

Stilstaande wateren: beheermaatregelen in een notendop

Luc Denys, Pieter Lemmens, Geert De Knijf, Jeroen Van Wichelen

Denys et al. (2022) bespreken de motivatie en algemene achtergronden van het natuurbeheer (excl. exotenbeheer) voor stilstaande wateren in Vlaanderen. In dit complement geven we een beknopt overzicht van de meer courante maatregelen die daarbij kunnen worden ingezet in de gebruikelijke werksfeer van de Vlaamse natuurbeheerder, met daarbij hun toepassingsgebied en de actuele kennis omtrent zowel voor- als nadelen. Daarmee trachten we als aanvulling op de theorie, ook de praktische kant van zaken enigszins toe te lichten, zonder echter al te veel in detail te treden - voor meer bijzonderheden verwijzen we graag naar de vermelde bronliteratuur. Ook die is geenszins volledig en blijft, gezien het zeer omvangrijke volume, noodzakelijkerwijs beperkt. Het is de bedoeling dat deze tekst open staat voor verdere aanvullingen en wijzigingen, al naargelang de inzichten vorderen en nieuwe ontwikkelingen het daglicht zien. Ook in goed gedocumenteerde ervaringen met bepaalde methoden zien we een toekomstige meerwaarde.

Ter aansluiting met het boekhoofdstuk recapituleren we eerst even de algemene indeling van beheer- en herstelmaatregelen die daarin werd aangehaald.

1 Indeling van maatregelen

Beheermaatregelen voor stilstaande wateren kunnen onderverdeeld worden in *bronmaatregelen*, die de druk bij de oorsprong moeten verminderen, *systeemmaatregelen*, aanpassingen van de fysische kenmerken die de draagkracht kunnen verhogen, *interne maatregelen* die op het voedselweb ingrijpen (biomanipulatie) en *inrichtingsmaatregelen*, die de habitatbeschikbaarheid en -verbinding vergroten (Jaarsma et al., 2008). De scheidingslijn tussen deze categorieën is niet altijd zuiver.

Hieronder worden de voornaamste maatregelen met hun gebruikelijke toepassingsgebied per categorie uitgelicht. Voor permanente plassen is waar nodig een onderscheid gemaakt tussen ondiepe (doorlopend gemengde) en diepe (gestratificeerd, met spronglaag). Het overzicht is beperkt tot maatregelen die op het waterlichaam zelf of het waterleverend gebied toegepast kunnen worden. De meerderheid is bedoeld voor herstelbeheer, een aantal kan ook, doorgaans minder intensief of frequent, bij regulier beheer ingezet worden. Deze synopsis is ongetwijfeld nog onvolledig en beperkt tot meer ‘reguliere’ (wetenschappelijk gedocumenteerde) methoden. Niettemin werden ook enkele maatregelen opgenomen die regelmatig in de literatuur opduiken, maar die we als louter symptoombestrijding beschouwen, alsook methoden die tot zover nog geen praktische toepassing in het kader van natuurbeheer kenden, maar waarvoor dit in de toekomst niet wordt uitgesloten.

Alle maatregelen zijn genummerd om kruisverwijzing mogelijk te maken.

2 Bronmaatregelen

Isoleren van ander oppervlaktewater (externe eutrofiëring of verontreiniging; alle wateren) - B1

Door het afsluiten van de verbinding met grachten of waterlopen die water aanvoeren dat een gebiedsvreemde samenstelling heeft (bv. erg mineraalrijk ‘hard’ water in een verder mineraalarm gebied), of dat te voedselrijk of verontreinigd is, vermindert de uitwendige belasting of herstelt men een meer natuurlijke situatie. De verhouding van oppervlakte-, grondwater en neerslag in de waterhuishouding kan daarbij grondig veranderen en tenzij een alternatieve aanvoer wordt voorzien, is een veel langere verblijftijd waarschijnlijk, wat de effectiviteit kan beperken (Phillips et al. 2015). Vooral bij een slechte waterbodemkwaliteit is het risico op interne eutrofiëring dan aanzienlijk (Geurts 2010). Verdroging is eveneens mogelijk. Dergelijke isolatie kan een aantal functies (paaiplaats,...) of kolonisatie, bijv. door zoetwatermosselen (Dionisio Pires et al. 2010) of niet-vliegende insecten, bemoeilijken en is wellicht eerder als een tijdelijke maatregel op te vatten tot een kwaliteitsvolle hydrologische verbinding terug mogelijk is. Isolatie heeft doorgaans ook hydrologische gevolgen voor de omgeving en verplaatst de ‘belasting’ naar elders, zodat toepassing niet steeds evident is. Ook cultuurhistorische overwegingen kunnen meespelen.

Defosfateren (externe eutrofiëring; grotere systemen en plassen) - B2

Hierbij wordt fosfaat in een aparte installatie doorlopend uit het door een waterloop aangevoerde water verwijderd, zodat de uitwendige belasting daalt. Hiervoor zijn heel wat technieken beschikbaar, zoals adsorptie van fosfaat aan diverse sorbentia en bioreactoren (zie ook B3). Elk hiervan heeft zijn eigen toepassingsmogelijkheden en prijskaartje (Li et al. 2016; Bunce et al. 2018). Ook andere pollutanten (stikstofverbindingen, zware metalen, organische verbindingen) kunnen overigens met dergelijke technieken uit afvalwater worden verwijderd. Defosfatering wordt momenteel vooral bij industrieel effluent en rioolwaterzuiveringsinstallaties toegepast (zgn. ‘tertiaire zuivering’) en kan heel efficiënt zijn. Naast installatiekosten dienen permanente onderhoudskosten gedekt te worden. Toepassing in het kader van natuurbeheer of –herstel wordt op enkele plaatsen in Vlaanderen overwogen (o.a. Kraenepoel, Aalter). In de Harelbeekse Gavers is het een onderdeel van de drinkwaterproductie. In het buitenland is defosfatering al vaker toegepast op vennen (Groote Meer, Ossendrecht), grote plassen en meren en waterrijke gebieden met een centrale watertoevoer.

(kleinschalige) Effluentzuivering (externe eutrofiëring of verontreiniging; alle wateren) - B3

Hierbij gebruikt men bekkens met moerasvegetatie (‘helofytenfilters’ of ‘percolatievelden’) of waterplanten om door kleinere waterlopen of drainages aangevoerd water (gedeeltelijk) te ontdoen van nutriënten en andere stoffen. Meestal gaat het om huishoudelijk afvalwater. Deze filters vragen onderhoud, zijn niet even efficiënt doorheen het hele jaar en maar beperkt te sturen (Schomaker et al. 2005). De retentie is lager bij snelle doorstroming en hogere aanvangsconcentraties. Organische stof en zwevend materiaal worden goed tegen gehouden en voor stikstof is het effect (ca. 0,1 à 2,3 g N/m².dag) behoorlijk in warmere maanden bij een voldoende lange verblijftijd. Voor fosfor kan gerekend worden op retentie van ca. 0–0,25 g/m².dag, afnemend met de accumulatie van organisch materiaal en verzadiging, waarna nalevering kan optreden. In doorstroomsystemen zullen hydrologisch hoger gelegen vijvers een gelijkaardige functie vervullen voor vijvers (en waterlopen) die lager zijn gelegen. Hoe langer de aanvoerweg, hoe hoger in principe de retentie en de werking van omzettingsprocessen. Van het Nederlandse Beuven is een deel gebruikt als sedimentatiebekken om het nutriëntengehalte van aangevoerd beekwater te verminderen, alvorens dit af en toe in de rest van het ven in te laten (Buskens & Zingstra 1988). Een gelijkaardig initiatief is genomen in De Luysen (Bree-Bocholt). ‘t Pompje (Oudenburg) werd voorzien van een percolatierietveld. Bunce et al. (2018) bespreken het gebruik van P-

adsorberende substanties (B2), ionenuitwisseling en biologische filters in kleinschalige zuiveringsinstallaties en wetlands (zie ook B11 en B12).

Aanvoerregime aanpassen (externe eutrofiëring of verontreiniging, verdroging; alle wateren)
- B4

Om doorlopend een bepaald waterpeil te behouden wordt de aanvoer van water vaak gestuurd. Door grotere fluctuaties toe te laten kan de hoeveelheid hiervan worden verminderd, zodat tevens minder opgeloste stoffen of zwevend materiaal worden aangebracht. Vrachten zijn ook niet constant in de tijd, zodat het verschuiven van het moment waarop water wordt ingelaten al tot een lagere totale belasting kan leiden. Een meer variabel aanvoer- annex peilregime kan ook andere gunstige effecten hebben (zie S6). Daarnaast kan daling van het waterpeil 's zomers ook mineralisatie, sulfaatproductie en successie in de hand werken. Mogelijke voor- en nadelen moeten dus worden afgewogen en het effect moet goed worden opgevolgd.

Depositiegerichte maatregelen (externe eutrofiëring / verzuring; alle wateren) - B5

Vooraf voor de aanvoer van stikstof en (afnemend) zwavelverbindingen zijn natte en droge depositie vanuit de lucht nog steeds belangrijke bronnen. Naast het verminderen van de uitstoot, kunnen sommige ingrepen in de onmiddellijke omgeving van plassen deze depositie verlagen, zodat dit op termijn ook met de uitspoeling naar het water gebeurt. De hoogte, dichtheid en samenstelling (ruwheid) van de vegetatie bepalen mee de mate van plaatselijke depositie. Die is daardoor hoger in de begroeiing rondom, dan op het wateroppervlak zelf. Wintergroene naaldbomen vangen meer N en S af dan bladverliezende bomen en versterken de uitloging van de bodem; dat effect is nog sterker aan de rand van het bos dan in de kern (De Schrijver et al. 2007). Het verwijderen of omzetten van naaldboombestanden en -opslag in het waterleverend gebied van vennen en rondom kan daarom zinvol zijn om verzuring en stikstofdepositie tegen te gaan.

Bij puntbronnen kunnen vegetatieschermen een deel van de via de lucht aangevoerde pollutanten capteren, zodat er minder naar het waterleverend gebied wordt gevoerd. Volgens Vahle (1990) is een minstens 15 m brede bomenrij nodig om verwaaien van meststoffen te voorkomen.

Bladeren en naalden kunnen een aanzienlijke bron van organische stof zijn en naarmate dit verteert ook van N, P, CO₂ en humuszuren (Schoumans et al. 2008; Brouwer et al. 2009, 2016). In zeer voedselarm water kunnen zelfs de pollenkorrels van dennen een beduidende bron van nutriënten worden. Een volledig met onverteerde bladeren bedekte waterbodem is ongeschikt voor de vestiging van ondergedoken planten en bladresten dragen bij aan slibvorming en zuurstofverbruik. De hoogte, situering en aard van bomen bepalen mee tot waar de meeste bladeren verspreid worden. De meeste bladeren komen onder de kruin terecht en een deel wordt lateraal getransporteerd, ongeveer tot op een afstand gelijk aan de hoogte waarvan ze zijn gevallen (Ferguson 1985). Het effect van het verminderen van bladval door het kappen van bomen is dan ook het grootst langsheen oevers, op kleine plassen en op plassen met een hoge verhouding tussen oeverlengte en oppervlakte. In oude bosbestanden is het kappen van bomen niet voor de hand liggend. Niet alleen hebben bospoelen een eigen biodiversiteitswaarde, de aanwezigheid van bomen kan gepaard gaan met waardevolle (myco)flora, nestgelegenheid, etc. Enkele verspreide bomen en struiken langs de oever kunnen eveneens aanzienlijk aan de habitatverscheidenheid bijdragen en hun aanwezigheid is zeker bij ietwat grotere plassen niet ongepast.

Isoleren van het grondwater (externe eutrofiëring, verontreiniging of verzilting; permanente plassen) - B6

Als het ondiep grondwater sterk geëutrofeerd of verontreinigd is, kan het aanbrengen van fysische (ondoorlatende) of permeabele, maar reactieve (capterende) barrières worden overwogen (Buda et al. 2012). In diepe plassen waarin diep grondwater een belangrijke bron van nutriënten is, kan verondiepen (S8) de invloed hiervan verminderen (Osté et al. 2010).

Vegetatiebuffers (externe eutrofiëring of verontreiniging, bodeminspoeling; alle wateren) - B7

Begroeide bufferzones zonder enige vorm van bodembewerking kunnen zowel in als aan de rand van landbouwpercelen, of rondom het water zelf, worden aangelegd. We beschouwen hier enkel de laatste. Het meeste onderzoek hierover betreft buffers langs waterlopen. Invloed op de waterkwaliteit is er enkel in zoverre dit oppervlakkig en ondiep, met korte stroombaan, wordt aangevoerd. Biotische effecten kunnen van verderop nog doorwerken. Bredere buffers zijn altijd beter dan smalle, maar de efficiëntiewinst vakt af met toenemende breedte. Een te smalle buffer is altijd beter dan helemaal geen. Bufferstroken alleen zijn echter niet zaligmakend maar een complementaire maatregel bij goed bodembeheer in het hele waterleverend gebied.

Bufferstroken zijn het meest efficiënt om inspoeling van bodemmateriaal te verminderen en snelle accumulatie van sediment tegen te gaan. Hiervoor volstaat normaliter al een dicht begroeide zone van 6 à 10 meter breed (Yuan et al. 1999; Parkyn 2004). De aard van de vegetatie in de buffer lijkt daarbij minder belangrijk. Het gebruik van sproeistoffen is nu reeds verboden op minder dan 5 m van elk wateroppervlak, maar bij enige wind schiet deze afstand (als er al rekening mee wordt gehouden) zelfs voor rechtstreekse depositie al tekort (zie B5). De aard van pesticiden en hun afbraakproducten is mee bepalend voor het transport via runoff en infiltratie.

De efficiëntie van vegetatiebuffers voor het verminderen van diffuse nutriëntenbelasting is zeer variabel en van veel factoren afhankelijk: de vegetatie en het beheer hiervan, bodemtype en -doorlatendheid, helling en runoff, ouderdom en breedte van de buffer, neerslagpatroon,... (Borin et al. 2010). Allaire et al. (2015) stellen vast dat vuistregels voor ‘goede praktijk’ voor het aanleggen van infiltratiebuffers niet het verwachte resultaat leveren. Om een beduidend effect te ressorteren (>50 % reductie) zal de breedte doorgaans meerdere tientallen meter moeten bedragen (Hansen et al. 2010); Aguiar et al. (2015) geven 36 m als minimumbreedte mee. N-reductie gebeurt optimaal in wisselnatte omstandigheden, P-retentie in een O₂-rijk milieu; best is er dus een brede vochtgradiënt en dit bevordert tevens de overige functies. Verschillen in diepte en grofheid van doorworteling, microbiële activiteit en organische stof in de bodem bepalen mee welke buffervegetatie het meest effectief is. Bebooste buffers lijken soms meer stikstof tegen te houden dan een strook begroeid met kruiden (Parkyn 2004), maar ook dit is geen vaste stelregel (Tredanari 2011). Veel fosfor wordt samen met bodemdeeltjes getransporteerd, voor stikstof is het grondwater belangrijker. De reductie van fosfor kan daardoor zeer aanzienlijk zijn (tot bijna 100 %), maar in tegenstelling tot stikstof, dat gedeeltelijk door nitrificatie tot atmosferisch N₂ kan worden omgezet, wordt fosfor enkel vastgehouden tot er verzadiging optreedt. Daarna kan een buffer zelf een netto P-bron worden. Dit kan worden vertraagd door beheer waarmee P uit de bufferzone wordt afgevoerd, maar bodemmobilisatie moet daarbij dan wel worden vermeden. Andere mogelijke effecten van bufferstroken zijn het vertragen van de wateraanvoer uit de omgeving, waardoor peilveranderingen minder abrupt optreden, afname van de windsnelheid ter hoogte van het wateroppervlak (minder resuspensie) en toename van de watertemperatuur. Ook de hoeveelheid en aard van organisch materiaal dat in het water terecht komt wordt door een buffer beïnvloed (cf. B5).

Uiteraard kunnen vegetatiebuffers ook diverse habitatfuncties in meer of mindere mate vervullen (Hansen et al. 2010) en, zoals reeds aangegeven, voor verschillen in microklimaat en meer graduele

overgangen naar omringende ecotopen zorgen. De vegetatie van bufferstroken hoeft ook niet homogeen te zijn; door zonering en uiteenlopend beheer kan men trachten meerdere functies beter te combineren (Sheridan et al. 1999).

Verwijderen van slib (interne eutrofiëring of verontreiniging; vooral ondiepe plassen) - B8

Met baggeren wordt sediment, met daarin opgeslagen nutriënten of andere ongewenste stoffen, geheel of gedeeltelijk verwijderd, zodat deze niet meer in de waterkolom terecht kunnen komen door diffusie of bij verstoring van het sediment. Doorgaans wordt verwijdering van fosfor-, stikstof- of zwavelverbindingen en organische stof beoogd. Hierdoor kan het naijlen van eutrofiëring of verontreiniging uit het verleden na het verminderen van de uitwendige belasting, worden voorkomen. Een niet te onderschatten probleem, want volgens Sas (1989), bijvoorbeeld, zal het in grote wateren, na vermindering van de externe belasting, bij 1 tot 2,5 mg.g⁻¹ drooggewicht TP in de bovenste 15 cm sediment, zo'n vijf jaar duren vooraleer nalevering van P uit de waterbodem geen probleem meer stelt. Bij hogere concentraties en lange verblijftijd duurt dat uiteraard nog langer, soms decennia. Een bijkomend effect van deze ingreep is dat een meer vaste en minder organische waterbodem wordt verkregen, wat het doorzicht en de zuurstofhuishouding ten goede komt, de kieming van waterplanten verhoogt en wortelende waterplanten meer houvast biedt. Het betere lichtklimaat maakt snelle uitbreiding van (pionier)vegetaties uit oudere zaad- en oösporenbanken of aangevoerde propagulen mogelijk. Ruststadia van bepaalde cyanobacteriën worden eveneens gedecimeerd. Doorgaans zijn de resultaten in ondiepe plassen eerder positief, de opties zijn beperkter in diepe plassen. In verzuurde Nederlandse vennen bleek het effect van louter slibverwijdering eerder beperkt, maar wel gunstig voor macrofauna en sierwieren (Brouwer et al. 2009); naarmate de verzurende depositie lager is zal het effect groter zijn. Slibverwijdering kan echter ook slecht uitpakken voor sommige diersoorten (van Kleef 2010) en in hangwatersystemen is verstoren van minder doorlatende lagen een aandachtspunt.

Slibverwijdering is een maatregel die bij herstel van wat grotere wateren best grondig wordt uitgevoerd, omdat achterblijvend sediment de helderheid blijft beperken en snel weer wordt uitgespreid (Moss et al. 1996). Terugvloeien van P-rijk water bij de uitvoering, vrijstelling van P uit de onderliggende bodem en sterkere P-mobilisatie door het verlengen van de stratificatieperiode bij verdieping kunnen eveneens het effect teniet doen (Michielsen et al. 2007; Lewandowski et al. 2013). Daarnaast zijn een te hoog blijvende externe belasting, onvoldoende aanwezigheid of aanvoer van waterplantenpropagulen, een teveel aan benthivore vis en begrazing evidente problemen voor het bekomen van voldoende ondergedoken vegetatie (Phillips et al. 2015). van der Wijngaart et al. (2012) bespreken in detail de problematiek en voorbereiding van baggeren, evenals het instrumentarium dat daarrond in Nederland werd ontwikkeld. Remke et al. (2010) geven enkele algemene richtlijnen:

- voorkomen dat gebaggerde delen in verbinding staan met grote ongebaggerde delen;
- meerdere plassen in eenzelfde gebied niet gelijktijdig uitbaggeren, zodat herstellende delen snel opnieuw gekoloniseerd raken;
- kleine, soortenrijke stukjes van een waterlichaam (indien aanwezig), zoals inhammen of oeverhoekjes (tot 2% van de totale oppervlakte), ontzien ten behoeve van herkolonisatie;
- fijne bagger zoveel mogelijk verwijderen;
- bij het bepalen van de baggerdiepte rekening houden met de ondergrond, zaadbanken en kwaliteit van bodem en bodemvocht.

De ervaring leert dat, net als bij andere ingrijpende maatregelen, erg goed op de uitvoering moet worden toegezien. Vanwege de nodige voorbereidingen, inzet van materiaal, een aanzienlijk kostenplaatje en gevolgen voor de levensgemeenschap wil men de maatregel voor herstelbeheer niet frequent herhalen, zodat risico's vooraf goed moeten worden ingeschat. Omdat met het slib mogelijk kiemkrachtige

propagulen worden afgevoerd kan het soms nodig zijn deze te vervangen (*I1*). Ook voor bijzondere soorten zijn soms bijkomende maatregelen nodig, maar in reeds sterker gedegradeerde situaties is dit vaak al niet meer het geval.

In kleine poelen en zeer ondiepe plassen kunnen eventueel slib en vegetatie na verloop van enkele jaren afwisselend in een ander gedeelte handmatig worden weggenomen om verlanding tegen te gaan en variatie in de vegetatie te behouden. Ook toepassing in rotatie is mogelijk. Dit sluit vaak aan bij het beheer dat vroeger werd uitgevoerd.

Plaggen van oevers (eutrofiëring, successie; alle wateren) - B9

Plaggen (of afschrappen) is zowat het semi-aquatische equivalent van het verwijderen van slib en soms onontbeerlijk om vegetatieherstel op tijdelijk droogvallende oevers mogelijk te maken. De maatregel moet gefaseerd gebeuren, waarbij aanwezigheid van waardevolle vegetatietypen en diverse successiestadia in acht te nemen zijn. Het sparen van bepaalde bomen en delen met hogere begroeiing of verlandingsvegetatie kan ook belangrijk zijn voor dieren die hiervan afhankelijk zijn. Zie ook *B16*, *S7* en *H7*.



Een volledig verland en door naaldbos ingesloten ven werd weer uitgegraven (Lanaken; © Geert De Knijf)

Afdekken van de waterbodem (interne eutrofiëring of verontreiniging; vooral diepe plassen) - B10

Door de voedselrijke waterbodem met een ander materiaal af te dekken ('sediment capping') wordt getracht het opwervelen van slib en de mobilisatie van fosfor naar de waterkolom te verlagen. Het kan gaan om zand, klei, etc., maar er is ook met andere (natuurvreemde) materialen geëxperimenteerd. Zand met een hoge bindingscapaciteit voor P is te verkiezen (Osté et al. 2010). Het materiaal moet voldoende dik worden aangebracht ($\geq 0,5$ m) en mag zelf weinig organisch materiaal ($< 5\%$), fosfor, sulfide, zout of andere stoffen die mogelijk schadelijk kunnen zijn bevatten. De laag moet ook op het sediment blijven rusten, goed begroeibaar zijn zonder weg te zakken en mag achteraf niet door erosie, afschuiven,

bioturbatie of gasvorming worden onderbroken. Het deftig aanbrengen is evenmin een sinecure. Opwaartse kwel en diffusie bepalen mee de effectiviteit.

Hoewel in eerste instantie de helderheid kan toenemen door de afname van zwevend materiaal in het water, wordt tegelijkertijd de kieming van nog aanwezige propagulen verhinderd, zodat de vestiging van waterplanten te lang kan uitblijven om nieuwe vertroebeling te voorkomen. Dit zou verholpen kunnen worden door deze aan te voeren (zie *I1*). Voor natuurherstel lijkt de maatregel zelden bruikbaar. Volgens Lewandowski et al. (2013) is het afdekken van de waterbodem 5 tot 7 maal duurder dan de volgende maatregel (*B11*), maar het zand ter plaatse winnen beperkt wel de kosten.

Vastleggen van fosfor in de waterbodem (interne eutrofiëring; permanente plassen) - B11

Fosfor kan worden vastgelegd door het neer te laten slaan met, of langdurig te laten binden aan Ca^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} (adsorptie aan hydroxiden) of La^{3+} (lanthaan; vorming van LaPO_4). CaCO_3 is hiervoor minder geschikt (Kardinaal 2013; Lewandowski et al. 2013) en de werking van ijzer wordt beperkt door binding met S^- ; kristallisatie vermindert de werking van aluminium na verloop van tijd. Een variant, specifiek gericht op cyanobacteriën, is de ‘flock en lock’ methode die toediening van een vlokmiddel combineert met fosfaatbinding aan met La^{3+} verrijkte klei (van Oosterhout & Lüring 2011; Lüring et al. 2012). De werkzaamheid kan sterk afhangen van pH, redoxomstandigheden en resuspensie van sediment in de waterkolom (door wind, benthivore vis). Daarom is de maatregel het best geschikt voor diepe plassen. Behandeling met Al-zouten is bijvoorbeeld gemiddeld bijna vier keer langer werkzaam in plassen met een spronglaag, dan in doorlopend gemengde (Huser et al. 2016). Opgelost fosfaat wordt het best neergeslagen en dat bepaalt mee de beste keuze en tijdstip van toepassing; doorgaans is dat de winterperiode, wanneer de concentraties in de waterkolom het hoogst zijn. De werking is ook afhankelijk van de mate waarin de externe belasting is teruggedrongen. Neveneffecten (vooral pH-wijziging, bij Al eventueel ook toxiciteit bij pH <6 of >8) zijn niet uitgesloten, maar vrij weinig onderzocht (Hilt et al. 2006). Mogelijk is de maatregel vooral te overwegen als een lange verblijftijd andere opties om de belasting te verminderen minder efficiënt maakt, of als ze wordt toegepast in combinatie met ABB en voorafgaande slibverwijdering (*B8*).

Vastleggen van nutriënten in omgevende bodems (externe eutrofiëring; alle wateren) - B12

Analoog met *B11*, zou ook de P-retentie van voorheen bemeste bodems in het inrijgebied verhoogd kunnen worden door ‘bemesting’ met coagulanten, zodat er minder P via het grondwater naar de plas doorsijpelt (Geurts et al. 2011). van Mullekom et al. (2019) bespreken de mogelijke toepassing van zeoliet om nitraatuitspoeling te verminderen.

Hypolimnische aëratie (interne eutrofiëring; diepe plassen) - B13

Door het zuurstofgehalte van het hypolimnisch water van geëutrofiëerde diepe plassen tijdens de stratificatieperiode te verhogen tot minstens 4 mg l^{-1} , zonder daarbij de stratificatie te beïnvloeden, wordt de zuurstofhuishouding verbeterd en de afbraak van organisch materiaal verhoogd. Dat komt de fosfaatbinding, piscivore vissen, het zoöplankton en de macro-invertebratengemeenschap ten goede. Dit kan door zuurstof of lucht rechtstreeks in het diepe water te injecteren, of door hypolimnisch water naar boven te brengen, te beluchten en opnieuw naar de diepte te leiden. De maatregel is permanent toe te passen in sulfaatarme plassen met een diepte van meer dan 12-15 m (Osté et al. 2010). Of met deze techniek de beschikbaarheid van fosfor door vastlegging in de bodem (*B11*) op termijn merkbaar wordt verbeterd is twijfelachtig (Lewandowski et al. 2013).

Destratificatie (interne eutrofiëring; diepe plassen) - B14

Een meer vergaande maatregel die in diepe plassen met een zuurstofarm hypolimnion is toegepast, is de menging van het volledige watervolume te versterken door het rond te pompen of lucht in te blazen. Hierdoor kunnen afbraakproducten (H_2S , CH_4 , CO_2 , NH_3) aan de oppervlakte beter ontgassen en wordt er meer zuurstof opgenomen. Om stimulering van fytoplankton door de hogere nutriëntenconcentraties te vermijden beperkt men de menging tot de winter. De maatregel wordt ook in de zomer tegen cyanobacteriën ingezet, omdat het hun voordeel om verticaal te kunnen migreren opheft, ze over het hele volume verdunt, drijfblagen opbreekt en de temperatuur verlaagt. In erg troebele of heel diepe wateren (>20 m) brengt de menging het fytoplankton tijdelijk onder de eufotische zone, waardoor lichtlimitatie toeneemt. De menging maakt de temperatuur meer uniform en kan daardoor tot lagere zuurstofgehalten, P-mobilisatie uit het sediment en meer opwerveling hiervan leiden; zoöplankton kan benadeeld worden, in tegenstelling tot benthivore vissen. Effecten en randvoorwaarden zijn door Kardinaal (2013) samengevat. Het betreft veeleer symptoombestrijding en geen permanente oplossing (Osté et al. 2010). Ook maatregelen B17 en S1 kunnen de stratificatie verzwakken.

Sedimentoxidatie (interne eutrofiëring; diepe plassen) - B15

Denitrificatie en redox van anaëroob sediment kunnen biochemisch verhoogd worden. Dit is het uitgangspunt van de Riplox-methode (Ripl 1976; <http://www.lakeriver.at/OldDanube.html>), waarbij achtereenvolgens oplossingen van FeCl_3 (binding van fosfor en zwavel), $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (neutralisatie van pH) en $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ (oxidans bij anaërobe denitrificatie, zodat meer organische stof tot CO_2 en water kan worden omgezet) in, of vlak boven, het sediment worden geïnjecteerd, zodat uiteindelijk het zuurstofdeficit aan het sedimentoppervlak vermindert en er meer fosfor wordt vastgehouden. De methode verhoogt de stikstofbelasting en is bijgevolg ongeschikt bij stikstoflimitatie.

Verwijderen van bladeren en strooisel (interne eutrofiëring; vooral kleinere plassen) - B16

Behalve door het kappen van bomen, kunnen de effecten van bladval op droogvallende plaatsen waar sterke accumulatie plaatsvindt worden tegengegaan door de bladresten regelmatig te verwijderen.

Doorspoelen (interne eutrofiëring; grotere plassen) - B17

Als er lang genoeg voldoende voedselarm water kan worden aangevoerd om de verblijftijd merkkelijk te verlagen, vermindert de biologische beschikbaarheid van voedingsstoffen en worden deze minder in het sediment gevangen. Door meer nutriënten af te voeren dan er toekomen, zal ook de waterbodem op termijn verarmen. De maatregel is het effectiefst als interne eutrofiëring een belangrijk aandeel in de belasting vormt en is bruikbaar voor diepe (vlak na destratificatie) en ondiepe plassen. Het versterken van de doorstroming wordt in grotere wateren soms ook gebruikt om waterbloei door verdunning en uitspoeling te bestrijden. Verhoogde retentie van nutriënten door sedimentatie, waterverharding en belasting met sulfaat zijn aandachtspunten. De belasting van ontvangende watersystemen verhoogt. Sleutelen aan de hydrologie kan bijgevolg, behalve chemische veranderingen, zowel gunstige als nadelige gevolgen teweeg brengen. De maatregel is weinig populair gebleven, ook al vanwege de moeilijkheid om geschikt water te vinden (Gulati & van Donk 2002).

Onttrekken van hypolimnisch water (interne eutrofiëring; diepe plassen) - B18

Door in diepe plassen het hypolimnionwater met veel nutriënten en weinig zuurstof weg te pompen en het epilimnion aan te vullen met voedselarm water, vermindert de belasting; voor een sterk effect op de zuurstofhuishouding mag het volume van de plas echter niet te groot zijn (Nürnberg 1987). Fosfor kan eventueel ook nog verwijderd worden door het water eerst door een defosfateringsinstallatie (B2) te leiden en vervolgens terug te voeren. De stratificatie moet wel intact blijven.

Verminderen van guantrofiëring (eutrofiëring, organische belasting; alle wateren) - B19

Guanotrofiëring (eutrofiëring door uitwerpselen van vogels) van water en oevers is vaak significant en enkel omvangrijke wetlands hebben voldoende draagkracht om grote watervogelpopulaties duurzaam te huisvesten. Mogelijkheden om de eutrofiëringsdruk van watervogels te beperken zijn soms beperkt en zullen de nodige maatschappelijke weerstand moeten overwinnen. Het broedsucces van kolonievogels, meeuwen en ganzen en de aantrekkelijkheid van hun broedplaats kunnen verminderd worden door de eieren en nesten te verwijderen of te verstoren, nestgelegenheid te beperken, door predatie te vergemakkelijken, of voor meer drukte in de omgeving te zorgen. In extreme gevallen kunnen exoten professioneel gereduceerd worden. Al dan niet met bomen begroeide eilandjes kunnen een grote aantrekkingskracht hebben op, onder meer, ganzen, reigers of aalscholvers; vaak is men ze liever kwijt dan rijk. Foerageergebieden in de (nabije) omgeving kan men onaantrekkelijk (bijvoorbeeld door omvorming naar natuur of bos) of onbereikbaar maken (Brouwer & van den Broek 2010) en eventueel vervangen door verder weg gelegen alternatieven.



Moeilijk bereikbare plaatsen trekken ook ongewenste gasten aan (Aalter; © Jo Packet)

Verminderen van de sedimentaanvoer (*opslibbing, externe eutrofiëring; alle*) - B20

Door versterkte erosie, voornamelijk van landbouwgronden, treedt in plassen die stromend oppervlaktewater of runoff ontvangen verhoogde sedimentatie van mineraal sediment op. Vaak heeft het aangevoerde slib een fijne textuur, wat vertroebeling en zuurstofloosheid in de bodem bevordert en is de fractie gebonden nutriënten aanzienlijk. Snelle accumulatie van fijn materiaal is niet bevorderlijk voor ondergedoken vegetatie en sommige bodembewonende organismen en kan de voedselopname van filtrerend zoöplankton belemmeren. Erosiebestrijding en vegetatiebuffers (B7) kunnen de aanvoer via afspoeling beperken en het door waterlopen getransporteerd materiaal kan met bezinkingsbekkens worden afgevangen, vooraleer het in een plas terecht komt. Dit gebeurt, bijvoorbeeld, op beken die in de

Blankaart (Diksmuide) uitmonden en bij het Schulensmeer (Lummen). De efficiëntie hiervan zal echter sterk afhangen van hun grootte en de aanwezigheid van vegetatie.

Ondiep beluchten (eutrofiëring; ondiepe plassen)

Het beluchten van ondiepe wateren of het epilimnion van diepe wateren met fontein en of beluchters lenigt acute zuurstofnood voor vissen, maar versterkt tevens interne afbraakprocessen. Drijfslagen van cyanobacteriën kunnen door de waterbeweging worden opgebroken, maar zolang het verdunningseffect niet dieper reikt dan de eufotische zone is eerder een positief effect op de fytoplanktonproductie te verwachten.

Desulfateren van inlaatwater (interne eutrofiëring; grotere systemen en plassen)

Het verwijderen van sulfaat uit inlaatwater zou de P-vastlegging kunnen verhogen. De gevoeligheid voor sulfaatbelasting hangt af van, onder meer, ijzerhuishouding en beschikbaarheid van organisch materiaal. Als richtlijn zijn sulfaatconcentraties in het inlaatwater van meer dan 10 mg.l⁻¹ in gestratificeerde plassen te vermijden om eutrofiëring te voorkomen (Osté et al. 2010); in ondiepe plassen stijgt vanaf die concentratie het risico op veenaafbraak en fosformobilisatie (Jaarsma et al. 2008). Toepassingen in het kader van natuurbeheer zijn niet bekend.

Ontharden van inlaatwater (waterverharding, interne eutrofiëring; grotere systemen en plassen)

Als er meer met carbonaten beladen water in een zachtwatersysteem wordt ingelaten, wijzigt de levensgemeenschap en verhoogt het risico op interne eutrofiëring. Ontharding zou dit kunnen voorkomen. Toepassingen in het kader van natuurbeheer zijn niet bekend.

3 Systeemmaatregelen

Verkorten verblijftijd (eutrofiëring; permanente plassen) - S1

Gelijkaardig aan B17, maar bij gelijk blijvende waterkwaliteit wordt enkel de doorvoersnelheid verhoogt, zodat de verblijftijd afneemt. Bij zeer lage verblijftijd, enkele dagen tot weken, vermindert de biologische retentie van aangevoerde stoffen, zoals P, en wordt er meer fytoplankton afgevoerd dan er kan aangroeien; vooral trager aangroeiende fytoplanktonsoorten worden daarbij benadeeld. Er wordt dan minder P in de bodem opgeslagen. De concentraties in de waterkolom benaderen dan sterk die in het instromende water. Als het sediment in de plas nog extra P levert, neemt die voorraad geleidelijk af. Ook andere effecten waardoor eutrofiëringsfenomenen kunnen verminderen zijn eventueel mogelijk (geringere opwarming, zwakkere stratificatie; Olsson et al. 2022). Veel hangt af van de vorm waarin P wordt aangevoerd (inz. de beschikbaarheid) en andere kenmerken van het waterlichaam die de retentie beïnvloeden. Een meer beperkte verkorting van de verblijftijd zal echter eutrofiëring versterken, doordat de werking van processen die P uit de waterkolom verwijderen wordt verkort (Brett & Benjamin 2007).

Verhogen van het waterpeil (verdroging, drainage; alle wateren) - S2

Aanplantingen en opschietende bomen dragen door evaporatie bij aan lagere grondwaterstanden en uitdrogen van ondiepe plassen in heide- en duingebieden. Door deze te verwijderen kan de lokale grondwatertafel verhoogd worden. Door meer water in de winter op te houden kan daarna het waterpeil langer hoger blijven. Als hiervoor oppervlaktewater wordt aangevoerd moeten de concentraties nutriënten echter voldoende laag blijven. Opstuwen zal tot het tegenovergestelde leiden van doorspoelen

(B17). Iets dieper water kan ook de impact van windwerking op de bodem voldoende verminderen om de vestiging van ondergedoken planten te vergemakkelijken.

Het aanvoeren van meer oppervlaktewater of dit 's winters beter vasthouden zijn evidente manieren om hogere waterpeilen te behouden als bijv. laagveenvegetaties langs de oever lijden onder verdroging. In dystrofe situaties kan een hoger waterpeil afbraakprocessen vertragen en drijftilvorming stimuleren (Brouwer et al. 2009). Anderzijds kan een hogere aanvoer leiden tot meer belasting en retentie van fosfor en andere stoffen, interne eutrofiëring door hogere alkaliniteit, meer SO_4^{2-} , NO_3^- of Cl^- . Ook 'overrewetting' is te vermijden (Lamers et al. 2002). Een hoger peil vermindert de toestroom van ondiep grondwater wat, al naargelang de kwaliteit hiervan, een voor- of nadeel kan zijn. De vernatting 'bovenstrooms' moet ook aanvaardbaar blijven en plotse vernatting kan schadelijk zijn (Lamers 2010). Kwetsbare vegetatie moet het waterpeil voldoende kunnen volgen. Vernatten is ook een manier om plassen die door drooglegging of verdroging verloren zijn gegaan opnieuw te herstellen. Een goede bodemkwaliteit is hiervoor nodig. Een bekend voorbeeld waar de grote hoeveelheid achtergebleven hout en ander organisch materiaal het eindresultaat hypothekeerde is het Vinne (Zoutleeuw; Louette et al. 2008).

Kwel herstellen (verzuring, eutrofiëring, verdroging; alle wateren) - S3

Kwel kan zowel het waterregime als de -samenstelling beïnvloeden. Kwelwater kan een bron van HCO_3^- , ijzer en mineralen (ook zout) zijn. Door aanvoer van ijzer en carbonaten kan het de beschikbaarheid van P verlagen. In diepe plassen geeft het uittreden van zuurder of ijzerhoudend water langs de oever vaak aanleiding tot gradiëntsituaties. Ondiep grondwater is nu echter vaak erg rijk aan nutriënten. Als het kwelwater veel NO_3^- bevat kan het ook de afbraak van organische stof en veen stimuleren en tot de vorming van $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ leiden. De kwaliteit van het kwelwater is bijgevolg een eerste bekommernis. Goede kennis van het hydrologisch systeem is nodig om te bepalen hoe de kwelflux eventueel verhoogd kan worden. Heeft dit een sterk lokaal karakter, dan zal het doorgaans nodig zijn om het grondwaterpeil in het waterleverend gebied op te trekken, bijvoorbeeld door drainage te verminderen.

Plaatselijk verdiepen (eutrofiëring, verminderd doorzicht door minerale deeltjes; permanente plassen) - S4

Door het aanleggen van een dieper deel waarin windwerking geen vat heeft op de waterbodem, wordt meer zwevend materiaal permanent als sediment vastgelegd en sterker verdund in een groter volume. Hierdoor kan de helderheid toenemen in plassen die troebel zijn door resuspensie van bodemmateriaal. Als bij een gestratificeerde plas het hypolimnionvolume vergroot wordt, neemt ook de toelaatbare belasting toe. Eventueel verlies van habitat in het epilimnion kan daar door verondiepen gecompenseerd worden. De aard van de ondergrond en de kwaliteit van het grondwater die bij verdieping aangesneden zouden worden moeten dermate zijn dat de maatregel niet eerder negatief uitvalt. Bij verdere eutrofiëring kunnen in de verdiepte delen na verloop van tijd sneller anoxische omstandigheden optreden, zodat P wordt gemobiliseerd. In ondiepe systemen waarin de waterstand goed gemanipuleerd kan worden, kan een kuil of greppel in combinatie met droogleggen of waterafvoer, helpen om voedselrijk slib gemakkelijker af te voeren.

Verminderen windwerking (interne eutrofiëring, verminderd doorzicht door minerale deeltjes; grotere wateren) - S5

Als dwars op de dominante windrichting eilandjes of dammetjes, net onder of boven het wateroppervlak worden gemaakt, verkort de lengte waarover de wind vat heeft op het wateroppervlak (de strijklengte), zodat golven minder hoog en diep worden en minder bodemmateriaal verplaatsen. Dit geeft ook

bijkomend habitat voor bepaalde soorten. In kleinere plassen geeft het de mogelijkheid aan watervogels om zich veilig terug te trekken, wat in voedselarmere systemen evenwel ongewenst kan zijn.

Natuurlijker peilbeheer (eutrofiëring, verminderd doorzicht door minerale deeltjes; permanente plassen) - S6

Hiermee wordt een peilregime bedoeld dat, binnen bepaalde marges, de seizoensmatige fluctuaties volgt zoals bepaald door neerslag en verdamping (Mettrop et al. 2012). Dit heeft heel wat mogelijke effecten. Positief is dat een lager waterpeil in het late voorjaar of de vroege zomer de kieming en overleving van waterplanten bevordert door het betere lichtklimaat bij kleinere waterdiepte. Dit vergemakkelijkt de hergroei van ondergedoken vegetatie in troebel water (Coops & Hosper 2002). Een verlaging van 30-60 cm kan hiervoor al voldoende zijn (Hilt et al. 2006). Het dwarsprofiel van de plas is, uiteraard, doorslaggevend: zo veel mogelijk waterbodem dient voldoende licht te krijgen. Bij een lager peil is het watervolume echter kleiner, wat de effecten van bodemwoelende vis vergroot. Ook kunnen grazende watervogels een groter bodemoppervlak aanspreken. Variatie van het waterpeil is gunstig voor de uitbreiding van oevervegetatie. Het bevordert de verspreiding van diasporen en bij meer natuurlijke peilvariatie zullen zaden van verlandingssoorten in de winter hoger op de oever worden afgezet, zodat de kiemplanten minder kans maken om door golfslag weg te spoelen als het peil in lente en zomer lager staat (Sarneel 2010). Een natuurlijker peilregime is ook gunstig voor de voortplanting van vissen (Vermaat 2002). Door in zwak-gebufferde systemen waarin het peil kunstmatig hoog wordt gehouden, het peil tot iets onder dat van het grondwater te laten dalen, verhoogt de doorstroming, wat de waterkwaliteit ten goede kan komen en chemische gradiënten kan versterken (Brouwer & Lucassen 2013). In voedselrijke systemen kan een lager zomerpeil, vanwege de langere verblijftijd en hogere temperatuur, eutrofiëring versterken en bloei van cyanobacteriën bevorderen (Bakker & Hilt 2016).

Een gedeeltelijk droogvallende bodem kan de vastlegging van fosfor in ijzerverbindingen verbeteren (Lucassen et al. 2005) en sommige giftige stoffen helpen onschadelijk maken. De afwisseling van nat en droog versterkt de verwijdering van stikstof. De omzetting van organisch materiaal verhoogt in droogvallende delen, waardoor een meer minerale bodem langer behouden kan blijven, maar door snellere afbraak is ook interne eutrofiëring mogelijk. Het effect van het kortstondig droogvallen van een grotere oppervlakte is dus sterk afhankelijk van de situatie. Er kan ook een versnelde successie of kolonisatie door amfibische soorten en bomen (vaak wilgen) optreden, bv. als een lage waterstand samenvalt met de optimale periode voor zaadkieming en groei van kiemplanten.

Rietzomen doen het slecht bij combinatie van eutrofiëring met een onveranderlijk waterpeil (van der Putten 1997). Gedeeltelijk droogvallen naar het najaar toe is gunstiger. Het vermindert de strooiselvorming en de accumulatie van giftige stoffen in een zuurstofloze bodem (Armstrong et al. 1996). Er is ook minder schade door golfslag bij een veranderlijke waterstand. Anderzijds maakt het riet gevoeliger voor vraat door ganzen. Een hoger peil wanneer najaarsstormen optreden kan ook de opwerveling van bodemmateriaal enigszins beperken.

Helofyten gaan achteruit als ze in het groeiseizoen volledig onder water komen te staan; ongeveer 1 meter is dan al zowat het maximum.

Oevers meer natuurlijk maken (eutrofiëring, verminderd doorzicht door minerale deeltjes; permanente plassen) - S7

Meer geleidelijk glooiende oevers bieden betere groeimogelijkheden voor oevervegetatie en laten de ontwikkeling van bredere vegetatiegradiënten en meer divers habitat toe. Dat kan erosie en daarmee vertroebeling door minerale deeltjes verminderen en een aantal oevergebonden functies beter invullen.

Dit is eveneens het geval voor een natuurlijk substraat, in de plaats van beschoeiing of harde materialen. Daarom moet de hellingsgraad van de oever, ook onder water, echter nog niet overal even zwak zijn. Bij een gemiddelde oeverhelling van 1:20 bieden steilere en minder sterk begroeide delen afwijkende omstandigheden. Herinrichting van oevers is geen voorwendsel voor het aanvoeren van ongeschikte grond en dient met lokaal materiaal te gebeuren.



‘Herinrichting’ van de oever van een voedselarme plas met ongeschikte voedselrijke teelaarde en puin (Mol Rauw; © Jo Packet).

Als oevers over een bredere zone worden afgeschuind wordt mogelijk een grotere diasporenbank aangesproken, wat herkolonisatie door verloren gegane soorten kan verbeteren.

Door de oeverlengte te vergroten worden processen die zich hier afspelen (bv. denitrificatie, fosforretentie) versterkt en is er meer ruimtelijke heterogeniteit mogelijk (voor een overzicht zie bijvoorbeeld Strayer & Findlay 2010).

Ondieper maken (eutrofiëring, verminderd doorzicht door minerale deeltjes; grotere ondiepe wateren) - S8

Bij een beperkt doorzicht of zeer steil oeverprofiel kan het verminderen van de waterdiepte het kiemingssucces van ondergedoken planten vergroten en meer groeiruimte voor wortelende vegetatie scheppen. Tegelijkertijd wordt ook een groter deel van de waterbodem aan windwerking blootgesteld en verandert het sedimentatiepatroon. In diepe plassen zijn ongewenste gevolgen niet uit de lucht als het hypolimnion kleiner wordt en hoort deze optie slechts in bepaalde gevallen in het natuurbeheer thuis (zie bv. B6). Bij de inrichting kunnen wel minder diepere delen voorzien worden, zodat een grotere oppervlakte geschikt wordt voor ondergedoken vegetatie, een bredere oeverzone wordt bekomen en er meer variatie in het geheel wordt aangebracht (van Ee & Houdijk 2006; Osté et al. 2010). Dat gebeurt

bij grotere plassen bij voorkeur aan de zuidwestzijde die minder golfwerking ondervindt. Hiermee moet zeker ook niet overdreven worden. De gevolgen van meer vegetatie in een diepe plas zijn afhankelijk van de bodemomstandigheden: bij hogere productiviteit in ondiepe delen komt er meer organisch materiaal in het hypolimnion terecht. Planten onttrekken ook nutriënten aan de bodem die in de waterkolom terecht komen. Het materiaal waarmee ondiepe delen worden aangelegd mag geen risico's met zich meebrengen (zie B10); zeker in voedselarme plassen is er een reële kans op eutrofiëring. Natuur- of biodiversiteitsbehoud is veelal ook geen geldige verantwoording voor het ondieper maken van diepe wateren in hun geheel.

Aanleggen van vooroevers (eutrofiëring, verminderd doorzicht door minerale deeltjes; grote wateren) - S9

In grote wateren kunnen vooroevers, afslag en opwervelen van de waterbodem langs bepaalde oeverdelen verminderen. Ze bieden ook groeimogelijkheden voor vegetatie op plaatsen waar golfslag en talud dit verhinderen en meer habitat voor dieren die hiervan gebruik maken; bijgevolg is het eveneens een inrichtingsmaatregel. Dammetjes en eilanden die boven het water uitsteken zijn vaak geen succes, zowel wat begroeiing als gebruik door fauna betreft (van der Wijngaart 2008; B19).

Windwerking verhogen (bodemkwaliteit, verzuring; grotere wateren) - S10

Waterbeweging door de wind verhoogt het zuurstofgehalte van de bodem, waardoor P beter wordt vastgehouden en stikstof beter wordt verwijderd. In zachte wateren met een zandbodem is de accumulatie van organisch materiaal over de gehele oppervlakte ongunstig voor de typische vegetatie met isoëtiden. In een open landschap zorgt de wind ervoor dat dit niet overal gelijkmatig gebeurt. Aan de zuidwestzijde treedt accumulatie op, aan de noord-oostkant erosie, zodat de bodem hier meer wordt verstoord en zandiger blijft. Door betere zuurstofhuishouding is de productie van CO₂ door afbraak in de bodem hier hoger en kan sterker met bufferende kationen geladen bodemmateriaal naar de oppervlakte worden gebracht. Bij verzuring wordt minder organisch sediment afgebroken en bij toename van de alkaliniteit of eutrofiëring stijgt de productie ervan. In beide gevallen leidt dit tot het verdwijnen van een mineraal bodemsubstraat. Dit wordt nog versterkt door bebossing, waardoor de werking van de wind op het water vermindert. Verstuiving en inspoeling van zand uit de omgeving zorgen ook voor enige aanvoer van bufferstoffen en een meer zandig substraat, maar dit valt weg bij een gesloten vegetatiedek. Het verhogen van de windwerking zorgt in vennen met beginnende slibvorming voor een zuurstofrijke toplaag op een verder zuurstofloze bodem, wat nitrificatie en de fosfaatbinding aan ijzer versterkt, terwijl in verzuurde vennen CO₂ sneller uit de waterlaag kan worden afgevoerd (Brouwer et al. 2016). In diepe plassen leiden winderosie en golfwerking tot habitatdifferentiatie en mogelijkheden voor soorten die eveneens in stromend water worden gevonden, of die vooral als pioniers optreden.

Om in vennen delen met een open zandbodem te behouden kan het nodig zijn om de windwerking te stimuleren door aan de zijde met dominante windrichting een voldoende brede strook van opgaande begroeiing vrij te houden. Als richtlijn hiervoor wordt een afstand van 20 keer de kruinhoogte aan de windzijde aangegeven (van Dam & Buskens 1993). Daarnaast kan het gelijktijdig behouden van luwe delen tot meer interne variatie bijdragen (Brouwer & Lucassen 2013).

Langdurige droogval (eutrofiëring, bodemkwaliteit; ondiepe plassen) - S11

Het aflaten van vijvers voor langere tijd wordt vaak ingezet bij extensieve viskweek, destijds bij ons en in het buitenland ook nu nog (Burny 2014). Meestal wordt het water om de vijf à tien jaar afgelaten en dit minstens een zomer lang; ook andere regimes zijn mogelijk. De vijvers zijn daartoe voorzien van specifieke systemen om het water af te voeren. Vijvercomplexen waarin vijvers regelmatig, maar niet

gelijktijdig, worden afgelaten en die onderling in voedselrijkdom verschillen door hun hydrologische positie en beheer, zijn vaak bijzonder waardevol en soortenrijk (Wezel et al. 2014). Naast jaarlijkse peilfluctuaties kan het geheel of gedeeltelijk laten uitdrogen van de waterbodem gedurende een langere periode op minder frequente basis gebruikt worden om een cyclische vegetatiesuccessie aan te sturen en een minder organische, stevigere waterbodem te verkrijgen (Bornette & Puijalon 2011; van Kleef et al. 2014).

Door de afwisseling van nat en droog wordt stikstof verwijderd door omzetting tot nitraat bij oxidatie en denitrificatie en door vervluchtiging na het vullen. De combinatie met ploegen en akkergebruik tijdens de droge fase, als extra opbrengst en om de visproductie te verhogen, lijkt op termijn tot minder P in de bodem te kunnen leiden door mineralisatie en uitspoeling (Wezel et al. 2013). Fosfor wordt ook beter vastgelegd. De kieming van planten wordt gestimuleerd, maar de effecten op de vegetatie zijn verschillend naargelang de voedselrijkdom. In eerder voedselarme situaties krijgen minder competitieve soorten met droogteresistente propagulen (o.a. isoëtiden, kranswieren), die minder algemeen zijn geworden, na aflaten en opnieuw vullen tijdelijk meer geschikte omstandigheden, waarna ze geleidelijk weer vervangen worden door minder veeleisende soorten. Dit verhoogt de diversiteit doorheen de tijd in vergelijking met een stabiele situatie. In voedselrijke systemen worden ruderaal soorten bevorderd. Door periodieke droogte wordt eveneens het visbestand op gezette tijden gedecimeerd, zodat het evenzeer een vorm van biomanipulatie betreft, wat de overleving van andere dieren kan begunstigen. Soms kan bij het aflaten ook een deel van het sediment worden afgevoerd, terwijl het ook de mogelijkheid biedt om andere maatregelen, zoals plaggen en maaien, uit te voeren. Veel waterplanten zijn vorstgevoelig, maar 's winters aflaten kan zinvol zijn om bepaalde exoten terug te dringen. Voor bepaalde soorten libellen en amfibieën is een alternerend nat en droog milieu net essentieel (~~zie kaderstuk 1~~).

Kaderstuk 1 -Voor sommige libellen en amfibieën mag het best wel eens droog

Een aantal bedreigde soorten zijn gebonden aan recurrent droogvallende plassen. Het uitdrogen kan een natuurlijk gegeven zijn of door de mens veroorzaakt worden, bijvoorbeeld als vijvers op het einde van de zomer worden drooggezet en pas in de loop van het voorjaar weer met water worden gevuld. Zo'n beheer loopt mooi samen met de levenscyclus van de Kempense heidelibel. Na het afzetten in plantenstengels tijdens de zomer, gaan de eitjes in diapauze om zo de winter door te komen. Het uitsluipen van de larven vindt plaats midden april, waarna de larven vanaf begin juli vervellen tot imago's. Het droogvallen van plassen op het eind van de zomer zorgt er voor dat er geen vis meer aanwezig is, of hooguit nog heel weinig, kleine individuen. Ook de larven van andere predatoren, zoals de grote keizerlibel *Anax imperator* en de gewone oeverlibel *Orthetrum cancellatum* overleven moeilijk die lange periode van droogte. Het terug vollopen met water in het voorjaar zorgt voor een snelle ontwikkeling van de watervegetatie en een moerassige oeverzone. Het ondiepe water warmt vlug op en een grote hoeveelheid zoöplankton zorgt er voor dat de larven genoeg voedsel hebben om hun cyclus te doorlopen voor het eind van de zomer. Dergelijk beheer bevordert ook de geelplekheidlibel *Sympetrum flaveolum*, die recent allicht uit Vlaanderen is verdwenen en verschillende amfibieën, zoals de boomkikker *Hyla arborea*. Hoewel klimaatverandering tot frequenter droogvallen zal leiden, kan dat ook vroeger op het jaar gaan gebeuren, waardoor dergelijke soorten onvoldoende tijd krijgen om hun levenscyclus te voltooien. Het zorgen voor waterstandscondities die ook voor deze soorten geschikt zijn zal er in de toekomst niet eenvoudiger op worden.

Het aflaten van vijvers is niet altijd zonder risico. P kan naar meer labiele vormen worden omgezet (Dieter et al. 2015) en in plassen met een voedselrijke bodem kunnen de nutriëntenconcentraties in het water na het vullen dermate hoog worden dat er waterbloei optreedt. Daarnaast is sulfaat- en

ammoniumproductie mogelijk. Dat gebeurde, bijvoorbeeld, in een deel van de Kraenepoel (Aalter) toen het water terug steeg nadat de vijver was afgelaten (Van Wichelen et al. 2007). Ook kan er een ongewenste uitbreiding van riet of opslag van wilgen uit zaad gebeuren. De uitwerking is wellicht anders als de maatregel slechts eenmalig of uitzonderlijk wordt toegepast, in plaats van regelmatig en over veel langere tijd.

Herstellen van de alkaliniteit (verzuring; ondiepe plassen) - S12

Door verontreinigde neerslag verzuurde wateren zullen, na afname van verzurende depositie, geleidelijk aan terug kunnen herstellen door het inwaaien en inspoelen van bufferstoffen, maar bij een volledig uitgeloopte bodem gebeurt dit bijzonder traag of onvoldoende en kan het zinvol zijn om de alkaliniteit kunstmatig te verhogen. Versterkte afbraak van organische stof dient daarbij te worden vermeden; permanent waterhoudende vennen zijn hiervoor het gevoeligst.

Rechtstreeks toevoegen van kalkhoudende mineralen aan het water leidt tot een plotse, meestal veel te sterke, verhoging van de alkaliniteit en de CO₂-beschikbaarheid en niet tot een gunstige ontwikkeling van de biodiversiteit (Brouwer et al. 2002; D'Amico et al. 2004).

Grondwater heeft vaak een iets hogere alkaliniteit dan het oppervlaktewater. Indien de concentraties van nutriënten en sulfaat voldoende laag zijn kan een grotere aanvoer gebruikt worden om de buffering van verzuurde vennen te verhogen. Dat kan gebeuren door kwelbevorderende ingrepen of, meer uitzonderlijk, door grondwater op te pompen. Dat laat, mits opvolging, een erg regelbare dosering in de tijd toe. Bij teruglopende verzurende depositie kan de maatregel op termijn gradueel worden afgebouwd. Bij toepassing in Nederlandse vennen trad wel verhoogde afbraak op (Brouwer et al. 2002), maar in combinatie met slibverwijdering zijn de perspectieven aanzienlijk beter (Brouwer et al. 2009). Ook het inlaten van (voorgezuiverd) beekwater is een optie om de buffering te verhogen.

De bufferingstoestand kan ook indirect verhoogd worden door de baseverzading in een deel van het waterleverende gebied te verhogen door bemesting met minerale kalk, mergel of een mengsel van CaCO₃ en MgCO₃. De bedoeling is om de kationenuitwisselingscapaciteit van de bodem opnieuw aan te vullen, zodat een geringe, meer geleidelijke, maar langdurige aanvoer van Ca²⁺ en HCO₃⁻ naar het water verkregen wordt, zodat de alkaliniteit meer gelijkmatig toeneemt en er zich in het ven een nieuw evenwicht instelt tussen aanvoer van bufferstoffen en zuurvorming. De kalkgift kan daarbij verdeeld worden over een langere periode om variatie in de tijd, bijv. door wisselende neerslag, te beperken. De doorvoersnelheid varieert naargelang lengte van de stroombaan, neerslag en hydraulische weerstand. Snelle, oppervlakkige afvoer wordt best vermeden. Dorland et al. (2005) raden wel aan om het bekalkte deel eerst te plaggen om mineralisatie en vorming van NH₄⁺ en NO₃⁻ te vermijden. Bij een te hoge dosering kan de afbraak, behalve in de bodem van het behandelde perceel, ook in het ven zelf gestimuleerd worden. Ook een te sterke bevordering van bicarbonaatgebruikers (bijv. smalle waterpest *Elodea nuttallii*) behoort tot de mogelijkheden. Bij een zeer lage kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) is bekalken niet zinvol (zie De Keersmaecker et al. 2018).

Bij het toepassen van dergelijke maatregelen dient men ook bewust te zijn van het feit dat de bufferingstoestand van veel heidewateren in het verleden al kunstmatig verhoogd werd door het inlaten van beekwater, drainage van landbouwpercelen, wassen van schapen, bleken van linnen, etc. De oorspronkelijke, veelal minder goed gekende, situatie kan veel 'dystrofer' geweest zijn dan een meer soortenrijk maar antropogeen 'oeverkruid-aspect' (cf. Denys 1992; Denys & De Blust 2007).

Andere maatregelen, zoals het verwijderen van bomen, het bevorderen van verstuiwing en beperkte bodemverstoring, bijvoorbeeld door zwemmers, kunnen eveneens aan een betere buffering bijdragen.



Bekalken doet men best met een product dat een trage, geleidelijke afgifte verzekert en niet in het water, op de oever of op veen (Turnhout; ; © Jo Packet).

4 Interne maatregelen

Aanplanten of uitzaaien van propagulen van waterplanten (verminderd doorzicht; ondiepe plassen) - I1

Door volgend op andere maatregelen, ondergedoken waterplanten en oeverplanten aan te planten, of hun diasporen (oösporen, zaden) te verspreiden, bijvoorbeeld samen met sediment dat hieraan rijk is (van de Weyer et al. 2014), kan de vestiging en uitbreiding van vegetatie worden bespoedigd. De planten bestendigen helder water en verbeteren ook de kansen voor zoöplankton en roofvissen, zoals gepote snoek. Zuurstofverlies via de wortels van waterplanten kan de zuurstoftoestand van de waterbodem verbeteren, iets waarvoor isoëtiden in vennen ingezet zouden kunnen worden (Brouwer et al. 2016). Hilt et al. (2006) bespreken de mogelijkheden en criteria voor de keuze van mogelijke soorten. Het aanplanten of uitzaaien van ondergedoken planten is vooral te overwegen als er weinig levensvatbare propagulen ter plaatse aanwezig zijn en natuurlijke kolonisatie weinig waarschijnlijk lijkt. Bescherming tegen vraat en verstoring (I6) kan nodig zijn.

Bevorderen van roofvissen (verminderd doorzicht; ondiepe plassen) - I2

Door extra paaigebied en geschikte schuilmogelijkheden voor roofvissen te voorzien kan de populatie van snoek en grote baars vergroten, zodat de predatiedruk op zoöplanktivore en benthivore vissen

verhoogt. Dit kan gepaard gaan met het uitzetten van roofvis en vangstbeperking. Skov & Nilson (2007) raden aan minimaal 500 zes weken oude snoekjes (5 cm) per ha uit te zetten. Voor een goede overleving hebben ze wel voldoende bescherming (rietgordels, waterplanten) nodig, kannibalisme is immers frequent. Ook zuurstof- en pH-schommelingen kunnen uitgezette dieren decimeren.

Bevorderen van filtreerders (verminderd doorzicht; permanente plassen) - I3

Door kunstmatige planten of meer geschikt substraat aan te brengen kunnen zoöplankton, (niet-inheemse) mosselen en andere filterende ongewervelden toenemen, wat een gunstige invloed op de helderheid van het water kan hebben ter ondersteuning van andere maatregelen (Schou et al. 2009; Boll et al. 2012).

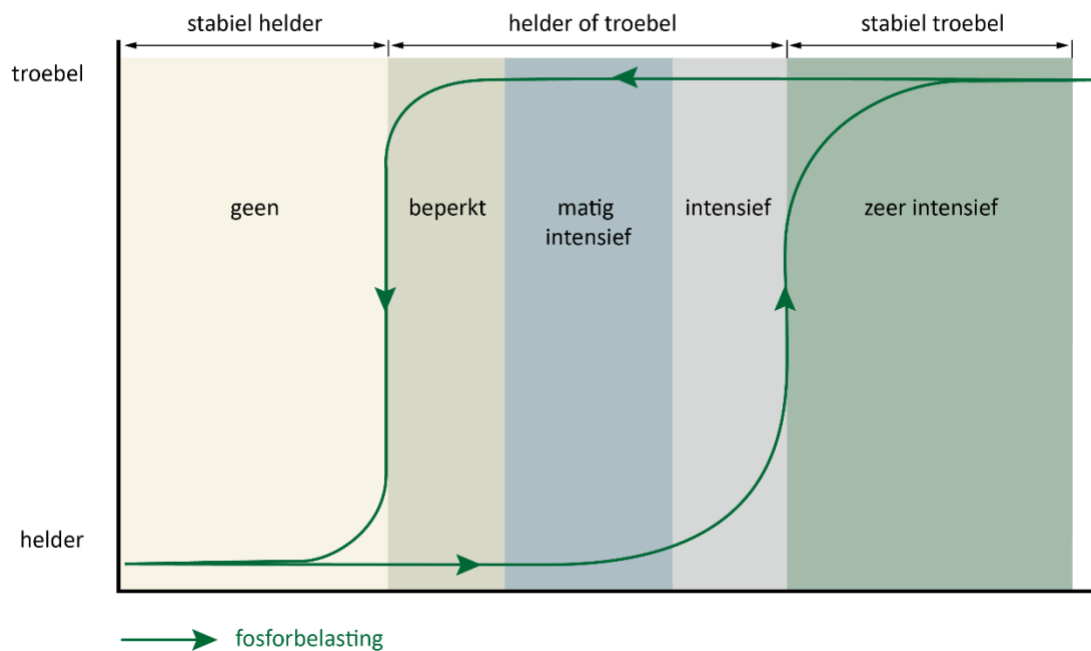
Actief visstandbeheer (eutrofiëring, verminderd doorzicht, invasieve soorten; ondiepe plassen) - I4

Een te hoge bezetting van benthivore en planktivore vissen is nadelig voor het behoud van ondergedoken vegetatie en belemmert de werking van andere maatregelen om opnieuw een vegetatierijke toestand te verkrijgen. Bij actief visstandbeheer (ABB) wordt hun populatie sterk uitgedund (-75 à 100 %), of worden selectief grotere, meer reproductieve, exemplaren periodiek verwijderd. Het gaat daarbij vooral om brasem en karperachtigen. Ook zoöplanktivore en herbivore soorten (rietvoorn), niet-inheemse meervallen of baarsachtigen (zonnebaars) kunnen beoogd worden. Het is doorgaans niet de bedoeling om volledige afwezigheid van vis te bekomen, maar wel om, door lagere densiteit en andere samenstelling van de vispopulatie, omstandigheden te scheppen die de hergroei van ondergedoken waterplanten faciliteren en hun permanente aanwezigheid mogelijk maken.

Wat visbezetting betreft is de draagkracht van een stilstaand water specifiek. Volgens Zoetemeyer & Lucas (2007) bedraagt de visdensiteit op een snoek-rietvoorn viswatertype 100 tot 350 kg.ha⁻¹. Williams et al. (2002) en Hietala et al. (2004) stellen al een achteruitgang van ondergedoken vegetatie vast bij visdensiteiten hoger dan enkele honderden kg.ha⁻¹. In de Engelse Broads zijn goed ontwikkelde vegetaties al minder waarschijnlijk vanaf 100 kg.ha⁻¹ benthivoren (Kelly 2008). Voor karper wordt eveneens gewag gemaakt van 100 kg.ha⁻¹ (Bajer et al. 2009). Een sterke afname van de densiteit van invertebrate grazers kan zelfs al gebeuren vanaf ca 50 kg.ha⁻¹ vis (Jones & Sayer 2003); zo'n afname kan een sterkere aangroei van perifyton op ondergedoken vegetatie mogelijk maken. Ook een hogere bezetting rietvoorn (mogelijk vanaf ± 300 kg.ha⁻¹; Hansson et al. 1987; van Donk & Otte 1986; van de Bund & van Donk 2004) is ongunstig voor een vegetatierijke, heldere toestand. In gestratificeerde plassen moet er mee rekening gehouden worden dat de activiteit van benthivore vissen geconcentreerd is in het epilimnion; rekenen met de volledige oppervlakte leidt daar tot een beduidende onderschatting van de effectieve 'graasdruk'. Er zijn voorbeelden van grote wateren waar een karperdensiteit van enkele tientallen kg/ha gepaard gaat met een volkomen vegetatieloos 'maanlandschap'.

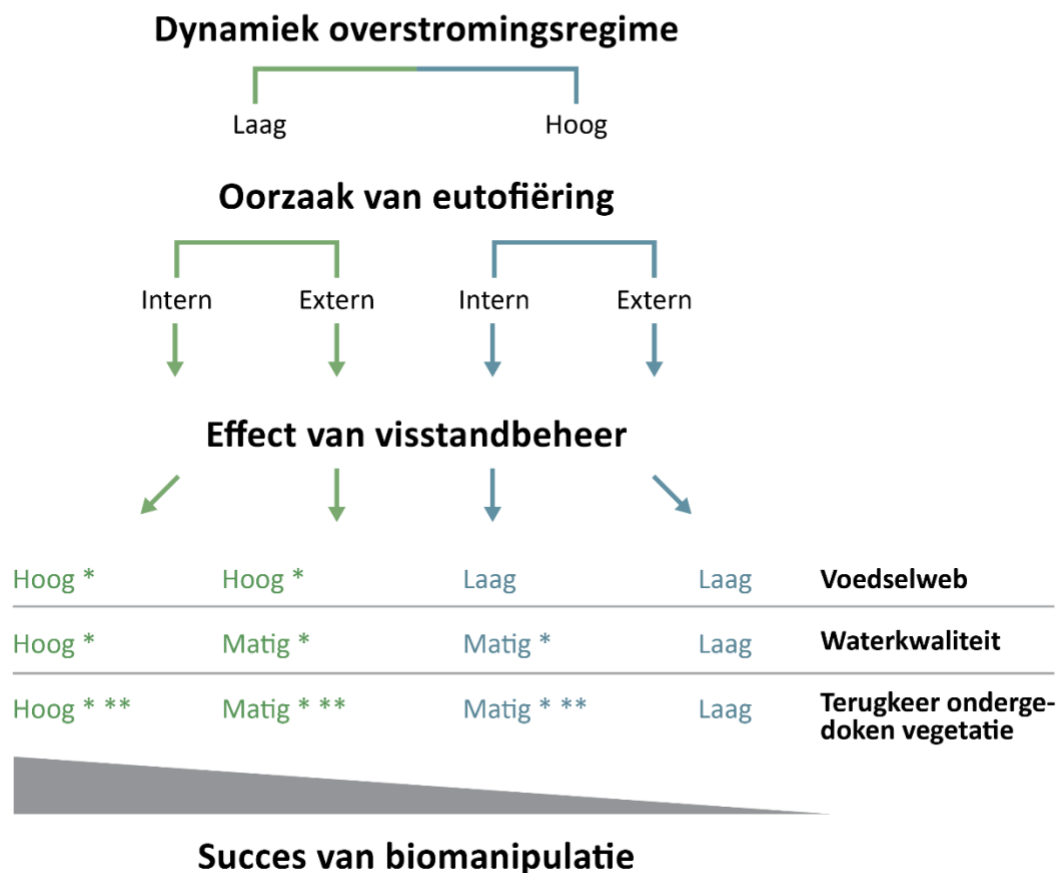
ABB wordt vooral in ondiepe wateren toegepast, maar kan ook in diepe wateren effect hebben. De doorwerking naar de helderheid kan daar meer via het zoöplankton dan via de vegetatie gebeuren, maar ook voor het behoud of het herstel van de vegetatie zelf (bijv. van kranswierweiden) kan het een essentiële maatregel zijn. Of het meer of minder lang tot helder water en vegetatieherstel leidt, hangt van veel factoren af: de overblijvende planktivore en benthivore vispopulatie (bij voorkeur <10 %) en de snelheid waarmee die opnieuw aangroeit (herkolonisatie, introductie, voortplanting en overleving), sedimentresuspensie, de ontwikkeling van het zoöplankton, bloei van slecht begraasbare cyanobacteriën (problematisch indien > 100.000 coenobia.ml⁻¹), aanwezigheid van aasgarnalen in de lente (voor *Neomysis* spp. is > 100 individuen.m⁻² een knelpunt), vestiging van ondergedoken vegetatie, externe en interne P-belasting (Angeler et al. 2003; Hosper & Meijer 1993; Jeppesen et al. 2012; Peryatko et al.

2012). Idealiter zou afvissing maar een enkele keer moeten gebeuren, maar in de praktijk is dit zelden het geval, ook al vanwege technische redenen. Dionisio Pires et al. (2010) schetsen een hogere intensiteit van visstandbeheer naargelang de uitgangssituatie (Figuur 1).



Figuur 1 Bij hysteresis in de relatie tussen nutriëntenbelasting en de overgang tussen helder en troebel, kan de intensiteit van actief visstandbeheer hierop inspelen (Dionisio Pires et al. 2010).

In een wetland zal de impact van ABB op de trofische cascade, de waterkwaliteit en de vestiging van ondergedoken vegetatie – en daarmee de kans op ecologisch herstel – samenhangen met zowel de hydrologische dynamiek, duur en frequentie van overstroming bepalen immers de connectiviteit, als de oorsprong van eutrofiëring (Angeler et al. 2003; Figuur 2). De nodige frequentie van visstandbeheer en eventuele begeleidende maatregelen zullen hiermee dan ook samenhangen.



Figuur 2 Overstromingsregime en oorsprong van eutrofiëring als succesbepalende factoren voor ecologisch herstel in wetlands door het verwijderen van benthivore en zoöplanktivore vis; mogelijk beperkt door sedimentresuspensie () of andere factoren (**) die hergroei belemmeren (naar Angeler et al. 2003).*

Vaak treedt na 5 à 10 jaar opnieuw vertroebeling op, vooral door toename van zoöplanktivore vissen, zoals rietvoorn (Jeppesen et al. 2012). Wellicht ligt het kritisch bereik voor het bekomen van helder water bij eenmalige toepassing tussen 0,08 en 0,15 mg P l⁻¹ of zelfs lager. Benndorf & Miersch (1991) geven een totale P-belasting lager dan 0,6-0,8 g/m² als kritische waarde. Lange-termijn effecten zijn minder goed gekend; Jeppesen et al. (2012) suggereren dat de P-belasting in ondiepe plassen tot een jaarlijks gemiddelde concentratie van <0,05 mg P l⁻¹ en in diepe meren van <0,02 mg P l⁻¹ moet leiden voor een langdurig resultaat. In een heldere toestand is de P-retentie hoger dan in een troebele, zodat de interne belasting na het afvissen hoger kan zijn dan vooraf. Bij dreigende vertroebeling na ABB kan het opnieuw verwijderen van een kleiner deel van het visbestand voldoende zijn om helder water te behouden. Uiteindelijk zal verwijderen of sterfte van alle vis eutrofiëring wel vertragen, maar niet verhinderen bij overschrijding van de kritische nutriëntenbelasting (Peretyatko et al. 2012; Sayer et al. 2016).

Dierenwelzijn is een aandachtspunt bij actief visstandbeheer en de maatregel valt niet bij iedereen in goede aarde. Een goede omkadering is daarom essentieel.

Uitzetten van mosselen, watervlooien,... (verminderd doorzicht) - I5

Inheemse zoetwatermosselen zijn doorgaans schaars in sterk geëutrofeerd, troebel water. Na ABB en bij een voldoende bodemkwaliteit en zuurstofhuishouding kan het uitzetten van grotere aantallen mogelijk een afname van fytoplankton en andere zwevende stof in de hand werken. Het gebruik van de niet-inheemse zebramosse *Dreissena polymorpha* (Gulati et al. 2008) is controversieel vanwege mogelijke neveneffecten (impact op het voedselweb, competitie met inheemse mosselen). Indien ze reeds aanwezig zijn en geen probleem vormen, zouden ze eventueel door het aanbieden van vast substraat kunnen worden bevorderd (zie I3). De meer recent geïntroduceerde quaggamosse *D. bugensis* is niet beperkt tot een vast substraat en blijft te mijden. De populaties van watervlooien zijn minder stabiel dan die van mosselen en met het uitzetten van *Daphnia* zijn wisselende resultaten behaald (Theiss et al. 1990; Ha et al. 2013), met tijdelijk zuurstofgebrek en predatie door andere kreeftjes en vissen als opduikende problemen.

Herbivorie verminderen (vegetatieschade; alle wateren) - I6

Herbivoren zijn essentieel, maar te sterke vraat kan nadelig uitvallen (Bakker et al. 2016; Wood et al. 2017). Begrazing door vogels, zoogdieren of vissen kan vegetatieherstel vertragen of verhinderen. Jonge vegetaties zullen daarom vaak door kooien of afspanningen tijdelijk beschermd moeten, vooral als er aanvankelijk maar erg weinig vegetatie te eten valt (Lauridsen et al. 2003). Het ontoegankelijk maken van kleinere delen kan voldoende zijn om van daaruit hergroei over een grotere oppervlakte sneller te laten gebeuren, maar het kan ook over relatief grote oppervlakten met succes gebeuren (Phillips et al. 2015). Voor de vraatdruk door watervogels is niet zozeer hun densiteit naar aantal, maar vooral die naar gewicht belangrijk (Wood et al. 2012).



Waterlobelia is best smakelijk en gaat na venherstel zonder enige bescherming vaak vlug opnieuw verloren (Turnhout; © Jo Packet)

Branden (successie) – I7

Branden komt neer op een sterk versnelde mineralisatie van organisch bodemmateriaal, waarbij een beperkt deel van het aanwezige stikstof vervluchtigd, maar de achterblijvende as een bron van ‘snelle’ nutriënten vormt. Deze maatregel kan enkel op oevers en (droge) vijverbodems toegepast worden en lijkt aantrekkelijk om, zonder veel inspanning, riet te verjongen of strooisel te verwijderen. Ze wordt soms, in navolging van traditionele praktijken, gebruikt bij plassen die recurrent langere tijd worden drooggezet. Voor oevers wordt het afgeraden vanwege de gevolgen voor fauna, mogelijke verruiging en erosie (van Kouwen 2011). In droge heidebodems is na branden sterkere bodemmineralisatie vastgesteld (Vogels et al. 2017), bij meer organische waterbodems lijkt dit eveneens waarschijnlijk. Onder het bodemoppervlak lijkt de temperatuurverhoging erg beperkt te blijven (Neiff 2001), maar de effecten op daarin aanwezige dieren en propagulen van planten zijn niettemin nog verder te bekijken. De maatregel heeft weinig of geen meerwaarde bij natuurbeheer van plassen.

Gerstestro (verminderd doorzicht door fytoplankton) - I8

Bij de afbraak van stro worden stoffen gevormd die voor sommige algen en cyanobacteriën schadelijk zijn. Welke dat zijn staat ter discussie (Iredale et al. 2012). Veelal wordt verwezen naar fenolische verbindingen en de vorming van oxidatieproducten en vrije zuurstofradicalen bij de rotting (Everal & Lees 1996; Pillinger et al. 1996); ook meer indirecte effecten zijn niet uitgesloten. Het effect is onzeker en soms zelfs averechts (Brownlee et al. 2003; Ferrier et al. 2005; Lurling et al. 2012). Het afbraakproces vergt zuurstof en zeker in reeds zuurstofarme wateren moet het aanbrengen van organisch materiaal in vraag worden gesteld. In essentie is de maatregel niet verschillend van het wettelijk verboden gebruik van algiciden en gaat het enkel om het (tijdelijk) verminderen van acute symptomen. Een meer brongerichte aanpak is te verkiezen.

5 Inrichtingsmaatregelen

Hieronder vallen zowel maatregelen om de habitatbeschikbaarheid en -verscheidenheid lokaal te versterken, als maatregelen die (opnieuw) tot meer connectiviteit moeten leiden.

Connectiviteit kan betrekking hebben op de verbinding met waterlopen of grondwater en op de mogelijkheid tot onderlinge uitwisseling van planten en dieren tussen hydrologisch min of meer gescheiden systemen.

In principe laat hogere connectiviteit een meer volledige invulling van veel ecologische functies toe, zowel op geochemisch en hydrologisch vlak, als wat biodiversiteit betreft (paaiplaats, vlucht- en foerageergebied).

Verbinden met ander oppervlaktewater - H1

Hydrologische connectiviteit is een tweesnijdend zwaard. Naast mogelijke biodiversiteitsvoordelen, bijvoorbeeld door de beschikbaarheid van refugia te verhogen, kan het opnieuw verbinden van plassen in alluviale gebieden met waterlopen evenzeer tot homogenisatie en versnelde eutrofiëring of verontreiniging leiden (Strecker & Brittain 2017; Salgado et al. 2018), waarbij sommige mogelijkheden voor remediëring beperkt worden (bv. I4). De maatregel dient niet enkel ‘vanuit de rivier’ bekeken te worden en is enkel te overwegen als de negatieve gevolgen van gewijzigd afvoerregime, sedimenttransport, waterkwaliteit, of versnelde kolonisatie door ongewenste biota (zoals invasieve exoten) niet groter zijn dan de potentiële baten. Eenzelfde overweging moeten we ook maken als het grondwater betreft, al zijn de opties daar vaak minder evident. Ook vanuit het perspectief van biodiversiteit op landschapsschaal is er vaak meer te zeggen voor behoud van variatie, dan voor maximalisatie van connectiviteit (Scheffer et al. 2006).

Aanleggen van nieuwe plassen en poelen - H2

In veel streken is het aantal, vooral kleinere en door de mens gemaakte, stilstaande wateren in de loop van de vorige eeuw sterk afgenomen. Die versnippering van het biotoop heeft geleid tot verarming van de totale (γ) diversiteit, maar ook van de individuele (α) diversiteit van overblijvende systemen (Horvath et al. 2019). Het graven van nieuwe poelen is een strategie om dit om te keren. Het aanleggen van nieuw stilstaand water is soms ook te verkiezen boven het actief beheer van bestaande, maar lukraak te werk gaan is daarbij niet de beste optie. Wat wil men bereiken en waarom? Mikt men (zo veel mogelijk) op een onderhoudsvrije, ongestoorde successie, of op een halfnatuurlijk systeem dat regelmatig onderhoud vraagt en heeft men voor dit laatste wel voldoende middelen? Zijn er risico's aan verbonden, bijvoorbeeld op het aantrekken van ongewenste gasten? Is er voldoende winst aan ‘natuurwaarde’ te verwachten?

Een eerste aandachtspunt is de plaats. Poelen op plaatsen waar het voorkomen van stilstaand water topografisch en hydrologisch gezien weinig waarschijnlijk is, zijn geen goede zaak. Deels om praktische redenen, zoals onvoldoende watervoorziening en kans op snelle opvulling met bodemmateriaal, maar ook vanuit landschapsoogpunt. Plaatsen waar voorheen stilstaand water aanwezig was, bieden soms de mogelijkheid om oude diasporenbanken weer tot leven te wekken indien bij het uitgraven voldoende rekening gehouden wordt met het bodemprofiel (Weyembergh et al. 2004; Alderton et al. 2017). De gerealiseerde omstandigheden en andere factoren zullen echter bepalen of verschijnende soorten al dan niet kans maken op een meer blijvende aanwezigheid. Ruimtelijke analyses van landgebruik en andere kwaliteitsbepalende factoren kunnen ingezet worden om de meest geschikte locaties te selecteren (Davies et al. 2004). Zeer sterk geïsoleerde plassen zullen mogelijk trager gekoloniseerd worden door nieuwe soorten en dragen minder bij aan de kwaliteit en kans op voortbestaan van

‘metagemeenschappen’ en ‘metapopulaties’. Nabijheid van oudere plassen kan tot snellere kolonisatie leiden (Williams et al. 2008). Het is vaak voordelig om meerdere watertjes in elkaars nabijheid te creëren (max. 100 à 500 m; Pardey et al. 2005). Dit biedt de mogelijkheid om variatie aan te brengen in grootte, diepte, permanentie, bodemmateriaal, invloed van kwel, enz., maar geeft ook gelegenheid om door rotatiebeheer verschillende successiestadia gelijktijdig in eenzelfde gebied te onderhouden. Verspreid voorkomende populaties worden daarbij minder kwetsbaar en kunnen zo nodig migreren van de ene naar de andere plaats. Scheiding door barrières, zoals wegen en verontreinigde waterlopen, is dan wel te mijden. Bij inplanting langs drukbezochte paden stijgt ook het risico op verspreiding van ongewenste soorten en mogelijk ziekten. Op kleinere schaal is de plaats ten opzichte van mogelijke bronnen voor eutrofiëring en vervuiling, zowel door overstroming, via grondwater, als vanuit de lokale bodem cruciaal. De afstand tot landbouwpercelen wordt best zo groot mogelijk gehouden. Bij een nagenoeg vlak reliëf is een afstand van minder dan 50 m riskant. Op voormalige landbouwgronden is een teveel aan in de bodem resterend fosfaat (Lamers et al. 2005) voor poelen nog nefaster dan voor terrestrische natuur. Het zal zich immers vanuit de omgeving op het diepste punt concentreren. Met voedselarmere systemen als doel zou een TP-gehalte van 93 mg.l⁻¹ in de bodem en tienmaal minder Olsen-P niet overschreden mogen worden (Lucassen et al. 2008). Daarnaast moet met andere mogelijke complicaties (Bobbink et al. 2007) en bodemverontreiniging rekening gehouden worden. Potentiële overstroming vanuit beken of grachten met onvoldoende waterkwaliteit moet vermeden worden. Drainagewater van verharde wegen en stortplaatsen is eveneens een potentiële bron van verontreiniging. Als men in permanent waterhoudende poelen zolang mogelijk een ‘visvrije’ situatie wil behouden is fysische isolatie van oppervlaktewater dat niet visvrij is noodzakelijk. Ook de situering ten opzichte van habitats in de omgeving en hun aard is belangrijk wil men nieuwe poelen optimaal laten functioneren voor planten en dieren (Pardey et al. 2005; Williams et al. 2008).

Inzetten van grote grazers (successie, structuur) - H4

Begrazing door grote (en kleinere) grazers was ook voor domesticatie wellicht al van aanzienlijk belang voor aquatische systemen (Moss 2015). Extensieve begrazing door grote grazers en de praktijken die hiermee gepaard gingen, waren ongetwijfeld ook daarna bevorderlijk voor grotere heterogeniteit in en tussen stilstaande wateren. Tredplaatsen die hierdoor ontstaan kunnen, bijvoorbeeld, gunstig zijn voor soorten die gebonden zijn aan een meer open begroeiing. De gevolgen van begrazing door hoefdieren hangen af van type begrazer, intensiteit, duur, tijdstip, bodemgesteldheid, waterpeilvariatie, vegetatietype, nutriëntentoestand, enz. Omzichtigheid is dus geboden (van Kouwen 2011). Voedselarme systemen zullen reeds bij een zeer lage begrazingsdruk, ook op de oever, te leiden hebben van vermesting; kleine plasjes zijn hiervoor gevoeliger dan grote. Intensieve begrazing leidt in kleine wateren tot vermesting en vertroebeling (Declerck et al. 2006). De effecten zijn ook schaalafhankelijk en wellicht gunstiger in (erg) grote terreinen, dan in kleine percelen. In duinpoelen lijkt het de successie enigszins te vertragen. Schapen, geiten en ezels zullen zich, in tegenstelling tot runderen en paarden, niet in het water wagen. Het zijn ook meer selectieve grazers (McBride et al. 2011); hooglanders en waterbuffels daarentegen kunnen ook waterriet begrazen. Voor oeverbegrazing worden schapen en geiten meer geschikt geacht (van Deelen 2013), maar dit hoeft niet het geval te zijn voor het open water (Denys et al. 2021). Runderen en paarden verstoren de bodem tot op grotere diepte dan minder zware dieren. Door gewoontegedrag zullen dieren die toegang hebben tot het water bij lagere bezetting niet overal hetzelfde effect teweeg brengen en sommige delen kunnen sowieso door begroeiing of structuur minder aantrekkelijk zijn. Voor betreding en vermesting gevoelige delen van de oevervegetatie kunnen voor grotere dieren ontoegankelijk worden gemaakt. Daardoor kan de begrazingsintensiteit echter plaatselijk nog verhogen. Door afsluitingen tijdig te verplaatsen kunnen de effecten meer gespreid

worden. Begrazing in de zomer kan de reproductie van gewenste soorten schaden. Grote grazers zijn goede verspreiders, ook van invasieve soorten, zoals watercrassula *Crassula helmsii*.

Maaien (successie, structuur, eutrofiëring) - H5

Maaien kan gebeuren in verschillende omstandigheden en met uiteenlopende doelen (zie ook B7). Het tijdstip en de frequentie bepaalt sterk de uitkomst en er moet rekening gehouden worden met alle hiervoor kwetsbare fauna, niet enkel vogels (cf. voortplanting, predatiegevoeligheid, territoriumgedrag).

Maaien van ondergedoken vegetatie wordt soms gedaan om recreatie te vergemakkelijken, maar is niet echt gebruikelijk bij natuurbeheer. Bij exotenbestrijding is het hooguit geschikt om symptomen van al te hoge biomassa, zoals zuurstoftekort, tijdelijk te verminderen. Er zijn zeker nadelen aan verbonden, zoals het stimuleren van soortenarme vegetaties met enkel de meest resistente soorten, maar toch is er ook potentieel voor het vertragen van eutrofiëring, op voorwaarde dat de belasting niet te hoog is en er halverwege het groeiseizoen gemaaid wordt (van der Wijngaart et al. 2012; Kuiper et al. 2017). Afgemaaide delen moeten altijd afgevoerd worden. Hierbij worden ook tussen de planten levende (in)vertebraten verwijderd. Voor soorten die in de mogelijkheid zijn om terug naar het water te kruipen kan het kort op de oever laten liggen van het maaisel wat soelaas brengen. Verwijderen van vegetatie kan het risico op vertroebeling verhogen. Hilt et al. (2006) raden daarom aan om minstens 50 % van de bedekte oppervlakte intact te laten.

Het maaien van waterriet of lisdodden kan in ondiepe plassen nodig zijn om snelle verlanding tegen te gaan en open water te behouden. Indien het de bedoeling is de planten te laten afsterven, dan kunnen ze iets onder het wateroppervlak worden afgesneden, zodat de holle delen van de stengels vollopen. Dit vereist een maaiboot. In afgelaten vijvers bereikt men hetzelfde resultaat door het waterpeil onmiddellijk na het maaien opnieuw te verhogen. De hoeveelheid strooisel kan verminderd worden door droogvallende delen, of de dode stengels vanop het (voldoende dikke) ijs, jaarlijks te maaien. Na langere tijd kan hiermee ook een ijlere rietvegetatie worden bekomen. Een lagere maaifrequentie, waarbij het gezien de verminderde ijsvorming steeds vaker bij zal blijven, zal veeleer tot een hogere dichtheid leiden.

Voor in grotere wateren zijn uitgestrekte velden waterriet vaak belangrijk als refugium en broedgebied voor veel soorten, bijvoorbeeld de roerdomp *Botaurus stellaris*. Ze bieden ook de mogelijkheid voor de ontwikkeling van verlandingsstadia, zoals veenmosrietland dat een eigen waterhuishouding ontwikkelt. Het maaien van doorgangen met open water doorheen grote, gesloten rietmassieven kan meer overgangssituaties tussen open water en moerasvegetatie creëren. Dit kan bv. gunstig zijn voor nestgelegenheid en voedselbeschikbaarheid van moerasvogels en andere randeffecten (Trotignon 2000; White 2004). De overgang van water naar land is voor heel wat soorten een belangrijk biotoop en verdient de nodige aandacht bij het beheer. Bepaalde soorten vereisen een uitgebreide, overjaarse rietgordel, andere zijn al tevreden met een smalle zone.

In kleine watertjes kan te hoge randvegetatie de groei van waterplanten door schaduw en strooisel beperken. Om die in het voorjaar een kans te geven kan het opschieten van de oeverbegroeiing vertraagd worden door ze in de late winter tot ± eind maart te maaien. Maaien wordt echter vooral ingezet om de oevervegetatie zelf te beïnvloeden. Jaarlijks maaien en afvoeren van het maaisel in dezelfde periode is positief voor de soortenrijkdom van productieve oevers (Gryseels 1989; Burgess et al. 1990). Wintermaaien vermindert enkel strooisel van soorten zoals riet, die dan nog biomassa boven de grond hebben, maar verbetert het lichtklimaat voor in de lente opschietende planten. 's Winters maaien zal eerder een dichte rietvegetatie bevorderen; maaien in de zomer maakt rietbestanden net

minder dicht (Bal et al. 2001). Meermaals maaien per jaar verlaagt de diversiteit. Tweejaarlijks 's zomers maaien zal veeleer een dichtere grasmat bevorderen. Een dichte rietzoom vraagt een wat lagere frequentie. Slechts om de 5 à 10 jaar maaien laat echter de groei van struiken toe. Een plaatselijk andere frequentie geeft dus ook de mogelijkheid om een minder homogene begroeiing langs de oever te bekomen. De effecten van maaien op de nutriëntentoestand zijn eerder beperkt, maar op fauna kunnen ze groot zijn. Mechanisch maaien kan tot aanzienlijke bodemverstoring leiden, waardoor de fysieke grenzen tussen aquatische en meer terrestrische vegetaties vervagen. Omdat er dan meer soorten gezamenlijk kunnen voorkomen kan de β -diversiteit hierdoor verlagen (Güsewell & Le Nédic 2004).

Ruimen van vegetatie (successie) - H6

Door het verwijderen van vegetatie (hier incl. wortelstelsel) worden successie en verlanding tegengegaan om open water en bepaalde vegetatiestadia te behouden. Voor het behoud van, bijvoorbeeld, veenputjes of ondiepe poelen kan het nodig zijn om met een tussenperiode van enkele jaren een klein deel van de verlandingsvegetatie te verwijderen. Te frequent ruimen bevoordeelt de weinige soorten die hiervoor het meest tolerant zijn. In grachten werkt gefaseerd ruimen om de 2 à 3 jaar eerder diversifiërend (van Strien et al. 1991). Net als maaien, maar wellicht nog in grotere mate, is het ruimen van teveel vegetatie riskant in voedselrijkere plassen, omdat het een omslag naar fytoplanktondominantie kan teweeg brengen (van Nes et al. 2002).

Opslag verwijderen (successie) - H7

Naarmate de oevervegetatie evolueert, krijgen hoger wordende, houtige soorten hierin de overhand. Hierdoor nemen beschaduwing en bladval toe en wordt de vegetatiestructuur meer uniform. Het terugzetten van struiken en jonge bomen op (delen van) de oever gaat dit tegen en laat, op zijn minst, een meer gevarieerd vegetatiepatroon toe. Het kappen van bomen en struiken rond de oever is wel iets dat doordacht en geleidelijk dient te gebeuren, zowel om afspoeling van bodemmateriaal te vermijden als om de aanwezige fauna te sparen.

Poelen in landbouwgebied die geëvolueerd zijn tot gesloten wilgenkoepels kunnen er baat bij hebben dat alle opslag, samen met het meeste sediment wordt verwijderd, zodat successie er van een *tabula rasa* kan vertrekken (Ruse et al. 2018). Poelen die nog maar recent overgroeid zijn (en waarin wellicht nog een levensvatbare zaadbank van lichtbehoevende soorten aanwezig is), zullen betere kandidaten zijn om terug vrij te maken, dan die waar dit al lang geleden het geval was. Bospoelen hebben weliswaar vaak een arme watervegetatie, maar evenzeer een karakteristieke fauna. Daarom is het ook beter om in een gebied met weinig schaduwrijke poelen altijd enkele hiervan te behouden, maar waar er enkel zo'n watertjes te vinden zijn, zullen enkele lichtrijke plasjes dan weer een groot verschil kunnen maken (Biggs et al. 1994; Janssen et al. 2018).

Herintroductie – H8

Na herstelmaatregelen duiken de meeste plantensoorten waarvan een levensvatbare zaad- of (oö)sporenbank aanwezig is, nagenoeg onmiddellijk terug op. Na enkele jaren blijken er weinig of geen minder algemene soorten (opnieuw) te verschijnen. Dit kan wijzen op dispersiebeperking door het ontbreken van voldoende grote of nabije bronpopulaties en een mogelijke grond voor herintroductie zijn. Herintroductie kadert veeleer in het soortenbeheer, tenzij het om soorten gaat waarvan als 'ecosystem engineers' een sterke impact verwacht wordt (zie ook *I1*, *I2*, *I4* en *I5*) en is niet lichtzinnig op te vatten indien men als beheerder enige geloofwaardigheid wil behouden. Correcte documentatie en opvolging zijn essentieel.



Ongepaste poging tot introductie van lidsteng *Hippuris vulgaris* en kikkerbeet *Hydrocharis morsus ranae* in een recent gegraven plas met spontane vegetatie van o.a. duizendknoopfonteinkruid *Potamogeton polygonifolius* (Brugge; © Kevin Scheers).

6 Dankwoord

Onze gemeente dank aan Jan Van Uytvanck en Jo Packet voor het kritisch doornemen van de tekst en aan Nicole De Groof voor het herwerken van de illustraties.

7 Referenties

Aguiar TR, Rasera K, Parron LM et al. 2015. Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: the impact of no-till crops practices. *Agricultural Water Management* 149: 74–80.

Alderton E, Sayer CD, Davies R et al. 2017. Buried alive: aquatic plants survive in ‘ghost ponds’ under agricultural fields. *Biological Conservation* 212: 105-110.

Allaire SE, Sylvain C, Lange SF et al. 2015. Potential efficiency of riparian vegetated buffer strips in intercepting soluble compounds in the presence of subsurface preferential flows. *PLoS One* 10: e0131840. doi:10.1371/journal.pone.0131840

Angeler DG, Chow-Fraser P, Hanson MA et al. 2003. Biomanipulation: a useful tool for freshwater wetland mitigation? *Freshwater Biology* 48: 2203-2221.

Armstrong J, Armstrong W, van der Putten WH 1996. *Phragmites* die-back: bud and root death, blockages within the aeration and vascular systems and the possible role of phytotoxins. *New Phytology* 133: 399-414.

Bajer PG, Sullivan G, Sorensen PW 2009. Effects of rapidly increasing population of common carp on vegetative cover and waterfowl in a recently restored Midwestern shallow lake. *Hydrobiologia* 632: 235-245.

Bakker ES, Hilt S 2016. Impact of water-level fluctuations on cyanobacterial blooms: options for management. *Aquatic Ecology* 50: 485-498.

Bakker ES, Sarneel JM, Gulati RD et al. 2013. Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints. *Hydrobiologia* 710: 23-37.

Bal D, Beijer HM, Fellingner M et al. 2001. Handboek natuurdoeltypen. Expertisecentrum LNV, Wageningen, 850 p.

Biggs J, Corfield A, Walker D et al. 1994. New approaches to the management of ponds. *British Wildlife* 5: 273-287.

Bobbink R., Hart M, van Kempen M. et al. 2007. Grondwaterkwaliteitsaspecten bij vernatting van verdroogde natte natuurplekken in Noord-Brabant. Rapportnummer 2007.15, B-WARE Research Centre, Nijmegen, 116 p.

Boll T, Balayla D, Andersen FO et al. 2012. Can artificial plant beds be used to enhance macroinvertebrate food resources for perch (*Perca fluviatilis* L.) during the initial phase of lake restoration by cyprinid removal? *Hydrobiologia* 679:175-186.

Borin M, Passoni M, Thiene M et al. 2010. Multiple functions of buffer strips in farming areas. *European Journal of Agronomy* 32: 103-111.

Bornette G, Puijalon S 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences* 73: 1-14.

Brett MT, Benjamin MM 2008. A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. *Freshwater Biology* 53: 194-211.

Brouwer E, Bobbink R, Roelofs JGM (2002) Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrophied softwater lakes: an overview. *Aquatic Botany* 73: 405-431.

Brouwer E, Van den Broek T (2010) Ganzen brengen landbouw naar het ven. *De Levende Natuur* 111: 60-62.

Brouwer E, van Kleef H, van Dam H et al. 2009. Effectiviteit van herstelbeheer in vennen en duinplassen op de middellange termijn. Rapport DKI nr. 2009/dki 126-O, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.

Brouwer E, van Kleef H, van Dam H et al. 2016. Sleutelfactoren herstel vennen in een veranderende omgeving. *Landschap* 2016: 93-97.

Brownlee EF, Sellner SG, Sellner KG 2003. Effects of barley straw (*Hordeum vulgare*) on freshwater and brackish phytoplankton and cyanobacteria. *Journal of Applied Phycology* 15: 525-531.

Buda AR, Koopmans GF, Bryant RB et al. 2012. Emerging technologies for removing nonpoint phosphorus from surface water and groundwater: introduction. *Journal of Environmental Quality* 41: 621-627.

Bunce JT, Ndam E, Ofiteru ID et al. 2018. A review of phosphorus removal technologies and their applicability to small-scale domestic wastewater treatment systems. *Frontiers in Environmental Science* 6: 1-15.

Burgess ND, Evans CE, Thomas GJ 1990. Vegetation change on the Ouse Washes Wetland, England, 1972–88 and effects on their conservation importance. *Biological Conservation* 53: 173-189.

Burny J 2014. Historisch-ecologisch onderzoek in de Lage Kempen, deelstudie De Wijers. *Communicatie & Ecologie*, Hasselt, 61 p.

Buskens RFM, Zingstra HL 1988. Beuven: verwording en herstel. *De Levende Natuur* 89: 34-42.

Coops H, Hosper SH 2002. Water-level management as a tool for the restoration of shallow lakes in the Netherlands. *Lake and Reservoir Management* 18: 293-298.

D'Amico F, Darblade S, Avignon S et al. 2004. Odonates as indicators of shallow lake restoration by liming: comparing adult and larval responses. *Restoration Ecology* 12: 439-446.

Davies BR, Biggs J, JT Lee et al. 2004. Identifying optimum locations for new ponds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 5-24.

Declerck S, De Bie T, Ercken D et al. 2006 Ecological characteristics of small farmland ponds: Associations with land use practices at multiple spatial scales. *Biological Conservation* 131: 523-532.

De Keersmaecker L, Adriaens D, Anselin A et al. 2018. Herstelstrategieën tegen de effecten van atmosferische depositie van stikstof op Natura2000 habitat in Vlaanderen. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (13)*, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Denys L 1992. Historische limnologie van de "Biezenkuilen" te Kalmthout, in relatie tot het experimenteel uitbaggeren als maatregel ter herstel van de natuurwaarden van vennen. *Earth Technology Institute, VUB, Brussel*, 47 p.

Denys L, De Blust G 2007. Vennen in de Antwerpse Noorderkempen: perspectieven op potenties. *Water* 30: 19/1-4.

Denys L, Lemmens P, De Knijf G et al. 2022. Stilstaande wateren – ecologie en beheer. In: Van Uytvanck J., Hermy M., De Blust G., Hoffman M. (red.), *Natuurbeheer - praktijk en wetenschap hand in hand*, Sterck & De Vreese, Gorredijk, p. 67-95.

Denys L, Packet J, Provoost S. 2021. De vegetatie van duinwateren aan de Vlaamse kust. Kenmerken, beheer en lokale staat van instandhouding. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021.39*, Brussel.

De Schrijver A, Geudens G, Augusto L et al. 2007. The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. *Oecologia* 153: 663-74.

Dieter D, Herzog C, Hupfer M 2015. Effects of drying on phosphorus uptake in re-flooded lake sediments. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 17065-17081.

Dionisio Pires M, Klinge M, Bakker L 2010. Voedselwebinteracties. In: Lamers L. (red.) *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2006-2009 (Fase*

2), Rapport DKI nr. 2010/dk134-O, p. 191-225. Directie Kennis en Innovatie, Ede,

Dorland E, van den Berg LJL, Brouwer E et al. 2005. Catchment liming to restore degraded, acidified heathlands and moorland pools. *Restoration Ecology* 13: 302-311.

Everall NC, Lees DR 1996. The identification and significance of chemicals released from decomposing barley straw during reservoir algal control. *Water Research* 31: 630-620.

Ferrier MD Sr, Butler BR, Terlizzi DE et al. 2005. The effects of barley straw (*Hordeum vulgare*) on the growth of freshwater algae. *Bioresource Technology* 96: 1788-1795.

Ferguson DK 1985. The origin of leaf-assemblages — new light on an old problem. *Review of Palaeobotany and Palynology* 46: 117–188.

Geurts J 2010. Waterplanten in relatie tot water- en bodemkwaliteit. In: Lamers L. (red.) *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2006-2009 (Fase 2)*, Rapport DKI nr. 2010/dk134-O, p. 95-117. Directie Kennis en Innovatie, Ede.

Geurts JJM, van de Wouw PAG, Smolders AJP et al. 2011. Ecological restoration on former agricultural soils: Feasibility of in situ phosphate fixation as an alternative to top soil removal. *Ecological Engineering* 37: 1620-1629.

Gryseels M 1989. Nature management experiments in a derelict reedmarsh. I: Effects of winter cutting. *Biological Conservation* 47: 171-193.

Gulati R, van Donk E 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia* 478: 73-106,

Gulati R, Dionisio Pires LM, van Donk E 2008. Lake restoration studies: Failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures. *Limnologia* 38: 233-247.

Güsewell S, Le Nédic C 2004. Effects of winter mowing on vegetation succession in a lakeshore fen. *Applied Vegetation Science* 7: 41-48.

Ha J-Y, Saneyoshi M, Park HD 2013. Lake restoration by biomanipulation using piscivore and *Daphnia* stocking; results of the biomanipulation in Japan. *Limnology* 14: 19-30.

Hansen B, Reich P, Lake S et al. 2010. Minimum width requirements for riparian zones to protect flowing water and to conserve biodiversity: a review and recommendations. Report to the Office of Water, Department of Sustainability and Environment. Monash University, Monash, 151 p.

Hansson LA, Johansson L, Persson L 1987. Effects of fish grazing on nutrient release and succession of primary producers. *Limnology and Oceanography* 32: 723-729.

Hietala J, Vakkilainen K, Kairesalo T 2004. Community resistance and change to nutrient enrichment and fish manipulation in a vegetated lake littoral. *Freshwater Biology* 49: 1525-1537.

Hilt S, Gross EM, Hupfer M et al. 2006. Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes - A guideline and state of the art in Germany. *Limnologia* 36: 155-171.

Horvath Z, Ptacnik R, Vad C et al. 2019. Habitat loss over six decades accelerates regional and local biodiversity loss via changing landscape connectance. *Ecology Letters* 22: 1019-1027.

Hosper H, Meijer M-L 1993. Biomanipulation, will it work for your lake? A simple test for the assessment of chances for clear water, following drastic fish-stock reduction in shallow, eutrophic lakes. *Ecological Engineering* 2: 63-72.

Huser BJ, Egemose S, Harper H et al. 2016. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Research* 97: 122-132.

Iredale RS, McDonald AT, Adams DG 2012. A series of experiments aimed at clarifying the mode of action of barley straw in cyanobacterial growth control. *Water Research* 46: 6095-6103.

Jaarsma N, Klinge M, Lamers L 2008. Van helder naar troebel... en weer terug. STOWA-rapport 2008-04. STOWA, Utrecht, 73 p.

Janssen A, Hunger H, Konold W et al. 2018. Simple pond restoration measures increase dragonfly (Insecta: Odonata) diversity. *Biodiversity and Conservation* 27: 2311-2328.

Jeppesen E, Søndergaard M, Lauridsen TL et al. 2012. Biomanipulation as a restoration tool to combat eutrophication: recent advances and future challenges. *Advances in Ecological Research* 47: 411-488.

Jones JJ, Sayer CD 2003. Does the fish–invertebrate–periphyton cascade precipitate plant loss in shallow lakes? *Ecology* 84: 2155-2167.

Kardinaal WEA 2013. Cyanobacteriën: wat zit er in het ruwe water en hoe komen we ervan af. Rapport BTO 2013.016, KRW Water Research Institute, Nieuwegein, 92 p.

Kelly A 2008. Lake restoration strategy for The Broads. Broads Authority, Norwich, 46 p.

Kuiper JJ, Verhofstad MJM, Louwers ELM et al. 2017. Mowing submerged macrophytes in shallow lakes with alternative stable states: battling the good guys? *Environmental Management* 59: 619-634.

Lamers L 2010. Perspectieven voor laagveenherstel in Nederland. In: Lamers L. (red.) Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2006-2009 (Fase 2). Rapport DKI nr. 2010/dk134-O, p. 21-48. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.

Lamers L, Lucassen E, Smolders F et al. 2005. Fosfaat als adder onder het gras bij ‘nieuwe natte natuur’. *H₂O* 17: 28-30.

Lamers LPM, Smolders AJP, Roelofs JGM 2002. The restoration of fens in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 107-130.

Lauridsen TL, Sandsten H, Møller PH 2003. The restoration of a shallow lake by introducing *Potamogeton* spp.: the impact of waterfowl grazing. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 8: 177-187.

Lewandowski J, Hoehn E, Kasprzak P et al. 2013. Gewässerinterne Ökotechnologien zur Verminderung der Trophie von Seen und Talsperren. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 6: 718-728.

Li M, Liu J, Xu Y et al. 2016. Phosphate adsorption on metal oxides and metal hydroxides: a comparative review. *Environmental Reviews* 24: 319-332.

Louette G, Van Wichelen J, Packet J et al. 2008. Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor de zeventien Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die

vergelijkbaar zijn met de categorie meren – tweede deel, partim Vinne. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (50). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 101 p.

Lucassen E, Smolders A, Gerats R et al. 2008. Het herstel van de Valkenbergvennen vanuit voormalige landbouwgronden. *De Levende Natuur* 109: 163-168.

Lucassen ECHET, Smolders AJP, Lamers LPM et al. 2005. Water table fluctuations and groundwater supply are important in preventing phosphate-eutrophication in sulphate-rich fens: consequences for wetland restoration. *Plant and Soil* 269: 109-115.

Lurling M, Engels B, Waajen G et al. 2012. Bestrijding blauwalgen overlast. STOWA-rapport 2012-42. STOWA, Amersfoort, 170 p.

McBride A, Diack I, Droy N et al. (eds) 2011. The fen management handbook. Scottish Natural Heritage, Perth, 332 p.

Mettrop IS, Loeb R, Lamers LPM et al. 2012. Een meer natuurlijk peilbeheer: relaties tussen geohydrologie, ecosysteemdynamiek en Natura 2000: Rapportage Fase 1: Een kennisoverzicht op verschillende schaalniveaus voor het Nederlands laagveen- en zeekleigebied. Rapport - DKI; Nr. 2012/OBN165-LZ). Bosschap, Driebergen, 166 p.

Michielsen B, Lamers L, Smolders F 2007. Interne eutrofiëring van veenplassen belangrijker dan voorheen erkend? *H₂O* 8: 51-54.

Moss B 2015. Mammals, freshwater reference states, and the mitigation of climate change. *Freshwater Biology* 60: 1964-1976.

Moss B, Stansfield J, Irvine K et al. 1996. Progressive restoration of a shallow lake: a 12-year experiment in isolation, sediment removal and biomanipulation. *Journal of Applied Ecology* 33: 71–86.

Nürnberg GK 1987. Hypolimnetic withdrawal as a lake restoration technique. *Journal of Environmental Engineering* 113: 1006-1017.

Olsson F, Mackay EB, Barker P et al. 2022. Can reductions in water residence time be used to disrupt seasonal stratification and control internal loading in a eutrophic monomictic lake? *Journal of Environmental Management* 304: 114169.

Osté A, Jaarsma N, van Oosterhout F 2010. Een heldere kijk op diepe plassen. STOWA-rapport 2010-38. STOWA, Amersfoort, 158 p.

Pardey A, Christmann K-H, Feldmann R et al. 2005. Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 67: 7-42.

Parkyn S 2004. Review of riparian buffer zone effectiveness. MAF Technical Paper No: 2004/05. Ministry of Agriculture and Forestry, Wellington, 31 p.

Peretyatko A, Teissier S, De Backer S et al. 2012. Biomanipulation of hypereutrophic ponds: when it works and why it fails. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 1517-1531.

Phillips G, Bennion H, Perrow MR et al. 2015. A review of lake restoration practices and their performance in the Broads National Park, 1980-2013. Report for Broads Authority, Norwich and Natural England, Broads Authority, Norwich, 136 p.

Pillinger JM, Cooper JA, Harding CJ 1996. Stable free radicals from plant litter decomposing in water. *Journal of Chemical Ecology* 22: 1001-1011.

Ripl W 1976. Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate. A new restoration method. *Ambio* 5: 132-135.

Ruse LP, Greaves HM, Sayer CD et al. 2018. Consequences of pond management for chironomid assemblages and diversity in English farmland ponds. *Journal of Limnology* 77: 160-168.

Salgado J, Sayer CD, Brooks SJ et al. 2018. Eutrophication homogenizes shallow lake macrophyte assemblages over space and time. *Ecosphere* 9(9): e02406.

Sarneel J 2010. Semi-terrestrische fase. In: Lamers L. (red.) *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2006-2009 (Fase 2), Rapport DKI nr. 2010/dk134-O*, p. 119-132. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.

Sas H. 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. Academia Verlag Richarz, Sant Augustin, 497 p.

Sayer CD, Davidson TA, Rawcliffe R et al. 2016. Consequences of fish kills for long term trophic structure in shallow lakes: implications for theory and restoration. *Ecosystems* 19: 1289-1309.

Scheffer M, Van Geest GJ, Zimmer K et al. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112: 227-231.

Schomaker AHM, Otte AJ, Blom JJ et al. 2005. Waterharmonica de natuurlijke schakel tussen waterketen en watersysteem. STOWA-rapport 2005-18. STOWA, Utrecht, 172 p.

Schou MO, Risholt C, Lauridsen TL et al. 2009. Restoring lakes by using artificial plant beds: habitat selection of zooplankton in a clear and a turbid shallow lake. *Freshwater Biology* 54: 1520-1531.

Schoumans OF, Groenendijk P, Renaud L et al. 2008. Nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Vergelijking tussen landbouw- en natuurgebieden. Alterra-rapport 1700. Alterra, Wageningen, 34 p.

Sheridan JM, Lowrance RR, Bosch DD 1999. Management effects on runoff and sediment transport in riparian forest buffers. *Transactions of the ASAE* 42: 55-64.

Skov C, Nilsson PA 2007. Evaluating stocking of YOY pike *Esox lucius* as a tool in the restoration of shallow lakes. *Freshwater Biology* 52: 1834-1845.

Strayer DL, Findlay SEG. 2010. Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences* 72: 127-163.

Strecker A, Brittain JT 2017. Increased habitat connectivity homogenizes freshwater communities: historical and landscape perspectives. *Journal of Applied Ecology* 54: 1343-1352.

Theiss J, Zielinski K, Lang H 1990. Biomanipulation by introduction of herbivorous zooplankton. A helpful shock for eutrophic lakes? *Hydrobiologia* 200: 59-68.

Tredanari A 2011. The effect of buffer strip width on cost efficiency: a Swedish case study. Master's thesis, Institutionen för mark och miljö, SLU, Uppsala, 43 p.

- Trotignon J. 2000. Des étangs pour la vie. Gestion des Milieux et des Espèces Cahiers Techniques N° 61. Atelier Technique des Espaces Naturels, Montpellier, 72 p.
- van Dam H, Buskens RFM 1993. Ecology and management of moorland pools: balancing acidification and eutrophication. *Hydrobiologia* 265: 225-263.
- van de Bund WJ, van Donk E 2004. Effects of fish and nutrient additions on foodweb stability in a charophyte-dominated lake. *Freshwater Biology* 49: 1565-1573.
- van Deelen JJ 2013. Management in freshwater ponds and shallow lakes in the Netherlands A review of the effects on emergent vegetation diversity and terrestrialisation, Thesis. Universiteit Utrecht, Utrecht, 26 p.
- van der Wijngaart T 2008. Ecologische processen in ondiepe meren en het effect van beheersmaatregelen. Wat weten we wel en wat niet? STOWA-rapport 2008-W-03. STOWA, Wageningen, 81 p.
- van der Wijngaart T, ter Heerdt G, Bakkum R et al. 2012. BaggerNut, maatregelen baggeren en nutriënten. Overkoepelend rapport. STOWA-rapport 2012-40. STOWA Amersfoort, 68 p.
- van der Putten WH 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: 263-275.
- van de Weyer K, Sümer G, Hueppe H et al. 2014. Das Konzept PHOENIX See: Nachhaltiges Management von Makrophyten-Massenentwicklungen durch eine Kombination nährstoffarmer Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armleuchteralgen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 7: 23-27.
- van Donk E, Otte, A 1996. Effects of grazing by fish and waterfowl on the biomass and species composition of submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 340: 285-290.
- Vahle HC 1990. Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Nordwestdeutschland. *Naturschutz und Landschaftsplanung in Niedersachsen* 22: 1-159.
- van Ee G, Houdijk A (red.) 2006. Referentiewaarden voor aquatische systemen in Noord-Holland. Provincie Noord-Holland, Haarlem, 176 p.
- van Kleef H. 2010. Identifying and crossing thresholds in managing moorland pool macroinvertebrates. Thesis, Radboud University, Nijmegen, 147 p.
- van Kleef H., Tomassen H, Brouwer E et al. 2014. Vennen in een veranderend klimaat. Effecten van watertemperatuur, afgenomen verzuring en waterpeilfluctuaties op bodemchemie en fauna. Den Haag, Rapport nr. 2014/OBN188-NZ, Bosschap, Bedrijfschap voor Bos en Natuur, Driebergen, 85 p.
- van Kouwen LAH 2011. Effectiviteit KRW herstelmaatregelen in de Rijkswateren. Natuurvriendelijke oevers: typologie en stand van zaken kennis inrichting, beheer en onderhoud. Deltares, Delft, 45 p.
- van Mullekom M, Vernooy B, Verstijnen Y et al. 2019. Zeoliet als mogelijke oplossing voor de nitraatuitspoeling uit landbouwgronden. *Vakblad Natuur Bos Landschap* april 2019: 16-19.
- van Nes EH, Scheffer M, van den Berg MS et al 2002. Aquatic macrophytes: Restore, eradicate or is

there a compromise? Aquatic Botany 72: 387-403.

van Oosterhout F, Lürling M 2011. Effects of the novel 'Flock & Lock' lake restoration technique on *Daphnia* in Lake Rauwbraken (The Netherlands). Journal of Plankton Research 33: 255-263.

van Strien A, Van der Burg T, Rip W et al. 1991. Effects of mechanical ditch management on the vegetation of ditch banks in Dutch peat areas. Journal of Applied Ecology 28: 501-513.

Van Wichelen J, Declerck S, Hoste I et al. 2007. Het belang van slibverwijdering voor het herstel van een geëutrofeerd ondiep meer (de Kraenepoel, Aalter). Water 30/23: 1-5.

Vermaat J 2002. Ecologische effecten van peilbeheer in meren en plassen: ontwikkeling van oever- en moerasvegetatie. In Coops H (red.) Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht, p. 80-100, RIKZ rapport 2002.041, DWW rapport 2002-053. RIZA, Lelystad.

Vogels J, Loeb R, Brouwer E et al. 2017. Optimaliseren van herstelmaatregelen voor habitattypen van droge heide De sikstofverwijderingspotentie van de gecombineerde maatregel branden en drukkbegrazen. Stichting Bargerveen, Nijmegen, 80 p.

Weyembergh G, Godefroid S, Koedam N 2004. Restoration of a small-scale forest wetland in a Belgian nature reserve: a discussion of factors determining wetland vegetation establishment. Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems 14: 381-394.

Wezel A, Oertli B, Rosset V et al. 2014. Biodiversity patterns of nutrient-rich fish ponds and implications for conservation. Limnology 15: 213-223;

Wezel A, Robin J, Guerin M et al. 2013. Management effects on water quality, sediments and fish production in extensive fish ponds in the Dombes region, France. Limnologica 43: 210-218.

White G 2004. Reedbed design and establishment. Information and Advice note. Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, 8 p.

Williams AE, Moss B., Eaton J. 2002. Fish induced macrophyte loss in shallow lakes: top-down and bottom-up processes in mesocosm experiments. Freshwater Biology 47: 2216-2232.

Williams P, Whitfield M, Biggs J (2008) How can we make new ponds biodiverse? A case study monitored over 7 years. Hydrobiologia 597: 137-148.

Wood KA, O'Hare MTO, McDonald C et al. 2017. Herbivore regulation of plant abundance in aquatic ecosystems. Biological Reviews 92: 1128-1141.

Wood KA, Stillman RA, Clarke RT et al. 2012. The impact of waterfowl herbivory on plant standing crop: a meta-analysis. Hydrobiologia 686: 157-167.

Yuan Y, Bingner RL, Locke MA 1999. A review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas. Ecohydrology 2: 321-336.

Zoetemeyer RB, Lucas BJ 2007. Basisboek visstandbeheer. Sportvisserij Nederland, Bilthoven, 104 p.