

Geostatistische Analyse der Strahlwirkung in Fließgewässern am Beispiel der Wasserpflanzen

Horst Tremp

Institut für Landespflege, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Tennenbacher Straße 4, 79106 Freiburg; horst.tremp@landespflege.uni-freiburg.de

Keywords: Wasserpflanzen, Räumliche Autokorrelation, Moran's I, Struktur, scale, Strahlwirkung

Einleitung

Strahlwirkung bezeichnet einen Vorgang, bei dem aus ökologisch intakten Fließgewässerabschnitten Organismen in strukturell schlechtere Abschnitte gelangen, sich dort ansiedeln und so den ökologischen Zustand verbessern (DRL 2008). Nach verbreiteter Übereinkunft kann durch Kenntnis und Nutzung der Strahlwirkung die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wesentlich kosteneffizienter gestaltet werden. Nur wurden bislang grundlegende Variablen - die Intensität der Strahlwirkung und die Strahlweglänge - weder für die Organismen (biologische Qualitätsparameter nach EG-WRRL), noch für die zu berücksichtigenden 24 Fließgewässertypen Deutschlands angemessen quantifiziert. Angesichts der räumlich meist zu gering aufgelösten Vegetationsdaten, des häufig nicht übereinstimmenden Maßstabs erhobener Standortfaktoren mit der Zielvariablen (Artenverbreitung), sowie die für geostatistische Analysen meist ungeeignete Datenform, sollte die Anwendung einfacher Strukturfunktionen auf geeignete Datensätze zu einem beträchtlichen Erkenntnisgewinn führen. Die Intensität der potenziellen Strahlwirkung bei Wasserpflanzen lässt sich in einem ersten Schritt über den Autokorrelationskoeffizienten, die Gewässer(typ)-spezifische potenzielle Strahlweglänge (= Wirkungsbereich) über die statistisch signifikante lag-Distanz quantifizieren. Beide Kenngrößen lassen sich in eine räumlich explizite Aussage der Erfolgswahrscheinlichkeit von Maßnahmen zur Förderung der Strahlwirkung übersetzen.

Material und Methoden

Die Ammer ist ein kleineres Fließgewässer im Einzugsgebiet des Neckars (Rhein) vom Typ Feinmaterialreicher, karbonatischer Mittelgebirgsbach. Sie verbindet auf einer Länge von 22,5 km und 0,42 % mittlerem Gefälle die Städte Herrenberg und Tübingen (Baden-Württemberg). Die Ausformung des teilweise bis 1 km breiten Ammertals fällt in das Eiszeitalter (AGN & NAG 1999) und steht in keinem Verhältnis zur heutigen Größe des Fließens. Das Einzugsgebiet der stark von Grundwasser geprägten Ammer beträgt etwa 164 km², ihr Jahresabfluss 46 Mio. Kubikmeter. Sie verläuft vorwiegend in weichen Keuperschichten, schneidet aber auch die geologische Formation des Oberen Muschelkalks an. Die Ammer ist ein stark anthropogen verändertes Gewässer, kennzeichnend ist die historische und z. T. noch aktuelle Mühlennutzung (Ausleitungen). Sie ist durch Siedlungsentwässerung stark hydraulisch belastet (Bettersion) und ihre Gewässerstruktur wurde

durch den Wasserbau über weite Strecken stark bis sehr stark verändert. Neben der häufig bis an den Gewässerrand betriebenen landwirtschaftlichen Nutzung wirken sich bauliche Veränderungen und Schnittgut-Entsorgung aus Kleingärten sowie illegale Abfallentsorgung nachteilig auf das Gewässer aus. Die biologische Gewässergüte wird über weite Strecken mit II (mäßig belastet) eingestuft (RP 2005).

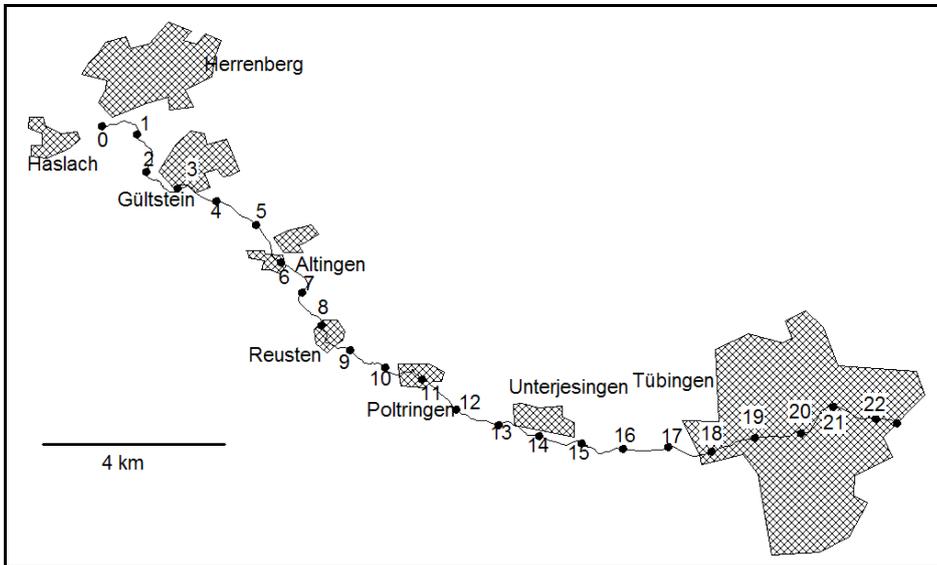


Abb. 1: Ammerverlauf und Kilometrierung (Quelle bis Mündung). Die Untersuchung wurde bis Kilometer 18 in 100 m Abständen durchgeführt.

Die Vegetationsaufnahmen wurden von den Ammerquellen bis zur Stadtgrenze Tübingen alle 100 m („segment system“, Frissell et al. 1986) in Abschnitten von 10 m („reach system“ Frissell et al. 1986) durchgeführt (Abb. 1). Die Gewässergröße und die kurzen Abschnitte erlaubten eine prozentuale Deckungsschätzung. Arten mit einer Deckung von weniger als 1% gingen mit dem Wert 0,1 in die Berechnungen ein. Bisweilen kommt es in Mischbeständen und tieferen Rückstau-bereichen zur gegenseitigen Überdeckung einzelner Arten (vertikale Schichtung), doch spielt diese in kleinen flachen Fließgewässern keine entscheidende Rolle. Die Art und Weise der Aufnahme steht zwischen rangskalierten Mengenschätzungen variabler Gewässerstrecken und Mikro-kartierungen (vgl. Kohler & Janauer 1995). An 180 Probestellen wurde die potenzielle Sonnenscheindauer (Horizontoskop) an der Wasseroberfläche, die maximale Strömungsgeschwindigkeit (Driftkörper über 10 m), Sedimentzusammensetzung (visuelle Schätzung), Wassertiefe (Mehrfachmessung bei 0 m, 5 m und 10 m) sowie Temperatur und elektrische Leitfähigkeit erhoben. Die Nährstoffe Phosphat und Nitrat sowie Gesamthärte und Säurebindungsvermögen wurden in Kilometer-Abständen mit Schnelltests gemessen.

Neben Mittelwert und Variationskoeffizient wurden korrelative Strukturen zwischen den Standortfaktoren und Vegetationsdeckung durch die Komponentenladungen einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) wiedergegeben. Mit dem Koeffizient Moran's I wurde die räumliche Autokorrelation der Einzelvariablen bestimmt. Eine räumliche Autokorrelation ist eine Korrelation zwischen den Werten einer Variablen als Funktion ihrer räumlichen Distanz (Legendre & Legendre 1998). Jeder Koeffizient wird auf Signifikanz geprüft. Ein Korrelogramm wird als global signifikant bezeichnet, wenn wenigstens für eine Distanzklasse das Signifikanzniveau nach Bonferroni-Korrektur unterschritten wird. Die globale Signifikanz der Korrelogramme wurde bei 50 berücksichtigten Distanz-
klassen (= 5 km) bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha' < 0,0001$ festgelegt. Es wird davon aus-

gegangen, dass bei Ausbreitungsprozessen von Pflanzen eine positive räumliche Autokorrelation bei kurzen Distanzen wahrscheinlich ist. Daher wurde der Signifikanztest einseitig durchgeführt. Für die Standortparameter gilt prinzipiell dasselbe. Bei fehlender räumlicher Autokorrelation ist der Erwartungswert von Moran's I null. Die Berechnung erfolgte mit der frei erhältlichen Software Rookcase (Sawada 1999).

Ergebnisse

Die Nitratwerte sind über das gesamte Gewässer hoch ($> 20 \text{ mg/l NO}_3^-$), ab Kilometer 5 (Abb. 1) sind die Phosphatkonzentrationen ($> 0,5 \text{ mg/l PO}_4^{3-}$) erhöht, sodass ein der elektrischen Leitfähigkeit (Wassertemperatur) ähnlicher, weitreichender Nährstoffgradient ausgebildet ist. Eine Nährstofflimitierung ist daher unwahrscheinlich (vgl. Demars & Harper 2005). Die Gesamthärte erstreckt sich über den Wertebereich $3,6 - 7,3 \text{ mmol/l}$ (hartes bis sehr hartes Wasser), das Säurebindungsvermögen über $4,5 - 7,3 \text{ mmol/l}$.

Tab. 1: Mittelwerte und Variationskoeffizienten von Standortfaktoren/Vegetationsdeckung (n = 180) und hochstetiger Arten. Neben lag-Distanz und dem 1. Moran's I Koeffizienten (lag-Distanz = 100 m) sind (fett: bedeutsame/redundante) Komponentenladungen einer PCA angegeben.

	Mittelwert	Variationskoeffizient (%)	Max. lag-Distanz "Pot. Strahlwirkung (m)"	1. Moran's I Koef. "Intensität der Strahlwirkung"	Komponentenladungen (PCA)	
					Faktor I	Faktor II
El. Leitfähigkeit ($\mu\text{S/cm}$)	1114.0	18.0	4200	0.95	-0.105	-0.333
Fließgeschwindigkeit (m/s)	0.5	59.1	600	0.45	-0,747	0.165
Sohlsubstrat (Schlick, Schlamm; %)	29.8	119.9	400	0.56	0,807	-0.288
Wassertiefe (cm)	49.9	48.8	200	0.39	0,718	-0.309
Pot. Sonnenscheindauer (Apr.-Sep.; h)	716.1	88.6	200	0.49	0.532	0,697
Vegetationsdeckung (%)	23.7	100.2	300	0.39	0.209	0,823
<i>Fontinalis antipyretica</i> % (n = 52)	2.3	87.7	600	0.41	Erklärte Varianz (%)	
<i>Berula erecta</i> % (n = 94)	15.2	129.7	600	0.52		
<i>Ranunculus fluitans</i> % (n = 49)	11.8	144.2	400	0.55	34.4	24.7
<i>Elodea canadensis</i> % (n = 63)	8.9	167.7	100	0.33		
<i>Hygroamblystegium tenax</i> % (n = 84)	2.0	167.7	100	0.37		
<i>Leptodictyum riparium</i> % (n = 82)	2.4	186.2	100	0.37		

Die chemischen Faktoren prägen das Gewässer als Ganzes und bestimmen in Verbindung mit anderen über das gesamte Gewässer wirksamen Faktoren wie der Anzahl der Hochwasserereignisse (Riis & Biggs 2003) den Artenpool. Vorwiegend kleinräumig wirksame Variablen, welche die Produktion und Artenzusammensetzung „vor Ort“ bestimmen, zeigt Tabelle 1. Neben den hier aufgeführten Arten wachsen in der Ammer *Callitriche spec.* (nur *Callitriche platycarpa* fruchtend), *Zannichellia palustris*, *Elodea nuttallii*, *Ranunculus trichophyllus*, *Potamogeton crispus*, *Nasturtium officinale*, *Veronica anagallis aquatica*, *Veronica beccabunga*, *Agrostis stolonifera*, *Phalaris arundinacea*, *Glyceria fluitans*, *Rhynchosstegium riparioides*, *Fissidens crassipes* und *Batrachospermum cf. moniliforme*. Mit Ausnahme der letztgenannten Rotalge handelt es sich um persistente Arten der Kalkfließgewässer (Trempe & Kohler 1995), die nur bei erheblich höherer stofflicher oder hydraulischer Belastung verschwinden würden.

In Abb. 2 zeigt das Korrelogramm des Summenparameters elektrische Leitfähigkeit erwartungsgemäß eine ideale Gradientenstruktur, die durch positive Werte auf Kurz- bis Mitteldistanzen bis hin zu schließlich negativen Werten bei sehr weiten Distanzen (in Abb. 2 nicht gezeigt) gekennzeichnet ist. Die Fließgeschwindigkeit ist noch über Gewässerlängen bis 600 m autokorreliert. Insbesondere Querbauwerke und Ausleitungen verhindern aber eine deutlichere Gradientenstruktur.

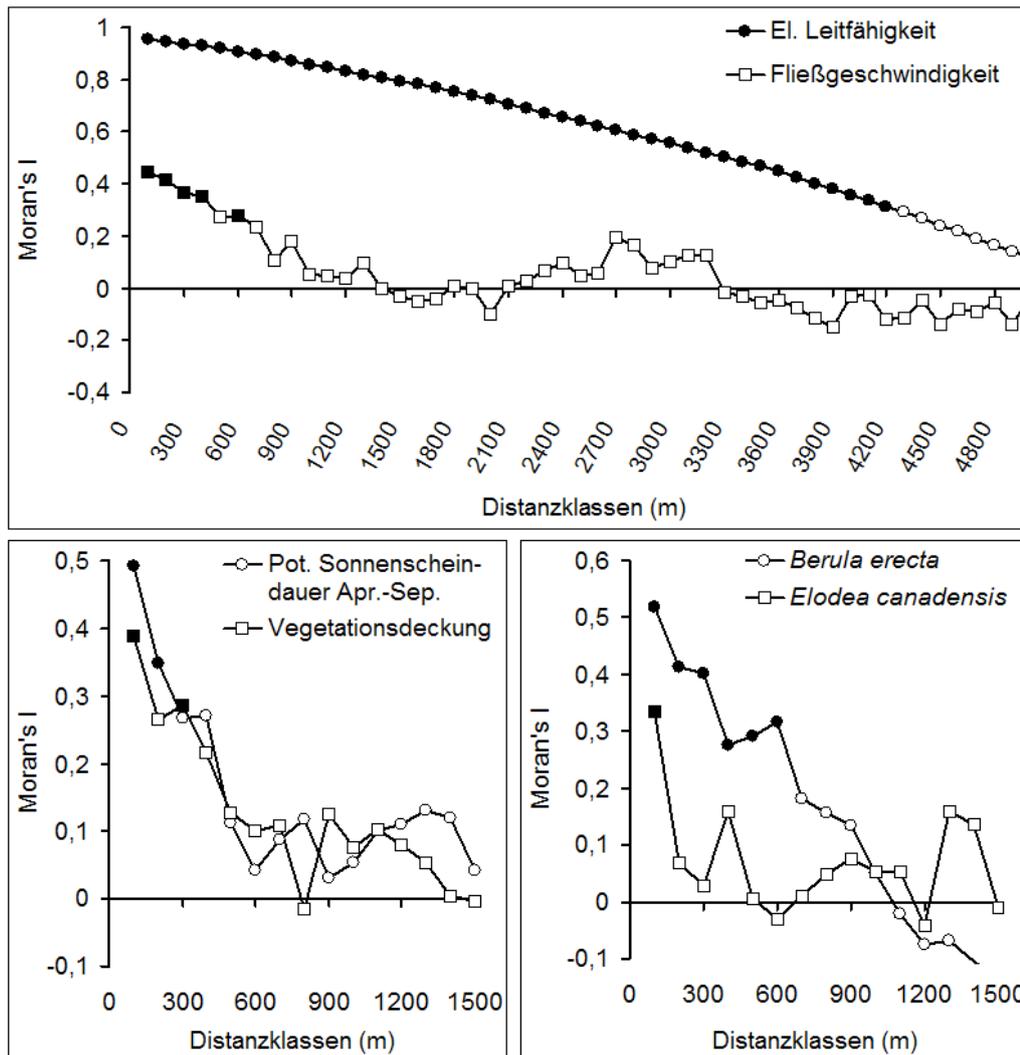


Abb. 2: Strukturdiagramme abiotischer und biotischer Kenngrößen. Ausgefüllte Symbole kennzeichnen die nach Bonferroni-Korrektur signifikanten ($P < 0,0001$) Koeffizienten.

Auch bei allen anderen Strukturfunktionen (Abb. 2) kommt es bereits nach kurzen Distanzen zur Oszillation um den Nullpunkt, was kennzeichnend für ein räumlich zufälliges Muster ist (Legendre & Legendre 1998). Regelmäßige Schwankungen der Kurven, die auf regelhaft auftretende Musterbildungen (Trempe 2004) im Gewässerverlauf hindeuten, wurden mit dem gewählten Untersuchungsansatz nicht erfasst oder liegen nicht vor.

Die astronomisch mögliche Sonnenstundenanzahl nicht geneigter Flächen beträgt über die Monate April – September (Sommerhalbjahr, Vegetationsperiode) für das Gebiet etwa 3000 h. Bedingt durch die starke Eintiefung der Ammer sowie die Silhouette der krautigen Ufervegetation und der Bäume, erreicht im Mittel weniger als ein Drittel (Tab. 1) der direkten Sonnenstrahlung die Gewässeroberfläche. Bei einer überschlagsweise angenommenen tatsächlichen Sonnenscheindauer zwischen 50 - 60% des potenziellen Wertes, abzüglich der Lichtreflexion an der Wasseroberfläche sowie Verluste durch Streuung und Absorption im Wasserkörper - die Ammer ist häufig getrübt - wird klar, dass Licht sehr schnell zum Produktionsbegrenzenden Faktor wird. Die praktisch gleich-

laufenden Strukturfunktionen potenzielle Sonnenscheindauer und Vegetationsdeckung (Abb. 2) bekräftigen die hohe Bedeutung des Lichtes für die submerse Vegetation.

Eine eindeutige Interpretation der Strukturdiagramme einzelner Arten ist bei der gegebenen Datenbasis und Verrechnung nicht möglich. Die Ursache der Verbreitungsmuster beruht auf mindestens drei Komponenten: die Artausbreitung, Etablierung und Standorteinpassung. Bei jeder Art ist die Bedeutung dieser Komponenten unterschiedlich zu gewichten. So ist der dauerhafte Verbleib von *Berula erecta* nach unsicherer Ausbreitungs- und Etablierungsphase durch fest verankerte Rhizome, Ausläuferausbreitung und morphologische Anpassungsfähigkeit sehr wahrscheinlich. Hingegen dürfte in der vorherrschend stark strömenden Ammer bei *Elodea canadensis* eine vergleichsweise schlechtere Standorteinpassung erfolgen. Im Grunde belegt das Strukturdiagramm (*Berula erecta/Elodea canadensis*) nur, dass der Aufrechte Merk über längere Distanzen, und damit über standörtlich unterschiedliche Gewässerabschnitte hinweg, dauerhafte Population aufgebaut hat. Trotz Ausbreitungs- und Etablierungsstärke (Spross-Fragmentierung; always-ready strategy, Barrat-Segretain & Bornette 2000) der Kanadischen Wasserpest eignen sich die vorherrschenden Standortstypen nicht zur dauerhaften Etablierung. Hierzu zählen insbesondere lichtarme flach überströmte Gewässerabschnitte.

In Fällen, bei denen das Artvorkommen an spezifische Ressourcen gebunden ist, sollte eine positive räumliche Autokorrelation geprüft werden, ob sie nicht auf einer Gemeinsamkeitskorrelation beruht. Beispielsweise ist das Auftreten von *Hygroamblystegium tenax* an das Vorhandensein nicht überschlickter natürlicher oder künstlicher Festsubstrate (Blöcke, größere Steine) gebunden. Für das Auftreten von *Ranunculus fluitans* hingegen ist eine bestimmte Mindestströmung Voraussetzung. Ähnliche lag-Distanzen zwischen Fließgeschwindigkeit und Deckung des Fluthahnenfußes (Tab. 1, Abb. 2) machen eine solche Gemeinsamkeitskorrelation höchst wahrscheinlich und unterstreichen damit vor allem die Bedeutung kleinräumig wirksamer Standortfaktoren auf die Verbreitungsmuster der Arten.

Fazit

Angesichts geringer räumlicher Wirkungsbereiche der Wasserpflanzenverbreitung und der nicht zu unterschätzenden Bedeutung kleinräumig wirksamer Standortfaktoren für die Artenzusammensetzung in Fließgewässerabschnitten wird einer positiven Strahlwirkung im eingangs genannten Sinne eine nachrangige Bedeutung zur ökologischen Verbesserung des Gewässerzustandes beigemessen. Hierbei wird natürlich nicht infrage gestellt, dass Pflanzenvorkommen oberhalb vegetationsfreier Abschnitte eine Grundvoraussetzung für deren Wiederbesiedelung sind. Wasserpflanzenzusammensetzung und – diversität werden von Faktoren beeinflusst, die sowohl auf der räumlichen Skala des Gewässersystems als auch der Abschnitte angesiedelt sind. Die historische Komponente spielt ebenfalls eine gewichtige Rolle (Harding et al. 1998). Wirksame Reproduktions- und Ausbreitungsmechanismen sind bei den meisten Wasserpflanzen nachweislich vorhanden (Weyer 2008). Diese sind zwar ebenfalls Grundvoraussetzung, für sich alleine aber nicht hinreichend in hydraulisch stark gestressten Bächen und Flüssen ein naturnahes Besiedlungsbild herzustellen.

Vonseiten der Prognostizierbarkeit der Wasserpflanzenbesiedlung erscheint eine Fokussierung auf die Gewässerränder (laterale Besiedlungsstrategien) lohnend. Dies ist der Tatsache geschuldet, dass vor allem amphiphytische Arten (hierzu zählen praktisch alle Wassermoose) bei ungünstigen Lebensbedingungen über der Mittelwasserlinie verbleiben und von dort den dauerhaft submersen Bereich wiederbesiedeln (= laterale Fluktuationen). Bei diesen Arten ist eine gewisse Erfolgswahr-

scheinlichkeit „dauerhaft-fluktuierender Besiedlung“ in strukturell wenig geeigneten (Leitbildferner) Fließgewässerabschnitten gegeben. Eine Übertragung dieser Ergebnisse auf vermeintlich ähnliche oder gar andere Fließgewässer(typen) ist nicht zulässig. Inwieweit Befunde aus dieser Pilotstudie in gleicher Weise für naturnahe und natürliche Fließgewässer zutreffen, kann derzeit ebenfalls nicht beantwortet werden. Ohne zweckdienliche Grundlagenerhebungen und Einsatz adäquater analytischer Instrumente (z. B. Demars & Harper 2005, Sanderson et al. 2005, Peterson et al. 2007) bleibt auch die Beurteilung und Bewertung des Eintrags von Arten aus Refugialräumen (Neben- und Hauptgewässer) fraglich.

Der erste Schritt einer nachhaltigen Förderung gewässertypischer Wasserpflanzen der Ammer ist die Rücknahme der hydraulischen Belastung mit ihren Folgeerscheinungen wie der Tiefen- und Randerosion sowie hoher Sedimentfrachten. Gleichzeitig sollte eine naturgemäße Bewaldung des engeren Gewässerkorridors gefördert werden.

Literatur

- AGN-Arbeitsgruppe Naturschutz und NAG-Naturkundliche Arbeitsgemeinschaft Tübingen (1999): Das Ammertal bei Tübingen: Materialien zu einem geplanten Landschaftsschutzgebiet. Die Tübinger Fauna und Flora, Beiheft. Bd. 1. 63 S.
- Barrat-Segretain, M.-H. & Bornette, G. (2000): Regeneration and colonization abilities of aquatic plant fragments: effect of disturbance seasonality. *Hydrobiologia* 421. 31 - 39.
- Demars, B. O. L. & Harper, D. M. (2005): Distribution of aquatic vascular plants in lowland rivers: separating the effects of local environmental conditions, longitudinal connectivity and river basin isolation. *Freshwater Biology* 50. 418 - 437.
- DRL – Deutscher Rat für Landespflege (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, 81. 138 S.
- Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E. & Hurley, M. D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification. Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10. 199 - 214.
- Harding, J. S., Benfield, E. F., Bolstad, P. V., Helfman, G. S. & Jones III, E. B. D. (1998): Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 95. 14843 – 14847.
- Kohler, A. & Janauer, G. A. (1995): Zur Methodik der Untersuchung von Fließgewässern mit Hilfe von aquatischen Makrophyten. VIII-1.1.3. In: Steinberg C. E. W., Bernhardt, H. & Klapper, H. (Hrsg.), *Handbuch angewandte Limnologie: Ecomed.* 1 - 22.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998): *Numerical Ecology.* Elsevier, Amsterdam. 853 S.
- Peterson, E. E., Theobald, D. M. & Ver Hoeff, J. M. (2007): Geostatistical modelling on stream networks: developing valid covariance matrices based on hydrologic distance and stream flow. *Freshwater Biology* 52. 267 - 279.
- RP – Regierungspräsidium (2005): EG – Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG). Vorläufiger Bericht zur Bestandsaufnahme Teil B. Bearbeitungsgebiet Neckar. 76 S. & Kartenanhang.
- Riis, T. & Biggs, J. F. (2003): Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnology and Oceanography* 48. 1488 - 1497.
- Sanderson, R. A., Eyre, M. D. & Rushton, S. P. (2005): The influence of stream invertebrate composition at neighbouring sites on local assemblage composition. *Freshwater Biology* 50. 221 - 231.
- Sawada, M. (1999): Rookcase: an Excel 97/2000 Visual Basic (VB) add-in for exploring global and local spatial autocorrelation. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 80 (4). 231 - 234.
- Trempe, H. & A. Kohler (1995): The usefulness of macrophyte monitoring systems. Exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta Botanica Gallica* 142(6). 541 - 550.
- Trempe, H. (2004): Räumlich-autokorrelierte Strukturen in naturnahen Keuperbächen des Schurwaldes (Südwestdeutschland). *DGL - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003 (Köln).* 168 - 172.
- Weyer, K. van de (2008): Aquatische Makrophyten in Fließgewässern des Tieflandes – Mögliche Maßnahmen zur Initiierung der Strahlwirkung. In: DRL – Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.). *Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, 81.* 67 - 70.