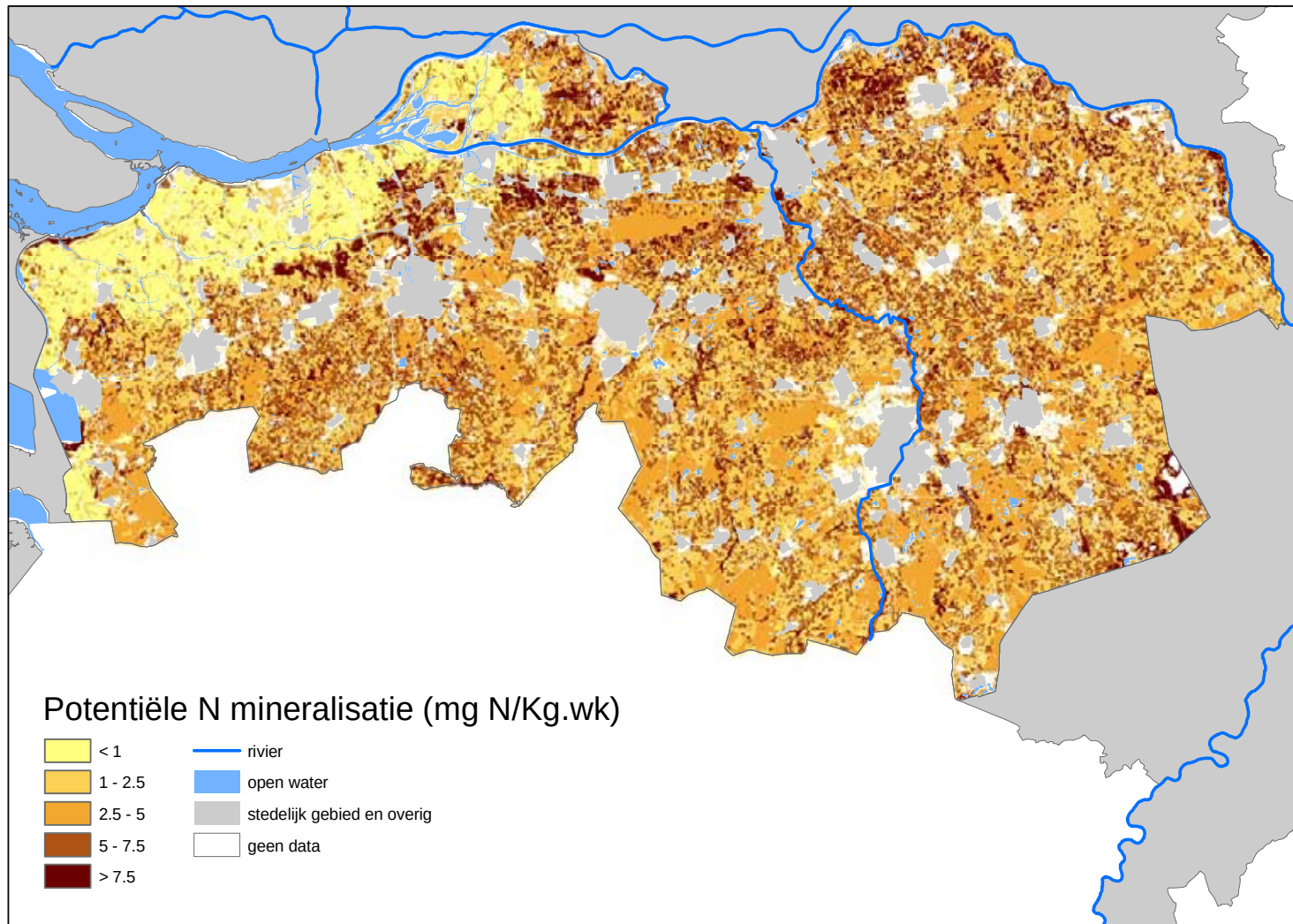




Kaart 18: bacteriën C-mineralisatiesnelheid

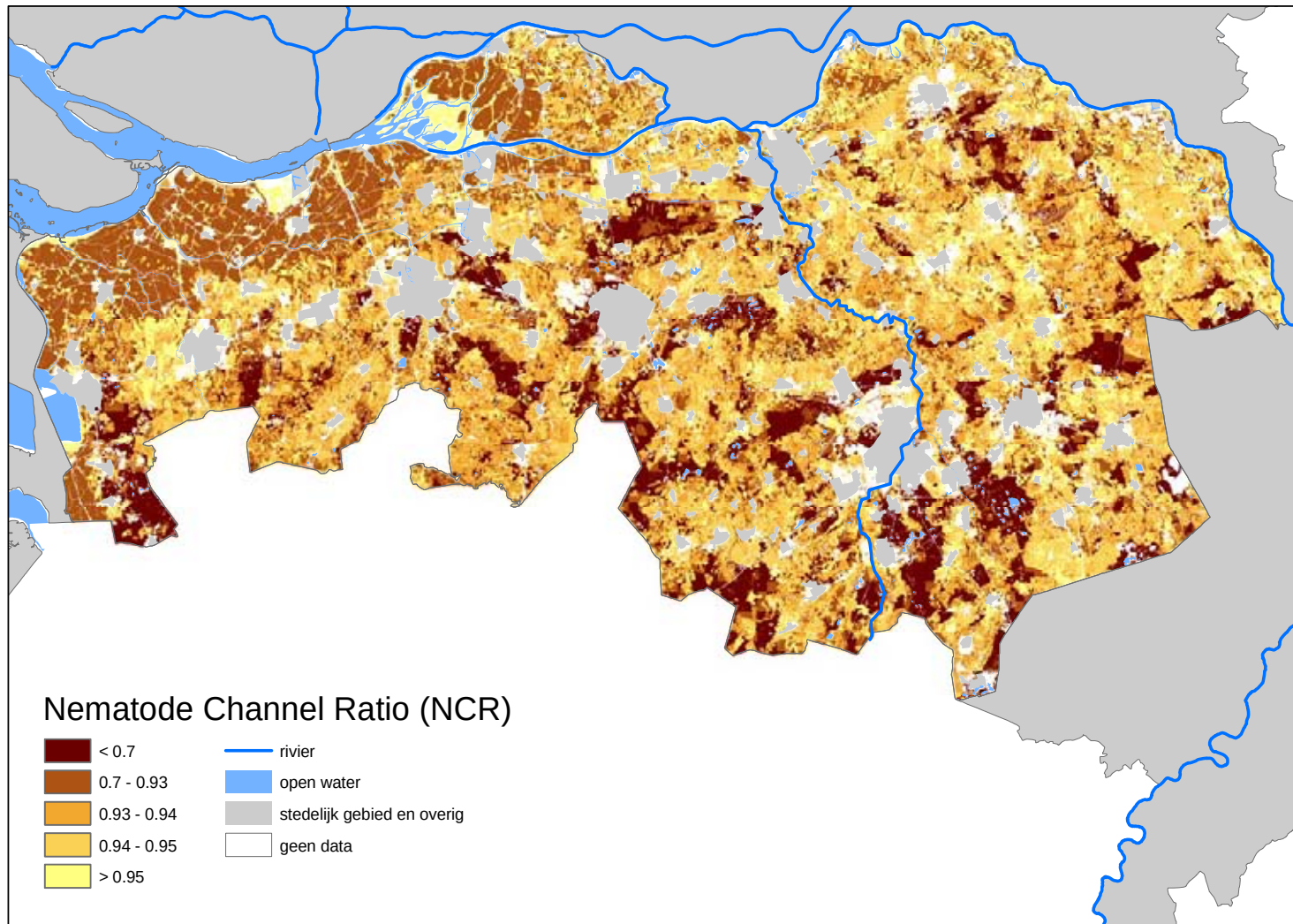


Kaart 19: bacteriën N-mineralisatiesnelheid

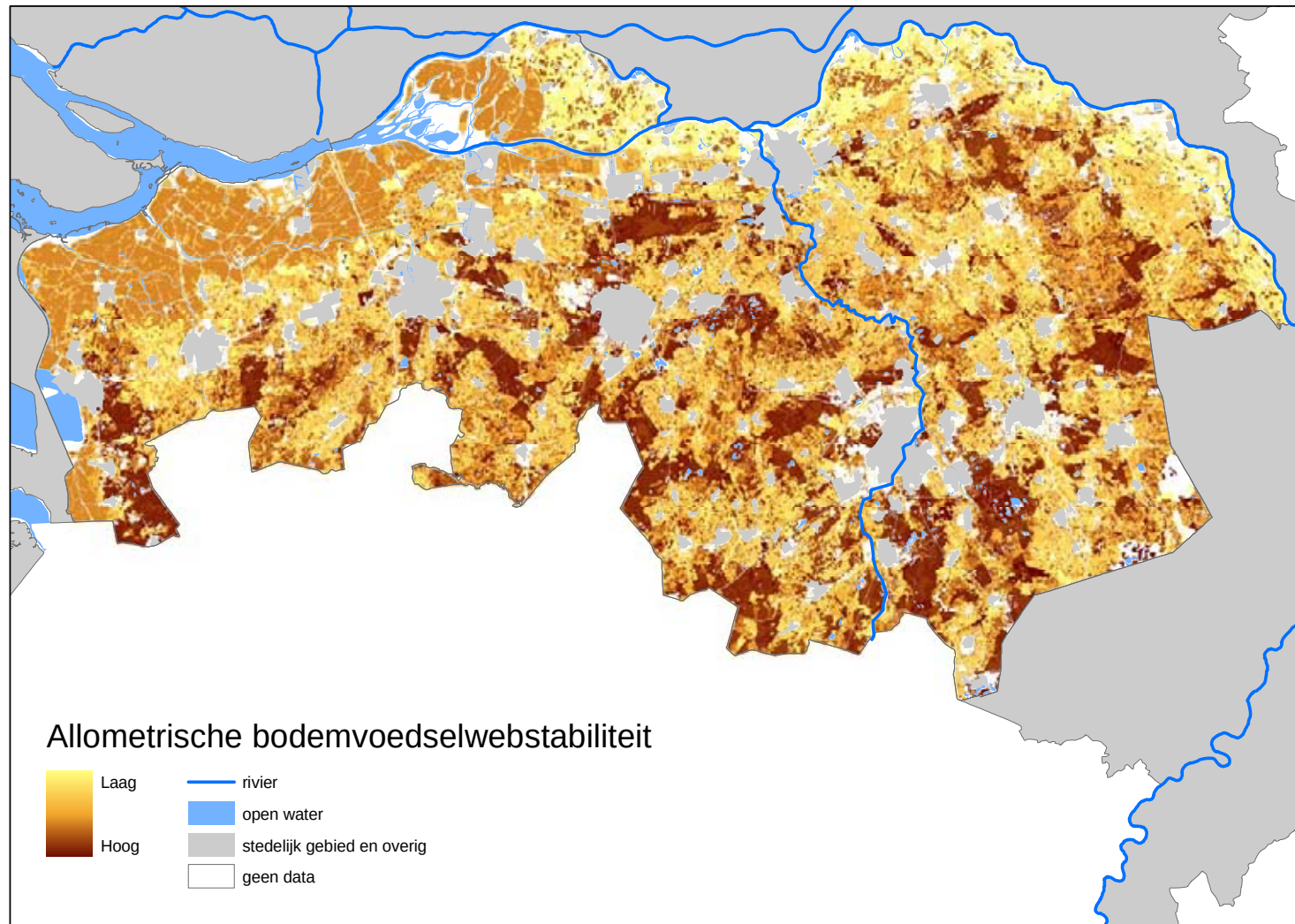




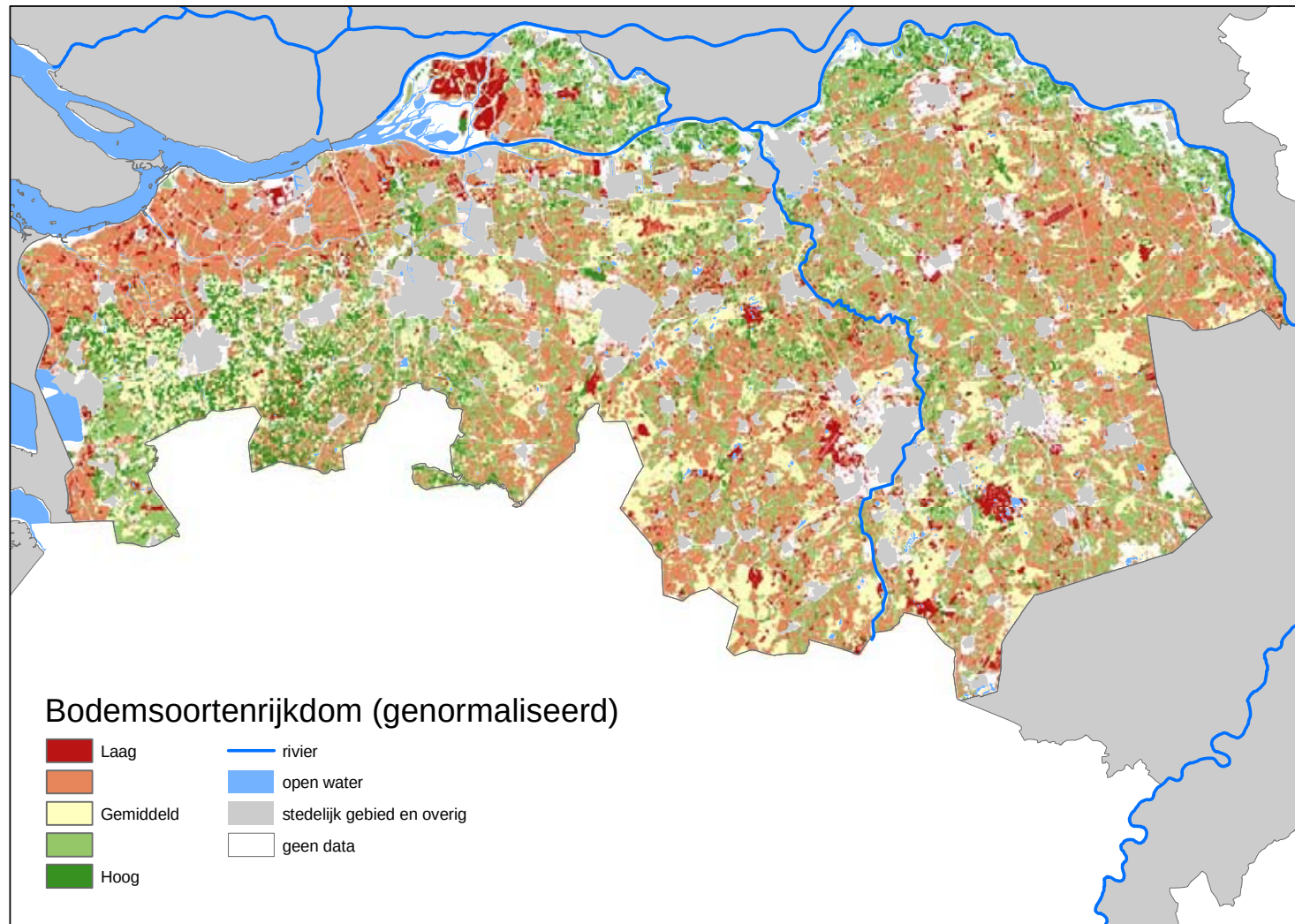
Kaart 20: nematode channel ratio



Kaart 21: allometrische bodemvoedselwebstabiliteit

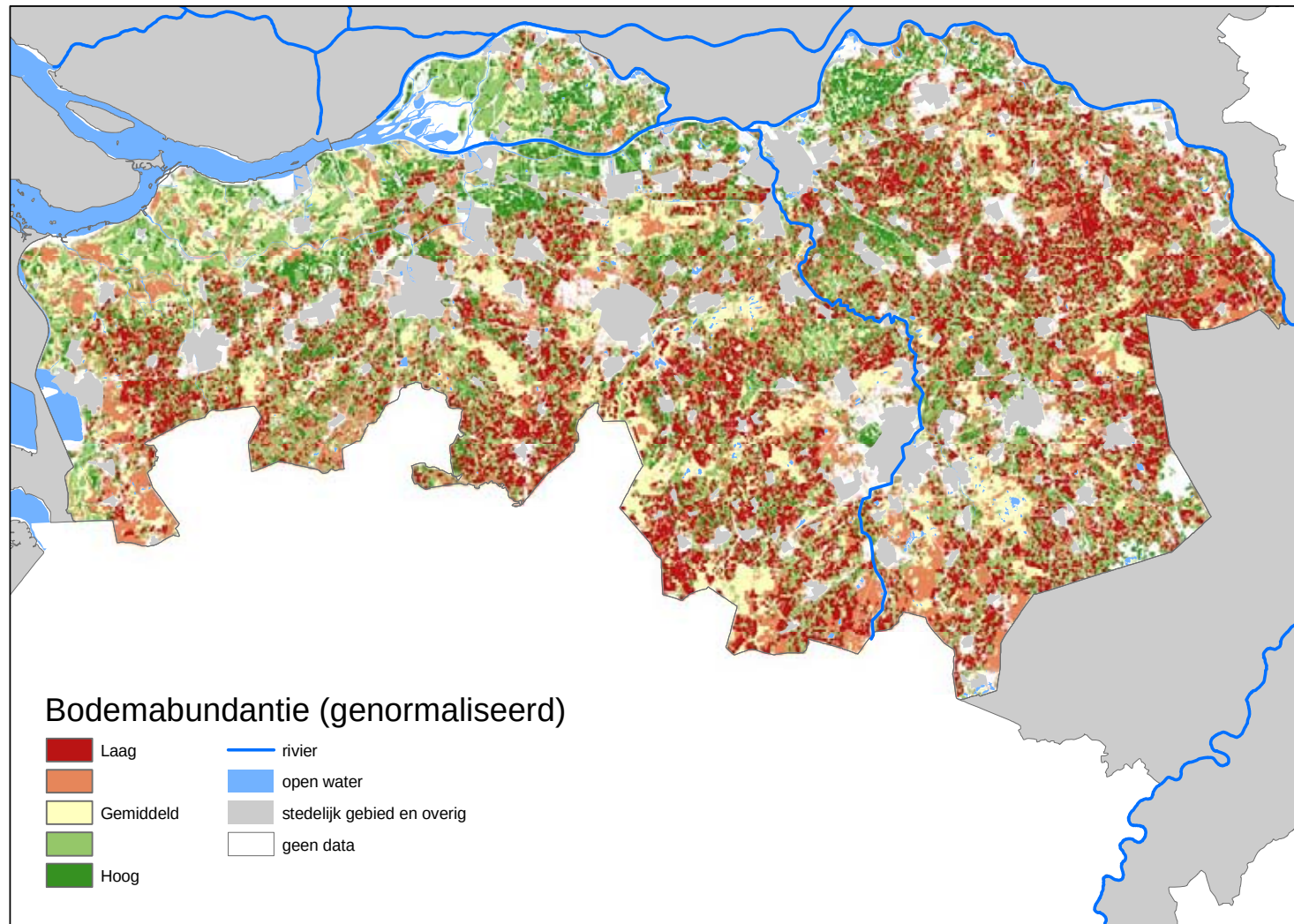


Kaart 22 (tevens kaart B): bodembiodiversiteit met een gesommeerde maat voor soortenrijkdom

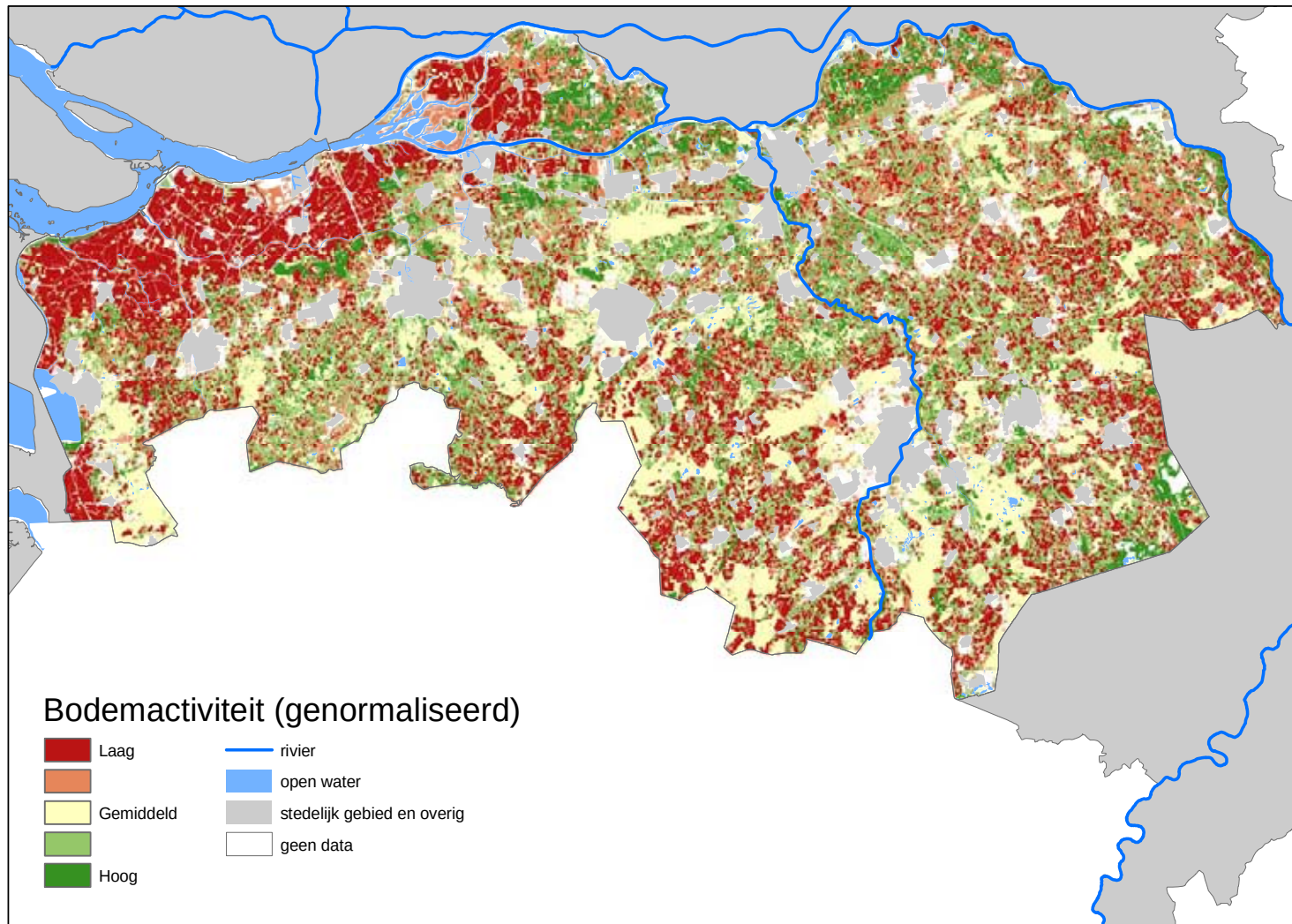




Kaart 23 (tevens kaart C): gesommeerde maat voor de abundantie van bodemorganismen

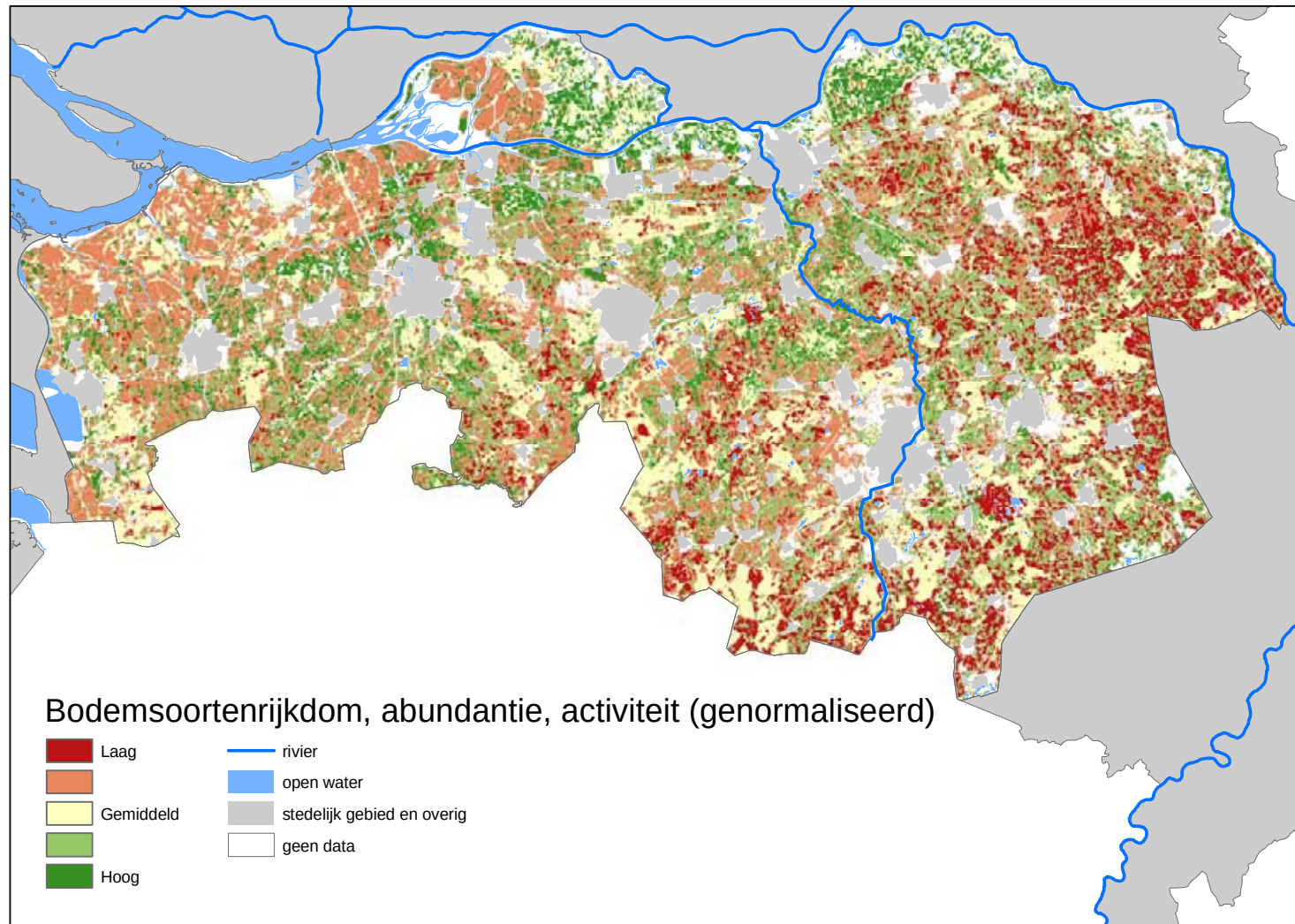


Kaart 24 (tevens kaart D): gesommeerde maat voor microbiële processen



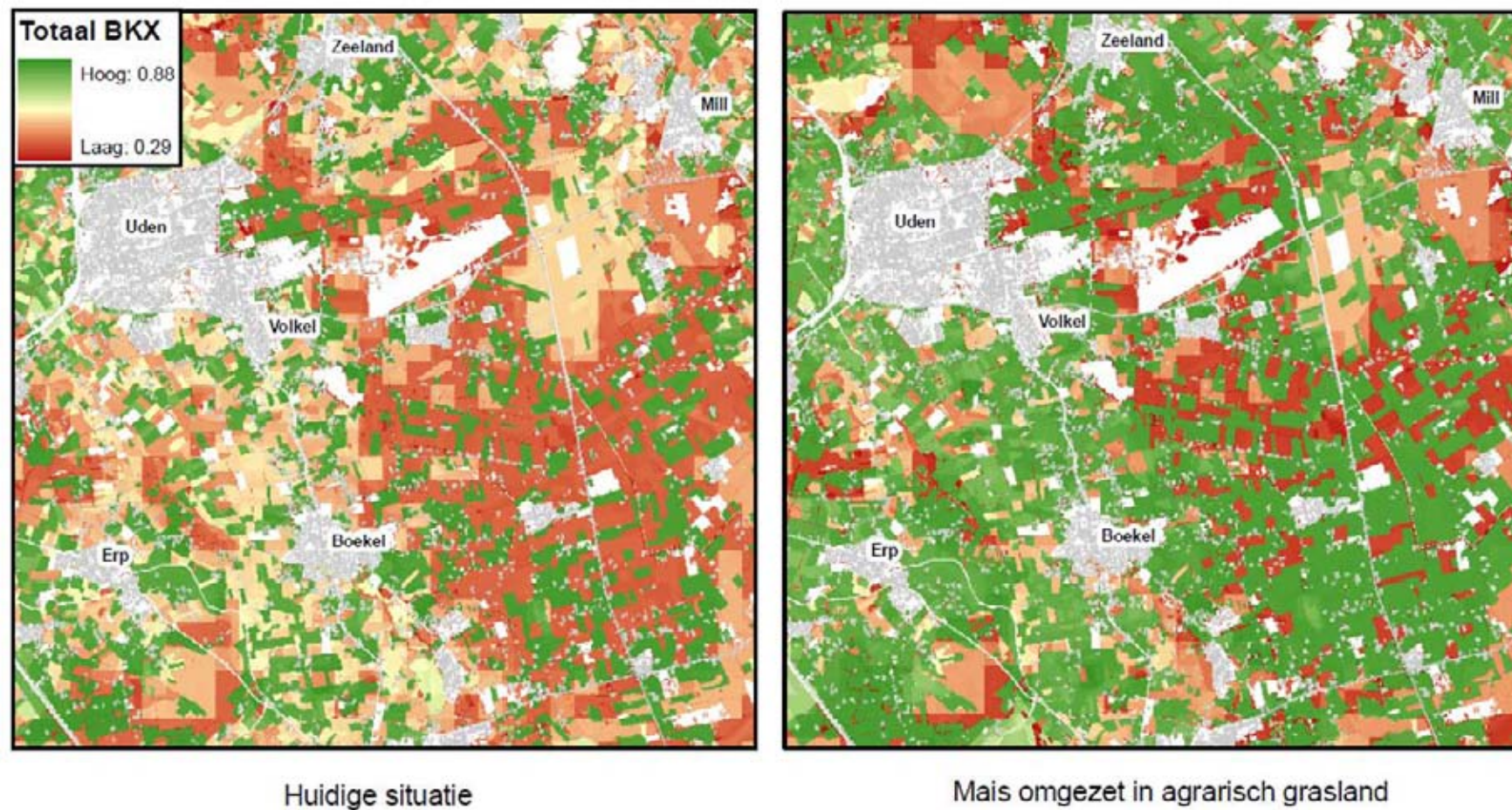


*Kaart 25: integrale bodembiodiversiteit gesommeerd over alle proxies*



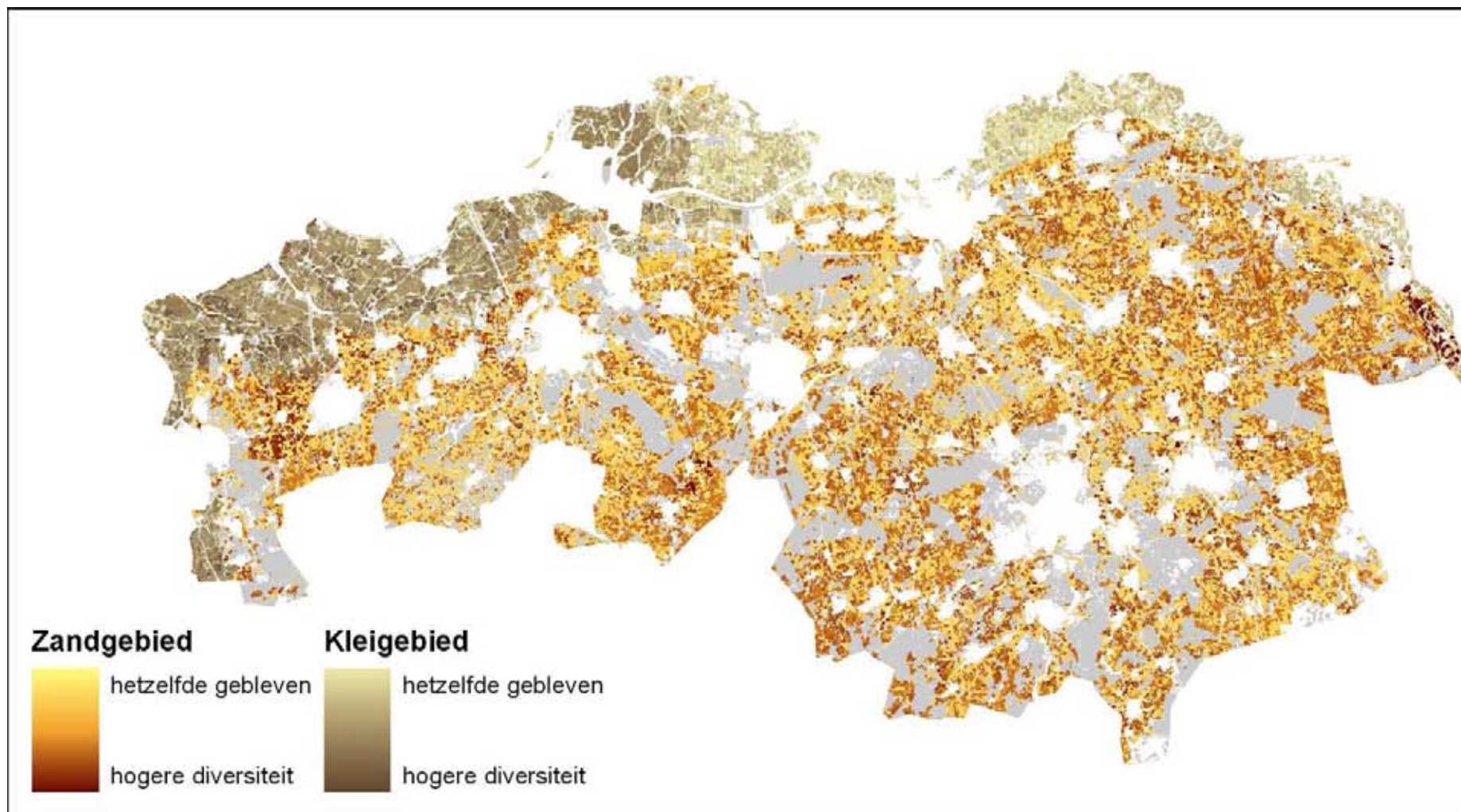


Kaart 26: scenario 1 - bodembiodiversiteit bij een duurzamere gebiedsinrichting

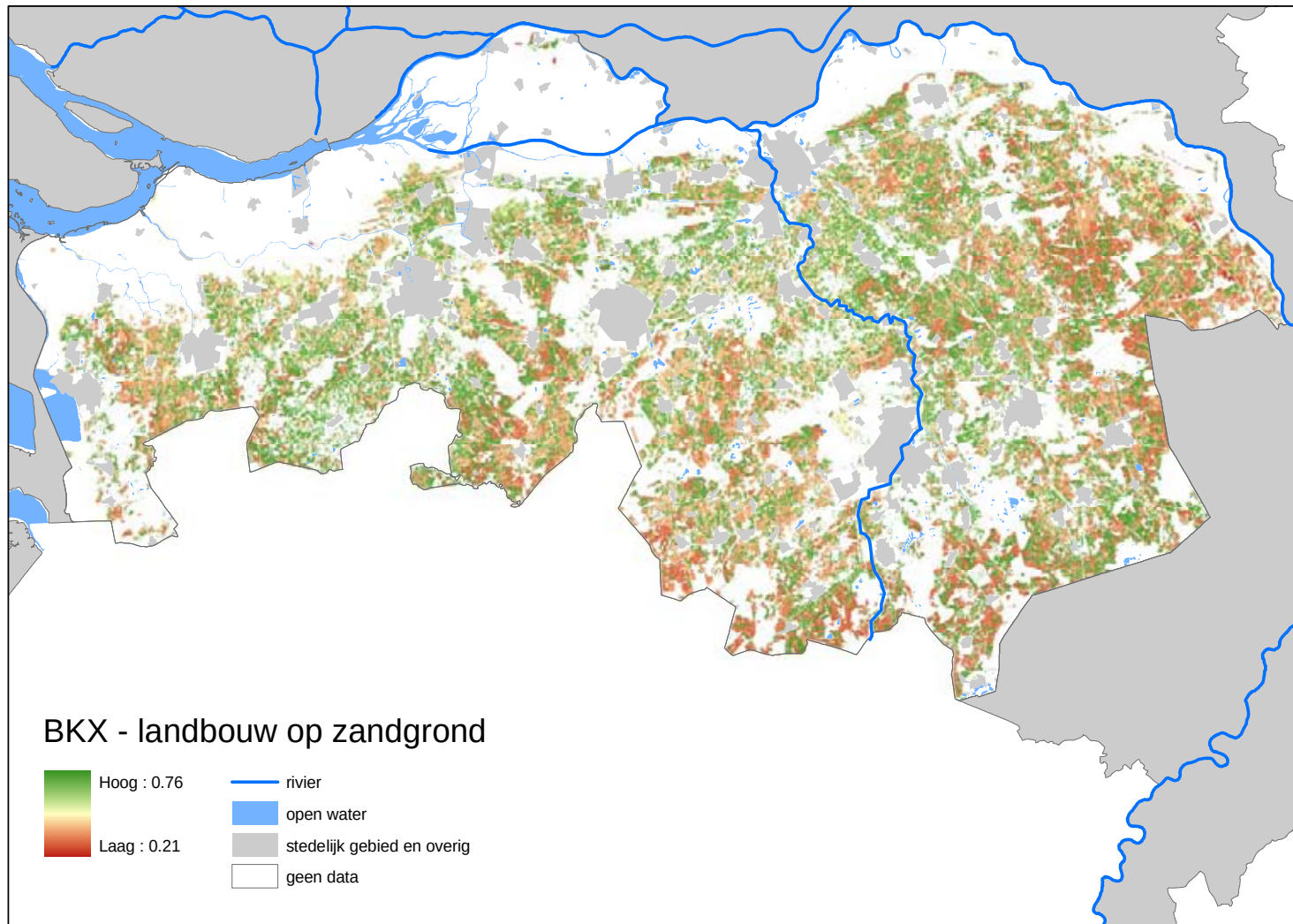




*Kaart 27: scenario 2 – aandacht voor organische stofdynamiek en minder aanvoer van nutriënten*

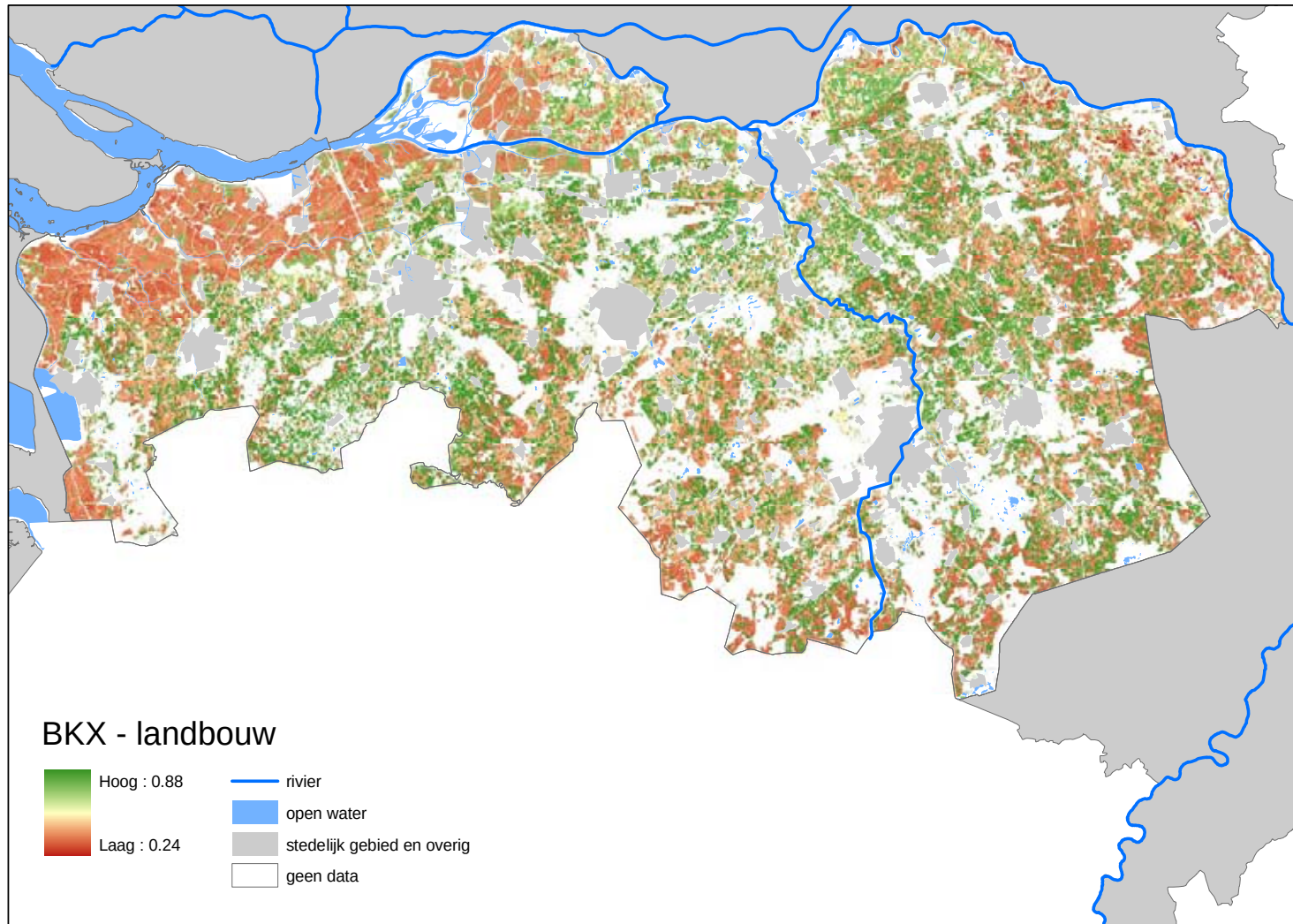


*Kaart 28: scenario 3 - bodembiodiversiteit bij landbouw op zandgrond t.o.v. een duurzame referentie*

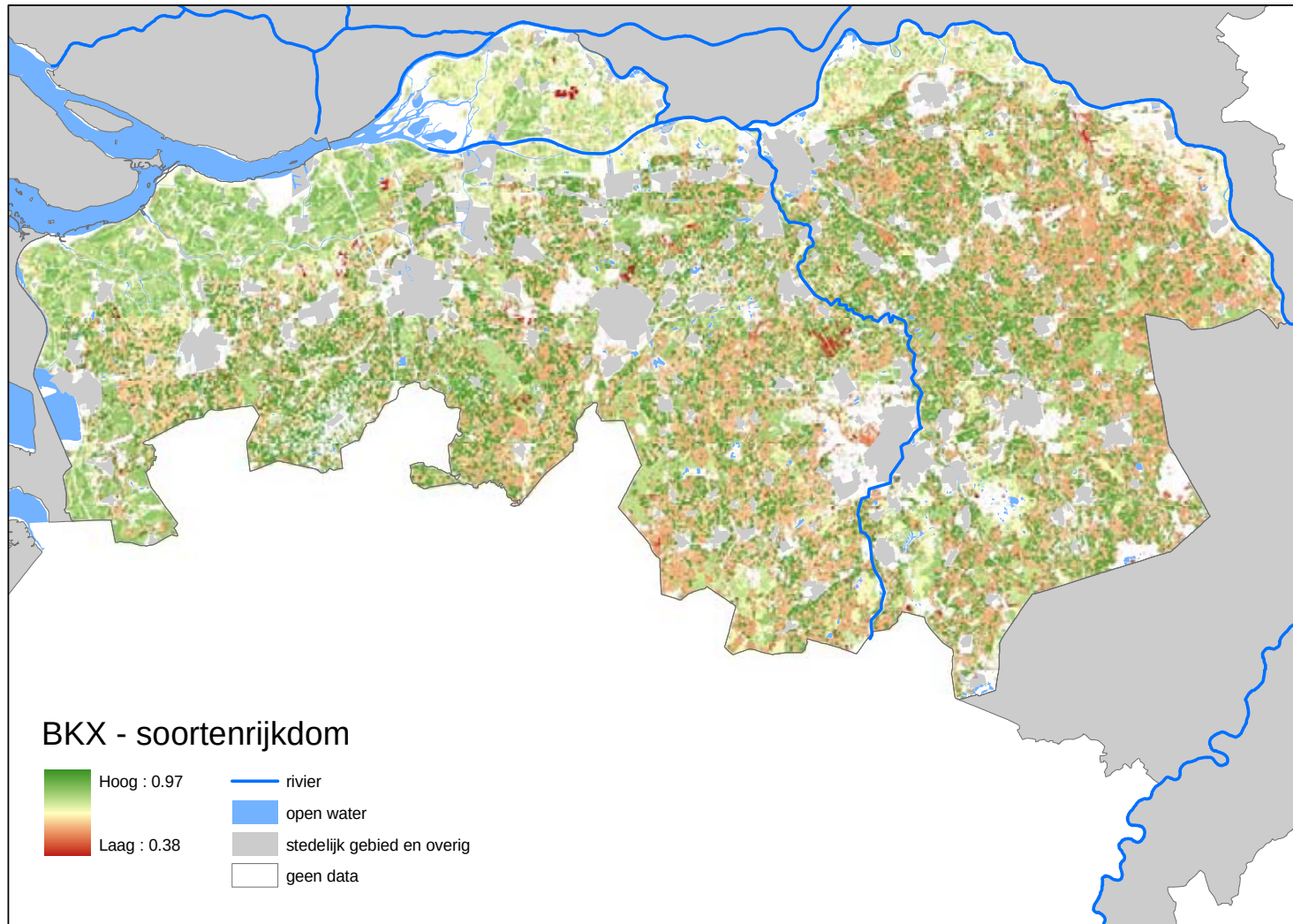




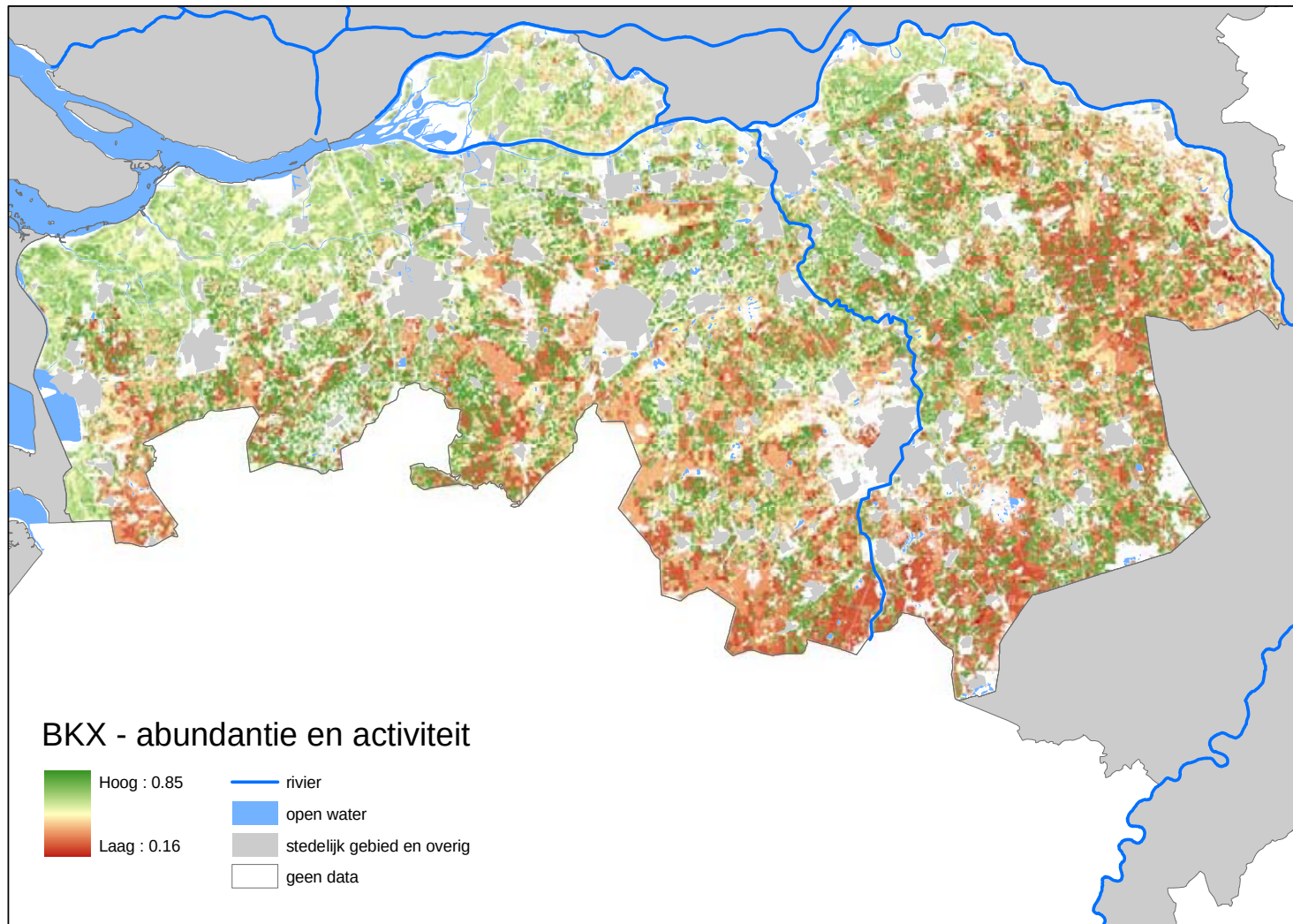
Kaart 29: bodembiodiversiteit landbouw op zand en klei t.o.v. een duurzame referentie



Kaart 30: bodembiodiversiteit t.o.v. een duurzame referentie (gesommeerde soortenrijkdom)

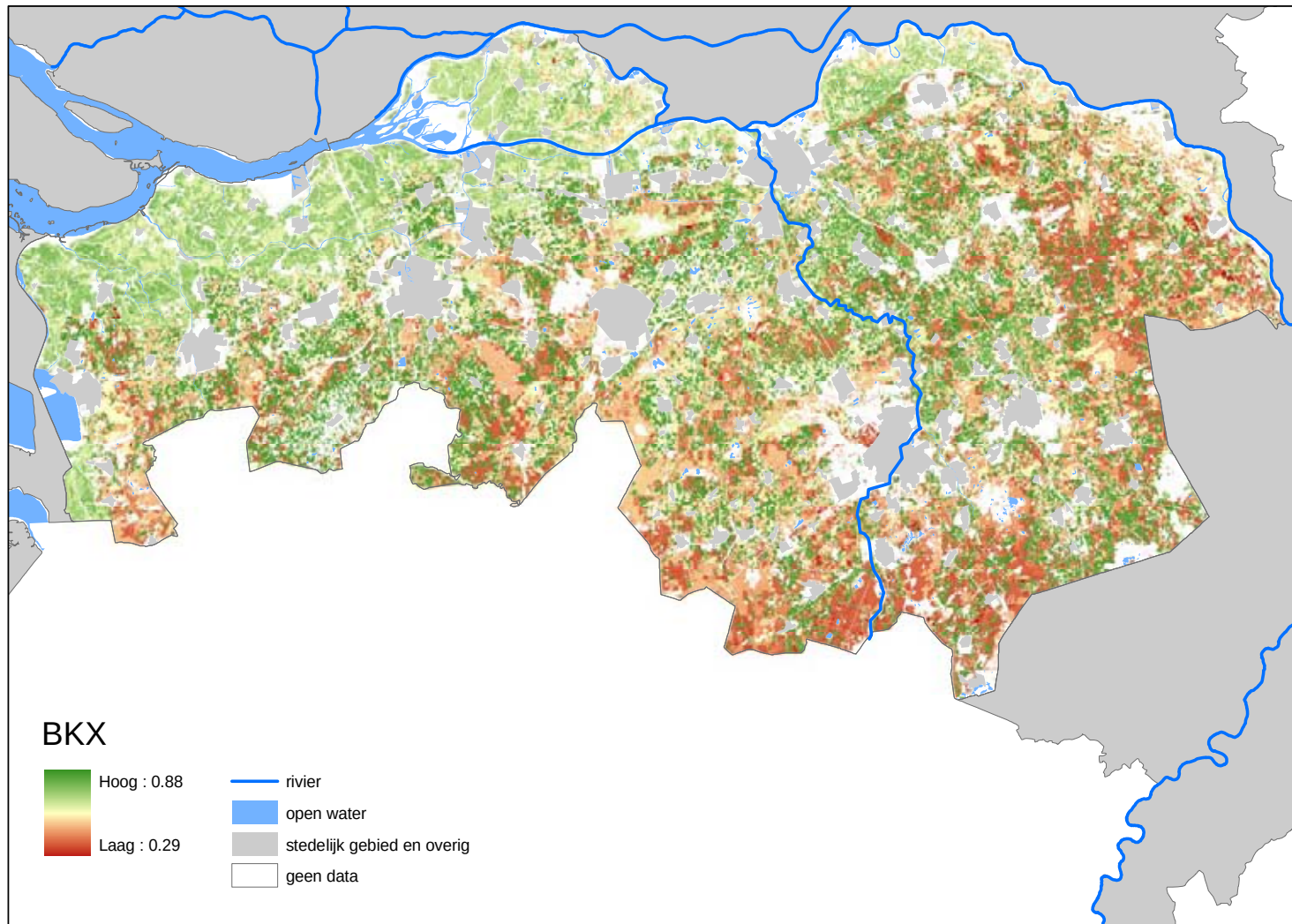


*Kaart 31: bodembiodiversiteit t.o.v. een duurzame referentie (gesommeerde abundantie en processen)*



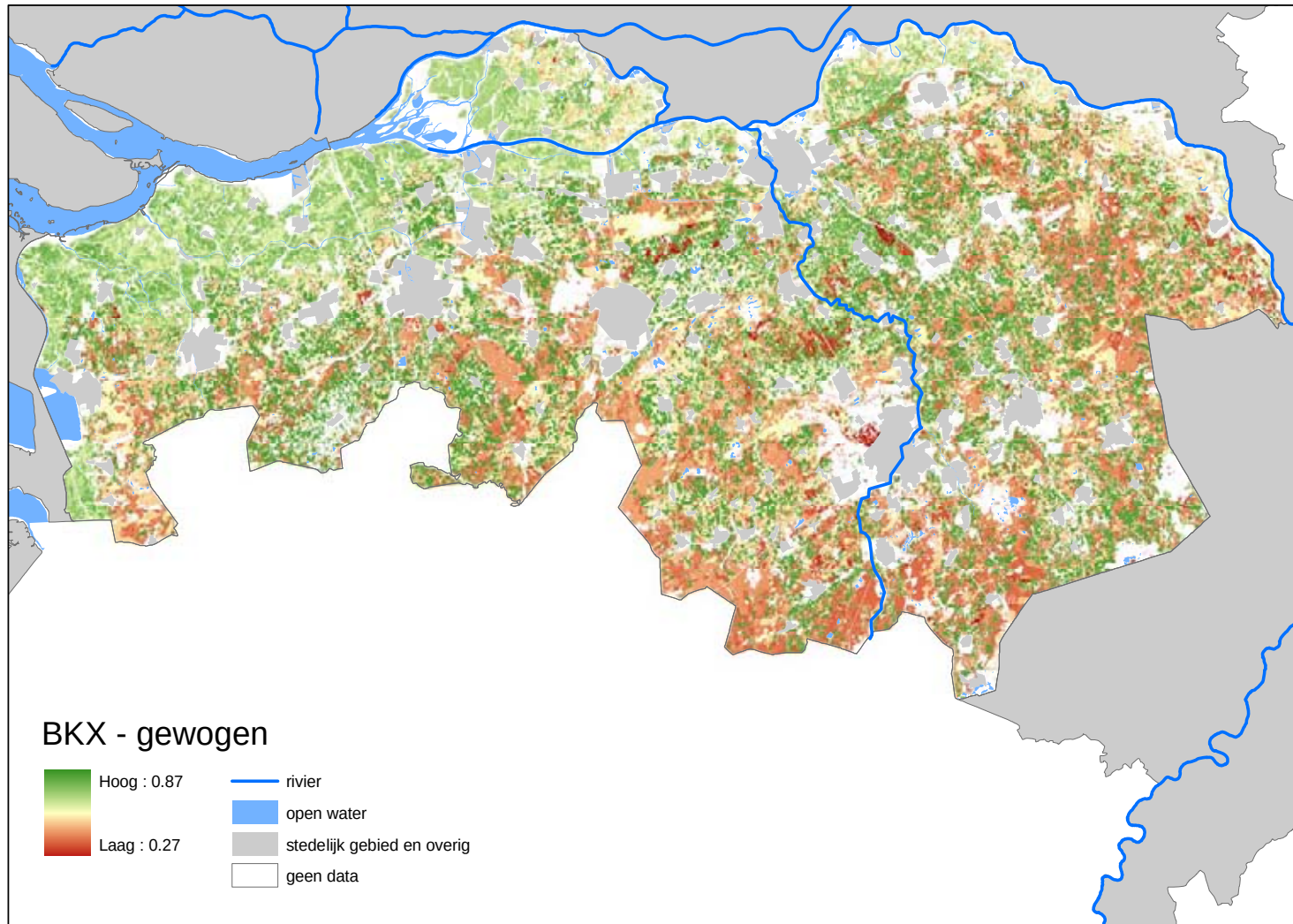


*Kaart 32 (tevens kaart E): bodembiodiversiteit t.o.v. een referentie (alle proxies gesommeerd)*



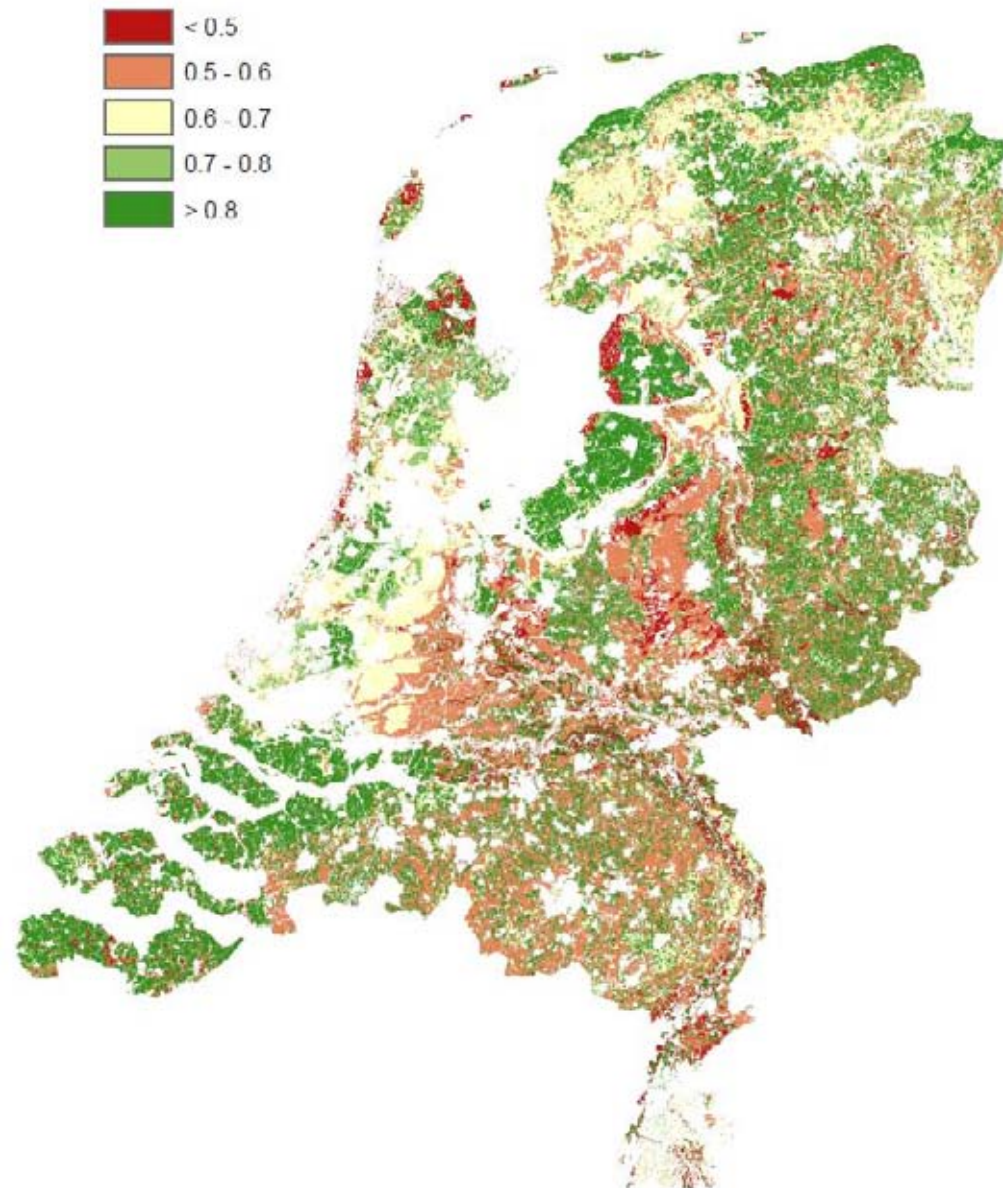


Kaart 33: bodembiodiversiteit t.o.v. een referentie (gewogen proxies)



*Kaart 34: Ecosysteemdiensten in Nederland (voorbeeld)*

**EKX - Zelfreinigend vermogen - Totaal**





Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid  
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven  
[www.rivm.nl](http://www.rivm.nl)