

TYLE - 2003 - Jonge landschapsecologen presenteren hun onderzoek

In 2003 verscheen de 20^e jaargang van het tijdschrift *Landschap*. Een jubileum om bij stil te staan, vonden zowel de redactie van *Landschap* als het bestuur van de Werkgemeenschap Landschapsecologisch Onderzoek (WLO), de uitgever van het tijdschrift. Noch de redactie noch het bestuur wilden echter het jubileum vieren met de geijkte terugblik en mooie woorden over wat 20 jaar *Landschap* heeft betekend voor de landschapsecologie. Onder het motto: ‘*Landschap* is 20 jaar jong’ werd besloten de aandacht te richten op de toekomst en werd de werkvloer vrijgemaakt voor ‘The Young Landscape Ecologist’ ofwel TYLE.

Het idee was om met TYLE jonge landschapsecologen - studenten bezig met hun promotie- of doctoraalonderzoek - de gelegenheid te geven hun resultaten te presenteren. En bovendien aan jonge en ‘oude’ landschapsecologen de gelegenheid te bieden om elkaar en elkaar’s ideeën te leren kennen.

TYLE vond plaats op 11 december 2003. Er werden 14 uitstekende presentaties gegeven, waarin de studenten lieten zien niet alleen het vakgebied landschapsecologie goed te beheersen, maar ook over goede communicatieve vaardigheden te beschikken.

In dit nummer van *Landschap* zijn de tijdens TYLE gepresenteerde inleidingen gebundeld. Door de deelnemers te vragen hun paper kort na TYLE in te leveren en de toetsing en eindredactie zo beperkt mogelijk te houden, is het mogelijk al kort na de bijeenkomst en nog in de jubileum jaargang, deze publicatie als extra nummer van *Landschap* te laten verschijnen.

De lezer van *Landschap* krijgt met deze teksten een beeld van de thema’s waar jonge landschapsecologen zich mee bezighouden en van de theoretische en conceptuele vragen waar zij in hun onderzoek tegenaan lopen. Daarmee is overigens niet gezegd dat hiermee een compleet beeld gegeven is. Het op TYLE gepresenteerde onderzoek richtte zich vooral op de klassieke landschapsecologische onderwerpen. Die kenmerken zich uiteraard door een grote mate van interdisciplinariteit, maar de gamma disciplines en ontwerpende disciplines, hoorden daar in het op TYLE gepresenteerde onderzoek nauwelijks bij. Dat is jammer, want een verbreding van de landschapsecologie tot die disciplines, biedt veel potenties voor vernieuwing. Het is overigens onwaarschijnlijk dat er geen studenten werkzaam zijn op die grensvlakken. Om die naar een volgende editie van TYLE te lokken is ook een uitdaging voor de toekomst.

De eerste bijdrage in deze *Landschap* gaat in op de oorzaken van het voor de fauna vaak tegenvallende effect van natuurherstelprojecten. Volgens Wilco Verbeek wordt bij die projecten onvoldoende rekening gehouden met de heterogeniteit van het landschap en de invloed daarvan op het voorkomen van diersoorten.

Hasse Goosen presenteert twee modellen die volgens hem beter geschikt zijn voor het ondersteunen van interactieve besluitvormingsprocessen dan de traditionele analytische modellen.

Dat bestaande modellen de ruimtelijke patronen in savanne-begroeiingen niet kunnen verklaren, komt volgens Thomas Groen doordat daar deterministische processen in ontbreken.

André Jellema (en Walter Rossing) werken aan een benadering voor het ontwerpen en analyseren van multifunctionele landschappen, met zogenaamde landschapsprototypen.

Anne Hollander presenteert haar modelonderzoek waarin zij de effecten voorspelt van maatregelen voor herstel van de hydrologie van het Wooldse Veen bij Winterswijk.

Als onderdeel van een onderzoeksproject naar de ruimtelijke verdeling van biodiversiteit in Nederland, werkt Marieke Schouten aan de verspreidingsgegevens van roofvliegen. De Veluwe en Zuid-Limburg blijken ware hotspots.

Mireille Grobben ontwikkelde een methode die wetenschappelijke kennis over ecologische en recreatieve netwerken toepasbaar maakt in interactieve planprocessen. Volgens de gebruikers een methode met perspectief.

Robbert Snep betoogt dat stadsranden als kerngebied kunnen dienen voor natuur in de stad. Dat inzicht kan volgens hem helpen de natuurkwaliteit in steden te verhogen.

De hydrologische en hydro-chemische condities in de terrasvenen van de rivier de Ob (West-Siberie) zijn onderwerp van het onderzoek van Sander Loos en Aafke Schipper. Het veensysteem blijkt vooral water te ontvangen via kwel vanuit het aangrenzende terras.

Dat de venen langs de Ob kunnen dienen als referentie voor Nederlandse veenlandschappen, is de conclusie van Sebastiaan Schep, Ron Zeefat en Jeroen van Zuidam. De hydro-ecologische omstandigheden in de West-Syberische venen zijn vergelijkbaar met die langs de Vecht.

Panagiotis Nyktas werkt aan het toepasbaar maken van methode uit de bodemkunde om de verspreiding van ecotopen te voorspellen in het Samaria Biosphere Reserve op Kreta.

Hoe weidevogels reageren op fragmentatie van het landschap, is het onderwerp van de studie van Ronald van der Vliet. Zijn hypothese is dat weidevogels een voorkeur hebben voor open landschappen waar ze predatoren tijdig kunnen waarnemen.

Marc Metzger presenteert een nieuwe Environmental Classification of Europe, die is gebaseerd op een Principal Component Analyse en statistische clustering van klimaats- en topografische gegevens.

Het model dat Ivo Thonon heeft ontwikkeld, voorspelt hoe slibtransport in uiterwaarden wordt beïnvloed door natuurontwikkeling. Het model gebruikt sediment concentraties, waterpeil, stroomsnelheid en dispersie als input.

TYLE was mogelijk door de inzet van velen. In de eerste plaats de studenten die hun onderzoek presenteerden. De beide sessie-voorzitters, Simon van den Bergh van Wageningen Universiteit en Jasper van Belle van Universiteit Utrecht wisten de presentaties steeds te laten uitmonden in inspirerende discussies. De videofilm als afsluiting van de dag werd beschikbaar gesteld door Rolf Roos. WLO-secretaris Remco van der Hoogt coördineerde de inschrijving en de tijdige aanlevering van de teksten in deze publicatie. Universiteit Utrecht stelde de zaal te beschikking. Wageningen Universiteit en Researchcentrum maakte dankzij een financiële bijdrage het symposium en deels ook dit extra nummer van Landschap mogelijk.

TYLE smaakte naar meer. Wat ons betreft is een nieuwe traditie geboren.

De gelegenheidsredactie:

Aat Barendregt

Joep Dirxx

Restoring fauna diversity requires an integration of animal ecology and landscape ecology

Faunaherstel vereist de integratie van landschapsecologie en dierecologie

Wilco Verberk

Together with: Hans Esselink - Stichting Bargerveen
University of Nijmegen (KUN), Department of Animal Ecology
P.O. Box 9010, 6500 GL Nijmegen
Email: wilcov@sci.kun.nl

Summary

It is well known that species diversity increases with environmental heterogeneity. Nevertheless environmental heterogeneity is often neglected in ecology. Restoration ecology has focussed on plants and abiotic processes. Plants are sessile organisms, greatly facilitating research possibilities. Indeed much progress has been made in elucidating biogeochemical processes and their effects on threatened plant species, and this knowledge has been successfully implemented in restoration projects. In contrast these projects have not always resulted in restoration of fauna diversity. A selection of fauna species has benefited from restoration projects, but other target species further declined or disappeared as a result of measures. Restoration thereby resulted in "more of the same", instead of the diverse fauna assemblages wished for in restoration projects.

The reason for this difference lies in the mobility of animals. Their mobility allows animals to use different parts of the landscape. Different species use the landscape on different scale levels and use different landscape parts for e.g. reproduction and foraging. Heterogeneous landscapes thus provide necessary conditions for more species. Heterogeneity is threatened by the chronic and large scaled nature of degradation, thereby necessitating restoration measures. What strategy should be followed to optimise restoration measures for animals? In general restoration measures should lift bottle-necks created by deterioration (acidification, desiccation, eutrophication), without creating new bottle-necks. For animals this means safeguarding heterogeneity and stability. This seems incompatible with the nature of restoration measures, which are large scaled (e.g. rewetting) and cause rapid changes (e.g. mowing). A framework for measures to take into account the role of heterogeneity and stability for animals is largely lacking.

For the construction of this framework, knowledge on how animals use the landscape has to be implemented. Therefore, a case study is being performed, focussing on space-time relations of animals, in a heterogeneous landscape, Korenburgerveen. Here restoration measures have been taken to combat degradation. This research aims to understand the match between fauna and its surroundings. This requires the integration of animal ecology and landscape ecology. Animal ecology focuses on the needs, possibilities and tolerances of fauna, thereby identifying the necessary landscape components. Landscape ecology focuses on the geological, hydrological and geochemical processes in a landscape and thus how the different landscape components (vegetation types, water types) come into being. Effects of degradation and restoration on landscape structure and functioning are insufficiently addressed by geology, hydrology and vegetation science but are covered when animal ecology is included.

Inkadering & doelstelling

Door de gevolgen van ontginning, verzuring, verdroging en vermesting worden veel soorten bedreigd. Om de negatieve effecten van aantasting tegen te gaan wordt via twee sporen gewerkt. De brongerichte aanpak is gericht op het herstellen van randvoorwaarden (bijv. verlaging van stikstofdepositie). Deze aanpak kost tijd, waardoor het risico bestaat dat soorten in de tussentijd uitsterven. Om dit risico te verkleinen vindt er binnen het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) een effectgerichte aanpak plaats, gericht op de overleving van soorten op korte termijn, met het ontwikkelen en uitvoeren van effectgerichte maatregelen. OBN heeft successen geboekt, maar door haar aanpak van lokaal ingrijpen (met de nadruk op vegetatie) zijn de mogelijkheden voor herstel op groter schaalniveau onderbelicht gebleven. Vanuit beheer en beleid wordt nu gevraagd wat de betekenis is van OBN bij een opschaling naar landschapsschaal. Het doel van dit artikel is om aan te geven dat inzicht op landschapsschaal een grote meerwaarde kan leveren voor met name de fauna. Hierbij is heterogeniteit belangrijk. Het opdoen van inzicht vereist een gecombineerde aanpak, zowel vanuit het landschap als vanuit de fauna.

Probleemanalyse: Afname heterogeniteit door aantasting

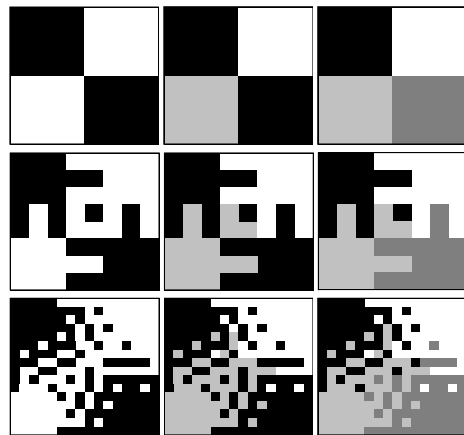
Ontginning, verzuring, verdroging en vermesting hebben grote gevolgen gehad op de soorten in het Nederlandse landschap. Op klein schaalniveau ($\sim m^2$) heeft dit geleid tot het verdwijnen, ongeschikt worden of verslechteren van de omgevingscondities (standplaats) van veel soorten. Op groter schaalniveau ($\sim hm^2$ tot $\sim km^2$) leidt aantasting -door haar chronische en niet plaatsgebonden aard- tot een versnippering (kleinere oppervlakte en grotere afstanden tussen geschikte plekken) en vervlakking (kleinere variatie in omgevingscondities). Door de combinatie van verslechtering van de standplaats en afname van variatie, vinden slechts enkele planten, over grote oppervlakten, geschikte omgevingscondities. Monotone vlaktes van Pitrus en Pijpenstrootje zijn voorbeelden hiervan. Versnippering (kwantitatieve afname) en vervlakking (kwalitatieve afname) leiden beide tot een afname in heterogeniteit (zie kader). Bij een benadering op groter schaalniveau is het daarom belangrijk om rekening te houden met de betekenis van heterogeniteit voor de biodiversiteit.

Kader -- Heterogeniteit: configuratie en variatie

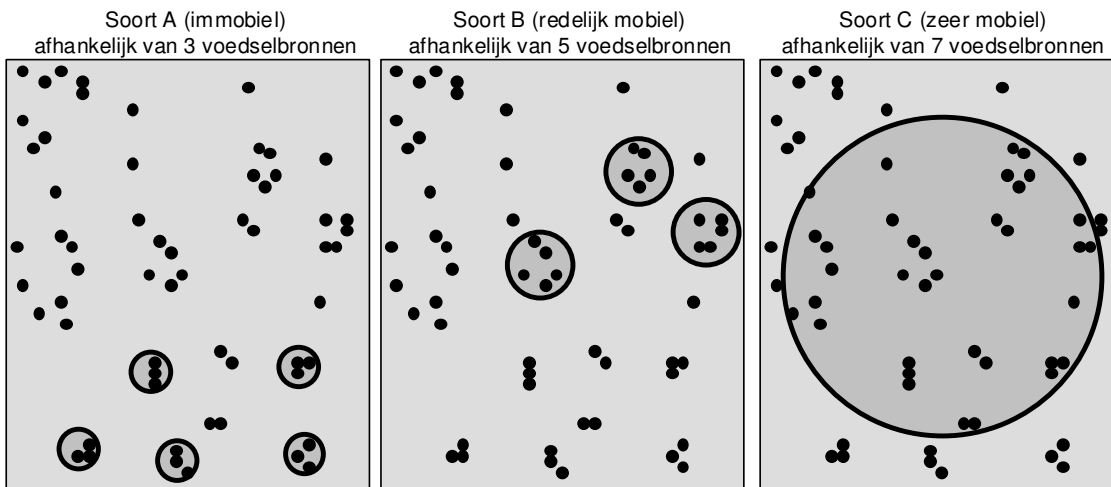
Heterogeniteit hangt samen met begrippen als patroon, mozaïek, complexiteit, structuurvariatie, structuur-diversiteit en habitatdiversiteit. Daarnaast wordt het vaak aangeduid met 'patchiness' waarbij een 'patch' wordt onderscheiden van zijn omgeving door (biologisch relevante) discontinuïteiten in omgevingscondities. Bovendien is heterogeniteit schaalafhankelijk, waardoor de mate van heterogeniteit per schaalniveau kan verschillen.

Twee belangrijke componenten van heterogeniteit zijn variatie en configuratie (figuur 1). Met variatie wordt het scala aan verschillen bedoeld (het aantal biotopen, de kwaliteitsverschillen) en met configuratie de verdeling van de verschillen (grootte en afstand van de afzonderlijke biotopen, de maaswijdte van het landschap, de kwantiteitsverschillen).

Met deze twee componenten kan de heterogeniteit van een landschap worden beschreven. Hierbij is de grootteorde bij het onderscheiden van kwaliteitsverschillen van wezenlijk belang. Relevante kwaliteitsverschillen zijn afhankelijk van het beschouwde organisme, waardoor het lastig is om heterogeniteit te meten en uit te drukken in getallen.



Figuur 1: Schematische weergave van twee componenten van heterogeniteit: variatie en configuratie. Naar rechts neemt de variatie toe (aantal typen), naar beneden verandert de configuratie (meer afwisseling).



Figuur 2: Een heterogene verdeling van voedselbronnen (onder geclusterd en boven meer verspreid) leidt tot verschillende verspreidingspatronen voor soorten met een verschillend schaalgebruik. De immobiele soort A kan alleen gebruik maken van geclusterde voedselbronnen, terwijl soort B beperkt is tot de matig geclusterde voedselbronnen. Soort C is dermate mobiel dat de soort niet beperkt wordt door verdeling van voedselbronnen.

Probleemanalyse: Betekenis heterogeniteit

Omdat heterogeniteit betrekking heeft op de *ruimtelijke* afwisseling en variatie en omdat dieren mobiel zijn, is heterogeniteit met name van belang voor de fauna (Ten Houte de Lange, 1987). Dieren kunnen door hun mobiliteit verschillende plekken in het landschap gebruiken. Omdat deze plekken niet altijd bij elkaar liggen is deze mobiliteit ook noodzaak. Hierdoor komen ze in de problemen wanneer bijvoorbeeld het foerageerbiotoop is verdwenen of ongeschikt geworden. De moeilijkheid ligt hier in de definitie van het schaalniveau (figuur 2). Zo is bijvoorbeeld het foerageerbiotoop van een springstaart 1 dm², van een hommelm 1 ha en van een edelhert 100 ha.

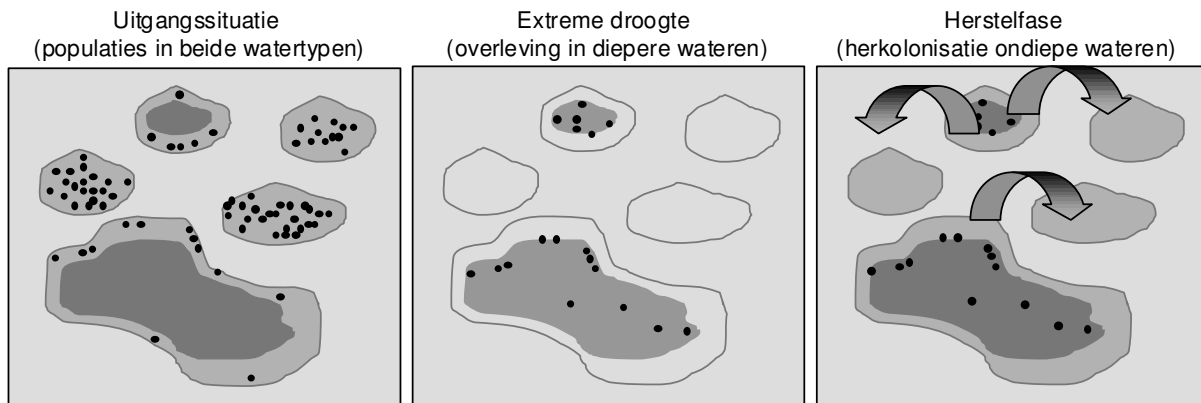
Om een idee te geven hoe heterogeniteit een hogere faunadiversiteit tot gevolg kan hebben worden hier een drietal manieren besproken. Deze manieren beschrijven een *synergistisch* effect: de meerwaarde wordt gevormd door soorten die niet zouden voorkomen in de verschillende landschapsonderdelen afzonderlijk. Dit in tegenstelling tot het *additieve* effect: heterogene landschappen zullen meer soorten hebben, omdat er meer verschillende landschapsonderdelen voorkomen met elk zijn eigen karakteristieke soorten.

Ten eerste zullen in een heterogeen landschap diersoorten worden gefaciliteerd die afhankelijk zijn van combinaties van landschapsonderdelen. Hiervan zijn ad hoc voorbeelden bekend, zoals de Zandhagedis (fijnschalig mozaïek van open zand en struweel voor de thermo-regulatie) en het Gentiaanblauwtje (samen voorkomen van Klokjesgentiaan en Knoopmieren). Echter, in zijn algemeenheid geldt dit waarschijnlijk voor het merendeel van de diersoorten (~75%), mits de biotoopindeling ook plaatsvindt in relatie tot het organisme.

Ten tweede kunnen als gevolg van heterogeniteit ook overgangsbiotopen of gradiënten ontstaan. Deze gradiënten kunnen veel (bijzondere) soorten herbergen (Van Leeuwen, 1966), o.a. doordat soorten afhankelijk zijn van specifieke omgevingscondities of vanwege afwezigheid van concurrenten. Dit geldt zowel voor plantensoorten als diersoorten (Baaijens, 1985).

Ten derde kan heterogeniteit de handhaving van populaties verhogen, waardoor er in een heterogeen landschap meer soorten op een bepaald tijdstip aanwezig zullen zijn. Als gevolg van heterogeniteit zijn er plekken (refugia) waar verstoringen (predatie, verdroging, ziekte) niet tegelijkertijd of overal een even sterk effect sorteren. In deze refugia kunnen individuen

overleven van waaruit de populatie zich kan herstellen (figuur 3). In zijn algemeenheid is dit verband tussen ruimtelijke variatie en constantheid in de tijd reeds beschreven (Van Leeuwen, 1966), maar ook in een recente studie bleek heterogeniteit een belangrijke factor te zijn voor de handhaving van populaties van waterdieren (Moller Pillot, 2003).



Figuur 3: Risicospreiding door heterogeniteit (diepe en ondiepe wateren). De soort komt suboptimaal voor in diepe wateren (alleen langs de oever) en optimaal in de ondiepe wateren (uitgangssituatie). Tijdens extreme droogte vallen de diepe wateren niet geheel droog. Na de droogteperiode treedt vanuit deze refugia herstel op (herstelfase).

Probleemanalyse: Herstelbeheer en heterogeniteit

Met herstelmaatregelen kunnen de effecten van verzuring, verdroging en vermessing worden tegengegaan, maar door de schaal en intensiteit van uitvoering kunnen ze daarnaast leiden tot een afname van de heterogeniteit. Door hun grootschaligheid kunnen ze leiden tot een verdere vervlakking want over grote oppervlakten vindt een verandering plaats in dezelfde richting: overal natter, minder reliëf verschillen, etc. Na grootschalige plagwerkzaamheden zijn monotone vlaktes van bijv. Dophei hiervan voorbeelden. Een maatregel met een hoge intensiteit (grote verandering in korte tijd) kan een versnipperend effect hebben wanneer hierdoor een plek tijdelijk ongeschikt wordt. In het ontwerp en de wijze van uitvoering van beheermaatregelen dient daarom rekening te worden gehouden met heterogeniteit. Hoewel heterogeniteit op elk schaalniveau voor telkens verschillende organismen van belang is, wordt het pas praktisch haalbaar om rekening te houden met heterogeniteit op groter schaalniveau (vanaf hm^2).

Oplossingsrichting

Beheermaatregelen moeten effecten van aantasting tegengaan en tegelijkertijd de condities voor fauna (o.a. heterogeniteit) behouden of verbeteren. Dit betekent dat er rekening moet worden gehouden met de betekenis van heterogeniteit en schaal. De vraag wordt dan hoe kunnen heterogeniteit en schaal hanteerbaar worden gemaakt? De oplossing moet worden gezocht in de 'match' tussen fauna en landschap (Bink&Moenen, 2001). Wat heeft de soort nodig en wat heeft het landschap te bieden? Dit vereist de integratie van kennis over het systeem (landschapsecologie, geologie, hydrologie, vegetatiekunde) en kennis over de fauna (zoölogie, dierecologie, dierfysiologie). Hoe ziet de 'match' tussen fauna en landschap eruit? Vanuit het landschap ligt de nadruk op de eigenschappen en processen van het landschap en hun functie in relatie tot de fauna. De verschillende landschapsonderdelen vervullen elk hun eigen functie voor de verschillende dieren (bijv. voortplanting-, foerageer-, overwinteringbiotoop). Daarnaast kan het landschap ook functies vervullen die los staan van een specifieke biotoop of biotoopcombinatie,

maar met heterogeniteit *an sich*. De verhoogde handhaving van populaties is reeds genoemd. Daarnaast kan structuurvariatie van belang zijn voor de oriëntatie van bijvoorbeeld dagvlinders. Vanuit de fauna ligt de nadruk op de biologie van soorten om na te gaan wat soorten in het landschap nodig hebben om hun levenscyclus te kunnen voltooien. Hierbij hoeven niet alle ecologische eigenschappen tot in het kleinste detail bekend te zijn (dat is onmogelijk), maar er moet wel een duidelijk beeld worden verkregen van de levensstrategie. Bijv. zet de soort in op hoge mobiliteit en veel nakomelingen of is de soort ingesteld op het overleven van kortdurende extremen? Vanuit kennis over de levensstrategie kunnen consistente en toetsbare redeneringen worden opgezet waarom soorten ergens wel of niet voorkomen (Hengeveld & Walter, 1999). Hierdoor kan worden achterhaald waaraan het landschap moet voldoen in termen van heterogeniteit, configuratie en variatie aan landschapsonderdelen, maar ook in termen van oppervlakte en stabiliteit, zodat de soort en landschap op elkaar passen. De volgende stap is het groeperen van soorten die overeenkomen in de manier waarop ze het landschap gebruiken of soorten die op eenzelfde wijze zullen reageren op veranderingen in het landschap (Siepel, 1994). Dit biedt een handvat voor gerichte voorspellingen en evaluaties van de gevolgen van veranderingen in het landschap. Bij het zoeken naar de 'match' dienen de eigenschappen van het landschap alsmede veranderingen in die eigenschappen (maatregelen/aantasting) beschouwd te worden op een schaalniveau dat overeenkomt met het schaalgebruik van de soorten (figuur 2). Veel van de benodigde kennis omtrent fauna ontbreekt en de aanwezige kennis is versnipperd (Bink et al., 1998). Door het OBN-Deskundigenteam Fauna wordt kennis verzameld met zgn. inhaalslagen waarin per ecosysteem de beschikbare kennis op een rij wordt gezet en kennislacunes worden gesignaleerd. Het is echter geen optie om niets te doen en te wachten totdat deze kennis beschikbaar is. Ter overbrugging van deze periode zijn er vuistregels ontwikkeld waarmee de voor de hand liggende mogelijkheden ter verbetering worden genoemd (Bosman et al., 2001). Daarnaast moet er binnen het traject van een herstelproject onderscheid worden gemaakt tussen het huidige functioneren (korte termijn) en het toekomstige functioneren (lange termijn). Deze twee visies behoeven elk een eigen wijze van ingrijpen en moeten op elkaar worden afgestemd via fasering in de uitvoering, zowel in ruimte als in tijd (Verberk, 2002).

Literatuur

- Baaijens, G.J., 1985.** Over grenzen. *De Levende Natuur* 87: 102-110.
- Bink, F.A. & R.M. Moenen, 2001.** Van landschap tot faunasamenhang tussen ecologische studievelden. Eigen uitgave
- Bink, F.A., A.J. Beintema, H. Esselink, J. Graveland, H. Siepel & A.H.P. Stumpel, 1998.** Fauna-aspecten van effectgerichte maatregelen. Preadvies fauna. IBN-rapport 431, IBN-DLO, Wageningen.
- Bosman, W., C. van Turnhout & H. Esselink, 2001.** Effecten van herstelmaatregelen op diersoorten: "Eerste versie van Standaard Meetprotocol Fauna (SMPF) en Richtlijnenprogramma Uitvoering Herstelmaatregelen Fauna (RUHF)". Tweede druk. Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen.
- Hengeveld, R. & G.H. Walter, 1999.** The two coexisting ecological paradigms. *Acta Biotheoretica* 47:141-170.
- Houte de Lange, S.M. ten, 1987.** Ruimtelijke heterogeniteit en fauna - een literatuurstudie. *Landschap* 3: 196-215.
- Leeuwen, C.G. van, 1966.** A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation. *Wentia* 15:25-46.
- Moller Pillot, H.K.M., 2003.** Hoe waterdieren zich handhaven in een dynamische wereld. 10 jaar onderzoek in de Roodloop, een bovenloopje van de Reusel in Noord-Brabant. Stichting Noordbrabants Landschap, Haaren.
- Siepel, H., 1994.** Structure and function of soil microarthropod communities. Thesis Landbouwniv. Wageningen
- Verberk, W.C.E.P., 2002.** OBN op landschapsschaal - kansen voor faunabehoud en faunaonderzoek. St. Bargerveen, Nijmegen.

The use of landscape ecology in policy making

Landschapsecologie met beleid: over de rol van landschapsecologische modellen en methoden binnen planvorming

Hasse Goosen

Begeleiding: Dr.ir. J. Vermaat & Prof.dr.ir. P. Vellinga
Vrije Universiteit, Instituut voor Milieuvraagstukken,
Faculteit Aard- en Levenswetenschappen,
Boelelaan, 1081 HV Amsterdam
E-mail: hasse.goosen@ivm.falw.vu.nl

Summary

This article focuses on the role of landscape ecological tools in water management. The main issue in Dutch water management today is how to balance individual stakes of stakeholder groups with long term Dutch strategies for how to deal with water. Policy making has changed from a centralized top-down approach to a bottom-up decentralised process. I argue that landscape ecologists have not adapted to this shift in policy style and that this 'misfit' can explain the modest achievements of decision support systems and some integrated landscape ecological models. The 'old-fashioned' top-down type of intervention, required quantitative and analytical tools to underpin the decision makers choice. Experience is very limited with tools which are better equipped to support more interactive types of decision making. The real challenge seems to be for models to support the platform-type of decision making processes where both quantitative and qualitative knowledge need to be combined. These models should stimulate interaction and at the same time provide aggregate but scientifically sound support. Two prototype mediation support tools were developed and tested and results are promising. We are hoping to report on practical applications soon to verify their robustness.

Inleiding

Het waterbeheer in Nederland is een van de terreinen waar de landschapsecologie zich in de afgelopen jaren op heeft gericht. Dat waterbeheer in Nederland is een complexe zaak. Niet alleen doordat we door onzekere toekomsten, door onder meer klimaatverandering, tegen de grenzen aanlopen van wat we kunnen voorspellen en waar we dus technisch rekening mee kunnen houden, maar ook doordat wensen van steeds meer partijen een steeds grotere invloed krijgen op de beleidsvorming. We willen dat het waterbeheer integraal en in goed overleg met allerlei partijen tot stand komt. Dat is een hele opgave.

Bekijken we de manier waarop het waterbeheer bestuurlijk is aangepakt in de afgelopen eeuw, dan zien we een aantal relevante veranderingen. Achter ons ligt een periode die kan worden

gekenmerkt door het technisch beheersen van water en daarbij paste een gecentraliseerde ‘top-down’ waterbeheerder. Na de watersnoodramp van 1953 was de roep om een efficiënte en daadkrachtige aanpak groot en het water moest voor eens en voor altijd buiten de deur worden gehouden. Het van oorsprong decentrale waterbeheer werd gecentraliseerd (Kaijser, 2002; Wiering & Driessen, 2002). In de decennia daaropvolgend groeide het besef dat de ecologie leed onder deze technische benadering en de waterproblematiek werd verbreed. Waterbeheer werd integraal waterbeheer en meer partijen raakten erbij betrokken. Water moet tegenwoordig zelfs de ruimtelijke ordening meer gaan sturen (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2000). En zo lijkt het waterbeheer zich weer terug te bewegen richting een meer bottom-up en gedecentraliseerd proces.

In dit artikel ga ik in op de implicaties die de verandering in de bestuurlijke aanpak en organisatie van waterbeheer mogelijk heeft voor landschapsecologie. Veel landschapsecologisch onderzoek heeft zich de afgelopen jaren gericht op de ontwikkeling van geïntegreerde modellen en beslissingsondersteunende systemen ter ondersteuning van het waterbeheer¹. Nu blijkt dat dergelijke systemen slechts een bescheiden rol hebben gespeeld in uiteindelijke beslissingen en plannen stel ik de vraag of de landschapsecologie voldoende heeft ingespeeld op de veranderde aanpak van het waterbeheer, en of we wel de juiste methoden en instrumenten hebben ontwikkeld.

De rol van modellen en beslissingsondersteuning

Uit bestudering van de literatuur blijkt dat we pessimistisch moeten zijn over het effect dat veel beslissings-ondersteunende systemen (BOS) en landschapsecologische modellen hebben gehad op uiteindelijke planvorming. Veel ontwikkelde systemen, hoe degelijk ook, worden gewoonweg niet gebruikt (Uran, 2002, Walker, 2002; Janssen & Uran, 2003, Ubbels & Verhallen, 1999). Simpel gezegd kunnen twee oorzaken worden onderscheiden waarom veel systemen niet gebruikt worden: 1) ze sluiten niet goed aan op het proces van planvorming; 2) ze doen niet goed waarvoor ze bedoeld zijn. In de literatuur vinden we vooral veel over het laatste, meer technische aspect. Over de aansluiting van systemen op het beleidsproces is weinig empirisch materiaal beschikbaar, maar daar wil ik hier juist de aandacht op vestigen.

Underwood et al., (1989) geven aan dat het belangrijk is om het soort kennisondersteuning goed af te stemmen op het type probleem en de beleidscontext van dat probleem (figuur 1.). Als duidelijk is wat er moet worden afgewogen (het probleem is goed gestructureerd) en als de benodigde kennis beschikbaar is, dan kan een analytische benadering worden gekozen (bijvoorbeeld een optimalisatie model), terwijl wanneer dat niet het geval is, moet worden gezocht naar meer interactieve benaderingen, gericht op het transparanter maken van de afwegingen en het verduidelijken van belangen. Collentine (2002) stelt dat de mate van concreetheid van het probleem leidend zou moeten zijn bij de keuze voor een type benadering. Horrevoets (2001) maakt onderscheid tussen een analytische en interactieve aanpak. Verschillende vormen van kennisondersteuning kunnen geplaatst worden binnen dit spectrum met enerzijds analytische en anderzijds interactieve benaderingen (figuur 2.)

Het type beleidsproces en het type probleem stuurt dus, als het goed is, het type kennisondersteuning. Kennisondersteuning van ‘modern’ waterbeheer zou dus meer gericht moeten zijn op het ondersteunen van een meer bottom-up georiënteerde aanpak en daarbij passen benaderingen aan de kant van de interactieve tools in figuur 2. Bekijken we nu een aantal grote kennissystemen

¹ Onder andere onderzoek in het kader van het L(and) W(ater) I(nformatietechnologie) programma, maar ook bijvoorbeeld de ontwikkeling van grote systemen als WinBos en WadBos.

Wetenschappelijke kennis	Institutionele belangen	
	Eenduidig	Gefragmenteerd
	Eenduidig	Gefragmenteerd
Wetenschappelijke kennis	Eenduidig	Extrapolatie Optimalisatie modellen Spel-simulatie Scenario analyse Multi criteria analyse
	Gefragmenteerd	Analytische Integrated Assessment Modellen Fuzzy methoden Policy exercise Discussie ondersteuning

Figuur 1: Typen instrumenten voor verschillende probleemtyperingen (gebaseerd op Underwood et al., 1989).

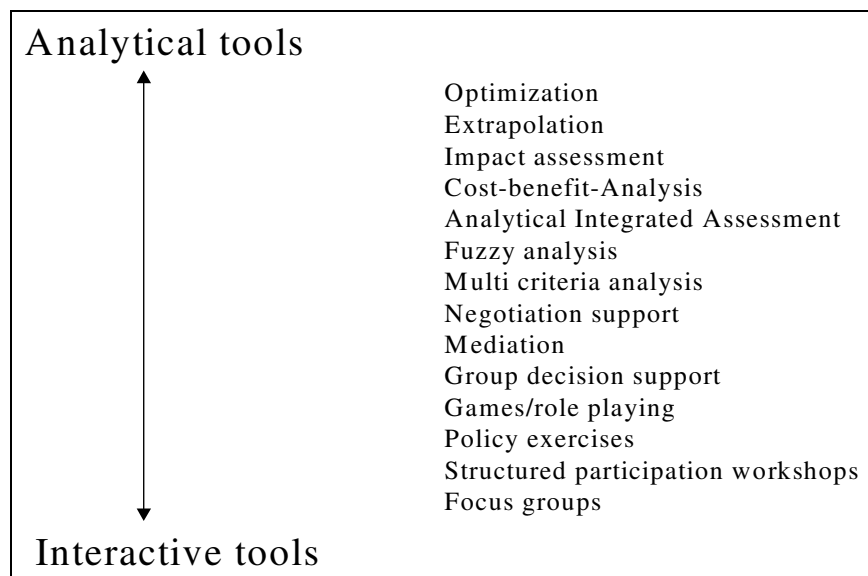
die de afgelopen jaren zijn ontwikkeld ter ondersteuning van het waterbeheer (zoals WINBOS, WadBos, DEMNAT) dan valt op dat deze toch vooral data-gericht en analytisch van aard zijn geweest. Een ander illustratief voorbeeld is het project 'Het Metropolitane Debat'. Dit project had als doel om partijen samen te brengen om te discussiëren over de toekomstige inrichting van Nederland. Een puur participatief project dus. Binnen dit project werd ook een instrument voor effectanalyse ontwikkeld, waarbij ik betrokken ben geweest. Maar aan de informatie die dit systeem genereerde bleek in het participatieve proces gewoonweg geen behoefte. De discussie stond centraal en de wetenschappelijke kennis omtrent effecten speelde in die discussies geen rol. Ook dit voorbeeld ondersteunt de stelling dat er een mismatch is tussen de aard van het proces en het stadium van besluitvorming en het type modelondersteuning dat geboden wordt. In interactieve processen en in vroege stadia van de besluitvorming lijkt dus juist weinig behoefte te bestaan aan gedetailleerde kwantitatieve informatie en analytische benaderingen. Later, als de problemen concreter zijn en de belangen helder zijn geformuleerd, kunnen meer kwantitatieve en analytische tools worden toegepast. Een mogelijke verklaring voor het feit dat veel kennissystemen niet worden gebruikt, zou dus kunnen zijn dat het type benadering (analytisch of meer interactief) niet goed past bij het type besluitvorming (top-down, of meer participatief) en het stadium waarin de besluitvorming zich bevindt.

Hoe beter aan te sluiten bij het moderne waterbeheer?

In de uitvoering van het waterbeheer zijn vaak vooral conflicten met lokale belanghebbenden een belangrijke remmende factor (Luz, 2000, Goosen et al., 2002; Goosen & Janssen, 2003). Een sterk sturende overheid die de oplossingen top-down tracht door te voeren zal stuiten op hevig verzet, terwijl een puur bottom-up benadering weer kan leiden tot ellenlange discussies en besluiteloosheid. Het idee van regionale waterplatforms biedt interessante perspectieven. Deze platforms bieden eigenlijk een tussenvorm tussen 'top-down' en 'bottom-up'. Er is daarbij ruimte om op een participatieve manier te komen tot oplossingen voor een (water)-probleem, maar wel binnen bepaalde opgelegde kaders. Het platform concept is beschreven door Röling, (1994), Röling & Wagemakers, (1998) en Goosen & Janssen (2003).

Getracht is om voor dergelijke overlegsituaties, geschikte ondersteunende systemen te ontwikkelen. Omdat het hierbij niet zozeer gaat om een 'beslissing' maar meer om een proces van onderhandelen en discussie, spreken we van onderhandelingsondersteuning of discussie-

ondersteunende systemen. We hebben twee varianten ontwikkeld voor twee studiegebieden, De Vechtstreek en het Wormer-en Jisperveld. In deze bijdrage is geen ruimte voor een uitgebreide beschrijving van beide systemen. Hiervoor verwijs ik naar Janssen et al. (*in druk*) of neem contact op met de auteur.



Figuur 2. Verschillende vormen van kennisondersteuning

Conclusies

Door veranderend waterbeheer, zowel inhoudelijk als bestuurlijk lijkt er vooral behoefte te zijn ontstaan aan meer interactieve kennisystemen gericht op discussie-ondersteuning en onderhandelingsondersteuning. Dergelijke systemen zouden zich vooral moeten richten op het transparanter maken van afwegingen en het structureren van meningen en preferenties van participanten in het planproces. Het ‘nieuwe’ waterbeheer heeft behoefte aan systemen die gekenmerkt worden door aspecten als kwalitatief, interactief en flexibel, daar waar de landschapsecologie meer gewend is te werken vanuit een meer top-down gerichte benadering en systemen te ontwikkelen die vooral kwantitatief, analytisch en datagericht zijn. In ieder geval lijkt er geen grote behoefte te bestaan aan grote complexe ondersteunende systemen in vroege stadia van interactieve planvorming. De beoogde gebruikers weten zich vaak geen raad met de aangeboden informatie en systemen sluiten dikwijls niet goed aan bij de wensen van gebruikers. Nu blijft het echter de vraag of deze modellen ‘nieuwe stijl’ wel de gewenste impact zullen hebben en niet evengoed in de prullenbak zullen belanden. Is er immers in een participatief proces wel behoefte aan modelondersteuning? Is een goede procesbegeleider niet voldoende? Veel ervaring met de toepassing van onderhandelings- of discussieondersteunende systemen is er nog niet, dus is het moeilijk om hier iets zinnigs over te zeggen. Tests met de door ons ontwikkelde systemen stemmen hoopvol (onder andere in workshops en in het onderwijs waarbij we rollenspellen organiseren), en we zijn hard op zoek naar concrete toepassingen in de praktijk. Wij houden u op de hoogte.

Literatuur

- Cocks, D. & J. Ive, 1996.** Mediation Support for Forest Land Allocation: The SIRO-MED System. *Environmental Management* 20: 41-52.
- Collentine, D., Å. Forsman, V. Galaz, S. K. Bastviken & A. Ståhl-Delbanco, 2002.** CATCH: decision support for stakeholders in catchment areas. *Water Policy* 4 (5): 447-463
- Goosen, H. & M.A. Janssen, 2002.** Faciliteren van zelfregulerend waterbeheer: inbedding van conflicterende functies van water in een schaarse ruimte, *Landschap* 19: 77-86.
- Goosen, H., R. Lasage, M. Hisschemöller & N. van der Grijp, 2002.** Praktijkervaringen met meervoudig ruimtegebruik binnen watergerelateerde projecten. IVM rapp. (R-02/01). Vrije Universiteit, Amsterdam, 68 pp.
- Horrevoets, M.S.G., R. Janssen, M. van Herwijnen & A.T.J. Teunissen, 2001.** Ruimtelijke evaluatiemethoden ter ondersteuning van de planvorming. TNO-Inro. Delft.
- Janssen, R. & O. Uran, 2003.** Why are spatial decision support systems not used? Some experiences from the Netherlands. *Computers, Environment and Urban Systems* 27(5): 511-526.
- Kaijser, A. 2002.** System Building from Below: Institutional Change in Dutch Water Control Systems. *Technology and Culture* 43(3): 521-548.
- Luz, F., 2000.** Participatory landscape ecology - a basis for acceptance and implementation. *Landscape and Urban Planning* 50: 157-166.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2000.** Anders omgaan met water. Waterbeleid in de 21e eeuw. Den Haag.
- R. Janssen, H. Goosen, M.L. Verhoeven, J.T.A. Verhoeven, A.Q.A Omtzigt, E. Maltby, in druk.** Decision support for integrated wetland management. *Journal of environmental management and software*.
- Röling, N., 1994.** Platforms for decision making about ecosystems. In: L.O. Fresco, L. Stroosnijder, J. Bouma & H. van Keulen (eds.), *Future of the Land: Mobilising and Integrating Knowledge for Land Use Options*. John Wiley and Sons, Chichester, pp.386-393
- Röling, N.G. & M.A.E. Wagemakers, 1998.** Facilitating sustainable agriculture: Participatory learning and adaptive management in times of environmental uncertainty. Cambridge, Cambridge University Press.
- Steins, N.A. & V.M. Edwards, 1999.** Platforms for collective action in multiple-use common-pool resources. *Agriculture and Human Values*, 16: 241-255.
- Ubbels, A. & A.J.M. Verhallen, 1999.** Suitability of decision support tools for collaborative planning processes in water resources management. RIZA, Lelystad en Wageningen Universiteit.
- Underwood, S.E., 1989.** Structured participation in technology assessment: the policy exercise. In: J.H.G. Klabbers, W.J. Scheper, C.A.Th. Takkenberg & D. Crookall (eds.), *Simulation-Gaming: On the Improvement of Competence in Dealing with Complexity, Uncertainty and value Conflicts*. Pergamon Press, Oxford, UK.
- Ven, F.H.M. van de, H. van Haperen & A. Ubbels, 1998.** New ways for decision making in water management and their effects on decision support systems. In: Miura, N. (eds.). *Proceedings Int. Symp.*, Institute of Lowland Technology, Saga University, Japan.
- Walker, D.H., 2002.** Decision support, learning and rural resource management. *Agricultura Systems* 73:113-127.
- Wiering, M.A. & P.P.J. Driessen, 2001.** Beyond the art of diking: interactive policy on river management in The Netherlands. *Water Policy* 3: 283-296.

Spatial aspects of tree-grass co-existence

Ruimtelijke aspecten van boom / gras coëxistentie

Thomas Groen

Begeleiding: Frank van Langevelde, Claudius van de Vijver & Prof. Herbert Prins
Wageningen UR, Resource Ecology Group
Bornsesteeg 96, 6708 PD Wageningen
E-mail: thomas.groen@wur.nl

Summary

Savanna landscapes are dominated by an, in first instance, illogical mix of both trees and grasses. Under some conditions a rapid shift toward a woody dominated system, so called bush encroachment, occurs. This process poses a major threat to grazing by livestock, which is the dominant land use in many savannas. This process also raises the question of which forces play a role in the co-occurrence of both trees and grasses on savannas.

Tree-grass co-existence has been explained in many ways in the past. These explanations can be roughly divided in spatial and non-spatial approaches. The latter were able to explain a great deal of tree-grass biomass ratios as a results of e.g. competition for water, fire interaction and herbivory. However, these approaches neglected the spatial heterogeneous aspect of the savanna landscape. Therefore also spatial models were developed. These models mostly rely on stochastic processes like erratic rainfall, or spatial heterogeneities like termite mounds as driving forces to model ecologically realistic tree-grass patterns. I expect that next to stochastic processes more deterministic processes play a role on tree-grass ratios. For example, the amount of grass biomass determines the intensity of fire, and the intensity of fire determines for a part the mortality of trees. In my research, I try to find out through spatial modeling exercises which processes direct the possible tree-grass co-existence on savannas. Secondly, focus will be placed on the stability of different tree-grass patterns of savannas.

Currently a fire distribution model is tested and evaluated for its savanna pattern forming properties. Although in first instance the modeling of ecosystems is pursued, also a more mathematical approach will be taken. In this approach mathematical conditions, needed for pattern formation in spatial diffusion reaction equations, will be evaluated and then interpreted on a possible ecological meaning.

Reference

Van Langevelde, F., C.A.D.M. van de Vijver, L. Kumar, J. van de Koppel, N. de Ridder-N, J. van Andel, A.K. Skidmore, J.W. Hearne, L. Stroosnijder, W.J. Bond, H.H.T. Prins & M. Rietkerk, 2003. Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. *Ecology* 84(2): 337-350.

Landscape proto-typing: an integrative approach for the design and analysis of multifunctional agricultural landscapes.

Landschaps-prototypering: een integrale benadering voor het ontwerpen en analyseren van multifunctionele agrarische landschappen

André Jellema

Begeleiding: Walter Rossing, Paul Opdam & Ariena van Bruggen
Wageningen University, Department of Plant Sciences, Biological Farming Systems,
Marijkeweg 22, 6709 PG Wageningen
+ Alterra Green World Research, P.O. Box 47, 6700 AA Wageningen
E-mail: Andre.jellema@wur.nl

Summary

Multifunctionality is seen as one of the solutions to society's demand for new services of the rural areas and the problems with the unsustainability of the agricultural sector in the European Union. In contrast to the traditional functions of income, labor and food production these new functions can not be provided by a single field or a farm. Planning and production of services like: Biodiversity, environment and landscape esthetics can only be achieved when the landscape is considered as a whole.

We present a methodology based on concepts and insights from production ecology and landscape ecology, that enables us to explore the opportunities for multifunctional agriculture, balancing objectives at three spatial scales: field, farm and regional level. The focus of this paper is on the integration of the agricultural functions of nature conservation and income, but the methodology can be easily adapted for other services.

In this paper the concepts of explorative design and habitat networks are explained and integrated. As a result a methodology is presented that can be used to design landscape prototypes and to create trade-off curves between the different services provided by the landscape. Landscape Prototypes are spatial explicit images of multifunctional agricultural landscapes based on scientific insights and indicating quantitatively the services provided within these virtual landscapes.

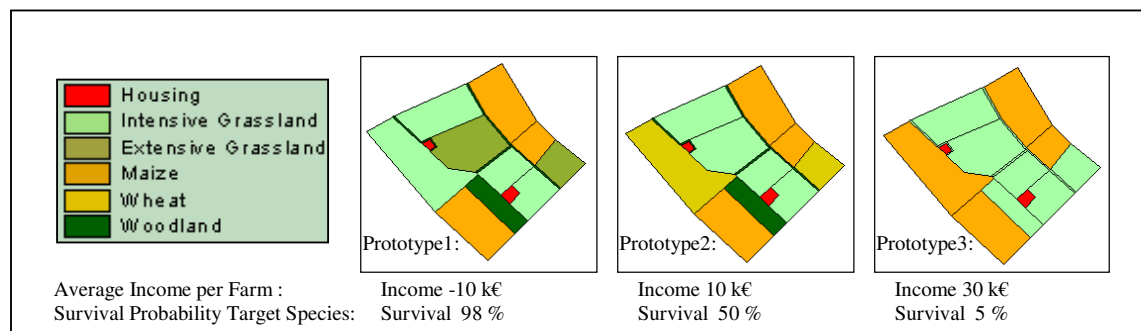
Introductie

Als gevolg van belangrijke maatschappelijke ontwikkelingen neemt de vraag naar de zogenoemde ‘Groene diensten’ in het landelijk gebied toe (Vos & Meekes, 1999; EC, 2000; LNV, 2000). Groene diensten zijn diensten geleverd door boeren en andere particuliere grondbezitters in het landelijk gebied anders dan agrarische productie. Hierbij kan men denken aan bijv. natuur en landschap, maar ook aan zorg, milieukwaliteit, waterberging en recreatie. Het inrichten van landschappen met meerdere (groene) diensten resulteert in zogenoemde ‘multifunctionele’ landschappen.

Voor de meeste van deze groene diensten is de ruimtelijke component een belangrijke factor voor de kwaliteit van het product. Uit onderzoek is gebleken dat de ruimtelijke samenhang van natuurlijke elementen van essentieel belang is voor het realiseren van voldoende natuurkwaliteit, ook bij agrarische natuur (Geertsema, 2002). Voor landschapsbeleving (Hendriks & Stobbelaar, 2003), recreatie (van der Knaap, 1997) en andere groene diensten is deze ruimtelijke samenhang ook van belang.

Boeren en andere grondbezitters echter, nemen beslissingen op het schaalniveau van veld en bedrijf. Boeren kiezen voor een duurzame bedrijfsvoering, waarbij de landgebruiktypen en gewasrotaties per veld verdeeld worden op een manier die garant staat voor voldoende opbrengst per veld op korte en lange termijn. Hierbij wordt echter niet noodzakelijkerwijs gekeken naar wat de consequenties zijn van deze beslissingen op landschapsschaal. Voor het realiseren van groene diensten met voldoende kwaliteit is dit echter wel noodzakelijk.

In dit artikel wordt een aanzet gemaakt voor de ontwikkeling van een methodiek waarmee de mogelijkheden tot functie-integratie in het landelijk gebied ruimtelijk kan worden verkend. Hierbij worden belangen op drie verschillende schaal niveaus tegen elkaar afgewogen. Deze methodiek kan een bijdrage leveren aan de discussie over multifunctionele landschappen en deze ondersteunen met de ontwikkeling van landschapsprototypen. Landschapsprototypen zijn virtuele voorbeeldlandschappen gebaseerd op wetenschappelijke kennis (figuur 1). In dit artikel zal vooral aandacht worden besteed aan de integratie van de functie natuur naast de functie agrarische productie op basis van kennis uit de productie-ecologie en de landschapsecologie.



Figuur 1: Landschapsprototypen, wetenschappelijk onderbouwde kwantitatieve ruimtelijk explicite referentiebeelden van multifunctionele landschappen.

Figure 1: Landscape Prototypes, spatial explicit images of multifunctional landscapes based on scientific insights, indicating quantitatively the services provided within the landscape.

Agronomisch ontwerpen

Agronomisch ontwerpen is een benadering binnen de productie-ecologie om agrarische bedrijfssystemen te kunnen ontwerpen op basis van vooropgelegde doelstellingen (Kropf et al., 2001). Een voorbeeld van deze benadering is het modelmatig verkennen (ten Berge et al., 2001). Bij het modelmatig verkennen wordt een agrarisch bedrijfssysteem vereenvoudigd tot zijn activiteiten. Een activiteit is in dit geval een set van coherente handelingen gerelateerd aan de teelt van een gewas of het houden van dieren en die bijdraagt aan de verschillende doelstellingen van het bedrijf.

Tijdens het modelmatig verkennen wordt er voor het ontwerpen van een nieuw bedrijfs-systeem een groot aantal (100-1000) activiteiten bedacht en gekwantificeerd. Iedere activiteit wordt uitgedrukt in de benodigde inputs (bijvoorbeeld nutriënten, gewasbeschermingsmaat-regelen, arbeid en mechanisatie) en de resulterende outputs (bijv. opbrengsten en emissies). Verder is een activiteit gerelateerd aan de specifieke fysische omgeving van het bedrijf. Vervolgens wordt een optimalisatie algoritme gebruikt om die activiteiten te selecteren die het best bij de gestelde doelstellingen passen.

Productieactiviteiten in deze methode kunnen worden ontleend aan de huidige praktijk, maar ook kunnen nieuwe activiteiten worden bedacht op basis van expert kennis en onderzoek. Door gebruik te maken modellen, in combinatie met een grote zoekruimte en nieuwe productieactiviteiten, kunnen de mogelijkheden tot vernieuwing in landbouw-systemen worden verkend. Deze innovaties kunnen vervolgens worden getest op proefboerderijen of in andere praktijksituaties.

Habitatnetwerken

Een belangrijk concept binnen de landschapsecologie voor het ontwerpen van duurzame landschappen is het concept van de habitatnetwerken (Opdam, 2003). Een habitatnetwerk is een verzameling habitatplekken, binnen een matrix van ongeschikt habitat, die verbonden worden door de dispersiebewegingen van de individuen, die het netwerk bewonen. Door deze dispersiebewegingen functioneren de subpopulaties in deze habitatplekken, eigenlijk als 1 grote ruimtelijk gestructureerde populatie. Doordat individuen zich kunnen herverdelen over de habitatplekken (source-sink) en uitgestorven plekken kunnen herkoloniseren (meta-populatie) heeft de populatie in het netwerk een grotere overlevingskans, dan wanneer alle habitatplekken van elkaar geïsoleerd zouden liggen. Het habitatnetwerk is hiermee een belangrijk concept voor de bescherming van soorten in een gefragmenteerd landschap.

Echter het meten en kwantificeren van populatiedynamische processen in het veld is erg lastig en over een langer tijdsbestek vaak onmogelijk (Vos et al., 2001). Het is daarom moeilijk op empirische wijze inzicht te verkrijgen in de overlevingskans van soorten in een netwerk. Een goede manier om dit inzicht toch te krijgen is door gebruik te maken van ecologische modellen (Opdam et al. 2002). Op basis van veldwaarnemingen en observaties kunnen deze modellen worden geparametriseerd en valideerd. Vervolgens kunnen in computer experimenten de consequenties van verschillende netwerk-configuraties voor de populatiedynamiek op de lange termijn worden berekend met als doel het ontwikkelen van criteria voor het ontwerpen van habitatnetwerken.

Synthese

Om tot een methodiek voor het ontwerpen van multifunctionele landschappen te komen moeten het concept van de habitatnetwerken en het concept van het agronomisch ontwerpen worden geïntegreerd. Hierbij moeten 3 belangrijke problemen worden opgelost:

1. Eerst moet de methode van het agronomisch ontwerpen in een ruimtelijk expliciet raam-werk worden geplaatst. In de huidige methodiek worden per bedrijfssysteem wel de 'optimale' landgebruikactiviteiten geïdentificeerd en gekwantificeerd, maar de locatie van deze activiteiten is nog onbekend. Juist de ruimtelijke ligging van deze landgebruik-activiteiten is belangrijk in het concept van de habitatnetwerken.

2. Om de duurzaamheid van populaties in het landschap te kunnen optimaliseren zullen er input-output relaties voor deze duurzaamheid worden gerealiseerd. Bij het agronomisch ontwerpen wordt er van uitgegaan dat de relatie tussen de input en de output van een bepaalde activiteit lineair is. 2 hectare grasland type1 kost twee keer zoveel aan input als 1 hectare grasland type 1 maar levert dan ook 2 keer zo veel op. Dit gaat in de ecologische netwerkgedachte niet op. Bij ecologische netwerken is de ruimtelijke configuratie van groot belang voor de uiteindelijke opbrengst. Bijvoorbeeld een hectare grasland habitat levert in isolatie misschien niet veel op, echter als stepping stone of corridor tussen twee verschillende gebieden kan deze hectare het verschil maken tussen een duurzame en een niet-duurzame populaties. De tweede stap is daarom het ruimtelijke kunnen generen en optimaliseren van ecologische netwerken. Hiervoor zullen eerst met behulp van veldkennis en ecologische modellen, regels voor het ontwerpen en evalueren van ecologische netwerken moeten worden ontwikkeld.

3. Stap drie is het kwantificeren en modelleren van de relatie tussen landbouw en natuur. Centraal hierbij staan de vragen:

- a. Wat is het effect, positief of negatief, van het ecologische netwerk op de landbouw activiteiten?
- b. Wat is het effect, positief of negatief, van de landbouw activiteiten op het ecologische netwerk. ?

Van het effect van de landbouw op de natuur, vooral in negatieve zin is wel het een en ander bekend (de Snoo, 1995), het onderzoek naar de betekenis van de natuur voor de landbouw is nog volop in ontwikkeling (Landis et al., 2000; Bianchi, 2003).

Verwachte Resultaten

- Een generieke methode voor het verkennen van de mogelijkheden voor functiecombinaties in multifunctionele landschappen, in het bijzonder in agrarische productielandschappen met een natuurfunctie.
- Inzicht in de mogelijkheden voor natuurontwikkeling naast landbouw en de mogelijkheden voor agrarische productie naast natuur.
- Landschapsprototypen, wetenschappelijk onderbouwde kwantitatieve ruimtelijk expliciete referentie beelden van multifunctionele landschappen (figuur 1).
- Trade-off curven die kunnen gebruikt worden om te inventariseren waar grote kansen liggen voor het ontwikkelen van natuurdoelstellingen zonder agrarische doelstellingen te hoeven veronachtzamen.

Deze methode is vernieuwend, omdat:

- Landschapsecologische en productie-ecologische concepten worden geïntegreerd;
- Drie verschillende schaalniveaus tegen elkaar worden afgewogen;
- Ecologische netwerken worden ontworpen met behulp van modellen.

Literatuur

Berge ten H.F.M., Ittersum van M.K., Rossing W.A.H., Ven van der G.W.J., Schans J., & Sanden van de P.A.C.M., 2000. Farming options for The Netherlands explored by multi-objective modelling. *European Journal of Agronomy* 13: 263-277.

Bianchi, F.J.J.A., 2003. Perspectieven voor plaagregulatie in het agrarisch landschap door middel van groene dooradering. *Landschap* 20 (3): 133-141.

EC (European Commission), 2000. The multifunctional character of agriculture and land. Statement on the behalf of the European Community and its Member States. 22nd FAO regional conference for Europe. Porto, Portugal 24-28 July 2000. (Agenda Item 9), p.3.

Geertsema W., 2002. Plant survival in dynamic habitat networks in agricultural landscapes. *Alterra Scientific Contributions*, Alterra, Wageningen, p. 205.

Hendrix K. & Stobbelaar D.J., 2003. Landbouw in een leesbaar landschap. Hoe gangbare en biologische bedrijven bijdragen aan landschapskwaliteit. Proefschrift Wageningen Universiteit, 268 pp.

Knaap van der W., 1997. The Tourist's Drives: GIS oriented methods for analysing tourist recreation complexes. Thesis Wageningen University, p.198.

Kropff M.J., Bouma J. & Jones J.W., 2001. Systems approaches for the design of sustainable agro-ecosystems. *Agricultural Systems* 70: 369-393.

Landis, D.A., Wratten, S.D. & Gurr, G.M., 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annu. Rev. Entomol.* 45: 175-201.

LNV, 2000. Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw. Ministerie Landbouw, Natuur en visserij, Den Haag, p.58.

Opdam P., Foppen R. & Vos C., 2002. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology, *Landscape Ecology* 16: 767-779.

Opdam P., 2003. Assessing the conservation potential of habitat networks. In: Gutzwiller K.J. (Ed.). *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer-Verlag, New York, 381-404.

Snoo de G.R., 1995. Unsprayed field margins: Implications for environment, biodiversity and agricultural practice. Thesis Leiden University, p.205.

Vos C.C., Verboom J., Opdam P.F.M. & Braak ter C.J.F., 2001. Towards ecologically scaled Landscape Indices. *The American Naturalist*, 153: 24-41.

Vos W. & Meekes H., 1999. Trends in European cultural landscape development: perspectives for a sustainable future. *Landscape and Urban Planning* 46: 3-14.

Modelling the effects of hydrological restoration measures in the Wooldse Veen (Winterswijk)

Modellering van de effecten van hydrologische beheersmaatregelen in het Wooldse Veen bij Winterswijk

Anne Hollander

Begeleiding: Dr. W. Bleuten & Nicko Straathof (Natuurmonumenten)
Utrecht University, Department of Physical Geography
P.O. Box 80.115, 3508 TC Utrecht
E-mail: a.Hollander@sci.kun.nl

Summary

The Wooldse Veen is a 70-hectare remnant of a former peat bog at the Dutch-German border near Winterswijk (NL). The larger part of the original peat surface has been removed by peat cutting in the 19th century. Besides, the bog area has been dried out due to exploitation and drainage of bordering agricultural lands since the 1930s. Nowadays, the area is partly forested. In the small pits, which originate from peat cutting, secondary peat moss growth occurs. 'Vereniging Natuurmonumenten', owner of a part of the Wooldse Veen, wants to promote regeneration of the peat bog.

The aim of this study was to assess the quality of the present-day hydrological and hydrochemical circumstances for peat development in the Wooldse Veen, to formulate possibly significant restoration measures and to predict the effects of these measures on the bog's hydrology and/or hydrochemistry.

Field studies have been carried out on the geological structure of the area, the saturated conductivity of the peat soil, ground water levels and fluctuation, the surface water system, vegetation types and water quality parameters. Based on these data an analysis has been made of the actual hydrological and hydrochemical circumstances, showing that only the hydrological circumstances in the Wooldse Veen do not conform to the requirements of a 'healthy' peat bog area, as ground water levels are too low and ground water fluctuations are too large in some parts of the Wooldse Veen.

Four possible restoration measures have been formulated, aimed at improving the hydrological quality in the Wooldse Veen: placing dams at three different locations in the Wooldse Veen to create higher water levels and cutting wood to lower evapotranspiration from the area. Modelling of these hydrological restoration measures in Modflow and PcRaster showed, that it is possible to improve the hydrological circumstances in the Wooldse Veen significantly by executing (one of) these measures. Placing one large dam or several small dams at the Dutch-German border in order to reduce outflow at the Southeastern border of the Wooldse Veen will have the largest positive effects on the groundwater levels.

Inleiding

Het Wooldse Veen is een 70 hectare groot restant van een voormalig plateauhoogveen, gelegen op een tertiair keileemplateau 8 kilometer ten zuiden van Winterswijk. Het grenst aan het Burlo-Vardingholter Venn in Duitsland². Door turfwinning is een groot deel van het oorspronkelijke veendek verdwenen. Daarnaast hebben ontginningen en daarmee gepaard gaande drainage van de omliggende landbouwgebieden rond 1930 geleid tot verdroging van het gebied. Tegenwoordig is het gedeeltelijk dichtgegroeid met loofbos. In de kern kent het nog een grotendeels open, voedselarme vegetatie. Hier treft men hoogveen- en heide-vegetaties aan (Vreeken, 1999). In de kleine, door turfwinning ontstane veenputten is op dit moment weer sprake van veenmosgroei. De Vereniging Natuurmonumenten wil in het Wooldse Veen de regeneratie van hoogveen bevorderen. Om dit te bereiken moet de waterhuishouding in het veengebied zodanig zijn dat de voor veenontwikkeling vereiste randvoorwaarden aanwezig zijn. Het doel van dit onderzoek was te bepalen wat de huidige kwaliteit is van de hydrologische en hydrochemische omstandigheden voor hoogveen-ontwikkeling in het Wooldse Veen en te voorspellen wat de effecten zullen zijn van verschillende mogelijk te nemen beheersmaatregelen.

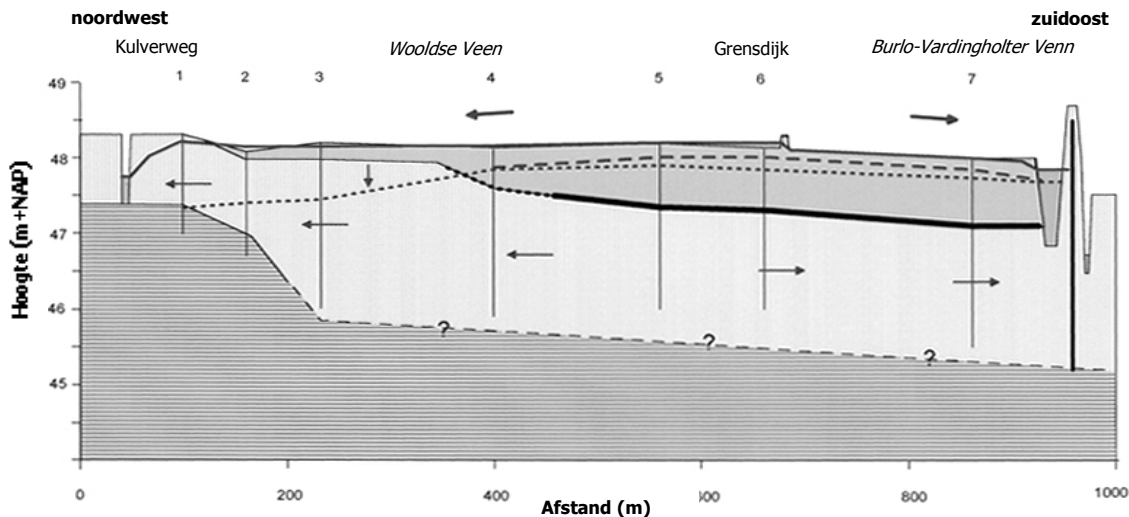
Werkwijze bij het veldonderzoek

Naast het verrichten van literatuur- en veldstudies naar de huidige hydrologische en hydrochemische omstandigheden, zijn de volgende abiotische randvoorwaarden geformuleerd waaraan een ongestoord hoogveensysteem zou moeten voldoen. Het grondwater mag in de zomer 35 cm onder maaiveld staan, in de winter maximaal 5-10 cm (RIN, 1979). De maximale grondwaterstandfluctuatie, die onschadelijk is voor een hoogveensysteem, ligt dan ook rond de 25 cm per jaar. De waterkwaliteit van ongestoorde hoogveensystemen is sterk ombroet, wat wil zeggen dat het water sterk de eigenschappen van regenwater bezit en een lage ionconcentratie heeft. Veenwater kent echter een hogere concentratie SO_4^{2-} en een lagere concentratie HCO_3^- dan regenwater (Streefkerk & Casparie, 1987). De pH van een hoogveen-gebied ligt tussen 3 en 6.

Bij het onderzoek zijn veldmetingen verricht naar de geologische structuur van het gebied, de maaiveldhoogte, de dikte en de verzadigde doorlatendheid van de veenbodem, de grondwaterstanden en de fluctuatie hierin, het oppervlaktewatersysteem, vegetatietypen en enkele waterkwaliteitsparameters. Gedetailleerde informatie over de ondergrond van het Wooldse Veen is verkregen uit boringen van Van den Bosch (1981), aangevuld met eigen boorgegevens die gezet zijn tot op het keileemplateau. Op 127 plaatsen in het gebied is de veendikte gemeten, aangevuld met informatie uit de gezette boringen. De verticale verzadigde doorlatendheid is gemeten met behulp van een 'constant head methode in situ', waarbij een constant waterpeil gehandhaafd werd op een verzadigd bodemmonster. In een meetnet van peilbuizen op 29 locaties is zowel de stijghoogte van het grondwater in het veenpakket als in de zandondergrond bepaald. Gedurende een periode van acht maanden (juli 2000 - februari 2001) is met een tweewekelijkse frequentie de waterstand opgenomen.

Er is een beeld gevormd van het oppervlaktewatersysteem in en direct om het Wooldse Veen. Daarbij is gelet op de ligging van sloten met de daarin aanwezige kunstwerken en op de stromingsrichtingen van het oppervlakkig afstromende water. In een meetnet van acht punten is gedurende de acht maanden de oppervlaktewaterstand gemeten. Op plaatsen waar water het veengebied verlaat, zijn afvoermetingen verricht. Aan de hand van de vervaardigde vegetatie-

² Waar in de tekst Wooldse Veen genoemd wordt, wordt ook het Burlo-Vardingholter Venn bedoeld

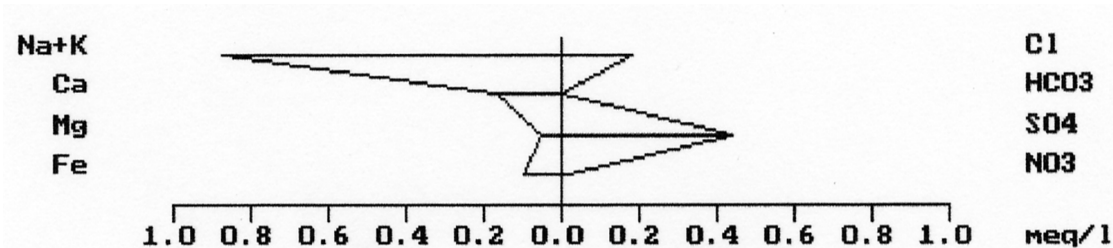


Figuur 1: Dwarsdoorsnede door het Wooldse Veen met peilbuizen, foliewand en grondwaterkarakteristieken

typenkaart en gegevens over neerslag en referentie-gewasverdamping is een berekening gemaakt van de actuele verdamping uit het Wooldse Veen. Zowel van het grondwater als van het oppervlaktewater zijn op drie tijdstippen pH, EGV en macro-ioneninhoud gemeten. Van alle monsters zijn Stiff-diagrammen vervaardigd.

Resultaten van het veldonderzoek

De combinatie van veldgegevens en informatie uit de literatuur heeft een nauwkeurig beeld opgeleverd van de geologische opbouw van het gebied. Deze resultaten zijn in de vorm van kaarten en dwarsdoorsneden weergegeven (figuur 1). Het veenpakket heeft in de kern van het gebied een dikte variërend van 0,4 tot 1,8 m. Hieronder bevindt zich een laag dekzand van 0,9 tot 2,2 m dik die aan de onderzijde wordt begrensd door een keilempakket. De grondwaterstanden liggen in de winter tot (bijna) aan of boven maaiveld in het centrale deel van het gebied. Aan de noordelijke randen blijft de stijghoogte van het grondwater enkele decimeters onder maaiveld. In de zomer daalt de grondwaterstand aan de rand van het Wooldse Veen tot 0,8-1,0 m-mv. De stijghoogte in het centrale veengebied daalt minder sterk dan aan de rand, tot maximaal 0,3 m-mv. De grondwaterstandfluctuatie is in het centrale deel van het veengebied nergens hoger dan 0,2 m over de meetperiode. Hierbij moet opgemerkt worden dat in de meetperiode de hoeveelheid neerslag significant hoger lag dan gemiddeld. Waterstandmetingen van Natuurmonumenten, die periode 1985-1999 zijn uitgevoerd, tonen aan dat in droge perioden de grondwaterstand ook in het centrale deel van het gebied tot 0,6 m-mv kan zakken. Meer naar de noordrand van het gebied neemt tijdens de meetperiode de fluctuatie toe tot een maximum van 1,00 m. Aan de zuidelijke rand van het gebied is de fluctuatie veel geringer, omdat hier in 1985 een foliewand in de bodem is aangebracht om snelle afvoer van het veenwater tegen te gaan. De isohypsenpatronen in een zomer- en een wintersituatie vertonen globaal hetzelfde beeld. De laagste waterstanden worden aangetroffen in de meest oostelijke hoek van het gebied, waar zich een duiker bevindt die water afvoert naar sloten achter de foliewand. Het grootste deel van het Wooldse Veen watert af naar dit punt. De berekende waarden voor de verticale verzadigde doorlatendheid liggen tussen de 0,0073 en 0,027 m/dag.

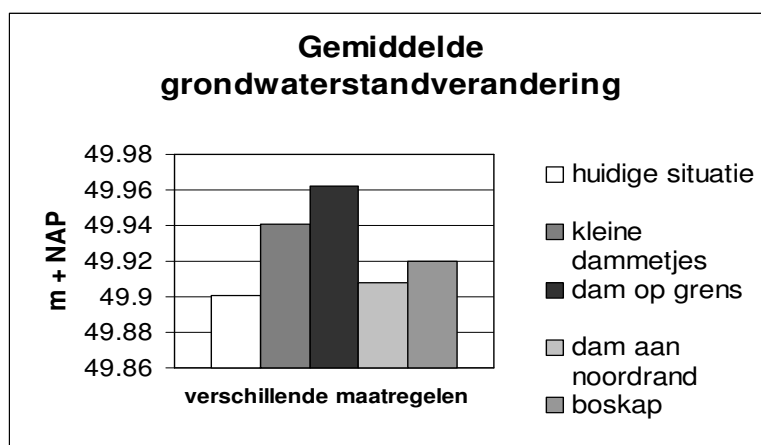


Figuur 2: Stiff-diagram van een grondwatermonster uit het centrale deel van het Wooldse Veen

De pH van het water in het centrale deel van het gebied ligt zowel in het veen- als het zandpakket tussen 4 en 6 en het EGV tussen 50 en 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Stiff-diagrammen van hoogveenengebieden uit de literatuur (Wheeler & Shaw, 1995; Streefkerk & Casparie, 1987) vertonen wat betreft de ioneninhoud ongeveer hetzelfde beeld als de diagrammen van de veenwatermonsters in het Wooldse Veen: SO_4^{2-} is het belangrijkste anion, HCO_3^- ontbreekt volledig. Wel is de gemeten concentratie Na^+ en K^+ hoger dan in de literatuur (figuur 2). Uit bovenstaande resultaten blijkt dat de omstandigheden in het centrale deel van het gebied tijdens de meetperiode zowel hydrologisch als hydrochemisch bijna overal voldoen aan de randvoorwaarden. Meer naar de rand van het veen zijn de grondwaterstanden veelal te laag en de fluctuaties hierin te groot. Uit de metingen van de periode 1985-1999 blijkt echter, dat in drogere zomerperioden in het centrale deel van het Wooldse Veen toch ook te sterke grondwaterdalingen kunnen voorkomen. De huidige waterkwaliteit voldoet op de meeste plaatsen aan de eisen die aan ongestoorde hoogveensystemen worden gesteld. Wil men hoogveenregeneratie in het Wooldse Veen bevorderen, dan zullen dus maatregelen genomen moeten worden ter verbetering van de hydrologische situatie in het gebied.

Mogelijke beheersmaatregelen en modellering van het veengebied

Er zijn een aantal mogelijke beheersmaatregelen geformuleerd, die een positief effect zouden kunnen hebben op de hydrologische situatie in het gebied: het plaatsen van dammen en dammetjes op drie verschillende locaties in het gebied om een hoger waterpeil te realiseren en het kappen van bosopslag om het waterverlies door evapotranspiratie te reduceren. Met behulp van de programma's PcRaster (GIS) en Modflow en de verkregen veld- en literatuurgegevens is allereerst de huidige hydrologische situatie in het Wooldse Veen ruimtelijk gemodelleerd. Vervolgens zijn alle beheersmaatregelen in het model ingebouwd, waarna het effect dat een maatregel zal hebben op de gemiddelde grondwaterstand is berekend (figuur 3). De gemiddelde verandering in het stijghoogtepatroon is tevens in kaartvorm weergegeven. Uit de modelberekeningen blijkt, dat het plaatsen van een dam of meerdere kleine dammetjes op de Nederlands-Duitse grens het meest gewenste resultaat oplevert voor wat betreft de grondwaterstanden in het Wooldse Veen, omdat de gemiddelde grondwaterstandstijging optreedt op de gewenste locaties en voldoende hoog is.



Figuur 3: Verwachte gemiddelde grondwaterstand na uitvoering van de verschillende beheersmaatregelen

Discussie en conclusie

Hoewel het moeilijk is een grondwatermodel te maken van een hoogveensysteem (omdat tijdelijke inundatie optreedt) en voor enkele benodigde omgevingsparameters aannames gedaan moesten worden (grenscondities, horizontale doorlatendheid, doorlatendheid van de aanwezige foliewand), kan met het model toch een redelijk goede benadering van de werkelijke situatie in het gebied worden gegeven.

Op hydrochemisch gebied voldoet het Wooldse Veen aan de randvoorwaarden die worden gesteld voor ongestoorde hoogveensystemen, op hydrologisch gebied is dat niet het geval. Modelberekeningen wijzen uit dat het plaatsen van dammen op de Nederlands-Duitse grens in het Wooldse Veen het meest gewenste effect zal hebben op de hydrologische situatie in het gebied.

Literatuur

- Hollander, A., 2002.** De hydrologie van het Wooldse Veen. Afstudeerrapport Universiteit Utrecht, vakgroep Fysische Geografie, 55 p. (met bijlagen).
- RIN, 1979.** Natuurbeheer in Nederland; Levensgemeenschappen. Pudoc, Wageningen, 392 p.
- Streefkerk, J.G. & W.A. Casparie, 1987.** De hydrologie van hoogveensystemen. Staatsbosbeheer, Driebergen, 199 pp.
- Vreeken, B., 1999.** Vegetatie- en florakartering Wooldse Veen, 1999. Floron-rapport 19. Stichting Floron, Leiden, 25 pp.
- Wheeler, B.D. & S.C. Shaw, 1995.** Restoration of damaged peatlands. Department of the Environment, HMSO, 211 pp.

Biogeography of the Dutch robberflies (Asilidae)

Biogeografie van de Nederlandse roofvliegen

Marieke Schouten

Begeleiding: Dr. A. Barendregt & Dr. P.A. Verweij
Utrecht University, Copenicus Institute, Department of Environmental Sciences
PO Box 80115, 3508 TC Utrecht
E-mail: m.schouten@geog.uu.nl

Summary

In the framework of a research project on the spatial organisation of Dutch biodiversity, the distribution data on the 40 species of Dutch robberflies (Diptera: Asilidae) were used to analyse spatial patterns in species assemblages and diversity. The patterns of species assemblages show that it is hard to define characteristic robberfly regions in a positive way. There are two areas where most species are represented, whereas all other areas are poorer in species. Knowing this, a “staircase“ of seven different species layers was constructed. There is a basal layer of species, which occurs throughout the country. The next species layer is geographically somewhat more restricted and occurs on the sandy soils of the dunes and the inland. Ascending the species staircase, the following layers are step by step more restricted in terms of the area in which they occur. Only two areas, the Veluwe region (including the Utrechtse Heuvelrug and the east bank of the river Meuse) and the southern part of the province of Limburg distinguish themselves by the occurrence of characteristic species, which form a top layer. In terms of species diversity, this means that both the highest diversity and the less frequent species are found in these areas. Possible explanations for the layer structure can be found in the regional variation of temperature in the Netherlands - robberflies are thermophilous insects – and, indirectly, in the size of the nature area. The species forming the top layer occur exclusively in well developed pine- or deciduous forests, heathlands and on bare sandy soils. These ecosystems require a certain minimum area size to develop fully. So, even for such small animal species as robberflies that live at the scale of hectares or even smaller, it seems to be important to maintain and create large nature areas.

Inleiding

Biodiversiteit staat wereldwijd onder druk. In een klein, intensief gebruikt en dichtbevolkt land als Nederland is dat goed merkbaar. Door onder meer versnippering, vervuiling en vermeting verdwijnen soorten uit Nederland, niet alleen soorten van in het oog springende groepen als planten of vogels, maar ook kleinere en onopvallendere insecten (RIVM, 2001).

Voor het behoud van biodiversiteit is het essentieel te weten waar hoge concentraties soorten, de zogenaamde 'hotspots' van diversiteit, voorkomen en aan welke omgevingsfactoren deze hotspots gerelateerd zijn. In een eerder artikel (Schouten et al., 2003) is verkend hoe de soorten-diversiteit van de roofvliegen over Nederland verdeeld is, gebruikmakend van een databestand met informatie over de geografische verspreiding van de verschillende soorten. Roofvliegen vormden voor zo'n analyse een geschikte groep omdat het een kleine familie betreft, waarvan verspreiding en ecologie in Nederland relatief goed bekend zijn (Van Veen, 1996).

Uit de analyse bleek dat de regionale samenstelling van de roofvliegfauna uit een aantal soortslagen is opgebouwd. Een onderlaag aan soorten lijkt overal in Nederland voor te komen, de laag daarop beperkt zich tot de zandgronden van de duinen en het binnenland en zo valt er per laag steeds een deel van het oorspronkelijke verspreidingsgebied af. Alleen enerzijds de Veluwe, Utrechtse Heuvelrug en de oostelijke Maasoever als anderzijds Zuid Limburg kennen een toplaag met karakteristieke soorten. De hoogste diversiteit aan roofvliegsoorten is dan ook aanwezig in deze regio's met een kenmerkende toplaag van minder frequente soorten. In dit artikel zal verder worden ingegaan op de mogelijke verklaringen voor de gevonden verspreidingspatronen, en met name hoe gebiedsgrootte daar een rol bij speelt.

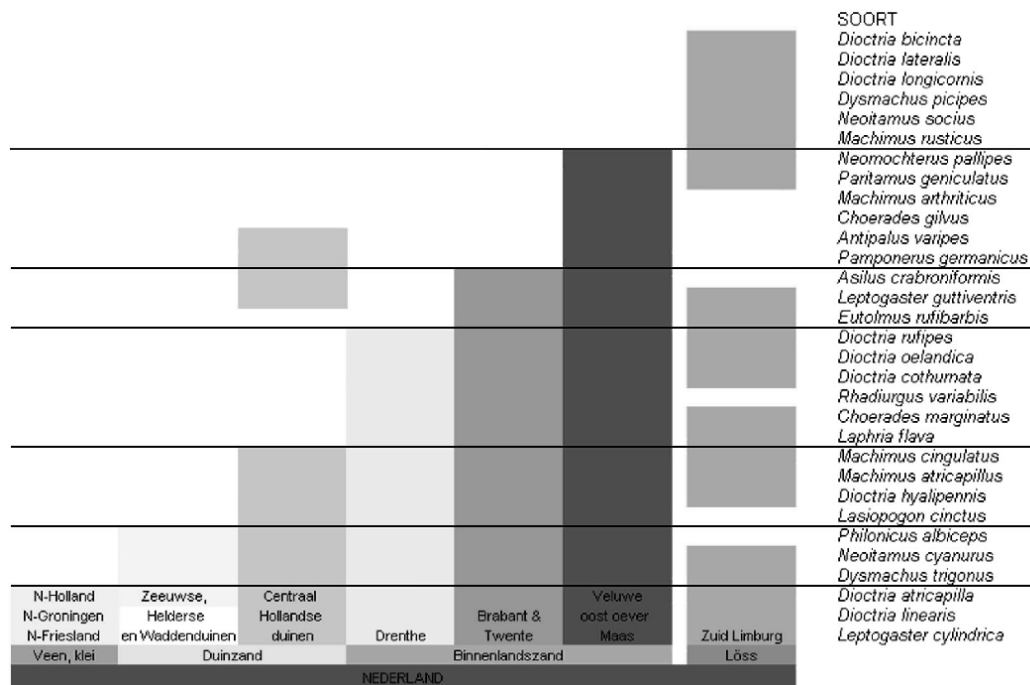
Methodiek

Uitgangspunt bij deze studie is het roofvliegenbestand, zoals Van Veen (1996) gebruikte bij het samenstellen van de verspreidingsatlas, uitgebreid met hulp van een aantal amateur-entomologen tot 10.000 gegevens. Dit bestand (combinatie van soortnaam en x-y coördinaten van de vindplaats) is samengesteld uit de etiketgegevens van collectiemateriaal uit diverse musea en privé-collecties plus veldwaarnemingen. Het beslaat de periode 1850 – 2002.

Er is voor gekozen alle gegevens, ook de zeer oude waarnemingen, gezamenlijk te analyseren, teneinde een beeld te krijgen van het potentiële voorkomen van soorten. De gegevens zijn in Schouten et al. (2003) geanalyseerd door enerzijds het clusteren van 10x10 km hokken met een vergelijkbare soortensamenstelling voor alle 40 roofvliegsoorten die in Nederland voorkomen; en anderzijds het op basis van kaartbeelden vaststellen van ruimtelijke patronen in de verspreiding van de soorten over Nederland. Dit is onderzocht op een schaalniveau van 5x5 km voor de 31 soorten die minimaal 15 keer in Nederland zijn waargenomen. Naar aanleiding van de resultaten van deze analyses is voor dit artikel geprobeerd een link te leggen tussen gebiedsgrootte en soortenrijkdom.

Resultaten

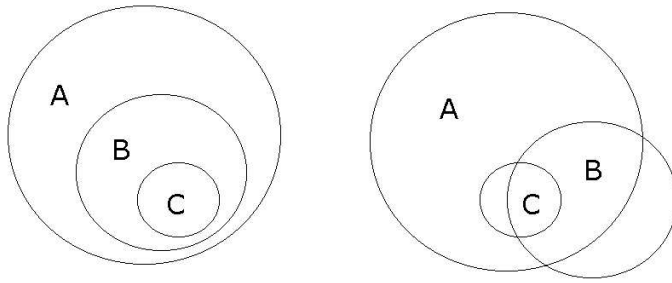
In Schouten et al. (2003) hebben we geconstateerd dat er in feite maar twee echt goed ontwikkelde roofvliegen-clusters aan te wijzen zijn: dat van de centrale zandgronden en daarnaast Zuid Limburg. De rest van Nederland bestaat uit soortenarmere varianten van het cluster van de centrale zandgronden. Op grond van dit resultaat zijn de verspreidingskaartjes van de 31 roofvliegsoorten die tenminste 15 keer in Nederland zijn waargenomen, nog eens kritisch bekeken. Hiermee werd meer inzicht verkregen in de opbouw van de regionale roofvliegenfauna in Nederland.



Figuur 1: Soorten afgezet tegen de gebieden waarin ze voorkomen: trapsgewijze soorten opbouw (uit: Schouten et al., 2003).

De verspreidingskaarten van de afzonderlijke soorten kunnen worden samengevat in zeven duidelijk te onderscheiden verspreidingstypen. Deze verspreidingstypen kunnen worden opgevat als de lagen waaruit de Nederlandse roofvliegen fauna is opgebouwd. Door de zeven lagen op elkaar te stapelen kan een trap gevormd worden waarin soorten zijn afgezet tegen de gebieden waarin ze voorkomen. Deze trap (figuur 1), waarin door middel van kleuren is aangegeven in welke gebieden een soort voorkomt, laat heel duidelijk een opbouw in soortenrijkdom zien. De veen- en kleigebieden van Nederland zijn met enkel de drie algemene soorten zeer soortenarm. Het beeld van de duinen wordt iets verstoord, maar duidelijk wordt dat de centrale Hollandse duinen veel rijker zijn dan de overige duingebieden. Drenthe, Noord-Brabant en Twente zijn enigszins soortenrijker dan de duinen maar de hoogste concentratie aan soorten vinden we pas op de plekken waar behalve alle andere lagen, ook een toplaag met karakteristieke roofvliegsoorten aanwezig is. Deze soortengroep vertoont dus een sterke mate van genestheid (figuur 2).

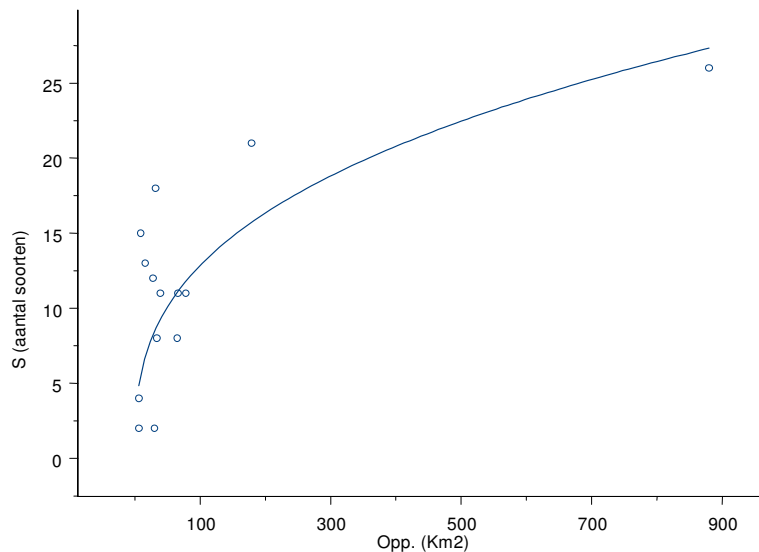
Verschillende theorieën suggereren dat grote habitat patches belangrijk zijn voor het behouden van biodiversiteit. De eiland theorie van MacArthur en Wilson, bijvoorbeeld, voorspelt dat het aantal soorten zal toenemen naarmate het oppervlak van een gebied groter wordt. De “nested subset theorie” suggereert vervolgens dat door deze species-area relatie enkel de grote natuurgebieden beschermt hoeven te worden om het gehele soorten spectrum en zo de biodiversiteit te beschermen. Dit wordt nog eens benadrukt door studies naar edge-effects, die laten zien dat alleen grote gebieden een hoge habitat kwaliteit kunnen garanderen.



Figuur 2: Schematische weergave van de geneste subset relatie (naar Patterson, 1987). Hier worden twee gebieden weergegeven, elk 3 biota's bevattend (A, B en C) met gelijke soortenrijkdom (cirkel grootte). Het linker gebied is genest omdat de soorten die in de kleinere biota's aanwezig zijn, ook aanwezig zijn in de grotere, rijkere biota's. Het rechter gebied is niet genest omdat er in B soorten voorkomen die niet in de andere twee gebieden voorkomen; en omdat in C soorten voorkomen die niet in B voorkomen.

Maar hoe zit dat in Nederland, heeft de genestheid van de roofvliegen ook een relatie met gebiedsgrootte? In figuur 3 is het oppervlak van een aantal “natuurlijke” gebieden in Nederland uitgezet tegen het aantal soorten roofvliegen dat binnen zo'n gebied voorkomt.

Het maken van een gebiedsgrootte – soortenrijkdom grafiek voor Nederland is lastig. Natuur stopt niet bij de grens. Sommige gebieden in figuur 3, bijvoorbeeld de Meinweg en het Rijk van Nijmegen, zijn in werkelijkheid veel groter. Er het oppervlak van de aangrenzende gebieden in Duitsland bij optellen kan echter ook niet, dat deel van het gebied is niet op soortenrijkdom onderzocht. In beide gevallen is er sprake van een vertekend beeld. Toch is er wel een relatie te ontdekken. Deze grafiek laat duidelijk zien dat in de grootste gebieden ook de meeste soorten voorkomen.



Figuur 3: De relatie tussen gebiedsgrootte (km^2) en het aantal roofvliegsoorten.

Discussie

De levenswijze en ecologie van de Nederlandse roofvliegsoorten zijn tamelijk uniform. Roofvliegen vormen een homogene groep van carnivore, warmteminnende insecten die droge zandgronden boven veen- en kleigebieden prefereren (Van Veen, 1996). De verschillende soorten stellen vergelijkbare eisen aan hun omgeving en er zullen grotere aantallen soorten voorkomen in die gebieden waarin de leefomstandigheden optimaal zijn voor de soortengroep als zodanig. Dit resulteert in een sterk geneste opbouw van de fauna.

Een interpretatie van deze genestheid kan gegeven worden aan de hand van de voorkeur van roofvliegen voor warme, droge gebieden. Zandgronden worden door roofvliegen geprefereerd boven veen- en kleigronden. Dan speelt de temperatuur gradiënt in de zomer van de kust naar het binnenland mogelijk een rol. Vervolgens is de kwaliteit van de natuurgebieden belangrijk: een aantal soorten komt alleen voor in terreinen met goed ontwikkelde gevarieerde bossen, heidevelden en stuifzanden. Dergelijke ecosystemen hebben een relatief groot gebied nodig om zich goed te kunnen ontwikkelen; kleinere bossen zullen nooit de structuur en diversiteit op een gering oppervlak bereiken.

Waarschijnlijk is de meest verrassende conclusie uit dit onderzoek dan ook, dat niet alleen grote diersoorten, zoals edelhert en das, een uitgestrekt gebied nodig hebben om een stabiele populatie op te bouwen, maar dat dit ook geldt voor de ontwikkeling van een soortendiverse fauna van een groep van vliegen met een grootte van minder dan 2 cm. De conclusies over de verspreiding van roofvliegen ondersteunen het beleid om de natuurgebieden in de Ecologische Hoofdstructuur robuuster te maken vanwege de positieve effecten op de biodiversiteit.

De constatering dat gebiedsgrootte van belang is roept echter meteen een groot aantal vragen op, want gebiedsgrootte zou theoretisch gezien geen directe rol in de verspreidingspatronen van dergelijke kleine insecten moeten spelen. Het oppervlak van een gebied is dus op zichzelf geen verklaring voor het voorkomen van een hoge roofvliegen diversiteit. Wel kan het verband gelegd worden dat goed ontwikkelde (loof)bossen alleen in grotere eenheden voorkomen, omdat kleinere bossen nooit de structuur van grote bossen bereiken. Gebiedsgrootte kan dus, via een omweg, wel degelijk invloed hebben op de soortendiversiteit. Een andere verklaring zou kunnen zijn dat de grotere natuurlijke gebieden in Nederland, zoals de Veluwe, oude en stabiele gebieden zijn met veel variatie in habitats. Er is veel afwisseling in landschapstypen, er zijn loof- en naaldbossen, heidevelden, zandverstuivingen en agrarische gebieden. Er zijn dus veel verschillende ecologische niches die door verschillende soorten bezet kunnen worden.

Nader onderzoek zou aan moeten tonen of bijvoorbeeld de ouderdom van een gebied belangrijk is, het beheer, of de heterogeniteit in habitattypen, dan wel dat biogeografische factoren een rol spelen. Vergelijkbaar onderzoek aan andere taxonomische groepen is daarbij onontbeerlijk omdat het meer licht kan werpen op de veronderstelde verbanden tussen omgevingsfactoren en de ruimtelijke organisatie van biodiversiteit.

Literatuur

Schouten, M.A., A. Barendregt, P.A. Verweij & M. van Veen, 2003. Roofvliegen verspreiding in Nederland, trapsgewijs toenemende soortenrijkdom. *Entomologische Berichten* 63(6): 157-164.

RIVM, 2003. Natuurbalans 2001. Samson Tjeenk Willink bv. 189 p.

Veen, M. van, 1996. De roofvliegen van Nederland. WM nr. 216. KNNV Uitgeverij. 120 p.

Patterson, B.D., 1987. The principle of nested subsets and its implications for biological conservation. *Conservation Biology* 1(4): 323-334.

Networks in the heart of the Veluwe

Netwerken in het hart van de Veluwe

Mireille Grobben

Supervisors: prof. dr. Paul Opdam & dr. Noelle Aarts
Wageningen University/Alterra Green World Research, Department Landscape
P.O.Box 47, NL-6700 AA Wageningen
E-mail: MireilleGrobben@hotmail.com

Summary

A balanced combination of land use functions is one of the key interests in a densely populated country as the Netherlands. The Dutch government strives for nature and landscape development for and by the people. This leads to complex interactive planning processes in nature areas in which policy makers, terrain owners and recreational organisations participate. We developed a preliminary method to support those interactive processes by providing scientifically founded information on the ecological and recreational networks in the region.

A durable integration of biodiversity and recreation is essential for spatial planning in nature areas, but these equivalent functions are often viewed as contradictory. The method can assess the scenarios that emerge during the planning process for areas of potential synergy or conflict between nature and recreation. We use the concept of ecological networks as the ecological base for the approach in the method. The theory of networks learns that local overburdening can be compensated by a release elsewhere. Fragile ecological networks pressured by recreation can be enforced through habitat development, while those measurements can also improve the quality of the landscape for recreation (Opdam, 2002). A solid knowledge about the location of these networks can accommodate planners with flexible solutions for function combinations with nature. The combination of scientific knowledge with the local insight of the stakeholders can lead to sustainable spatial planning.

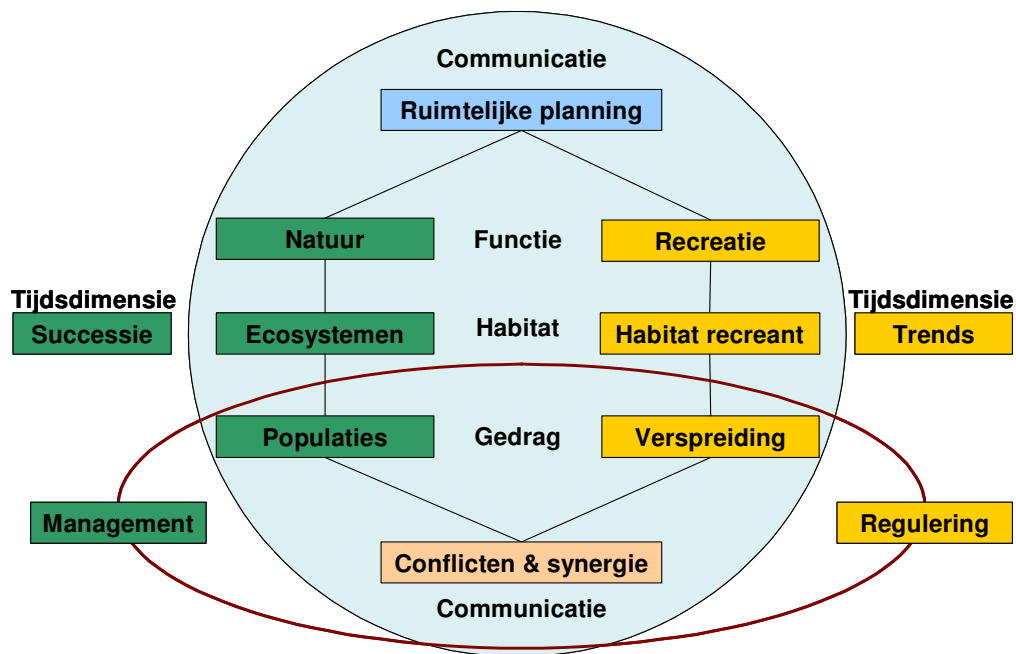
Based on the information from a regional development project, the method is applied on the southern-Veluwe. First the ecological networks in the region are depicted through an analysis with the model LARCH. This model gives an indication of the potential biodiversity based on some carefully chosen ecological profiles. An ecological profile stands for the description of the spatial and qualitative habitat demands of a species, which represents a range of species with comparable demands. Red deer, wheatear and viper were selected for this research, of which wheatear is the most sensitive to recreation. The recreational influence is depicted through the leisure cyclist, which is simulated with the model MASOOR. This results in a map with the distribution of the recreants over the entire area during a norm day. An overlay of both maps in GIS shows a network for both nature and recreation on the southern-Veluwe. The first results were evaluated by the main stakeholders of the project and the participants certainly see future possibilities for this interdisciplinary method.

Inleiding

Voor de ruimtelijke planning in natuurgebieden is een duurzame combinatie tussen biodiversiteit en recreatie essentieel, maar deze gelijkwaardige functies worden vaak als tegenstrijdig gezien. Door regionale gebiedskennis van belanghebbenden te combineren met een wetenschappelijke onderbouwing kan een gedegen planning zelfs leiden tot een versterking van beide functies. Deelnemers aan het interactieve project 'Hart van de Veluwe' zien in ieder geval toekomst in de nieuwe interdisciplinaire methode.

Het rijk streeft naar natuur- en landschapsontwikkeling voor en door mensen. Dit leidt tot complexe samenwerkingsverbanden tussen provincies, gemeenten, gebiedsbeheerders en de recreatie sector. Daarom is een methode ontwikkeld die het interactieve proces kan ondersteunen met gefundeerde informatie over de ecologische en recreatieve netwerken in de regio. De plannen die tijdens het interactieve proces naar voren komen kunnen met de methode getoetst worden op potentiële synergie of conflicten tussen natuur en recreatie. Doordat de mogelijke voor- en nadelen van de ontwikkelde scenario's gelijk in beeld gebracht worden kunnen de belanghebbenden een betere afweging maken bij de inrichting van het gebied. Eventueel kunnen de scenario's ook aan de inwoners van de regio voorgelegd worden, wat het draagvlak voor de uitvoering van het project alleen maar zal versterken.

Deze unieke interdisciplinaire methode is tot stand gekomen door de kennis van Alterra en Wageningen Universiteit te integreren met de ervaring van de deelnemers aan een interactief Veluwe 2010-project: 'Hart van de Veluwe'. Deze mensen uit de praktijk hebben de methode geëvalueerd en zien veel potentie voor verdere toepassing.



Figuur 1: Basisconcept methode

Onderbouwing

Het concept van ecologische netwerken wordt gebruikt als de ecologische basis voor de benadering. Deze theorie leert dat lokale stress verlicht kan worden door compensatie op een andere plaats. Natuurbeheer kan deze balans beïnvloeden. Kwetsbare ecologische netwerken die onder druk staan door recreatie kunnen door habitatontwikkeling worden versterkt, terwijl dergelijke maatregelen de landschapsbeleving kunnen verbeteren.

Toepassing

Eerst wordt de natuur in beeld gebracht door met het model LARCH een indicatie te geven van de potentiële biodiversiteit aan de hand van enkele zorgvuldig gekozen 'ecoprofielen'. Een ecoprofiel is de beschrijving van de ruimtelijk en kwalitatieve habitatseisen van één soort die model staat voor een reeks van soorten met vergelijkbare eisen. Voor de Veluweproject zijn de ecoprofielen van het edelhert, de tapuit en de adder geselecteerd, waarbij de tapuit de meest gevoelige indicator voor recreatie is. Als recreatievorm is de Zuid-Veluwse fietser gekozen. De recreatie wordt gesimuleerd met het model MASOOR. Dit resulteert in een netwerk voor natuur en recreatie, waarvoor de deelnemers aan het 'Hart van de Veluwe'-project een goede balans moesten vinden.

Aan het eind van dit jaar verschijnt een Engelstalig rapport over dit onderzoek.

How peri-urban areas act as source for nature quality in cities

Hoe natuur in de stadsrand als een bron kan dienen voor stedelijke natuurkwaliteit

Robbert P.H. Snep

Begeleiding: Prof. Dr. P.J.M. Opdam
Alterra, Green World Research
Wageningen University and Research Centre
P.O. Box 47, 6700 AA Wageningen
E-mail: Robbert.Snep@wur.nl

Summary

Cities often lack sufficient space for high quality of urban nature, while peri-urban areas do have more opportunities to support that kind of nature. However, the perception of citizens is mainly based on nature-experiences within their direct environment. Therefore a combination in which the peri-urban area would support the nature quality within cities would be perfect.

In the case Hoogvliet (part of Rotterdam) the spatial ecological relation between the city and its environment was studied by using GIS and Correlated Random Walk (CDW) simulation models. CRW-models simulate movements of individuals of all kinds of animals by using parameters like velocity within different biotopes and transition-probabilities between biotopes. For this study butterflies are selected as species-group to act as indicators for both ecological and nature-experience values. Several scenarios are used to describe the effect of landscape changes (urban redevelopment) for species. 'Release-locations' within those scenarios are representing alternative sites for peri-nature development and resulting sources of dispersers. The simulations provide insight into the role of structural elements in the urban landscape, determining the flow of individuals through the city and the potential exchange of individuals between the peri-urban area and the city.

The results of the simulation show that peri-urban areas could indeed play a remarkable important role as sources for urban nature. By using those insights within the urban planning process it will be possible to maintain or perhaps even improve the level of nature quality in cities.

Hydrological and hydrochemical system analysis of Ob valley mires (Western Siberia)

Hydrologische en hydrochemische systeemanalyse van venen langs de Ob (West-Siberië)

Sander Loos & Aafke Schipper

Begeleiding: Dr. W. Bleuten

Utrecht University, Department of Physical Geography

P.O.Box 80.115, Heidelberglaan 2, 3508 TC Utrecht

E-mail: sanderloos@hotmail.com, aafkeschipper@hotmail.com

Summary

The floristic composition and hence the biological diversity of mire ecosystems is largely dependent on their hydrological and hydro-chemical characteristics. To gain insight in the hydrology and hydro-chemistry of Ob valley mires, a representative transect with a length of 3.5 km from the terrace plateau bordering the mires to the Ob River was chosen as a study site. To reveal the groundwater flow patterns and the water balance of the study site, a steady-state numerical groundwater model was created in MODFLOW. The model was calibrated using hydraulic heads measured during summer of 2002. Hydrochemical characteristics of the site were investigated based on the composition of several hundreds of mire water samples, acquired by frequent sampling at 9 sampling locations. Cluster analysis was executed for all mire water samples in order to obtain a classification in more or less homogenous groups. Subsequently, to reveal relations between hydrological and hydro-chemical characteristics of the mire, the distribution of the resulting water types was compared with the groundwater flow patterns discerned. The MODFLOW results showed that on a yearly average basis the mire is characterized by a constant influx of groundwater from the terrace plateau. This flux is about 2.5 times larger than the supply of net precipitation to the mire. Seepage of groundwater into the mire occurs most pronounced next to the terrace plateau. Groundwater seeping at increasing distance from the plateau originates from larger depth. Within the mire body horizontal groundwater flow is negligible compared to vertical flow. Seeped water, supplemented by a net precipitation flux, flows over the mire surface in the direction of the Ob River. At a distance of approximately 1.5 km from the terrace plateau re-infiltration takes places due to the presence of vegetation ridges, which obstruct water flow. Analysis results of the water samples revealed that for the summer of 2002 spatial patterns in mire water composition are much more distinct than temporal fluctuations. This can be ascribed to the large groundwater supply, of which flux and composition are relatively independent of meteorological conditions. Cluster analysis resulted in the distinction of four mire water types. The chemical composition of type 1 is characterized by the diluting influence of precipitation; it was found only at the mire surface. Type 2 shows a typical groundwater composition, characterized by high concentrations of dissolved minerals. It appeared to be abundant both in the mire groundwater and at its surface. Water type 3 is rich in NH_4^+ ; it was found in the mire groundwater in a zone bordering the Ob River. Water type 4

resembles type 2, but contains higher amounts of HCO_3^- , Cl^- , Na^+ and Si. It was found at those sampling locations where groundwater seepage originates from largest depth.

Inleiding

Vandaag de dag zijn vrijwel alle nog bestaande veengebieden in West-Europa aangetast en worden ze in hun voortbestaan bedreigd door menselijke invloeden als kunstmatige drainage, vervuiling, verzuring en eutrofiëring. Om verdere achteruitgang tegen te kunnen gaan is het van belang het inzicht te vergroten in de hydro-ecologie van natuurlijke, nog onverstoorde veensystemen. Hiertoe is door de universiteiten van Utrecht, Tomsk (Rusland) en Greifswald (Duitsland) een multidisciplinair onderzoek opgezet naar de karakteristieken van de veensystemen in de riviervallei van de Ob in West-Siberië, op een onderzoekslocatie ongeveer 60 kilometer ten westen van Tomsk. Dit artikel presenteert de resultaten van een hydrologische en hydro-chemische systeemanalyse van het gebied, die binnen dat kader zijn uitgevoerd als afstudeeronderzoek bij het departement Fysische Geografie van de Universiteit Utrecht.

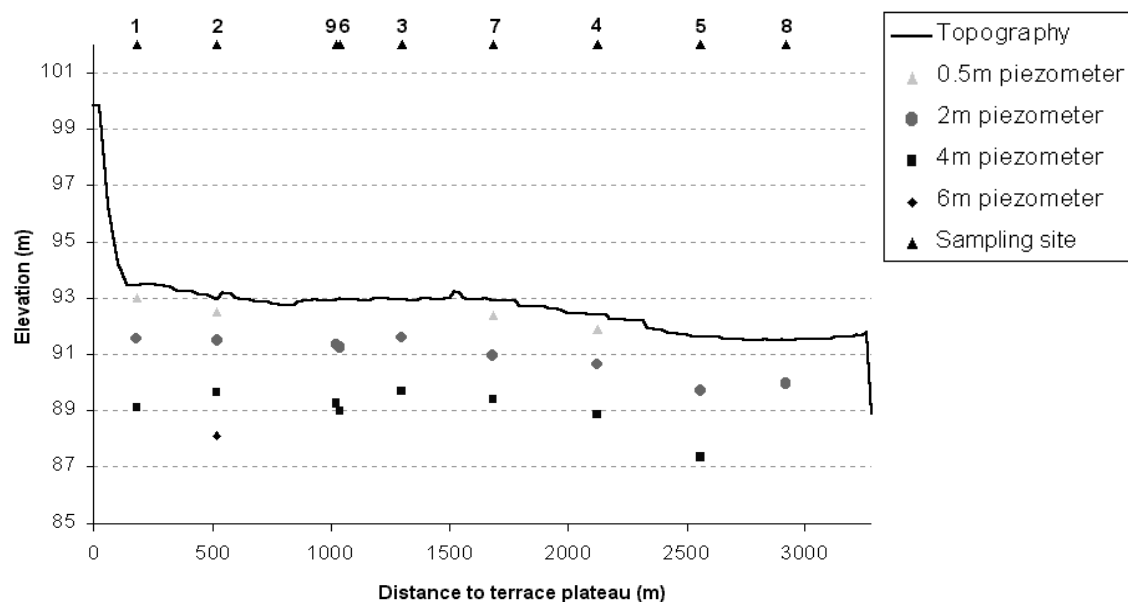
Om tot een goede analyse van de hydrologische en hydrochemische karakteristieken van het gebied te komen zijn de volgende onderzoeksvragen geformuleerd:

- Hoe zien de grondwaterstromingspatronen en de waterbalans voor het gebied eruit?
- Welke temporele en ruimtelijke variatie is aanwezig in watersamenstelling?
- Zijn er relaties te vinden tussen hydrologische en hydrochemische karakteristieken?

Methoden

Om stromingspatronen bloot te leggen en de waterbalans van het studiegebied op te stellen, is gebruik gemaakt van een steady-state numeriek grondwatermodel in MODFLOW, dat is gecalibreerd op gemeten stijghoogten. Ruimtelijke en temporele variatie in watersamenstelling zijn geïnventariseerd door middel van grafische weergave van de analyseresultaten van enkele honderden watermonsters. Vervolgens is een clusteranalyse uitgevoerd om de monsters te classificeren in verschillende watertypen. Om eventuele relaties tussen hydrologie en hydrochemie bloot te leggen zijn de grondwaterstromingspatronen vergeleken met de ruimtelijke verdeling van de verschillende watertypen.

Voor het verkrijgen van de benodigde gegevens is in het studiegebied een meetnetwerk aangelegd in de vorm van een 3.5 km lang transect tussen de Ob en het terrasplateau aan de rand van de Ob vallei. Binnen dit transect zijn met regelmatige tussenafstand 9 meetlocaties gekozen waar piezometers met filters op verschillende diepte zijn geplaatst (figuur 1). Tussen 1 juni en 25 augustus 2002 zijn deze locaties elke twee weken bezocht voor het bepalen van de stijghoogten op diverse dieptes in het veen en aan het veenoppervlak, het meten van de netto neerslag en het nemen van watermonsters. pH, EC en alkaliteit zijn voor elk monster ter plaatse bepaald. Vervolgens zijn de monsters aangezuurd en bewaard, om na afloop van de totale meetperiode te kunnen worden geanalyseerd met ICP (Inductively Coupled Plasma techniek) en AA (Auto Analyzer).

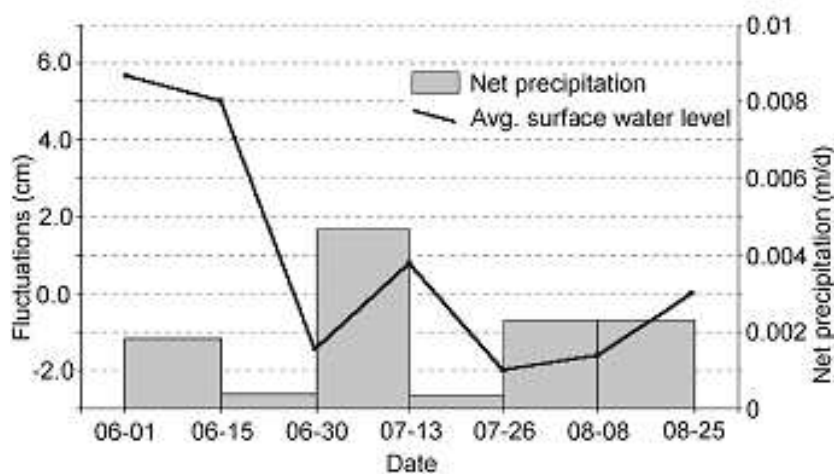


Figuur 1: Schematische weergave van het meetnetwerk

Resultaten

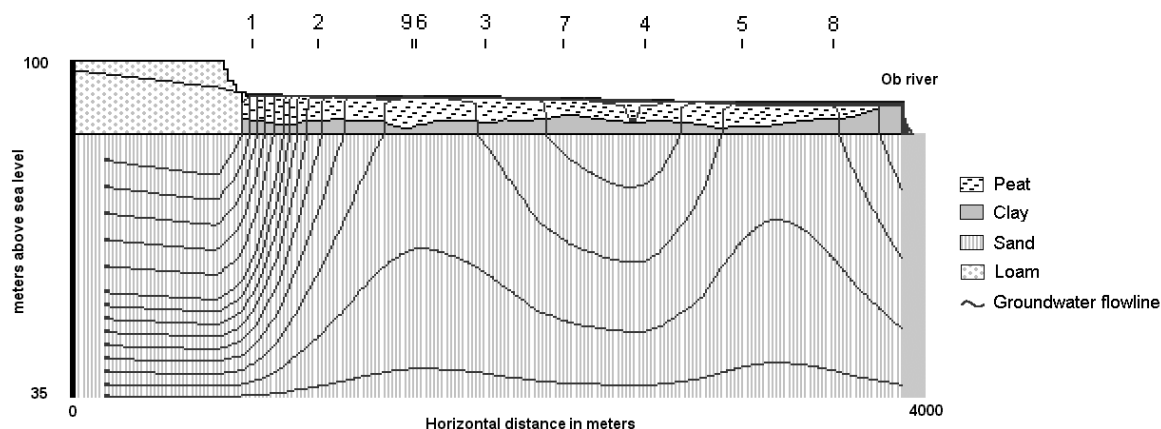
Hydrologie

Uit de metingen van de waterstanden aan het veenoppervlak is gebleken dat optredende fluctuaties goed correleren met veranderingen in netto neerslag (figuur 2). Hoge waterstanden die geobserveerd zijn in het voorjaar, aan het begin van de veldperiode, worden veroorzaakt door het smelten van neerslag die in de winter (in bevroren toestand) in het gebied accumuleert. De resultaten van het steady-state model laten zien dat het studiegebied op jaargemiddelde basis wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van een netto kwelstroom die ongeveer 2.5 keer zo groot is als de jaarlijkse hoeveelheid netto neerslag in het gebied. De kwelflux kent de grootste omvang in de nabijheid van de terrasrand; grondwater dat opkwelt op grotere afstand van de terrasrand is afkomstig van grotere diepte (figuur 3).



Figuur 2: Gemiddelde waterstands-fluctuatie over alle meetlocaties t.o.v. 08-25

Binnen het veenpakket is grondwaterstroming in horizontale richting verwaarloosbaar ten opzichte van verticale stroming. Over het veenoppervlak vindt stroming plaats in de richting van de Ob, waarbij het gaat om opgekweld water aangevuld door netto neerslag. Op ongeveer 1.5 km vanaf de terrasrand bevindt zich een infiltratiezone. De aanwezigheid van deze zone kan worden verklaard door het bestaan van ruggen met relatief hoge begroeiing, waardoor stroomopwaartse opstuwing van het water plaatsvindt.



Figuur 3: Grondwaterstromingspatroon in het studiegebied volgens MODFLOW berekeningen

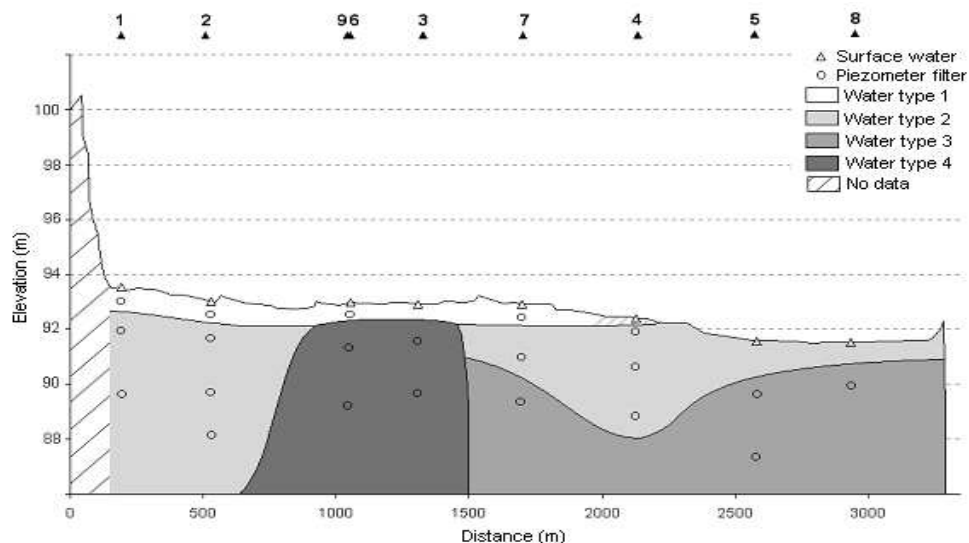
Hydrochemie

Uit de analyseresultaten van de watermonsters is gebleken dat de temporele fluctuaties in watersamenstelling gedurende de meetperiode gering zijn in vergelijking met de ruimtelijke variatie binnen het onderzoeksgebied. De afwezigheid van aanzienlijke temporele variatie kan worden verklaard door de grote grondwaterflux, die relatief weinig wordt beïnvloed door meteorologische omstandigheden. Het uitvoeren van een clusteranalyse heeft vier watertypen opgeleverd. De karakteristieken van deze watertypen zijn weergegeven in tabel 1; figuur 4 geeft de ruimtelijke verdeling van de watertypen over het onderzoeksgebied weer.

Type 1 wordt voor de meeste ionen gekenmerkt door lagere concentraties dan de overige watertypen, resulterend in een relatief lage EC. Dit watertype bevindt zich uitsluitend aan het veenoppervlak. Watertype 2 kent een typische grondwatersamenstelling met relatief hoge concentraties opgeloste mineralen. Uit figuur 4 blijkt dat dit watertype in het gebied het meest voorkomt, zowel in het veenpakket als aan het oppervlak. Ook type 3 wordt gekenmerkt door een grondwatersamenstelling; daarnaast is met name de relatief hoge concentratie NH_4^+ opvallend. Water type 4 is vergelijkbaar met type 2, maar bevat hogere concentraties HCO_3^- , Cl^- , Na^+ en Si.

Tabel 1 Karakteristieken van verschillende watertypen (gemiddelde waarden, ionen in mg/l)

Type	EC	pH	HCO_3^-	Ca^{2+}	Cl^-	Fe	K^+	Mg^{2+}	Mn	Na^+	NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-}	Si
1	545	6.98	359	79.2	2.0	5.7	1.2	14.5	0.4	10.6	0.5	1.2	1.6	8.3
2	688	7.13	483	105.9	1.0	4.6	1.5	20.2	0.8	8.5	0.5	1.2	0.8	10.7
3	705	6.72	461	89.0	1.4	6.3	1.7	24.3	1.0	10.3	3.7	1.1	1.2	11.2
4	829	6.90	569	102.4	6.4	2.6	1.8	19.8	0.4	45.4	1.8	1.1	0.6	15.6



Figuur 4: Ruimtelijke verdeling van watertypen

Discussie: relaties tussen hydrologie en hydrochemie

Wanneer de verspreiding van watertypes (figuur 4) in verband wordt gebracht met het grondwaterstromingspatroon (figuur 3), valt op dat type 4 te vinden is daar waar grondwater opkwelt afkomstig van de grootste diepte. De relatief hoge concentraties HCO_3^- , Cl^- , Na^+ en Si kunnen tegen die achtergrond verklaard worden door ofwel een relatief lange verblijftijd van het grondwater ofwel de aanwezigheid van bepaalde mineraalrijke afzettingen in het herkomstgebied. Type 1, dat uitsluitend aan het veenoppervlak voorkomt, wordt gekenmerkt door relatief lage concentraties die toegeschreven kunnen worden aan de verdunnende invloed van neerslag. De relatief hoge NH_4^+ concentraties van type 3 zijn mogelijk veroorzaakt door overstromingen door de Ob, die in het verleden zijn voorgekomen. De verdeling van watertypes in het studiegebied kan derhalve goed verklaard worden vanuit de hydrologische karakteristieken.

Literatuur

Loos S. & Schipper A., 2003. Hydrological and hydrochemical system analysis of the Ob valley mires. Department of Physical Geography, University of Utrecht, 50p.

The relationship between site conditions, nutrient availability and vegetation in Western-Siberian mires – A reference for Western-European mires

De relatie tussen vegetatie en standplaatsfactoren in West-Siberische veen-systemen - Een mogelijke referentie voor West-Europese veensystemen

Sebastiaan A. Schep, Ron Zeefat & Jeroen P. van Zuidam

Begeleiding: Prof.dr. M.J. Wassen
Utrecht University, Faculty of Geo Sciences, Department of Environmental Sciences
P.O.Box 80.115, 3508 TC Utrecht
E-mail: moerasmannen@yahoo.com

Summary

Due to human activities, many peatlands in Western Europe are deteriorating. This is mainly caused by processes such as eutrophication, drainage and acidification, which alter site conditions. Knowledge on relations between processes controlling site conditions and consequently vegetation characteristics may contribute to the development of measurements aimed at restoring deteriorated peatlands. A literature survey showed that West-Siberian mires can be used as reference areas as they are characterized by hydro-ecological relations rather similar to those found in peatlands in the Biebrza valley and the Vecht river plain. The research areas in this study are located in the Ob valley mire and at the edge of the Vasyugan mire.

As found in earlier research, differences in vegetation characteristics can be explained in site conditions. Differences in site conditions can lead to a limited potential species pool as a result of extreme site conditions (such as a low pH) and to differences in plant productivity as a result of differences in nutrient availability. Plant productivity consequently influences plant diversity following a hump shaped curve (Grime 1979).

In this study, the Ob valley sites show higher plant productivity and diversity than the Vasyugan sites. At the Ob valley sites, nutrient availability controls plant productivity, which in turn controls plant diversity. This can be seen from the decreasing plant diversity with increasing plant productivity (the downward right hand slope of Grime's hump shaped curve). However, at the Vasyugan sites extreme site conditions hamper vegetation development, leading to lower plant productivity and diversity, compared to the Ob valley sites. This diversity in site conditions between the Ob Valley and the Vasyugan is largely controlled by differences in the discharge flux of calcareous groundwater.

When compared to mire systems of the Biebrza and the Vecht river plain the differences in site conditions within the Ob Valley mire are relatively small. This is caused by seepage being the dominant landscape ecological factor in West Siberian mires, influencing site conditions and hence vegetation characteristics.

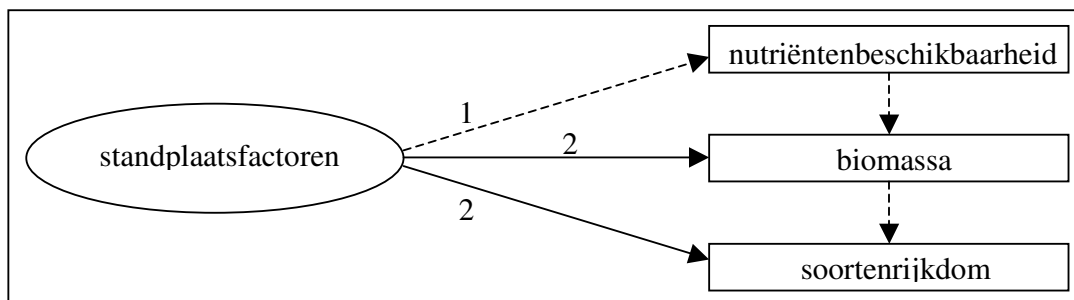
Inleiding

Veensystemen komen in West-Europa, door menselijke activiteiten, slechts voor als kleine versnipperde eenheden in een grote matrix van agrarisch en stedelijk gebied (Borger, 1992; Wheeler, 1983). De kwaliteit van deze kleine eenheden is verminderd onder invloed van verdroging, vermessing en verzuring. Met name veranderingen in waterstroming en waterkwaliteit beïnvloeden de standplaatscondities en daarmee de soortenrijkdom van veensystemen.

Kennis over de relaties tussen natuurlijke processen die een rol spelen bij het bepalen van deze standplaatscondities (en daarmee de karakteristieken van de vegetatie) kan een bijdrage leveren aan het ontwikkelen van natuurbeheersmaatregelen. Referentiegebieden kunnen worden gebruikt als ijkpunt voor vergelijking met gestoorde gebieden (Wassen et al., 2002). Het doel van dit onderzoek is na te gaan wat sleutelprocessen zijn voor het voorkomen van karakteristieke soorten in ongestoorde veengebieden in de West-Siberische laagvlakte en op welke manier inzicht in deze processen bij kan dragen aan de kennis over herstel van West-Europese veensystemen. Deze rapportage is toegespitst op de relatie tussen biomassaproductie en soortenrijkdom. Er is specifiek gekeken naar het voorkomen van (Nederlandse) rode lijst soorten (Van der Meijden et al., 1991) aangezien deze specialistische soorten gevoelig zijn voor verstoring en concurrentie.

Aan de hand van literatuuronderzoek is de geschiktheid van West-Siberische veengebieden onderzocht als referentie voor veengebieden in de Nederland (de Vechtstreek) en Polen (Biebrza vallei). Op basis van het vergelijken van landschapsecologische relaties (Klijn & Udo de Haes, 1990) van het type veengebied en zijn ontstaansgeschiedenis en door het vergelijken van karakteristieke plantengemeenschappen is aangetoond dat Siberië als referentie kan dienen voor verstoorde Europese veengebieden.

De relatie tussen productiviteit en soortenrijkdom is reeds uitvoerig onderzocht (Grime, 1979; Gough & Grace, 1994; Olde Venterink, 2000). Figuur 1 toont een vereenvoudigd theoretisch model, waarin is aangegeven op welke manier standplaatsfactoren en nutriënten-beschikbaarheid de productiviteit en de soortenrijkdom van vegetatie kunnen verklaren. In dit model wordt de soortenrijkdom van vegetatie verklaard vanuit twee paden. Ten eerste bepaalt



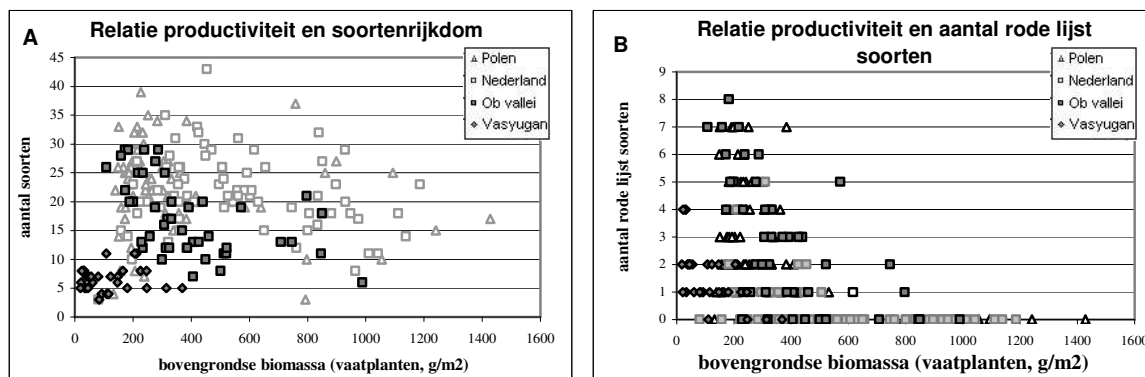
Figuur 1: Vereenvoudigd conceptueel model van de relatie tussen soortenrijkdom, productiviteit en standplaatsfactoren. Er zijn twee paden te onderscheiden waarlangs de soortenrijkdom kan worden beïnvloedt. De standplaatsfactoren sturen de biomassaproductie via de nutriëntenbeschikbaarheid. De productiviteit van de vegetatie bepaalt volgens Grime (1979) de soortenrijkdom, als gevolg van licht-concurrentie (pad 1, gestippelde pijlen). Daarnaast kunnen standplaatsfactoren direct de biomassaproductie en de soortenrijkdom bepalen (pad 2, doorgetrokken pijlen) onder extreme omstandigheden (bijv. onder invloed van zoutgehalte, zuurgraad) (Gough & Grace, 1994). Zie tekst voor nadere uitleg.

de omvang van de biomassaproductie de soortenrijkdom door middel van lichtconcurrentie. Ten tweede kunnen de standplaatscondities de soortenrijkdom bepalen via fysiologische beperkingen. Extreme standplaatscondities (betreffende nutriënten status, zuurgraad, vochtgehalte, chemische samenstelling van het water en bodemeigenschappen) bepalen de potentiële soortenrijkdom, oftewel de soorten die fysiologisch aangepast zijn aan specifieke standplaatscondities.

Het onderzoek in Siberië

De in deze studie onderzochte locaties zijn gelegen in de vallei van de Ob rivier en aan de rand van het Vasyugan hoogveensysteem. De onderzochte vegetatietypen zijn open kruidachtige vegetaties met weinig tot geen houtopslag. Om achterliggende processen op te sporen is onderzoek gedaan naar de hydrochemie (pH, EGV, macro-ionen, nutriënten, micro-elementen) van het oppervlaktewater en naar de nutriëntenstatus (mineralisatie-onderzoek). De hydrochemische gegevens zijn gerelateerd aan de vegetatiekenmerken (productiviteit, soortenrijkdom, rode lijst soorten) door middel van Multiple Regressie. De hydrochemische variabelen zijn gereduceerd tot een aantal factoren met behulp van een Factor Analyse.

De relatie tussen productiviteit en soortenrijkdom vertoonde een "hump shaped curve" (Grime, 1979) (zie: figuur 2A). Een zeer lage productiviteit en soortenrijkdom wordt gevonden in de Vasyugan locaties. De Ob vallei locaties vertonen een hoge soortenrijkdom binnen een intermediaire productiviteit (200 tot 500 g/m²). Bij verder toenemende productiviteit vertonen de Ob vallei locaties een afnemende trend in het aantal soorten vaatplanten. Deze verschillen kunnen worden verklaard met de uitkomsten van de statistische analyse van de hydro-chemische data. Invloed van kalkrijke kwel indiceert het onderscheid tussen hoogveen en laagveen en resulteert in zowel een toename van productiviteit als soortenrijkdom. Ook binnen de Vasyugan locatie is deze invloed van grondwater geobserveerd. Vasyugan-locaties die regenwater gevoed zijn, worden gekenmerkt door extreme standplaatscondities (lage pH waarden, lage beschikbaarheid van nutriënten en lage gehalten aan macro-ionen) terwijl



Figuur 2: De relatie tussen productiviteit en totaal aantal soorten (figuur A) en totaal aantal rode lijst soorten (figuur B). Productiviteit is gemeten door het drooggewicht te bepalen van de bovengrondse levende biomassa op een knipplot van 0.5 bij 0.5 meter (48 uur gedroogd bij 72 graden Celsius). Elk punt is een gemiddelde van 3 replica's. Soortenrijkdom is bepaald door het totaal aantal soorten binnen een oppervlakte van 5 bij 5 meter te bepalen (gemiddelde van 5 replica's). Het aantal rode lijst soorten is berekend aan de hand van de Nederlandse rode lijst voor vaatplanten (Van der Meijden et al., 1991).

Locaties die onder invloed staan van lateraal toestromend ondiep grondwater (met verhoogde concentraties aan macro-ionen) een toename in de biomassa-productie en soortenrijkdom vertonen.

De twee paden waarlangs de soortenrijkdom kan worden, beïnvloed bepalen de verschillen tussen de Vasyugan en de Ob vallei locaties. Binnen de Ob vallei is de productiviteit de bepalende factor voor soortenrijkdom: hoge productiviteit leidt tot een lagere soortenrijkdom als gevolg van lichtconcurrentie (pad 1 in figuur 1). Een deel van de Vasyugan monsterlocaties wordt gekenmerkt door extreme standplaatscondities. De daar voorkomende plantensoorten zijn aangepast aan deze extreme standplaatscondities, wat ook blijkt uit het relatief hoge aantal rode lijst soorten vaatplanten: alleen specialisten kunnen zich onder deze extreme omstandigheden vestigen (zie ook figuur 2B). De toename in productiviteit en soortenrijkdom en de afname in de rode lijst soorten bij een grotere invloed van grondwatervoeding duidt erop dat de soortenrijkdom onder extreme standplaatscondities wordt bepaald door de potentiële soortenrijkdom (pad 2 in figuur 1).

Discussie

Vergelijking van de opgestelde Grime figuur met de gegevens uit Polen en Nederland toont dat zowel de maximale productiviteit als de maximale soortenrijkdom lager is in Siberië (zie figuur 2A). Verschillen in productiviteit kunnen verklaard worden uit de lagere nutriënten aanvoer in Siberië. De aanwezigheid van sterke kwel verhindert dynamiek van de veenbodem waardoor mineralisatie (de belangrijkste aanvoerpost van nutriënten in de Ob vallei) beperkt is. De geringe variatie in standplaatscondities die hieruit volgt wordt veroorzaakt door het ontbreken van een dominante invloed van regenwater of rivierwater. De gevonden verschillen in soortenrijkdom kunnen mogelijk verklaard worden vanuit de “Intermediate Disturbance Theory” (Connell 1978), welke soortenrijkdom deels uit de mate van dynamiek in een systeem verklaart. Een lichte mate van verstoring zou volgens deze theorie leiden tot een hogere soortenrijkdom, aangezien de successie naar een soortenarm climax-stadium verhindert wordt. De Vechtstreek kent sterke lokale variaties in standplaatscondities als gevolg van menselijke invloed. Als gevolg van lokaal sterke invloed van regenwaterlenzen en inundatiezones vertonen de standplaatscondities in Polen sterke gradiënten. Vergeleken met deze verstoorde, dynamische gebieden is het studiegebied in de Ob vallei een relatief homogeen gebied met kleine variaties in standplaatscondities en vegetatiekenmerken.

Conclusie

Concluderend kan gesteld worden dat de sterke, kalkrijke kwel de belangrijkste sturende factor is in Siberië voor de standplaatsfactoren en de vegetatiekenmerken. Door afwezigheid van verstoring bepalen optimale natuurlijke standplaatsfactoren het voorkomen van karakteristieke veenvegetaties met hoge aantallen rode lijst soorten (zie figuur 2B). Hiermee is aangetoond dat veengebieden in Siberië een goede natuurlijke referentie zijn voor Nederlandse veensystemen. Bij het gebruik van West-Siberische veensystemen als referentie voor West-Europese veengebieden is het van belang te kijken naar de landschapsecologische relaties en de ontstaansgeschiedenis van de te vergelijken systemen. Indien deze achterliggende kenmerken overeenkomstig zijn kunnen geselecteerde locaties in Siberië dienen als referentie voor overeenkomstige gebieden in West-Europa.

Literatuur

- Borger, G.J., 1992.** Draining-digging-dredging; the creation of a new landscape in the peat areas of the low countries. In: J.T.A. Verhoeven (ed.) Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. Dordrecht: Kluwer, pp 131-172.
- Connell, J. H., 1978.** Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1304-1310.
- Gough, L., J. B. Grace & K.L. Taylor, 1994.** The relationship between species richness and community biomass: the importance of environmental variables. *Oikos* 70: 271-279.
- Grime, J.P., 1979.** Plant Strategies and Vegetation Processes. Chichester, Wiley & Sons.
- Klijn, F. & H.A. Udo de Haes, 1990.** Hiërarchische ecosysteemclassificatie. Voorstel voor een eenduidig begrippenkader. *Landschap* 7: 215-233 (In Dutch with English summary).
- Olde Venterink, H.G.M., 2000.** Nitrogen, phosphorus and potassium flows controlling plant productivity and species richness. PhD thesis, Utrecht University.
- Van der Meijden, R., L. van Duuren, E.J. Weeda & C.L. Plate, 1991.** Standaardlijst van de Nederlands Flora. *Gorteria* 17: 75-127. (In Dutch).
- Wassen, M.J., M.C. Bootsma & W. Bleuten, 2002.** Geografische referenties: de Biebrza-vallei als voorbeeld. *Landschap* 2002 (1) (In Dutch with English summary).
- Wheeler, B.D., 1983.** Vegetation, nutrients and agricultural land use in a north Buckinghamshire valley fen. *Journal of Ecology* 71: 529-544.

The use of landscape system approach in predicting the distribution of ecotopes: Samaria Biosphere Reserve, Crete, Greece.

Een landschap-systeem benadering voor het voorspellen van ecotopen in het Samaria Biosphere reservaat (Kreta, Griekenland).

Panagiotis Nyktas

Laboratory of Soil Sciences and Geology, Department of Environmental Sciences, Wageningen University & Research Centre,
P.O. Box 37, 6700 AA Wageningen
E-mail address: Panagiotis.Nyktas@wur.nl

Summary

Lefka Ori (White Mountains) of West Crete is one of the most important areas in Europe for its endemic and rare plant species. Its unique bio-geographical setting and geological history were the reasons for a distinctive floral and faunal evolution. Although Crete and its mountains have received the attention of a number of ecological studies in the past, a lot is yet not known about the environmental factors that control the distribution of plant species and communities. Despite the large number of ecological studies, many of the factors taken into consideration are characterised as indirect and/or complex. At the same time a number of others are not investigated.

The scope of this study was to utilise methods widely used in soil survey and land evaluation in this ecologically important, mountainous region. This study suggests that the expert knowledge of a soil/landscape surveyor and the use of landscape process modelling together with GIS can:

- a) disaggregate complex landscape characteristics;
- b) offer additional inputs to ecological studies;
- c) give a spatial dimension to key environmental factors and, as a consequence;
- d) locate the ecologically important areas;
- e) recommend strategies for nature conservation.

The methodology consists of tools typically used in the fields of geology and soil sciences. Sophisticated landscape models and advanced GIS techniques were tested and implemented for the representation of relevant landscape attributes.

The information produced and incorporated in this study were:

- Topography (DEM) and climate
- Physiographic Landscape Survey
- Land cover mapping
- Hydrological modelling
- Erosion/deposition model simulations
- Landscape stability model simulations

In a later stage a multi-criteria thematic map overlay scheme was created in GIS based on literature. This led to a map with the potential distribution of plant communities within the study area.

Besides each individual aspect mentioned above, this study:

- simulated rock falls and rock flows in the area, an attempt new in the field of geomorphology;
- statistically correlated landscape attributes and processes with the presence of trees;
- presented a methodology for ecotope prediction.

This study does not argue that ecotopes have been predicted with accuracy. Such an attempt requires vegetation sampling and validation which was out of the its scope. Nevertheless, this study did represent spatially all the landscape characteristics depicted as important from ecological studies. The results, adequately generalised according to the above considerations, do give recommendations for nature conservation policies. Perhaps the most promising aspect is the potential of integrating further the aforementioned scientific fields: visiting the areas sampled by vegetation scientists, representing additional landscape properties and validating the results is the general procedure for the development of an ecological prediction model.

The response of meadow birds to an increasingly fragmented landscape in The Netherlands

De respons van weidevogels op een toenemend gefragmenteerd landschap in Nederland

Roland E. van der Vliet

Begeleiding: Prof.dr. M.J. Wassen
Utrecht University, Copernicus Institute for Sustainable Development and Innovation
P.O. Box 80115, 3508 TC Utrecht
E-mail: r.vandervliet@geog.uu.nl

Summary

A major part of the Netherlands consists of meadows used for dairy farming, which are, especially in the western part, relatively wet. They are the main habitat for a group of bird species, known as ‘meadow birds’, defined as bird species of which the population that occurs in the Netherlands is largely dependent on agriculturally used grasslands as a breeding site. Importantly, nowhere else in the world does this particular assemblage of species breed together in the same habitat. Meadow birds are therefore a typically Dutch phenomenon; this holds especially for Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*) of which circa 50% of the European breeding population occurs in Dutch meadows.

Because of a recent decline of meadow bird species in north-western Europe, especially of Black-tailed Godwit, research has begun on their environmental requirements. Apart from the Black-tailed Godwit, Oystercatcher (*Haematopus ostralegus*), Lapwing (*Vanellus vanellus*) and Redshank (*Tringa totanus*) are object of study. It has already become clear that the decline must be attributed to changes during the breeding season, especially to agricultural intensification resulting in a lowered breeding success.

The outcome of three phases during the breeding period determines whether it has been successful: the nest site selection phase, the egg phase, and the chick-rearing phase. From a landscape perspective, the first of these is the most interesting as it is mainly determined by landscape factors: structure of vegetation, food availability and predator visibility. The importance of predator visibility is the topic of this research. It is argued that, in order to deal with predation dangers, meadow birds want to be able to scan their landscape. In this way, they may see the predator approaching and can try to deter it from the breeding site. A wide and open landscape is therefore an important factor for them. Based on this, I hypothesise that, for choosing a breeding site, meadow birds keep a distance from view-obstructing objects in the landscape. A literature search revealed that meadow birds do keep a distance from sources of disturbance in the landscape, like roads, power lines, forest edges and reed beds.

To evaluate the relative importance of the three factors determining nest site selection, a habitat suitability index model in GIS has been constructed, using maps of these factors as input. The output, a map of the Netherlands, shows densities of breeding pairs for each modelled species. Preliminary results for Black-tailed Godwit indicate that these three factors explain the

distribution of this species in the Netherlands. The project envisages to test model performance and to execute scenario analyses.

Inleiding

Een belangrijk deel van Nederland is in gebruik als hooiland en als weiland voor het grazen van vee. Deze graslanden zijn, vooral in westelijk Nederland, relatief nat waardoor ze pas laat in het voorjaar bewerkt kunnen worden. Ze vormen het broedgebied voor een groep van circa 20 vogelsoorten die tezamen weidevogels worden genoemd. Deze worden gedefinieerd als 'vogelsoorten waarvan de Nederlandse broedpopulatie afhangt van graslanden die door de landbouw gebruikt worden'. Uit deze definitie komt naar voren dat weidevogels in eerste instantie een typisch Nederlands verschijnsel is, dat evenzeer bij Nederland hoort als klompen en molens. Bijna nergens in de wereld broedt deze groep vogels bij elkaar in hetzelfde habitat. Met name van de Grutto (*Limosa limosa*) broedt een belangrijk deel van de Europese populatie in de Nederlandse weilanden: circa 50%.

Weidevogels nemen recent in snel aantal af. Vanwege de grote internationale verantwoordelijkheid die Nederland draagt voor (een aantal van) deze soorten, is het van belang om de redenen van deze achteruitgang te kennen. Alleen dan kunnen passende maatregelen genomen worden die deze achteruitgang tot stoppen brengt. Eerder onderzoek heeft uitgewezen dat de oorzaken niet in de overwinterings-gebieden of tijdens de trek gezocht moeten worden, maar in de broedgebieden. De intensivering van de landbouw is als belangrijkste oorzaak aangewezen. Door het eerder in het seizoen maaien, mestinjectie, waterpeilverlaging en verdichting van de aantallen stuks vee per perceel, gaan nesten verloren, of worden kuikens gedood. Maatregelen ten gunste van weidevogels zullen in ieder geval op dit vlak moeten worden genomen.

Dan nog is echter de vraag of de weidevogels behouden kunnen worden in ons veranderend landschap. Wegenbouw, urbanisatie en ook natuurontwikkeling hebben een verdicht landschap gecreëerd waarin uitgestrekte vergezichten zijn verdwenen. Tezamen met twee andere landschaps-factoren, namelijk voedselbeschikbaarheid en structuur van vegetatie, is deze openheid van het landschap een van de drie die bepaalt of een weidevogel zich wil vestigen op een bepaalde plek of niet. En vestiging is natuurlijk de eerste stap naar nakomelingen.

Maar wat is nu de ecologische relevantie voor weidevogels van een open landschap? De openheid van het landschap bepaalt in hoeverre een predator ongemerkt een weidevogel kan benaderen. Als strategie om met de gevaren van predatie om te gaan, vertrouwen weidevogels namelijk op hun vermogen om mogelijke predatoren weg te jagen uit hun territoria. Hiertoe moeten zij wel de mogelijkheid hebben om een predator snel te zien aankomen. Hoe opener het landschap, hoe sneller ze de predator zien.

De hypothese voor dit onderzoek is dat, bij het kiezen van een broedplaats, weidevogels een bepaalde afstand aanhouden tot landschaps-elementen die hun uitzicht belemmeren. Ik verwacht dat vanwege die voorkeur gesloten delen van het Nederlandse weidelandschap ongeschikt zullen zijn als broedplaats voor weidevogels. Voor het gemak zijn de effecten alleen bekeken voor vier soorten die relatief algemeen zijn, en waarvan de ecologie goed bekend is. Naast de Grutto, gaat het dan om de soorten Scholekster (*Haematopus ostralegus*), Kievit (*Vanellus vanellus*) en Tureluur (*Tringa totanus*).

Methode

Om te bekijken of weidevogels inderdaad de eis stellen dat hun landschap open is, is in de literatuur nagezocht of weidevogelsoorten een bepaalde minimum afstand tot een bepaald object in het landschap aanhouden. Objecten kunnen natuurlijk zijn, zoals een bosrand of rietkraag, maar ook door de mens gecreëerd, zoals een eenzame boerderij, een stadsrand of een weg.

Resultaten

Het blijkt dat weidevogels inderdaad een afstand aanhouden tot elementen in het landschap (tabel 1 voor voorbeelden). Uit het voorbeeld van wegen blijkt dat intensief gebruikte wegen een grotere afstand opleveren dan minder intensief gebruikte. Er blijkt echter ook dat er nog veel verbeterd kan worden aan de data omdat voor een bepaald object meerdere afstanden worden gegeven, variërend van 0 tot 1700 m, afhankelijk van de methode (voorbeeld Scholekster). Ook is intuïtief de verstoring die door een weg met 5000 auto's per dag wordt veroorzaakt, kleiner dan een zelfde type weg met 10.000 auto's. Bij de Kievit blijkt dat echter niet zo te zijn, waarschijnlijk omdat de twee relevante bronnen andere methodes gebruiken.

Tabel 1: Voorbeelden van verstoring-afstanden (in m.) voor drie soorten weidevogel. De letters achter de getallen verwijzen naar bron.

verschillende wegtypen (tussen haakjes het aantal auto's per dag)

	scholekster	kievit	grutto
prov. weg (> 5000)	geen gegevens	750 a	900 a
prov. weg (>10.000)	550-650 b	600-700 b	>1000 b
snelweg (> 5000)	0 c	120 d	150 e
	150 e	150 e	230 d
	> 625 f	625 f	625 f
	1200 g	1200 g	1200 g
	1700 d		
snelweg (>10.000)	0 ac	560 d	930 d
	3530 d	1800-2100 f	1800-2100 f
		2000 ac	2000 ac

verschillende landschapselementen

losse boerderij	150-250 b	250-350 b	350-450 b
	630 c	470-630 c	470-875 c
rand dorp/stad	100 e	100 e	100 e
	500 h	500 h	500 h
	1200 g	1200 g	1200 g
houtwal/heg	50 e	50 e	50 e
rietkraag	50 e	15-20 j	15-20 j
		50 e	50 e

a: van der Zande, 1975

b: Wind, 1978

c: van der Zande *et al.*, 1980

d: Reijnen *et al.*, 1996

e: Altenburg & Wymenga, 1987

f: Verstrael *et al.*, 1983

g: Veen, 1973

h: Wind, 1977

j: Brandsma, 1992

Toekomstig werk

Het project zal zich in de toekomst richten op het evalueren van de drie factoren die van belang zijn voor de vestiging van weidevogels. Hierbij worden de factoren zichtbaarheid van predatoren, voedselbeschikbaarheid en structuur van vegetatie benaderd via respectievelijk de variabelen openheid van het landschap, grondwaterstand en landgebruik. De keuze is specifiek gemaakt voor een model met zo weinig mogelijk variabelen zodat invoer zo beperkt mogelijk is, terwijl de belangrijkste ecologische verklarende variabelen toch zijn verwerkt.

Meer specifiek is gekozen voor een 'Habitat Suitability Index'-model (HSI-model) in een GIS. Op basis van ecologische kennis wordt voor de weidevogelsoorten Scholekster, Kievit, Grutto en Tureluur een waarde toegekend tussen 0 en 1 (0 is slecht voor deze soorten, 1 is optimaal) voor ieder van de drie factoren. Vermenigvuldiging leidt dan tot een totale score voor een gebied: hoe hoger de score, hoe meer geschikt een gebied is voor de betreffende soort. Als output wordt voor iedere soort een kaart gemaakt, die de dichtheden van de betreffende soort weergeeft op een relatieve schaal. Deze output kan vervolgens weer worden vergeleken met op een gestandaardiseerde manier verzamelde inventarisatiegegevens in zowel goede als slechte weidevogelgebieden in het gehele land.



Figuur 1: Berekende kaart van de dichtheden van de Grutto *Limosa limosa* in Nederland. Hoe donkerder, hoe groter de berekende kans op voorkomen.

Niet alleen zal het model het relatieve belang van de drie verschillende factoren aantonen, maar kan het gecalibreerde model bovendien direct en snel gebruikt worden om de impact voor weidevogels van landinrichtingsprojecten en verwante projecten te bepalen, en om scenario's voor bijvoorbeeld MER's door te rekenen. Hiertoe is het noodzakelijk dat het model niet alleen op landelijk niveau kan voorspellen, maar ook op lokaal niveau.

De eerste, voorlopige, uitkomst van het model voor de Grutto geeft aan dat de drie input factoren voor een belangrijk deel de verschillen in dichtheden van deze soort in Nederland verklaren (vergelijk figuur 1 met de kaart van dichtheden in SOVON 2002).

Literatuur

Altenburg, W. & E. Wymenga, 1987. Natuurwetenschappelijk onderzoek voor de evaluatie van het beheersplan Midden-Opsterland II. De vegetatie en weidevogels in relatie tot het graslandgebruik. Directie Beheer landbouwgronden, Utrecht.

Brandsma, O.H., 1992. Onderzoek weidevogelbeheer en bodemfauna in het reservaatgebied Giethoorn-Wanneperveen V (1991). Directie Beheer Landbouwgronden, Utrecht/Natuurmonumenten/Provincie Overijssel.

Reijnen, R., R. Foppen & H. Meeuwsen, 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75: 255-260.

SOVON Vogelonderzoek Nederland, 2002. Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2000. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey Nederland, Leiden.

Van der Zande, A.N., 1975. De beïnvloeding van weidevogels door wegen. Studentverslag. Rijksuniversiteit Leiden.

Van der Zande, A.N., W.J. ter Keurs & W.J. van der Weijden, 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat – evidence of a long-distance effect. *Biological Conservation* 18: 299-321.

Veen, J., 1973. De verstoring van weidevogelpopulaties. *Stedebouw & Volkshuisvesting* 54: 16-26.

Verstrael, T., W. ter Keurs, A. van der Zande & W. van der Weijden, 1983. De verstoring van weidevogelpopulaties door wegen. *Het Vogeljaar* 31: 138-151.

Wind, H.B., 1977. De invloed van wegen en boerderijen op de verspreiding en het voorkomen van weidevogels. Studentverslag. Landbouw Hogeschool Wageningen.

Wind, H., 1978. De invloed van wegen en boerderijen op de verspreiding van weidevogels. *Vanellus* 31: 72-76.

The Environmental Classification of Europe, a new tool for European landscape ecologists

De Environmental Classification of Europe, een nieuw gereedschap voor Europese landschapsecologen

Marc Metzger

Together with: Bob Bunce, Rob Jongman, Vanessa Mateus & Sander Mûcher
Wageningen University, Plant Production Systems
Haarweg 333, 6509 RZ Wageningen
E-mail: Marc.Metzger@wur.nl

Summary

In the European Union (EU) member states, environmental policy and habitat and species protection is regulated by EU policy. But although millions of Euros are spent to underpin these policies and protection measures, it remains difficult to represent, compare and monitor Europe's diverse environments and landscapes and habitats. Stratification in relatively homogenous regions is a tried and tested method to achieve these objectives. Such a classification forms an essential basis for strategic sampling of ecological variables and consistent modelling exercises. Within a given class, changes or effects can be analysed within a consistent environment, which then enables variation to be partitioned. Such a process is imperative to produce statistically robust results, which require data to be representative from a defined population. For example, when examining a single class to determine the influence of causal factors of change on species abundance, statistical procedures can ensure that the observed effects are indeed caused by that change and not by inherently different environments. Until recently no adequately detailed stratification of the European environment was available. However, the eighty-four class Environmental Classification of Europe (EnC), developed recently in a collaboration between Wageningen University and Alterra, meets these requirements. It was constructed by Principal Component Analysis and statistical clustering of climatic and topographic variables, thus minimising personal bias. The EnC is appropriate for strategic random sampling for resource assessment, measurement of change, and modelling. The Environmental Classification is available for non-commercial use by applying to the corresponding author.

Introduction

When analysing environmental processes, statistical classification is the first step because areas and situations must be comparable in a reproducible way. On a continental scale of spatial research, e.g. biodiversity monitoring, data comparisons, and scenario building for the European Union (EU), a stratification of land into more or less homogeneous regions would provide a valuable framework since statistical inference requires data to be representative of a defined population. Within each stratum or class, changes or effects can then be analysed separately from environmental heterogeneity employing the classical statistical procedure of partitioning the sums of squares between classes.

For example, when comparing the influence of different land-use changes on species abundance within an environmental class, one can be sure that differences in species abundance are indeed the result of those changes and not the product of inherently different environments. Furthermore, an environmental classification would provide a basis for stratified random sampling and would enable samples to be placed consistently within the context of the entire continent. It is, however, essential that the environmental classification has a sufficiently fine resolution and that it is unbiased and derived statistically so that the classes are unambiguously determined by given variables. The classification would then be reproducible and independent of personal bias. This is of particular importance where large-scale continuous gradients are involved over thousands of kilometres, e.g. from Britain to Denmark, Sweden and Finland. No obvious boundaries are present in such cases, and statistical rules are needed to make robust divisions.

Most existing classifications are qualitative, with classes having ambiguous definitions. They depend on the experience and judgement of the originators and rely upon the intuition of the observer in interpreting observed patterns on the basis of personal experience. Quantitative classifications have been applied in some national studies, most notably in the United Kingdom Countryside Survey (Firbank *et al.*, 2003). An earlier continental classification lacked the detail necessary for ecological monitoring as it was at a $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ resolution (Bunce *et al.*, 1996). In this paper we present a new Environmental Classification of Europe (EnC) in eighty-four classes with a 1 km^2 resolution.

The classification is based on statistical clustering, so that personal biases are minimised and the classes can be seen in the context of Europe as a whole. By demonstrating this new classification approach, and by making the EnC public, we are providing a new tool for European ecologists to use, e.g. for site selection for representative studies across the continent or to provide strata for modelling exercises and reporting.

Methods

The selection of relevant variables

Due to software restrictions, a maximum of 20 variables could be selected. The selected variables (see Table 1) are comparable to those used in the ITE classification (Bunce *et al.*, 1996), although the original statistical selection procedure was not followed. As Bunce *et al.* (2002) have shown, the core patterns are stable regardless of the details pertaining to the variables and algorithms.

Running the classification

Principal Component Analysis (PCA) allows redundant data to be compacted into fewer layers that are non-correlated and independent and are often more interpretable than the source data.

The first three principal components, used for the subsequent clustering, explain 88% of the variation in the input variables. The Iterative Self-Organising Data Analysis Technique (ISODATA), a frequently used technique in remote sensing, was used to cluster the principal components into environmental classes.

Table 1. Comparison of selected parameters in the EnC and the ITE classification.

EnC	ITE European Land classification
Altitude	Maximum altitude Mean altitude Minimum altitude
Slope	
Northing (latitude)	Northing (latitude)
Oceanicity	Oceanicity
Minimum temperature January	
Minimum temperature April	
Minimum temperature July	Frost days in July
Minimum temperature October	Frost days in November
Maximum temperature January	
Maximum temperature April	
Maximum temperature July	Maximum temperature in September
Maximum temperature October	Maximum temperature in October
Precipitation January	Rain days in December
Precipitation April	
Precipitation July	Precipitation in June
Precipitation October	Precipitation in October Precipitation in November Rain days in November
Sunshine January	
Sunshine April	Sun hours in May
Sunshine July	Sun hours in June
Sunshine October	
	Wind speed in April

Aggregating and naming

An aggregation of the classes into a limited number of Environmental Zones (EnZs) was created to facilitate communication (see figure 1). By subdividing main biogeographic regions based on the first principal component score of the classes, and aggregating the eighty-four classes, 13 EnZs were created. Each EnC class was given a systematic name based on a three letter abbreviation of the EnZ to which the class belongs, and an ordered number based on the mean first principal component score.

Validation

In order to validate whether the EnC is an ecologically appropriate stratification the correlations between existing European datasets and the EnC were assessed. Different soil, vegetation, land use and species datasets all showed statistically significant correlations, justifying its wider application.

Environmental Classification of Europe

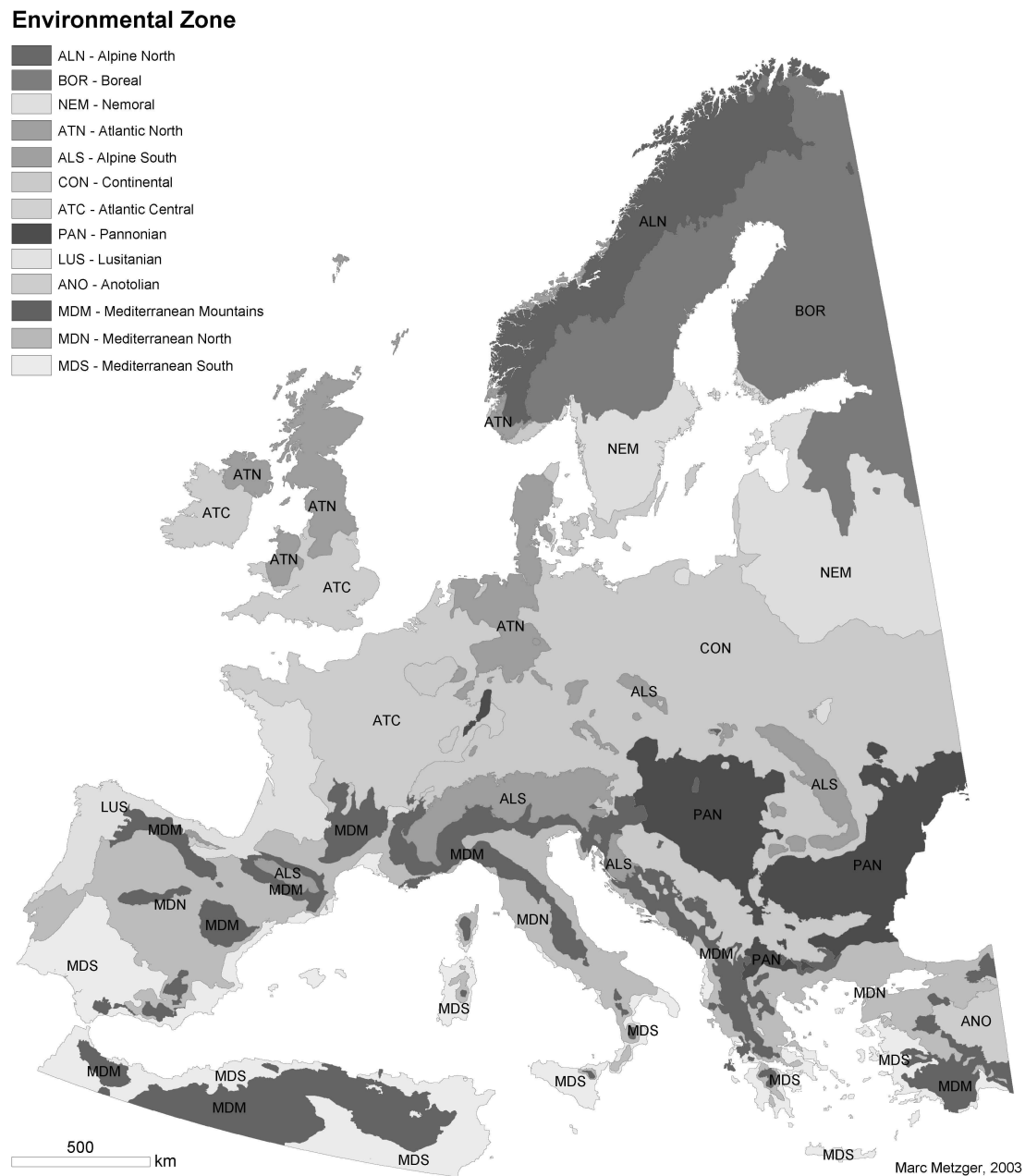


Figure 1. The Environmental Classification of Europe aggregated to 13 Environmental Zones. The borders of the underlying eighty-four classes are mapped. Because certain classes do not necessarily fit traditional experience, in this classification strict statistical rules have been maintained, recognising these apparent inconsistencies, e.g. the Pannonian class in the Vosges and Schwartzwald and the Continental class southern Norway.

Applications and conclusion

The EnC (figure 1) is especially suited for strategic random sampling across Europe and facilitates the construction of a European-wide monitoring framework for biodiversity and habitats. Recent work shows that, when needed, EnC classes can readily be subdivided in regional environmental classes (REnCs), i.e. based on soil characteristics. The Portuguese case study demonstrated that only a few samples give a good estimate of 11 main land use types. Standard errors decrease when more samples are taken, but mean estimates hardly change, emphasising that the quality of the stratification. Besides forming a sampling framework, the EnC proves a useful tool for site selection, the identification of gaps in data, the integration of habitat information, and for summarising impacts at the EnZ level (Jongman *et al.*, submitted). Furthermore, in the EU 5th framework project ATEAM, the EnC classes are fitted to climate change scenarios. The shifting classes form the basis for a vulnerability assessment of European ecosystem services under global change (Metzger & Schroeter, in prep.). In conclusion, we are confident that the Environmental Classification of Europe will prove a useful tool for European environmental scientists. The EnC is available for non-commercial use by application to the corresponding author.

Literatuur

Bunce, R.G.H. et al. (1996). A Comparison of the Environmental Variability within the European Union States. In: R.H.G. Jongman (Ed.). Ecological and Landscape consequences of land use change in Europe. Proceedings of the first ECNC seminar on land use change and its ecological consequences, pp. 82-91. European Centre for Nature Conservation, Tilburg.

Bunce, R.G.H. et al. (2002). A comparison of different biogeographical classifications of Europe, Great Britain and Spain. *Journal of Environmental Management*, 65, 121-134.

Firbank, L.G. et al. (2003). Assessing stock and change in land cover and biodiversity in GB: an introduction to Countryside Survey 2000. *Journal of Environmental Management*, 67, 207-218.

Jongman R.H.G. et al. (submitted). A statistical Environmental Classification of Europe: objectives and applications. Submitted to special issue *Landscape Ecology*.

Metzger, M.J. et al. (submitted). A statistical stratification of the environment of Europe. Submitted to *Journal of Global Ecology and Biogeography*.

Metzger, M.J. & D.S. Schroeter (in preparation). Concept for a spatially explicit and quantitative vulnerability assessment for Europe. To be submitted to *Regional Environmental Change* in January 2004.

Modelling sediment transport over floodplains

Het modelleren van zwevend stoftransport over uiterwaarden

Ivo Thonon

Begeleiding: Prof.dr. P.A. Burrough, dr. H. Middelkoop, dr. M. van der Perk
Universiteit Utrecht, Faculteit Geowetenschappen, Departement Fysische Geografie
Postbus 80115, 3508 TC Utrecht
E-mail: i.thonon@geog.uu.nl

Summary

Taking the future higher discharges into account, the government has decided to give more room to the rivers by taking landscaping measures. However, measures like lowering of floodplains and excavating secondary channels change the flow and lead to more conveyance and hence deposition of sediments on these floodplains. Because these sediments are contaminated, this affects for example the natural vegetation succession and success of nature restoration.

To be able to study the sediment conveyance, we have developed a numerical model that simulates the transport of suspended sediment through the river channel and over its floodplains. The model, programmed in the environmental modelling tool PCRaster, uses an extension to the functionality of this tool to minimise the problem of numerical dispersion. The model uses input parameters such as initial suspended sediment concentration, water level, flow velocities and dispersivities to simulate suspended sediment concentrations of river reaches.

We apply the model to the reach of the Middle-Waal between Beneden-Leeuwen and Nijmegen for a period of moderately high discharge. It turns out that each of the studied floodplains receives a different amount of suspended sediments. In the future, we will extend the model to a sedimentation model using sedimentation data and data on suspended sediment characteristics.

Inleiding

Het klimaat is aan het veranderen: we moeten in de toekomst rekening houden met meer neerslag in de winter (IPCC 2001). Dit leidt tot hogere afvoeren in de grote rivieren. Om dat water veilig naar zee te kunnen blijven vervoeren zijn in het kader van 'Ruimte voor de Rivier' maatregelen bedacht om de capaciteit van hun winterbed te vergroten (Silva *et al.*, 2000). Eén van die maatregelen is het verlagen van het maaiveld. Dit leidt ertoe dat uiterwaarden vaker overstroomd en er meer slib wordt afgezet. Dit slib is verontreinigd (Asselman & Middelkoop, 1996; Thonon & Wielinga, 2003) en heeft daarom gevolgen voor de ecologie van het rivierengebied (Hendriks *et al.*, 1997) maar ook voor de vegetatiesuccessie (Peters, 2002). Om deze gevolgen in te kunnen schatten is het als eerste van belang inzicht te krijgen in de slibhuishouding in de uiterwaarden.

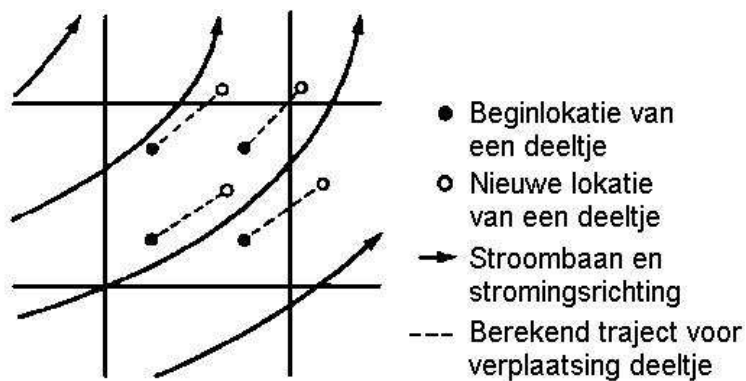
Bij de bestudering van de slibhuishouding spelen modellen een belangrijke rol. De sedimentatie-modellen die tot nu toe in Nederland zijn ontwikkeld zijn een-dimensionaal (Asselman & Van Wijngaarden 2002) of twee-dimensionaal in een rasteromgeving (Van der Perk *et al.*, 1992; Middelkoop & Van der Perk, 1998). Nadeel van een een-dimensionaal model is dat het geen inzicht in de ruimtelijke variatie van sedimentatie binnen uiterwaarden geeft. Twee-dimensionale rastermodellen doen dat wel, maar blijken vaak last te hebben van numerieke dispersie (= het ongewenst verspreiden van stoffen door het toepassen van een raster en de numerieke oplossing) wat tot foute modeluitkomsten kan leiden.

Hier leggen we een modelconcept uit dat numerieke dispersie minimaliseert zonder dat de voordelen van een rasteromgeving, in dit geval PCRaster (Wesseling *et al.*, 1996) teniet worden gedaan. Eerst geven we een korte uitleg van het modelconcept, daarna behandelen we de invoergegevens en passen we het transportmodel bij wijze van voorbeeld toe op de uiterwaarden langs de Middenwaal.

Modelconcept

De vergelijking voor het stoftransport is bij benadering gelijk aan een hyperbolische differentiaal-vergelijking. In de jaren 1960-1970 hebben Amerikaanse hydrologen een methode ontwikkeld om deze hyperbolische differentiaalvergelijkingen eenvoudiger op te lossen (Konikow & Bredehoeft, 1978). Deze methode heet '*Method of Characteristics*' (MoC), naar de naam die van de stroomlijnen ('*characteristic curves*', figuur 1). De methode maakt het mogelijk stoftransport in een grid te modelleren zonder introductie van numerieke dispersie.

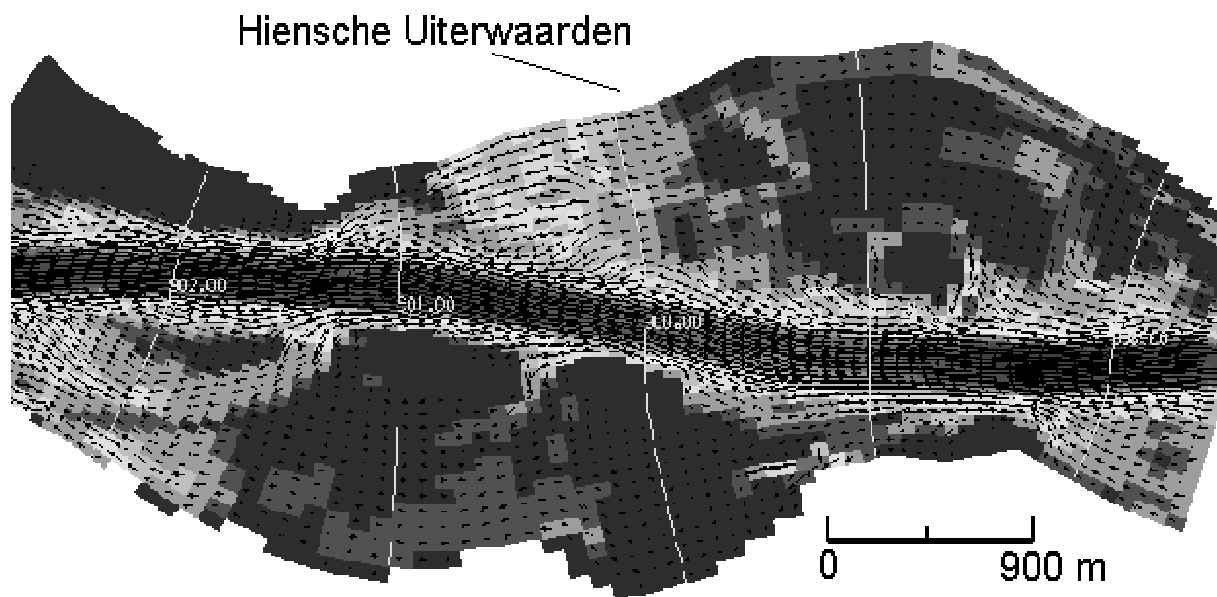
De methode werkt in het kort als volgt: In de eerste stap wordt in elke cel van het raster een aantal deeltjes geplaatst (figuur 1). Alle deeltjes nemen de concentratie over van de gridcel waarin ze zich bevinden. Tijdens elke volgende tijdstap worden alle deeltjes maximaal een cellengte langs de stroomlijnen verplaatst. Na elke tijdstap berekent het model voor elke cel een nieuwe tijdelijke concentratie C^* op basis van de nieuwe locatie van alle deeltjes. Daarna berekent het model de concentratieverandering ΔC door dispersief transport, divergentie van stroombanen, bron/puttermen en/of veranderingen in waterdiepte. Omdat het huidige model geen sedimentatie of erosie meeneemt, is de resulterende concentratie ($C^* \pm \Delta C$) de nieuwe concentratie voor de volgende tijdstap. PCRaster geeft de gebruiker aan het einde van elke tijdstap het nieuwe concentratiebeeld, dat de gebruiker vervolgens verder kan bewerken.



Figuur 1: Het principe van de 'Method of Characteristics'. Naar: Konikow & Bredehoeft (1978).

Invoergegevens

Het model gebruikt de volgende invoergegevens in kaartformaat: initiële zwevend stofconcentratie [mg/l], waterstand [m], in- en uitgaande flux [m/s], stroomsnelheid in de x- en y-richting [m/s], longitudinale en transversale dispersiecoëfficiënt [m^2/s]. De zwevend stofconcentratie is op te vragen bij het Rijkswaterstaat Infocentrum Binnenwateren in Lelystad. De waterstanden en stroomsnelheden zijn uit een hydrodynamisch model zoals WAQUA (MX.Systems, 2003) te halen (figuur 2). De dispersiecoëfficiënten kunnen met empirische formules worden bepaald (Holley & Abrahams, 1973; Fischer *et al.*, 1985). De celgrootte is een eigenschap van de invoerkaarten, de tijdstap kan de gebruiker zelf instellen.



Figuur 2: Stromingspatroon zoals gesimuleerd door WAQUA bij een afvoer van $7000 \text{ m}^3/\text{s}$ bij Lobith. Zie figuur 3 voor de ligging van het gebied.

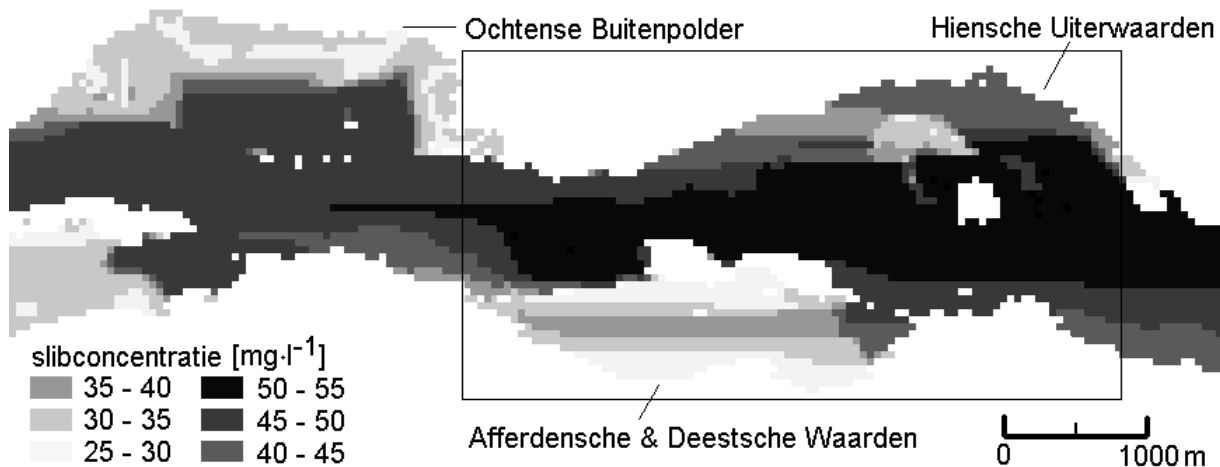
Toepassing van het model

In het voorjaar van 2002 vond een hoogwater plaats waarbij de Rijn bij Lobith een piekafvoer van $8054 \text{ m}^3/\text{s}$. Deze afvoer heeft een herhalingsjijd van 7 jaar. We hebben het model voor de eerste vier dagen van dit hoogwater toegepast, waarbij we een celgrootte van 50 bij 50 m en een gemiddelde debiet van $7000 \text{ m}^3/\text{s}$ bij Lobith hebben aangehouden. De initiële concentratie van het slib in de rivier was 53 mg/l , terwijl die in de uiterwaarden 30 mg/l was.

Figuur 3 laat de resultaten zien van de berekening voor het Middenwaalgebied tussen Nijmegen en Beneden-Leeuwen, ter hoogte van Druten en Dodewaard. De stroming is hierbij van rechts naar links. In de Hiensche Uiterwaarden komt veel zwevend stof binnenstromen doordat de zomerkade daar laag is. In de Afferdensche & Deestsche Waarden komt duidelijk minder slib binnen doordat slechts in het noordoosten van die uiterwaard een inlaat is. In het geval van de Ochtense Buitenpolder komt het slibrijke rivierwater niet tot aan de winterdijk, waardoor er een sterke noord-zuid gradiënt in zwevend stofconcentratie ontstaat.

Discussie en conclusies

Uit de resultaten blijkt dat er duidelijk verschillende patronen voor de verspreiding van slib bestaan voor verschillende uiterwaarden. Het concept is dan ook bruikbaar om de mate van verspreiding van al dan niet verontreinigde stoffen over uiterwaarden te simuleren. In de toekomst breiden we het model uit tot een sedimentatiemodel, zodat ook de afzetting van verontreinigd slib op de uiterwaarden gesimuleerd kan worden. Dit sedimentatiemodel calibreren we met valsnelheden uit Thonon & Van der Perk (2003) en sedimentatiegegevens in Middelkoop *et al.* (2003).



Figuur 3: De verspreiding van slib door de uiterwaarden tijdens een hoogwater op de Middenwaal. Het vierkant geeft het gebied van figuur 2 aan.

Literatuur

- Asselman, N.E.M. & Middelkoop, H., 1996.** Smerig slib: sedimentatie op de uiterwaarden; *Geografie* 5 (1): 8–12.
- Asselman, N.E.M. & Wijngaarden, M. van, 2002.** Development and application of a 1D floodplain sedimentation model for the River Rhine in The Netherlands; *Journal of Hydrology* 268: 127–142.
- Fischer, H.B., List, E.J., Koh, R.C.Y., Imberger, J. & Brooks, N.H., 1985.** Mixing in inland and coastal waters; Academic Press, Orlando, USA, 483 pag.
- Hendriks, J., Jonge, J. de, Besten, P. den & Faber, J., 1997.** Gifstoffen in het rivierengebied: een belemmering voor natuurontwikkeling?; *Landschap* 14 (4): 219–233.
- Holley, E.R. & Abraham, G., 1973.** Field tests on transverse mixing in rivers; *Journal of the Hydraulic Division ASCE* 99 (HY12): 2313–2331.
- IPCC, 2001.** Climate change 2001: The scientific basis; Cambridge University Press, Cambridge, UK, 881 pag.
- Konikow, L.F. & Bredehoeft, J.D., 1978.** Computer model of two-dimensional solute transport and dispersion in ground water; United States Geological Survey, Alexandria (VA), VS, 38 pag.
- Middelkoop, H., Perk, M. van der & Thonon, I., 2003.** Herverontreiniging van uiterwaarden langs de Rijntakken met sediment-gebonden zware metalen; ICG Rapport 03/3, Departement Fysische Geografie, Faculteit Geowetenschappen, Universiteit Utrecht, Utrecht, 41 pag.
- MX.Systems, 2003.** Users's Guide waqua; simona-report 92-10, MX.Systems/Ministerie van Verkeer & Waterstaat, Rijswijk/Den Haag.
- Perk, M. van der, Ertsen, A.C.D. & Bleuten, W., 1992.** Modelleren van slibsedimentatie van zware metalenbelasting in een uiterwaard langs de Waal; *H₂O* 25 (8): 233–237.
- Peters, B., 2002.** Successie van natuurlijke uiterwaardlandschappen; Katholieke Universiteit Nijmegen/Bureau Drift, Nijmegen, 32 pag.
- Silva, W., Klijn, F. & Dijkman, J., 2000.** Ruimte voor Rijntakken – Wat het onderzoek ons heeft geleerd; RIZA-nota 2000.026, RIZA, Rijkswaterstaat, Arnhem, 162 pag.
- Thonon, I. & Wielinga, A., 2003.** Het herverontreinigingsniveau voor zware metalen in de Beleidsnotitie Actief Bodembeheer Rijntakken; *Bodem* 13 (5): 186–188.
- Thonon, I. & Perk, M. van der, 2003.** Measuring suspended sediment characteristics using a LISST-ST in an embanked flood plain of the River Rhine; *IAHS Publication* 283 (in druk).
- Wesseling, C.G., Karsenberg, D., Van Deursen, W.P.A., & Burrough, P.A., 1996.** Integrating dynamic environmental models in GIS: the development of a dynamic modelling language. *Transactions in GIS* 1 (1): 40–48.

Contents

Restoring fauna diversity requires an integration of animal ecology and landscape ecology

Wilco Verberk - Nijmegen

Landschapsecologie met beleid: over de rol van landschaps-ecologische modellen en methoden binnen planvorming

Hasse Goosen - Amsterdam

Spatial aspects of tree-grass co-existence

Thomas Groen - Wageningen

Landscape proto-typing: an integrative approach for the design and analysis of multi-functional agricultural landscapes.

André Jellema - Wageningen

Modelling the effects of hydrological restoration measures in Wooldse Veen (Winterswijk)

Anne Hollander – Utrecht

Biogeography of the Dutch robberflies (Asilidae)

Marieke Schouten – Utrecht

Networks in the heart of the Veluwe

Mireille Grobben – Wageningen

How peri-urban areas act as source for nature quality in cities

Robbert Snep - Wageningen

Hydrological and hydro-chemical system analysis of Ob valley mires (Western Siberia)

Sander Loos & Aafke Schipper - Utrecht

The relationship between site conditions, nutrient availability and vegetation in Western-Siberian mires – A reference for Western-European mires

Sebastiaan Schep, Ron Zeefat & Jeroen van Zuidam - Utrecht

The use of landscape system approach in predicting the distribution of ecotopes: Samaria Biosphere Reserve, Crete, Greece.

Panagiotis Nyktas - Wageningen

The response of meadow birds to an increasingly fragmented landscape in The Netherlands

Roland van der Vliet - Utrecht

The Environmental Classification of Europe, a new tool for European landscape ecologists

Marc Metzger - Wageningen

Modelling sediment transport over floodplains

Ivo Thonon – Utrecht