

# Advies over de effecten van beschaduwing op de EKC van macrofyten

Adviesnummer:	<b><u>INBO.A.3448</u></b>
Datum advisering:	<b>17 juni 2016</b>
Auteur(s):	<b>Luc Denys, An Leyssen, Jeroen Vanden Borre</b>
Contact:	<b>Lon Lommaert (<a href="mailto:Lon.lommaert@inbo.be">Lon.lommaert@inbo.be</a>)</b>
Kenmerk aanvraag:	<b>e-mail op datum van 11 maart 2016</b>
Geadresseerden:	<b>VMM Afdeling rapportering water T.a.v. Maarten de Jonge Diestsepoort 6 bus 73 3000 Leuven <a href="mailto:m.dejonge@vmm.be">m.dejonge@vmm.be</a></b>

## Aanleiding

Uit de resultaten van het meetnet macrofyten blijkt dat sommige waterlopen een goede fysisch-chemische kwaliteit behalen maar dat de (score voor) groeivormen soms ondermaats blijven. Een mogelijke verklaring hiervoor zou beschaduwing kunnen zijn.

## Vraag

Op welke manier kunnen effecten van beschaduwing zo objectief mogelijk worden meegerekend in de Ecologische KwaliteitsCoefficiënt (EKC).

1. Kan de huidige inschatting van beschaduwing worden aangepast (vb. effect windrichting meenemen) zodat een meer accurate inschatting kan worden gemaakt?
2. Vanaf welk % beschaduwing valt te verwachten dat een macrofytenpopulatie zich niet volledig kan ontwikkelen?
3. Kunnen effecten van beschaduwing op de macrofyten EKC worden meegerekend?
4. Indien wel, op welke manier wordt dit effect zo objectief mogelijk meegenomen in de EKC berekening?

## Toelichting

## Methodologie

### 1.1 Het begrip 'schaduw'

'Schaduw' wordt door Schneiders et al. (2004) opgevat als de verticale projectie van het bladerdak op het wateroppervlak (Eng. 'canopy closure' of 'canopy cover') en wordt als dusdanig in het macrofytenmonitoringprotocol van de VMM genoteerd. Dit is de meest eenvoudige maat om tijdens een veldbezoek visueel in te schatten of de vegetatie van een waterloop *mogelijk* door lichtgebrek wordt beïnvloed. De voordelen van deze maat zijn simpliciteit, snelheid en versatiliteit; er is geen bijzondere scholing voor vereist (cf. Bjorkland et al., 2001). Er is wel ruimte voor aanzienlijke waarnemerseffecten (Goldsmith, 1990; Hurford, 2010).

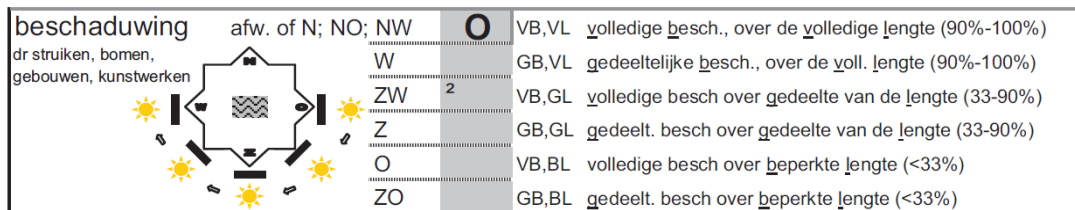
'Canopy cover' is niet hetzelfde als de 'effectieve beschaduwing', maar hooguit een indicatie hiervoor. Effectieve beschaduwing wordt door Petrides et al. (2011) gedefinieerd als het percentage van de totale zonnestraling beschikbaar boven het bladerdek dat het oppervlak van belang niet bereikt. In verband tot het directe belang voor de vegetatie in een waterloop kan dit nog verder beperkt worden tot de mate waarin de beschikbare fotosynthetisch actieve straling (PAR) gereduceerd wordt door alle structuren die zich boven het wateroppervlak bevinden. Dit 'verlies' is afhankelijk van het stroomoppervlak waarop een schaduw geworpen wordt met een zekere tijdsduur en kwaliteit (dit laatste m.b.t. intensiteit en spectrale samenstelling van het resterende licht; Leienbach et al., 2013). Ook op plaatsen waar geen direct zonlicht meer instraalt, blijft gereflecteerd en verstrooid licht in meer of mindere mate beschikbaar. Naarmate de overhangende vegetatie zich dichter bij het wateroppervlak bevindt zal de diffuse instraling kleiner zijn.

Zowel 'canopy cover' als effectieve beschaduwing (of anderszins, de hoeveelheid ingestraald zonlicht) kunnen bepaald worden en gerelateerd worden aan de waterloopvegetatie. Daarnaast is het ook mogelijk om de 'schaduwkegel' op het wateroppervlak in rekening te brengen.

## 1.2 Methoden om 'schaduw' in te schatten

Voortvloeiend uit de in 2.1 besproken interpretaties van schaduw volgt ook een methodologische heterogeniteit. Gezien de diversiteit aan methoden wordt hiervan slechts een beknopt overzicht gegeven.

Bij de schaduwbepaling volgens Stuckens & Van Hoydonck (2005) wordt de W-Z-O-semicirkel in vijf gelijke delen verdeeld en telt men de schaduw die tussen 10 en 16 uur in het vegetatie seizoen vanuit elk deel geworpen kan worden voor telkens 20%. De integratie van dergelijke waarnemingen over een traject wordt echter niet besproken. Hierop geïnspireerd wordt de beschaduwing voor de hydromorfologische KRW-monitoring door de VMM (2010) gedefinieerd als de beschaduwing door struiken, bomen, gebouwen of kunstwerken op de oever, oevertop of de eerste meters van de meandergordel, waarbij er gedurende het grootste deel van de dag geen direct zonlicht valt op de bedding. Er wordt bepaald waar de bron van de beschaduwing zich bevindt t.o.v. het traject (W, ZW, Z, ZO of O; Figuur 1). Voor elke richting wordt geëvalueerd hoe sterk de beschaduwing is (gedeeltelijk of volledig) en over welke lengte van het traject er schaduw valt (minder dan 33%, 33-90% of 90-100%).



Figuur 1: Bepaling van beschaduwing volgens de hydromorfologische KRW-monitoring (VMM, 2010).

Holmes et al. (1999) registreren 'schaduw' als het percentage van de stroombedding dat beïnvloed wordt door schaduw in drie categorieën: geen, gebroken (enig rechtstreeks zonlicht op het wateroppervlak in het beschaduwde deel als de zon in het culminatiepunt staat) en dicht (hoogstens 5% van het beschaduwde deel ontvangt rechtstreeks zonlicht als de zon in het culminatiepunt staat). Dit gebeurt vanop elke oever afzonderlijk. Zowel voor linker- als rechteroever wordt het door vegetatie/structuren beschaduwde percentage geschat over de volledige breedte van het water met de zon in het culminatiepunt (i.e. om 12 uur 's middags, *sic.*). Beide percentages worden opgeteld, zodat het totaal meer dan 100% kan bedragen. Hoewel al meer gesofisticeerd, blijft het in essentie een visuele interpretatie van de omgeving.

Om een meer omvattende relatieve graad van beschaduwing af te leiden uit trajecteigenschappen kunnen deterministische geometrische modellen gebruikt worden. Een voorbeeld hiervan is de methode van Quigley (1981). Hierbij wordt de graad van beschaduwing te wijten aan de oevervegetatie op een bepaald traject gedurende een bepaald deel van de dag afgeleid als een percentage uit de (gemiddelde) breedte van het wateroppervlak, de (gemiddelde) afstand van de schaduwwerpende vegetatie tot het wateroppervlak (gemeten aan de voet), de (gemiddelde) oriëntatie van het traject t.o.v. de N-Z-as, de gemiddelde vegetatiehoogte, de densiteit van de vegetatie (het percentage van het traject dat wordt ingenomen door de vegetatie), de kroondiameter (loofhout) of -radius (naaldhout)<sup>1</sup>, plaats (breedtegraad), datum en tijdstip. Indien beide zijden van de waterloop voor deze kenmerken verschillen, worden aparte berekeningen gemaakt. De uren rond het middaguur worden als meest kritisch voor de vegetatie beschouwd omdat de instraling dan het hoogst is (Dawson & Kern-Hansen, 1979).

<sup>1</sup> Dit vanwege het verschil in vorm tussen loof- en naaldbomen.

Een meer accurate, kwantitatieve meting van de lichtinstraling op het wateroppervlak (cf. de 'effectieve beschaduwings'), geïntegreerd over een bepaalde tijdspanne, is vanwege de vereiste inspanning en techniciteit niet gebruikelijk in het kader van routinemonitoring. De effectieve beschaduwings is afhankelijk van de topografie, de beddingmorfologie boven het wateroppervlak, de stromingskarakteristieken (cf. reflectie door het wateroppervlak) en de oevervegetatie. Wat de oevervegetatie betreft is niet alleen de hoogte en de densiteit, maar ook de breedte mee bepalend. Een enkele bomenrij heeft niet hetzelfde effect als een bos... In dit verband spreekt men van de 'Angular Canopy Density', ACD (een literatuuroverzicht voor het verband van ACD en beschaduwings wordt gegeven door Cristea & Janisch, 2007). De ontwikkelingsgraad, leeftijd en structuur van alluviaal bos, inz. onderbrekingen in het bladerdak, kunnen voor sterke variatie in lichtomstandigheden over kleine afstanden zorgen (Warren et al., 2013). Daarnaast is de fenologie van de oevervegetatie van belang. Opstanden van naaldhout zullen bijv. het lichtklimaat in de lente en herfst sterker beïnvloeden dan loofhout, wat ook consequenties kan hebben voor de macrofyten (Dawson & Kern-Hansen, 1979). Het onderling belang van al deze factoren wisselt naargelang de dimensies van de waterloop (Julian et al., 2008). In smalle waterlopen is, algemeen genomen (bij abstractie van specifieke condities), de oevervegetatie de dominante factor, in brede veeleer de hydrologie.

Om de effectieve beschaduwings gedurende een bepaalde tijdsspanne te meten vanaf de grond wordt doorgaans gebruik gemaakt van sensoren of camera's, al dan niet met semi-continue registratie en modellering. Het aantal methoden is aanzienlijk (Davies-Colley & Payne, 1998; Davies-Colley & Rutherford, 2005; Fiala et al., 2006; Hauer & Lamberti, 2006; Kelley & Krueger, 2007; Clark et al., 2008; Petrides et al., 2011; Vignola et al., 2012). De waarnemingen dienen geïntegreerd te worden over het traject van belang. Vergelijkbaarheid tussen meetplaatsen vergt daarbij registratie gedurende eenzelfde periode en dient rekening te houden met mogelijke variatie in lokale weersomstandigheden (bijv. bewolking). Waarnemingen op onbeschaduwde plaatsen dienen als referentie. De metingen geven enkel een beeld voor de registratieperiode en herhaling is nodig om een langere periode te karakteriseren. Het meten van de beschikbaarheid van voor *ondergedoken* vegetatie bruikbaar licht is nog meer complex. Deze is een functie van de effectieve instraling, maar aan bijkomende lokale condities onderhevig, met name de geometrie van de natte bedding, de optische waterkwaliteit, de waterbodem en -vegetatie, het hydrologisch regime (stroming, peilvariatie)... Er bestaan weerom diverse methoden voor *in situ* meting van de lichtcondities ter hoogte van de waterbodem, of op een bepaalde diepte (bijv. sensoren: Melbourne & Daniel, 2003; fotodegradatie van pigmenten: Bechtold et al., 2012; modellering: bijv. Julian et al., 2008, Nagel, 2009; Bartnik & Moniewski, 2011). Directe meting van de effectieve beschaduwings is veeleer inzetbaar in een onderzoekscontext, of ter validatie van andere methoden en in het kader van dit advies dus minder relevant.

Bij indirecte kwantitatieve methoden wordt de schaduw ingeschat op basis van de structuren die de schaduw veroorzaken. De bekomen waarden zijn, in tegenstelling tot directe metingen van het lichtklimaat, geldig voor de gehele periode waarin deze structuren ongewijzigd blijven (Ringold et al., 2003). Dit kan door middel van densimetrie (Englund et al., 2000; Peck et al., 2000; Teti, 2001), digitale hemisferische opnamen (Ringold et al., 2003) of toestellen zoals de LAI Plant Canopy Analyzer (Davies-Colley & Payne, 1998; [https://www.licor.com/env/products/leaf\\_area/LAI-2200C](https://www.licor.com/env/products/leaf_area/LAI-2200C)), Solar Pathfinder (<http://www.solarpathfinder.com/PF?id=4eWFnga8>) en SunEye 210 Shade Tool (<http://resources.solmetric.com/get/SunEyePVD-DS-en-2016.pdf>)<sup>2</sup>. Dergelijke methoden kunnen gemakkelijker in routinemonitoring geïntegreerd worden en zullen meer objectieve gegevens opleveren dan een visuele beoordeling. Wel zijn er soms randvoorwaarden aan het gebruik. Bij hemisferische fotografie, bijvoorbeeld, moet de zon uit beeld blijven zodat, naargelang het traject, niet elk tijdstip van de dag geschikt kan zijn. Methoden die meerdere

<sup>2</sup> Zie SSMT (2000) voor respectievelijke voor- en nadelen.

metrieken opleveren, bieden het voordeel dat hieruit achteraf deze met de grootste ecologische relevantie geselecteerd kunnen worden. Uiteraard zal dit ook wat meer tijd (zowel opleiding, opnameduur<sup>3</sup> en verwerking), enige apparatuur en eventueel gepaste software vergen. Verder zijn er eveneens al meerdere apps voor smartphone/tablet beschikbaar die gelijkaardige informatie opleveren. De meeste hiervan zijn ontwikkeld ten behoeve van de installatie en de berekening van het rendement van zonnepanelen (zie bijv. <http://www.builditsolar.com/References/SunChartRS.htm>; <http://www.laserfocusworld.com/articles/2011/11/smartphone-apps-help-photovoltaics-installers-site-their-modules-for-best-sun.html>), maar sommige zijn toch specifiek voor de monitoring van waterlopen bedoeld (cf. de StreamBank Monitoring iPad application van Freshwater Trust; <http://www.thefreshwatertrust.org/services/research-technology/>). De nauwkeurigheid hiervan is nog nader te onderzoeken, maar zal onder meer variëren met deze van de positiebepaling.

Visuele schattingen gaan gebukt onder subjectiviteit en geven weinig nauwkeurige informatie omtrent het reële lichtklimaat ter hoogte van het wateroppervlak. De oudere 'trigonometrische' methoden (cf. Quiqley, 1981) vergen een vrij aanzienlijke uitbreiding van de gegevensinzameling en gaan uit van vaste aannames. Door technologische ontwikkelingen zijn dergelijke methoden achterhaald en niet meer in zwang. Het op brede schaal inzetten van meer omslachtige technieken, die frequente of meer langdurige metingen met specifieke apparatuur ter plaatse vergen, is evenmin opportuun. Ze kunnen eventueel van nut zijn ter validatie van andere methoden of in onderzoeksprogramma's (incl. zgn. onderzoeksmonitoring). Voor hemisferische fotografie en specifiek ontworpen draagbare apparaten liggen de kaarten aanzienlijk beter. De mogelijkheden voor het gebruik van (aanzienlijk goedkopere) apps dienen nog te worden nagegaan. Een aandachtspunt bij schaduwmetingen is het effect van laag-overhangende vegetatie. In zeer smalle waterlopen kan lage oeverbegroeiing (grassen, bramen, brandnetels,...) een aanzienlijk deel van het wateroppervlak beschaduen. Dit zal onvoldoende weergegeven worden indien een meetopstelling zich op een meter of meer boven het wateroppervlak bevindt. Een aanvullende visuele inschatting of aangepaste meetmethode is hier noodzakelijk.

Een laatste optie, die evenwel ook nog nader onderzoek en validatie vergt, is het gebruik van teledetectiedata (King County, 2005; Bode et al., 2014). Mogelijkheden hiertoe biedt het Digitaal Hoogtemodel Vlaanderen versie II (DHMVII), een product van het Agentschap Informatie Vlaanderen, dat met behulp van airborne Lidar (= laseraltimetrie vanuit een vliegtuig) is opgemaakt en recent voor geheel Vlaanderen beschikbaar gesteld werd (<https://www.agiv.be/producten/digitaal-hoogtemodel-vlaanderen>). Het DHMVII omvat zowel rasterkaarten van de maaiveldhoogte (= Digitaal Terreinmodel, DTM) als van het werkelijke oppervlak (incl. objecten zoals gebouwen en vegetatie; = Digitaal Oppervlaktemodel, DSM), met een grondresolutie van 1 m en 5 m. Via een eenvoudige rasterbewerking (DSM minus DTM) kan men hieruit een objecthoogtekaart ('normalized DSM', nDSM) afleiden die een voorstelling geeft van de hoogte boven het maaiveld van elk object (bomen, struiken, constructies,...) op het aardoppervlak. Deze kaart kan de basis vormen voor een aantal, eenvoudige tot complexe, methoden die een benadering kunnen geven van de beschaduwing boven een waterloop. We geven hieronder drie opties.

1) De objecthoogtekaart kan omgezet worden in een binaire kaart (schaduwwerper/geen schaduwwerper) op basis van een gekozen cut-off hoogtewaarde. Vervolgens kan voor elk waterlooptraject het lengte-aandeel bepaald worden dat door schaduwwerpers overdekt wordt (via een eenvoudige polyline-raster intersect in een GIS). Deze methode levert een alternatieve benadering voor 'canopy cover' (cf. 2.1), i.e. ze bekijkt schaduw als de verticale projectie van objecten boven het wateroppervlak en houdt geen rekening met

---

<sup>3</sup> Ringold et al. (2003) geven aan dat de voor fotografische opnamen de nodige tijd (registratietijd? opnameduur?) zeer beperkt kan blijven (< 10 min. vVoor een 150 m traject)

waterloopbreedte, positie van schaduwwerpers t.o.v. de waterloop, etc. Ze biedt wel het voordeel dat waarnemerseffecten vermeden worden. Het is aan te raden in een eerste fase meerdere cut-off waarden uit te proberen en deze te calibreren t.o.v. een veldinschatting, zodat de ecologisch meest relevante cut-off waarde gebruikt kan worden. Cut-off waarden lager dan 50 cm zijn niet zinvol omdat het DHMVII dergelijke lage vegetatie onvoldoende tot zelfs niet onderscheidt van het maaiveld. Dit betekent ook dat lage oeverbegroeiing in zeer smalle waterlopen door deze methode niet meegenomen wordt.

2) Een uitbreiding van bovenstaande methode is mogelijk door de waterloopbreedte in rekening te brengen. Een smalle overhangende boom boven een brede waterloop zal immers een deel van de waterloop toch onbeschadwd laten. Voor deze methode zijn evenwel nauwkeurige data over waterloopbreedte nodig, bij voorkeur als een polygonale vectorlaag van de waterlopen, met een zeer nauwkeurige positionering in het coördinatensysteem (X en Y). In zo'n geval zou het aandeel beschadwing bepaald kunnen worden als een oppervlakte-aandeel (intersect polygon-raster). Dergelijke nauwkeurige data zijn evenwel zelden voorhanden.

3) Een andere mogelijkheid is het gebruik van schaduwalgoritmes en 'solar irradiation models' in GIS, zoals bv. de functies `r.sunmask` en `r.sun` in het open source pakket GRASS GIS (<https://grass.osgeo.org/grass64/manuals/r.sun.html>). Met deze functies kan een schaduwkaart aangemaakt worden voor een bepaald tijdstip (`r.sunmask`), of kan een integratie gemaakt worden van de invallende zonnestraling op een bepaald punt over een zekere tijdsspanne (`r.sun`). De output van deze methoden is een nieuw raster met een waarde per cel (schaduw/geen schaduw, of een instralingshoeveelheid. Zie Bode et al. (2014) voor een uitgewerkt voorbeeld. Het voordeel van deze methode is dat factoren zoals de zonnestand, objecthoogte en positie van het object t.o.v. de waterloop in rekening gebracht worden en er aldus een betere benadering van 'effectieve beschadwing' bekomen wordt. Anderzijds neemt ook deze methode eventueel doorvallend licht (cf. Angular Canopy Density) nog niet in beschouwing. Daarvoor lijken enkel *in situ* lichtmetingen of ground-based Lidarmetingen een oplossing te kunnen bieden.

De geschiktheid van de DHMVII-datalagen voor dergelijke analyses is nog niet aangetoond. Dit vergt nog nader onderzoek. Ook dient nog nagedacht te worden over de verdere integratie van de output (waarde per rastercel van 1 op 1 m) naar een uitspraak per waterlooptraject, indien dit gewenst is.

## Effect van schaduw op EKC macrofyten

Het effect van beschadwing vertalen naar de macrofytengemeenschap is niet voor de hand liggend en de literatuur hieromtrent is uitgebreid (zie o.a. Burrell et al., 2014; Ceneviva-Bastos & Casatti, 2014; Fox et al., 2013; Garbey et al., 2004; Kennedy et al., 2015; Sand-Jensen et al., 1989; Staniszewski et al., 2006; Szoszkiewicz et al., 2009; Wiegleb et al., 2016; Wright et al., 2003; Zefferman, 2014 en referenties vermeld door Leyssen et al., 2014 en Leyssen & Denys, 2016). Zelfs op plaatsen waar het bladerdak volledig gesloten is, blijft de aanwezigheid van watervegetatie immers nog altijd mogelijk als er in de meest cruciale periode voldoende PAR beschikbaar blijft. Ook in situaties met zgn. 'halfschaduw' kunnen volledig ondergedoken waterplanten worden aangetroffen. Vergeleken met landplanten, zijn deze immers 'schaduwplanten' en aangepast aan de beperkte beschikbaarheid van PAR onder water (cf. reflectie en absorptie door het water). Veel oeverplanten behoeven evenmin direct zonlicht. Geringere lichtintensiteit zal zich vertalen in een lagere productiviteit (o.a. Dawson & Kern-Hansen, 1979; Wright et al., 1982; Köhler et al., 2010) en een eventuele selectie van soorten die fysiologisch, fenologisch of morfologisch beter aangepast zijn aan een dergelijk lichtklimaat (bijv. mogelijkheid om de fotosynthetische organen op of dicht onder het wateroppervlak te spreiden). Lagere abundantie hoeft evenwel vestiging niet uit te sluiten (Zefferman, 2014). Bovendien is het niet ongebruikelijk dat plantensoorten nog geruime tijd standhouden onder suboptimale omstandigheden, of op een ander moment van

hun levenscyclus andere eisen stellen. De vastgestelde beschaduwning kan hierdoor enigszins misleidend zijn. Hier bekijken we enkel de consequenties voor de Vlaamse EKC macrofyten.

### 1.3 Toepassingsgebied van de beoordelingsmethode

Vooraleer de mogelijke effecten van de lichtomstandigheden op de diverse EKC-onderdelen apart te bespreken, staan we even stil bij de randvoorwaarden voor het gebruik van de Vlaamse macrofytenbeoordelingsmethode. Bij het uitwerken van de methode is uitgegaan van een toepassing in 'onbeschaduwde' omstandigheden om eventuele interferenties door variatie in lichtomstandigheden te vermijden. Verwezen wordt naar Schneiders et al. (2004, p. 83): "*Het is dan ook essentieel dat enkel niet beschaduwde deeltrajecten worden geselecteerd waarin een vegetatie optimaal tot ontwikkeling kan komen.*" M.a.w., er worden geen trajecten opgenomen waarvan delen van het wateroppervlak door overhangende oevervegetatie overdekt worden. Ook Leyssen et al. (2005, p. 40) merken bij de bespreking van kleine waterlopen op: "*Wanneer de meetplaats beschaduw is, kan best stroomop- of stroomafwaarts een meer geschikte locatie gezocht worden,...*".

In meer recente documenten (VMM, 2009, 2014) wordt voorgeschreven om enkel 'te sterk beschaduwde trajecten' te mijden, zonder dat hieraan een verdere kwalificatie wordt gegeven. Het is deze afwijking m.b.t. het voorgeschreven toepassingsbereik van de macrofyten-EKC die aanleiding geeft tot de huidige adviesvraag.

### 1.4 Effect op de score 'groevormen'

De referentiewaarden voor de deelscore 'groevormen' houden rekening met het watertype. In kleine beken dienen minder dan vijf van de negen, in kleine Kempische beken minder dan vijf op tien, verwachte groevormen aanwezig te zijn in een 100 m traject vooraleer de score daalt onder deze voor een goede ecologische toestand (cf. Schneiders et al, 2004, p. IV-125, tabel 4.19). De referentiesamenstelling omvat twee groevormen voor oeverplanten, een à twee voor waterplanten met drijfbladeren (nymphaeïden<sup>4</sup>), een voor kranswieren en een voor water- of veenmossen. De vereiste voor ondergedoken vaatplanten, i.c. de doorgaans meer lichtbehoevende groevormen, is dus zeer beperkt. In grotere, bredere, beken wordt uitgegaan van een hogere diversiteit aan groevormen (11 à 12), maar tellen ook lemniden in de score mee. Hiermee worden (de meer beperkte) potentiële effecten van de beddingmorfologie op het lichtklimaat verrekend.

De minimale 'onbeschaduwde' oppervlakte in een waterlooptraject die theoretisch nodig is om alle groevormen voor een goede ecologische toestand te herbergen is bijzonder klein. Zelfs een 'canopy cover' van 95% of meer sluit dit in principe niet uit als het onbeschaduwde deel qua overige milieuomstandigheden geschikt is. Weinig 100 m trajecten zijn dermate homogeen in lichtomstandigheden dat het verwachte aantal groevormen onmogelijk bereikt kan worden (Figuur 2). Sterke, limiterende, beschaduwning van een aanzienlijk deel van het wateroppervlak is minder waarschijnlijk naarmate de breedte van de waterloop groter is. Leyssen et al. (2006) illustreren dat de breedte in het watertype 'kleine rivier' minstens 5 m bedraagt, in een 'grote rivier' minstens 10 m. In beide 'kleine' beektypen is dit doorgaans minder dan 5 m, de 'grote' beektypen zijn intermediair en meer variabel qua breedte. Bij de 'riviertypen' is enige beduidende invloed van schaduw vrijwel uitgesloten; bij 'kleine' beken en sommige 'grote' beken is de kans groter. Polderwaterlopen blijven grotendeels onbeschaduwde (Stuckens & Van Hoydonck, 2005).

Er is tot op heden geen specifieke analyse uitgevoerd van de relatie tussen lichtklimaat of 'schaduw' en de groevormenscore in Vlaamse waterloopvegetaties. Uit een analyse door Leyssen et al. (2014) van de aanwezigheid van watervegetaties in het gebied waar het

---

<sup>4</sup> Dus excl. sterrekrozen, waterranonkels, etc., die behalve ondergedoken ook drijvende blaadjes kunnen vormen.

Natura 2000-habitattypen 3260<sup>5</sup> in Vlaanderen voorkomt, blijkt dat er pas een duidelijke afname optreedt van de frequentie waarmee hydrofyten (*sensu* Londo, 1988) worden waargenomen bij een beschaduwingsgraad *sensu* Schneiders et al. (2014) van minstens 1/3<sup>e</sup> van een 100 m traject. Dit betekent echter niet automatisch dat er een oorzakelijk verband is; allerlei andere omstandigheden die structureel samengaan met deze mate van beschaduwingsgraad kunnen immers evenzeer een beperkende invloed uitoefenen (bijv. frequent optreden van te sterke stroming, hogere sedimentlast of sterkere effecten van ruiming in smallere waterlopen<sup>6</sup>). Dit gegeven kan echter wel een aanknopingspunt zijn om *matige tot slechte* uitkomsten van de macrofytenbeoordeling nader te evalueren, vermits ondergedoken waterplanten de meest lichtbehoevende groeivormen vertegenwoordigen en deze behoren tot de groep hydrofyten van Leyssen et al. (2014). Dit kan evenwel niet op generieke basis gebeuren, omdat ook alle andere mogelijke beperkingen in rekening gebracht moeten worden. Voor 100 m trajecten waar de groeivormscore als 'goed' of beter (EKC  $\geq 0,6$ ) geëvalueerd wordt is er geen reden om dit resultaat te betwijfelen, net als bij trajecten waar de beschaduwingsgraad minder dan 1/3<sup>e</sup> bedraagt.



Figuur 2: Een kleine opening in het bladerdak volstaat om *Callitriche obtusangula* tot ver onder overhangende vegetatie te laten doordringen (St-Saveur-De-Pierrepont, 6/2016; foto L. Denys).

## 1.5 Effect op de overige deelscores

Bij watertypen waar de hoeveelheid ondergedoken vegetatie in rekening wordt gebracht kan beschaduwingsgraad deze deelscore zowel positief als negatief beïnvloeden. Dit laatste zal echter enkel gebeuren als er nog nauwelijks vegetatie overblijft, wat veeleer een extreme beschaduwingsgraad zal vergen. Een beperkte, of gedeeltelijke beschaduwingsgraad zal in geëutrofieerde en gestuwde waterlopen met een hoge productiviteit tot een meer gunstige evaluatie leiden. Het lichtklimaat is echter maar een van de vele aspecten in het productiviteitsverhaal (zie bijv. Denys et al., 2016). Omdat de beoordeling van de vegetatieontwikkeling enkel meer extreme situaties viseert is ze, al bij al, eerder robuust ten opzichte van beschaduwingsgraad.

Wat de deelscores 'typespecificiteit' en 'verstoring' betreft is een gericht effect enkel mogelijk indien er een selectieve bias, in positieve of negatieve zin, zou optreden in de relatieve

<sup>5</sup> Submontane en laagland rivieren met vegetaties behorend tot het *Ranunculion fluitans* en het *Callitriche-Batrachion*.

<sup>6</sup> Dit is niet zozeer te verwachten indien beide oevers met bomen begroeid zijn. Intensief beheer kan wel de ontwikkeling van grotere helofyten in de bedding en ruigtekruiden op de oevers stimuleren, die ook meer schaduw zullen werpen...



abundantie van niet-typespecifieke taxa of verstoringsindicatoren bij een toenemende mate van beschaduwing<sup>7</sup>.

Hoewel er informatie beschikbaar is omtrent de lichtvereisten van een aantal water- en oeverplanten, is het niet mogelijk om dit voor alle niet-typespecifieke taxa en verstoringsindicatoren (en dit voor elk watertype afzonderlijk) af te wegen ten opzichte van de overige soorten. Haslam (1978; zie ook Haslam & Wolseley, 1981), bijvoorbeeld, ordent enkele soorten naarmate de tolerantie voor schaduw toeneemt: *Ranunculus* spp., *Veronica beccabunga* < *Rorippa nasturtium aquaticum* agg., *Veronica anagallis-aquatica* agg. (waarschijnlijk), *Zannichellia palustris* (waarschijnlijk) < *Apium nodiflorum*, *Berula erecta*, *Glyceria maxima* (waarschijnlijk), *Nuphar lutea*, *Potamogeton crispus*, *Sagittaria sagittifolia* < *Alisma plantago-aquatica*, *Ceratophyllum demersum* (waarschijnlijk), *Elodea canadensis*, *Myosotis scorpioides* < *Callitriche* spp., *Phragmites australis* (waarschijnlijk), *Sparganium erectum* < *Sparganium emersum*. Hieruit zijn evenwel geen gevolgen voor de deelscores af te leiden.

Het 'lichtgetal' volgens Ellenberg et al. (1992), gaande van 1 (plant van diepe schaduw) tot 9 (plant van volle zon), geeft een ruwe inschatting voor een groter aantal vaatplanten. Bij de verstoringsindicatoren voor kleine en grote beektypen is er, voor zover toegekend, een enkele soort met een lichtgetal lager dan 6 (*Myriophyllum spicatum*: 5), bij de overige typespecifieke soorten zijn dit er toch een twintigtal. Het aandeel soorten met hogere lichtgetallen (7-8) is in beide groepen nagenoeg gelijk (72-73%). Op basis hiervan lijkt er geen reden om te veronderstellen dat schaduw de relatieve hoeveelheid van verstoringsindicatoren gericht zou bevorderen.

Zelfs bij eventuele aanwezigheid van een selectieve bias in de vertegenwoordiging van taxa zou een 'correctie' van de deelscores typespecificiteit of verstoring in functie van beschaduwing gedetailleerde informatie op trajectniveau omtrent het lichtklimaat en de overige bepalende factoren vergen. Het blijft onzeker of dit zelfs dan met een hoge mate van betrouwbaarheid kan gebeuren. Een verband met de vegetatieontwikkeling is meer voor de hand liggend, maar ook hiervoor kan momenteel geen bruikbare relatie worden gegeven.

## Aanbevelingen m.b.t. toekomstige werkwijze

Er wordt aangeraden om bij toekomstige macrofytenmonitoring geen 100 m trajecten te bemonsteren waarvan meer dan 1/3<sup>e</sup> van het wateroppervlak beschaduwd is (sensu Schneiders et al., 2004). Een waterlichaam waar onvoldoende 100 m trajecten aan dit criterium voldoen zou, bij gebrek aan nader inzicht, als onbeoordeelbaar met macrofyten beschouwd kunnen worden. Keuze van deels beschaduwde trajecten wordt evenwel reeds bij voorbaat uitgesloten door het originele monitoringprotocol. De analyse van Leyssen et al. (2014) suggereert welliswaar een toepassingsgebied van de beoordelingsmethode voor macrofyten dat ruimer is dan dit protocol voorschrijft, maar laat niet toe om dit scherp af te lijnen. Bij trajecten waar de beschaduwing ('canopy cover') minder dan 1/3<sup>e</sup> bedraagt is er bij de huidige stand van kennis geen reden om gewijzigde verwachtingen m.b.t. het aantal groeivormen aan te nemen.

---

<sup>7</sup> Vermeldenswaard in dit verband is dat Holmes et al. (1999, p. 24) met betrekking tot de Mean Trophic Rank het volgende schrijven "Although the degree of shade does not appear to influence the performance of the MTR at assessing trophic status (Dawson et al. 1999), it is advisable to avoid heavily shaded areas when selecting survey lengths." Dawson et al. (1999, p. 101) zelf stellen dit echter enigszins meer genuanceerd "Little correlation was found between MTR and shade ..., the pre-selection criteria for sites (to avoid shaded sites) means that it is not possible to analyse fully the influence of shade on the performance of the MTR".

## Conclusie

1. Kan de huidige inschatting van beschaduwning worden aangepast (vb. effect windrichting meenemen) zodat een meer accurate inschatting kan worden gemaakt?

Het is duidelijk dat een meer accurate inschatting van 'beschaduwning' dan deze die momenteel gemaakt wordt technisch zeker mogelijk is (zoals uit 2.1 blijkt zal dit ook vaak veeleer een andere interpretatie betreffen), maar veel hangt af van de mate waarin hiervoor noodzakelijke gegevens reeds algemeen beschikbaar zijn, of verkregen kunnen worden. Hierbij moet een afweging gemaakt worden van de gewenste detailgraad/nauwkeurigheid en noodzakelijke (tijds)investering.

Er zijn diverse mogelijkheden om een minder subjectieve inschatting van het lichtklimaat voor de afzonderlijke monitoringtrajecten te maken. De meest voor de hand liggende mogelijkheden zijn densiometrie, hemisferische fotografie en hierop gebaseerde apparaten die hiervoor commercieel worden aangeboden. De inzetbaarheid van smartphone-applicaties valt te onderzoeken, evenals die van teledetectie.

2. Vanaf welk % beschaduwning valt te verwachten dat een macrofytenpopulatie zich niet volledig kan ontwikkelen?

Op basis van de huidige kennis, kan hierop geen antwoord gegeven worden, deels vanwege de variabele lading die de term 'schaduw' kan dekken. Er zijn echter aanwijzingen dat indien meer dan  $1/3^e$  van het wateroppervlak in een traject door overhangende vegetatie wordt bedekt, de aanwezigheid van hydrofyten in het gedrang kan komen. Een EKC-deelscore voor groeivormen die lager is dan 0,6 zou met een sterkere beschaduwning verband kunnen houden, maar andere oorzaken kunnen evenmin bij voorbaat worden uitgesloten. Het opnemen van gedeeltelijk beschaduwde trajecten is echter niet in overeenstemming met het oorspronkelijke monitoringprotocol.

3. Kunnen effecten van beschaduwning op de macrofyten EKC worden meegerekend?

Bij een correcte toepassing van het monitoringprotocol is er geen noodzaak om de mate van beschaduwning, in welke zin dan ook, te verrekenen in de EKC macrofyten. Bij een beschaduwning (*sensu* 'canopy cover') van minder dan  $1/3^e$  van het traject zijn er geen indicaties voor een beduidende invloed op de EKC via de groeivormendeelscore; bij meer dan  $1/3^e$  kan dit niet worden uitgesloten. Voor de overige deelscores kunnen geen mogelijkheden worden aangegeven. Lokale omstandigheden en de mate waarin minder lichtbehoevende soorten zich al dan niet kunnen vestigen en ontwikkelen vanwege andere factoren zullen mede doorslaggevend zijn of beschaduwning al dan niet een invloed op de EKC zal hebben. De waarschijnlijkheid dat enig effect optreedt neemt af met de breedte van de waterloop; kleine en grote rivieren blijven buiten schot, alsook polderwaterlopen. De watertypespecifieke verwachtingen houden reeds rekening met de dimensionering van de bedding en kunnen niet gemoduleerd worden in functie van een variabele beschaduwingsgraad.

4. Indien wel, op welke manier wordt dit effect zo objectief mogelijk meegenomen in de EKC berekening?

Verwijzend naar het antwoord op de voorgaande vraag wordt dit niet geadviseerd. Een correcte toepassing van het monitoringprotocol verdient de voorkeur.

## Referenties

- Bartnik A., Moniewski P. (2011) River bed shade and its importance in the process of studying of the fundamental physico-chemical characteristics of small river waters. In: Glińska-Lewczuk K. (ed.) Issues of landscape conservation and water management in rural areas. Contemporary Problems of Management and Environmental Protection 7, University of Warmia and Mazury, Olsztyn, p. 137-149.
- Bjorkland R., Pringle C.M., Newton B. (2001) A stream visual assessment protocol (svap) for riparian landowners. Environmental Monitoring and Assessment 68: 99–125.
- Bode C.A., Limm M.P., Power M.E., Finlay J.C. (2014) Subcanopy solar radiation model: Predicting solar radiation across a heavily vegetated landscape using LiDAR and GIS solar radiation models. Remote Sensing of Environment 154: 387–397.
- Burrell T.K., O'Brien J.M., Graham S.E., Simon K.S., Harding J.S., McIntosh A.R. (2014) Riparian shading mitigates stream eutrophication in agricultural catchments. Freshwater Science 33: 73-84.
- Ceneviva-Bastos M., Casatti L. (2014) Shading effects on community composition and food web structure of a deforested pasture stream: evidences from a field experiment in Brazil. Limnologia 46: 9-21.
- Clark P.E., Johnson D.E., Hardegree S.P. (2008) A direct approach for quantifying stream shading. Rangeland Ecology and Management 61: 339–345.
- Cristea N., Janisch J. (2007) Modeling the effects of riparian buffer width on effective shade and stream temperature. Washington State Department of Ecology Publication No. 07-03-028, Lacey.
- Davies-Colley R.J., Payne G.W. (1998) Measuring stream shade. Journal of the North American Benthological Society 17: 250-260.
- Davies-Colley R.J., Rutherford C.J. (2005) Some approaches for measuring and modeling riparian shade. Ecological Engineering 24: 525-530.
- Dawson E.H., Newman J.R. Gravelle M.J., Rouen K.J., Henville P. (1999) Assessment of the trophic status of rivers using macrophytes. Evaluation of the Mean Trophic Rank. R&D Technical Report E39. Environment Agency, Almondsbury.
- Denys L., Leyssen A., Buysse D. (2016) Advies over de invloed van maaibeheer op habitatype 3260. Advies Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.3432, 26 p., bijlagen.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulissen D. (1992). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18: 1-257.
- Englund S.R., O'Brien & Clark (2000) Evaluation of digital and film hemispherical photography and spherical densiometry for measuring forest light environments. Canadian Journal of Forest Research 30: 1999-2005.
- Fiala A.C.S., Garman S.L., Gray A.N. (2006) Comparison of five canopy cover estimation techniques in the western Oregon Cascades. Forest Ecology and Management 232: 188-197.
- Fox A.D., Meng F., Shen X., Yang X., Yang W., Cao L. (2013) Effects of shading on *Vallisneria spiralis* (Lour.) H. Hara growth. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 410: 7 p. (<http://www.kmae-journal.org/articles/kmae/pdf/2013/03/kmae130048.pdf>)

- Garbey C., Thiébaud G., Muller S. (2004) Morphological plasticity of a spreading aquatic macrophyte, *Ranunculus peltatus*, in response to environmental variables. *Plant Ecology* 173: 125-137.
- Goldsmith, F.B. (1990) Vegetation monitoring. In: Goldsmith, F.B. (ed.) *Monitoring for conservation and ecology*, Chapman and Hall, London, p. 77-86.
- Haslam S.M. (1978) *River plants. The macrophytic vegetation of water courses*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Haslam S.M., Wolseley P.A. (1981) *River vegetation, its identification, assessment and management*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Holmes N.T.H., Newman J.R., Chadd S., Rouen K.J., Saint L., Dawson F.H. (1999) *Mean Trophic Rank: a user's manual*. R&D Technical Report E38, Environment Agency, Almondsbury.
- Hurford C. (2010) Observer variation in river macrophyte surveys. In: Hurford C., Schneider M., Cowx I.G. (ed.) *Conservation monitoring in freshwater habitats: practical guide and case studies*, Springer, London, p 137-146.
- Kelley C.E., Krueger W.C. (2007) Canopy cover and shade determinations in riparian zones. *Journal of the American Water Resources Association* 41: 37-46.
- Kennedy M.P., Lang P., Tapia Grimaldo J., Varandas Martins S., Bruce A., Hastie A., Lowe S., Ali M.M., Sichingabula H., Dallas H., Briggs J., Murphy K.J. (2015) Environmental drivers of aquatic macrophyte communities in southern tropical African rivers: Zambia as a case study. *Aquatic Botany* 124: 19-28.
- King County (2005) *Riparian shade characterization study*. Prepared by Curtis DeGasperi. Water and Land resources Division, Seattle.
- Leyssen A., Adriaens P., Denys L., Packet J., Schneiders A., Van Looy K., Vanhecke L. (2005) Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water – Partim “Macrophyten”. *Rapporten Instituut voor Natuurbehoud IN.R.2005.05*, 179 p., bijlagen.
- Leyssen A., Denys L. (2016) Hydromorfologische kenmerken van waterlopen met het habitattypen 3260 in Vlaanderen. Eindrapport van het project ‘Aanvullend onderzoek, instrumentontwikkeling en beleidsondersteuning m.b.t. de passende beoordeling van de effectgroep hydrologie’. Intern rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 51 p., bijlagen.
- Leyssen A., Denys L., Schneiders A., Mouton A.M. (2014) Distribution and environmental requirements of stream habitat with *Ranunculion fluitantis* and *Callitriche-Batrachion* vegetation in lower Belgium (Flanders). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*: 24: 601-622.
- Leyssen A., Denys L., Schneiders A., Van Looy K., Packet J. & L. Vanhecke (2006) Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen voor de biologische kwaliteitselementen macrofyten en fyto-benthos en uitwerken van een meetstrategie in functie van de Kaderrichtlijn Water. *Rapporten Instituut voor Natuurbehoud IN.R.2006.09*, 127 p.
- Londo G. (1988). *Nederlandse freatofyten*. Pudoc, Wageningen.
- Peck D.V., Lazorchak J., Klemm D. (2000) *Environmental Monitoring and Assessment Program - Surface Waters: Western Pilot Study: field operations manual for wadeable streams*. Washington, D.C.

Petrides A.C., Huff J., Arik A., van de Giesen N., Kennedy A.M., Thomas C.K., Selker J.S. (2011) Shade estimation over streams using distributed temperature sensing. *Water Resources Research* 47: 4 p. (W07601, doi:10.1029/2010WR009482)

Quigley T.M. (1981) Estimating contribution of overstory vegetation to stream surface shade. *Wildlife Society Bulletin* 9: 22-27.

Ringold P.L., Van Sickle J., Rasar K., Schacher J. (2003) Use of hemispheric imagery for estimating stream solar exposure. *Journal of The American Water Resources Association* 39: 1373-1384.

Sand-Jensen K., Jeppesen E., Nielsen K., van der Bijl L., Hjermland L., Nielsen L.W., Iversen T.M. (1989) Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream. *Freshwater Biology* 22: 15-32.

SSMT- Stream Shade Monitoring Team (2000) Stream shade and canopy cover monitoring methods. In: *Water quality monitoring: technical guidebook*. Oregon Watershed Enhancement Board, Salem, p. 14.1-14.35.

Staniszewski R., Szoszkiewicz K., Zbierska J., Lesny J., Jusik S., Clarke R.T. (2006) Assessment of sources of uncertainty in macrophyte surveys and the consequences for river classification. *Hydrobiologia* 566: 235-246.

Stuckens J., Van Hoydonck G. (2005) Uitwerken van een monitoringstrategie en ontwikkelen van een index voor stromende wateren voor het kwaliteitselement hydromorfologie in uitvoering van de Kaderrichtlijn Water. Haskoning Belgium bvba, Mechelen.

Szoszkiewicz K., Zbierska J., Staniszewski R., Jusik S. (2009) The variability of macrophyte metrics used in river monitoring. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 38: 117-126.

Teti P. (2001) A new instrument for measuring shade provided by overhead vegetation. *Cariboo Forest Region Research Section Extension Note* 34.

Vignola F., Stoffel T., Michalsky J. (2012) *Solar and infrared radiation measurements*. CRC Press, Boca Raton.

VMM (2009) Biological assessment of the natural, heavily modified and artificial surface water bodies in Flanders according to the European Water Framework Directive. Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem.

VMM (2010) Hydromorfologie: handleiding veldwerkformulier. Vlaamse Milieumaatschappij, Brussel.

VMM (2014) Beoordeling van de ecologische en chemische toestand in natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige oppervlaktewaterlichamen in Vlaanderen conform de Europese Kaderrichtlijn Water. Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem.

Warren D.R., Keeton W.S., Bechtold H.A., Rosi-Marshall E.J. (2013) Comparing streambed light availability and canopy cover in streams with old-growth versus early-mature riparian forests in western Oregon. *Aquatic Sciences* 75: 547-558.

Wiegleb G., Gebler D., van de Weyer K., Birk S. (2016) Comparative test of ecological assessment methods of lowland streams based on long-term monitoring data of macrophytes. *Science of the Total Environment* 541: 1269-1281.

Wright J.F., Clarke R.T., Gunn R.J.M., Winder J.M., Kneebone N.T., Davy-Bowker J. (2003) Response of the flora and macroinvertebrate fauna of a chalk stream site to changes in management. *Freshwater Biology* 48: 894-911.

Zefferman E. (2014) Increasing canopy shading reduces growth but not establishment of *Elodea nuttallii* and *Myriophyllum spicatum* in stream channels. *Hydrobiologia* 734: 159-170.