

# Herstel van stilstaande wateren in Vlaanderen

*Een aanzienlijke meerderheid van onze stilstaande wateren vertoont belangrijke dysfuncties waardoor natuurwaarden beperkt blijven en kwaliteitsdoelstellingen niet gerealiseerd worden. De jongste decennia zijn in Vlaanderen reeds bij meer dan 200 stilstaande wateren, poelen niet inbegrepen, een of meerdere maatregelen genomen met het oog op ecologisch herstel. Dit overzicht belicht de genomen initiatieven en gaat kort in op enkele mogelijke knelpunten, met name de opvolging en beoordeling van genomen maatregelen, alsook de duurzaamheid van behaalde resultaten. Dit leidt tot de vaststelling dat een meer onderbouwde en gestructureerde opvolging verder gestimuleerd dient te worden, terwijl een opmerkelijke verbetering van de algemene milieukwaliteit een initiële voorwaarde blijft voor duurzaam herstel.*

## Inleiding

Een degelijk beeld van de ecologische kwaliteit van stilstaande wateren in Vlaanderen, zowel vanuit het oogpunt van hun ecologisch functioneren als wat biodiversiteitsaspecten betreft, kan moeilijk geschetst worden. Een voorzichtige interpretatie van de Biologische Waarderingskaart, de enige gebiedsdekkende informatiebron die echter hooguit een beoordeling van het algemene vegetatieaspect toelaat, geeft echter aan dat deze bij minstens 95 % te wensen over laat. Ook meer specifieke gegevens uit de voorbije jaren, die zich moeilijker tot veralgemening lenen, wijzen er op dat een overgrote meerderheid duidelijk toe is aan enige vorm van ecologisch herstel (zie bijvoorbeeld Denys 2001; Schneiders & Ronse 2007). Om dit proces efficiënt te kunnen sturen is een regelmatige doorlichting wenselijk van de activiteiten die op dit vlak ontplooid worden, alsook van de behaalde resultaten. Een eerste initiatief hiertoe is genomen door Van Uytvanck & Decler (2004), die een dertigtal projecten beschrijven waarbij effectief sprake is van een poging tot ecologisch herstel (*sensu* SER 2004; een meer natuurvriendelijke inrichting, milderende maatregelen, of een *de novo* creatie, die niet het herstel van een ter plaatse verloren gegane toestand beoogt, worden niet tot deze vorm van natuurontwikkeling gerekend). In deze bijdrage wordt getracht dit beeld te actualiseren en te vervolledigen, waarbij kort ingegaan wordt op een drietal aspecten: de aard van de genomen

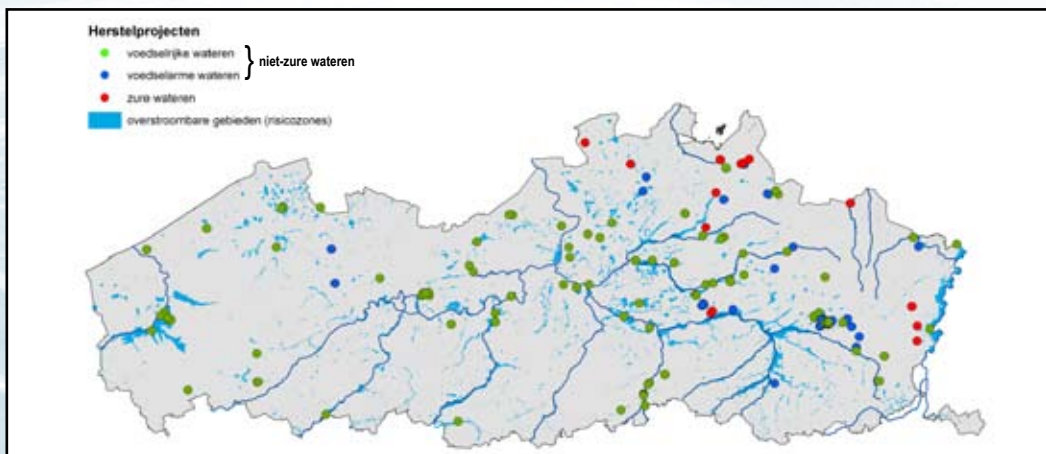
initiatieven, de wijze waarop de resultaten worden opgevolgd en de algemene perspectieven op succes.

## Initiatieven

Uit een gerichte bevraging van betrokken instanties en verenigingen en diverse beschikbare bronnen blijkt dat in Vlaanderen reeds bij minstens 211 stilstaande wateren, met een oppervlakte van minstens 50 m<sup>2</sup>, een poging tot ecologisch herstel is uitgevoerd. Daarnaast tellen we ook meerdere tientallen realisaties die betrekking hebben op wateren met kleinere afmetingen; deze blijven hier buiten beschouwing omdat het overzicht nog te onvolledig lijkt. Zowel NGO's (ondermeer Natuurpunt, Regionale Landschappen, ...; 56 %), als regionale overheid (Agentschap Natuur & Bos; 26 %) zijn belangrijke initiatiefnemers; niet te verwaarlozen zijn, bijvoorbeeld, ook de activiteiten die bepaalde provincies sinds kort ontplooiën op het vlak van exotenbestrijding. Co-financiering vanwege de EU heeft daarbij zowel meer omvangrijke, als inhoudelijk beter onderbouwde, projecten mogelijk gemaakt.

Tot nu toe blijven herstelingsrepen beperkt tot louter ondiepe wateren. In het merendeel van de gevallen gaat de aandacht naar niet-zure en eerder voedselrijke systemen, die vooral in alluviale gebieden gelegen zijn (Figuur 1). Dat de regio Leie-Bovenschede-Dender hierbij wat minder

Figuur 1. Situering van stilstaande wateren (enkel > 50 m<sup>2</sup>) waaraan herstelingsrepen zijn uitgevoerd in Vlaanderen.



bedeeld is, heeft vooral te maken met het primere van hengelrecreatie op de natuurfunctie in de beheersdoelstellingen. In de Kempen worden in belangrijke mate ook voedselarmere plassen en vijvers onder handen genomen; zure wateren vertegenwoordigen echter minder dan 10 % van het totale aantal.

## Ingrepen

Het repertorium aan ingrepen omvat 27 verschillende maatregelen, waarvan er dikwijls meerdere worden gecombineerd. Het verwijderen van vis en oeveropslag zijn het meest in trek, maar ook tot het heraanleggen van de oeverzone en uitdiepen wordt vaak overgegaan (Tabel 1). Voor sommige ingrepen verschilt de uitvoeringsfrequentie al naargelang van de aard van het systeem (bijv. afvissen, exotenbestrijding, tijdelijk droogzetten). Bij andere, zoals het vrijmaken van de oevers, of het opzetten van de waterstand, wordt de noodzaak overal in gelijke mate aangevoeld.

Bij meer dan 40 % van de gedane ingrepen zal vooral een effect op, vanuit de oeverzone en het water zelf (rechtstreeks door een verminderd nutriëntenaanbod, of onrechtstreeks door versterking van positieve terugkoppelingen op het doorzicht) aangestuurde, eutrofiëringsverschijnselen verwacht mogen worden. Het tegengaan van successie, structuurherstel, ondersteuning of initiatie van ecologische processen (bijv. door het aanplanten van helofyten) en exotenbestrijding zijn elk goed voor 11 tot 14 % van alle maatregelen; wijziging van de hydrologische toestand is iets minder populair (8 %). Algemene drukken van buitenaf, i.c. de aanvoer van verontreinigende stoffen (incl. nutriënten), worden maar heel zelden dicht bij de bron aangepakt. De schaal, zowel ruimtelijk als financieel, waarop de uitvoerder vat heeft speelt hier duidelijk in mee. Wellicht ook vanwege de grotere vertrouwdheid en pragmatische of esthetische overwegingen, wordt vooral getracht veranderingen teweeg te brengen door in te grijpen op de in het water aanwezige biota (33 %), of door de oevers aan

te pakken (27 %). Minder vaak worden waterpeil of -aanvoer gestuurd (15 %), veranderingen in het omgevend landgebruik aangebracht (10 %, incl. rooien van bos), of wordt er sediment verwijderd (10 %). De watersamenstelling zelf wordt zelden gemanipuleerd (2 %) en reconstructie van 'verdwenen' wateren komt nauwelijks voor, alhoewel een van de grootste projecten qua oppervlak, nl. het Vinne te Zoutleeuw (ca. 65 ha water), hieronder ressorteert.

## Behaalde resultaten en opvolging

De behaalde resultaten kunnen in dit bestek enkel summier en zonder differentiatie naar de projectspecifieke doelstellingen geschetst worden. Bijna de helft van alle herstellingspogingen wordt als geslaagd ervaren; slechts ca. 15 % had niet het gewenste resultaat, terwijl bij 38 % hier onduidelijkheid over bestaat. Bij eerder voedselrijke, niet-zure wateren loopt het aandeel falingen op tot ca. 1 op 5, bij de voedselarmere niet-zure systemen geldt dit voor slechts 4 %. Sommige ingrepen worden als veel succesvoller beschouwd dan andere, met tijdelijk aflaten (100 %) en peilverhoging (70 %) als uitschieters in positieve zin en het uitzetten van roofvis (26 %), of het bestrijden van neofyten (23 %), als maatregelen waaraan het minst vaak een gunstig effect toegeschreven kan worden. Al te vaak bestaat hierover echter nog geen duidelijkheid, hetzij omdat de ingrepen pas zeer kort geleden zijn uitgevoerd, dan wel omdat er geen informatie over het (afzonderlijke) effect beschikbaar is, vanwege het samenspel van meerdere ingrepen, minder opvallende gevolgen, of het ontbreken van opvolging. Het meest uitgesproken is dit het geval bij oeverherprofilering, bepoting met roofvis en neofytenbestrijding. Desalniettemin geven afvissing en bestrijding van exotische fauna blijkbaar vrij vaak, respectievelijk bij 26 en 29 % van de pogingen, minder resultaat dan verwacht. Zowel technische complicaties bij de uitvoering, als snelle (al dan niet autonome) herpopulatie zijn hierbij gekende problemen.

Bij slechts 8 % van de wateren is er voor de her-

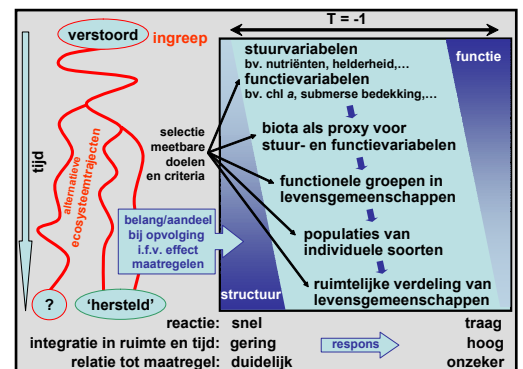
Tabel 1. Aandeel van de 10 maatregelen die het vaakst genomen worden en van alle overige samen, op het totaal van alle uitgevoerde ingrepen (N=687) en hun frequentie per watertype (%).

maatregel	alle wateren	± zuur, voedselarm	niet-zuur, eerder voedselarm	niet-zuur, eerder voedselrijk
afvissen	12	6	12	13
verwijderen van opslag op oevers	12	11	12	12
verwijderen van sediment	10	15	8	12
oeverprofiel wijzigen	9	17	7	10
kappen van bos	8	9	6	10
bepoten met roofvis	7	4	10	5
verwijderen van exotische fauna	7	-	9	5
tijdelijk aflaten	6	-	10	3
waterpeil verhogen	5	4	6	5
verwijderen van exotische flora	4	-	-	10
overige (o.a. verhogen buffercapaciteit)	19	34	20	16

stelpoging nader onderzoek uitgevoerd. Over de manier waarop de ingrepen worden opgevolgd is er zeer vaak weinig duidelijkheid (59 %!). In vele gevallen lijkt dit te maken hebben met het effectief ontbreken van enige monitoring, of met het vaak informele of *ad hoc* karakter hiervan (in het kader van specifieke studies, waarnemingen op vrijwillige basis, ...). Bij de 86 wateren waarvan de post-evaluatie beter gedocumenteerd is, wordt meestal wel een meervoudige herhaling voorzien (84 %); bij 12 % gebeurt dit slechts eenmalig en bij 5 % in het geheel niet. Bij de opvolging ligt de focus vrijwel steeds op 'aaibare' biotische aspecten (vegetatie, vogels, libellen,...). Slechts bij uitzondering (13 %) is er enige aandacht geweest voor abiotische effecten (bijv. nutriënten), of andere variabelen die fundamentele aspecten van de werking van het aquatisch systeem belichten (doorzicht, submerse vegetatiebedekking,...), maar waarvan het opmeten enige techniciteit, routinematige herhaling, of financiële inbreng veronderstellen. Hoewel deze aandacht voor het 'eindresultaat' niet onverwacht of ongepast is, dient men toch in vraag te stellen in hoeverre dit de gepaste informatie zal geven om, waar nodig, het herstelproces tijdig bij te sturen en duidelijkheid te verschaffen over de effectiviteit van de geleverde inspanningen. Het omschrijven van meetbare doelstellingen – een essentieel uitgangspunt voor een eenduidige evaluatie (van der Molen & Boers 1999) – blijkt daarbij een hekel punt te zijn. Hopelijk kan de meer concrete invulling van de voorwaarden voor een goede ecologische toestand of potentiële, conform de Europese Kaderrichtlijn Water – die als algemene 'basisnormen' voor een succesvol herstel opgevat mogen worden – in de toekomst hierin verandering brengen. Meer aandacht is alleszins wenselijk voor systeemspecifieke doelen, die getoetst kunnen worden met een pragmatische, maar uitgebalanceerde, selectie van zowel op functie als structuur gerichte variabelen. Figuur 2 tracht een algemene leidraad hiervoor te schetsen. Hierbij zijn de voornaamste soorten variabelen aangegeven die bij herstelmonitoring aan bod kunnen komen. De eigenlijke sturen en functievariabelen vinden we daarbij op het basisniveau. Een vertaling naar de effecten op het vlak van de biota zelf is mogelijk als de levensgemeenschappen toelaten om waarden voor dergelijke variabelen op betrouwbare en accurate wijze te schatten, bijvoorbeeld door gebruik te maken van ijkmodellen (cf. Denys 2006, 2007). Op al een meer algemeen niveau kan naar de vertegenwoordiging van functionele groepen gekeken worden, om vervolgens aan de populatiegrootte van individuele soorten aandacht te schenken en tot slot ook ruimtelijke verhoudingen van gestructureerde levensgemeenschappen (bijv. vegetatietypen) in overweging te nemen. Responskenmerken (reactiesnelheid, mate van ruimtelijke en temporele integratie, eenduidigheid van relatie tot ingreep,...) zijn een belangrijk element bij de keuze van geschikte variabelen en zullen ook hun plaats in het monitoringgebeuren en de noodzakelijke waarnemingsfrequentie bepalen. Zo is het, bijvoorbeeld, evident dat kort

na een ingreep om eutrofiëring terug te dringen, veranderingen in nutriënten- of fytoplanktonconcentraties meer zullen vertellen over het eigenlijke resultaat, dan de aangroei van de populatie van een bepaalde libellensoort... Na verloop van tijd kan dit laatste dan weer wel indicatief zijn voor de mate dat het systeem meer in het algemeen en in samenhang met zijn omgeving aan intrinsieke kwaliteit gewonnen heeft. In dit verband is het wel opportuun om te waarschuwen voor al te veel 'ecologisch determinisme', bijzonder waar het verwachtingen omtrent specifieke soorten betreft (cf. Moss 2007).

*Figuur 2. Bij de monitoring van herstelmaatregelen is er aandacht nodig voor variabelen die toelaten om zowel de functionele, als de structurele integriteit van het systeem te beoordelen op basis van vooropgestelde streefwaarden. Responskarakteristieken, uitvoerbaarheid en kennis van referentiewaarden zijn belangrijke criteria bij de keuze van geschikte variabelen. Naarmate het herstelproces vordert kan de klemtoneel wijzigen naar andere kenmerken, maar bij de beschrijving van de uitgangssituatie (T = -1) dient al rekening gehouden te worden met de latere opvolging. In Vlaanderen is de aandacht vrij eenzijdig gericht op, minder goed voorspelbare, biotische kenmerken die pas na geruim verloop van tijd toelaten om het herstelproces te evalueren.*



## Perspectieven voor succes

Teneinde de kansen op succesvol herstel en een optimale keuze van ingrepen voor een bepaald water goed in te kunnen schatten is een gevalspecifieke analyse van probleem, toestand en mogelijkheden nodig. Dit hoeft daarom geen jaren vooronderzoek te vergen, waarbij alle mogelijke aspecten van het ecosysteem onder de loupe genomen worden. Een bruikbare indruk kan in vele gevallen reeds op basis van vrij beperkte basisgegevens verkregen worden (zie bijv. <http://www.shallowlakes.net/handboek/analyse/berekenen.html>). Uit ervaringen in het verleden is voldoende lering getrokken dat studiewerk, zeker bij wat meer omvangrijke projecten, ruim vooraf dient te gaan aan de uitvoering van herstelmaatregelen.

Meer algemeen kunnen zgn. 'drempels' voor duurzaam behoud en herstel als leidraad in overweging genomen worden. Hierbij wordt er van uitgegaan dat het degradatie- en het herstelproces niet geleidelijk, maar sprongsgewijs gebeuren in relatie tot het overschrijden van abiotische of biotische drempelwaarden – in werkelijkheid eerder brede 'zones', gezien de sterke variatie in omstandigheden. Gezien duurzaamheid van het resultaat een voorname eigenschap van geslaagd

herstel is, mogen de drempelwaarden hiervoor (de draagkracht) achteraf niet overschreden worden in die mate dat dit de natuurlijke veerkracht te boven gaat. Anders blijft herhaald ingrijpen onafwendbaar, wat enkel te verantwoorden lijkt als het om een voortzetting van een traditionele en zowel praktisch als financieel haalbare beheersvorm gaat. Voor de ontwikkeling van bijv. submerse vegetatie, die in ondiepe wateren vaak een fundamentele rol voor de ecologische toestand speelt, zijn totaalfosforconcentraties van meer dan  $100\text{-}150\ \mu\text{g.l}^{-1}$  en densiteiten van planktivore en benthivore vis boven  $200\ \text{kg.ha}^{-1}$  bekende gevaarzones. Herstel blijft echter evenzeer in vele gevallen achterwege bij te hoge waarden aan nutriënten of wanneer de biomassa van probleemvissoorten onvoldoende verlaagd wordt. Door terugkoppelingsmechanismen zijn de drempelwaarden voor goede herstelkansen bovendien vaak scherper dan deze voor duurzaam behoud. In deze optiek is het, vermits vele herstelprojecten van stilstaande wateren binnen de invloedssfeer van het stromende oppervlaktewater gebeuren, zinvol om de nutriëntentoestand van Vlaamse waterlopen even onder de loupe te nemen als voorbeeld. Wanneer de VMM-gegevens voor de periode 2000-2005 samen gelegd worden, blijkt dat op slechts 1,7 % van de 1893 meetplaatsen waar totaalfosfor gemeten is, de mediaanwaarde minder dan  $100\ \mu\text{g.l}^{-1}$  en bij 6,7 % minder dan  $150\ \mu\text{g.l}^{-1}$  bedraagt. Ruwweg betekent dit dat overal elders een regelmatige toevoer van rivierwater op zijn minst het herstel van zelfs voedselrijke plassen mogelijk al kan hypothekeren (zie bijv. Jeppesen et al. 2000). Wanneer ook de 851 aanvullende meetplaatsen voor orthofosfaatfosfor, waarbij kleinere waterlopen sterker vertegenwoordigd zijn, inbegrepen worden en hiervoor een 'drempel' van 70, resp.  $100\ \mu\text{g.l}^{-1}$ , gesteld wordt (ruwweg de overeenkomstige waarden bij regressie met totaalfosfor in Vlaamse waterlopen), neemt dit aandeel toe tot een magere 12,6 à 18,5 %. Het is evenwel enkel in de Kempen en bij enige bronbeekjes in de leemstreek dat de situatie op dit vlak nog relatief gunstig lijkt. In valleigebieden met een sterkere eutrofiëeringsdruk blijven de beste perspectieven op herstel voor wateren die niet gekenmerkt worden door een permanent open afvoer en een zeer korte verblijftijd, bijgevolg beperkt tot de meest 'geïsoleerde' systemen.

Ook wat de maatregelen zelf betreft kunnen systeemkenmerken vaak als algemene leidraad voor hun potentiële inzetbaarheid gelden. Zo is, bijvoorbeeld, de kans op succes van visstandbeheer bij geëutrofiëerde plassen in een alluviaal systeem afhankelijk van de hydrologische dynamiek en de kwestie of nutriënten vooral uit externe dan wel interne bronnen aangeleverd worden, alsook van meer plaatselijke karakteristieken als waterkwaliteit, de sterkte van 'top down' effecten en de mogelijkheden voor hervestiging van submerse vegetatie (Angeler et al. 2003). Ook hier zal grotere connectiviteit de kansen op herstel veeleer beperken en kan zelfs combinatie met 'hardere' *in situ* ingrepen, zoals slibverwijdering,

weinig soelaas brengen bij afwezigheid van bron-gerichte maatregelen die het hele watersysteem omvatten.

## Besluit

Dit overzicht maakt geen aanspraak op volledigheid en evenzeer is nadere informatie nodig om meer klaarheid te scheppen over bepaalde aspecten; lopende of geplande activiteiten komen hier niet aan bod. Het is echter duidelijk dat er ook in Vlaanderen een levendige en gezien het recente karakter van vele initiatieven, toenemende belangstelling voor het herstel van stilstaande wateren bestaat.

Uit de diversiteit aan uitgevoerde maatregelen kan opgemaakt worden dat de algemene krijtlijnen en mogelijkheden voor het herstel van stilstaande wateren inmiddels in Vlaanderen gemeengoed geworden zijn. Dit neemt echter niet weg dat we hier met een permanent leerproces en een mogelijke bron van verdere inzichten in de werking en sturing van zoetwaterecosystemen te maken hebben. Uitzonderingen op de regel en mislukte pogingen zijn daarbij vaak leerzamer dan succesvolle projecten, waarbij alles naar verwachting gebeurt: ze verdienen evenzeer gedocumenteerd en geanalyseerd te worden. Hoewel er bij bepaalde nieuwe initiatieven (bijvoorbeeld vanwege de Vlaamse Landmaatschappij) van een kentering sprake lijkt te zijn, wordt er aan monitoring en evaluatie van herstelprojecten echter nog onvoldoende aandacht besteed. Er is bijgevolg nood aan een doorlopende centrale registratie en een gestructureerde opvolging van herstelmaatregelen. De middelen en modaliteiten hiervoor dienen reeds voor de uitvoering verzekerd te worden, zodat ook de beschrijving van de uitgangssituatie afgestemd is op de latere herstelmonitoring. Gezien de techniciteit van de materie, de snelle ontwikkelingen terzake en het brede draagvlak, valt te overwegen of een uit wetenschappers en ervaringsdeskundigen samengestelde adviesstructuur geen goede zaak zou zijn om in concrete gevallen tot een meer optimale afweging van mogelijkheden en informatiebehoeften te komen.

Naast de uitvoering van monitoring, verdient ook de reflectie rond lokale en regionale doelstellingen verdere concretisering. Hierbij zal, op zijn minst, gekeken moeten worden naar de biologische kwaliteitsdoelen die voor een goede ecologische toestand of potentieel bereikt dienen te worden. Het is nu reeds duidelijk dat sommige projecten, die nu als 'geslaagd' beschouwd worden, deze lakmoesproef – meer bijzonder wat de vereisten op het vlak van soortensamenstelling betreft – niet zullen doorstaan. Zowel milieudoelstellingen als uitvoeringsplannen (incl. bekkenbeheerplannen) dienen voldoende rekening te houden met de randvoorwaarden voor een effectief herstel van stilstaande wateren.

De actuele Vlaamse situatie is, wat de intensiteit van verschillende drukken betreft (verontreiniging,

belemmering van dispersie, invasieve soorten,...), zeker niet ideaal voor een duurzaam herstel, zodat de actuele kansrijkdom alle aandacht verdient. Voor een al te starre focus op sterker geïsoleerde systemen valt echter te waarschuwen. Weliswaar is de slaagkans bij een kleinschalige aanpak hier soms hoger, maar een meer geïntegreerde benadering van 'watersystemen' in hun totaliteit mag daarbij niet buiten spel gezet worden. Ook het gemakshalve omvormen naar meer 'controleerbare' situaties, is enkel een optie indien permanente controle en sturing achteraf verzekerd kunnen worden. Herstel is niet enkel de verantwoordelijkheid van gebiedsbeheerders, maar van alle stakeholders in het water- en natuurbeleid. Net zoals "fortress conservation" geen afdoende garanties biedt voor de instandhouding van natuurwaarden en ecosysteemfuncties van stilstaande wateren (Moss 2000), is duurzaam herstel niet te realiseren indien de algemene milieukwaliteit te kort schiet en externe bedreigingen reëel blijven.

### Dankwoord

Graag dank ik al diegenen die informatie aanleverden omtrent in Vlaanderen uitgevoerde herstelmaatregelen, alsook A. Schneiders, K. Van Looy en bijzonder J. Packet voor hun gewaardeerde bijdragen en commentaren.

### Referenties

Angeler, D.G., Chow-Fraser, P., Hanson, M.A., Sánchez-Carrillo, S. & Zimmer, K.D. (2003), Bio-manipulation: a useful tool for freshwater wetland mitigation? *Freshwater Biology* 48: 2203-2213.

Denys, L. (2001), Stilstaande zoete wateren. In: Kuijken, E., Boeye, D., De Bruyn, L., De Roo, K., Dumortier, M., Peymen, J., Schneiders, A., van Straaten, D. & Weyembergh, G. (red.), *Natuurrapport 2001. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud* 18: 79-87.

Denys, L. (2006), Calibration of littoral diatoms to water-chemistry variables in standing freshwaters of lower Belgium (Flanders): inference models for sediment assemblages from historical samples. *Journal of Paleolimnology* 35: 763-787.

Denys, L. (2007), Water-chemistry transfer functions for epiphytic diatoms in standing freshwaters and a comparison with models based on littoral sediment assemblages (Flanders, Belgium). *Journal of Paleolimnology* 38: 97-116.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. (2000), Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201-213.

Moss, B. (2000), Biodiversity in fresh waters – an issue of species preservation or ecosystem functioning? *Environmental Conservation* 27: 1-4.

Moss, B. (2007), Shallow lakes, the water framework directive and life. What should it be all about? *Hydrobiologia* 584: 381-394.

SER – Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (2004), *The SER international primer on ecological restoration*. [www.ser.org](http://www.ser.org) & Society for Ecological Restoration International, Tucson.

Schneiders, A. & Ronse, A. (2007, in voorbereiding), Vermesting aquatische natuur. In: Dumortier, M., De Bruyn, L., Hens, M., Peymen, J., Schneiders, A., Van Daele, T., Van Reeth, W. & Van Weyembergh, G. (2007), *Natuurrapport 2007. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*.

van der Molen, D.T. & Boers, P.C.M. (1999), Eutrophication control in the Netherlands. *Hydrobiologia* 395/396: 403-409.

Van Uytvanck, J. & Declerck, K. (2004), *Natuurontwikkeling in Vlaanderen. Een stand van zaken en vuistregels voor de praktijk. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 2004.03*, Brussel.

*L. Denys*

*Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek,*

*Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel*

*e-mail: luc.denys@inbo.be*

*telefoon: 02 558 18 38*

*fax: 02 558 18 05*