

Onderbouwing ecologische maatregelen IJsselmeergebied

Het areaal land-waterovergangen

Literatuurstudie

.....



Titel rapport: Onderbouwing ecologische maatregelen IJsselmeergebied – Het areaal land-waterovergangen - Literatuurstudie

Auteurs: P.J. Westendorp, E. Remke, J. de Fouw & R. Noordhuis

Expertgroep: prof dr. L.P.M. Lamers, prof. dr. A.J.P. Smolders, dr. L. Bakker, drs. J. van der Winden, dr. J. de Leeuw, dr. H. van der Geest & drs. R. Noordhuis

Opdrachtgever: Rijkswaterstaat

Rapportnummer: RP-19.072.20.18

Contactgegevens:

Onderzoekcentrum B-WARE BV
Radboud Universiteit Nijmegen
Mercator III, Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen

©Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen, 2020.

Dankwoord

Rijkswaterstaat heeft Onderzoekcentrum B-WARE gevraagd om deze beknopte literatuurstudie voor haar uit te voeren. Hierbij zijn verschillende wetenschappers en deskundigen vanuit verschillende instituten en organisaties betrokken. Via deze weg willen we alle wetenschappers en deskundigen die ons geholpen hebben bij de invulling van deze studie bedanken. In het bijzonder: prof dr. L.P.M. (Leon) Lamers (Radboud Universiteit), prof. dr. A.J.P. (Fons) Smolders (Radboud Universiteit/B-WARE), dr. L. (Liesbeth) Bakker (NIOO-KNAW), drs. J. (Jan) van der Winden (Rijksuniversiteit Groningen/van der Winden research & consultancy), dr. J. (Joep) de Leeuw (Wageningen University and Marine Research), dr. H. (Harm) van der Geest (Universiteit van Amsterdam) en drs. R. (Ruurd) Noordhuis (Deltares) en de aanwezigen bij de werksessie waaronder ir. J. (Joost) Lankester (RVO), ir. W. (Wouter) Van Heusden (RVO), dr. M.C (Mariëlle) van Riel en ir. J. (Jeroen) Veraart (WenR), ir. R. (Rosalie) Heins en drs. T. (Ton) Garritsen (RWS) en dr. P. (Perry) Cornelissen (Staatsbosbeheer). Tot slot willen we de begeleidingsgroep vanuit Rijkswaterstaat bedanken: dr. A. (Albert) Remmelzwaal, dr. M.B. (Mennobart) van Eerden en projectleider drs. J. (Janneke) Lourens.

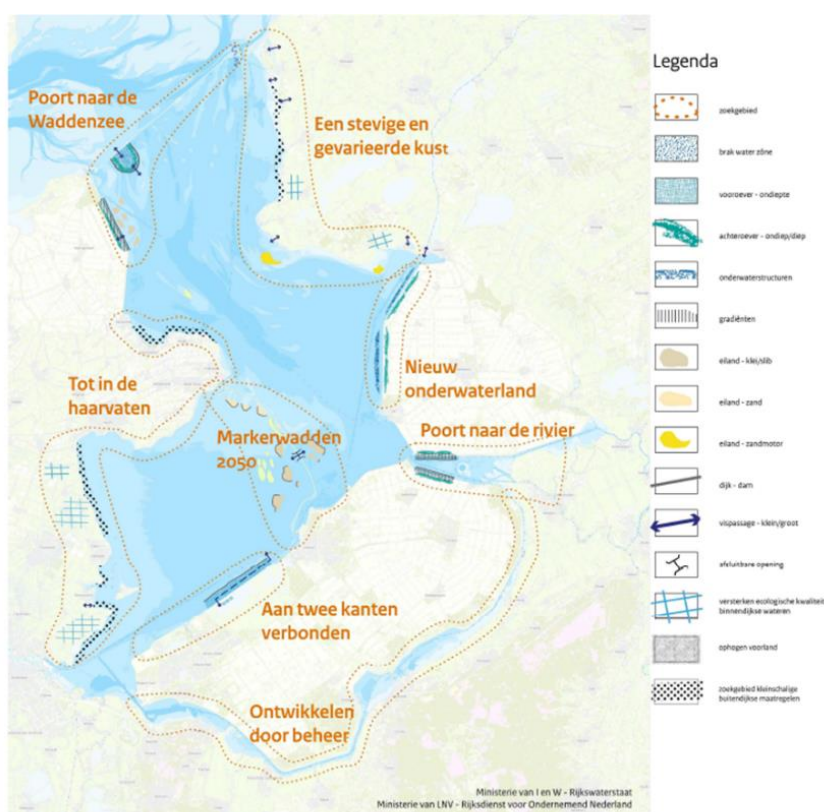
.....
INHOUD

1	Inleiding.....	6
1.1	Achtergrond	6
1.2	Doel van de studie	6
2	Vertrekpunt en aanpak.....	8
2.1	Invalshoeken	9
3	Achtergrond IJsselmeergebied	11
4	Potentiële referentiegebieden	14
4.1	Beknopte beschouwing	14
4.2	Nieuwe ecosystemen (Novel ecosystems).....	16
5	Land-water overgangen in meren	18
5.1	Invloed van land-waterovergangen op kleine en grote watersystemen	18
5.2	Voorwaarden voor ontwikkeling en effecten op het watersysteem	21
5.3	Invloed op veerkracht of robuustheid watersystemen	24
5.4	Belang van land-waterovergangen voor vissen	26
5.5	Belang van land-waterovergangen voor vogels.....	30
6	Conclusies en aanbevelingen	33
6.1	Conclusies	33
6.2	Aanbevelingen	36
7	Literatuur.....	37

1 INLEIDING

1.1 Achtergrond

Rijkswaterstaat heeft in de afgelopen jaren een ambitie voor het IJsselmeergebied geformuleerd en vertaald in concrete maatregelen (figuur 1.1.). In deze ambitie wordt gesteld dat natuurlijke land-waterovergangen of litorale zones een sleutelfactor zijn voor versterking van het ecosysteem van IJsselmeer en Markermeer. Het gaat hierbij om ecotopen als ondiep water (met en zonder waterplanten), waterriet en overstromingsgrasland. De vraag is echter welke oppervlakten van deze ecotopen nodig zijn om significant effect te hebben op ecosystemniveau. Dit is belangrijk voor de huidige ecologische kwaliteit, maar ook om rekening te houden met toekomstige ontwikkelingen als gevolg van klimaatverandering, intensivering van het gebruik van het gebied en de vestiging van nieuwe exoten.



Figuur 10 Maatregelenkaart

Figuur 1.1. Geplande maatregelen IJsselmeergebied (uit: Rimmelzwaal et al., 2017)

1.2 Doel van de studie

De ambitie voor de ecologische kwaliteit van het IJsselmeergebied omvat veel verschillende elementen. Deze beknopte literatuurstudie heeft als doel: *“Het geven van een onafhankelijke op wetenschappelijke feiten gestoelde onderbouwing van de benodigde oppervlakte aan ecotopen, in het overgangsgebied tussen land en water, om de veerkracht van het ecosysteem van IJsselmeer en Markermeer significant te versterken.”*

.....

Meer specifiek wordt de vraag gesteld in hoeverre 5-10 % aan 'natuurlijke land-waterovergangen' voldoende is om een robuust en veerkrachtig watersysteem te realiseren.


De uitkomsten van de studie moeten voor de betrokken deskundigen maar ook voor de beleidsmakers en bestuurders meer duidelijkheid verschaffen over de vraag of de geplande maatregelen voor het IJsselmeergebied (figuur 1.1.) voldoende zijn om een robuust en veerkrachtig systeem te realiseren en/of hieraan bijdragen.

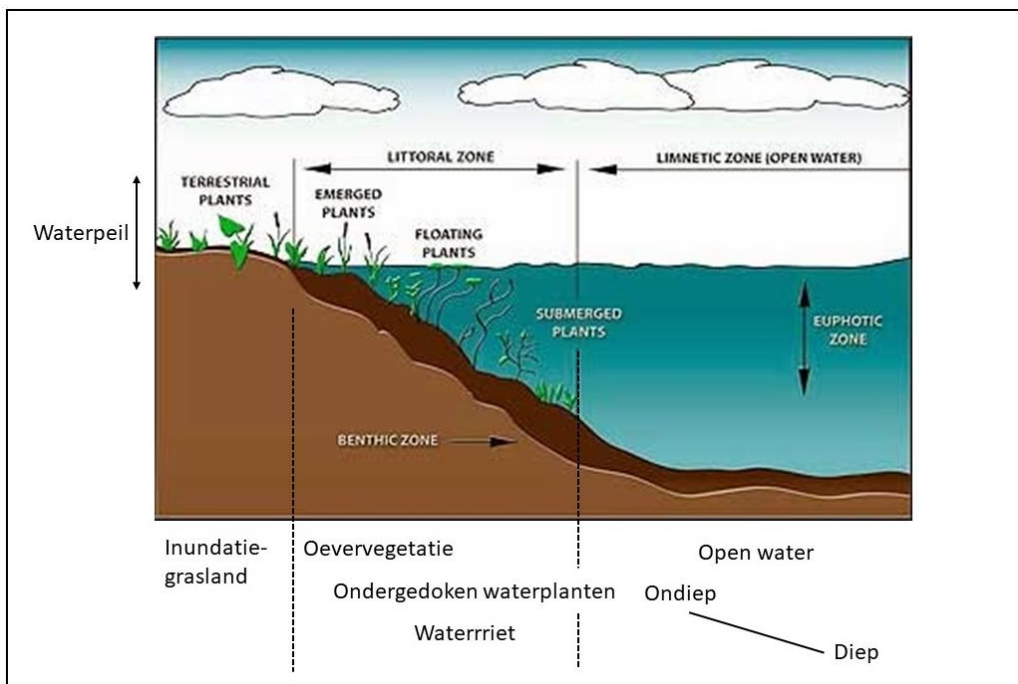
2 VERTREKPUNT EN AANPAK

Deze studie betreft een beknopte literatuurstudie. Bij aanvang van de studie werden in een sessie (d.d. 12 juni 2019) vertrekpunt en aanpak bepaald. Hierin werd vastgesteld dat de primaire focus in deze studie op de wetenschappelijke onderbouwing van het benodigd areaal aan 'natuurlijke land-water-overgangen', om een robuust en veerkrachtig watersysteem te realiseren, ligt. Hierbij dient de literatuurstudie een antwoord te geven op de vraag in hoeverre een areaal van 5-10 %, dat nu in verschillende adviezen vaak als uitgangspunt wordt genomen, bijdraagt aan het realiseren van een ecologisch robuuster en veerkrachtiger systeem?

Ecotoon

In de overgang van land naar water is sprake van een ecologische gradiënt. Deze overgangssituatie tussen biotopen wordt een 'ecotoon' genoemd. Binnen deze ecologische gradiënt worden in deze studie drie verschillende deelsystemen onderscheiden:

1. Ondiep water (met en zonder macrofyten, circa 0-1  cm diepte);
2. Waterriet (circa 60-150 cm diepte);
3. Overstromings- of inundatiegraslanden.



Figuur 2.1. Overzicht ecotoon land-water met inundatiegrasland, oeverzone en open water (naar: woodsperson.blogspot.com)

In deze beknopte literatuurstudie is in de wetenschappelijke literatuur gezocht naar studies waarin land-waterovergangen, maar ook de verhoudingen tussen deelsystemen binnen deze ecotoon, onderzocht zijn in relatie tot de ecologische kwaliteit van watersystemen.

Veerkrachtig en robuust

Wat is ecologische veerkracht of robuustheid? Steeds vaker wordt deze term gebruikt in natuur- en waterbeheer. In de wetenschap wordt hier vaak de term resilience voor gebruikt. Hoewel deskundigen en wetenschappers weten wat er bedoeld wordt bestaan er in de wetenschap van de ecologie vooral heel veel vragen over het verschijnsel. Er zijn weinig kwantitatieve studies beschikbaar omdat het verschijnsel moeilijk te onderzoeken is. Er bestaan verschillende definities. De definitie van Holling (1973) beschrijft het verschijnsel op een begrijpelijke manier en zal in deze studie worden gehanteerd (zie kader).

Ecologische veerkracht

In de ecologie betekent veerkracht (resilience) het vermogen van een ecosysteem om te reageren op verandering of verstoring door weerstand te bieden en zich binnen afzienbare tijd te herstellen.

Holling, C.S. (1973). "Resilience and stability of ecological systems". Annual Review of Ecology and Systematics. 4: 1-23.

In welke mate een systeem robuust is hangt niet alleen af van de impact of belasting die op het systeem wordt uitgeoefend, maar ook van de kenmerken of eigenschappen van het systeem. Verstoring of verandering kan bijvoorbeeld gaan om natuurlijke verstoringen zoals droogte en brand, maar ook om druk vanuit landbouw, industrie, visserij en recreatie. Weerstand of veerkracht tegen verandering kan bijvoorbeeld afhankelijk zijn van de complexiteit van voedselwebben, omvang van systemen en verbinding met vergelijkbare systemen.

2.1 Invalshoeken

Om een antwoord te kunnen geven op de onderzoeksvraag werden bij aanvang van de studie verschillende mogelijke invalshoeken benoemd, te weten:

1. Referentie gebieden (b.v. Peipsi, Donau-Delta, overige referenties);
2. (Doel)soorten (b.v. plant- en visgemeenschappen);
3. Voedselweb (in termen van biodiversiteit, compleetheid van ecosystemen);
4. Ecologische veerkracht.

Referentiegebieden

Voor wat betreft referenties kan voor het IJsselmeergebied - zoals in het verleden al veel gedaan is - gekeken worden naar het Peipsi meer. In deze studie zal echter ook aandacht worden geschonken aan andere watersystemen. Het voert echter te ver voor deze studie om systeemanalyses van al deze wateren uit te voeren, waardoor de vergelijking op voorhand beperkt wordt. Denk hierbij bijvoorbeeld aan de verschillen tussen deze systemen qua invloed van rivieren, klimatologische aspecten, kunstmatige ingrepen etc. Al deze systemen hebben unieke kenmerken, zo ook het IJsselmeergebied als watersysteem. Ondanks deze beperkingen kan het nog steeds waardevol zijn om andere systemen globaal te bekijken en bijvoorbeeld te achterhalen wat het areaal land-waterovergangen in die referentiesituaties is.

Doelsoorten

Het gewenste areaal aan land-waterovergangen zou ook bepaald kunnen worden aan de hand van de eisen die bepaalde soorten hieraan stellen. Er zijn veel studies uitgevoerd naar het voorkomen en functioneren van verschillende planten- en diersoorten in plassen

en meren. In de wetenschappelijke literatuur zal specifiek gezocht worden naar studies waarin specifiek is gekeken naar de relatie omvang/areaal habitats (binnen de zone land-waterovergangen) en het voorkomen van soorten en de invloed hiervan op systeemniveau.

Voedselweb

In het Markermeer is recent door de Universiteit van Amsterdam een studie op basis van stabiele isotopen uitgevoerd ($\delta^{13}\text{C}/\delta^{15}\text{N}$). Hieruit blijkt dat het voedselweb van het Markermeer vooral op autochtone koolstofbronnen gebaseerd is, hetgeen niet geheel verwonderlijk is omdat er geen overstromingsvlakten aanwezig zijn, van waaruit 'allochtoon' (terrestrisch, semi-terrestrisch) materiaal kan worden aangevoerd.

Ecologische veerkracht en alternatieve toestanden

Een andere invalshoek die gehanteerd zal worden is ecologische veerkracht of robuustheid van systemen. Hierbij wordt de definitie van Holling als uitgangspunt genomen. In de literatuur zal gezocht worden naar studies waarin bijvoorbeeld de impact van ingrepen of calamiteiten op watersystemen onderzocht zijn.

Er is veel literatuur beschikbaar over alternatieve stabiele toestanden in ondiepe meren (Scheffer, 1993). Dit betreft doorgaans studies waarin nutriëntenbelasting in relatie tot het ecologisch functioneren onderzocht zijn. Hoewel er in het IJsselmeergebied veel maatregelen reeds genomen zijn om de nutriëntenbelasting te beperken is het nog steeds waardevol om deze studies te betrekken omdat hierin vaak op systeemniveau wordt gekeken naar de invloed van land-waterovergangen (het areaal moeras en ondergedoken waterplanten) op watersystemen.

Niet in deze studie

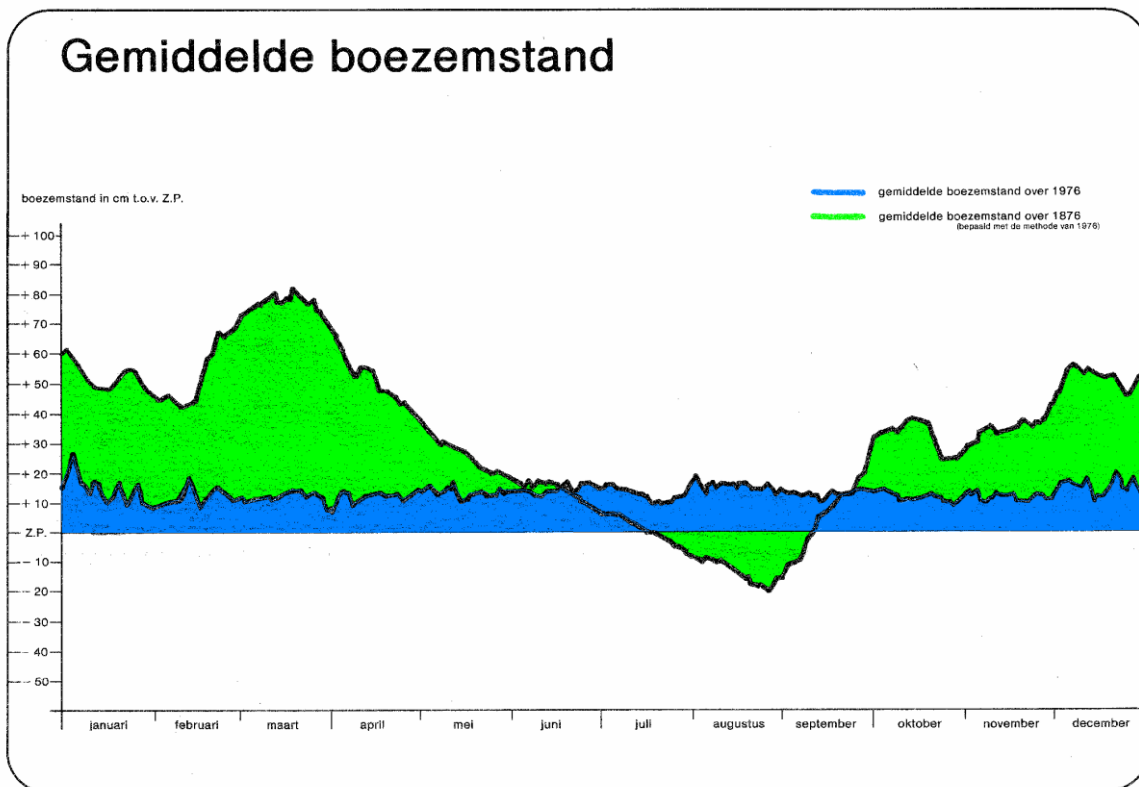
Deze beknopte literatuurstudie beperkt zich qua breedte en diepgang in onderwerpen. Hieronder worden een aantal onderwerpen benoemd die niet of niet uitvoerig behandeld worden:

- Onderzoek vanuit de gebiedseigen monitoringsdata, met name vogels;
- De systeemeigenschappen van het IJsselmeergebied en vragen over specifieke deelsystemen (compartimentering), het effect van maatregelen op systeemniveau en/of de haalbaarheid van de uitvoering van maatregelen;
- De invloed van (instroom van) rivieren op ondiepe zones.

3 ACHTERGROND IJSSELMEERGEBIED

Het IJsselmeergebied is een sterk door de mens gevormd en beïnvloed watersysteem. Voor 1932 was er nog sprake van de Zuiderzee. Een groot ondiep getijdegebied met forse fluctuaties in waterpeil en ook maar in mindere mate in zoutgehaltes. Vanuit de IJssel, maar ook vanuit talloze kleinere watergangen werd de Zuiderzee gevoed met zoet water. Aan de Noordzijde was sprake van een open verbinding met de Waddenzee, waardoor er sprake was van een gradiënt in zoutgehalte. Rondom de Zuiderzee was sprake van grote vlaktes aan moerassen en natte (inundatie)graslanden. Toch moet een beeld van geleidelijke land-waterovergangen worden bijgesteld, want zoals Noordhuis (2010) beschrijft moet het vroegere Zuiderzeesysteem veel meer gezien worden als een binnensee, omdat de invloed vanuit de Noordzee en Waddenzee vele malen groter was dan die vanuit de IJssel.

Rondom de Zuiderzee was sprake van een groot inundatiegebied of een overstromingsvlakte, die wisselend onder water en droog stond en waarbij sprake was van een getijde- en seizoensdynamiek.



Figuur 3.1. Waterpeilverloop Friese boezem in 1876 en 1976.

In Claassen (2008) wordt beschreven hoe in die tijd de waterpeildynamiek in de aangrenzende – en op de Zuiderzee afwaterende - Friese boezem eruit zag (figuur 3.1.). Hoewel dit beeld niet één op één vertaald kan worden naar het Zuiderzee systeem is het beeld qua dynamiek en omvang van de fluctuaties veelzeggend over de situatie zoals die in die tijd in de regio voorkwam. Een dynamiek die bijvoorbeeld ook nog aanwezig is in referentiesystemen zoals Peipsi (Van Eerden *et al.*, 2007).

Na de aanleg van de Afsluitdijk en met de inpoldering van de Wieringermeer en Flevopolder kwam het watersysteem er geheel anders uit te zien. Er ontstond een sterk gecompartmenteerd systeem bestaande uit IJsselmeer, Markermeer en de randmeren. Na de transformatie van zee naar binnenmeer verzoette het watersysteem binnen een tijdsbestek van circa vier jaar (Noordhuis, 2010; Bruins, 2017). Het IJsselmeergebied heeft tegenwoordig een wateroppervlakte van circa 2000 km² en een gemiddelde diepte van circa 4 meter. Het waterpeil is kunstmatig en heeft vaste streefwaarden voor de zomer en de winter: respectievelijk -20 en -40 cm NAP. In de Veluwerandmeren in de zomer -5 en in de winter -30 cm NAP.

In Noordhuis (2010), Bruins (2017) en de Factsheet Verkenning grote wateren (RWS, 2017) worden diverse problemen van het IJsselmeergebied beschreven. Zo neemt sinds 1980 de biomassa aan vis af door bevissing en maatregelen tegen eutrofiëring. Wel is de diversiteit van de visgemeenschap toegenomen. De voor vissen en vogels minder goed eetbare quaggamossel (*Dreissena bugensis*) is sterk toegenomen ten opzichte van de driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*). De toegenomen temperatuur van het oppervlaktewater en het verbeterde doorzicht hebben geleid tot een afname van spiering (*Osmerus eperlanus*), die van groot belang is als voedsel voor zowel andere vissen als veel watervogels.

Tabel 3.1. Enkele systeemkenmerken deelsystemen IJsselmeergebied (uit: Noordhuis, 2010)

	gemiddelde diepte (m -NAP)	mediane diepte (m -NAP)	oppervlak (ha)	verblijftijd (maanden)
Noordelijk compartiment				
IJsselmeer	4,57	4,63	113.687	4
Ketelmeer	3,57	3,75	3.232	3 dagen
Vossemeer	1,43	0,87	331	
Zwarte Meer	1,80	1,22	1.772	10 dg - 1 mnd
Zuidwestelijk compartiment				
Markermeer	3,81	3,93	69.535	10-15 *
Gooimeer	4,51	2,63	2.567	1,8
Eemmeer	2,07	1,80	1.522	1
Veluwerandmeren				
Wolderwijd	2,14	1,90	2.541	3,8
Veluwemeer	1,80	1,09	3.128	2
Drontermeer	1,31	0,82	562	1

Wellicht het belangrijkste knelpunt in de ecologische kwaliteit is de afwezigheid van een natuurlijke waterpeilfluctuatie in combinatie met de afwezigheid van zachte en geleidelijke oeverovergangen. Hierdoor ontbreken natuurlijke oeverhabitats, met ondergedoken waterplanten en helofyten, die van groot belang zijn als paai- en opgroeiplaatsen voor vissen, voor zoöplankton, macrofauna en tal van soorten die hierop foerageren. De ondiepe delen die er in het verleden waren zijn voor een belangrijk deel ingepolderd. Hierdoor bestaan tegenwoordig twee verschillende land-water overgangen: 1) een lange gradiënt aan de oude landzijde en 2) een steile gradiënt aan de polderzijde. Dit geeft verschillende type land-water overgangen met elk hun eigen kenmerken.

Een ander groot knelpunt vormen de aanwezige barrières, waardoor van elkaar gescheiden compartimenten zijn ontstaan (Tabel 3.1.). Dit speelt zowel binnen het systeem als buiten het systeem in de aansluiting met binnendijkse wateren. Met name vissen hebben in hun

levenscyclus op verschillende ecotopen nodig om deze goed te kunnen volbrengen en zodoende een vitale populatie te ontwikkelen en in stand te houden.

Een belangrijke vraag die in dit kader gesteld kan worden is in welke mate er sprake is van één watersysteem. Een eerste beschouwing levert direct een beeld op van grote variatie tussen de verschillende compartimenten of meren (o.a. tabel 3.1. en 3.2.). Denk hierbij aan verschillen in omvang, geometrie, dynamiek, en bodemtype; maar ook het voorkomen van dieren en planten. Daarbij is zoals eerder gezegd de uitwisseling beperkt. In de onderzoeksvraag wordt nu uitgegaan van één watersysteem, maar mogelijk zal blijken dat een beschouwing per deelsysteem meer recht doet aan de situatie.

Het IJsselmeergebied heeft ondanks de ecologische problemen die hiervoor genoemd worden nog steeds ecologische waarde en is van internationaal belang (Natura2000, Ramsar) voor bijvoorbeeld verschillende (grote aantallen) trekvogels. Voor verschillende soorten zijn de kenmerken van zoet water met een relatief geringe waterdiepte en een groot wateroppervlak van groot belang. In de randmeren zijn grote oppervlakken aan ondergedoken waterplanten tot ontwikkeling gekomen. Hierdoor zijn plantenetende vogels ook sterk toegenomen. In met name het IJsselmeer en Markermeer nemen vis- en benthosetende watervogels af.

Tabel 3.2. Voorkomen van ondergedoken waterplanten in de verschillende watersystemen van het IJsselmeergebied (RWS data 2015-2018 en Noordhuis, 2010)

Indicatieve oppervlakte begroeid per klasse (oppervlakte in ha)					
Bedekking (klasse) percentage	Markermeer & IJmeer	IJsselmeer	Zwarte Meer	Wolderwijd & Nuldernauw	Drontermeer & Vossemeer
Jaar	2016	2017	2018	2018	2018
(0) 0%	7142	6110	223	62	61
(1) 0 - 1%	1464	521	161	9	9
(2) 1 - 5%	1814	723	187	37	23
(3) 5 - 15%	1131	584	217	93	55
(4) 15 - 25%	514	306	124	103	53
(5) 25 - 50%	738	481	187	265	121
(6) 50 - 75%	589	307	138	343	138
(7) 75 - 100%	1539	248	244	976	262
Totaal klasse 1 - 7:	7789	3170	1258	1826	661
Wateroppervlak totaal (ha)	69535	113687	1772	2541	2334
Bedekking (klasse) percentage	Ketelmeer	Veluwemeer	Nijkerkernauw & Eemmeer	Gooimeer	
Jaar	2018	2015	2018	2018	
(0) 0%	797	13	76	48	
(1) 0 - 1%	100	6	58	33	
(2) 1 - 5%	155	22	135	67	
(3) 5 - 15%	140	78	216	146	
(4) 15 - 25%	113	101	202	140	
(5) 25 - 50%	141	305	381	428	
(6) 50 - 75%	40	474	158	402	
(7) 75 - 100%	18	1643	91	533	
Totaal klasse 1 - 7:	707	2629	1241	1749	
Wateroppervlak totaal (ha)	3232	3128	1522	2567	

Nb 1: de oppervlakken klasse 0 zijn de oppervlakken zonder waterplanten van de gebieden waar bemonsterd is. Bijvoorbeeld het midden van het IJsselmeer is niet inbegrepen omdat dit buiten het bemonsterde gebied valt.

4 POTENTIËLE REFERENTIEGEBIEDEN

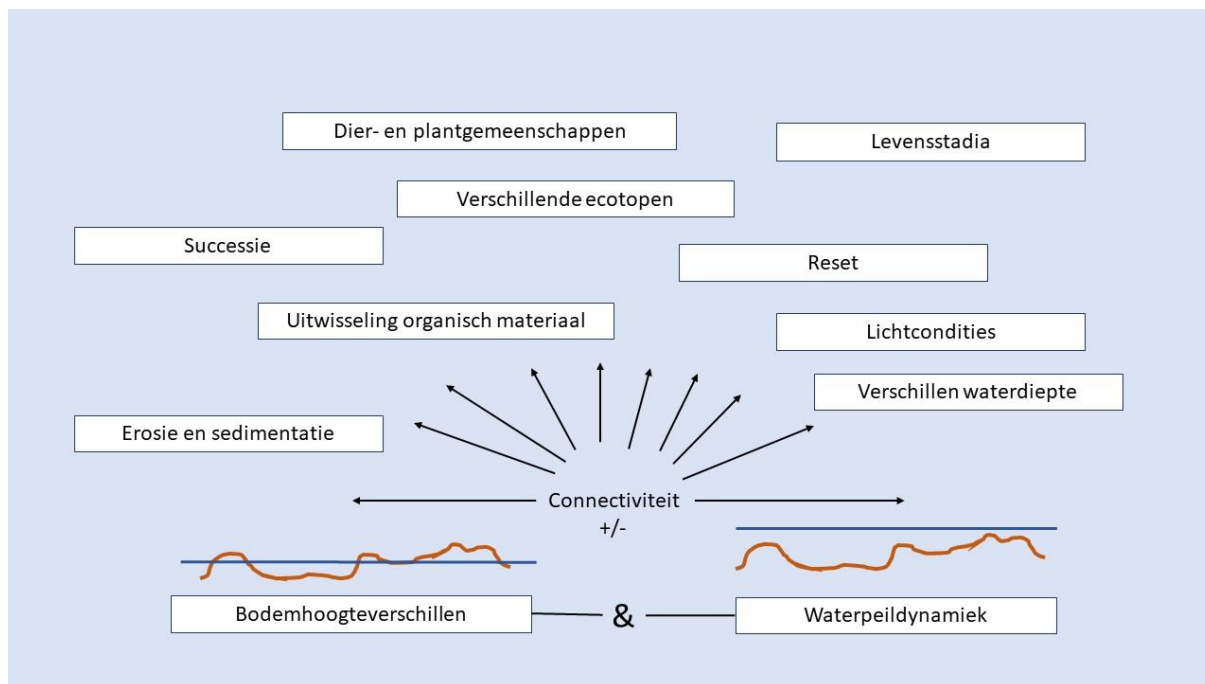
4.1 Beknopte beschouwing

Van der Winden *et al.*, 2006 hebben kenmerken van 10 verschillende referentie watersystemen achter elkaar gezet. De systemen zijn met name gekozen op basis van omvang, klimaatzone en hydrologische kenmerken. Daarbij gaat het om systemen die in verschillende mate beïnvloed worden door antropogene factoren. Het gaat om de volgende systemen:

1. Donau Delta
2. Wolga benedenloop
3. Peipsi meer
4. Loire estuarium
5. Elbe
6. Zwarte Zee limans en Sivash
7. Warta
8. Pechora delta
9. Pripyat rivier
10. Zuiderzee (historische referentie)

In de bovengenoemde studie werden geen kenmerken qua arealen (in percentage of oppervlak) aan ondiepe zones uiteengezet of een koppeling gemaakt tussen het belang van de land-water overgangen in relatie tot de kwaliteit van het watersysteem. Voor de delta's kan veel informatie worden gevonden, maar blijkt dat veel studies zich richten op deelgebieden. Hierdoor kan geen goed beeld worden gevormd van systeemeigenschappen en kwantitatieve kenmerken. In van Eerden *et al.*, (2007) wordt uitgebreid stilgestaan bij de kenmerken, overeenkomsten en verschillen van het Peipsi meer ten opzichte van het IJsselmeergebied.

De referentiesystemen hebben verschillende overeenkomsten. De systemen zijn vaak minder verstoord en omvatten verschillende habitats van nat naar droog, waarbij waterpeilfluctuaties in combinatie met hydromorfologische kenmerken zorgen voor de mate van connectiviteit (figuur 4.1.). Hierdoor zijn er inundatievlaktes en treden erosie en sedimentatie op. Het gaat daarbij om delta's waarbij zoete en zoute of brakke omstandigheden afwisselend voor komen en organismen zich in mindere of meerdere mate vrij kunnen bewegen tussen de verschillende ecotopen. De systemen zijn rijk aan vegetatie, vis en (trek)vogels en vervullen internationaal een belangrijke ecologische functie.



Figuur 4.1. Belangrijke processen in watersystemen. In de basis leiden bodemhoogteverschillen en seizoensgedreven waterpeildynamiek tot een diversiteit aan ecotopen met een variabele connectiviteit. Dit leidt tot omstandigheden waar verschillende levensstadia van soorten zich kunnen voltrekken en hiermee tot vitale populaties.

Opvallende verschillen met het IJsselmeergebied zijn de waterpeildynamiek en variatie (en geleidelijkheid) in bodemhoogtes waardoor verschillende ecotopen kunnen ontstaan en er in wisselende mate sprake is van connectiviteit; die overeenkomt met de levenscyclus van veel aquatisch gebonden soorten. In het peilbesluit van de wateren van het IJsselmeergebied bevindt zich weinig speelruimte voor een natuurlijker seizoensgebonden peilverloop. Dit geldt voor veel Nederlandse watersystemen. Het verloop in bodemhoogte kan wel gestuurd of beïnvloed worden. In de gebieden rondom het IJsselmeergebied (achterland) is reeds meer ruimte voor een natuurlijker peil aanwezig of is (lokaal) nog meer mogelijk.

Naast de hiervoor genoemde potentiële referentiesystemen worden in Bruins (2017) nog een 9-tal grote meren genoemd, die mogelijk de moeite waard zijn nader te onderzoeken:

1. Lake Windermere – Groot-Brittannië
2. Grand-Lieu – Frankrijk
3. Lago Venice – Italië
4. Prespa – Griekenland
5. Razelm – Roemenië
6. Balaton – Hongarije
7. Hjälmaren – Zweden
8. Puhajärvi – Finland
9. Sczcecinski – Polen

In aanvulling op Bruins (2017) werden gegevens over diepte, oppervlakte en begroeiing van deze meren verzameld. De resultaten hiervan zijn weergegeven in tabel 4.1.

Tabel 4.1 Gevonden kernmerken van 9 de referentiesystemen van Bruins (2017)

Watersysteem	Oppervlak (ha)	Gemiddelde diepte (m)	Informatie over areaal land-water overgangen
Lake Windermere (Groot-Brittannië)	1.610	3,5 (max 6,5)	Litoraal zone = 18%
Grand-Lieu (Frankrijk)	6.292	1,6 (max 4,0)	Ondergedoken waterplanten = 22%
Lago Venice (Italië)	55.000	10,5 (max 21,5)	Circa 80% wetland Circa 11% permanent open water
Prespa (Griekenland)	25.400	14,0 (max 54,0)	Niet gevonden
Razelm (Roemenië)	41.500	(max 3,5)	Niet gevonden
Balaton (Hongarije)	59.200	3,0 (max 12,0)	< 3% ondergedoken waterplanten 3% helofyten
Hjälmaren (Zweden)	48.300	6,2 (max 20,0)	Niet gevonden
Puhajärvi (Finland)	1.400	? (max 14,0)	Niet gevonden
Sczcecinski (Great Lagoon) (Polen)	68.700	3,8 (max 8,5)	Emergent 2,3% Ondergedoken macrofyten 6,5% Drijvende macrofyten 6,9%

Een eerste indruk is dat er meren tussenzitten die overeenkomsten vertonen met de systemen van het IJsselmeergebied. Hierbij moet gedacht worden aan overeenkomsten op het vlak van klimatologie, soortensamenstelling en kunstmatige ingrepen. Anderzijds zijn er ook grote verschillen zoals de Scandinavische meren die lange tijd van het jaar door ijs bedekt zijn of meren die een sterk afwijkende waterbalans hebben. Om voor deze meren te achterhalen welke overeenkomsten en verschillen er precies zijn en een beeld te krijgen van het systeemfunctioneren is een uitgebreidere (veld)studie van deze meren noodzakelijk.

4.2 Nieuwe ecosystemen (Novel ecosystems)

In het verleden en nog steeds wordt bij ecologisch herstel van systemen gezocht naar een geschikte referentie. Indien voldoende gegevens beschikbaar zijn kan dit een historische referentie zijn en zo niet een vergelijkbaar systeem op een andere plaats (zie bijvoorbeeld van der Molen, 2007). Hobbs *et al.*, (2009) introduceerden het begrip 'novel ecosystems' voor situaties waar een systeem zo sterk veranderd is dat herstel naar de historische situatie niet mogelijk is. Hobbs *et al.*, (2009) geven hierbij echter aan dat men zich in zo'n geval dan niet moet laten ontmoedigen en afzien van maatregelen om de ecologische kwaliteit te verhogen, want novel ecosystems kunnen erg waardevol zijn en veel potentie in zich hebben.

Hobbs *et al.*, (2009) betwijfelen of er nieuwe maatregelen en methoden nodig zijn om de ecologische kwaliteit van novel ecosystems te verbeteren. Immers, in deze systemen komen dezelfde processen en elementen voor als in minder verstoorde ecosystemen. Zo is er altijd een bepaalde abiotische toestand met verschillende biotische spelers en vinden

processen zoals nutriëntenrecycling en trofische interacties plaats. Verdonschot verwijst in dit kader – van belangrijke elementen voor het ecologisch functioneren van meren - naar de 5 O's (Omgeving, Overstromingszone, Oeverzone, Onderwaterkolom, Onderwaterbodem) en de 5 S'en (Systeemvoorwaarden, Strooming, Structuren, Stoffen, Soorten). In Remmelzwaal *et al.*, (2017) worden 'schaal, habitatkwaliteit, habitatdiversiteit, connectiviteit en natuurlijke dynamiek' genoemd. Dit soort denkkaders kan goed worden gebruikt om de eerder genoemde referentiesystemen nader te bekijken en een vergelijking te maken met de verschillende systemen van het IJsselmeergebied.

Grote ecologische problemen (stressoren) zullen in een novel ecosystem niet worden opgelost, maar kunnen soms met maatregelen wel gemitigeerd worden, zodat een bepaalde toestand bereikt of behouden kan worden. Dit en de complexiteit van het beheer van novel ecosystems zou beheerders dus niet moeten ontmoedigen. Door een adaptief beheer te voeren (adaptive management strategy) kan en moet tussentijds worden geëvalueerd en bijgestuurd. Het mooie van novel ecosystems is tot slot dat er juist ook hele mooie ecologische verrassingen op het pad van de beheerder kunnen komen.



Figuur 4.2. Koopmanspolder bij Andijk (www.hhnk.nl)

Voorbeelden om dit te illustreren zijn de Koopmanspolder waar het achteroeverconcept is toegepast en de paaiplaatsen voor snoek (*Esox lucius*) die in de Binnenschelde (Bergen op Zoom) en de Bergse Plassen (Rotterdam) zijn gerealiseerd.

"The issues around novel ecosystems are part of a broader dialog about humanity's changing relationship with nature. All ecosystems – including novel ones – will continue to change into the future, perhaps at unprecedented rates. The challenge is to find a path through the complex and pervasive issues that need to be tackled in the quest to nurture and maintain human populations and the world's ecosystems and species." Richard J. Hobbs.

5 LAND-WATER OVERGANGEN IN MEREN

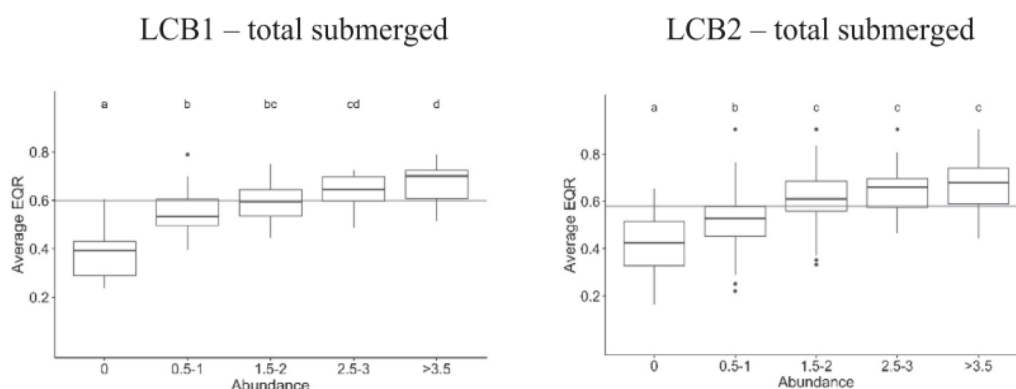
In met name wetenschappelijke literatuur is gezocht naar relevante studies om meer grip te krijgen op het benodigd areaal aan land-water overgangen. Dit is gedaan vanuit de eerder genoemde verschillende invalshoeken. Vrij snel werd echter duidelijk dat de verschillende invalshoeken in veel studies door elkaar heen lopen. Zo wordt het voorkomen van vegetatie vaak bestudeerd in relatie tot andere elementen van het voedselweb. Wat verder bleek is dat het vaak niet duidelijk is wat er nu precies aan land-waterovergang onderzocht is. Duidelijke begrenzingen worden meestal niet gegeven. Hierdoor bleek het niet goed mogelijk om de bevindingen van de literatuurstudie te scheiden in de eerder voorgestelde paragrafen (lees: invalshoeken). Daarom is gekozen voor een terugkoppeling van de bevindingen in de thema's:

1. Invloed van land-waterovergangen op kleine en grote watersystemen;
2. Voorwaarden voor ontwikkeling en effecten op het watersysteem;
3. Invloed op veerkracht of robuustheid watersystemen;
4. Belang van land-waterovergangen voor vissen;
5. Belang van land-waterovergangen voor vogels.

5.1 Invloed van land-waterovergangen op kleine en grote watersystemen

Het IJsselmeergebied als totaal watersysteem is, zeker naar Nederlandse begrippen, groot qua oppervlak. Omdat in grote meren andere processen kunnen spelen dan in kleine of veel grotere en met name diepere meren, ligt het misschien niet direct voor de hand om deze te betrekken in deze studie. Echter, het IJsselmeergebied is sterk gecompartmenteerd en omvat naast IJsselmeer en Markermeer ook kleinere watersystemen, die weliswaar verbonden zijn maar wel over eigen kenmerken beschikken (zie hiervoor o.a. tabel 3.2.). Naast verschillen blijken er ook veel overeenkomsten zijn tussen grote en kleinere watersystemen.

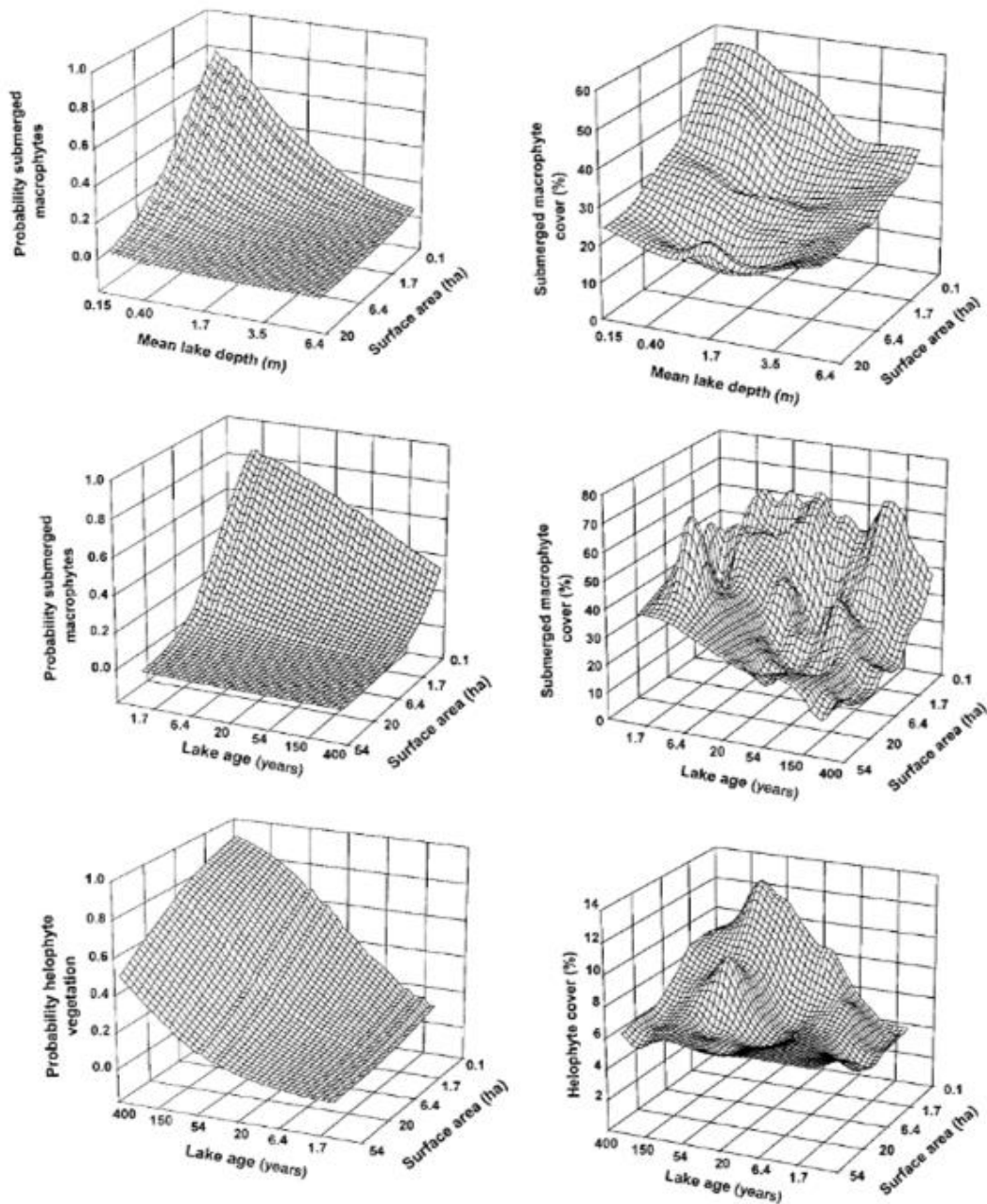
In een studie van 539 Europese meren, waaronder twee randmeren van het IJsselmeergebied (Veluwemeer en het Wolderwijd) werden door Poikane *et al.*, (2018) de ecologische kwaliteit in relatie tot vegetatiebedekkingen beschouwd. De meren zijn betrekkelijk klein (tot 75 km²) in vergelijking met het totale IJsselmeergebied.



Figuur 5.1. Ecologische kwaliteit (EQR) in relatie tot de aanwezigheid van ondergedoken waterplanten (Poikane *et al.*, 2018). De klasse-indeling van 1 tot en met 5 geeft olopend het voorkomen van ondergedoken waterplanten weer.

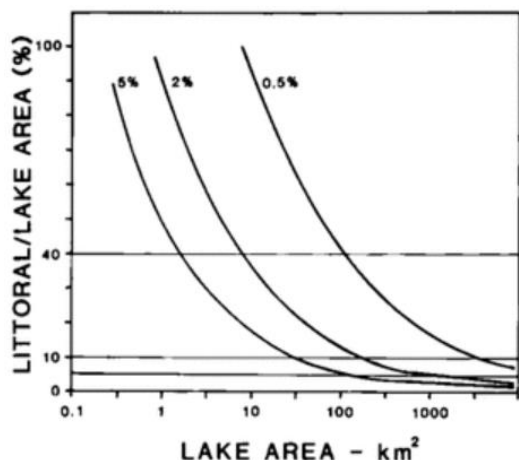
In deze studie wordt beschreven dat de ecologische kwaliteit, uitgedrukt als de Ecological Quality Ratio, voor ondiepe meren (< 3 m) hoog is vanaf bedekkingen van meer dan 50% ondergedoken macrofyten (figuur 5.1.).

Van Geest *et al.*, (2003) hebben 215 ondiepe, relatief kleine (<54 ha) uiterwaardplassen in het stroomgebied van de Rijn onderzocht (veldmetingen). Uit het onderzoek blijkt dat de bedekking met macrofyten en helofyten afneemt met toenemend oppervlak en diepte van de onderzochte wateren (figuur 5.2.). Ook blijkt dat het aandeel ondergedoken waterplanten na verloop van tijd afneemt, terwijl het areaal aan helofyten toeneemt (het verlandingsproces). De resultaten zijn in een model verwerkt waarmee op basis van systeemkenmerken voorspeld kan worden of en welke vegetatie er voorkomt.



Figuur 5.2. Gemodelleerde reactie van ondergedoken waterplanten en helofyten op verschillende variabelen (van Geest *et al.*, 2003).

Gasith (1991) laat zien dat de omvang van de litorale zone in grote en diepe(re) meren veel kleiner is dan in ondiepe wateren met een relatief klein wateroppervlak (figuur 5.3).



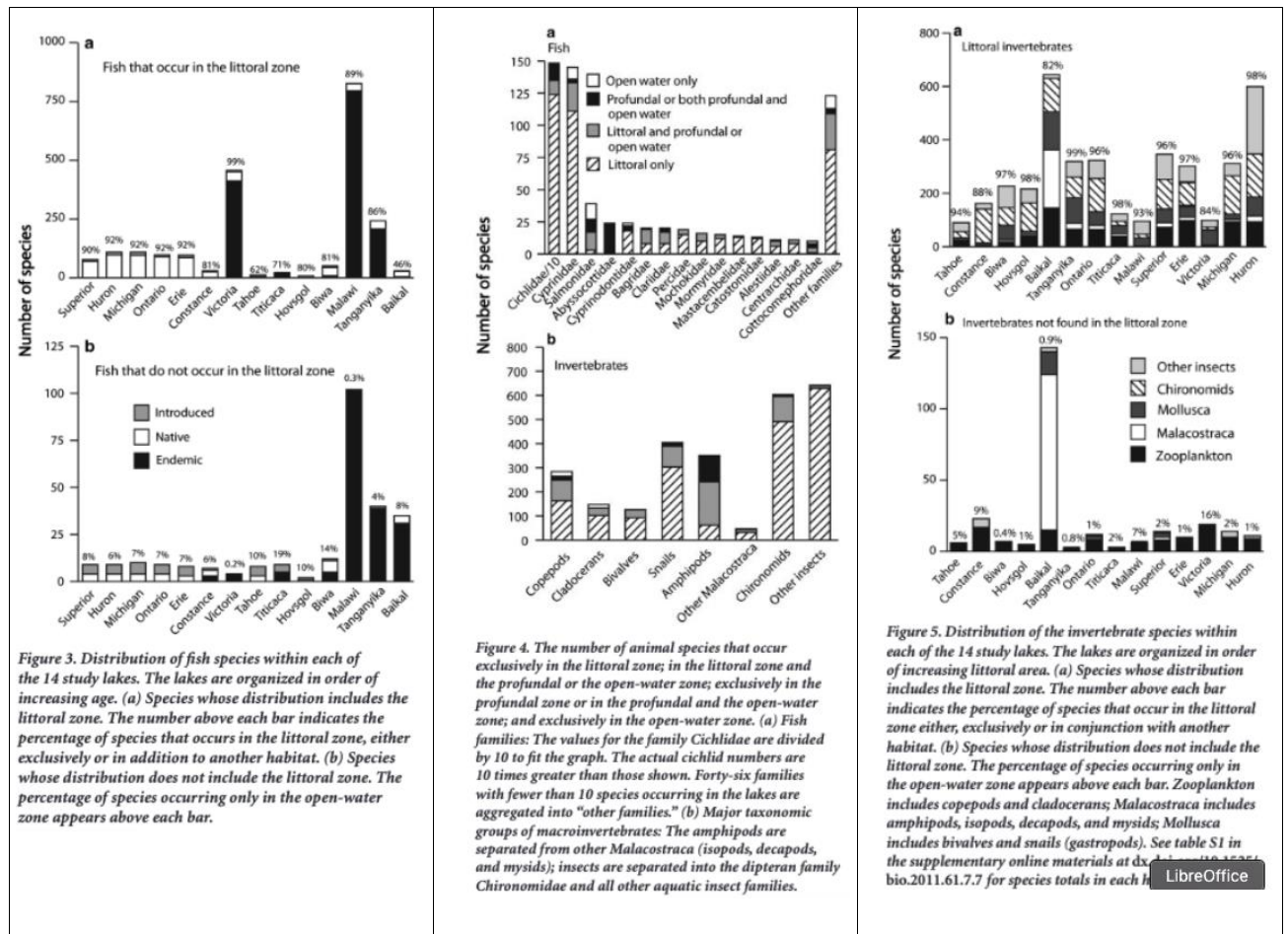
Figuur 5.3. De invloed van de litorale zone in meren in relatie tot omvang en oeverhelling (Gasith, 1991).

Vadeboncoeur *et al.* (2011) geven een overzicht van de karakteristieken van 14 bekende, grote en soms ook diepe meren (figuur 5.4.). Uit de studie blijkt dat ongeveer 93% van de aangetroffen soorten in de ondiepere litorale zone leeft en zelfs 72% uitsluitend in deze land-waterzones voorkomt (figuur 5.5.). De litorale zone is hierbij gedefinieerd tot de diepte waarbij nog 1% licht doordringt en fotosynthetische activiteit mogelijk is. De gemiddelde omvang van de land-waterovergangen of litorale zone bleek circa 18,5 % (+/- 10% sd). In de studie wordt zijdelings genoemd dat de meeste aandacht in de wetenschappelijke literatuur van grote meren tot nu toe uitgaat naar open water en de diepere zones van meren.

Lake	Lake location (countries)	Maximum depth (m)	Mean depth (m)	Depth of 1% light (m)	Lake area (km ²)	Littoral area (km ²)	Littoral zone (percentage of surface area)
Constance	Austria, Germany, Switzerland	252	90	17	518.5	59.0	11.4
Biwa ^a	Japan	103	41	17	682.6	206.5	30.3
Hovsgol ^a	Mongolia	270	138	51	2750	591.8	21.5
Baikal ^a	Russia	1741	740	25	32,822	1106.2	3.4
Titicaca ^a	Bolivia, Peru	304	107	23	8236	3098.0	37.6
Victoria	Kenya, Tanzania, Uganda	84	40	11	66,768	11,035.9	16.5
Tanganyika ^a	Burundi, Democratic Republic of Congo, Tanzania, Zambia,	1470	572	35	32,976	2247.7	6.8
Malawia	Malawi, Mozambique, Tanzania,	706	292	33	29,721	3181.3	10.7
Erie	Canada, United States	64	18	16	25,481	9538.8	37.4
Huron	Canada, United States	229	53	27	59,656	17,456.1	29.3
Michigan	United States	282	84	24	57,800	11,528.2	19.9
Ontario	Canada, United States	245	86	19	18,601	2663.8	14.3
Superior	Canada, United States	407	148	35	81,996	7901.1	9.6
Tahoe	United States	501	313	58	485.5	49.5	10.2

Note: The lakes were included in the database on the basis of lake size and the availability of sufficient data to generate species lists. The lake ages are not universally agreed on because of the dynamic nature of lakes in landscapes.
m, meters; km², square kilometers
^aLakes more than 100,000 years old and referred to as *ancient lakes* in the text

Figuur 5.4. Karakteristieken van 14 wereldwijd bekende, grote en vaak diepe meren (Vadeboncoeur *et al.* (2011)).



Figuur 5.5. Het voorkomen van verschillende soorten in de litorale zone van de 14 onderzochte meren. Links: voorkomen van verschillende vissoorten a) in de litorale zone en b) buiten de litorale zone. Midden: verspreiding van verschillende soorten over verschillende habitats a) vissen op familieniveau en b) macrofauna. Rechts: verdeling van ongewervelden over de verschillende meren en habitats a) binnen of b) buiten de litorale zone, waarbij de meren gerangschikt zijn in areaal aan litorale zones (Vadeboncoeur *et al.* (2011)).

5.2 Voorwaarden voor ontwikkeling en effecten op het watersysteem

Kan het benodigd oppervlak aan land-waterovergangen worden afgeleid uit de eisen die planten en/of dieren aan hun leefomgeving stellen of de effecten die zij kunnen hebben op het watersysteem?

Feldmann and Nöges (2007) vonden in het meer Võrtsjärv (Estland) dat de bedekking met macrofyten en helofyten ongeveer 19% was, terwijl op basis van waterdiepte (en lichtcondities) ongeveer 95% als geschikt werd aangemerkt. Het meer Võrtsjärv heeft een omvang van circa 270 km² en een gemiddelde diepte van 2,8 m. Er bleken 3 factoren bepalend voor het voorkomen van helofyten en ondergedoken waterplanten: namelijk de dominante windrichting (W-ZW), de vorm (in dit geval trechtervorm) en de invloed van grote rivieren (instroming).

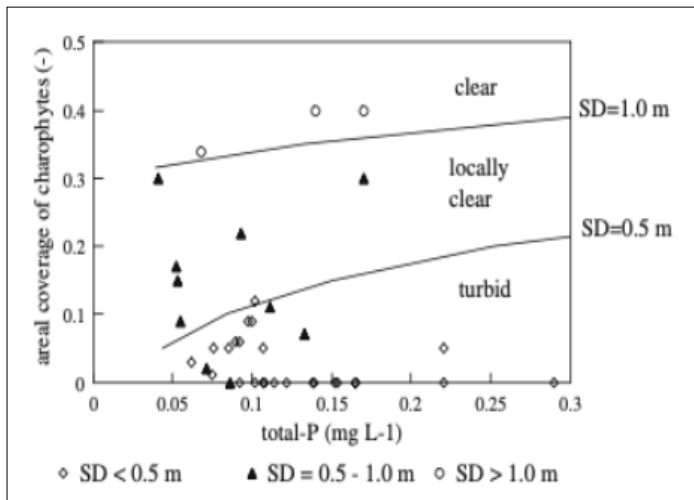
De aanwezigheid van macrofyten en helofyten is van groot belang voor alle ondiepe wateren. In Jeppesen *et al.*, (1997) wordt hier een goed overzicht van gegeven, met name

voor submerse vegetatie. Verschillende studies worden besproken waarin de volgende belangrijke functies van land-waterovergangen naar voren komen:

- Ondiepe zones vormen een habitat voor verschillende soorten planten, waarop grote hoeveelheden epifytische algen voor kunnen komen. Epifytische algen vormen een belangrijk onderdeel van het voedselweb van meren;
- Macrofyten en helofyten nemen nutriënten op en vormen een nutriëntenpomp, waarbij nutriënten vanuit diepere bodemlagen beschikbaar worden gemaakt voor het voedselweb;
- Verschillende planten scheiden allelopathische stoffen uit, waardoor algengroei geremd kan worden;
- Velden met macrofyten en helofyten temperen wind- en golfwerking en stroming waardoor luwe zones ontstaan en zwevend stof en slibdeeltjes worden ingevangen en bezinken;
- Vegetatierijke land-waterovergangen herbergen hoge dichtheden en een hoge diversiteit aan organismen;
- In vegetatierijke land-waterovergangen treden andere biogeochemische processen op, die van invloed zijn op het zuurstofgehalte en nalevering van nutriënten;
- Land-water overgangen herbergen voor men een belangrijk habitat voor grote filterfeeders;
- Velden met waterplanten en helofyten bieden structuren om eieren af te zetten en bescherming tegen grotere predatoren. Hiermee zijn deze habitats van groot belang voor visgemeenschappen en de trofische interacties;
- Vegetatierijke land-waterovergangen vormen een foerageermilieu voor vogels en kreeftachtigen.

Zoals hierboven aangegeven kunnen op macrofyten en helofyten, maar ook op andere oppervlakken, grote hoeveelheden epifytische algen voorkomen. In Rombouts *et al.*, 2019 wordt aangegeven dat algen over het algemeen voedzamer en beter verteerbaar zijn dan vaatplanten. Bovendien zijn epifytische algen bijzonder goed te begrazen, omdat ze zich concentreren op hardere oppervlakken (Vadeboncoeur & Power, 2017). Ondanks de lage biomassa, kan periphyton wel 30% van de totale litorale productie en 20% van de jaarlijkse primaire productie van een compleet meer verzorgen (Wetzel *et al.*, 1992).

Ibelings *et al.*, (2007) hebben ecologische ontwikkelingen in de afgelopen 60 jaar in het Veluwemeer bestudeerd. Nutriëntenbelasting en daarmee samenhangend de aanwezigheid van kranswieren (*Characea*) en driehoeksmosselen bleken sterk bepalend voor de ecologische kwaliteit en ecologische 'veerkracht' van het watersysteem, tegen nutriëntenbelasting. Bij een vegetatiebedekking van meer dan 30% blijkt het systeem veerkrachtiger voor hoge fosfaatbelastingen (figuur 5.6.). Het belang van mosselen wordt in deze studie onderstreept, door het continue filteren van water en zwevende deeltjes neemt het doorzicht toe en daarmee de kansen voor ontwikkeling van ondergedoken waterplanten.



Figuur 5.6. Relatie ondergedoken waterplanten en totaal fosfor gehalte (TP) op doorzicht. Een doorzicht van meer dan 1 m wordt bereikt vanaf een bedekking van 30% aan ondergedoken waterplanten (Ibelings et al., (2007)).

Korner (2001) beschrijft voor de Müggelsee een interessante ontwikkeling van ondergedoken waterplanten in relatie tot de waterkwaliteit van het meer. In de Müggelsee (circa 75 ha, maximaal 8 m diep) kwamen begin 20^{ste} eeuw nog tot 4 meter diepte uitgebreide velden met ondergedoken waterplanten voor. De bedekking met ondergedoken waterplanten was destijds circa 30%. Vanaf ongeveer 1970 verdwenen alle ondergedoken waterplanten als gevolg van eutrofiëring. In het meer was vele jaren sprake van een (blauw)algen gedomineerde situatie. Na het nemen van diverse maatregelen nam de nutriëntenbelasting af en trad herstel van waterplanten op. In 1999 was de bedekking nog maar 3% en leek er amper nog uitbreiding op te treden. Uit enclosure experimenten bleken vogels en vissen hiervan de oorzaak.

Ontwikkeling van helofyten en instandhouding van helofyten

Er zijn talloze studies beschikbaar ten aanzien van ontwikkeling en herstel van helofyten en dan met name riet (*Phragmites australis*). Ook in het IJsselmeergebied is hier erg veel onderzoek naar gedaan. Het voert te ver om al deze onderzoeken afzonderlijk te benoemen. Uiteindelijk is dat ook niet nodig omdat deze studies vaak vergelijkbare uitkomsten hebben. Coops (1996), Bakker (2003) en Belgers en Arts (2003) geven aan welke factoren achteruitgang van rietvegetaties veroorzaken, welke effecten vitale rietvegetaties op waterkwaliteit kunnen hebben en hoe rietvegetaties weer hersteld kunnen worden. Hieruit blijkt dat rietvegetaties langs meren een belangrijke ecologische functies vervullen o.a.:

- Beschermen van de oeverzone, waardoor habitat ontstaat voor andere plant- en diersoorten;
- Broed- en foerageerplaats voor tal van moerasvogels (roerdomp, lepelaar, grote karekiet);
- Paai- en opgroeiplaats voor vissen (zie verderop);
- Invangen slibdeeltjes;
- Opname nutriënten;
- Aanhechtingsplaats voor epifytische algen;
- Habitat voor macrofaunasoorten.

Voor ontstaan en duurzame instandhouding zijn seizoensgebonden waterpeilfluctuaties voorwaardelijk (figuur 3.1.). Het verdwijnen van een natuurlijke waterpeildynamiek – en daaruit volgende processen (Clevering, 1999; Ji et al., 2009; Van Der Putten, 1997) - heeft op veel plaatsen tot achteruitgang van rietvegetaties geleid. Ostendorp (1989) en den Hartog *et al.*, (1989) constateerden eind jaren '80 al dat riet op veel plaatsen in Europa achteruit ging, hetgeen tot veel vervolgonderzoeken leidde. Ook vraat blijkt een belangrijke negatieve factor die achteruitgang verder kan versterken of ontwikkeling kan beperken of zelfs stoppen. Dat het niet eenvoudig is om rietvegetatie te herstellen blijkt ook uit tal van projecten. Ook hier zijn in het IJsselmeergebied diverse ervaringen mee opgedaan (o.a. Remmelzwaal en Verheule, 1999). Belgers en Arts (2003) noemen waterpeildynamiek echter als de belangrijkste stuurfactor voor de ontwikkeling van de moeraszone.

Jaarsma *et al.*, (2008) hebben een handreiking voor waterbeheerders gemaakt. In deze handreiking wordt aangegeven dat het in meren en plassen zonder peilfluctuatie weinig zinvol is de rol van de oeverzone sterk te belichten. Aangegeven wordt dat een minimale omvang van de oeverzone 5% moet zijn om een effect op de waterkwaliteit van een meer te bewerkstelligen. Bij een indicatieve bedekking van minder dan 2% mag er geen effect op het systeemfunctioneren van meren worden verwacht. Deze grenswaarden zijn gebaseerd op de relatie emergente vegetatie en visgemeenschappen, afgeleid uit veldonderzoek.

Van Dijk *et al.*, (2008) hebben verschillende Nederlandse kleimeren onderzocht. Het Markermeer maakt een belangrijk deel uit van het IJsselmeergebied, maar wijkt qua ondergrond (zeeklei) en problematiek af van het IJsselmeer (overwegend zand) en de randmeren. In het Markermeer zijn diverse maatregelen uitgevoerd en gepland om de waterkwaliteit te verbeteren. Uit de studie van van Dijk *et al.*, (2008) bleek dat kleimeren alleen helder en plantenrijk zijn en blijven door dynamiek, zoals waterpeilfluctuatie met droogval en zoutfluctuaties. In Nederland is deze dynamiek meestal niet meer aanwezig. De bemonsterde zeekleimeren bleken dan ook vaak troebel en arm aan ondergedoken waterplanten. Hoewel dit vanuit waterkwaliteitsoogpunt (KRW doelen) niet gewenst is en gestreefd wordt naar helder en plantenrijke omstandigheden, blijken de zeekleimeren wel degelijk over natuurwaarden te beschikken. Voor bijvoorbeeld vissen en water- en moerasvogels kunnen deze meren van bijzonder veel waarde zijn. Kleimeren zijn doorgaans productief en fungeren als belangrijke foerageergebieden. Het advies van van Dijk *et al.*, (2008) is dan ook dat indien een helder en plantenrijk beeld niet realiseerbaar is, er maximaal moet worden ingezet op het verbeteren van de land-waterovergangen en het vergroten van het omringende moerasareaal (met name (overjarig) riet).

5.3 Invloed op veerkracht of robuustheid watersystemen

In welke mate een systeem robuust is hangt niet alleen af van de kenmerken van het systeem maar ook van de impact of belasting die op het systeem wordt uitgeoefend. Om vast te stellen wat de veerkracht van een systeem is, is feitelijk jarenlang onderzoek en monitoring van veel verschillende factoren noodzakelijk!

In termen van veerkracht of robuustheid geven Scheffer en Jeppessen (1998) aan dat de aan- en of afwezigheid van ondergedoken waterplanten de condities of toestand van een compleet watersysteem kunnen bepalen. Janse (2005) en Sollie *et al.*, (2006) hebben modelberekeningen uitgevoerd waarbij bepaald is welke percentages begroeid areaal

(moeras, litoraal) bijdragen aan de ecologische robuustheid – termen van nutriëntenbelasting – van ondiepe meren (zie kader). Sollie *et al.*, (2006) hebben hierin ook de situatie in het IJsselmeergebied, zowel met veldstudies als modelberekeningen onderzocht. De scenarioberekeningen werden hierbij uitgevoerd met het ecologisch model PCLake.

PCLake: een ecologisch model voor ondiepe meren (www.helpdeskwater.nl)

PCLake is een model voor beschrijving en inschatting van de effecten van nutriëntenbelasting (P en N) op de waterkwaliteit en het aquatisch ecosysteem in m.n. ondiepe meren en plassen. Het model schat de nutriëntengehalten, algenconcentratie, doorzicht, vis- en plantenbiomassa in als gevolg van de nutriëntenbelasting en kenmerken als verblijftijd, diepte, inrichting en bodemtype. Met het model kan worden gesimuleerd waar de overgang ligt tussen de troebele en de heldere toestand van een meer.

In de studie van Sollie *et al.*, (2006) werd in de modelstudies ook specifiek gevarieerd in het aandeel moerasareaal (0-50%). Hieruit bleek dat het vergroten van het moerasareaal sterk positieve effecten teweegbrengt in termen van 'robuustheid'. Hierbij is nog wel van belang op te merken, dat hoewel nutriëntenbelasting in dit geheel een belangrijke factor is, in het model veel meer variabelen en relaties zijn ondergebracht, waaronder tal van voedselwebrelaties (Janse, 2005). Zo bevat het model bijvoorbeeld ook rekenregels ten aanzien van de visstand in relatie tot vegetatie. Meer specifiek is in het model het uitgangspunt opgenomen dat een moerasareaal van 10% minimaal nodig is voor de instandhouding van een vitale roofvisstand. Uit de scenariostudie van Sollie *et al.*, (2006) bleek dat het effect van het vergroten van het moerasareaal vooral sterk is wanneer in de uitgangspositie amper sprake is van een moeraszone. Verder bleek dat bij vergroting van het moerasareaal van enkele procenten tot 33% van het totaal wateroppervlak een veel sterker effect had dan het nog verder vergroten. Hierbij wordt wel opgemerkt dat het van belang is dat er veel uitwisseling mogelijk is tussen de moeraszone en het open water. Hoeveel uitwisseling precies, wordt helaas niet genoemd. Bij een beperkte connectiviteit en uitwisseling van water tussen moeras en meer speelt de omvang van het moerasareaal – of verdere vergroting hiervan - geen rol meer. Voor het Markermeer bleek specifiek dat een vergroting van het moerasareaal met circa 1000 ha (1,4% van het wateroppervlak) amper effect teweegbrengt.

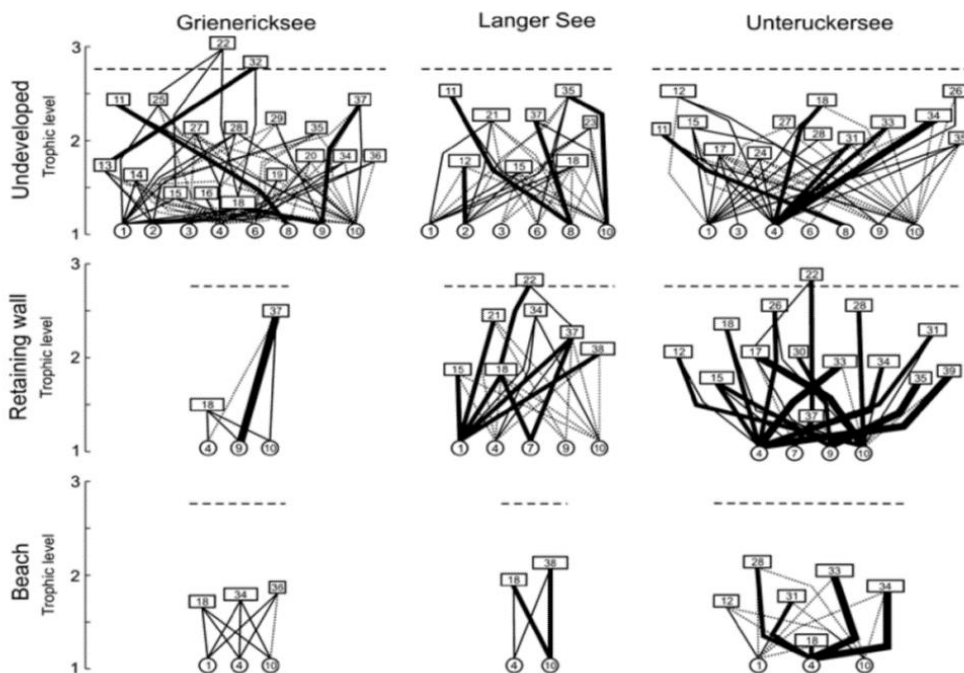
Sollie *et al.*, (2006) beschrijven overigens dat meren in Nederland gemiddeld een oppervlak moeras hebben van 1 tot 5%, met een maximum van circa 10% in uitzonderlijke gevallen. In Janse (2005) worden van enkele Nederlandse en buitenlandse meren moerasarealen genoemd met eenzelfde bandbreedte.

In Janse (2005) zijn veel verschillende modelstudies opgenomen en wordt tevens veel achtergrond over het functioneren van het model gegeven en diverse validatiestudies. Janse (2005) stelt in zijn thesis dat "de modelresultaten overeenkomen met het algemeen bewijs dat wetlandzones een aanzienlijke omvang moeten hebben om een effect op de waterkwaliteit te bewerkstelligen". Wat aanzienlijk is wordt min of meer ook genoemd: een substantiële toename van het areaal waterplanten (als indicator voor een ecologisch robuust watersysteem) vindt plaats vanaf een moerasareaal met omvang van 0,5 maal het meeroppervlak. Daarbij wijzen de modelberekeningen uit dat bij een verhouding van 1:1 pas sprake is van een stabiele situatie.

In Mitsch & Wang (2000) is voor Lake Erie ingeschat dat herstel van 5-10% aan moerasareal (20.000 tot 40.000 ha) kan leiden tot een voldoende beperking van nutriëntenbelasting (reductie van 18-37%). In termen van stabiele toestanden wordt het systeem via deze route weerbaarder dus robuuster ten aanzien van nutriëntenbelasting en de omslag van een heldere en plantenrijke naar een troebele en algenrijke situatie. Hierbij wordt echter vermeld dat dit een hypothese is. Door de aanleg van 'kleinschalige' proefgebieden en monitoring moet blijken of dit een juiste veronderstelling is.

Complexiteit voedselweb

Brauns *et al.*, 2007 vonden door bestudering van 3 verschillende meersystemen dat natuurlijke land-water over een complexer voedselweb beschikken dan kunstmatige, voornamelijk door aanwezigheid van macrofyten en plantaardige resten (figuur 5.7.).



Figuur 5.7. Voedselwebstructuur in drie verschillende oeverstructuren van drie verschillende watersystemen (boven = natuurlijke oever, midden = harde kade, onder = zandige oever) (Brauns *et al.*, 2007).

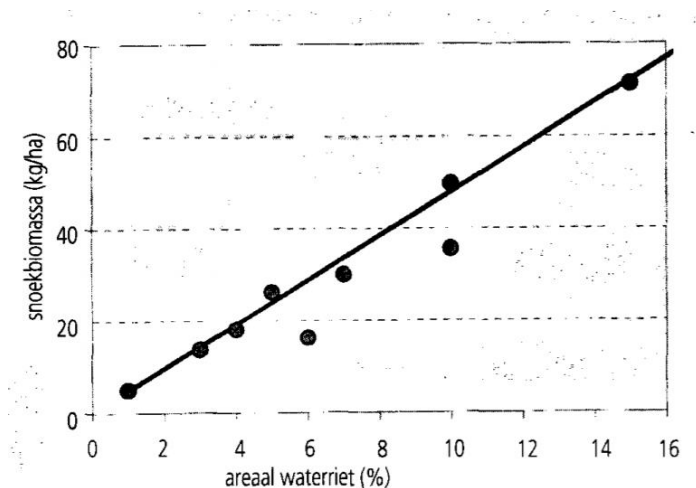
In onder meer Scheffer (2004) en Jepessen *et al.*, (1997) wordt uitgebreid stilgestaan bij voedselwebrelaties in ondiepe meren en processen. Om een eerste indruk te krijgen van belangrijke interacties tussen soorten in ondiepe meren en hoe deze van invloed kunnen zijn op de ecologische toestand van meren wordt in Jaarsma *et al.*, (2008) een beknopte en toegankelijke beschrijving gegeven. Ondergedoken waterplanten en helofytenzones blijken een zeer belangrijke rol in te nemen in ondiepe meren. Plantenrijke zones bieden op zichzelf zelf diversiteit, maar beïnvloeden ook hun milieu waardoor andere soorten kans krijgen zich te ontwikkelen en waardoor een complexer voedselweb kan ontstaan.

5.4 Belang van land-waterovergangen voor vissen

Hiervoor werd al op verschillende plaatsen genoemd dat de litorale zone van groot belang is voor veel verschillende vissoorten. Ook voor het IJsselmeergebied dat tussen rivieren en

zee ligt en waar vissen hun leven of een deel hiervan doorbrengen is de litorale zone – als één van de habitats - van groot belang.

Over de relatie vis en land-waterovergangen, ondiepe zones of het litoraal zijn veel studies beschikbaar, waarbij zowel gekeken is naar het belang van deze zone voor vissen als het belang van deze visgemeenschappen voor de ecologie van het gehele watersysteem.



Figuur 5.8. Het verband tussen bedekking met waterriet en biomassa snoek in zoet water (Grimm, 1994).

In Nagelkerke *et al.*, (1999) wordt beschreven dat de oevervegetatie waaronder waterriet zeer belangrijk is voor verschillende vissoorten. Oevervegetatie, waaronder waterriet, is belangrijk voor veel vissoorten. Om een evenwichtige visgemeenschap van het Snoek-Ruisvoorn type te verkrijgen schatten de auteurs in dat hiervoor circa 5-10% geschikt waterriet nodig is. Hierbij baseren de auteurs zich op verschillende veldonderzoeken en eigen waarnemingen (Grimm, 1994; Klinge *et al.*, 1995). Overigens wordt in die laatste studies gesproken over een areaal van tenminste 10% waarbij snoek als belangrijkste regulerende factor in het voedselweb kan functioneren. Andere limnofiele vissoorten profiteren mee van de aanwezigheid van voldoende areaal aan waterriet, vanwege perifytische algen die een belangrijke voedselbron vormen.

Naast het areaal aan waterriet dienen tevens de nutriëntconcentraties (met oog op voldoende doorzicht en ontwikkeling van ondergedoken waterplanten) voldoende laag te zijn en dient er paaisubstraat voor de snoeken aanwezig te zijn. Het paaisubstraat wordt met name gevormd door geïnundeerde oeverlanden (zie onderstaand kader), veelal met terrestrische vegetatie.

Paaigebieden van de snoek

Claassen beschrijft dat Zandstra (1948) voor de Alde Feanen en omgeving, globaal voor de periode 1920-1945, een visstand van vooral snoek, zeelt, blankvoorn en baars. Snoek komt algemeen voor en paait vroeg in het voorjaar: "Wanneer de waterstand hoog is (-0.16 m NAP of hoger) zwemmen de dieren uit de petten en kan men ze in het ondiepe water, dat boven de grassprietten staat, zien paaien". * Zandstra, E. (ed.), 1948. Het Princehof. Niet geraadpleegd voor deze studie.

Waterpeilfluctuaties kunnen leiden tot inundatie van omliggende graslanden en andere terrestrische vegetaties. In wordt Vadeboncoeur *et al.*, (2011) op verschillende plaatsen

gewezen op de positieve effecten hiervan voor vissen en voor input van allochtoon (organisch) materiaal.

Loeb *et al.*, (2008) geven op basis van onderzoek naar inundatie van uiterwaarden echter aan dat er ook negatieve effecten kunnen ontstaan. In het bijzonder fosformobilisatie vanuit de geïnundeerde bodems. De fysisch-chemische samenstelling van de geïnundeerde bodems (in deze studie de verhouding ijzer:amorf ijzer) is bepalend voor de mate van fosfornalevering. Lokale eutrofiering kan leiden tot blauwalgenbloeien of vorming van flab. Sulfide kan een probleem vormen voor macrofauna en verschillende plantensoorten.

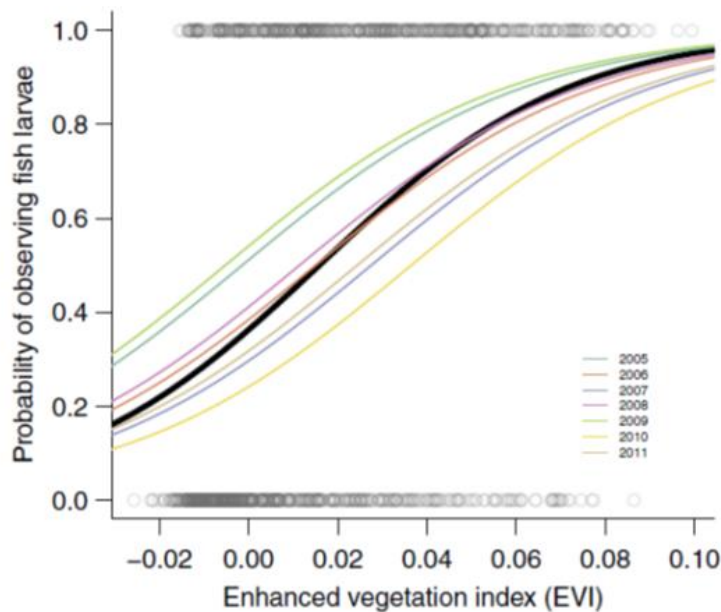
Pierce & Tomcko (2005) voerden in 16 meren in Noord-Centraal Minnesota onderzoek uit (Figuur 5.9.). Ook zijn vonden een duidelijke relatie tussen de omvang van de litorale zone en de visstand snoek. Andere factoren bleken veel minder belangrijk. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat het gaat om kleinere meren dan het IJsselmeergebied in zijn totaliteit. De meeroppervlakken varieerden van 15 tot circa 75 ha, waarbij de litorale zone een omvang had van 20% tot wel 100% (gemiddeld genomen circa 50%). De relaties die werden afgeleid tussen de omvang van de litorale zone en de dichtheid aan snoeken begint dan ook pas vanaf 20%.

Lake	Surface area (ha)	Littoral area (ha)	Maximum depth (m)	Shoreline length (km)	THA (ha/10 d)	Year sampled	Effort (net lifts)		Number of pike tagged	R/C in gill nets
							Trap net	Gill net		
Forest	15.3	6.2	9.4	1.7	4.6	1997	39	13	77	34/67
Lake-of-Isles	27.0	20.9	15.2	4.8	12.7	1995	74	36	154	24/162
Camerton	28.3	28.3	3.4	2.4	18.9	1998	87	75	666	329/756
Sand	47.8	30.2	11.0	2.4	20.2	1998	80	20	283	35/143
Snaptail	59.1	23.1	21.3	4.7	11.8	2000	299	36	402	63/178
Chase	84.6	23.9	29.0	4.5	16.1	2001	91	32	253	35/99
Willow	96.3	21.9	13.7	4.7	31.0	1996	148	16	293	105/117
Ruby	98.3	36.4	26.8	7.9	22.2	2001	85	40	351	37/148
North Twin	127.5	53.4	19.8	5.8	49.9	1993	186	29	198	13/141
Sissabagamah	147.7	88.8	11.3	5.6	50.3	1994	164	27	572	22/139
Wilkins	150.5	42.9	11.9	3.9	23.3	1994	159	41	580	56/153
Nord	166.3	110.1	8.8	8.3		1995	73	22	122	6/228
Medicine	180.3	123.6	13.4	6.8	109.4	1993	122	28	618	10/119
Coon-Sandwich	253.7	204.0	11.0	14.5	179.4	1995	292	63	553	20/244
Six Mile	521.3	245.2	20.7	12.1	262.5	1997	103	58	728	23/159
Trout	764.9	177.3	41.1	21.8	184.2	1999	399	48	1,437	80/220

Figuur 5.9. Karakteristieken van 16 meren gelegen in Minnesota (noord-centrum) (Pierce & Tomcko 2005).

In de hiervoor beschreven studies neemt snoek een prominente plaats in. In veel watersystemen wordt echter een bredere ecologische doelstellingen gehanteerd. In hoeverre leidt een herstel gebaseerd op de relatie tussen snoek en de omvang van de litorale zone of aanwezigheid van waterriet tot een breder ecologisch herstel op watersysteemniveau? Hiervoor wordt al aangehaald dat herstel van waterriet zal bijdragen aan herstel van andere habitats en soorten. Hier zijn echter maar weinig wetenschappelijke studies over beschikbaar. Ziegler *et al.*, (2015) beschrijven bijvoorbeeld wel dat er een relatie bestaat tussen de aanwezige biomassa aan macrofyten in ondiepe meren en de lengte van de voedselketens. Vadeboncoeur *et al.*, (2008) beschrijven dat in 's werelds grootste meren de aanwezige visgemeenschappen in belangrijke mate afhankelijk zijn van de voedselbronnen die zich in de litorale zone bevinden; een en ander gebaseerd op de uitkomsten van stabiele isotopen onderzoek. Avenue (2002) beschrijft het belang van bodemsubstraat, begroeiing van het litoraal en waterstandsverschillen voor visgemeenschappen en andere fauna groepen. Uit - onder meer stabiele isotopen

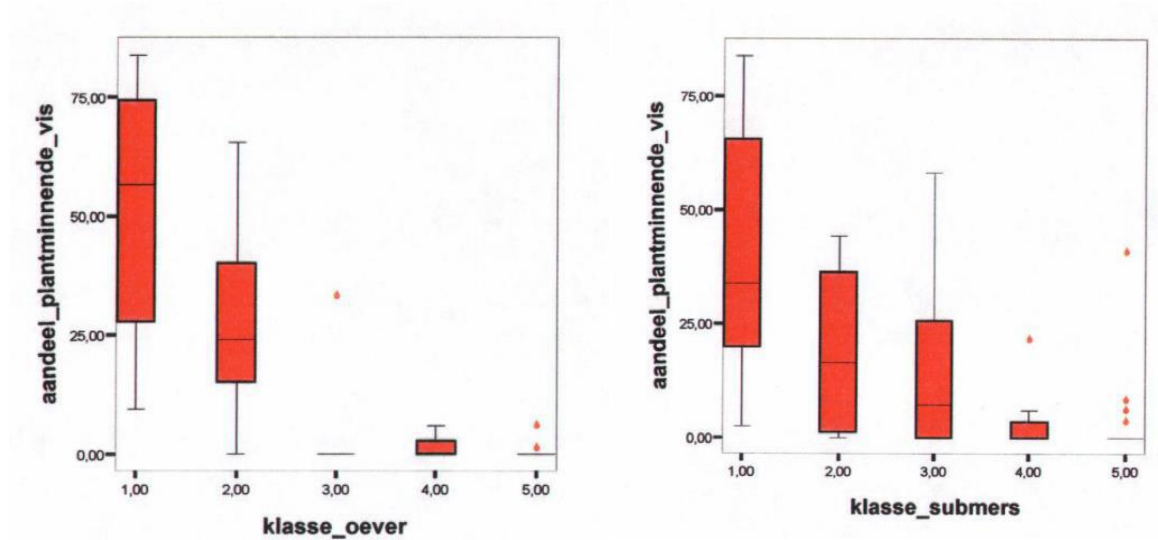
onderzoek - bleek dat dat ongeveer 45-60% van de onderzochte vispopulaties (470 populaties, 15 soorten) zoöbenthivoor zijn. Massicotte *et al.*, (2015) voerden een studie uit naar het voorkomen van larven van de baars in relatie tot de aanwezigheid van vegetatie. Uit de studie bleek dat de kans op voorkomen van een ijle naar een dichte vegetatie toenam van 20% naar 100% (figuur 5.10.).



Figuur 5.10. Kans op voorkomen van larven van de baars in relatie tot de dichtheid van vegetatie (Massicotte *et al.*, (2015)).

Pohnke & Klinge (2018) hebben een uitgebreide bureaustudie uitgevoerd, waarin onderzocht is welke maatregelen genomen kunnen worden om de huidige visstand te stimuleren en daarmee de ecologische kwaliteit op systeemniveau te verbeteren. In de studie worden interessante benaderingen gekozen – op basis van wetenschappelijke studies en ervaringen – om de benodigde oppervlakken aan land-waterovergangen en diverse ecotopen te bepalen. Ook in deze bureaustudie wordt veel aandacht geschonken aan de levenscyclus van de snoek. Daarbij wordt echter ook aangegeven dat veel andere vissoorten – zoals brasem, karper, baars en blankvoorn - vloedvlaktes en helofytenmoeras prefereren, waarbij het voortplantings- en opgroeisucces veel hoger is dan onder de huidige omstandigheden bereikt wordt. De genoemde vissoorten gebruiken nu wat in het systeem voorhanden is; voldoende om een populatie in stand te houden, maar niet optimaal (ook niet in termen van biomassa-productie). In de studie wordt aangegeven dat de omvang van het benodigd areaal niet met grote zekerheid bepaald kan worden. Wel kan een indicatieve inschatting worden gedaan op basis van bestaande kennis en ervaring. Pohnke & Klinge (2018) geven vervolgens een inschatting op basis van meetgegevens uit voorgaande studies (Witteveen+Bos, 2006) en op basis van proovisproductie en roofvisconsumptie in ondiepe meren en plassen (Klinge *et al.*, 1995). Beide inschattingmethoden geven vergelijkbare arealen, namelijk: een areaal vanaf 5-10 % heeft positieve effecten op watersysteemniveau (meer specifiek een substantiële hoeveelheid van 20-40 % aan plantminnende vis in de totale visstand) (figuur 5.11.). Voor wat ondergedoken waterplanten is het benodigd areaal tenminste 10-25 % (figuur 5.11).

Tot slot wordt nog genoemd dat niet alleen de kwantiteit van belang is maar ook de kwaliteit. Als de rietvegetatie bijvoorbeeld te dicht en teveel aaneengesloten is of als de verschillende ecoregio's te ver uit elkaar liggen, zullen de positieve effecten naar verwachting minder groot zijn. Omdat het voor wat betreft de inschatting van arealen om inschattingen gaat, wordt door Pohnke & Klinge (2018) geadviseerd om het principe 'learning by doing' te hanteren.



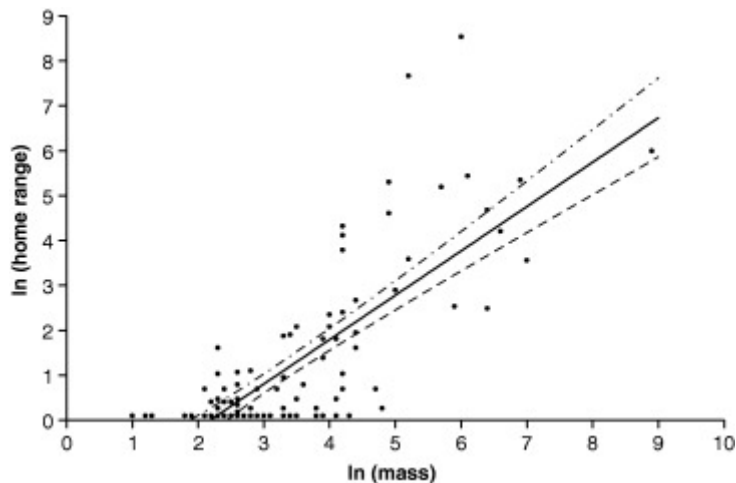
Figuur 5.11. Relatie tussen de bedekking met oever en waterplanten en het aandeel plantminnende vis in ondiepe meren (uit Witteveen+Bos, 2006).

Hiervoor werd beschreven dat beïnvloeding van de visstand via herstel van land-waterovergangen een positief effect kan hebben op de ecologie van het totale systeem. In Schindler *et al.*, (1996) wordt beschreven hoe dit proces verloopt. De meeste vissoorten in meren en plassen zijn zeer mobiel en verplaatsen zich door het gehele systeem. In de litorale zone is veel interactie tussen waterbodem en oppervlaktewater en worden veel nutriënten gemobiliseerd en vastgelegd in vegetatie, hetgeen wordt opgenomen door de aanwezige fauna. Via de vegetatie, maar veel meer nog via de afgestorven resten (detritus) en de (macro)fauna worden nutriënten opgenomen door grotere vissen (en vogels) en verspreid over het watersysteem. In de open water zone leidt dit vervolgens tot een verhoging van de productiviteit. In de studie wordt ook vermeld dat het belang van de litorale zone in grotere meren gelegen is in de structuur en functie als paai- en opgroeigebied.

5.5 Belang van land-waterovergangen voor vogels

Vogels zijn op diverse manieren te verbinden met arealen habitat. Zo heeft een broedpaar een zekere ruimtevrage, die verbonden is aan de grootte van de vogels, de voedselkeuze (dierlijk of plantaardig) en de kwaliteit van dat habitat. Het benodigde areaal voor een broedpaar kan worden afgeleid uit soortspecifiek onderzoek, of geschat vanuit allometrische relaties tussen lichaamsgewicht en home-range of populatiedichtheid (bijv. Jenkins 1981; Stephens *et al.* 2019; Brown & Sullivan 2005, zie figuur 5.12). Een volgende stap is de ruimtevrage van een duurzame populatie, uitgedrukt in een aantal paren. Voor de omvang van een duurzame populatie zijn vuistregels zoals de 50/500 regel, 50 individuen om inteelt te voorkomen, 500 om genetic drift te voorkomen. Er is echter veel discussie over dit soort getallen. Hoewel er voorbeelden zijn van populatieherstel na

bottlenecks van veel kleinere aantallen individuen, wordt tegenwoordig vaak met een buffer gewerkt en gestreefd naar een omvang van ten minste enkele duizenden individuen (Bijlsma *et al.*, 2019). Die populatie hoeft echter niet altijd binnen het beschouwde watersysteem te functioneren, vaak gaat het om een bijdrage aan een regionale populatie. Het meest extreem geldt dit voor top-predatoren zoals de Zeearend. Het territorium is bij deze soort zo'n 2-20 km² groot, afhankelijk van de kwaliteit, zodat een duurzame populatie bijna per definitie niet binnen één gebied kan worden gerealiseerd.



Figuur 5.12. Relatie tussen lichaamsgewicht (g) en home range (ha) voor Noord Amerikaanse bosvogels. Uit Brown & Sullivan 2005.

Het andere uiterste is een gebied dat een zodanige omvang en kwaliteit heeft is dat het een bronfunctie krijgt van waaruit andere gebieden kunnen worden gekoloniseerd. Hiervoor zijn geen grenswaarden in oppervlakte aan te geven; de Nederlandse praktijk wijst uit dat grote gebieden als Lauwersmeer (5800 ha) en Oostvaardersplassen (5600 ha) of de Biesbosch (9000 ha) een bronfunctie voor vogels hebben (gehad); de Oostvaardersplassen bijvoorbeeld voor Baardmannetje, Blauwborst, Grote Zilverreiger en Zeearend. De Wieden-Weerribben (10.500 ha) hebben een bronfunctie voor onder meer libellen. Vaak zijn de werkelijke gebieden dan nog groter in samenhang met omliggende gebieden (Oostvaardersplassen – Lepelaarplassen; Weerribben – Rottige Meenthe etc.). Een bronfunctie kan los staan van de omvang van een duurzame populatie; de Oostvaardersplassen bleken zo'n functie te kunnen hebben voor de Zeearend op basis van een enkel broedpaar.

Vaak gebruiken vogels meerdere habitats, en is bijv. het broedhabitat een ander dan de habitat waarin wordt gevoerageerd. Dan is de onderlinge afstand en samenhang van die habitats van belang. Bij kleinere kolonibroeders als visdieven, die niet al te ver van hun nest voedsel moeten vinden (ca 10-12 km), is de bottleneck vaak de beschikbaarheid van broedhabitat (zonder predatie), ook al heeft dat maar een beperkt ruimtebeslag. De duurzaamheid van de populatie die bij aanleg van eilanden wordt aangetrokken, is echter afhankelijk van voedselbeschikbaarheid binnen de maximale vliegafstand (o.a. Van der Winden *et al.*, 2013). Hiermee kan bij gebiedsinrichting rekening worden gehouden. Bij niet broedvogels kan de samenhang tussen foerageer- en rustgebied (verstoringafstanden) op die manier worden gebruikt.

Dit alles geeft echter geen duidelijke aanwijzingen voor de ideale verhouding tussen habitats binnen een watersysteem. Er is geen relatie tussen habitatverdeling en een

“evenwichtige vogelgemeenschap”, omdat die laatste niet is omschreven, zoals wel gebeurt bij vis. Vogels zijn meer opportunistisch en niet afhankelijk van de fysieke begrenzings van het systeem; visetende vogels zouden wel kunnen worden beschouwd als aanvullende regulerende factor voor de evenwichtige visgemeenschap, net als de snoek binnen de gemeenschap zelf.

Als de verhouding tussen habitats binnen een watersysteem in oppervlakten wordt gecombineerd met (peil)dynamiek en vertaald in fluxen van stoffen (nutriënten, koolstof) komt de verbinding met vogels beter in beeld, omdat die fluxen in principe kunnen worden gekoppeld aan bijvoorbeeld visproductie en draagkracht voor visetende vogels. Instandhoudingsdoelen voor vogels vanuit Natura 2000 zijn vooralsnog niet opgesteld met een referentie naar een natuurlijk functionerend systeem, zoals dat bij de doelen en maatlatten van de Kaderrichtlijn Water, waaronder die voor vis, wel het geval is. Dat betekent dat deze vogeldoelen ook niet bruikbaar zijn als indicator voor de habitatverdeling in een duurzaam systeem, zelfs niet in termen van draagkracht. Andersom zouden vogeldoelen juist moeten worden afgeleid van voedselproductie en habitatverdeling in een duurzame en evenwichtige versie van het betreffende systeem.

6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

6.1 Conclusies

In deze beknopte literatuurstudie is getracht invulling te geven aan "een wetenschappelijke onderbouwing van het benodigd areaal aan 'natuurlijke land-water-overgangen' om een robuust en veerkrachtig watersysteem in grote watersystemen – zoals het IJsselmeergebied - te realiseren. Hierbij werd de vraag gesteld in hoeverre een areaal van 5-10%, dat nu vaak als uitgangspunt wordt genomen, bijdraagt aan het realiseren van dit doel".

Na bestudering van wetenschappelijke literatuur, adviesrapporten en het bevragen van verschillende wetenschappers en deskundigen kan niet worden gesteld dat een percentage van 5-10% voldoende is om een veerkrachtig en robuust watersysteem te realiseren. Wel staat vast dat land-waterovergangen van cruciaal belang zijn voor het goed functioneren van zowel grote als kleine meren. Voor het IJsselmeergebied waar nog maar beperkt land-waterovergangen zijn betekent dit dat er een duidelijke opgave ligt om dit te verbeteren. De vraag is echter hoe groot dit areaal moet zijn om significante effecten op de ecologische kwaliteit te bewerkstelligen. Hierbij ook rekening houdend met de compartimentering van de watersystemen van het IJsselmeergebied en de diversiteit qua kenmerken en het voorkomen van ondergedoken waterplanten en helofytenzones. Hoewel een exact antwoord niet gegeven kan worden, geeft deze studie voldoende aanknopingspunten om beheerders en beleidsmakers hier meer duidelijkheid in te verschaffen.

1. Een gradiënt van land naar water is belangrijk

In de overgang van land naar water is sprake van een ecologische gradiënt: een ecotoon. In deze studie werden vooraf drie verschillende deelsystemen onderscheiden:

- Ondiep water (met en zonder macrofyten);
- Waterriet;
- Overstromingsgraslanden.

In diverse studies worden alle verschillende habitats die binnen de land-waterovergang voor kunnen komen betrokken. Vaak wordt gesproken over het litoraal of de litorale zone. In andere studies wordt uitsluitend aandacht geschonken aan bepaalde zones binnen de gradiënt. Hoewel niet altijd duidelijk is welk deel van de land-waterovergang onderzocht is en vergelijking hierdoor moeilijk wordt, blijkt uit de geraadpleegde literatuur heel duidelijk het belang van de geleidelijke land-waterovergangen en/of de verschillende deelsystemen of habitats die hierin voor kunnen komen. Er zijn betrekkelijk veel studies die zich richten op het belang van ondergedoken waterplanten of helofyten in watersystemen.

Uit het geheel aan studies blijkt dat de land-waterovergangen een habitat bieden aan veel verschillende soorten organismen en de biodiversiteit hier relatief hoog is. Daarbij blijkt dat veel soorten op enig moment in de levenscyclus sterk afhankelijk zijn van deze zone. Zo worden hier eieren afgezet en gelegd, groeien er larven en jongen op en wordt er gevoerageerd en geschuild. Daarbij wordt er veel biomassa en organisch materiaal geproduceert, dat effect heeft op het functioneren van het gehele watersysteem. Naast positieve effecten gaan verschillende studies juist in op negatieve effecten die ontstaan op het moment dat deze zone aangetast wordt. Hierdoor kunnen waterkwaliteitsproblemen ontstaan en problemen met de instandhouding van soorten.

2. *Dragen land-water overgangen bij aan een robuust en veerkrachtig watersysteem?*

Er zijn relatief veel studies beschikbaar waarin het systeemfunctioneren van meren en plassen in relatie tot nutriëntenbelasting is onderzocht. Dit betreffen zowel veldstudies als modelstudies of een combinatie van beide. Hierbij moet vermeld worden dat soms ten onrechte wordt verondersteld dat deze modelstudies uitsluitend iets zeggen over nutriënten. In de modellen zijn ook diverse (kwantitatief onderbouwde) voedselwebrelaties en terugkoppelingsmechanismen meegenomen, die eerder werden afgeleid in andere (veld)studies. Voor deze studie werd een passende definitie van een robuust of veerkrachtig systeem gevonden. Dit is een systeem dat in staat is om te reageren op verandering of verstoring door weerstand te bieden en zich binnen afzienbare tijd te herstellen. Hier zou aan kunnen worden toegevoegd "naar de toestand waarin het zich oorspronkelijk bevond. Het punt is echter dat ecosystemen veel variatie kennen en pas op lange termijn duidelijk kan worden wat die oorspronkelijke of 'goede ecologische toestand' is. Daarbij zal blijken dat dit nooit één vaste toestand is, maar een groot bereik aan verschillende elkaar afwisselende toestanden. In de literatuur zijn geen studies gevonden die een direct antwoord geven op de vraag die hierboven gesteld wordt. Ondanks dat geven deze studies bij elkaar een duidelijk beeld, dat het creëren van voldoende geleidelijke land-waterovergangen leidt tot meer diversiteit en verschillende soorten hiervan profiteren (zie onder 1.). Als de habitats gevormd zijn en de soorten zich in voldoende mate vestigen en complexe voedselwebben vormen, werken deze stabiliserend. **Wat dan rest is de vraag in welke mate deze land-waterovergangen moeten worden gerealiseerd en of deze altijd uit min of meer dezelfde gradiënten en habitats moeten bestaan.**

3. *Hoe groot moet het areaal aan land-waterovergangen zijn en uit welke deelhabitats moeten deze bestaan?*

Om deze vraag te beantwoorden is onder meer gekeken naar referenties. Het doel hiervan is niet zozeer om een mal te vinden die gekopieerd kan worden, maar wel om een inzichtgevende vergelijking te kunnen maken. Uit de literatuur blijkt dat er inderdaad vergelijkbare watersystemen zijn, waarvan geleerd kan worden. Hoewel al die systemen over geheel eigen kenmerken ($n=1$) beschikken, vinden vaak dezelfde processen plaats; hetzij in min of meerdere mate. Op basis van alle studies die geraadpleegd zijn lijkt een minimale omvang van 5-10% voor waterriet en een minimale omvang van 10-25% voor het areaal ondergedoken waterplanten aannemelijk om een effect op watersysteemniveau te bewerkstelligen. Wat ook met name uit visstudies blijkt is dat de verschillende habitats niet te ver uit elkaar mogen liggen. Dit heeft vooral te maken met de verschillende opgroeihabitats voor larven en juvenielen en de beperkte mogelijkheid om grote afstanden te overbruggen (fysiek en met oog op het gevaar van predatie). Als deze gegevens als uitgangspunt genomen worden, kan een herstelstrategie worden bepaald.

Omdat er in het IJsselmeersysteem zoveel ingrepen hebben plaatsgevonden kan het beschouwd worden als een zogenaamd 'Novel ecosystem'. Dit betekent dat herstel naar een historische situatie niet meer mogelijk is. Dit maakt de opgave om te komen tot een optimale situatie moeilijker, omdat hiervoor geen duidelijk referentiekader meer bestaat. Het vraagt dus om een andere aanpak. Namelijk die van 'learning by doing' of proefondervindelijk optimaliseren vanuit ecologische principes. Wat hierbij van groot belang is, is dat het IJsselmeergebied een sterk gecompartmenteerd watersysteem is.

Hierdoor is vooraf niet goed duidelijk of maatregelen in het ene deelsysteem voldoende effect zullen hebben om positieve invloed uit te oefenen op de andere deelsystemen of zelfs op het gehele IJsselmeersysteem. Het is begrijpelijk dat beheerders en beleidsmakers graag vooraf precies weten welke maatregelen er genomen moeten worden, hoe deze er precies uitzien, wat de kosten zijn en de effecten. Echter, dit zal zeker in novel ecosystems maar in beperkte mate mogelijk zijn. Dit moet men er echter niet van weerhouden om maatregelen uit te voeren. Via de strategie van 'learning by doing' zal dit gaandeweg namelijk steeds duidelijker worden.

4. Onder welke voorwaarden of condities kunnen land-waterovergangen gerealiseerd worden?

In het IJsselmeergebied is reeds veel ervaring opgedaan met de uitvoering van diverse typen maatregelen om de ecologie te verbeteren. Hieruit blijken reeds verschillende succes- en faalfactoren. Uit de literatuur blijkt dat waterpeilfluctuatie een ontzettend belangrijke sturende factor voor ontwikkeling van habitats en soorten is in de overgang tussen land en water. Indien nu blijkt dat dit onder de gegeven omstandigheden niet mogelijk is, kan of moet zelf gedacht worden aan kunstmatige ingrepen om deze natuurlijke processen te doen laten plaatsvinden. Hierbij kan gedacht worden aan compartimentering en toepassing van kunstwerken. Er zijn, in Nederland en zelfs in het IJsselmeergebied zelf al verschillende voorbeelden beschikbaar van hoe dit kan werken.

5. Wat is goede aanleg- of ontwikkelstrategie voor het IJsselmeergebied?

Gezien de huidige ecologische toestand van het IJsselmeergebied is het goed om te investeren in de ontwikkeling van betere land-waterovergangen. Omdat er met betrekking tot de specifieke situatie in het IJsselmeergebied nog veel vragen bestaan is het raadzaam om te beginnen met de uitvoering van maatregelen en de effecten goed te volgen en te kwantificeren. Gaandeweg zal blijken wat het uitstralingseffect van maatregelen is. Hierbij lijkt het raadzaam om ervoor te zorgen dat de verschillende ecologische habitats zekerheidshalve niet te ver uit elkaar liggen. Als in ieder deelsysteem de habitats op orde zijn, zou men mogen verwachten dat dit positief doorwerkt op het niveau van het gehele IJsselmeergebied.

Tot slot is nog van belang te beseffen dat niet alle ecologische maatregelen als een 'no regret' kunnen worden beschouwd. Zo moet rekening worden gehouden met de ecologische waarden van het 'groot open water' en diepere zones. Het is daarbij ook geen vanzelfsprekendheid dat geplande maatregelen een succes worden. Zo blijkt uit tal van studies bijvoorbeeld dat vraat en verstoring de ontwikkeling van vegetatie sterk kunnen remmen. Oevers of ondiepe zones kunnen bijvoorbeeld worden aangelegd op plaatsen waar teveel erosie aanwezig is voor een goede ontwikkeling en instandhouding. Ook kunnen structuren worden aangelegd met ongeschikt materiaal, waardoor problemen met bodemchemie ontstaan (eutrofiëring, toxiciteit). Het aanleggen van eilandengroepen kan het groot open water verstoren waardoor het gebied minder aantrekkelijk wordt voor bepaalde trekvogels of juist aantrekkelijk voor soorten die je liever niet hebt. Kortom, de kwaliteit van de land-waterovergangen is minstens zo belangrijk als de kwantiteit.

6.2 Aanbevelingen

1. Het is aan te bevelen om de uitvoering van maatregelen te volgen met onderzoek/monitoring, zodat hier van geleerd wordt en dit benut kan worden voor het vormgeven van toekomstige maatregelen in het IJsselmeergebied; hiervoor moet tijdig een concreet voorstel gemaakt worden om scherp te hebben wát dan precies onderzocht moet worden en hoe dat aansluit op de diverse initiatieven.
2. Het is aan te bevelen om te onderzoeken wat op dit moment de interacties zijn tussen de verschillende watersystemen van het IJsselmeergebied. Waarschijnlijk kan dit voor een belangrijk deel al op basis van beschikbare data, maar aanvullende studies b.v. met stabiele isotopen kunnen hier ook bij helpen (zie ook 3).
3. Het is aan te bevelen om in eventuele vervolgonderzoeken met betrekking tot het ecologisch functioneren van het IJsselmeergebied ook de techniek van stabiele isotopen analyse toe te passen om voedselwebrelaties inzichtelijk te krijgen. Deze techniek is relatief eenvoudig en geeft veel inzicht in trofische niveaus (plaats in de voedselketen) en relaties (wie eet wie?).
4. Het is aan te bevelen nader onderzoek uit te voeren naar de potentiële nutriëntenvoorraden in de bodem, de mobilisatie hiervan met de geplande maatregelen en effecten ten aanzien van het voedselweb. Op basis van de bodems die in de randzone van het IJsselmeergebied worden aangetroffen zou berekend kunnen worden wat potentiële visstand zou kunnen worden. *Tijdens de werksessie werd duidelijk dat hier door RWS reeds een begin mee is gemaakt. De aanbeveling is om dit af te ronden ruim voor de realisatie van de geplande maatregelen.*
5. Het is aan te bevelen om deze literatuurstudie uit te breiden met een studie naar de noodzaak van de diepere delen en de verhouding tussen ondiep en diepe arealen.
6. Het is aan te bevelen om vuistregels of bouwstenen te ontwikkelen ten aanzien van de ruimtelijke configuratie van de land- waterovergang (oppervlakten, spreiding over hele gebied, verbindingen, kwaliteit e.d.).
7. Aanbevolen wordt om voor de genoemde 9 referentiemeren te achterhalen welke overeenkomsten en verschillen er precies zijn en een beeld te krijgen van het systeemfunctioneren. Hiervoor is een uitgebreidere (veld)studie van deze meren noodzakelijk.

7 LITERATUUR

- Andersson, B. (2001) 'Macrophyte development and habitat characteristics in Sweden's large lakes', *Ambio*, 30(8), pp. 503–513. doi: 10.1579/0044-7447-30.8.503.
- Avenue, O. S. (2002). FISHES AS INTEGRATORS OF BENTHIC AND PELAGIC FOOD WEBS IN LAKES. *Ecology*, 83(8), 2152–2161. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2152:FAIOBA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2152:FAIOBA]2.0.CO;2)
- Bakker, E.S., (2003) Thesis. Herbivores as mediators of their environment: the impact of large and small species on vegetation dynamics.
- Bakker, E. S., Sarneel, J. M., Gulati, R. D., Liu, Z., & van Donk, E. (2013). Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints. *Hydrobiologia*, 710(1), 23–37. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1142-9>
- Baldwin, A.H., Kettenring, K.M., Whigham, D.F., 2010. Seed banks of *Phragmites australis*-dominated brackish wetlands: Relationships to seed viability, inundation, and land cover. *Aquatic Botany* 93, 163–169. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2010.06.001>
- Belgers J.D.M., G.H.P. Arts (2003), Moerasvogels op peil; deelrapport 1: peilen op riet; literatuurstudie naar de sturende processen en factoren voor de achteruitgang en herstel van jonge verlandingspopulaties van riet (*Phragmites australis*) in laagveenmoerassen en rivierkleigebieden Alterra-rapport Publisher Alterra No.828.1 ISSN (Print)5166-7197 Wageningen Environmental Research
- Bijlsma R.J., E. Agrillo, F. Attorre, 2019. Defining and applying the concept of Favourable Reference Values for species and habitats under the EU Birds and Habitats Directives. Wageningen Environmental Research.
- Brauns M., XAVIER-FRANÇOIS GARCIA⁺, NORBERT WALZ[‡] and M A RTIN T. PUSCH (2007) Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes *Journal of Applied Ecology* 44, 1138 –1144
- Brauns, M., B. Gucker, C. Wagner, X. F. Garcia, N. Walz, and M. T. Pusch. 2011. Human lakeshore development alters the structure and trophic basis of littoral food webs. *Journal of Applied Ecology* 48:916-925.
- Brown W., P.H. Sullivan 2005. Avian community composition in isolated forest fragments: A conceptual revision. *Oikos* 111/1: 1-8.
- Clevering, O. (1999). Vitaliteit van rietbegroeiing. *Levende Natuur*, 100(2), 42–45.
- Coops, H., 1996. Helophyte zonation: impact of water depth and wave exposure. Thesis University of Nijmegen.
- Feldmann, T., & Nöges, P. (2007). Factors controlling macrophyte distribution in large shallow Lake Vörtsjärv. *Aquatic Botany*, 87(1), 15–21. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.01.004>
- Dömötörfy, Z., Reeder, D. and Pomogyi, P. (2003) 'Changes in the macro-vegetation of the Kis-Balaton Wetlands over the last two centuries: A GIS perspective', in *Hydrobiologia*. Kluwer Academic Publishers, pp. 671–679. doi: 10.1023/B:HYDR.0000008598.56151.5e.
- Grimm, M.P., 1994. The characteristics of the optimum habitat of northern pike (*Esox lucius* L.). Part II: the characteristics of an optimal habitat for northern pike. In: I. Cowx (ed.): *Rehabilitation of freshwater fisheries*: 235-243. Blackwell Scientific Publications Ltd. Oxford.
- Grimm, M.P. & M. Klinge, 1994. Northern pike and some aspects of its dependence on vegetation. In: J.F. Craig (ed.): *Pike. Biology and exploitation*: 125-156. Fish and Fisheries series 19. Chapman & Hall, London.

- Gulati, R.D., Dionisio Pires, L.M., Van Donk, E., 2008. Lake restoration studies: Failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 38, 233–247. <https://doi.org/10.1016/J.LIMNO.2008.05.008>
- Hartog, C. den, J. Kvet & H. Sukopp, 1989. Reed. A common species in decline. *Aquatic Botany* 35: 1-4.
- Hobbs, R. J., E. Higgs, and J. A. Harris. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24:599-605.
- Holling, C. S. (1973). Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1), 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>
- Ibelings, B. W., Portielje, R., Lammens, E. H. R. R., Noordhuis, R., Van Den Berg, M. S., Joose, W., & Meijer, M. L. (2007). Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study. *Ecosystems*, 10(1), 4–16. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9009-4>
- Feldmann, T. and Nöges, P. (2007) 'Factors controlling macrophyte distribution in large shallow Lake Vörtsjärv', *Aquatic Botany*, 87(1), pp. 15–21. doi: 10.1016/j.aquabot.2007.01.004.
- Fuchs, C., 1991. Phytophage Arthropoden im Röhrichtgürtel des Bodensee-Untersees und ihr Einfluss auf die Vitalität des Schilfs. Konstanz.
- Gasith, A. 1991. Can littoral resources influence ecosystem processes in large, deep lakes? *Internationale Vereinigung für Theoretische and Angewandte Limnologie* 24: 1073–1076.
- Jaarsma N., M. Klinge en L.P.M. Lamers (2008). Van helder naar troebel... en weer terug. STOWA-rapportnummer 2008-04. ISBN 978.90.5773.386.4
- Janse J.H. (2009) Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches / Thesis Wageningen University – With ref. – With summary in Dutch. ISBN 90-8504-214-3
- Jenkins S.H. 1981. Common patterns in home range – body size relationships of birds and mammals. *The American Naturalist* 118/1: 126-128.
- Jeppesen, E., Jensen, J. P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L. J., & Jensen, L. (1997). Top-down control in freshwater lakes: The role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342–343, 151–164.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjær, O., Olrik, K., 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia* 200–201, 219–227. <https://doi.org/10.1007/BF02530341>
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Havens, K.E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M.F., Deneke, R., Dokulil, M.T., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S.E., Hilt, S., Kangur, K., Köhler, J., Lammens, E.H.H.R., Lauridsen, T.L., Manca, M., Miracle, M.R., Moss, B., Nöges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C.L., Strailé, D., Tatrai, I., Willén, E., Winder, M., 2005. Lake responses to reduced nutrient loading - An analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50, 1747–1771. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x>
- Ji, Y. H., Zhou, G. S., Lv, G. H., Zhao, X. L., & Jia, Q. Y. (2009). Expansion of *Phragmites australis* in the Liaohe Delta, north-east China. *Weed Research*, 49(6), 613–620. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2009.00727.x>
- Klinge, M., Grimm, M. P., & Hosper, S. H. (1995). Eutrophication and ecological rehabilitation of Dutch lakes presentation of a new conceptual framework. *Water Science and Technology*, 31(8), 207–218. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00372-T](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00372-T)
- Kootenay, E. et al. (2007) Windermere Lake Foreshore Inventory and Mapping.

- Korner S. (2001). Development of submerged macrophytes in shallow Lake Muggelsee (Berlin, Germany) before and after its switch to the phytoplankton-dominated state. *Archiv fur Hydrobiologie* 152(3):395-409 · October 2001
- Kornis, M.S., Bilkovic, D.M., Davias, L.A., Giordano, S., Breitbart, D.L., 2018. Shoreline Hardening Affects Nekton Biomass, Size Structure, and Taxonomic Diversity in Nearshore Waters, with Responses Mediated by Functional Species Groups. *Estuaries and Coasts* 41, 159–179. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0214-5>
- Kosten, S., Kamarainen, A., Jeppesen, E., Van Nes, E.H., Peeters, E.T.H.M., Mazzeo, N., Sass, L., Hauxwell, J., Hansel-welch, N., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Bachmann, R.W., Lacerot, G., Scheffer, M., 2009. Climate-related differences in the dominance of submerged macrophytes in shallow lakes. *Global Change Biology* 15, 2503–2517. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01969.x>
- Kuiper, J.J., Van Altena, C., De Rooter, P.C., Van Gerven, L.P.A., Janse, J.H., Mooij, W.M., 2015. Food-web stability signals critical transitions in temperate shallow lakes. *Nature Communications* 6, 7727. <https://doi.org/10.1038/ncomms8727>
- Lemes da Silva, A.L., Petrucio, M.M., 2018. Relationships between aquatic invertebrate communities, water-level fluctuations and different habitats in a subtropical lake. *Environmental Monitoring and Assessment* 190. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6929-3>
- Loeb, R., Lamers, L. P. M., & Roelofs, J. G. M. (2008). Prediction of phosphorus mobilisation in inundated floodplain soils. *Environmental Pollution*, 156(2), 325–331. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.02.006>
- Marion, L. et al. (1994) 'The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand-Lieu, France', *Hydrobiologia*. Kluwer Academic Publishers, 279–280(1), pp. 133–147. doi: 10.1007/BF00027848.
- Massicotte, P., Bertolo, A., Brodeur, P., Hudon, C., Mingelbier, M., & Magnan, P. (2015). Influence of the aquatic vegetation landscape on larval fish abundance. *Journal of Great Lakes Research*, 41(3), 873–880. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.05.010>
- Mitsch William J., Naiming Wang (2000) Large-scale coastal wetland restoration on the Laurentian Great Lakes: Determining the potential for water quality improvement. *Ecological Engineering* 15 267–282
- Moss, B. et al. (2003) 'The determination of ecological status in shallow lakes - A tested system (ECOFAME) for implementation of the European Water Framework Directive', *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(6), pp. 507–549. doi: 10.1002/aqc.592.
- Nagelkerke, L. A. J., Klinge, M., Meier, M., van Scheppingen, Y., & Grimm, M. P. (1999). Waterriet en visfauna: betekenis voor ecologisch herstel van zoet water. *De Levende Natuur*, 100(2), 54–57.
- Nienhuis, P.H., Bakker, J.P., Grootjans, A.P., Gulati, R.D., de Jonge, V.N., 2002. The state of the art of aquatic and semi-aquatic ecological restoration projects in the Netherlands. *HYDROBIOLOGIA* 478, 219–233.
- Ostendorp, W., 1989. 'Die-back' of reeds in Europe, a critical review of literature. *Aquatic Botany* 35: 5-26
- Ostendorp, W., 1991. Geschichte der Uferroehrichte des Bodensee-Unterseees. *Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung* 109, 233.
- Ostendorp, W. (1995). Estimation of mechanical resistance of lakeside Phragmites stands. *Aquatic Botany*, 51(1–2), 87–101. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(95\)00470-K](https://doi.org/10.1016/0304-3770(95)00470-K)
- Ostendorp, W., 1999. Susceptibility of lakeside Phragmites reeds to environmental stresses: Examples from Lake Constance-Untersee (SW-Germany). *Limnologica* 29, 21–27. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(99\)80035-8](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(99)80035-8)

- Partanen, S. and Hellsten, S. (2005) 'Changes of emergent aquatic macrophyte cover in seven large boreal lakes in Finland with special reference to water level regulation', *Fennia*, 183(1), pp. 57-79.
- Pierce, R. B., & Tomcko, C. M. (2005). Density and Biomass of Native Northern Pike Populations in Relation to Basin-Scale Characteristics of North-Central Minnesota Lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134(1), 231-241. <https://doi.org/10.1577/t03-211.1>
- Poikane, S., Portielje, R., Denys, L., Elferts, D., Kelly, M., Kolada, A., Mäemets, H., Phillips, G., Søndergaard, M., Willby, N., & van den Berg, M. S. (2018). Macrophyte assessment in European lakes: Diverse approaches but convergent views of 'good' ecological status. *Ecological Indicators*, 94(July), 185-197. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.056>
- Pohnke, C., and M. Klinge. 2018. Bureaustudie Vis in het IJsselmeergebied. Witteveen+Bos.
- Rimmelzwaal A. en R. Verheule (1999). De vestiging van riet in de randmeren. *Levende Natuur* 100 (2): 58-61.
- Rombouts, T. A., J. A. Vonk, and H. G. van der Geest. 2019. Het belang van natuurlijke en kunstmatige land-water overgangen voor het functioneren van moeras- en meerecosystemen. Een literatuurstudie als voorbereiding op het ontwerp van de Oostvaardersoever. Universiteit van Amsterdam.
- Rijkswaterstaat (2016) Gedeeld Beeld Werkelijkheid IJsselmeervisserij
- Rijkswaterstaat (2017). IJsselmeergebied. Het grootste zoetwatergebied van West Europa – memo
- Rijkswaterstaat (2017) Achtergronddocument Preverkenning ecologische kwaliteit IJsselmeergebied. Albert Rimmelzwaal, Joost Lankester, Maikel Aragon van den Broeke, Mascha Lichtendahl, Petra van Konijnenburg, Ton Garritsen, Wouter van Heusden.
- Rijkswaterstaat (2018) Panorama Markermeer-IJmeer. Ontwikkelingsprincipes vanuit een landschapsecologisch perspectief
- Rijkswaterstaat (2019) Programmatische Aanpak Grote Wateren. Verder met de verbetering van ecologische waterkwaliteit
- Rijkswaterstaat (2019) Friese IJsselmeerkust Behoeden voor erosie
- Rijkswaterstaat (2019) Noord-Hollandse Markermeerkust Meren en de regionale haarvaten verbonden
- Rijkswaterstaat (2019) Wieringerhoek Nieuw leefgebied tussen IJsselmeer en Waddenzee
- Rijkswaterstaat (2019) Oostvaardersoever Gebieden die elkaar nodig hebben verbinden
- Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M.-L., Moss, B., & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8(8), 275-279. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(93\)90254-M](https://doi.org/10.1016/0169-5347(93)90254-M)
- Scheffer, Marten, & Jeppesen, E. (1998). Alternative Stable States BT - The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes (E. Jeppesen, M. Søndergaard, M. Søndergaard, & K. Christoffersen (eds.); pp. 397-406). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0695-8_31
- Schindler D.E., Stephen R. Carpenter, Kathryn L. Cottingham, Xi He, James R. Hodgson, James F. Kitchell, Patricia A. Soranno (1996) Food Web Structure and Littoral Zone Coupling to Pelagic Trophic Cascades. In: Polis G.A., Winemiller K.O. (eds) Food Webs. Springer, Boston, MA
- Sollie S.; Jan H. Janse; Wolf M. Mooij; Hugo Coops & Jos T. A. Verhoeven. The Contribution of Marsh Zones to Water Quality in Dutch Shallow Lakes: A Modeling Study *Environmental Management* (2008) 42:1002-1016
- Stefanidis, K., Sarika, M. and Papastegiadou, E. (2019) 'Exploring environmental predictors of aquatic macrophytes in water-dependent Natura 2000 sites of high conservation value:

- Results from a long-term study of macrophytes in Greek lakes', *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, (February 2018), pp. 1133–1148. doi: 10.1002/aqc.3036.
- Stephens P.A., M.V. Vieira, S.G. Willis & C. Carbone 2019. The limits to population density in birds and mammals. *Ecology Letters*. doi: 10.1111/ele.13227.
 - Vadeboncoeur, Y., VANDER ZANDEN, M.J., LODGE, D.M., 2002. Putting the Lake Back Together: Reintegrating Benthic Pathways into Lake Food Web Models. *BioScience* 52, 44. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0044:ptlbtr\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0044:ptlbtr]2.0.co;2)
 - Vadeboncoeur, Y., McIntyre, P. B., & Vander Zanden, M. J. (2011). Borders of Biodiversity: Life at the Edge of the World's Large Lakes. *BioScience*, 61(7), 526–537. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.7.7>
 - Van Der Putten, W. H. (1997). Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: An overview of the European Research Programme on Reed Die-back and Progression (1993-1994). *Aquatic Botany*, 59(3–4), 263–275.
 - Van der Winden J., S. Dirksen, A. Gyimesi & M. Poot 2013. Broedsucces en voedsel van visdieven op de Kreupel 2011-2012. Voortgangsrapport met overzicht van 2009-2012. Rapport 12-217, Bureau Waardenburg, Culemborg.
 - van der Winden J., A.J. Nienhuis, R. van Eekelen, E. van Maanen en M.J.M. Poot (2006) Essentiële componenten en processen in Europese wetlands. Checklist en kaartbeelden van 10 (natuurlijke) Europese wetlands als vergelijking voor de Nederlandse situatie. Bureau Waardenburg in opdracht van Rijkswaterstaat. rapport nr. 06-190
 - Dijk, G., van, Westendorp, P-J., Loeb, R., Smolders, F., Kleef, H., van, Lamers, L., Klinge, M., 2013. Natuurherstel in ondiepe plassen in het zeelei- en laagveenlandschap: Kansen voor kleimeren. Rapport 2013/OBN185-LZ
 - Van Eerden, M., V. Borisov, R. Doef, L. Jans, K. Kangur, A. Kuresoo, E. Lammens, S. Lauwaars, L. Luigujõe, M. Melnik, U. Menke, R. Noordhuis, S. Timofeev, O. Zhuravkova, and O. Vassilenko. 2007. In the mirror of a lake. Pages 249-257.
 - Van Geest, G. J., Roozen, F. C. J. M., Coops, H., Roijackers, R. M. M., Buijse, A. D., Peeters, E. T. H. M., & Scheffer, M. (2003). Vegetation abundance in lowland flood plain lakes determined by surface area, age and connectivity. *Freshwater Biology*, 48(3), 440–454. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01022.x>
 - Ventelä, A. M. et al. (2016) 'Ecosystem change in the large and shallow Lake Säkylän Pyhäjärvi, Finland, during the past ~400 years: implications for management', *Hydrobiologia*. Springer International Publishing, 778(1), pp. 273–294. doi: 10.1007/s10750-015-2552-2.
 - Veraart, J., J. Timmerman, H. de Lange, M. Paulissen, M. Bogers, A. Spijkerman, and N. H. A. de Sena. 2018. Van Robuuste Natuur tot Herstel Ecologische Veerkracht in de Rijkswateren: een analyse over de mogelijkheden van het gebruik van Infographics als een handreiking voor het realiseren van herstel ecologische veerkracht en extra dynamiek in de Rijkswateren. 1566-7197, Wageningen Environmental Research.
 - Wetzel, R. G. (1992). Gradient-dominated ecosystems: sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystems. *Hydrobiologia*, 229(1), 181–198. <https://doi.org/10.1007/BF00007000>
 - Winfield, I.J., 2004. Fish in the littoral zone: Ecology, threats and management. *Limnologia* 34, 124–131. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80031-8](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80031-8)
 - Wood, K.A., Stillman, R.A., Clarke, R.T., Daunt, F., O'Hare, M.T., 2012. The impact of waterfowl herbivory on plant standing crop: A meta-analysis. *Hydrobiologia* 686, 157–167. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1007-2>
 - Ziegler, J. P., Solomon, C. T., Finney, B. P., & Gregory-Eaves, I. (2015). Macrophyte biomass predicts food chain length in shallow lakes. *Ecosphere*, 6(1). <https://doi.org/10.1890/ES14-00158.1>

B
ware

www.b-ware.eu