

LINKING ESF

➤ **HET BEGRIJPEN VAN
DE SAMENHANG TUSSEN
DE ECOLOGISCHE
SLEUTELFACTOREN VOOR
STILSTAANDE WATEREN**

2018
56



LINKING ESF

➔ HET BEGRIJPEN VAN
DE SAMENHANG TUSSEN
DE ECOLOGISCHE
SLEUTELFACTOREN VOOR
STILSTAANDE WATEREN

2018
56

INHOUDSOPGAVE

H1	INLEIDING	4
1.1	Aanleiding	5
1.2	Criteria	6
1.3	Doel	7
1.4	Leeswijzer	7
H2	THEORETISCH KADER BBN	10
2.1	Beschrijving van een BBN	11
2.2	Uitgangspunten	17
H3	OPZET VAN DE BBN VOOR STILSTAANDE ZOETE WATEREN	18
3.1	Algemene opzet	19
3.1.1	Causale netwerk opzetten	19
3.1.2	Toetsing causale netwerk	20
3.1.3	Invullen 'Conditional probability tables'	20
3.1.4	Validatie	21
3.2	Gebruikte relaties	27
H4	RESULTATEN VAN HET PROJECT	28
4.1	Beschrijving van het gehele netwerk	29
4.2	Validatie van BBN aan de hand van case studies	29
4.2.1	Validatie van BBN Diepe meren	29
4.2.2	Validatie van BBN Ondiepe meren	30
4.2.3	Validatie van BBN Sloten	33
4.3	Gebruiksvriendelijke toepassing in R-Shiny	40
4.3.1	Tabblad 'Home'	40
4.3.2	Tabblad 'BBN bekijken'	41
4.3.3	Tabblad 'BBN draaien'	43
4.3.4	Tabblad 'Kracht van een relatie'	45
4.3.5	Gevoeligheidsanalyse	47

H5	DISCUSSIE EN CONCLUSIE	48
5.1	Evaluatie op basis van criteria	49
5.2.	Aanpak ter ondervanging van nadelen BBN's	53
H6	AANBEVELINGEN	56
6.1	Uitbreiding van causale netwerken	57
6.1.1	Ontbrekende milieufactoren	57
6.1.2	Interacties tussen dieptezones	59
6.1.3	Ontbrekende ecosysteemtoestanden	59
6.1.4	Uitbreiding met andere watertypen	59
6.2	Vergroten van de gebruikersvriendelijkheid	60
6.3	Validatie	61
H7	LITERATUURLIJST	64
BIJLAGE I (GEBRUIKTE RELATIES)		68
I	Veel gebruikte relaties in waterbeheer en ESF systematiek	69
I.I	Relaties uit de literatuur	77
I.II	Relaties op basis van bestaande data	82
I.III	Wiskundige relaties	84
I.IV	Expertrelaties	86
STOWA IN HET KORT		94
COLOFON		96



H1 INLEIDING

1.1 AANLEIDING

Veel wateren in Nederland voldoen niet aan de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water (KRW). De waterbeheerders staan voor de taak om de ecologische kwaliteit van deze wateren te verbeteren. Hierbij is het van belang om inzicht te hebben in de oorzaken van de ontoereikende ecologische kwaliteit. De STOWA werkt momenteel een diagnostisch instrumentarium uit, de zogeheten Ecologische Sleutelfactoren (ESF), wat inzicht levert in de relaties tussen sturende (abiotische) factoren en de ecologische toestand van wateren. Systeembegrip staat hierbij voorop. De systematiek van Ecologische Sleutelfactoren vormt de basis voor het maken van watersysteemanalyses van stilstaande wateren. Het doel van de ESF-systematiek is om waterbeheerders inzicht te geven in het ecologisch functioneren van hun watersysteem, zodat begrip ontstaat over de toestand waarin dit systeem zich bevindt. Deze kennis helpt waterbeheerders bij het afleiden van reële doelen en bij het bepalen van effectieve maatregelen ter verbetering van de ecologische toestand.

Iedere ESF gaat hierbij in op specifieke relaties tussen voorwaarden en de ecologische toestand van een watersysteem. Voor stilstaande wateren zijn de volgende ecologische sleutelfactoren gedefinieerd: (1) Productiviteit water, (2) Lichtklimaat, (3) Productiviteit bodem, (4) Habitatgeschiktheid, (5) Verspreiding, (6) Verwijdering, (7) Organische belasting en (8) Toxiciteit. Sleutelfactor (9) Context is geen Ecologische Sleutelfactor: deze sleutelfactor is bedoeld voor de afweging van ecologische wensen ten opzichte van andere functies zoals landbouw, recreatie, waterwinning en natuur.

Binnenkort zijn uitwerkingen beschikbaar voor elke sleutelfactor. In deze uitwerkingen wordt gebruik gemaakt van vuistregels (bijvoorbeeld externe nutriëntenbelasting in relatie tot de kritische belasting). Deze aanpak is een versimpeling van de werkelijkheid, maar het helpt waterbeheerders wel om een snel oordeel te vellen over het belang van de verschillende sleutelfactoren voor het ecologisch functioneren van een watersysteem. Het idee is dat in de systeemanalyse zelf, waar nodig, verdieping wordt gezocht, bijvoorbeeld door waterbalansen op te stellen, fysisch-chemische en ecologische gegevens te analyseren en ecologische modellen toe te passen.

Het idee is dat de ESF's zoveel mogelijk onafhankelijk van elkaar een deel van het ecologisch functioneren van een watersysteem belichten. In de praktijk is dit natuurlijk niet zo, en zijn er vele interacties tussen milieufactoren. Voor een goed systeembegrip is het essentieel om deze interacties inzichtelijk te maken, omdat de ecologische toestand uiteindelijk wordt bepaald door het samenspel van alle factoren gezamenlijk.

Dit project, Linking ESF's, voorziet in de ontwikkeling van een nieuw instrument, dat de samenhang tussen de verschillende milieufactoren in beeld brengt en kwantificeert. De gebruiker wordt in staat gesteld om in één visueel beeld te zien wat het effect is van een aanpassing van een bepaalde milieufactoor (bijvoorbeeld waterdiepte) op verschillende andere milieufactoren en ESF's (bijvoorbeeld ESF Productiviteit water, ESF Licht, ESF Habitatgeschiktheid). Uitgebreidere kennis over deze relaties geeft waterbeheerders meer inzicht in het functioneren van hun watersystemen, en daarmee krijgen waterbeheerders verbeterde handvatten voor de uiteindelijke keuze van maatregelen en doelen. In [paragraaf 2.1](#) wordt nader ingegaan op de voordelen die BBN kan bieden aan waterbeheerders. Deze voordelen worden in de discussie geëvalueerd.

1.2 CRITERIA

In de afgelopen decennia zijn reeds verschillende ecologische instrumenten ontwikkeld die toegepast kunnen worden in het Nederlandse waterbeheer (STOWA, 2009). In de praktijk blijkt echter dat redelijk veel van deze instrumenten minder vaak gebruikt worden dan van tevoren was gehoopt en voorzien. Daarom is het van belang dat het ontwikkelde instrument wordt getoetst aan criteria die door waterbeheerders zijn opgesteld.

In 2008 is een groot aantal waterschapsecologen geïnterviewd met de vraag aan welke eisen ecologische instrumenten moeten voldoen voor succesvolle toepassing in het waterbeheer (Reeze & De Vlieger, 2009). Op basis van deze criteria kan de begeleidingscommissie de bruikbaarheid toetsen van het instrument dat in dit project is opgesteld. Voor succesvolle toepassing moet het instrument de volgende functionaliteit bezitten (Reeze & De Vlieger, 2009):

- Levert extra inzicht op in het ecosysteem functioneren, oftewel systeembegrip;
- Maakt interacties tussen stuurfactoren inzichtelijk;
- Levert op transparante wijze inzicht in de tussenstappen en het eindresultaat;

-
- Geeft (on)zekerheden in kennis en uitkomsten aan;
 - Brengt kennislacunes in beeld;
 - Biedt een aantrekkelijke, gebruikersvriendelijke en visuele presentatie van (tussen)resultaten;
 - Levert betrouwbare uitkomsten;
 - Kennisregels kunnen gevuld worden uit verschillende bronnen (wetenschappelijke publicaties, modellen, empirische relaties, expert-kennis);
 - Aanpassing en regionalisering van kennisregels is op eenvoudige wijze mogelijk;
 - Het instrument dient relatief makkelijk gebruikt te kunnen worden (het dient toegankelijk te zijn), zodat je het instrument ook kan gebruiken nadat je het een tijdje niet hebt gebruikt.

In [paragraaf 5.1](#) wordt de bruikbaarheid van Bayesian Belief Netwerken (BBN's) geëvalueerd aan de hand van bovenstaande criteria.

1.3 DOEL

Voor dit project zijn de volgende twee doelstellingen geformuleerd:

- ontwikkeling van een instrument, dat de samenhang tussen de verschillende milieufactoren voor het ecologisch functioneren van stilstaande wateren in beeld brengt en kwantificeert, en daarbij nadrukkelijk (on)zekerheden in kaart brengt;
- (beperkte) validatie van de BBN om te onderzoeken of de BBN doet wat we ervan verwachten en hopen, oftewel achterhalen of de BBN bruikbaar is;

Aangezien de bruikbaarheid van de opgestelde methodiek een essentieel aandachtspunt is voor waterbeheerders, wordt naast bovenstaande projectdoelen ook ingegaan op de criteria waaraan het instrument dient te voldoen om in de praktijk ingezet te kunnen worden.

1.4 LEESWIJZER

[Hoofdstuk 1](#) benoemt de aanleiding en doelstellingen van het project Linking ESF's, inclusief een aantal criteria waarop waterbeheerders de bruikbaarheid van het instrument kunnen toetsen. [Hoofdstuk 2](#) geeft een algemene uitleg over de statistische techniek die bij dit project is toegepast, namelijk Bayesian Belief Network (BBN). [Hoofdstuk 3](#) behandelt de opzet en inhoudelijke onderbouwing van de BBN-

modellen, waarbij de uitleg van de gebruikte relaties is opgenomen in [bijlage I](#). [Hoofdstuk 4](#) geeft een beschrijving van verschillende case studies waarin BBN's zijn toegepast. [Hoofdstuk 5](#) evalueert de bruikbaarheid van BBN's voor waterbeheerders (op basis van de criteria uit [hoofdstuk 1](#)), terwijl in [hoofdstuk 6](#) aanbevelingen voor vervolg zijn aangegeven.

.....

A close-up photograph of a pond with lily pads. The lily pads are green and yellow, with some showing signs of aging or damage. A small, light-colored fish is visible near the center of the frame, partially obscured by a lily pad. The background is dark, suggesting a deep pond. The text "H2 THEORETISCH KADER BBN" is overlaid in white, bold, sans-serif font at the top of the image.

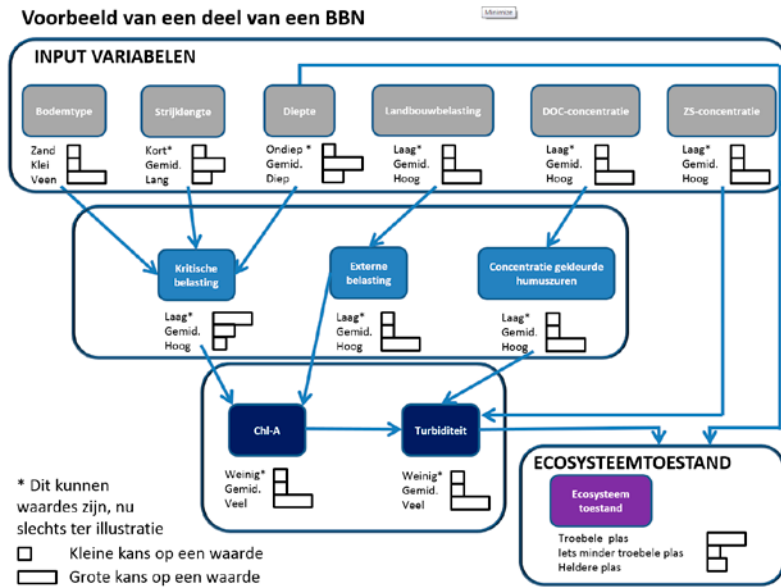
H2 THEORETISCH KADER BBN

Voor de ontwikkeling van het instrument wordt gebruik gemaakt van een specifieke statistische techniek, namelijk Bayesian Belief Networks (BBN's). Deze techniek neemt de laatste jaren een grote vlucht in toepassingen voor natuurbescherming en waterbeheer (McDonald *et al.*, 2015). BBN's hebben namelijk verschillende eigenschappen die tegemoet komen aan de wensen van waterbeheerders. Zo maken BBN's gebruik van causale relaties (een koppeling tussen milieufactoren en ecologie op basis van bekend of verwacht mechanisme), waarmee inzicht verkregen wordt in oorzaak – gevolg relaties (figuur 2.1). Daarnaast kunnen met een BBN relatief gemakkelijk zeer veel verschillende bronnen van data en kennis worden geïntegreerd, waarbij informatie uit verschillende (meta)modellen, expertkennis en datagedreven relaties in één model kunnen worden meegenomen. Tevens kwantificeren BBN's op inzichtelijke wijze (on)zekerheden. Ten slotte zijn BBN's heel transparant, en is het goed mogelijk om visueel aantrekkelijke weergave van de resultaten te maken. Onderstaande tekst geeft een beschrijving van de eigenschappen van BBN's, inclusief de voor- en nadelen van deze techniek.

2.1 **BESCHRIJVING VAN EEN BBN**

Een BBN bestaat uit een schema van causale relaties tussen milieufactoren (knopen), die door middel van pijlen (processen) met elkaar zijn verbonden. In onderstaande figuur staat een voorbeeld van een BBN. De causale relaties in dit netwerk worden opgesteld aan de hand van wetenschappelijk onderbouwde argumenten en/of expert kennis. De structuur van dit netwerk wordt door de bouwers zelf bepaald en kan met experts of stakeholders worden besproken, en – indien nodig – eenvoudig worden aangepast.

FIG. 2.1 VOORBEELD VAN EEN STRUCTUUR VAN EEN BAYESIAN BELIEF NETWERK (BBN)



Een belangrijke eigenschap van BBN's is dat de rekenmethode gebaseerd is op kansverdelingen. Het gebruik van kansverdelingen heeft verschillende voordelen. Door het gebruik van kansverdelingen zijn BBN's in staat om verschillende type variabelen en categorieën (bijvoorbeeld data uit een metamodel en expertkennis) op een structurele wijze door te rekenen. Verder biedt het gebruikers inzicht in de 'hardheid' van de relaties. Bovendien worden de kansen/'(on)zekerheden' in de berekening meegenomen, waardoor de effecten op de uiteindelijke uitkomsten inzichtelijk zijn.

In tabel 2.1 is een voorbeeld van een kansverdelingstabel gegeven. In deze tabel staat de kans op opwerveling van sediment (weinig, matig of veel) weergegeven als functie van de strijklengte van de wind (met categorie <500, 500-1500 en >1500m) en het bodemtype (zand of veen). De kans op opwerveling blijkt gering bij een zandbodem met korte strijklengte (linker kolom in tabel 2.1) en groot bij een veenbodem met grote strijklengte (rechterkolom). Per definitie is de optelsom van de kansen per kolom gelijk aan 100%. Op deze wijze houden BBN-modellen expliciet rekening met onzekerheden omtrent de relaties tussen allerlei factoren.

TABEL 2.1 KANSTABEL ('CONDITIONAL PROBABILITY TABLE') VOOR DE KANS OP OPWERVELING ALS FUNCTIE VAN DE STRIJKLENGTE EN HET BODEMTYPE

Strijk lengte	Bodemtype	<500m		500-1500m		>1500m	
		Zand	Veen	Zand	Veen	Zand	Veen
Opwerveling	Weinig	100	90	50	10	10	0
	Matig	0	10	10	60	15	0
	Veel	0	0	10	30	75	100

KADER TERMINOLOGIE

De verschillende onderdelen van een BBN hebben specifieke termen, die in het vervolg van deze memo regelmatig terugkomen. Een netwerk bestaat uit 'nodes' (knopen) en 'edges' (pijlen tussen de knopen). Een edge kan één richting hebben. Deze richting wordt in dat geval weergegeven met een pijl, bijvoorbeeld met een pijl van node 1 naar node 3 (Figuur 2.2).

De node waar de pijl uit vertrekt heet een 'parent' (ouder) node, de node waar de pijl naar toe wijst heet een 'child' (kind) node (Figuur 2.3). Nodes zonder kinderen noemen we output nodes (Figuur 2.4). Nodes zonder ouders noemen we input of root nodes (2.4). De pijlen ('edges') geven de causale relaties tussen parameters aan; in statistische termen zijn deze parameters 'conditioneel afhankelijk' van elkaar. Wanneer er geen pijlen tussen knopen ('nodes') staan, zijn deze knopen onafhankelijk.

FIG. 2.2 EEN NETWERK MET DAARIN AANGEGEVEN WAT NODES EN EDGES ZIJN

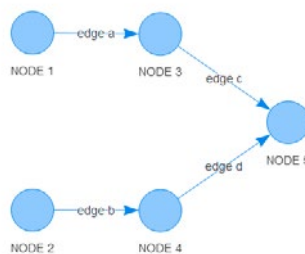


FIG. 2.3 EEN NETWERK MET DAARIN AANGEGEVEN WAT INPUT, CHILD EN OUTPUT NODES ZIJN

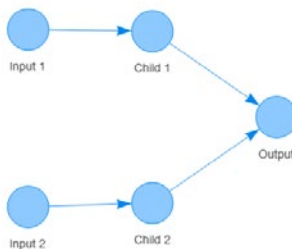
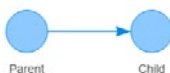


FIG. 2.4 DE VERHOUDING TUSSEN NODES



Voordelen van BBN's

BBN's hebben een aantal technische eigenschappen, die grote voordelen met zich meebrengen voor waterbeheerders en andere eindgebruikers. Zo geeft de rekenmethodiek zeer overzichtelijk inzicht in (on)zekerheden van relaties en de effecten hiervan op zowel alle tussenresultaten als het eindresultaat. Binnen systeemanalyse leidt dit inzicht tot meer begrip over het systeem functioneren. Tevens biedt de techniek de mogelijkheid om als eindgebruiker zelfstandig op eenvoudige wijze een gevoeligheidsanalyse uit te voeren, waarbij de resultaten op een visueel aantrekkelijke manier worden gepresenteerd. Ook dit leidt tot meer systeembegrip.

BBN's zijn dus in staat om niet alleen het uiteindelijke resultaat, maar ook alle tussenliggende tussenstappen te visualiseren. Hierdoor is de causale redeneerlijn van het BBN-model voor elke eindgebruiker inzichtelijk en transparant: er wordt inzichtelijk gemaakt wat de oorzaak is (volgens het model) van bepaalde uitkomsten, oftewel het omgekeerde van een black-box model. Dit alles levert de eindgebruiker beter begrip van het ecologisch functioneren van het watersysteem op, waarbij het model in principe op allerlei verschillende schaalniveaus kan worden toegepast.

Dit systeembegrip dient verder vergroot te worden door de modeluitkomsten te vergelijken met de resultaten van veldmetingen, oftewel zijn de resultaten van de BBN conform de verwachtingen? Als dit niet het geval is, is dat een indicatie dat de rekenformules in het BBN-model niet goed de werkelijkheid nabootsen voor zijn/haar case. Dit is dan gelijk een aanmoediging om verder 'te zoeken' en bijvoorbeeld aanvullende metingen uit te voeren voor onderdelen uit de BBN die grote onzekerheden in de uitkomsten teweeg brengen en onvoldoende gemonitord worden, de relaties in het model kritische te evalueren en/of verdiepend onderzoek uit te voeren. Dit alles moedigt de eindgebruiker aan om meer inzicht te krijgen in het systeem functioneren. Ook op deze wijze levert de BBN dus een bijdrage aan een beter systeembegrip.

Waterschappen beschikken regelmatig over onvoldoende meetdata voor een gedetailleerde systeemanalyse. BBN's kunnen dan helpen, doordat eindgebruikers zelfstandig op een makkelijk wijze gevoeligheidsanalyses kunnen uitvoeren. Bij deze analyses worden de waarden van de invoerparameters volgens een systematisch patroon gevarieerd. Op basis van de uitkomsten van deze analyses kan vervolgens het relatieve belang van invoerparameters en tussenliggende resultaten bepaald worden. Sommige van deze parameters zullen een grote invloed op de (tussen-)uitkomsten hebben, terwijl andere er niet of nauwelijks toe doen. Dit levert waterbeheerders zeer veel inzicht op over het systeem functioneren, kan hen helpen bij het bepalen van een efficiënt en effectief monitoringsprogramma en kan helpen bij het inschatten van de (on)zekerheid rondom de effectiviteit van verschillende maatregelen.

Ten slotte biedt BBN de mogelijkheid om reeds ontwikkelde kennisregels op eenvoudige wijze te updaten met nieuwe data, inzichten of expertkennis. Hiermee wordt het systeem 'zelflerend', en is ook regionalisering van kennisregels mogelijk, bijvoorbeeld door aanpassing van een kansverdeling op basis van kennis uit het veld. Nadeel hiervan is dat de eindgebruiker zelf zeer goed moet bijhouden wat hij/zij heeft aangepast. Op dit moment is er namelijk niet een bibliotheek beschikbaar waarin dergelijke wijzigingen overzichtelijk worden bijgehouden.

KADER **BBN'S, SYSTEEMANALYSES EN DE ESF-SYSTEMATIEK**

Het doel van een systeemanalyse is inzicht te krijgen in de werking van het watersysteem. Dit begrip kan vervolgens gebruikt worden om op eenduidige wijze KRW-doelen vast te stellen en efficiënte maatregelenpakketten te bepalen. BBN's kunnen hierbij een hele belangrijke rol spelen, omdat ze helpen bij de interpretatie en integratie van allerlei meetgegevens en kennis waarbij de uitkomsten en interpretatie van de BBN-analyses ondersteunen gedurende een ESF-analyse. Door de hierboven beschreven technische eigenschappen van BBN's zijn zij zeer geschikt om eindgebruikers te helpen bij het verkrijgen van meer (integrale) systeeminzichten.

BBN's zijn uitermate geschikt om bij eerste grove systeemanalyses te gebruiken, maar ze bieden ook allerlei mogelijkheden (zie bovenstaande voordelen en de casussen die verderop worden besproken) om de verdieping in te gaan. Wat in BBN's niet kan is ruimtelijk en temporeel dynamisch modelleren. Wanneer uit een systeemanalyse (bijvoorbeeld aan de hand van een BBN) blijkt dat dergelijke informatie gewenst is, dan zal gebruik gemaakt moeten worden van andere instrumenten die specifiek voor dat doel zijn gemaakt.

Nadelen van BBN's

Naast bovenstaande voordelen zijn er ook een aantal nadelen aan BBN's. Zo kunnen alleen de meest belangrijke causale parameters worden opgenomen. Dit komt deels vanwege beperking van de rekentijd, maar ook vanwege de vereiste van een simpele, visuele weergave van de resultaten. Hierdoor is er een reële kans dat niet alle potentieel belangrijke factoren worden meegenomen.

Daarnaast moeten de waarden van elke parameters worden ingedeeld in klassen. In tabel 2.1 is een voorbeeld gegeven van een dergelijke klassenindeling. De reden hiervoor is dat het alternatief, namelijk werken met continue rekenregels met kansverdelingen, al snel tot een onacceptabele rekentijd van een BBN-model leidt. Nadeel van de klassenindeling is dat de rekenregel mogelijk 'grover' wordt ten opzichte van continue rekenregels, met een grotere onnauwkeurigheid als gevolg. Niettemin zal een grove klassenverdeling vaak goed genoeg werken; pas wanneer men in meer detail wil inzoomen, kan een grotere nauwkeurigheid gewenst zijn.

Met BBN's kunnen alleen evenwichtssituaties worden berekend, dynamisch rekenen is dus niet mogelijk. Ook gelden de resultaten van een BBN voor één ruimtelijk

schaalniveau. Voor processen die variëren in de tijd of ruimte moet worden teruggegrepen op andere modellen.

In [paragraaf 5.2](#) is weergegeven op welke wijze in dit project tegemoet is gekomen aan de hier genoemde nadelen.

2.2 UITGANGSPUNTEN

Tijdens de constructie van het BBN-model is een aantal keuzes ('uitgangspunten') vastgesteld. Onderstaand zijn deze geformuleerd:

- Voor ieder watertype is een afzonderlijk BBN-netwerk uitgewerkt. Dit resulteerde in drie netwerken, namelijk voor (1) ondiepe meren, (2) diepe meren en (3) sloten;
- Het BBN levert als output de kans op verschillende typen ecosysteemtoestanden. Een ecosysteemtoestand wordt gekarakteriseerd door een groep van kenmerkende soortgroepen, met specifieke ranges van abiotische (sturende) factoren. Enkele voorbeelden van ecosysteemtoestanden zijn: een troebele algen-gedomineerde plas, een waterplantrijke plas met een monotone vegetatie of een waterplantenrijke plas met soortenrijke vegetatie;
- Aan de causale redeneerlijn van alle relaties in de BBN's liggen milieufactoren ten grondslag. Elk van deze milieufactoren kunnen direct gegroepeerd worden in één of meerdere ESF's. Op deze wijze worden de resultaten 'opgebost' per ecologische sleutelfactor, wat het inzicht in het ecosysteem functioneren vergroot;
- BBN's zijn statische modellen, die geen variaties kunnen berekenen in ruimte of tijd. Dat betekent dat parameters niet als functie van de tijd kunnen worden weergegeven. Ook zijn de BBN-modellen gebonden aan één specifiek ruimtelijk schaalniveau (bijvoorbeeld het schaalniveau van een waterlichaam). Als de gebruiker behoefte heeft aan meer gedetailleerde analyses, kan bijvoorbeeld terug gegrepen worden op PCLake, PCDitch of Delft 3D toepassingen.
- Stuurfactoren en processen die buiten het domein van ESF Productiviteit water, ESF Licht, ESF Productiviteit bodem en ESF Habitatgeschiktheid liggen zijn buiten beschouwing gelaten;
- Bij het formuleren van de BBN's zijn we zoveel mogelijk uitgegaan van bestaande kennis. Het bleek echter noodzakelijk om toch aanzienlijke nieuwe onderdelen aan de BBN toe te voegen;
- De zogenaamde 'invoer' nodes van de BBN beslaan parameters die redelijkerwijs zo veel mogelijk bij de waterschappen beschikbaar zijn op basis van hun huidige monitoring- en analysestrategieën. Voor voorbeelden van gevraagde invoer voor verschillende netwerken zie hoofdstuk 3 ([tabellen 3.1, 3.2 en 3.3](#)).

H3 OPZET VAN DE BBN VOOR STILSTAANDE ZOETE WATEREN



3.1 ALGEMENE OPZET

In het project 'Linking ESF's' hebben we de volgende stappen doorlopen om tot een Bayesian Belief Network (BBN) te komen dat ondersteuning biedt bij de systeem-analyses van stagnante wateren:

- 1 Opzetten van een causaal netwerk (paragraaf 3.1.1)
- 2 Toetsing van het causale netwerk met behulp van expertsessies (3.1.2)
- 3 Invullen van 'conditional probability tables' die de relaties binnen het causale netwerk kwantificeren (3.1.3)
- 4 Validatie (3.1.4)

Dit stappenplan volgt grofweg de procedure zoals die is uitgezet door Marcot *et al.* (2008) voor het opzetten van ecologische BBN's. Het opzetten van de BBN is een iteratief proces, waarbij tot aan het eind van het project aanpassingen zijn gemaakt aan het causale netwerk en de bijbehorende 'probability tables'. Bovenstaande stappen zijn dan ook niet éénmalig doorlopen, maar meerdere keren. Daarnaast is tijdens het ontwikkelen van de BBN's gebleken dat het huidige ESF-instrumentarium (ESF Productiviteit water, ESF Licht, ESF Productiviteit bodem en ESF Habitat-geschiktheid) niet toereikend was voor het completeren van de BBN's. We hebben daarom ook gepubliceerde internationale kennis ontsloten, en gebruik gemaakt van empirische relaties op basis van data aanwezig bij de leden van het consortium.

3.1.1 Causale netwerk opzetten

Bij het opzetten van causale netwerken hebben we als eerste stap in een aantal brainstormsessies de zogenaamde 'influence diagrams' (een eerste aanzet tot een causaal netwerk) gedefinieerd op basis van de kennis die aanwezig was binnen het consortium. In een tweede stap hebben we deze 'influence diagrams' omgezet in causale netwerken, waarbij elke stuurfactor of stuurproces een knoop (node) weer-geeft die via een edge (connectie tussen knopen) verbonden is aan een andere knoop. In deze stap is het oorspronkelijk 'influence diagram' in- en aangevuld op basis van beschikbare relaties en vastgelegd in een R-script. In een volgende stap zijn deze causale netwerken voorgelegd aan externe experts (3.1.2) om de gevolgen van een eventuele 'tunnelvisie' van het consortium in het identificeren van de causale relaties te beperken. Vervolgens zijn de relaties (edges) tussen de verschillende knopen gekwantificeerd aan de hand van probability tables (3.1.3). Dit leidde soms tot aanpassingen aan het causale netwerk, doordat nieuwe knopen noodzakelijk waren om het netwerk werkend te maken of oude knopen overbodig waren. In de

laatste fase van het project is een validatie uitgevoerd van elke BBN op basis van door waterschappen aangeleverde casestudies. Dit leidde in sommige gevallen opnieuw tot aanpassingen van het causale netwerk.

3.1.2 Toetsing causale netwerk

Medio september 2017 waren de eerste versies van de causale netwerkstructuren van ondiepe meren, diepe meren en sloten gereed. Iedere betrokken partij (Witteveen+Bos, NIOO & Deltares) heeft vervolgens zijn eigen expertsessie georganiseerd om de structuur van de netwerken intern te bediscussiëren. Aanvullend zijn de netwerken ook besproken met Jos Verhoeven en Jan Roelofs. Hiernaast zijn verschillende onderdelen gepresenteerd in overleggen van de begeleidingscommissie van Linking ESF's. Op basis van het ontvangen commentaar is de structuur van de netwerken aangevuld en waar nodig aangepast.

3.1.3 Invullen 'Conditional probability tables'

Een eigenschap van BBN's is dat variabelen die in het causale netwerk vertegenwoordigd zijn alleen discrete of gediscrètiseerde continue variabelen kunnen zijn. Doordat de connecties tussen knopen causaal zijn (oorzaak-gevolg) en de pijlen van dit causale netwerk dus logischerwijs slechts één richting op wijzen, is het niet mogelijk om feedbackloops of cyclische processen te modelleren met behulp van een BBN. De causale relatie tussen een parentnode en een childnode wordt gekwantificeerd aan de hand van een gediscrètiseerde kansverdeling (probability distribution) die gevangen wordt in een CPT of 'conditional probability table'.

Voor het invullen van de probability tabellen hebben we drie type databronnen gebruikt: mechanistische modellen, statistische modellen en expertkennis. Omdat deze relaties van zowel mechanistische als statistische modellen meestal tussen twee continue variabelen zijn, hebben we met behulp van het algoritme van Hartemink (2001) de continue variabelen gediscrètiseerd tot verschillende klassen.

Mechanistische modellen

Voor mechanistische modellen is gebruik gemaakt van een zogenaamde 'metamodel' benadering, waarbij een grote parameterruimte is doorgerekend. Dit betekent dat voor de verschillende invoerparameters combinaties zijn gegenereerd waarmee het model is gedraaid en een uitkomst is uitgerekend. Een metamodel is niets anders dan een grote tabel met invoerwaarden en overeenkomstige uitvoerwaarden

voor een gegeven mechanistisch model. Deze benadering laat toe om een veelvoud aan mogelijke uitkomsten te onderzoeken. Binnen het huidige netwerken is een aantal mechanistische modellen opgenomen: PCLake (Janse, 2005), PCDitch (Janse, 2005), Uitzicht (Buiteveld, 1990), golfhoogte (Pelikán & Koutn, 2016), plantverwijdering door golfslag en stroming (Schutten, 2000, 2002, 2005), Nürnberg P-retentie en TP-model voor diepe meren (Nürnberg, 1984).

Statistische modellen

In het geval dat mechanistische modellen niet voorhanden waren, is gebruik gemaakt van statistische modellen op basis van literatuur en/of beschikbare datasets in het consortium. Deze relaties zijn geldig binnen de uiterste grenzen van de bestaande dataset. Dat betekent dat extrapolatie voorbij deze grenzen lastig is. Voor de link tussen planthoogte, plantbiomassa en boven en ondergrondse plantbiomassa is gebruik gemaakt van gepubliceerde data van Barko & Smart (1984). De statistische relaties tussen bodemkwaliteit en plantbeschikbare nutriënten zijn afkomstig uit het BaggerNUT-project (Poelen *et al.*, 2012). Daarnaast zijn statistische relaties bepaald in de datasets die beschikbaar waren in het consortium, te weten de relatie tussen TP en cyano-chlorofyl in stratificerende meren (diepe plassen promotieonderzoek Laura Seelen), de relatie tussen slibdichtheid en voorkomen planten (dataset 'Waterplanten en Waterkwaliteit uit jaren tachtig voorgaande eeuw), en de relatie tussen bodemsamenstelling en ecosysteemtoestanden in sloten en ondiepe meren (Teurlincx *et al.*, in prep.; Cusell *et al.*, 2013).

Expertkennis

In het geval noch mechanistische modellen, noch statistische modellen beschikbaar waren om de relatie tussen knopen te kwantificeren, is gebruik gemaakt van expertkennis. Deze relaties zijn via logische statements geformaliseerd in datatabellen met daarin invoer- en uitvoergegevens. De invoer voor deze tabellen is uiteenlopend, van continue variabelen tot categorische variabelen. De uitvoer van deze op expertkennis gebaseerde tabellen is altijd categorisch van aard. Veelal wordt hierbij gebruik gemaakt van kennisregels met grenswaarden om tot een uitvoer te komen.

3.1.4 Validatie

Om de bruikbaarheid van de ontwikkelde BBN's in het voorspellen van de kans op een bepaalde ecosysteemtoestand te valideren is gebruikt gemaakt van casestudies.

Voor elk type BBN, was een casestudy beschikbaar. Hiertoe hebben de waterschappen een door ons samengestelde tabel van invoerparameters (input nodes) ingevuld dan wel gegevens aangeleverd die ons in staat stelden om de invoerparametertabel te vullen. Voor de diepe meren-BBN stelde Waternet gegevens beschikbaar over de Spiegelplas (tabel 3.1). Voor de ondiepe meren-BBN stelde HHNK gegevens beschikbaar over het Park van Luna (tabel 3.2). Voor de sloten-BBN stelde HDSR gegevens beschikbaar over het poldersysteem Zegveld (tabel 3.3). Voor het berekenen van de inputparameters is gebruik gemaakt van gemiddelden over verschillende periodes, zoals beschreven in onderstaande tabellen.

TABEL 3.1 BESCHRIJVING VAN INVOERPARAMETERS VOOR DE DIEPE MEREN-BBN VOOR DE SPIEGELPLAS

NODES NAAM	BESCHRIJVING	WAARDE	EENHEID	BEREKENING
chlorofyl blauw-algen uit externe bron	cyano-chlorofyl concentratie gemeten in de inlaat (of inlaten) van het watersysteem	1,2	ug/L	Gewogen gemiddelde op basis van 2016 data naar relatieve bijdrage inlaat
chlorofyl uit externe bron	chlorofyl-a concentratie gemeten in de inlaat (of inlaten) van het watersysteem	11,1	ug/L	Gewogen gemiddelde op basis van 2016 data naar relatieve bijdrage inlaat
SS detritus gemeten in aanvoerwater	externe invoer van zwevend stof in de vorm van detritus (van alle ingaande posten)	4,3	mg/L	Gewogen gemiddelde op basis van 2016 data naar relatieve bijdrage inlaat
SS mineraal gemeten in aanvoerwater	externe invoer van zwevend stof in de vorm van mineralen/klei (van alle ingaande posten)	0,0	mg/L	Gewogen gemiddelde op basis van 2016 data naar relatieve bijdrage inlaat
debiet inlaat	debiet voortkomend uit de inlaat (of inlaten) van het watersysteem (alle ingaande debieten via oppervlaktewateraanvoer)	6,3	mm/dag	Gemiddelde 2010-2015
totaal debiet	som van alle bruto aanvoer in mm per wateroppervlak (t.o.v. debiet inlaat (bovenstaande variabele) ook neerslag, kwel, af- en uitspoeling)	9,4	mm/dag	Gemiddelde 2010-2015
diepte	gemiddelde diepte van het watersysteem	1,5	m	niet van toepassing

NODES NAAM	BESCHRIJVING	WAARDE	EENHEID	BEREKENING
gemeten vis-biomassa	totale biomassa vis (kg/ha); wanneer beschikbaar per soort dan is dat handig, maar wordt vooralsnog waarschijnlijk niet gebruikt in de BBN	12,2	kg/ha	2012
P belasting extern	Externe belasting van totaal P die het systeem in komt (som van alle ingaande posten)	0,9	mgP/m ² /dag	Gemiddelde 2010-2015
P totaal in epilimnion	P totaal in epilimnion tijdens stratificatie (zomer)	0,02	mgP/L	Gemiddelde over de maanden april-oktober over 2013-2017
P totaal in epilimnion zonder stratificatie (herfst)	P totaal in epilimnion zonder stratificatie (herfst)	0,02	mgP/L	Gemiddelde over de maanden april-oktober over 2013-2017
lichtuitdoving cDOC	lichtuitdoving als gevolg van gekleurde Dissolved Organic Carbon	1,5	m-1	Gemiddelde 2010-2017

TABEL 3.2 **BESCHRIJVING VAN INVOERPARAMETERS VOOR DE ONDIEPE MEREN-BBN VOOR PARK VAN LUNA**

NODES NAAM	BESCHRIJVING	WAARDE	EENHEID
aanwezigheid harde substraten	Aanwezigheid van harde substraten (ja/nee). Onder harde substraten vallen objecten zoals betonblokken.	nee	-
baggerfrequentie	Het aantal keren per 10 jaar dat er in het waterlichaam gebaggerd is.	0	per decade
bodemtype	zand/veen/klei	zand	-
chlorofyl blauwalgen uit externe bron	cyano-chlorofyl-a concentratie gemeten in de inlaat (of inlaten) van het watersysteem	25	ug/L
chlorofyl uit externe bron	chlorofyl-a concentratie gemeten in de inlaat (of inlaten) van het watersysteem	25	ug/L
ss detritus gemeten in aanvoerwater	externe aanvoer van zwevend stof in de vorm van detritus (van alle ingaande posten)	5	mg/L
ss mineraal gemeten in aanvoerwater	externe aanvoer van zwevend stof in de vorm van mineralen/klei (van alle ingaande posten)	4	mg/L
debiet inlaat	debiet voortkomend uit de inlaat (of inlaten) van het watersysteem (alle ingaande debieten via oppervlaktewateraanvoer)	5	mm/dag

NODES NAAM	BESCHRIJVING	WAARDE	EENHEID
totaal debiet	som van alle bruto aanvoer in mm per wateroppervlak (t.o.v. debiet inlaat (bovenstaande variabele) ook neerslag, kwel, af- en uitspoeling)	22,5	mm/dag
diepte	gemiddelde diepte van het watersysteem	1,1	m
strijklengte	strijklengte over de langjarige gewogen windroos (zie Zicht op Structuur)	300	m
windsnelheid	windsnelheid boven het waterlichaam	5	m/s
gemeten visbiomassa	totale biomassa vis (kg/ha); wanneer beschikbaar per soort dan is dat handig, maar wordt vooralsnog waarschijnlijk niet gebruikt in de BBN	204	kg/ha
gemeten zooplankton-biomassa	totale biomassa zooplankton	15	kg/ha
N belasting extern	externe belasting van totaal N die het systeem in komt (som van alle ingaande posten)	6,9	mg N/m ² /dag
P belasting extern	externe belasting van totaal P die het systeem in komt (som van alle ingaande posten)	1,5	mg P/m ² /dag
N nalevering gemeten	De gemeten nalevering van N	2	mg N/m ² /dag
P nalevering gemeten	De gemeten nalevering van P	0,1	mg P/m ² /dag
P-Olsen bodem	plant beschikbare P in de bodem (volgens Olsen)	5	ug P/L
watergehalte van sediment	fractie	0,4	-
slibdikte	gemiddelde slibdikte	0,3	m
lichtuitdoving cdoc	Opgelost organisch koolstof (DOC)	0,5	mg/L

TABEL 3.3 BESCHRIJVING VAN INVOERPARAMETERS VOOR DE SLOTEN-BBN VOOR POLDER ZEGVELD (SLIMMEWETERING, KOLOM 3; HAARVATENSISTEEM, KOLOM 4) EN DE LINDE

NODES NAAM	BESCHRIJVING	SLIMMEWETE- RING (ZEGVELD)	HAARVAT (ZEGVELD)	LINDE	EENHEID
aanwezigheid harde substraten	Aanwezigheid van harde substraten (ja/nee). Onder harde substraten vallen objecten zoals betonblokken.	nee	nee	nee	-

NODES NAAM	BESCHRIJVING	SLIMMEWETE- RING (ZEGVELD)	HAARVAT (ZEGVELD)	LINDE	EENHEID
bagger- frequentie	Het aantal keren per 10 jaar dat er in het waterlichaam gebaggerd is.	1	0	0,5	per decade
bodemtype	zand/veen/klei	veen	veen	klei/zand	-
kroos uit externe bron	Percentage kroosbedekking in aanvoerend water (bij alle ingaande posten)	2	5	niet ingevuld	%
ss detritus gemeten in aanvoerwater	externe aanvoer van zwevend stof in de vorm van detritus (van alle ingaande posten)	0	0	niet ingevuld	mg/L
ss mineraal gemeten in aanvoerwater	externe aanvoer van zwevend stof in de vorm van mineralen/klei (van alle ingaande posten)	0	0	niet ingevuld	mg/L
debiet inlaat	debiet voortkomend uit de inlaat (of inlaten) van het watersysteem (alle ingaande debieten via oppervlaktewateraanvoer)	4	4	0,55	mm/dag
totaal debiet	som van alle bruto aanvoer in mm per wateroppervlak (t.o.v. debiet inlaat (bovenstaande variabele) ook neerslag, kwel, af- en uitspoeling)	12	12	127	mm/dag
diepte	gemiddelde diepte van het watersysteem	1,2	0,45	1,5	m
strijk lengte	strijk lengte over de langjarige gewogen windroos (zie Zicht op Structuur)	50	2	niet ingevuld	m
windsnelheid gemeten	windsnelheid boven het waterlichaam	3	3	niet ingevuld	m/s
visbiomassa	totale biomassa vis (kg/ha); wanneer beschikbaar per soort dan is dat handig, maar wordt vooralsnog waarschijnlijk niet gebruikt in de BBN	218	218	niet ingevuld	kg/ha

NODES NAAM	BESCHRIJVING	SLIMMEWETE- RING (ZEGVELD)	HAARVAT (ZEGVELD)	LINDE	EENHEID
N belasting extern	externe belasting van totaal N die het systeem in komt (som van alle ingaande posten)	14,5	14,5	niet ingevuld	mg N/m ² / dag
P belasting extern	externe belasting van totaal P die het systeem in komt (som van alle ingaande posten)	1,45	1,45	24,8	mg P/m ² / dag
N nalevering gemeten	De gemeten nalevering van N	niet ingevuld	niet ingevuld	niet ingevuld	mg N/m ² / dag
P nalevering gemeten	De gemeten nalevering van P	niet ingevuld	niet ingevuld	niet ingevuld	mg P/m ² / dag
P totaal bodem	totale hoeveelheid P in de bodem (na totaal destructie)	900	900	niet ingevuld	mg P/kg ds
P porievocht bodem	totale hoeveelheid P in porievocht van de bodem	0,8	0,8	niet ingevuld	mg P/l
watergehalte van sediment	fractie	0,9	0,9	niet ingevuld	-
slibdikte	gemiddelde slibdikte	50	50	100	cm

De validatie bestaat uit drie stappen die iteratief zijn (zie [figuur 3.1](#)). De eerste validatie heeft tot doel de BBN 'technisch werkend' te krijgen. Vervolgens worden extreme invoerwaardes verkend, zoals het drastisch terugbrengen dan wel verhogen van de externe P-belasting, het drastische terugbrengen dan wel verhogen van de visbiomassa, het drastische verdiepen dan wel verondiepen van de plas etc. Als laatste stappen worden realistische waarden verkend aan de hand van een casus. Daarbij wordt niet alleen gerekend met de inputparameters van de BBN, maar zijn ook een aantal herstelmaatregelscenario's doorgerekend zoals het verminderen van de externe P-belasting, het verhogen van het debiet, het terugbrengen van het visbestand, et cetera.

FIG. 3.1 STAPPENPLAN VALIDATIE



3.2 GEBRUIKTE RELATIES

Een uitleg van alle gebruikte relaties is opgenomen in bijlage I.

H4 RESULTATEN VAN HET PROJECT

4.1 **BESCHRIJVING VAN HET GEHELE NETWERK**

In dit project zijn drie afzonderlijke BBN-netwerken opgebouwd in R, namelijk voor (1) diepe meren, (2) ondiepe meren, en (3) sloten. In deze BBN's lag de nadruk op open water, de oever zelf zijn niet meegenomen, evenals de effecten van oevers op het open water. De bewuste scripts zijn openbaar toegankelijk en op te vragen bij STOWA en de auteurs van dit rapport.

4.2 **VALIDATIE VAN BBN AAN DE HAND VAN CASE STUDIES**

4.2.1 **Validatie van BBN Diepe meren**

De resultaten van het doorrekenen van een extreme situatie met de BBN zijn goed. Ter illustratie: wanneer we een situatie doorrekenden met een lage externe P-belasting (<0.001 mg P/L) en een hoge visbiomassa (>381<488 kg/ha) gaf de BBN een relatief grote kans op zowel de abiotische troebele toestand (42%) als een heldere, oxische toestand (29%). Dit is wat je zou verwachten op grond van de rol die bentivore vis kan hebben van resuspensie van sedimentmateriaal en de daarmee gepaard gaande verhoging van turbiditeit. Tevens is het ook logisch dat de kans op een heldere, oxische toestand relatief groot is, gegeven de extreem lage externe belasting.

Wanneer echter de BBN verkend wordt aan de hand van de realistische waardes van de Spiegelplas casestudy komen wat meer subtiele resultaten naar voren. Hierbij is het belangrijk om op te merken dat de toestand van de Spiegelplas bepaald lijkt te worden door aanwezigheid van een grote Dreissena-populatie (driehoeksmosselen, 62% van het oppervlak van de plassen). De grote filtratiecapaciteit van deze mossel-populatie lijken ervoor te zorgen dat de waterkolom helder is, ondanks een relatief hoge externe P-belasting (een logische conclusie die o.a. wordt waargenomen in het IJsselmeer en veel wateren van Rijnland). Op basis van de invoerparameters van de casestudy, lijkt de Spiegelplas echter een relatief grote kans (60%) te hebben op de ecosysteemtoestand die gekenmerkt wordt door een biotisch troebele waterkolom, met een epilimnion gedomineerd door groenalg. Verder inzoomen op het netwerk laat zien, dat de knoop 'toestand van het hypolimnion' en 'licht op het metalimnion' sterk bepalend zijn voor de uitkomst van de BBN. Bij het doorlopen van een aantal ecologisch herstelmaatregelscenario's, zoals verhogen van het debiet, terugbrengen van de externe P-belasting of de waterkolom strippen van P laten een aantal dingen zien:



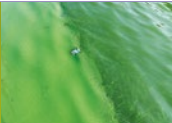


- 1 De minimum en maximumklassen van de klassenindelingen zijn soms onwaarschijnlijk. Dit is een gevolg van de parameterranges waarbinnen de metamodellen zijn opgesteld, maar die behoeven aanpassing naar een meer in de natuur voorkomende range voor diepe plassen;
- 2 De klasseindelingen zoals die geformuleerd zijn naar aanleiding van het algoritme van Hartemink zijn soms onlogisch. Dit is wellicht een gevolg van de extreme parameterrange waarmee gerekend wordt met de metamodellen. Vooral voor invoerparameters zoals externe belasting zou de gebruiker mogelijk meer klassenresolutie willen voor waarden onder de 10 mg P/L;
- 3 De toestand van het hypolimnion reageert niet op vermindering van externe P belasting of debiet. Dit is aangepast naar aanleiding van de validatie. Omdat deze knoop eigenlijk het P-retentievermogen van het hypolimnion weergeeft is na validatie er tevens voor gekozen om de knoop de ‘werking van de nutriëntenva’ te noemen.

4.2.2 Validatie van BBN Ondiepe meren

Bij de validatie van de BBN voor ondiepe meren zijn als eerste stap verschillende extreme scenario's doorgerekend. Als 'default' waarden zijn hiervoor de invoergegevens van de ondiepe plas in Park van Luna gebruikt (zie tabel 3.2). Er was echter wel één verschil, namelijk dat de externe P-belasting werd ingesteld op de hoogste klasse (30 mg P/m²/dag) in plaats van de (lage) P-belasting van Park van Luna zelf. De verwachte uitkomst bij deze invoerwaarden is een hoge kans op een algenrijke toestand. De resultaten van het BBN-model lieten echter het tegenovergestelde zien, namelijk een grote kans op helder water met monotone vegetatie (zie figuur 4.1).

FIG. 4.1 KANS OP VERSCHILLENDE ECOSYSTEEMTOESTANDEN BIJ EEN HOGE EXTERNE P-BELASTING; VOOR DE OVERIGE PARAMETERS ZIJN DE INVOERWAARDEN VAN PARK VAN LUNA GEHANTEERD

Voor verder toelichting; zie tekst. Bron foto's: Nico Jaarsma en Gerben van Geest.

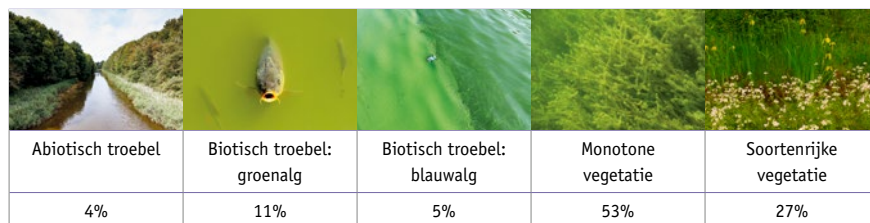
				
Abiotisch troebel	Biotisch troebel: groenalg	Biotisch troebel: blauwalg	Monotone vegetatie	Soortenrijke vegetatie
2%	2%	3%	85%	8%

Om de oorzaak van deze discrepantie te achterhalen, zijn de tussenresultaten van de BBN geanalyseerd. Deze resultaten geven stapsgewijs inzicht in de causale ree-
neerlijn van het model. Hierbij viel op dat de berekende actuele P-belasting wel laag
was (ondanks de hoge externe P-aanvoer), wat de helder watertoestand in het model
verklaard. In de BBN wordt de actuele P-belasting door twee knopen gevoed, name-
lijk de externe P-belasting (die op de hoogste klasse was geschat) en de 'surplus'
belasting van P vanuit de bodem. In de formulering van deze 'surplus' belasting zit
waarschijnlijk de oorzaak van het onverwachte resultaat. In Park van Luna is de
bodem namelijk arm aan P (zie tabel 3.2). De rekenregel in de BBN is een dergelijke
situatie dan zodanig geformuleerd dat het sediment als 'sink' voor P gaat fungeren,
waardoor de externe P-belasting vrijwel geheel wordt gecompenseerd door sterke
binding van het aangevoerde P aan het sediment. Deze conclusie werd bevestigd
door een aanvullende modelrun, waarbij – naast de externe P-belasting – ook de
P-nalevering uit het sediment fors werd verhoogd (tot 16 mg/m²/dag). In dit scenario
verdween de 'sink' werking van het sediment. Inhoudelijk gezien klopt het dat
aangevoerd P in het sediment kan worden vastgelegd (mits de bindingscapaciteit
voor P nog niet is verbruikt). Op dit ogenblik is de formulering in de BBN echter
zodanig dat het sediment niet verzadigd kan raken met P (dynamisch rekenen is
immers niet mogelijk bij BBN's). Dit punt verdient nadere aandacht bij de verdere
uitwerking.

Bij het laatstgenoemde scenario (hoge externe P-belasting in combinatie met hoge
gemeten P-nalevering vanuit het sediment) indiceerde het BBN-model nog steeds
een grote kans op helder water met waterplanten (figuur 4.2). Dit is niet conform de
verwachting, omdat onder dergelijke condities immers troebel, algen-gedomineerd
water wordt verwacht. Aanvankelijk werd gedacht dat een typefout in de model-
formulering verantwoordelijk was voor de hoge kans op helder, waterplantenrijk
water. Uit een nadere analyse bleek echter dat dit niet het geval is. Binnen de tijds-
periode van dit project was het echter niet mogelijk om dit punt nader te onderzoeken.
Bij vervolvalidatie dient dit te worden opgepakt.

FIG. 4.2 KANS OP VERSCHILLENDE ECOSYSTEEMTOESTANDEN BIJ EEN HOGE EXTERNE P-BELASTING IN COMBINATIE MET EEN HOGE GEMETEN P-NALEVERING VANUIT HET SEDIMENT (16 MG/M²/DAG)

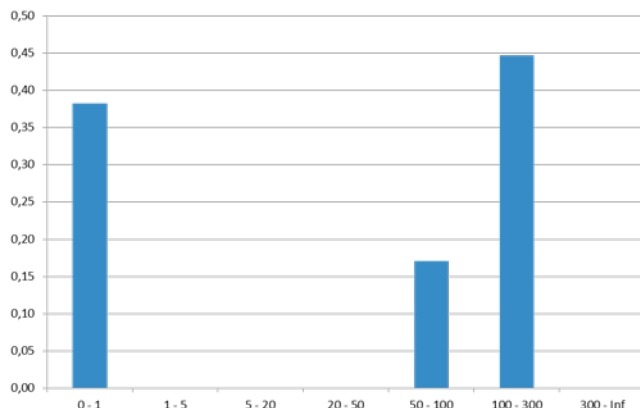
Voor de overige parameters zijn de invoerwaarden van Park van Luna gehanteerd. Voor verder toelichting: zie tekst. Bron foto's: Nico Jaarsma en Gerben van Geest.



Een tweede opvallend resultaat uit het laatstgenoemde scenario (hoge externe P-belasting en hoge P-nalevering uit het sediment) is dat er ook een redelijke kans was op soortenrijke vegetaties is (zie [figuur 4.2](#)). Dit was ook tegen de verwachting, omdat dergelijke vegetaties juist kenmerkend zijn voor nutriëntenarme condities. In de BBN is de kans op soortenrijke vegetaties afhankelijk van de voorspelde biomassa aan waterplanten (wat in de BBN een ‘output’ is van het metamodel van PCLake). De redeneerlijn hierbij is dat lage plantenbiomassa’s gepaard gaan met soortenrijke vegetaties, vanwege de (veronderstelde) kleinere rol van competitie bij lage plantbiomassa’s. Omgekeerd indiceert een hoge plantenbiomassa (als uitkomst uit het meta-model PCLake) juist monotone, soortenarme vegetaties in de BBN. Uit de tussenresultaten bleek dat de voorspelde biomassa van waterplanten tweetoppig was: er was een grote kans op zeer lage biomassa, en een grote kans op hogere biomassa’s (zie [figuur 4.3](#)). Vermoedelijk is in de BBN de hoge kans op lage plantenbiomassa vertaalt in een grote kans op soortenrijke vegetatie. De vraag is echter of dit terecht is. De klasse van plantenbiomassa loopt van 0 – 1 g drooggewicht/m²/dag, waardoor ook vrijwel vegetatieloze (troebele?) condities binnen deze klasse vallen. In dat geval wordt deze klasse nu ten onrechte geclassificeerd als ‘soortenrijke vegetatie’. Ook dit punt zal nader worden onderzocht, terwijl het eigenlijk om een troebel watersysteem gaat.

FIG. 4.3 VOORSPELDE PLANTENBIOMASSA GEGEVEN DE PRODUCTIE (G DROOGGEWICHT/M²/DAG) OP BASIS VAN RESULTATEN VAN PCLAKE

Voor verdere toelichting: zie tekst.



Tot slot bleek uit de validatie dat niet alle processen in de BBN duidelijk geformuleerd waren als causale relaties. Vooral voor resultaten van metamodellen was het soms lastig om de causale redeneerlijn te achterhalen. Dit zou kunnen worden opgelost door meer tussenresultaten van de metamodellen te presenteren in de BBN's.

Gezien bovengenoemde problemen bij de validatie van extreme scenario's, is er vanaf gezien om de case studie van Park van Luna te bediscussiëren. Eerst moeten bovengenoemde problemen worden opgelost, voordat zinvolle validaties uitgevoerd kunnen worden met de BBN van ondiepe meren.

4.2.3 Validatie van BBN Sloten

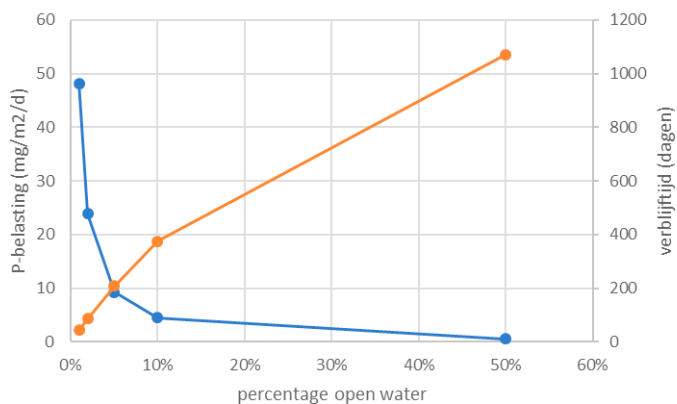
Voor de validatie van het netwerk voor sloten is eerst een extreme waarden- en gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Vervolgens zijn de cases Zegveld en Linde uitgewerkt met het slotennetwerk.

Extreme waarden / gevoeligheidsanalyse

De verkenning van extreme waarden is gebaseerd op poldertypen. Hierbij is een waterbalans berekend voor (fictieve) polders met een percentage open water dat is

gevarieerd tussen 1%, een krappe polder zoals bijvoorbeeld een kleipolder op de Zeeuwse eilanden, en 50%, een open systeem met veel water zoals bijvoorbeeld een petgatensysteem. De standaard excel-waterbalans is doorgerekend met 1%, 2%, 5%, 10%, 20% en 50% open water. Hierbij is een standaard uitspoelingsconcentratie van 0,6 mg P/l gehanteerd. Dit leverde een gradiënt op in nutriëntenbelastingen en verblijftijden, zie [figuur 4.4](#). Te zien is dat de verblijftijd in krappe polders kort is en in open systemen lang. Tegelijkertijd neemt de P-belasting af bij toenemende hoeveelheid open water. Dit is conform verwachting.

FIG. 4.4 RESULTATEN WATERBALANS OP BASIS VAN PERCENTAGE OPEN WATER. P-BELASTING IN BLAUW EN VERBLIJFTIJD IN ORANJE



De resultaten van de waterbalans (P-belasting, totaal debiet en inlaatdebiet) zijn gebruikt als invoer voor het sloten BBN. Verder zijn de volgende uitgangspunten gebruikt in een gevoeligheidsanalyse:

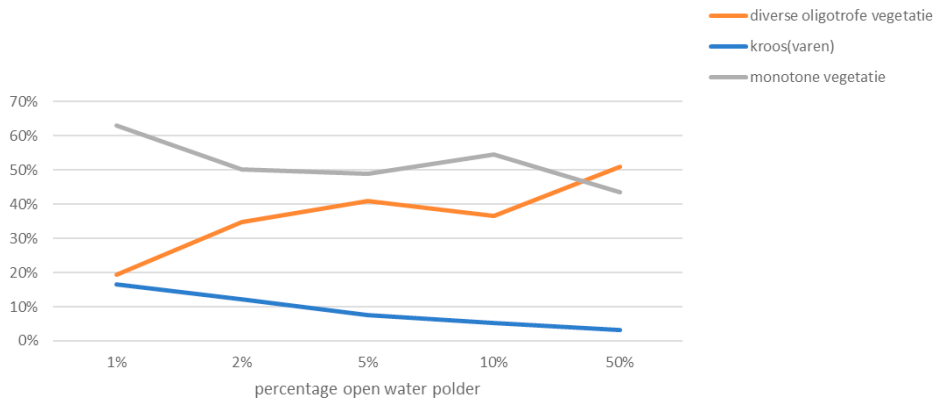
- waterdiepte: 0,75 m;
- N/P-ratio belasting: 10 g/g;
- kleibodem;
- windsnelheid: 3 m/s;
- percentage kroos in het inlaatwater: 30%;
- Concentratie zwevend stof in het inlaatwater: 10 mg/l, waarvan 5 mg/l detritus.

Vooralsnog is in deze validatie voornamelijk naar de voorspelde vegetatiesamen-

1 http://www.stowa.nl/projecten/E-learning_module__rekentool_voor_opstellen_waterbalans_

stelling gekeken en naar de einduitkomst van het netwerk (de EST voor sloten), en zijn alle tussenresultaten nog niet diepgaand geanalyseerd. In **figuur 4.5** is de voorspelde vegetatiesamenstelling te zien, afhankelijk van het percentage open water. Te zien is dat de voorspelde kans op kroos(varen) afneemt met toenemend percentage open water. Dit komt overeen met de verwachting dat bij lagere externe belasting (als gevolg van het groetere watervolume en kleinere landvolume) de kans op kroos lager is. Tegelijkertijd neemt de kans op monotone vegetatie af en de kans op diverse oligotrofe vegetatie toe bij lagere belastingen en langere verblijftijden. De trofiegradiënt is goed zichtbaar.

FIG. 4.5 VOORSPELDE VEGETATIESAMENSTELLING OP BASIS VAN PERCENTAGE OPEN WATER



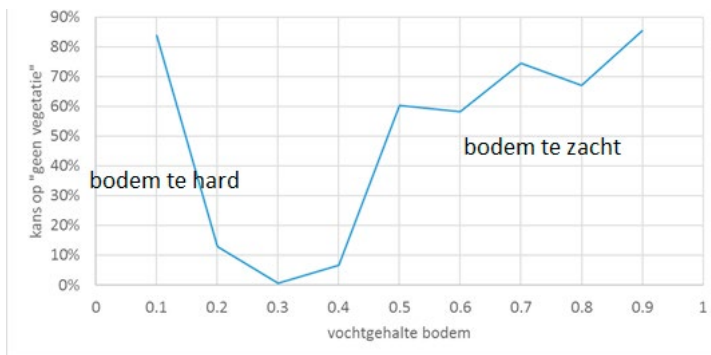
Naast de voorspelde vegetatiesamenstelling zijn in **tabel 4.1** de kansverdelingen van de EST voor sloten te zien. Te zien is dat de kans op 'geen vegetatie' het grootst is. Na nazoeken in het netwerk bleek dat dit te worden veroorzaakt door ontworteling / te harde bodems in het netwerk.

TABEL 4.1 KANS PER EST VOOR HET SLOTENNETWERK BIJ EEN VERKENNING VAN EXTREME WAARDEN (1% OPEN WATER EN 50% OPEN WATER)

EST SLOTEN	1% OPEN WATER	50% OPEN WATER
abiotisch troebel	9	3
biotisch troebel	5	3
geen vegetatie	42	51
diverse vegetatie	8	22
monotone vegetatie	25	18
draadalg	1	2
kroos	10	1

Dat de kans op ‘geen vegetatie’ groot is, wordt voornamelijk veroorzaakt door de relatie tussen het vochtgehalte en kans op ontworteling. Er is een vrij smalle bandbreedte waarin wel vegetatie voorspeld wordt, zie [figuur 4.6](#). Er dient achterhaald te worden of deze bandbreedte daadwerkelijk zo nauw is (de kansverdelingstabel is gebaseerd op data van Roelofs en Bloemendaal), of dat deze relatie aangepast moet worden.

FIG. 4.6 RELATIE TUSSEN KANS OP ‘GEEN VEGETATIE’ EN HET VOCHTGEHALTE IN DE WATERBODEM



S-curve

Naast bovenstaande analyse op basis van percentage open water is ook gekeken of de zogenaamde S-curve gereconstrueerd kon worden met het BBN. Volgens de theorie (en data in het BBN) verloopt de respons van vegetatiesamenstelling op de externe P-belasting niet-lineair. Dit betekent dat er plotselinge overgangen zijn tussen bijvoorbeeld diverse vegetatie, monotone vegetatie en kroos. De reconstructie van de S-curve verliep nog niet goed in het BBN-netwerk. In een aantal gevallen was zelfs met zeer hoge P/N-belasting de berekende kans op kroos 0%. Dit werd voornamelijk veroorzaakt doordat de hoogste klasse P/N-belasting onvoldoende hoog was om kroosgroei te krijgen in het model, oftewel de klassengrenzen waren niet gedifferentieerd genoeg.

Case Zegveld

In tabel 4.2 staan de uitkomsten per EST voor Zegveld op basis van de invoergegevens uit tabel 3.3. Te zien is dat de kans op 'geen vegetatie' het grootst is voor beide deelsystemen (hoofdwatergang Slimmenwetering en het haarvatensysteem). Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het hoge watergehalte van het sediment, waardoor er snel ontworteling kan optreden.

TABEL 4.2 KANS PER EST VOOR HET SLOTENNETWERK, CASE ZEGVELD

EST SLOTEN	SLIMMENWETERING (HOOFDWATERGANG)	HAARVAT ZEGVELD
abiotisch troebel	7	1
biotisch troebel	3	2
geen vegetatie	84	89
diverse vegetatie	2	4
monotone vegetatie	3	3
draadalg	1	1
kroos	0	0

In werkelijkheid is er wel meer bedekking van waterplanten, daarom is het systeem opnieuw doorgerekend, maar nu bij een watergehalte van 0,3 (waarbij de kans op ontworteling minimaal is; zie figuur 4.6). Te zien is dat de berekende kans op vegetatie nu 80% (monotoon + divers) is voor de Slimmenwetering en voor het

haarvatensysteem zelfs 84% (tabel 4.3). De kans op een diverse ondergedoken watervegetatie is in het haarvat groter dan in de hoofdwatgang. Dit komt volgens het waterschap aardig overeen met de werkelijkheid. Wel mist in de BBN nog de categorie/EST drijfbladplanten: deze zijn in werkelijkheid in de hoofdwatgang aanwezig. In de haarvaten is (lokaal) ook krabbenscheer abundant.

TABEL 4.3 KANS PER EST VOOR HET SLOTENNETWERK, CASE ZEGVELD, BIJ MINIMALE ONTWORTELING

EST SLOTEN	SLIMMENWETERING (HOOFDWATERGANG)	HAARVAT ZEGVELD
abiotisch troebel	7	5
biotisch troebel	7	4
geen vegetatie	2	1
diverse vegetatie	15	32
monotone vegetatie	65	52
draadalg	3	3
kroos	0	2

Om te testen of maatregelen effect zouden kunnen hebben in Zegveld is gekeken of een minder eutrofe bodem een andere kansverdeling oplevert. Het aanpassen van bodemparameters als P in het porievocht en totaal P had echter geen effect op de resultaten. Mogelijk zijn er nog bepaalde aansluitingen niet goed in het BBN-netwerk of resulteerden deze aanpassingen niet in een klassenverandering, waardoor er uiteindelijk geen effect is. Dit dient in een vervolgotraject verder te worden uitgezocht.

Case Linde

In tabel 4.4 staan de uitkomsten per EST voor de Linde. Te zien is dat de kans op ‘geen vegetatie’ wederom het grootst is, ondanks dat er geen waarde is ingevuld voor watergehalte sediment. Het netwerk weet nu niet welke waarde er is en zet de kans voor alle klassen gelijk. Hierdoor is de kans op ontworteling in de praktijk dus nog steeds vrij groot (zie afbeelding 4.6).

De Linde heeft op dit moment nauwelijks ondergedoken vegetatie. De berekende kansen lijken dus wat optimistisch voor het systeem.

Voor de Linde is verder gekeken of een reductie van de externe P-belasting een effect heeft. Dit werkte nauwelijks, de kans op (monotone en diverse) vegetatie nam met een paar procent toe, maar was nauwelijks significant te noemen gezien de reductie in externe belasting (75%). Mogelijk is er een aansluiting in het netwerk niet goed, of wordt er onbedoeld aanvullende interne belasting op het model gezet aangezien hier geen gegevens van zijn. Dit dient verder te worden uitgezocht in een vervolgfase van het project.

TABEL 4.4 KANS PER EST VOOR HET SLOTENNETWERK, CASE ZEGVELD, BIJ MINIMALE ONTWORTELING

EST SLOTEN	LINDE KLEIBODEM	LINDE ZANDBODEM
abiotisch troebel	23	21
biotisch troebel	4	4
geen vegetatie	40	41
diverse vegetatie	6	9
monotone vegetatie	24	22
draadalg	3	2
kroos	0	0

Aandachtspunten

Op basis van de gevoeligheidsanalyse blijkt dat de trofiegradiënt goed zichtbaar te maken is. Het effect van de externe P-belasting als ‘losse’ factor is in het huidige BBN-model echter nog beperkt, zoals blijkt het niet kunnen nabootsen van S-curves. Dit wordt veroorzaakt doordat de klasse-indeling voor externe P-belasting te kleine categorieën heeft. Hierdoor zijn de resultaten van bijvoorbeeld 20% en 10% open water identiek, ondanks dat er wel een (groot) verschil in verblijftijd en belasting is. Gerelateerd hieraan bleek dat de maximale klasse voor nutriëntenbelasting vaak te laag zijn voor kroosontwikkeling.

Ontworteling / geen worteling treedt snel op. In veel gevallen werd de grootste kans berekend voor de categorie ‘geen vegetatie’. Volgens de relatie is er slechts een kleine zone zonder ontworteling of geen worteling mogelijk. Het is de vraag of dit wel klopt met de werkelijkheid. Dit dient in een vervolgfase uitgezocht te worden.

Verder zitten er mogelijk nog fouten in de netwerkaansluitingen, of onbedoeld modelgedrag (bijvoorbeeld compensatie bodemnalevering).

4.3 GEBRUIKSVRIENDELIJKE TOEPASSING IN R-SHINY

De BBN's voor diepe meren, ondiepe meren en sloten zijn opgebouwd, gevuld en gevalideerd in R (R Core Team, 2017). R is een programmeertaal die vrij beschikbaar is, maar die niet iedereen beheerst. Om deze reden is – naast de gewone R code – een R-Shiny applicatie gebouwd (Chang *et al.* 2017, Chang & Borger Ribeiro 2017). De R-Shiny applicatie kan opgevat worden als een gebruiksvriendelijke 'schil' rond de R-codes. Aan de hand van deze applicatie kan een waterbeheerder zonder kennis van R een BBN toepassen. De gebruiker wordt hierbij stapsgewijs door de toepassing geleid (zie onderstaande toelichting op tabbladen), en de resultaten worden op een visueel aantrekkelijke manier gepresenteerd.

De R-Shiny applicatie is opgebouwd uit verschillende tabbladen met elk een eigen functie. De applicatie bevat de volgende tabbladen:

- Home: dit is het tabblad waarin de applicatie geïntroduceerd wordt en de namen van de organisaties staan vermeld die aan het project gewerkt hebben;
- BBN bekijken: het tabblad waarin het netwerk bekeken kan worden;
- BBN toepassen: het tabblad waarin het netwerk toegepast kan worden;
- Kracht van een relatie: het tabblad waarin de kracht van een relatie tussen een parent en child node in beeld gebracht kan worden;
- Gevoeligheidsanalyse: het tabblad waarin (in een vervolgoopdracht) de gevoeligheidsanalyse uitgewerkt kan worden.

In dit project is een prototype van de R Shiny applicatie ontwikkeld. Om deze reden is gekozen om alleen het kleinste BBN-netwerk in de app te zetten, namelijk dat van 'diepe meren'. In onderstaande tekst staan – per tabblad – één of enkele screenshots. Deze screenshots geven een beeld van de functionaliteit van de applicatie.

4.3.1 Tabblad 'Home'

In het tabblad Home wordt de applicatie geïntroduceerd en staan de organisaties vermeld die het instrument hebben ontwikkeld (figuur 4.7).

FIG. 4.7 TABBLAD HOME IN DE R SHINY APP VOOR LINKING ESF'S



4.3.2 Tabblad 'BBN bekijken'

In het tabblad 'BBN bekijken' staat de structuur van het BBN-netwerk weergegeven (dit is het causale netwerk met de knopen en pijlen, zie [figuur 4.8](#)). In dit tabblad staat een toelichting op de navigatie door het netwerk, en een uitleg over het 'lezen' van de uitkomsten. Dit navigatiescherm biedt ook de mogelijkheid om in- en uit te zoomen op het netwerk. Hiernaast kunnen afzonderlijke knopen geselecteerd worden middels een dropdown balk ([figuur 4.9](#)). Ook verschijnt de naam van een knoop in een pop-up box wanneer het pijltje voor ongeveer een seconde boven een knoop zweeft (rechter afbeelding van [figuur 4.9](#)).

FIG. 4.8 HET TABBLAD BBN BEKIJKEN

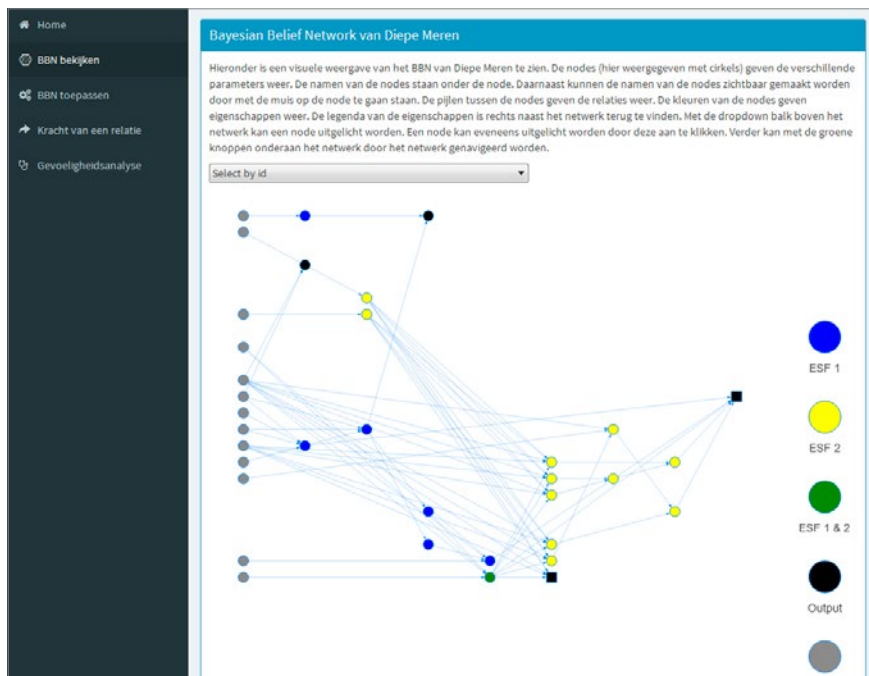
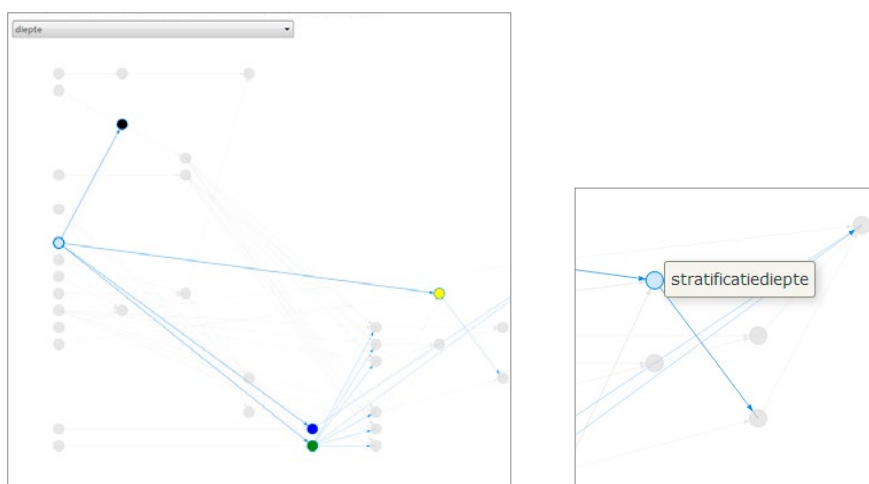


FIG. 4.9 HET UITLICHTEN VAN EEN KNOOP D.M.V. DE DROPDOWN BALK (LINKS) EN DE POP-UP-BOX BIJ HET ZWEVEN VAN DE MUIS OVER EEN NODE (RECHTS)



4.3.3 Tabblad 'BBN draaien'

In het tabblad 'BBN draaien' bevinden zich vijf boxen die in- en uitgeklapt kunnen worden (figuur 4.10). Door middel van deze boxen kunnen (1) invoerclasses en uitvoerparameters gekozen worden (figuur 4.11), (2) het model gedraaid worden en (3) de uitvoer bekeken worden (figuur 4.12).

FIG. 4.10 TABBLAD BBN DRAAIEN



FIG. 4.11 DE UITGEKLAPTE VERSIE VAN DE BOXEN INVOERKLASSEN EN UITVOERPARAMETERS

http://127.0.0.1:4195 Open in Browser Publish

Kies invoerclasses

Selecteer hier de klassen die van toepassing zijn op uw huidige situatie. De klassen zijn inclusief de ondergrens en exclusief de bovengrens. Dat betekent dat bij een klasse van '0 - 5', de 0 binnen de klasse valt en de 5 buiten de klasse valt.

Cyano-chlorofylconcentratie afkomstig van de inlaat/inlaten (ug/L)

Chlorofylconcentratie afkomstig van de inlaat/inlaten (ug/L)

Debiet afkomstig van de inlaat/inlaten (mm/dag)

Diepte van het waterlichaam (m)

Visbiomassa in het waterlichaam (kg/ha)

Lengte van het waterlichaam (m)

Opgelost organisch koolstof (DOC) in het waterlichaam (mg/l)

Fosfaatbelasting uit externe bronnen (mgP/m²/dag)

Totaal fosfor in het epilimnion tijdens stratificatie (in de zomer) (mgP/L)

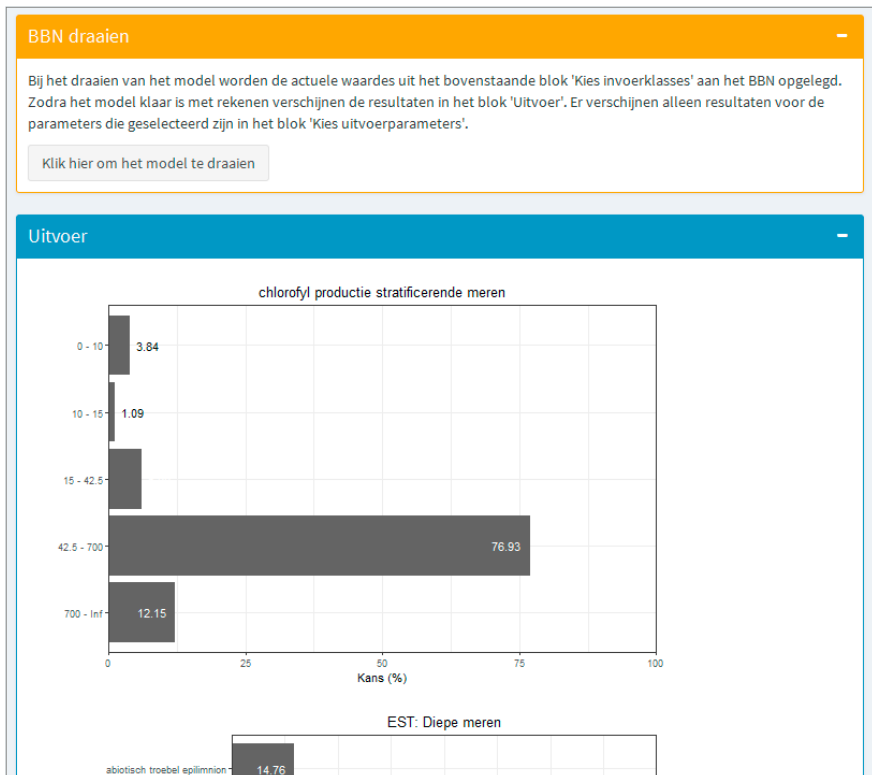
Kies uitvoerparameters

Voor elke uitvoerparameter die hier geselecteerd wordt, verschijnt na het updaten van het model een resultaat in het blok 'Uitvoer'.

- chlorofyl productie stratificerende meren
- cyano-chlorofyl productie stratificerende meren
- diepte met vier procent licht
- EST: Diepe meren
- extinctie chlorofyl
- extinctie detritus
- extinctie mineraal
- extinctie ratio SS chlorofyl
- extinctie SS totaal
- Kd PAR
- P concentratie volgens Nurnberg
- secchi diepte
- SS detritus totaal
- SS mineraal totaal
- stratificatiediepte
- toestand van het hypolimnion
- totaal chlorofyl fytoplankton
- totaal cyano chlorofyl fytoplankton
- totaal P op basis van visbiomassa
- verblijftijd
- vergelijking totaal P (vis)
- voldoende licht op stratificatiediepte (metalimnion)

Alle nodes selecteren of deselecteren

FIG. 4.12 DE UITGEKLAPTE VERSIE VAN DE BOXEN BBN DRAAIEN EN UITVOER



4.3.4 Tabblad 'Kracht van een relatie'

In het tabblad 'Kracht van een relatie' wordt met een klik op de knop de kracht van een relatie tussen een parent en child node berekend. Het uitvoeren van de berekening kan enkele minuten duren. Zodoende wordt de voortgang van de berekening aangegeven in een klein scherm rechts onderin dit tabblad (figuur 4.13).

Na het uitvoeren van de berekening wordt het BBN-netwerk weergegeven. In dit netwerk hebben de pijlen tussen de nodes nu elk hun eigen dikte, die afhankelijk is van de berekende sterkte. De exacte sterkte kan bekeken worden door met de muis boven de pijl te zweven (figuur 4.14).

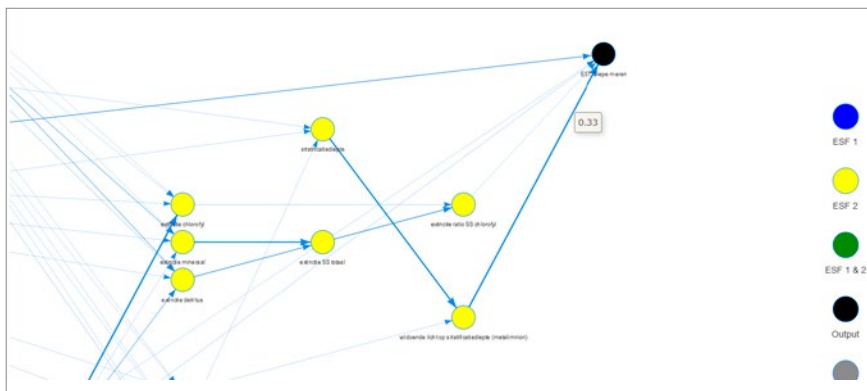
Voor het berekenen van de kracht van een relatie moet eerst een 'gewone' run van de BBN gedraaid worden (via tabblad 'BBN draaien'). Pas als dit is uitgevoerd, kan

met de functie in dit tabblad de kracht van de relatie berekend worden. Als eerstgenoemde run niet heeft plaatsgevonden, dan verschijnt er een waarschuwing op het scherm.

FIG. 4.13 TABBLAD KRACHT VAN EEN RELATIE INCLUSIEF DE VOORTGANGSBALK RECHTS ONDERIN



FIG. 4.14 RESULTAAT VAN EEN KRACHT-VAN-EEN-RELATIE-BEREKENING



4.3.5 Gevoeligheidsanalyse

Bij de implementatie van een rekenmethodiek voor de gevoeligheidsanalyses bleek dat de gangbare methodiek teveel rekentijd vereist. Om deze reden zijn vervolgens mogelijkheden onderzocht om deze procedure te versnellen. Uiteindelijk is een rekentechniek gevonden waarmee het mogelijk is om – binnen acceptabele rekentijd – een gevoeligheidsanalyse uit te voeren (zie Kjaerulff & Van der Gaag, 2000). Binnen de huidige project was het echter niet mogelijk om deze methode te implementeren (en te testen) in het instrument. Om deze reden wordt het onderdeel 'gevoeligheidsanalyse' uitgewerkt in een vervolgproject.

H5 DISCUSSIE EN CONCLUSIE



In hoofdstuk 1 is beschreven dat het huidige project tot doel heeft om een werkversie van een BBN voor stilstaande wateren te maken, waarmee bepaald kan worden of de gebruikte methodiek kansrijk is voor verdere doorontwikkeling. Het doel is dus expliciet niet om een totaal afgeronde en gebruiksvriendelijke tool op te leveren. In dit hoofdstuk komen we terug op de criteria (uit paragraaf 1.3), waarmee het consortium gezamenlijk met de waterbeheerders en STOWA kan vaststellen of doorontwikkeling van de huidige werkversie gewenst is. De criteria worden hieronder stap-voor-stap behandeld, en dienen als ondersteuning voor de begeleidingscommissie bij de keuze voor het wel/niet doorontwikkelen van het BBN-instrument. Aansluitend is weergegeven op welke wijze in dit project tegemoet gekomen is aan de nadelen van BBN's.

5.1 EVALUATIE OP BASIS VAN CRITERIA

1 DE TOOL DIENT EXTRA INZICHT TE GEVEN IN HET ECOSYSTEEM FUNCTIONEREN

Het doel van de uiteindelijke tool is niet om een eindantwoord te geven. Veel van de huidige tools werken momenteel wel op deze manier: er wordt dan bekende invoerdata ingevoerd en vervolgens wordt dan in een 'blackbox' uitgerekend waar dat toe leidt. Op deze manier krijg je als gebruiker wel een antwoord, maar je kan niet of moeilijk achterhalen (a) hoe het antwoord tot stand is gekomen, (b) of het antwoord klopt, (c) hoe betrouwbaar het antwoord is, en (d) hoe gevoelig de uitkomst is voor veranderingen in de invoervariabelen of voor bepaalde onderdelen in de blackbox. Hoewel onze tool in principe gebruikt kan worden als een blackbox (bij een bepaalde combinatie van invoerparameters komt er immers ook een eindkansverdeling uit), is dat zeker niet het doel van de tool.

In een BBN zijn alle stappen die voor het eindantwoord gebruikt worden, zichtbaar in het netwerk. Daarnaast kunnen ook alle tussenresultaten waarmee het eindantwoord verkregen is, opgevraagd worden. Ook is het mogelijk om een gevoeligheidsanalyse uit te voeren, waarmee inzicht verkregen wordt in het belang van de tussenstappen. Al deze eigenschappen maken het gebruik van een BBN overzichtelijk. De tool is hierdoor uitermate geschikt om inzicht te krijgen in het functioneren van het watersysteem. Hierbij is het wel noodzakelijk dat de gebruiker de juiste vragen stelt bij het doorgronden van alle (tussen)resultaten. Een gebruiksvriendelijke tool gaat de gebruiker helpen bij het stellen van deze vragen, maar de diepgang van de analyse zal altijd afhankelijk blijven van de gebruiker zelf. De tool geeft de gebruiker, in tegenstelling tot veel andere tools, de kans om de causale redeneerlijn te volgen

(middels presentatie van de tussenstappen), waardoor echt inzicht verkregen wordt in het systeem functioneren. *Aan dit criterium wordt dus volledig voldaan.*

2 DE TOOL DIENT INTERACTIES TUSSEN STUURFACTOREN INZICHTELIJK TE MAKEN

In de ESF-methodiek wordt niet expliciet gekeken naar de interacties tussen verschillende stuurfactoren/voorwaarden die een rol spelen binnen een specifieke ESF, terwijl het functioneren van een bepaalde stuurfactor/voorwaarde in de ene ESF effect kan hebben op een andere ESF. Binnen de ESF-systematiek is er bewust voor gekozen om dergelijke interacties niet expliciet in het raamwerk op te nemen om zodoende de complexiteit van aquatische ecosystemen op een aanvaardbare wijze te structureren en hanteerbaar te maken. Er wordt vooral gefocust op afzonderlijke en goed herkenbare blokken die de diagnose en systeemanalyse op een hiërarchische wijze ondersteunen. Impliciet is het overigens wel degelijk mogelijk om in de ESF-systematiek aandacht te besteden aan interacties tussen stuurfactoren/voorwaarden. Dit wordt ook veel gedaan in de systeemanalyses die momenteel worden uitgevoerd, bijvoorbeeld voor interacties tussen ESF Productiviteit water en ESF Licht.

In de hier gepresenteerde tool wordt juist wel expliciet aandacht besteed aan deze interacties tussen stuurfactoren/voorwaarden. De tool is immers een netwerk dat de relaties (en daarmee de interacties) tussen de verschillende stuurfactoren weergeeft. Bij visualisatie van het netwerk worden dus automatisch ook de interacties weergegeven. Zowel de huidige R-versie als de visualisaties met de gebruiksvriendelijke versie van R-Shiny laat zien dat de tool inderdaad in staat is om deze interacties inzichtelijk te maken. De wijze van visualisatie van interacties tussen stuurfactoren/voorwaarden blijft wel een punt van aandacht in een vervolg van het project, maar *vooralsnog wordt aan dit criterium voldaan.*

3 DE TOOL DIENT TRANSPARANT TE ZIJN

In de tool kunnen alle tussenresultaten inzichtelijk worden gemaakt, waardoor de tool zeer transparant is. Tevens worden de gebruikte kennisregels via een overzichtelijk metadata-bestand goed en helder inzichtelijk gemaakt. *Aan dit criterium wordt dus volledig voldaan.* Het gaat echter wel om een zeer grote hoeveelheid aan relaties en onderliggende data (in de probability tabellen). Er is besloten om gebruikers inzicht te geven op het niveau van alle tussenliggende resultaten in het netwerk en de bijbehorende kansverdelingen.

4 DE TOOL DIENT (ON)ZEKERHEDEN IN KENNIS EN UITKOMSTEN IN BEELD TE BRENGEN

Veel van de tools en raamwerken die momenteel beschikbaar zijn voor waterbeheerders geven geen/bepoort inzicht in de (on)zekerheid van de uitkomsten, terwijl bekend is dat deze uitkomsten zeker niet in 'beton gegoten' zijn. Een BBN is uitermate geschikt om (on)zekerheden (en het effect van deze onzekerheden) in beeld te brengen, waarbij zowel (on)zekerheden in de invoergegevens als (on)zekerheden in het netwerk duidelijk effect hebben op de uitkomsten. Deze onzekerheid wordt in beeld gebracht door de kansverdelingen zelf, als ook door de resultaten van de gevoeligheidsanalyses. Zowel de huidige R-versie als de pilot met de gebruiksvriendelijke versie van R-Shiny laten zien dat de tool geschikt is om (on)zekerheden in beeld te brengen. *Aan dit criterium wordt dan ook volledig voldaan.*

5 KENNISLACUNES DIENEN HEDER IN BEELD TE WORDEN GEBRACHT DOOR DE TOOL

Voor elke relatie in het opgestelde netwerk dient een probability tabel te worden opgesteld. Afhankelijk van de beschikbare kennis, zal de opgelegde relatie tussen child node(s) en de parent node betrouwbaar of minder betrouwbaar zijn. Dit wordt tot uiting gebracht door de kansverdeling die uit deze relatie volgt. Wanneer de relatie erg onbetrouwbaar is, dan zal de uitkomst weinig differentiërend zijn. In principe kunnen op deze wijze kennislacunes geïdentificeerd worden. Momenteel wordt dit nog niet automatisch in beeld gebracht in de tool. In principe is dat wel mogelijk en de tool is er ook uitermate geschikt voor, maar het vergt wel de nodige uitbreidingen. *Op termijn kan dus worden voldaan aan dit criterium.*

Kennislacunes op een ander niveau, namelijk het ontbreken van benodigde basis-kennis over invoerparameters wordt zeer duidelijk zichtbaar gemaakt in de tool. De tool laat duidelijk zien welke stuurfactoren/voorwaarden de meeste invloed hebben op het functioneren van het ecosysteem. Als dergelijke factoren/voorwaarden niet goed ingeschat kunnen worden door gebrek aan meetgegevens, dan zal dat direct grote consequenties hebben op de nauwkeurigheid van de uitkomsten. Hiermee wordt dan direct een sterk signaal afgegeven dat specifieke basiskennis ontbreekt en gemeten/bepaald dient te worden. *Aan dit criterium wordt dan ook voldaan.* Een automatische waarschuwing wordt overigens nog niet gegeven. In principe is dat wel mogelijk, maar het vergt wel de nodige aanpassingen in de tool.

6 AANTREKKELIJKE, GEBRUIKSVRIENDELIJKE EN VISUELE PRESENTATIE VAN RESULTATEN

Momenteel staat het grootste gedeelte van het netwerk nog in R. Deze omgeving is nog niet gebruiksvriendelijk voor de meeste waterbeheerders. *Op dit moment wordt dan ook nog niet voldaan aan dit criterium.* Uit de pilot in R-Shiny blijkt dat het goed mogelijk is om het gehele netwerk in een gebruiksvriendelijke omgeving aantrekkelijk toegankelijk te maken voor alle waterbeheerders, waarbij het voor waterbeheerders mogelijk is om zonder het doorlezen van een uitgebreide handleiding direct aan de slag te gaan.

7 DE TOOL DIENT BETROUWBAAR TE ZIJN

De definitieve tool dient natuurlijk betrouwbaar te zijn. Dit betekent niet dat de eindresultaten (bijvoorbeeld de kansverdeling op een bepaalde ecosysteemtoestand) precies moeten kloppen met waarnemingen in het veld. In het netwerk zijn (nog) niet alle potentieel sturende processen meegenomen. Zo missen onderdelen als basenhuishouding, chloride, de invloed van potentieel dominante biotische groepen (bijvoorbeeld kreeften, vissen en mosselen) en het effect van verwijdering. Daarnaast wordt er in het model geen rekening gehouden met spatiotemporele verschillen, die in werkelijkheid de ecologische toestand kunnen beïnvloeden. Dit is geen probleem, want het doel is niet om de werkelijkheid zo goed mogelijk na te bootsen. Het doel is om begrip en inzicht te krijgen in het systeem functioneren.

We willen de tool dan ook niet kapot kalibreren. Het is veel belangrijker dat de verschillende onderdelen van het model goed uitgetest en gevalideerd worden. Voor een gedegen gebruik van de tool in de systeemanalyse is het namelijk wel van belang dat de relaties tussen de stuurfactoren in het netwerk op een goede manier in de tool zitten. *Momenteel wordt nog niet voldaan aan dit criterium (zie de validaties in hoofdstuk 4), maar we verwachten dat deze kink in de kabel in een vervolgfase kan worden opgelost via het uitvoeren van voldoende validaties, waarbij gebruik gemaakt dient te worden van praktijkcasussen.*

8 KENNISREGELS KUNNEN GEVULD WORDEN UIT VERSCHILLENDE DATABRONNEN

Bij voorkeur worden de kennisregels gevuld met data uit verschillende bronnen. BBN's bieden expliciet deze mogelijkheid, aangezien de 'conditional probability tables' gevuld kunnen worden met data of kennis uit wetenschappelijke publicaties, modellen, empirische relaties en ook expert kennis (zie Hoofdstuk 3). Op deze wijze

maken BBN's optimaal gebruik van de beschikbare kennis die aanwezig is. *Aan dit criterium wordt dus volledig voldaan.*

9 AANPASSING EN REGIONALISERING VAN KENNISREGELS IS OP EENVOUDIGE WIJZE MOGELIJK

Voorts biedt BBN de mogelijkheid om reeds ingevulde probability tables op eenvoudige wijze te updaten met nieuwe data. Eén van de mogelijkheden hiervoor is dat waterbeheerders een dataset met informatie van wateren in hun eigen beheergebied aanbiedt aan de BBN, waarna de BBN de probability tables bijwerkt aan de hand van deze nieuwe informatie. Hiermee wordt het systeem 'zelflerend', en is ook regionalisering van kennisregels mogelijk, bijvoorbeeld door data vanuit specifieke deelgebieden van Nederland aan te bieden. *Aan dit criterium kan dus volledig worden voldaan.*

5.2. AANPAK TER ONDERVANGING VAN NADELEN BBN'S

In paragraaf 2.1 zijn een aantal nadelen van BBN's genoemd. In dit project hebben wij een aantal oplossingen voor bedacht, die deels hieraan tegemoet komen.

Invullen van 'conditional probability tables' kost veel tijd

Eén van de nadelen is dat het invullen van conditional probability tables veel tijd kost, vooral wanneer deze op expert kennis zijn gebaseerd. In dit project is het vullen van deze tabellen zoveel mogelijk met scripts geautomatiseerd. Vanwege deze automatisering kunnen deze tabellen in het vervolg gemakkelijk worden uitgebreid en aangepast. Dit neemt niet weg dat het invullen van tabellen op basis van expert-kennis nog steeds een tijdrovende klus blijft, evenals het opstellen van metamodellen.

Alleen de meest causale factoren kunnen worden meegenomen

Voor BBN's wordt vaak als algemene stelregel aangehouden dat een child node niet meer dan drie parent nodes mag hebben, vanwege beperking van de rekentijd (Marcot *et al.*, 2006). In dit project hebben we echter regelmatig voor een groter aantal parent nodes gekozen (bv voor de metamodellen van PCLake en PCDitch). Dit leidde niet tot een onacceptabele hogere rekentijd; bovendien was het invullen van de tabellen geautomatiseerd middels scripts, zodat dit relatief weinig tijd kostte (zie hierboven).

Waardes van elke variabele moeten worden ingedeeld in klassen

Een randvoorwaarde voor het gebruik van BBN's is dat de waardes van parameters in klassen moeten worden ingedeeld. Op dit ogenblik zijn de klassengrenzen bepaald aan de hand van de methode van Hartemink (2001); deze methode streeft na om zoveel mogelijk variatie in de data binnen verschillende klassen te vangen; deze grenzen moesten naderhand regelmatig met de hand worden aangepast. Een ecologische onderbouwing van deze grenzen ontbreekt vooralsnog. In het vervolg moeten de klassengrenzen worden ingedeeld op basis van ecologisch relevante drempelwaarden voor parameters (zie aanbevelingen in Hoofdstuk 6).

Accumulatie van onzekerheden bij lange causale ketens

Een nadeel van lange causale ketens (met veel stappen) is dat bij iedere stap onzekerheid wordt doorgegeven. Hierdoor bestaat de kans dat de uitkomsten zo 'onzeker' worden, dat zinvolle interpretatie niet meer mogelijk is. Of onze causale ketens 'te lang' zijn, moet blijken uit verdere validatie van de BBN's. Indien dit het geval blijkt te zijn, moeten pragmatische keuzes gemaakt worden om het aantal redeneerstappen in het model te verkleinen, zonder daarbij geweld te doen aan de doelstelling van dit instrument (namelijk vergroten van het systeembegrip). Een andere manier om onzekerheid in het model te verkleinen is de keuze van ecologisch relevante klassengrenzen. Immers, hoe grover of minder onderbouwd de klassengrenzen, hoe onzekerder de uitkomst van het BBN-model.

Feedback processen kunnen niet direct in de BBN's worden meegenomen

Een harde eigenschap van BBN's is dat geen cyclische processen of feedback mechanismen ingebouwd kunnen worden. Een voorbeeld van een feedback mechanisme is de relatie tussen fosfaat en waterplanten in ondiepe meren. Dergelijke feedback mechanismen spelen vaak een belangrijke rol in de natuur, en zijn bijvoorbeeld verantwoordelijk voor het optreden van 'alternatieve stabiele evenwichten' (troebel, algen versus helder, waterplanten) in ondiepe meren. In dit project is het resultaat van deze processen indirect wel opgenomen in de BBN's, namelijk door inbouw van metamodellen van PCLake en PCDitch. In beide modellen wordt namelijk wel met feedback processen gerekend, en door inbouw van metamodellen is het uiteindelijke resultaat van deze processen wel meegenomen in de uitkomsten van de BBN's.

BBN's kunnen alleen evenwichtssituaties berekenen

BBN's kunnen alleen evenwichtssituaties berekenen. In het veld is echter regelmatig sprake van situaties waarin het ecosysteem niet in evenwicht is. Een voorbeeld hiervan is fosfaatnalevering vanuit de bodem, wat niet in evenwicht is met (veelal lagere) fosfaatconcentraties in het water. Dit laatste hebben we deels ondervangen door fosfaatnaleveringscapaciteit vanuit de bodem als een aparte node aan het netwerk toe te voegen. Een ander regelmatig voorkomend voorbeeld is een hoge visbiomassa, die gezien de huidige belasting 'te hoog' is, en een erfenis is van vroegere eutrofiering. In het BBN-model hebben we de optie aangehouden om de gemeten visbiomassa te vergelijken met de berekende visbiomassa (zonder dat de waarde van de gemeten visbiomassa in het model wordt door berekend).

H6 AANBEVELINGEN

An underwater photograph showing several tall, thin green plants with small leaves growing in a tank. The water is slightly hazy, and light rays are visible filtering through from the top right corner. The plants are the central focus, with some in sharp focus and others blurred in the foreground and background.

Tijdens de uitvoer van het project is een wensenlijst bijgehouden, waarop aangegeven is op welke punten de BBN's verbeterd kunnen worden. Onderstaand zijn deze wensen ('aanbevelingen') gegroepeerd in drie categorieën, te weten:

- Uitbreiding van causale netwerken van BBN's met:
 - Ontbrekende milieufactoren;
 - Interacties tussen dieptezones;
 - Ontbrekende ecosysteemtoestanden;
- Andere watertypen;
- Vergroten van gebruikersvriendelijkheid;
- Validatie;

Onderstaand worden – per categorie – de aanbevelingen besproken. In [tabel 6.1](#) is een voorstel voor prioritering van deze aanbevelingen gegeven; deze is opgesteld op basis van discussies in de begeleidingscommissie en het consortium.

6.1 **UITBREIDING VAN CAUSALE NETWERKEN**

6.1.1 **Ontbrekende milieufactoren**

Verwijdering

Momenteel vindt de uitwerking plaats van de eerste fase van ESF 'Verwijdering'; in deze fase ligt de nadruk op bepaling van verschillen in gevoeligheid van plantensoorten in relatie tot het maai- en baggerregime. In fase 2 van het laatstgenoemde project wordt de koppeling gelegd tussen verwijdering en de metamodellen van PCLake en PCDitch; in deze fase wordt inzicht verkregen op de effecten van verwijdering in relatie tot de voorwaarden voor aan- of afwezigheid van (ondergedoken) vegetatie.

Na uitwerking van fase 1 en 2 van ESF 'Verwijdering' kan de kennis worden opgenomen in de BBN's; dit vergt dan vermoedelijk nog wel enig werk, niet alleen in aanpassingen van het netwerk, maar ook in de formulering van relevante ecosysteemtoestanden voor ESF 'Verwijdering' (zie hieronder).

Productie en afbraak van slib

In de huidige BBN wordt de dikte van de sliblaag berekend door de BBN, en kan niet 'hard' worden opgegeven. Dit is met opzet op deze wijze ingebouwd, omdat nu aan de hand van de BBN een inschatting kan worden gemaakt voor de oorzaken van de slibproductie. In deze module wordt ook impliciet rekening gehouden met de

slibafbraak. In een vervolg kunnen de kennisregels over slibafbraak ook expliciet worden geformuleerd.

Rol van bodemwoelende vis bij 'interne' mobilisatie

Een hoge dichtheid aan bodemwoelende vis kan de naleveringsflux van fosfaat uit de bodem aanzienlijk verhogen. Aanbevolen wordt om dit proces mee te nemen in de BBN's, aangezien hiervan duidelijke relaties beschikbaar zijn, en het in veel systemen een belangrijke rol speelt.

Interne mobilisatie: planten als nutriëntenpomp tussen sediment en water

Waterplanten kunnen als 'nutriëntenpomp' fungeren tussen het sediment en het water. Vooral wanneer het sediment rijk is aan nutriënten, kunnen de waterplanten aanzienlijke hoeveelheden nutriënten van de bodem naar de waterfase verplaatsen. Van deze relaties zijn echter geen eenduidige kennisregels voorhanden.

Basenhuishouding

De basenhuishouding heeft betrekking op de beschikbaarheid van koolstof voor waterplantengroei. Dit is een belangrijk onderwerp, waarover ook veel kennis voorhanden is. Voorgesteld wordt om dit onderwerp aan een volgende versie van de BBN toe te voegen.

Zwavelcyclus in sediment

De zwavelcyclus speelt een belangrijke rol voor de beschikbaarheid van fosfaat en ijzer, en bepaalt ook deels de concentratie van bicarbonaat in het water. Deze relaties zijn echter nog niet goed bekend.

Effecten van peilfluctuaties of andere 'niet-evenwichtssituaties'

BBN's kunnen alleen evenwichtssituaties berekenen, en geven dus geen variaties in uitkomsten met de tijd. De soortensamenstelling in het veld is echter vaak afhankelijk van 'niet-evenwicht situaties'. Een voorbeeld hiervan zijn de effecten van peilfluctuaties op verschillende typen ecosysteemtoestanden. Als oplossing hiervoor kan in een BBN een 'statische' rekenregel worden ingevoerd, die de kans op verschillende ecosysteemtoestanden weergeeft als functies van wel/geen peilfluctuaties. Voor andere parameters is dit ook mogelijk.

6.1.2 Interacties tussen dieptezones

Op dit ogenblik beperken de BBN-netwerken zich tot het open water: de oeverzone is vooralsnog niet meegenomen, en er zijn geen expliciet geformuleerde interacties tussen diepe (gestratificeerde) en ondiepe zones. Vanuit de waterbeheerders is er een duidelijke behoefte aan een koppeling tussen de verschillende dieptezones (diep, ondiep, oever), aangezien deze zones elkaar kunnen beïnvloeden. Een voorbeeld hiervan is de samenstelling van de visstand, dat duidelijk beïnvloed wordt door het aandeel emerse helofytenvegetatie aan de oever.

Het meenemen van interacties tussen verschillende dieptezones in BBN's is complex en tijdrovend. Aanbevolen wordt om deze samenhang op een inhoudelijk goed onderbouwde wijze mee te nemen bij de uitwerking van de ecosysteemtoestanden. Dit betekent dat bij de formulering van de ecosysteemtoestanden al bedacht moet worden op welke wijze koppeling mogelijk is aan BBN's. Vanuit de beschrijvingen van de ecosysteemtoestanden kan vervolgens de koppeling worden gelegd tussen de verschillende dieptezones in BBN's. De causale netwerken en/of klassengrenzen moeten hierop worden aangepast.

6.1.3 Ontbrekende ecosysteemtoestanden

De afgelopen decennia zijn voor de Nederlandse wateren reeds verschillende typologieën opgesteld, die goed van pas kunnen komen voor de definiëring van de ecosysteemtoestanden. De twee meest bekende voorbeelden hiervan zijn de vis-watertypen en de cenotypen. Aanbevolen wordt om bij de ontwikkeling van zowel de BBN's als de ecosysteemtoestanden nauw aan te sluiten op deze reeds bestaande typologieën.

6.1.4 Uitbreiding met andere watertypen

Vanuit de begeleidingscommissie zijn verschillende voorstellen gedaan voor uitbreiding van de BBN's met andere watertypen. Zoals hierboven aangegeven, is het voor de ontwikkeling van deze BBN's noodzakelijk dat ook voor deze wateren ecosysteemtoestanden worden gedefinieerd, inclusief interacties tussen de verschillende dieptezones (inclusief oever).

Uitbreiding met brakke wateren

De uitwerking van de BBN's hebben nu betrekking op geheel zoete wateren. Voor brakke wateren is een dergelijke uitwerking nog niet voorhanden; deze uitwerking omvat het belang van chloride in relatie tot andere ecologische sleutelfactoren.

De uitwerking van de ESF's voor brakke wateren vindt hoogstwaarschijnlijk plaats binnen het kader van de Kennisimpuls. Na invulling van dit onderdeel kan het waarschijnlijk relatief gemakkelijk toegevoegd worden aan de BBN's.

Uitbreiding met vaarten

Op dit ogenblik zijn de BBN's uitgewerkt voor sloten, ondiepe meren en diepe meren. Vanuit de waterbeheerders is er een duidelijke behoefte om eenzelfde uitwerking voor vaarten en kanalen. In een vervolg van het project is dit goed mogelijk.

6.2 VERGROTEN VAN DE GEBRUIKERSVRIENDELIJKHEID

Waarschuwingssignaal geven als je buiten de range van een relatie komt

Wanneer de waterbeheerder per ongeluk waardes buiten de range van een parameter invoert, dan moet er een waarschuwing zichtbaar worden. Deze functionaliteit is nu nog niet opgenomen, maar is wel noodzakelijk voordat het instrument openbaar ter beschikking wordt gesteld.

Mogelijk om halverwege BBN data 'hard' op te leggen

Het is technisch mogelijk om halverwege de causale redeneerlijn van een BBN harde gegevens op te leggen. Een voorbeeld hiervan is de chlorofyl-concentratie, wat de BBN nu berekent, maar wat – in een vervolg – ook als een harde waarde opgelegd kan worden. Voordeel van deze aanpak is dat een grotere zekerheid wordt verkregen over het eindresultaat. Nadeel is dat een deel van het ecosysteem functioneren niet meer wordt meegenomen in de berekeningen van het BBN-model.

Zichtbaar maken van kritische belasting in BBN

In een vervolg van het project kan de kritische P-belasting zichtbaar worden gemaakt. Dit onderdeel is nuttig voor het systeembegrip, en relatief eenvoudig uit te voeren.

6.3 VALIDATIE

We willen de resultaten van het BBN-instrument graag testen aan de hand van validaties waarbij gebruik wordt gemaakt van praktijkcasussen. De validaties dienen verschillende doelen, namelijk:

- Een technisch doel, namelijk als controle voor eventuele fouten in de BBN's;
- Als middel om inhoudelijke verbeteringen, presentatie van de resultaten en de gebruiksvriendelijkheid te testen en te verbeteren (zie ook bovenstaande aanbevelingen).
- Als maatstaf voor de betrouwbaarheid van de causale relaties in de netwerken;
- Als maatstaf voor de geldigheid van de eindresultaten.

Deze casussen willen we graag samen met waterbeheerders uitvoeren. De feedback die wij ontvangen kunnen wij op deze manier direct verwerken in onze BBN's.

TABEL 6.1 PRIORITERING VAN AANBEVELINGEN VOOR VERVOLG, WAARBIJ GROENE ARCERING: HOGE PRIORITEIT; GEEL: MATIGE PRIORITEIT; ROOD: LAGE PRIORITEIT

WENS	OMSCHRIJVING	OORSPRONKELIJKE WENSHOUDER(S)
	Ontbrekende milieufactoren/verbeterde klassenindeling	
	Verwijdering	G. ter Heerdt & D. Verhagen
	Productie en afbraak slib	F. Kuipers, M. Klinge
	Interne P-vastlegging goed in het model voegen	consortium
	Rol van bodemwoelende vis bij interne mobilisatie	M. Klinge
	Interne mobilisatie: planten als nutriëntenpomp	M. Klinge
	Basenhuishouding	C. Cusell
	Zwavelcyclus invoegen in sediment	C. Cusell & M. Klinge
	Meenemen van fluctuerende belastingen (a.g.v. seizoenen) in nieuwe metamodellen PCLake en PCDitch	M. Ouboter
	Effecten van peilfluctuaties of andere 'niet-evenwicht situaties'	Wim Twisk
	Verbeteringen netwerk	
	Prunen/Optimaliseren/Versimpelen van het netwerk van onderdelen die minder relevant lijken (onderdeel van vervolvalidatie)	consortium
	Klassenindeling van probability tabellen handmatig bepalen op basis van expertkennis i.p.v. automatisch	consortium & BC

WENS	OMSCHRIJVING	OORSPRONKELIJKE WENSHOUDER(S)
Interacties tussen dieptezones		
	Interacties tussen ondiepe meren, diepe meren, oevers en sloten meenemen	H. Zuilichem & consortium
Ontbrekende ecosysteemtoestanden		
	Brakke wateren	F. Kuipers
	Vaarten	B. Hidding
	Aansluiting zoeken op viswatertypen en/of cenotypen	S. Schep
	Ecosysteemtoestanden aanpassen op reeds lopende STOWA-opdracht	consortium + BC
Vergroten gebruikersvriendelijkheid		
	Waarschuwingssignaal als je buiten de range van relaties komt	G. ter Heerd
	Mogelijkheid om ook halverwege de BBN gegevens hard (gemiddelde + spreiding) op te leggen	G. ter Heerd & consortium
	Zichtbaar maken van kritische belastingen in BBN	BC
	Terug kunnen herleiden naar ESF's	B. van der Wal
	R-Shiny gereed maken voor het gehele netwerk met alle benodigde en gewenste functionaliteiten	consortium + BC
Validatie		
	Verdere validatie gezamenlijk met de waterschappers uit de BC	consortium & BC
	Kennislacunes automatisch laten zien in het netwerk	W. Twisk & M. Ouboter

.....

H7 LITERATUURLIJST



- 1 Breukelaar, A.W., Lammens, E.H., Breteler, J.G.K., & Tatrai, I. (1994) Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshwater biology*, 32(1), 113-121.
- 2 Buiteveld, H. (1990) UITZICHT: model voor berekening van doorzicht en extinctie. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/RIZA (RWS, DBW), Lelystad, Netherlands.
- 3 Chang, W., Cheng, J., Allaire, J.J., Xie, Y. & McPherson, J. (2017) shiny: Web Application Framework for R. R package version 1.0.5. <https://CRAN.R-project.org/package=shiny>
- 4 Chang, W. & Borges Ribeiro, B. (2017) shinydashboard: Create Dashboards with 'Shiny'. R package version 0.6.1. <https://CRAN.R-project.org/package=shinydashboard>
- 5 Cusell, C., Kooijman, A.M., Mettrop, I.S. & Lamers, L.P.M. (2013) Natura 2000 Kennislacunes in De Wieden & De Weerribben. Rapportnr. 2013/OBN171-LZ. Ministerie van Economische Zaken, Directie Agrokennis, Den Haag.
- 6 CUWVO (1987) Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiering in Nederlandse meren en plassen: resultaten van de derde eutrofiëringssenquete.
- 7 Dunn, I.S. (1959) Tractive resistance of cohesive soil. *Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division of ASCE* 85, 1-24.
- 8 Grimm, M.P. & Backx, J.J.G.M. (1990) The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. *Hydrobiologia*, 200(1), 557-566.
- 9 Grimm, M.P., Jagtman, E. & Klinge, M. (1992) Fosfaatgehalten en de haalbaarheid van 'actief biologisch beheer', een visbiologisch perspectief. *H2 O*, 25, 424-431.
- 10 Hanson, J.M., & Leggett, W.C. (1982) Empirical prediction of fish biomass and yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39(2), 257-263.
- 11 Hartemink A (2001) Principled Computational Methods for the Validation and Discovery of Genetic Regulatory Networks. Ph.D. thesis, School of Electrical Engineering and Computer Science, Massachusetts Institute of Technology.
- 12 Janse, J.H. (2005) Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Wageningen University, Wageningen.
- 13 Janse, J.H., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Liere, L., Sloot, J.S. & Mooij, W.M. (2010) Estimating the critical phosphorus loading of shallow lakes with the ecosystem model PCLake: sensitivity, calibration and uncertainty. *Ecological Modelling*, 221(4), 654-665.

-
- 14 Julian, J.P., and Torres, R. (2006) Hydraulic erosion of cohesive riverbanks. *Geomorphology* 76, 193-206.
- 15 Marcot, B.G., J.D., Steventon, G.D., Sutherland & R.K., McCann (2006) Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modeling and conservation. *Canadian Journal of Forest Research* 36:3063-3074.
- 16 McDonald, K.S., D.S. Ryder & M. Tighe (2015) Developing best-practise Bayesian Belief
- 17 Networks in ecological risk assessments for freshwater and estuarine ecosystems: A quantitative review. *Journal of Environmental Management* 154: 190-200.
- 18 Meijer, M.L. (2000) Biomanipulation in the Netherlands: 15 years of experience.
- 19 Nürnberg, G.K. (1984) The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia. *Limnology and Oceanography*, 29, doi: 10.4319/lo.1984.29.1.0111
- 20 Peeters, E., De Klein, J. & Scheffer, M. (2007) Onderzoek naar het ecologisch functioneren van Nederlandse sloten. *H2O* nr 6 - 2007.
- 21 Pelikán, P., & L. Koutn (2016) Hindcast of wind driven wave heights in water reservoirs. *Soil & Water Res.* 11: 205-211.
- 22 Poelen, M.D.M., L.J.L. van den Berg, G.N.J. ter Heerdt, R. Bakkum, A.J.P. Smolders, N.G. Jaarsma, R.J. Brederveld & L.P.M Lamers (2012) WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutriënten (BAGGERNUT) – Metingen Interne Nutriëntenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT) Eindrapportage 2012.
- 23 R Core Team (2017) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- 24 Reeze, A.J.G. & B. de Vlieger (2009) KRW-Verkenner Ecologie 1. Verbeterpunten en verdere ontwikkeling, 2. Literatuuroverzicht maatregel-effect relaties.
- 25 Scheffer, M., Portielje, R., & Zambrano, L. (2003) Fish facilitate wave resuspension of sediment. *Limnology and Oceanography*, 48(5), 1920-1926.
- 26 Schutten, J. & Davy A.J. (2000) Predicting the hydraulic forces on submerged macrophytes from current velocity, biomass and morphology. *Oecologia*, 123: 445-452.
- 27 Schutten, J.; Dainty, J.; Davy. A.J. (2005) Root anchorage and its significance for submerged plants in shallow lakes. *Journal of Ecology*, 93: 556-571 doi: 10.1111/j.1365-2745.2005.00980.
- 28 STOWA (2009) Ecologische instrumenten. Overzicht voor het Nederlandse waterbeheer. STOWA-rapport nummer 2009-22.

-
- 29 Van Gerven, L.P.A (2016) Systeemanalyse Krimpenerwaard: Effect van nutriënten-
belasting op de ecologie van sloten. WATBE7678-101-100R001F01.
- 30 Vanoni, V.A. (Ed.) (1977) Sedimentation Engineering. ASCE, New York. 745 pp.
- 31 Witteveen+Bos (2010) Neuraal netwerk PCLake ten behoeve van KRW-verkenner.
Rapportnummer UT565-2/posm/003
- 32 Witteveen+Bos (2013) Metamodel PCDitch. Rapportnummer STO170-1-87/strg/001.

BIJLAGE I (GEBRUIKTE RELATIES)



I VEEL GEBRUIKTE RELATIES IN WATERBEHEER EN ESF SYSTEMATIEK

PCLake

PCLake (Janse, 2005) is een veelgebruikt waterkwaliteitsmodel. Het is een ecosysteemmodel waarin nutriëntencycli zijn gemodelleerd van fysisch-chemische processen, primaire productie, tot de doorvertaling naar hogere trofische niveaus (zoöplankton, vis, etc.). Verder is het model op een brede dataset gekalibreerd en gevalideerd (Janse, 2010). Hierdoor is het model niet alleen geschikt voor specifieke situaties, maar juist generiek bruikbaar voor het rekenen aan van watersystemen in een brede (trofische) gradiënt.

Het model PCLake (en ook PCDitch) wordt vaak gebruikt in de analyse op basis van ESF's. In de huidige uitwerking van bijvoorbeeld ESF Productiviteit water nemen de modellen PCLake en PCDitch een centrale plaats in. Ook in dit project spelen deze modellen een centrale rol in het netwerk. Dit komt doordat met de modellen de link kan worden gelegd tussen milieufactoren en systeemeigenschappen en de vertaling hiervan naar (biologische en chemische) respons van het systeem. De modellen PCLake en PCDitch zijn echter te complex om integraal op te nemen in de netwerken of de programmatuur eromheen. Om deze reden is er voor gekozen om afgeleide modellen (metamodellen) op te nemen in het netwerk. Een andere optie zou zijn geweest om de relaties die zijn opgenomen in het model PCLake/PCDitch na te bouwen in het netwerk. We hebben hier niet voor gekozen, omdat de complexiteit van het netwerk hierdoor fors zou toenemen. Daarnaast zou de onzekerheid van de uitkomsten hierdoor ook toenemen, vanwege het veel grotere aantal verbindingen in het netwerk.

Metamodelleringen PCLake ten bate van inbouwen netwerk

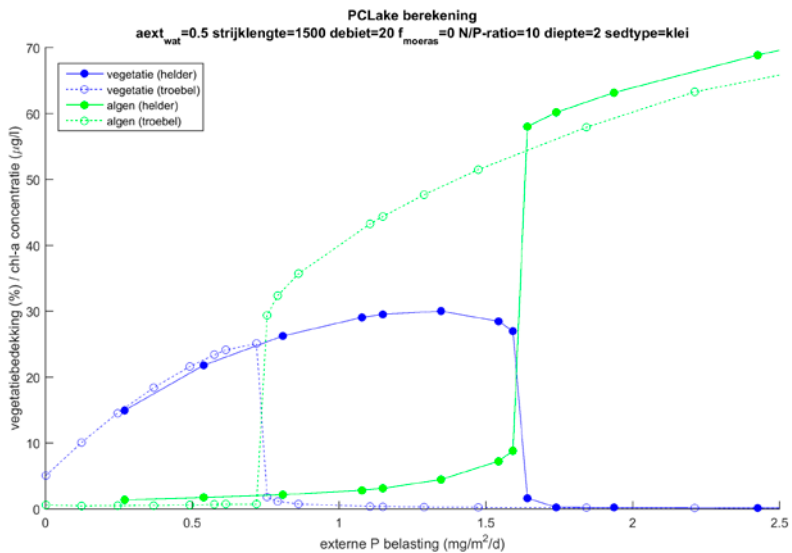
Voor het 'metamodel' van PCLake, dat ingebouwd is in het netwerk, zijn circa 430.000 runs geautomatiseerd uitgevoerd. De volgende variabelen zijn gevarieerd als invoer van dit metamodel:

- strijklengte (in de stappen: 300, 900, 1500, 2100, 3500m)
- achtergrondextinctie (0.5, 1 m⁻¹)
- debiet (5, 10, 15, 20, 30, 40, 50, 75, 100, 200, 400 mm/d)
- moerasareaal (0)
- begintoestand (helder, troebel)
- N: P ratio (1, 3, 7.2, 10, 34 g/g)
- waterdiepte (0.5, 1, 1.5, 2, 3, 4 meter)
- bodemtype (klei, veen, zand)

Van bovengenoemde variabelen is een volledig gekruiste tabel (alle combinaties) met een gradiënt op basis van P-belastingen doorgerekend door de kritische grens te benaderen (zie Witteveen+Bos 2010 voor details). Voor het netwerk zijn de afgeleide kritische grenzen wat minder interessant, maar door deze techniek te gebruiken worden er in de delen waarin een niet-lineaire respons verwacht wordt (rond de kritische grenzen) meer berekeningen uitgevoerd waarmee zogenaamde S-curves beter gereproduceerd worden. In [figuur I.1](#) is een voorbeeld van S-curve weergegeven.

FIG. I.1 VOORBEELD VAN EEN RESPONSCURVE VAN PCLAKE OP BASIS VAN DE EXTERNE BELASTING

De omslagpunten van een heldere plantenrijke situatie naar een troebele algenrijke situatie zijn duidelijk te zien.



Een voordeel van een volledig opgevulde parameterruimte die op deze manier berekend wordt, is dat de probability tables op basis van deze data geen gaten bevatten. Ten opzichte van het 'online metamodel' van PCLake is aanvullend ook de N:P-ratio gevarieerd. Een nadeel is dat de invoerparameters discreet zijn (dus geen gradiënt, maar stappen van 0.25, 0.5 etc. hebben).

Als uitvoerparameters van de modelleringen zijn de volgende parameters gekozen:

- chlorofyl-a concentratie algen
- chlorofyl-a concentratie blauwalgen
- vegetatiebiomassa waterplanten
- berekende P-concentratie water
- berekende N-concentratie water
- zoöplanktonbiomassa
- porositeit waterbodem
- lutum + organische stof gehalte waterbodem
- detritus concentratie waterkolom
- anorganische stof concentratie waterkolom
- P-nalevering
- N-nalevering

Deze uitvoer is op diverse plaatsen in het netwerk gebruikt. Hierdoor kan nu niet alleen een inschatting gemaakt worden van de toestand van het systeem (helder of troebel), maar ook de kans op andere ecosysteemtoestanden (bijvoorbeeld op blauwalgen). Verder kan op basis van deze uitvoer een gedetailleerde systeemanalyse uitgevoerd worden, bijvoorbeeld door de gemeten P-nalevering te vergelijken met de berekende P-nalevering uit PCLake (zie de [paragraaf over Baggernut](#) voor meer details), of andere responsvariabelen te vergelijken met de situatie in het systeem.

PCDitch

PCDitch is analoog aan het model PCLake ontwikkeld voor sloten (Janse, 2005). Ook dit model wordt veel gebruikt om waterkwaliteit te modelleren. Voor het sloten-netwerk is gebruik gemaakt van een metamodel van PCDitch.

Metamodelleringen PCDitch ten bate van inbouwen netwerk

Voor het 'metamodel' van PCDitch, dat ingebouwd is in het netwerk, zijn circa 340.000 runs geautomatiseerd uitgevoerd, analoog aan het metamodel van PCLake.

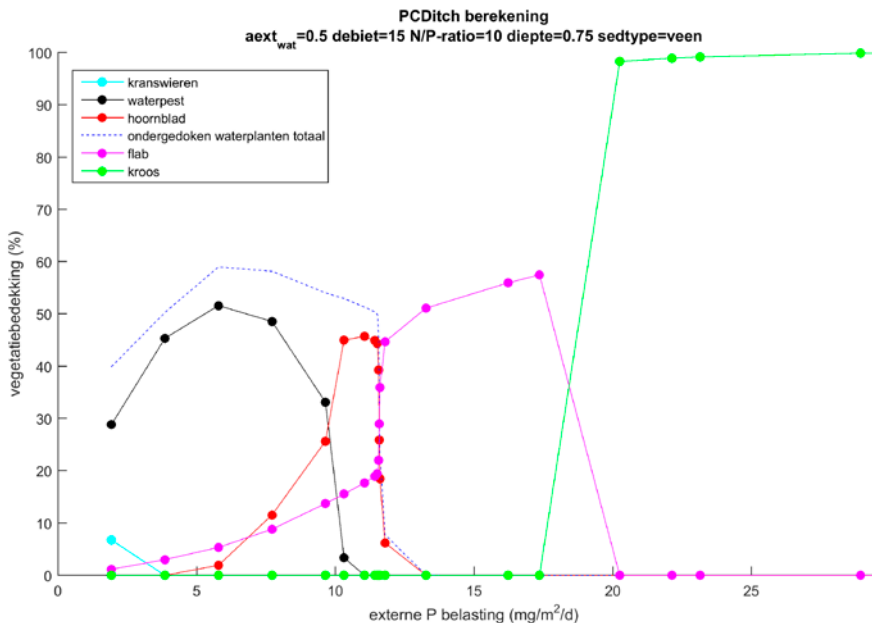
De volgende invoervariabelen zijn gevarieerd:

- achtergrondextinctie (stappen: 0.25, 0.5, 0.75, 1, 2 m-1)
- debiet (5 - 100 (per 5), 100-200 (per 10), 200 - 300 (per 20), 300-400 (per 25) mm/d)
- N/P-ratio (1, 3, 7.2, 10, 34 g/g)
- waterdiepte (0.25, 0.5, 0.75, 1, 1.25, 1.5, 1.75, 2, 2.25, 2.5, 2.75, 3m)
- bodemtype (klei, veen, zand)

Dit komt grotendeels overeen met de invoerdataset van PCLake. Hier en daar is de gebruikte invoerset iets fijner, bijvoorbeeld meer stapjes in het debiet en diepte, maar de range voor diepte is bijvoorbeeld weer iets kleiner. Ook deze berekeningen leiden tot data op basis waarvan S-curves geplot kunnen worden. In [figuur I.2](#) is hiervan een voorbeeld opgenomen.

FIG. I.II VOORBEELD VAN EEN RESPONSCURVE VAN PCDITCH OP BASIS VAN DE EXTERNE BELASTING

Te zien zijn de omslagpunten van ondergedoken waterplanten naar flab en naar kroos. Verder is te zien dat er co-existentie tussen verschillende ondergedoken waterplanten mogelijk is.



De uitvoerparameters van PCDitch zijn verder vrijwel gelijk aan de uitvoerparameters van PCLake, met het verschil dat er geen algen in het model zitten, maar wel verschillende functionele vegetatietypen. Van de vegetatietypen zijn de biomassa's uitgevoerd. Later in deze bijlage wordt uitgebreider stilgestaan bij hoe we de uitkomsten van de vegetatiesamenstelling verwerkt hebben in het netwerk.

Ook voor sloten is het met dit netwerk dus mogelijk om op een meer gedetailleerde manier dan met het huidige metamodel een systeemanalyse uit te voeren. Voor je eigen systeem kan bijvoorbeeld op basis van dit netwerk een verwachte vegetatiesamenstelling berekend worden, die vergeleken kan worden met de waargenomen toestand. Dit kan leiden tot nieuwe inzichten en een beter begrip van het systeem functioneren van sloten.

Uitzicht

In de BBN-toepassing is een metamodel van UITZICHT opgenomen. UITZICHT (Buiteveld, 1990) is onderdeel van het Delft 3D instrumentarium, en berekent het relatieve aandeel van de verschillende licht uitdovende stoffen in de waterkolom. Voor de BBN-toepassing zijn berekeningen gemaakt met het UITZICHT-model voor verschillende concentratiereeksen van deze stoffen, namelijk:

- Chlorofyl ($\mu\text{g/l}$);
- Anorganisch zwevend stof (gloeirest) (mg/l);
- Organisch zwevend stof (detritus) (mg/l);
- Kleur van het water, gemeten als absorptie bij 380 nm (m^{-1}).

In tabel I.1 staat voor elk van bovenstaande parameter de range en stapgrootte weergegeven.

TABEL I.I DE RANGE (MINIMUM EN MAXIMUM) EN STAPGROOTTE VAN ELKE PARAMETER WAARVOOR HET MODEL UITZICHT IS GEDRAAID

UITZICHT PARAMETER	MIN	MAX	STAPGROOTTE
Diepte	1	40	0.5
Chlorofyl	0.2	2.8	0.25
	0	10	1
	10	200	10
Detritus	0	11	1
Gloeirest	0	11	1
	10	50	10
Lichtuitdoving cDOC	0	10	1

Voor elk van deze stoffen is een vaste lichtuitdovingscoëfficiënt aangehouden. Als output is een tabel geproduceerd met daarin de totale extinctie, extinctie van verschillende stoffen (chlorofyl, mineraal, detritus), Secchi diepte, Kd PAR en diepte waarop nog 4% licht op de bodem komt.

Voor het BBN-model voor sloten is de lichtuitdoving door kroos meegenomen. Hierbij is aangenomen dat bij een kroosbedekking van 80% of meer de Kd PAR op 0 staat.

BaggerNUT

Voor de relatie tussen waterbodemmetingen en nalevering is gebruik gemaakt van de dataset van Baggernut (Poelen et al, 2012). Het gaat hierbij om nalevering die het gevolg is van het vrijkomen van nutriënten uit de waterbodem door fysisch-chemische en bacteriële omzettingen. Praktisch gezien is dit vaak de afbraak van (organisch) materiaal in de waterbodem/slib of het vrijkomen van ijzergebonden fosfaat. Hierdoor ontstaat een gradiënt in nutriëntengehaltes tussen waterbodem en waterkolom en gaat de bodem ‘naleveren’. In de Baggernut-studie zijn bodemkolomproeven uitgevoerd waarbij zowel de waterbodem, bodemvocht als de nalevering is gemeten. In deze dataset zijn waterbodems van locaties in een gradiënt van oligotroof tot hypertroof opgenomen.

Er is voor het BBN-netwerk gebruik gemaakt van het deel van de dataset waarbij geen manipulaties zijn uitgevoerd op de kolommen (geen toevoeging van zwavel en

geen extra toevoer van zuurstof; $n=43$). De relaties zijn geldig voor een brede trofische range ($P_{\text{porievocht}}$ 0.0 - 18.9 mg/l, $P_{\text{waterbodem}}$ 30 - 2300 mg/kg DW, P_{Olsen} 30-4800 ug/l en $P_{\text{nalevering}}$ 0-33 mg/m²/d). De data is gebruikt om een inschatting te kunnen maken tussen gehalten van P, Fe en S in het porievocht, gehalten P, Fe en S in de waterbodem ($P_{\text{waterbodem}}$) en/of Olsen-P-metingen in verhouding tot (chemische) nalevering. Deze inschatting wordt gebruikt om de (chemische) nalevering te vergelijken met de verwachte nalevering op basis van systeemeigenschappen (op basis van onder andere P-belasting, debiet etc.).

Waterbodemnalevering kan een bijdrage leveren aan de totale P-belasting. Wanneer de gemeten waterbodemnalevering echter wordt vergeleken met bijvoorbeeld een kritische grens (bepaald met PCLake/PCDitch), dan kan er een dubbel telling optreden. De modellen PCLake en PCDitch berekenen namelijk zelf ook de processen in de waterbodem. Bovendien is bodemnalevering een natuurlijk proces dat bij het systeem functioneren hoort. Het fysische effect van de aanwezigheid van een baggerlaag in een systeem is in dit deel niet opgenomen. Zie hiervoor de uitleg in de paragraaf 'Plantverwijdering door stroming en golfslag'.

Het kan dus zijn dat de waterbodemnalevering die in het veld gemeten wordt in evenwicht is met het huidige systeem functioneren. Om hierachter te komen wordt de gemeten nalevering (op basis van de Baggernut-relaties) vergeleken met de 'evenwicht'-nalevering zoals die verwacht wordt op basis van PCLake/PCDitch. Als de gemeten nalevering gelijk is aan de evenwichtsnalevering, dan is het systeem in evenwicht en draagt de nalevering van de waterbodem niet bij aan de externe belasting. De huidige waterbodemnalevering is immers al meegenomen in de berekening van PCLake/PCDitch. Als de gemeten nalevering (veel) hoger is dan de berekende (evenwicht) nalevering, dan kan de bodem wel (gedeeltelijk) worden beschouwd als een (extra) externe belasting. Dit kan bijvoorbeeld het gevolg zijn het verminderen van de externe belasting na jarenlange hoge belasting, of door inundatie van landbouwbodems. Dit uit zich in het veld vaak in een dikke historische baggerlaag die veel nalevering van nutriënten aan het watersysteem tot gevolg heeft, ondanks dat de actuele belasting niet heel hoog is. Het omgekeerde kan ook voorkomen, bijvoorbeeld als er veel ijzer aanwezig is in de waterbodem (bijvoorbeeld door ijzerrijke kwel). Er is dan bindingscapaciteit over, waardoor de waterbodem een deel van de externe P-belasting (tijdelijk) in de waterbodem kan opslaan.

De vergelijking tussen gemeten nalevering en berekende nalevering vertelt dus iets over in hoeverre de waterbodem in evenwicht is in het watersysteem. Hierbij wordt in de BBN berekend in hoeverre een deel van de huidige nalevering uit de waterbodem als externe belasting beschouwd kan worden, of dat er nog buffering voor externe belasting aanwezig is.

Delft 3D-stratificatie

In het BBN-model voor diepe meren zijn kennisregels opgenomen die de kans op temperatuurstratificatie berekend. Temperatuurstratificatie is afhankelijk van twee tegengestelde krachten, namelijk:

- een *stabiliserende* kracht gebaseerd op dichtheidsverschillen van water, dat het gevolg is van een sterke temperatuurgradiënt over de waterdiepte;
- een *destabiliserende* turbulentiekracht, die het gevolg is van de mate van windwerking op het wateroppervlak.

Voor deze berekening is gebruik gemaakt van een Delft 3D-model. Dit model berekent op nauwkeurige wijze de dichtheidsverschillen van water op grond van meteorologische gegevens, en bezit ook een turbulentiemodel, dat goed gevalideerd is in binnen- en buitenlandse studies. Dit model heeft 2D-berekeningen gemaakt van verschillen in:

- Lengte (in de volgende stappen: 300, 900, 1.500, 2.100, 3.500, 10.000 meter);
- Diepte (3, 5, 10, 20 meter);
- Secchi-diepte (1, 2, 3, 5 meter), want bij een hogere Secchi-diepte warmt het water tot grotere diepte op.

Bij deze berekeningen is gebruik gemaakt van meteorologische gegevens van het KNMI-metstation Lelystad uit 2003. De ingevoerde gegevens hebben betrekking op windsnelheid, windrichting, luchttemperatuur, luchtvochtigheid, straling en bewolking.

Het model berekende een temperatuurprofiel over de waterdiepte, in het midden van een meer. Op basis van deze data is vervolgens het temperatuurverschil tussen de toplaat en bodemlaag bepaald, als ook de dikte van de gestratificeerde toplaat. De toplaat is als 'gestratificeerd' bestempeld als het temperatuurverschil in de spronglaag groter is dan 1°C per meter.

I.I RELATIES UIT DE LITERATUUR NÜRNBERG TP-MODEL

De relatie tussen externe P-belasting en totaal fosfor (TP) gehalte in de waterkolom van diepe systemen is gebaseerd op de veelgebruikt relatie van Nürnberg (1984):

$$TP = \frac{P_{ext}}{D(1-V_{pred})} + \frac{P_{int}}{D}$$

Hierbij geldt dat TP= totaal fosfor concentratie in de waterkolom, P_{ext} = externe fosforbelasting, D= debiet, V_{pred} = voorspelde verblijftijd, en P_{int} = interne fosforbelasting.

De voorspelde verblijftijd V_{pred} is afgeleid met behulp van de volgende formule:

$$P_{int} = P_{ext} * (V_{obs} - V_{pred})$$

Hierbij is P_{ext} = externe fosforbelasting, D= debiet, P_{int} = interne fosforbelasting, V_{obs} = geobserveerde verblijftijd, en V_{pred} = voorspelde verblijftijd. V_{obs} is berekend door het gemiddelde te nemen van de datasets die in de publicatie van Nürnberg vermeld staan. De metamodellen die gebruikt zijn om de relatie Nürnberg relaties in te bedden in de diepe meren-BBN, zijn gedraaid binnen een parameter range van $P_{ext} = 20-9800 \text{ mg/m}^2/\text{jaar}$ en $D = 0-200 \text{ m}^3/\text{jaar}$.

NÜRNBERG P-RETENTIEMODEL

Het P-retentie vermogen van het hypolimnion is gebaseerd op de relatie tussen de geobserveerde verblijftijd V_{obs} en voorspelde verblijftijd V_{pred} die Nürnberg (1984) bepaald heeft aan de hand van een dataset van 54 meren met een oxische waterkolom. De relatie is zichtbaar in [figuur 2](#) van deze publicatie. Door de TP in een gestratificeerde waterkolom (zomersituatie) te vergelijken met TP in een volledige gemengde waterkolom (herfst-wintersituatie) kan het P-retentievermogen van het hypolimnion worden afgeleid. De aanname hierbij is dat in een meer waarbij de nutriëntenal goed werkt, de uitstroom van het hypolimnion naar het epilimnion bij het doorbreken van de stratificatie gelijk is aan de in [de figuur 2](#) van Nürnberg (1984) weergegeven relatie ('grote nutriëntenal'). Wanneer de nutriëntenal beperkt ('beperkte nutriëntenal') is dan is er een afwijking van de door Nürnberg gedocumenteerde relaties tussen V_{obs} en V_{pred} bij het doorbreken van de stratificatie (herfst-wintersituatie). Wanneer de nutriëntenal afwezig is ('geen nutriëntenal') dan is er ook een afwijking van deze relatie wanneer de waterkolom gestratificeerd is (zomersituatie).

Met behulp van de volgende formule kan dan de voorspelde retentietijd (V_{pred}) worden berekend voor de gestratificeerde en de volledige gemengde toestand aan de hand van de invoerparameter externe P belasting.

$$V_{pred} = \frac{1-TP * D}{P_{ext}}$$

Hierbij is V_{pred} = de voorspelde verblijftijd, TP de totaal fosforconcentratie in de waterkolom (hier wordt dus zowel de waarde voor een stratificeerde waterkolom als ook de waarde voor een volledige waterkolom) gebruikt, D= debiet en P_{ext} = externe fosforbelasting.

De waargenomen verblijftijd (V_{obs}) wordt vervolgens berekend aan de door Nürnberg (1984) vastgestelde relatie met debiet in 54 meren met een oxische waterkolom.

$$V_{obs} = \frac{15}{(18+D)}$$

Hierbij is V_{obs} = de geobserveerde verblijftijd, en D = debiet.

Met behulp van een aantal logische statements wordt vervolgens afgeleid wat het P-retentie vermogen van het hypolimnion aan de hand van de (afwijking) van de bovenbeschreven relatie tussen V_{pred} en V_{obs} , d.w.z. is de nutriëntenal 'groot', 'matig' of 'beperkt'.

GOLFHOOGTE

Het golfhoogte model van Pelikán & Koutn (2016) is ontworpen als een empirisch alternatief op meer formele golfhoogtemodellen, die gebruik maken van de fysische eigenschappen van water. Dit model gebruikt als input alleen de windsnelheid en de strijklengte van het meer en vastgestelde constanten. Hierdoor kan op relatief simpele wijze een inschatting gemaakt worden van de golfhoogte. De formule van het model luidt als volgt:

$$H_0 = 0.0026 * \frac{u^{1.06} * F^{0.47}}{9.81^{0.53}}$$

H_0 staat hierin voor de golfhoogte, u voor de windsnelheid in m/s en F voor de strijklengte in meters.

PLANTBIOMASSA, PLANTLENGTE EN PLANTDICHTHEID

De relatie tussen plantbiomassa enerzijds, en respectievelijk plantlengte en plantdichtheid anderzijds is gebaseerd op de empirische relaties van Barko *et al.* (1982). In deze publicatie beschrijven Barko *et al.* hoe drie plantensoorten, i.e. *Potamogeton* sp., *Elodea* sp., en *Vallisneria* sp. varieerden in een aantal planteigenschappen als zij werden blootgesteld aan een gradiënt van licht en temperatuur. Met deze data zijn vervolgens de volgende formules afgeleid:

$$\text{Bovengrondse plantbiomassa} = 3.36 * \text{plantdichtheid}$$

Deze relatie heeft een voorspellende waarde $R^2 = 0.60$, $P < 0.05$. Het metamodel gebaseerd op deze relatie is vervolgens doorgerekend met plantbiomassa tussen 1.68 gram en 25.88 gram drooggewicht, en een plantdichtheid van tussen 6 en 68 individuen per xx.

$$\text{Bovengrondse plantbiomassa} = 0.072 * \text{plantlengte}$$

Deze relatie heeft een voorspellende waarde $R^2 = 0.76$, $P < 0.05$. Het metamodel gebaseerd op deze relatie is doorgerekend met plantbiomassa loopt tussen 1.68 gram en 25.88 gram drooggewicht, en lengte tussen 0.085 en 2.167 meter. De plantbiomassa die als input wordt gebruikt voor bovenstaande formules is afkomstig uit de metamodellen gebaseerd op PCLake/PCDitch (zie bovenstaand).

PLANTVERWIJDERING DOOR STROMING EN GOLFSLAG

Om de relatie tussen stroming en golfkracht enerzijds en plantverwijdering anderzijds te onderbouwen hebben we gebruik gemaakt van Schutten en Davy (2000) en Schutten *et al.* (2004):

$$\text{Kracht op plant door stroming} = A' * \text{individuele plantbiomassa} * \text{stroomsnelheid}^{1.5}$$

Hierbij is A' een plantspecifieke factor die afgeleid wordt uit een aantal planteigenschappen. We hebben in de BBN twee plantspecifieke factoren gebruikt, te weten één voor een monotone vegetatie (bestaande uit bijv. *Ceratophyllum* of *Elodea*) en één voor een diverse vegetatie. De individuele plantbiomassa is berekend door de in de voorgaande paragraaf berekenden plantdichtheid te delen door de plantbiomassa.

$$\text{Kracht op plant door golven} = A' * \left(\frac{\pi H}{T} \right)^{\frac{3}{2}} * \frac{a}{3l} * \left[\left(1 - \frac{1}{6} \right) e^{-6(d-l)} + \frac{1}{6} e^{-6d} \right]$$

Hierbij wordt er van uitgegaan dat de plantenvorm een driehoek is, waarbij A' de bovengenoemde plantspecifieke factor is (doorgerekend voor een monotone en een diverse vegetatie), H= de golfhoogte, T= de periode van de golf, a =diameter van de plant, d= waterdiepte (m) en l = de plantlengte.

Als de kracht op de plant door stroming en golfslag groter is dan de kritische breekkracht of kritische ontwortelingkracht zoals berekend in Schutten *et al.* (2005), dan leidt dit tot verwijdering van de plant. We zijn hier opnieuw uitgegaan van een kritische breekkracht en ontwortelingkracht van een monotone vegetatie dan wel diverse vegetatie. We hebben hierbij de aanname gemaakt dat ontworteling dan wel breken van de plant leidt tot ontbreken van vegetatie.

KRITIEKE SCHUIFSPANNING EN BODEMTYPE

De relatie tussen de kritieke schuifspanning en het bodemtype is gebaseerd op de volgende empirische relatie (Julian en Torres, 2006):

$$\tau_c = 0.1 + 0.1779 * (SK\%) + 0.0028 * (SK\%)^2 - 2.34E^{-0.5} * (SK\%)$$

Hierbij is τ_c = kritische schuifspanning, en SK% is het percentage silt (fijne bodemdeeltjes <0.063 mm) ten opzichte van klei. De relatie is afgeleid uit de data van Dunn (1959) en Vanoni (1977), en heeft een voorspellende waarde van $R^2 = 0.91$, $P < 0.001$.

VISBIOMASSA EN TP

De relatie tussen visbiomassa en TP is bepaald op basis van de relatie uit Hansson & Leggett (1982). Deze relatie ($r^2 = 0.75$) is gefit op een dataset (n=18) met waarnemingen tussen ongeveer 20-600 kg/ha en 0.01-0.7 mg P/l. Deze relatie is ook geldig voor de Nederlandse situatie (Grimm *et al.*, 1992). Wateren met een kleibodem voldoen echter niet aan deze relatie, hier worden over het algemeen hogere visbiomassa's gemeten dan wordt verwacht op basis van de eerder genoemde relatie (Grimm & Backx, 1990).

Deze relatie is ingebouwd als een check op de huidige visbiomassa in relatie tot het systeem functioneren. Omdat vissen relatief gezien lang leven, bijvoorbeeld ten opzichte van algen, is de dynamiek in visbiomassa relatief traag. De visbiomassa hoeft hierdoor niet in evenwicht te zijn met het huidige functioneren, maar kan nog een afspiegeling zijn van een hogere externe belasting uit het verleden. Het gedrag van vis kan ook bijdragen aan het in stand houden van een toestand in het

systeem die niet past bij de huidige omstandigheden (zie bijvoorbeeld Breukelaar *et al.*, 1994) en bijdragen aan het hysteresis-effect (Scheffer *et al.*, 2003). Hierdoor kan in het in een bepaalde situatie nuttig zijn om (een gedeelte van) de vispopulatie te verwijderen of juist bepaalde vissoorten toe te voegen aan het systeem om een andere toestand te bereiken (zie bijvoorbeeld Meijer, 2000).

Om inzicht te krijgen in de huidige staat van het systeem kan de huidige visbiomassa vergeleken worden met de 'evenwicht'biomassa aan vis volgens de relatie van Hansson & Leggett (1982). Mocht de gemeten visbiomassa overeenkomen met verwachte visbiomassa, dan past deze blijkbaar bij het huidige systeem functioneren. Mocht er echter een afwijking zijn, bijvoorbeeld een hogere visbiomassa gemeten worden dan wordt verwacht in de evenwichtssituatie, dan is dit mogelijk een 'erfenis' uit het verleden. Dit heeft dan invloed op het huidige functioneren en kan het mogelijke herstel naar een plantenrijke situatie in de weg staan. Het vergelijken van de gemeten biomassa met de evenwichtsbiomassa kan je dus iets vertellen over het systeem en bijdragen aan het begrip van het systeem functioneren.

RELATIE TP EN CHLOROFYL-A

Voor de relatie tussen Totaal fosfor (TP) en chlorofyl-a is gebruik gemaakt van de relatie uit de derde eutrofieringsenquête (CUWVO, 1987). Deze relaties zijn gemaakt op basis van een grote dataset van waarnemingen in Nederlandse meren waarbij een bovengrens is bepaald. Hierdoor geeft deze relatie goed weer wat de maximale primaire productie zou kunnen zijn gegeven een bepaalde TP concentratie in een meer of plas. Hierbij is in de dataset onderscheid gemaakt in drie categorieën (waarnemingen met >30% *Microcystis* in derde kwartaal, afwezigheid dominantie draadvormige blauwalgen en > 30% draadvormige blauwalgen in de zomer) hierop zijn aparte regressies uitgevoerd.

Voor het netwerk zijn alle drie de regressies opgenomen in de dataset; er is immers op voorhand niet bekend welk type algen er aanwezig zijn in het betreffende systeem.

I.II RELATIES OP BASIS VAN BESTAANDE DATA TP EN CYANO VOOR DIEPE Plassen

De relatie tussen totaal fosfor (TP) en cyano-chlorofyl-a concentratie is gebaseerd op een dataset die is verzameld tijdens het promotieonderzoek van NIOO-promovendus Laura Seelen. Tijdens een tweejarige veldonderzoek (2014-2015), heeft Laura Seelen gegevens verzameld van 50 voormalige zandwinputten gelegen in Noord-Brabant. De waarden van totaal fosfor (TP) en cyanochlorofyl-a zijn gebaseerd op dieptegeïntegreerde watermonsters genomen op het diepste punt van het meer. TP waarden zijn gemeten op een segmented flow autoanalyzer. Cyanochlorofyl-a is gemeten met een PHYTOPAM fluorimeter, waarbij het blauwsignaal is teruggerekend naar $\mu\text{g/l}$ met de HPLC gemeten chl-a-phytopam chl-a relatie. De statistische relatie die de relatie tussen TP en cyanochlorofyl-a het best beschreef ($R^2 = 0.72$, $P < 0.05$) is als volgt:

$$TP = 0.017 \times \text{Cyanochlorofyl}$$

Aan de hand van deze relatie is een metamodel berekend met TP-waarden die variëren van 2.884 tot 383.028 mg/L en cyanochlorofyl waarden tussen de 0.0000001 en 9.620312 $\mu\text{g/L}$.

SLIBDICHTHEID EN VOORKOMEN VEGETATIE

Op basis van gegevens in de dataset van het 'Waterplanten en Waterkwaliteit' uit de tachtiger jaren van voorgaande eeuw is het watergehalte van het sediment (fractie t.o.v. totaal gewicht) berekend. Dit watergehalte is als maatstaf gebruikt voor de slibdichtheid.

De data van het watergehalte van het sediment zijn gebruikt voor de node 'gerealiseerde vegetatie samenstelling'. In deze node komen de volgende gegevens bij elkaar:

- aanwezigheid van harde substraten;
- potentiële vegetatiesamenstelling, op basis van de gegeven productie uit PCLake of PCDitch;
- watergehalte van sediment;
- breken of ontworteling door fysieke kracht op plant.

Het watergehalte van het sediment is in 9 klassen ingedeeld: 0.1 – 0.9. Deze data geeft inzicht in welke soorten voorkomen bij welk watergehalte van het sediment.

Hiervoor zijn de data eerst in twee groepen ingedeeld, namelijk monotone versus diverse vegetatie. Vervolgens is van beide groepen de kansverdeling bepaald van de klassen waarin ze kunnen voorkomen. Deze kansverdeling is vervolgens gebruikt in de gerealiseerde vegetatiesamenstelling.

Voor de berekening van de gerealiseerde vegetatiesamenstelling is in de BBN de volgende redeneerlijn gehanteerd:

- 1 Indien het sediment uit hard substraat bestaat, dan komt het watergehalte van de bodem per definitie op de laagste klasse te staan. Indien nee, dan wordt het opgegeven watergehalte in de bodem gebruikt.
- 2 Via de potentiële vegetatiesamenstelling wordt doorgegeven of er sprake is van een 'monotone' of 'diverse' vegetatiesamenstelling.
- 3 Vervolgens wordt – op basis van het watergehalte in het sediment en de potentiële vegetatiesamenstelling – de kans op een bepaalde vegetatiesamenstelling berekend.
- 4 Tot slot wordt deze uitkomst gecorrigeerd met de informatie uit de 'breken of ontwortelen knoop'. Als de fysieke krachten op de planten te groot zijn, dan kan de betreffende vegetatiesamenstelling niet voorkomen, en is het water in een vegetatieloze toestand.

BODEMSAMENSTELING EN EST'S

De koppeling naar de ecosysteemtoestanden (EST's) is veelal op basis van expertkennis ingevuld (zie [paragraaf 2.3.5](#)), omdat er nog geen eenduidige relaties zijn beschreven tussen de child nodes van de ecosysteemtoestanden en de ecosysteemtoestanden zelf. Alleen voor de bodemsamenstelling is op basis van beschikbare datasets (Teurlinx *et al.* in prep; Cusell *et al.* 2013) de koppeling gemaakt met ecosysteemtoestanden. De gebruikte gegevens bevatte een één-op-één link tussen parameters die een indicatie geven van de bodemproductiviteit (totaal P na destructie, P-Olsen en totaal P in bodemvocht) en de soortensamenstelling op die locatie in een meer/petgat/sloot. De soortensamenstelling is vertaald naar de gebruikte ecosysteemtoestanden, zodat er een koppeling gelegd kon worden tussen de bodemproductiviteit (die dus kan worden uitgedrukt en ingevoerd in verschillende variabelen) en het type ecosysteemtoestand dat je verwacht onder die condities. Deze relaties geven de gebruiker dus inzicht in de kans op een bepaalde ecosysteemtoestand bij een bepaalde bodemproductiviteit in ondiepe meren of sloten.

I.III WISKUNDIGE RELATIES MENGING

Voor stoffen die het meer instromen via een inlaat en zich vervolgens vermengen met het water in het meer is voor de menging de onderstaande formule gebruikt:

$$Stof_{intern} = \frac{Stof_{berekend} * (Diepte * 1000) + Stof_{inlaat} * Debiet_{inlaat}}{(Diepte * 1000) + Debiet_{inlaat}}$$

Waarbij:

- $Stof_{intern}$ = de eindconcentratie van de stof in het meer
- $Stof_{berekend}$ = de concentratie van de stof in het meer zoals berekend door PCLake / PCDitch
- $Stof_{inlaat}$ = de concentratie van de stof in het inlaatwater
- Diepte = de diepte van het meer (in meters)
- $Debiet_{inlaat}$ = het debiet (in mm/dag)

Indien de teller of noemer nul is, wordt de eindconcentratie ook op nul gezet. Deze formule is toegepast voor de volgende stoffen: mineraal zwevend materiaal, detritus, chlorofyl en cyanochlorofyl.

VERSCHILLEN

Bij het uitrekenen van verschillen wordt de ratio tussen twee nodes berekend. Het uitrekenen van verschillen is toegepast bij slib, vis en zoöplankton.

Bij slib is gebruik gemaakt van de volgende formule:

$$\frac{Sliblaag \div Baggerfrequentie}{Slibproductie}$$

Waarbij:

- Baggerfrequentie = het aantal keer dat gebaggerd is in de afgelopen 10 jaar
- Slibdikte = de huidige dikte van de sliblaag
- Slibproductie = de door PCLake of PCDitch uitgerekenende slibproductie

Bij de verhouding van vis of zoöplankton wordt gebruik gemaakt van de onderstaande formule:

$$\frac{gemodelleerde\ biomassa}{gemeten\ biomassa}$$

Voor deze formules geldt dat indien zowel teller als noemer nul is, het verschil eveneens nul is en dat indien slechts een van beide nul is het verschil 1 is.

OPTELLEN EN AFTREKKEN

Voor het berekenen van het surplus aan stikstof of fosfor uit de bodem wordt de gemodelleerde concentratie afgetrokken van de veldmeting.

Voor het berekenen van de actuele stikstof of fosforconcentraties wordt het surplus aan stikstof of fosfor uit de bodem opgeteld bij de externe belasting. Daarnaast worden in het netwerk ook de extincties van detritus en minerale fractie van zwevend stof bij elkaar opgeteld om tot een totale zwevende stof extinctie te komen.

STROOMSNELHEID

Voor het berekenen van de stroomsnelheid is de volgende formule gebruikt:

$$\text{Stroomsnelheid} = \frac{\text{Debiet}_{\text{inlaat}} \div 86400 \div 1000}{\text{Diepte}}$$

waarbij:

- Stroomsnelheid = meters per seconde
- Diepte = meters
- $\text{Debiet}_{\text{inlaat}}$ = millimeters per dag

Hierbij geldt tevens dat zodra de teller of de noemer nul is, dat de aanname is dat de stroomsnelheid dan ook nul is.

VERBLIJFTIJD

Voor het berekenen van de verblijftijd is de onderstaande formule gebruikt:

$$\text{Verblijftijd} = \frac{\text{Diepte} * 1000}{\text{Debiet}_{\text{inlaat}}}$$

waarbij:

- Verblijftijd = dagen
- Diepte = meters
- $\text{Debiet}_{\text{inlaat}}$ = millimeters per dag

I.IV

EXPERTRELATIES

EST'S: DIEPE MEREN

De EST's voor diepe meren zijn vastgesteld aan de hand van een aantal logische statements gebaseerd op expertkennis. Allereerst wordt vastgesteld of er licht op het metalimnion valt. Als er geen licht op het metalimnion valt is het epilimnion troebel. Wanneer de zwevend stof-extinctie groter is dan de chlorofyl-extinctie, dan is het systeem abiotisch troebel. Als de extinctie door Chlorofyl-a groter is dan de extinctie door zwevend materiaal, wordt gekeken of de cyanochlorofyl/totaal chlorofyl verhouding groter dan 0.5 is. Indien deze groter is dan 0.5 is het systeem biotisch troebel met een dominantie van blauwalgen in het epilimnion, bij een verhouding van kleiner dan 0.5 is er een dominantie van niet-blauwalgen in het epilimnion.

Als er echter wel licht op het metalimnion valt en de nutriëntenal van het hypolimnion beperkt of afwezig is, dan de ecosysteemtoestand gekenmerkt door een troebel metalimnion. Uit flowcytometer gegevens van het promotieonderzoek van Laura Seelen blijkt dat van de 13 meren met een diep chlorofyl maximum (gelegen op het metalimnion) er 5 een cyano/chla ratio $> 0,5$ hebben. Dus wordt deze staat bij 5/13 opgelegd als zijnde biotisch troebel met een dominantie van blauwalgen op het metalimnion, en 8/13 als zijnde biotisch troebel met een dominantie van niet-blauwalgen op het metalimnion. Als al bovenstaande condities niet worden behaald is het meer oligotroof met een werkende nutriëntenal die oxisch is.

EST'S: ONDIEPE MEREN

De EST's voor ondiepe meren zijn vastgesteld aan de hand van een aantal logische statements gebaseerd op expertkennis. Allereerst wordt vastgesteld of een watersysteem in een vegetatietoestand is. Als er geen vegetatie voorkomt, wordt gekeken naar de ratio tussen extinctie van SS en chlorofyl. Als deze groter is dan 1 (meer SS dan chlorofyl) wordt het systeem gecategoriseerd als abiotisch troebel, als deze lager is dan 1 dan is het systeem biotisch troebel. Om vervolgens onderscheid te maken in blauwalg gedomineerd en overig fytoplankton gedomineerd, wordt gekeken of de totale hoeveelheid chlorofyl voor meer dan de helft uit blauwalg bestaat. Als het systeem zich in een vegetatie gedomineerde toestand bevindt dan wordt gekeken of deze monotoon of divers is en wordt de desbetreffende toestand de EST-uitkomst. Als vegetatie niet voorkomt, ondanks dat PCLake wel vegetatie had voorspeld, wordt een nabewerking uitgevoerd. Dit komt voor op het moment dat

Uitzicht voorspelt dat er onvoldoende licht op de bodem valt, of omdat planten door een van de ESF Habitatgeschiktheid relaties zijn verwijderd. In dit geval is de voorspelling van chlorofyl uit PCLake niet in overeenstemming is met de verwachte EST, waardoor deze dus ook niet gebruikt kan worden om onderscheid te maken tussen de verschillende troebele toestanden. Om hier mee om te gaan wordt aan alle troebele toestanden een gelijke kans van voorkomen toegekend. Dit leidt tot een situatie waarbij de uitkomst duidelijkheid geeft over de afwezigheid van vegetatie maar niet over het type troebelings.

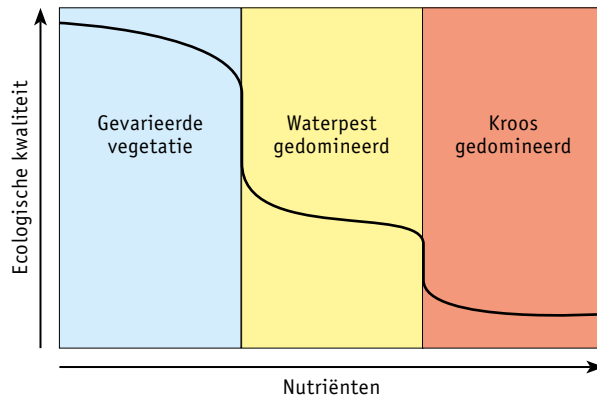
EST'S: SLOTEN

Sloten zijn een typisch cultuurlandschap. Sloten worden gegraven ten bate van de aan- en afvoer van water, voornamelijk in landbouwgebieden. Ondanks de voornamelijk hydrologische functie kunnen sloten rijk zijn aan watervegetatie. Vanuit verschillende literatuur worden vaak verschillende vegetatietypen onderscheiden. Een veelgebruikte indeling is een indeling in drie vegetatietypen (zie [figuur I.3](#), PLONS-project).

Hiernaast kan ook een flab-gedomineerde toestand ontstaan (zie bijvoorbeeld Witteveen+Bos, 2013). Voor de ecosysteemtstanden in sloten is daarom uitgegaan van een viertal hoofdtoestanden: soortenrijke vegetatie, monotone vegetatie (o.a. waterpest en/of grof hoornblad), flab-gedomineerde toestand en een kroos-gedomineerde toestand.

Hiernaast kan door (grootschalige) inlaat van water ook een algenrijke toestand of een (abiotisch) troebele toestand aanwezig zijn in het systeem. In de laatste twee gevallen wordt de toestand bepaald door de verhouding tussen inlaatwater en 'gebiedseigen' water.

FIG. I.III INDELING IN DRIE VEGETATIETYPEN VOLGENS PEETERS ET AL., (2007)



HOE BEPALEN WE IN WELKE TOESTAND EEN WATERLICHAAM ZIT?

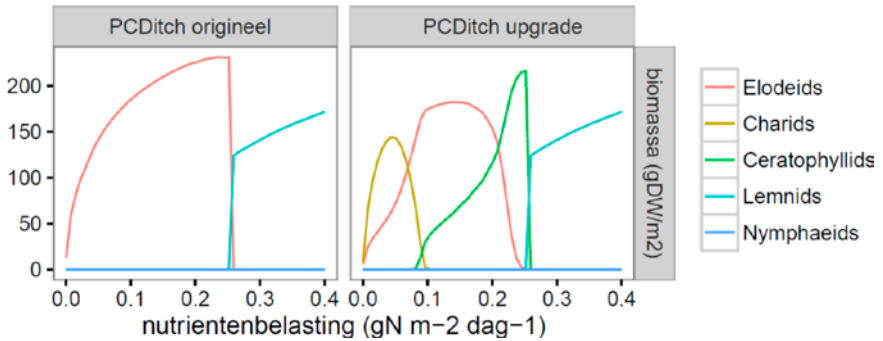
Modelleringen

In het metamodel PCDitch (Witteveen+Bos, 2013) wordt uitgegaan van een omslagpunt van ondergedoken vegetatie naar een flab- of kroos-gedomineerde toestand. Wanneer de belasting juist onder de kritische grens ligt, wordt een vegetatie-gedomineerde toestand verwacht, maar of dit om een gevarieerde vegetatie of een monotone vegetatie gaat, is uit het metamodel niet op te maken.

Om hier aanvullende informatie over te genereren is het model PCDitch gebruikt. Met de originele instellingen (sensu Janse, 2005) wordt in het model slechts dominantie van de functionele groepen 'Elodea', 'flab' en 'Lemna' gemodelleerd. Om deze reden is voor dit netwerk het model gedraaid met aangepaste instellingen (Van Gerven, 2016), hierdoor is het mogelijk in een trofiegradiënt een opeenvolging van meerdere groeivormen en co-existentie van deze groeivormen gemodelleerd kan worden (zie figuur I.4).

FIG. I.IV DE VERSCHILLEN IN UITKOMSTEN VAN HET MODEL MET DE ORIGINELE INSTELLINGEN (LINKS) EN MET Aangepaste GROEICOËFFICIËNTEN (RECHTS)

NB het kritische omslagpunt naar kroos (Lemnids) vindt bij dezelfde nutriëntenbelasting plaats. Gebaseerd op: Van Gerven (2016)

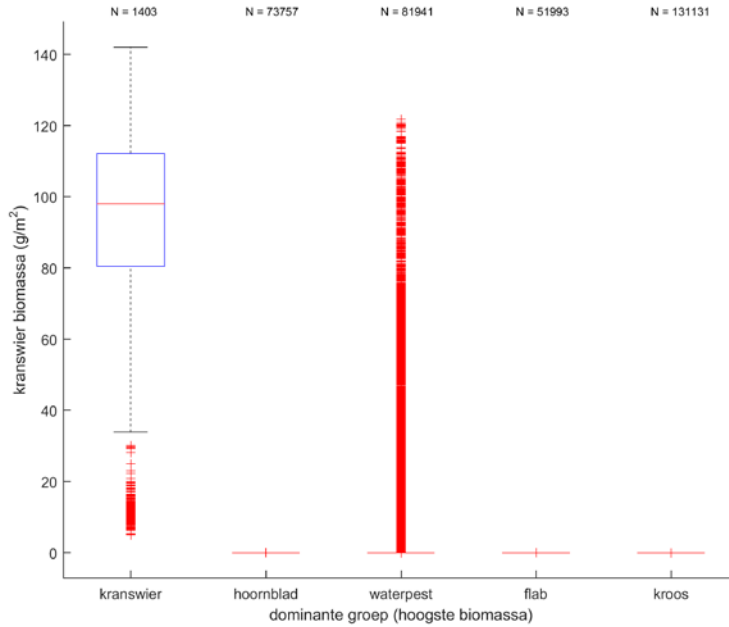


Analyse

Vervolgens is op basis van de modelleringen met PCDitch een analyse van de uitkomsten gemaakt.

Er is bijvoorbeeld een analyse gemaakt waarbij de waarnemingen zijn ingedeeld op basis van dominante groep (groep met de hoogste biomassa). Als hier vervolgens naar de biomassa werd gekeken, bleek dat co-existentie van meerdere soorten mogelijk is (zie figuren I.4 en I.5). Dit betekent dat de indeling op basis van dominante groep geen goede weergave is. Kranswieren komen volgens het model PCDitch ook vaak voor in een situatie waarbij ook waterpest aanwezig is (en vice versa). Vervolgens komt waterpest ook voor in een combinatie met grof hoornblad en kroos.

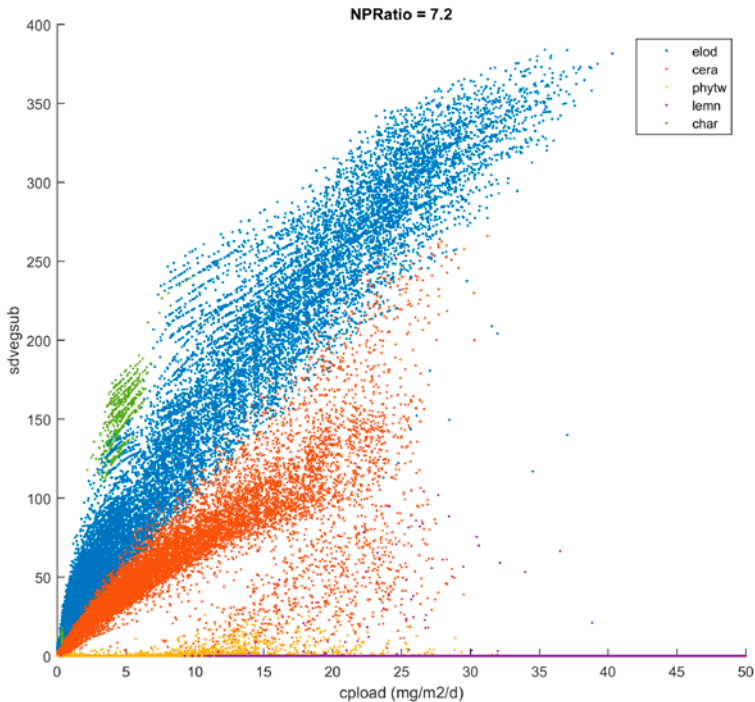
FIG. I.V VOORBEELD VAN CO-EXISTENTIE, DE KRANSWIERBIOMASSA KAN BIJ WATERPEST-DOMINANTIE OOK HOOG ZIJN



De vegetatiebiomassa bleek dus geen goede indicator voor soortenrijkdom. Bijvoorbeeld bij een relatief grote waterdiepte is het mogelijk dat de vegetatiebiomassa beperkt is (vanwege lichtlimitatie), maar dat er alsnog een monotone vegetatietype optreedt (zie bijvoorbeeld [figuur I.6](#)).

FIG. I.VI VOORBEELDGRAFIEK VAN DE VERHOUDING TUSSEN P-BELASTING (CPLOAD) EN ONDERGEDOKEN VEGETATIEBIOMASSA (SDVEGSUB) VOLGENS PCDITCH

De verschillende functionele groepen zijn aangeduid met verschillende kleuren (kranswieren in groen, waterpest in blauw, hoornblad in oranje, flab in geel, kroos in paars).



Criteria indeling in EST sloten

Uiteindelijk is er voor gekozen om het voorkomen van kranswieren (al dan niet in combinatie met waterpest) te gebruiken als typering voor een soortenrijke vegetatie. Op de dataset zijn de volgende criteria gebruikt voor de indeling (in deze volgorde):

- Biomassa kroos > 50 g DW/m² → kroos
- Biomassa flab > overige biomassa & flab biomassa > 0 → flab
- Biomassa ondergedoken waterplanten > 0 → ondergedoken waterplanten
- Biomassa kranswier > 0 → soortenrijk

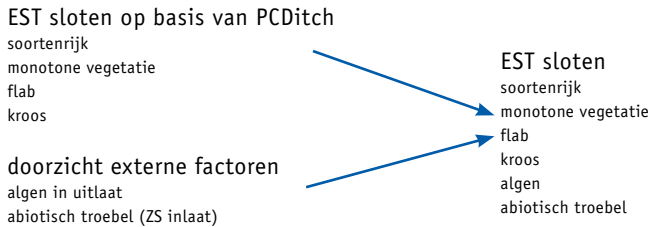
De kroosgrens van > 50g DW/m² is gebaseerd op visuele inspectie van de dataset. Vanwege de volgorde van toewijzen kwam het in een enkel geval voor dat een aan 'kroos' toegekende situatie later omgezet werd naar bijvoorbeeld 'flab' of

‘ondergedoken waterplanten’ op basis van de overige criteria. Hierdoor is deze arbitraire grens ook niet heel belangrijk. Bovenstaande indeling is gebaseerd op de data-analyse van de uitkomsten van PCDitch in combinatie met een expertoordeel; er is geen vergelijking uitgevoerd met gemeten waarden in het veld.

Integratie EST sloten met overige delen uit het sloten-netwerk

Op basis van bovenstaande analyse en indeling op basis van criteria op de PCDitch dataset is het mogelijk om op basis van systeemeigenschappen (waterdiepte, P-belasting, debiet etc.) een voorspelling te doen van de verwachte EST voor slootsystemen. Er moet echter nog rekening worden gehouden met een mogelijke beïnvloeding door bijvoorbeeld aanvoer van (grote hoeveelheden) algen uit externe bron, of zwevend stof (zie [figuur I.7](#)). Of de genoemde externe factoren significant bijdragen aan de EST is bepaald op basis van de verhouding tussen doorzicht:diepte. Op het moment dat deze verhouding lager is dan 0,5 (Witteveen+Bos 2010), is er onvoldoende licht aanwezig om vegetatie te kunnen krijgen. In dit geval wordt er afhankelijk van het type uitzicht-beperkende stoffen (algen of anorganische deeltjes) de typen ‘algen gedomineerd uit inlaat’ of ‘abiotisch troebel’ aan de EST toegekend.

FIG. I.VII SCHEMATISCHE WEERGAVE FLOWCHART EST-SLOTEN



.....

STOWA IN HET KORT

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

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie.

Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' - de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft - om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

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

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

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:

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



STOWA

Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

Bezoekadres

Stationsplein 89, vierde etage
3818 LE Amersfoort

t. 033 460 32 00
e. stowa@stowa.nl
i. www.stowa.nl

COLOFON

Amersfoort, Oktober 2018

Uitgave

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

Auteurs

Sven Teurlincx (NIOO-KNAW), Lilith Kramer (Deltares), Bob Brederveld (Witteveen+Bos), Lisette de Senerpont Domis (NIOO-KNAW), Gerben van Geest (Deltares), Casper Cusell (Witteveen+Bos).

Vormgeving Studio B | Nieuwkoop

Fotografie Barry Scholten | iStock | Hollandse Hoogte

Druk DPP | Houten

STOWA 2018-56

ISBN 978.90.5773.816.6

Copyright

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

Disclaimer

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

stowa

STICHTING
TOEGEPAST ONDERZOEK WATERBEHEER

stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 033 460 32 00
Stationsplein 89 3818 LE AMERSFOORT
POSTBUS 2180 3800 CD AMERSFOORT

