

# ONTWIKKELING VAN EEN GEMEENSCHAPPELIJKE EFFECT MODULE VOOR TERRESTRISCHE NATUUR



RAPPORT

2014  
22

ONTWIKKELING VAN EEN GEMEENSCHAPPELIJKE EFFECT MODULE  
VOOR TERRESTRISCHE NATUUR

RAPPORT

2014

22

ISBN 978.90.5773.658.2



# COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer  
Postbus 2180  
3800 CD Amersfoort

AUTEURS R. van Ek (Deltares)  
J.P.M. Witte (KWR)  
J.P. Mol-Dijkstra (Alterra)  
W. de Vries (Wageningen UR)  
G.W.W. Wamelink (Alterra)  
J. Hunink (Alterra)  
W. van der Linden  
H. Runhaar (KWR)  
L. Bonten (Alterra)  
R. Bartholomeus (KWR)  
H.M. Mulder (KWR)  
Y. Fujita (KWR)

BEGELEIDING Chris Griffioen (Waterschap Groot Salland)  
Bas Worm (Waterschap Vechtstromen)  
Nicko Straathof (Natuurmonumenten)  
Jaap Wiertz (Planbureau voor de Leefomgeving)  
Joop van Bodegraven (ministerie van Economische Zaken)  
Timo Kroon (RWS WVL)  
Graham Dusseldorp (ministerie van Economische Zaken)  
Rob Ruijtenberg (STOWA)

Onderzoek mede mogelijk gemaakt door STOWA, Ministerie van Economische Zaken, RWS – Water, Verkeer en Leefomgeving. Daarnaast kon het onderzoek worden uitgevoerd dankzij bijdragen van de gezamenlijke drinkwaterbedrijven (BTO thema klimaatbestendige watersector) en het Nationaal Onderzoeksprogramma Kennis voor Klimaat (Thema 6).

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau  
STOWA STOWA 2014-22  
ISBN 978.90.5773.658.2

COPYRIGHT De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde, dan wel verzamelde kennis is om niet verkrijgbaar. De eventuele kosten die STOWA voor publicaties in rekening brengt, zijn uitsluitend kosten voor het vormgeven, vermenigvuldigen en verzenden.

DISCLAIMER Dit rapport is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.

# TEN GELEIDE

Hoe richt je het regionaal waterbeheer zo in, dat het de gebruiksfuncties in een gebied, zoals landbouw, natuur en wonen, optimaal bedient? En welke invloed hebben ingrepen in het waterbeheer vervolgens op deze functies? Dit zijn vragen die elke dag een rol spelen in de praktijk van de waterbeheerder.

Voor het bepalen van de effecten van de ingrepen in de waterhuishouding op de terrestrische natuur zijn er verschillende modellen operationeel. In het Deltaprogramma is op landelijke schaal vooral het ecohydrologische model DEMNAT gebruikt om de gevolgen van maatregelen in de waterhuishouding op de terrestrische natuur op landelijke schaal in te kunnen schatten. Na de deltabeslissingen zal de uitvoering opgepakt moeten gaan worden. Veel van de effecten van de maatregelen zullen zich voor de terrestrische natuur juist uiten op regionale en vooral lokale schaal. Vanuit STOWA was er daarom de behoefte om in te zoomen op de effectvoorspelling op die beide schaalniveaus.

Samen met RWS en het ministerie van EZ is gekeken naar wat de beste effectvoorspellingsmodellen kan opleveren voor de terrestrische natuur. Hiertoe zijn de modellen van Alterra ('VSN'), Deltares ('Demnat') en KWR ('Probe') vergeleken om zo tot de beste aanpak te komen. De aanpak moet het beste van de modellen bij elkaar brengen en ook onder klimaatveranderende omstandigheden toegepast kunnen worden. Voorheen stonden de instituten meer tegenover elkaar dan dat ze gezamenlijk op zoek waren naar het beste wat de kenniswereld op het gebied van effectvoorspellen op de terrestrische natuur te bieden heeft. Naast de inhoudelijke vergelijking is daarmee de bereikte samenwerking van de drie kennisinstituten aan sich een belangrijke gerealiseerde mijlpaal.

De lijn die naar voren komt is dat delen van de verschillende voorspellingsmodellen samen tot het beste instrument leiden voor de effectvoorspelling van ingrepen in de waterhuishouding op natuur. Verdere ontwikkeling en verificatie in de praktijk is echter nog nodig. In het najaar van 2014 leggen we, STOWA, RWS en het ministerie van EZ, de resultaten voor aan de waterbeheerders, de provincies en terreinbeheerders als meest betrokkenen bij de uitvoering van natuurbeleid. De resultaten van de workshop zijn mede bepalend of en hoe we het vervolg verder gezamenlijk gaan invullen en financieren.

Amersfoort, mei 2014

Directeur STOWA  
Ir. J.J. Buntsma

# SAMENVATTING

In het kader van deelprogramma zoetwater van het deltaprogramma is er behoefte aan het kwantificeren van kansen en knelpunten voor de terrestrische natuur in relatie tot autonome ontwikkelingen (landgebruik, klimaatverandering) en maatregelen. Naast een behoefte bij de landelijke overheid bestaat ook in de regio de behoefte aan een model voor terrestrische natuur inzetbaar bij verkenningen en voor de evaluatie van maatregelen. De studie is vooral relevant omdat het aan de vooravond van de deltabeslissingen is uitgevoerd en nog voor de start van het, aan de deltabeslissingen gekoppelde, uitvoeringsprogramma. Op landelijke schaal is tot nu toe vooral het ecohydrologische model DEMNAT ingezet, maar er ontstond behoefte om ook de expertise van KWR en Alterra in te zetten in deelprogramma zoetwater. Beide instituten ontwikkelen ecologische voorspellingssystemen voor terrestrische natuur. Zo werkt KWR aan de klimaatrobuuste natuur-effectmodule PROBE, waarbij met name de procesgerichte bodemmodule nog in ontwikkeling is. Omdat die bodemmodule nog niet gereed is, is voor de bodem gebruik gemaakt van de Kansrijkdommodule Waterlood. Dit (tijdelijke) modelkoppel is verder afgekort als PW. Ook Alterra werkt aan een procesgerichte modellijn bestaande uit de modellen VSD+ – SUMO – NTM. Dit modelkoppel is afgekort als VSN. De doelstelling van dit project is om:

1. De natuureffect modellen van KWR (PW) en Alterra (VSN) te operationaliseren en te koppelen aan het NHI ten behoeve van het deelprogramma zoetwater
2. De modellen te vergelijken voor de huidige situatie (referentie of uitgangssituatie), inclusief een analyse van de plausibiliteit van de modeluitkomsten
3. Een gezamenlijk oordeel te geven over hoe de modellen het best toegepast kunnen worden binnen deelprogramma zoetwater
4. Een doorkijk te geven ten aanzien van gewenste gezamenlijke activiteiten gericht op de realisatie van een adequaat instrument voor terrestrische natuur.

Zowel PW en VSN produceren standplaatskaarten voor de standplaatsfactoren vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad. Deze kaarten zijn onderling vergeleken. Daarnaast zijn de natuurwaardekaarten onderling vergeleken. Hoewel de modellen veel overeenkomsten vertonen zijn er ook opmerkelijke verschillen. Grootste verschil deed zich voor in de modellering van de voedselrijkdom waarbij VSN een hogere voedselrijkdom aangaf voor de hogere zandgronden dan voor de kleigronden. Ook de natuurwaardenkaarten lieten verschillen zien waarbij volgens VSN in potentie hoge natuurwaarden zijn te realiseren op de natte kleigronden. Er zijn twijfels over de juistheid van dergelijke uitkomsten.

De plausibiliteit van de door PW en VSN gesimuleerde uitgangssituatie is vervolgens geanalyseerd door de modelresultaten te vergelijken met meetgegevens. De onderstaande meetgegevens zijn gebruikt:

- 4193 goed gelokaliseerde vegetatieopnamen in natuurgebieden, afkomstig uit de Landelijke Vegetatie Databank. De gegevens stammen van na 2009.
- FLORBASE-2N, een landelijk florabestand waarin voor heel Nederland het voorkomen van wilde plantensoorten per vierkante kilometer is opgenomen. In FLORBASE zitten gegevens vanaf 1975, waarbij het merendeel stamt van na 1980.

Validatie van de modeluitkomsten voor de standplaatsfactoren 'vochttoestand', 'voedselrijkdom' en 'zuurgraad' aan de hand van vegetatieopnamen geeft aan dat PW een betere overeenkomst laat zien dan VSN. Dat komt door zowel een betere voorspelling van de vochtindicatie (op een manier die klimaatrobuust is), als door het Waternood-gedeelte van PW. De analyses geven ook aan dat NHI-3.0 voor natuurgebieden te lage grondwaterstanden berekent wat in zowel PW als VSN leidt tot een onderschatting van grondwaterafhankelijke natuur<sup>1</sup>. Naast standplaatsfactoren is ook gekeken naar gemeten en gemodelleerde natuurwaarden. Zowel PW en VSN laten een geringe correlatie zien met natuurwaarden afgeleid van vegetatieopnamen en matige correlatie met natuurwaarden afgeleid van FLORBASE. Mogelijke oorzaak is wellicht dat in de gemodelleerde natuurwaarden alle fouten van de modelketens accumuleren. VSN geeft als primaire uitvoer natuurwaarden, maar het model PW kan ook verspreidingskaarten (potentieel voorkomen) van ecotoopgroepen produceren. Deze kaarten van PW zijn vergeleken met verspreidingskaarten van ecotoopgroepen op basis van FLORBASE-2N. Geen enkele natte of vochtige ecotoopgroep gesimuleerd door PW geeft aan dat sprake is van een overlap die valt in de categorie 'voldoende tot goed'. Voor enkele waardevolle groepen is de overlap zelfs 'gering'. Droge ecotoopgroepen scoren qua overlap over het algemeen beter dan natte ecotoopgroepen.

Ten behoeve van het deelprogramma zoetwater zijn DEMNAT en PW ingezet voor het doorrekenen van de deltasceario's. De uitkomsten zijn daarbij omgezet naar beleidsindicatoren in termen van areaal, kwaliteit en natuurwaarde. Vanwege praktische bezwaren is VSN niet ingezet in deelprogramma zoetwater. De rekentijd van de modelketen NHI-VSN en het benodigde geheugenbeslag was zodanig dat dit niet werkbaar was binnen het deltaprogramma. Achteraf bleek ook dat de VSN modeluitkomsten het minst overeenkwamen met de meetgegevens.

In deze studie zijn de modellen PW en VSN landelijk ingezet met een resolutie van 250x250 m maar dezelfde modellen zijn net zo goed regionaal toepasbaar op een resolutie van 25x25 m en koppelbaar aan gangbare regionale geohydrologische modellen.

In dit project is een start gemaakt met een constructieve samenwerking tussen Alterra, KWR en Deltares. Tot nu toe waren Alterra, KWR en Deltares instituten die op het gebied van de ecohydrologie soms samenwerkten, maar die in projecten ook elkaars concurrenten zijn geweest. Verder samenwerking zal daarom ook afhangen van een *goede en consequente aansturing vanuit de kant van de opdrachtgevers en een goede organisatie van de opdrachtnemers*. In dit opzicht zou geleerd kunnen worden in de aanpak die voor het NHI is gehanteerd. Met het oog op verdere samenwerking zijn in dit project voorstellen gedaan. In hoofdlijnen zijn er verbeteringen en samenwerking mogelijk op het vlak van:

- De hydrologische standplaatsmodellering. Naast dat de huidige hydrologische modelinvoer verbeterd dient te worden zijn er nog tal van relevante processen die niet zijn ingebouwd in de modellen (bijv. overstromingen en kwel in wortelzone)

<sup>1</sup> Het landelijk model NHI-3.0 is getoetst en geëvalueerd op toepasbaarheid voor terrestrische natuur ([www.nhi.nu](http://www.nhi.nu)). Aangegeven is dat NHI 3.0 niet voldoet op landelijke schaal aan de criteria voor GHG, GLG en dynamiek. De ruis die optreedt door opschaling van maaiveld, ondergrondparameters naar 250 meter celgrootte en de onzekerheden in actuele peilen tijdens droogte en in de ligging en diepte van drainagesystemen is groter dan de toegestane afwijking. Voor nationale toepassingen met celgroottes van 250x250, met de nu beschikbare invoergegevens en gebruikte metingen, lijken de mogelijkheden voor verbetering gelimiteerd door de modelschaal van NHI. Voor toepassing van ecologische modellen op regionale schaal met een meer verfijnde schematisatie en betere invoer kan de situatie anders liggen.

- De modellering van voedselrijkdom. De huidige werkwijze in alle modellen schiet te kort
- Saliniteit ontbreekt terwijl in laag Nederland de verzilting wel een factor is voor diverse natuurgebieden.

Op hoofdlijnen kan ook worden aangegeven waar de interesses en competenties van de verschillende instituten liggen. Er zijn gedeelde ambities, maar de intentie is om de krachten te bundelen op een manier zodat er op een functionele en complementaire manier kan worden samengewerkt. Alterra wil graag gebruik maken van de water- en zuurstofstressmodule van KWR, en KWR wil in haar model successie inbouwen en rekening houden met atmosferische depositie. De bovenstaande tweedeling kan een goede basis zijn voor een gemeenschappelijk bouw van één effectmodule natuur. Die module kan dan twee varianten krijgen: een uitgebreide variant met Alterra als trekker, waarin alles op een procesmatige manier wordt gesimuleerd, en een uitgekilde snelle variant op basis van reprofuncties, met KWR als trekker. Deltares kan zich concentreren op het verbeteren van de hydrologische modellering van natuurgebieden die essentiële invoer vormt voor de ecologische modellen en op de koppeling van hydrologische kennis in de ecohydrologische standplaatsmodellering. Verder is het verstandig om de discussie over samenwerking niet alleen te beperken tot het modelleren, maar ook aandacht te besteden aan de gegevens die nodig zijn om het model te voeden of te kunnen valideren.

# DE STOWA IN HET KORT

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

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie. Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' – de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft – om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennisvragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoekslijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede van alle waterschappen.

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:

*Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.*





# ONTWIKKELING VAN EEN GEMEENSCHAPPELIJKE EFFECT MODULE VOOR TERRESTRISCHE NATUUR

## INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	STOWA IN HET KORT	
<b>1</b>	<b>INLEIDING</b>	<b>1</b>
1.1	Aanleiding	1
1.2	Doelstelling	2
1.3	Leeswijzer	2
<b>2</b>	<b>METHODEN</b>	<b>3</b>
2.1	Beschrijving van de ecologische effect modellen	3
2.1.1	DEMSTAT	3
2.1.2	PW	5
2.1.3	VSN	11
2.1.4	Korte onderlinge vergelijking	13
2.2	Koppeling met NHI	14
2.2.1	PW	15
2.2.2	VSN	16
2.2.3	Analyse effect van ruimtelijke schaal	17
2.3	Modelgebied voor terrestrische natuur	18
2.4	Gebruik van standplaatskaarten	20
2.4.1	DEMSTAT	20
2.4.2	PW en VSN	20
2.5	Vertaling naar beleidsindicatoren	21
2.5.1	Beleidsindicatoren volgens Polman et al 2013	21
2.5.2	Beleidsindicatoren volgens een stoplichtenmethode	23
2.6	Beoordeling plausibiliteit modeluitkomsten	24
2.6.1	Inleiding	24
2.6.2	Methode	25

<b>3</b>	<b>RESULTATEN</b>	<b>28</b>
<b>3.1</b>	Standplaatskaarten	28
<b>3.2</b>	Natuurwaarden	32
3.2.1	DEMNET	32
3.2.2	PW en VSN	33
<b>3.3</b>	Beleidsindicatoren	34
3.3.1	Beleidsindicatoren volgens Polman et al., 2013	34
3.3.2	Beleidsindicatoren volgens een stoplichtenmethode	36
<b>3.4</b>	Plausibiliteit gesimuleerde uitgangssituatie	37
3.4.1	Inleiding	37
3.4.2	Toetsing uitgangssituatie aan vegetatie opnamen	38
3.4.3	Toetsing uitgangssituatie aan FLORBASE	43
<b>4</b>	<b>DISCUSSIE</b>	<b>45</b>
<b>4.1</b>	Beperkingen van de plausibiliteitsanalyse	45
4.1.1	Vergelijking tussen PW en VSN	46
<b>4.2</b>	Gebruik van de modellen in deelprogramma zoetwater	50
<b>4.3</b>	Bruikbaarheid van de modellen voor de regio	51
<b>4.4</b>	Uitgangspunten voor verdere ontwikkeling	56
<b>4.5</b>	Vervolgfase voor de korte termijn	64
<b>4.6</b>	Vervolgfase voor de lange termijn	65
<b>5</b>	<b>CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN</b>	<b>67</b>
	<b>LITERATUUR</b>	<b>72</b>
	<b>BIJLAGEN</b>	
A	Beschrijving van de ecologische effect modellen	77
B	Omrekening GVG, NO <sub>3</sub> en pH naar Ellenberg -indicatiewaarden	89
C	NHI-3.0 invoerbehoefte PW en VSN	91
D	Neerschaling van NHI 2.2 grondwaterstanden	99
E	Standplaatskaarten DEMNET	105
F	Overzicht aan SNL natuurbeheertypen	109
G	Lijst van 51 habitattypen	111
H	Vertaling ecotoopgroepen naar SNL en HR	113
I	Randvoorwaarden voor milieucondities per SNL-type	117
J	Milieucondities per SNL-type	119
K	Verspreiding ecotoopgroepen (250x250 m) volgens PW	123

# 1

## INLEIDING

### 1.1 AANLEIDING

In het kader van deelprogramma zoetwater van het deltaprogramma is er behoefte aan het kwantificeren van kansen en knelpunten voor de natuur, van de effecten van autonome ontwikkelingen (inclusief klimaatverandering) en van de effecten van maatregelen. Bij de eerste knelpuntanalyse (Klijn et al., 2011) en aangescherpte knelpuntanalyse (Klijn et al., 2012) is vooral het model DEMNAT gebruikt om de effecten van autonome ontwikkelingen op de terrestrische natuur in beeld te brengen. DEMNAT is opgezet in de jaren negentig van de vorige eeuw voor nationale beleidsanalyse van de verdrogingsproblematiek. Het model geeft op hoofdlijnen een indicatie van de ecologische gevolgen van verandering in de waterhuishouding, is operationeel en sluit goed aan op het Nationaal Hydrologisch Instrumentarium (NHI). Nadeel is dat DEMNAT nooit specifiek is opgezet voor effectvoorspelling veroorzaakt door klimaatverandering met verre zichtjaren als 2050 of 2100. Daarnaast houdt DEMNAT geen rekening met de droogtesituatie gedurende de zomersituatie. Bij de aangescherpte knelpuntenanalyse is daarom naast DEMNAT ook gekeken naar relevante literatuur waarin resultaten van andere modelstudies staan vermeld. In 2012 is geconcludeerd dat met de huidige kennis wel een gerichte schatting van de *gevoeligheden* van ecosystemen voor droogte en klimaatverandering kan worden gegeven, maar dat een echte kwantitatieve analyse van de knelpunten nog niet mogelijk is. Zo kan bijvoorbeeld nog niet goed worden vastgesteld of de huidige natuurdoelen ook voor de toekomst houdbaar zijn. Voor het beantwoorden van dergelijke beleidsvragen is vernieuwing van het modelinstrumentarium gewenst zodat beter rekening kan worden gehouden met (a) processen die door klimaatverandering worden beïnvloed, (b) specifieke aspecten die spelen in tijden van droogte, en (c) de kansrijkdom c.q. haalbaarheid van natuurdoelen in relatie tot milieucondities.

Een dergelijk ecologisch model is nodig op nationale en regionale schaal bij strategische verkenningen en het beantwoorden van beleidsvragen, maar ook op regionale tot lokale schaal bij beheers- en inrichtingsvraagstukken, zoals het formuleren van kosteneffectieve maatregelenpakketten ten behoeve van klimaatadaptatie.

Bij KWR en Alterra is veel expertise aanwezig ten aanzien van ecologische effectvoorspelling. Beide instituten ontwikkelen ecologische voorspellingssystemen voor terrestrische natuur. Zo werkt KWR aan de klimaatrobuuste natuur-effectmodule PROBE, waarbij met name de bodemmodule nog in ontwikkeling is. Ten behoeve van deelprogramma zoetwater is een koppeling gemaakt met de kansrijkdommodule van Waterlood. Dit modelkoppel heet PROBE-Waterlood (afgekort als PW). Alterra werkt aan de procesgerichte modellijn VSD+ – SUMO – NTM (afgekort als VSN). Ieder model heeft zijn voor- en nadelen en toepassingsbereik. Zo doen PW en VSN niets met inlaat van systeemvreemd water en verzilting, zodat DEMNAT op dit vlak nodig blijft. Door nu de krachten te bundelen, kennis met elkaar te delen en te verbinden is een efficiencywinst mogelijk ten aanzien van de natuur-effectmodellering. Doel is om zo te komen tot een beter en ook breder gedragen instrumentarium bruikbaar voor nationale beleidsanalyse en regionale beheersopgaven.

## 1.2 DOELSTELLING

De doelstelling van dit project is om:

1. De natuureffect modellen van KWR (PW) en Alterra (VSN) te operationaliseren en te koppelen aan het NHI ten behoeve van het deelprogramma zoetwater,
2. De modellen te vergelijken, inclusief een validatie, voor een referentiesituatie
3. Een gezamenlijk oordeel te geven over hoe de modellen het best toegepast kunnen worden binnen deelprogramma zoetwater
4. Een doorkijk te geven ten aanzien van gewenste gezamenlijke activiteiten gericht op de realisatie van een adequaat instrument voor terrestrische natuur.

Hoewel de studie is uitgevoerd met NHI-3.0 op landelijk niveau zijn de modellen ook relevant en toepasbaar op regionaal niveau. Deze mogelijkheid is nadrukkelijk in beeld omdat de modules nodig zullen zijn in de uitvoeringsfase van het deltaprogramma. Nadere analyse van de bruikbaarheid van regionale hydrologische modellen en koppeling met de ecologische effect modellen zat echter niet besloten in de opdracht van dit project.

## 1.3 LEESWIJZER

Hoofdstuk 2 gaat in op de gehanteerde methodiek. Het omvat een korte beschrijving per model met verwijzing naar achtergrondinformatie, de koppeling met NHI, de werkwijze voor de vergelijking van resultaten, vertaling van modeluitkomsten naar beleidsindicatoren en de werkwijze voor een beperkte modelvalidatie. Hoofdstuk 3 gaat in op de belangrijkste resultaten, de vergelijking op basis van standplaatskaarten en natuurwaarden, de validatie en de resultaten ten aanzien van beleidsindicatoren. Hoofdstuk 4 gaat in op de bruikbaarheid van de modellen voor het deelprogramma zoetwater en de gewenste vervolgstappen. Het rapport eindigt met de belangrijkste conclusies.

# 2

## METHODEN

### 2.1 BESCHRIJVING VAN DE ECOLOGISCHE EFFECT MODELLEN

Dit hoofdstuk gaat in op de methoden, te beginnen bij een beschrijving van de modellen, de hydrologische invoer, de standplaatsmodellering, natuurwaarden, beleidsindicatoren en validatie. Details over de verschillende onderdelen staan in de Bijlagen A t/m I.

#### 2.1.1 DEMNAT

DEMNAT (Dosis Effect Model NATuur Terrestrisch) is een landelijk ecohydrologisch voorspellingsmodel geschikt voor beleidsanalyse ten aanzien van verdrogingsproblematiek (Witte, 1996; Van Ek et al., 2000). Het model voorspelt ruimtelijk en vlak dekkend de effecten van veranderingen in de waterhuishouding op de terrestrische natuur. Als effectparameter is gekozen voor de vegetatie vanwege de vrij directe relatie tussen flora en waterhuishouding.

TABEL 2.1

DE 18 ECOTOOPGROEPEN DIE IN DEMNAT-3.0 WORDEN ONDERSCHIEDEN

code	omschrijving (landschapstype)
A12	Verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren (vennen, duinmeren)
A17	Verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren ( <i>sloten en plassen in laagveengebieden en nattere zandstreken</i> )
A18	Verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren (sloten en plassen in laagveen- en kleigebieden)
bA10	Verlandings- en zoetwatervegetaties van brakke wateren ( <i>sloten en plassen in brakke polders, inlagen</i> )
K21	Pionier- en graslandvegetaties op natte, voedselarme zure bodems ( <i>natte heiden en hoogvenen</i> )
K22	Pionier- en graslandvegetaties op natte, voedselarme zwak zure bodems ( <i>veenmosrietlanden, trilvenen, blauwgraslanden, kalkarme duinvalleien</i> )
K27	Pionier- en graslandvegetaties op natte, matig voedselrijke bodems ( <i>hooilanden in het laagveen en in de middenloop van beekdalen</i> )
K28	Pionier- en graslandvegetaties op natte, zeer voedselrijke bodems (ruigtes langs rivieren en sloten, nat cultuurgrasland)
bK20	Pionier- en graslandvegetaties op natte, brakke bodems ( <i>natte graslanden in brakke polders</i> )
bK40	Pionier- en graslandvegetaties op vochtige, brakke bodems ( <i>vochtige graslanden in brakke polders</i> )
K41	Pionier- en graslandvegetaties op vochtige, voedselarme zure bodems ( <i>vochtige heiden</i> )
K42	Pionier- en graslandvegetaties op vochtige, voedselarme zwak zure bodems ( <i>heischrale graslanden, kalkarme duinvalleien</i> )
H22	Bossen en struwelen op natte, voedselarme zwak zure bodems (bronbossen)
H27	Bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems ( <i>elzenbroekbos, nat hellingbos</i> )
H28	Bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems ( <i>rivierbossen, grienden</i> )
H42	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme zwak zure bodems ( <i>loofbossen op zandgronden</i> )
H47	Bossen en struwelen op vochtige, matige voedselrijke bodems (parkachtige bossen, loofbossen)

Veel voor Nederland (deltaland) kenmerkende natuur is grondwaterafhankelijk en voor die natuur is het model zeer relevant. Invoer van DEMNAT bestaat uit uitvoer van hydrologische modellen (bijvoorbeeld het NHI). DEMNAT kan hydrologische ingrepen verwerken zoals *veranderingen in* (i) gemiddelde voorjaarsgrondwater stand (dGVG), (ii) kwelflux (dFLX), (ii) inlaat van systeemvreemd water uitgedrukt in een verandering in fosfaatgehalte als maat voor eutrofiëring (dPO4) en een verandering in chloride gehalte als maat voor saliniteit (dCl), en (iv) het peil van kleine oppervlaktewateren (dPEIL). De ecologische effecten worden uitgedrukt in (een verandering in) de botanische kwaliteit (volledigheid) van 18 ecosysteemttypen (14 terrestrische, 4 aquatische). Deze ecosysteemttypen worden ecotoopgroepen genoemd, die zijn gebaseerd op het Leidse ecotopensysteem (Runhaar et al., 1987). Tabel 2.1 geeft een beschrijving van de 18 ecotoopgroepen.

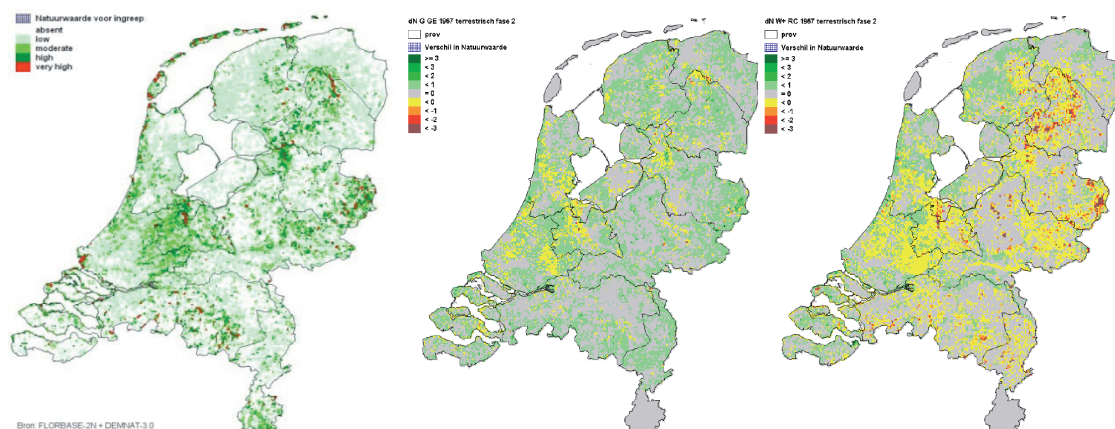
In het ecotopensysteem staat een indeling van planten naar sturende milieufactoren centraal. Dit is erg relevant voor milieueffectvoorspelling waarbij juist het effect moet worden aangegeven van een verandering in milieufactoren. Met behulp van een natuurwaarderingmodule (Witte, 1998) kunnen de ecologische effecten worden vertaald naar hun betekenis voor het natuurbehoud in Nederland.

Het DEMNAT model omvat drie essentiële onderdelen:

- 1 een landsdekkende gebiedsschematisatie op basis van een ecologisch geïnterpreteerde bodemkaart (1:50.000) en een landelijk florabestand (FLORBASE).
- 2 een set dosis-effect functies, waarbij voor elke unieke combinatie van (relevant geachte) hydrologische ingreep, bodemeenheid en vegetatie-eenheid een dosis-effect functie is opgesteld.
- 3 een natuurwaarderingssysteem.

De meest recente versie is DEMNAT-3.0 waarin de uitkomsten van Tamis et al., (2000) zijn verwerkt zodat de herstelberekening is verbeterd en beter rekening wordt gehouden met veranderingen in landgebruik. Figuur 2.1 geeft een voorbeeld van DEMNAT uitvoer.

**FIGUUR 2.1** VOORBEELD VAN DEMNAT UITVOER. NATUURWAARDE IN DE UITGANGSSITUATIE (LINKS), VERANDERING IN NATUURWAARDE VAN NATTE EN VOCHTIGE VOOR G-KLIMAAT (MIDDEN) EN W+ (RECHTS)



## 2.1.2 PW

### 2.1.2.1 OPZET PROBE2

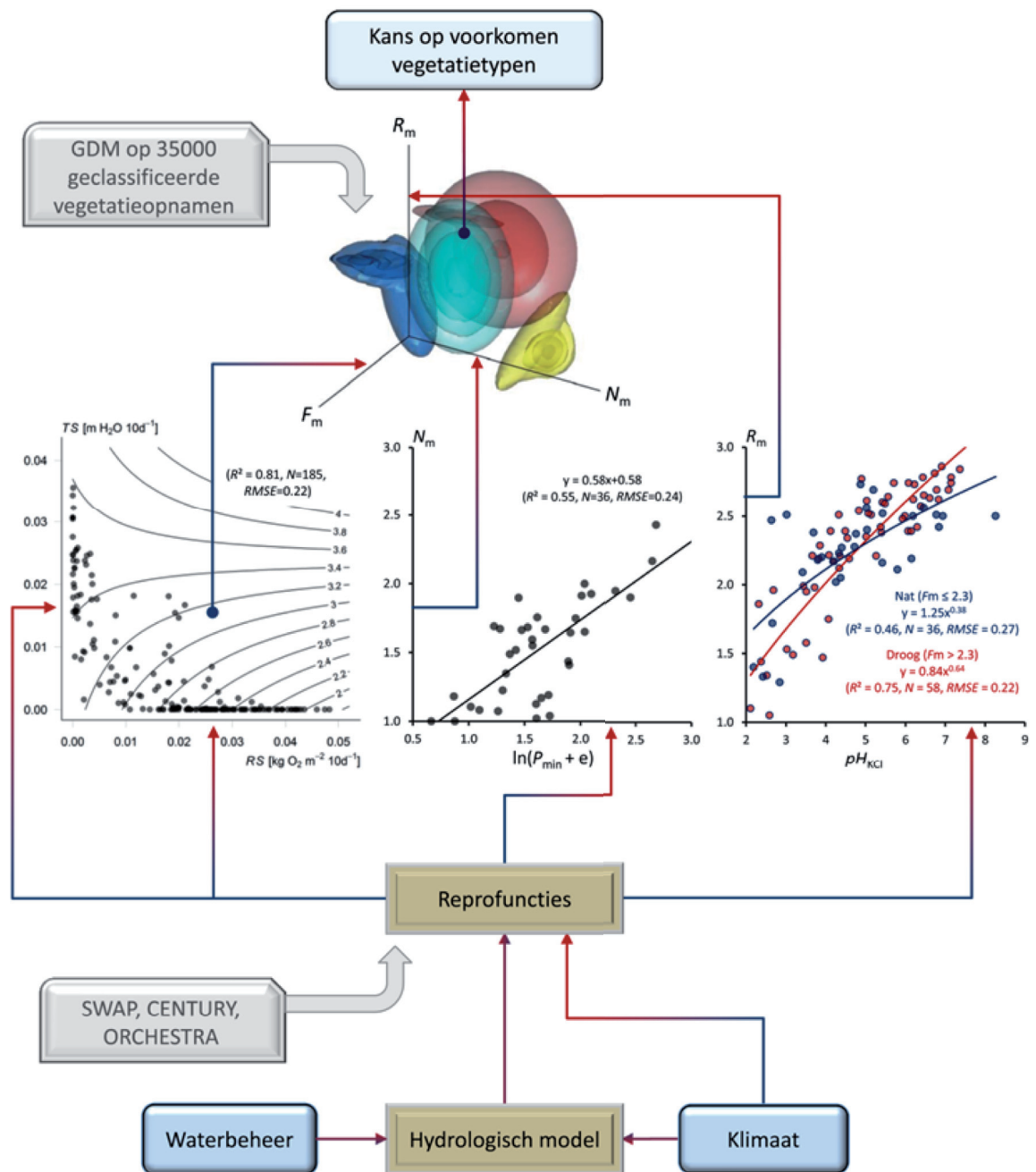
PROBE-2 bouwt voort op het model PROBE-1 dat voor de duinen is gebouwd (Witte et al., 2006; Witte et al., 2007a). In PROBE wordt niet geprobeerd de concurrentie tussen soorten te modelleren, maar wordt er voorspeld op basis van planteigenschappen. Deze vereenvoudiging is nodig omdat het model daarmee robuuster wordt en omdat het model anders veel te complex wordt (McGill et al., 2006; Webb et al., 2010). Robuustheid wordt ingebouwd door gebruik te maken van op klimaat-gestuurde processen die direct inwerken op het functioneren van planten. PROBE-2 is nog in ontwikkeling en dient aan het einde van het project Kennis voor Klimaat operationeel te zijn. De berekening gebeurt in drie stappen (Figuur 2.2):

- 1 Op basis van klimaat-, waterbeheer-, en depositiescenario's en op basis van de uitkomsten van een ruimtelijk expliciet hydrologische model worden bodemfactoren berekend die de vegetatiesamenstelling bepalen. Het vaststellen van deze zogenaamde standplaatsfactoren gebeurt met reprofuncties:
  - De reprofuncties worden afgeleid door met procesmodellen vele duizenden combinaties door te rekenen van klimaatscenario, bodemtype en grondwaterstandsregime. Door de uitkomsten worden vervolgens reprofuncties gefit (Bartholomeus and Witte, 2013). Tot nu toe zijn de verklaarde variabelen: bodemtype, klimaatscenario, gemiddeld hoogste grondwaterstand *GHG*, gemiddeld laagste grondwaterstand *GLG* en gemiddelde grondwaterstand  $GG^2$ .
  - Er zijn thans reprofuncties voor droogtestress *TS*, zuurstofstress *RS*, en de mineralisatie van fosfaat en stikstof, *Pmin* en *Nmin*. Deze functies zijn gebaseerd op de modellen SWAP (Van Dam et al., 2008), module voor droogtestress (Bartholomeus et al., 2012) en zuurstofstress (Bartholomeus et al., 2008), en een aan SWAP gekoppelde versie van het nutriëntenmodel CENTURY (Fujita et al., 2013; Fujita et al., accepted).
  - KWR werkt nog aan een koppeling van de modellen SWAP, CENTURY en het chemische platform ORCHESTRA met als doel een betere simulatie van de voedselrijkdom en een berekening van de bodemzuurgraad. Beoogde oplevering: 2014.
- 2 De standplaatsfactoren worden vervolgens met behulp van op vegetatieopnamen gebaseerde empirische relaties tussen standplaatsfactoren en planteigenschappen vertaald naar planteigenschappen. In de huidige versie maakt PROBE gebruik van indicatiewaarden, in plaats van functionele eigenschappen. De gebruikte indicatiewaarden zijn niet die van Ellenberg (1992), maar die van (Witte et al., 2007b), afgeleid van de indeling van Nederlandse vaatplanten (Runhaar et al., 2004) en mossen (Dirkse and Kruijssen, 1993) in ecologische groepen.

- 2 Het landelijk model NHI-3.0 is getoetst en geëvalueerd op toepasbaarheid voor terrestrische natuur ([www.nhi.nu](http://www.nhi.nu)). Aangegeven is dat NHI 3.0 niet voldoet op landelijke schaal aan de criteria voor *GHG*, *GLG* en dynamiek. De ruis die optreedt door opschaling van maaiveld, ondergrondparameters naar 250 meter celgrootte en de onzekerheden in actuele peilen tijdens droogte en in de ligging en diepte van drainagesystemen is groter dan de toegestane afwijking. Voor nationale toepassingen met celgroottes van 250x250, met de nu beschikbare invoergegevens en gebruikte metingen, lijken de mogelijkheden voor verbetering gelimiteerd door de modelschaal van NHI. Voor toepassing van ecologische modellen op regionale schaal met een meer verfijnde schematisatie en betere invoer kan de situatie anders liggen.



FIGUUR 2.2 SCHEMATISCHE WEERGAVE PROBE2. ZIE OOK BIJLAGE A



De volgende relaties zijn thans beschikbaar (opgenomen in Figuur 2.2):

- De vochtindicatie  $F_m$  (op een continue schaal van 1 tot 4) als functie van droogtestress  $TS$  en zuurstofstress  $RS$  (gebaseerd op Bartholomeus et al. (2011))
- De voedselindicatie  $N_m$  (op een continue schaal van 1 tot 3) als functie van fosfaatmineralisatie  $P_{\min}$  (gebaseerd op Fujita et al. (2013b)).
- De zuurindicatie  $R_m$  als functie (op een continue schaal van 1 tot 3) van  $pH_{KCl}$  in de bodem (5 cm diepte), uitgesplitst naar droge en natte standplaatsen (gebaseerd op Cirkel et al. (2012)).

- 3 De voorspelde indicatiewaarden worden vervolgens gebruikt om de kans op voorkomen van vegetatietypen te voorspellen. Dat gebeurt met een methode Gaussian Mixture Density Modelling (GDM) (Witte et al., 2007b) die kansdichtheidsfuncties berekent aan de hand van het bestand met 35000 vegetatieopnamen dat is gebruikt voor het vijfdelige standaardwerk De Vegetatie van Nederland (DVN) (Schaminée et al., 1995a; Schaminée et al., 1996; Schaminée et al., 1995b, 1998; Stortelder et al., 1999). De methode is onafhankelijk van enige vegetatietypologie: zodra er een vertaling bestaat van de vegetatieopnamen uit DVN naar de eenheden van een bepaalde typologie, kunnen functies voor die typologie worden gemaakt. Tot nu toe is de methode toegepast op plantensociologische associaties (Witte et al., 2007b) en verbonden (Douma et al., 2012; Witte et al., 2010), en op ecotoopgroepen (Witte et al., 2010).

$$NW_{\text{cel}} = P(i)NW_{\text{veg}}(i) \quad (0.0)$$

Desgewenst kunnen de kaarten van de  $N$  verschillende vegetatietypen worden geaggregeerd naar een kaart met de natuurwaarde die de typen tezamen vertegenwoordigen. Dat gebeurt door de kans  $P$  van ieder type  $i$  te vermenigvuldigen met de natuurwaarde  $NW_{\text{veg}}$  van ieder type, en de resultaten vervolgens te sommeren tot waarde voor de gridcel,  $NW_{\text{cel}}$ :

Het model zo opgezet dat nieuwe en andere kennis eenvoudig kan worden ingebouwd, bijvoorbeeld een empirische relatie tussen de voedselbeschikbaarheid van de bodem en een functionele planteigenschap als 'specific leaf area' of dichtheid aan bladgroen (Fujita et al., accepted; Ordoñez et al., 2008), een relatie tussen zoutgehalte in het bodemvocht en indicatiewaarde voor zout (zodat er vier verklarende variabelen voor de vegetatie zijn), of een nieuwe indeling in vegetatietypen. Om het model toe te snijden op een bepaald gebied gaat er veel rekentijd zitten in de twee grijs gemarkeerde onderdelen van Figuur 2.2: in het afleiden van reprofuncties (afhankelijk van de wensen duurt dit enkele dagen tot een maand), en in het maken van dichtheidsfuncties waarmee vegetatietypen worden voorspeld een dag). Dit zijn echter eenmalige exercities: als de reprofuncties en dichtheidsfuncties eenmaal zijn aangemaakt, is het doorrekenen van een scenario op een gewone PC binnen enkele minuten gedaan. Daarna zijn dan kaarten geproduceerd van vegetatietypen, natuurwaarden, en achterliggende verklarende variabelen als zuurstofstress  $RS$  en mineralisatie  $P_{\text{min}}$ .

#### 2.1.2.2 PW: PROBE2 GEKOPPELD AAN DE KANSRIJKDOMMODULE NATUUR VAN WATERNOOD

Zoals vermeld is PROBE-2 nog niet operationeel. Ten behoeve van zowel het Kennis voor Klimaatproject CARE (thema 3 KvK: Climate Adaptation for Rural arEas) als voor de hier gepresenteerde landelijke effectmodule, is daarom een hybride versie van PROBE2 en de zogenaamde kansrijkdommodule van Waterlood gemaakt. Met deze in opdracht van STOWA ontwikkelde module (De Haan et al., 2011), kan worden voorspeld welke vegetatietypen verwacht mogen worden bij gegeven hydrologische en bodemkundige uitgangssituaties. Het is de bedoeling dat de module onderdeel gaat uitmaken van het beslissingsondersteunende systeem Waterlood (Runhaar et al., 2002). De module maakt vooral gebruik van tabellen waaruit kan worden afgelezen welke vegetatietypen haalbaar zijn bij bepaalde combinaties van bodem, GHG, GLG en kwelintensiteit. Deze tabellen zijn gevuld op basis van deskundigenoordeel, empirische relaties en modelsimulaties met SWAP en het bodemchemische model SMART.

De koppeling tussen PROBE-2 en de kansrijkdommodule van Waternood wordt hier verder gemakshalve aangeduid als 'PW'. De koppeling voor de drie standplaatsfactoren is als volgt:

- Vochtindicatie  $F_m$ . PW maakt gebruik van de reprofuncties voor  $RS$  en  $TS$  om vochtindicatie  $F_m$  uit te rekenen.
- De voedselindicatie  $N_m$  wordt in twee stappen berekend:
  - I. Eerst wordt  $N_m$  in de uitgangssituatie berekend met de kansrijkdommodule. Omdat die module uitkomsten levert in vijf kwalitatieve klassen voor voedselrijkdom (voedselarm, matig rijk, zeer rijk, arm tot matig rijk, matig tot zeer rijk), zijn die voor PW omgezet in een indicatiewaarde  $N_m$  (Bijlage A voor berekeningswijze). Deze waarde correspondeert met een bepaalde mineralisatie van fosfaat,  $P_{min}$  (middelste grafiek in Figuur 2.2).
  - II. In de tweede stap wordt hier de door Century berekende verandering in  $P_{min}$  opgeteld, waarna  $N_m$  van het scenario uit de middelste grafiek in Figuur 2.2 wordt afgelezen.
    - De zuurindicatie  $R_m$  wordt berekend met de kansrijkdommodule. Omdat die module uitkomsten levert in zeven kwalitatieve klassen voor zuurgraad (zuur t/m basisch) zijn die voor PW omgezet in een indicatiewaarde  $R_m$  (Bijlage A).

Ter illustratie zijn in Figuur 2.3 enkel vormen van uitvoer gegeven die in het kader van het CARE project zijn gegenereerd voor het stroomgebied van de Baakse beek.

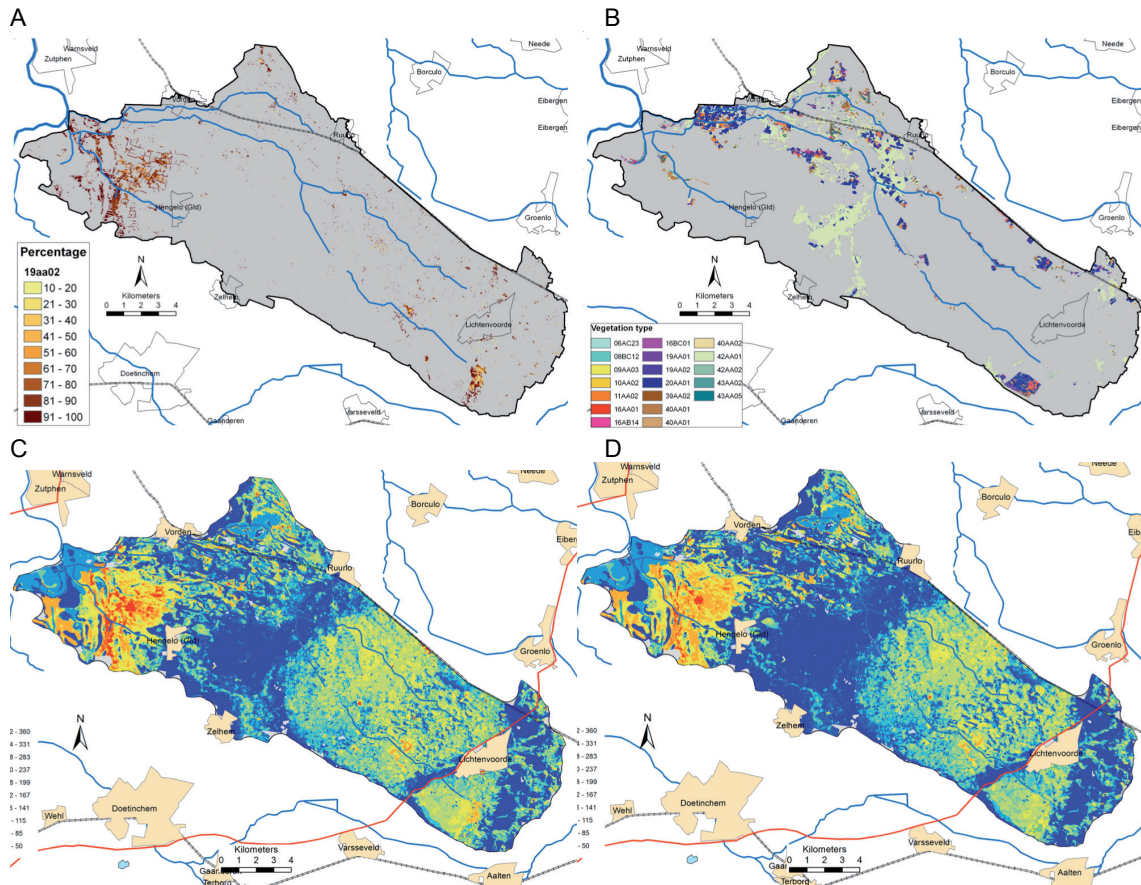
### 2.1.2.3 INSTELLING VAN PW TEN BEHOEVE VAN DE NATIONALE EFFECTMODULE NATUUR

Om rekening te houden met regionale verschillen in het klimaat binnen Nederland, zijn de reprofuncties (voor  $RS$ ,  $TS$ ,  $P_{min}$ ) opgesteld voor verschillende klimaatdistricten in Nederland. Binnen het project is een meteodistrictenkaart gemaakt gebaseerd op die van Pulles (1985) ten behoeve van de Tweede Nota Waterhuishouding. In deze indeling is Nederland verdeeld in 14 klimaatdistricten (Bijlage A).

Verder wordt in PW gebruik gemaakt van verschillende schematiseringen van de bodemkaart van Nederland. Voor de schematiseringen ten behoeve van de Kansrijkdommodule verwijzen we hier naar De Haan et al. (2011). De reprofuncties voor  $P_{min}$  op basis van CENTURY is gebaseerd op de zogenaamde bodemfysische bouwstenen, 11 stuks, van Wösten et al. (2001) (Bijlage A,C). Het afleiden van reprofuncties voor PW kost aardig wat rekentijd. Om het project tijdig te kunnen afronden zijn de reprofuncties voor  $RS$  en  $TS$  daarom gedefinieerd voor de 21 bodemfysische eenheden van Wösten et al. (2001), in plaats voor de nieuwe indeling die 72 kent (Wösten et al., 2013). Dit is niet helemaal consistent en dient op korte termijn te worden aangepast.

PW kan gebruik maken van verschillende indelingen in vegetatietypen. In Nederland wordt door vegetatiekundigen vaak gebruik gemaakt van de indeling uit het eerder genoemde standaardwerk De Vegetatie van Nederland (DVN). Hierin staan 242 zogenaamde 'associaties' beschreven, de basiseenheden uit de systematiek. Dat is een detail dat veel te ver gaat voor een toepassing op nationale schaal en voor de analyse van klimaatscenario's (de floristische inhoud van de typen kan veranderen door klimaatverandering). In DVN zijn ook grovere eenheden gedefinieerd, maar die zijn qua standplaatscondities onvoldoende homogeen (Witte, 2002). Besloten is daarom, gebruik te maken van dezelfde indeling van de vegetatie in ecotoopgroepen die ook DEMNAT gebruikt. Anders dan in DEMNAT (Tabel 2.1) zijn in PW brakke en zilte systemen buiten beschouwing gelaten, terwijl droge systemen wel in de schematisering zijn opgenomen. Tabel 2.2 geeft een beschrijving van de gemodelleerde ecotoopgroepen. In deze tabel is ook de natuurwaarde van iedere ecotoopgroep opgenomen, en wel volgens twee methoden. In de eerste plaats de natuurwaarde zoals die met ASTER (Witte and Strasser, 2010;

**FIGUUR 2.3** VOORBEELDEN VAN UITVOER MET PW TEN BEHOEVE VAN HET CARE PROJECT (THEMA 3 IN KENNIS VOOR KLIMAAT) IN HET STROOMGEBIED VAN DE BAAKSE BEEK: (A) KANS OP VOORKOMEN VAN ASSOCIATIE 19AA02 ASSOCIATIE VAN KLOKJESGENTIAAN EN BORSTELGRAS WANNEER HET HELE GEBIED TOT NATUUR ZOU WORDEN BESTEMPELD, (B) UIT ASSOCIATIES SAMENGESTELDE VEGETATIEKAART VOOR DE HUIDIGE NATUURGEBIEDEN, (C) NATUURWAARDE ONDER HET HUIDIGE EN (D) HET W+ SCENARIO (2050) WANNEER HET HELE GEBIED NATUUR ZOU ZIJN. N.B.: HET GAAT OM POTENTIËLE WAARDEN, D.W.Z. BIJ OPTIMAAL VEGETATIEBEHEER EN ZONDER ATMOSFERISCHE N DEPOSITIE, MAAR WEL MET DE WATERHUISSHOUING DIE VOOR HET HUIDIGE LANDGEBRUIK IS GESIMULEERD MET HET MODEL AMIGO (VAN DER LINDEN ET AL., 2008)



Witte et al., 2011) is berekend uit de opnamen van DVN: volgens de methode Gelderland,  $NW_{Gld}$  (Hertog and Rijken, 1992). In een dubbelblinde toets aan het oordeel van deskundigen, kwam de methode  $NW_{Gld}$  als beste uit de bus (Witte and Strasser, 2010; Witte et al., 2011). Deze methode wordt door VSN gebruikt, zodat een directe vergelijking mogelijk is als ook PW daarmee rekent. Om enigszins te kunnen beoordelen of de keuze van de waarderingsmethode invloed heeft op de resultaten, is tevens een berekening uitgevoerd met met aantal Rodelijstsoorten,  $NW_{RL}$  (Van der Meijden et al., 2000).

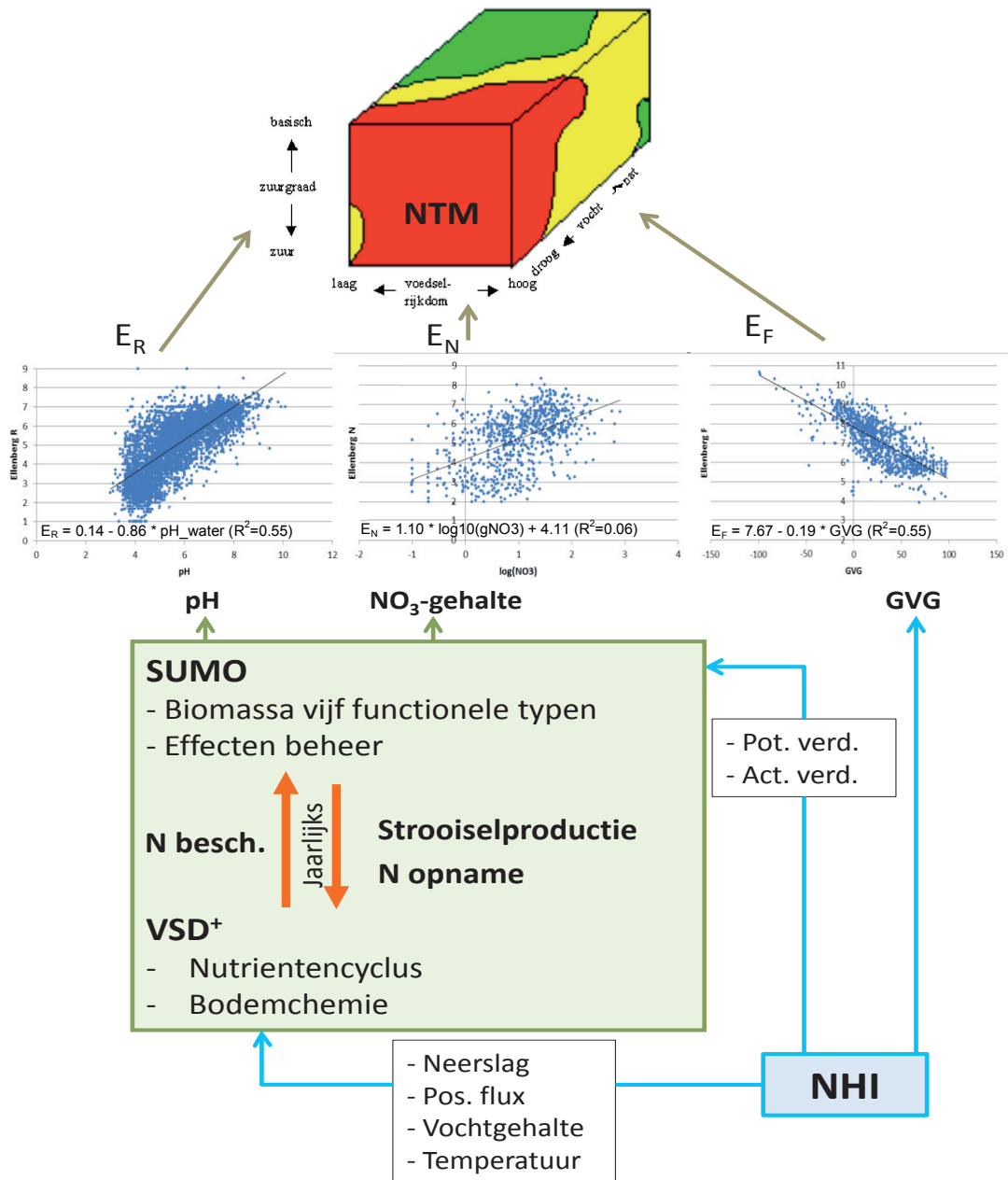
**TABEL 2.2** IN DEZE STUDIE GEMODELLEERDE ECOTOOPGROEPEN, MET HUN NATUURWAARDE VOLGENS ZOWEL DE METHODE GELDERLAND ( $NW_{Gld}$ ), ALS DE METHODE RODE LIJST ( $NW_{RL}$ ). CURSIEF: DE RANGORDE O VAN BEIDE METHODEN. DE SPEARMAN CORRELATIECOEFFICIËNT  $R_s^2$  TUSSEN BEIDE METHODEN BEDRAAGT 83%

Code	Beschrijving	Natuurwaarde			
		$NW_{Gld}$	O	$NW_{RL}$	O
A11	Verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zure wateren	92	21	0.53	22
A12	Verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak-zure wateren	288	5	2.93	6
A15	Verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke, zwakzure wateren	162	10	1.98	10
A16	Verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke, basische wateren	77	25	0.82	20
A18	Verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren	42	32	0.17	32
K21	Pioniersvegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems	218	8	2.3	9
K22	Pioniersvegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak-zure bodems	260	7	3.48	5
K23	Pioniersvegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems	360	2	4.45	4
K27	Pioniersvegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodem	113	17	0.99	18
K28	Pioniersvegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems	45	31	0.07	33
K41	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems	151	13	1.58	11
K42	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak-zure bodems	196	9	2.79	8
K43	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, basische bodems	319	3	9.18	1
K47	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, matig voedselrijke bodems	63	29	1.06	17
K48	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, zeer voedselrijke, kalkrijke bodems	20	34	0.18	31
K61	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zure bodems	68	26	0.38	25
K62	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zwak-zure bodems	99	19	0.84	19
K63	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, voedselarme, basische bodems	157	12	1.43	13
K67	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, matig voedselrijke bodems	78	24	1.51	12
K68	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, zeer voedselrijke bodems	19	35	0.29	28
H21	Bossen en struwelen op natte, voedselarme, zure bodems	131	14	1.37	14
H22	Bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak-zure bodems	125	15	1.32	16
H23	Bossen en struwelen op natte, voedselarme, basische bodems	413	1	5.43	2
H27	Bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems	82	23	0.35	26
H28	Bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems	56	30	0.02	35
H41	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zure bodems	67	27	0.19	30
H42	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak-zure bodems	117	16	0.5	23
H43	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, basische bodems	305	4	4.99	3
H47	Bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems	105	18	0.3	27
H48	Bossen en struwelen op vochtige, zeer voedselrijke bodems	31	33	0.03	34
H61	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, zure bodems	64	28	0.22	29
H62	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, zwak-zure bodems	88	22	0.81	21
H63	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, basische bodems	158	11	1.35	15
H67	Bossen en struwelen op droge, matig voedselrijke bodems	97	20	0.39	24

### 2.1.3 VSN

Voor de modellering van de bodemprocessen en de biomassa ontwikkeling van de natuurlijke vegetatie is door Alterra de modelketen VSD<sup>+</sup>-SUMO-NTM gekoppeld aan het hydrologische model NHI-MetaSwap (Bijlage A). De samenhang tussen de modellen NHI, VSD<sup>+</sup>,SUMO en NTM is gegeven in Figuur 2.4. VSD<sup>+</sup>-SUMO is een dynamisch procesmatig model dat op jaar-basis de bodemprocessen en de vegetatiegroei beschrijft. Het kan op regionale en nationale schaal de langjarige effecten van o.a. atmosferische depositie en beheersmaatregelen op de bodem en de vegetatie berekenen. VSD<sup>+</sup> is hierin de bodemmodule en SUMO de vegetatiemodule, welke volledig zijn geïntegreerd middels een jaarlijkse terugkoppeling. NTM is een statistisch model waarmee de potentiële natuurwaarde wordt berekend.

FIGUUR 2.4 SAMENHANG VAN DE MODELLEN NHI, VSD<sup>+</sup>-SUMO EN NTM. IN BIJLAGE A EN C VOOR DETAILS



### VSD+

Het model VSD+ (Bonten et al., 2009) is een enkel laags dynamisch bodemmodel dat de bodemprocessen en de bodemchemie beschrijft. VSD+ is een uitbreiding van het model VSD (Posch and Reinds, 2009) voor wat betreft de C en N dynamiek om in combinatie met vegetatiemodellen effecten op o.a. biodiversiteit te kunnen berekenen.

Het geheel is dusdanig opgezet dat het zowel op puntschaal als op nationale schaal kan worden toegepast. Over het algemeen is het zo dat bij een punttoepassing veel bekend is over de lokale situatie en veel parameters hierop afgestemd worden. Bij een toepassing op nationale schaal is dit niet mogelijk en worden modelparameters gekoppeld aan een bodemtype en/of vegetatietype. Voor de parametrisatie van VSD+ (o.a. kalktoestand, vertering van mineralen, CEC, omwissel- en evenwichtsconstanten) worden zeven bodemtypes onderscheiden. Voor de vegetatieparameters in SUMO (o.a. maximale groeisnelheid, nutriëntengehaltes per orgaan, verdeling over de organen en parameters voor graasbeheer) worden veertien vegetatietypen onderscheiden. Voor de bostypen wordt nog een onderverdeling gemaakt per boomsoort. De rekentijd voor alle natuur in Nederland, met een gridgrootte van 250 x 250 m, over een periode van 30 jaar is ca. een half uur.

Het VSD+ model bestaat uit een set van massa-balansvergelijkingen, welke de input-output relaties beschrijven van een bodemcompartiment, en een set van vergelijkingen voor de beschrijving van snelheids- en evenwicht processen in de bodem. Er wordt een volledige menging verondersteld van de bodemoplossing binnen één homogeen bodemcompartiment met een constante dichtheid en een vaste diepte. VSD+ voorspelt de concentratie van het bodemvocht dat deze laag verlaat (gewoonlijk gedefinieerd als de wortelzone).

Vegetatiegroei en strooiselproductie wordt berekend door SUMO. Het model omvat N mineralisatie of immobilisatie als het netto resultaat van de afbraak van organisch materiaal en daarnaast N opname, nitrificatie, denitrificatie en N uitspoeling. De afbraak van organisch materiaal, nitrificatie en denitrificatie zijn afhankelijk van de pH, bodemvocht en bodemtemperatuur, waardoor het mogelijk is de gevolgen van de klimaatverandering te berekenen. Het model heeft een jaarlijkse tijdstap, dat wil zeggen dat seizoensgebonden variaties niet expliciet worden meegenomen, maar reductiefactoren voor bodemvocht en temperatuur worden wel berekend op dag basis en achteraf gemiddeld tot een jaargemiddelde.

VSD+ rekent met jaarsommen en gebruikt meteorologische invoer (neerslag, verdamping, temperatuur) en onderdelen van de NHI waterbalans voor de wortelzone (opwaartse flux over onderrand wortelzone). Informatie over vochtgehaltes en temperatuur op dagbasis worden gebruikt voor het afleiden van reductiefactoren voor mineralisatie en (de)nitrificatie. VSD+ gebruikt van SUMO de opname van nutriënten en de strooiselproductie door de vegetatie. VSD+ levert aan SUMO de nutriëntenbeschikbaarheid en berekent pH en NO<sub>3</sub>-gehaltes die, nadat ze in de module P2E omgerekend zijn tot Ellenberg indicatiewaarden, als invoer dienen voor NTM.

### SUMO

SUMO (Wamelink et al. 2000, Wamelink et al. 2009a,b) is een vegetatiemodule waarmee de biomassa en vegetatieontwikkeling, met name successie en daarmee samenhangende processen, gemodelleerd wordt en de invloed van vegetatiebeheer daarop. SUMO is geïntegreerd met VSD+, met een jaarlijkse terugkoppeling tussen bodem en vegetatie. SUMO simuleert de biomassaontwikkeling voor vijf verschillende functionele vegetatiestructuurtypen (kruiden

en grassen, dwergstruiken, struiken en twee boomsoorten) als gevolg van beheer (maaien, grazen, dunnen/kappen, plaggen en branden). De functionele typen beconcurreren elkaar om licht, nutriënten en vocht. Mede afhankelijk van het beheer kan er successie ontstaan. Zo kan heide overgaan in bos, of grasland in heide. Door de effecten van beheer zoals o.a. maaien, plaggen, of kappen te modelleren kan SUMO afvoer van biomassa berekenen en daarmee ook de afvoer van nutriënten. In de in dit rapport beschreven toepassing is het beheer dusdanig ingesteld dat de vegetatietypen tijdens de berekeningen niet veranderen.

### NTM

Het natuurwaarderingmodel NTM3 (Wamelink et al. 1997, Schouwenberg 2002, Wamelink et al. 2003) is ontwikkeld voor de voorspelling van (potentiële) natuurwaarden op grond van de vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom. NTM is een regressiemodel dat een relatie legt tussen deze milieufactoren en de vegetatie. Het is gebruikelijk om natuurwaarden te formuleren op basis van plantensoorten of vegetatietypen. Modelmatige voorspelling betreffende het voorkomen van afzonderlijke soorten of typen gaat echter gepaard met grote onzekerheden. Daarom wordt door NTM deze stap via de soorten niet gemaakt, en wordt de natuurwaarde direct ontleend aan de combinatie van abiotische omstandigheden en vegetatiestructuur, die gebaseerd is op de berekende natuurbehoudswaarde en de gemiddelde Ellenberg indicatorwaarden voor F, R en N voor ca. 160.000 vegetatieopnamen. NTM is voor te stellen als een driedimensionale grafiek waarbij langs de assen de factoren vocht, zuurgraad en voedselrijkdom staan, en aan elke combinatie van deze drie factoren een natuurwaarde is toegekend. De natuurwaarde die door NTM berekend wordt is een maat voor de floristische biodiversiteit, uitgedrukt op een arbitraire schaal.

NTM heeft als invoer Ellenberg indicatiewaarden nodig. In de module P2E worden pH, NO<sub>3</sub>-gehalte (beide uit VSD+) en GVG (uit NHI) via regressievergelijkingen (Tabel 2.3) omgezet in Ellenberg indicatiewaarden (Wamelink et al., 2012a). Details van de afleiding zijn beschreven in Bijlage B). Hierbij moet vermeld worden dat de conversie naar Ellenberg indicatiewaarden de grootste bijdrage levert aan de onzekerheid van de modeluitkomsten (Schouwenberg et al., 2000).

TABEL 2.3

REGRESSIEVERGELIJKINGEN VOOR DE OMREKENING VAN GVG, PH EN NO<sub>3</sub> NAAR ELLENBERGINDICATORWAARDEN

Vergelijking	Eenheid	R <sup>2</sup>	Obs.
$F\_Ellen = 7.6654 - 0.0193 * GVG$	GVG in cm - mv	0.55	1168
$R\_Ellen = 0.141 + 0.8569 * pHwater$	-	0.55	5720
$Nellen = 1.1024 * \log_{10}(gNO_3) + 4.1127$	gNO <sub>3</sub> in mg kg <sup>-1</sup>	0.32	1327

#### 2.1.4 KORTE ONDERLINGE VERGELIJKING

In dit rapport worden drie modellen gebruikt die zowel verschillen als overeenkomsten vertonen. Een wezenlijk onderscheid is of een model gebruik maakt van *relatieve* of *absolute uitkomsten* van een hydrologisch model.

DEMNAT is een typisch 'what if' model. Het voorkomen van de vegetatie is al meegenomen in de gebiedsschematisering. Vervolgens wordt op basis van een hydrologische verandering met dosiseffectfuncties bepaald hoe de vegetatie zal veranderen.

De modellen PW en VSN maken gebruik van de absolute hydrologische uitkomsten (een toestand). De verandering kan worden bepaald als twee toestanden met elkaar worden vergeleken. De modellen doen een uitspraak over het potentieel voorkomen van een vegetatie of

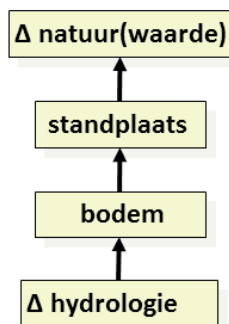


natuurwaarde op basis van een abiotische toestand. VSN betreft ook nog beheer en atmosferische depositie in de voorspelling, waardoor verwacht mag worden dat de potentieel voorspelde vegetatie beter overeenkomt met de actuele vegetatie.

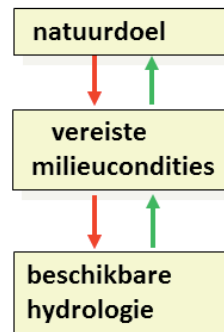
Voordeel van benadering van PW en VSN is dat hiermee een indicatief antwoord kan worden gegeven op vragen als: is een bepaald natuurdoel op een bepaalde plek in de toekomst nog te realiseren? Vergelijkbaar met de doelrealisatie natuur uit de Waternood methode, waarbij in dit geval meer rekening wordt gehouden met klimaatrelevante aspecten. Het principe is schematisch aangegeven in Figuur 2.5. Met DEMNAT kan alleen worden aangegeven of een bestaand vegetatietype als gevolg van hydrologische veranderingen vooruit of achteruit zal gaan. Het is niet mogelijk het ontstaan van nieuwe typen te voorspellen.

FIGUUR 2.5 RELatieve VERSUS ABSOLUTE EFFECTBEPALING. HET DEMNAT MODELCONCEPT KOMT OVEREEN MET HET LINKER FIGUUR, EN DE MODELLEN PW EN VSN MET HET RECHTER FIGUUR

**Relatieve effect bepaling**  
*Relatieve verandering ecologie na hydrologische ingreep*



**Absolute effect bepaling**  
*Knelpunt: past het (doelrealisatie)?*  
*Kans: Zo nee, wat dan wel (kansrijkdom)?*



De mate van doelrealisatie van habitattypen voor Natura 2000 gebieden of SNL natuur-beheertypen voor toekomstscenario's is relevante informatie, maar dit stelt hoge eisen aan de betrouwbaarheid van de uitkomsten van hydrologische modellen. Voor ecologische toepassingen is een absolute fout in de voorspelling van grondwaterstand ten opzichte van maaiveld van meer dan 10 tot 20 cm significant. Dergelijke fouten zullen sterk doorwerken in een ecologische prognose. Om hier enige zicht op te krijgen is validatie nodig van een voorspelde situatie (zie hoofdstuk 3).

## 2.2 KOPPELING MET NHI

Ten behoeve van de modelkoppeling van het landelijk model NHI-3.0 met PW en VSN is een NHI berekening uitgevoerd afgestemd op de informatiebehoefte van deze ecologische effectmodellen. Hiertoe is de ruimtelijke informatie van NHI en de ecologische modellen op elkaar afgestemd. Het gaat om gegevens over meteorologie, landgebruik, bodem en hydrologie. Bijlage C geeft een uitgebreid overzicht van de hydrologische invoerbehoefte van PW en VSN.

Voor de koppeling met het NHI-3.0 is vooral hydrologische uitvoer relevant van de module MODFLOW (verzadigde zone) en MetaSWAP (onverzadigde zone). Er is een 30 jarige referentieperiode doorgerekend (1966 t/m 1995). Het grondwatermodel rekent op dag basis en schrijft ook de resultaten weg, maar in de praktijk worden alleen waarden voor de 14<sup>e</sup> en 28<sup>ste</sup> van de maand bewaard. Naast 30 jarige reeksen zijn ook karakteristieke weerjaren doorgerekend (1967: gemiddeld, 1989: droog, 1976: extreem droog).

### 2.2.1 PW

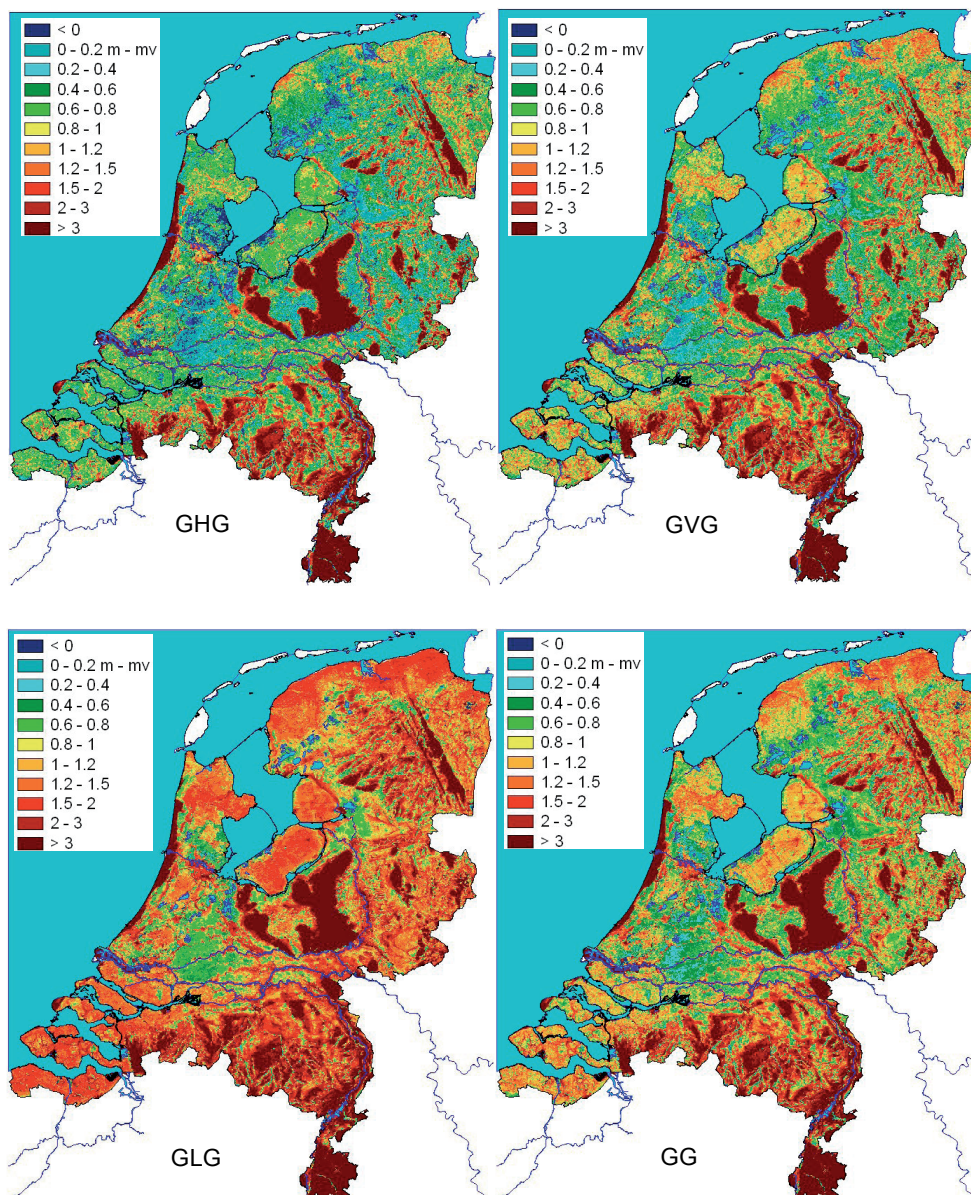
PW heeft voor zijn berekening van een hydrologische toestand de onderstaande NHI uitvoer nodig representatief voor een bepaalde tijdsperiode:

- Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand GHG (m – maaiveld)
- Gemiddelde Voorjaarsgrondwaterstand GVG (m – maaiveld)
- Gemiddeld Laagste Grondwaterstand GLG (m – maaiveld)
- Gemiddelde Grondwaterstand GG (m – maaiveld)
- Gemiddelde kwelflux ( $m^3/d$  per gridcel)

Deze gegevens zijn ten behoeve van de modelkoppeling binnen NHI volgens een standaardmethode bepaald, waarbij NHI eerst de HG3 en LG3 per jaar bepaalt en vervolgens de GHG en GLG door deze waarden te middelen voor de 30 jarige periode. De GVG is bepaald met de vergelijking  $GVG = 0,83 \cdot GHG + 0,19 \cdot GLG + 5,4 \text{ cm}$  (Van der Sluis, 1990). De GG is bepaald door alle grondwaterstanden te middelen over de gehele periode. Figuur 2.6 geeft de modelinvoer afkomstig van het NHI aan voor de GHG, GVG, GLG en GG. Figuur 2.7 geeft de modelinvoer afkomstig van het NHI voor de kwelflux in de referentieperiode.

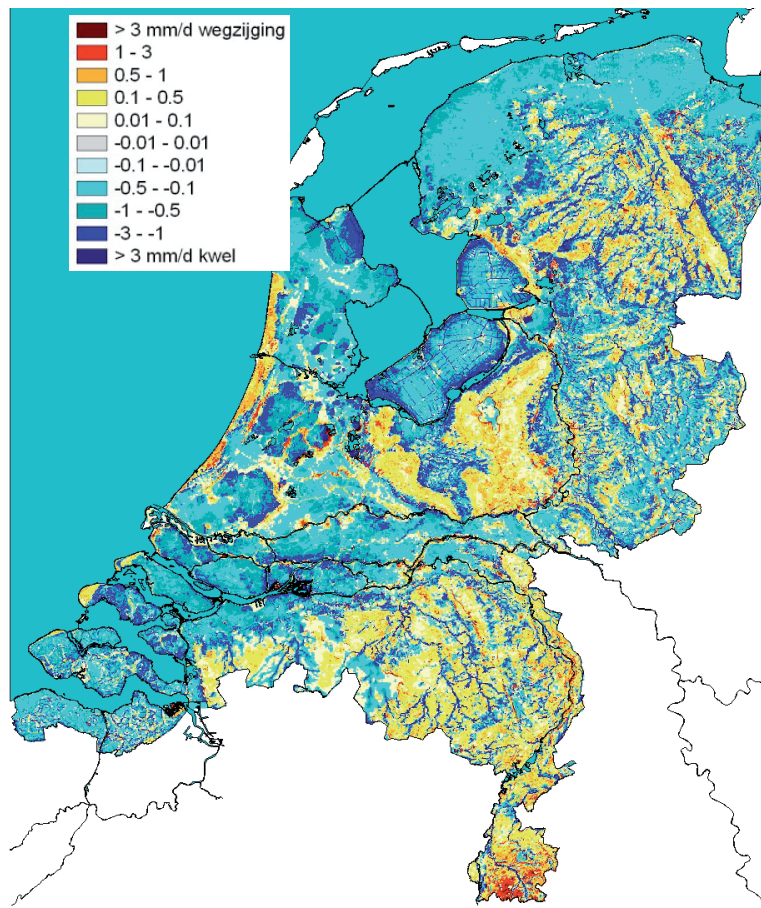
FIGUUR 2.6

GHG, GVG, GLG EN GG KAART (IN M-MV) AFKOMSTIG VAN NHI-3 VOOR DE REFERENTIEPERIODE



FIGUUR 2.7

KWELKAART AFKOMSTIG VAN NHI-3



### 2.2.2 VSN

Het modelkoppel VSD<sup>+</sup>-SUMO rekent op jaarbasis en kan voor elk beschikbaar jaar uitvoer leveren. Bij een reeks van 30 jaar berekent het model voor elk van die dertig jaar de uitvoer en middelt de uitkomsten achteraf. VSD<sup>+</sup> voorspelt de concentratie van het bodemvocht dat de wortelzone verlaat. De wortelzone wordt in VSD<sup>+</sup> voorgesteld als één homogeen bodemcompartiment waarin volledige menging wordt verondersteld. Om de concentraties van (kat) ionen in het bodemvocht (nutriënten en zout) te kunnen modelleren heeft VSD<sup>+</sup> als invoer een flux die de wortelzone verlaat en een vochtgehalte nodig. De flux die de wortelzone verlaat (hetzij neerwaarts of lateraal) wordt als volgt berekend:

$$\text{Flux die wortelzone verlaat} = \text{Neerslag} - \text{Verdamping} + \text{Opwaartse waterflux}$$

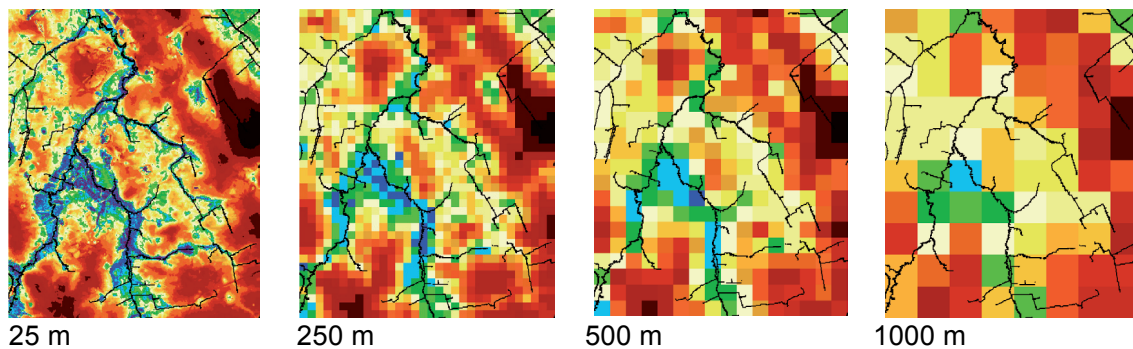
Bij de opwaartse flux gaat het om de capillaire opstijging aan de onderkant van de wortelzone. Deze term is vooral van belang voor de aanvoer van basische kationen naar de wortelzone, wat een grote invloed heeft op de zuurgraad.

Aangezien VSD<sup>+</sup>-SUMO op jaarbasis rekent moet alle uitvoer van het NHI omgerekend worden naar getallen op jaarbasis. Voor neerslag, opwaartse flux en verdamping zijn dat de jaartotalen in m/j.

### 2.2.3 ANALYSE EFFECT VAN RUIMTELIJKE SCHAAL

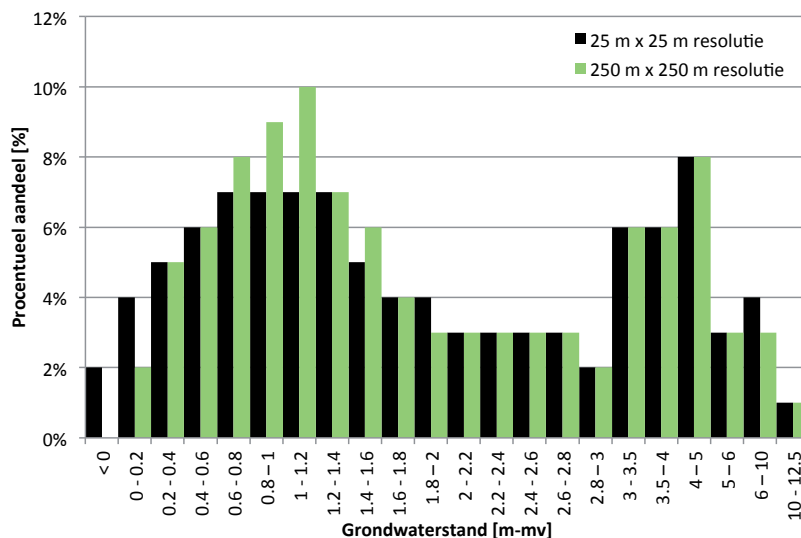
Uit een analyse in 2009 (interne Deltares memo, Hunink et al) weten we dat opschaling leidt tot informatieverlies wat aanleiding kan geven tot een systematische onderschatting van natte standplaatsen. Als we een steeds grovere resolutie gebruiken wordt de variatie in standplaatsen steeds meer weggemiddeld. De grootte van het effect is in 2009 bepaald voor de Drentsche Aa door gevalideerde modeluitkomst voor grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld op te schalen van 25 m naar 250 m, 500 m en 1000 m. Het ruimtelijk beeld van de opschaling staat weergegeven in Figuur 2.8.

FIGUUR 2.8 UITVOER VAN EEN REGIONAAL HYDROLOGISCH MODEL NAAR VERSCHILLENDE RUIMTELIJKE RESOLUTIES. DE MODELUITVOER SCHUIFT STEEDS MEER OP NAAR GEMIDDELTE WAARDEN NAAR MATE DE RUIMTELIJKE RESOLUTIE GROVER WORDT



Voor een resolutie van 25 m en 250 m is het aantal cellen bepaald dat binnen een bepaalde categorie grondwaterstanden valt. Dit aantal is vervolgens omgerekend naar een percentage van het totale areaal (Figuur 2.9). Op basis van een vergelijking van histogrammen voor grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld op 25 m versus 250 m kan worden geconcludeerd dat voor de Drentsche Aa sprake is van een reductie in areaal van 100% voor grondwaterstanden boven maaiveld en 50% voor grondwaterstanden tussen de 0 en 20 cm. In dit geval dus een behoorlijke onderschatting van het voorkomen van natte standplaatsen. In Bijlage D wordt nader ingegaan op de consequenties van het hanteren van een 25x25 m grid versus 250x250 m grid op regionale en landelijke schaal. De berekeningen in dit rapport hebben zich beperkt tot 250x250 m grids.

FIGUUR 2.9 FREQUENTIE VERDELING VAN GRONDWATERSTANDEN TEN OPZICHT VAN MAAIVELD VOOR DE DRENTSCHE AA BIJ EEN GRID MET 25 M EN 250 M RESOLUTIE. BIJ EEN GROVERE RUIMTELIJKE RESOLUTIE NEEMT HET RELATIEVE AANDEEL AAN NATTE STANDPLAATSEN AF (EEN SYSTEMATISCHE ONDERSCHATTING)

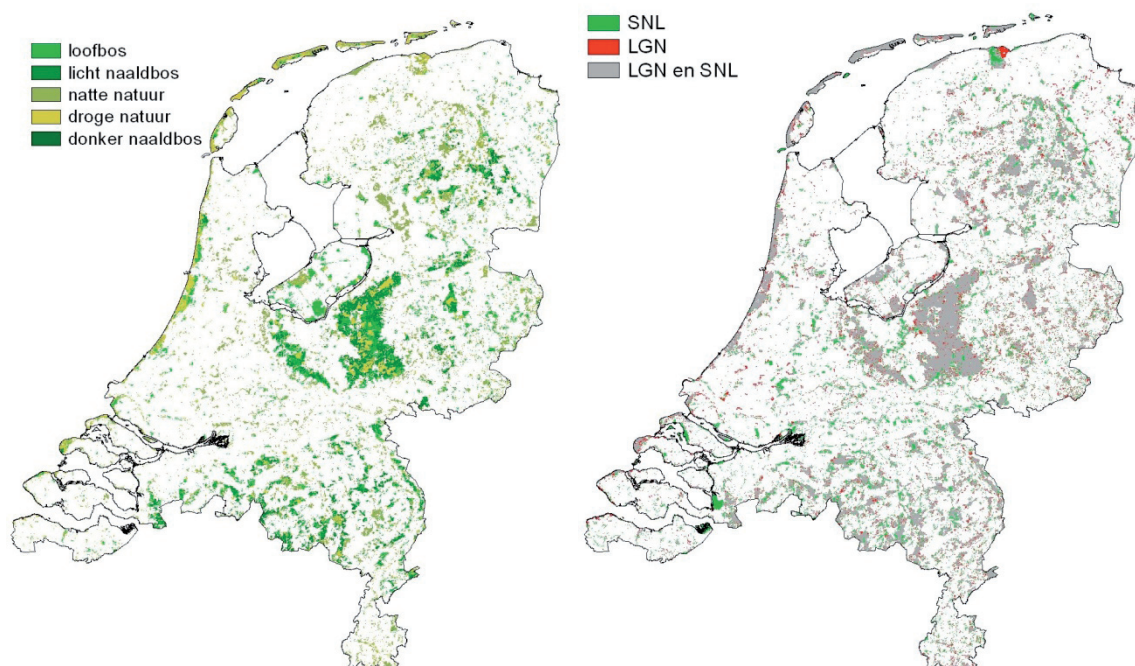


### 2.3 MODELGEBIED VOOR TERRESTRISCHE NATUUR

Ten behoeve van de modelvergelijking is het wenselijk om voor beide modellen hetzelfde modelgebied te gebruiken. Hoewel natuur ook buiten reservaten kan voorkomen is uitgegaan van een modelgebied op basis van het voorkomen van natuurreservaten. Er zijn twee informatiebronnen waar vanuit kan worden gegaan. De eerste is de landgebruikskaart binnen NHI afgeleid van het Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland (LGN). Natuur is hierin geaggregeerd naar een aantal vegetatiestructuurtypen. Voor VSN is de structuur van de vegetatie een belangrijke informatielaag. Het totale areaal terrestrische natuur komt uit op 606.513 hectare. De tweede informatiebron zijn de gebieden die vallen onder het Subsidiestelsel Natuur-en Landschap (<http://www.portaalnatuurenlandschap.nl/snl/>). Dit zijn de gebieden opgenomen in de provinciale natuurbeheerplannen. Deze kaart is naar verwachting het meest recente en complete overzicht van natuurgebieden. Via DLG (Heiko Prak) is voor deze studie de versie uit 2013 beschikbaar gekomen waarop alle SNL beheertypen staan weergegeven. Uit deze kaart is weer een selectie gemaakt, waarbij alleen de natuurbeheertypen (N-typen) zijn geselecteerd die liggen binnen de landbegrenzing volgens de topografische kaart 1:10.000. Een overzicht van de SNL-natuurbeheertypen staat aangegeven in Bijlage F. De SNL2013 kaart is verrasterd naar 25 en 250 m. Het totale areaal van SNL2013 (exclusief open water) bedraagt 655.119 hectare. De arealen van beide kaarten verschillen, alsook de locatie. De overlap tussen beide kaarten bedraagt 487.663 ha.

Figuur 2.10 toont de natuurgebieden volgens LGN natuur (NHI invoer) en de overlap tussen LGN natuur en SNL.

FIGUUR 2.10 LINKS NATUURRESERVATEN VOLGENS HET LGN INGEDEELD NAAR VEGETATIESTRUCTUUR TYPEN, EN RECHTS DE OVERLAP VAN DEZE KAART MET DE SNL2013 KAART. GROEN ZIJN DE GEBIEDEN DIE WEL IN SNL2013 VOORKOMEN, MAAR VOLGENS LGN NIET NATUUR ZIJN

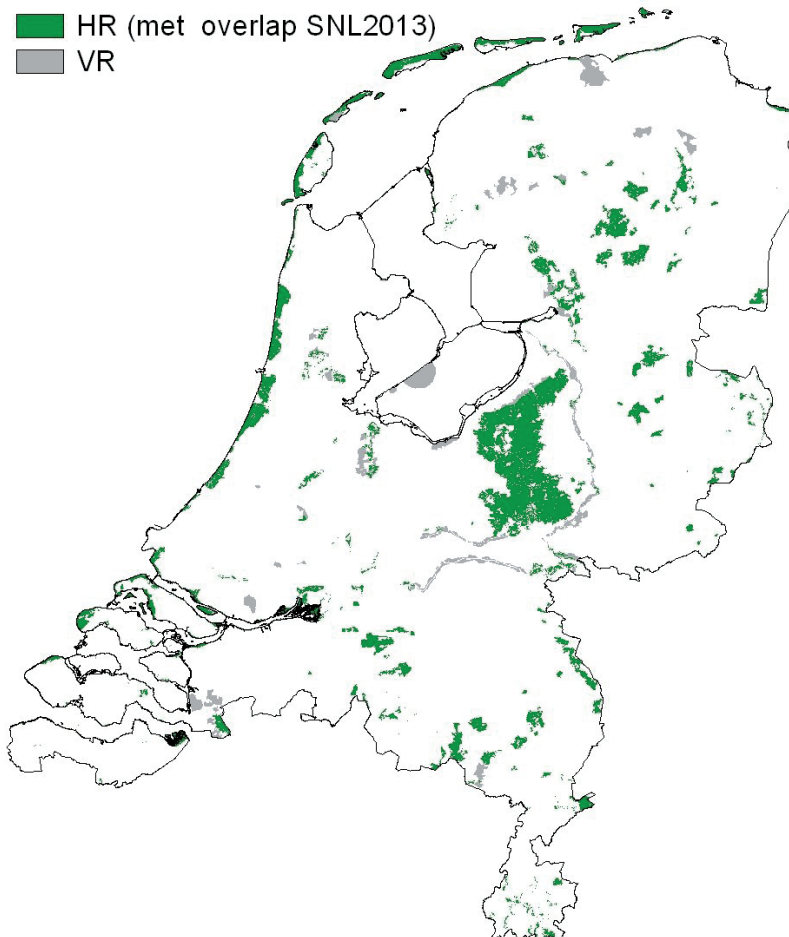


Naast natuur met een nationale beschermingsstatus (SNL2013) is ook een kaart beschikbaar met Europees beschermde natuur volgens de vogel- en habitatrichtlijngebieden (zie Figuur 2.11). Deze Natura2000 gebieden omvatten zowel droge als natte natuur (Bijlage G). Aangezien zowel PW als VSN zich richten op de vegetatie, zijn vooral de habitatrichtlijngebieden relevant. Het modelmatig toetsen of habitatdoelen qua milieucondities mogelijk zijn is lastig omdat we geen ruimtelijk expliciete kaart hebben met deze doelen. Dit kan nu alleen globaal

per gebied worden aangegeven op basis van indirecte informatie. Het areaal aan habitatrictlijngebied (exclusief open water) bedraagt 264.250 hectare. Het modelgebied van PW en VSN overlappen voor 85% met het habitatrictlijngebied.

FIGUUR 2.11

LIGGING VAN DE HABITATRICTLIJN GEBIEDEN. IN GRIJS ZIJN NATURA2000 GEBIEDEN AANGEGEVEN DIE ALLEEN EEN BESCHERMDE STATUS HEBBEN VANUIT DE VOGELRICHTLIJN



Het verschil kan grotendeels verklaard worden door het buiten beschouwing laten van open water (Friese meren) en het ontbreken van de Waddeneilanden. De modellen PW en VSN modelleren immers alleen terrestrische natuur en de Waddeneilanden ontbreken binnen NHI. Daarnaast kunnen rekencellen in de uitvoer van PW ontbreken indien volgens de invoer sprake is van verstedelijkt gebied (of open water). Door de grofheid van de bodemfysische eenhedenkaart (afgeleide van bodemkaart 1:50.000) waren dit oorspronkelijk relatief grote gebieden waardoor een substantieel aandeel van de natuurgebieden in laagveengebied niet werden gemodelleerd. Dit is gecorrigeerd met behulp van het LGN waarbij voor die kaartvlakken open water en stedelijk gebied is vervangen met LGN informatie over open water en stedelijk gebied. Overig landgebruik binnen die kaartvlakken is vervangen met een bodemfysische eenheid afgeleid van direct aanliggende eenheden uit de bodemfysische eenhedenkaart 1:50.000. Met deze aanpak is het probleem van onterecht onderschatten van het areaal natuur ondervangen.

## 2.4 GEBRUIK VAN STANDPLAATSKAARTEN

Doelstelling van de studie is een vergelijking tussen de ecologische modellen op basis van standplaatskaarten en natuurwaarden. Aangezien het DEMNAT modelconcept en hoe gebruik wordt gemaakt van standplaatskaarten sterk verschilt van de aanpak van PW en VSN beperkt de modelvergelijking voor de standplaatskaarten zich vooral tot de PW en VSN resultaten. Voor de volledigheid is wel aangegeven hoe binnen DEMNAT gebruik wordt gemaakt van informatie over de standplaats.

### 2.4.1 DEMNAT

Anders dan bij PW en VSN gebruikt DEMNAT informatie over de standplaats niet om de kans op voorkomen van vegetaties af te leiden. Het voorkomen van de vegetatie in de uitgangssituatie wordt bij DEMNAT immers afgeleid van waarnemingen, te weten FLORBASE. Wel gebruikt DEMNAT *potentiële* standplaatscondities afgeleid van de bodemkaart voor het schematiseren van rekeneenheden: de ecoplots. De potentiële standplaatskaarten zijn dus slechts een hulpmiddel bij het aanmaken van de gebiedsschematisering. Daarbij wordt aan een kaartvlak van de bodemkaart met behulp van de ecoserie-typologie niet slechts een toestand toegewezen, maar een palet van standplaatscondities die elk met een bepaalde kans kunnen voorkomen (Klijn, 1997). Vervolgens worden de vegetatie-eenheden afgeleid van FLORBASE, op basis van gelijke standplaatscondities, toebedeeld aan de meest waarschijnlijke bodemeenheden. Er treedt wel enige mismatch op doordat in FLORBASE ook de effecten van landgebruik en bemesting zitten, terwijl in potentiële standplaatscondities op basis van de bodemkaart dit niet het geval is. FLORBASE laat meer voedselrijke standplaatscondities dan standplaatskaarten die alleen zijn gebaseerd op de bodemkaart.

Het is mogelijk om kaarten te maken van de potentiële kans standplaatscondities afgeleid van de bodemkaart. Om dit te kunnen doen is eerst een bestand gemaakt waarin per individueel standplaatstype de kans op voorkomen is weergegeven per kaartvlak. De kansen zijn vervolgens gesommeerd (bijvoorbeeld nat = optelling van kans op nat voedselarm zuur, nat voedselarm zwak zuur, nat matig voedselrijk en nat zeer voedselrijk). De kaarten staan weergegeven in Bijlage E.

### 2.4.2 PW EN VSN

Het modelconcept van PW en VSN is wel onderling vergelijkbaar, in de zin dat de standplaatskaarten de basis vormen voor de voorspelling van de kans op voorkomen van vegetaties of natuurwaarden. Zowel PW als VSN kunnen standplaatskaarten maken voor de standplaatsfactoren vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad. De schalen verschillen echter. PW gebruikt de op de indeling in ecologische groepen (Runhaar et al., 2004) gebaseerde schaal van Witte et al. (2007b) en VSN de schaal van Ellenberg (1992). Om de standplaatskaarten van PW en VSN zo goed mogelijk met elkaar te kunnen vergelijken is gebruik gemaakt van gelijke legenda kleuren en klassenindeling. Binnen ArcGIS is bij de klassenindeling gebruik gemaakt van de optie 'Quantiles' zodat het aantal waarnemingen per klasse zoveel mogelijk gelijk is. Dat lukt voor PW minder dan goed voor VSN, wat vermoedelijk te maken heeft met de minder continue verdeling van waarden binnen PW. Bij de interpretatie van de kaarten dient hiermee rekening te worden gehouden.

## 2.5 VERTALING NAAR BELEIDSINDICATOREN

Een recente studie van het LEI (Polman, et al., 2013) gaat in op beleidsindicatoren voor natuur in relatie tot het deltaprogramma. In die studie wordt gesteld dat het algemene doel voor natuur van het ministerie voor economische zaken luidt: “Het realiseren van een veelzijdige en biodiverse leefomgeving en samenleving”. Daarbinnen wordt met name beoogt: “het realiseren van de internationale afspraken ten aanzien van biodiversiteit en een wederzijdse versterking van ecologie en economie”. Een operationeel doel is het wederzijds versterken van ecologie en economie.

Qua indicatoren wordt gevraagd om een maat voor veranderingen in arealen van terrestrische natuur (in ha), de veranderingen in kwaliteit van terrestrische natuur (kwalitatieve maat) en een onderscheid in Natura 2000 en overige gebieden. Voor terrestrische natuur is er behoefte de resultaten uit te drukken in de typologie van SNL, en voor Natura 2000 gebieden in habitattypen. Naast reservaten is er ook behoefte aan inzicht in natuur in agrarisch gebied. Gebieden met een goede natuurkwaliteit worden aangegeven in groen (+) en gebieden met slechte natuurkwaliteit in rood (-). Daarnaast is er behoefte aan inzicht in de benodigde uitgaven voor natuurbeheer, o.a. voor het in stand houden van ecosysteemdiensten.

### 2.5.1 BELEIDSINDICATOREN VOLGENS POLMAN ET AL 2013

De verschillende ecologische effectmodellen produceren elk hun eigen type uitvoer. Een overzicht van het type uitvoer per model uitgesplitst naar beleidsindicator staat aangegeven in tabel 2.4.

TABEL 2.4

BESCHRIJVING VAN DE UITVOER PER MODEL

Model	Uitvoer	Maat voor arealen	Maat voor kwaliteit	Maat voor gewogen kwaliteit
DEM NAT	Vlakdekkend: Botanische volledigheid 18 natte en vochtige ecotoopgroepen	Areaal natuurgebied binnen kilometerhokken met volledigheid > 0.	Gemiddelde volledigheid per ecotoopgroep per gebiedstype	Natuurwaarde per ecotoopgroep per gebiedstype
PW	Per (inter)nationaal reservaat: Potentiële botanische volledigheid 33 ecotoopgroepen (ook droog)	Aantal 250 m cellen met een kans op voorkomen > 0	Gemiddelde potentiële kans op voorkomen per ecotoopgroep per gebiedstype	Natuurwaarde per ecotoopgroep per gebiedstype
VSN	Per (inter)nationaal reservaat: Potentiële natuurwaarde	Aantal 250 m cellen boven een grenswaarde	(*)	Natuurwaarde per gebiedstype (SNL of habitatrictlijn)

(\*) VSN voorspelt alleen natuurwaarden en niet het voorkomen van afzonderlijke vegetatie-eenheden.

Hierdoor is maat beschikbaar voor de (ongewogen) kwaliteit van vegetatie-eenheden.

Geen van de modellen levert uitvoer over de uitgaven voor natuurbeheer of specifieke baten in termen van ecosysteem diensten.

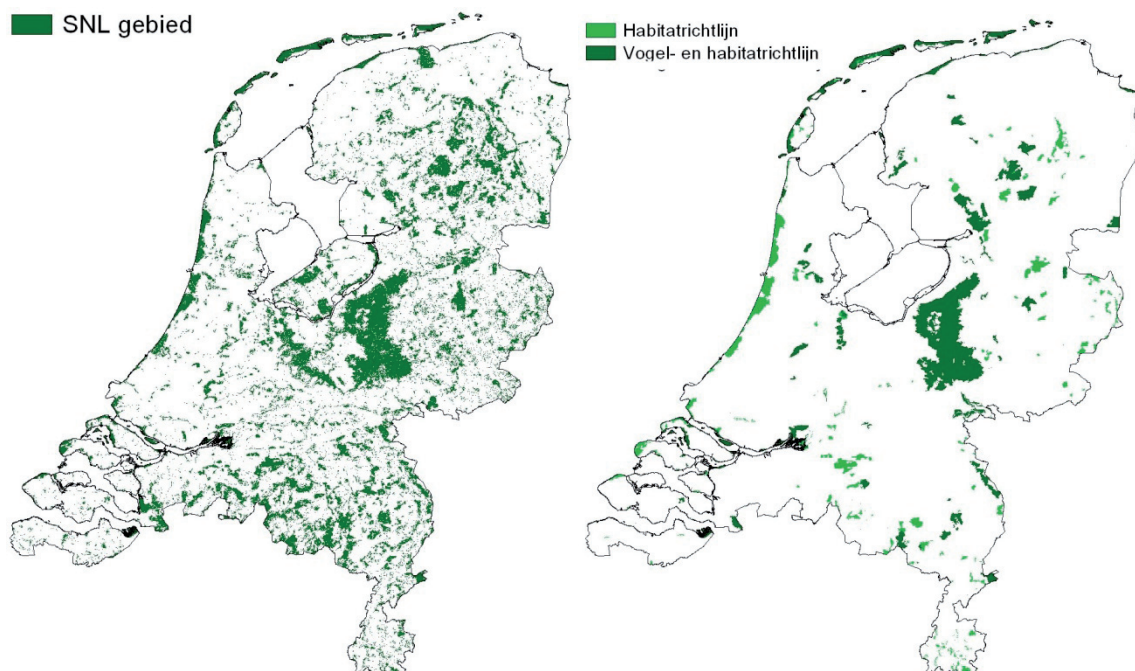
Met behulp van een kaart waarop de ligging van SNL gebieden en Natura 2000 gebieden staat aangegeven kan een selectie op de modeluitvoer worden gemaakt. Bij Natura 2000 gaat het vooral om de gebieden die vallen onder de habitatrictlijn. Figuur 2.12 geeft de ligging van de SNL gebieden en de habitatrictlijngebieden. Aangezien VSN om technische redenen niet werd ingezet in het deelprogramma zoetwater heeft de vertaling van beleidsindicatoren zich beperkt tot DEMNAT en PW.



Voor zowel DEMNAT als PW is via een nabewerking de standaard modeluitvoer vertaald naar beleidsindicatoren cf Polman et al. (2013). In eerste instantie zijn de resultaten geaggregeerd per ecotoopgroep omdat dit de primaire uitvoer is van de modellen. Achteraf is nog een verdere vertaaltap toegepast om de ecotoopgroepen te vertalen naar SNL eenheden en habitat-eenheden. Hiertoe is gebruik gemaakt van vertaaltabellen en ruimtelijke hulpinformatie (Fysisch Geografische Regio kaart, met uitbreiding) weergegeven in Bijlage H.

Binnen deelprogramma zoetwater zijn de resultaten uitgesplitst naar 17 deelgebieden, en naar type gebied. De resultaten voor DEMNAT zijn vlakdekkend zodat uitkomsten kunnen worden geleverd voor HR, SNL en 'het buitengebied'. Met het buitengebied wordt al het terrestrisch gebied bedoeld wat niet is toebedeeld aan SNL of HR. PW levert alleen resultaten voor de SNL en HR gebieden zodat alleen voor deze gebieden uitkomsten kunnen worden vertaald naar beleidsindicatoren.

FIGUUR 2.12 LIGGING VAN DE SNL GEBIEDEN EN HABITATRICHTLIJNGEBIEDEN (HR)



### AREALEN

Als maat voor de aanwezigheid van een ecotoopgroep binnen DEMNAT is uitgegaan een volledigheid groter dan nul ( $V > 0$ ). Op basis van een GIS overlay is het aandeel natuurgebied (habitatrichtlijn, SNL) en buitengebied bepaald. Binnen een kilometerhok kunnen meerdere ecotoopgroepen voorkomen. Het beschikbare areaal wordt daarom verdeeld over het aantal aangetroffen ecotoopgroepen. De som van de arealen mag immers niet groter worden dan het areaal dat beschikbaar is. Het is waarschijnlijk dat DEMNAT met deze methode het areaal natuur enigszins overschat. Binnen een kilometerhok kan immers ook droge natuur voorkomen en het voorkomen van deze droge typen zijn niet bepaald door DEMNAT. Voor PW is uitgegaan van een aanwezigheid van een ecotoopgroep indien de kans op voorkomen groter dan nul is ( $P > 0$ ). Als voor meerdere ecotoopgroepen voor een gridcel een  $P > 0$  is aangegeven dan wordt ook hier het beschikbare areaal verdeeld over het oppervlak van die cel. Uiteindelijk worden per ecotoopgroep de arealen gesommeerd per gebiedstype (HR, SNL) voor cellen met een  $V$  of  $P > 0$ .

### KWALITEIT

DEM NAT hanteert de term ‘volledigheid’ als maat voor de botanische ontwikkeling van een ecotoopgroep. Het is een score tussen 0 en 1 en wordt gezien als een kwaliteitsmaat voor een ecotoopgroep. De gemiddelde kwaliteit per ecotoopgroep en gebiedstype is bepaald door alle volledigheden te middelen voor cellen met een  $V > 0$ . Voor de uitgangssituatie is de volledigheid volledig gebaseerd op meetgegevens (FLORBASE-2N) PW hanteert de term ‘kans op voorkomen’. Het is een score tussen 0 en 100 en niet hetzelfde als de term volledigheid binnen DEM NAT. Aangenomen is dat P toch als een kwaliteitsmaat mag worden gezien aangezien het informatie geeft over de geschiktheid van een standplaats voor een bepaald type, en daarmee de potentie aangeeft voor de kwaliteit. Als de standplaatscondities optimaal zijn dan is de kans op voorkomen van een vegetatie behorende bij die standplaats 100%, en de kans is 0% als een of meer factoren het voorkomen van het type onmogelijk maakt. Het percentage is omgezet naar een score tussen 0 en 1 en het gemiddelde is bepaald voor cellen met een  $P > 0$ .

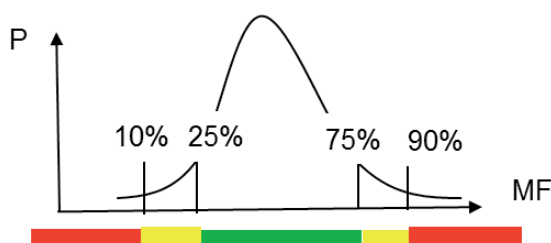
### NATUURWAARDEN

Als integrerende maat voor de uitkomsten van de ecologische modellen is gebruik gemaakt van de term natuurwaarden. De natuurwaarde is gebaseerd op de som van de volledigheden (dan wel kans op voorkomen) vermenigvuldigd met een weegwaarde per type. Aangezien er behoefte was om DEM NAT en PW in vergelijkbare termen uit te drukken is de natuurwaardeschaal van PW vertaald naar de natuurwaardeschaal van DEM NAT. Dit is gedaan via een lineaire regressie tussen de natuurwaarden van DEM NAT en PW voor ecotoopgroepen die in beide modellen voorkomen ( $NW_{\text{DEM NAT}} = 0.0123 * NW_{\text{PW}} + 1.6552$ ,  $R^2 = 0.55$ ,  $n=15$ ).

#### 2.5.2 BELEIDSINDICATOREN VOLGENS EEN STOPLICHTENMETHODE

Naast de beleidsindicatoren cf Polman et al., 2013 is ook een andere methode toegepast. Deze methode is alleen voor VSN geïmplementeerd. Alterra heeft een tabel opgesteld waarin de milieurangen staan aangegeven per SNL type (Bijlage I). Per SNL-type zijn veldwaarnemingen van o.a. pH,  $\text{NO}_3$ -gehalte en GVG opgeslagen in een database om vast te stellen onder welke abiotische omstandigheden de typen kunnen voorkomen. Uit de database is een optimum-waarde afgeleid door het gemiddelde te bepalen van de gemeten pH,  $\text{NO}_3$  en GVG. Rond dit optimum zijn eenzijdig percentielen bepaald: het 75% percentiel en het 95% percentiel, waarbij het 75% percentiel dichterbij het optimum ligt (gunstig) dan het 95% percentiel (minder gunstig, maar nog steeds mogelijk). Zie ook Figuur 2.12.

FIGUUR 2.12 KANS OP VOORKOMEN (P) UITGEZET TEGEN EEN BEPAALDE MILIEUFACTOR (MF). ALS DE GEMODELLEERDE WAARDE VOOR EEN MF VALT BINNEN HET PERCENTIELBEREIK VAN 75% DAN WORDT DE SITUATIE ALS GUNSTIG BEOORDEELD VOOR HET BETREFFENDE VEGETATIE-TYPE. VALT HET BUITEN DE 95% DAN WORDT DE SITUATIE ALS ONGUNSTIG BEOORDEELD



Door nu de VSN uitkomsten voor pH, NO<sub>3</sub> en GVG te confronteren met deze grenswaarden is aan te geven of de milieuoedities gunstig (groen), minder gunstig (geel) of ongunstig (rood) zijn voor het beoogde SNL-type. Dergelijke uitkomsten zijn vergelijkbaar met de aanpak van doelrealisaties volgens Waterlood, en relevant in relatie tot het doen van uitspraken over de staat van instandhoudingsdoelstellingen. De meest kritische milieuoeditie bepaalt of een type kan voorkomen. Ter illustratie, als er twee standplaatsfactoren in het gunstige bereik liggen, maar er ligt er één in het ongunstige bereik, dan is de totale beoordeling van de standplaats ook ongunstig. Door deze milieuranges te koppelen aan de SNL2013 kaart kan de beoordeling van vereiste milieuoedities voor SNL typen ruimtelijk worden aangegeven.

## 2.6 BEOORDELING PLAUSIBILITEIT MODELUITKOMSTEN

### 2.6.1 INLEIDING

In het verleden zijn de modellen, of onderdelen daarvan, van NHI, DEMNAT, VSN en PW gevalideerd, en de resultaten daarvan zijn in diverse publicaties vastgelegd. Deze validaties zijn bijna altijd gedaan op plotniveau, waarbij gebruik is gemaakt van locaties die uitgebreid zijn bemonsterd zodat het model met relatief nauwkeurig vastgestelde gegevens kon worden gevoed. Zo'n lokaal model is van belang om inzicht te bieden in het gedrag van ecosystemen. Dat een model op plotniveau goed presteert, wil nog niet zeggen dat het ook bevredigende resultaten oplevert op gebiedsniveau. Op dat niveau is de beschikbaarheid van voldoende betrouwbare invoergegevens immers veel kleiner. Voor een landelijk ecologisch model is het van belang dat deze betrouwbare informatie oplevert op het schaalniveau van heel Nederland. Zo'n ecologisch model kan alleen beoordeeld worden in combinatie met de hydrologische invoer van het NHI, omdat dit model in het Deltaprogramma gebruikt wordt.

In het ideale geval valideren we modellen op het ruimtelijke schaalniveau waarop die uitspraken doen. In ons geval zijn dat rastercellen van 250 bij 250 m. Bovendien valideren we het liefst aan harde veldmetingen, zoals aan de bodem-pH, en de grondwaterstand. In ons geval ontbreekt het aan zowel meetgegevens in hokken van 250 m, als aan harde veldmetingen om de modellenparen NHI-VSN en NHI-PW te kunnen valideren.

Wat we wel kunnen doen, is toetsen of de uitkomsten voor het huidige klimaat aannemelijk zijn, door na te gaan of de voorspelde vochttoestand, voedselrijkdom, zuurgraad en natuurwaarde van de vegetatie overeenkomen met de standplaatsindicaties van in het veld waargenomen vegetatie. Daarvoor maken we gebruik van vegetatiegegevens die over heel Nederland verzameld zijn. DEMNAT valt op deze manier niet te toetsen, omdat het model geïnitieerd is aan de hand van FLOBASE, een bestand met vondstgegevens over de Nederlandse flora. We hebben voor de plausibiliteitsanalyse twee informatiebronnen tot onze beschikking:

1. Goed gelokaliseerde vegetatieopnamen
2. Het nationale florabestand FLORBASE-2N

De meeste vegetatieopnamen meten gemiddeld 2×2 m, wat qua oppervlakte maar liefst een factor 15625 kleiner is dan de 250 m cellen. FLORBASE-2N bevat gegevens over plantensoorten in hokken van 1×1 km, dus hokken die 16 keer zo groot zijn dan de cellen van de ecologische modellen VSN en PW. Deze verschillen in resolutie zullen ongetwijfeld voor de nodige ruis zorgen. Daarnaast zijn er nog meer beperkingen aan deze plausibiliteitsanalyse verbonden. Zo gaat PW uit van homogene rekencellen van 250 m, waardoor kleine ruimtelijke variaties in abiotische omstandigheden zijn weggeschematiseerd, terwijl FLORBASE-2N is gebruikt

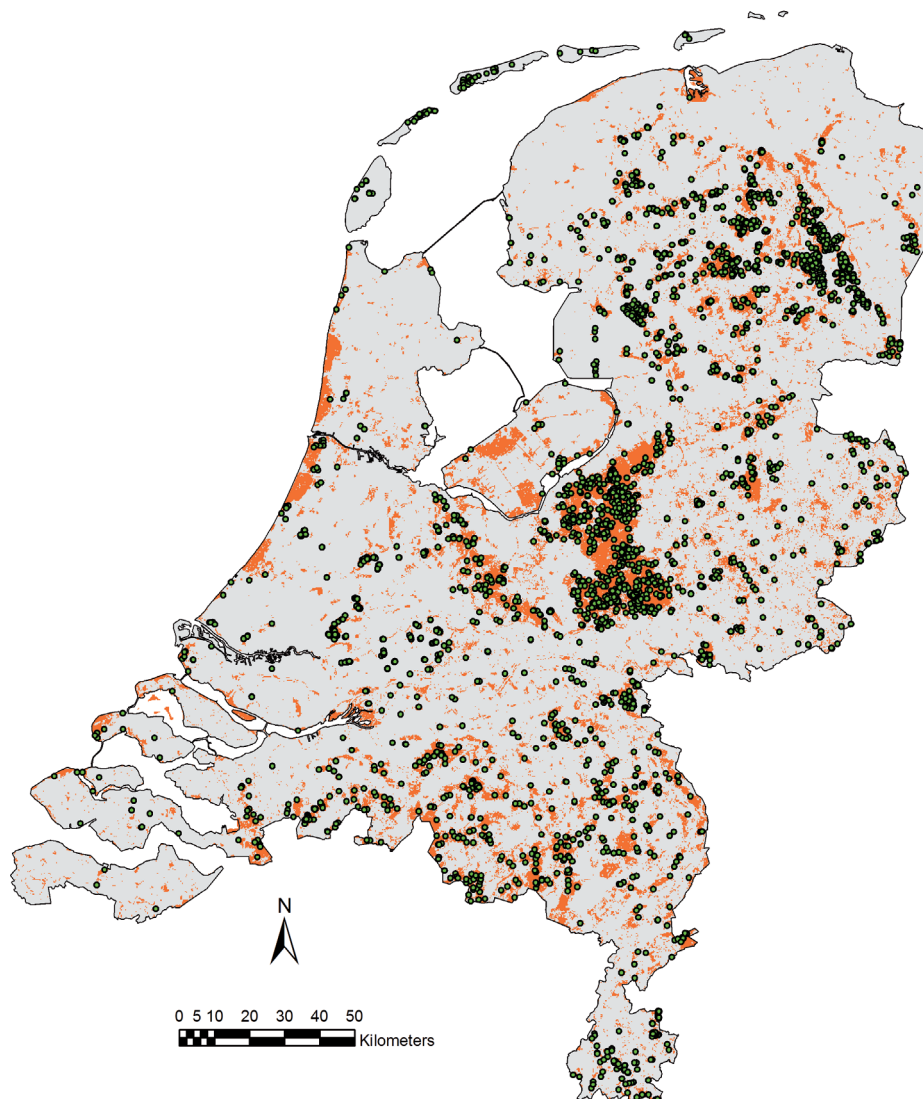
voor het afleiden van ecotoopgroepen, maar dit bestand bevat geen informatie over de talrijkheid of van het gezamenlijk voorkomen van plantensoorten binnen een kilometerhok. We komen op de bezwaren in de discussie (paragraaf 4.1) terug. Niettemin moet er enig verband bestaan tussen wat NHI-VSN en NHI-PW berekenen en wat de vegetatie in het veld indeceert. Als dit niet het geval is, zijn onze modellenparen ongeschikt voor de voorspelling van de vegetatie op nationale schaal, wat de oorzaken van dit falen ook moge wezen.

## 2.6.2 METHODE

### VERGELIJKING MET VEGETATIE OPNAMEN

Van Alterra (Stefan Hennekens) kregen we in 2008 een bestand met 4193 goed gelocaliseerde vegetatieopnamen in natuurgebieden, afkomstig uit de Landelijke Vegetatie Databank (Figuur 2.13). Alle opnamen dateren van na 1996. Voor een toelichting op de selectie van opnamen verwijzen we hier naar Van Hinsberg (2007). Veruit de meeste opnamen hebben een grootte van 2x2 m.

FIGUUR 2.13 VOOR DE PLAUSIBILITEITSTOETS BESCHIKBARE VEGETATIE-OPNAMEN (GROENE CIRKELS), MET DE GEMODELLEERDE NATUURGEBIEDEN (ROOD)



Per opname berekenden we gemiddelde indicatiewaarde voor vocht ( $F$ ), voedselrijkdom ( $N$ ) en zuurgraad ( $R$ ). Daarbij gebruikten we twee indicatiewaardesystemen:

- Omdat VSN gebruik maakt van het systeem van Ellenberg (1992), toetsen we het daaraan. Dit geeft discrete waarden op een ordinale schaal van:
  - $F$ : 1 (zeer droog) tot 12 (watervegetatie)
  - $N$ : 1 (zeer voedselarm) tot 9 (zeer voedselrijk)
  - $R$ : (zeer zuur) tot 9 (zeer basisch)
- Voor PW gebruikten we de indicatiewaarden die door Witte *et al.* (2007) zijn afgeleid uit de indeling van soorten in ecologische groepen volgens Runhaar *et al.* (2004). De indicatiewaarden zijn uitgedrukt op ordinale en continue schaal van:
  - $F$ : 1.00 (water) tot 4.00 (zeer droog)
  - $N$ : 1.00 (zeer voedselarm) tot 3.00 (zeer voedselrijk)
  - $R$ : 1.00 (zeer zuur) tot 3.00 (zeer basisch)

In navolging van Käfer and Witte (2004) werd de bedekking van de soorten binnen een opname niet meegewogen in de berekening van de gemiddelde indicatiewaarden der opnamen. Om het onderscheid tussen beide indicatiesystemen weer te geven, duiden we de gemiddelde indicatiewaarden volgens Ellenberg (1992) aan met  $F\_Ellen$ ,  $N\_Ellen$  en  $R\_Ellen$ , en die volgens Witte *et al.* (2007) met  $F_m$ ,  $N_m$  en  $R_m$ .

Van iedere opname werd ook met het programma ASTER (Witte *et al.*, 2011a) de natuurwaarde  $NW$  berekend volgens de methode van de provincie Gelderland (Hertog & Rijken, 1992). Deze waardering is als volgt:

$$NW = \frac{\log 20}{\log(\max(5, N))} \sum_{i=1}^N \left( \frac{7 + a_i}{8} \right) g_i$$

Waarin  $a$  de abundantie van de soort in de opname is, op een schaal die loopt van 1 tot 9. De term voor het sommatieteken dient ter correctie van de soortenrijkdom; de term tussen grote haken ter correctie van de abundantie  $a$  van de soorten in de opname. De waarde van de soorten  $g$  is door (Hertog & Rijken, 1992) eenmalig afgeleid aan de hand van zes criteria: nationale zeldzaamheid, internationale zeldzaamheid, tendens, kwetsbaarheid in Gelderland, mate van inheems zijn en type vegetatie waarvoor de soort kenmerkend is.

Voor iedere opname bepaalden we vervolgens de locatie in het nationale 250 m raster, om daarna de indicatiewaarden en natuurwaarden te koppelen aan de uitkomsten van het NHI-VSN en NHI-PW. Resultaten van de gesimuleerde grootheden en de indicatiewaarden werden grafisch tegen elkaar uitgezet. Door middel van regressieanalyse werd ten slotte onderzocht hoe goed de gesimuleerde waarden overeenkomen met de van de gelokaliseerde vegetatieopnamen afgeleide indicaties. Daarbij werden de volgende drie statistische grootheden gebruikt:

- De Pearson correlatie  $R^2$ . Nadeel is dat deze uitgaat van een lineair verband.
- Spearman rangcorrelatie  $R_s^2$  (gecorrigeerd voor knopen; gegevens met eenzelfde waarde, dus eenzelfde rangorde). Deze parameter vrije grootheid heeft als voordeel boven  $R^2$  dat hij geen enkel verband veronderstelt. Nadeel is dat  $R_s^2$  negatief beïnvloed kan worden door waarnemingen die in een klein cluster heel dicht op elkaar liggen. Een groot verschil tussen  $R^2$  en  $R_s^2$  duidt erop, dat het onderzochte verband niet lineair is.
- De Nash Sutcliffe coëfficiënt  $NS$ , die gebruikt wordt om een voorspelde grootheid te vergelijken met eenzelfde waargenomen grootheid. In het ideale geval liggen waarnemingen en voorspellingen op een 1:1-lijn en is  $NS = 1$ . Wanneer het gemiddelde van de

waarnemingen net zo goed is als de voorspelling, geldt  $NS = 0$ ; negatieve waarden wijzen erop dat modelvoorspelling nog slechter is dan het gemiddelde als voorspeller.  $NS$  is alleen van toepassing bij de vergelijking van indicatiewaarden uit vegetatieopnamen met voorspelde indicatiewaarden. Als nadeel van deze maat zou men kunnen opvoeren dat systematische verschillen tussen waarneming en voorspelling, die veroorzaakt kunnen zijn door bijvoorbeeld systematische fouten in het NHI, zwaar meetellen.

## VERGELIJKING MET FLORBASE

### *Natuurwaarden*

FLORBASE is een bestand met waarnemingen van plantensoorten, opgeslagen in raster met cellen van  $1 \times 1$  km (Van der Meijden *et al.*, 1996). Voor de vergelijking hebben we versie 2N gebruikt, met gegevens over de periode 1975-2005. Op basis van FLOBASE-2N is de natuurwaarde per kilometerhok berekend met de methode DEMNAT (Witte, 1998). Uit eerder onderzoek (Witte *et al.*, 2011a) is gebleken dat deze methode op opnameniveau een goede overeenkomst ( $R_s^2 = 0.69$ ) vertoont met de methode Gelderland (Hertog & Rijken, 1992). Bij de berekening van de waarde per kilometerhok konden helaas niet alle ecotoopgroepen worden betrokken, zodat deze vergelijking beperkte waarde heeft: wegens een gebrek aan zogenaamde drempelwaarden, factoren voor het schalen van soortenaantallen per groep, vielen 13 typen af: A11, A15, A16, K47, K48, K67, K68, H21, H23, H41, H48, H61, H67. Bovendien werden bij de waardering van FLORBASE-2N weer vijf ecotoopgroepen betrokken die juist niet door PW worden voorspeld, namelijk die van brakke en zoute milieus: bA10, bK20, bK40, bK60, zK20. Deze leggen echter waarschijnlijk geen enkel gewicht in de schaal, omdat we de vergelijking beperken tot vegetatieopnamen van zoete standplaatsen.

Voor de vergelijking werden alleen kilometerhokken betrokken waarbinnen 16 cellen van 250 m voorkomen waarvoor uitkomsten van VSN, dan wel PW bestonden. De reden voor deze strenge selectie is om een schijnrelatie te voorkomen tussen de natuurwaarde volgens FLORBASE en die volgens VSN en PW, namelijk via het bij de vergelijking betrokken aantal actieve rekencellen (altijd natuur!) van 250 m binnen de kilometerhokken. Vervolgens werden, om een vergelijking mogelijk te maken, de 250 m waarden van de modellen door sommatie geaggregeerd naar waarden per kilometerhok. Om het effect van de sommatie af te zwakken werd van de kilometerhoksom ten slotte de logaritme genomen. Deze waarde werd uitgezet tegen de waarde van FLOBASE-2N.

### *Verspreiding ecotoopgroepen*

Van FLORBASE-2N zijn ook kaarten van ecotoopgroepen afgeleid (Witte & Van der Meijden, 1995), die kunnen worden vergeleken met de door PW voorspelde kaarten. De gebruikelijke manier om de overeenkomst tussen twee kaarten uit te drukken is het gebruik van Cohen's Kappa  $K$ , gebaseerd op de aan- en afwezigheid van een te onderzoeken verschijnsel per rastercel.  $K$  is een voor kans gecorrigeerde maat van overeenkomst tussen beoordelingen. Een waarde van 0 betekent dat de overeenkomst tussen beoordelingen volledig op toeval berust, een  $K$  van 1 betekent een volledige overeenkomst. Hier definiëren we een ecotoopgroep in FLORBASE-2N als aanwezig als zijn volledigheid minimaal -25% bedraagt. Deze waarde is ingegeven door het feit dat PW potenties berekent, en dat dit de drempel is waarboven in DEMNAT herstel kan berekenen. Bovendien classificeren wij een kilometerhok tot 'aanwezig' volgens PW, wanneer de som van alle kansen in de onderliggende 16 km-hokken groter is dan 5%.

# 3

## RESULTATEN

### 3.1 STANDPLAATSKAARTEN

De modelvergelijking tussen PW en VSN voor standplaatskaarten is het meest relevant aangezien deze modellen een meer vergelijkbaar modelconcept hebben en omdat de kwaliteit van de standplaatskaarten zeer bepalend zijn voor de betrouwbaarheid van de ecologische voorspellingen. De vergelijking is mogelijk voor de standplaatsfactoren vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad. In het onderstaande kader worden veelgebruikte termen in dit hoofdstuk nader toegelicht.

#### VEEL GEBRUIKTE TERMEN

**Standplaats:** de directe omgeving van een plant waarbinnen min of meer homogene groeiomstandigheden worden aangetroffen.

**Standplaatsfactor:** een eigenschap van een standplaats die bepalend is voor het functioneren van planten en daarmee uiteindelijk voor de soortensamenstelling van de vegetatie. Kan worden onderscheiden in operationele standplaatsfactoren (aëratie, vochtleverantie, zuurgraad, chloridegehalte, voedselrijkdom) die meer direct inwerken op de vegetatie, en conditionerende standplaatsfactoren die werken via de operationele factoren (bijvoorbeeld de grondwaterstand en de bodemtextuur die bepalend zijn voor de vochtleverantie).

**Fm:** Gemiddelde indicatiewaarden voor vochttoestand op basis van het Leidse ecotopensysteem.

**F\_Ellen:** Gemiddelde indicatiewaarden voor vochttoestand op basis van de Elleberg indicatie waarden.

**Rm:** Gemiddelde indicatiewaarden voor zuurgraad op basis van het Leidse ecotopensysteem.

**R\_Ellen:** Gemiddelde indicatiewaarden voor zuurgraad op basis van de Elleberg indicatie waarden.

**Nm:** Gemiddelde indicatiewaarden voor voedselrijkdom op basis van het Leidse ecotopensysteem.

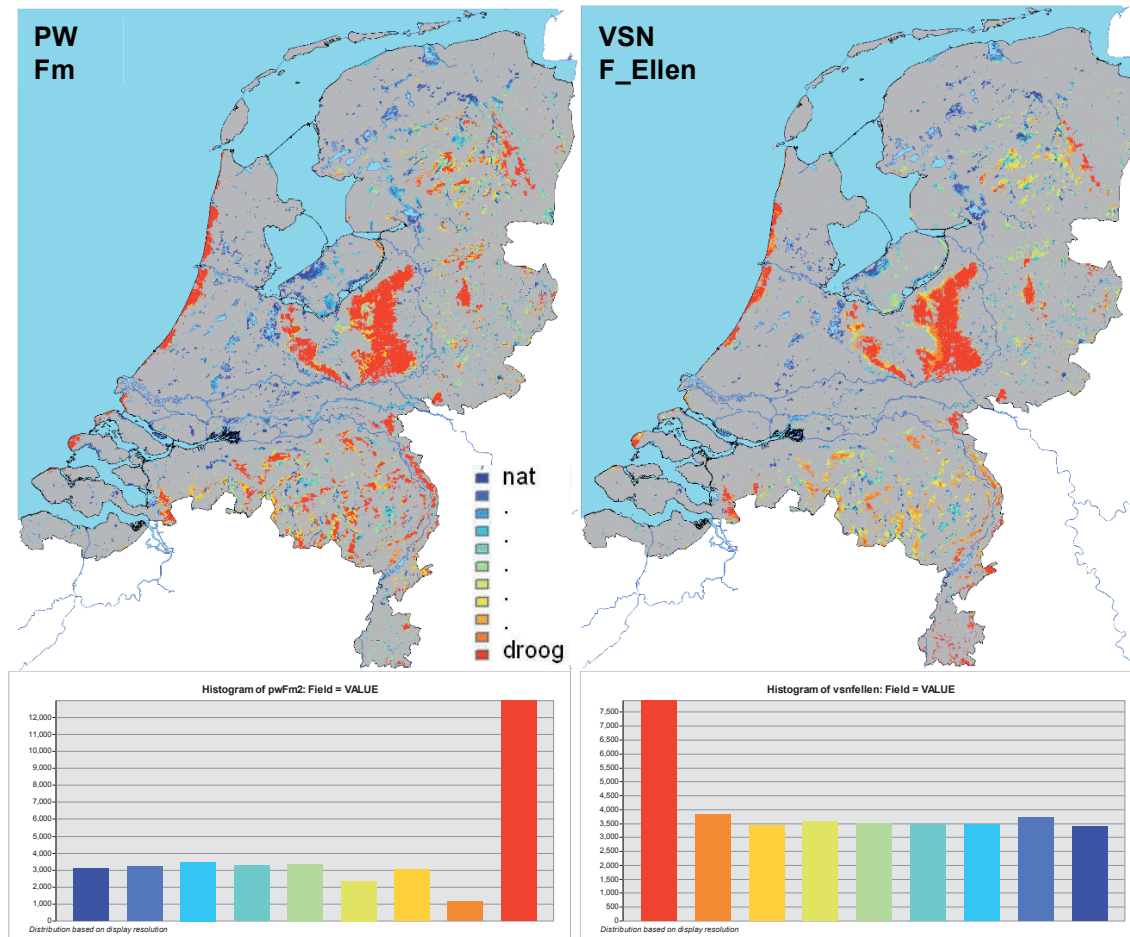
**N\_Ellen:** Gemiddelde indicatiewaarden voor voedselrijkdom op basis van de Elleberg indicatie waarden.

**Natuurwaarde:** een getal met relatieve betekenis die een weging geeft aan een ecosysteem. Effecten in zeldzame typen worden vaak vanuit natuurbehoudswaarde belangrijker gevonden dan veranderingen in algemene ecosysteemtypen. Zowel het model DEMNAT als PROBE kunnen ecologische effecten vertalen naar natuurwaarden. Door de effecten in termen van verandering in soortenrijkdom en verspreiding te vertalen naar natuurwaarden kunnen de ecologische effecten per scenario worden geaggregeerd en verschillende scenario's onderling worden vergeleken.

### VOCHTTOESTAND

Figuur 3.1 geeft het resultaat voor de vochttoestand Fm gemodelleerd door PW en F\_Ellen gemodelleerd met VSN. Getracht is om het aantal uitkomsten per legendaklasse gelijk te krijgen, maar dat bleek niet helemaal mogelijk door de scheve verdeling in de gegevens.

FIGUUR 3.1 STANDPLAATSKAART VOOR VOCHTTOESTAND GEMODELLEERD MET PW EN VSN



Er lijkt een tamelijk goede overeenkomst te bestaan tussen beide kaarten, terwijl de indicatorwaarden een andere basis hebben: PW baseert Fm op zuurstofstress en droogtestress terwijl VSN de F\_Ellen baseert op de GVG afkomstig van het NHI.

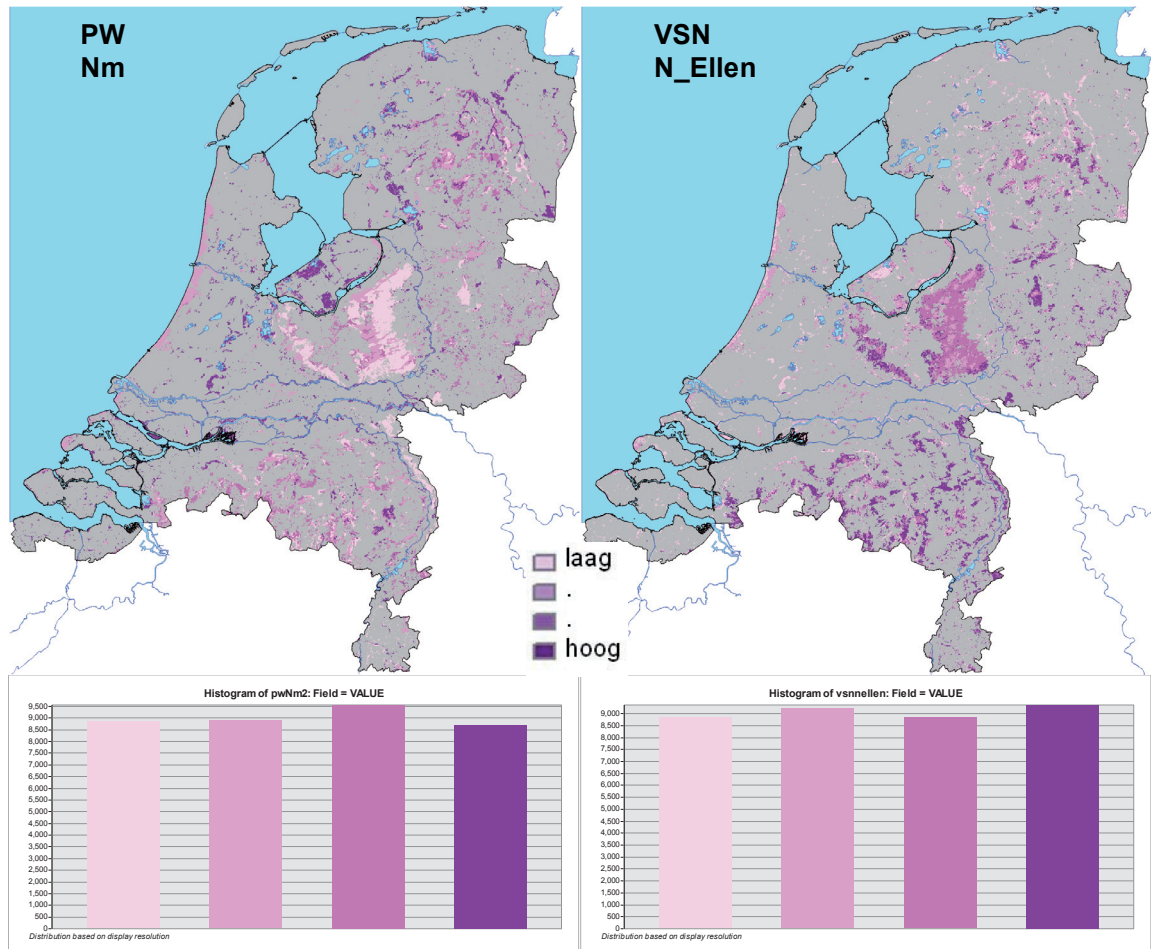
Over het algemeen scoren beide modellen voor de lage delen van Nederland relatief nat en de hogere delen relatief droog. Opvallend is dat PW voor de hogere zandgronden een groter aandeel als droog indiceert terwijl VSN daar meer in het midden bereik zit. De contrasten tussen nat en droog zijn binnen PW sterker voor de hogere zandgronden. Natuurgebieden in de Flevopolder lijken door PW wat natter te worden gesimuleerd dan door VSN.

### VOEDSELRIJKDOM

Figuur 3.2 toont de indicatiewaarden Nm en N\_Ellen voor voedselrijkdom binnen PW en VSN. De figuren zijn goed vergelijkbaar gezien het gelijke aantal waarnemingen per klasse in beide figuren. Voor voedselrijkdom zien we opvallende verschillen tussen PW en VSN.



FIGUUR 3.2 STANDPLAATSKAART VOOR VOEDSELRIJKDOM GEMODELLEERD MET PW EN VSN

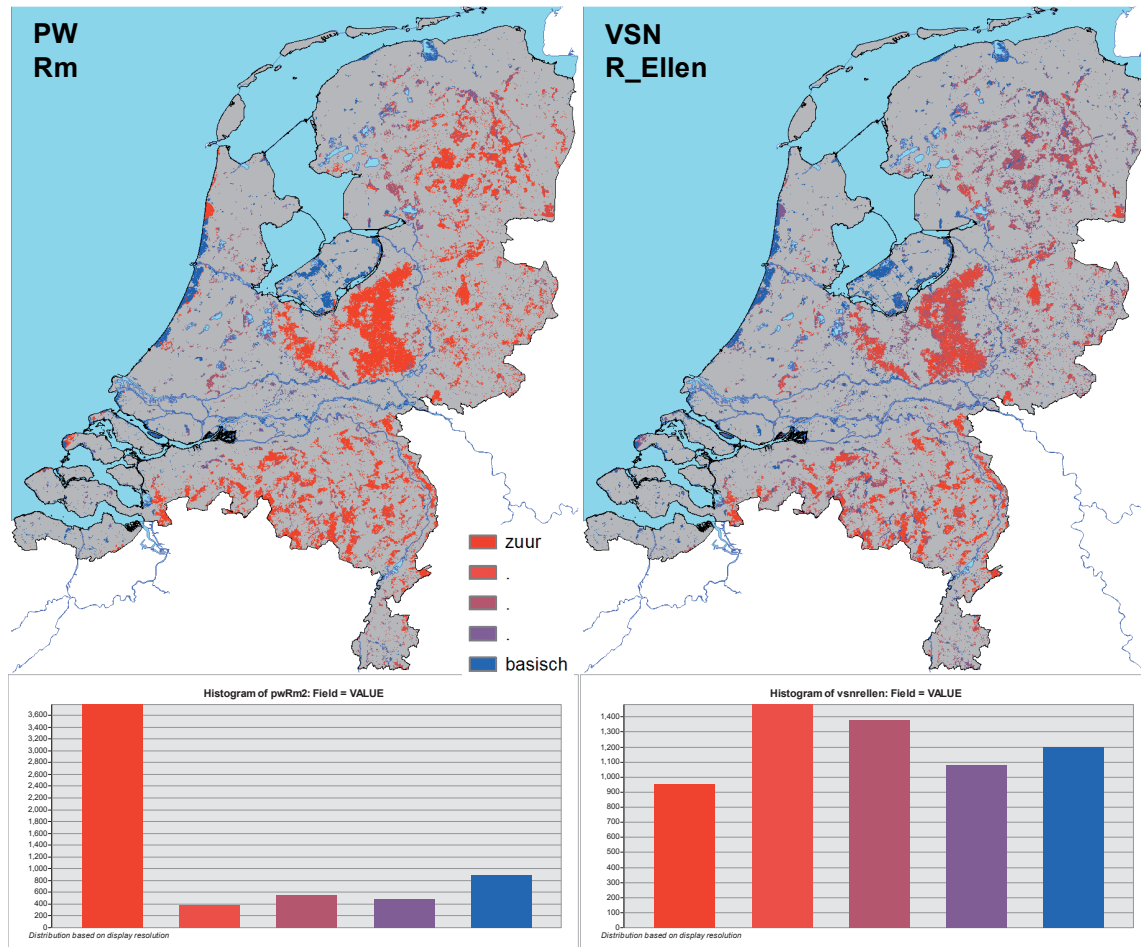


PW modelleert de hoogste voedselrijkdom op kleibodems. Voor VSN lijkt dit omgekeerd (zie bijvoorbeeld Flevopolder versus Veluwe). Bij de VSN resultaten lijkt er een verband te zijn tussen droogte en voedselrijkdom: de droge gebieden zijn relatief voedselrijker dan natte gebieden. Dit wordt veroorzaakt doordat denitrificatie optreedt in natte gebieden, waardoor stikstof in de lucht verdwijnt en niet beschikbaar is voor de vegetatie. Mogelijk wordt dit effect van vocht op de denitrificatie overschat. Een ander effect dat een rol speelt bij VSN is dat in VSN atmosferische depositie wordt meegenomen in de beschikbaarheid van stikstof voor de vegetatie. In gebieden met veel intensieve landbouw en een hogere N depositie (zuiden van Nederland) is daardoor ook een hogere voedselrijkdom voorspeld. Opvallend bij PW is dat de veengebieden hoog scoren qua voedselrijkdom, ongeacht of het om laagveen of om hoogveen gaat. Voor hoogveen is het meer aannemelijk dat in werkelijkheid sprake is van een lage voedselrijkdom. Mogelijke oorzaak ligt (zie paragraaf 4.1) in door het NHI te laag berekende grondwaterstanden (GLG) waardoor een hoge mate van mineralisatie wordt verondersteld, wat resulteert in een hoge waarde voor voedselrijkdom.

### ZUURGRAAD

In figuur 3.3 geeft de ruimtelijke verdeling van de indicatiewaarden  $R_m$  en  $R_{Ellen}$  indicatief voor de standplaatsfactor zuurgraad volgens PW en VSN. Het bleek niet mogelijk om de  $R_m$  waarden van PW gelijk te verdelen over de legendaklassen.

FIGUUR 3.3 STANDPLAATSKAART VOOR ZUURGRAAD GEMODELLEERD MET PW EN VSN



Beide modellen geven aan dat de hoge zandgronden overwegend zure standplaatsen herbergen. Voor VSN is er een gradiënt noord-zuid waarbij de zuidelijke zandgronden zuurder zijn dan de Oostelijk en meer noordelijke zandgronden. Dit hangt samen met potentieel zuur depositie die hoger is in zuid Nederland dan in Noord-Nederland. Laag Nederland heeft overwegend meer gebufferde standplaatsen (pH neutraal), door de hogere kalkrijkdom in kleigronden. Vergeleken met VSN zijn zure standplaatsen binnen PW oververtegenwoordigd. PW laat grote verschillen zien in zuurgraad tussen kalkrijke en kalkarme duinen, terwijl dit niet het geval is in VSN.

De vergelijking van de standplaatskaarten laat zien dat er overeenkomsten maar ook opmerkelijke verschillen zijn tussen de modellijnen PW en VSN. In paragraaf 3.4 wordt nader ingegaan op de plausibiliteit van de modellijnen op basis van een vergelijking tussen meetwaarden en modelresultaten.

### 3.2 NATUURWAARDEN

Dit hoofdstuk toont de resultaten van de ecologische modellen voor de ruimtelijke verdeling van natuurwaarden.

#### 3.2.1 DEMNAT

DEM-NAT kan vlakdekkend natuurwaarden van natte en vochtige systemen schematiseren. Voor de uitgangssituatie zijn de natuurwaarden gebaseerd op FLORBASE-2N. Op basis van FLORBASE is het voorkomen van ecologische soortengroepen (ecotoopgroepen) afgeleid. DEM-NAT schematiseert alleen de natte en vochtige ecotoopgroepen. Een vergelijkbare kaart is te maken voor alle ecotoopgroepen (inclusief droge). Deze kaart is gemaakt ten behoeve van de validatie van PW en VSN aan de uitgangssituatie.

Met behulp van de DEMNAT natuurwaarderingsmethode is de natuurwaarde per kilometerhok gesommeerd. Figuur 3.4 geeft de totale botanische natuurwaarde aan voor alle natte en vochtige ecotoopgroepen.

FIGUUR 3.4

NATUURWAARDEKAART UIT DEMNAT-3 VOOR ALLEEN DE TERRESTRISE ECOTOOPGROEPEN (BRON: FLORBASE-2N)

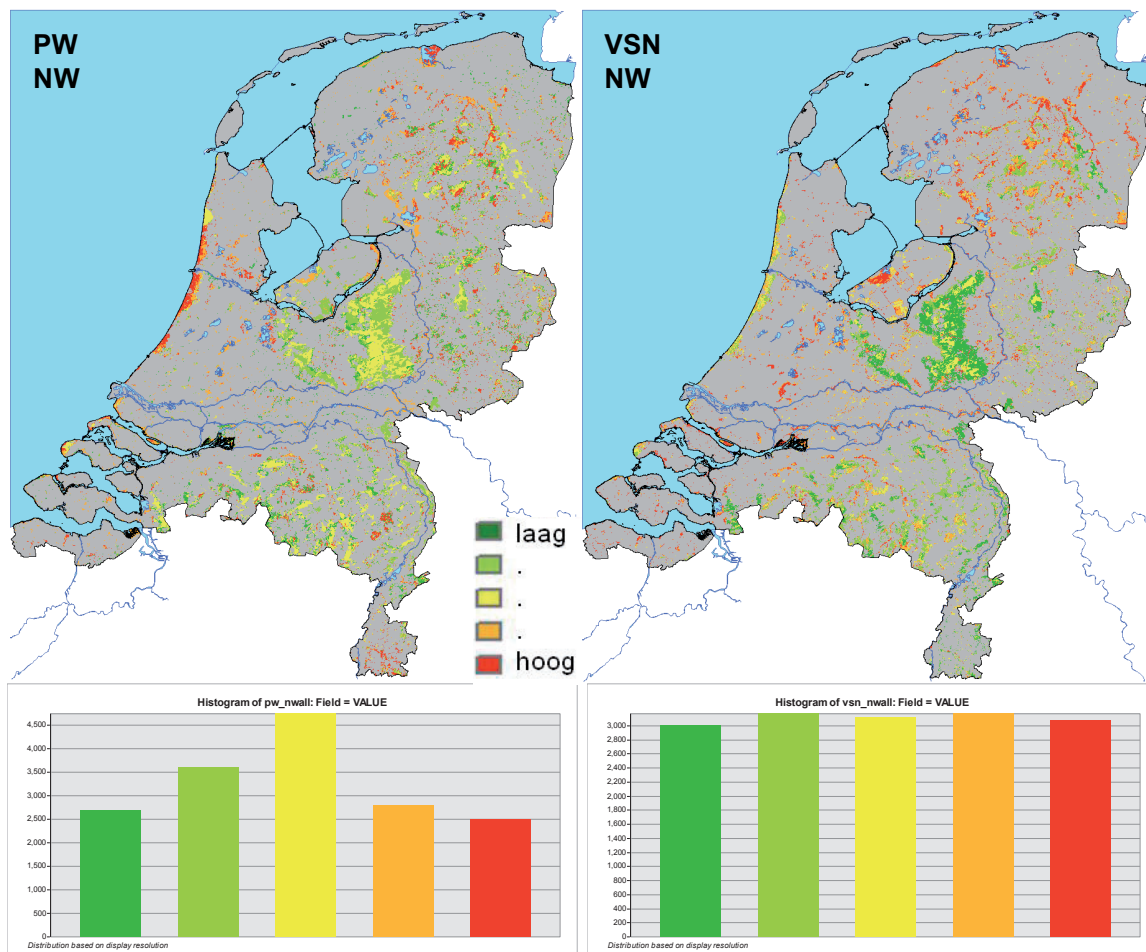


Het Groene hart is zichtbaar met een overwegend matige botanische kwaliteit. Hoge botanische natuurwaarden worden aangetroffen langs de kust (met name Waddeneilanden, Voorne-Putten), in de regionale kwelgebieden langs de Utrechtse heuvelrug (Gooi- en Vechtplengebied), de Wieden en Weerribben, natte beekdalen op de hoge zandgronden zoals Drentsche Aa (regionaal kwelgebied), Dommel, en andere natte plekken op de hoge zandgronden. Vaak zijn deze geassocieerd met regionale kwel (bijv. de Langstraat), maar het kan ook gaan om Hoogveen (bijv. Korenburgerveen) of schijnspiegelsystemen (bijv. Hierdensche beek op de Veluwe). De botanische waarde van de Oostvaardersplassen en de Biesbosch is laag tot zeer laag volgens DEMNAT.

### 3.2.2 PW EN VSN

PW als VSN hebben een vrijwel dezelfde natuurwaarderingsmethode gehanteerd: natuurwaardering volgens de Gelderland methode. Deze methode correleert sterk met de DEMNAT methode voor natuurwaardering. Figuur 3.5 toont de potentiële natuurwaarden voor de referentiesituatie volgens PW en VSN (natte én droge ecosystemen). Er is een redelijk gelijke verdeling van waarden over de verschillende natuurwaardenklassen, waardoor de kaarten onderling goed vergelijkbaar zijn.

FIGUUR 3.5 TOTALE POTENTIËLE BOTANISCHE NATUURWAARDE (NW) VOLGENS PW EN VSN



PW geeft hoge botanische natuurwaarden aan voor Noord-Nederland (beekdalen, hoogvenen), de duinen, regionale kwelgebieden op en langs de hogere zandgronden, de Peelvenen (hoogveen) en Zuid-Limburg. Droge gebieden (vaak bos) op de hogere zandgronden scoren het laagst qua natuurwaarden, maar ook voedselrijke natte bossen (bijvoorbeeld Biesbosch). VSN geeft vergelijkbare patronen, maar er zijn ook opmerkelijke verschillen. Meest opmerkelijk is dat veel natte voedselrijke gebieden (vaak op klei) in de hoogste natuurwaardeklassen zitten (Biesbosch, Oostvaardersplassen), terwijl deze gebieden binnen DEMNAT vooral laag scoren. De Peelvenen scoren binnen VSN niet in de hoogste natuurwaardeklasse, overeenkomstig met DEMNAT. PW laten hier wel de hoogste waarden zien. Het waardevolle natte duingebied bij Voorne-Putten scoort bij DEMNAT in de hoogste klasse, maar is nauwelijks zichtbaar binnen PW en VSN. Ook de relatief hoge waarden voor de Hierdensche beek (beekstelsysteem op schijnspegel in de Veluwe) is zowel in PW als VSN niet zichtbaar. De oorzaak is hier weer de door het landelijk NHI-3.0 model te laag berekende grondwaterstand. Hierdoor wordt het potentieel voorkomen van natte natuurwaarden op schijnspiegels op basis van PW en VSN onderschat.

### 3.3 BELEIDSINDICATOREN

#### 3.3.1 BELEIDSINDICATOREN VOLGENS POLMAN ET AL., 2013

Zowel DEMNAT als PW geven als primaire uitvoer het voorkomen van ecotoopgroepen. Deze zijn omgerekend naar beleidsindicatoren voor gebieden met een verschillende natuurbeschermingsstatus. Het areaal aan habitatrichtlijngebied (HR), SNL gebied (excl habitatrichtlijn) en buitengebied bedraagt:

Habitatrichtlijn:	2889 km <sup>2</sup>
SNL (excl. HR):	4600 km <sup>2</sup>
Buitengebied:	27517 km <sup>2</sup>

FIGUUR 3.6 AREAAL PER ECOTOOPGROEP VOLGENS DEMNAT (BOVEN, MIDDEN) EN PW (ONDER)

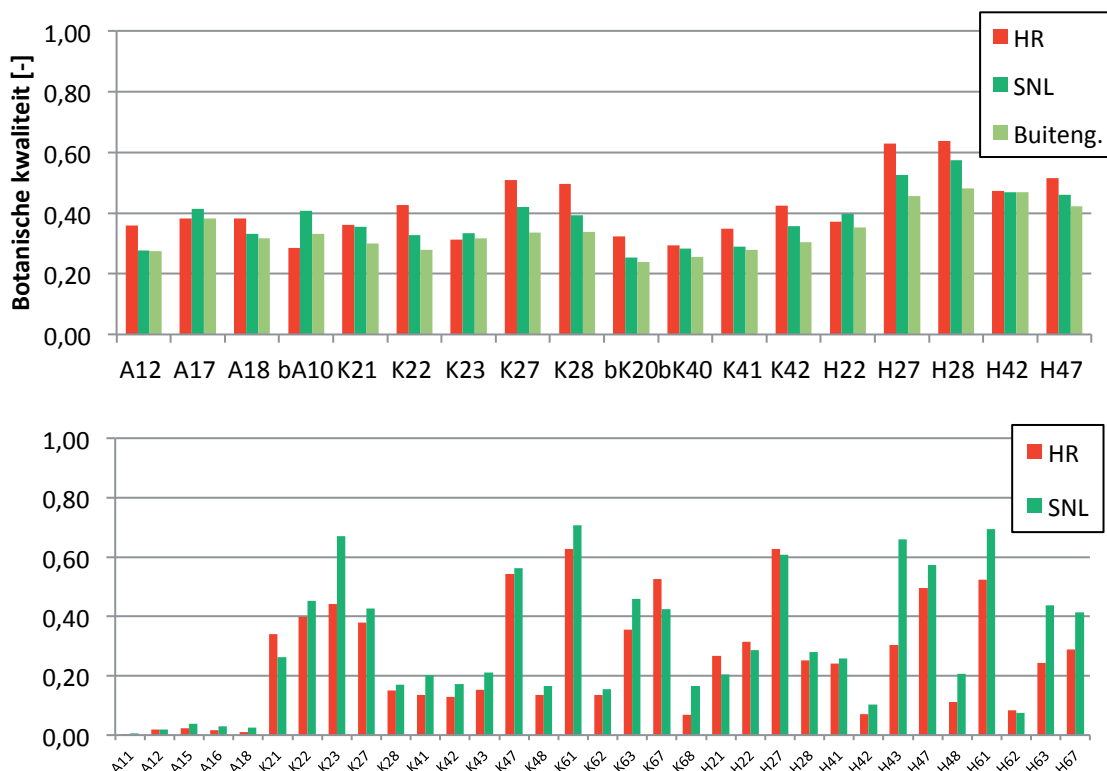


Binnen deze gebieden is het areaal gesommeerd voor cellen waarin de aanwezigheid van een ecotoopgroep wordt verondersteld uitgaande van  $V > 0$  (DEMNAT) of  $P > 0$  (PW). De arealen staan aangegeven in Figuur 3.6.

DEMNAT laat overwegend een groter aandeel aan zeldzame, voedselarme ecotoopgroepen zien in de habitatrictlijngebieden. Voedselrijke ecotoopgroepen komen deels binnen SNL gebieden voor, maar vooral ook buiten natuurgebieden (met name voor de zeer voedselrijke ecotoopgroepen A18 en K28). PW voorspelt nauwelijks het voorkomen van aquatische ecotoopgroepen, wat vooral gelegen is aan de hydrologische invoer (250 m grid). Voor de terrestrische ecotoopgroepen wordt vooral het voorkomen van K22, K27, K41, K42, K47, K61, H27, H41, H47, H61 en H62 voorspeld. Zoals verwacht is het areaal van de natte ecotoopgroepen volgens PW kleiner dan volgens DEMNAT. Vooral het gesimuleerde voorkomen van K21, K23, K28 en H28 is laag, wat ook te maken heeft met de door het NHI te laag berekende grondwaterstanden in natte natuurgebieden. Vaak wordt er ook een lagere aanwezigheid van ecotoopgroepen aangegeven voor de habitatrictlijngebieden.

Voor gridcellen waarin de aanwezigheid van een ecotoopgroep wordt aangenomen is de gemiddelde botanische kwaliteit berekend. Het resultaat voor DEMNAT en PW is aangegeven in Figuur 3.7.

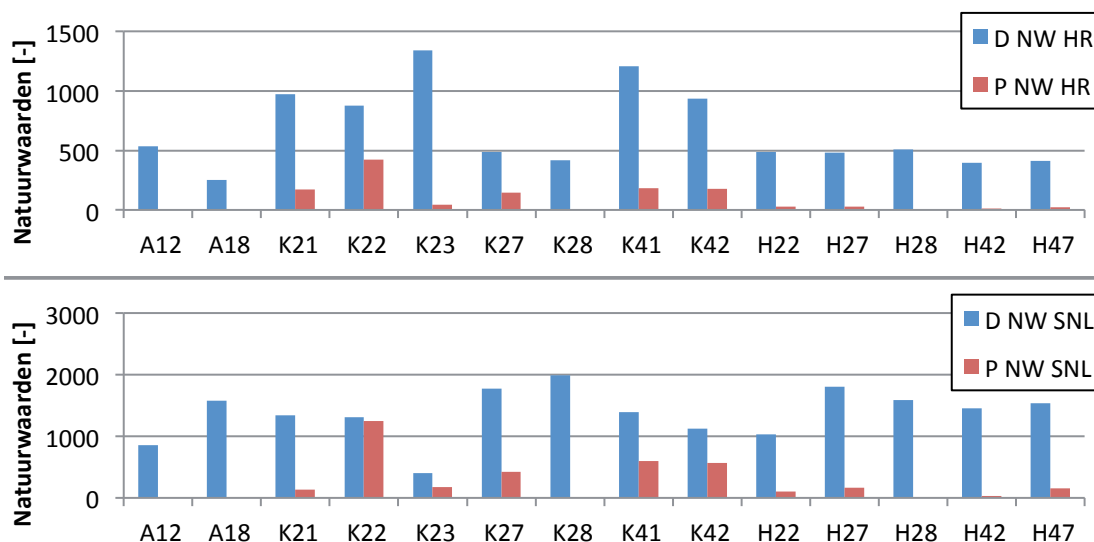
FIGUUR 3.7 BOTANISCHE KWALITEIT PER ECOTOOPGROEP VOLGENS DEMNAT (BOVEN) EN PW (ONDER)



DEMNAT geeft veelal een hogere botanische kwaliteit voor ecotoopgroepen binnen een habitatrictlijngebied dan SNL gebieden en het buitengebied heeft overwegend de laagste botanische kwaliteit. Dit patroon is niet terug te vinden bij PW, die vaak juist de laagste botanische kwaliteit aangeeft voor habitatrictlijngebieden. Er is een groot verschil tussen DEMNAT en PW voor de aquatische ecotoopgroepen, hetgeen te verklaren is in het verschil in modelconcept. De PW uitvoer is nu eenmaal sterk afhankelijk van de wijze waarop de hydrologie in het model wordt gestopt.

In Figuur 3.8. worden de resultaten weergegeven voor de natuurwaarden voor DEMNAT en PW, waarbij eenzelfde natuurwaardenschaal is toegepast voor DEMNAT en PW. De uitkomsten worden getoond voor ecotoopgroepen die in beide modellen worden gemodelleerd.

FIGUUR 3.8 NATUURWAARDEN PER ECOTOOPGROEP VOLGENS DEMNAT (BLAUW) EN PW (ROOD) VOOR HABITATRICHTLIJN-GEBIEDEN (BOVEN) EN SNL GEBIEDEN (BENEDEN)



Voor de ecotoopgroepen die in beide modellen voorkomen laat PW voor bijna alle ecotoopgroepen significant lagere natuurwaarden zien dan DEMNAT. Natuurwaarden integreren de informatie van voorkomen en natuurkwaliteit. Lage natuurwaarden kunnen daardoor veroorzaakt zijn door een gering voorkomen en/of een lage natuurkwaliteit. Omdat aangenomen is dat het NHI de grondwaterstanden systematisch te laag modelleert voor natuurgebieden is uitgeprobeerd wat het effect is als de NHI uitkomsten met 30 cm worden verhoogd. Dit resulteerde nog steeds tot een onderschatting in natte natuurwaarden gesimuleerd door PW. Vergelijking tussen Figuur 3.4 en 3.5 (paragraaf 3.2) laat ook grote verschillen zien tussen de natuurwaarden aangegeven volgens DEMNAT versus PW. Geconcludeerd kan worden dat de ruimtelijke verspreiding van ecotoopgroepen en natuurwaarden aangegeven door DEMNAT op basis van FLORBASE (=meetwaarden) en PW (model) niet overeenkomen, waardoor twijfels ontstaan over de juistheid van het potentieel voorkomen. Daarmee is nog geen conclusie getrokken over de voornaamste oorzaak.

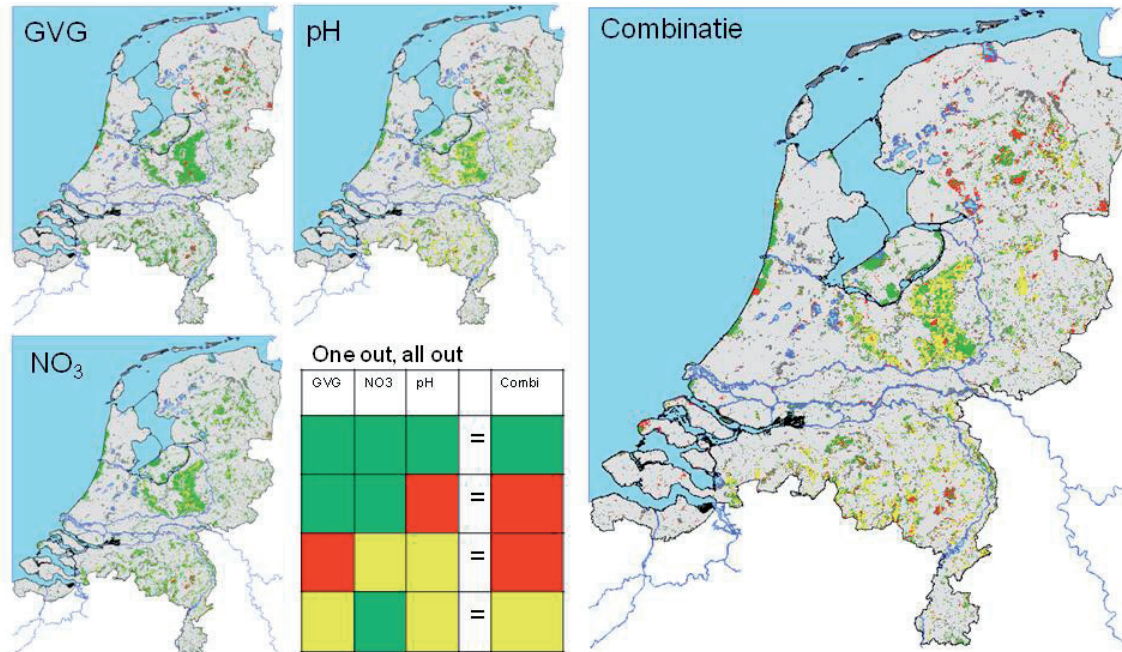
### 3.3.2 BELEIDSINDICATOREN VOLGENS EEN STOPLICHTENMETHODE

De resultaten van de stoplichtenmethode worden getoond in Figuur 3.9. Dit figuur toont het resultaat van de methode per afzonderlijke milieufactor: GVG, NO<sub>3</sub> en pH en de gecombineerde kaart, die is gebaseerd op het one out, all out principe. In Bijlage J wordt het percentage locaties (250x250 gridcellen) per SNL-type getoond waarvan de milieucondities voldoen aan de gunstige randvoorwaarde voor de 75% percentiel en de 90% percentiel waarde. De uitkomsten zijn ook te vertalen naar arealen.

Volgens de berekeningen van VSN voldoen de milieucondities in bossen beter aan de randvoorwaarden dan de graslanden, die volgens deze berekeningen maar voor een klein deel aan de randvoorwaarden voldoen. In Bijlage J is te zien dat met name niet voldaan wordt aan de randvoorwaarden voor GVG en pH. De berekende NO<sub>3</sub>-gehalten liggen bijna altijd lager dan de randvoorwaarden. Opgemerkt moet worden dat voor een aantal SNL-typen de resultaten

niet goed betrouwbaar zijn, omdat VSD<sup>+</sup>-SUMO niet geschikt is om die typen door te rekenen. Het gaat om, voor het natuurbeleid relevante typen met de lage nummers tot en met N04.04 en om N06.02 (trilveen), N06.05 (zwakgebufferd ven) en N06.06 (hoogveenven). In het model VSD<sup>+</sup>-SUMO worden deze typen als niet-terrestrisch beschouwd.

FIGUUR 3.9 STOPLICHTENKAART OP BASIS VAN VSN



Hoewel de uitkomsten vertaald naar een 'stoplicht' als beleidsindicator relevant worden geacht in relatie tot bijvoorbeeld uitspraken over de houdbaarheid van instandhoudingsdoelstellingen onder een veranderend klimaat is de betrouwbaarheid nog beperkt. Om dit op te lossen is nader onderzoek nodig aangezien er diverse oorzaken mogelijk zijn. Zo kan in de SNL kaart een SNL type zijn toebedeeld aan een gebied wat niet overeenstemt met de werkelijkheid, de tabel waarin milieucondities per SNL type staan aangegeven kan verkeerde milieuranges bevatten en de standplaatsmodellering kan fout zijn. Als een van deze fouten optreedt dan klopt de beoordeling van de toestand niet met de werkelijke situatie.

### 3.4 PLAUSIBILITEIT GESIMULEERDE UITGANGSSITUATIE

#### 3.4.1 INLEIDING

Bij de interpretatie van de uitkomsten van de validatie is het belangrijk te beseffen dat modellen die goed in staat zijn huidige ruimtelijke patronen in de natuur te voorspellen, (als DEMNAT en Waterlood), niet perse beter hoeven te presteren bij klimaatprojecties. Dit komt omdat voor een toekomst met klimaatverandering de correlatieve en indirecte relaties ontleend aan het huidige klimaat niet meer van toepassing kunnen zijn. Aan de andere kant gaat het invoeren van veel processen in een model doorgaans ten koste van het vermogen vegetatiepatronen goed te voorspellen (Guisan and Zimmermann, 2000). Bij de modelontwikkeling is het daarom zaak het evenwicht te bewaren tussen mechanistisch en empirisch; schieten we te veel door naar het eerste, dan worden de uitkomsten te onnauwkeurig, zelfs onder het huidige klimaat, blijven we teveel steken in het laatste, dan is het model niet robuust genoeg en krijgen we onrealistische uitkomsten bij toekomstige voorspellingen.



De validiteit van de ecologische voorspellingen van de deltasenario's kunnen we echter nu niet toetsen. Wat wel kan is onderzoeken of de uitkomsten aannemelijk zijn door ze te vergelijken met meetgegevens van de huidige situatie (uitgangssituatie). Als daar een grote afwijking optreedt tussen modelvoorspelling en meting, dan geeft dat een verminderd vertrouwen voor de voorspelling van de toekomstsituatie.

### 3.4.2 TOETSING UITGANGSSITUATIE AAN VEGETATIE OPNAMEN

PW berekent de vochtindicatie  $F_m$  op basis van droogtestress  $TS$  en zuurstofstress  $RS$ . Het resultaat tussen deze twee verklarende grootheden en de 'waargenomen'  $F_m$  is opgenomen in Figuur 3.10. De verbanden tussen de 'waargenomen' indicatiewaarden en de overige verklarende grootheden zijn opgenomen in Figuur 3.11. Tabel 3.1 vat de resultaten samen in de vorm van een correlatietabel; alle correlaties zijn significant ( $p < 0.01$ ). De in de tabel vermelde aantallen zijn kleiner dan de eerder vermelde 4193 opnamen. Dat komt zowel door een andere selectie van natuurgebieden (de Waddeneilanden zijn bijvoorbeeld buiten beschouwing gelaten), als door het uitvallen van opnamen wegens een gebrek aan soorten met bekende indicatiewaarden (minimaal twee). Voor de GVG hadden we de beschikking over de uitkomsten van heel Nederland; vandaar het hoog aantal getallenparen (4137) in Tabel 3.1.

Figuur 3.11 geeft grafisch de verbanden tussen indicatiewaarden uit de opnamen en de indicatiewaarden uit beide modelparen weer; in Tabel 3.1 staan de correlaties samengevat. De verbanden met de waargenomen natuurwaarden zijn opgenomen in de bovenste twee grafieken van Figuur 3.13; de berekende correlaties staan eveneens in Tabel 3.2.

De resultaten van PW en VSN worden paarsgewijs besproken.

**TABEL 3.1** CORRELATIES TUSSEN INDICATIES UIT OPNAMEN ('WAARNEMINGEN') EN MET NHI-PW EN NHI-VSN VOORSPELDE VERKLARENDE VARIABLEN. VERBANDEN DIE TEGENGESTELD ZIJN AAN DE VERWACHTINGEN, ZIJN VAN EEN MINTEKEN VOORZIEN. ALLE CORRELATIES ZIJN SIGNIFICANT, OP DE PEARSON CORRELATIE TUSSEN N\_ELLEN EN NO3 NA (CURSIEF)

	PW			VSN			
	#	$R^2$	$R_s^2$	#	$R^2$	$R_s^2$	
$F_m - RS+TS$	3485	0.56					
$F_m - RS$	3485	0.52	0.40	$F\_Ellen - GVG$	4137	0.12	0.40
$N_m - \ln(P_{min})$	3485	0.20	0.14	$N\_Ellen - NO3$	3478	0.00	-0.02
				$R\_Ellen - pH$	3462	0.32	0.34

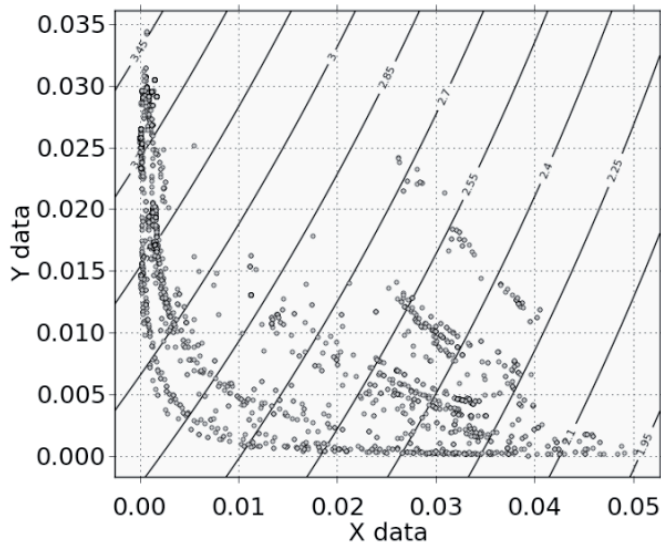
# = aantal plots,  $R^2$  = Pearson correlatie,  $R_s^2$  = Spearman correlatie

**TABEL 3.2** CORRELATIES TUSSEN INDICATIEWAARDEN UIT OPNAMEN ('WAARNEMINGEN') EN MET NHI-PW EN NHI-VSN VOORSPELDE INDICATIEWAARDEN. VERBANDEN DIE TEGENGESTELD ZIJN AAN DE VERWACHTINGEN, ZIJN VAN EEN MINTEKEN VOORZIEN. ALLE CORRELATIES ZIJN SIGNIFICANT

	PW				VSN				
	#	$R^2$	$RS^2$	NS	#	$R^2$	$RS^2$	NS	
$F_m - F_m$	3485	0.52	0.49	0.24	$F\_Ellen - F\_Ellen$	3451	0.35	0.40	-3.50
$N_m - N_m$	3458	0.41	0.43	0.38	$N\_Ellen - N\_Ellen$	3478	-0.04	-0.01	-0.94
$R_m - R_m$	3458	0.50	0.48	0.20	$R\_Ellen - R\_Ellen$	3462	0.23	0.17	0.08
$NW - \ln NW$	3420	0.05	0.05		$NW - \ln NW$	3478	0.05	0.04	

# = aantal plots,  $R^2$  = Pearson correlatie,  $R_s^2$  = Spearman correlatie, NS = Nash Sutcliffe coëfficiënt

FIGUUR 3.10 VERBAND TUSSEN ENERZIJD'S MET PW GESIMULEERDE ZUURSTOFSTRESS (X-AS) EN DROOGTESTRESS (Y-AS) EN DE IN VEGETATIEOPNAMEN WAARGENOMEN VOCHTINDICATIE FM (DE MET DOORGETROKKEN LIJNEN WEERGEGEVEN GEFITTE FUNCTIE IS VAN DE VORM:  $A \times RS + B \times TS + C \times RS \times TS + D$ ). LANGGEREKTE CLUSTERS VAN PUNTEN WEERSPIEGELEN DE DOOR PW GEBRUIKTE GROVE SCHEMATISERING VAN BODEMFYSISCHE EENHEDEN



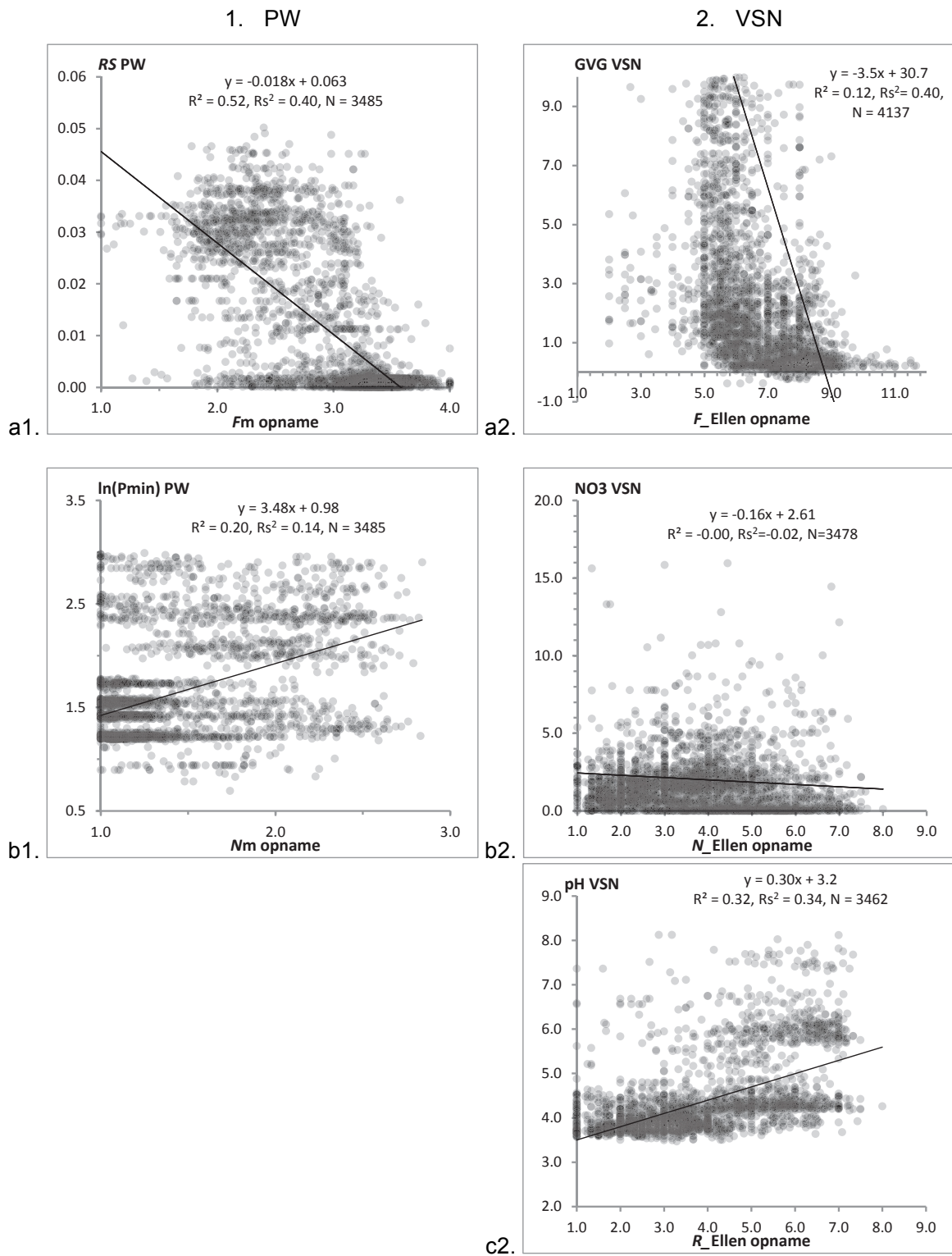
### VOCHTTOESTAND

In PW wordt de vochtindicatie berekend uit de grootheden droogtestress  $TS$  en zuurstofstress  $RS$ :  $F_m = f(RS, TS)$ . De verklaarde variantie tussen  $F_m$  uit vegetatieopnamen ('waarnemingen') en de door PW gesimuleerde  $RS$  en  $TS$  bedraagt 0.56 (Figuur 3.10). In Tabel 3.1 is geen Spearman correlatie  $R_s^2$  vermeld, omdat diens berekening met twee verklarende grootheden niet mogelijk is.

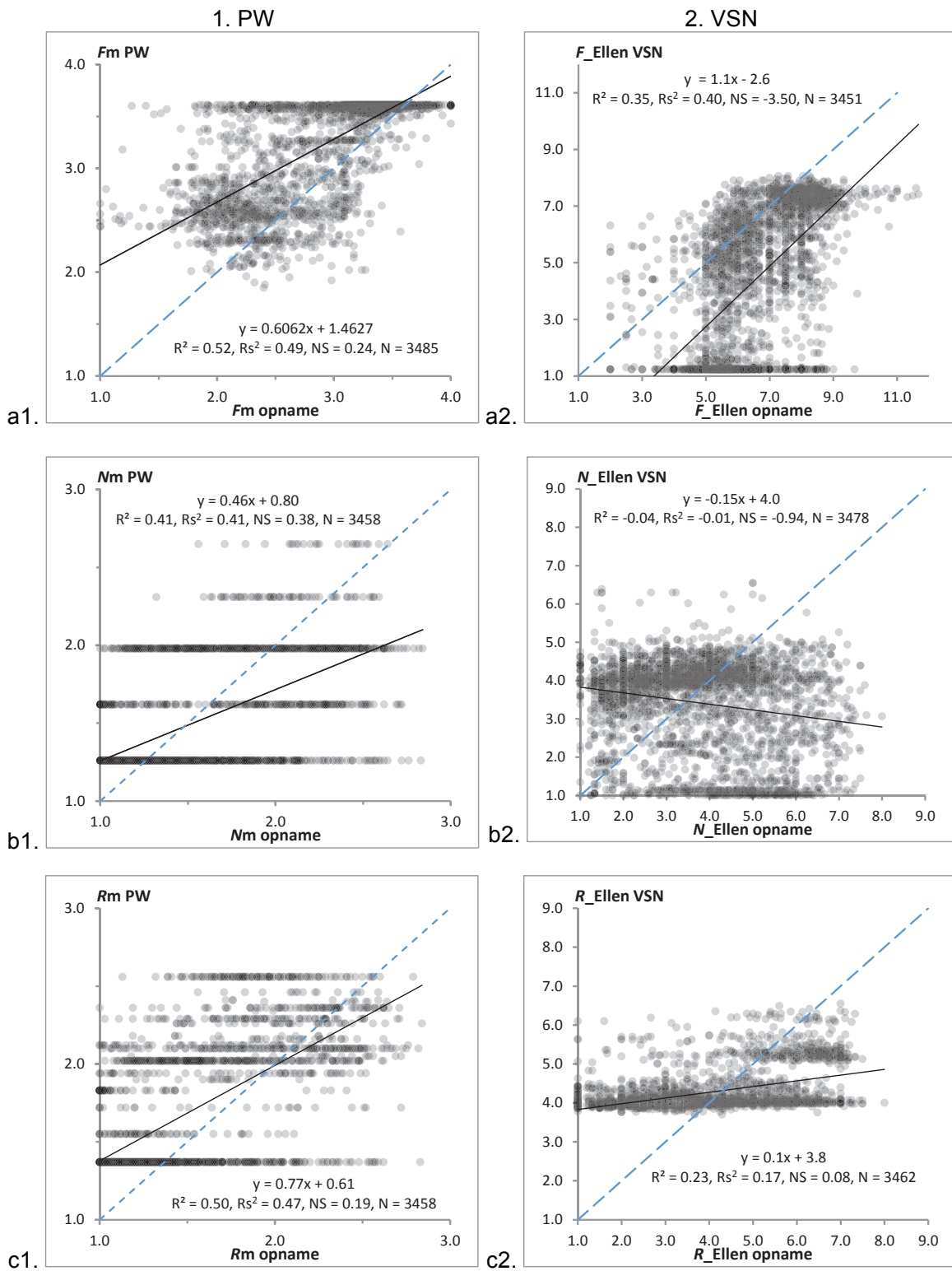
Het in PW gebruikte verband met de vochtindicatie is vooral sterk door de correlatie met zuurstofstress  $RS$ . Beschouwen we in de toets alleen zuurstofstress dan is  $R^2 = 0.52$  en  $R_s^2 = 0.40$  (Figuur 3.11 a1). In VSN is de  $GVG$  de verklarende variabele voor vochtindicatie.  $F_{Ellen}$  uit de gelocaliseerde opnamen correleert als volgt hiermee:  $R^2 = 0.12$  en  $R_s^2 = 0.40$  (Figuur 3.11 a2). Het grote verschil tussen  $R^2$  en  $R_s^2$  wijst erop dat de relatie tussen  $F_{Ellen}$  en  $GVG$  het beste met een niet-lineaire functie kan worden beschreven,

De vochtindicatie van de opname  $F_m$  correleert als volgt met de vochtindicatie die PW per 250 m cel berekent op basis van  $RS$  en  $TS$ :  $R^2 = 0.52$ ,  $R_s^2 = 0.49$ ,  $NS = 0.24$  (Figuur 3.12 a1). De correlaties tussen  $F_{Ellen}$  uit de opnamen en de op de  $GVG$  gebaseerde  $F_{Ellen}$  uit VSN zijn:  $R^2 = 0.35$ ,  $R_s^2 = 0.40$ ,  $NS = -3.50$  (Figuur 3.12 a2). Voorspelde waarden zijn bij zowel  $F_m$  als  $F_{Ellen}$  systematisch te droog, wat een aanwijzing is dat het NHI de grondwaterstand in natuurgebieden te laag berekent. Dat heeft gevolgen voor de berekende voedselrijkdom en zuurgraad, die immers door de vochttoestand worden beïnvloed.

FIGUUR 3.11 VERBAND TUSSEN INDICATIEWAARDEN OPNAMEN (X-AS) EN GROOTHEDEN (Y-AS) VAN PW (LINKS) EN VSN (RECHTS).  
NB: VOOR GVG EN NO3 IS NIET HET VOLLEDIGE BEREIK WEERGEGEVEN



FIGUUR 3.12 VERBAND TUSSEN INDICATIEWAARDEN UIT OPNAMEN (X-AS) EN UIT PW (LINKS) EN VSN (RECHTS)



### VOEDSELRIJKDOM

Het huidige PW heeft twee onderdelen voor de voedselrijkdom: een gedeelte gebaseerd op het procesmodel Century, en een gedeelte voor de initialisatie gebaseerd op de Kansrijkdommodule natuur van Waternood.

Voor het procesgedeelte gebruikt PW de logaritme van de gesimuleerde P-mineralisatie in de bodem als voorspeller van Nm. De indicatiewaarde uit de gelokaliseerde opnamen correleert als volgt met de door PW berekende P-mineralisatie:  $R^2 = 0.20$  en  $R_S^2 = 0.14$  (Figuur 3.11 b1). Deze waarden kunnen vergeleken worden met de correlaties tussen N\_Ellen en door VSN gesimuleerde nitraatgehalten in het bodemvocht (NO3):  $R^2 = -0.00$  en  $R_S^2 = -0.02$  (Figuur 3.11 b2) (eerste cijfer is niet significant; mintekens voor tweede cijfer duidt op een verband dat tegengesteld is aan de verwachting).

De voedselindicatie van de opname Nm correleert als volgt met de indicatie die PW per 250 m cel berekent via de Kansrijkdommodule:  $R^2 = 0.41$ ,  $R_S^2 = 0.43$ ,  $NS = 0.38$  (Figuur 3.12 b1). De correlaties tussen N\_Ellen uit opnamen en N\_Ellen uit VSN zijn:  $R^2 = -0.04$ ,  $R_S^2 = -0.01$ ,  $NS = -0.94$  (Figuur 3.12 b2) (mintekens duidt op een verband dat tegengesteld is aan de verwachting).

NB: de indicatiewaarden uit PW zijn berekend uit vijf voedselrijkdomklassen van de Kansrijkdommodule (Bijlage A). De correlaties tussen Nm uit opnamen en deze klassen bedragen  $R^2 = 0.30$  en  $R_S^2 = 0.38$ ; door deze te integreren in één indicatiegetal Nm zijn deze percentages dus gestegen naar respectievelijk 0.41 en 0.43.

### ZUURGRAAD

Vooralsnog berekent alleen VSN op een procesmatige wijze de zuurgraad (pH) van de bodem, die vervolgens wordt gebruikt als voorspeller van de zuurindicatie. De zuurindicatie van vegetatieopnamen R\_Ellen correleert als volgt met de pH uit VSN:  $R^2 = 0.32$  en  $R_S^2 = 0.34$  (Figuur 3.11 c2).

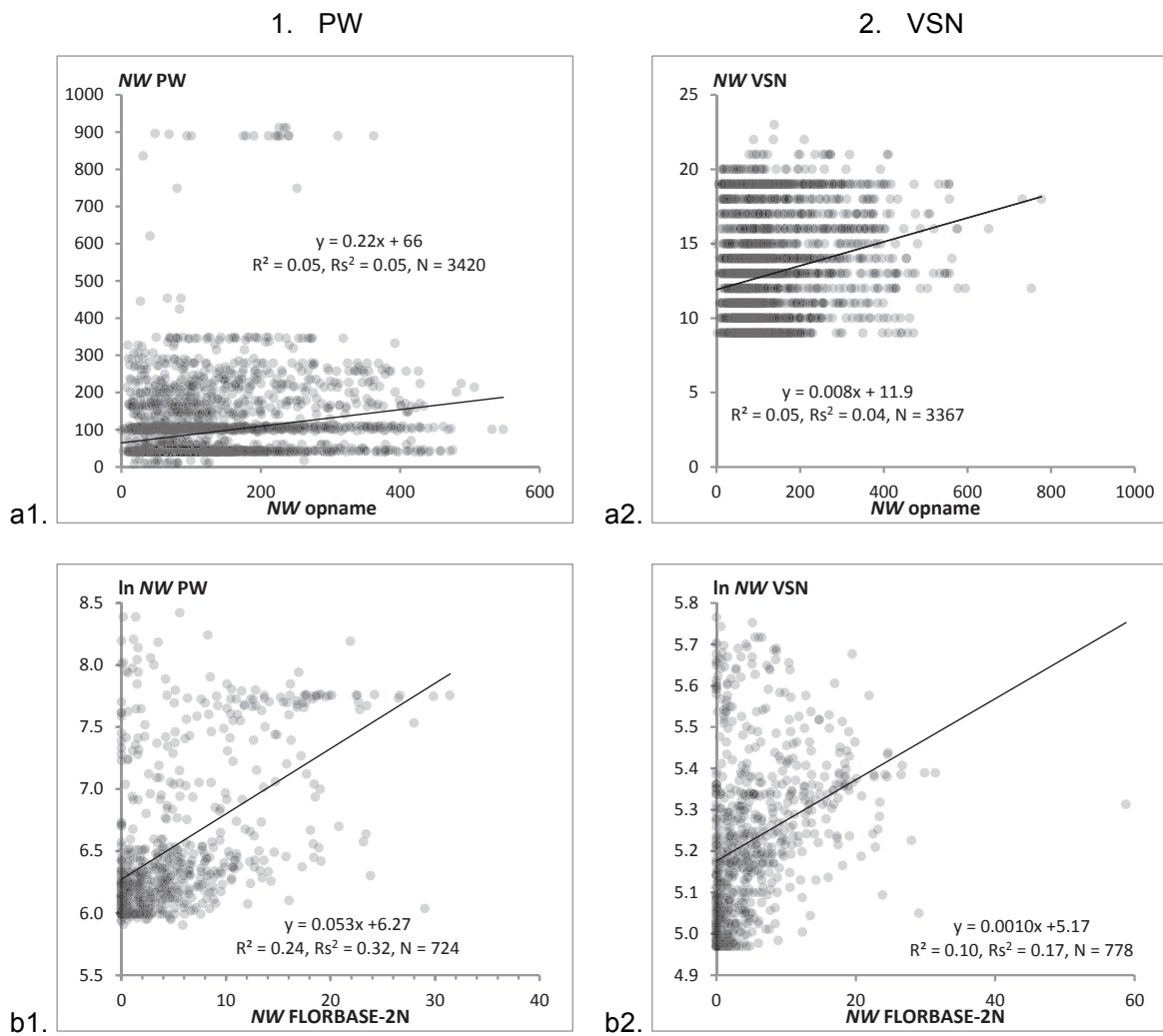
De correlaties tussen Rm uit opnamen en Rm uit PW zijn  $R^2 = 0.50$ ,  $R_S^2 = 0.48$ ,  $NS = 0.20$  (Figuur 3.12 c1); die tussen R\_Ellen uit opnamen en R\_Ellen uit VSN bedragen  $R^2 = 0.23$ ,  $R_S^2 = 0.17$ ,  $NS = 0.08$  (Figuur 3.12 c2).

NB: de indicatiewaarden uit PW zijn berekend uit zeven zuurklassen van de Kansrijkdommodule (Bijlage A). De correlaties tussen Rm uit opnamen en deze klassen bedragen  $R^2 = 0.38$  en  $R_S^2 = 0.43$ ; door deze te integreren in één indicatiegetal Rm zijn deze percentages dus gestegen naar respectievelijk 0.50 en 0.48.

### NATUURWAARDE

De correlaties tussen de natuurwaarden uit de opnamen en die uit PW zijn  $R^2 = 0.05$  en  $R_S^2 = 0.05$  (Figuur 3.13 a1). Voor VSN bedragen deze percentages 0.05 en 0.04 (Figuur 3.13 a2).

FIGUUR 3.13 VERBAND TUSSEN NATUURWAARDE NW UIT ZOWEL VEGETATIEOPNAMEN (BOVENSTE RIJ, X-AS) ALS UIT FLORBASE-2N (ONDERSTE RIJ, X-AS) EN NATUURWAARDE UIT PW (LINKS) EN VSN (RECHTS)



### 3.4.3 TOETSING UITGANGSSITUATIE AAN FLORBASE

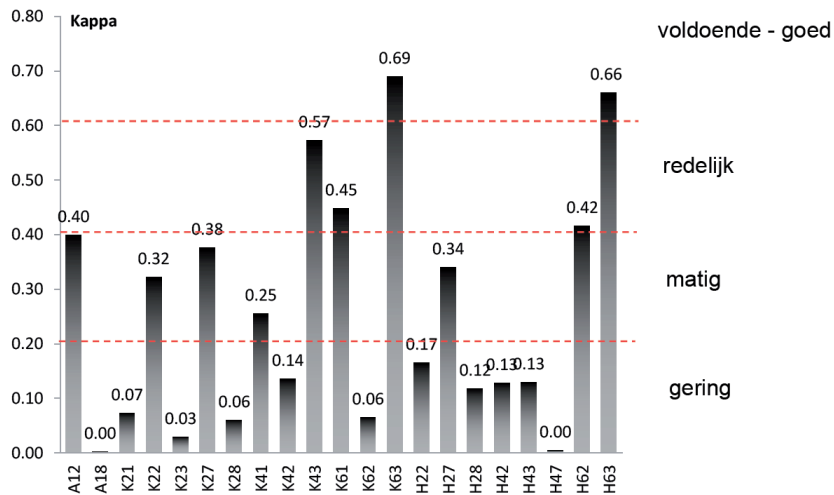
#### VERSPREIDING ECOTOOPGROEPEN

Figuur 3.14 toont het resultaat van de vergelijking tussen PW en FLORBASE voor de verspreidingskaarten van verschillende ecotoopgroepen. In totaal zijn 21 verspreidingskaarten kaarten vergeleken.

De *K*-waarden zijn (op arbitraire) grenzen dikwijls geïnterpreteerd in termen als: 'slecht' ( $K < 0$ ); 'gering' (0-0.20); 'matig' (0.21-0.40); 'redelijk' (0.41-0.60); 'voldoende tot goed' (0.61-0.80) en 'bijna perfect' (0.81-1.00).

Geen enkele natte of vochtige ecotoopgroep gesimuleerd door PW scoort een *K* waarde die 'voldoende tot goed' overlap aangeeft met FLORBASE. Voor een aantal waardevolle groepen als K21 en K23 en K42 is de overlap 'gering'. Droge ecotoopgroepen scoren vaak wel een hogere *K* waarde.

FIGUUR 3.14 KAPPA COËFFICIËNT VAN ECOTOOPGROEPEN OP BASIS VAN FLORBASE-2N EN PW



### NATUURWAARDEN

De onderste grafieken van Figuur 3.13 (b1, b2) tonen de correlatie tussen de gesimuleerde natuurwaarde, en de van FLORBASE-2N afgeleide natuurwaarde. Op kilometerhokniveau stemmen de resultaten beter overeen met de florawaarnemingen, dan op het niveau van vegetatieopnamen:  $R^2 = 0.24$  en  $R_s^2 = 0.32$  voor PW en  $R^2 = 0.10$  en  $R_s^2 = 0.17$  voor VSN. De matige relatie geeft inzicht over de overeenkomst tussen de modellen en meetwaarden, maar voorzichtigheid is geboden bij het trekken van conclusies over de betrouwbaarheid van de ecologische modellen. Als een potentiële natuurwaarde hoger uitvalt dan de gemetenwaarde, dan kan dit komen door een voor natuur ongunstig landgebruik wat in de modellen niet of nauwelijks is meegenomen. Andersom geeft een lage potentiële waarde voor locaties met in werkelijkheid hoge gemeten natuurwaarden aan dat waarschijnlijk iets verkeerd gaat in de standplaatsmodellering. Zo zullen natte natuurwaarden worden onderschat als het hydrologisch model voor natuurgebieden te lage grondwaterstanden aangeeft.

# 4

## DISCUSSIE

### 4.1 BEPERKINGEN VAN DE PLAUSIBILITEITSANALYSE

Het is al vermeld dat de vergelijking van de modeluitkomsten met indicaties afgeleid van in het veld waargenomen vegetatie, tal van beperkingen kent. Door deze beperkingen kan de vergelijking alleen worden gebruikt om na te gaan of de uitkomsten van NHI-PW en NHI-VSN aannemelijk zijn, maar niet kan worden beschouwd als een 'harde' validatie. We noemen hier de belangrijkste beperkingen:

1. Aan de uitkomsten van PW en VSN ligt het landelijk NHI model ten grondslag. Zoals eerder geconstateerd (paragraaf 3.4), zijn de uitkomsten van het NHI niet overal even aannemelijk, bijvoorbeeld in als zeer nat bekend staande veengebieden waar het NHI regelmatig een *GLG* berekent van meer dan een meter beneden maaiveld. Al eerder is geconstateerd dat het NHI (Witte et al., 2011), en hydrologische modellen in het algemeen (Hoogewoud & Van Ek, 2002), de grondwaterstand in natuurgebieden dikwijls te laag berekent. Zulke fouten werken sterk door in de uitkomsten van PW en VSN, wat hun beoordeling ernstig belemmert. Het is daarom interessant om de modellen in de toekomst ook te vergelijken op regionale schaal voor een gebied waar de hydrologie wel vrij betrouwbaar is gemodelleerd, zoals bijvoorbeeld is gedaan voor de Drentsche Aa (Hoogeveen, 2009).
2. Er is een aanzienlijk verschil in schaal tussen de modeluitkomsten en de vegetatiegegevens waarmee die zijn vergeleken. In onze analyse vergeleken we de gegevens uit opnamen van 4 m<sup>2</sup> met die uit rastercellen van 62500 m<sup>2</sup>, ofwel met cellen van maar liefst 12,5 voetbalveld groot. Iedereen die wel eens het veld bezoekt weet hoe enorm groot de variatie kan zijn binnen een dergelijke groot natuurterrein. Niet alleen de variatie in maaiveldhoogten kan enorm zijn, maar ook die in bodemtextuur, humusgehalte, zuurgraad en voedselrijkdom. Ook bij de vergelijking met de kilometerhokken van FLOBASE-2N speelt het schaalprobleem een rol, met kilometerhokken die 16 keer zo groot zijn als de 250 m cellen. Bovendien bevat FLOBASE-2N alle vondstgegevens van plantensoorten over de periode 1975-2005, en een deel van die informatie is wellicht niet meer representatief voor de huidige natuur die de ecologische modellen beogen te voorspellen. Die gegevens geven tezamen wel een beeld van de mogelijke interne heterogeniteit binnen een kilometerhok (wat tot uitdrukking komt in het aantal ecotoopgroepen per km<sup>2</sup>), terwijl zulks slecht mogelijk is met de homogene rekencellen van PW en VSN.
3. De ecologische modellen zijn getoetst aan indicatiewaarden (vegetatieopnamen) of daarvan afgeleide volledigheden (FLOBASE-2N). Ondanks dat regressies van gemeten of gemodelleerde standplaatsfactoren aan indicatiewaarden soms verrassend goede resultaten laten zien (paragraaf 3.4), zijn indicatiewaarden precies wat ze zijn: indicaties van het milieu dat de vegetatie ondergaat, en geen harde meetgegevens.
4. Met PW en VSN worden potenties berekend, dus een vergelijking met de werkelijke vegetatie gaat deels mank.



Als de vergelijking dus 'slechte' resultaten oplevert, kan niet zomaar worden geconcludeerd dat het ecologische model niet functioneert. Behalve door een onjuiste modelschematisering en parametrisering, kan een tegenvallend vergelijkingsresultaat onder meer het gevolg zijn van een gebrekkige hydrologische invoer, schaalverschillen en het gebruik van indicatiewaarden. Een positief resultaat echter, is een sterke aanwijzing dat het ecologische model in combinatie met het NHI wel functioneert. Het geeft aan dat in het veld waargenomen natte plekken overeenkomen met de uitkomsten van hydrologische modellen. Daarbij hoort wel de kanttekening dat een goede correlatie nog niet wil zeggen dat ook in absolute zin de relatie correct is.

Door resultaten van NHI-PW en NHI-VSN onderling te vergelijken kunnen wel conclusies worden getrokken over de prestaties van beide modellen. Deze conclusies hebben uiteraard alleen betrekking op het nationale schaalniveau, met de gegevensbeschikbaarheid die thans op dat niveau bestaat.

#### 4.1.1 VERGELIJKING TUSSEN PW EN VSN

Een vergelijking tussen PW en VSN is ten dele één van appels met peren. PW bestaat voor een deel uit onderdelen van de Waternood Kansrijkdom Module (De Haan et al., 2011), terwijl VSN vooral een procesmodel is. De Waternood Kansrijkdom Module is een systeem dat gebaseerd is op het oordeel van deskundigen, ontleend aan veldwaarnemingen in Nederland onder het huidige klimaat. In die zin is het een beschrijvend model, net zoals puur correlatieve modellen beschrijvende modellen zijn, hoewel in de Kansrijkdommodule ook proceskennis is verwerkt. Het model is, wegens zijn indirecte en beschrijvende karakter, niet geschikt voor klimaatprojecties. Dit komt omdat voor een toekomst met klimaatverandering de correlatieve en indirecte relaties ontleend aan het huidige klimaat niet meer van toepassing kunnen zijn. Klimaatprojecties kunnen alleen verantwoord worden gedaan met modellen waarin de belangrijkste klimaat gerelateerde processen expliciet zijn opgenomen. Aan de andere kant gaat het invoeren van veel processen in een model doorgaans ten koste van het vermogen vegetatiepatronen in de huidige situatie goed te voorspellen (Guisan & Zimmermann, 2000). Bij de modelontwikkeling is het daarom zaak het evenwicht te bewaren tussen mechanistisch en empirisch; schieten we te veel door naar het eerste, dan worden de uitkomsten te onnauwkeurig, zelfs onder het huidige klimaat, blijven we teveel steken in het laatste, dan is het model niet robuust genoeg en krijgen we onrealistische uitkomsten bij toekomstige voorspellingen.

Een andere reden waardoor de modellen zich moeilijk laten vergelijken is dat PW uitspraken doet over natuurpotenties zonder dat vegetaties op bodems door atmosferische depositie en directe mestgiften zijn aangetast, terwijl VSN wel de invloed van (historische) mestverrijking meeneemt in het aangeven van natuurpotenties.

Ten slotte zijn er verschillen in de mate waarin de modellen een bepaalde richting uit geforceerd worden. Bij PW worden twee vegetatiestructuurtypen opgelegd: iedere rekencel wordt van te voren geclassificeerd als 'korte vegetatie' (pioniervegetatie, grasland of ruigte), dan wel als 'hoog opgaande vegetatie' (bos of struweel). VSN kent 14 verschillende vegetatietypen toe op basis van de SNL-beheertypenkaarten. Elk vegetatietype heeft een aantal vegetatie-eigenschappen die nodig zijn om de biomassa-productie en opname van nutriënten te berekenen. Het gaat dan om eigenschappen als maximale groeisnelheid, nutriëntengehaltes per orgaan en parameters die bepalen welk deel van de biomassa wordt opgegeten bij begrazing. Onafhankelijk daarvan worden op basis van de bodemkaart, in zeven klassen, bodemeigenschappen toegekend zoals kalkrijkdom, CEC, omwisselconstanten, verwerkingssnelheden, organische stofgehalte en initiële C/N-ratio.

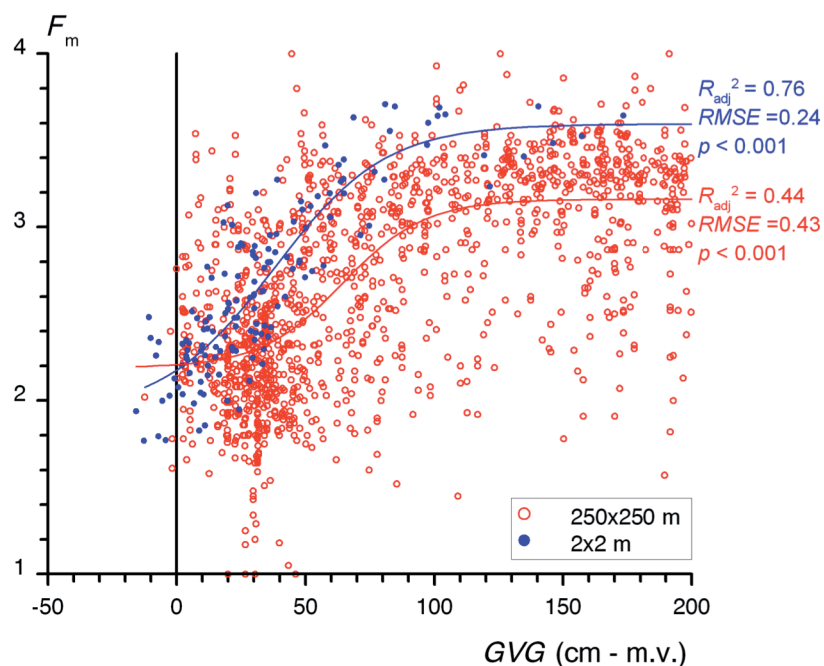
Er zijn dus diverse kanttekeningen bij een vergelijking te maken. Met deze in gedachten, menen we niettemin dat het verantwoord is de volgende uitspraken op basis van de vergelijking te doen:

1. Vochttoestand. De in vegetatieopnamen 'waargenomen' vochtindicatie  $F_m$  wordt met PW goed verklaard aan de hand van de op processen gebaseerde klimaatbestendige maten droogte- en zuurstofstress (Figuur 3.10). Gegeven de onvolkomenheden in het NHI, de gebruikte grove indeling in 21 bodemfysische eenheden en 14 klimaatdistricten (Bijlage A), en het grote verschil in ruimtelijke schaal tussen vegetatieopnamen en de rekencellen, mag een verklaarde variantie van 56% hoog worden genoemd. Na vertaling van de beide stressmaten naar een voorspelde  $F_m$  blijft het verband met de waargenomen  $F_m$  nog steeds sterk (Figuur 3.11 a1:  $R^2 = 0.52$ ,  $R_s^2 = 0.49$ ).

Het verband tussen waargenomen vochtindicatie  $F_{Ellen}$  en  $GVG$  is met een Spearman correlatie van  $R_s^2 = 0.40$  (Figuur 3.11 a2) ook goed te noemen, en dat goede verband blijft overeind wanneer  $F_{Ellen}$  uit de opnamen op basis van de correlatiecoëfficiënten wordt vergeleken met de op de  $GVG$  gebaseerde  $F_{Ellen}$  (Figuur 3.12 a2:  $R^2 = 35\%$ ,  $R_s^2 = 40\%$ ). Doordat de indicatiewaarden systematisch veel te laag worden berekend, is de modelprestatie van VSN echter slecht, met een Nash Shutcliff coëfficiënt van  $NS = -3.50$ .

Door Witte et al., 2011b is eerder geconcludeerd dat het NHI bruikbaar lijkt voor landelijke ecohydrologische analyse. Dat is geconcludeerd op basis van de relatie tussen  $F_m$  en  $GVG$  die onderzocht is voor vegetatie opnamen en NHI cellen (Figuur 4.1).

FIGUUR 4.1 RELATIE TUSSEN DE MET NHI-2.0 GESIMULEERDE  $GVG$  IN 250 M CELLEN EN VOCHTINDICATIE  $F_m$  IN VEGETATIEOPNAMEN VOOR OPNAMEN MET EEN  $GVG < 200$  CM -M.V. TER VERGELIJKING IS OOK DE RELATIE WEERGEGEVEN VOOR  $GVG$ 'S DIE ZIJN AFGELEID UIT GRONDWATERSTANDEN OPGEMETEN BIJ DE VEGETATIEOPNAMEN VAN GEMIDDELD 2 BIJ 2 M. BRON: WITTE ET AL. (2011B)



De 250x250 m cellen laten wel een grotere spreiding zien, en een systematisch lagere Fm indicatie. Zo laat de Fm waarde die bij vegetatie opnamen overeenkomt met een GVG van 20 cm – m.v. bij NHI cellen een 30 cm lagere GVG zien. De uitkomsten van zowel PW als van VSN, alsook Figuur 4.1, suggereren dat het NHI voor natuurgebieden te diepe grondwaterstanden berekent.

2. Voedselrijkdom. De voedselindicatie  $N_{Ellen}$  wordt met NHI-VSN slecht voorspeld;  $N_{Ellen}$  uit vegetatieopnamen reageert negatief op de verklarende variabele  $NO_3$  (Figuur 3.11 b2:  $R^2 = -0.00$ ,  $R_S^2 = -0.02$ ), en nog negatiever op de met VSN voorspelde  $N_{Ellen}$  (Figuur 3.12 b2:  $R^2 = -0.04$ ,  $R_S^2 = -0.01$ ,  $NS = -0.94$ ). Het Century-gedeelte van PW presteert duidelijk beter, al is het verband tussen P-mineralisatie en indicatiewaarde  $N_m$  verre van bevredigend (Figuur 3.11 b1:  $R^2 = 0.20$  en  $R_S^2 = 0.14$ ).

Het lijkt te ver gezocht om de slechte tot matige prestaties van de procesmodellen grotendeels toe te schrijven aan de in paragraaf 4.1 genoemde beperkingen van de vergelijking. De resultaten van het meer beschrijvende onderdeel van PW (de Waterlood Kansrijkdom Module) (Figuur 3.12 b1:  $R^2 = 0.41$ ,  $R_S^2 = 0.41$ ,  $NS = 0.38$ ) suggereren immers dat een veel betere relatie tot de mogelijkheden behoort tussen de op opnameniveau waargenomen en de voorspelde indicatiewaarde. De oorzaken van de teleurstellende resultaten liggen deels in de slechte parametrisering van de gebruikte bodemeenheden, maar er zijn meer oorzaken aan te wijzen (paragraaf 4.3). Zo is het de vraag of  $NO_3$  wel een goede maat is voor voedselrijkdom, omdat de nitraatconcentratie die door VSD+ berekend wordt het resultaat is ná opname en denitrificatie. In de database 'Ecologische Condities' (Wamelink et al., 2012b) werd wel de beste relatie gevonden tussen  $NO_3$ -gehalte en  $N_{Ellen}$ , beter dan N-totaal of C/N-verhouding.

3. Zuurgraad. De waargenomen zuurgraadindicatie  $R_{Ellen}$  correleert goed met de door VSN berekende bodem-pH (Figuur 3.11 c2:  $R^2 = 0.32$ ,  $R_S^2 = 0.34$ ). De resultaten van het meer beschrijvende onderdeel van PW (Waterlood Kansrijkdom Module) (Figuur 3.12 c1:  $R^2 = 0.50$ ,  $R_S^2 = 0.48$ ,  $NS = 0.20$ ) suggereren dat een betere relatie de tussen voorspelde en de op opnameniveau waargenomen indicatiewaarde tot de mogelijkheden behoort. Mogelijke oorzaken voor een lagere correlatie tussen geobserveerde en gesimuleerde  $R_{Ellen}$  waarden met VSN in vergelijking tot  $R_m$  waarden met PW zijn:
  - a. Een lagere correlatie tussen de door VSN voorspelde pH ten opzichte van de gemeten pH waarden, terwijl het ruimtelijk beeld over Nederland (Figuur 3.3) zeer aannemelijk is. Met PW wordt geen pH berekend maar een zuurindicatie  $R_m$  die is bepaald op basis van bodemtype, grondwaterstand en kwel aan de hand van een aantal tabellen uit de Waterlood Kansrijkdom Module. Voor door kwel gevoede systemen is uitgegaan van voorbeeldberekeningen met SMART2. Voor de door regenwater gevoede systemen is uitgegaan van expert judgement op grond van kennis over zuurgraad van bodems in niet bekalkte natuurlijke of half-natuurlijke situaties. Met VSN wordt de pH wel volledig procesmatig berekend in afhankelijkheid van het bodemtype, maar daarnaast spelen processen als (de)nitricatie, opname van nutriënten en depositie, aanvoer via kwel en het optreden van regenwaterlenzen een rol. Belangrijke verschillen tussen beide benaderingen zijn: (i) de Waterlood Kansrijkdom Module onderscheidt meer bodemtypen dan VSD+ en (ii) de wijze waarop kwelresultaten uit het NHI in VSD+ worden gebruikt verschilt van de manier waarop Waterlood dit doet.
  - b. Een lagere correlatie tussen gemeten pH en  $R_{Ellen}$  in vergelijking tot gemeten pH en  $R_m$ . Op basis van de zogenaamde Kennat database van Alterra (ca. 3500 opnamen met gemeten pH; Sanders et al., 2000) blijkt inderdaad een lagere correlatie tussen gemeten pH en  $R_{Ellen}$  (verklaarde variantie van 44%) in vergelijking tot gemeten pH en  $R_m$  (verklaarde variantie van

60%). Recent is een zelfde vergelijking gemaakt op basis van de database 'Ecologische condities' (Wamelink et al., 2012b), feitelijk een actualisatie en uitbreiding van de Kennat database tot ca. 5000 opnamen met gemeten pH. Op basis van de soortensamenstelling in de vegetatieopnamen zijn zowel de Rm als R\_Ellen indicatoren bepaald. Volgens Wamelink levert de regressie tussen de gemeten pH en beide indicatoren nu een vergelijkbare verklaarde variatie van rond de 55%: 57% voor Rm en 55% voor R\_Ellen.

Hierbij moet wel worden opgemerkt dat het opmerkelijk is dat er door de toevoeging van 1500 opnamen een dergelijke grote stijging (11%) optreedt in de correlatie met R\_Ellen, terwijl tegelijkertijd de correlatie met Rm met 3% daalt. Dit is iets wat nog eens gezamenlijk bekeken dient te worden. KWR beschikt momenteel niet over deze aangepaste Kennat database.

Samenvattend: de lagere correlatie tussen geobserveerde en gesimuleerde R\_Ellen waarden met VSN in vergelijking tot Rm waarden met PW lijkt vooral veroorzaakt te worden door een slechtere schatting van de pH klasse, maar dit vereist nader onderzoek (zie punt a).

4. Indicatiewaardensysteem. Dat de uitkomsten van PW beter correleren met waargenomen indicatiewaarden dan VSN, is niet toe te schrijven aan verschillen tussen de gehanteerde indicatiesystemen. Na vervanging van de Ellenberg-indicaties door de indicatiewaarden van Witte *et al.* (2007) zijn de verbanden met VSN aldus:
  - GVG-Fm:  $R^2 = 0.13$ ,  $R_S^2 = 0.51$  (was met F\_Ellen 0.12 en 0.40);
  - NO3-Nm:  $R^2 = -0.00$ ,  $R_S^2 = -0.13$  (was met N\_Ellen -0.00 en -0.02);
  - pH-Rm:  $R^2 = 0.20$ ,  $R_S^2 = 0.32$  (was met R\_Ellen 0.32 en 0.34).
5. Natuurwaarden. Zowel op opnameniveau als op kilometerhokniveau correleert de voorspellingen van de natuurwaarde NW met zowel PW als VSN positief met de waargenomen NW (Figuur 3.13). De correlatiecoëfficiënten zijn echter erg laag op opnameniveau. Een vermoedelijke oorzaak hiervan is dat in NW alle fouten (van NHI, VSN en PW) culminereren. Daarnaast is het goed mogelijk dat de in de opnamen gerealiseerde natuurwaarde door vele oorzaken (suboptimaal beheer, gebrekkige voeding met zaden uit omgeving, ongunstige historie) anders, en in veel gevallen lager, kan uitvallen dan de (potentiele) natuurwaarde die met de ecologische modellen wordt voorspeld. Die modelwaarde is immers ontleend aan een bestand met voor vegetatietype zeer representatieve vegetatieopnamen, dat gebruikt is voor het standaardwerk De Vegetatie van Nederland.
6. Verspreiding ecotoopgroepen. Op het niveau van kilometerhokken is de correlatie een stuk beter (Figuur 3.13b) dan de correlatie op het niveau van vegetatie opnamen. Met PW worden verspreidingspatronen van ecotoopgroepen gesimuleerd die een overeenkomst vertonen met de van FLORBASE-2N afgeleide ecotoopgroepen, al is de overeenkomst in de meeste gevallen matig (Figuur 3.14). Voor ecotoopgroepen van natte standplaatsen is de overeenkomst in de meeste gevallen slechter dan bij die van droge standplaatsen. Dit is waarschijnlijk te wijten aan de al eerder vermelde systematische onderschatting van de grondwaterstand in natuurgebieden door het NHI (dit geldt zeker voor het type van natte duinvalleien, K23). Verhogen we, bij wijze van toets, de door het NHI berekende grondwaterstanden overal met 30 cm, dan stijgt de Kappa index 0.02 (vooral K21 en H22 profiteren hiervan, met een stijging van respectievelijk 0.07 naar 0.18 en 0.17 naar 0.22). Zie ook de toelichting op de door PW gegenereerde kaarten van ecotoopgroepen in Bijlage K. Dit is nog steeds een lage score, en reden om nader uit te zoeken hoe het NHI presteert voor natuurgebieden. Daarnaast lijken de voorspellingen

van natte en zeer voedselrijke milieus, en van vochtige matig voedselrijke milieus, minder overeen te komen met FLORBASE-2N (A18, K28, H28, H47). Dit kan te maken hebben met het niet meenemen van de invloed van bemesting (direct, via atmosferische depositie, of via oppervlaktewater) in PW. Aquatische ecotoopgroepen worden sterk onderschat omdat lijnvormige en kleine wateren in de huidige schematisering wegvallen.

#### 4.2 GEBRUIK VAN DE MODELLEN IN DEELPROGRAMMA ZOETWATER

In de loop van 2013 heeft Rijkswaterstaat besloten om de modellen DEMNAT en PW in te zetten voor het deelprogramma zoetwater tot en met 2014 en het model VSN voor die afrondende fase niet te ondersteunen. De reden dat VSN niet wordt ingezet is vooral ingegeven om praktische redenen. Hoewel de rekentijd van VSN vergelijkbaar is met die van DEMNAT en PW bleek de NHI gegevensbehoefte van VSN niet werkbaar in relatie tot het Deltaprogramma. De rekentijd en benodigde opslag van NHI gegevens voor VSN waren naar de mening van Rijkswaterstaat te omvangrijk. Dit is technisch wel op te lossen, maar niet binnen de tijd die nog beschikbaar was. Achteraf bleken de VSN resultaten ook bij de plausibiliteitsanalyse tegen te vallen. Met name de uitkomsten voor voedselrijkdom zijn onbevredigend (lagere voedselrijkdom in kleigebieden). Tevens laten de voorspelde potentiële natuurwaarden forse afwijkingen zien met de op FLORBASE gebaseerde natuurwaarden, nog sterker dan bij PW.

Het aanleveren van NHI invoer voor DEMNAT en PW is binnen het Deltaprogramma wel ondersteund. DEMNAT leunt voor zijn ecologische effectberekening sterk op de FLORBASE gegevens, wat de waarde van de voorspelling ten goede komt. Zwakte van het model is het ontbreken van klimaatrobuuste relaties waardoor er minder vertrouwen is in de uitkomsten van de toekomstprojecties. Een ander zwak punt is dat DEMNAT altijd uitgaat van het huidige voorkomen van ecotoopgroepen, zoals afgeleid van FLORBASE, en dat het geen vervanging van het ene type door het andere type kan berekenen (bijvoorbeeld K22 door K27), laat staan voor een kilometerhok geheel nieuwe typen.

PW hanteert wel klimaatrobuuste relaties wat ten goede moet komen aan juiste toekomstprojecties. Echter, de PW uitkomsten leunen sterk op de standplaatsmodellering en de hiervoor gebruikte schematisering van homogene rekencellen. Tekortkomingen in dit onderdeel werken sterk door in de PW resultaten. Binnen DEMNAT wordt anders omgegaan met de hydrologische uitvoer en is hierdoor aanzienlijk minder gevoelig voor beperkingen in de hydrologische modellen. De matige overeenkomst tussen de PW verspreidingskaarten en de kaarten afkomstig van FLORBASE geven aan dat er nog veel te verbeteren valt aan de standplaatsmodellering (inclusief de hydrologische modellering) en/of de ruimtelijke schematisering.

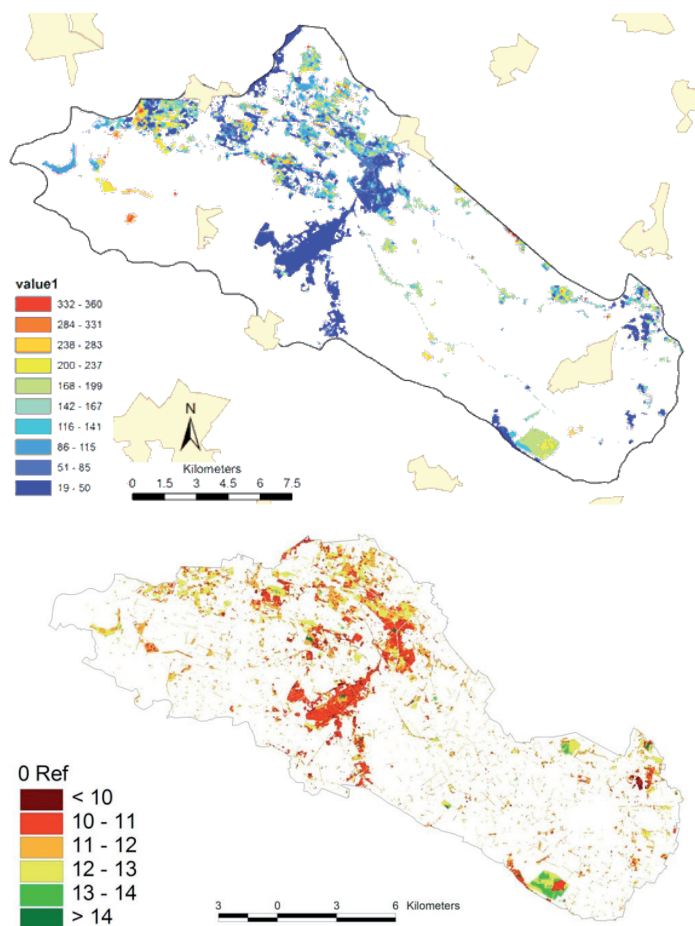
Zowel de resultaten van DEMNAT als PW dienen daarom beide te worden beschouwd. Hoewel DEMNAT beperkingen heeft door het ontbreken van klimaatrobuuste relaties, heeft het model wel toegevoegde waarde omdat het diverse hydrologische ingrepen kan verwerken die niet door PW zijn afgedekt, zoals inlaat systeemvreemd water, effecten op saliniteit (verzilting) en verandering in het peil van kleine wateren. Daarnaast levert DEMNAT vlakdekkende resultaten, zodat ook uitkomsten kunnen worden gegeven voor natuur buiten gebieden met een natuurbeschermingsstatus, al hoewel dit *in principe* ook mogelijk is met modellen als PW en VSN. PW heeft specifieke toegevoegde waarde voor de SNL en Habitatrictlijngebieden vanwege het hanteren van klimaatrobuuste modelrelaties. Omdat de standplaatsmodellering en -schematisering nog tekort schieten, en DEMNAT alleen kan uitgaan van bestaande voorkomens van ecotoopgroepen en geen klimaatrobuuste processen bevat, lijkt het vooral verstandig om uitkomsten van DEMNAT en PW op een relatieve manier te beoordelen (vergelijking

van de scenario's ten opzichte van de referentie), en nog niet al te veel betekenis te geven aan hun absolute uitkomsten. In hoeverre vertrouwen kan worden uitgesproken in de modelresultaten en in welke mate de modelresultaten zullen meewegen bij de deltabeslissingen zoetwater is uiteindelijk een resultaat van een workshop met externe partijen.

#### 4.3 BRUIKBAARHEID VAN DE MODELLEN VOOR DE REGIO

Het model DEMNAT heeft een tamelijk starre gebiedsschematisatie en is nadrukkelijk bedoeld voor landelijke toepassingen. De modellen PW en VSN zijn ook regionaal toepasbaar waar het hanteren van een ruimtelijke resolutie van 25x25 m cellen meer gebruikelijk is. Voor regionale toepassingen met PW en VSN is weinig meer nodig dan het verfijnen van de gebiedsschematisatie en koppeling met een regionaal geohydrologisch model. Figuur 4.2 geeft ter illustratie een uitkomst voor PW en VSN voor de Baakse beek.

FIGUUR 4.2 NATUURWAARDEN IN DE UITGANGSSITUATIE OP 25X25 M VOOR DE BAAKSE BEEK (ACHTERHOEK) GESIMULEERD MET PW (BOVEN) EN VSN (ONDER). REGIONALE TOEPASSING VAN DE MODELLEN VINDEN ONDER ANDERE PLAATS BINNEN HET KVK ONDERZOEK CARE (CLIMATE ADAPTATION IN RURAL AREAS) EN EEN RECENT NMDC INNOVATIEPROJECT (VAN EK, ET AL., 2012)



Verwacht wordt dat de modellen PW en VSN bij regionale toepassingen beter presteren dan voor een landelijke analyse omdat regionale geohydrologische modellen meer nauwkeurige en betrouwbare uitkomsten zullen leveren. Voor de Achterhoek is dit bekeken. Figuur 4.3 vergelijkt NHI uitkomsten met het regionale geohydrologische model AMIGO (Van der Linden et al., 2008) en daarop gebaseerde PROBE uitkomsten. Verrassend genoeg lijkt het NHI voor dit gebied nattere uitkomsten te geven dan AMIGO. De verspreidingskaarten en potentiële natuurwaarden geproduceerd met NHI-PROBE komen goed overeen met de kaarten gebaseerd op AMIGO-PW.

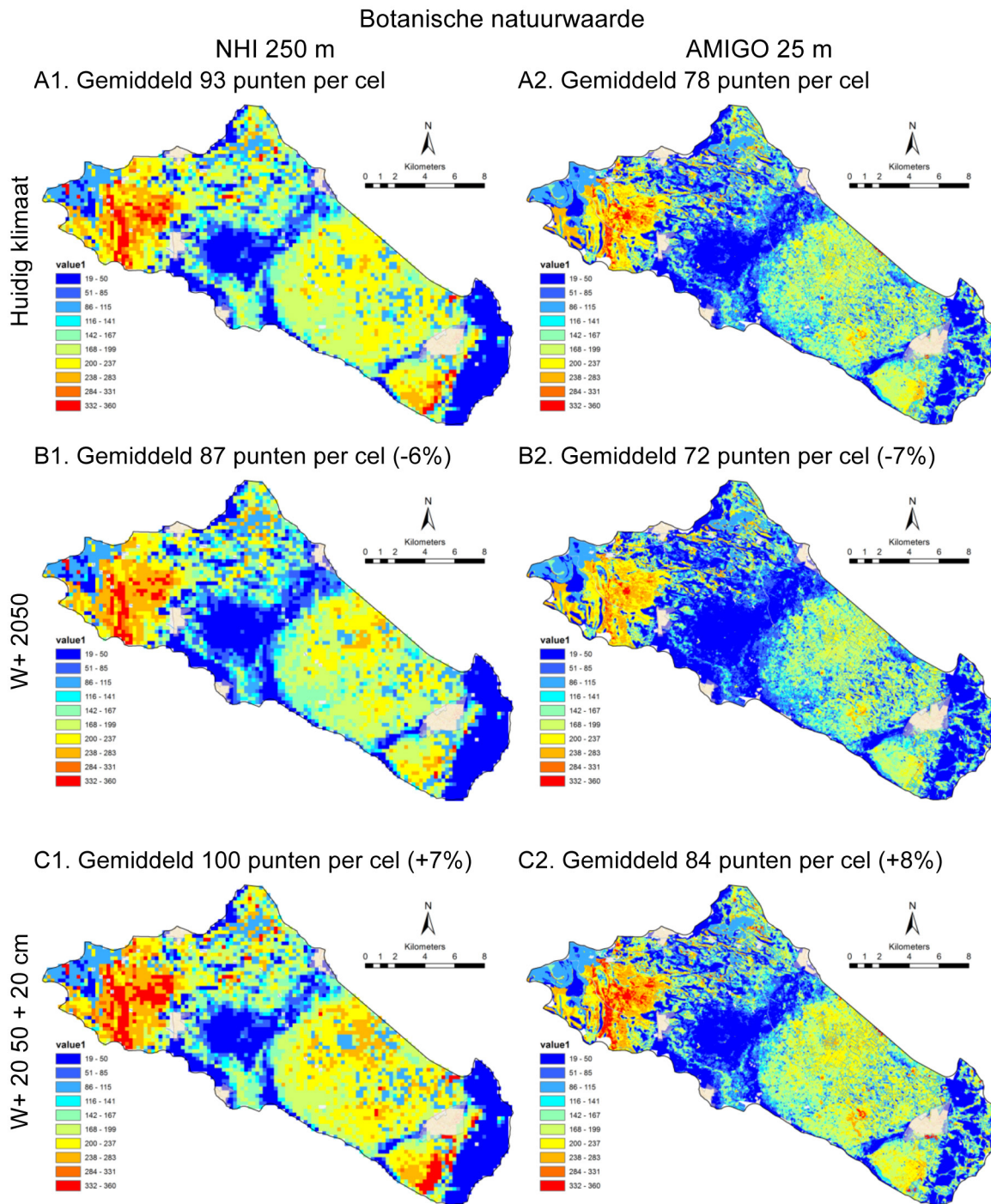






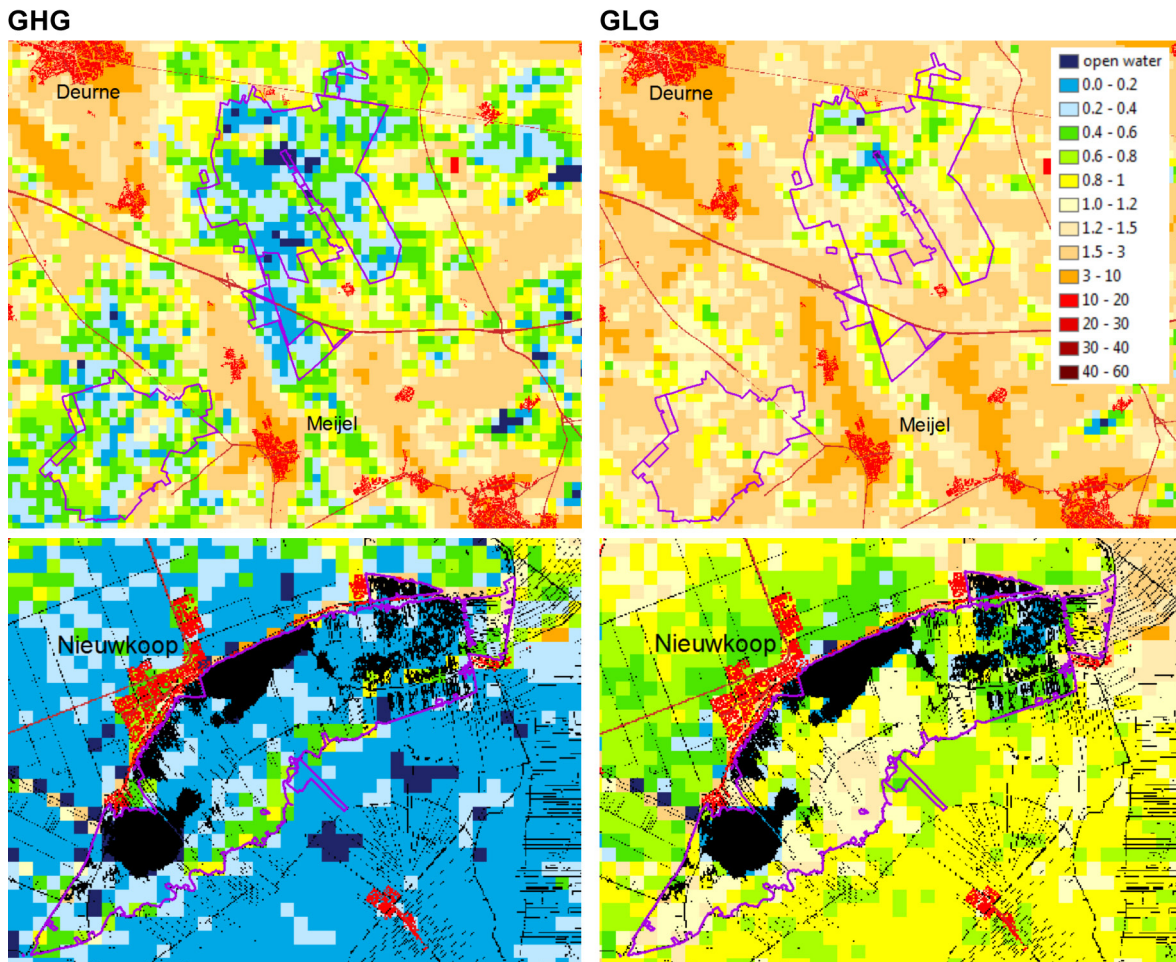


FIGUUR 4.6 VERGELIJKING VAN DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE BOTANISCHE NATUURWAARDE OP BASIS VAN DE HYDROLOGISCHE UITKOMSTEN VAN HET NHI (1, LINKS) EN AMIGO (2, RECHTS): (A) IN HET HUIDIGE KLIMAAT, (B) IN HET SCENARIO W+, (C) IN SCENARIO W+, MAAR MET EEN OVERAL TOEGEPASTE GRONDWATERSTANDSVERHOOGING VAN 20 CM (ECHTER AFGEKAPT AAN MAAVELD). AANNAME IS DAT HET HELE STROOMGEBIED WORDT BEHEERD ALS NATUUR, MAAR ZONDER AANPASSING DE WATERBEHEERSING. DE VERMELDE OPPERVLAKTEN ZIJN BEREKEND DOOR SOMMATIE VAN KANS P OVER HET HELE MODELGEBIED EN VERMENIGVULDIGING MET DE CELGROOTTE



Met de bovenstaande analyse willen we niet zeggen dat NHI overall goed presteert. Voor de Peel zien we een GLG die meer dan 1 m te laag lijkt te zijn, en ook de GLG voor de Nieuwkoopse plassen lijkt enkele decimeters te laag te liggen (Figuur 4.7). Acceptabel voor een landelijk hydrologisch model, maar niet als je er potenties voor vegetatieontwikkeling op wilt baseren.

FIGUUR 4.7 GHG (LINKS) EN GLG (RECHTS) VOOR DE PEEL (BOVEN) EN DE NIEUWKOOPSE Plassen (ONDER)



#### 4.4 UITGANGSPUNTEN VOOR VERDERE ONTWIKKELING

In dit project is een start gemaakt met een constructieve samenwerking tussen Alterra, KWR en Deltares. Tot nu toe waren Alterra, KWR en Deltares instituten die op het gebied van de ecohydrologie soms samenwerkten, maar die in projecten ook elkaars concurrenten zijn geweest. Op het gebied van ecohydrologische modellen hebben KWR en Alterra nooit samengewerkt en hebben ze beide grotendeels een ander deel van de markt bediend. Die concurrentie heeft zowel nadelen (verspilling van intellect en budget) als voordelen (elkaar scherp houden).

Binnen dit project is discussie gevoerd over de noodzaak om tijd en geld te besteden aan de ontwikkeling van één ecologisch model voor terrestrische natuur, de noodzaak om daarbij de krachten te bundelen, over de opzet van verdere modelontwikkeling en samenwerking.

Vrijwel alle onderdelen van de drie ecologische modellen PW, VSN en DEMNAT<sup>3</sup> zijn op plot-niveau getest en laten, binnen hun toepassingsbereik en bij een goede beschikbaarheid van betrouwbare invoergegevens, zeer bevredigende resultaten zien. Hierover is ook uitgebreid gepubliceerd, zowel in rapporten als in wetenschappelijke tijdschriften. Uit de huidige studie blijkt echter dat deze ecologische modellen bij toepassing in de praktijk nog serieuze tekortkomingen vertonen. Zo laat de plausibiliteitsanalyse zien de overlap tussen vegetatieverspreidingskaarten op basis van PW nog sterk te wensen over laat, en dat VSN een geringere correlatie laat zien met meetgegevens dan PW. Het onderdeel binnen PW wat voedselrijkdom aangeeft is gebaseerd op expert oordeel uit de Waterlood Kansrijkdom Module, en houdt geen rekening met de gevolgen van atmosferische depositie en vegetatie successie. Daarnaast kampen zowel PW als VSN met onbetrouwbare modelparameters die van de bodemkaart worden afgeleid.

Naast de voedselrijkdommodellering is duidelijk dat de modellen PW en VSN ook erg gevoelig zijn voor de betrouwbaarheid van de hydrologische model uitvoer zoals gemiddelde grondwaterstanden en kwelflux. DEMNAT is hier minder gevoelig aangezien dit model alleen gebruik maakt van verschillen in grondwaterstanden, en niet van absolute uitkomsten zoals bijvoorbeeld grondwaterstand ten opzichte van maaiveld. Het voorkomen van natuur en de vochttoestand in de uitgangssituatie wordt gebaseerd op basis van waargenomen vegetatie, afgeleid van florawaarnemingen in FLORBASE (resolutie 1 km<sup>2</sup>), en leunt dus niet volledig op uitkomsten van de hydrologische modellen. Daar staat tegenover dat het modelconcept van DEMNAT niet 'klimaatrobuust' is, oftewel: de ecologische module houdt onvoldoende rekening met klimaatrelevante processen zoals het effect van temperatuur, CO<sub>2</sub> en weers-extremen<sup>4</sup>. Daarnaast is het concept niet geschikt om kansen en knelpunten voor natuur te kwantificeren. Of bepaalde natuurdoelen op langere termijn haalbaar blijven (knelpunt) lijkt ons een belangrijke beheersvraag, zo ook de vraag welk alternatief natuurdoel moet worden gehanteerd (kans) als de beoogde doelen onder een gewijzigd klimaat niet meer blijken haalbaar lijken.

Alle huidige ecologische modellen inzetbaar voor klimaatprojecties laten in de praktijk dus nog serieuze beperkingen zien. Voordat de vraag kan worden gesteld welke vervolgstappen genomen moeten worden, kan ook de vraag worden gesteld of we wel verder moeten investeren in de afzonderlijke ecologische effectmodellen. Is het niet beter om eerst te investeren in de hydrologische modellen voordat we verder bouwen aan ecologische modellen of één ecologisch model opgebouwd uit onderdelen van drie verschillende modellen? En als we besluiten tot vervolgstappen in de ontwikkeling van ecologische modellen, wat is dan wenselijk en wat is haalbaar? In de onderstaande tekst wordt puntsgewijs stilgestaan bij de verschillende vragen.

#### 1 *Waarom modellen?*

Vanuit het beleid en beheer van water en natuur zijn we geïnteresseerd in het functioneren van ecosystemen en daarmee samenhangende biodiversiteit. Via Europese richtlijnen is Nederland verplichtingen aangegaan ten aanzien van water- en natuurdoelstellingen. Kennis en instrumenten zijn nodig om beheerplannen (bijvoorbeeld in het kader van Natura 2000)

- 3 PW = PROBE-Waterlood, effectmodule van KWR met een tijdelijke koppeling met Waterlood kansrijkdommodule, VSN = modellentrein van Alterra met VSD+ (very simple dynamic model), SUMO (successie model voor de vegetatie) en NTM3 (natuurtechnisch model), en DEMNAT = Dosis-effect module Natuur terrestrisch.
- 4 Klimaatrelevante aspecten worden wel via de hydrologische invoer meegenomen, zoals effect van hogere temperatuur op de verdamping of effect van een ander neerslagpatroon op de grondwaterstand.

te onderbouwen zodat inzicht kan worden geboden in de effecten van maatregelen en de houdbaarheid van doelen op de lange termijn in een veranderend klimaat. In een deltagebied als Nederland zullen veel maatregelen betrekking hebben op het waterbeheer, waarbij het doel is dit zo doelmatig en efficiënt mogelijk te doen. Kennis is ook nodig om gemotiveerd af te kunnen wijken van op Europees niveau afgesproken natuurdoelen. De kennis moet aansluiten op zowel de informatiebehoeften van beleidsmakers als personen actief bij beheer- en inrichtingsvraagstukken.

De opgaven – het beheer, beleid en doelstellingen afstemmen op klimaatverandering – zijn niet eenvoudig aangezien we uitspraken proberen te doen over complexe systemen op basis van beperkte kennis en gegevens. In principe zijn er twee benaderingen mogelijk: (1) expertoordeel en (2) modelberekeningen voor beleid (meestal globaal) en beheer (meer specifiek). De voordelen en bijkomende nadelen van modelberekeningen ten opzichte van expertoordeel zijn aangegeven in de onderstaande tabel.

---

**Belang van modelbenadering versus expert oordeel / workshops**

---

*Voordeel*

- Kennis expliciet en reproduceerbaar (wetenschappelijke vereiste)
- Eenduidig (eerlijke onderlinge vergelijking mogelijk van gebieden en ecosystemen)
- Geautomatiseerde methodiek (scenario's/maatregelen kunnen snel worden geëvalueerd)
- Correct verbinden van beschikbare gedetailleerde ruimtelijke informatie (gebruik GIS bestanden)
- Kennisopbouw (kapstok) en vastlegging (digitalisering)

*Nadeel*

- Vergt grotere investering (zeker op korte termijn)
  - Minder flexibel
  - Complexer
- 

Expertoordeel lijkt een snelle en relatief goedkope optie: op basis van een of meerdere workshops kunnen de ecologische effecten van verschillende hydrologische scenario's worden besproken en gewaardeerd. Groot nadeel van deze benadering is dat de beoordeling tamelijk subjectief en niet systematisch is. Afhankelijk van de samenstelling van het expertpanel kan de uitkomst verschillen. Daarnaast is het onmogelijk voor welke deskundigen dan ook om alle ruimtelijke interacties tussen hydrologie en ecologie te overzien. Zeker als er uitspraken moeten worden gedaan over grote heterogene gebieden. Daar komt bij dat veel deskundigen zich beroepen op hun praktijkervaring, terwijl niet duidelijk is in hoeverre kennis uit het verleden nog valide is voor een toekomstsituatie met klimaatverandering. Voor een goede voorspelling is kennis vereist over door het klimaat beïnvloede processen. Aangezien niet verwacht mag worden dat er deskundigen bestaan die zulke complexe processen met al hun ruimtelijke interacties integraal kunnen beoordelen (nog afgezien van de vraag wie dan in staat zou zijn zulke superdeskundigen te herkennen), zijn we daarom aangewezen op modellen.

Uitspraken op basis van ecologische modellen kent uiteraard ook nadelen. Het bouwen van modellen vergt een grotere investering, omdat (veld)onderzoek nodig is om modelrelaties te onderbouwen, investeringen nodig zijn voor het verkrijgen van gegevens waarmee we de modellen kunnen voeden en omdat er rekencodes moeten worden geschreven en getest. Belangrijk voordeel is dat de modelbenadering een wetenschappelijke benadering is (*kwantitatief* en *reproduceerbaar*), die ons stapsgewijs helpt ecosystemen beter te begrijpen en effecten te beschrijven. Het gaat om een *systematische, objectieve aanpak*, waarbij de vele interacties tussen systemen en ruimtelijke informatie geautomatiseerd met elkaar in verband kunnen worden gebracht. Door goed na te denken over de relevante processen en deze stapsgewijs in te bouwen, fungeren modellen vaak als een 'kenniskapstok' die ons stapje voor stapje ver-

der brengen in het begrijpen van complexe ecosystemen. Modellen<sup>5</sup> blijven echter een hulpmiddel bij de scenarioanalyse en doelmatig waterbeheer, en zullen altijd hun beperkingen kennen ('all models are wrong, but some are useful'). Daarom is een noodzakelijke stap om de modelresultaten te evalueren met experts.

**Kortom, alleen door systematisch gegevens te verzamelen, en processen te onderbouwen en in te bouwen in modellen kunnen we voortschrijdend inzicht verkrijgen nodig voor de evaluatie van het beleid en beheer.**

Gegeven de juridische status van met name natuur met een Europese beschermingsstatus zal een degelijke, wetenschappelijke benadering ook vereist zijn bij het onderbouwen van beheerplannen met doelen en maatregelen. Ook vanuit kosteneffectiviteit is de benadering gewenst omdat sprake is van een structureerde kennisopbouw (kennis wordt digitaal vastgelegd, terwijl met expertoordeel kennis gemakkelijk verloren gaat), automatisering van de effectbepaling, en het inzetten van modellen gebiedsprocessen kan versnellen. Zo kan de inzet van wetenschappelijke en relatief 'objectieve' modelkennis langlopende meningen over oorzaak en gevolg beslechten en als effectief 'smeermiddel' fungeren binnen complexe gebiedsprocessen. Dit heeft de praktijk ook laten zien. Dus hoewel modelontwikkeling in eerste instantie kostbaar lijkt, verdient dit traject zich op lange termijn weer terug.

2 *Waarom nu investeren in ecologische modellen als er nog beperkingen liggen bij de hydrologische modellen?*

Het is zeker zo dat de kwaliteit van de hydrologische modelinvoer een belangrijke invloed heeft op de kwaliteit van de ecologische voorspellingen. Verbetering in de hydrologische modellen is daarom een belangrijk onderwerp om verbetering te krijgen in de ecologische effectvoorspelling. Een (model)keten is immers zo sterk als de zwakste schakel. Het is echter niet aan te raden om een zuiver sequentiële aanpak te hanteren bij modelontwikkeling. De hydrologen wachten ook niet op de meteorologen tot ze eindelijk eens hebben uitgezocht hoe het klimaat precies gaat veranderen. Het loskoppelen van de hydrologische modellering van de ecologische modellering bemoeilijkt ook de noodzakelijke aansluiting tussen hydrologische en ecologische modellen. Het is sterk aan te bevelen om een parallelle modelontwikkeling na te streven. Bij een parallelle ontwikkeling dient het ecologisch model rekening te houden met de beperkingen van het hydrologisch model. Het heeft geen zin om een heel geavanceerd ecologisch model te ontwikkelen als de hydrologische modellen nooit de gewenste invoer (bijvoorbeeld betrouwbare en nauwkeurige GXG's) leveren. Andersom is het wenselijk dat hydrologische modellen rekening houden met datgene wat ecologische modellen nodig hebben om uitspraken te kunnen doen. *Diverse voor ecologische effectvoorspelling relevante processen ontbreken momenteel nog in de geohydrologische modellen, zoals kwel in de wortelzone, waterkwaliteit en inundaties.* Daarnaast kan kennis over de vegetatie helpen om hydrologische modellen te verbeteren. *De hydrologie stuurt vegetatieontwikkeling, maar andersom is de vegetatieontwikkeling van invloed op de hydrologie (via bodemontwikkeling, verdamping en grondwateraanvulling).* De meeste hydrologische modellen houden hier nog nauwelijks rekening mee. Reden temeer om de ontwikkeling van hydrologische modellen en ecologische modellen niet volledig van elkaar los te koppelen.

**Kortom: voor het kunnen bepalen van effecten op functies is ontwikkeling nodig op zowel het vlak van hydrologische als ook ecologische modellen nodig.**

5 Wel wordt ervan uitgegaan dat de eisen van modellen voor regionaal beheer een stuk hoger zijn dan voor beleidsanalytische modellen.

### 3 *Waar gaan we voor, wat is het lonkende perspectief?*

Veel van de Nederlandse habitatrictlijngebieden bevatten grondwaterafhankelijke habitattypen. Diverse inventarisaties (Runhaar et al., 2005; Aggenbach, 2005) laten zien dat ruim 50% van de onderzochte gebieden problemen hebben met grondwater gerelateerde instandhoudingsdoelstellingen. De laatste voortgangsrapportage (nr 14) van het regiebureau Natura 2000 komt tot een vergelijkbare conclusie. *In 75% van de 159 gebieden is er sprake van problemen met de waterhuishouding, waarbij het in 80% van de gevallen gaat om een verdrogingsprobleem.*

Hoewel nog slechts enkele Natura 2000 beheerplannen beschikbaar zijn, laten de beheerplannen wel zien dat gebruik is gemaakt van modellen bij de effectbepaling van bestaand gebruik op de instandhoudingsdoelstellingen. Tevens wordt er verwezen naar de noodzaak om in een vervolgfase de houdbaarheid van doelen te kunnen evalueren in relatie tot klimaatverandering. Voor de waterbeheerder is momenteel de Waterlood module versie 3 beschikbaar waarmee de doelrealisatie kan worden bepaald voor vegetaties in de huidige situatie. Deze module biedt de mogelijkheid om de doelrealisatie te testen van natuurdoelen in termen van natuurdoeltypen, habitattypen en beheertypen (conform SNL) op basis van hun hydrologische vereisten. Het is echter niet mogelijk om alternatieve natuurdoelen te formuleren indien blijkt dat de doelrealisatie onhaalbaar is. Dit zou eventueel kunnen via de Waterlood Kansrijkdom Module, maar de module mist klimaatrobuste relaties die nodig zijn om uitspraken te kunnen doen over ecologische effecten bij klimaatverandering. Tevens richt de Waterlood Kansrijkdom Module zich sterk op de koppeling tussen waterbeheer en natuur(doel)realisatie, terwijl er meer processen (o.a. atmosferische depositie en vegetatiebeheer) van invloed zijn op de ontwikkeling van natuurdoelen. Momenteel lopen er parallelle ontwikkelingen bij Deltares, KWR en Alterra die – indien gebundeld - kunnen leiden tot een snellere realisatie van een klimaatrobuste natuur-effect module inzetbaar voor de onderbouwing van beheerplannen en inrichtingsvraagstukken.

**Bij de ontwikkeling van een effectmodule natuur raden wij pogingen om Waterlood Kansrijkdom Module klimaatrobust te maken af. De opzet van dit model, met beslistabelen die deels gevuld zijn op basis van deskundigenoordeel, leent zich namelijk niet voor het inbouwen van complexe processen en interacties tussen standplaatsfactoren onder invloed van verschillende klimaatscenario's met meerdere voorspellingshorizonten.**

Ook lijken de associaties die voorspeld worden met de Waterlood Kansrijkdom Module, te gedetailleerd voor extreme klimaatprojecties. De opzet van de klimaat robuuste module dient zo te zijn dat nieuwe kennis en inzichten relatief eenvoudig wordt doorgevoerd. De wetenschap op het gebied van aan het klimaat gerelateerde processen is immers volop in ontwikkeling, en om de zoveel jaar komt het KNMI weer met nieuwe scenario's. De module moet zo worden opgezet dat ieder nieuw klimaatscenario gemakkelijk, en dus tegen lage kosten kan worden geïmplementeerd zodat dat er grote aanpassingen nodig zijn in het effect model. Om rekening te houden met de processen die relevant zijn voor klimaatverandering, zijn procesmodellen nodig. Die vragen echter lange rekentijden en een grote deskundigheid van de gebruikers. Het uitvoeren van een niet-stationaire en goed geparametriseerde berekening met bodemmodellen is voorlopig alleen mogelijk voor kleine plots (punt locaties).

**We stellen daarom voor complexe modellen in te zetten voor het afleiden van reprofuncties, die vervolgens in de effectmodule natuur worden ingebouwd.**

Daarbij willen we een combinatie van de best beschikbare modellen bij de verschillende instituten gebruiken om tot een gezamenlijk modelinstrumentarium te komen. Elke huidige modelketen heeft namelijk zijn voor en nadelen (Bijlage A) en er is een duidelijk belang in het samenvoegen van modellen, zoals hieronder aangegeven.

---

#### Belang van samenvoegen van de modellen

---

Voordeel	Nadeel
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bundelen van kennis en expertise</li> <li>• Kortere communicatielijnen tussen experts (minder misverstanden, onnodige strijd)</li> <li>• Bundelen van onderzoeksmiddelen (data, menskracht, budget)</li> <li>• Voorkomen dubbel werk door complementair werken, efficiëntie winst</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Minder onderlinge concurrentie (verlies aanjaageffect binnen NL)</li> <li>• Consensus die niet noodzakelijkerwijs juist is (noodzaak voor validatieprocedures)</li> </ul>

---

#### *Lonkend perspectief*

Het voorstel wat we voor ogen hebben leidt ons inziens tot een lonkend perspectief voor water- en natuurbeheerders omdat we inzetten op :

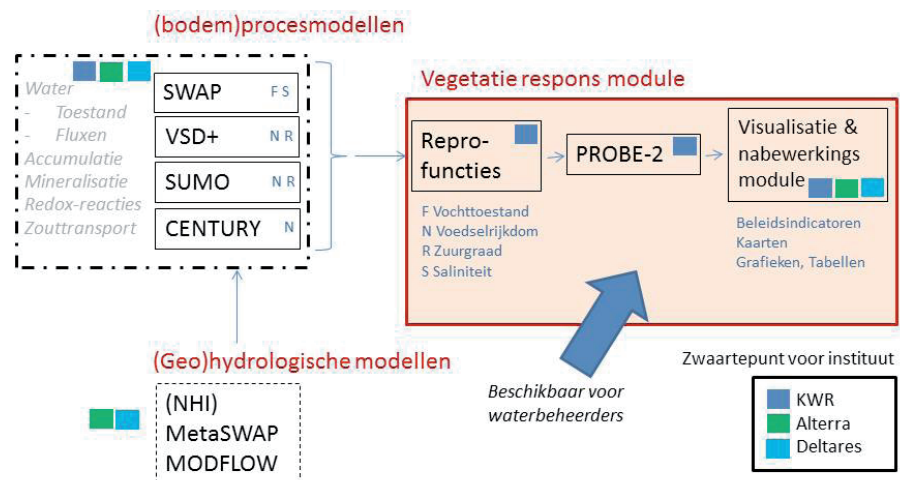
- Een **breed inzetbaar tool** voor terrestrische natuur waarmee effectbepaling mogelijk is voor (een combinatie van):
  - klimaatscenario's,
  - waterhuishoudkundige maatregelen,
  - beheersmaatregelen,
  - atmosferische depositie (PAS)
- **Basis is procesmodellen**, waardoor **nieuwe inzichten** kunnen worden ingebouwd
- Kennis in procesmodellen wordt omgezet naar reprofuncties, waardoor
  - Een **snel en praktisch toepasbaar** tool ontstaat
  - Wat **grote gebieden** met **hoge resolutie** kan doorrekenen
  - **Flexibel qua te hanteren vegetatie eenheden** (bijvoorbeeld SNL beheertypen of habitattypen)
- Voorzien van een **gebruikersvriendelijke schil**

Met dit voorstel brengen we bestaande expertise samen zodat de beschikbare middelen (gegevens, menskracht, budget) doelmatiger wordt besteed om tot een kwaliteitsverbetering te komen.

De modulen en geschetste samenwerking is schematisch weergegeven in de onderstaande figuur. De procesmodellen zijn daarbij in beheer bij de kennisinstellingen waarbij een software strategie van open data en open source wordt nagestreefd. De procesmodellen dienen te worden gevoed met de best mogelijke invoer zodat ze een goede basis vormen voor het afleiden van reprofuncties. De exacte werkwijze voor het afleiden van reprofuncties staat nog niet vast, maar zal juist een product zijn van samenwerking tussen de verschillende instituten. Er zal een makkelijk toepasbare module worden opgeleverd (aangegeven met de rood omliggende box) die door water- en natuurbeheerders kan worden ingezet in de planvorming.



## Gewenste toekomstsituatie



De huidige opzet van PW vormt al een goed uitgangspunt, temeer daar dit model binnenkort door KWR van een gebruiksvriendelijke schil wordt voorzien. Naast het verbeteren van de hydrologische invoer (te beginnen bij betrouwbare GXG's) verdienen de volgende aspecten bijzondere aandacht:

- Modellerings voedselrijkdom bij toekomstprojecties waarbij ook atmosferische depositie wordt meegenomen.
- Parametrisatie modellen (meer bodemtypes en metingen voor goede parametrisatie).
- Validatie modellen. De modellen zijn niet getoetst aan metingen, alleen aan vegetatieopnamen en daarvan afgeleide indicatoren. Ook is de vraag hoe informatie over de uitgangssituatie kan worden meegenomen bij toekomstprojecties. Ruimtelijke informatie over het voorkomen van plantensoorten op basis van FLORBASE en vegetatieopnamen worden in de huidige rekenwijze niet meegenomen.

*Het verbeteren van de hydrologie kan wellicht onderdeel zijn van het NHI project, maar van belang is dat de verbeteringen wel vanuit de ecologie worden geagendeerd. Van hydrologen is niet direct te verwachten dat zij weten wat er voor natuur nodig is om tot bruikbare ecologische voorspellingen te komen.*

Naast verbeteringen kan ook worden gedacht aan het uitbreiden van de functionaliteit zoals

- Saliniteit ontbreekt terwijl in laag Nederland de verzilting wel een factor is voor diverse natuurgebieden. Voor lange termijn klimaatprojecties kan de verdeling van brakke kwel verschuiven met consequenties voor natuurdoelen.
- Dit rapport legt de nadruk op terrestrische vegetaties, maar is er ook een behoefte om fauna mee te nemen in de modellering? De relatie tussen milieufactoren en vegetatie is vaak direct, in tegenstelling tot fauna andere factoren ook erg bepalend kunnen zijn zoals beheer en verstoring. De model concept van een fauna model kan ook zodanig afwijken van een vegetatiemodel dat een aparte benadering wenselijk zal zijn (bijvoorbeeld een suite aan populatiemodellen).
- In het landelijk gebied is ook veel waardevolle natuur aanwezig in de kleine wateren. DEMNAT houdt hier nu beperkt rekening mee en PW en VSN helemaal niet. De vraag is hoe hier in een vervolgtraject mee om dient te worden gegaan. Momenteel lijken modellen als de KRW verkenners en HABITAT de beste papieren te hebben om in te zetten voor

effectmodellering van aquatische natuur. De vraag is hoe deze modellen geïntegreerd dienen te worden met terrestrische natuur en welke eisen dat stelt aan de op te leveren uitvoer van modellen voor terrestrische vegetatie.

Van de bovenste activiteiten verwachten we als onderzoekers de grootste verbeteringen. Daarnaast stellen we een aantal aanpassingen voor, gericht op de parametrisatie van de modellen, waarvan op korte termijn en tegen relatief gering budget verbetering is te verwachten. Het is uiteindelijk aan de opdrachtgevers om te prioriteren in de door te voeren activiteiten:

- Reprofuncties voor zuurgraad inbouwen.
- Bodemfysische eenheden uitbreiden naar 72 stuks.
- Meer klimaatdistricten inbouwen.
- Ruimtelijke heterogeniteit in bodem en water binnen rekencel meenemen.
- Mogelijkheid inbouwen het model te initialiseren aan de hand van de huidige vegetatie (FLORBASE, lokale vegetatiekaarten, indicatiewaarden uit remote sensing).

Echt fundamentele verbeteringen zijn er te verwachten wanneer wordt geïnvesteerd in de opzet van een bestand met veldgegevens die relevant zijn voor de voedselrijkdom van de bodem. En wanneer vervolgens een dergelijk bestand wordt gebruikt om nutriëntenmodellen te verbeteren en bodemeenheden te parametriseren. Verder is het verstandig om de discussie over samenwerking niet alleen te beperken tot het modelleren, maar ook breder aandacht te besteden aan gegevens die nodig zijn om het model te voeden of te kunnen valideren. *Zo bestaan er in Nederland diverse modellen, maar ontbreekt het aan consequente metingen nodig om de modellen te kunnen valideren.*

Uitgangspunt bij de voorgestelde samenwerking is het zo goed mogelijk kunnen bedienen van opdrachtgevers op rijksniveau (ministerie van I&M en EZ) en *met name* regionaal niveau (provincies, waterschappen). Daarnaast zijn er ook opdrachtgevers vanuit de drinkwatersector. Deze opdrachtgevers hebben diverse beleids- en beheersvragen en verlangen een efficiënte inzet vanuit de kenniswereld om hun daarbij te ondersteunen.

Hoewel de geschetste module en samenwerking op zich een mooi streven is, zal het wel wenselijk zijn dat er een *goede aansturing komt van het gehele proces vanuit een hecht consortium aan opdrachtgevers, en een goede organisatie van de opdrachtnemers*. In dit opzicht zou geleerd kunnen worden van de NHI aanpak.

In de onderstaande paragrafen worden voorstellen gedaan voor activiteiten die op korte termijn en lange termijn kunnen worden opgepakt.

#### 4.5 VERVOLGFASE VOOR DE KORTE TERMIJN

Binnen een termijn van één jaar is een aantal verbeteringen en uitbreidingen mogelijk in de verschillende modellen die uiteindelijk moeten leiden tot één gezamenlijke modellijn:

1. Laaghangend fruit
  - a. NHI lijkt de grondwaterstanden, en dan met name de GLG te laag in te schatten voor diverse natuurgebieden. Mogelijk is bij de validatie van NHI vooral gekeken naar metingen in landbouwgebieden en onvoldoende naar natuurgebieden. Voor een aantal belangrijke natuurgebieden waar nu de GLG te laag lijkt te zijn dien nagegaan te worden in welke mate NHI ernaast zit en hoe dit het beste verbeterd kan worden. Ook regionale hydrologische modellen kunnen dergelijke fouten hebben (Hoogewoud, 2009). Verbeteringen hierin zijn een voorwaarde voor een adequate ecohydrologische effectvoorspelling.
  - b. Binnen VSN wordt de vochtindicatie van de vegetatie (volgens Ellenberg) nu berekend op basis van de GVG. Deze berekening zou moeten gebeuren op basis van de klimaatrobuste maten droogtestress en zuurstofstress. KWR zal daartoe de rekenprocedure overdragen aan Alterra.
  - c. De vertaling van de uitvoer van VSD+-SUMO naar Ellenberggetallen brengt grote onzekerheden met zich mee (Schouwenberg et al., 2000). Alterra zou daarom voor NTM liever direct in het veld meetbare grootheden gebruiken als invoer. Daarvoor kan worden aangesloten op een EU-project waarin momenteel wordt gewerkt aan relaties tussen gemeten abiotische factoren en het voorkomen van soorten.
  - d. Het is belangrijk dat beide modellijnen voldoende rekening houden met klimatologische verschillen binnen Nederland. Wegens gebrek aan middelen zijn we in deze studie teruggevallen op een oude indeling in 14 klimaatdistricten (Figuur A.4). Het is duidelijk dat deze indeling te wensen overlaat. Zo valt de Gelderse vallei in hetzelfde district als de Veluwe, terwijl dit laatste gebied beduidend meer neerslag ontvangt. We bevelen daarom aan in samenwerking met het KNMI een nieuwe en meer gedetailleerde districtenkaart te maken.
  - e. Het afleiden van reprofuncties voor PW kost aardig wat rekentijd. In het begin van deze studie schatten wij de berekening van reprofuncties voor de nieuwe indeling in 72 bodemfysische eenheden als onwerkbaar lang in (maanden). Daarom heeft KWR ervoor gekozen PW te voeden met meteorologische gegevens van de oude indeling met 21 bodemfysische eenheden. Inmiddels is de procedure zo versneld (Bartholomeus and Witte, 2013), dat we nu in staat zijn binnen een afzienbare termijn (ca. een maand voor drie klimaatscenario's op een redelijk snelle PC) reprofuncties voor de nieuwe indeling te maken.
  - f. PW werkt momenteel snel en op basis van een beperkt aantal invoerbestanden (geen tijdreeksen). De huidige versie kan worden overgedragen aan een breed publiek, zodra die is ingebed in gebruiksvriendelijke software. Binnen KWR wordt naar budget gezocht om dit te realiseren. Mogelijkheden dienen te worden onderzocht in hoeverre dit kan plaatsvinden onder een generiek kader (bijv. deltashell).
  - g. In deze studie hebben we geconstateerd dat het gebruik van rekencellen van 250 m leidt tot het afvlakken van heterogeniteit (Bijlage D). Om meer rekening te houden met verschillen in bodemtype, landgebruik en grondwaterstand, zou per cel procentuele een verdeling van combinaties van deze categorieën moeten worden gegeven. PW en VSN kunnen daar dan op worden afgestemd. Een andere oplossing is te rekenen met cellen van 25 m, wat ten goede zal komen aan het voorspelde voorkomen van met name hoge natuurwaarden (in PW vertegenwoordigd door bijv. K21 en K22; Lodder et al. (2013)).

- h. De vertaling van modeluitvoer naar beleidsindicatoren gaf in de eindfase van dit project nog aanleiding tot diverse vragen. Het ontbrak aan tijd en resterend budget om dit nog allemaal uit te zoeken. Zo zijn er vragen over de uitkomsten van de stoplichtenkaart en op welke wijze het beste verbeteringen kunnen worden doorgevoerd, maar ook vragen over de werkwijze om PW en DEMNAT uitkomsten te vertalen naar arealen, kwaliteit en natuurwaarden. Voor het kunnen vergelijken van PW met DEMNAT is het waarschijnlijk noodzakelijk om PW resultaten op te schalen naar het niveau van een vierkante kilometer. Indien PW en DEMNAT resultaten op een consistente manier met elkaar vergeleken moeten worden in het kader van beleidsanalyse is het raadzaam om hier een nadere analyse uit te voeren waarin KWR en Deltares samen om tafel zitten.
2. Hoger hangend fruit
    - a. PW is gebaseerd op een aantal empirische relaties met bekende onzekerheden. Ook de hydrologische invoer is omgeven met onzekerheden. Voer de mogelijkheid in om deze onzekerheden te vertalen in de uitkomsten (bijv. via Latin hypercube sampling).
    - b. Breidt beide modellijnen uit met de standplaatsfactor saliniteit. Op Alterra en KWR is hierover zoveel kennis aanwezig, dat het mogelijk moet zijn op korte termijn relaties te leggen tussen chloridegehalten in het bodemvocht en planteigenschappen of indicatiewaarden. Met hydrologische modellen, zoals het NHI, is het mogelijk, zij het met de nodige beperkingen, het chloridegehalte in het bodemvocht te berekenen.
    - c. Het is in deze studie duidelijk geworden dat de procesmodellen voor voedselrijkdom (VSD+, Century) op landelijke schaal onvoldoende presteren. Dat is waarschijnlijk voor een belangrijk deel te wijten aan een gebrek aan goede parameters voor de 1:50.000 bodemkaart van Nederland. Bij Alterra, maar ook bij KWR, zijn in diverse bestanden, laden en kasten bodemchemische meetgegevens aanwezig (CN quotiënt, pH, N-mineralisatie, etc.). Breng deze gegevens in een gezamenlijk bestand bijeen, en voer op basis van dit bestand een nieuwe parametrisering uit van de bodemeenheden in zowel VSD+ als Century.

#### 4.6 VERVOLGFASE VOOR DE LANGE TERMIJN

Wij menen dat op de lange termijn (1-5 jaar) aanzienlijk verbeteringen mogelijk zijn door uitvoering van het volgende onderzoek:

1. *Opbouw van een gemeenschappelijk validatiebestand.*

Beide modellijnen willen we procesmatig verbeteren. Validatie van onderdelen en van de modelketen als geheel zijn daarbij nodig, zowel om inzicht te krijgen in de betrouwbaarheid van de modellen, als om te weten te komen wat de zwakste modelonderdelen zijn, die dus met prioriteit dienen te worden aangepakt. Voor de validatie denken we aan twee niveaus:

  - a. Uitbreiding van het onder paragraaf 4.5 punt 2c genoemde bestand met nieuwe veldgegevens die voldoen aan de gegevensbehoeften van de modellen. Onze ervaring is dat er zelden op een systematische wijze alle gegevens worden verzameld die nodig zijn voor een betrouwbare validatie; hydrologen meten bijvoorbeeld alleen de grondwaterstand en het bodemvocht, maar niet het organische-stofgehalte en de bodemtextuur; ecologen, daarentegen, meten bijvoorbeeld wel de stikstofmineralisatie, maar vergeten dan weer de grondwaterstand te meten.
  - b. Selectie van een modelgebied dat hydrologische zeer goed is gemodelleerd (zodat daar geen discussie over hoeft te bestaan), waarvan een betrouwbare vegetatiekaart bestaat en liefst ook nog een groot aantal puntmetingen (vegetatieopnamen, grondwaterstanden). Een dergelijk gebied, bijvoorbeeld het Drentse Aa gebied (Hoogewoud, 2009), kan gebruikt worden om beter dan in deze studie is gedaan, de prestaties van ecologische modellen in hun geheel te beoordelen.

2. *Integrale berekening van vocht, voedselrijkdom en zuurgraad*

Zowel bij Alterra als bij KWR wordt gewerkt aan het zo goed mogelijk modelleren van de voedselrijkdom en zuurgraad van de bodem. Er is alle reden om aan te nemen dat voor een betrouwbare simulatie van klimaatverandering, terugkoppelingsmechanismen en de successie van bodem, water en vegetatie integraal moeten worden beschouwd. Alterra doet dit met haar modellen al, KWR berekent vocht en voedselrijkdom nu procesmatig, de zuurgraad nog niet, maar binnen afzienbare tijd wel. Op het vlak van integrale dynamische modellering is nog zoveel werk te verzetten, dat wij het wenselijk vinden hier goed samen te werken. De mogelijkheden en aanpak om standplaatsfactoren zoals vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad dynamisch (niet stationair) te kunnen simuleren is nog nauwelijks besproken. Op dit moment is er een stevige mismatch tussen de temporele hydrologische data (dagbasis) en de modellering van voedselrijkdom (jaarbasis). Verwacht wordt dat deze temporele schaal moet worden verfijnd, maar wat kan en moet zou in vervolgotraject moeten worden verkend. Daarbij zal naast de kennis over processen veel af hangen van of er ook data beschikbaar komt om die processen te kunnen simuleren.

3. *Verbetering ecohydrologische relaties: overstroming, neerslaglenzen en kwelinvloed*

Modelleren van de invloed van kwel uit een regionaal model op de zuurgraad en de basenhuishouding in de wortelzone. Alterra, Deltares en KWR hebben hier al het nodige aan gedaan, maar er is nog geen operationele methode beschikbaar die goede resultaten oplevert. Als klimaatadaptatiemaatregel worden veel beekdalen aangepast zodat daar weer overstromingen mogelijk zijn. Er is nog beperkte kennis beschikbaar over de effecten van overstromingen op de natuur en dergelijke processen zijn momenteel niet opgenomen in de ecologische modellen. Daarnaast kan voor de landelijke modellering aandacht uit gaan naar neerschaling van 250 m uitkomsten naar 25 m.

4. *Nogmaals: de standplaatsfactor 'saliniteit'*. Onder paragraaf 4.5 punt 2b is een snelle actie beschreven die moet leiden tot het meenemen van de factor 'saliniteit' in beide modellijnen. Een meer fundamentele, procesmatige aanpak is echter gewenst. Voor een nauwkeurige modellering van het zoutgehalte op standplaatsniveau, en de effecten van zout op de vegetatie, werken KWR en Alterra reeds samen in twee promotietrajecten. Op termijn moet die kennis ook zijn weerslag krijgen in de ecologische modellen.

5. *Representatieve locaties*. In dit rapport is veel aandacht uitgegaan naar de ontwikkeling van landelijke beleidsanalytische modellen c.q. modelketens waarmee de effecten van klimaatverandering, landgebruik en ingrepen op terrestrische ecosystemen kunnen worden gesimuleerd. We proberen daarbij alle natuurgebieden in een model te stoppen. Dit is, gezien de complexiteit van die ecosystemen, geen eenvoudige opgave. We zijn dan ook al snel positief gestemd als de modellen op hoofdlijnen logische resultaten produceren. Hoewel modellen onmisbaar zijn om tot wetenschappelijk onderbouwde toekomstprojecties te komen is het controleren van de betrouwbaarheid lastig. Door de vele aandacht voor het modelleren verliezen we zicht op wat er gebeurt in het veld. Een andere aanpak zou kunnen zijn om een aantal locaties c.q. gebieden te selecteren met voor Nederland representatieve natuur (bijvoorbeeld een natte heide/hoogveen, een beekdal in noord en zuid Nederland, een laagveen, etc) en die gebieden in meer detail te modelleren waarbij meer kwaliteitscontrole mogelijk is op de invoer, en dit combineren met een systematische monitoringsprogramma. Op deze wijze is het mogelijk beter zicht te krijgen op de waarde van de modelrelaties én op de werkelijke effecten. Deze inzichten kunnen vervolgens via slimme methoden worden opgeschaald naar heel Nederland.

# 5

## CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

### STANDPLAATSKAARTEN

- Uit de resultaten blijkt dat het NHI-3.0 voor natuurgebieden te lage grondwaterstanden berekent. Dit leidt tot een onderschatting in het voorkomen van natte en vochtige ecosystemen in de ecologische modellen PW en VSN.
- Er lijkt een tamelijk goede overeenkomst te bestaan in de standplaatskaart voor de vochttoestand volgens PW en VSN. Dit is opmerkelijk omdat de indicatiewaarden een andere basis hebben: PW baseert Fm op zuurstofstress en droogtestress terwijl VSN de F\_Ellen baseert op de GVG afkomstig van het NHI. De contrasten tussen nat en droog zijn binnen PW sterker voor de hogere zandgronden.
- Er is een groot verschil in de standplaatskaart voor de voedselrijkdom tussen PW en VSN. VSN geeft een hogere voedselrijkdom voor de droge zandgronden dan voor de kleigronden (zie bijvoorbeeld het verschil tussen de Flevopolder en de Veluwe). PW modelleert de hoogste voedselrijkdom op kleibodems, wat ook meer realistisch is. In de uitkomsten van VSN voor voedselrijkdom is wel de invloed van hogere bemesting zichtbaar. PW laat voor veengebieden overwegend een hoge score zien voor voedselrijkdom, ongeacht of het om laagveen of om hoogveen gaat. Dat heeft waarschijnlijk te maken met een door het NHI te laag berekende grondwaterstand. Voor hoogveen is door de waterhuishouding een lage voedselrijkdom meer aannemelijk. Dit onderstreept het belang van een adequate hydrologische modellering voor de standplaatsmodellering.
- De standplaatskaarten voor zuurgraad geven in zowel PW als VSN aan dat de hoge zandgronden overwegend zure standplaatsen herbergen. Voor VSN is er een gradiënt noord-zuid waarbij de zuidelijke zandgronden zuurder zijn dan de Oostelijk en meer noordelijke zandgronden, hetgeen samenhangt met de potentieel hoger is in Zuid-Nederland dan in Noord-Nederland. Vergeleken met VSN zijn zure standplaatsen binnen PW oververtegenwoordigd. PW laat grote verschillen zien in zuurgraad tussen kalkrijke en kalkarme duinen, terwijl dit niet het geval is in VSN

### NATUURWAARDEN

- DEMNAT baseert zijn natuurwaarden op meetgegevens (FLORBASE-2N). Deze gegevens laten hoge grondwaterafhankelijke botanische natuurwaarden zien in natte kalkrijke duinvalleien, regionale kwelgebieden op en langs de hogere zandgronden (o.a. Gooien Vechtplassengebied, Drentsche Aa), sommige hoogvenen (bijv. Korenburgerveen) en schijnspiegelsystemen (bijv. Hierdensche beek op de Veluwe). Het Groene hart is zichtbaar met een overwegend matige botanische kwaliteit. De Oostvaardersplassen en de Biesbosch zijn gebieden met een relatief lage botanische waarde.
- Ondanks dat PW als VSN een vergelijkbare natuurwaarderingmethode hebben gehanteerd (de Gelderland methode) lijken er naast overeenkomsten ook belangrijke verschillen op te treden. De modellen komen overeen ten aanzien van de inschatting van lage natuurwaarden voor droge gronden. PW geeft echter hoge natuurwaarden voor het kalkrijke duingebied. VSN classificeert veel natte kleigebieden in de hoogste natuurwaardeklasse, terwijl in werkelijkheid dit vaak voedselrijke en botanisch minder zeldzame natuur bevat.

Zo valt de Oostvaardersplassen in de hoogste natuurwaardeklasse, terwijl dit op basis van meetgegevens in de laagste klasse valt. Er zijn ook sterke verschillen tussen PW en VSN voor de Peelvenen en Zuid-Limburg.

#### BELEIDSINDICATOREN

- Het is mogelijk om de uitkomsten van DEMNAT en PW om te zetten naar relevante beleidsindicatoren zoals geadviseerd door het LEI. Uit DEMNAT komt een logisch patroon met een grote aanwezigheid van voedselrijke systemen in het buitengebied en meer voedselarme systemen binnen de natuurgebieden. Daarnaast wordt de hoogste botanische kwaliteit aangegeven voor de habitatrictlijngebieden, gevolgd door SNL en het buitengebied. Dergelijke logische patronen komen niet uit PW. Wanneer we kijken natuurwaarden gebaseerd op overeenkomstige ecotoopgroepen dan is bij PW over vrijwel de hele linie sprake van een sterke onderschatting in vergelijking tot FLORBASE. Het overal verhogen van de grondwaterstand met 30 cm lost die onderschatting niet op. De oorzaken van de matige tot slechte overlap tussen waargenomen ecotoopgroepen (FLORBASE) en voorspelde potenties verdient nadere aandacht. Zolang dat niet duidelijk is, is het verstandig DEMNAT te handhaven voor landelijke beleidsanalyse.
- De wijze van vergelijking van PW uitkomsten (kans op voorkomen per 250m gridcel) met DEMNAT en FLORBASE (botanische volledigheid per km<sup>2</sup>) verdient nog nadere uitwerking. Tijdens het project waren er diverse vragen die omwille van tijd en budget niet meer opgepakt konden worden. Voor een correcte vergelijking is het waarschijnlijk noodzakelijk dat PW uitkomsten worden geschaald naar kilometerhokniveau.

#### VALIDATIE

- De validatie van de modeluitkomsten aan meetgegevens op basis van vegetatieopnamen geeft aan dat PW een betere correlatie geeft voor de standplaatscondities dan VSN. Dat komt zowel door een betere voorspelling van de vochtindicatie (op een manier die klimaatrobuust is), als door het Waterlood-gedeelte van PW.
  - De in vegetatieopnamen 'waargenomen' vochtindicatie  $F_m$  en de door PW aan de hand van de op processen gebaseerde klimaatbestendige maten droogte- en zuurstofstress geven een verklaarde variantie van 56% wat gerust hoog worden genoemd.
  - Het verband tussen vochtindicatie  $F_{Ellen}$  uit vegetatieopnamen en GVG is met een rangcorrelatie 40% ook goed te noemen, maar de verklaarde variantie is een stuk lager (12%).
  - De uitkomsten van zowel PW als van VSN suggereren dat het NHI voor natuurgebieden te diepe grondwaterstanden berekent.
  - De voedselindicatie  $N_{Ellen}$  wordt met NHI-VSN slecht voorspeld;  $N_{Ellen}$  uit vegetatieopnamen reageert negatief op de verklarende variabele  $NO_3$ , en nog negatiever op de met VSN voorspelde  $N_{Ellen}$
  - De resultaten van het meer beschrijvende onderdeel van PW (de Kansrijkdommodule) geven een betere relatie (verklaarde variantie  $R^2 = 0.41$ , Spearman correlatie  $R_s^2 = 0.43$ , Nash Sutcliffe coëfficiënt  $NS = 0.38$ ). Het Century-gedeelte (bodemp proces module) van PW presteert beter dan VSN, al is het verband tussen P-mineralisatie en indicatiewaarde  $N_m$  verre van bevredigend.
  - De waargenomen zuurgraadindicatie  $R_{Ellen}$  correleert goed met de door VSN berekende bodem-pH ( $R^2 = 0.32$ ,  $R_s^2 = 0.34$ ), maar het meer beschrijvende onderdeel van PW (Kansrijkdommodule) geeft een betere correlatie ( $R^2 = 0.50$ ,  $R_s^2 = 0.48$ ,  $NS = 0.20$ ).

- Zowel op opnameniveau als op kilometerhokniveau correleert de voorspellingen van de natuurwaarde NW met zowel PW als VSN positief met de waargenomen NW maar de correlatiecoëfficiënten zijn echter erg laag. Mogelijke oorzaak is dat in NW alle fouten (van NHI, VSN en PW) culminereren.
- De overeenkomst in de verspreidingspatronen van ecotoopgroepen gesimuleerd met PW komen overwegend in slechts geringe mate overeen met de verspreidingspatronen gebaseerd op meetgegevens (FLORBASE-2N). Dit geldt voor bijna alle natte en vochtige systemen. Voor droge systemen is de overlap vaak beter (redelijk tot voldoende). Er zijn diverse oorzaken die veelal zijn terug te voeren op beperkingen in de standplaatsmodellering en –schematisering, en in de hydrologische modellering.

#### INZET BINNEN DEELPROGRAMMA ZOETWATER

- Binnen het deltaprogramma is het aanleveren van NHI invoer alleen ondersteund voor DEMNAT en PW. Voor VSN bleek dit binnen de gegeven tijd en technische mogelijkheden niet werkbaar.
- DEMNAT leunt voor zijn modelberekening sterk op de FLORBASE gegevens, wat de waarde van de voorspelling ten goede komt. Door het ontbreken van klimaatrobuuste relaties zijn de toekomstprojecties van DEMNAT minder betrouwbaar.
- PW hanteert wel klimaatrobuuste relaties maar door tekortkomingen in standplaatsmodellering, en waarschijnlijk vooral de ruimtelijke schematisering (homogene cellen van 250 m) blijkt de gemodelleerde uitgangssituatie weinig overeen te komen met FLORBASE. Beperkingen voor PW in de betrouwbaarheid geconstateerd in de plausibiliteitsanalyse voor de uitgangssituatie zijn ook van toepassing voor de toekomstprojecties.
- DEMNAT en PW zijn deels complementair en deels overlappend inzetbaar voor deelprogramma zoetwater. DEMNAT kan naast uitkomsten voor de Habitatrictlijn gebieden en SNL gebieden ook uitkomsten leveren voor het areaal gelegen buiten natuurgebieden ('buitengebied'). Daarnaast levert DEMNAT uitspraken voor aanvullende hydrologische ingrepen (inlaat, verzilting, peil kleine wateren). PW overlapt met DEMNAT voor wat betreft de habitatrictlijngebieden en SNL gebieden. Omdat beide modellen tekortkomingen hebben is het bij het opstellen van adviezen ten aanzien van de deltabeslissing zoetwater vooral raadzaam om de informatie in relatieve zin te gebruiken (onderlinge vergelijking van scenario's) en nog niet al te absolute betekenis te geven aan de modeluitkomsten.

#### INZETBAARHEID VAN DE MODELLEN OP REGIONALE SCHAAL

- In deze studie zijn de analyses uitgevoerd op landelijke schaal met 250 m grids, maar de modellen PW en VSN *in hun huidige vorm* zijn net zo goed toepasbaar op regionale schaal. Vaak hoeft alleen maar de invoer te worden aangepast zodat uitvoer op 25x25 m mogelijk is. De hydrologische invoer zal in die gevallen afkomstig zijn van regionale geohydrologische modellen. Met dergelijke invoer zal de standplaats minder wordt uitgemiddeld zodat de kans op natte standplaatsen beter kan worden bepaald. Eventuele beperkingen in de regionale geohydrologische modellen (te lage grondwaterstanden) werken echter net zo hard door in de ecologische effectmodellen als op landelijke schaal. Voordeel van regionale modeltoepassing is wel dat de modelresultaten ruimtelijk explicieter worden aangegeven en daardoor eenvoudiger zijn te relateren aan de veldsituatie. De modelconcepten bieden goede kansen om tot een consistente modellijn te komen die zowel op landelijk als regionaal niveau inzetbaar zijn.
- Voor de regionale waterbeheerder is momenteel het Waternood instrumentarium beschikbaar. Daarmee kan voor grondwaterafhankelijke natuurdoelen de doelrealisatie worden bepaald voor de huidige situatie. Daarnaast is een Waternood Kansrijkdom Module



ontwikkeld die de kans op natuur kan aangegeven voor de huidige situatie bij een bepaald waterhuishoudkundig scenario (inrichting, in combinatie met bodemopbouw). Dit instrument is nuttig, maar nog niet opgenomen beschikbaar voor de waterbeheerders via een gebruikersvriendelijke applicatie. Daarnaast houdt de kansrijkdom module geen rekening met klimaatrelevante processen, waardoor het niet geschikt is voor uitvoeren van klimaatprojecties. Verder geeft het huidige Waternood-instrumentarium weerslag van de huidige kennis en ervaring over natuureffecten (expert tabellen), maar biedt weinig aanknopingspunten om nieuwe inzichten in te bouwen. Dat zal wel nodig naarmate we nieuwe inzichten opdoen over natuur onder een veranderend klimaat. Tevens geeft de Waternood Kansrijkdom Module bij een projectie een palet van mogelijke natuurtypen binnen een 25 m gridcel, terwijl in werkelijkheid dat maar een beperkt aantal zal zijn. In dit rapport is op hoofdlijnen een nieuwe opzet voorgesteld (lonkend perspectief) op basis van de huidige modellen. Dit voorstel biedt wel openingen om kans op voorkomen van natuur dan wel knelpunten aan te geven voor een situatie onder een toekomstig klimaat. Essentieel van dit model is dat het rekening houdt met klimaat relevante processen, gemakkelijker rekening kan houden met nieuwe inzichten, en meest waarschijnlijk natuurtypen kan aangeven bij een voorspelling van kans op voorkomen. Tevens zal dit instrument worden voorzien van een gebruikersvriendelijke schil. Dit nieuwe model is niet alleen inzetbaar voor grondwaterafhankelijke natuur, maar ook voor droge natuur, wat interessant is voor natuurbeheerders die natuur op droge gronden moeten beheren.

#### AANBEVELINGEN VERVOLGTRAJECT

- Hoewel het geen eenvoudige opgave is om ecologische modellen te realiseren die in de praktijk bruikbare uitkomsten kunnen leveren zien wij modelontwikkeling als een noodzaak om binnen het waterbeleid en beheer tot effectbepaling te komen als gevolg van klimaatverandering en maatregelen. Met het gebruik van modellen wordt immers een tamelijk objectieve en navolgbare werkwijze gehanteerd voor de effectbepaling, en biedt het de mogelijkheid tot systematische kennisopbouw die nodig zal zijn om op dit vlak verder te komen.
- Alle huidige ecologische modellen ingezet voor de prognose van klimaatverandering hebben hun beperkingen, en het opstellen van een verbeteringstraject is wenselijk indien dergelijke informatie een zinvolle rol wil spelen bij de verdere onderbouwing van beleid en beheer. Ondanks de beperkingen in het concept van PW en VSN ligt hier wel de toekomst aangezien deze modellen beter aansluiten op de vragen vanuit beleid en beheer. De reden hiervoor is dat deze modellen beter geschikt zijn voor knelpunten- en kansanalyses, toepasbaar zijn op 250 m en 25 m zodat een consistente aanpak op landelijke en regionale schaal mogelijk is, en omdat de modellen meer gebaseerd zijn op het modelleren van processen waardoor nieuwe inzichten over klimaat kunnen worden ingepast. In PW is al deels rekening gehouden met klimaatrobuuste modellering doordat temperatuur en veranderde neerslagverdeling (meer extremen buien).
- Het streven is om de modelverbetering zo efficiënt mogelijk te doen, via samenwerking, onderlinge gegevensuitwisseling en invulling van complementaire rollen. Dit project kan een start zijn voor een dergelijke samenwerking. Alle partijen staan positief tegenover een dergelijk vervolgtraject, maar het vergt ook een consistente, duidelijke rol van de opdrachtgevers (lieft een consortium analoog aan de aanpak voor NHI) die zorg moeten dragen voor een goede aansturing met een heldere agenda van wensen voor verbetering en een consistente financiering.

- Er is een concreet voorstel gedaan voor het vervolgtraject. Zo wordt afgeraden om te trachten de bestaande Waterlood Kansrijkdom Module klimaat robuust te maken, omdat dit model vooral gebruik maakt van expert oordeel. Om rekening te kunnen houden met klimaatverandering bij de effectmodellering zal het noodzakelijk zijn meer uit te gaan van bodemprocessen. Aangezien het gebruik van bodemprocesmodellen vaak tamelijk complex is en zich slecht laat combineren met het hoge ruimtelijke resolutie is een aanpak voorgesteld om de bodemprocessen op voorhand, onder een goed geparametriseerde situatie, door te rekenen om daar vervolgens reprofuncties van af te kunnen leiden. Deze reprofuncties maken een snelle en eenvoudige toepassing door de water- en natuurbeheerder mogelijk, maar ook de inbouw van nieuwe inzichten indien zich hiervoor de noodzaak voordoet. Voor deze module zal een gebruikersvriendelijke schil nodig zijn om toepassing te faciliteren. De geschetste wijze van samenwerken en het daaraan gekoppelde modelconcept is in dit rapport 'het lonkend perspectief' genoemd, temeer ook omdat dit model een hogere functionaliteit mee krijgt dan zijn voorgangers.
- In het rapport zijn, gekoppeld aan het lonkend perspectief, een aantal concrete suggesties gedaan voor vervolgstappen op de korte en lange termijn. Daarin kunnen op hoofdlijnen de volgende rollen worden onderscheiden: Deltares en Alterra richten zich op het verbeteren van de hydrologische invoer nodig voor het verbeteren van de standplaatsmodellering en de koppeling van hydrologie aan de bodemprocessen, Alterra en KWR richten zich op het verbeteren van de parametrisatie en modellering van bodemprocessen (o.a. voor voedselrijkdom en pH) en werken hierin samen, en KWR richt zich op het vertalen van de processen naar een operationeel model (reprofuncties). Enkele acties die zinvol zijn om op te pakken:
  - Gezien de onderschatting van grondwaterstanden in natuurgebieden met het NHI is het zeer aan te raden na te gaan waar en in welke mate dit optreedt en hoe dit verbeterd dient te worden. Dit is ook een aandachtspunt als PW en VSN dienen te worden gekoppeld aan regionale geohydrologische modellen. Naast grondwaterstanden is het raadzaam om ook de juistheid van andere relevante hydrologische invoer (bijvoorbeeld kwel) na te gaan.
  - Alterra heeft behoefte om ook te kunnen werken met de klimaatrobuuste relaties op basis van vochtstress en zuurstofstress. Andersom heeft KWR behoefte aan het gezamenlijk verbeteren van de procesgerichte modellering van voedselrijkdom.
  - Het uitbouwen van de modellen voor de standplaatsfactor saliniteit. Ook hierin is samenwerking mogelijk tussen de drie instituten, waarbij Deltares en Alterra zich richten op het aanleveren van de hydrologie (inclusief zoutconcentratie in de wortelzone) en Alterra en KWR op het inbouwen van de juiste ecologische relaties.
  - Naast modelleren is het ook wenselijk om samen op te trekken in het ontwikkelen van een gemeenschappelijk bestand wat gebruikt kan worden voor validatie en het verzamelen van meetgegevens ten behoeve van de validatie van modellen.

# LITERATUUR

- Bartholomeus R. P. & Witte J. P. M. (2013) Ecohydrological Stress - Groundwater To Stress Transfer. Theory and manual version 1.0. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Bartholomeus R. P., Witte J. P. M., van Bodegom P. M., van Dam J. C. & Aerts R. (2008) Critical soil conditions for oxygen stress to plant roots: Substituting the Feddes-function by a process-based model. *Journal of Hydrology* **360**, 147-65.
- Bartholomeus R. P., Witte J.-P. M. & Runhaar J. (2011a) Drought stress and vegetation characteristics on sites with different slopes and orientations. *Ecohydrology*, n/a-n/a.
- Bartholomeus R. P., Witte J.-P. M., van Bodegom P. M., van Dam J. C., de Becker P. & Aerts R. (2011b) Process-based proxy of oxygen stress surpasses indirect ones in predicting vegetation characteristics. *Ecohydrology*, n/a-n/a.
- Bartholomeus, R.P., Witte, J.P.M. & Runhaar, J. (2012) Drought stress and vegetation characteristics on dune slopes. Available at: [www.hope.ac.uk/coast](http://www.hope.ac.uk/coast) (accessed April 2012).
- Bonten L, Mol J, Reinds GJ, 2009. Dynamic modelling of effects of deposition on carbon sequestration and nitrogen availability – VSD+: VSD plus C and N dynamics. In: CCE Status Report 2009, p. 69–73; [www.rivm.nl/cce](http://www.rivm.nl/cce)
- Cade, B.S. & Noon, B.R. (2003) A gentle introduction to quantile regression for ecologists. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **1**, 412-420.
- Cade, B.S., Terrell, J.W. & Schroeder, R.L. (1999) Estimating effects of limiting factors with regression quantiles. *Ecology*, **80**, 311-323.
- Cirkel, D.G., Witte, J.P.M., Nijp, J.N., van Bodegom, P.M. & Zee, S.E.A.T.M. (2012) The influence of spatiotemporal variability and adaptations to hypoxia on empirical relationships between soil acidity and vegetation. *Ecohydrology*,
- De Haan, M., Runhaar, H. & Cirkel, G. (2011) Waterlood Kansrijkdommodule; Pilotstudie in Noord-Nederland en toepassing voor vervaardiging waterkansenkaarten voor natuur. STOWA rapport 2011-17.
- Dirkse, G.M. & Kruijssen, B.W.J.M. (1993) Indeling in ecologische groepen van Nederlandse blad- en levermossen. *Gorteria*, **19**, 1-29.
- Douma, J.C., Witte, J.P.M., Aerts, R., Bartholomeus, R.P., Ordoñez, J.C., Venterink, H.O., Wassen, M.J. & van Bodegom, P.M. (2012) Towards a functional basis for predicting vegetation patterns; incorporating plant traits in habitat distribution models. *Ecography*, **35**, 294-305.
- Eilers, P.H.C. and Marx, B.D. (1996). Flexible Smoothing with B-splines and Penalties: Rejoinder. *Statistical Science* **11**: 115-121. doi:10.1214/ss/1038425655
- Ek, R. van, J.P.M. Witte, J. Runhaar & F. Klijn, 2000. Ecological effects of water management in the Netherlands: the model DEMNAT, *Ecological Engineering* **16**: 127-141
- Ek, R. van (ed.), G. Janssen, M. Kuijper, A. Veldhuizen, W. Wamelink, J. Mol, A. Groot, P. Schipper,

- J. Kroes, I. Supit, E. Simmelink, F. van Geer, P. Janssen, J. van der Sluijs & J. Bessembinder, 2012. NMDC-Innovatieproject van Kritische zone tot Kritische Onzekerheden: case studie Baakse beek, NMDC rapport 1205952, april 2012.
- Ellenberg, H. (1992) Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (ed. by H. Ellenberg, H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner and D. Paulißen).
- Ellenberg, H. (1992) Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (ed. by H. Ellenberg, H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner and D. Paulißen).
- Fujita Y, van Bodegom PM, Witte J-PM (2013) Relationships between Nutrient-Related Plant Traits and Combinations of Soil N and P Fertility Measures. PLoS ONE 8(12): e83735. doi:10.1371/journal.pone.0083735
- Fujita Y., Witte J. P. M. & Van Bodegom P. M. (submitted) Incorporating microbial ecology concepts into soil mineralization models to improve regional predictions of carbon and nitrogen fluxes. Soil biology and biochemistry.
- Fujita, Y., Van Bodegom, P.M., Runhaar, J., Olde Venterink, H. & Witte, J.P.M. (2013) Predicting N mineralization across landscape using CENTURY model coupled with local hydrological conditions. Global Biogeochemical Cycles,
- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. Ecol. Model., **135**, 147-186.
- Hertog, A.J. & Rijken, M. (1992) Geautomatiseerde bepaling van natuurbehoudswaarde in vegetatie-opnamen. In. Provincie Gelderland, Arnhem.
- Hoogewoud, J. en R. van Ek (2002). Regionale standplaatsmodellering voor terrestrische vegetatie; Naar een generieke methode voor het neerschalen van hydrologische modeluitkomsten ten behoeve van ecohydrologische toepassingen. RIZA rapport 2002.035. RIZA, Lelystad
- Hoogewoud, J. (2009). GWNatura2000; Verbeteringen aan het regionale grondwatermodel MIPWA ten behoeve van Natura 2000 toepassingen - deel 1: aanpassing van de grondwaterstanden in de Drentsche Aa. Deltares rapport 2009-U-R81012, Deltares Utrecht.
- Käfer, J. & Witte, J.P.M. (2004) Cover-weighted averaging of indicator values in vegetation analyses. Journal of Vegetation Science, **15**, 647-652.
- Klijn, F., E. van Velzen & J. Hunink (red)., (2012). Zoetwatervoorziening in Nederland: aangescherpte landelijke knelpuntenanalyse. Deltares rapport 1205970-000-VEB-0010.
- Klijn, F., J. ter Maat & E. van Velzen (red.), (2011). Zoetwatervoorziening in Nederland: landelijke analyse knelpunten in de 21e eeuw, Deltares rapport 1204358-002.
- Koenker, R. & Basset, G. (1978) Regression quantiles. Econometrica, **46**, 33-50.
- Koenker, R. (2007) quantreg: Quantile Regression, R package version 4.10. Available at: <http://www.r-project.org>
- Kroes J. G., Van Dam J. C., Groenendijk P., Hendriks R. F. A. & Jacobs C. M. J. (2008) SWAP version 3.4, Theory description and user manual. Wageningen University and Research Centre, Wageningen.
- Kros, J., Reinds, G.J., De Vries, W., Latour, J.B. and Bollen, M.J.S. (1995) Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology, Wageningen, SC-DLO Report 95, 90 pp.

- Linden, W. van der, W. Berendrecht, A. Velthuizen, H. Massop, A. Blonk, A. Heuven & W.J. Zaadnoordijk, 2008. AMIGO Actueel Model Instrument Gelderland Oost. Deltares/TNO rapport, 2008-U-R0749/A
- Lodder, T., Witte, J.P.M., Raterman, B. & Kooistra, L. (2013) Effecten van opschalen op verspreiding en oppervlak van ecosysteemtypen. In, p. 5, Nieuwegein.
- McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E. & Westeboy, M. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, **21**, 178-185.
- Ordoñez, J.C., van Bodegom, P.M., Witte, J.P.M., Wright, I.J., Reich, P.B. & Aerts, R. (2008) A global study of relationships between leaf traits, climate and soil measures of nutrient fertility. *Global ecology and Biogeography*, 137-149.
- Polman, N., S. Reinhard, W. Oliemans, P. der Wielen en R. Michels, 2013. Notitie gedragen effectprotocollen voor beoordeling sectoren in het Deltaprogramma. LEI-nota 13-013, Wageningen.
- Posch M & Reinds G.J., 2009. A very simple dynamic soil acidification model for scenario analyses and target load calculations. *Environmental Modelling & Software* 24: 329-340
- Pulles, J.W. (1985) Beleidsanalyse voor de waterhuishouding in Nederland/PAWN. In. Hoofdirectie van de Waterstaat
- Runhaar, J., C.L.G. Groen, R. van der Meijden & R.A.M. Stevers, 1987. Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 13(1987): 277-359
- Runhaar, J., 1999. Impact of hydrological changes on nature conservation areas in the Netherlands, University of Leiden, Ph.D. Thesis.
- Runhaar, J., Gehrels, J.C., van der Lee, G., Hennekes, S.M., Wamelink, G.W.W., van der Linden, W. & de Louw, P.G.B. (2002) Waterlood deelrapport Doelrealisatie Natuur. In. STOWA, Utrecht, NL.
- Runhaar, J., van Landuyt, W., Groen, C.L.G., Weeda, E.J. & Verloove, F. (2004) Herziening van de indeling in ecologische soortengroepen voor Nederland en Vlaanderen. *Gorteria*, **30**, 12-26.
- Sanders, ME, HF van Dobben, BW Raterman, J Kros & CMA Hendriks, 2000. Op weg naar een kennissysteem natuurgerichte randvoorwaarden. *Alterra rapport* 148, Wageningen.
- Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F. & Westhoff, V. (1995a) De Vegetatie van Nederland. Inleiding tot de plantensociologie: grondslagen, methoden en toepassingen. *Opulus press*, Uppsala/Leiden.
- Schaminée, J.H.J., Stortelder, W. & Weeda, E.J. (1996) De vegetatie van Nederland. Graslanden, zomen, droge heiden. *Opulus Press*, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Schaminée, J.H.J., Weeda, E.J. & Westhoff, V. (1995b) De vegetatie van Nederland. Wateren, moerassen, natte heiden. *Opulus Press*, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Schaminée, J.H.J., Weeda, E.J. & Westhoff, V. (1998) De vegetatie van Nederland. *Opulus Press*, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Schouwenberg, E.P.A.G., H. Houweling, M.J.W. Jansen, J. Kros en J.P. Mol-Dijkstra (2000) Uncertainty propagation in model chains: a case study in nature conservancy, *Alterra-rapport* 001, Alterra, Wageningen.

- Schouwenberg, E.P.A.G. (2002) Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrumentarium voor NatuurontwikkelingsScenario's–Beerze-Reusel (GREINS2) - NatuurTechnisch Model (NTM3), Alterra rapport 504, Wageningen.
- Stortelder, A.H.F., Schaminée, J.H.J. & Hommel, P.W.F.M. (1999) De vegetatie van Nederland. Opluys Press, Uppsala, SE, Leiden, NL.
- Tamis, W.L.M., M. van 't Zelfde, R. van Ek & J.P.M. Witte, 2000. Modelling van de kansrijkdom van het biotisch herstel van natte en vochtige vegetaties. CML rapport 149, RIZA rapport 2000.039, Lelystad, ISBN 9036953375
- Van Dam, J.C., Groenendijk, P., Hendriks, R.F.A. & Kroes, J.G. (2008) Advances of modeling water flow in variably saturated soils with SWAP. *Vadose Zone J.*, **7**, 640-653.
- Van der Meijden, R., Groen, C., Vermeulen, J., Peterbroers, T., van't Zelfde, M. & Witte, J. (1996) De landelijke flora-databank FLORBASE-1: eindrapport. Uitgave in opdracht van de Ministeries van LNV, VROM en V&W,
- Van der Meijden, R., Odé, B., Groen, C.L.G. & Witte, J.P.M. (2000) Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland [Threatened and vulnerable vascular plants in the Netherlands]. *Gorteria*, **26**, 85-208.
- Van Hinsberg, A. (2007) Natuurbeheer, toestand en trends in natuurkwaliteit: achtergronddocument nr. 4 bij de ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer: Programma Beheer en Staatsbosbeheer 2000-2006. In, p. 181. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- Vleeshouwers, L.M and A.Verhagen, 2002. Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biology* 2002 (8), 519-530
- Wamelink, G.W.W., Ter Braak, C.J.F., Van Dobben, H.F. 1997. De Nederlandse natuur in 2020: schatting van de potentiële natuurwaarde in drie scenario's. *IBN Rapport 312*, 79 p.
- Wamelink, G.W.W., J.P. Mol-Dijkstra, H.F. van Dobben, J. Kros & F. Berendse, 2000. Eerste fase van de ontwikkeling van het Successie Model SUMO 1. Verbetering van de vegetatiemodelling in de Natuurplanner. Rapport 045. Alterra, Wageningen.
- Wamelink, G.W.W., C.J.F. ter Braak and H.F. van Dobben, 2003. Changes in large scale patterns of plant biodiversity predicted from environmental economic scenario's. *Landscape Ecology* 18: 513-527
- Wamelink, G.W.W., H.F. van Dobben, F. Berendse, 2009a. Vegetation succession as affected by decreasing nitrogen deposition, soil characteristics and site management: A modelling approach. *Forest Ecology and Management* 258 (2009) 1762–1773
- Wamelink, G.W.W., H.J.J. Wieggers, G.J. Reinds, J. Kros, J.P. Mol-Dijkstra, M. van Oijen, W. de Vries, 2009b. Modelling impacts of changes in carbon dioxide concentration, climate and nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and forest soils. *Forest Ecology and Management* 258 (2009) 1794–1805
- Wamelink, G.W.W. en M.H.C. van Adrichem, 2011. Eindrapport project Ecologische condities. Wageningen, Alterra rapport 2194.
- Wamelink, G.W.W., Goedhart, P.W., Malinowska, A.H., Frissel, J.Y., Wegman, R.J.M., Slim, P.A. & van Dobben, H.F. 2011. Ecological ranges for the pH and NO<sub>3</sub> of syntaxa: a new basis for the estimation of critical loads for acid and nitrogen deposition. *Journal of vegetation science* 22: 741-749

- Wamelink, G.W.W., M.H.C. van Adrichem & P.W. Goedhart, 2012a. Validatie van MOVE4. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-werkdocument 311.
- Wamelink, G.W.W., Adrichem, M.H.C. van, Dobben, H.F. van, Frissel, J.Y., Held, M. den, Joosten, V., Malinowska, A.H., Slim, P.A. & Wegman, R.J.M. 2012b. Vegetation relevés and soil measurements in the Netherlands; a database. *Biodiversity and Ecology* 4:125-132.
- Webb, C.T., Hoeting, J.A., Ames, G.M., Pyne, M.I. & Poff, N.L. (2010) A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecology Letters*, **13**, 267-283.
- Witte, J. & Van der Meijden, R. (1995) Verspreidingskaarten van de botanische kwaliteit in Nederland uit FLORBASE. *Gorteria*, **21**, 3-59.
- Witte, J.P.M., (1996). De waarde van de natuur: zeldzaamheid en de botanische waardering van gebieden. *Landschap* 96(2):79-95.
- Witte J.P.M. (1998) National water management and the value of nature. Landbouwwuniversiteit Wageningen.
- Witte, J.P.M. (2002) The descriptive capacity of ecological plant species groups. *Plant Ecology*, **162**, 199-213.
- Witte, J., de Haan, M., Raterman, B. & Aggenbach, C. (2006) PROBE—Versie 1: effecten van grondwaterbeheer, atmosferische depositie, maaien en plaggen. Nieuwegein. Kiwa Water Research,
- Witte, J.P.M., de Haan, M. & Hootsmans, M.J.M. (2007a) PROBE: een ruimtelijk model voor vegetatiedoelen. *Landschap*, **24**, 77-87.
- Witte, J.P.M., Wójcik, R.B., Torfs, P.J.J.F., De Haan, M.W.H. & Hennekens, S. (2007b) Bayesian classification of vegetation types with Gaussian mixture density fitting to indicator values. *J. Veg. Sci.*, **18**, 605-612.
- Witte, J.P.M. & Strasser, T. (2010) Geautomatiseerde waardering van vegetatieopnamen en vegetatietypen. Beschrijving computerprogramma ASTER en vergelijking van waarderingsmethoden. In, p. 57. KWR Watercyvle Research Institute, Nieuwegein.
- Witte, J.P.M., Bartholomeus, R.P., Douma, J.C., Runhaar, J. & Van Bodegom, P.M. (2010) De vegetatiemodule van Probe-2. In. KWR rapport BTO-2010.024(s), Nieuwegein.
- Witte, J.P.M., Pastoors, R., Van der Hoek, D.J., Bartholomeus, R.P., Van Loon, A. & Van Bodegom, P.M. (2011b) Is het Nationaal Hydrologische Instrumentarium gereed voor het voorspellen van natuureffecten? *Stromingen*, **17**, 15-26.
- Witte, J.P.M., Strasser, T. & Slings, R. (2011) Kwantitatieve vegetatiewaardering beperkt bruikbaar *Landschap*, **28**, 56-66.
- Wösten J. H. M., Veerman G. J., de Groot W. J. M. & Stolte J. (2001) Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks. Vernieuwde uitgave 2001. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen
- Wösten J. H. M., F. de Vries, T. Hoogland, H. Massop, A.A. Veldhuizen, H. Kroon, J. Wesseling, J. Heijkers & A. Bolman (2012). BOFEK2012, de nieuwe, bodemfysische schematisatie van Nederland. Alterra-rapport 2387, Alterra Wageningen UR.

## BIJLAGE A

# BESCHRIJVING VAN DE ECOLOGISCHE EFFECT MODELLEN

## 1.1 DEMNAT

DEMNAT (Dosis Effect Model NATuur Terrestrisch) is een landelijk ecohydrologisch voorspellingsmodel geschikt voor beleidsanalyse ten aanzien van verdrogingsproblematiek (Witte, 1996; Van Ek et al., 2000). Het model voorspelt de effecten van veranderingen in de waterhuishouding op de terrestrische natuur. Als effectparameter is gekozen voor de vegetatie vanwege de vrij directe relatie tussen flora en waterhuishouding. Veel voor Nederland (deltaland) kenmerkende natuur is grondwaterafhankelijk en voor die natuur is het model zeer relevant.

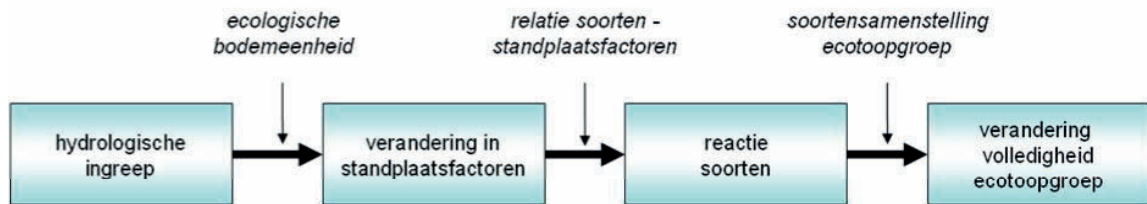
Invoer van DEMNAT bestaat meestal uit uitvoer van hydrologische modellen, maar een dosis kan ook (voor testdoeleinden of toepassing in een klein gebied) handmatig worden ingevoerd. DEMNAT kan hydrologische ingrepen verwerken zoals *veranderingen in* (i) gemiddelde voorjaarsgrondwater stand (dGVG), (ii) kwelflux (dFLX), (iii) inlaat van systeemvreemd water uitgedrukt in een verandering in fosfaatgehalte als maat voor eutrofiering (dPO<sub>4</sub>) en een verandering in chloride gehalte als maat voor saliniteit (dCl), en (iv) het peil van kleine oppervlaktewateren (dPEIL). De ecologische effecten worden uitgedrukt in (een verandering in) de botanische kwaliteit (volledigheid) van achttien ecosysteemttypen (14 terrestrische, 4 aquatische). Deze ecosysteemttypen in DEMNAT worden ecotoopgroepen genoemd, en zijn gebaseerd op het Leidse ecotopensysteem (Runhaar et al., 1987). In het ecotopenstelsel staat een indeling van planten naar sturende milieufactoren centraal. Dit is erg relevant voor milieueffectvoorspelling waarbij juist het effect moet worden aangegeven van een verandering in milieufactoren. Met behulp van een natuurwaardering-module (Witte, 1996) kunnen de ecologische effecten worden vertaald naar hun betekenis voor het natuurbehoud in Nederland.

Het DEMNAT model omvat drie essentiële onderdelen:

1. een landsdekkende gebiedsschematisatie: het model combineert een ecologisch geïnterpreteerde bodemkaart (1:50.000) met landelijke floragegevens (FLORBASE). Binnen een kilometerhok worden de met FLORBASE geschematiseerde ecotoopgroepen toegewezen aan de meest waarschijnlijke combinaties van bodemeenheden. Zo wordt bijvoorbeeld de combinatie natte heide op natte arme zandgrond veel aannemelijker gevonden dan natte heide op zware kleigrond. Deze unieke combinaties (vele per kilometerhok) worden ecoplots genoemd. Op dit niveau wordt het effect van een ingreep doorgerekend. Uiteindelijk worden resultaten per ecoplot weer teruggeschaald naar het niveau van de flora-invoer (kilometerhok). Het behouden van een fjnschalige gebiedsschematisatie wordt voor een zinvol natuureffectmodel gericht op biodiversiteit als zeer belangrijk gezien. Doe je dat niet, dan schematiseer je zeldzame natuur weg uit je model, terwijl je daar voor beleidsanalyse juist in geïnteresseerd bent. Meer hierover is te vinden in Klijn (1997).
2. een set dosis-effect functies: Voor elke unieke combinatie van (relevant geachte) hydrologische ingreep, bodemeenheid en vegetatie-eenheid is een dosis-effect functie opgesteld. In een dosis-effect worden de complete ingreep-effect keten gesimuleerd waarbij de abiotische en biotische effecten zijn geïntegreerd tot een relatie. Zie Figuur A.1. Meer hierover is te vinden in Runhaar (1999)



FIGUUR A.1 INGREEP EFFECT KETEN WELKE KAN WORDEN DOORGEREKEND MET DEMNAT. VOOR ELKE COMBINATIE VAN HYDROLOGISCHE INGREEP, BODEMTYPE EN ECOLOGISCHE SOORTEN-GROEP IS EEN APARTE DOSIS-EFFECT RELATIE BESCHIKBAAR

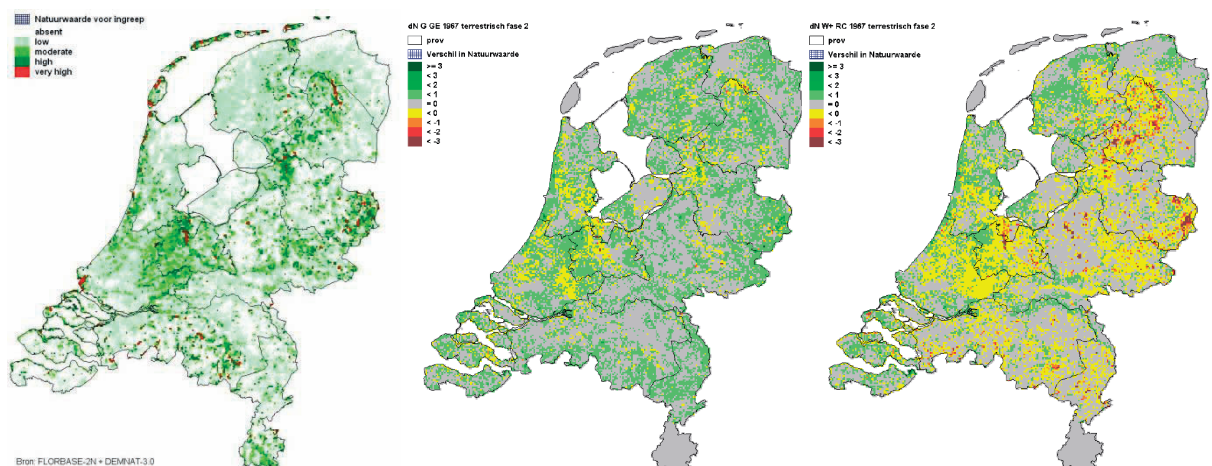


3. een natuurwaarderingssysteem: DEMNAT doet uitspraken voor 18 verschillende ecosysteemtypen, zowel algemene als zeldzame. Effecten in zeldzame typen worden vaak vanuit natuurbehoudswaarde belangrijker gevonden dan veranderingen in algemene ecosysteemtypen. Om effecten te kunnen wegen naar hun belang voor natuurbehoud of te kunnen sommeren per gebied of per scenario is DEMNAT uitgerust met een natuurwaarderingssysteem. Bij het opstellen van natuurwaarden zijn twee principes van belang: 1. *Hoe zeldzamer, hoe waardevoller*. Met andere woorden hoe algemener een soort of ecosysteemtype, des te lager is zijn waarde. 2. *Hoe meer, hoe beter*. Hiermee wordt bedoeld dat als de natuur toeneemt in omvang (zeldzaam of algemeen, maakt niet uit) dit ook in positieve zin moet worden gewaardeerd. De module is verschillende malen gevalideerd en scoorde keer op keer hoog bij ervaren veldecologen. Meer hierover is te vinden in Witte (1998).

## ONTWIKKELING

De ontwikkeling van het DEMNAT model is gestart in 1987. In de loop der tijd zijn verschillende versies ontstaan en toegepast. De meest recente versie is DEMNAT-3.0 waarbij de uitkomsten van een onderzoek uit 2000 (Tamis et al., 2000) zijn geïmplementeerd waardoor met name de herstelberekening is verbeterd. Daarnaast zitten er in de DEMNAT uitvoer geen witte gaten meer (cellen waar FLORBASE informatie ontbreekt) doordat deze cellen zijn opgevuld met geschatte waarden voor de botanische volledigheid. Een voorbeeld van de modeluitvoer is gegeven in Figuur A.2. Daarnaast wordt er beter rekening gehouden met het landgebruik (wel/geen hoofdfunctie natuur). Sinds 2000 is DEMNAT nog veelvuldig toegepast in beleid-analytische studies (o.a. Droogtestudie, Deltaprogramma Zoetwater) maar was er geen budget meer voor inhoudelijke vernieuwing terwijl de noodzaak hiertoe al diverse malen is aangegeven (zie toepassingsdomein).

FIGUUR A.2 VOORBEELD VAN DEMNAT UITVOER. LINKER FIGUUR GEEFT NATUURWAARDE AAN IN DE UITGANGSSITUATIE, TERWIJL HET FIGUUR IN HET MIDDEN EN RECHTS DE VERANDERING IN NATUURWAARDE AANGEVEN VOOR TWEE KLIMAATSCENARIO'S



## TOEPASSINGSDOMEIN

DEMNET levert alleen uitkomsten voor botanische kwaliteit van ecologische soortengroepen behorende tot natte en vochtige milieu's en is gericht op de middellange termijn (15-20 jaar c.q. een nieuwe evenwichtssituatie na een ingreep). Sterk punt van DEMNET is de gebiedschematisatie, de uitgebreide koppeling met relevante hydrologische ingrepen en het feit dat het model op voorhand rekening houdt met de beperkingen van abiotische / hydrologische modellen. Daarnaast is het model operationeel, rekent het vlot en heeft het een gebruikersvriendelijke schil (Gui), inclusief een goede koppeling met GIS. Echter, de koppeling met FLORBASE is een kracht maar ook een zwakte, want de vraagstelling verandert en de hydrologische modellen worden steeds beter. Het model wordt nu toegepast in een domein waar het oorspronkelijk niet voor was ontwikkeld. DEMNET wordt ingezet om de effecten op de natuur van klimaatverandering te evalueren met zichtjaren als 2050 en eventueel zelfs 2100. Met klimaatverandering veranderen er relevante parameters die nu niet expliciet in DEMNET worden gemodelleerd. Zo zal de gemiddelde temperatuur toenemen, evenals het CO<sub>2</sub> gehalte en zullen weersextremen verder toenemen waarbij stevige buien worden afgewisseld met langere en intensere perioden van droogte. DEMNET gaat uit van gemiddelde situaties (de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand) en kijkt onvoldoende naar de extremen gedurende het groeiseizoen. *De resultaten worden daarom alleen globaal gebruikt, en worden beschouwd als een indicatie voor gevoeligheden van ecosystemen voor zover veroorzaakt door veranderingen in de hydrologie.* Meer over de achtergronden van DEMNET is terug te vinden op een wiki van Deltares (<http://publicwiki.deltares.nl/display/KRWGR/DEMNET>).

## 1.2 TECHNISCHE INVULLING VAN PW

### 1.2.1 VERTALING KLASSEN WATERNOOD NAAR INDICATIEWAARDEN

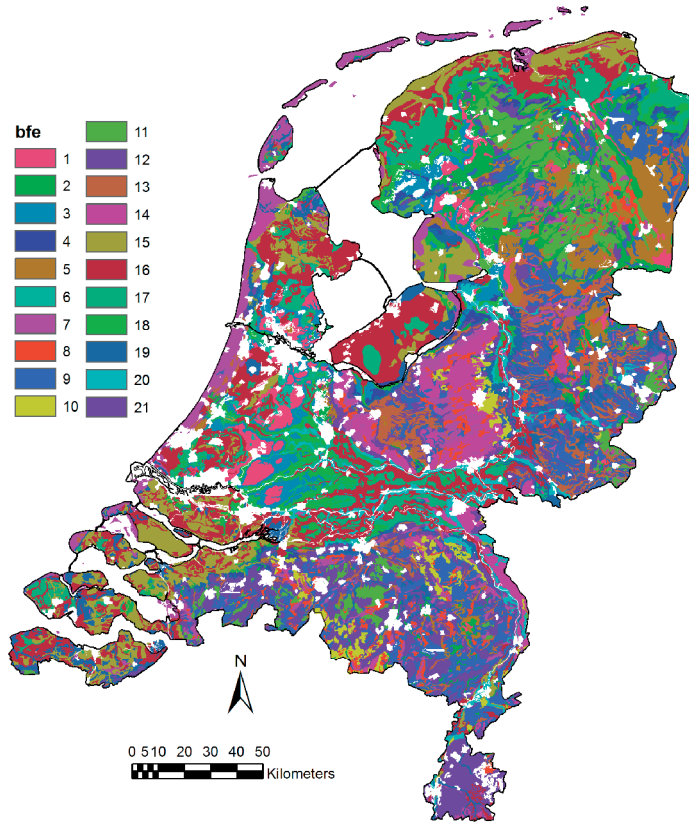
Omdat PROBE met indicatiewaarden op een continue schaal werkt en Waterlood met klassen, zijn die klassen vertaald naar indicatiewaarden, zie Tabel A.1. De vegetatiemodule van PW maakt gebruik van tot vegetatietypen geclassificeerde vegetatieopnamen waarvan de gemiddelde indicatiewaarden zijn berekend. Bij die berekening is de zuurindicatie  $R_m$  deels afhankelijk van de voedselrijkdomindicatie  $N_m$ , en wel in een mate die toeneemt naarmate  $N_m$  groter is. Om te zorgen voor een goede aansluiting met deze vegetatiemodulen, zijn de waarden van  $R_m$  in Tabel 1 als volgt gecorrigeerd:

$$R_m = R_m + (2.56 - R_m) \sqrt{0.44 N_m - 0.55}$$

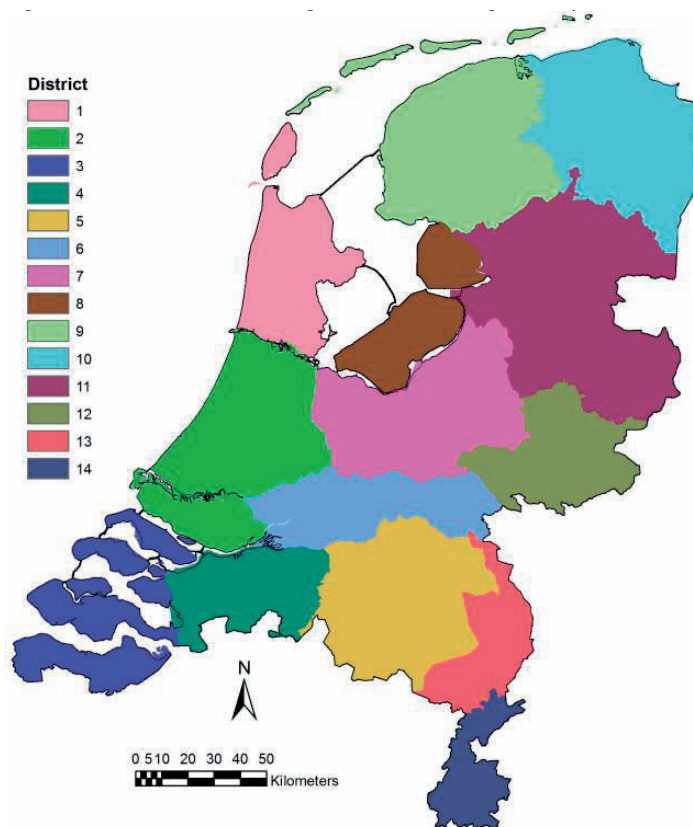
TABEL A.1 IN DE KANSRIJKDOMMODULE GEBRUIKTE KLASSEN VOOR VOEDSELRIJKDOM EN ZUURGRAAD (DE HAAN ET AL., 2010) EN DE VERTALING DAARVAN NAAR INDICATIEWAARDEN TEN BEHOEVE VAN PW.

Voedselrijkdom		Fm	Zuurgraad		Rm
1	voedselarm	1.26	1	zuur	1.37
2	1 en 3	1.62	2	1 en 3	1.55
3	matig voedselrijk	1.98	3	matig zuur	1.72
4	3 en 5	2.31	4	3 en 5	1.90
5	zeer voedselrijk	2.65	5	neutraal	2.12
			6	5 en 7	2.34
			7	basisch	2.56

FIGUUR A.3 GEBRUIKTE INDELING VOOR DE AFLEIDING VAN REPROFUNCTIES VOOR RS EN TS VAN WÖSTEN ET AL. (2001)



FIGUUR A.4 GEBRUIKTE INDELING IN KLIMAATDISTRICTEN VAN PULLES (1985)



### 1.2.2 REPROFUNCTIES VOOR VOEDSELRIJKDOM EN VOCHTTOESTAND

Door Bartholomeus and Witte (2013) is een procedure ontwikkeld, GTST, die automatisch reprofuncties voor droogtestress *TS* en zuurstofstress *RS* genereert. Daartoe rekent GTST voor gegeven reeksen van neerslag en referentieverdamping en voor alle bodemfysische eenheden, met SWAP (Kroes *et al.*, 2008; Van Dam *et al.*, 2008) en de zuurstofmodule van Bartholomeus *et al.* (2008) is ingebouwd, vele geohydrologische combinaties door (combinaties die verschillen in drainageweerstanden en oppervlaktepeilen). Door de resultaten van de simulaties worden vervolgens automatisch reprofuncties gefit. Voor de effectmodule is gebruik gemaakt van reprofuncties die beide stressen beschrijven als functie van: klimaatscenario, bodemfysische eenheid, gemiddeld laagste grondwaterstand *GLG*, gemiddeld hoogste grondwaterstand *GHG* en gemiddelde grondwaterstand *GG*. De bodemfysische eenheid hebben we gebaseerd op de oude indeling met 21 eenheden van Wösten *et al.* (2001), zoals gegeven in Figuur A.3.

Verder zijn functies afgeleid van 30 jaar aan neerslag-, verdampings- en temperatuurgegevens (1966-1995) van klimaatdistricten uit de zogenaamde PAWN-studie ten behoeve van de Tweede Nota Waterhuishouding (Figuur A.4). Door Deltares werden per district tijdreeks aangeleverd op basis van een interpolatie van weersgegevens naar kilometerhokken door het KNMI. Door KNMI zijn ten behoeve van de inzet van NHI in het deltaprogramma 30x365=10950 gridkaarten (resolutie 1000x1000 m) gemaakt per meteorologische parameter (neerslag *P*, verdamping volgens Makkink *ET*, en temperatuur *T*). De vlakdekkende kaarten zijn gebaseerd op de interpolatie van waarden afkomstig van de meetstations<sup>1</sup>. Per district is door Deltares het *xy* coördinaat van het meetstation genomen en zijn per meteorologische parameter (*P*, *ET*, *T*) de waarden uit de grids geselecteerd welke zijn weggeschreven in een tabel voor de referentiescenario en voor het klimaatscenario *G* en *W+* voor zichtjaar 2050 en 2100. Natuurlijk zou het beter zijn geweest om binnen Nederland kleinere districten te onderscheiden. Wat daarvoor nodig zou zijn, is een kaart met daarop de invloedsgebieden van de KNMI-stations. Die kaart zal dienen te bestaan uit een combinatie van stations waar de referentieverdamping wordt bepaald, en stations waar de neerslag wordt gemeten. Er zou een automatische procedure moeten komen om een dergelijke kaart te vervaardigen, waarbij het aantal te generen uniforme eenheden (bijvoorbeeld via Thiessen polygonen bepaald) afhankelijk is van door de gebruiker opgegeven eisen ten aanzien van de lengte van de beschikbare meetreeksen en de te accepteren verschillen in metingen tussen stations. Binnen dit project was er onvoldoende ruimte een dergelijke procedure te ontwikkelen.

In *PW* worden de reprofuncties toegepast op de uitkomsten van het NHI. Als uitvoer levert dat kaarten op van droogtestress en zuurstofstress. Tevens wordt de vochtindicatie *Fm* afgeleid van beide stressen (volgens Figuur 3.9 in paragraaf 3.4).

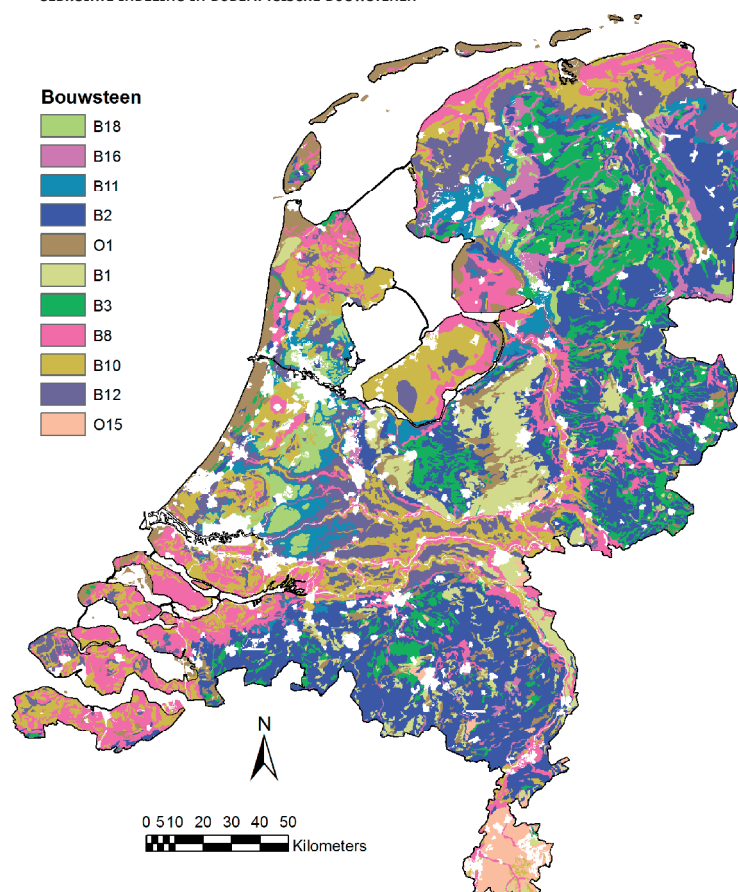
De vochtgehalten en bodemtemperaturen die via GTST met SWAP werden gegenereerd, zijn gebruikt als invoer voor het door KWR aangepaste model Century (Fujita *et al.*, 2013; Fujita *et al.*, accepted). Voor de simulaties met Century werd gebruik gemaakt van de bodemfysische bouwstenen van Wösten *et al.* (2001) (Figuur A.5), die op basis van diverse gegevensbronnen (623 plots) werden geparametriseerd (Tabel A.2). De duizenden combinaties van klimaatscenario, klimaatdistrict, en bodemfysische bouwsteen leverden telkens gesimuleerde waarden voor de mineralisatie van *N* en *P* op. Op basis hiervan werden reprofuncties opgesteld die de mineralisatie van *N* en *P* beschrijven in afhankelijkheid van: klimaatscenario, klimaatdistrict, *RS* en *TS*. In *PW* worden de reprofuncties van *Pmin* toegepast op de uitkomsten van het NHI. Als uitvoer levert dat kaarten op van de *P* mineralisatie. Op basis hiervan wordt de verandering in *Nm* afgeleid (volgens Figuur 3.11 b1 in paragraaf 3.4).

<sup>1</sup> KNMI, Dataset release notes 18-10-2011, release note 3, Raymond Sluiter

TABEL A.2 DE IN CENTURY GEBRUIKTE PARAMETERWAARDEN PER BODEMFYSISCHE BOUWSTEEN (FUJITA, INTERNE NOTITIE KWR)

	Soil C(%)			Soil NC			Soil PC		
	gem	#	SE	gem	#	SE	gem	#	SE
O1	4.32	125	0.57	0.058	110	0.002	0.009	125	0.001
O15	6.86	23	0.80	0.107	23	0.012	0.012	23	0.002
B1	4.34	54	0.72	0.050	54	0.003	0.008	53	0.001
B2	3.85	68	0.31	0.061	67	0.003	0.012	67	0.001
B3	7.61	71	0.98	0.056	48	0.003	0.009	71	0.001
B8	10.21	40	1.45	0.082	33	0.006	0.014	40	0.002
B10	5.61	16	0.66	0.085	16	0.006	0.015	14	0.004
B11	21.29	13	4.12	0.077	13	0.006	0.009	13	0.002
B12	13.96	14	3.04	0.082	14	0.010	0.010	14	0.003
B16	19.80	97	1.14	0.063	83	0.002	0.009	97	0.001
B18	29.00	94	1.30	0.072	82	0.006	0.009	94	0.001

FIGUUR A.5 GEBRUIKTE INDELING IN BODEMFYSISCHE BOUWSTENEN

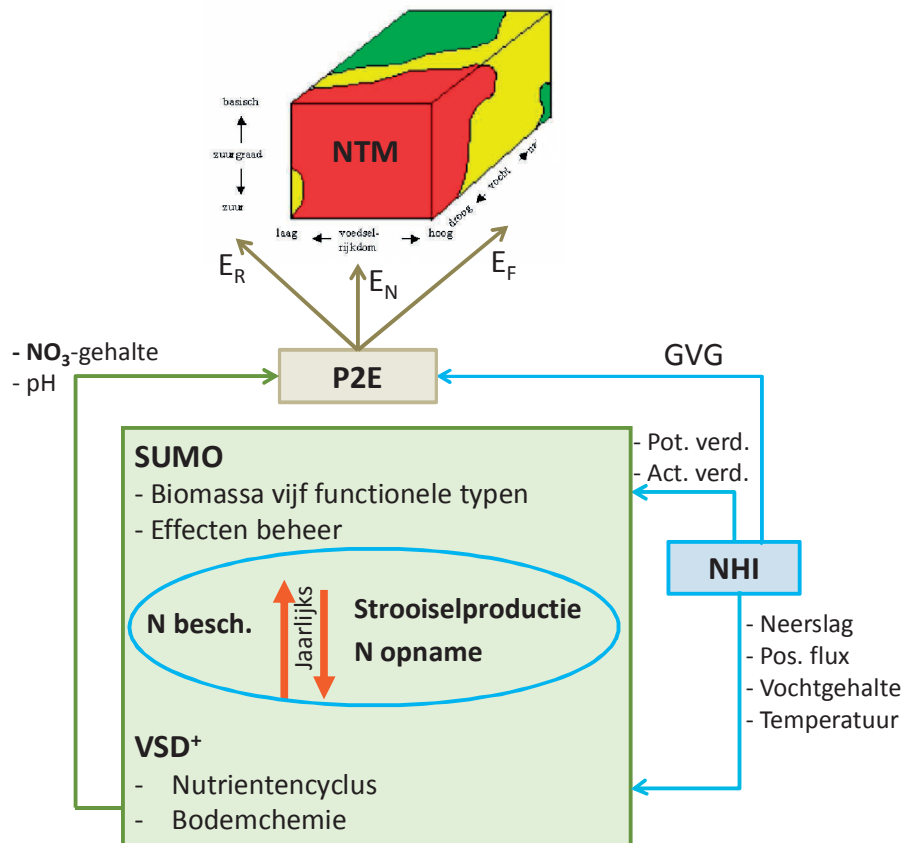


### 1.3 VSN

Voor de modellering van de bodemprocessen en de biomassaontwikkeling van de natuurlijke vegetatie is door Alterra de modelketen VSD<sup>+</sup>-SUMO-NTM gekoppeld aan het hydrologische model NHI-MetaSwap (zie Figuur A.6). VSD<sup>+</sup>-SUMO is een dynamisch procesmatig model dat op jaarbasis de bodemprocessen en de vegetatiegroei beschrijft. Het kan op regionale en nationale schaal de langjarige effecten van o.a. atmosferische depositie en beheersmaatregelen op de bodem en de vegetatie berekenen. VSD<sup>+</sup> is hierin de bodemmodule en SUMO de vegetatiemodule, welke volledig zijn geïntegreerd middels een jaarlijkse terugkoppeling. NTM is een statistisch model waarmee de potentiële biodiversiteit wordt berekend.

FIGUUR A.6

SAMENHANG VAN DE MODELLEN NHI, VSD+-SUMO EN NTM



### VSD+

Het model VSD+ (Bonten et al., 2009) is een enkellaags dynamisch bodemmodel dat de bodemprocessen en de bodemchemie beschrijft. VSD+ is een uitbreiding van het model VSD (Posch and Reinds, 2009) voor wat betreft de C en N dynamiek om in combinatie met vegetatiemodellen effecten op o.a. biodiversiteit te kunnen berekenen.

Het VSD+ model bestaat uit een set van massa-balansvergelijkingen, welke de input-output relaties beschrijven van een bodemcompartiment, en een set van vergelijkingen voor de beschrijving van snelheids- en evenwichtprocessen in de bodem. Het model bevat alle macro-ionen uit de ladingsbalans. Na<sup>+</sup> en Cl<sup>-</sup> zijn slechts aanwezig als indifferente ionen, zij zitten alleen in de ladingsbalans. Input van (kat)ionen vindt plaats via depositie en via aanvoer van kwel. De bodem interacties worden beschreven door eenvoudige snelheidsreacties of door evenwichtsreacties. De uitwisseling van aluminium (Al), protonen (H) en de som van calcium (Ca), magnesium (Mg) en kalium (K),  $Bc = Ca + Mg + K$ , is gemodelleerd met de Gaines-Thomas vergelijking. Via de ladingsbalans wordt de hoeveelheid H<sup>+</sup> in oplossing, en daarmee de pH, berekend. Er wordt een volledige menging verondersteld van de bodemoplossing binnen één homogeen bodemcompartiment met een constante dichtheid en een vaste diepte. VSD+ voorstelt de concentratie van het bodemvocht dat deze laag verlaat (gewoonlijk gedefinieerd als de wortelzone).

De C en N dynamiek wordt berekend met behulp van een model bestaande uit vier pools bodemorganische stof met elk een vaste C/N-verhouding. Vegetatiegroei en strooiselproductie wordt berekend door SUMO. Het model omvat N mineralisatie of immobilisatie als het netto

resultaat van de afbraak van organisch materiaal en daarnaast N opname, nitrificatie, denitrificatie en N uitspoeling. De afbraak van organisch materiaal, nitrificatie en denitrificatie zijn afhankelijk van de pH, bodemvocht en bodemtemperatuur, waardoor het mogelijk is de gevolgen van de klimaatverandering te berekenen. Het model heeft een jaarlijkse tijdstap, wat inhoudt dat seizoensgebonden variaties niet expliciet worden meegenomen, maar reductiefactoren voor bodemvocht en temperatuur worden wel berekend op dagbasis en achteraf gemiddeld tot een jaargemiddelde.

Decompositiesnelheden worden evenredig verondersteld met het aandeel luchtgevulde poriën. Dit aandeel kan geschat worden uit het aandeel watergevulde poriën ( $\theta$ ) en het vochtgehalte bij waterverzadiging ( $\theta_{sat}$ ). De reductie wordt als volgt berekend:

$$\left. \begin{aligned} r_{mi,\theta}^f &= 1 & \text{if } : \frac{\theta}{\theta_{sat}} < 0.62 \\ r_{mi,\theta}^f &= 1 - \left( \frac{\frac{\theta}{\theta_{sat}} - 0.62}{0.38} \right)^{1.74} & \text{if } : 0.62 \leq \frac{\theta}{\theta_{sat}} \leq 1 \end{aligned} \right\} \quad (2)$$

Voor droogte geldt:

$$\left. \begin{aligned} r_{mi,dr}^f &= 0 & \text{if } : \theta < \theta_{wp} \\ r_{mi,dr}^f &= \frac{2 \cdot (\theta - \theta_{wp})}{\theta_{fc} - \theta_{wp}} & \text{if } : \theta_{wp} \leq \theta < \frac{\theta_{fc} + \theta_{wp}}{2} \\ r_{mi,dr}^f &= 1 & \text{if } : \theta \geq \frac{\theta_{fc} + \theta_{wp}}{2} \end{aligned} \right\} \quad (3)$$

Waarin  $\theta_{wp}$  het verwelkingspunt en  $\theta_{fc}$  de veldcapaciteit is. (Vleeshouwers & Verhagen, 2002)

Het temperatuurseffect op decompositie is beschreven volgens:

$$r_{mi,T}^f = e^{3.36 \left( \frac{T-40}{T+31.79} - \frac{10-40}{10+31.79} \right)} \quad (\text{Tref} = 10^\circ\text{C}) \quad (4)$$

VSD+ wordt geparametriseerd op basis van zeven bodemtypen: arm zand, rijk zand, kalkrijk-zand, kalkloze klei, kalkrijke klei, veen en löss. Per bodemtype wordt default waarden voor dichtheid, kalkrijkdom, CEC, omwissel- en evenwichtsconstanten, verwerkingssnelheden en initiële C/N-verhouding gegeven (Kros et al, 1995).

VSD+ gebruikt van het NHI de waterbalans (neerslag, verdamping en opwaartse flux over onderrand wortelzone) en vochtgehalten en temperatuur voor de berekening van reductiefactoren voor mineralisatie en (de)nitrificatie. VSD+ gebruikt van SUMO de opname van nutriënten en de strooiselproductie door de vegetatie. VSD+ levert aan SUMO de nutriëntenbeschikbaarheid en berekent pH en NO<sub>3</sub>-gehalten die, nadat ze in de module P2E omgerekend zijn tot Ellenberg indicatiewaarden, als invoer dienen voor NTM.

## SUMO

SUMO (Wamelink et al. 2000, Wamelink et al. 2009a,b) is een vegetatiemodule waarmee de vegetatieontwikkeling, met name successie en daarmee samenhangende processen en de invloed van vegetatiebeheer gemodelleerd wordt. SUMO is geïntegreerd met VSD+, met een jaarlijkse terugkoppeling tussen bodem en vegetatie. VSD+ berekent de nutriëntenbeschikbaarheid, mede op basis van de strooiselproductie en wortelsterfte die door SUMO berekend worden.

SUMO simuleert de biomassaontwikkeling voor vijf verschillende functionele vegetatiestructuurtypen (kruiden en grassen, dwergstruiken, struiken en twee boomsoorten) als gevolg van beheer (maaien, grazen, dunnen/kappen, plaggen en branden). Deze functionele typen concurreren elkaar om licht, nutriënten en vocht. Mede afhankelijk van het beheer kan er successie ontstaan. Zo kan heide overgaan in bos, of grasland in heide. Door de effecten van beheer zoals o.a. maaien, plaggen, of kappen te modelleren kan SUMO afvoer van biomassa berekenen en daarmee ook de afvoer van nutriënten. Per vegetatiestructuurtype wordt de biomassaontwikkeling voor drie organen gesimuleerd, te weten wortels, stam/tak en blad. Voor elk orgaan wordt een volledige nutriëntencyclus gemodelleerd (N, P, K, Mg, Ca). Beschikbaarheden van de nutriënten worden berekend en doorgegeven door VSD+, terwijl SUMO het model VSD+ voorziet van gegevens over biomassa die afsterft en in de bodem terecht komt, inclusief het nutriëntengehalte. Het effect van klimaatverandering vindt direct plaats op de maximale groei van de vegetatiecompartimenten; de maximale groeisnelheid is afhankelijk van de gemiddelde jaartemperatuur en de CO<sub>2</sub> concentratie. Indirect kan het klimaat effect hebben op de groei via de door VSD+ geleverde nutriëntenbeschikbaarheid. Deze is afhankelijk van o.a. de atmosferische depositie, maar ook van de temperatuur en vochtgehalte via beïnvloeding van de mineralisatiesnelheid.

## PARAMETRISATIE SUMO

SUMO onderscheidt 14 vegetatietypen waarvan de bostypen geparаметriseerd kunnen worden met verschillende boomsoorten van verschillende leeftijd. Voor deze toepassing is per SNL-type een SUMO-vegetatietype toegekend op basis van onderstaande tabel. In deze tabel staat filenr voor een combinatie van boomsoort met leeftijd. Voor de exacte waarden van de invoerparameters wordt verwezen naar Wamelink et al, 2000 en Wamelink et al., 2009a.



TABEL A.3

## VERTALING VAN SNL-TYPE NAAR SUMO-VEGETATIETYPEN EN FILENUMMER

SNL-type	SUMO vegtype	filenr
N01.02 Duin- en kwelderlandschap	2	8
N01.03 Rivier- en moeraslandschap	1	6
N01.04 Zand- en kalklandschap	1	7
N05.01 Moeras	13	13
N05.02 Gemaaid rietland	9	4
N06.01 Veenmosrietland en moerasheide	9	4
N06.02 Trilveen	9	4
N06.03 Hoogveen	12	10
N06.04 Vochtige heide	2	8
N07.01 Droge heide	2	8
N07.02 Zandverstuiving	2	11
N08.01 Embryonaal duin en strand	2	11
N08.02 Open duin	2	8
N08.03 Vochtige duinvallei	1	7
N08.04 Duinheide	2	8
N09.01 Schor of kwelder	11	3
N10.01 Nat schraalland	1	7
N10.02 Vochtig hooiland	1	7
N11.01 Droog schraalgrasland	1	7
N12.01 Bloemdijk	1	6
N12.02 Kruiden- en faunarijk grasland	1	6
N12.03 Glanshaverhooiland	1	6
N12.04 Zilt- en overstromingsgrasland	1	3
N12.05 Kruiden- of faunarijke akker	1	11
N12.06 Ruigteveld	1	5
N13.01 Vochtig weidevogelgrasland	1	6
N13.02 Wintergastenweide	1	6
N14.01 Rivier- en beekbegeleidend bos	8	42
N14.02 Hoog- en laagveenbos	8	45
N14.03 Haagbeuken- en essenbos	4	18
N15.01 Duinbos	4	26
N15.02 Dennen-, eiken- en beukenbos	5	35
N16.01 Droog bos met productie	5	35
N16.02 Vochtig bos met productie	4	26
N17.01 Vochtig hakhout en middenbos	8	51
N17.02 Droog hakhout	8	53
N17.03 Park- of stinzenbos	8	26

**NTM**

Het natuurwaarderingmodel NTM3 (Wamelink et al. 1997, Schouwenberg 2002, Wamelink et al. 2003) is ontwikkeld voor de voorspelling van (potentiële) natuurwaarden op grond van de vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom. NTM is een regressiemodel dat een relatie legt tussen deze milieufactoren en de vegetatie. Het is gebruikelijk om natuurwaarden te formuleren op basis van plantensoorten of vegetatietypen. Modelmatige voorspelling omtrent het voorkomen van afzonderlijke soorten of typen gaat echter gepaard met grote onzekerheden. Daarom wordt door NTM deze stap via de soorten niet gemaakt, en wordt de natuurwaarde direct ontleend aan de combinatie van abiotische omstandigheden en vegetatiestructuur.

NTM is voor te stellen als een driedimensionale grafiek waarbij langs de assen de factoren vocht, zuurgraad en voedselrijkdom staan, en aan elke combinatie van deze drie factoren een natuurwaarde is toegekend. De relatie tussen natuurwaarde en abiotische omstandigheden is afgeleid van 160.252 vegetatieopnamen uit het bestand van de Vegetatie van Nederland (Schaminée et al. 1995-1999; zie ook Schouwenberg 2002). Aan elke soort is een indicatiewaarde voor natuurbehoud toegekend aan de hand van zeldzaamheid, achteruitgang en (inter)nationaal belang met behulp van de zogenaamde ‘Gelderland’ methode (Hertog en Rijken 1992). Deze index is gebruikt bij het toekennen van een natuurwaarde aan elke vegetatieopname. De waarde van elke opname is vervolgens toegekend aan elke afzonderlijke soort in die opname. Aan de andere kant is aan elke plantensoort een indicatiewaarde toegekend volgens het systeem van Ellenberg (1992) voor vocht (EF), zuurgraad (ER) en voedselrijkdom (EN). Vervolgens is een niet-lineaire regressie uitgevoerd van de natuurwaarde volgens de ‘Gelderland’ methode op de Ellenberg indicatorwaarden per soort. Hierbij is gebruik gemaakt van P-splines (Eilers & Marx 1996, Wamelink et al. 2003). Dit is afzonderlijk gedaan voor de vegetatiestructuurtypen loofbos, naaldbos, heide en “open landschapselementen” (=alles wat geen bos of heide is).

De natuurwaarde die door NTM berekend wordt is een maat voor de floristische biodiversiteit, uitgedrukt op een arbitraire schaal (NW < 10 betekent: lage natuurwaarde, kans op het aantreffen van een rode lijst soort zeer gering; en NW >15 betekent: hoge natuurwaarde, kans op het aantreffen van een rode lijst soort groot).

NTM heeft als invoer Ellenberg indicatiewaarden nodig. In de module P2E worden pH, NO<sub>3</sub>-gehalte (beide uit VSD+) en GVG (uit NHI) via regressievergelijkingen omgezet in Ellenberg indicatiewaarden.

## SAMENVATTING MODELLEN

In de onderstaande tabel zijn de drie modellen nog eens op een rij gezet met hun voornaamste plus- en minpunten.

DEM NAT	
<p>Voordeel</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Betrouwbare uitgangssituatie (gebruik van FLORBASE).</li> <li>• Snel en operationeel.</li> <li>• Kan resultaten leveren voor brakke ecosystemen.</li> <li>• Naast grondwater en kwel, ook inlaat systeemvreemd water in beeld.</li> <li>• Concept houdt adequaat rekening met ruimtelijke heterogeniteit.</li> <li>• Gebruik van CML-ecotopensysteem dat specifiek milieucondities aan ecologische soortengroepen relateert.</li> </ul>	<p>Nadeel</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Bevat geen specifieke klimaat robuuste relaties</li> <li>• Geeft effecten aan, maar toetst niet op randvoorwaarden (geen kansen/knelpunten benadering)</li> <li>• Star qua ecosysteemindeling: CML ecotopensysteem. Voor ingreep-effect modellen een juiste keuze, maar vanuit beleid en beheer is er behoefte aan uitspraken voor andere indelingssystemen.</li> <li>• Kan alleen ingrepen in de waterhuishouding doorrekenen. Niet scenario's in atmosferische depositie, of beheersmaatregelen.</li> <li>• Geen ecologische module voor overstromingen</li> </ul>
<p>PW</p> <p>Voordeel</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Bevat klimaat robuuste relaties voor vochttoestand.</li> <li>• Kansen/knelpunten analyse mogelijk.</li> <li>• Flexibel qua vegetatie indelingen.</li> <li>• Scoort relatief goed qua plausibiliteit.</li> <li>• Rekent snel: inzetbaar op 250m (landelijk) en 25m (regionaal) niveau.</li> <li>• Kan uitkomsten leveren in vegetatie-eenheden en natuurwaarden.</li> <li>• Levert <i>uitkomsten in arealen en kwaliteit?</i></li> </ul>	<p>Nadeel</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Nog geen procesgerichte bodemmodule voor voedselrijkdom en zuurgraad.</li> <li>• Bevat geen successiemodel (beperkt inzetbaar voor scenario's met beheersmaatregelen)</li> <li>• Geen uitkomsten voor brakke systemen en inlaat systeemvreemd water.</li> <li>• Modelresultaten zijn erg gevoelig voor kwaliteit van de hydrologische invoergegevens.</li> <li>• Geen ecologische module voor overstromingen</li> </ul>
<p>VSN</p> <p>Voordeel</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Bevat een procesgerichte benadering van bodemprocessen waarbij rekening wordt gehouden met de feedback tussen vegetatie en bodemcondities</li> <li>• Flexibel in mogelijkheden voor door te rekenen scenario's (waterhuishouding, atmosferische depositie, beheersvraagstukken)</li> <li>• Kansen/knelpunten analyse mogelijk</li> </ul>	<p>Nadeel</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Levert geen uitkomsten over het voorkomen van vegetatie eenheden, alleen potentiële natuurwaarden</li> <li>• Scoort relatief slecht qua plausibiliteit</li> <li>• Koppeling met hydrologische modellen moeizaam (operationalisering beperkt)</li> <li>• Geen uitkomsten voor brakke systemen en inlaat systeemvreemd water.</li> <li>• Modelresultaten zijn erg gevoelig voor kwaliteit van de hydrologische invoergegevens.</li> <li>• Geen ecologische module voor overstromingen</li> </ul>

## BIJLAGE B

# OMREKENING GVG, NO<sub>3</sub> EN PH NAAR ELLENBERG -INDICATIEWAARDEN

Om de abiotische output uit VSD<sup>+</sup> en SUMO bruikbaar te maken als input voor NTM moet deze eerst worden ‘vertaald’ naar een Ellenberg indicatiewaarde. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de conversiemodule P2E. Deze module converteert middels regressievergelijkingen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), pH en het NO<sub>3</sub>-gehalte naar Ellenberg-indicatiewaarden voor vocht (e\_F), zuurgraad (e\_R) en voedselrijkdom (e\_N). De conversievergelijkingen in P2E zijn afgeleid met behulp van vegetatieopnamen waarin metingen aan abiotische condities zijn verricht.

De regressies zijn alle overgenomen uit Wamelink et al. 2012, werkdocument WOT 311. Hierin zijn regressies afgeleid uit de database “Ecologische condities” (Wamelink en Adrichem, 2011) waarin vegetatieopnamen zijn opgeslagen met gemeten abiotiek zoals o.a. pH en nitraatgehalte.

## CONVERSIE VAN PH

Voor de conversie van de pH is een extra stap nodig. De pH die uit SMART2 komt, refereert aan de pH van de bodemoplossing (pHSMS), terwijl de pH die door NTM wordt gebruikt refereert aan de pH<sub>H2O</sub>. Om de pHSMS om te rekenen naar pH<sub>H2O</sub> is gebruik gemaakt van lineaire relaties zoals die door Kros (1998) zijn afgeleid (Tabel B.1). De pHSMS is hierbij gemeten in de bodemoplossing na het centrifugeren van een vers genomen monster, en de pH<sub>H2O</sub> volgens een gestandaardiseerde procedure voor bodemanalyses (schudden van een gedroogd bodemonster met gedemineraliseerd water in een verhouding van bodem/water van 1:5).

De vergelijking voor omrekening van pH<sub>VSD+</sub> naar pH-H<sub>2</sub>O is als volgt:

$$pH_{H2O} = a + b * pH_{VSD+}$$

Waarin a, b regressiecoëfficiënten zijn die per bodemtype verschillen (Tabel B.1)

TABEL B.1

LINEAIRE REGRESSIEANALYSE VAN DE PH IN HET BODEMVOCHT EN PH H2O (KROS 1998)

Grondsoort	N	a <sup>1)</sup>	b <sup>1)</sup>	R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>
Zand	549	0.70	0.88	0.80
Klei	119	0.67	0.88	0.79
Löss	118	0.51	0.93	0.94
Veen	116	1.55	0.59	0.81

1) Alle coëfficiënten zijn significant met een betrouwbaarheid van > 0.999

De omrekening naar Ellenberg\_R (e\_R) is als volgt (Wamelink et al. 2012):

$$e_R = 0.141 + 0.8569 * pH-H_2O$$

**CONVERSIE VAN GVG**

Omrekening van GVG naar vochtindicatiegetal volgens Ellenberg ,e<sub>F</sub> (Wamelink et al. 2012)

$$e_F = 7.6654 - 0.0193 * GVG * 100.$$

met GVG als de gemiddelde voorjaars grondwaterstand (m ten opzichte van maaiveld, negatief getal betekent: water boven maaiveld).

**CONVERSIE NO<sub>3</sub>-GEHALTE**

Voor de conversie van NO<sub>3</sub>-gehalte(gNO<sub>3</sub>) naar de Ellenberg indicatorwaarde voor voedselrijkdom (e<sub>N</sub>) wordt gebruik gemaakt van de volgende relatie

Stikstof:

$$e_{Nellen} = 1.1024 * \log_{10}(gNO_3) + 4.1127$$

Als gNO<sub>3</sub> kleiner is dan 0.0015 is e<sub>N</sub> gelijk aan 1

**BIJLAGE C****NHI-3.0 INVOERBEHOEFTE PW EN VSN****1.4 NHI INVOERBEHOEFTE VAN PW**

Per klimaatdistrict voor het huidige klimaat (gekenmerkt door de jaren uit de geselecteerde referentieperiode) van een voor het district representatief station:

1. Neerslag (mm/d)
2. Referentiegewasverdamping (mm/d)
3. Temperatuur (oC/d)

Per gridcel van 25x25 m en 250x250 m voor alle te modelleren natuurgebieden van Nederland:

4. Ligging van de natuurgebieden (bijvoorbeeld 0= nee, 1 = ja)
5. Code van het klimaatdistrict (-)
6. Landgebruik volgens LGN6 (-)
7. Bodemfysische eenheid (-)
8. Bodemeenheid van bodemkaart (-)
9. Gemiddeld Laagste Grondwaterstand GLG (m – maaiveld)
10. Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand GHG (m – maaiveld)
11. Gemiddelde Voorjaarsgrondwaterstand GVG (m – maaiveld)
12. Gemiddelde Grondwaterstand GG (m – maaiveld)
13. Kwelflux (m<sup>3</sup>/d/gridcel, of op andere nader te bepalen wijze)

**METEOROLOGISCHE GEGEVENS**

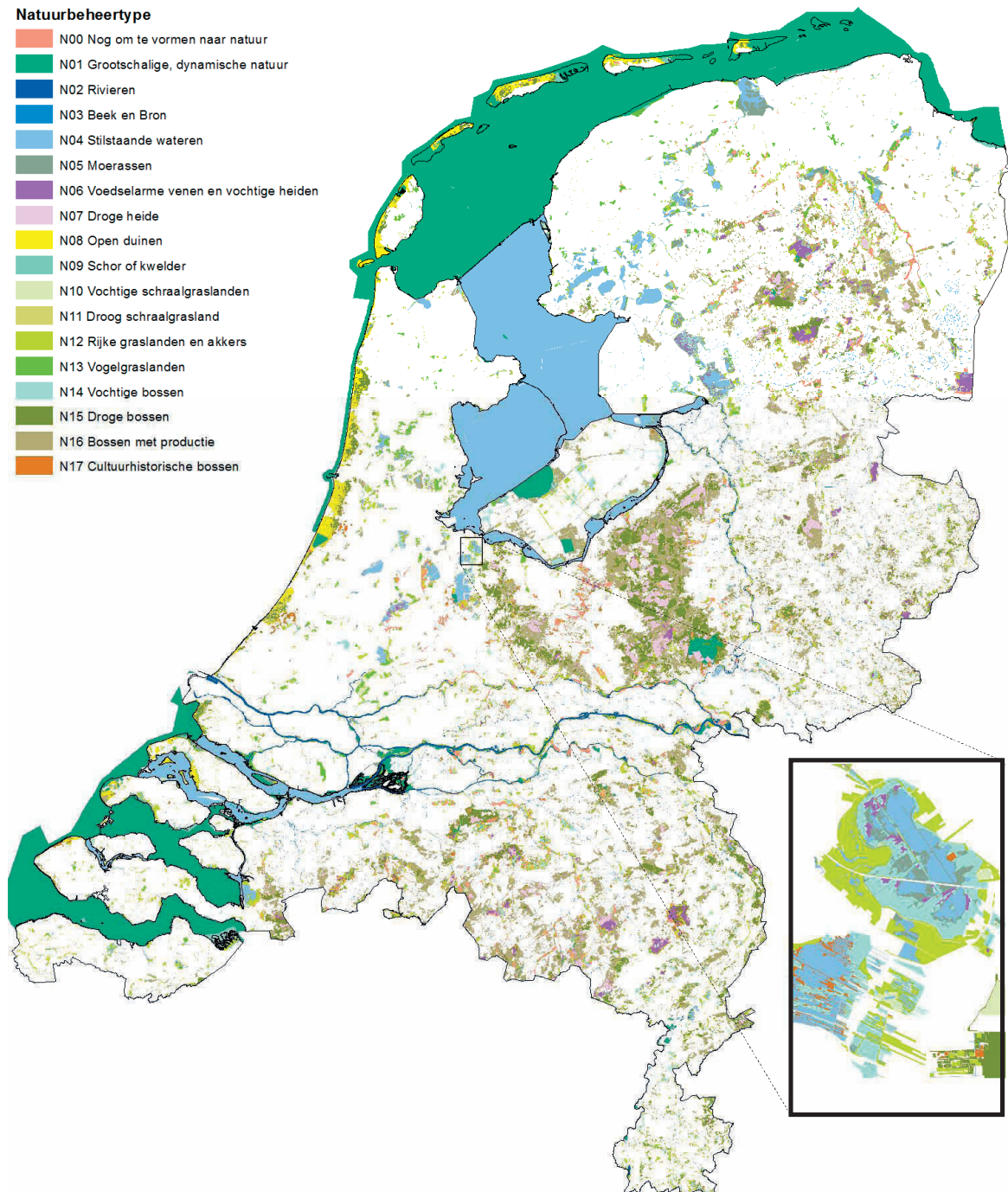
De meteorologische gegevens zijn alle op dagbasis aangeleverd voor een 30 jarige periode voor de huidige periode (1966 t/m 1995), en de zichtjaren 2050 (2038 t/m 2067) en 2100 (2090 t/m 2119). De gegevens zijn ruimtelijk gedifferentieerd naar 14 meteo-districten (figuur A.4). De werkwijze is nader beschreven in bijlage A. Voor een vervolgfase is het wenselijk om een verdere ruimtelijk differentiatie na te streven.

**LIGGING VAN DE NATUURGEBIEDEN**

Voor de ligging van natuurgebieden is gebruik gemaakt van de SNLkaart 2013. SNL staat voor Subsiestelsel Natuur –en Landschap, de provinciale versie van het voormalige programma beheer van LNV (zie <http://www.portaalnatuurenlandschap.nl/> ). De kaart bevat basisinformatie voor de natuurbeheerplannen van de Provincies, relevant in relatie tot de SNL subsidieverstrekking.

In eerste instantie was alleen over een verouderde incomplete kaart beschikbaar. DLG (Heiko Prak) heeft Deltares echter voorzien van een meer recente en complete kaart waarop alle SNL beheertypen natuur staan weergegeven. Uit deze kaart is een selectie gemaakt. Alleen de beheertypen natuur (N-typen) zijn geselecteerd, en alleen gebieden die vallen binnen de landbegrenzing van de topografische kaart 1:10.000. Deze studie richt zich immers op terrestrische natuur. De rijkswateren zijn veelal buiten beschouwing gelaten. De kaart is gerasterd naar 25 en 250 m resolutie. Er is een rasterkaart geleverd waarin het type nog is onderscheiden, en een kaart waarin alleen aan of afwezigheid van een gebied met SNL natuurbeheertypen is aangegeven. Een overzicht van de SNL-natuurbeheertypen staat aangegeven in Bijlage F. Figuur C.1 toont de verspreiding van SNL N-typen.

FIGUUR C.1 SNL2013 KAART, MET DE NATUUR- EN LANDSCHAPSTYPEN NATUUR (N=17). RECHTS EEN DETAIL VAN DE KAART WAARBIJ IS INGEZOOMD OP HET NAARDERMEER



Naast natuur met een nationale beschermingsstatus is ook een kaart geleverd met de Vogel- en habitatrictlijngebieden. Van de Vogel- en habitatrictlijngebieden is geen landelijke kaart beschikbaar waarop de doelen ruimtelijk expliciet staan aangegeven. Wel is er een kaart van de begrenzing en een aanduiding of het gebied onder de Vogel-, de Habitatrictlijn of beide richtlijnen valt, zoals aangegeven in Figuur C.2.

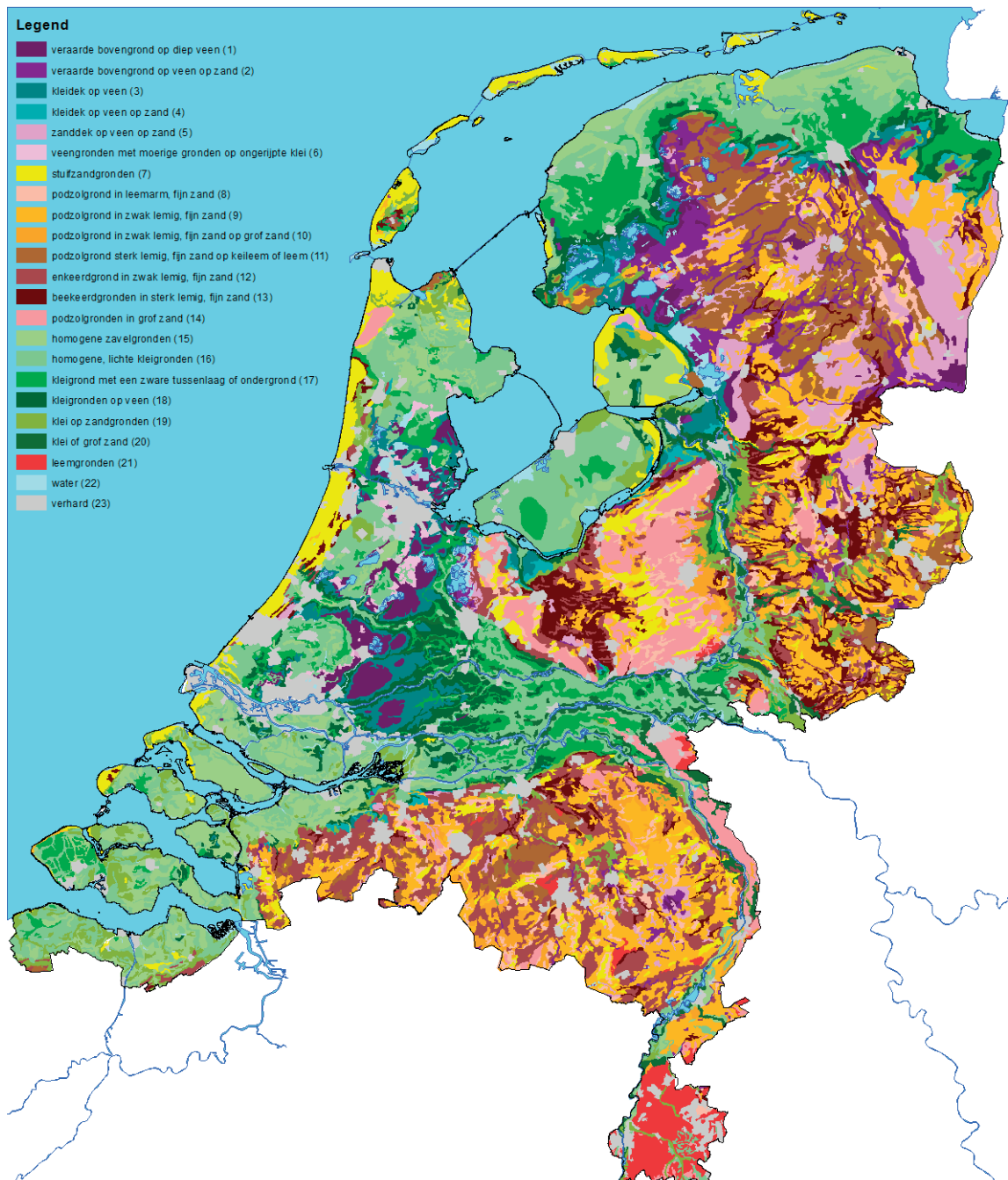
FIGUUR C.2 KAART MET HABITATRICHTLIJNGEBIEDEN. DONKERGROENE GEBIEDEN HEBBEN NAAST DE HABITATRICHTLIJN OOK EEN BESCHERMINGSSTATUS VOLGENS DE VOGELRICHTLIJN



Ten aanzien van de bodemfysische eenhedenkaart zijn er twee kaarten geleverd. Een kaart met 23 verschillende bodemfysische eenheden (cf PAWN) en een kaart met 72 verschillende eenheden (cf. Alterra rapport 2387). Uiteindelijk is alleen de kaart met 23 eenheden gebruikt (Wosten et al., 2008).



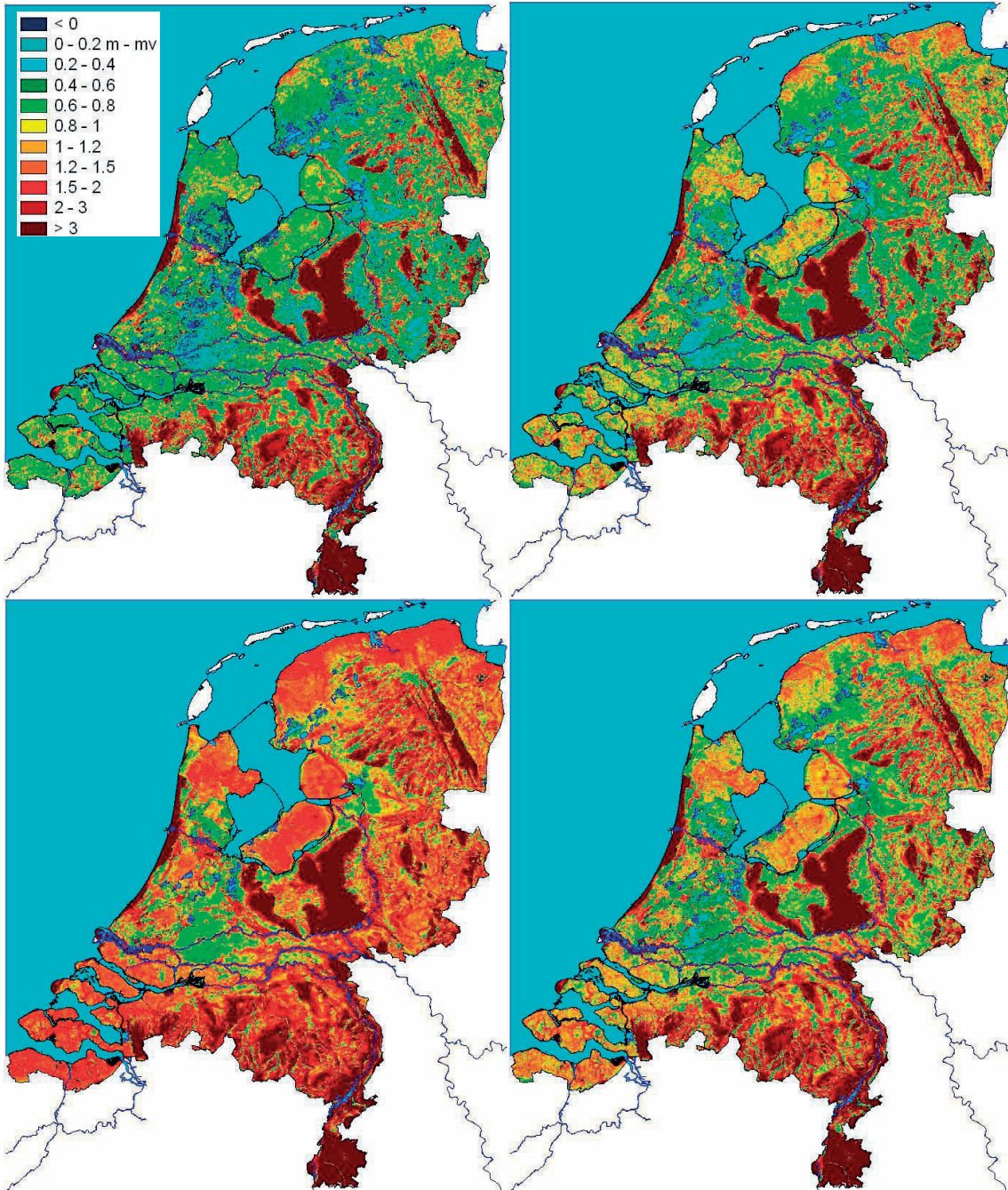
FIGUUR C.3 KAART MET 23 BODEMFYSISCHE EENHEDEN ZOALS GEBRUIKT DOOR PW. RESOLUTIE VERBETEREN



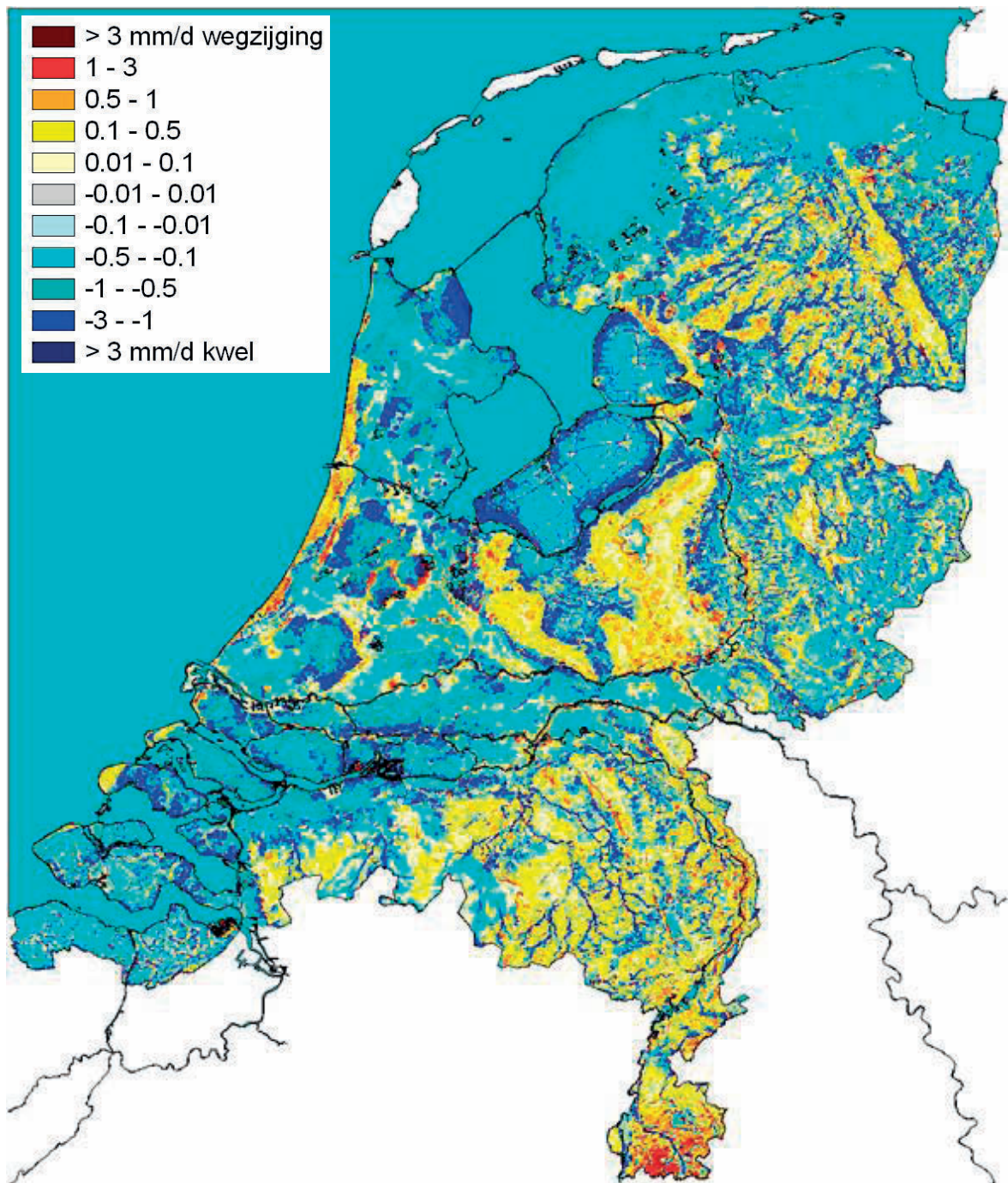
**GHG, GVG, GLG, GG EN KWELKAART**

Verder is uit de 30 jarige reeks van NHI een GHG, GVG, GLG en GG kaart afgeleid. De resulterende kaarten staan hieronder aangegeven. Ook een kwelkaart is geleverd (figuur C.5).

FIGUUR C.4 GHG, GVG, GLG EN GG KAART (IN M-MV) AFKOMSTIG VAN NHI-3.0



FIGUUR C.5 GEMIDDELDE KWELFLUX VOOR DE PERIODE 1965-1995 VOLGENS HET NHI-3.0



### 1.5 NHI INVOERBEHOEFTE VAN VSN

Vanuit Alterra is ook een informatiebehoefte aangegeven ten aanzien van de hydrologische invoer. Aangezien diverse uitvoer betrekking heeft op MetaSWAP uitvoer wat Alterra zelf ontwikkelt is dit aspect van de NHI uitvoer veelal door Alterra zelf afgehandeld.

VSD+ heeft als invoer een neerslagoverschot en een vochtgehalte nodig om de concentraties van (kat)ionen in het bodemvocht te kunnen modelleren. Om het door NHI berekende neerslagoverschot zoveel mogelijk te laten aansluiten bij de door te rekenen natuur is gekozen om alleen NHI-locaties mee te nemen die ook in NHI als natuur zijn aangemerkt.

Tabel C.1 geeft de benodigde invoer vanuit het NHI om effecten van klimaatverandering met VSD+-SUMO door te rekenen. Aangezien VSD+-SUMO op jaarbasis rekent moet alle uitvoer van het NHI omgerekend worden naar getallen op jaarbasis. Voor neerslag, opwaartse flux en verdamping zijn dat de jaartotalen in m/j.

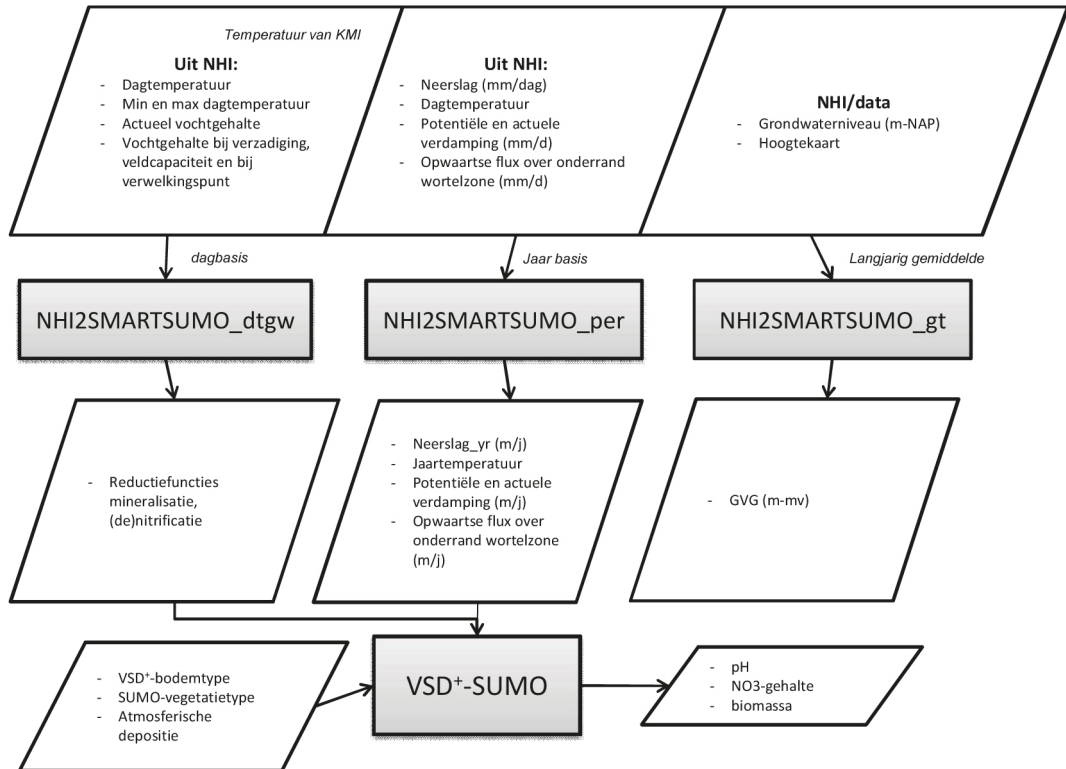
**TABEL C.1 BENODIGDE PARAMETERS (PER LOCATIE) VANUIT NHI NAAR VSD+-SUMO**

Parameter	Eenheid	Temporele resolutie	Toelichting
Bodemtype	-	-	Bodemtype moet gelijk zijn voor beide modellen. De bewortelbare diepte zoals die in NHI gegeven wordt, wordt aangehouden (is variabel per landgebruik en in de tijd)
Vochtgehalte bij verzadiging	Cm3/cm3	Vast	
Vochtgehalte bij veldcapaciteit	Cm3/cm3		
Vochtgehalte bij verwelkingspunt	Cm3/cm3	Vast	
Vegetatietype	-	Vast voor de hele periode	VSD+-SUMO moet rekenen met zelfde vegetatie als waarmee het NHI gerekend heeft.
Neerslag	m/j	Jaar	Jaartotaal
Opwaartse waterflux over onderrand wortelzone	m/j	Jaar	Dit gaat om de netto capillaire opstijging aan de onderkant van de wortelzone. Vooral van belang voor aanvoer van basische kationen uit de ondergrond
Potentiële verdamping	m/j	Jaar	Jaartotaal. SUMO berekent groeireductie op basis van potentiële en actuele verdamping
Actuele verdamping	m/j	Jaar	Jaartotaal. SUMO berekent groeireductie op basis van potentiële en actuele verdamping
Vochtgehalte	Cm3/cm3	Dag	Voor reductie van mineralisatie en (de)nitrificatie op basis van vochtgehalte hebben we dagwaarden nodig.
Temperatuur	gr C	Dag	Dagelijkse temperatuur nodig voor de berekening van hierboven genoemde reductiefuncties

Om de concentraties van (kat)ionen in het bodemvocht (nutriënten en zout) te kunnen modelleren heeft VSD+ als invoer nodig een flux die de wortelzone verlaat en een vochtgehalte. De flux die de wortelzone verlaat (hetzij neerwaarts of lateraal) wordt als volgt berekend: Flux die wortelzone verlaat = Neerslag – Verdamping + Opwaartse waterflux,

De onderstaande figuur (Figuur C.5) laat de samenhang zien tussen de NHI-invoer en de verschillende onderdelen van VSN+SMART-SUMO.

FIGUUR C.5 SCHEMA MET IN- EN UITVOER VAN DE POSTPROCESSORS TUSSEN NHI EN VSN+-SMART-SUMO



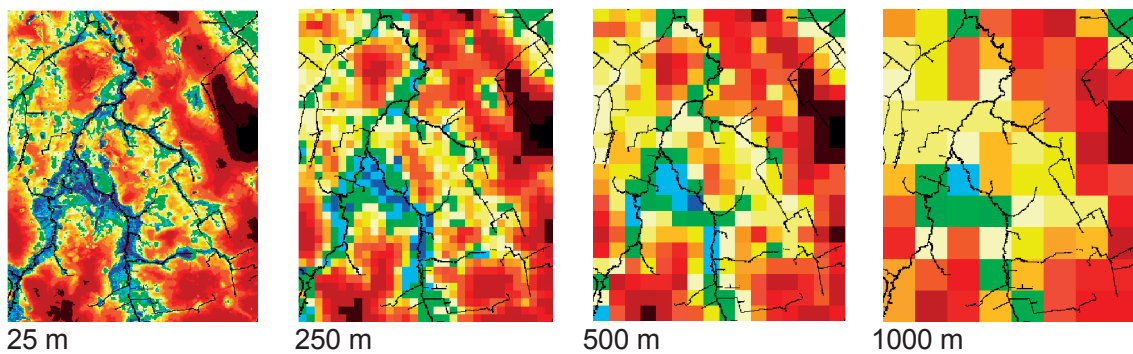
## BIJLAGE D

# NEERSCHALING VAN NHI 2.2

## GRONDWATERSTANDEN

Uit een analyse in 2009 weten we dat opschaling leidt tot informatieverlies wat aanleiding kan geven tot een systematische onderschatting van natte (en droge) standplaatsen. Door het hanteren van een steeds grovere resolutie krijgen we steeds meer een gemiddelde waarde en verkleint de bandbreedte in grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld. De grootte van het effect is destijds bepaald door een gevalideerde modeluitkomst voor grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld berekend voor de Drentsche Aa op te schalen van 25 m naar 250 m, 500 m en 1000 m.

**FIGUUR D.1** UITVOER VAN EEN REGIONAAL HYDROLOGISCH MODEL NAAR VERSCHILLENDE RUIMTELIJKE RESOLUTIES. DE MODELUITVOER SCHUIFT STEEDS MEER OP NAAR GEMIDDELTE WAARDEN NAAR MATE DE RUIMTELIJKE RESOLUTIE GROVER WORDT



Op basis van een vergelijking van histogrammen voor grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld op 25 m versus 250 m kan worden geconcludeerd dat in dit geval een sprake is van een reductie in areaal van 100% voor grondwaterstanden boven maaiveld en 50% voor grondwaterstanden tussen de 0 en 20 cm. Een behoorlijke onderschatting dus van het voorkomen van natte standplaatsen.

TABEL D.1

VERDELING VAN GRONDWATERSTANDEN [M – MV] OVER GRONDWATERSTANDSKLASSEN VOOR EEN 25X25 M RASTER EN 250X250 RASTER VOOR DEELGEBIED DE DRENTSCHE AA. BIJ EEN GROVERE RUIMTELIJKE RESOLUTIE NEEMT HET AANDEEL AAN NATTE STANDPLAATSEN AF [KLASSE 0-0.2 M-MV]. DERGELIJKE SYSTEMATISCHE FOUTEN ZIJN RELEVANT BIJ HET SIMULEREN VAN DE POTENTIE VOOR NATUURONTWIKKELING

Grondwaterstand (m-mv)	25 m x 25 m resolutie		250 m x 250 m resolutie	
	aantal	%	aantal	%
< 0	2006	2%	0	0%
0 - 0.2	5689	4%	21	2%
0.2 - 0.4	5921	5%	58	5%
0.4 - 0.6	7416	6%	80	6%
0.6 - 0.8	9213	7%	102	8%
0.8 - 1	9040	7%	109	9%
1 - 1.2	8970	7%	124	10%
1.2 - 1.4	8713	7%	93	7%
1.4 - 1.6	6860	5%	74	6%
1.6 - 1.8	5624	4%	47	4%
1.8 - 2	4913	4%	43	3%
2 - 2.2	4349	3%	40	3%
2.2 - 2.4	4062	3%	43	3%
2.4 - 2.6	3717	3%	37	3%
2.6 - 2.8	3398	3%	35	3%
2.8 - 3	3150	2%	25	2%
3 - 3.5	7200	6%	82	6%
3.5 - 4	7167	6%	73	6%
4 - 5	10684	8%	104	8%
5 - 6	4252	3%	37	3%
6 - 10	4578	4%	44	3%
10 - 12.5	1078	1%	9	1%
Som	128000	100%	1280	100%

Om te vermijden dat we bij een 250 m schematisatie het voorkomen van natte standplaatsen onderschatten is een vorm van neerschaling nodig waarbij we gebruik maken van het AHN op 25 m. Deze neerschaling is uitgevoerd ten behoeve van een koppeling met PROBE-Waternood om inzicht te krijgen in het belang van neerschalen.

### AANPAK

Het verloop van het freatisch vlak wordt sterk bepaald door de ontwateringsmiddelen, de topografie (maaiveldsverloop) en de hydraulische eigenschappen van de ondergrond. Over het algemeen is het verloop van het freatisch vlak geleidelijker voor grondwaterstanden die dieper beneden maaiveld liggen en in bodems met een lagere hydraulische weerstand. In 2009 is een geavanceerde landelijk toepasbare methode ontwikkeld om grondwaterstanden neer te schalen van NHI uitkomsten waarbij gebruik is gemaakt van de ligging van ontwateringsmiddelen. Vanwege beperkingen in tijd en budget is binnen dit project een meer eenvoudige methode gehanteerd, analoog aan de methode Hoogewoud en Van Ek (2002). Grondwaterstanden ten opzichte van NAP van een 250 m grid zijn niet hier middels een TIN procedure, maar middels een geografische middeling. Daarbij is per 25 m cel steeds de gemiddelde waarde van omringende cellen bepaald gelegen binnen een straal van 10 25 m cellen. Dit 'gesmoothde' freatisch vlak kan vervolgens worden afgetrokken van de 25 m maaiveld-

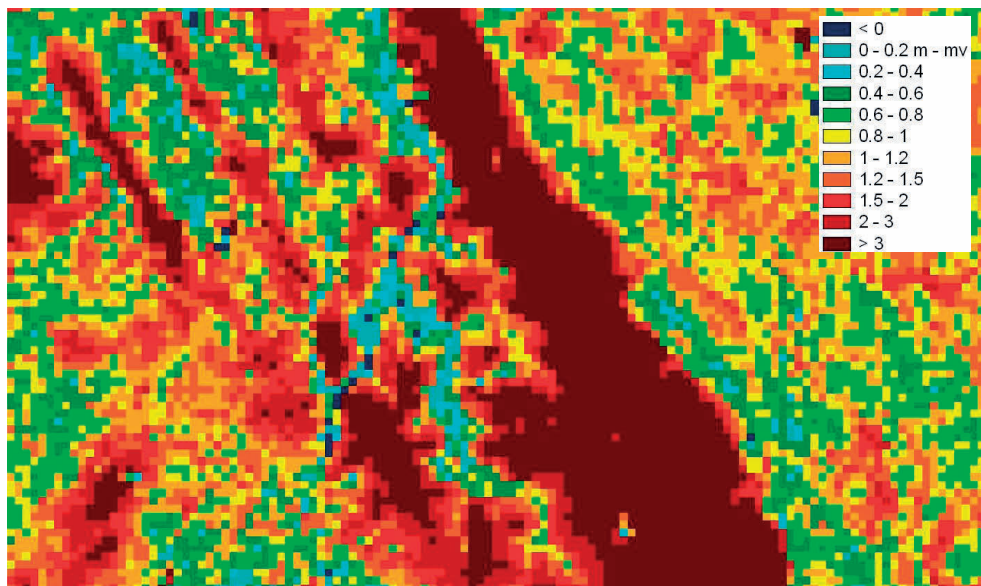
hoogte kaart zodat de grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld kunnen worden weergegeven. Wel is gecontroleerd of de neerschaling niet leidt tot systematische afwijkingen. Hiervoor is via een aantal iteraties gecorrigeerd door vermenigvuldiging met de ratio van de oude en de nieuw waarde van de 250 cel. De nieuwe waarde krijg je door het resultaat van de neerschaling weer op te schalen naar 250 m.

### RESULTAAT

In Figuur D.2 wordt de GVG per 250 m cel getoond wat direct door NHI wordt geleverd. Het figuur toont een deel van Drente ter hoogte van de Drentsche Aa, maar de 25 m kaarten zijn ook landsdekkend beschikbaar.

FIGUUR D.2

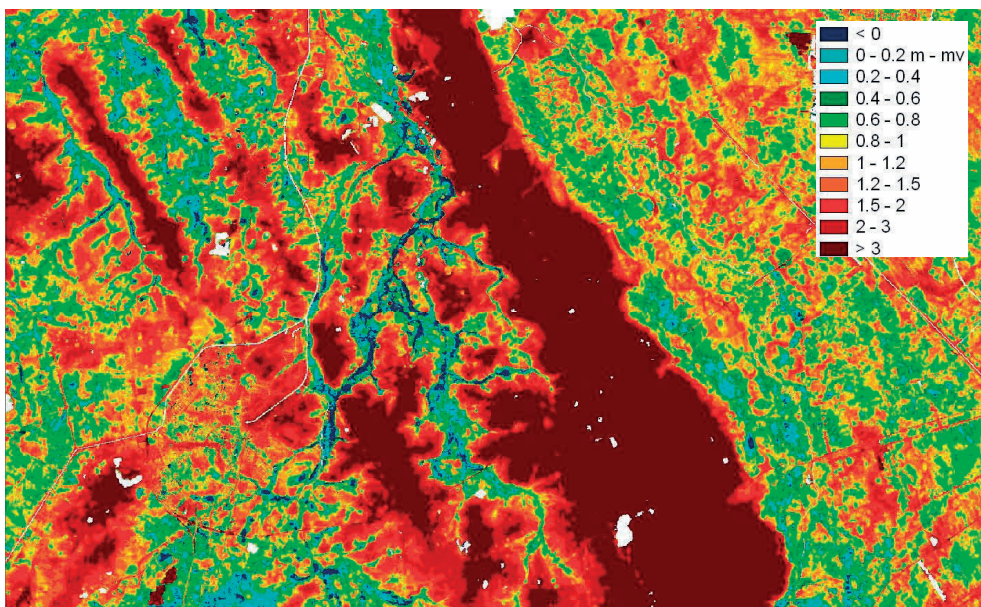
GVG PER 250 M CONFORM NHI-3.0



Het resultaat van de neerschaling wordt getoond in Figuur D.3. Dit is landelijk uitgevoerd voor de GHG, GVG, GLG en GG (= gemiddelde grondwaterstand) berekend volgens NHI.

FIGUUR D.3

GVG NEERGESCHAALD VAN 250 M NAAR 25 M





Aangezien voor veel oppervlaktewateren de uitkomsten van de neerschaling niet valide bleek zijn 25 m cellen met oppervlaktewater volgens het LGN verwijderd uit de neergeschaalde kaarten. Dat is ook terecht aangezien we de kaarten gebruiken voor het voorspellen van terrestrische natuur.

### ANALYSE LODDER ET AL., 2013

Eenzelfde soort analyse voor de Drentsche Aa is gedaan door Lodder et al. (2013), die echter keken naar hoe met PW voorspelde arealen afhangen van de gehanteerde ruimte resolutie (25, 50, 100, 150 en 250 m). Een van de conclusies uit dit onderzoek is dat opschalen tot 250 m bij 14 van de 26 ecotoopgroepen leidt tot een grote (>30%) verandering in het voorspelde oppervlak. Het opschalingseffect was bovendien groot bij 5 van de 10 ecotoopgroepen die kenmerkend zijn voor de Drentsche Aa (K21, K27, K61, etc.). In deze studie werd de oppervlakte  $O$  van iedere ecotoopgroep  $EG$  berekend als de som van alle kansen  $P$  over alle  $N$  cellen  $i$ , vermenigvuldigd met de oppervlakte van de rastercel:

$$O^{EG} = res^2 \sum_{i=N} P^{EG} i$$

met  $res$  = resolutie (25 of 250 m).

Om te vermijden dat we bij een 250 m schematisering het voorkomen van natte standplaatsen systematisch onderschatten is een vorm van neerschaling nodig waarbij we gebruik maken van het AHN op 25 m. Door het neerschalen van de hydrologische uitkomsten van een 250 m naar een 25 m raster kunnen mogelijk kleinschalige natte ecosystemen beter worden voorspeld. Te denken valt aan ecosystemen die langs beken voorkomen, en aan kleine terreinen met natte heide. Met PW is onderzocht hoe door de neerschaling de oppervlakte van iedere ecotoopgroep procentueel toe- of afneemt, waarbij gecorrigeerd is voor het feit dat de oppervlakte van het totale areaal aan met PW gemodelleerd natuurgebied verschilt tussen de twee schaalniveaus:

$$P = 100 \frac{O_{25}^{EG} / O_{25}^{NBP} - O_{250}^{EG} / O_{250}^{NBP}}{O_{250}^{EG} / O_{250}^{NBP}}$$

Waarin:

$P$	=	procentuele toename (%)
$O_{25}^{EG}$	=	oppervlakte ecotoopgroep $EG$ op 25 m raster
$O_{25}^{NBP}$	=	totale oppervlakte gemodelleerd natuurgebied op 25 m raster (5192.3 km <sup>2</sup> )
$O_{250}^{EG}$	=	oppervlakte ecotoopgroep $EG$ op 250 m raster
$O_{250}^{NBP}$	=	totale oppervlakte gemodelleerd natuurgebied op 250 m raster (5198.3 km <sup>2</sup> )

Deze analyse is ook op landelijke schaal uitgevoerd met NHI 2.2. Het effect van die berekening is opgenomen in Tabel D.2. Positieve waarden van  $P$  geven aan dat de neerschaling heeft geleid tot een groter oppervlak, negatieve waarden tot een kleiner oppervlak. Bij de interpretatie van deze tabel dient men te beseffen dat de neerschaling drie gevolgen heeft gehad, waarvan Tabel D.2 het uiteindelijke resultaat is:

1. Veranderingen in het voorkomen door een andere hydrologische invoer. Dit was het primaire doel van de neerschaling. Het effect ervan zien we vermoedelijk terug in een sterke toename van (semi-)aquatische ecotoopgroepen (A), ecotoopgroep K21 (kenmerkend voor natte heiden en hoogvenen), K22 (blauwgraslanden, trilvenen), H21 (bossen van natte, arme en zure bodems), H22 (bronbossen) en H27 (bossen van natte, en matig voedselrijke bodems). Deze toename is ten koste gaan van andere ecotoopgroepen, vooral de droogteminnende.

2. Veranderingen in het voorkomen door een meer gedetailleerde invoer van de dominante vegetatiestructuur. Op grond van de vegetatiestructuur (LGN6) worden cellen in PW geclassificeerd tot een korte vegetatie (leidt in de voorspelling tot A11 t/m K68), dan wel een hoog opgaande vegetatie van bossen en struwelen (H21 t/m H67). Een meer gedetailleerde invoer zal leiden tot een toename van ecotoopgroepen met een vegetatiestructuur (kort, lang) die qua oppervlakte kleinschalig voorkomt. We hebben onvoldoende argumenten om te speculeren om welke ecotoopgroepen het gaat.
3. Veranderingen in het voorkomen door een meer gedetailleerde invoer van andere vormen van landgebruik dan terrestrische natuur. Dit effect menen we vooral terug te zien in de sterke afname van de ecotoopgroepen van kalkrijke duinen, K63 en H63. In de 250 m kaart van de SNL2013 kaart ontbreken infiltratiekanalen en -plassen, terwijl die wel aanwezig zijn in de 25 m kaart.

Wat ook de redenen moge zijn, we kunnen concluderen dat de neerschaling voor 18 van de 29 in Tabel D.2 getoonde ecotoopgroepen op landelijke schaal een gering effect heeft gehad (minder dan 10% verandering), op 6 een matig effect (verandering 10-25%) en op 5 een groot effect (meer dan 25% verandering). Bij H63 en K63, die tot de laatste groep behoren, is de verandering waarschijnlijk nauwelijks veroorzaakt door de neerschaling van de NHI-gegevens maar heeft hij te maken met een andere invoer.

TABEL D.2

EFFECT VAN NEERSCHALING OP DE VERANDERING P (%) IN DE TOTALE MET PW GEMODELLEERDE OPPERVLAKE AAN ECOTOOPGROEPEN. DE GEMODELLEERDE OPPERVLAKE OP 250 M NIVEAU,  $O_{250}^{EG}$  (IN KM<sup>2</sup>) IS TER BEOORDELING VAN DE RESULTATEN OPGENOMEN. ALLE (SEMI-)AQUATISCHE ECOTOOPGROEPEN ZIJN SAMENGEVOEGD ONDER DE CODE A1

EG	$O_{250}^{EG}$	P	EG	$O_{250}^{EG}$	P	EG	$O_{250}^{EG}$	P
A1	4	66	K48	29	2	H41	408	-4
K21	31	11	K61	545	-2	H42	18	-1
K22	127	21	K62	11	-18	H43	16	2
K23	31	0	K63	94	-40	H47	193	-2
K27	380	-2	K67	15	-15	H48	29	2
K28	75	-5	K68	0	17	H61	1851	4
K41	371	-4	H21	19	31	H62	112	1
K42	153	-4	H22	15	47	H63	69	-27
K43	24	-7	H27	131	11	H67	14	5
K47	405	-5	H28	28	7			

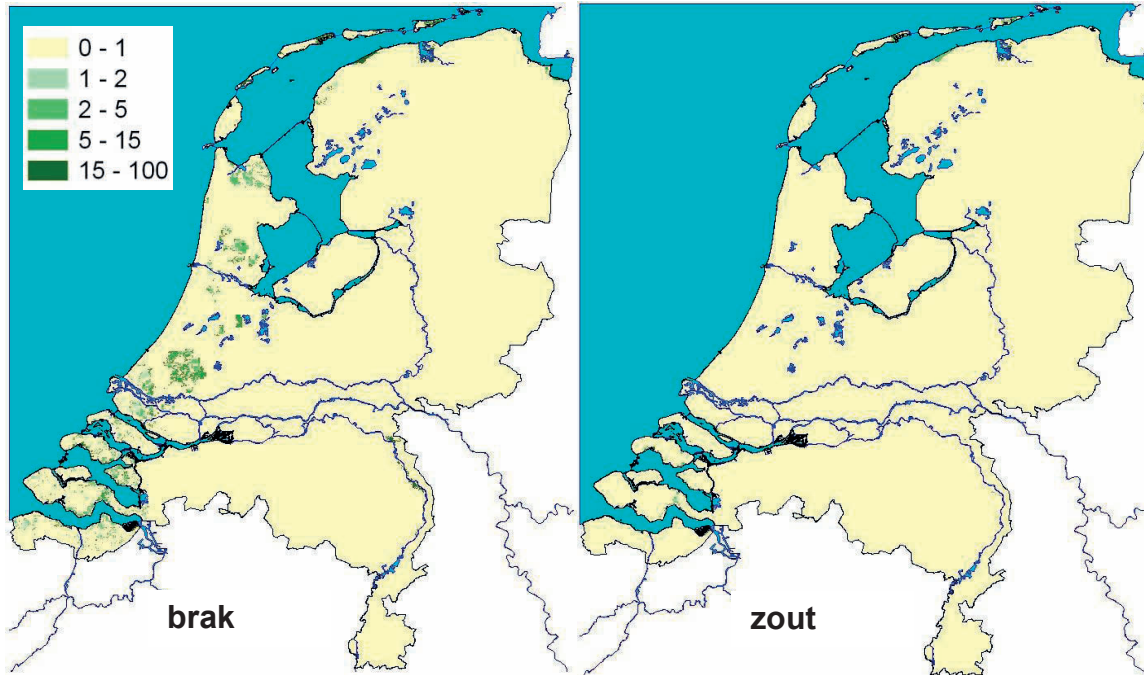
Belangrijk is te beseffen dat het belang van neerschaling niet alleen afhangt van het type ecosysteem, maar ook van het type gebied. Voor relatief vlakke gebieden zal het belang minder groot zijn dan voor heterogene geaccidenteerde gebieden.



BIJLAGE E

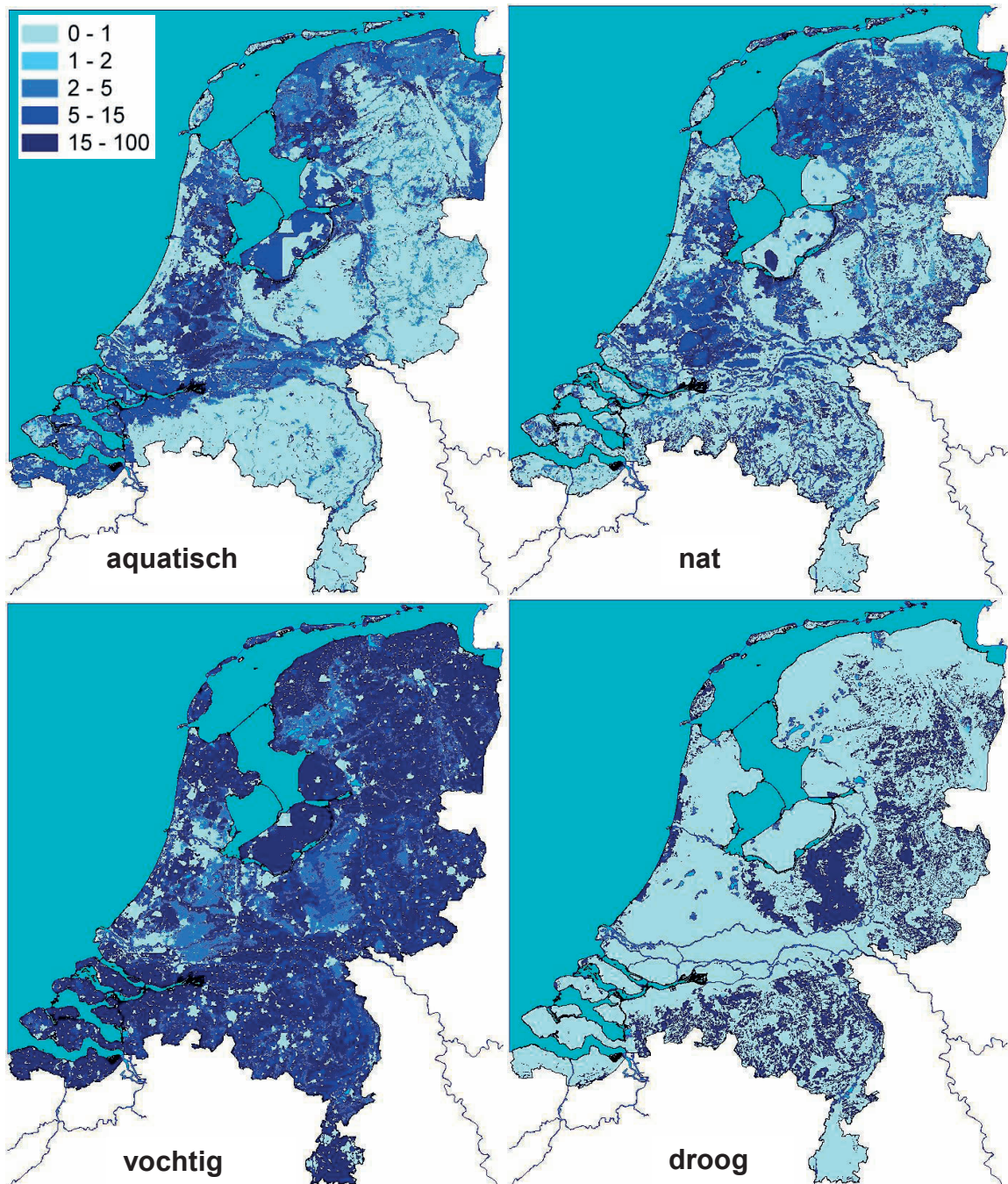
# STANDPLAATSKAARTEN DEMNAT

FIGUUR E.1 KANS OP VOORKOMEN VAN BRAKKE EN ZOUTE STANDPLAATSEN VOLGENS DEMNAT

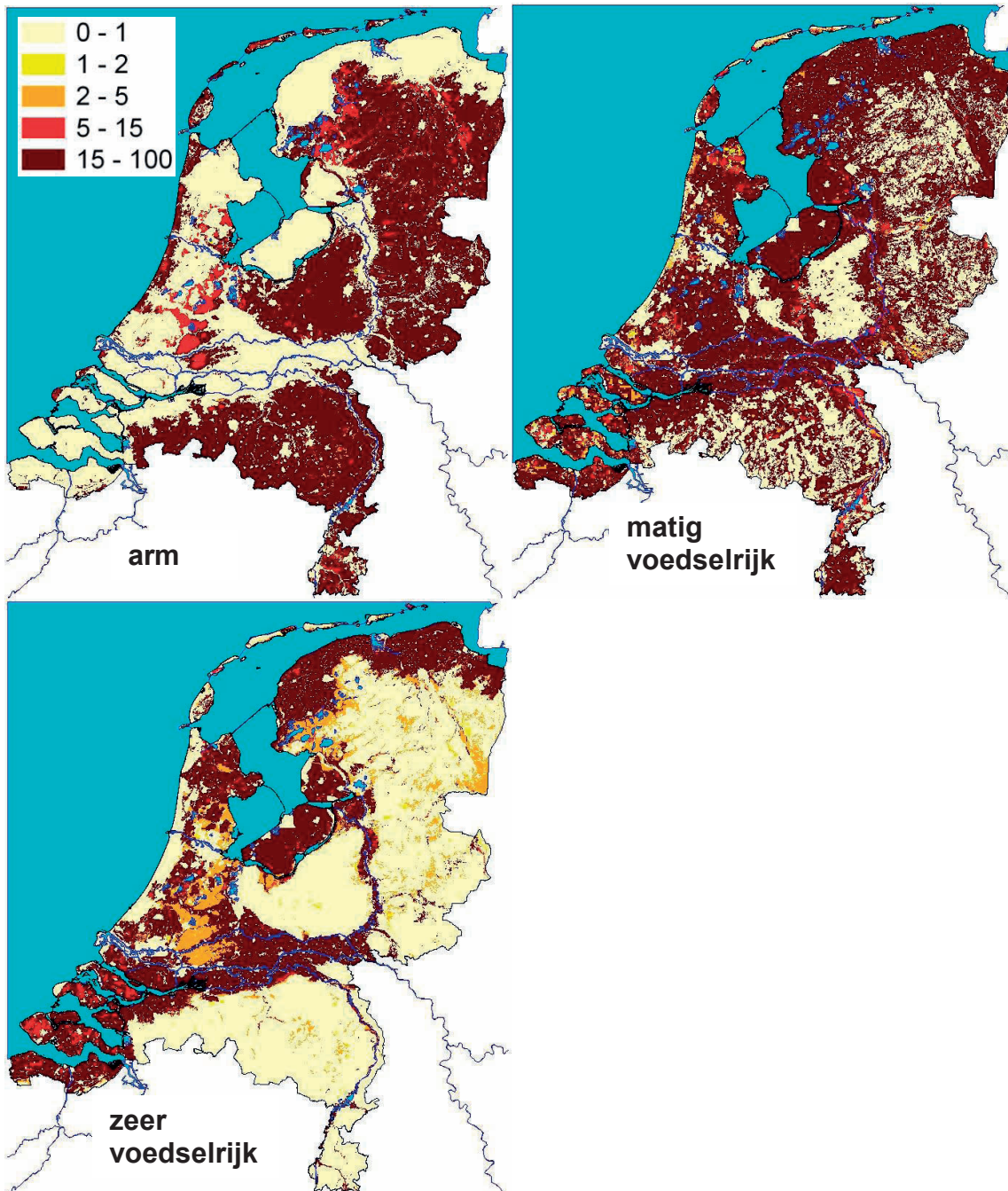


Voor zout is het voorkomen wat lastig te zien, maar een verhoogde kans op voorkomen wordt aangegeven voor o.a. Land van Saeftinghe, Yerseke Moer, Noard-Fryslan Bûtendyks en de Boschplaat op Terschelling.

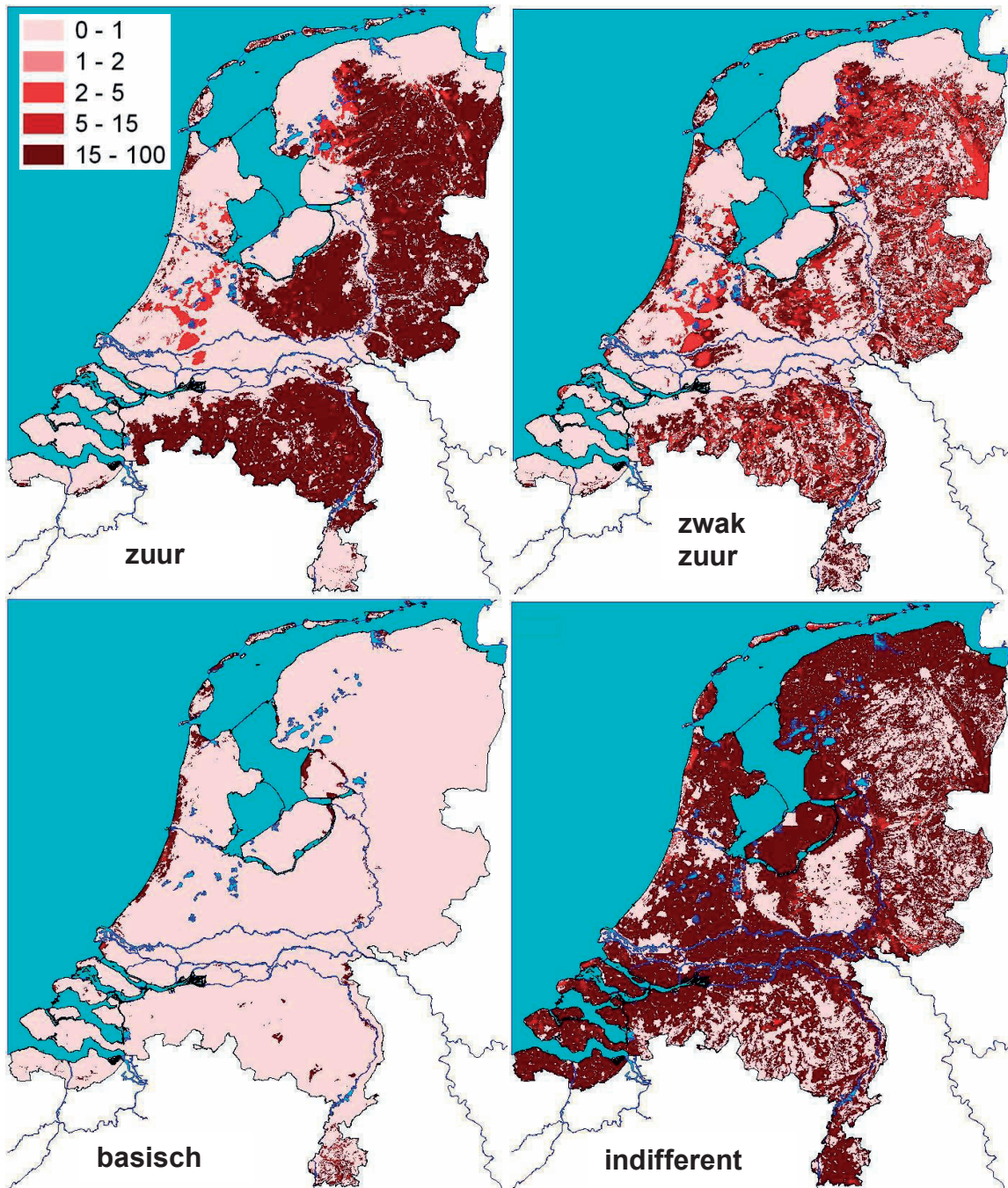
FIGUUR E.2 KANS OP VOORKOMEN VAN AQUATISCHE, NATTE, VOCHTIGE EN DROGE STANDPLAATSEN VOLGENS DEMNAT



FIGUUR E.3 KANS OP VOORKOMEN VAN VOEDSELARME, MATIG VOEDSELRIJKE EN ZEER VOEDSELRIJKE STANDPLAATSEN VOLGENS DEMNAT



FIGUUR E.4 KANS OP VOORKOMEN VAN ZURE, ZWAK ZURE, BASISCHE STANDPLAATSEN EN STANDPLAATSEN DIE VANWEGE HUN HOGERE VOEDSELRIJKDOM INDIFFERENT ZIJN VOOR ZUURGRAAD VOLGENS DEMNAT



**BIJLAGE F**

# OVERZICHT AAN SNL NATUURBEHEERTYPEN

De SNL2013 kaart bevat 17 landschaps- en natuurtypen en 49 beheertypen natuur (waarvan twee geklassificeerd als 'nog om te vormen natuur'). In de onderstaande tabel worden de arealen gegeven per beheertype natuur. In de tabel is aangegeven voor welke beheertypen PW uitkomsten kan aanleveren. Tevens is geschat welke beheertype grondwaterafhankelijk zijn.



id-sort	N-type	Omschrijving	ha	PW	Grondw. Afh.
1	N01.01	Zee, wad	2959		
2	N01.02	Duin- en kwelderlandschap	12174		J
3	N01.03	Rivier- en moeraslandschap	17948		J
4	N01.04	Zand- en kalklandschap	4524		
5	N02.01	Rivier	18987		
6	N03.01	Beek en bron	4805		J
7	N04.01	Kranswierwater	1537		
8	N04.02	Zoete plas	41545		
9	N04.03	Brak water	1328		
10	N04.04	Afgesloten zeearm	2958		
11	N05.01	Moeras	18091	X	J
12	N05.02	Gemaaid rietland	3168		J
13	N06.01	Veenmosrietland en moerasheide	2337	X	J
14	N06.02	Trilveen	388	X	J
15	N06.03	Hoogveen	3746	X	J
16	N06.04	Vochtige heide	13548	X	J
17	N06.05	Zwakgebufferd ven	1158		J
18	N06.06	Zuur ven of hoogveenven	1804		
19	N07.01	Droge heide	32297	X	
20	N07.02	Zandverstuiving	3197		
21	N08.01	Strand en embryonaal duin	2184		
22	N08.02	Open duin	19407	X	
23	N08.03	Vochtige duinvallei	2217	X	J
24	N08.04	Duinheide	1477	X	
25	N09.01	Schor of kwelder	5020		
26	N10.01	Nat schraalland	3307	X	J
27	N10.02	Vochtig hooiland	13519	X	J
28	N11.01	Droog schraalland	4189	X	
29	N12.01	Bloemdijk	1714		
30	N12.02	Kruiden- en faunarijk grasland	68776	X	
31	N12.03	Glanshaverhooiland	1266	X	
32	N12.04	Zilt- en overstromingsgrasland	5369	X	
33	N12.05	Kruiden- en faunarijke akker	4901		
34	N12.06	Ruigteveld	2166		
35	N13.01	Vochtig weidevogelgrasland	20595		J
36	N13.02	Wintergastenweide	978		
37	N14.01	Rivier- en beekbegeleidend bos	6655	X	J
38	N14.02	Hoog- en laagveenbos	10638	X	J
39	N14.03	Haagbeuken- en essenbos	17984	X	J
40	N15.01	Duinbos	9301	X	
41	N15.02	Dennen-, eiken- en beukenbos	96396	X	
42	N16.01	Droog bos met productie	166293	X	
43	N16.02	Vochtig bos met productie	25604	X	J
44	N17.01	Vochtig hakhout en middenbos	2091	X	J
45	N17.02	Droog hakhout	701	X	
46	N17.03	Park- en stinzenbos	3399	X	J
47	N17.04	Eendekooi	333		
48	N00.01	Nog om te vormen naar natuur	415		
49	N00.02	Nog om te vormen naar natuur	2		

## BIJLAGE G

## LIJST VAN 51 HABITATTYPEN

TABEL G.1 HABITATTYPEN (SUBTYPEN GEAGGREGEERD) EN HUN STAAT VAN INSTANDHOUDING (2007)

Nummer	Naam (kort) met subtypen	VERSPREIDING (range)	OPPERVLAKTE (area)	KWALITEIT (incl. typische soorten)	TOEKOMSTPERSPECTIEF	TOTAAL	range en oppervlakte			
							range (km2)	FRR (km2)	area (km2)	FRA (km2)
H1110	Permanent overstromde zandbanken	G	G	M	M	M	11900	11900	5000	5000
H1130	Estuaria	F	F	F	M	F	1700	>> 1700	443	>> 443
H1140	Slik- en zandplaten	G	G	M	M	M	5800	5800	1010	1010
H1160	Grote baaien	G	G	F	F	F	1000	1000	351	351
H1310	Zilte pionierbegroeiingen	G	G	M	M	M	7300	7300	18	18
H1320	Slijkgrasvelden	G	G	F	F	F	5100	5100	1,3	1,3
H1330	Schorren en zilte graslanden	G	G	M	M	M	9300	9300	93	93
H2110	Embryonale duinen	G	G	G	G	G	4600	4600	3,5	3,5
H2120	Witte duinen	G	G	M	G	M	5100	5100	30	30
*H2130	Grijze duinen	G	M	F	F	F	5700	5700	100	100
*H2140	Duinheiden met kraaihei	G	G	M	G	M	2100	2100	15	15
*H2150	Duinheiden met struikhei	G	G	G	G	G	1100	1100	0,1	0,12
H2160	Duindoornstruwelen	G	G	G	G	G	5100	5100	52	< 52
H2170	Kruipwilgstruwelen	G	G	G	G	G	3100	3100	7	7
H2180	Duinbossen	G	G	M	G	M	4900	4900	10	10
H2190	Vochtige duinvalleien	G	M	M	G	M	6900	6900	10	> 10
H2310	Stuifzandheiden met struikhei	G	M	F	M	F	11200	11200	80	> 80
H2320	Binnenlandse kraaiheibegroeiingen	G	G	M	G	M	3900	3900	10	10
H2330	Zandverstuivingen	G	M	F	M	F	8400	8400	15	16
H3110	Zeer zwakgebufferde vennen	F	F	F	M	F	1000	>> 1000	0,2	>> 0,2
H3130	Zwakgebufferde vennen	G	M	M	M	M	14900	14900	2	> 2
H3140	Kranswierwateren	G	M	M	M	M	4000	4000	47	> 47
H3150	Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden	M	M	M	M	M	20500	> 20500	50	> 50
H3160	Zure vennen	G	G	M	M	M	9900	9900	1	1
H3260	Beken en rivieren met waterplanten	M	M	M	M	M	9900	> 9900	0,8	> 0,8
H3270	Slikkige rivieroevers	G	M	M	G	M	6700	6700	10	> 10
H4010	Vochtige heiden	G	M	M	M	M	16200	16200	20	> 20
H4030	Droge heiden	G	M	F	M	F	19100	19100	240	> 240
H5130	Jeneverbesstruwelen	G	G	M	M	M	5300	5300	4	4
*H6110	Pionierbegroeiingen op rotsbodern	F	F	F	M	F	200	300	0,01	0,01
*H6120	Stroomdalgraslanden	F	F	F	M	F	4500	>> 4500	0,6	>> 0,6
*H6130	Zinkweiden	F	F	F	F	F	100	200	0,01	0,05
*H6210	Kalkgraslanden	G	M	M	G	M	700	700	0,7	0,76
*H6230	Heischrale graslanden	M	F	F	F	F	15300	> 15300	1	>> 1
H6410	Blauwgraslanden	M	F	F	M	F	8800	> 8800	0,5	1
H6430	Ruigten en zomen	M	M	M	M	M	20700	20700	10	> 10
H6510	Glanshaver- en vossenstaarthooilanden	M	F	F	F	F	9500	> 9500	2	>> 2
*H7110	Actieve hoogvenen	M	F	F	F	F	4800	> 4800	0,1	>> 0,1
H7120	Herstellende hoogvenen	G	G	M	M	M	3000	3000	51	< 51
H7140	Overgangs- en trilvenen	M	M	F	M	F	7500	> 7500	15	> 15
H7150	Pioniervegetaties met snavelbiezen	G	G	M	M	M	12500	12500	1	1
*H7210	Galigaanmoerassen	G	M	M	M	M	5000	5000	2	> 2
*H7220	Kalktufbronnen	G	G	M	M	M	400	400	0,01	0,01
H7230	Kalkmoerassen	F	F	F	M	F	1800	2200	0,1	>> 0,11
H9110	Veldbies-beukenbossen	G	G	M	G	M	200	200	0,5	0,52
H9120	Beuken-eikenbossen met hulst	G	G	M	G	M	3400	3400	1	1
H9160	Eiken-haagbeukenbossen	G	M	F	F	F	8400	> 8400	8	> 8
H9190	Oude eikenbossen	G	G	M	M	M	4100	4100	5	5
*H91D0	Hoogveenbossen	G	M	M	M	M	14900	14900	3	> 3
*H91E0	Vochtige alluviale bossen	G	M	M	M	M	16300	16300	8	>> 8
H91F0	Droge hardhoutoibossen	M	F	F	M	F	2100	> 2100	0,3	>> 0,3

aantal G	4
aantal M	28
aantal F	19
aantal ?	0



## BIJLAGE H

# VERTALING ECOTOOPGROEPEN NAAR SNL EN HR

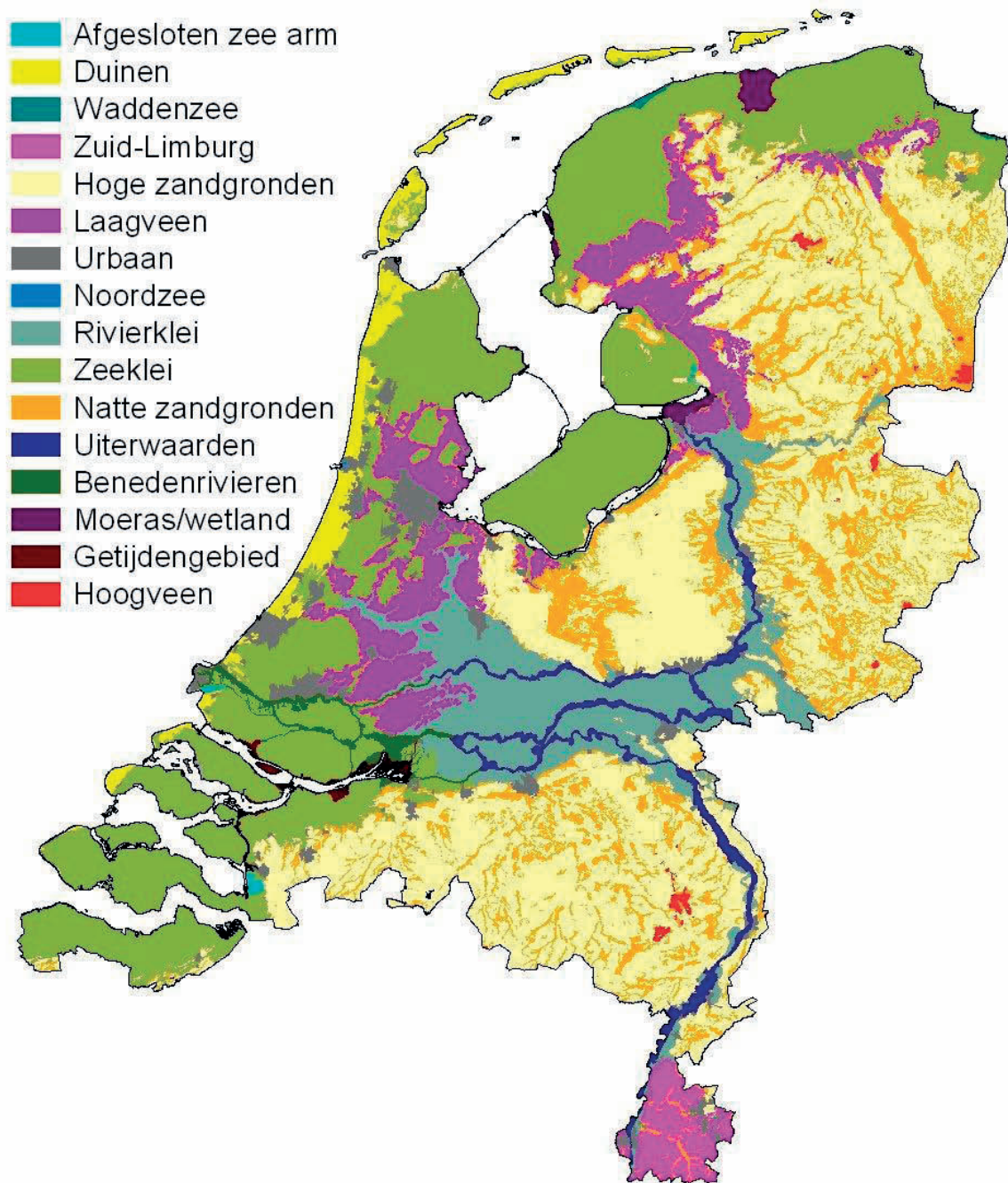
DEMNAT en PW geven als primaire uitvoer ecotoopgroepen, conform het CML ecotopensysteem. Hierbij zijn ecologische soortengroepen gekoppeld aan ecotooptypen, een indeling naar vegetatiestructuur en standplaatstypen. Een dergelijke indeling is wenselijk bij milieu-effect modellering aangezien veel veranderingen via de standplaats verlopen. Voor het natuurbeleid worden echter andere vegetatie indelingen gebruikt. Zo wordt de Europees beschermde natuur, cf de habitatrictlijn ingedeeld naar habitattypen en habitatoorten. Voor Nederland relevante habitattypen staan aangegeven in Bijlage G. Ten behoeve van de Provinciale natuurbeheerplannen en de subsidieregeling voor natuur en landschap is een gemeenschappelijk indelingssysteem ontwikkeld (IndexNL) waarmee natuur kan worden omschreven. Een overzicht van deze nationaal beschermde natuur staat in Bijlage F.

Hoewel de uitkomsten van DEMNAT en PW in termen van ecotoopgroepen zijn vertaald naar de LEI beleidsindicatoren cf Polman et al., 2013 is het ook mogelijk een verdere doorvertaling te maken naar SNL typen. Programmatuur voor die doorvertaling is gemaakt, maar door discussie over de ecotoopgroepkaarten en hoe die te vertalen naar beleidsindicatoren is hier verder niet al te veel aandacht aan besteed. De huidige vertaling moet daarom worden gezien als een eerste benadering.

Aanname is dat er behoefte is om de uitkomsten voor de habitatrictlijngebieden te vertalen naar habitattypen en voor de overige natuurgebieden de natuur te vertalen naar SNL natuurtypen. Natuur buiten de bestaande natuurgebieden hoeft niet te worden vertaald en mag dus uitgedrukt worden in ecotoopgroepen. Kanttekening is dat er wel behoefte is om hier uitspraken te doen in termen van KRW watertypen, maar dit kan beter worden uitgewerkt via de KRW verkenner. Momenteel loopt er een onderzoek gericht op een koppeling tussen het NHI en de KRW verkenner.

Met behulp van een eenvoudige vertaaltabel (Tabel H.1) kunnen de ecotoopgroepen worden vertaald naar SNL N-typen. In enkele gevallen is aanvullende hulpinformatie nodig om een ecotoopgroep te vertalen naar een SNL N-type. Die hulpinformatie is gebaseerd op de Fysisch Geografische Regio kaart, die is aangevuld met extra informatie over het voorkomen van buitendijkse gebieden en beekdalen. Deze kaart noemen we hier de FGRplus kaart. De kaart staat baangegeven in Figuur H.1 en in Tabel H.1 is de informatie weergegeven om ecotoopgroepen te vertalen naar SNL typen.

FIGUUR H.1 FGRPLUS KAART MET HULPINFORMATIE OM ECOTOOPGROEPEN TE VERTALEN NAAR SNL TYPEN



Niet voor alle 49 SNL N-typen is een vertaling mogelijk. Sommige zijn niet relevant omdat ze geen betrekking hebben op terrestrische natuur, andere N-typen zijn qua standplaats zo globaal en heterogeen dat de ecotoopgroepen weinig zeggen over het voorkomen, weer andere bevatten brakke systemen die niet worden onderscheiden in PW en er zijn SNL N-typen die betrekking hebben op lijnvormige of puntvormige landschapselementen die nauwelijks te schematiseren zijn. Het aantal SNL-N typen wat we onderscheiden is daardoor beperkt tot 26 typen. Voor de habitatrictlijngebieden zijn ook SNL N-typen aangegeven die als provisorisch zijn vertaald naar habitattypen cf Tabel G.1.

TABEL H.1

VERTAALTABEL OM ECOTOOPGROEPEN TE VERTALEN NAAR SNL TYPEN EN HABITATTYPEN, WAARBIJ MEDE GEBRUIK WORDT GEMAAKT VAN DE FGRPLUS KAART (FIGUUR H.1)

**HULPCODE**

X = geen FGR hulpinfo

A = laagveen

B = hoogveen

C = droge en natte zandgronden

D = alles muv duinen

E = duinen

F = alles muv laagveen+duinen

G = uiterwaarden+getijdengebied

SNL type	hulpcode	Ecotoopgroep	Fractie toewijzing	Habitattypen
N05.01	X	A17, A18	0.25	H7230, H3150, H6120
N05.01	X	K27, K28	1	H7230, H3150, H6120
N06.01	A	K21, K22, K23	1	H7140, H7150, H7210, H6430
N06.02	A	K21, K22 K23	1	H7140, H7150, H7210, H6430
N06.03	B	K21	1	H7210, H6430
N06.04	C	K21, K41	1	H4010
N07.01	D	K61	1	H4030
N08.02	E	K61, K62, K63	1	H2120, H2160
N08.03	E	K22, K23	1	H2190
N08.03	E	K23	1	H2190
N08.04	E	K21, K41, K61	1	H2140, H2150
N10.01	F	K22, K23	1	H6410
N10.02	X	A17, A18	0.25	H6120
N10.02	X	K27, K28	1	H6120
N11.01	E	K62, K63, K67	1	H6230
N12.02	X	K46, K47	1	H6120
N12.03	X	K46, K47	1	H6120
N12.04	X	A17, A18	0.25	H7230, H3150, H6120
N12.04	X	K27, K28	1	H7230, H3150, H6120
N14.01	G	H28	1	H91D0, (H91E0)
N14.01	X	H21, H22, H27, H47, H48, H61, H62, H67	1	H91D0, (H91E0)
N14.03	X	H42, H43, H47, H48	1	H9110
N14.03	X	H46	0.25	H9110
N15.01	X	H21, H22, H27, H61, H62, H67	1	H91F0, H9120, H9110
N15.02	X	H61, H62, H63	1	H91F0, H9120
N16.01	X	H61, H62, H67	1	H91F0, H9120
N16.02	X	H47, H48	1	H9110
N17.01	X	H47, H48	1	H9110
N17.02	X	H61, H62, H67	1	H91F0, H9120
N17.03	X	H47, H48	1	H9110



BIJLAGE I

# RANDVOORWAARDEN VOOR MILIEUCONDITIES PER SNL-TYPE



Volgens Wamelink et al., 2011

Code	Naam	Gunstig			Minder gunstig		
		GVG	NO3	pH	GVG	NO3	pH
01.02	Grootschalig duin- of kwelderlandschap	27.38	12.59	7.78	45.18	30.25	7.21
02.01	Rivier	19.89	16.17	6.23	39.55	37.91	5.84
03.01	Beek en Bron	5.03	15.74	5.93	28.03	35.65	4.91
04.01	Kranswierwater	-18.46	32.75	6.20	11.25	70.08	5.65
04.02	Zoete Plas	-13.20	21.84	6.20	16.70	62.87	5.61
04.03	Brak water	-10.91	18.07	7.28	28.21	36.57	6.49
05.01	moeras	19.33	50.75	5.88	41.16	73.11	5.37
05.02	Gemaaid rietland	14.86	48.06	5.83	34.50	72.87	5.34
06.01	Veenmosrietland en moerasheide	-21.59	0.76	4.06	-1.86	1.90	3.47
06.02	Trilveen	-1.91	9.32	5.27	6.00	16.00	4.88
06.03	Hoogveen	-14.00	0.79	4.26	-2.02	6.28	3.84
06.04	Vochtige heide	16.83	0.17	4.04	33.13	0.72	3.69
06.05	Zwakgebufferd ven	-24.42	3.27	4.95	-5.99	7.79	4.42
06.06	Zuur ven en hoogveenven	-9.63	0.12	3.97	12.75	0.56	3.63
07.01	Droge heide	104.08	0.46	3.74	119.16	11.85	3.09
07.02	Zandverstuiving	68.86	1.03	4.53	84.63	2.44	3.63
08.01	Embryonaal duin en strand	89.08	1.73	6.61	109.98	6.08	5.47
08.02	Open duin	82.82	2.79	5.90	103.57	21.23	4.84
08.03	Vochtige duinvallei	6.44	25.37	5.84	33.37	64.52	5.23
08.04	Duinheide	12.16	0.34	4.19	42.92	1.46	3.68
09.01	Schor en kwelder	27.38	12.59	7.78	45.18	30.25	7.21
10.01	Nat schraalland	21.64	2.00	4.91	34.02	4.32	4.28
10.02	Vochtig schraalland	47.71	7.28	5.74	69.41	11.23	5.32
11.01	Droog schraalgrasland	64.80	1.36	4.93	82.82	5.52	3.84
12.01	Bloemdijk	61.07	8.38	6.59	74.89	11.61	6.33
12.02	Kruidrijk grasland	50.55	7.99	6.15	68.95	13.55	5.68
12.03	Glanshaverhooiland	61.07	8.38	6.59	74.89	11.61	6.33
12.04	Zilt grasland	44.65	17.47	7.70	58.96	45.83	7.12
12.05	Kruiden- of faunarijke akker	92.00	8.16	6.14	113.99	13.83	5.74
13.01	Vochtig weidevogelgrasland	47.37	9.18	6.21	63.40	13.61	5.95
13.02	Wintergasteweide	45.76	10.77	6.23	66.33	15.45	5.90
14.01	Overstromingsbos	111.68	46.42	4.95	120.27	69.76	4.48
14.02	Broek- en bronbos	60.61	40.58	4.25	87.22	67.38	3.36
14.03	Haagbeuken- en Essenbos	109.68	39.87	4.38	119.93	67.62	3.62
15.01	Duinbos	86.31	16.87	4.21	102.34	47.85	3.37
15.02	Eiken-, Dennen- of Beukenbos	87.83	8.28	3.20	103.40	17.55	2.96
16.01	Grove Dennen-Eikenbos met productie	87.26	4.07	3.95	110.31	13.85	3.44
16.02	Wintereiken-Beukenbos met productie	88.15	9.63	3.17	102.40	18.30	2.96
17.01	Vochtig hakhout of Middenbos	105.42	39.64	3.37	118.92	68.06	3.00
17.02	Droog hakhout	114.61	48.32	4.27	121.00	70.48	3.85
17.03	Park- of Stinzenbos	117.37	49.12	4.93	121.44	69.68	4.31
10.03	Vochtig laagveenschraalland	41.78	9.85	5.98	64.04	14.94	5.44
16.03	Essen-Iepenbos met productie	109.31	37.15	4.84	119.88	60.16	4.43
18.01	Poel	11.38	15.08	6.23	28.33	29.30	5.86

**BIJAGE J**

# MILIEUCONDITIES PER SNL-TYPE

Percentage locaties (250x250 gridcellen) per SNL-type waarvan de milieuocondities voldoen aan de gunstige randvoorwaarde (75% percentiel)

SNL-type	GVG	N03	pH	Meer dan 1 conditie gunstig	Meer dan twee condities gunstig
N00.01 Nog om te vormen landbouwgrond naar natuur	-	-	-	-	-
N00.02	-	-	-	-	-
N01.01 Zee en Wad	-	-	-	-	-
N01.02 Duin- en kwelderlandschap	1%	100%	9%	9%	0%
N01.03 Rivier- en moeraslandschap	-	-	-	-	-
N01.04 Zand- en kalklandschap	-	-	-	-	-
N02.01 Rivier	14%	100%	39%	45%	8%
N03.01 Beek en Bron	1%	99%	45%	45%	1%
N04.01 Kranswierwater	0%	100%	13%	13%	0%
N04.02 Zoete Plas	0%	99%	23%	23%	0%
N04.03 Brak water	3%	100%	27%	30%	0%
N04.04 Aafgesloten zeearm	-	-	-	-	-
N05.01 Moeras	8%	100%	60%	64%	5%
N05.02 Gemaaid rietland	3%	100%	11%	14%	1%
N06.01 Veenmosrietland en moerasheide	0%	96%	99%	95%	0%
N06.02 Trilveen	2%	100%	8%	10%	0%
N06.03 Hoogveen	3%	66%	59%	42%	1%
N06.04 Vochtige heide	1%	10%	58%	11%	0%
N06.05 Zwakgebufferd ven	0%	87%	23%	23%	0%
N06.06 Zuur ven en hoogveenvan	0%	1%	44%	1%	0%
N07.01 Droge heide	100%	7%	59%	59%	7%
N07.02 Zandverstuiving	2%	4%	4%	4%	1%
N08.01 Embryonaal duin en strand	100%	100%	38%	100%	38%
N08.02 Open duin	100%	100%	83%	100%	83%
N08.03 Vochtige duinvallei	0%	100%	25%	25%	0%
N08.04 Duinheide	0%	86%	99%	86%	0%
N09.01 Schor of kwelder	0%	100%	0%	0%	0%
N10.01 Nat schraalland	18%	97%	49%	55%	12%
N10.02 Vochtig hooiland	41%	100%	44%	66%	19%
N11.01 Droog schraalgrasland	4%	77%	27%	27%	4%
N12.01 Bloemdijk	13%	100%	3%	16%	0%
N12.02 Kruiden- en faunairijk grasland	20%	100%	23%	37%	6%
N12.03 Glanshaverhooiland	12%	100%	5%	17%	0%
N12.04 Zilt- en overstromingsgrasland	25%	100%	1%	25%	0%
N12.05 Kruiden- of faunairijke akker	100%	89%	8%	89%	8%
N12.06 Ruigteveld	-	-	-	-	-
N13.01 Vochtig weidevogelgrasland	35%	100%	22%	50%	7%
N13.02 Wintergastenweide	11%	100%	75%	79%	7%
N14.01 Rivier- en beekbegeleidend bos	100%	100%	68%	100%	68%
N14.02 Hoog- en laagveenbos	56%	97%	81%	82%	55%
N14.03 Haagbeuken- en essenbos	100%	100%	82%	100%	82%
N15.01 Duinbos	100%	100%	99%	100%	99%
N15.02 Dennen-, eiken- en beukenbos	100%	97%	100%	100%	97%
N16.01 Droog bos met productie	100%	85%	25%	87%	24%
N16.02 Vochtig bos met productie	100%	98%	100%	100%	98%
N17.01 Vochtig hakhout en middenbos	100%	100%	100%	100%	100%
N17.02 Droog hakhout	100%	100%	41%	100%	41%
N17.03 Park- of stinzenbos	100%	100%	36%	100%	36%
N17.04 Eendenkooi	-	-	-	-	-

Percentage locaties (250x250 gridcellen) per SNL-type waarvan de milieuecondities voldoen aan de minder gunstige randvoorwaarde (95% percentiel), maar waar SNL-type nog wel kan voorkomen

SNL-type	GVG	N03	pH	Meer dan 1 conditie minder gunstig	Meer dan twee condities minder gunstig
N00.01 Nog om te vormen landbouwgrond naar natuur	-	-	-	-	-
N00.02	-	-	-	-	-
N01.01 Zee en Wad	-	-	-	-	-
N01.02 Duin- en kwelderlandschap	2%	100%	29%	31%	0%
N01.03 Rivier- en moeraslandschap	-	-	-	-	-
N01.04 Zand- en kalklandschap	-	-	-	-	-
N02.01 Rivier	23%	100%	84%	84%	23%
N03.01 Beek en Bron	8%	99%	69%	69%	8%
N04.01 Kranswierwater	0%	100%	39%	39%	0%
N04.02 Zoete Plas	5%	99%	46%	49%	2%
N04.03 Brak water	3%	100%	91%	91%	3%
N04.04 Afgesloten zeearm	-	-	-	-	-
N05.01 Moeras	31%	100%	67%	80%	18%
N05.02 Gemaaid rietland	28%	100%	18%	42%	3%
N06.01 Veenmosrietland en moerasheide	0%	99%	100%	99%	0%
N06.02 Trilveen	2%	100%	12%	12%	2%
N06.03 Hoogveen	7%	99%	97%	97%	7%
N06.04 Vochtige heide	3%	41%	90%	43%	1%
N06.05 Zwakgebufferd ven	0%	98%	27%	27%	0%
N06.06 Zuur ven en hoogveenven	1%	15%	97%	16%	0%
N07.01 Droge heide	100%	100%	100%	100%	100%
N07.02 Zandverstuiving	2%	71%	99%	71%	1%
N08.01 Embryonaal duin en strand	100%	100%	90%	100%	90%
N08.02 Open duin	100%	100%	91%	100%	91%
N08.03 Vochtige duinvallei	1%	100%	61%	61%	1%
N08.04 Duinheide	0%	97%	100%	97%	0%
N09.01 Schor of kwelder	0%	100%	0%	0%	0%
N10.01 Nat schraalland	39%	97%	82%	86%	35%
N10.02 Vochtig hooiland	63%	100%	55%	79%	39%
N11.01 Droog schraalgrasland	7%	99%	59%	59%	7%
N12.01 Bloemdijk	16%	100%	13%	23%	6%
N12.02 Kruiden- en faunarijke grasland	31%	100%	47%	62%	17%
N12.03 Glanshaverhooiland	15%	100%	6%	21%	0%
N12.04 Zilt- en overstromingsgrasland	34%	100%	12%	43%	3%
N12.05 Kruiden- of faunarijke akker	100%	99%	15%	99%	15%
N12.06 Ruigteveld	-	-	-	-	-
N13.01 Vochtig weidevogelgrasland	55%	100%	49%	80%	24%
N13.02 Wintergasteweide	28%	100%	96%	98%	26%
N14.01 Rivier- en beekbegeleidend bos	100%	100%	75%	100%	75%
N14.02 Hoog- en laagveenbos	71%	98%	100%	98%	71%
N14.03 Haagbeuken- en essenbos	100%	100%	100%	100%	100%
N15.01 Duinbos	100%	100%	100%	100%	100%
N15.02 Dennen-, eiken- en beukenbos	100%	99%	100%	100%	99%
N16.01 Droog bos met productie	100%	99%	100%	100%	99%
N16.02 Vochtig bos met productie	100%	100%	100%	100%	100%
N17.01 Vochtig hakhout en middenbos	100%	100%	100%	100%	100%
N17.02 Droog hakhout	100%	100%	78%	100%	78%
N17.03 Park- of stinzenbos	100%	100%	65%	100%	65%
N17.04 Eendenkooi	-	-	-	-	-



## BIJLAGE K

# VERSPREIDING ECOTOOPGROEPEN (250X250 M) VOLGENS PW

Kaarten van ecotoopgroepen (kans op voorkomen) zijn beschikbaar op 25 m schaal en 250 m schaal. Kaarten van 26 ecotoopgroepen (van in totaal 33) op 250x250 m schaal staan in deze bijlage.

## CODERING

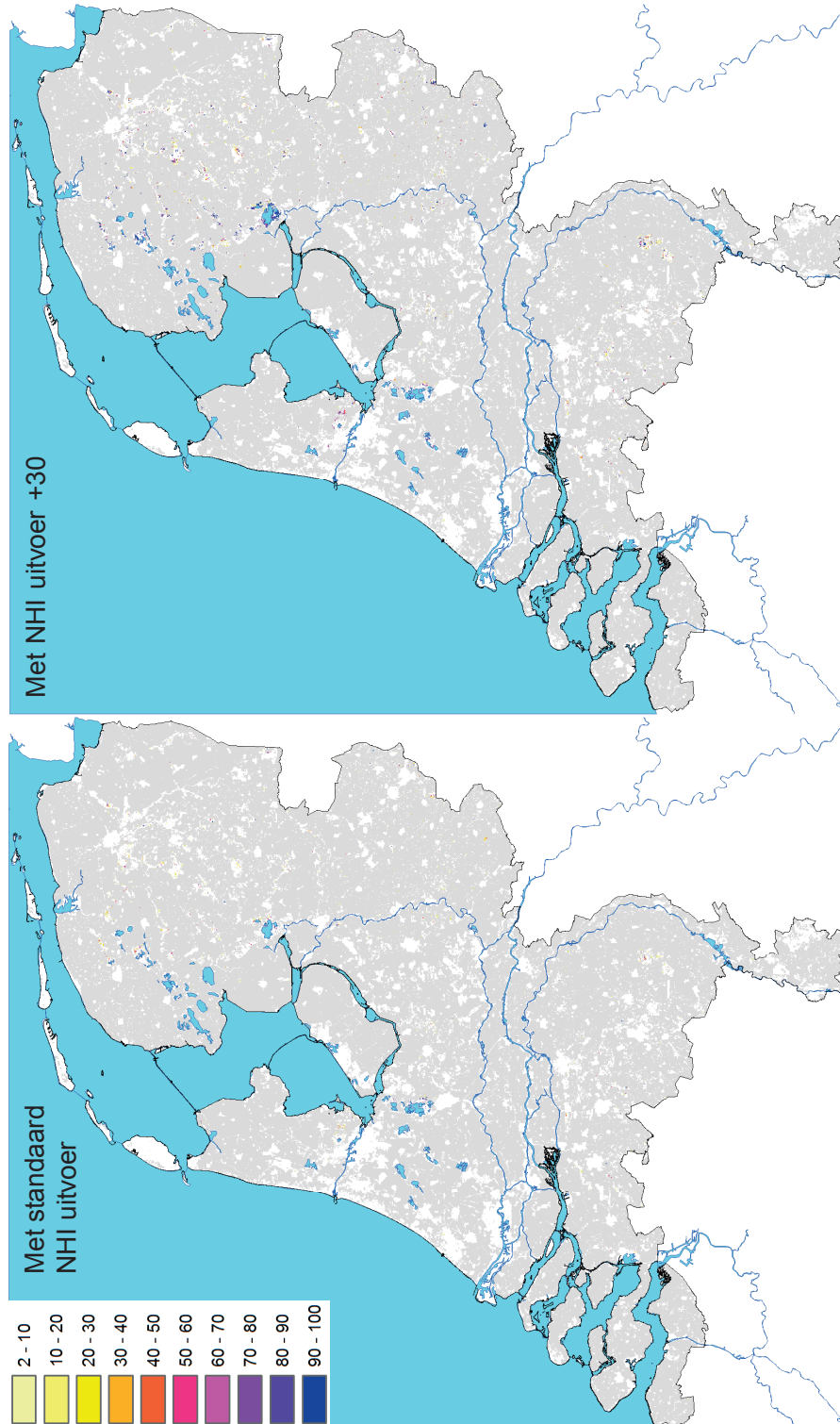
Code	Beschrijving
A11	Verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zure wateren
A12	Verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak-zure wateren
A15	Verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke, zwakzure wateren
A16	Verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke, basische wateren
A18	Verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren
K21	Pioniersvegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems
K22	Pioniersvegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak-zure bodems
K23	Pioniersvegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems
K27	Pioniersvegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodem
K28	Pioniersvegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems
K41	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems
K42	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak-zure bodems
K43	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, basische bodems
K47	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, matig voedselrijke bodems
K48	Pioniersvegetaties en graslanden op vochtige, zeer voedselrijke, kalkrijke bodems
K61	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zure bodems
K62	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zwak-zure bodems
K63	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, voedselarme, basische bodems
K67	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, matig voedselrijke bodems
K68	Pioniersvegetaties en graslanden op droge, zeer voedselrijke bodems
H21	Bossen en struwelen op natte, voedselarme, zure bodems
H22	Bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak-zure bodems
H23	Bossen en struwelen op natte, voedselarme, basische bodems
H27	Bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems
H28	Bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems
H41	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zure bodems
H42	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak-zure bodems
H43	Bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, basische bodems
H47	Bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems
H48	Bossen en struwelen op vochtige, zeer voedselrijke bodems
H61	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, zure bodems
H62	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, zwak-zure bodems
H63	Bossen en struwelen op droge, voedselarme, basische bodems
H67	Bossen en struwelen op droge, matig voedselrijke bodems

Wat valt op:

- De kaarten van ecotoopgroepen matchen niet zo goed met FLORBASE. Het is nodig uit te zoeken waar het misgaat of mis lijkt te gaan:
  - Aquatische ecotoopgroepen worden nauwelijks voorspeld. Deels kan dit worden verklaard doordat open water uit de gebiedsschematisatie is gefilterd, maar dit treedt niet op voor smalle wateren zoals sloten en beken. Mogelijk wordt deze standplaats niet aangegeven met het NHI (250 m grid!).
  - K21 wordt sterk onderschat. Mogelijk komt dit door beperkingen in het NHI (te lage GLG).
  - In zoute gebieden (Lauwersoog, Zeeland) worden ten onrechte (zoete) ecotoopgroepen voorspeld. Komt doordat geen rekening is gehouden met zoutinvloed.
  - K22 lijkt te uitbundig te worden voorspeld in Gelderse vallei. Komt mogelijk door foute uitkomsten NHI: in de westelijke rand van de Veluwe wordt de grondwateraanvulling over een strook van ca. 25 km (?) een factor 10 te hoog berekend. Die fout moet hebben geleid tot teveel kwel te hoge grondwaterstanden in Gelderse vallei.
  - K23: wordt niet teruggevonden in het systeem waar hij hoort, de duinen. Mogelijke oorzaak: grondwaterstanden te laag berekend.
  - (Rivier)kleigebieden worden als 'matig voedselrijk' berekend. Dat worden ze wellicht bij jarenlang goed beheer, maar dat zijn de veelal niet zodat dan 'zeer rijk' meer op zijn plaats zou zijn.
  - Zeer voedselrijke systemen worden weinig voorspeld. Enerzijds logisch, want natuurbeheer richt zich vooral op de (matig)arme systemen. Er is echter sprake van onderschatting doordat er geen rekening is gehouden met vermesting via de lucht en via het grond- en oppervlaktewater.

FIGUUR K.1

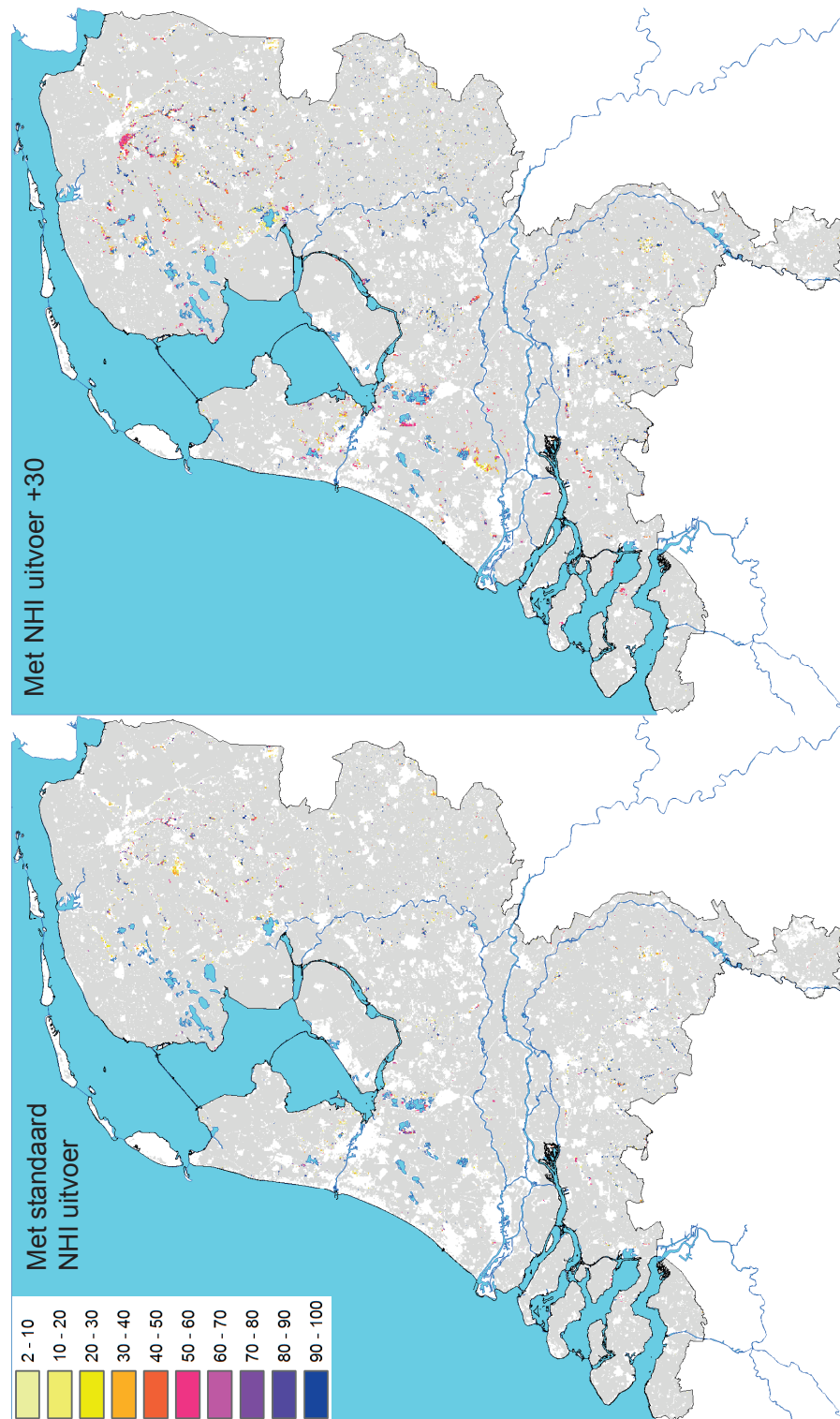
DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP K21: PIONIERSVEGETATIES EN GRASLANDEN OP NATTE, VOEDSELARME, ZURE BODEMS. WIT IS GEEN UITVOER VOOR PW (URBAAN OF OPEN WATER) OF KANS = 0. ONDERSCHATTING KANS OP VOORKOMEN IN GEBIEDEN MET HOOGVEEN EN NATTE HEIDE, OOK BIJ NHI MET GXG'S +30 CM





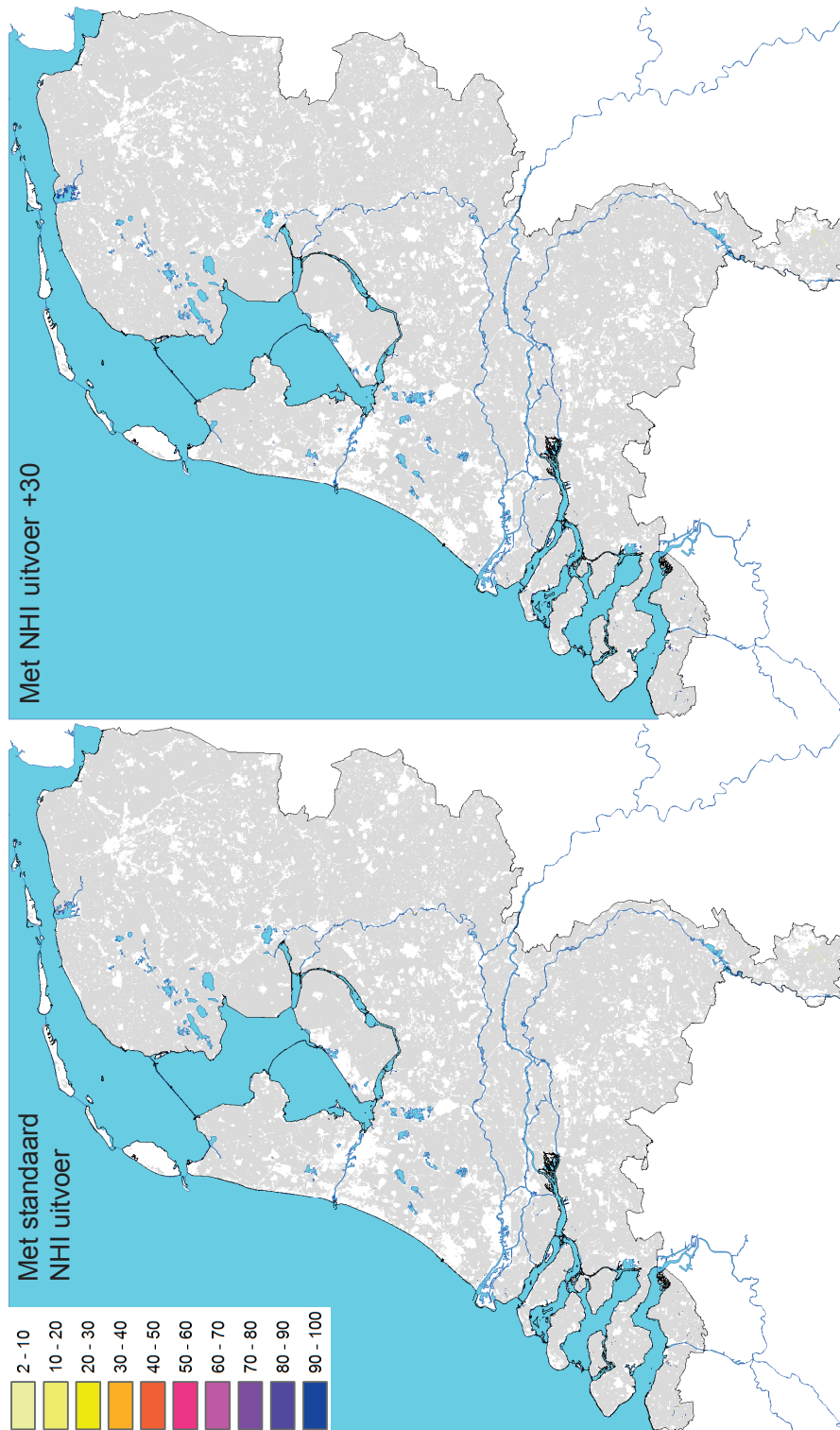
FIGUUR K.2

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP K22: PIONIERSVEGETATIES EN GRASLANDEN OP NATTE, VOEDSELARME, ZWAKZURE BODEMS. HOGE KANSEN OP KWELGEBIEDEN



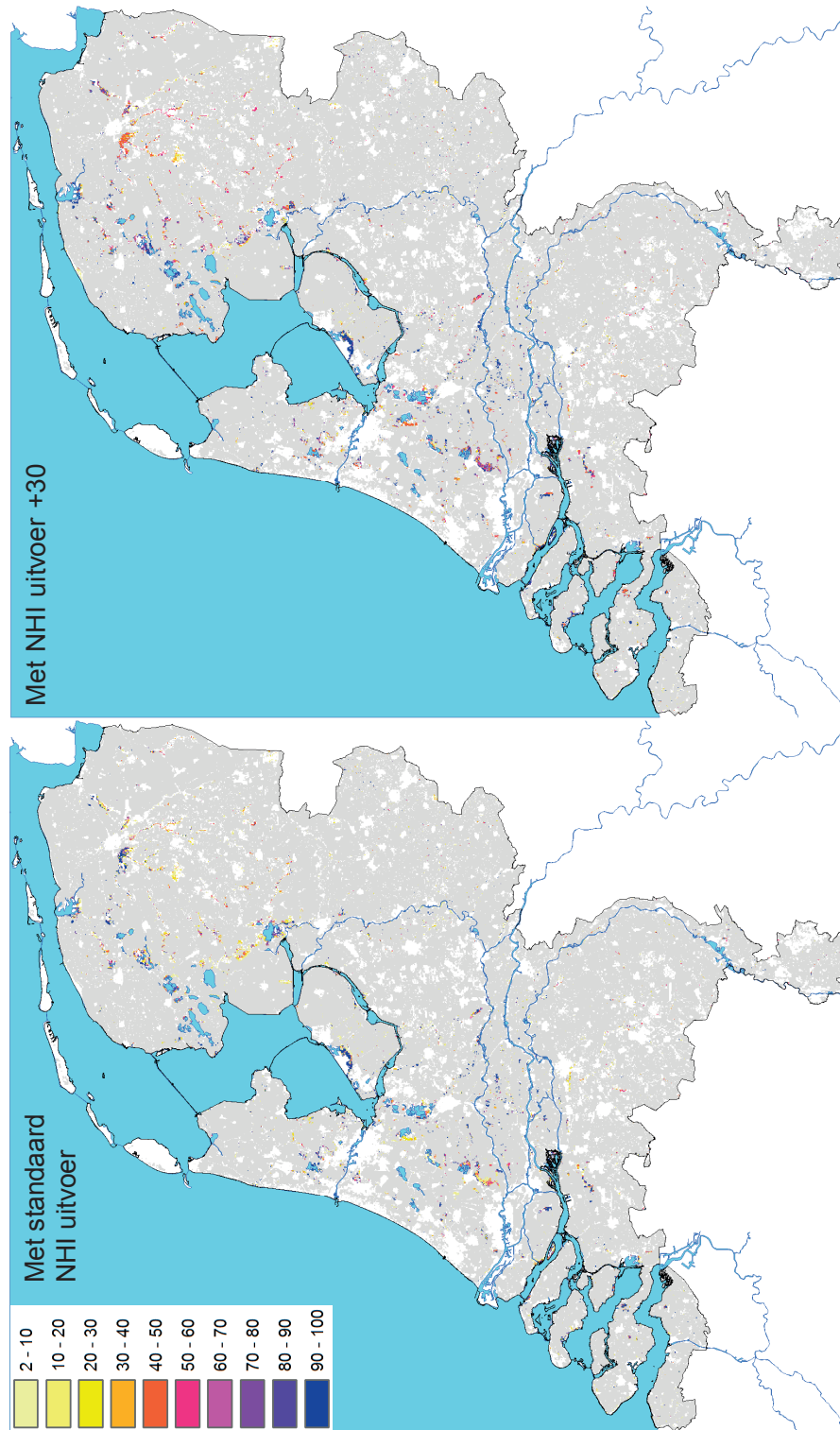
FIGUUR K.3

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP K23: PIONIERSVEGETATIES EN GRASLANDEN OP NATTE, VOEDSELARME, BASISCHE BODEMS. STERKE ONDERSCHATTING KANS OP VOORKOMEN. HET ONTBREKEN VAN K23 IN DE DUINEN (O.A. VOORNE PUTTEN) IS TE WIJTEN AAN TE LAAG BEREKENDE GRONDWATERSTANDEN DOOR HET NHI



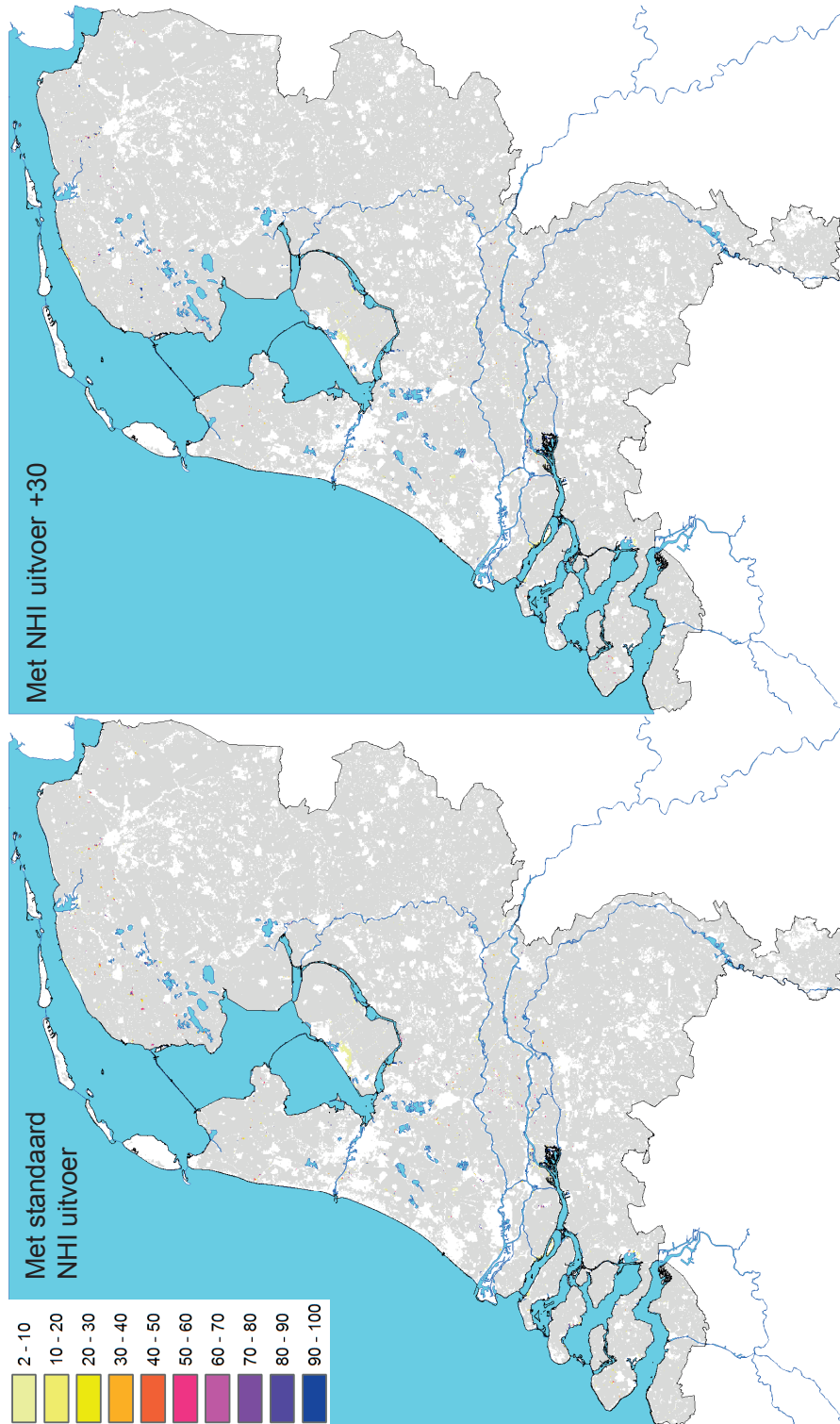
FIGUUR K.4

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP K27: GRASLANDEN EN RUIGTEN OP NATTE, MATIG VOEDSELRIJK BODEMS. HOGE KANSEN VOOR BEEKDALEN EN IN HET LAAGVEENDISTRICT. OVSCHATTING KANS OP VOORKOMEN IN ZUID-WESTELIJKE DELTA DOOR ONTBREKEN SALINITEIT



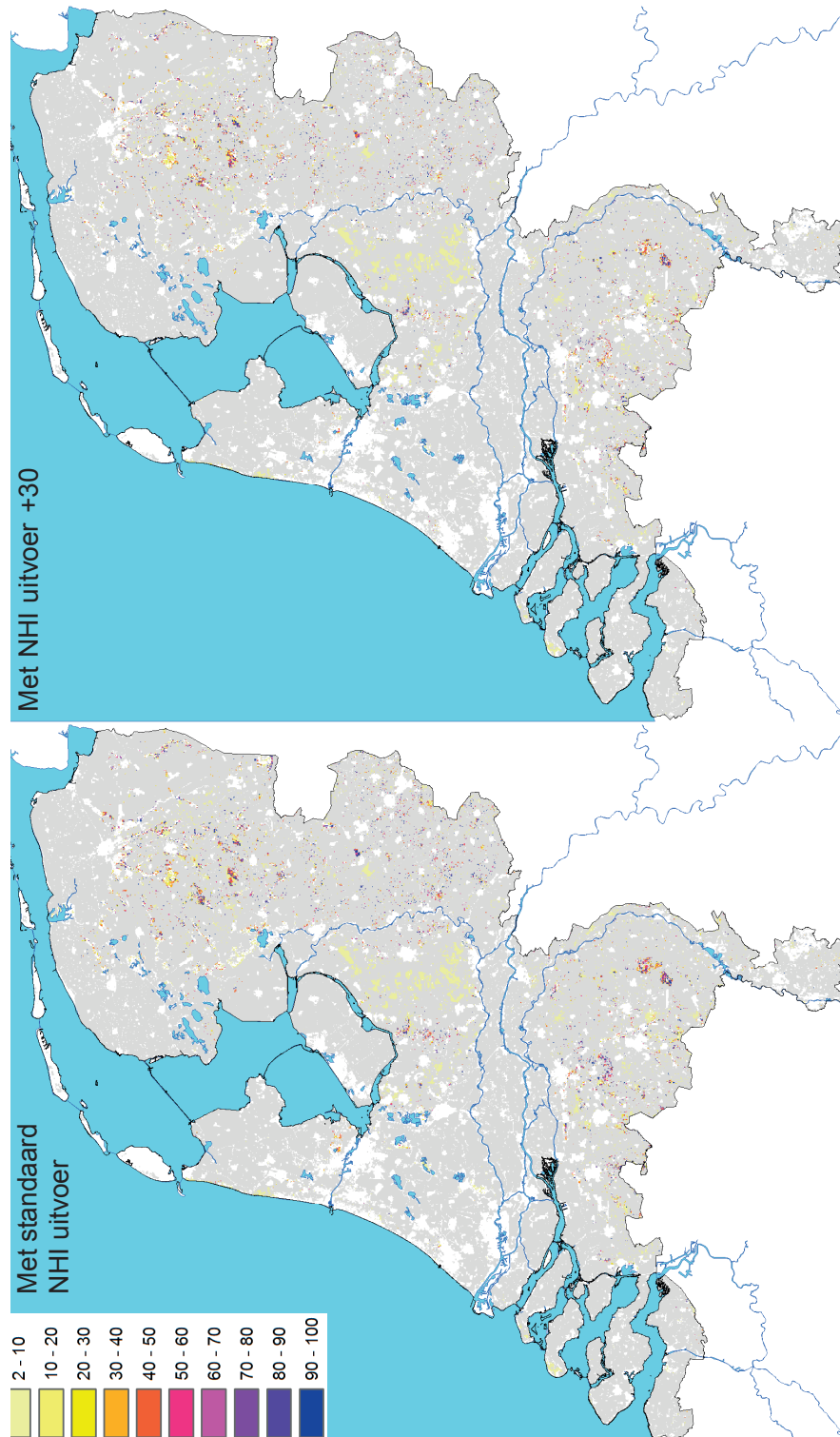
FIGUUR K.5

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP K28: GRASLANDEN EN RUIGTEN OP NATTE, ZEER VOEDSELRIJK BODEMS. ONDERSCHATTING VOORKOMEN K28 DOOR HET ONTBREKEN VAN DE INVLOED VAN BEMESTING EN ATMOSFERISCHE DEPOSITIE



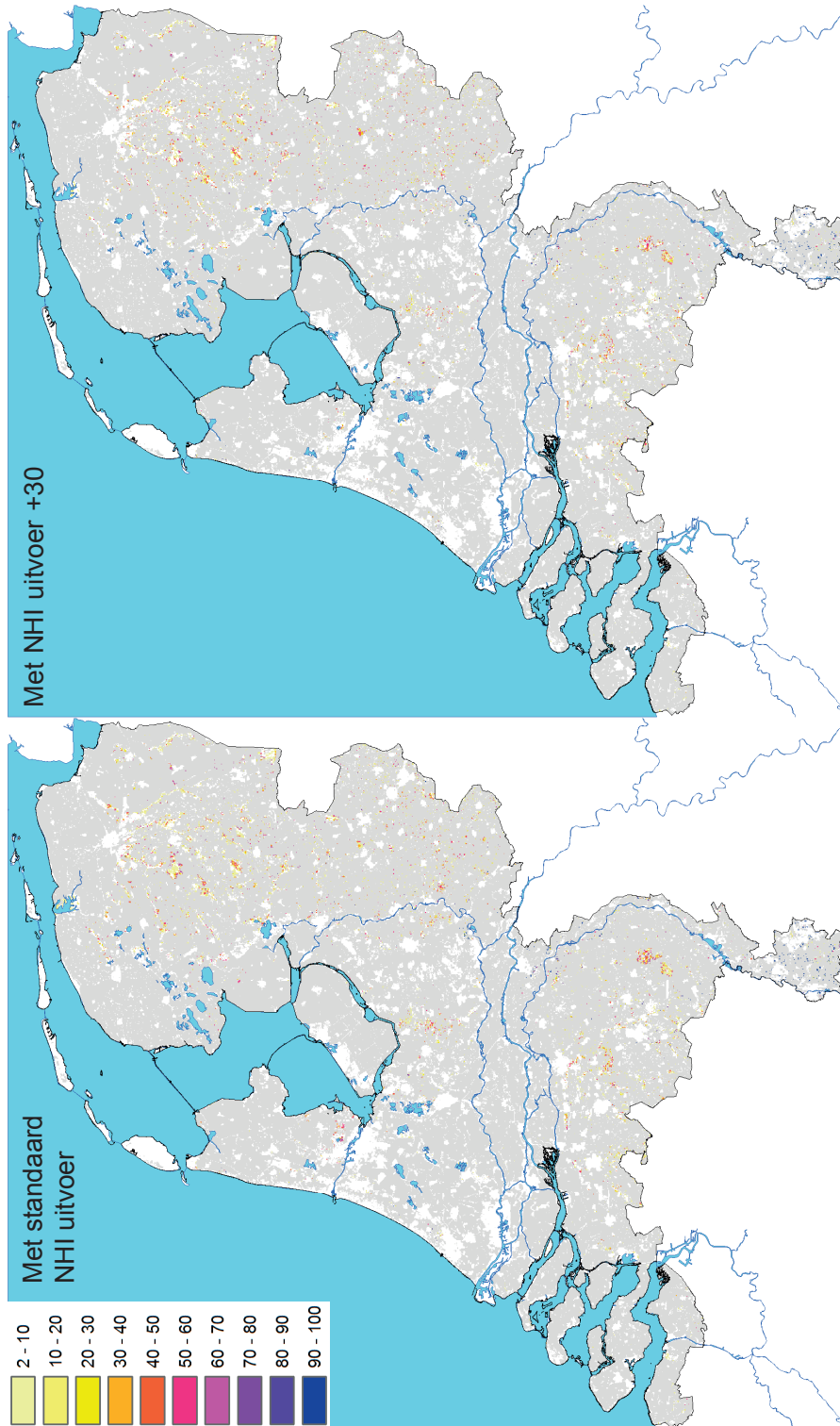
FIGUUR K.6

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP K41: PIONIERSVEGETATIES EN GRASLANDEN OP VOCHTIGE, VOEDSELARME, ZURE BODEMS. VOORKOMEN VOORAL OP HOGERE ZANDGRONDEN. ONDERSCHATTING VOORKOMEN VOOR SCHIJSPIEGELSYSTEMEN (NHI)



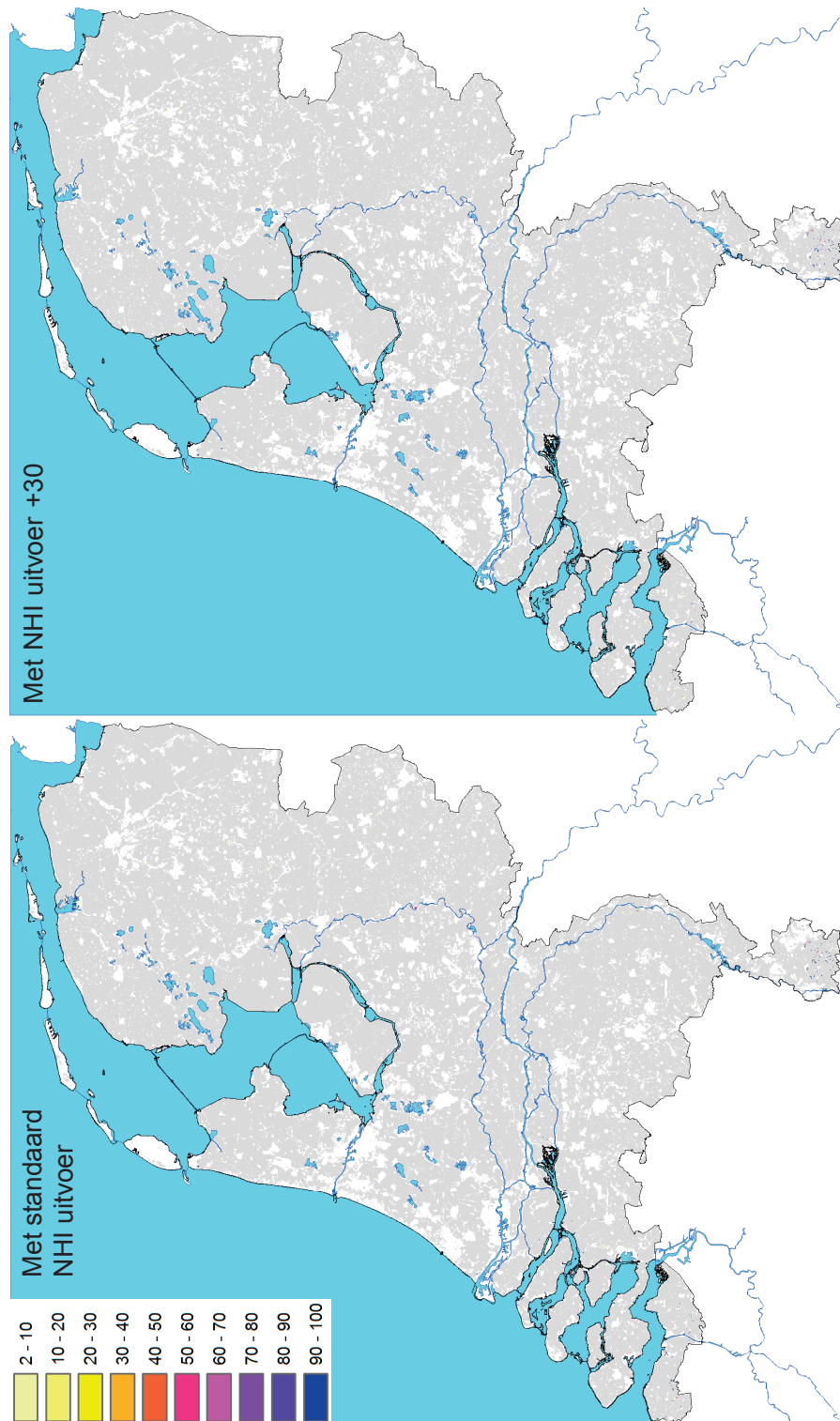
FIGUUR K.7

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP K42: PIONIERSVEGETATIES EN GRASLANDEN OP VOCHTIGE, VOEDSELARME, ZWAKZURE BODEMS. REDELIJKE KANS OP DE HOGE ZANDGRONDEN (VOEDSELARM)



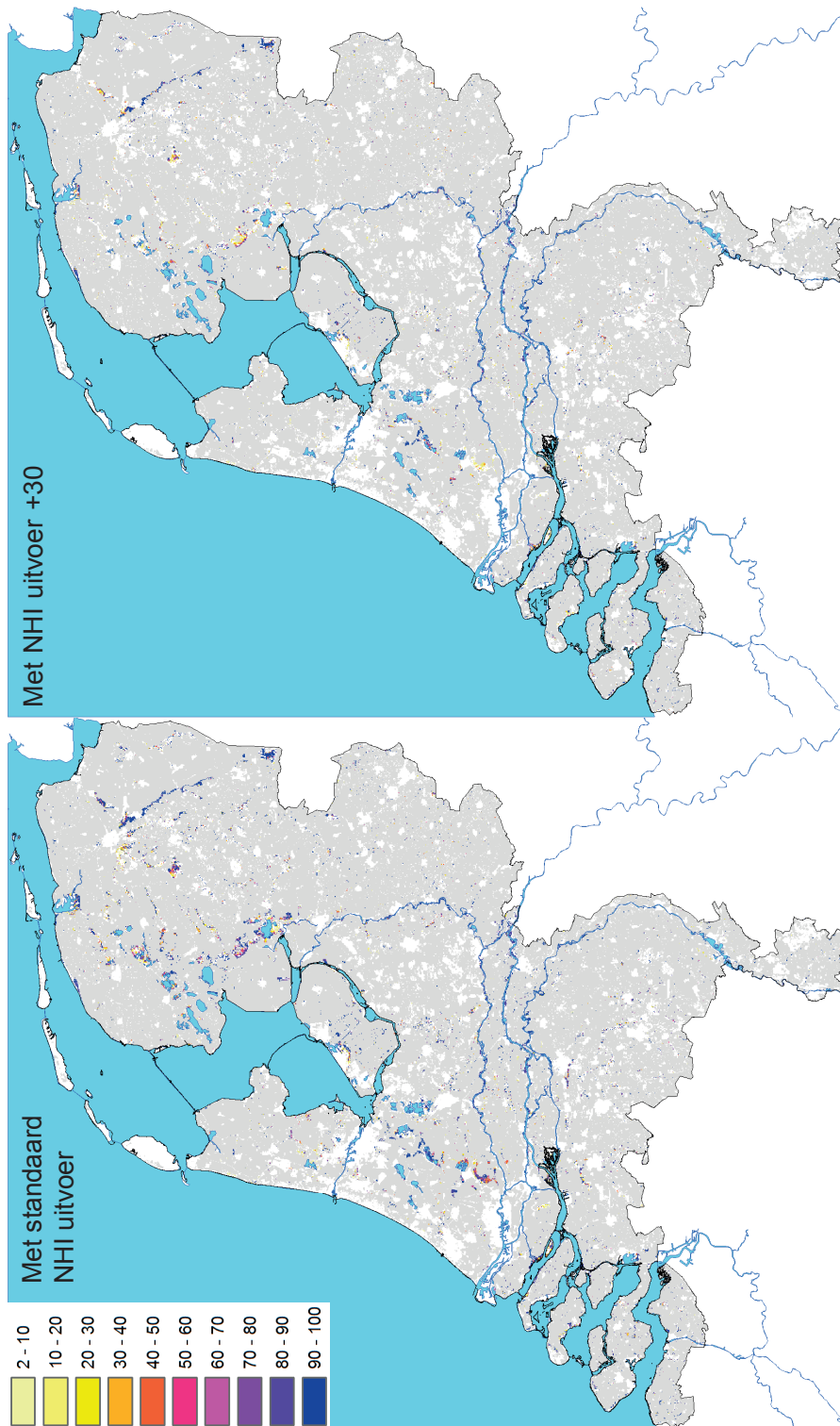
FIGUUR K.8

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP K43: PIONIERSVEGETATIES EN GRASLANDEN OP VOCHTIGE, VOEDSELARME, BASISCHE BODEMS



FIGUUR K.9

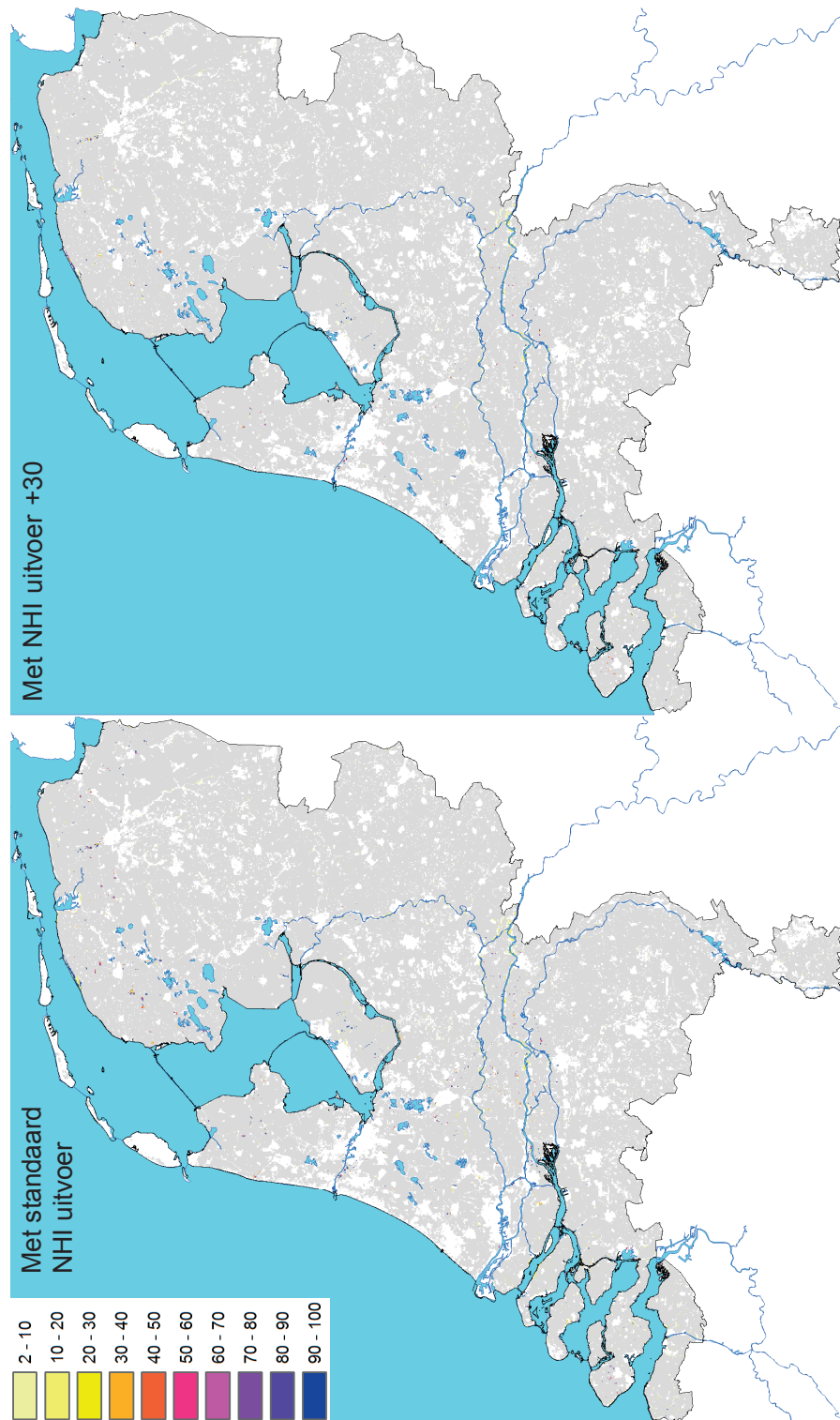
DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP K47: GRASLANDEN EN RUIGTEN OP VOCHTIGE, MATIG VOEDSELRIJKE BODEMS. HOGE KANS IN LAAGVEENGEBIED





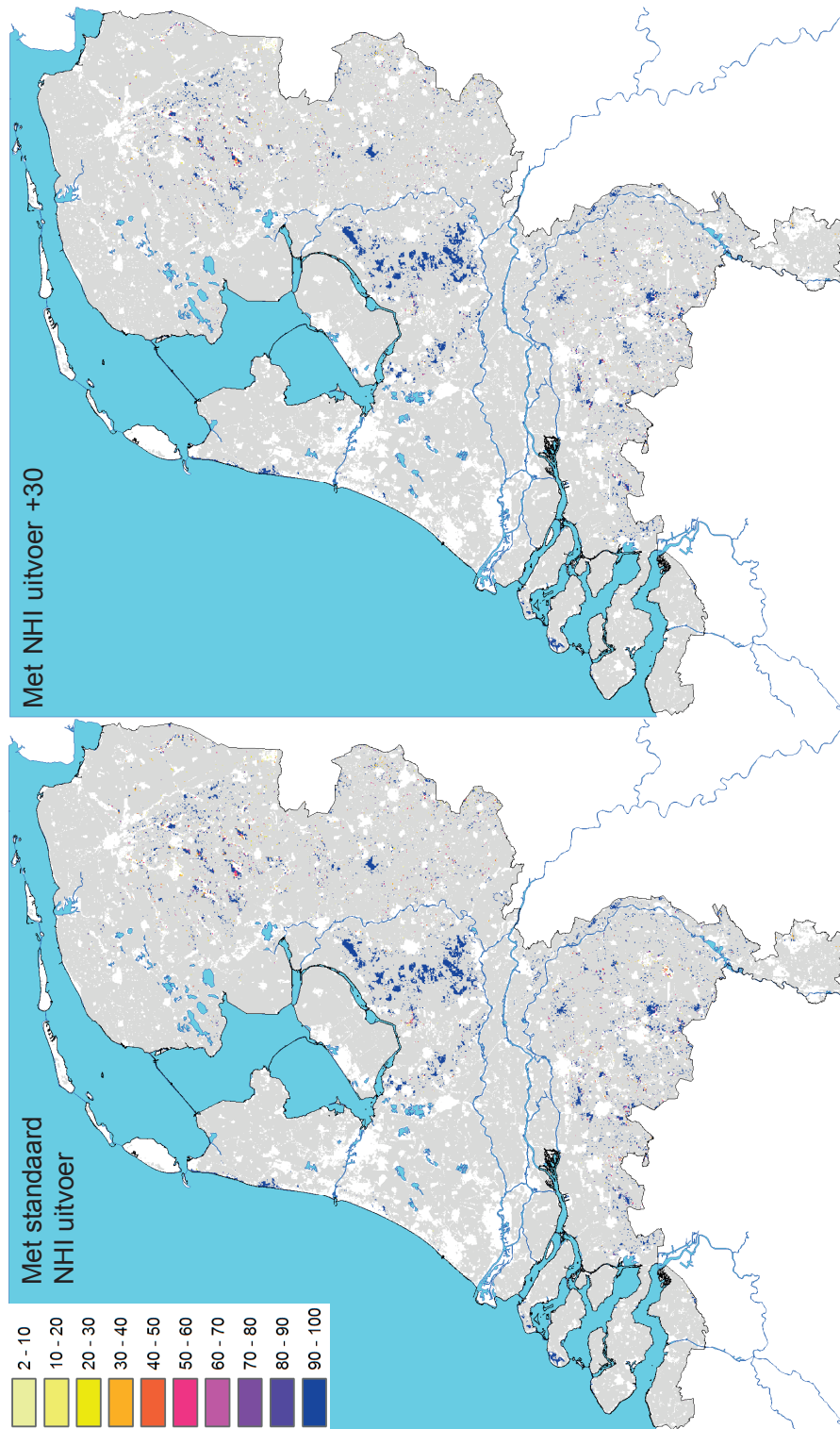
FIGUUR K.10

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP K48: GRASLANDEN EN RUIGTEN OP VOCHTIGE, ZEER VOEDSELRIJKE BODEMS. KANS OP VOORKOMEN WORDT ONDERSCHAT



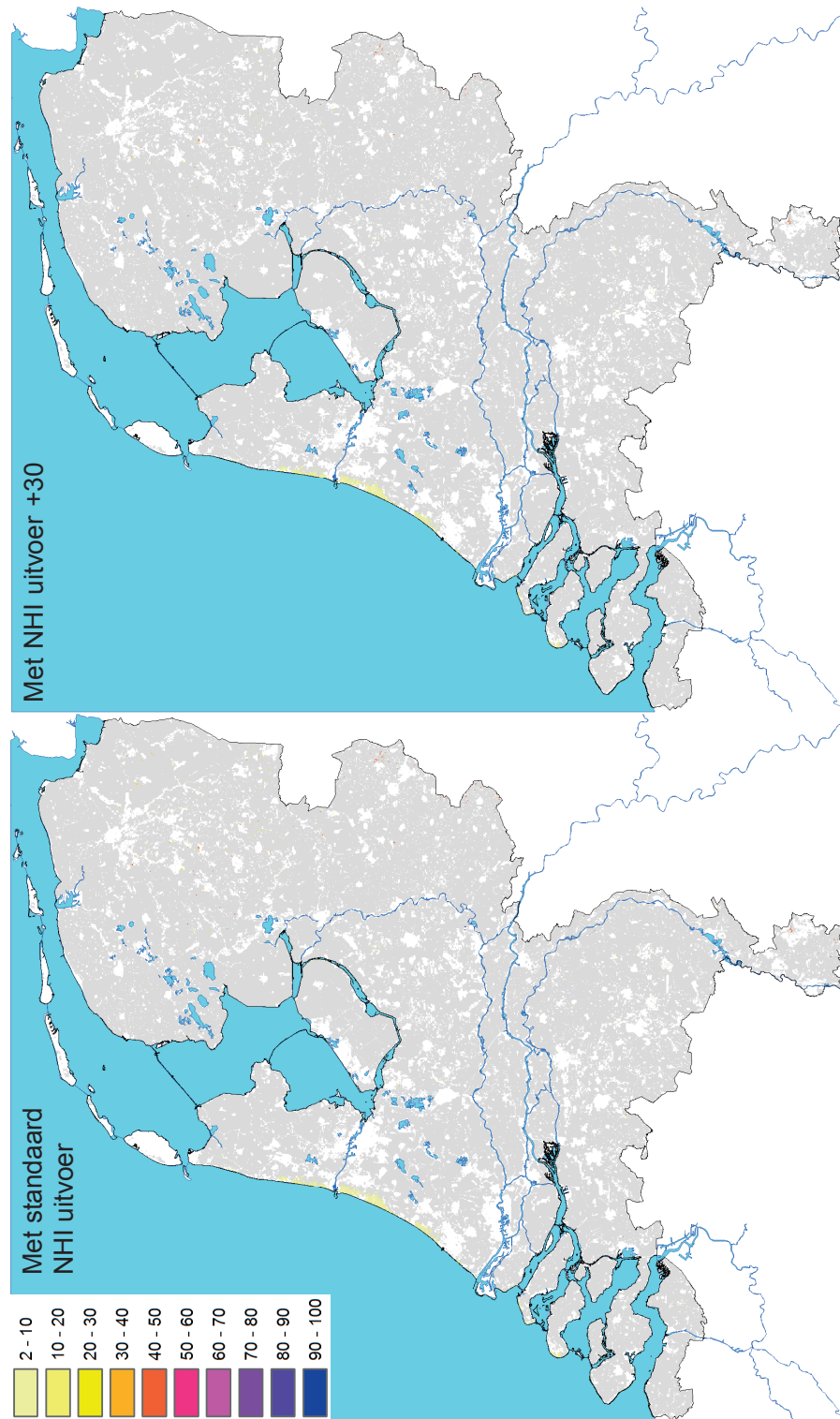
FIGUUR K.11

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP K61: PIONIERVEGETATIES EN GRASLANDEN OP DROGE, VOEDSELARME, ZURE BODEMS. HOGE KANS OP VOORKOMEN OP DE HOGE ZANDGRONDEN



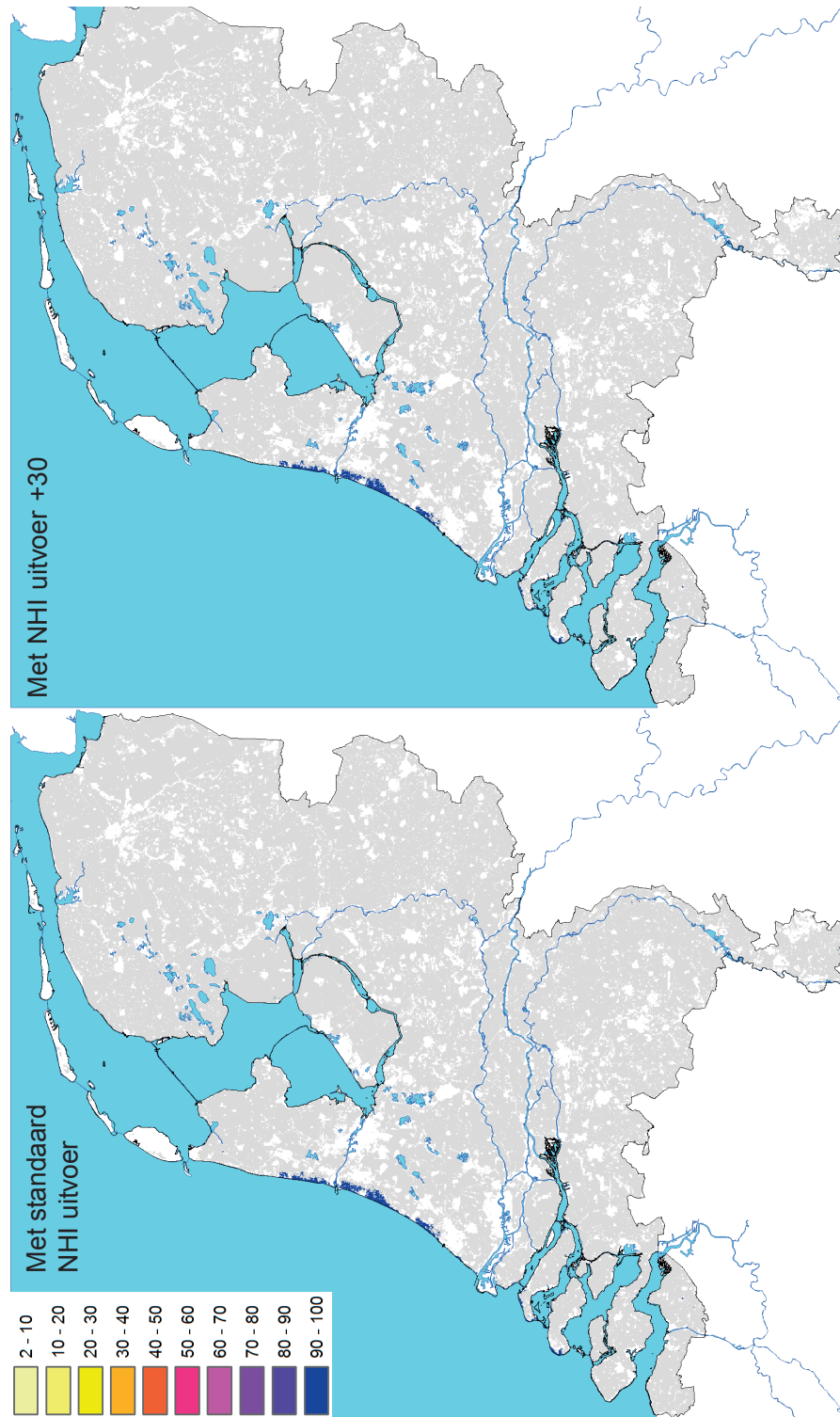
FIGUUR K.12

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP K62: PIONIERVERGATIES EN GRASLANDEN OP DROGE, VOEDSELARME, ZWAKZURE BODEMS



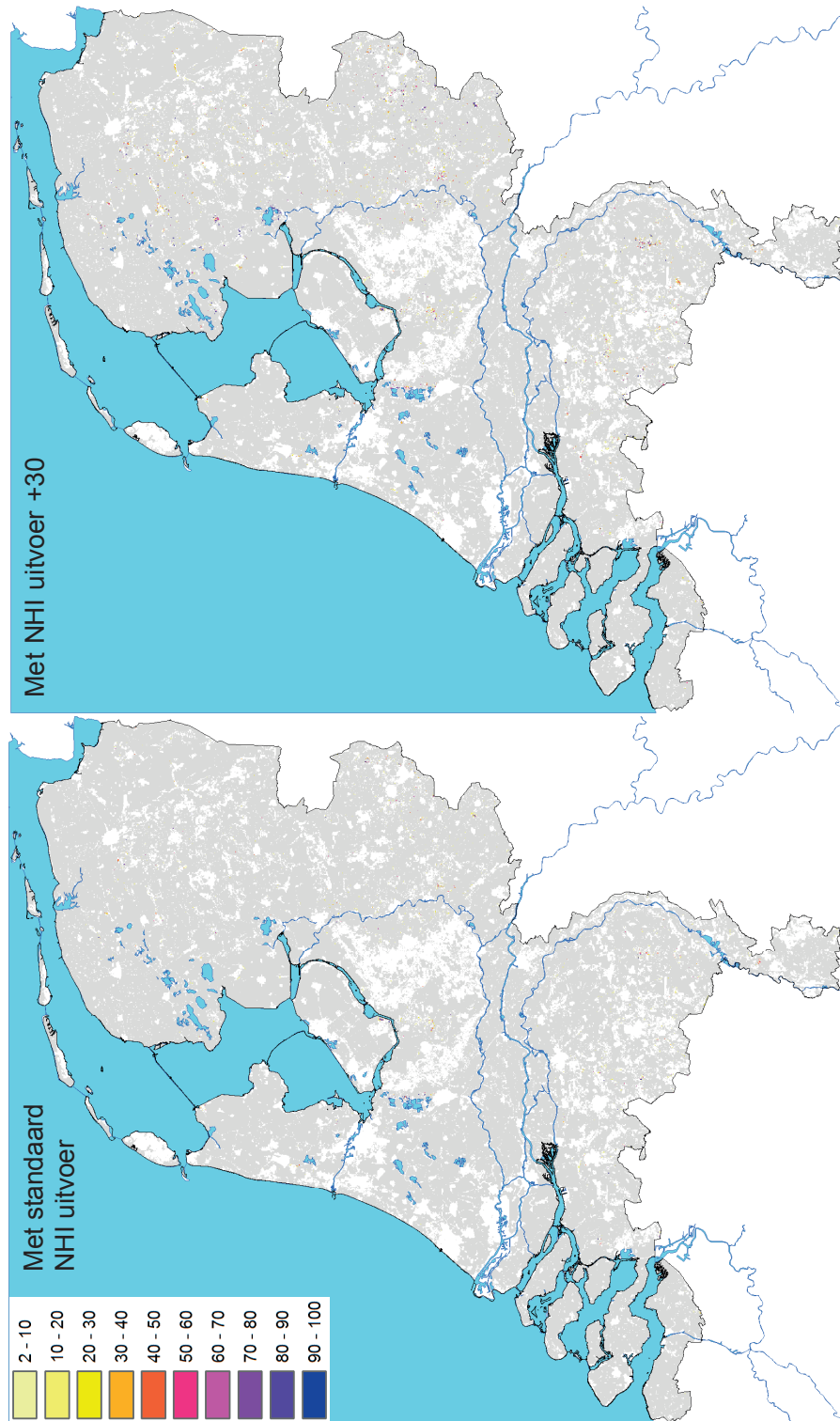
FIGUUR K13

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP K63: PIONIERVEGETATIES EN GRASLANDEN OP DROGE, VOEDSELARME, BASISCHE BODEMS. HOGE KANS OP VOORKOMEN IN DE KALKRIJKE DUINEN



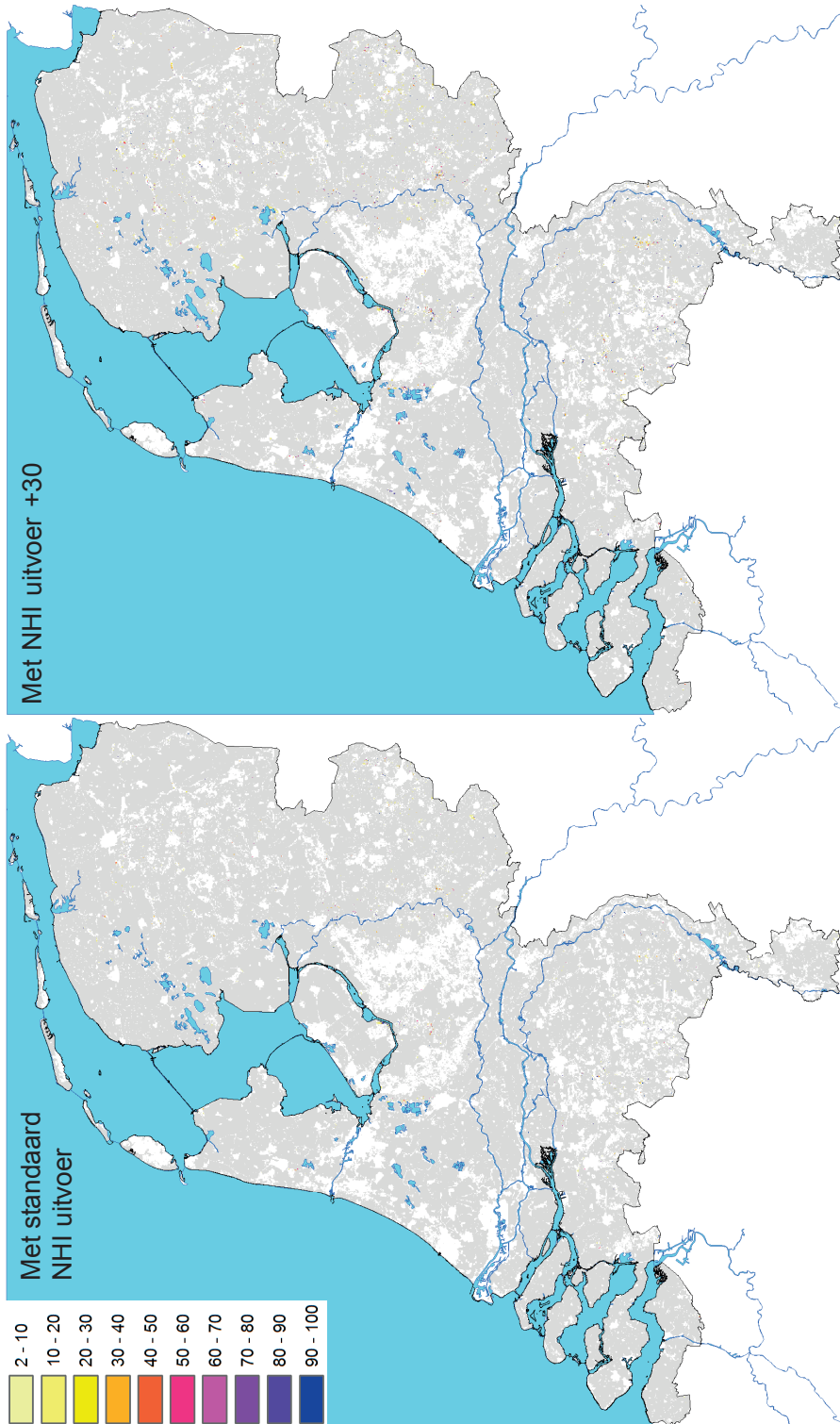
FIGUUR K.14

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP H21: BOSSEN EN STRUWELEN OP NATTE, VOEDSELARME, ZURE BODEMS



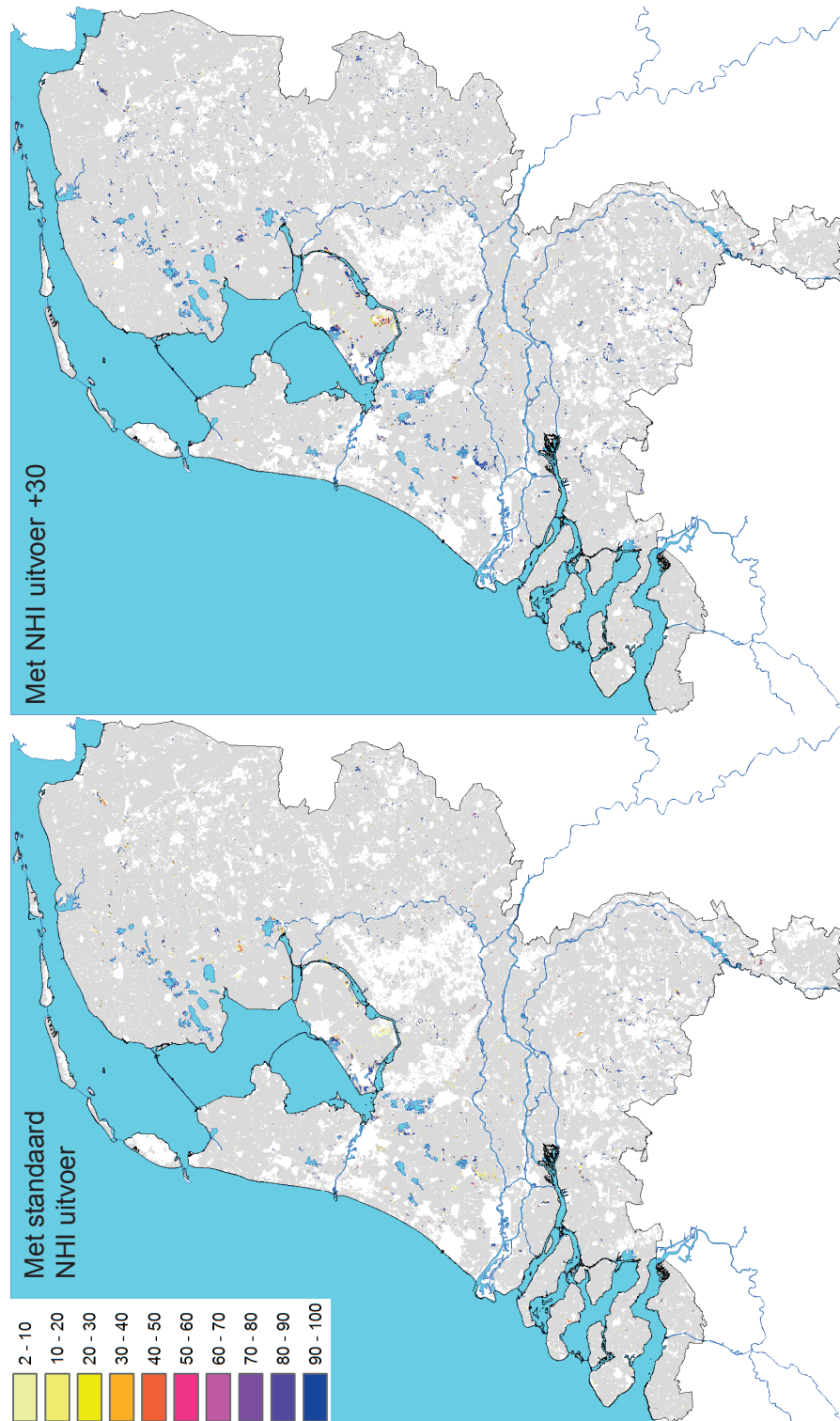
FIGUUR K.15

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP H22: BOSSEN EN STRUWELN OP NATTE, VOEDSELARME, ZWAKZURE BODEMS. KOMT VOORAL VOOR OP DE HOGE ZANDGRONDEN IN BRONGEBIEDEN VAN BEEKDALEN, MAAR OOK OP KWELSYSTEMEN IN LAAGVEENGEBIED. VOORKOMEN WORDT ONDERSCHAT, OOK ALS NHI GRONDWATERSTANDEN MET 30 CM WORDEN OPGEHOOGD



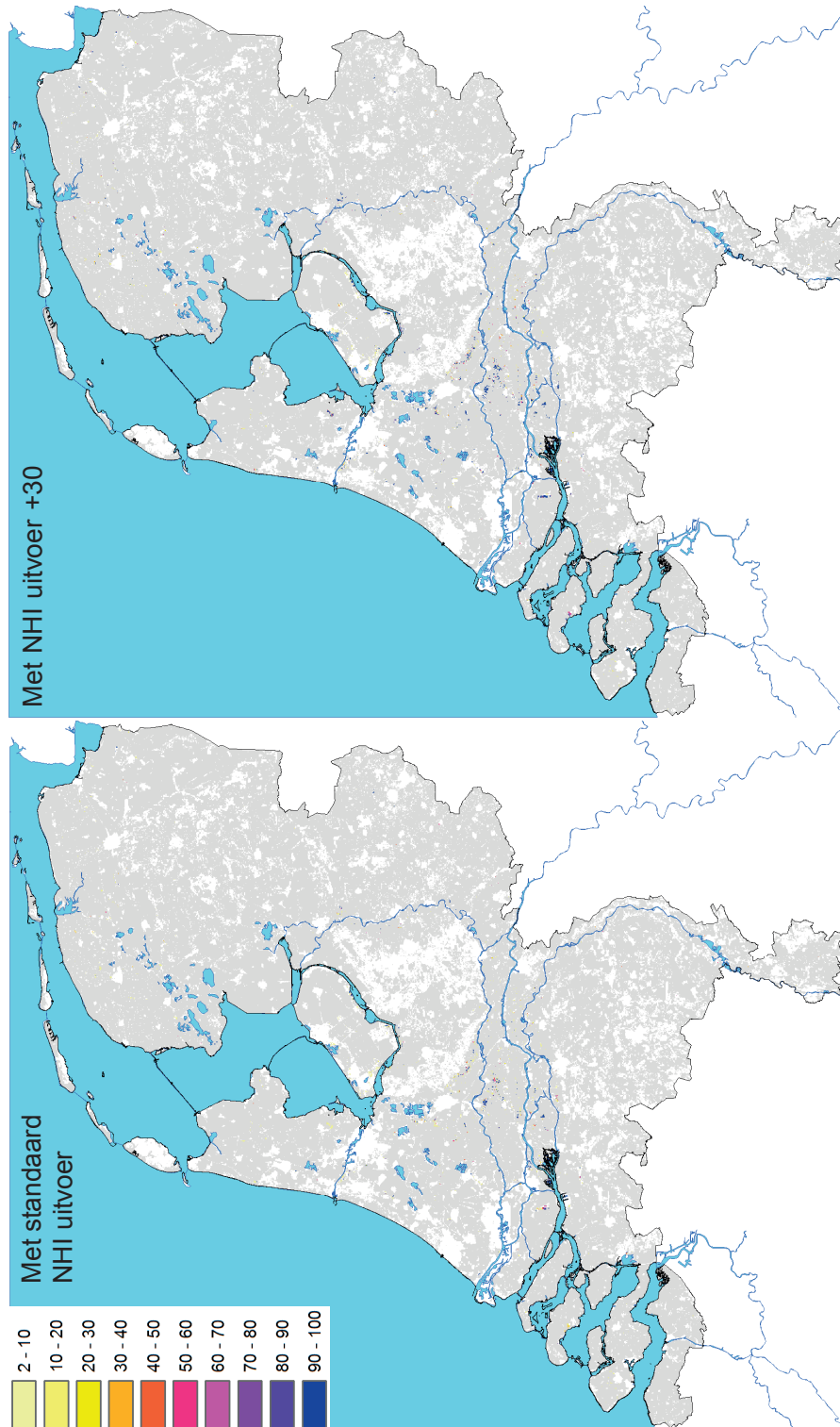
FIGUUR K.16

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP H27: BOSSEN EN STRUWELN OP NATTE, MATIG VOEDSELRIJKE BODEMS. VEELVOORKOMENDE ECOTOOPGROEP IN LAAGVEENGEBIEDEN EN BEEKDALEN. VOORKOMEN WORDT ONDERSCHAT, OOK ALS NHI GRONDWATERSTANDEN MET 30 CM WORDEN OPGEHOOGD



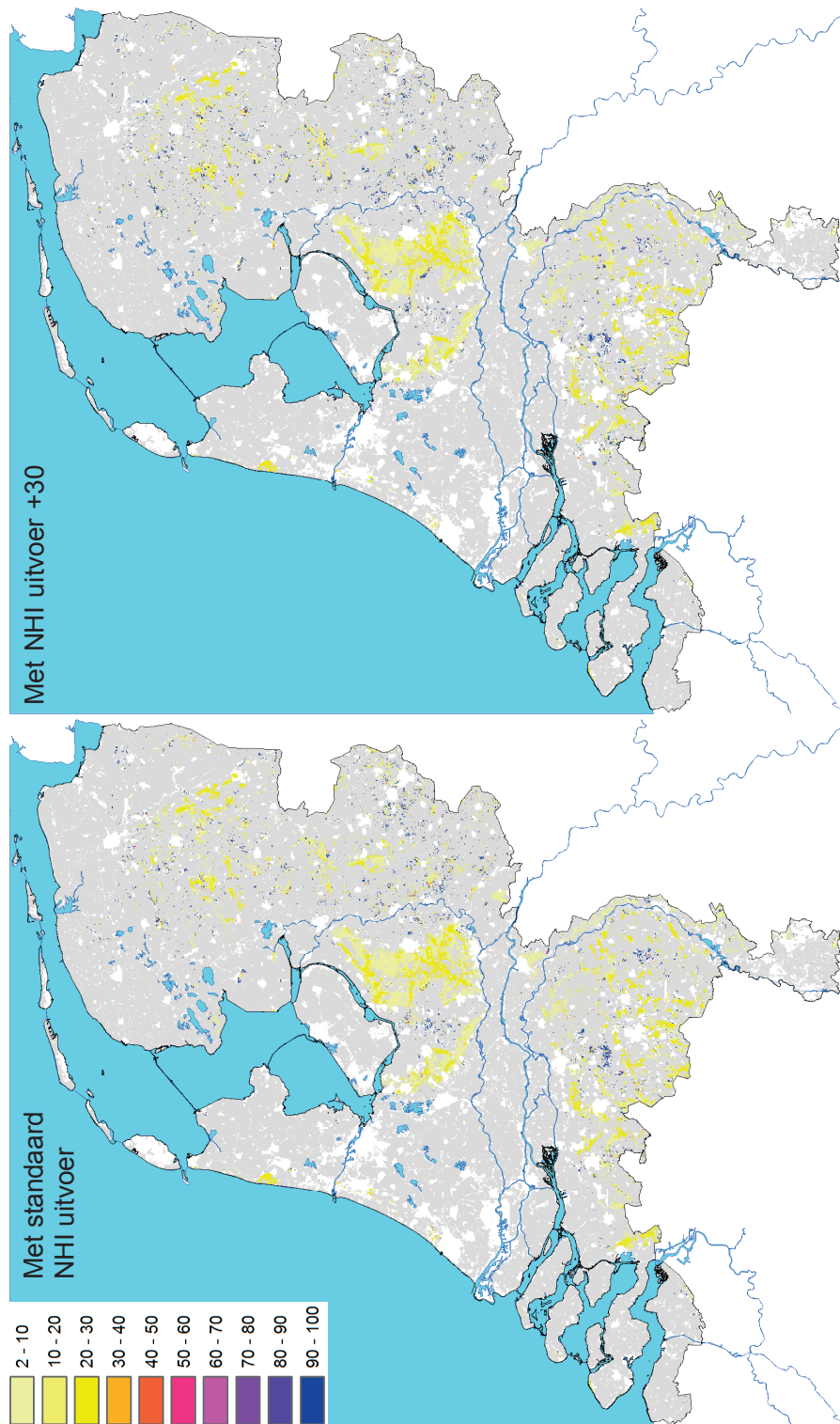
FIGUUR K.17

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP H28: BOSSEN EN STRUWELN OP NATTE, ZEER VOEDSELRIJKE BODEMS. VEELVOORKOMENDE ECOTOOPGROEP IN LAAGVEENGEBIED, BEEKDALEN MAAR OOK LANGS RIVIEREN. VOORKOMEN WORDT ONDERSCHAT, OOK ALS NHI GRONDWATERSTANDEN MET 30 CM WORDEN OPGEHOOGD



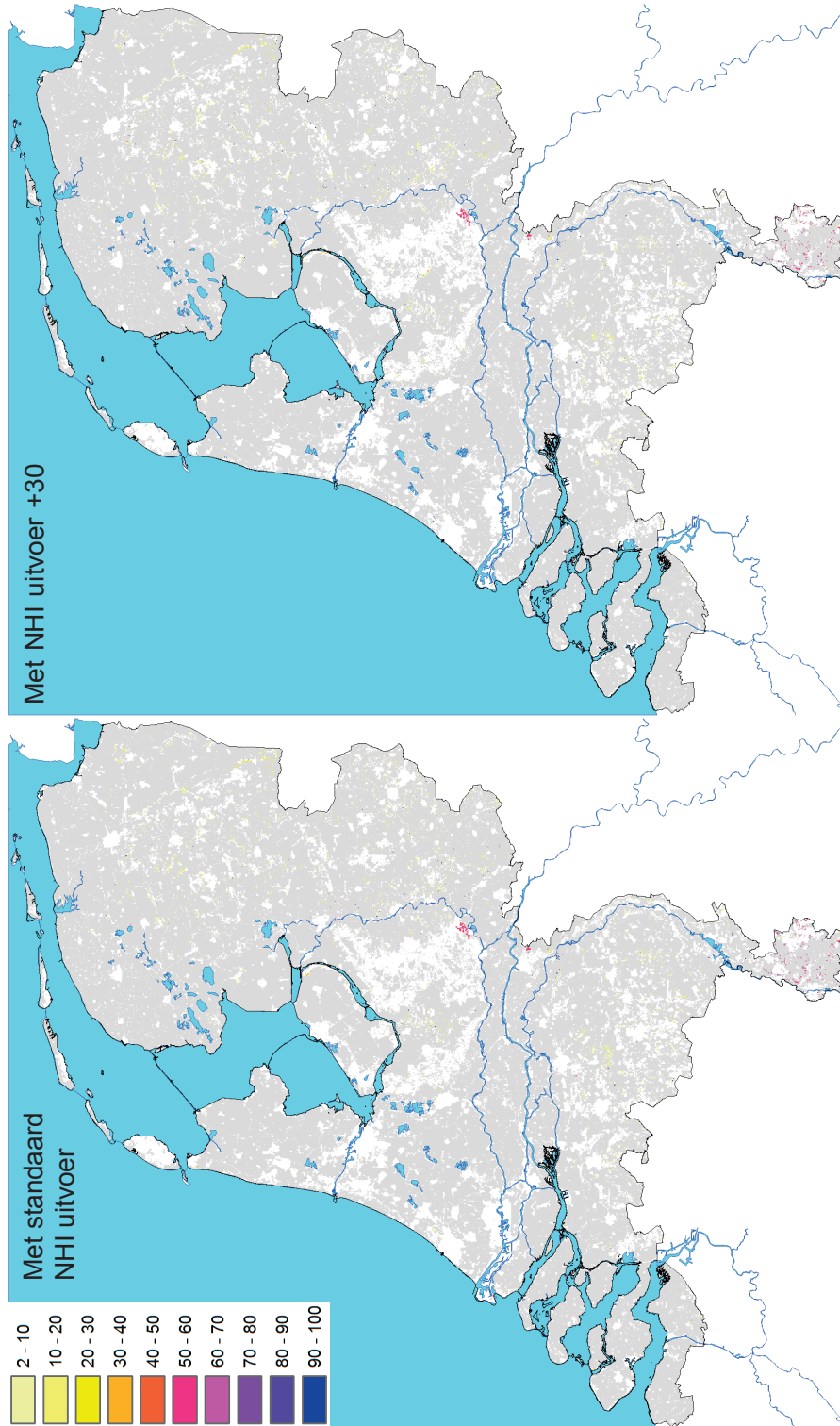


FIGUUR K.18 DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP H41: BOSSEN EN STRUWELEN OP VOCHTIGE, VOEDSELARME, ZURE BODEMS



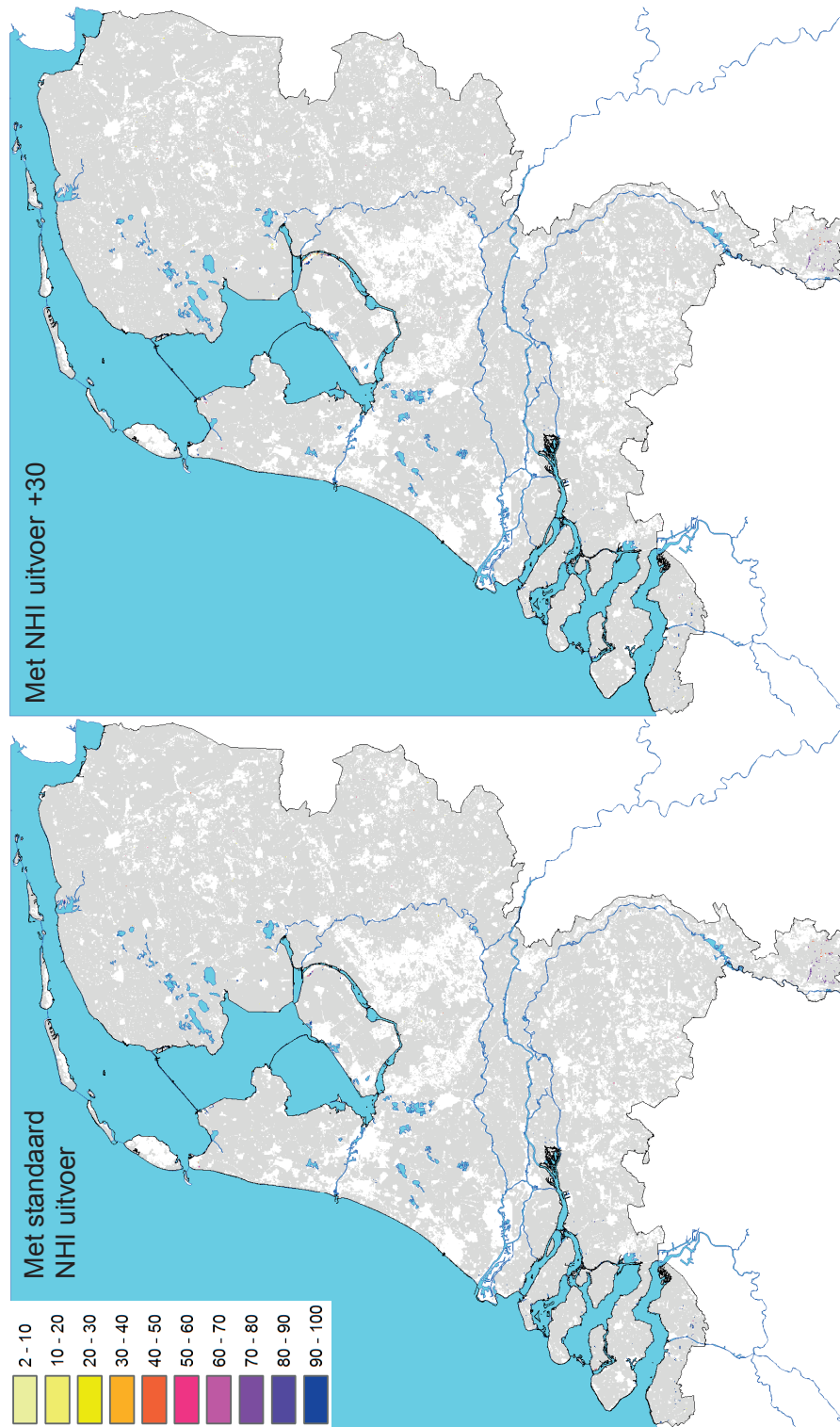
FIGUUR K.19

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP H42: BOSSEN EN STRUWELN OP VOCHTIGE, VOEDSELARME, ZWAKZURE BODEMS. KOMT VEEL VOOR IN TWENTE, ACHTERHOEK, ZUIDRAND VELUWE EN ZUID-LIMBURG. VOORKOMEN WORDT ONDERSCHAT, OOK ALS NHI GRONDWATERSTANDEN MET 30 CM WORDEN OPGEHOOGD



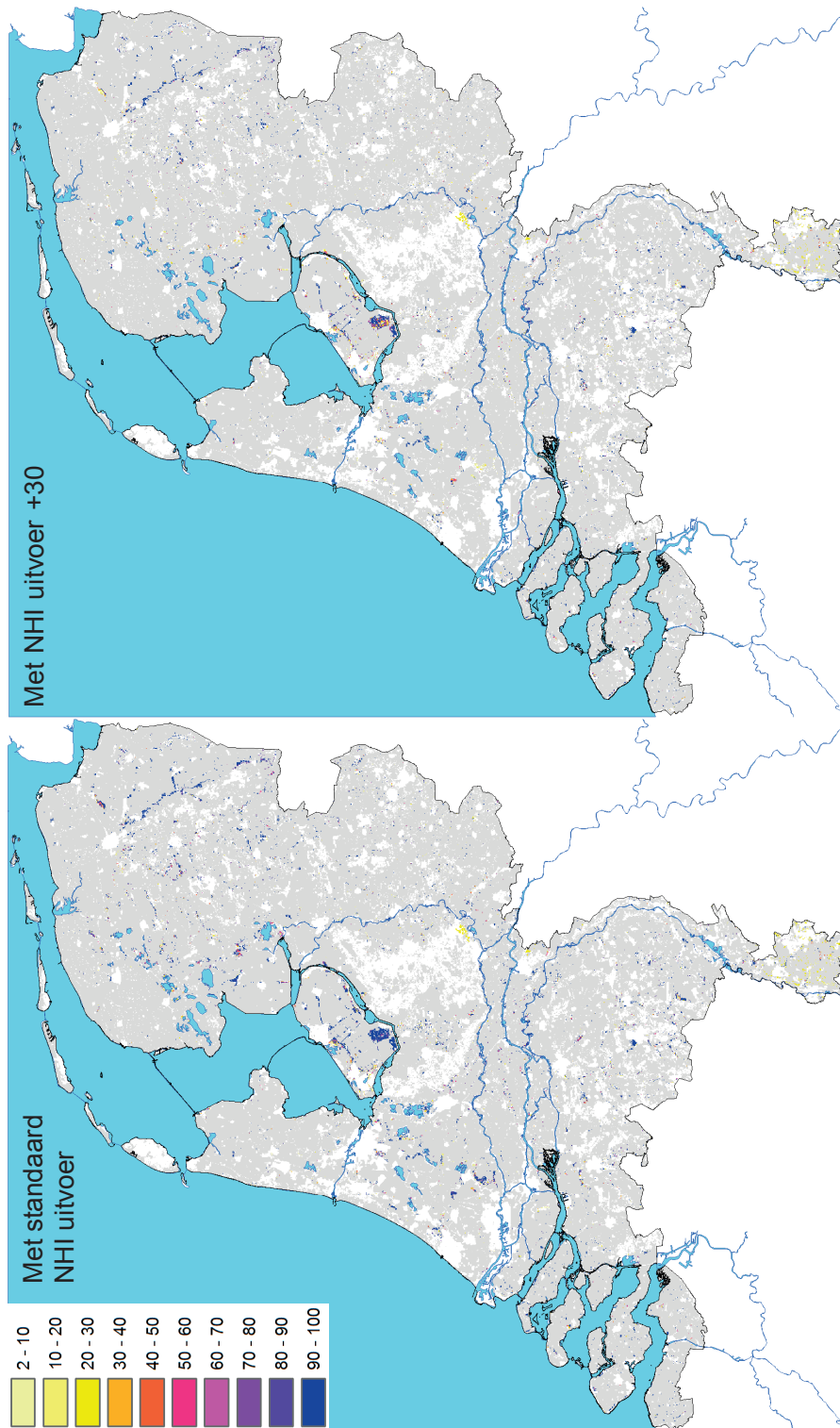
FIGUUR K.20

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP H43: BOSSEN EN STRUWELEN OP VOCHTIGE, VOEDSELARME, BASISCHE BODEMS



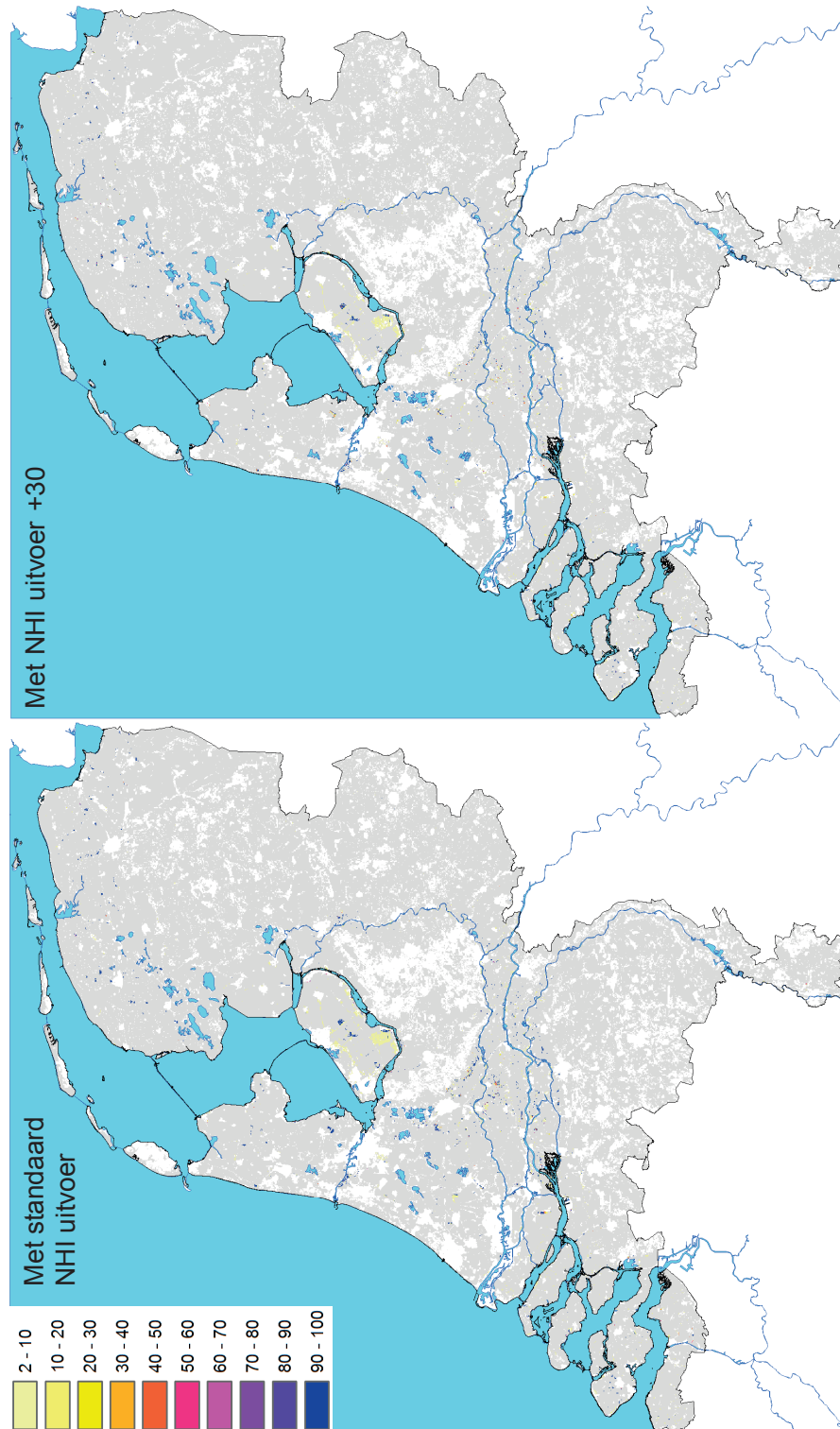
FIGUUR K.21

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP H47: BOSSEN EN STRUWELN OP VOCHTIGE, MATIG VOEDSELRIJKE BODEMS. KOMT VEEL VOOR IN REGIONALE KWELGEBIEDEN ZOALS BINNENDUINRAND, ZUIDRAND VELUWE, KWELZONE LANGS UTRECHTSE HEUVELRUG, BEEKDALEN IN ZUID LIMBURG. VOORKOMEN WORDT ONDERSCHAT, OOK ALS NHI GRONDWATERSTANDEN MET 30 CM WORDEN OPGEHOOGD



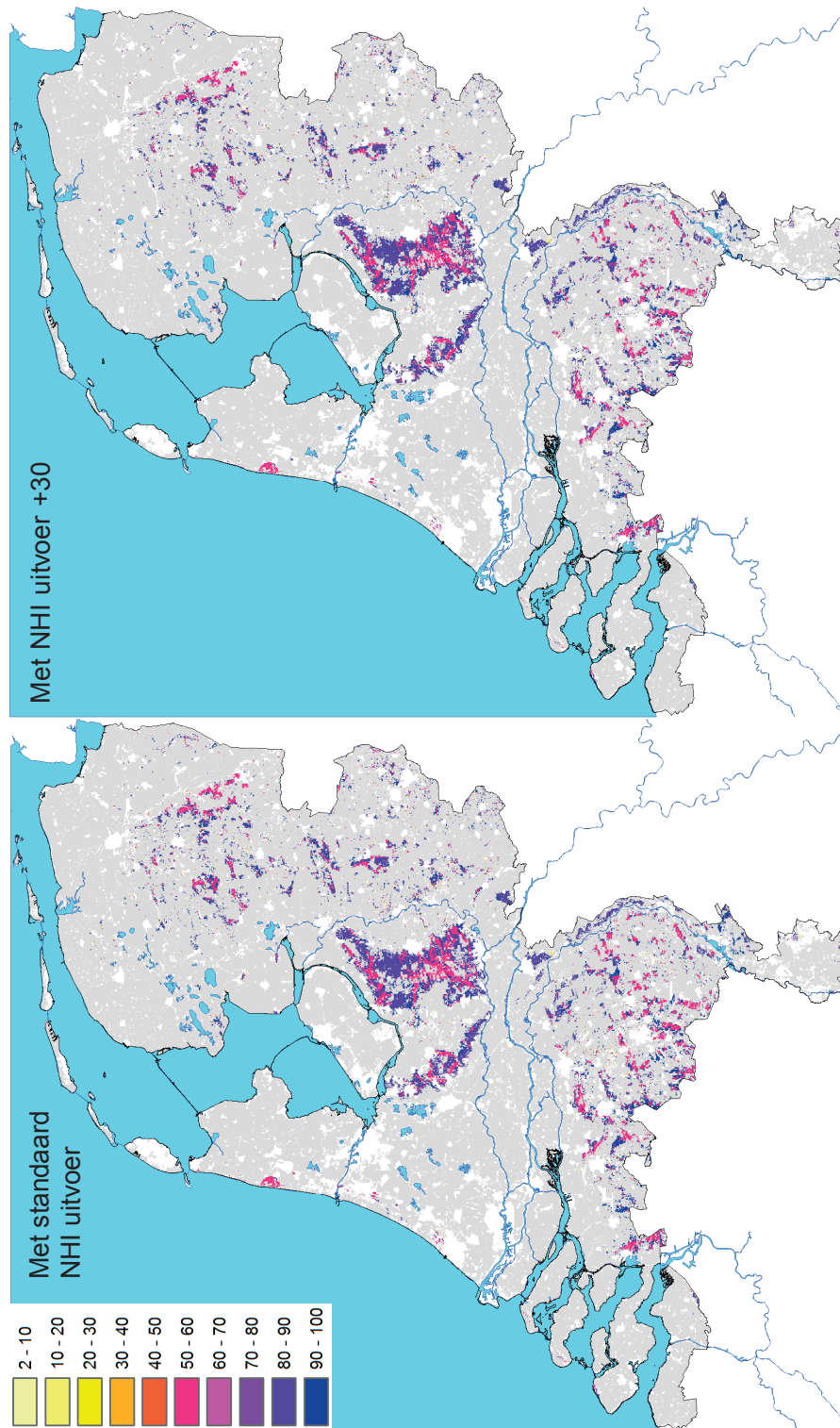
FIGUUR K.22

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP H48: BOSSEN EN STRUWELEN OP VOCHTIGE, ZEER VOEDSELRIJKE BODEMS



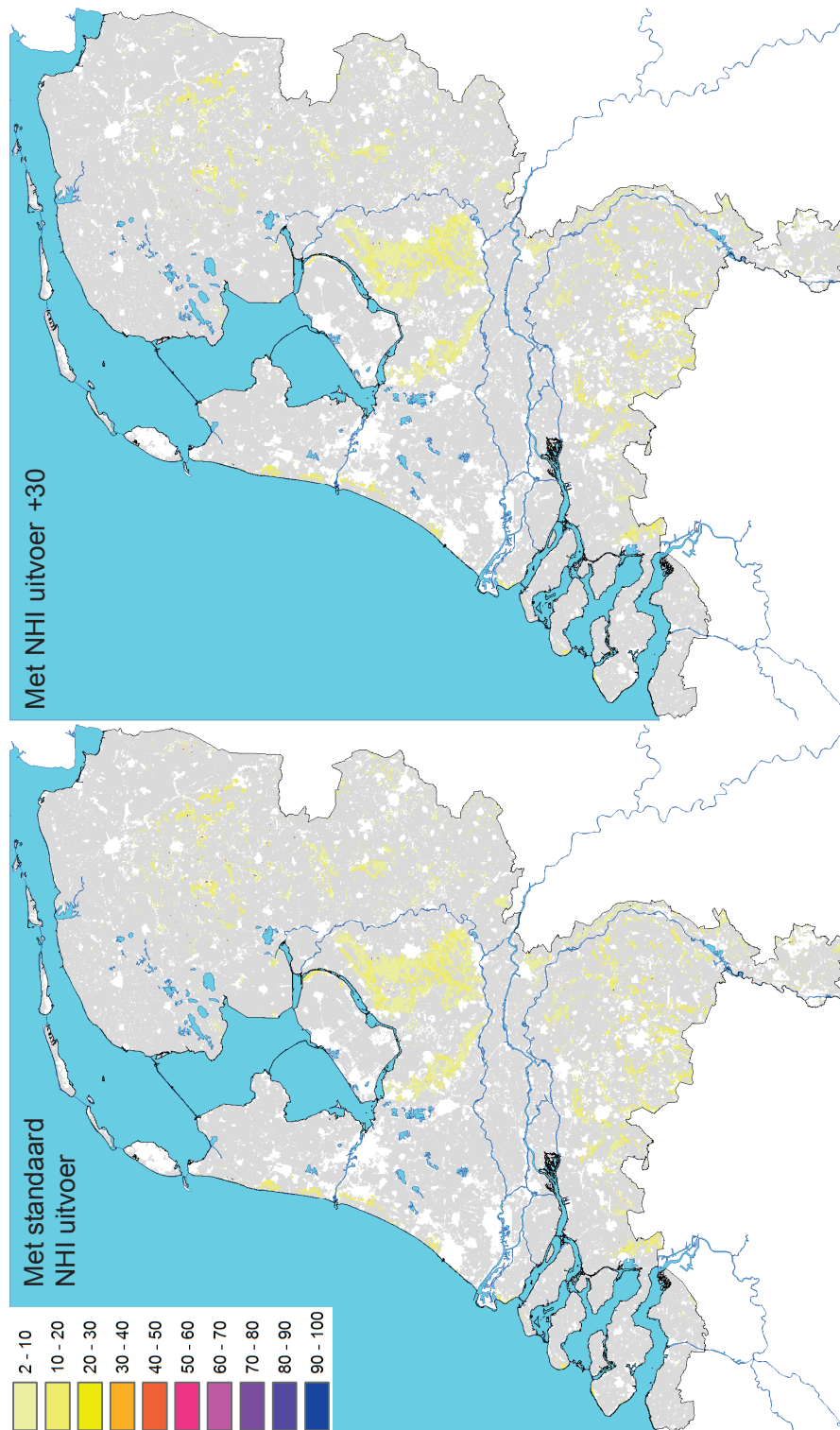
FIGUUR K.23

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP H61: BOSSEN EN STRUWELEN OP DROGE, VOEDSELARME, ZURE BODEMS



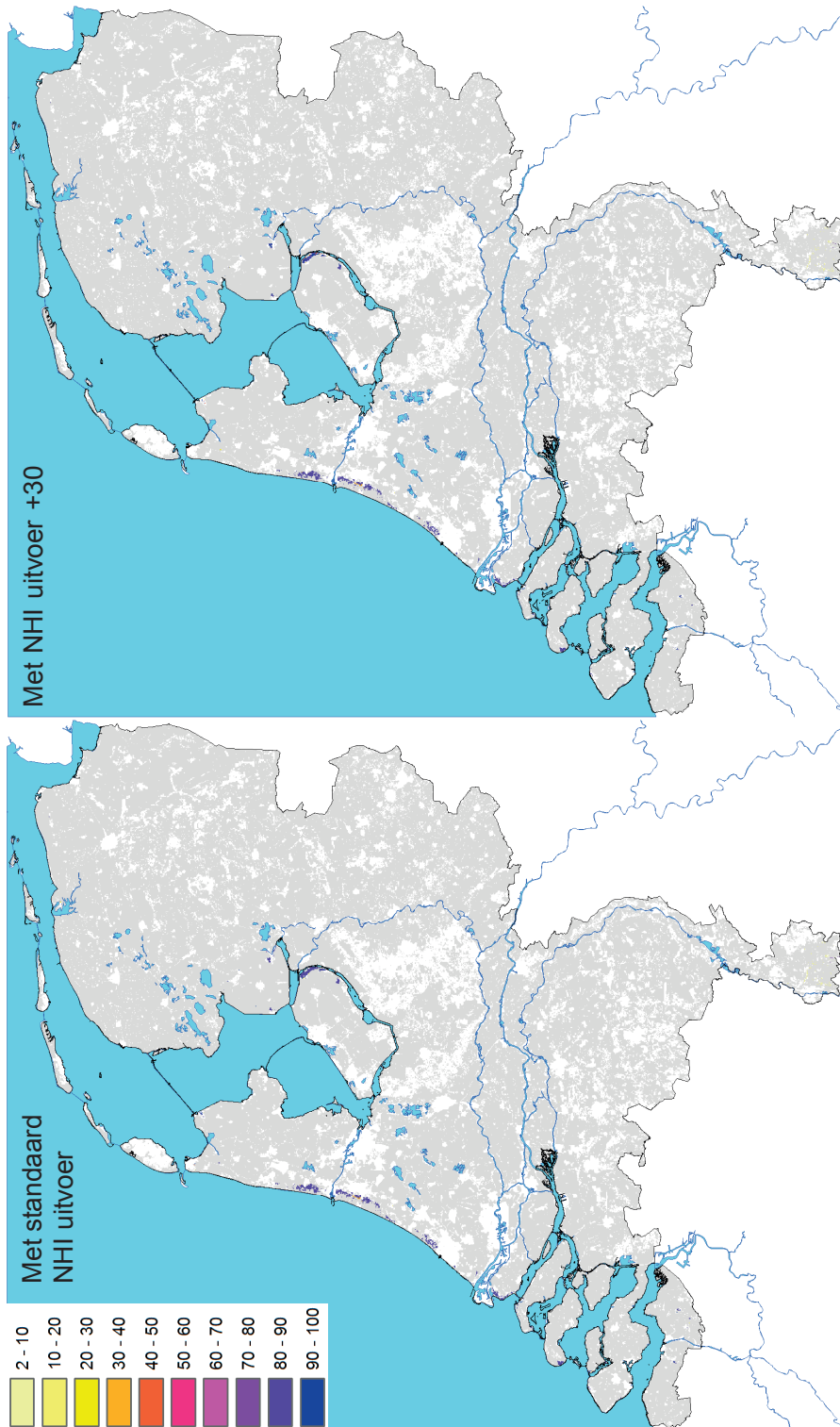
FIGUUR K.24

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP H62: BOSSEN EN STRUWELEN OP DROGE, VOEDSELARME, ZWAKZURE BODEMS



FIGUUR K.25

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP H63: BOSSEN EN STRUWELEN OP DROGE, VOEDSELARME, BASISISCHE BODEMS





FIGUUR K.26

DE MET PW BEREKENDE POTENTIËLE KANS OP VOORKOMEN [%] IN NATUURGEBIEDEN VAN ECOTOOPGROEP H67: BOSSEN EN STRUWELEN OP DROGE, MATIG VOEDSELRIJKE BODEMS

