

Herstelstrategie H3150: Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden

Arts, G.H.P., E. Brouwer & N.A.C. Smits

Leeswijzer

Dit document start met de kenschets uit het profieldocument (paragraaf 1) en geeft daarna een overzicht van de ecologische randvoorwaarden van het habitatype (paragraaf 2). Vervolgens wordt ingegaan op de effecten van atmosferische stikstofdepositie op het habitatype (paragraaf 3) en op andere processen die de kwaliteit beïnvloeden (paragraaf 4). Vervolgens komen in paragraaf 5 en 6 maatregelen aan bod om de achteruitgang te stoppen, dan wel de kwaliteit te verbeteren. Deze maatregelen dienen in aanvulling op het reguliere beheer (paragraaf 2) te worden uitgevoerd. In paragraaf 7 worden maatregelen voor uitbreiding besproken en in paragraaf 8 komt de effectiviteit en duurzaamheid van de maatregelen aan bod. In paragraaf 9 worden de maatregelen in een overzichtstabel samengevat en het document wordt afgesloten met literatuurreferenties in paragraaf 10.

1. Kenschets

De tekst in onderstaand kader betreft de kenschets van het profielendocument van het habitatype.

Deze begroeiingen van drijvende en ondergedoken waterplanten komen voor in matig voedselrijke meren, plassen en andere relatief diepe, vlakvormige stilstaande wateren. Het water is helder en de vegetatie wordt gevormd door breedbladige soorten fonteinkruid, Krabbenscheer en/of Groot blaasjeskruid. Daarnaast kunnen in de begroeiingen enkele planten met grote drijfbladen voorkomen.

De begroeiingen met grote fonteinkruiden die voorkomen in luwe gedeelten van rivieren, worden gerekend tot habitatype H3260_B beken en rivieren met waterplanten (grote fonteinkruiden).

In de Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden komen vijf soorten voor van de Vogel- en Habitatrichtlijn waarvoor de stikstofgevoeligheid van het type een probleem kan vormen voor de kwaliteit van het leefgebied. Daarnaast zijn er vijf typische soorten, waarvoor in dit habitatype mogelijke problemen als gevolg van stikstofdepositie worden verwacht. De specifieke effecten voor fauna worden beschreven in Deel I (paragraaf 2.4). Afhankelijk van het belang en de functie van dit habitatype voor de soorten, kunnen ook andere habitats noodzakelijke onderdelen van het leefgebied vormen. Voor een volledig overzicht van de deelhabitats, zie bijlage 1 en 2 van Deel II.

Soortgroep	VHR-soort	belang en functie	N-gevoeligheid van leefgebied	Effecten van stikstofdepositie
Vaatplanten	Drijvende weegbree		ja	Concurrentie door andere waterplanten en algenbloei
weekdieren	Platte schijfhoren	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied, tevens winterrust	Ja	Afname voortplantingsgelegenheid (2)
Libellen	Gevlekte witsnuitlibel	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Afname voortplantingsgelegenheid (2)
Vissen	Bittervoorn	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	ja, bij lage N-belasting door andere bronnen of bij hoge P-belasting	Afname beschikbaarheid gastheer (zoetwatermosselen) (6)
Amfibieën	Kamsalamander	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja *	Fysiologische problemen (5)

Kamsalamander: * voor zover zuurstoftekort kan optreden als gevolg van eutrofiëring (bij lage N-belasting door andere bronnen of bij hoge P-belasting)

Soortgroep	typische soort	belang en functie	N-gevoeligheid van leefgebied	Effecten van stikstofdepositie
Haften	Caenis lactea	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Fysiologische problemen (5)
Kokerjuffers	Hydroptila pulchricornis	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Fysiologische problemen (5)
Libellen	Groene glazenmaker	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname voortplantingsgelegenheid (2)
Platwormen	Bdellocephala punctata	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Fysiologische problemen (5)
Vogels	Zwarte stern	Groot: voortplantings- en foerageergebied	mogelijk	Afname prooibeschikbaarheid (6)

Het habitatype is verder ook belangrijk als leefgebied voor de Zwarte stern (*Chlidonias niger*); die op de drijvende krabbescheren zijn nest bouwt). Van deze soort wordt echter verwacht dat de kwaliteit reeds voldoende is verbeterd en de soort daarmee niet (meer) gevoelig is voor stikstofdepositie (zie bijlagen Deel II).

Voor een goed begrip van de onderstaande paragrafen, is het essentieel om uit te gaan van de definitie van het habitatype en zijn kwaliteitseisen (abiotische randvoorwaarden, samenstellende vegetatietypen, typische soorten en overige kenmerken van goede structuur en functie). Zie daarvoor het profielendocument

(http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/documenten/profielen/habitatypen/profiel_habitatype_3150.pdf).

2. Ecologische randvoorwaarden

De abiotische randvoorwaarden (Runhaar et al. 2009) zijn gebaseerd op de kwaliteitseisen van de kenmerkende plantengemeenschappen van de Krabbenscheer-associatie (05Bb01), de Associatie van Doorgroeid fonteinkruid, de Associatie van Glanzig fonteinkruid en de Associatie van Groot blaasjeskruid (05Ba01, 05Ba02, 05Bb02; Schaminée et al. 1995).

2.1 Zuurgraad

Het kernbereik voor de zuurgraad is neutraal tot basisch (Runhaar et al. 2009). Dit komt overeen de gemeten pH waarden in Arts et al. (2007) en Arts & Smolders (2008ab).

2.2 Voedselrijkdom

Het kernbereik voor de voedselrijkdom is matig voedselrijk. Het zeer voedselrijke en matig voedselrijke bereik gelden als aanvullend bereik (Runhaar et al. 2009). Uit Arts et al. (2007) en Arts & Smolders (2008ab) blijkt dat Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden zeer kritisch zijn ten aanzien van de fosfaatconcentraties in de waterlaag. Deze zijn zeer laag en liggen beneden 1 $\mu\text{mol P}$ per liter. In het sediment kan de voedselrijkdom ten aanzien van fosfaat hoger zijn dan in de waterlaag Arts et al. (2007) en Arts & Smolders (2008ab). Daarom is het belangrijk om onderscheid te maken in de voedselrijkdom van het sediment en in die van de waterlaag. De zeer lage fosfaatwaarden in het water zijn waarschijnlijk een gevolg van het voorkomen van krabbescheer en fonteinkruiden die beschikbaar fosfaat in de waterlaag volledig benutten in het groeiseizoen.

2.3 Vochttoestand

Het kernbereik voor de vochttoestand is diep water volgens Runhaar et al. (2009), maar krabbenscheeren en fonteinkruiden worden ook aangetroffen in permanent ondiep water (aanvullend bereik; Runhaar et al. 2009).

2.4 Zoutgehalte

Het kernbereik voor het zoutgehalte is zwak brak tot zeer zoet (Runhaar et al. 2009).

2.5 Buffercapaciteit

Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden zijn gebufferd tot sterk gebufferd (Arts & Smolders (2008ab)).

2.6 Landschapsecologische processen

Van nature voedselrijke meren en plassen herbergen begroeiingen van verschillende verbonden, waaronder het Hydrocharition morsus-ranae en het Nymphaeion (=Magnopotamion). Beide verbonden worden gekenmerkt door drijvende waterplanten. De belangrijkste Hydrocharition-begroeiing in ons land is de vegetatie met Krabbescheer (*Stratiotes aloides*), die een successiestadium vormt in de verlanding van laagveenwateren. Hier komt ze voor in beschermt, matig voedselrijk water met een matig fosfaatgehalte. De begroeiing vormt een belangrijk onderdeel van het leefgebied van diverse diersoorten, waaronder de Zwarte stern (*Chlidonias niger*; die op de drijvende krabbescheeren zijn nest bouwt), de libel Groene glazenmaker (*Aeshna viridis*; die in Krabbescheer haar eieren afzet) en veel soorten zoetwaterslakken (die tussen de dichte Krabbescheer-vegetatie bescherming vinden tegen vissen). De tweede associatie uit dit

verbond (het *Utricularietum vulgaris*) heeft als bepalende soort Groot blaasjeskruid (*Utricularia vulgaris*). Het zwaartepunt van de verspreiding van deze gemeenschap ligt in het riviereengebied. Een kenmerkende, begeleidende soort in beide associaties is de Kikkerbeet (*Hydrocharis morsus-ranae*). Beide gemeenschappen zijn rijk aan eendekroossoorten.

In het verleden waren de begroeiingen wat minder dicht dan tegenwoordig, waardoor meer licht in het water kon doordringen. Hiervan profiteerden veel ondergedoken planten als Glanzig fonteinkruid (*Potamogeton lucens*) en Plat fonteinkruid (*Potamogeton compressus*). Door waterverharding en watervervuiling hebben soorten als Brede waterpest (*Elodea canadensis*) en Holpijp (*Equisetum fluviatile*) moeten wijken voor onder meer Smalle waterpest (*Elodea nuttallii*), Liesgras (*Glyceria maxima*) en Zwanebloem (*Butomus umbellatus*). Binnen het verbond *Nymphaeion* heeft het habitatype alleen betrekking op Fonteinkruid-begroeiingen. Ons land neemt een centrale plaats in wat betreft de verspreiding van krabbescheerbegroeiingen. De begroeiingen van het *Magnopotamion* en *Hydrocharition* zijn internationaal van zeer grote betekenis, zowel vanwege hun uitgestrektheid als vanwege hun representatieve soortensamenstelling. Dit geldt in het bijzonder voor de waterplantengemeenschappen in de grote laagveenplassen en in de randmeren.

Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden komen in drie landschapstypen voor, namelijk in laagveengebieden, in zeekelegebieden en in stilstaande wateren in het riviereengebied (zie [profielendocument](#)). Krabbenscheer-begroeiingen hebben nu hun zwaartepunt in het laagveengebied, maar kwamen vroeger ook veel in het riviereengebied voor. Groot blaasjeskruid-begroeiingen hebben hun zwaartepunten in het riviereengebied. [Van Dobben & Van Hinsberg \(2008\)](#) onderscheiden voor hun gevoeligheidsklassen landschappen buiten afgesloten zeearmen en landschappen in afgesloten zeearmen. Wanneer er verschillen zijn in het habitatype tussen verschillende landschapstypen, wordt in onderstaande teksten gespecificeerd naar landschapstype.

Zie ook de informatie uit de landschapsdoorsneden (Deel III).

2.6 Regulier beheer

Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden kennen over het algemeen geen regulier beheer. Peilbeheer is wel vaak aan de orde, waarbij het starre standaard peil in sommige gevallen in meer flexibel waterpeil is omgezet.

3. Effecten van stikstofdepositie

De kritische depositiewaarden voor stikstof verschillen per landschapstype ([Van Dobben et al. 2012](#); Tabel 1). In deze rapportage wordt ook de vegetatiekundige invulling van de drie onderscheiden varianten toegelicht. Buiten afgesloten zeearmen (met name in het riviereengebied en het laagveengebied) kenmerkt het habitatype zich door voldoende buffercapaciteit en is daarmee niet verzuringsgevoelig. Echter, het habitatype is niet rijk aan nutriënten en daarom gevoelig voor stikstof in combinatie met fosfor. Door de toevoer van fosfor, die vrijwel altijd plaats vindt, wordt het type ook gevoelig voor stikstof ([Van Dobben et al. 2012](#)). Het kritische depositieniveau ligt daarom lager in het habitatype buiten afgesloten zeearmen (Tabel 1).

In afgesloten zeearmen is het habitatype minder tot niet gevoelig voor de effecten van stikstofdepositie. Dit is gebaseerd op voldoende buffercapaciteit en een eutroof karakter van het habitatype in dit landschapstype.

Tabel 1: Kritische depositiewaarden voor meren met krabbenscheer en fonteinkruiden in verschillende landschapstypen.

Landschapstype	KDW (kg N/ha/jaar)	KDW (mol N/ha/jaar)
Buiten afgesloten zeearmen	30	2143
In afgesloten zeearmen	>34	>2400

3.1 Verzuring

Het habitatype wordt gekarakteriseerd door voldoende buffercapaciteit, een matig voedselarme waterlaag en een voedselrijk sediment. Daarom wordt dit habitatype beschouwd als niet gevoelig voor verzuring.

3.2 Vermesting

De aquatische habitatypen binnen de Nederlandse laagveenwateren worden gelimiteerd door fosfaat (Lamers et al. 2002a; 2010). Wanneer zich in het water een overmaat aan fosfor bevindt, gaan algen groeien en treedt competitie op tussen algen en waterplanten. Hierdoor kunnen de ondergedoken waterplantenvegetaties verdwijnen. Herstelmaatregelen zullen zich dus moeten richten op verlaging van de fosfaatwaarden zodat algenbloei voorkomen wordt. Het is echter ook zo dat krabbescheer zich alleen bij voldoende fosfaat sterk uitbreidt, en minder hard groeit als het water te voedselarm wordt. Andere soorten, waaronder fonteinkruiden, krijgen hierdoor weer meer licht (meded. Lamers).

In het habitatype in het laagveengebied bevindt zich ook een overmaat aan stikstof. Deze wordt aangevoerd via grond- en oppervlaktewater. Deze belasting met nitraat wordt veroorzaakt door nabijgelegen landbouwactiviteiten. Een hoge nitraatbelasting kan leiden tot interne eutrofiering (Smolders et al. 2006). Hoge nitraatconcentraties in het grond- of oppervlaktewater leiden namelijk tot een verhoogde ammonificatie en de mobilisatie van sulfaat (SO₄) (Haaijer et al. 2007). Dit sulfaat gaat na omzetting tot sulfide een verbinding aan met ijzer, waardoor het fosfaat dat in ijzerfosfaat vastgelegd was, vrijkomt (Lamers et al. 2002b). Ook de overmaat aan sulfaat dat met de inlaat van oppervlaktewater in veengebieden terecht komt, draagt daarmee bij aan de mobilisatie van fosfaat. De limitatie van het habitatype door fosfaat wordt op deze manier opgeheven. Door extra toevoer van nitraat via grond- en oppervlaktewater wordt ook stikstof in overvloed aangevoerd. De verhouding bepaalt of één van beide relatief beperkend is (Van Wirdum 1989).

Een sterke influx van stikstof kan leiden tot een hoge ammoniumconcentratie (NH₄) in het water. Verschuivingen in soortensamenstelling als gevolg van een hoge stikstof influx kan in deze gevallen het gevolg zijn van ammoniumtoxiciteit zijn (Lamers et al. 2010). Ook is een hoge concentratie nitraat gerelateerd aan lage soortenrijkdom (James et al. 2005).

Veel stikstof en fosfaat zijn opgenomen in de waterplanten. Als de vegetaties verdwijnen, komen deze vrij, waardoor de beschikbaarheid van voedingsstoffen en de troebelheid toeneemt.

De invloed van atmosferische stikstofdepositie is in het aquatische deel van het habitatype gering en marginaal. Dit geldt voor alle landschapstypen waarin het habitatype voorkomt (laagveengebieden, rivierengebied en zeekleigebieden). Een uitzondering hierop vormen locaties met aanvoer van stikstofrijk grondwater, dat op plekken met landbouw en in dichte bossen indringt. De effecten zijn hier echter in het inrijgebied merkbaar, en niet direct in het watersysteem zelf.

3.3 Fauna

Voor het leefgebied van VHR en/of typische diersoorten geldt dat de effecten van stikstofdepositie via de volgende factoren doorwerken: afname voortplantingsgelegenheid, fysiologische problemen, en afname van prooibeschikbaarheid. Een uitsplitsing van deze factoren naar de onderscheiden soorten is terug te vinden in de kenschets en een beschrijving van de specifieke factoren is terug te vinden in paragraaf 2.4 van Deel I.

Voor de groene glazenmaker (typische soort) betreft het met name het verdwijnen van (tijdelijk) submerse waterplanten (met name krabbenscheer) waardoor de mogelijkheid tot eiafzet en schuilmogelijkheden voor de larven tegen vissenpredatie verdwijnen (Rantala et al. 2004).

4. Andere omstandigheden die de effecten van stikstofdepositie beïnvloeden

4.1 Verdroging (verlaagde grondwaterstanden)

4.1.1 Laagveengebied

Als gevolg van verlaagde grondwaterstanden is op veel plaatsen in laagveenwateren de aanvoer van ijzerrijk, relatief voedsel- en bicarbonaatarm grondwater afgenomen en dreigt verdroging, inklinking en mineralisatie van het veenpakket. Ter compensatie wordt in veel gebieden oppervlaktewater (m.n. rivierwater en boezemwater) aangevoerd om uitdroging van het veen te voorkomen. Dit oppervlaktewater is arm aan ijzer, en veelal rijk aan voedingsstoffen, sulfaat en bicarbonaat en is daarmee verantwoordelijk voor directe eutrofiëring en interne eutrofiëring en het verdwijnen van waterplantenvegetaties (Roelofs 1991, Smolders et al. 1996, Smolders et al. 2003). Het sulfaat dat in overmaat met de inlaat van oppervlaktewater in veengebieden terecht komt, gaat een binding aan met ijzer en veroorzaakt daarmee mobilisatie van fosfaat. De limitatie van het habitatype door fosfaat wordt op deze manier opgeheven. Hierdoor zijn de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater niet op orde, waardoor de karakteristieke waterplantenvegetaties verdwijnen. Bovendien kan, bij tekort aan ijzer in de bodem, sulfide zich ophopen dat giftig is voor veel waterplanten waaronder krabbescheer (Geurts et al., 2009).

Het oppervlaktewater dat wordt aangevoerd en dat hard is en zowel rijk aan sulfaat als aan bicarbonaat, kan veenafbraak veroorzaken en daarmee leiden tot een toename van baggerproductie in laagveenplassen. De toegenomen fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater leiden tot een toename in algengroei en daarmee tot een vertroebeling van het oppervlaktewater en uiteindelijk tot het verdwijnen van de ondergedoken waterplantenvegetaties. Door de toename van algengroei in het water en van algenmatten op het water komen zuurstofconcentraties onder druk te staan. Ook te sterke ontwikkeling van

croossoorten en kroosvaren kan leiden tot afsluiting van de waterlaag en daardoor tot lage zuurstofconcentraties.

4.1.2 Zeekleigebieden en rivierengebieden

Voor zeekleigebieden bestaat er een kennislacune ten aanzien van de sturende factoren die hierboven voor het laagveengebied zijn besproken.

Voor strangen in het rivierengebied lijkt het waterpeilregime een belangrijke factor (Peters 2008). Het opschroeven van het winterpeil lijkt een belangrijke maatregel die bijdraagt aan herstel van het hydrologisch regime (Peters 2008).

4.2 Aanvoer van eutroof oppervlaktewater of grondwater

4.2.1 Laagveengebied

Door de aanvoer van eutroof grond- en oppervlaktewater worden de fosfaatlimitatie en de stikstoflimitatie in het habitatype opgeheven. Beide voedingsstoffen zijn in overmaat aanwezig. De verhouding bepaalt of één van beide relatief beperkend is.

4.2.2 Zeekleigebieden en rivierengebieden

Er is veel onderzoek gedaan naar het habitatype in de laagveengebieden. Ten aanzien van zeekleigebieden bestaat er een kennislacune. Voor rivierengebieden blijkt dat Krabbescheer in het water van het rivierengebied alleen kan groeien op plaatsen waar de concentraties sulfaat en stikstof laag zijn. Bij matig tot hoge concentraties van deze stoffen kunnen interne eutrofiëring en vergiftiging optreden (Brouwer 2008; Lamers et al. 2006).

4.3 Grazers en bodemwoelers

Grazers, bodemwoelende vissen en invasieve rivierkreeften kunnen een grote invloed hebben op waterplantenvegetaties. De verlanding kan door grazers sterk negatief worden beïnvloed. Invasieve rivierkreeften beïnvloeden waterplantenvegetaties door vraat en wegnippen van planten als ook door bioturbatie.

4.4 Voormalige zwaveldepositie en andere sulfaatbelasting

De effecten van voormalige zwaveldepositie en andere sulfaatbelasting in dit habitatype worden verder toegelicht in Intermezzo II van Deel I.

5. Maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie

Deze maatregelen zijn in dit habitatype niet van toepassing.

6. Maatregelen gericht op functioneel herstel

Maatregelen die gericht zijn op het verbeteren van de waterhuishouding en vermindering van de nutriëntenlast kunnen deel uitmaken van een herstelplan voor de hydrologie, bijv. het afschermen van laagveengebieden voor te fosfaatrijk water. Hierbij gaat het om de waterkwaliteit en niet over

het al dan niet gebiedsvreemd of gebiedseigen zijn van het oppervlaktewater. Maatregelen gericht op het herstel van de grondwateraanvoer zullen over het algemeen ook effectief zijn, op die locaties waar dit van toepassing is (Lamers et al. 2006; 2010), aangezien daarmee tevens de noodzaak van te grote aanvoer van nutriënten- en sulfatrijk water wordt verminderd. Voor rivierengebieden lijken de belangrijkste maatregelen die leiden tot functioneel herstel het verminderen van de instroom van nutriëntenrijk water en het opschroeven van het winterpeil (Brouwer 2008; Peters 2008). Hierdoor zullen waterkwaliteit, waterbodemkwaliteit en waterpeilregime verbeteren.

Voor zoekleigebieden bestaat er een kennislacune.

6.1 Hydrologisch herstel

Maatregelen gericht op het herstel van de grondwateraanvoer zullen over het algemeen ook effectief zijn, op die locaties waar dit van toepassing is (Lamers et al. 2006; 2010), aangezien daarmee tevens de noodzaak van te grote aanvoer van nutriënten- en sulfatrijk water wordt verminderd. Een alternatief is om het oude boezemwatersysteem te herstellen en te stoppen met het doorspoelen met Rijnwater.

Herstel van de hydrologie zal echter niet overal mogelijk zijn. Daarom kan in de beheerplannen voor het habitattypen daarnaast ingezet worden op maatregelen gericht op het behoud of herstel van limitatie door fosfaat (zie 6.2).

6.2 Maatregelen gericht op het behoud en herstel van limitatie door fosfaat

Deze maatregelen zijn erop gericht om de fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater laag te houden. Hierdoor kan de limitatie door fosfaat gemakkelijker worden bereikt, treedt minder ophoping van fosfaat op in de bodem en leiden verhoogde nitraatconcentraties minder snel tot problemen. Het op orde krijgen van de fosfaatstatus is afhankelijk van zowel de concentratie in het oppervlaktewater als het opgehoopte fosfaat in sediment- en sliedlagen (Lamers et al. 2006; 2010).

Om de fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater laag te houden, komen de volgende maatregelen in aanmerking:

- Aanvoer van nutriënten via eutroof oppervlaktewater tegengaan. Dit kan worden bereikt door het oppervlaktewater in waterzuiveringsinstallaties te defosfateren alvorens deze in het gebied in te laten of het oppervlaktewater in te laten via een lange aanvoerroute, waardoor het water op een natuurlijke manier wordt gezuiverd (bijv. De Wieden).
- Uitspoeling van nutriënten vanuit aanliggende landbouwgebieden en bemeste oevers tegengaan.
- Interne mobilisatie van nutriënten uit het veensubstraat beperkt houden.
- Hardheid van het water binnen gunstige marges te houden. Te hard water kan leiden tot een hogere afbraaksnelheid van het veen en verhoging van de nutriëntenconcentratie van het oppervlaktewater (Lamers et al. 2006; 2010).
- Stoppen met doorspoelen van watergangen met Rijnwater, waterstelsels ten dele te isoleren zodat er weer dode uiteinden ontstaan en zorgen voor lange aanvoerwegen van water.

6.3 Isolatie van laagveengebieden

Als tijdelijke maatregel kan het isoleren van laagveensystemen helpen om de fosfaatstatus op een gunstiger niveau te houden, tenminste indien er geen interne bronnen van fosfaat, stikstof, zwavel en bicarbonaat beschikbaar zijn. Deze maatregel kan enkel als overbruggingsperiode worden ingezet naar een duurzamer beheer dat gericht is op de verbetering van grondwatervoeding en waterkwaliteit van het omringende oppervlaktewater. Te lange isolatie leidt tot een afname van de zuurgraad van het water door het toenemen van regenwaterinvloed en tot oligotrofe condities.

6.4 Verwijdering van slib

Ook wanneer waterkwaliteitsverbetering succesvol is doorgevoerd, is er vaak als gevolg van de historie van versnelde veenafbraak een sliblaag aanwezig, die een negatieve invloed op het systeem blijft uitoefenen. Effecten van de aanwezigheid van deze sliblaag zijn onder andere een nalevering van in het slib opgehoopte fosfaat en een toename van de troebelheid van de waterlaag, door het continu opwervelen van fijne slibdeeltjes (Lamers et al. 2006). Daadwerkelijk herstel van de aquatische habitattypen vergt naast hydrologische maatregelen dan ook vaak aanvullende maatregelen gericht op het verwijderen van opgebouwde sliblagen. Het uitbaggeren van alle slib is een maatregel die bewezen effectief is voor zowel waterplanten (toename ondergedoken soorten) als kritische faunasoorten. Deze maatregel is echter alleen effectief indien sprake is van een goede hydrologie en waterkwaliteit. Het laag frequent en gefaseerd baggeren of slib verwijderen is belangrijk voor de Platte schijfhoren, Gevlekte witsnuitlibel, Bittervoorn en Kamsalamander. Voor de Drijvende waterweegbree is het beter de vegetatie in tijd en ruimte gefaseerd te verwijderen.

Baggeren is bovendien alleen maar succesvol als de onderliggende sedimentlaag geen nieuwe bron van fosfaat vormt. Dit dient vooraf te worden getoetst.

6.5 Actief biologisch beheer

Veel Nederlandse wateren bevatten grote hoeveelheden bodemwoelende vis, met name brasem en karper. Doordat zij macrofauna zoeken in het sediment zorgen ze voor opwerveling waardoor het water troebel wordt wat zorgt voor achteruitgang of het geheel verdwijnen van ondergedoken waterplanten. Ook kunnen vissen zoals blankvoorn bij grote dichtheden bijna alle zooplankton wegeten, waardoor er algenbloei ontstaat. Het wegvangen van deze vis, ook actief biologisch beheer of biomanipulatie genoemd, kan zorgen voor het snel weer helder worden van het water, vaak met een massale terugkeer van waterplanten tot gevolg. Deze methode is succesvol toegepast in het Wolderwijd, wat leidde tot een massale ontwikkeling van kranswiervegetaties, in combinatie met de reductie van de hoeveelheid fosfaat in het water. Ook in laagveenwateren is de methode succesvol toegepast, bijvoorbeeld in Terra Nova, waar na afwissing massaal waterplanten opkwamen, waaronder kranswieren (Ter Heerdt & Hootsmans 2007). De maatregel geeft zeer snel effect, maar moet wel herhaald worden, na 5–10 jaar wordt het water vaak weer troebel en verdwijnen de planten weer. Meestal komt dat doordat niet alle vis kan worden gevangen en het visbestand zich weer opbouwt. Het succes van de maatregel hangt af van het percentage vis wat verwijderd wordt, het sediment type en de nutriënten lading van het water. Het meest succesvol is de maatregel in kleine geïsoleerde plassen waar het makkelijker is de meeste vis te vangen, in wateren met zand gaat het beter dan in laagveen, en de maatregel is effectiever wanneer hij wordt uitgevoerd samen met een reductie in de nutriënten belasting (Meijer et al. 1999; Søndergaard et al. 2008).

7. Maatregelen voor uitbreiding

In het laagveengebied kan het habitatype worden uitgebreid vanuit het graven van nieuwe petgaten. Een dergelijke maatregel is alleen zinvol in combinatie met herstel van de waterkwaliteit. Aquatische habitattypen kunnen op deze manier worden hersteld, echter de verlandingsuccessie blijft nog volledig afwezig.

Voor de zeekleigebieden betreft voorgaande een leemte in kennis. Kansrijke plekken in het rivierengebied liggen binnendijks, daar waar de waterkwaliteit goed is en de dynamiek laag (Peters 2008). Hoge winterwaterstanden – hoger dan in de zomer – zijn tevens van belang. Kansrijke plekken zijn niet altijd goed voorspelbaar en vraagt nader onderzoek (Peters 2008). Transplantatie-experimenten met krabbenscheerplanten heeft op een aantal plekken tot een versnelling van de verlandingscyclus geleid (De Vries 2008). Door onbekende redenen is uitbreiding tot grote aantallen krabbenscheerplanten hierbij vroeg of laat tot stilstand gekomen en vond soms terugval plaats naar open water.

8. Effectiviteit en duurzaamheid

Waterplanten dragen in belangrijke mate bij aan een vermindering van de fosfaat- en stikstof beschikbaarheid en een toename van de helderheid van watersystemen (Gulati & van Donk 2002):

- Waterplanten hebben een succesvolle competitie met algen, vooral wat betreft stikstof. Waterplanten kunnen zowel stikstof opnemen uit het sediment als uit de waterlaag.
- Waterplanten zijn een belangrijke schuilplaats voor zooplankton en juveniele vis.
- Waterplanten verminderen bioturbatie en resuspensie en bevorderen sedimentatie en sediment stabiliteit.
- Vanwege hun grote biomassa (incl. de algen die op waterplanten groeien) en hun lange generatietijd, fungeren waterplanten als een belangrijke opslag voor nutriënten gedurende het groeiseizoen.

Wanneer herstel heeft geleid tot de terugkeer van waterplanten, dragen deze waterplanten bij aan een verbetering van de waterkwaliteit en genereren daarmee hun eigen specifieke habitat, hetgeen een zichzelf versterkend proces is. In laagveenwateren vindt echter toch nog vaak een terugval plaats naar troebele en vegetatie-arme toestanden en is herstel lang niet altijd duurzaam (Lamers et al. 2006; 2010). Bovendien blijken de initiële waterplantenvegetaties te kunnen worden hersteld, echter de successie stagneert en latere stadia ontwikkelen zich niet. De oorzaken hiervan zijn niet altijd bekend en worden onderzocht.

Als het voortbestaan van specifieke locaties met het voorkomen van de zeldzame typische (zogenaamde “urgente”) soort Donkere waterjuffer (*Coenagrion armatum*) in het voortbestaan bedreigd wordt, kan het noodzakelijk zijn om aanvullend op de hierboven genoemde maatregelen specifieke maatregelen te treffen (Klimkowska et al. 2011).

9. Overzichtstabel

Deze overzichtstabel is bedoeld als ondersteuning bij de te nemen maatregelen uit paragraaf 5 en 6 en dient slechts samen met de tekst te worden toegepast,

maatregel	type	doel	potentiële effectiviteit	randvoorwaarden / succesfactoren	vooronderzoek	herhaalbaarheid	responstijd	mate van bewijs
Herstel van de hydrologie	H/U	Verbetering waterkwaliteit	Groot	Hydrologie is bekend	Op standplaats	Eenmalig	Vertraagd	B
Herstel limitatie door fosfaat	H/U	Gunstigere fosfaatstatus	Groot	Alle fosfaatstromen zijn in beeld, hydrologie is bekend	Op standplaats	Eenmalig	Even geduld	B
Isolatie	H/U	Gunstigere fosfaatstatus	Matig	Grondwater niet fosfaatrijk, lange aanvoerweg hydrologie is bekend	Op standplaats	Eenmalig	Even geduld	B
Ijzersuppletie en phoslock	H/U	Gunstigere fosfaatstatus	Groot		Is in onderzoek			H
Verwijdering van slib	H/U	Verwijdering van voedingsstoffen	Groot	Waterkwaliteit is verbeterd; Hydrologie is bekend; Alleen als de diffuse belasting vanuit landbouw gering is; Afh. van waterkwaliteit en dus nieuwe slibopbouw	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	B
Actief biologisch beheer	H/U	Verbetering waterkwaliteit, terugkeer ondergedoken waterplanten	Groot	Kwaliteit inlaatwater is goed; bijna alle vis is te vangen	Op standplaats	Beperkte duur	Direct	V

Verklaring kolommen:

Maatregel: soort maatregel, corresponderend met informatie uit paragraaf 5, 6 en 7

Type: H = herstelmaatregel, U = uitbreidingsmaatregel

Doel: beoogde effect van de maatregel (ten behoeve van behoud, herstel en/of uitbreiding)

Potentiële effectiviteit: klein/matig/groot. Effectiviteit van de maatregel (als regime) ten opzichte van andere maatregelen en gerelateerd aan het beoogde effect

Randvoorwaarden / succesfactoren: de belangrijkste randvoorwaarden en succesfactoren van de maatregel

Vooronderzoek: niet noodzakelijk, op standplaats (in het HT zelf of in de directe omgeving), LESA (LandschapsEcologische SysteemAnalyse: Van der Molen 2010).

Herhaalbaarheid: eenmalig (kan maar eenmalig worden uitgevoerd, bijv. dempen sloten); beperkte duur (bij intensivering gaan nadelen opwegen tegen voordelen) of zo lang als nodig (geen negatieve trade-off tussen intensiteit en effectiviteit. Kun je altijd mee doorgaan, geen negatieve gevolgen).

Responstijd: dit betreft het effect van de maatregel (regime): Direct (< 1 jr); Even geduld (1 tot 5 jr); Vertraagd (5 tot 10 jr); Lang (meer dan 10 jr).

Mate van bewijs:

B – Bewezen: de maatregel heeft onder de in de tekst gegeven voorwaarden (gebiedssituatie + manier van uitvoeren) met zekerheid het in de tekst beschreven positieve effect als hij in de praktijk wordt uitgevoerd. In de regel zal dat onderbouwd moeten zijn met (OBN-)literatuur, maar het kan eventueel ook met (nog niet eerder gepubliceerde) goed gedocumenteerde waarnemingen en o.a. OBN handleidingen.

V – Vuistregel: de maatregel kan onder de in de tekst gegeven voorwaarden (gebiedssituatie + manier van uitvoeren) in veel gevallen het in de tekst beschreven positieve effect hebben als hij in de praktijk wordt uitgevoerd, maar dat is niet zeker. Redenen voor de onzekerheid kunnen zijn dat uit monitoring is gebleken dat er ook (onverklaarde) mislukkingen zijn of dat de voorwaarden voor succesvol herstel nog niet goed bekend zijn.

H – Hypothese: door logisch nadenken is een maatregel geformuleerd die in de praktijk nog niet of nauwelijks is uitgetoetst, maar die in theorie effectief zou kunnen zijn. De aanleiding van de hypothese kan gelegen zijn in analogieën (de maatregel is een vuistregel of bewezen maatregel in een sterk verwant habitatype) of in processen waarvan we denken dat we ze goed begrijpen, maar die echter nog niet op praktijkschaal zijn getoetst.

10. Literatuur

- Arts, G.H.P. & A.J.P. Smolders 2008a. Selectie van referentiepunten voor aquatische vegetatietypen voor het Staatsbosbeheer-project terreincondities. Fase 1 aquatisch: resultaten inventarisatie 2005. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 1802, 90 pp.
- Arts, G.H.P. & A.J.P. Smolders 2008b. Selectie van referentiepunten voor aquatische vegetatietypen voor het Staatsbosbeheer-project terreincondities. Fase 2 aquatisch: resultaten inventarisatie 2006. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 1803, 80 pp.
- Arts, G.H.P., A.J.P. Smolders & J.D.M. Belgers 2007. Kwaliteit van oppervlaktewater, poriewater en sediment in relatie tot de vegetatiekundige samenstelling van 60 aquatische referentiepunten: een statistische analyse. Alterra/Onderzoekcentrum B-Ware, Alterra-rapport 1479, 78 pp.
- Brouwer, E. 2008. Krabbescheer in het Rijnstrangengebied; onderzoek op enkele actuele en potentiële groeiplaatsen. B-ware rapport 2008.37. In opdracht van Waterschap Rijn en IJssel.
- De Vries, H.H. 2008. Uitvoering en advisering beschermingsplan groene glazenmaker 2007 – 2008. Rapport 2008.029. De Vlinderstichting, Wageningen.
- Gulati, R.D. & E. van Donk 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: State-of-the-art review. *Hydrobiologia* 478: 73–106.
- Haaijer, S.C.M., L.P.M. Lamers, A.J.P. Smolders, M.S.M. Jetten & H. den Camp 2007. Iron sulfide and pyrite as potential electron donors for microbial nitrate reduction in freshwater wetlands. *Geomicrobiology Journal* 24: 391–401.
- James, C., J. Fisher, V. Russell, S. Collings & B. Moss 2005. Nitrate availability and hydrophyte species richness in shallow lakes. *Freshwater Biology* 50: 1049–1063.
- Klimkowska, A., H. Keizer-Vlek, M. Wallis de Vries, R.J. Bijlsma, A. Schotman & H. van Dobben 2011, in prep.. Urgente maatregelen tot behoud van bedreigde typische soorten en vegetatietypen van de Habitatrichtlijn. Alterra-rapport.
- Lamers, L., J. Geurts, B. Bontes, J. Sarneel, H. Pijnappel, H. Boonstra, J. Schouwenaars, M. Klinge, J. Verhoeven, B. Ibelings, E. van Donk, W. Verberk, B. Kuijper, H. Esselink & J. Roelofs 2006. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2003–2006 (Fase 1). Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede, 286 pp.
- Lamers, L.P.M., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs 2002b. The restoration of fens in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 107–130.
- Lamers, L.P.M., J. Sarneel, J. Geurts, M. Dionisio Pires, E. Remke, H. van Kleef, M. Christianen, L. Bakker, G. Mulderij, J. Schouwenaars, M. Klinge, N. Jaarsma, S. van der Wielen, M. Soons, J. Verhoeven, B. Ibelings, E. van Donk, W. Verberk, H. Esselink & J. Roelofs 2010. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2006–2009 (Fase 2). Rapport DKI nr. 2010/dk134–O.
- Lamers, L.P.M., S-J. Falla, E.M. Samborska, I.A.R. van Dulken, G. van Hengstum & J.G.M. Roelofs 2002a. Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfate-polluted freshwater wetlands. *Limnol. Oceanogr.* 47: 585–593.
- Meijer M.L., I. de Boois, M. Scheffer, R. Portielje & H. Hosper 1999. Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia* 408: 13–30.
- Peters, B., m.m.v. L. Dam, P. Calle, T. Vriese, A. Klink, J. Dekker, G. Kurstjens & M. Schoor 2008. Trends, knelpunten en kennisvragen uit het rivierengebied. Preadvies OBN Rivierengebied. Bureau Drift, Berg en Dal. Studie in opdracht van LNV, DK. 171 pp.

- Rantala M.J., J. Ilmonen, J. Koskimäki, J. Suhonen & K. Tynkkynen 2004. The macrophyte, *Stratiotes aloides*, protects larvae of dragonfly *Aeshna viridis* against fish predation. *Aquatic Ecology* 38: 77–82, 2004.
- Roelofs, J.G.M. 1991. Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: Effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. *Aquatic Botany* 39: 267–293.
- Runhaar, H., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens 2009. Ecologische vereisten habitattypen. KWR 09–018, 45 pp.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff 1995. De Vegetatie van Nederland deel 2. Wateren, moerassen en natte heiden. Opulus press, Uppsala/Leiden.
- Smolders A.J.P., L.P.M. Lamers, C. den Hartog & J.G.M. Roelofs 2003. Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands: sulphate as a key variable. *Hydrobiologia* 506: 603–610.
- Smolders A.J.P., J.G.M. Roelofs, C. den Hartog 1996. Possible causes for the decline of the water soldier (*Stratiotes aloides* L) in the Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie* 3: 327–342.
- Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen, G. van der Velde & J.G.M. Roelofs 2006. Internal eutrophication: How it Works and what to do about it, a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93–111.
- Søndergaard, M., L. Liboriussen, A.R. Pedersen & E. Jeppesen 2008. Lake Restoration by Fish Removal: Short- and Long-Term Effects in 36 Danish Lakes. *Ecosystems* 11: 1291–1305.
- Ter Heerdt, G. & M. Hootsmans 2007. Why biomanipulation can be effective in peaty lakes. *Hydrobiologia* 584: 305–316.
- Van Dobben, H.F. & A. van Hinsberg 2008. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura 2000 typen. Alterra rapport 1654, Alterra, Wageningen UR, NL.
- Van Dobben, H.F., R. Bobbink, A. van Hinsberg & D. Bal 2012. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra-rapport, Wageningen.
- Van Wirdum, G.T. 1989. Ecohydrologische aspecten van waterinlaat in laagvenen. In: J.G.M. Roelofs (red.), *Aanvoer van gebiedsvreemd water: omvang en effecten op ecosystemen*, Katholieke universiteit Nijmegen).