

Hydro-ecologische modellen: databehoeften, toepassingen en beperkingen

Inleiding

Overal in Europa herbergen veel natuurgebieden een groter of kleiner aandeel wetlands. Deze natuurgebieden liggen meestal in kleine tot grote riviervalleien. Ze herbergen dikwijls soortenrijke, grondwaterafhankelijke vegetatietypen. Een flink aantal hebben hoge regionale alsook Europese natuurbehoudprioriteit. Vlaanderen vormt geen uitzondering op deze vaststelling. Maar liefst 92% van alle natuurgebieden liggen ten minste voor een deel binnen de invloedssfeer van grond- en/of oppervlaktewater en maar liefst 58% van alle Vlaamse vegetatietypen, zoals die gedefinieerd zijn volgens Hoffmann (2004) zijn grond- en/of oppervlaktewaterafhankelijk.

Integrale waterbeheersingprojecten zijn op Europese (en dus ook op Vlaamse) schaal brandend actueel. Veel riviervalleien en wetlands worden heringericht om te gebruiken bij werken inzake overstromingspreventie, het beperken van overtollig sedimenttransport, om debieten van rivieren te regelen, ... 'Ruimte voor water' is dan ook terecht een populaire slogan geworden. Net omwille van het populaire "integrale" van de benadering in discussies omtrent waterbeheersing, is vallei- en wetlandherstel een veelbesproken onderwerp. Steeds meer zijn er voorbeelden te vinden van plannen in verband met overstromingspreventie waarbij ook terdege rekening gehouden wordt met de natuurbehoudwaarden van de overstromingsgebieden. Helaas sneuvelt de integrale aanpak nog geregeld in de uitvoeringsfase.

Modellen bieden een (niet dé) oplossing

Mathematische modellen zijn vandaag de dag standaard instrumenten voor beleidsmakers en projectverantwoordelijken. Hydraulische en hydrologische modellen worden frequent ingezet bij de ontwikkeling of evaluatie van bestaande of nieuwe waterbeheerschema's. Ook bij natuurherstelprojecten allerhande worden ze meer en meer ingezet.

Bij deze laatste wordt in toenemende mate gebruik gemaakt van hydro-ecologische modellen voor het inschatten van potentiële vegetatieontwikkeling.

Beide types van modellen, de hydraulische/hydrologische modellen enerzijds en hydro-ecologische modellen anderzijds, worden daarbij dikwijls samen ingezet zoals bijvoorbeeld bij de ecologische bijsturing van waterbeheersingprojecten.

Dat kan als volgt lopen: de rivierbeheerder stelt een bepaalde (her-)inrichting van een valleigebied

voor, bijvoorbeeld om overstromingsproblemen in bebouwd gebied op te lossen. Dat inrichtingsvoorstel wordt doorgerekend met een hydraulisch/hydrologisch model. Daarbij wordt in eerste instantie gekeken naar de effectiviteit van het voorstel (aftoppen van afvoerpieken, stockageruimte voor het overtollige water, ...) en naar veiligheidsaspecten (overstromingsregimes, terugkeerperioden, ...). De resultaten daarvan worden gebruikt in een hydro-ecologisch model om de effecten op natuurwaarden te evalueren. Als daar ongewenste negatieve effecten uit voortkomen, kan het oorspronkelijke inrichtingsscenario worden bijgestuurd en opnieuw hydraulisch gemodelleerd. Dit proces kan een aantal keer herhaald worden in een iteratief proces. Het spreekt voor zich dat voor dergelijke toepassingen kwalitatief hoogstaande hydraulische/hydrologische maar zeker ook hydro-ecologische modellen een absolute noodzaak zijn.

Waar zijn goede hydro-ecologische data vandaan te halen?

Hydro-ecologische modellen steunen zeer sterk op goede referentiegegevens van standplaatskarakteristieken van waterafhankelijke vegetatietypen en/of plantensoorten. Om goede ecologische standplaatsgegevens te verkrijgen heeft men ongestoorde locaties met goed ontwikkelde vegetatietypen nodig. Dat zijn met andere woorden locaties waar een goed evenwicht bestaat tussen hydrologische randvoorwaarden en de vegetatieontwikkeling. "Ongestoorde" en "goed ontwikkeld" zijn beide erg subjectieve begrippen. Zeker in Vlaanderen, maar ook in de West-Europese context is het vrijwel onmogelijk om ongestoorde locaties te vinden. Er wordt bijgevolg stevast overgeschakeld naar "zo weinig mogelijk gestoorde situaties". Daarbij worden voor de geselecteerde terreinen volgende criteria gehanteerd: (i) een lange periode van constant beheer (minstens 10 jaar), (ii) geen veranderingen in het grondwaterregime gedurende minstens 5 jaar, (iii) geen bekende verstoringen (bemesting, lozing van afvalwater, ...) in het recente verleden en (iv) afhankelijk van het vegetatietype een lange ontwikkelingsduur (grasland 15-20 jaar, bossen 50-120 jaar, ...) (Huybrechts et al. 2002). Op die manier is de keuze aan referentiegebieden vaak vrij beperkt.

Er wordt gewerkt met plantensoorten en/of met vegetatietypen. Plantensoorten hebben het voordeel dat ze duidelijk gedefinieerd zijn. Plantensoorten zijn eenvoudiger éénduidig te herkennen dan vegetatietypen. Bij deze laatste spelen ook syntaxonomische interpretaties een rol. Hoe ge-

detailleerder het niveau (verbond, associatie, sub-associatie, ...)hoe moeilijker de definitie en hoe groter de discussies. In de meeste ecohydrologische projecten worden vegetatietypen verkozen boven plantensoorten.

De standplaatskarakteristieken hebben betrekking op het grondwater en de bodem. Grondwaterstanden zijn bepalend voor de vochthuishouding van de bodem. Aangezien een grondwaterpeil zelden constant is, wordt gewerkt met gemiddelde, gemiddelde hoogste, gemiddelde laagste grondwaterstand of met grondwateramplitude (schommeling op jaarbasis).

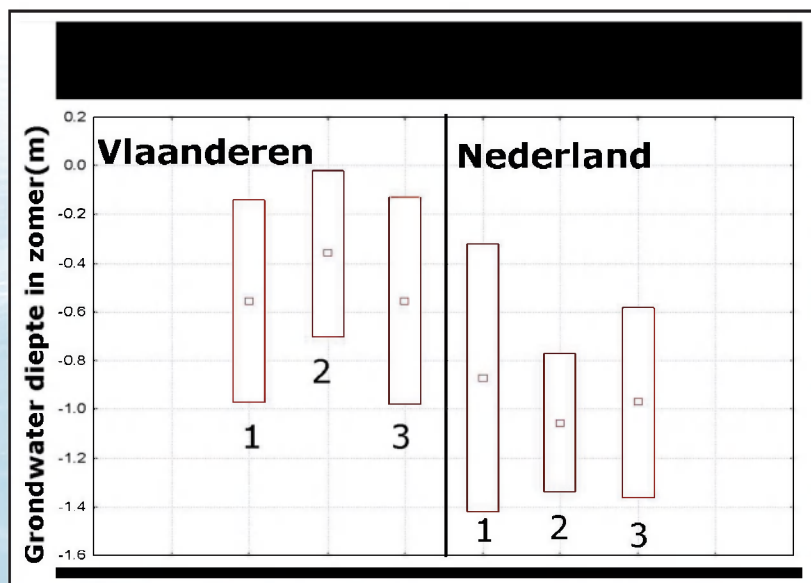
In Vlaanderen is ook de chemische samenstelling van grondwater soms van doorslaggevend belang is (Huybrechts et al. 2000; De Becker et al. 1999). Zuurgraad, elektrische geleidbaarheid, concentraties van de belangrijkste ionen en nutriënten worden hierbij geanalyseerd. Bij het beschrijven van de bodem zijn niet alleen de fysieke kenmerken (textuur, profielontwikkeling) maar zeker ook de chemische samenstelling van belang (organisch materiaal, zuurgraad, basenverzadiging, nutriënten, ...). het gevoerde beheer, optreden van overstromingen, ... vervolledigen de lijst van standplaatskarakteristieken.

Het spreekt voor zich dat dit een arbeidsintensieve en bijgevolg dure aangelegenheid is. De nodige tijd en financiële middelen zijn in veel gevallen niet voorhanden.

Om die reden worden voor de ontwikkeling van hydro-ecologische niet zelden gebruikgemaakt van eerder generalistische of gebiedsdekkende informatie.

Een voorbeeld van generalistische informatie is het gebruik van indicatorwaarden van plantensoorten of vegetatietypen (Ellenberg 1974, Jalink & Jansen 1989). Deze zijn gebaseerd op expertkennis, waarbij de respons van plantensoorten of vegetatietypen op standplaatsvariabelen wordt

Figuur 1: vergelijking ecologische amplitude voor grondwaterdiepte in de zomer voor drie vegetatietypen (1. mesotroof elzenbroek, 2: kleine zeggenvegetatie, 3: zilverschoongrasland) aan de hand van de Nederlandse en de Vlaamse Niche-dataset (Callebaut et al 2006).



gecategoriseerd. In modeltoepassingen worden die categorieën vaak opnieuw, via interpolatie, opnieuw continu gemaakt.

Een voorbeeld van veelgebruikte gebiedsdekkende informatie is de bodemkaart van België. Daarin wordt naast textuur ook drainageklasse beschreven. De diepte van de reductiehorizont wordt in verband gebracht met de diepste grondwaterstand in de zomer. Veelal refereert die diepte echter naar een historische toestand en bovendien wordt er geen rekening gehouden met capillariteit van de bodem.

Het gebruik van minder nauwkeurige basisinformatie vergroot de onzekerheden van hydro-ecologische modellen. Het vermindert het onderscheidend vermogen tussen plantensoorten of vegetatietypen. Het zorgt voor een te grote overlap in de waarschijnlijkheid van voorkomen van plantensoorten of vegetatietypen.

Omwille van het niet beschikbaar zijn van degelijke basisgegevens, wordt eerder een beperkt aantal standplaatsvariabelen geselecteerd op basis van de beschikbaarheid dan wel op basis van hun voorspellende/verklarende waarde.

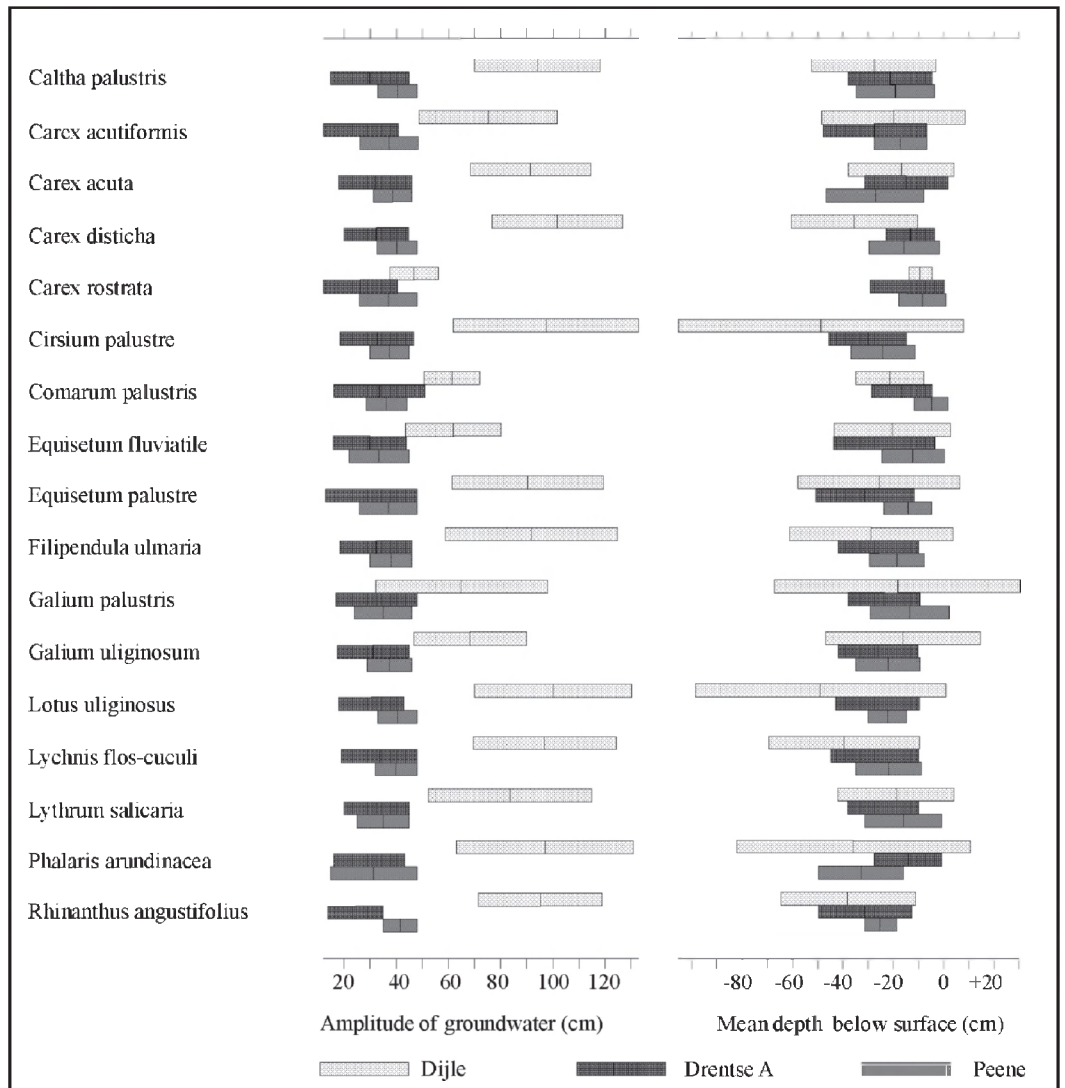
Er kan niet genoeg benadrukt worden de voor goede ecologische inschattingen, goede de standplaatsgegevens van groot belang zijn. Dit vereist een kritische selectie en evaluatie van de beschikbare gegevens. Al te dikwijls heerst de, ons inziens verkeerde, indruk dat de standplaats-eisen van de meeste plantensoorten en/of vegetatietypen al goed in beeld gebracht werden. Niet zelden wordt gebruik gemaakt van informatie die in een bepaalde regio werd verzameld en vervolgens geëxtrapoleerd wordt naar een veel ruimer geografisch gebied, bv. West-Europa. Een dergelijke aanpak is niet zonder risico's. Onderstaande voorbeelden illustreren dat.

Een eerste voorbeeld is ecologische amplitude ten aanzien van de diepste grondwaterstanden (in de zomer) voor mesotroof elzenbroek, kleine zeggenvegetatie en zilverschoongrasland op uitgebreide Vlaamse en Nederlandse datasets (Callebaut et al 2007). Met name voor Kleine zeggenvegetaties blijkt er zelfs niet eens overlap in de ecologische amplitude van de grondwaterstanden te zijn!

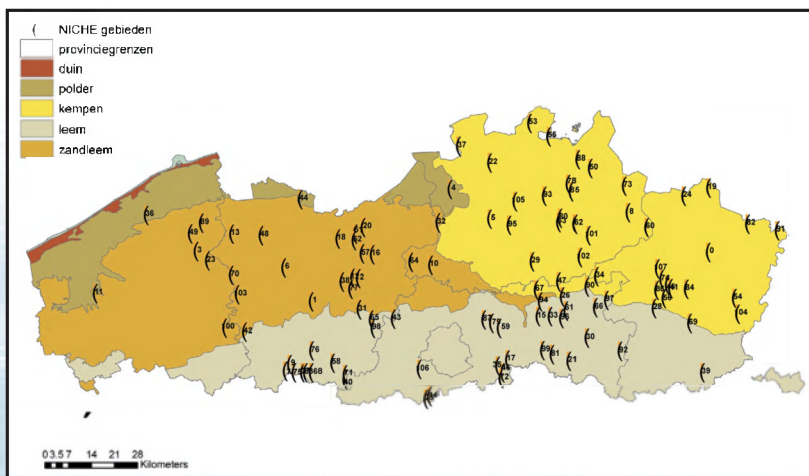
Een tweede voorbeeld is de vergelijking van de respons van een aantal grondwaterafhankelijke graslandsoorten op de grondwaterafschommelingen (op jaarbasis) en de grootste diepte van het grondwater (in de zomer) voor de valleien van de Drentse Aa in Nederland, de Peenevallei in het noorden van Duitsland en de Dijlevallei in het zuiden van Vlaanderen (De Becker et al. 1999). Hoewel de bodems voor de drie gebieden nagenoeg vergelijkbaar zijn, blijkt er nogal wat verschil op de standplaatsvariabelen te zitten.

In Vlaanderen heeft het lange tijd ontbroken aan geschikte gegevens om hydro-ecologische modellen te ontwikkelen en te testen. De laatste 15 jaar heeft het instituut voor natuur- en bosonderzoek geïnvesteerd in databestanden. Twee Vlaamse hydro-ecologische databestanden zijn momenteel beschikbaar zijn.

Figuur 2: vergelijking van ecologische amplitude "amplitude van grondwater" en gemiddelde diepte van grondwater" voor een reeks grondwaterafhankelijke graslandsoorten in de Dijle- (B), Drentse A- (NL) en Peenevallei (D). In de balkjes is de gemiddelde waarde +/- de standaardafwijking van de waarnemingen weergegeven.



Figuur 3: situering van de referentiegebieden voor de Niche-Vlaanderen dataset (Callebaut et al. 2006)



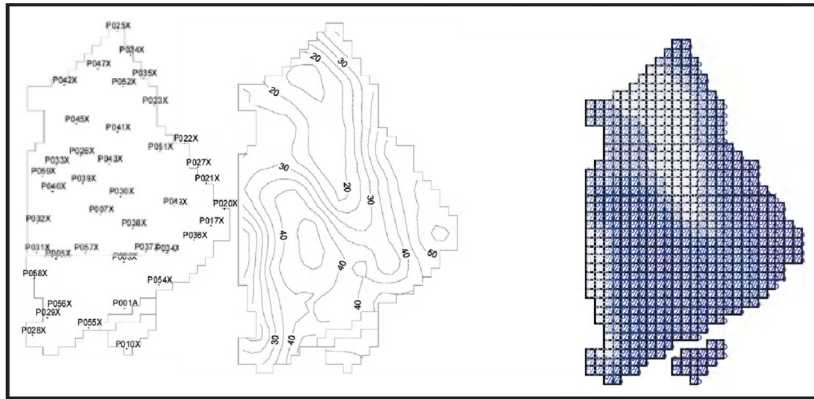
Een eerste dataset, de "NICHE - Vlaanderen dataset" (Callebaut et al. 2007) is een voorbeeld van puntbemonstering. Daarbij werden op ca. 1000 locaties verspreid over 100 Vlaamse referentiegebieden standplaatsgegevens verzameld voor 28 grondwaterafhankelijke vegetatietypen.

Een tweede dataset, de "ITORS - Vlaanderen dataset" (Huybrechts et al. 2002) is een voorbeeld van rasterdata. De soorten- en vegetatiegegevens werden verzameld in vijf gradiëntrijke ongestoorde natuurgebieden waarin telkens over een oppervlakte van ca. 25 ha karteerrasters werden uitgezet met maaswijdte van 10*10 tot 40*40 meter. De standplaatsgegevens werden verzameld op wel bepaalde punten (bv. peilbuizen), maar via geostatistische bewerkingen werden geïnterpoleerde waarden per rastercel berekend.

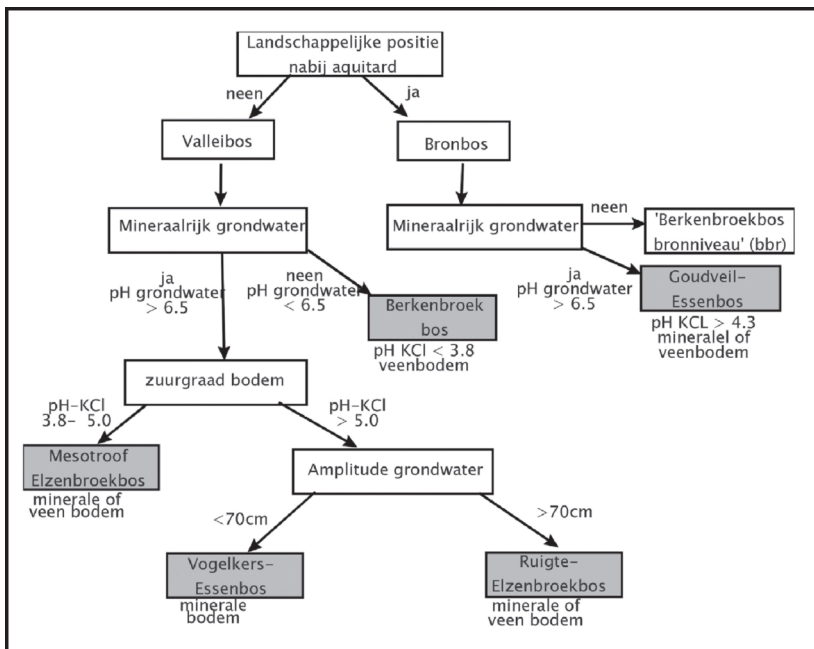
De puntbemonstering is de meest gebruikte methode. Het is een flexibel systeem maar de keuze van de bemonsteringslocaties is erg subjectief. Bovendien zijn er nogal wat kosten en tijdsinvesteringen voor de installatie en het opmeten van peilbuizen in elk van die gebieden.

Data verzamelen in een (weliswaar goed gekozen) karteerraster is veel minder subjectief, de bemonstering van een hele reeks soorten over een volledige ecologische gradiënt is mogelijk, de karteringen kunnen gebruikt worden voor een ruimtelijke weergave van modevaluatie, maar de belangrijkste nadelen zijn de hoge arbeids-

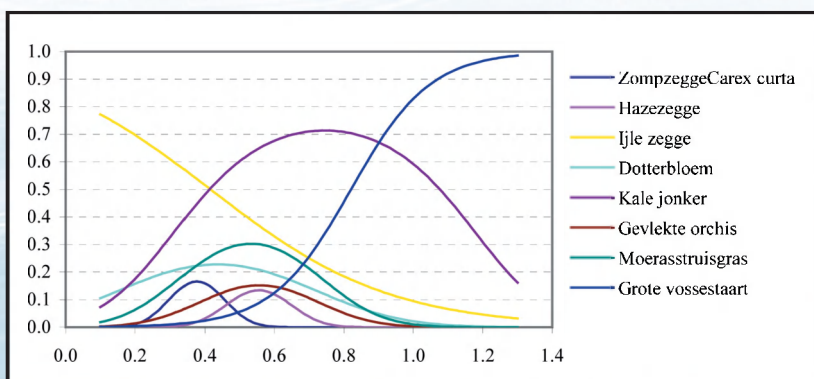
Figuur 4: verwerken van puntwaarmetingen tot geïnterpoleerde waarden per rastercel voor Vordonkbos-Turfputten: a. locatie van de peilbuizen, isolijnenkaart met geïnterpoleerde chloridenconcentraties in het grondwater c: chloridenconcentratie per rastercel. (Huybrechts et al 2000)



Figuur 5: beslisschema voor de potentiebepaling van vijf beekbegeleidende bostypen (De Becker et al. 2004)



Figuur 6a: responscurven met de kans van voorkomen voor diverse grondwaterafhankelijke graslandsoorten ten aanzien van de maximale diepte van het grondwater (m onder maaiveld) (naar Huybrechts et al 2000).



intensiviteit en de complexiteit van de geostatistische databehandeling.

Types van hydro-ecologische modellen

Enmaal er een betrouwbare dataset voorhanden is, kan die in een hydro-ecologische modelstructuur worden ingebouwd. Die zijn ruwweg onder te verdelen in twee types: de deterministische en de empirische modellen.

Deterministische modellen maken gebruik van een beslisschema, zoals geïllustreerd wordt in figuur 6 waarin vijf verschillende beekbegeleidende bostypen van elkaar worden onderscheiden op basis van een reeks eenvoudige standplaatskarakteristieken (De Becker et al. 2004). Die beslisschema's zijn best gebaseerd op degelijke meetgegevens, maar in veel gevallen komt er ook "expertkennis" aan te pas.

Empirische modellen maken gebruik van een aantal statistische technieken om de (procentuele) kans van voorkomen van een bepaalde soort of vegetatietype aan te geven in relatie tot een bepaalde standplaatskarakteristiek. Dat kan bijvoorbeeld gebeuren op basis van regressiecurven voor één standplaatskarakteristiek (Figuur 6a) of regressieoppervlakken voor twee of meer standplaatskarakteristieken (figuur 6b).

Welk type van voorspellingen zijn (niet) mogelijk?

In modelvoorspellingen, of beter gezegd potentiebepalingen, wordt het interessegebied onderverdeeld in kleinere rastercellen of polygonen. Veelal worden hydraulische/hydrologische modelresultaten gekoppeld aan hydro-ecologische modellen. Omwille van voortdurend verbeterende en steeds gesofisticeerde GIS-toepassingen is men geneigd te geloven dat de modeltoepassingen en -uitspraken steeds beter worden. Alles hangt echter af van de nauwkeurigheid en representativiteit van de ecologische dataverzameling, van de terreinmetingen en van de betrouwbaarheid van de verschillende gebruikte mathematische modellen.

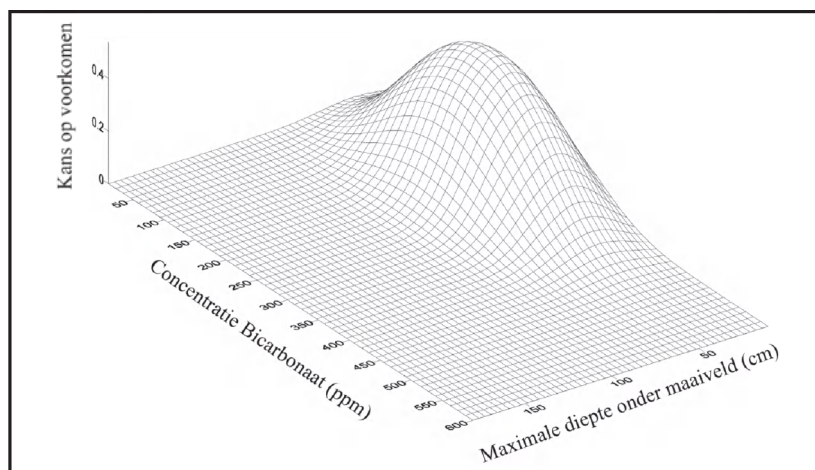
Hydrologische modellen bijvoorbeeld, hebben een zeer goed resultaat als de voorspelde grondwaterpeilen minder dan één meter verschillen van de in het veld gemeten waarde. Die zogenaamde "accuracy" valt af te leiden uit een kalibratiecurve (figuur 78). In de meeste gevallen zijn fouten van verschillende meters het best haalbare resultaat.

Het spreekt voor zich dat een dergelijke nauwkeurigheid ruim onvoldoende is voor accurate ecologische toepassingen. Hydro-ecologische modelresultaten moet dan ook gebruikt worden om verspreidingspatronen van plantensoorten of vegetatietypen of veranderingen daarvan in een bepaald gebied in beeld te brengen, eerder dan te focussen op de exacte aan/afwezigheid op een welbepaalde locatie.

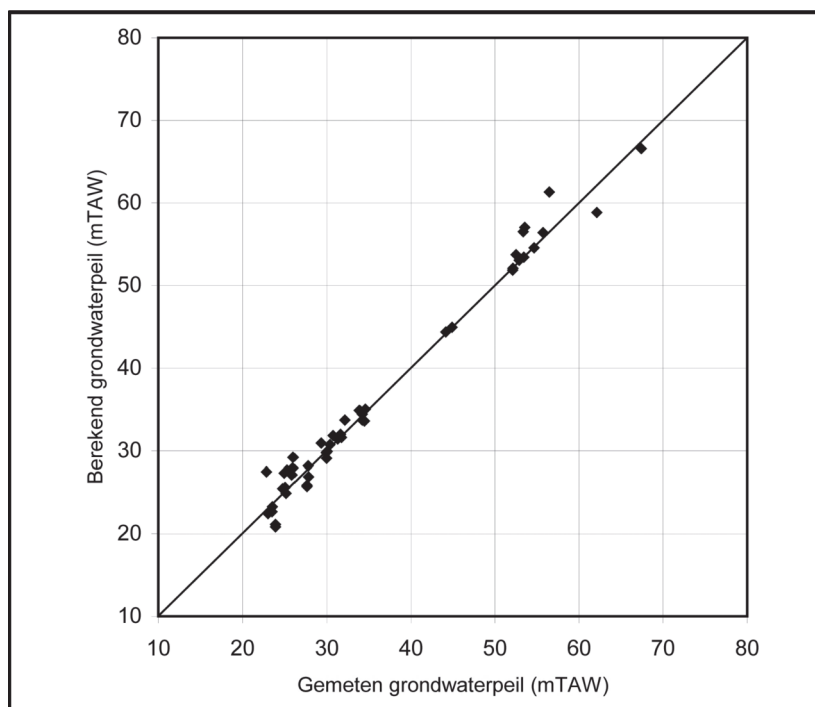
Conclusies

De techniek van hydro-ecologische modellen

Figuur 6b: responsoppervlak met de kans van voorkomen voor *Phytolacca* ten aanzien van concentratie bicarbonaat en maximale diepte van het grondwater (naar Huybrechts et al 2000)



Figuur 7: kalibratiecurve voor een regionaal grondwatermodel in de Zuiderkempem (Ijerselt-Westmeerbeek) (De Becker et al. 2006)



wordt vandaag bijna standaard toegepast in natuurherstelprojecten, milieueffectrapportage en in waterbeheersingstudies, maar:

- Hydrologen moeten meer werk maken van het verbeteren van de nauwkeurigheid van de hydraulische/hydrologische modellen aangezien die doorgaans als basis dienen voor de Hydro-ecologische modellen.
- Ecologen moeten meer werk maken van het reduceren van het (nog altijd veel te) grote aandeel van "expertkennis" in hun beoordelingen, meer kwalitatieve ecologische gegevens zijn noodzakelijk.
- Veruit de grootste aandacht gaat momenteel uit naar het verhogen van de performantie van de rekenmodules van modellen en van het verbeteren van GIS-toepassingen. Die geven verkeerdelijk de indruk van verbeterende modelresultaten. Voorspelde verspreidingspatronen en

veranderingen daarin moeten de aandacht krijgen, de exacte locaties van voorspelde soorten en vegetatietypen zijn momenteel nog niet betrouwbaar.

Referenties

Callebaut J.; De Bie E.; De Becker P. & Huybrechts W. 2007. NICHE Vlaanderen. SWV. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2007.3.

De Becker P.; Hermy M. Butaye J. 1999. Ecohydrological characterisation of a groundwater fed alluvial floodplain mire. *Journal of Vegetation Science* 2: 215-228.

De Becker P.; Jochems H. & Huybrechts W. 2004. Onderzoek naar de abiotische standplaatsvereisten van verschillende beekbegeleidende Alno-Padion & Alnion incanae-gemeenschappen. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud IN.O.2004.17.

De Becker P.; Denys L.; Packet J.; Batelaan O. & Mertens W. 2006. Ecohydrologische studie LIFE Zuiderkempem. Rapport van het Instituut voor Natuur- & Bosonderzoek INBO.R.2006.41.

Dumortier M.; De Bruyn L.; Peymen J.; Schneiders A.; Van Daele T.; Weyembergh G.; van Straaten D. & Kuijken E. (red.) Natuurrapport 2003 – toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededeling van het Instituut voor Natuur behoud nr. 21.

Ellenberg H. 1974. Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* band 9 Gottingen

Hoffmann M. 2004 Voorlopig overzicht van de plantengemeenschappen van Vlaanderen. Universiteit Gent vakgroep Biologie Onderzoeksgroep Terrestrische Ecologie.

Huybrechts W.; Batelaan O.; De Becker P.; Joris I. & Van Rossum P. 2000. Eco-hydrologisch onderzoek waterrijke vallei-ecosystemen Vlina 96/03.

Huybrechts W.; De Bie E.; De Becker P.; Wassen M. & Bio A. 2002. Ontwikkeling van een Hydro-ecologisch model voor vallei-ecosystemen in Vlaanderen, ITORS-VI. Verslagen van het Instituut voor Natuurbehoud 2002.18.

Jalink M.H. & Jansen A.J.M. 1989. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdal-gemeenschappen – basisrapport. KIWA onderzoek en advies. Nieuwegein (NI).

P. De Becker en W. Huybrechts

Instituut voor Natuur- & BosOnderzoek
Kliniekstraat 25 te 1070 Brussel
piet.debecker@inbo.be