

Regionaal beheer aquatische soortendiversiteit

Voor beheer van aquatische soortendiversiteit is een regionale aanpak gewenst, zeker in sterk verbonden systemen zoals een polderlandschap waar meervoudig landgebruik de norm is. Een dergelijke regionale aanpak staat of valt met een goed begrip van de ruimtelijke opbouw van deze diversiteit en de processen die eraan ten grondslag liggen (habitatkwaliteit, ruimtelijke dynamieken, landgebruik). Voor beheerders is het noodzakelijk te weten welke gradiënten, met welke kritieke waarden, in het landschap bepalend zijn voor soortendiversiteit.

De soortendiversiteit van een regio (γ -diversiteit) kan wiskundig worden opgedeeld in twee componenten: de gemiddelde diversiteit aan soorten van locaties (α -diversiteit) en het verschil in soortensamenstelling tussen locaties (β -diversiteit), zie Whittaker (1960); Jost et al. (2010). Eerder onderzoek in poldersystemen toont aan dat de regionale diversiteit (γ) in hoge mate door de β -diversiteitscomponent wordt bepaald (Leng et al., 2010; Goldenberg Vilar et al., 2014; Whatley et al., 2014). Het natuurbehoud in aquatische systemen richt zich traditioneel echter op behoud en stimulering van de lokale (α) diversiteit. Het denken in termen van lokale soortendiversiteit is immers veelal de bestuurlijke realiteit voor waterbeheerders. Zo vraagt de Kaderrichtlijn Water (KRW) om beheer gericht op aanpak van lokale soortendiversiteit om zo de ecologische kwaliteit van waterlichamen te bevorderen. Gericht beheer van de β -diversiteit en de gradiënten die β -diversiteit beïnvloeden blijft doorgaans achterwege, waardoor de efficiëntie van lokaal genomen beheersmaatregelen voor het behoud van de regionale diversiteit (γ -diversiteit) suboptimaal kan zijn.

Wanneer de soortensamenstelling van lokale gemeenschappen door een omgevingsgradiënt wordt beïnvloed, dan kan dat aanleiding geven tot twee fundamenteel verschillende basispatronen: een patroon van soortvervangings of een patroon van 'geneste subsets' (Podani & Schmera, 2011). Een patroon van geneste subsets verte-

genwoordigt een gradiënt in soortenrijkdom waarlangs soortenarmere locaties een steeds kleinere subset van de soorten bevatten die in de meest soortenrijke locaties voorkomen. Hoewel dergelijke patronen een zekere β -diversiteit vertegenwoordigen, zijn ze voor beheer niet erg belangrijk aangezien ze op geen enkele manier bijdragen aan de regionale diversiteit (γ). Een gradiënt die leidt tot een patroon van soortvervangings daarentegen heeft onderling sterk verschillende gemeenschappen tot gevolg, resulterend in een hoge β -diversiteit. Zelfs indien lokale gemeenschappen weinig soorten bevatten, kunnen ze via de inbreng van unieke soorten toch bijdragen aan de regionale soortendiversiteit. Omgevingsgradiënten die dit soort patronen veroorzaken, zijn dan ook zeer belangrijk om in stand te houden en waar mogelijk via gericht beheer te stimuleren. Verder geldt dat reacties van soorten op verandering in omgeving vaak niet lineair zijn (Scheffer et al., 2003). Hierdoor is het van belang om kritieke waarden in gradiënten te detecteren waarbij veranderingen in soortensamenstelling plaatsvinden. Hiermee krijgt een beheerder duidelijk meetbare streefdoelen voor zijn systeem. In dit artikel illustreren we hoe een systematische analyse van de patronen in soortendiversiteit en de kritieke waarden van belangrijke gradiënten die deze diversiteit beïnvloeden, handvaten bieden voor beheer en inrichting van een polderlandschap.

S.Teurlincx, MSc
Departement Aquatische Ecologie, Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Postbus 50, 6700 AB Wageningen
s.teurlincx@nioo.knaw.nl

C.A. van Gemeren, BSc
Watersnip Advies,

Dr. S.A.J. Declerck
Departement Aquatische Ecologie, Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW)

Polder Oukoop

Polder Oukoop is een veenweidepolder grenzend aan, maar qua waterbeheer gescheiden van, het Reeuwijkse plassengebied. Tot 2011 was het een overwegend intensief gebruikt agrarisch gebied waar diverse veehouderijen actief waren. De polder maakt sindsdien een transformatie door, waarbij de hoofdfunctie verschuift naar natuur met agrarisch medegebruik. Drie veehouderijen zijn gestopt of verplaatst. Hun landerijen zijn in beheer gekomen bij Staatsbosbeheer en bij Natuurboerderij Hoeve Stein. Hierdoor is de cultuurdruk op de percelen en voornamelijk op oevers en sloten verminderd. Veel slootkanten zijn inmiddels afgeplagd en in de sloten is een groot baggerproject uitgevoerd. Polder Oukoop maakt deel uit van het Nationaal Natuur Netwerk. Doelsoorten zijn veel watergerelateerde soorten zoals krabbenscheer, groene glazenmaker, de waterspitsmuis en de zwarte stern.

Methodiek

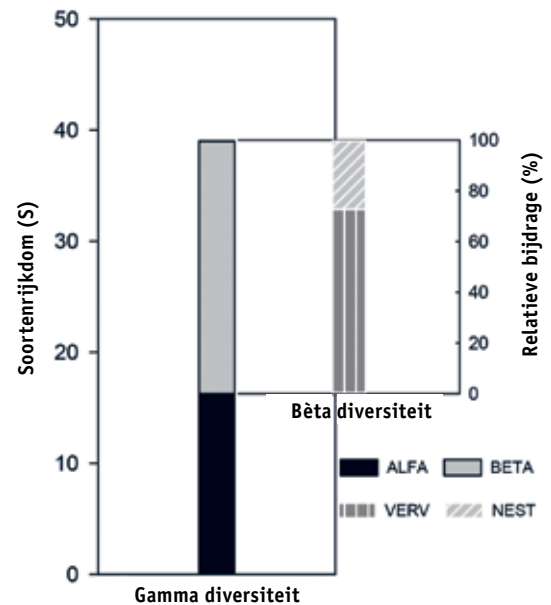
In deze studie is gebruik gemaakt van een dataset van de gemeenschapssamenstelling van helofytenvegetatie (natte oeverplanten) geïnventariseerd in de zomer van 2014 in 24 sloten in polder Oukoop. Op deze locaties zijn ook omgevingsvariabelen gemeten (bodemsamenstelling, waterkwaliteit, morfometrie) en verder zijn ruimtelijke- en landgebruikskenmerken bepaald met behulp van kaartmateriaal (Natuur Op Kaart 2014, TopioNL Kadaster). Om inzicht te krijgen in de opbouw van de soortenrijkdom in de polder, is de regionale diversiteit opgedeeld in α - en β -diversiteitscomponenten (Jost et al., 2010). De methode van Legendre (2014) laat vervolgens toe om de β -diversiteit verder te partitioneren in een deel dat veroorzaakt wordt door soortvervanging en een deel wat resulteert uit de aanwezigheid van geneste subsets. Verder inzicht is verkregen door een

analyse van de factoren die de β -diversiteit sturen. Dit is gedaan met behulp van drie multivariate statistische modellen (RDA) die de variatie in de soortensamenstelling tussen sites verklaren aan de hand van, respectievelijk, omgevingskwaliteit, landgebruik/beheer en habitatconnectiviteit. Verder is de reactie van slootvegetatie op omgevingsgradiënten bestudeerd met behulp van regressiebomen volgens de methodiek van Ellis et al. (2012). Voor elk van de individuele factoren kunnen hierbij grenswaarden worden afgeleid: waarden langs de gradiënt waarbij de sterkste veranderingen in samenstelling plaatsvinden.

Opdeling van regionale soortendiversiteit

De opdeling van de regionale soortendiversiteit in α - en β -diversiteit (figuur 1) laat zien dat β -diversiteit een belangrijke component vormt van de regionale diver-

Figuur 1 opsplitsing van de regionale soortenrijkdom helofyten in Oukoop (gamma diversiteit) in de gemiddelde lokale hoeveelheid soorten (alfa) en het verschil in gemeenschapssamenstelling (bèta), en opsplitsing van de bèta-diversiteit in een deel dat verklaard wordt door vervanging van soorten (VERV) en een deel dat veroorzaakt wordt door de aanwezigheid van genestelde subsets van soorten in de regio (NEST), uitgedrukt als een percentage van de totale bèta-diversiteit.



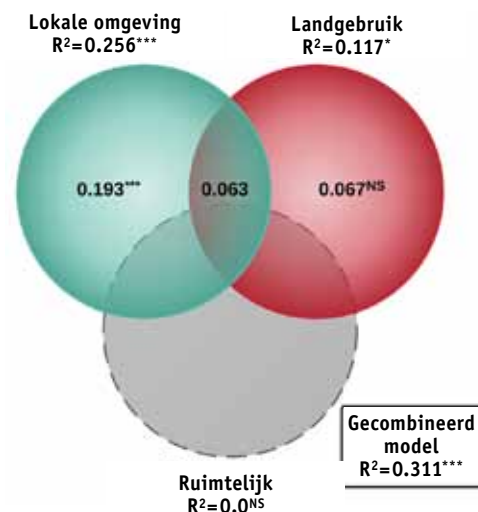
siteit aan helofyten in polder Oukoop. De gemiddelde α -diversiteit ($S=16.25$) vertegenwoordigt minder dan de helft van de totale soortenrijkdom van de polder ($S=39$). De aanwezige β -diversiteit manifesteert zich eerder als een ruimtelijk patroon waarbij soorten elkaar vervangen dan als een genest patroon (73% versus 27%; figuur rechterdeel). Dit patroon suggereert dat omgevingsgradiënten aanleiding geven tot verschillende typen leefgemeenschappen eerder dan dat ze wijzen op een degradatie van de leefomgeving, geassocieerd met een afkalvende soortenrijkdom. Vanuit een beheeroptiek betekent dit dat aanwezige β -diversiteit en onderliggende omgevingsgradiënten behouden dienen te worden voor een bescherming van de regionale soortenrijkdom. Een homogenisering van deze gradiënten kan immers leiden tot een afname van de soortendiversiteit op polderschaal.

Sturende factoren van β -diversiteit

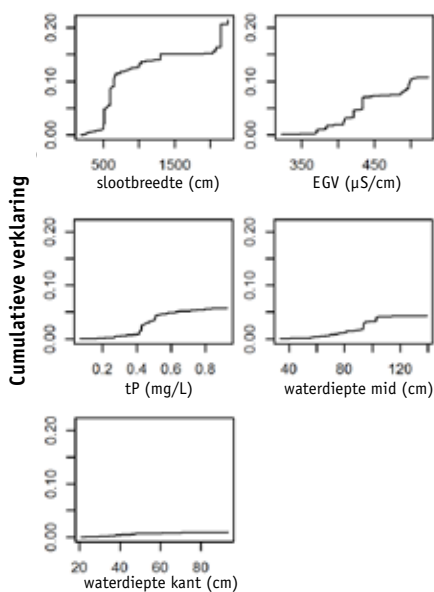
Een partitionering van variatie in gemeenschapssamenstelling verklaard door de drie RDA-modellen (figuur 2) laat zien dat gradiënten in de lokale omgeving de belangrijkste invloed op die variatie in soortensamenstelling van helofyten in Oukoop hebben ($R^2_{\text{adj}}=0.256$, $p<0.001$). Een klein deel wordt mede verklaard door variatie in landgebruik ($R^2_{\text{adj}}=0.063$). Verder zijn geen significante ruimtelijke patronen waargenomen ($p=0.810$) waardoor er weinig aanwijzingen zijn voor dispersielimitatie binnen de polder. Deze resultaten bevestigen het idee dat de focus van het beheer vooral dient te liggen op de handhaving en het herstel van omgevingsheterogeniteit in de polder (van Gemenen *et al.*, 2012).

Belangrijke gradiënten in het landschap

Figuur 3 toont voor vijf omgevingsfactoren bij welke waarden ze de samenstelling van de helofytengemeen-



Figuur 2 Venn-diagram van een variatiepartitionering van RDA-modellen voor lokale omgeving, landgebruik en ruimtelijke dynamiek. Het omgevingsmodel bevat informatie over gemeten lokale milieuomstandigheden, het landgebruiksmodel over oppervlakte landgebruik en beheer en het ruimtelijke model bevat informatie over connectiviteit tussen locaties, gemaakt m.b.v. Moran Eigenvector Maps (Dray *et al.*, 2006), waarbij hydrologische afstand, slootbreedte en aanwezigheid van blokkades in de sloot (dammen, landbruggen) zijn meegenomen.



Figuur 3 cumulatieve verklaring van de belangrijkste omgevingsvariabelen voor de gemeenschapssamenstelling van helofyten. De steilheid van de lijn geeft de relatieve mate van verandering weer.

schappen het sterkst beïnvloeden. De belangrijkste factoren zijn de slootmorfometrie (breedte en diepte), nutriënten (fosfor) en elektrische geleidbaarheid (EGV). Steile delen in deze grafieken onthullen kritieke grenswaarden waarbij de gemeenschapssamenstelling sterk verandert langs de omgevingsgradiënten. Verschillende soorten blijken verschillend op gradiënten te reageren. Zo leidt een bredere sloot tot een toename van kalmoes (*Acorus calamus*), terwijl een smalle sloot eerder gekenmerkt wordt door mannagrass (*Glyceria fluitans*). Voor beheerders is vaak het realiseren van doelsoorten die kenmerkend zijn voor veenweidegebieden van groter belang dan het maximaliseren van soortendiversiteit. Zo kan een lokaal relatief soortenarme oever met een ruige vegetatie van voornamelijk grote egelskop (*Sparganium emersum*) meer gewenst zijn dan een lage, zeer soorten-

rijke slootkantbegroeiing omdat die eerste oever veel voedsel biedt voor doelsoorten als de waterspitsmuis (*Neomys fodiens*). De creatie of instandhouding van soortenarme vegetaties kan op polderschaal toch in een hogere regionale soortendiversiteit resulteren omdat het bijdraagt aan een hogere β -diversiteit van andere organismen.

Dank

Dank gaat uit naar alle betrokken stakeholders, in het bijzonder Waterschap Rijnland en Staatsbosbeheer. Verder ook onze dank aan Natuurboerderij Hoeve Stein voor het verlenen van toegang tot de percelen.

Literatuur

Dray, S., P. Legendre & P.R. Peres-Neto, 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196(3-4), 483-493.

Ellis, N., S.J. Smith & C. Roland Pitcher, 2012. Gradient forests: Calculating importance gradients on physical predictors. *Ecology*, 93(1), 156-168.

Gemerén, J. van, B. van Vliet & I. Dijkman, 2012. Herstel van onderwatervegetaties in Reeuwijkse plassen gebied. *De Levende Natuur*, 112(3), 106-107.

Goldenberg Vilar, A., H. van Dam, E.E. van Loon, J.A. Vonk, H.G. van Der Geest & W. Admiraal, 2014. Eutrophication decreases distance decay of similarity in diatom communities. *Freshwater Biology*, 59(7), 1522-1531.

Jost, L., P. Devries, T. Walla, H. Greeney, A. Chao & C. Ricotta, 2010. Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distributions*, 16, 65-76.

Legendre, P., 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 1324-1334.

Leng, X., C.J.M. Musters & G.R. de Snoo, 2010. Spatiotemporal variation of plant diversity on ditch banks under different management regimes. *Basic and Applied Ecology*, 12, 38-46.

Podani, J. & D. Schmera, 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence - absence data. *Oikos*, 120(11), 1625-1638.

Scheffer, M., S. Szabo, A. Gragnani, E.H. Van Nes, S. Rinaldi, N. Kautsky, J. Norberg, R.M.M. Roijackers & R.J.M. Franken, 2003. Floating plant dominance as a stable state. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(7), 4040-4045.

Whitley, M. H., E.E. van Loon, H. van Dam, J.A. Vonk, H.G. van der Geest & W. Admiraal, 2014. Macrophyte loss drives decadal change in benthic invertebrates in peatland drainage ditches. *Freshwater Biology*, 59(1), 114-126.

Whittaker, R. H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30(3), 279-338.