Tuexenia 33: 111–131. Göttingen 2013.
available online at www.tuexenia.de

Vergleichende Analyse des Standortfaktors Licht in einem dynamisierten Abschnitt der Donauaue bei Ingolstadt

Methodological comparisons of light measurements in a rehabilitated floodplain forest of the Danube near Ingolstadt

Matthias Riedel[1,*], André Schwab[2], Johannes Kollmann[1]

[1]*Lehrstuhl Renaturierungsökologie, Technische Universität München, Emil-Ramann-Straße 6, D-85350 Freising, Germany*
[2]*Vegetationsökologie und Botanik, Hochschule Osnabrück, Aueninstitut Neuburg, Schloss Grünau, D-86633 Neuburg a.d. Donau, Germany*
**Korrespondierender Autor, E-Mail: matze.riedel@tum.de*

Zusammenfassung

Das Monitoring von Ökosystemeigenschaften leistet einen wichtigen Beitrag zur Renaturierung von Ökosystemen. Dabei ist es entscheidend, nicht nur Vegetationsdaten, sondern auch Standortfaktoren, wie zum Beispiel Licht, direkt zu erfassen. Das Projekt „Dynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt“ (Bayern) wurde mit der Zielsetzung implementiert, das typische Flutungsregime und die damit verbundenen Grundwasserschwankungen eines naturnahen Auwaldes wiederherzustellen. Ein Teilprojekt des darauf abgestimmten Monitoringprogramms konzentriert sich seit 2007 auf die Beobachtung von Vegetationsveränderungen an einem neu angelegten Umgehungsgewässer, die entlang von rechtwinklig zum Gewässer verlaufenden Transekten erfasst werden. Hierbei wurde der Standortfaktor Licht anhand der sogenannten „Wörlein-Skala“ abgeschätzt. Das Ziel dieser Arbeit war es, eine quantitative Methode auf der Basis der digitalen Hemisphärenphotographie zu entwickeln, die genauere Ergebnisse als die Schätzung liefert und dabei zeitsparend und flexibel eingesetzt werden kann. Aufgrund der so erhobenen Daten sollten folgende Fragen beantwortet werden: (1) Liefert die Wörlein-Skala im Vergleich zu den Messdaten eine verlässliche Datengrundlage? (2) Stellen Ellenberg-Lichtzeigerwerte eine sinnvolle Alternative zur direkten Messung oder Schätzung des Standortfaktors Licht dar?

In einer Vorstudie wurde die Vergleichbarkeit spezieller Kameraaufbauten unter verschiedenen Umweltbedingungen getestet. Die Bearbeitung der digitalen Photographien erfolgte mit dem Programm „SideLook“ zur Schwellenwertermittlung und der Modellierungssoftware „Gap Light Analyzer“. Die Prüfung der Verlässlichkeit der Wörlein-Skala und der Ellenberg-Zeigerwerte erfolgte anhand von induktiver Statistik.

Der Methodenvergleich ergab deutliche Unterschiede in der Erfassung des Standortfaktors Licht im Auwald: Die Wörlein-Skala repräsentierte die aus den Photographien abgeleiteten Messwerte relativ gut, nur die Schätzungen für die schattigeren Bereiche waren weniger gut aufgelöst. Die Ellenberg-Lichtzeigerwerte korrelierten nur schwach mit den Messwerten sowohl bei logarithmischer Korrektur der Deckung, als auch bei Gewichtung entsprechend der Deckung der Pflanzenarten.

Zusammenfassend erfüllt die digitale Hemisphärenphotographie die meisten Anforderungen an Messungen des Standortfaktors Licht. Die Wörlein-Skala kann als verlässliche Alternative betrachtet werden, solange ihr logarithmischer Verlauf entsprechend des Weber-Fechner`schen Gesetzes beachtet wird. Der Ellenberg-Zeigerwert eignet sich dagegen weniger zur Erfassung des Standortfaktors Licht in Auwaldgebieten.

Manuskript eingereicht am 04. Februar 2013, angenommen am 02. Mai 2013
Koordinierender Editor: Norbert Hölzel

Abstract

Monitoring of ecosystem traits is an important element of ecological restoration. Thus, it is crucial not only to assess vegetation data but also direct ecological factors such as light. The project "Restoration of the Danube Floodplain between Neuburg and Ingolstadt" (Bavaria) was initiated to restore the typical flooding regime and groundwater fluctuations of a near-natural floodplain forest. One monitoring scheme is focusing on vegetation change along transects perpendicular to a new bypass river since 2007. Here the ecological factor light was estimated using the "Wörlein scale". The overall aim of the work was to test the reliability of this method in comparison with digital hemispherical photography which is known to deliver quantitative data. The specific questions were (1) whether or not estimates based on the Wörlein scale are correlated with results of digital hemispherical photography, and (2) if Ellenberg indicator values would represent a useful alternative to the direct measurement or estimation of the ecological factor light in a floodplain environment.

A number of specifically designed devices were employed to produce the hemispherical photographs under difficult conditions in the floodplain forest. Data processing was done with the programs "SideLook" for thresholding, and "Gap Light Analyzer" for modeling. Inferential statistical analyses were carried out to check the reliability of the Wörlein scale and Ellenberg indicator values.

The results revealed considerable differences among the three methods. The results based on the Wörlein scale were closely related to the photographic measurements, although the resolution under low light conditions was rather poor. Ellenberg indicator values were only weakly correlated with the measured values across a wide range of the dataset, both with logarithmic and pure cover abundance correction.

We conclude that digital hemispherical photography is a relatively quick and flexible method for measuring light as ecological factor. The Wörlein scale also seems to be robust and reliable, although the logarithmic quality of light estimates due to the Weber-Fechner law has to be taken into account. Ellenberg indicator values are not recommended for describing the light climate in a floodplain forest.

Keywords: Ellenberg indicator value, Gap Light Analyzer, hemispherical photography, photosynthetic active radiation, SideLook, Wörlein scale

1. Einleitung

1.1 Standort Auwald

Die Vegetation natürlicher Flussauen wird hauptsächlich von den drei Standortfaktoren stark schwankender Grundwasserspiegel, Überschwemmungen durch Flusswasser sowie Erosions- und Sedimentationsvorgänge geprägt (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Diese Faktoren nehmen mit der Entfernung zur Fließachse des Gewässers an Intensität und Häufigkeit ab. Die Abfolge der Pflanzenarten im Flussbett und am Ufer über Kies- und Sandbänke, Auengebüsch sowie die Wälder der Weich- und Hartholzaue richtet sich hauptsächlich nach ihrer abnehmenden Überflutungs- und Störungstoleranz (z. B. KOLLMANN et al. 1999).

Im Zuge fortschreitender wasserbaulicher Maßnahmen, wie Begradigung, Eindeichung und Aufstauung zum Hochwasserschutz, zur Nutzbarmachung der Aue, einfacherer Schiffbarkeit sowie Energiegewinnung, wurden die hydrologischen Bedingungen der meisten Flussauen erheblich und oft irreversibel modifiziert (LANG et al. 2011). Dadurch veränderte sich auch die Vegetation der Aue, was zu einem Verlust von Pflanzengemeinschaften periodisch trockenfallender Standorte, des Pioniercharakters der Weichholzaue, einer Zunahme von Auwaldausbildungen trockener Standorte bis hin zur Entwicklung von Eichen-Hainbuchenwäldern führte (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Als Gegenmaßnahme zu dieser Entwicklung wurden bereits an mehreren großen Tieflandflüssen Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt und wissenschaftlich begleitet. Auch an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt findet eine solche Dynamisierung eines ehemals abgetrennten Auwaldes statt (URL: http://www.wwa-in.bayern.de/fluesse_seen/massnahmen/mass05/index.htm; Zugriff am 08.09.2012). Die Maßnahmen versuchen, die Umweltfaktoren der naturnahen Aue wiederherzustellen, um eine entsprechende Entwicklung der Flora und Fauna hervorzurufen. Die wissenschaftliche Begleitung erfolgt durch Dauerbeobachtungen sowie Beweissicherungsverfahren (URL: http://www.wwa-in.bayern.de/fluesse_seen/massnahmen/mass05/beweis/index.htm; Zugriff am 08.09.2012) seit den 70er Jahren (MARGRAF 2007, LANG et al. 2011). Hierzu wurde ein Monitoringprogramm eingerichtet, um die Beziehung zwischen abiotischen und biotischen Faktoren zu erfassen und objektiv darzustellen (STAMMEL et al. 2012), da in dieser Beziehung noch erhebliche Kenntnisdefizite bestehen (ZERBE et al. 2009). Neben dem Faktor Überschwemmung, unter anderem in seiner mechanischen Auswirkung, ist für Pflanzen in Auen das Lichtklima von großer Bedeutung (MENGES & WALLER 1983, SIEBEL & BOUWMA 1998). Dessen langfristig wiederholbare Erfassung steht im Mittelpunkt dieser methodisch ausgelegten Arbeit.

1.2 Erfassung des Standortfaktors Licht

Der Standortfaktor Licht spielt eine zentrale Rolle für Photosynthese und Photomorphogenese, aber auch für Induktion von Samenkeimung, Blühen und Fruchten. Lichtkonkurrenz ist ein wesentlicher Faktor der zuvor genannten Vorgänge in den meisten Ökosystemen (PFADENHAUER 1997). Als quantifizierbare Größe des ökologischen Faktors „Licht“ wirkt für Pflanzen die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR). Hierbei handelt es sich um den Teil der Sonnenstrahlung, welcher im Bereich des sichtbaren Lichtes liegt (FREY & LÖSCH 2010). Zur direkten Erfassung dieser Größe existieren verschiedenste Ansätze (DIACI & THORMANN 2002): (1) Das technisch einfachste Vorgehen ist die manuelle Skizzierung der Vegetationsdeckung mittels Horizontoskopie; (2) der PAR-Quantum-Sensor und das Pyranometer messen den Photonenfluss direkt über die Widerstandsänderung einer Photodiode, die beim Quantum Sensor auf die entsprechende Wellenlänge begrenzt ist; (3) mobile Geräte zur nicht-destruktiven Ermittlung des Blattflächenindexes können zur Strahlungsmessung eingesetzt werden; und (4) die Hemisphärenphotographie zeigt sowohl Ähnlichkeiten mit der Horizontoskopie, als auch mit den Geräten zur Ermittlung des Blattflächenindexes. Hierbei werden mithilfe eines Fisheye-Objektives Photos mit einem Zenitwinkel von 180° aufgenommen. Dies geschieht in der modernen Entwicklung des Verfahrens mithilfe von Digitalkameras. Das Bildmaterial wird im Folgenden mit einem Schwellenwert der Pixelhelligkeit in Schwarz- und Weiß-Bilder umgewandelt („Thresholding“), um anschließend, ähnlich der Horizontoskopie, virtuelle Sonnengänge hinter diese Maske zu legen. Durch die Anwendung des Strahlungsmodelles bei der Verarbeitung der Bilddaten kann aus einer temporär punktuellen Aufnahme die Strahlungssituation für einen beliebigen Zeitraum erzeugt warden. Diese Methode ist relativ preiswert (durch günstige Digitalkameras sowie kostenlose Programme zur Auswertung) und genau (DIACI & THORMANN 2002). Zudem liefert sie über verschiedene Modelle nicht nur diffuse und direkte Strahlungsdaten, sondern auch Blattflächenindices und Angaben zur Kronenoffenheit.

Alternativ wird der Standortfaktor Licht geschätzt oder indirekt über Ellenberg-Zeigerwerte aus Vegetationsaufnahmen ermittelt. Die subjektive Schätzung folgt zum Beispiel der fünfstufigen Wörlein-Skala (WÖRLEIN 1992). Die Errechnung des Ellenberg-Zeigerwertes geschieht als (gewichtete) Mittelwert- oder Medianbildung des Einzelwertes

aller Pflanzenarten einer Vegetationsaufnahme (ELLENBERG et al. 1991). Dabei wird aus ordinalen bis „quasi-kardinalen“ Abstufungen ein zumindest scheinbar metrischer Wert erzeugt. Die Verwendung der Ellenberg-Zeigerwerte und deren Mittelwerte wurde bereits vielfach kritisch beleuchtet (KÄFER & WITTE 2004). Schwierigkeiten ergeben sich besonders in Wäldern und Wasserpflanzengesellschaften (BÖCKER et al. 1983) sowie beim Vergleich sehr unterschiedlicher Standorte (HILL et al. 2000).

2. Methodische Zielsetzung und Anwendung

Als Referenz für die beiden Schätzmethoden der Lichtverhältnisse in dem untersuchten Auwald wurden hemisphärische Photographien mit einer Fisheye-Kamera aufgenommen. Dazu wurden eine günstige und flexible Methode zur Erhebung in schwierigem Gelände und eine Optimierung der Modellierung der Strahlungsdaten entwickelt. Das Ziel war eine zeitlich unabhängige Erfassung der Strahlungswerte mit einem akzeptablen Maß an Mehraufwand im Vergleich zur bisher durchgeführten Lichtschätzung nach WÖRLEIN (1992). Die Genauigkeit der Methode wurde zu Beginn ähnlich wie bei DIACI & THORMANN (2002) über die zufällige Messungenauigkeit ermittelt (LOOSER 2003). Vor dem Hintergrund der Kritikpunkte zur Strahlungsschätzung sollte untersucht werden, ob diese dennoch, wenn auch mit geringerer Qualität, die gleichen Aussagen über die Strahlungssituation liefern. Neben der Voruntersuchung über die Vergleichbarkeit der speziell für das Untersuchungsgebiet entwickelten Aufnahmemethoden wurden die folgenden konkreten Fragen untersucht: (1) Ist die Schätzung anhand der Wörlein-Skala verlässlich? – Die speziellen Übergänge eines Auwaldgebietes, mit offenen Wasserflächen und schattigen Waldbeständen, ermöglichten hierbei, ein weites Spektrum an Lichtwerten bei einer relativ gleichmäßigen Verteilung zu untersuchen. (2) Geben Ellenberg-Lichtzeigerwerte die realen Lichtverhältnisse im Auwald wieder? – Eine besondere Herausforderung in dem Untersuchungsgebiet war die methodische Überprüfung der Ellenberg-Lichtzeigerwerte bei sich überlagernden Standortfaktoren.

3. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet war ein ca. 8 km langer Auwald entlang der Donau zwischen Neuburg (48°43'49"N, 11°11'20"O; 383 m NN) und Ingolstadt (48°45'60"N, 11°25'33"O; 374 m NN); das ca. 2100 ha große Gebiet umfasst eine der letzten und größten zusammenhängenden Auen Mitteleuropas. Am Südufer befindet sich der ca. 1200 ha große Auwald im Revier von Schloss Grünau, zu großen Teilen im Besitz des Wittelsbacher Ausgleichsfonds (TEXTOR 2007, http://www.wwa-in.bayern.de/fluesse_seen/massnahmen/mass05/konzept/index.htm; Zugriff am 08.09.2012). Der Auwald ist als europäisches Natura2000-Gebiet (3260) unter der FFH- und SPA-Richtlinie ausgewiesen (LANG et al. 2011). Das bayerische Auenprogramm des Landesamts für Umwelt notiert für das Gebiet trotz stark veränderter Waldstruktur eine gute Arten- und Biotopausstattung (MARGRAF 2007).

In den vergangenen 200 Jahren wurden durch Laufverkürzungen und Mittelwasserkorrekturen zum Hochwasserschutz (1837–1883) Eingriffe vorgenommen, die die Auendynamik grundlegend verändert haben (FINSTERER 1996). Durch die daraus resultierende Fließgefälleerhöhung tiefte sich die Donau ein, was eine Absenkung des Mittelwasserstandes (-173 cm, Pegel Neuburg 1840–1960) sowie verminderte Überschwemmungen zur Folge hatte (FINSTERER 1996). In den Jahren 1970 und 1971 wurden die zwei Staustufen Bergheim (Fkm 2.470) und Ingolstadt (Fkm 2.459), zur Wasserkraftgewinnung und Hochwasserregu-

lierung, oberhalb und unterhalb des Untersuchungsgebietes fertiggestellt (MARGRAF 2007). Dadurch verlor die Donau ihren Fließcharakter in den Stauräumen, die biologische Durchgängigkeit sowie die Vernetzung mit Nebengewässern und Altarmen (URL: http://www.wwa-in.bayern.de/fluesse_seen/massnahmen/mass05/index.htm; Zugriff am 08.09.2012). Der Auwald wird daher nur noch bei extremen Hochwasserereignissen, wie zuletzt 1999, 2005 und 2013 überflutet (LANG et al. 2011). Nach MARGRAF (2007) hat neben den Auswirkungen der flussbaulichen Maßnahmen auch die Forstwirtschaft stark in den Auwald eingegriffen. Ohne weitere Maßnahmen schreitet die Abtrocknung und Alterung der Waldbestände kontinuierlich voran. Für eine umfassende Dynamisierung müssten wesentliche Standortfaktoren des Auwaldes wiederhergestellt und die forstliche Nutzung reduziert werden.

Hier setzt das Projekt „Dynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt“ an. Die Umsetzung der Maßnahme erstreckte sich über eine Bauzeit von vier Jahren (2006–2010). Zielsetzung waren die Wiederherstellung der Dynamik der abiotischen Standortfaktoren der Flussaue sowie die Verbesserung der Durchgängigkeit der Donau durch Neuanlage eines Seitengerinnes („Umgehungsgewässer“), durch das, je nach Pegelstand der Donau, 0,5–5,0 m³ Wasser s^{-1} fließen (STAMMEL et al. 2012). Gleichzeitig werden mit den Projektmaßnahmen die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und die EU- Wasserrahmenrichtlinie umgesetzt. Dazu wurde vor dem Kraftwerk Bergheim ein 100 m langes Streichwehr umgebaut, so dass zwei- bis dreimal pro Jahr eine, „ökologische Flutung“ des Auwalds eingeleitet werden kann. Zusätzlich sollen natürliche Schwankungen des Grundwassers durch eine weitere Maßnahme wieder hergestellt werden (STAMMEL et al. 2012).

4. Material und Methoden

4.1 Untersuchungsfläche

Die Aufnahme der Lichtwerte erfolgte entlang von 19 rechtwinklig zum Lauf des Umgehungsgerinnes gelegenen Transekten. Die Länge der Transekte richtete sich nach der Breite des Gewässerbettes und reichte von einer Uferböschung bis zur gegenüberliegenden Seite (20–109 m). Für diese Arbeit wurden die Transekte, beziehungsweise einzelne Teilbereiche, in vier Gruppen zusammengefasst. So querten die Transekte 1a, b einen Vorfluter und einen seiner Altarme („Vorfluter“). Die anschließenden Transekte 1c bis 3a und 3c lagen in Bereichen, die durch die im Jahr 2010 durchgeführten Baumaßnahmen neu gestaltet worden waren („Umbaustrecke“). Die Transekte 3a bis 4a sowie 5 a–c befanden sich in einer wechselfeuchten Rinne („Altbestand“). Die Transekte 4b und 4c sowie 6 a–c waren an ehemaligen Donau-Altwassern eingerichtet („Altwasser“; Abb. 1). Entlang dieser Transekte wurden Vegetationsaufnahmen erhoben und Lichtmessungen durchgeführt.

4.2 Felderhebung

4.2.1 Erhebung Vegetationsdaten

Die Vegetationsdaten wurden von Mitte August bis Mitte September 2012 erhoben, und zwar in aneinandergrenzenden 1 m x 1 m Quadraten entlang der Transekte. Die räumliche Abfolge der Aufnahmen wurde bewusst von ihrer zeitlichen Erfassung entkoppelt, um die Bildung von räumlich-zeitlichen Korrelationen oder Mustern zu vermeiden. Die Erfassung der Einzelarten pro Aufnahmequadrat erfolgte anhand der Skala zur Artmächtigkeit nach LONDO (1976). Unterschieden wurde in Arten der Kraut- und der Baum-Strauchschicht (Gehölze >1 m Höhe). Aufgenommen wurden alle Arten, die in den Aufnahmeflächen wurzelten bzw. bei Wasser- und Schlingpflanzen in die Aufnahmefläche trieben.

4.2.2 Erhebung Lichtdaten

Die Beschattungssituation im Zuge der Vegetationsaufnahmen wurde nach der Skala von WÖRLEIN (1992) erfasst. Dieses ist vor allem in der Limnologie zur Gewässerbewertung verbreitet (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2005, STUHR 2009). Die Beschattung wird in fünf Stufen von „vollsonnig“ (1) bis „schattig“ (5) charakterisiert (Tab. 1).

Die Lichtaufnahmen durch Hemisphärenphotographie erfolgten mit 1 m Abstand entlang der Transekte. Von den insgesamt 829 Vegetationsquadraten wurden für 670 (ca. 80 %) Lichtdaten erhoben. Die Aufnahmen wurden mit einer Nikon Coolpix 990 durchgeführt. Die Kamera nimmt digitale Bilder mit einer Auflösung von 3,34 Megapixel (2048 x 1536 px) auf (NIKON CORP. 2000). Dazu kam ein SOLIGOR DHG 0.19x Fisheye-Vorsatzobjektiv zum Einsatz. Die Kamera wurde vor dem Einsatz manuell konfiguriert: Die Belichtungsmessung wurde matrixgestützt ausgeführt, da auf Testphotos zu erkennen war, dass vor allem in sehr lichten Bereichen die Bilder mit allen alternativen Einstellungen zu dunkel und zu kontrastarm waren. Die Einstellung zur Bildschärfung wurde auf „minimal“ festgesetzt, da sich dies als bester Mittelweg zwischen einem ausreichend scharfen Kontrastübergang und einer nicht zu großen, unberechenbaren Manipulation durch die Kamera herausstellte. Die Fokussierung wurde auf „unendlich“ eingestellt. Die Abspeicherung der Daten erfolgte im komprimierenden Format „JPEG“.

Ein Großteil (73 %) der insgesamt 670 Aufnahmen, an Land und bis zu einer Wassertiefe von ca. 130 cm, erfolgte mit einem Nivellierstativ (Abb. 2). Die Kamera wurde immer so nah wie möglich über der Krautschicht (<150 cm) bzw. der Wasseroberfläche (>20 cm) positioniert. Die horizontale sowie die N–S-Ausrichtung der Kamera erfolgten mithilfe einer Dosenlibelle sowie einem Magnetkompass. Da weite Bereiche der Untersuchungsflächen mit *Phragmites australis* bestanden waren, welches trotz einer Höhe von teilweise 3 m zur Krautschicht gehört, konnte hier das Nivellierstativ nicht eingesetzt werden. Für diese Aufnahmen wurde eine ausziehbare Nivellierlatte mit einem selbst entworfenen Stativkopf versehen. Nach der Ausrichtung der Latte mit dem Kompass erfolgte eine zeitverzögerte Auslösung (10 s) der Kamera, die anschließend mit dem Ausfahren der Latte in die entsprechende Höhe gebracht und über eine Dosenlibelle am unteren Ende der Latte im Wasser gehalten wurde; 24 % der Photos wurden auf diese Art aufgenommen. Für die Bereiche mit einer Wassertiefe von mehr als 130 cm wurde eine Schwimmvorrichtung entwickelt, mit der 4 % der vorliegenden Daten erhoben wurden. Es handelte sich hierbei um eine Styroporplattform, auf der die Kamera in Verbindung mit

Abb. 1. Großflächige, artenarme Schilfbestände der dynamisierten Donauaue westlich von Ingolstadt (Transekt 6c im Bereich der Altwasser).

Fig. 1. Widespread, species-poor reed beds of the rehabilitated Danube floodplain west of Ingolstadt (Transect 6c in the area of backwaters).

Tabelle 1. Fünfstufige Bewertungsskala zur Abschätzung des Beschattungsgrads nach WÖRLEIN (1992)

Table 1. Estimation scale in five stages to assess the degree of shading according to WÖRLEIN (1992)

Grad	Beschattung	Beschreibung
1	vollsonnig	Sonne von ihrem Auf- bis Untergang
2	sonnig	Sonne in der überwiegenden Zeit zwischen Sonnenauf- und Sonnenuntergang, immer jedoch in den wärmsten Stunden des Tages in voller Sonne
3	absonnig	Überwiegend in der Sonne, in den heißesten Stunden jedoch im Schatten
4	halbschattig	Mehr als eine Tageshälfte und immer während der Mittagszeit beschattet
5	schattig	Voller Schatten unter Bäumen

einem Kiel befestigt war. Die N–S-Ausrichtung der Kamera bezüglich der Transekt- bzw. Schwimmrichtung wurde zuvor eingestellt. Die Position entlang der Transektlinie wurde von einer zweiten Person am Ufer mithilfe eines Maßbandes näherungsweise geschätzt. Da es sich um tiefe und breite Altwässer handelte, erschwerte die nur moderate Fließgeschwindigkeit des Wassers das Halten einer Position nicht.

Die Hemisphärenphotographie sollte nach Möglichkeit bei gleichmäßig bedecktem Himmel ohne direkte Sonneneinstrahlung erfolgen (FRAZER et al. 1999a, 2001). Die Aufnahmen für diese Untersuchung wurden zwischen Mitte und Ende Juni 2012 durchgeführt. Da nur ein begrenztes Zeitfenster zur Verfügung stand, wurden auch Aufnahmen bei nicht optimalen Bedingungen erstellt (53 % der Aufnahmen bei optimalen, 43 % bei guten bis akzeptablen und 4 % bei schwierigen Verhältnissen; Abb. 3), zum Teil durch Ausweichen auf die frühen Morgen- und späten Abendstunden. Die Abstandsmessung erfolgte an Land und in seichtem Wasser durch Abschreiten und teilweise mit Hilfe eines Meterstabs.

4.3 Datenverarbeitung

Zur Auswertung der Hemisphärenphotos fiel die Wahl auf die Programme „Gap Light Analyzer (GLA) v2.0“ (FRAZER et al. 1999b) und „SideLook 1.1.01“ (NOBIS 2005a). Beide Programme sind als Free- bzw. Shareware verfügbar.

4.3.1 Thresholding mit SideLook

Das Programm SideLook 1.1.01 wurde benutzt, um den manuellen Thresholding-Vorgang (Umwandlung der Farbbilder in Schwarz- und Weiß-Aufnahmen; Abb. 3) des GLA zu ersetzen. Die automatisierte Methode bringt den Vorteil, dass sie objektiv und reproduzierbar ist (NOBIS & HUNZIKER 2005, NOBIS 2005b). Das Programm hat sich bereits in anderen Auswertungen bewährt (PROMIS et al. 2011), da eine der Hauptfehlerquellen bei der Verarbeitung von Hemisphärenbildern in der Unter- bzw. Überschätzung der Kronenbedeckung beim manuellen Thresholding liegt (JARČUŠKA 2008). Das Programm verwendet einen Algorithmus, welcher als optimalen „Threshold“ die maximale auffindbare lokale Helligkeitsdifferenz nutzt. Zudem wurde als weitere Optimierung ein Blaufilter eingesetzt, der den Himmel schärfer von der Vegetation trennt (NOBIS & HUNZIKER 2005).

4.3.2 Modellierung mit Gap Light Analyzer

Zur Modellierung mit dem Programm Gap Light Analyzer mussten zunächst die Modellparameter konfiguriert werden: Die Abweichung des magnetisch erfassten gegenüber des geographischen Nordpols wurde über ein Internetprogramm des NOAA (NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERICAL ADMINISTRATION 2013) für den 21.07.2012 (mittlerer Tag der Aufnahmewoche) über das IGRF (Internatio-

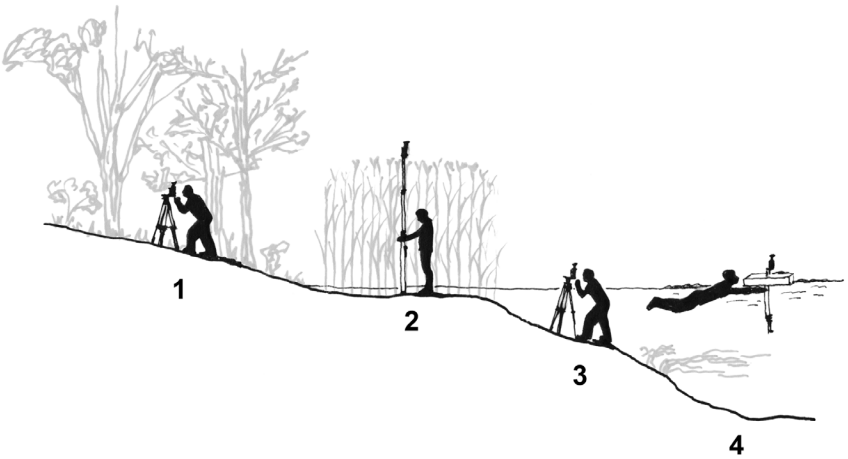

Abb. 2. Bei der Untersuchung verwendete Kameraaufbauten im Gelände: (1) Terrestrische Aufnahmen mit Nivellierstativ, (2) Aufnahmen im Schilfbereich mit Nivellierlatte als Hochstativ, (3) Aufnahmen in mitteltiefem Wasser mit Nivellierstativ und (4) Aufnahmen in tiefem Wasser mit Schwimmvorrichtung.

Fig. 2. Camera setups used for fieldwork during this study: (1) Terrestrial recording using a level tripod, (2) tecording in reed bed using a level rod as elevated stand, (3) mid deep water recording using a level tripod, and (4) deep water recording with floating platform.

Abb. 3. Original und Thresholding-Ergebnis einer hemisphärischen Photoaufnahme unter suboptimalen Bedingungen mit Sonnenfleck (rechts) und Linsenreflektionen (links, klein).

Fig. 3. Original and thresholded hemispherical photograph taken under suboptimal conditions with sunspot (right side) and lens reflection (left side, small).

nal Geomagnetic Reference Field) berechnet und lag bei 2°19' (Transekt 1a–4b) bzw. 2°20' (Transekt 4c–6c) Ost. Da weder eine manuelle Kalibrierung der Linse (SCHWALBE 2005) durchgeführt werden konnte, noch detaillierte technische bzw. optische Informationen vom insolventen Hersteller Soligor vorlagen, wurde eine polare Verzerrung angenommen (HERBERT 1987).

Für die Standortspezifikation erfolgte die Eingabe eines gemittelten Breitengradwertes je Transekt (48°43'45"N bis 48°44'53"N), sowie eine Höhenangabe gemittelt zwischen allen Transektpfosten (372 m NN). Die Orientierung der Oberfläche wurde als horizontal angegeben; auf die Definition von topographischer Verschattung wurde verzichtet.

Die Zeitspanne zur Simulation der Sonnengänge wurde aus dem Klimadiagramm von Neuburg an der Donau abgeleitet (CLASIFICACIÓN BIOCLIMÁTICA MUNDIAL 2009). Per Definition beschränkt sich die Vegetationsperiode auf humide Monate mit einer Durchschnittstemperatur über 5 °C (SCHULTZ 2000), also in diesem Fall die Zeitspanne von April bis Oktober. Die Solarkonstante wurde nach Definition der WMO (World Meteorological Organisation, Genf, Publikation 590, 1982; nach WAGEMANN & ESCHRICH 1994) auf 1367 W m^{-2} festgesetzt.

Der „Cloudiness Index (Kt)“ beschreibt das Verhältnis zwischen Strahlung, die innerhalb einer bestimmten Zeitperiode auf eine horizontale Fläche am Erdboden auftrifft (H) und der Strahlungsmenge, die in der gleichen Zeit auf eine gleich große Fläche außerhalb der Atmosphäre auftrifft (H_0). Damit werden für einen spezifischen Punkt der Erdoberfläche die atmosphärischen Störungen wie Dunst, Staub, Nebel oder Bewölkung erklärt. Zur Berechnung dieses Wertes für den Bereich des Untersuchungsgebietes wurden die Strahlungsdaten des Bayerischen Landesamts für Landwirtschaft (LfL) benutzt. Die Daten wurden als tagesgenaue Summenwerte (H_{sum}) über das Internet (URL: http://www.lfl.bayern.de/agm/start.php; Zugriff am 14.07.2012) bezogen. Berücksichtigt wurden die vier umliegenden Stationen 106 Hepberg und 010 Häringhof (Landkreis Eichstätt; 15,5 km bzw. 18,3 km nördlich des Untersuchungsgebietes) sowie 011 Edelshausen, Landkreis Neuburg-Schrobenhausen (14,3 km südlich des Untersuchungsgebietes) und 036 Baumannshof, Landkreis Pfaffenhofen a. d. Ilm (18 km östlich des Untersuchungsgebietes). Die durchschnittliche tägliche extraterrestrische Strahlungsmenge wurde durch den GLA tagesgenau für den jeweiligen Breitengrad der Station errechnet und anschließend mit den Werten der LfL-Stationen verrechnet. Die beiden Parameter „Spectral Fraction (R_p/R_s)“ und „Beam Fraction (H_b/H)“ ließen sich mit bereitgestellten Formeln durch den Kt-Wert relativ genau vorhersagen (r^2 = 0,73 und r^2 = 0,90) (FRAZER et al. 1999a). Hierbei beschreibt der erste Parameter den Anteil der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) an der gesamten einfallenden Strahlung und der zweite den Anteil der Solarstrahlung, der direkt, ohne Ablenkung oder Streuung durch die Atmosphäre, auf eine Fläche trifft.

Aus den Monatswerten für jeden der vier Standorte wurde ein Mittelwert generiert. Hierbei bewegte sich der „Cloudiness Index“ in einer Spanne zwischen 0,434 und 0,571 und die „Beam Fraction“ zwischen 0,423 und 0,586, mit den jeweils höchsten Werten im April, dem Minimum im Juli und Werten im jeweiligen Mittelfeld zum Ausklang der Vegetationsperiode. Der Verlauf der „Spectral Fraction“ verhielt sich entsprechend entgegengesetzt mit dem Minimum von 0,43 im April und dem Maximalwert von 0,45 im Juli.

Zur Beschreibung der Verteilung der Strahlungsintensität bei bedecktem Himmel standen das „UOC (Universal Overcast Sky)“ (alle Bereiche der Hemisphäre sind gleich hell) und das „SOC (Standard Overcast Sky)“ (der Zenit ist dreimal so hell wie der Horizont) zur Auswahl (HUTCHISON et al. 1980). Beide Modelle repräsentieren erwiesenermaßen die Helligkeitsverteilung bei bedecktem Himmel nur unzureichend, erlauben aber eine gewisse Standardisierung von Lichtberechnungen (RICH 1990). Vor allem das Verhältnis der Helligkeitsverteilung im „SOC“ Modell wird kritisiert (GENDRON et al. 2006, MONTEITH & UNSWORTH 1990). Daher fand in der vorliegenden Untersuchung, anders als bei HUTCHISON et al. (1980), BECKER et al. (1989) und GENDRON et al. (2006) nicht das „SOC“, sondern wie bei PROMIS et al. (2011) das „Uniform Overcast Sky Modell“ Anwendung.

Der „Clear Sky Coefficient“ beschreibt die regionale Klarheit der Atmosphäre und liegt für die meisten dunstfreien Regionen der Nordhemisphäre bei 0,6-0,7 (GATES 1980). Daher verblieb der Wert, wie auch im Programm voreingestellt, auf 0,65 (FRAZER et al. 1999a).

4.3.3 Daten aus der Strahlungsmodellierung

Nach der Anwendung des Strahlungsmodells wurden unter anderem folgende auswertungsrelevante Werte bereitgestellt: Mit der prozentualen Kronenoffenheit („Percent Canopy Openness“) wurde der prozentuale Anteil an frei sichtbarem Himmel (also Fläche der weißen Pixeln im Verhältnis zu schwarzen Pixeln unter Berücksichtigung der Linsenverzerrung) angegeben. Zusätzlich wurden etliche Strahlungswerte in ihrer direkten und diffusen Komponente, sowie die daraus resultierenden Summe, für verschiedene Höhen (extraterrestrisch, über und unter der Baumkrone) und mit bzw. ohne Einfluss durch topographische Verschattung protokolliert (FRAZER et al. 1999a). Auswertungsrelevant sind hier der Wert für den gesamten Strahlungseinfall („Trans Total“), der die Strahlungsverhältnisse am Aufnahmepunkt als absoluten Wert in „mol m^{-2} d^{-1}“ beschreibt bzw. dem prozentualen gesamten Strahlungseinfall, der diesen Wert zur Strahlung über der Baumkrone in Verhältnis setzt („Percent Trans Total“).

4.4 Datenbearbeitung

4.4.1 Validation durch Testaufnahmen

Diese Untersuchung fokussierte auf die potenziellen Fehlerquellen bei der Feldaufnahme und Bildverarbeitung. RICH (1988, nach JONCKHEERE et al. 2004) nennt für die Bildaufnahme an sich vor allem die Positionierung der Kamera, ihre horizontale und vertikale Ausrichtung, Belichtungszeit sowie die Lichtverhältnisse in Bezug auf die Wolkenbedeckung des Himmels und optische Störungen als Fehlerquellen. Bei der späteren Verarbeitung können unter anderem durch das Thresholding, manuelle Bildbearbeitung sowie durch falsche Annahmen zur diffusen und direkten Sonnenstrahlung weitere Verfälschungen des Ergebnisses hinzukommen.

Untersucht wurden hierzu die Daten aus den drei bei der Felderhebung angewandten Aufnahmemethoden, um deren Vergleichbarkeit zu prüfen: Die Erhebung mit dem Nivellierstativ, der Nivellierlatte sowie der Schwimmplattform. Im Falle der ausziehbaren Nivellierlatte wurde die Validierung auf zwei Höhenstufen ausgeführt: mit einem Lattenelement ausgezogen, auf einer Höhe von 2,3 m, und mit zwei Elementen ausgezogen, auf 3,3 m. An drei verschiedenen Standorten mit einer punktuellen Markierung wurden mit dem Stativ und den beiden Lattenkonfigurationen jeweils fünf Aufnahmen bei gleichbleibenden, möglichst optimalen Umweltbedingungen erstellt. Mit der Schwimmplattform wurden die fünf Wiederholungen nur an einer Stelle durchgeführt. Beim Schwimmstativ wurde versucht, mit Hilfe der einweisenden Person fünfmal möglichst dieselbe Stelle im Gewässer anzuschwimmen.

Als Kenngröße für die Genauigkeit der Aufnahmen soll hier die gemittelte Standardabweichung (s) aus den Standardabweichungen der jeweiligen Aufnahmeart über die drei Standorte gelten. Die Standardabweichung gilt als bekannteste Maßzahl für die Präzision von Messungen und drückt hauptsächlich die zufällige Messabweichung unter der Bedingung der Wiederholbarkeit aus (LOOSER 2003, FIELD 2009). Als Wert, der primär die Fehlerquellen der Felderhebung und des „Thresholdings“ widerspiegelt, wurde die prozentuale Kronenoffenheit, die das Verhältnis zwischen Himmel und Vegetationsüberdeckung abbildet, ausgewählt. Um weitere Fehler aus der Modellierung zu erfassen, wurde zudem der Wert des prozentualen gesamten Strahlungseinfalls analysiert, welcher als Endwert der Strahlungsmodellierung betrachtet werden kann.

4.4.2 Vorbereitende Tabellenarbeit

Da bei der Aufnahme der Lichtdaten die Transektlinien nicht gespannt waren, erfolgten die Aufnahmen nach optischer Peilung und Schrittmaß. Die Zuordnung der Lichtwerte zu den richtigen Aufnahmequadraten musste daher in den vorliegenden Vegetationstabellen geschehen. Dies geschah über

das Abgleichen von detaillierten Feldskizzen, die während der Aufnahme angefertigt wurden, sowie der Vegetationsbedeckung und -höhe, Wasserbedeckung, Baumbedeckung oder charakteristischen Pflanzenbestand (z. B. *Phragmites australis*).

Ein weiteres Attribut beschreibt die Zuordnung zu den entsprechenden Gruppierungen nach Entwicklungszustand, die bereits im Abschnitt „Untersuchungsfläche" erläutert wurden. Die Zuordnung erfolgte hier abschnittsweise innerhalb, und nicht für komplette Transekte. So wurde zum Beispiel Transekt 3c größtenteils den Altbeständen zugeordnet, wobei die Aufnahmen in der Fließrinne als Elemente in die Klasse der Flächen aus Baumaßnahmen fielen. Dies war vor allem für die statistische Auswertung der Ellenberg-Lichtzeigerwerte von Bedeutung. Aus den Vegetationsaufnahmen wurden, zusätzlich zu den im Feld erfassten Kopfdaten pro Quadrat, gewichtete (natürlicher Logarithmus +1 bzw. prozentual nach Deckung) und ungewichtete Ellenberg-Lichtzeigerwerte ermittelt.

Um die räumliche Autokorrelation abzumindern und dennoch eine ausreichend große Probengröße zu bewahren, wurde für den Vergleich der Wörlein-Schätzungen mit den Hemisphärenphotos eine Stichprobe von 74 Aufnahmen pro Wörlein-Wert (entspricht 2/3 der kleinsten Gruppe), also insgesamt 370 Aufnahmen aus der Erhebung gezogen. Aufgrund der unterschiedlichen Länge sowie teilweise abrupter Übergänge innerhalb der Transekte war es nicht möglich eine Korrektur der räumlichen Autokorrelation durch statistische Modelle herbeizuführen. Zur Untersuchung der Anwendbarkeit der Ellenberg-Zeigerwerte erfolgte ein ähnliches Vorgehen: Aus den vier verschiedenen Entwicklungsgruppen wurden jeweils 2/3 der Aufnahmen gezogen. Da hier lediglich eine Korrelation innerhalb der Gruppen und nicht zwischen diesen untersucht werden sollte, wurde keine gleichmäßige Stichprobengröße angestrebt.

4.4.3 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung wurde mit „SPSS Statistics 19" ausgeführt. Da die Daten, auch nach Transformation, weder der Normalverteilung noch der Varianzhomogenität entsprachen (Shapiro-Wilk- und Levene-Tests, FIELD 2009), wurde bei der statistischen Auswertung ausschließlich auf nicht-parametrische Methoden zurückgegriffen. Zur Überprüfung der Verlässlichkeit der bisherigen Schätzung der Lichtverhältnisse anhand der Wörlein-Skala wurde diese mit dem prozentualen gesamten Strahlungseinfall und der prozentualen Kronenoffenheit der Vegetationsüberdeckung mit dem Spearman-Test auf mögliche Korrelationen untersucht. Durch eine Regression wurde geprüft, ob ein mathematischer Zusammenhang zwischen der menschlichen Schätzung und technischen Messung herzustellen und in einer Formel auszudrücken ist.

Zudem wurde über den Kruskal-Wallis-Test (post hoc Mann-Whitney-U-Tests) unter Gruppierung der gemessenen Daten nach den Stufen der Wörlein-Skala versucht, die Schärfe der Kategorien zu ermitteln. Die post hoc-Tests wurden jeweils nur zwischen benachbarten Gruppen angewandt, um die Akkumulation des Alpha-Fehlers gering zu halten. Zur Korrektur des Alpha-Fehlers wurde die Bonferroni-Korrektur verwendet (FIELD 2009, GARCÍA 2004).

Mit Hilfe des Spearman-Tests wurde, aufgeteilt nach den Entwicklungsgruppen, der Zusammenhang zwischen den logarithmisch und nach Deckungsgrad gewichteten sowie den ungewichteten Ellenberg-Zeigerwerten für Licht und dem prozentualen gesamten Strahlungseinfall untersucht. Da die Lichtzeigerwerte die ökologische Präferenz der Pflanze am natürlichen Standort repräsentieren, wurden Korrelationen mit der prozentualer Kronenoffenheit vernachlässigt. Die separate Betrachtung nach den gruppierten Aufnahmen im Bereich des Vorfluters, der Umbaustrecke, der Altbestände sowie der Altwasser erfolgte unter der Annahme, dass die Vegetation dort unterschiedlich ist und sich diese Unterschiede auch in den Zeigerwerten niederschlagen könnten. Aufgrund auftretender Dominanzbestände bzw. einer Vielzahl von Aufnahmen mit nur einer oder sehr wenigen Arten wurde die Analyse jeweils unter Ausschluss von Aufnahmen mit weniger als 2, 3 und 4 Arten wiederholt.

5. Ergebnisse

5.1 Ergebnisse der Testaufnahmen

An Land schnitt das Hochstativ auf der ersten Stufe durchweg am schlechtesten ab (Kronenoffenheit: ±0,96; gesamter Strahlungseinfall: ±1,58). Obwohl vor der Modellierung das Nivellierstativ (Kronenoffenheit: ±0,61) ein wenig genauer war als das Hochstativ auf der zweiten Stufe (Kronenoffenheit: ±0,68), drehte sich diese Rangfolge nach der Modellierung um (gesamter Strahlungseinfall: ±1,04 zu ±0,85).

Die unerwartet genauen Ergebnisse der Schwimmplattform (Kronenoffenheit: ±0,30 und gesamter Strahlungseinfall: ±0,79; keine Möglichkeit eine stabile horizontale Lage sowie Kompassorientierung herzustellen u.a. durch stetiges Verkippen durch Wasserbewegungen) müssen gesondert betrachtet werden, da keine dreimalige Wiederholung möglich war.

5.2 Ergebnisse des Methodenvergleichs

Die Werte des prozentualen gesamten Strahlungseinfalls (r_s = -0,77) und der prozentualen Kronenüberdeckung des Überwuchses (r_s = -0,72) korrelierten hochsignifikant ($P < 0{,}001$) mit den Werten der Wörlein-Schätzung. Die negativ verlaufende Korrelation war durch die entgegengesetzten Ausrichtungen der Skalen zu erklären: Strahlungseinfall und Kronenoffenheit nahmen mit zunehmender Beschattung ab, welche entlang der Wörlein-Skala anstieg. Da sich die Korrelationen sehr stark ähnelten, wurde nur die Kurve zur Mittelwertskorrelation für den gesamten Strahlungseinfall dargestellt, da dieser die höchste Signifikanz aufwies und als wichtigste Variable angesehen wurde.

Die Regression mit verschiedenen Kurventypen ergab eine logarithmische Funktion als eine der besten Anpassung für den Zusammenhang zwischen den Schätzwerten nach Wörlein und der prozentualen totalen Strahlung ($R^2 = 0{,}64$; $F = 659{,}6$; Abb. 4). Die entsprechend modellierten Werte aus den Hemisphärenphotos, gruppiert auf die Schätzwerte nach Wörlein, unterschieden sich signifikant für die prozentuale Kronenoffenheit (Kruskal-Wallis-Test; $H = 201$, $P < 0{,}001$) und den prozentualen gesamten Lichteinfall ($H = 224$, $P < 0{,}001$; Abb. 5). Aufgrund der vier post-hoc U-Tests wurde das Signifikanzniveau durch Bonferroni-Korrektur von $P = 0{,}050$ auf $P = 0{,}013$ verändert. Daraus ergab sich, dass sich die Gruppen 1–5 bezüglicher aller betrachteten Werte hochsignifikant unterschieden. Nur die Gruppen bzw. Wörlein-Kategorien 2 „sonnig“ und Kategorie 3 „absonnig“ wiesen in Bezug auf den gesamten prozentualen Lichteinfall eine etwas schwächere ($P = 0{,}007$) und in Bezug der Kronenoffenheit keine signifikante ($P = 0{,}263$) Unterscheidung auf.

Die Unterschiede innerhalb der Gruppen bezüglich der Korrelationsstärke des prozentualen Strahlungseinfalls und den drei unterschiedlich errechneten Ellenberg-Zeigerwerten für Licht waren marginal und unterschieden sich bezüglich der Signifikanz in keinem Fall (Abb. 6). Obwohl im Bereich der Umbaustrecke und der Altwasser die ungewichteten Mittelwerte einen leicht niedrigeren Korrelationskoeffizienten aufwiesen als die Gewichtung über die Deckung, werden im Folgenden primär die ungewichteten Werte betrachtet. Der stärkste Zusammenhang wurde im Bereich des Altbestandes (ungewichtet: $r_s = 0{,}78$, $P < 0{,}001$) festgestellt. Ein geringerer, aber dennoch hochsignifikanter Zusammenhang, war im Bereich der Altwasser (ungewichtet: $r_s = 0{,}48$, $P < 0{,}001$) festzustellen.

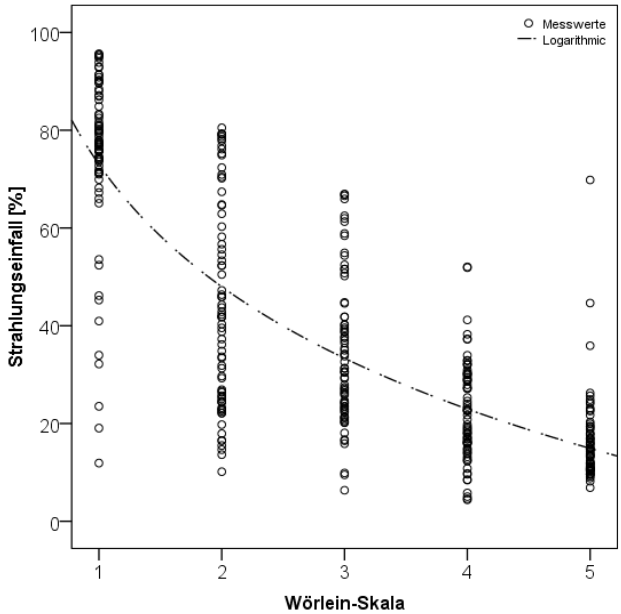

Abb. 4. Logarithmische Regression des prozentualen Strahlungseinfalles (errechnet aus hemisphärischen Photos) mit den geschätzten Werte der Wörlein-Skala ($r^2 = 0{,}64$).

Fig. 4. Logarithmic regression of the percent radiation (calculated from hemispherical photos) with estimates based on the Wörlein scale ($r^2 = 0.64$).

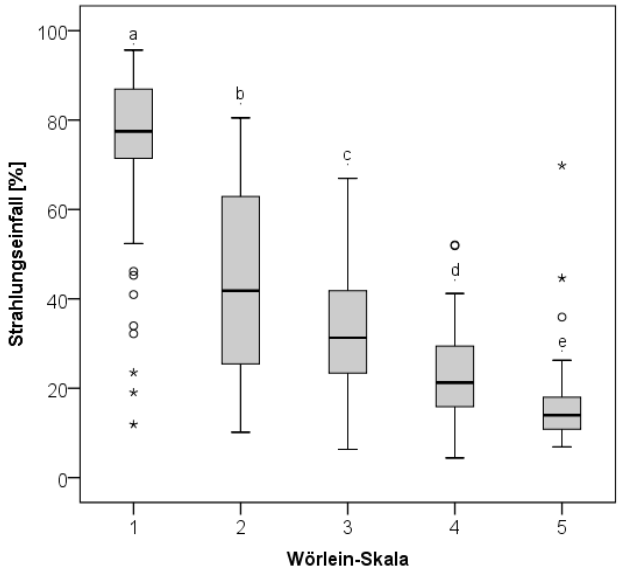

Abb. 5. Mittelwertvergleiche zur Prüfung der Abgrenzungsschärfe der Kategorien der Wörlein-Skala (Strahlungseinfalles errechnet aus hemisphärischen Photos). Boxplots mit unterschiedlichen Kleinbuchstaben sind significant verschieden ($P < 0{,}05$).

Fig. 5. Comparison of the means to investigate the resolution of the Wörlein scale (radiation calculated from hemispherical photos). Box plots with different letters are significantly different ($P < 0.05$).

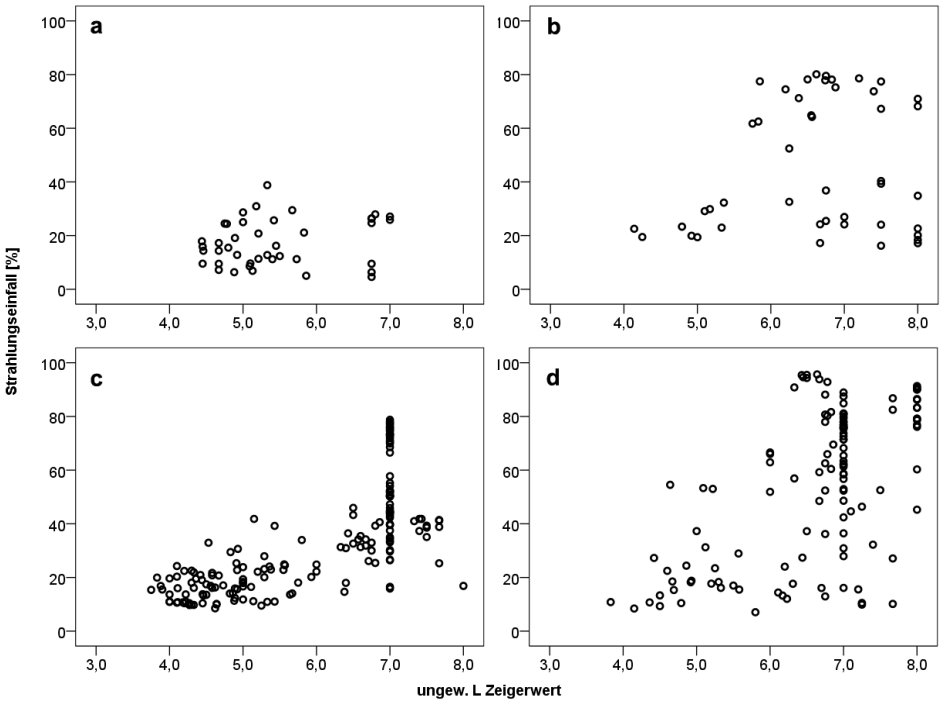

Abb. 6. Scatterplots zum Zusammenhang zwischen den mittleren ungewichteten Ellenberg-Lichtzeigerwerten und dem prozentualen Strahlungseinfall. Bereiche: (a) Vorfluter, (b) Umbaustrecke, (c) Altbestand und (d) Altwasser.

Fig. 6. Scatterplots showing the relationship between mean unweighted Ellenberg indicator values for light and the percentage radiation income. Areas: (a) gaining stream, (b) restoration section, (c) matured stand and (d) backwater.

Einzig im Bereich der Baumaßnahmen, wo auch die insignifikante Korrelation mit den ungewichteten Mittelwerten knapp am schwächsten ausfiel (gewichtet nach Deckung: $r_s = 0{,}12$; $P = 0{,}227$ und logarithmisch gewichtet: $r_s = 0{,}09$; $P = 0{,}278$), verbesserte sich die Korrelation mit dem Entfernen von Aufnahmeflächen mit wenigen Arten sukzessive (Abb. 7). In den Bereichen des Altwassers und der Altbestände verschlechtert sich die Korrelation mit der Entfernung von Aufnahmen mit weniger als zwei, drei oder vier Arten. Eine zusammenfassende Darstellung der Korrelationen der Messwerte und der mittleren ungewichteten Zeigerwerte sowie ihrer Signifikanzen kann Tabelle 2 entnommen werden.

6. Diskussion

6.1 Genauigkeit der Hemisphärenphotos

Insgesamt kann festgestellt werden, dass die Werte mit allen Aufnahmemethoden eine hohe Genauigkeit, also einen geringen Zufallsfehler aufwiesen. Durch die theoretische Abweichung von ±0,79 % bis maximal ±1,58 %, also <1 % Unterschied des prozentualen ge-

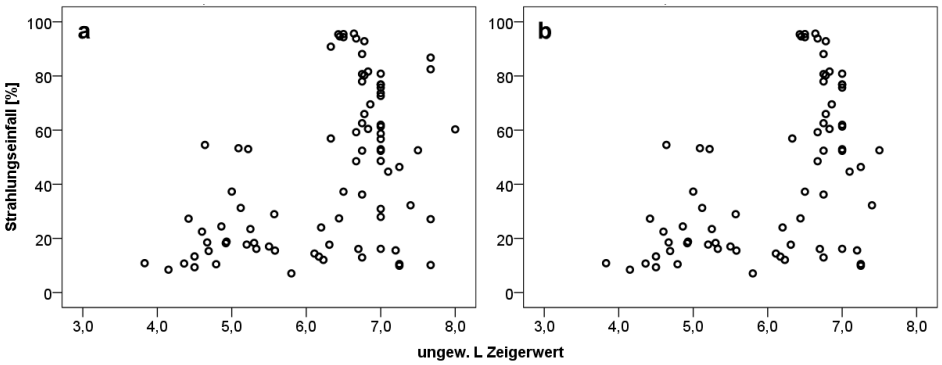

Abb. 7. Schrittweise Entfernung von Aufnahmen mit wenigen, dominanten Arten im Bereich des Altwassers zur Untersuchung derer Auswirkung auf die Korrelation der Ellenberg-Lichtzeigerwerte mit dem prozentualen totalen Strahlungseinfall. Nur Flächen mit (a) ≥ 3 Arten und (b) ≥ 4 Arten.

Fig. 7. Stepwise removal of plots with few dominant species in the backwater area to examine their influence on correlation of Ellenberg indicator values and percent total radiation income. Only plots with (a) ≥ 3 species and (b) ≥ 4 species.

samten Strahlungseinfalls nach der vollständigen Verarbeitung und Modellierung der Daten werden die Daten auch untereinander als qualitativ gleichwertig und damit vergleichbar angesehen.

Die unerwartet positiven Werte der Schwimmvorrichtung sind durch die Lage des geschlossenen Baumbestandes in westlicher sowie östlicher Richtung entlang des Umgehungsgewässers und einem entsprechenden Abstand des Testpunktes von ca. 10 m zu erklären. Bei diesen Gegebenheiten ist mit einem enormen Rückgang des Fehlers und somit der Standardabweichung zu rechnen (MONTERO et al. 2008). Da ein Großteil der Wasseraufnahmen unter ähnlichen Bedingungen erhoben wurden, können diese Werte trotzdem als repräsentativ angesehen werden. Die Werte des Nivellierstatives sowie der beiden Hochstativausführungen waren aufgrund der Aufnahme am jeweils gleichen Markierungspunkt besser vergleichbar. Aus diesem Grund wurde bei der statistischen Datenauswertung nicht zwischen den einzelnen Aufnahmearten unterschieden.

Das schlechtere Abschneiden des Hochstatives auf der ersten Stufe im Vergleich zur zweiten ist teils konstruktionsbedingt und teils durch den Blickwinkel der Aufnahmehöhe zu erklären. Durch die größere Länge der Latte und das Auftreten einer zusätzlichen losen Steckverbindung konnte diese relativ frei schwingen, während die schwere Kamerakonstruktion an der Spitze als träge Masse vergleichsweise stabiler blieb. Mit zunehmender Höhe bewegte sich auch die umstehende Vegetation immer mehr Richtung Bildrand, was zu einem ähnlichen Effekt wie zuvor bei den aquatischen Aufnahmen führte und durch die Entfernung zum dichten Baumbestand erklärt werden kann (MONTERO et al. 2008). Dies wird bestätigt durch die signifikanten Unterschiede der Mittelwerte eines Validierungsstandorts in verschiedenen Höhen (Differenz immer ca. 1 m).

Die Ähnlichkeit der Genauigkeit im Vergleich zum Nivellierstativ ergab sich vermutlich aus der genaueren horizontalen Ausrichtung: Das Hochstativ wurde mit der kleinen Grundfläche genau auf den Aufnahmepunkt gestellt, während das Nivellierstativ auf drei Punkten um den Aufnahmepunkt herum stand und sich durch die Längenänderung an einzelnen Sta-

Tabelle 2. Spearman-Korrelationen der mittleren ungewichteten Ellenberg-Lichtzeigerwerte mit dem prozentualen gesamten Strahlungseinfall in vier Habitattypen sowie Effekt des Ausschlusses von Aufnahmen mit nur wenigen Arten (1–4; * $P < 0{,}05$; ** $P < 0{,}01$)

Table 2. Spearman correlations of mean unweighted Ellenberg indicator values for light with percent total radiation income in four habitat types, including effects of excluding relevés with few plant species (1–4; * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$)

Arten-zahl		Korrelationen des Strahlungseinfalls mit den Lichtzeigerwerten			
		Vorfluter	Umbaustrecke	Altbestand	Altwasser
≥ 1	r_s	0,185	0,066	0,777**	0,477**
	P	0,123	0,333	0,000	0,000
	N	41	45	169	127
≥ 2	r_s	0,185	0,324*	0,760**	0,400**
	P	0,123	0,022	0,000	0,000
	N	41	39	150	109
≥ 3	r_s	0,185	0,513**	0,753**	0,381**
	P	0,123	0,001	0,000	0,000
	N	41	33	133	85
≥ 4	r_s	0,185	0,658**	0,730**	0,430**
	P	0,123	0,000	0,000	0,000
	N	41	29	125	72

tivbeinen immer horizontale Verschiebungen ergaben. Auch die N–S-Ausrichtung der Kamera erfolgte zuverlässiger, da der Kompass in ein rechteckiges Gehäuse integriert war, welcher direkt an die Aluminiumlatte angelegt werden konnte. Die Ausrichtung des leicht gerundeten Kameragehäuses musste beim Nivellierstativ durch eine visuelle Parallelausrichtung vollzogen werden. Das Hochstativ zeichnete sich demnach durch eine einheitlichere horizontale und vertikale Lage sowie genauere N–S-Ausrichtung, aus, neigte aber, zumindest in der niedrigeren Konfiguration, zum Verkippen. Das Nivellierstativ hingegen verhielt sich genau entgegengesetzt: Durch die Stabilität und den festen Stand erfolgte kein Verkippen; dafür waren die horizontale und vertikale Positionen der Kamera kaum reproduzierbar sowie die N–S-Ausrichtung weniger genau.

Für eine verbesserte Präzision zukünftiger Lichtmessungen in Auwaldgebieten mit Hilfe von Hemisphärenphotographie sollten folgende Parameter beachtet werden: Es wurde, bedingt durch die Aufnahmemethode selbst, nur Strahlung beachtet, die direkt von oben auf die Vegetation trifft. Besonders in den hier beachteten Uferbereichen des Auwaldes wirkt Strahlung allerdings auch aus einem Zenitwinkel von über 90° auf die Vegetation ein, denn durch die reflektierende Wasseroberfläche wird der Pflanzenbestand auch von unten indirekt mit Sonnenlicht versorgt. An Standorten mit submerser Vegetation ist unklar, wie repräsentativ die kleinflächig erfassten Strahlungsdaten über der Wasseroberfläche die Strahlungssituation für die photosynthetisch aktiven Organe der Pflanzen in verschiedenen Wassertiefen darstellt. Ein strahlungsmindernder Faktor ist die Reflektion an der Wasseroberfläche. Außerdem wird Licht am Übergang zwischen zwei verschiedenen Materialien gebrochen, was zu einer diffusen Streuung des Lichtes unter Wasser führt. Während dem ersten Problem mithilfe eines einfachen Faktors begegnet werden könnte, werden für die beiden anderen Probleme

komplexere Verfahren benötigt, da es sich hauptsächlich um die Beeinflussung durch Strahlung aus der räumlichen Umgebung handelt, welche möglicherweise durch die jeweils benachbarten Aufnahmen entlang des Transekts abgeschätzt werden könnte. Des Weiteren ist, durch einfache Wiederholungsversuche wie hier bereits durchgeführt, bei verschiedenen Wetterlagen die quantitative Auswirkung von überstrahlenden Sonnenflecken oder Linsenreflektionen zu prüfen, um deren Auswirkungen im Verhältnis zum hier erfassten zufälligen Fehler zu untersuchen.

6.2 Zuverlässigkeit der Schätzmethoden

Die Schätzung des Lichtklimas über die Wörlein-Skala kann als relativ zuverlässige Methode eingestuft werden. Es konnte ein Zusammenhang höherer Signifikanz zwischen der Wörlein-Skala und der tatsächlichen Strahlungstransmission festgestellt werden, die vom menschlichen Auge nicht objektiv wahrgenommen werden kann (HUBEL 1989) und stark witterungsabhängig ist, als zwischen der prozentualen Kronenoffenheit des Überwuchses, welche leichter und witterungsunabhängig erfasst wird. Der beschriebene mathematische Zusammenhang spiegelt eine Tatsache aus der Neurophysiologie wider. Das Weber-Fechner'sche Gesetz besagt dabei, dass sich die menschliche Empfindung eines linear ansteigenden Reizes logarithmisch erhöht (MASIN et al. 2009). Auch die Schärfe der Abtrennung der Kategorien 2–4 der Wörlein-Skala war unerwartet, da eher mit einem fließenden Übergang dieser Kategorien gerechnet wurde. Alle Aufnahmen, denen die Attribute „vollsonnig" bis „halbschattig" zugewiesen wurden, unterschieden sich in ihrer Gesamtmenge signifikant. Einzelne Überschneidungen sowie Ausreißer im Übergangsbereich waren zwar vorhanden, fielen aber kaum ins Gewicht. Einzig die Kategorien 2 und 3 („sonnig" und „absonnig") waren mit einem etwas höheren P-Wert signifikant zu unterscheiden. Dies spiegelt in gewisser Weise die eingangs formulierte Erwartung wider, sollte aber keinesfalls als deren Beleg angesehen werden. Die deutlich abgesetzte Kategorie 1 ist durch die konservative Verwendung von Extremwerten bei subjektiven Bewertungen zu erklären.

Bei der Auswertung früherer und zukünftiger Lichtschätzungen anhand der Wörlein-Skala sollte die nichtlineare Verteilung der Kategorien beachtet werden. Zudem muss die mathematisch bedingte, zurückgehende Trennschärfe zwischen den Kategorien im höheren Skalenbereich beachtet werden, die sich aus der Abflachung der Logarithmuskurve ergibt. Des Weiteren wäre eine Untersuchung unter Einbeziehung „trainierter" und „untrainierter" Kartierer sowie eine Erfassung der spezifischen Korrelation für verschiedene Kartierer für eine optimierte Modellerstellung von Interesse.

Für den Lichtwert nach Ellenberg liegen bisher allgemein wenige Messungen im Hinblick auf gemittelte Werte für Pflanzengemeinschaften vor, da sich dieser Wert in natürlicher Umgebung so kleinräumig verändert, dass sehr viele Messungen nötig sind, um repräsentative Vergleichswerte zu erhalten (ELLENBERG et al. 1991). In der vorliegenden Untersuchung erreicht der ungewichtete Mittelwert des Ellenberg-Lichtzeigers im Vergleich zu den beiden Gewichtungen über die Deckung nur teilweise die höchsten Koeffizienten in der Korrelation mit den Messdaten. Allerdings ergeben sich dabei keine Unterschiede auf Signifikanzniveau. Nach ELLENBERG et al. (1991) ist die ungewichtete Mittelwertbildung einer Gewichtung über die Deckung vorzuziehen, da zu einem großen Teil die Wuchsform und nicht eine Anpassung an bestimmte Standortfaktoren ausgedrückt wird. Aus diesen Gründen werden in der vorliegenden Untersuchung hauptsächlich die Ergebnisse aus den ungewichteten Mittelwerten der Ellenberg-Zeigerwerte betrachtet.

Der hochsignifikante Zusammenhang zwischen den Lichtzeigerwerten der Altbestandsflächen und der prozentualen Strahlungstransmission ist hauptsächlich auf die Lage innerhalb von Forstflächen, die sich relativ lange ohne Störungseinfluss und Stress entwickeln konnten, zurückzuführen. Die schwächere Korrelation der Standorte der Altwässer, sowie die klar erkennbare Linie an Ausreißern im Bereich des Altbestandes, ergeben sich vermutlich hauptsächlich durch die Vielzahl an Flächen mit *Phragmites australis*. Wächst diese Pflanze innerhalb einer Aufnahmefläche, tritt sie meist mit einer Deckung von bis zu 100 % auf. Dies hat einen Zeigerwert von 7 („Halblichtpflanze") für die komplette Aufnahmefläche zur Folge (s. Abb. 6). Hierbei ist die Methode der Zeigerwertberechnung irrelevant, da *Phragmites australis* als einzige Art auf der jeweiligen Aufnahmefläche vorkam und somit der Zeigerwert dieser relativ lichtvagen Pflanze gleich dem Mittelwert ist. Dies zeigt sich vor allem im Bereich der Altwasser, in denen auch bei der Felderhebung mitunter die ausgedehntesten Reinbestände beobachtet werden konnten (Abb. 1).

Werden Flächen mit vier oder weniger Arten aus der Analyse ausgeschlossen, liegt zwar der Korrelationskoeffizient etwas niedriger als bei der Einbeziehung aller Flächen (Tab. 2), doch die erkennbare „Linie" am Zeigerwert „7" dünnt sich aus (Abb. 7). Auch die Reduktion um über 50 Flächen (N = 127 auf N = 72) spricht für einen entscheidenden Einfluss von Dominanzbeständen. Das Vorkommen von *Phragmites australis* wird dabei hauptsächlich durch flache Uferbereiche mit schwach bewegtem Wasser hervorgerufen, welches zwischen dem angrenzenden Wald auf der einen und der tiefen, offenen Fließrinne auf der anderen Seite einen Bereich darstellt, der sich durch stark wechselnde Strahlungsverhältnisse auszeichnet. Allerdings wurden auch im Bereich des Altbestandes Dominanz- bzw. Einzelartbestände von *Phragmites australis* beobachtet. Da sich hier bei der Reduktion von Flächen mit jeweils 2, 3 oder 4 und weniger Arten statt einer erwarteten Verbesserung des Korrelationskoeffizienten eine stetige Verschlechterung ergab, sind offenbar andere Standortfaktoren für den Großteil des fehlenden Erklärungsgehaltes der Korrelation verantwortlich. Auch die fehlende bzw. schwache Korrelation im Bereich des Vorfluters und der Umbaustrecke wird nach diesem Muster erklärt: Die Strahlung weist eine recht homogene Verteilung über die kompletten Transektbereiche auf, während andere Standortfaktoren, z. B. die Wasserversorgung, dominieren. Zudem ist durch die regelmäßige und oft kurz zurückliegende Störung der Anforderung nach einer längeren ungestörten Entwicklung widersprochen.

Daraus ergibt sich, dass der Lichtzeigerwert lediglich in langzeitig ungestörten Altbeständen, wie von ELLENBERG et al. (1991) bereits beschrieben, mit den Messwerten in einer ähnlichen Stärke wie die Wörlein-Skala korreliert. Für den Zweck des Monitorings werden die Zeigerwerte allerdings nicht empfohlen, da eine Beobachtung des gesamten Gebietes mit einer konsistenten Qualität nicht möglich wäre. Weder eine einheitliche Regel zur Errechnung des optimalen Mittelwertes noch zur optimalen Korrelation über die Reduktion von Dominanzbeständen kann aufgestellt werden. Auch ELLENBERG et al. (1991) stellen unmissverständlich dar, dass Zeigerwerte aufgrund ihres heuristischen Charakters kein Ersatz für ökologische Messungen bilden, sondern lediglich als Orientierungswerte dienen können. Für die unmittelbare Beobachtung eines Systems, in welchem Veränderungen erwartet und sogar gezielt forciert werden, sind die Zeigerwerte daher unbrauchbar, da Änderungen erst nach einer unbestimmten Zeitspanne nach ihrem tatsächlichen Auftreten sichtbar und damit aus den Zeigerwerten ablesbar wären.

7. Schlussfolgerung

Da die angewandte Lichtmessung durch digitale Hemisphärenphotographie im Wald-Offenlandgradient zuverlässig und relativ einfach durchzuführen ist, kann eine Wiederholung bei gleicher Methodik bedenkenlos empfohlen werden. Dies wird vor allem dann relevant, wenn großflächigere Auswirkungen der ökologischen Flutungen auf die Kraut- und Baumschicht erkennbar sind. Zur Analyse weiter zurückliegender Vegetationsaufnahmen sowie zur weiteren regelmäßigen Erfassung wird empfohlen, die Strahlungsdaten aus der Wörlein-Skala abzuleiten. Einen Ansatz kann hier die ermittelte Regressionsgleichung mit weiterer Optimierung bereitstellen. Dabei sollte vor allem der logarithmische Zusammenhang durch das Weber-Fechner'sche Gesetz berücksichtigt werden. Eine Verwendung der Ellenberg-Zeigerwerte wird nicht empfohlen, da diese, vor allem in den als Referenzbereich angesehenen Flächen des Vorfluters, entweder nicht mit den Messwerten korrelieren, oder durch Dominanzbestände einzelner Arten bzw. aus unbekanntem Einfluss anderer Standortfaktoren verfälschte Ergebnisse liefern. Zudem wird ein begleitendes Monitoring durch die den Zeigerwerten anhaftende zeitliche Verzögerung in der Anzeige von Standortveränderungen unmöglich.

Danksagung

Großer Dank gilt dem Bundesamt für Naturschutz (BfN), welches das umfangreiche Monitoringprogramm mit den finanziellen Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) fördert. Wir danken den Mitarbeitern des Aueninstituts Neuburg für die technische Ausrüstung, Mithilfe bei den Vegetationsaufnahmen und besonders Michaela Walter-Rückel für die organisatorische Hilfe. Außerdem sei Luisa Multer für ihre Unterstützung bei der Felderhebung der Lichtdaten sowie Dr. Thomas Wagner für hilfreiche Hinweise zu dem Manuskript gedankt. Des Weiteren wollen wir den beiden anonymen Gutachtern der Zeitschrift für ihre kritischen Kommentare und Korrekturen danken.

Literatur

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2005): Bewertungsverfahren Makrophyten & Phytobenthos. Fließgewässer- und Seen-Bewertung in Deutschland nach EG-WRRL. – München: 245 pp.

BECKER, P., ERHART, D.W. & SMITH, A.P. (1989): Analysis of forest light environments. Part I. Computerized estimation of solar radiation from hemispherical canopy photographs. – Agric. For. Meteorol. 44: 217–232.

BÖCKER, R., KOWARIK, I. & BORNKAMM, R. (1983): Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. – Verh. Ges. Ökol. 11: 35–56.

CLASIFICACIÓN BIOCLIMÁTICA MUNDIAL (2009): Klimadiagramm Neuburg. Temperaturbeobachtung: 1945–1994; Regenfallbeobachtung: 1954–1994. – URL: http://www.ucm.es/info/cif/plot/geneubu.htm [Zugriff am 04.07.2012].

DIACI, J. & THORMANN, J.-J. (2002): Ein Vergleich verschiedener Lichtmessmethoden in Buchennaturwäldern Sloweniens aus verjüngungsökologischer Sicht. – Schweiz. Z. Forstwes. 153: 39–50.

ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – Ulmer, Stuttgart: 1333 pp.

ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULIßEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Goltze, Göttingen: 248 pp.

FIELD, A. (2009): Discovering statistics using spss. (and sex and drugs and rock 'n' roll'). 3. Aufl. – SAGE Publications, Thousand Oaks, CA: 821 pp.

FINSTERER, A. (1996): Naturnahe Auwaldbewirtschaftung. – In: STADT INGOLSTADT (Ed.): Ingolstädter Auwald-Symposium. Donauauen und Auwälder: 25–35. Ingolstädter Ökologische Schiften, Ingolstadt.

FRAZER, G.W., CANHAM, C.D. & LERTZMAN, K.P. (1999a): Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0. Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. – Burnaby; Millbrook: 36 pp.

FRAZER, G.W., CANHAM, C.D., SALLAWAY, P. & MARINAKIS, D. (1999b): Gap Light Analyzer. – Simon Fraser University; Institute of Ecosystem Studies, Burnaby; Millbrook.

FRAZER, G.W., FOURNIER, R.A., TROFYMOWC, J.A. & HALL, R.J. (2001): A comparison of digital and film fisheye photography for analysis of forest canopy structure and gap light transmission. – Agric. For. Meteorol. 109: 249–263.

FREY, W. & LÖSCH, R. (2010): Geobotanik. Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 600 pp.

GARCÍA, L.V. (2004): Escaping the Bonferroni iron claw in ecological studies. – Oikos 105: 657–663.

GATES, D.M. (1980): Biophysical ecology. – Springer-Verlag, New York: 611 pp.

GENDRON, F., MESSIER, C., LO, E. & COMEAU, P.G. (2006): The angular distribution of diffuse photosynthetically active radiation under different sky conditions in the open and within deciduous and conifer forest stands of Quebec and British Columbia, Canada. – Ann. For. Sci. 63: 43–53.

HERBERT, T.J. (1987): Area projections of fisheye photographic lenses. – Agric. For. Meteorol. 39: 215–223.

HILL, M.O., ROY, D.B., MOUNTFORD, J.O. & BUNCE, R.G.H. (2000): Extending Ellenberg's indicator values to a new area: an algorithmic approach. – J. Appl. Ecol. 37: 3–15.

HUBEL, D.H. (1989): Auge und Gehirn. Neurobiologie des Sehens. – Spektrum d. Wiss., Heidelberg: 238 pp.

HUTCHISON, B.A., MATT, D.R. & MCMILLEN, R.T. (1980): Effects of sky brightness distribution upon penetration of diffuse radiation through canopy gaps in a deciduous forest. – Agric. For. Meteorol. 22: 137–147.

JARČUŠKA, B. (2008): Methodological overview to hemispherical photography, demonstrated on an example of the software GLA. Methodological paper. – Folia Oecol. 35: 66–69.

JONCKHEERE, I., FLECK, S., NACKAERTS, K., MUYS, B., COPPIN, P., WEISS, M. & BARET, F. (2004): Review of methods for in situ leaf area index determination. – Agric. For. Meteorol. 121: 19–35.

KÄFER, J. & WITTE, J.-P.M. (2004): Cover-weighted averaging of indicator values in vegetation analyses. – J. Veg. Sci. 15: 647–652.

KOLLMANN, J., VIELI, M., EDWARDS, P.J., TOCKNER, K. & WARD, J.V. (1999): Interactions between vegetation development and island formation in the Alpine river Tagliamento. – Appl. Veg. Sci. 2: 25–36.

LANG, P., FREI, M. & EWALD, J. (2011): Waldgesellschaften und Standortabhängigkeit der Vegetation vor Beginn der Redynamisierung der Donauaue zwischen Neuburg und Ingolstadt. – Tuexenia 31: 39–57.

LONDO, G. (1976): The decimal scale for releves of permanent quadrats. – Vegetatio 33: 61–64.

LOOSER, R. (2003): Statistische Messdatenauswertung. Praktische Einführung in die Auswertung von Messdaten mit Excel und spezifischer Statistik-Software für naturwissenschaftlich und technisch orientierte Anwender. – Franzis, Poing: 254 pp.

MARGRAF, C. (2007): Vegetationsentwicklung der Donauauen bei Ingolstadt als Grundlage für Naturschutzbewertungen. – In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER UNIVERSITÄT FREIBURG & FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (Ed.): Europäische Flußauen und Auwälder. Ergebnisse des Kolloquiums vom 26. bis 28.04.2006: 82–97, Freiburg.

MASIN, S.C., ZUDINI, V. & ANTONELLI, M. (2009): Early alternative derivations of Fechner's law. – J. Hist. Behav. Sci. 45: 56–65.

MENGES, E.S. & WALLER, D.M. (1983): Plant strategies in relation to elevation and light in floodplain herbs. – Am. Nat. 122: 454–473.

MONTEITH, J.L. & UNSWORTH, M.H. (1990): Principles of environmental physics. 2. Aufl. – E. Arnold; Routledge, Chapman and Hall, London: 291 pp.

MONTERO, M., MORENO, G. & BERTOMEU, M. (2008): Light distribution in scattered-trees open woodlands in Western Spain. – Agroforest. Syst. 73: 233–244.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERICAL ADMINISTRATION (2013): Magnetic Field Calculators. Estimated Value of Magnetic Declination. – Boulder. URL: http://www.ngdc.noaa.gov/geomag-web/#declination [Zugriff am 14–07–2012].

NIKON CORP. (2000): Das Nikon-Handbuch zur Digitalfotografie mit der Digitalkamera COOLPIX 990. Online-Dokumentation, 109 pp.

NOBIS, M. (2005a): SideLook. – Imaging softwarw for the analysis of vegetation structure with true-colour photographs. – ApplEco.

NOBIS, M. (2005b): Program documentation for SIDELOOK 1.1.

NOBIS, M. & HUNZIKER, U. (2005): Automatic thresholding for hemispherical canopy-photographs based on edge detection. – Agric. For. Meteorol. 128: 243–250.

PFADENHAUER, J. (1997): Vegetationsökologie. Ein Skriptum; mit 64 Tabellen. 2. Aufl. – IHW-Verlag, Eching: 448 pp.

PROMIS, A., GÄRTNER, S., BUTLER-MANNING, D., DURÁN-RANGEL, C., REIF, A., CRUZ, G. & HERNÁNDEZ, L. (2011): Comparison of four different programs for the analysis of hemispherical photographs using parameters of canopy structure and solar radiation transmittance. Kombinierte Methoden aus Modellierung, Messung und Geländearbeit. – Waldökol. Landschaftsforsch. Naturschutz 11: 19–33.

RICH, P.M. (1990): Characterizing plant canopies with hemispherical photographs. – Remote Sens. Rev. 5: 13–29.

SCHULTZ, J. (2000): Handbuch der Ökozonen. 78 Tabellen. – Ulmer, Stuttgart: 577 pp.

SCHWALBE, E. (2005): Geometric modelling and calibration of fisheye lens camera systems. – Dresden: 6 pp.

SIEBEL, H.N. & BOUWMA, I.M. (1998): The occurrence of herbs and woody juveniles in a hardwood floodplain forest in relation to flooding and light. – J. Veg. Sci. 9: 623–630.

STAMMEL, B., CYFFKA, B., GEIST, J., MÜLLER, M., PANDER, J., BLASCH, G., FISCHER, P., GRUPPE, A., HAAS, F., KILG, M., LANG, P., SCHOPF, R., SCHWAB, A., UTSCHIK, H. & WEIßBROD, M. (2012): Floodplain restoration on the Upper Danube (Germany) by re-establishing water and sediment dynamics: a scientific monitoring as part of the implementation. – River Syst. 20: 55–70.

STUHR, J. (2009): Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten für die WRRL- und FFH-Richtlinie in schleswig-holsteinischen Seen. Vegetation des Belauer Sees, des Großensees, des Postsees, des Selenter Sees, des Stocksees und des Stolper Sees. – Kiel: 169 pp.

TEXTOR, H. (2007): Der Auwald des Wittelsbacher Ausgleichsfonds zwischen Neuburg/Donau und Ingolstadt. – In: FAKULTÄT FÜR FORST- UND UMWELTWISSENSCHAFTEN DER UNIVERSITÄT FREIBURG & FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (Ed.): Europäische Flußauen und Auwälder. Ergebnisse des Kolloquiums vom 26. bis 28.04.2006: 41–48, Freiburg.

WAGEMANN, H.-G. & ESCHRICH, H. (1994): Grundlagen der photovoltaischen Energiewandlung. Solarstrahlung, Halbleitereigenschaften und Solarzellenkonzepte. – Teubner, Stuttgart: 143 pp.

WÖRLEIN, F. (1992): Pflanzen für Garten, Stadt und Landschaft. Taschenkatalog. – Dießen am Ammersee.

ZERBE, S., WIEGLEB, G. & ROSENTHAL, G. (2009): Einführung in die Renaturierungsökologie. – In: ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (Ed.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. 1. Aufl.: 1–21. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Neckar.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2013

Band/Volume: NS_33

Autor(en)/Author(s): Riedel Matthias, Schwab Andre, Kollmann Johannes

Artikel/Article: Vergleichende Analyse des Standortfaktors Licht in einem dynamisierten Abschnitt der Donauaue bei Ingolstadt 111-131