

Bewertung der Makrophyten-Biodiversität in Fließgewässern

Uwe Veit & Alexander Kohler

Synopsis

The assessment of macrophytic diversity in running waters is usually based on the abundance of species which seems to be estimated quite exactly. However when developing methods for the recording and assessment of biodiversity in running waters special attention has to be paid to the depth in taxonomical classification and characteristics in the mapping method used, e. g. the variable section length. In this paper suggestions for two different parameters are made to estimate α diversity as well as β diversity. For the “species diversity” as a parameter for α diversity the variability of section lengths is taken into consideration. Based on the “species diversity” the “habitat dissimilarity” is deduced as an index for β diversity. However to allow for an adequate comparability of species diversity the same number of hybridies, sub species and varieties of species must be classified. Therefore standardised taxa lists are recommended. The challenge hereby is to create a list which is mainly practicable but which also considers the taxonomical characteristics mirroring the full extent of macrophytic diversity.

Keywords: running waters, bio diversity, macrophytes, indices, taxa list, hybridies

Schlüsselwörter: Fließgewässer, Biodiversität, Makrophyten, Indices, Taxaliste, Hybridien

1 Einleitung

Die Erfassung, Aus- und Bewertung von Biodiversität in Biotopen und Ökosystem-Ausschnitten hat in den letzten Jahren vermehrt an Bedeutung gewonnen. Wichtige Beiträge dazu sind vor allem in Bezug auf terrestrische Ökosysteme geleistet worden. Hierfür wurden auch die wesentlichen Begriffe zur Beschreibung von Biodiversität definiert sowie verschiedene Indices entwickelt, um die Biodiversität auf der Grundlage einzelner, räumlich begrenzter Vegetationsaufnahmen erfassen zu können. Obwohl einige dieser Indices auch in aquatischen Ökosystemen Anwendung finden (siehe z. B. WASHINGTON 1984) wurden bislang nur wenige Werkzeuge zur Untersuchung und Bewertung der Biodiversität für die spezifischen Gegebenheiten in Fließgewässern entwickelt und erprobt.

Zwei Begriffe zur Biodiversität haben sich in der Ökologie allgemein etabliert: Die α -Diversität oder Punkt-Diversität (TILLMANN 2004) ist ein Maß für den Artenreichtum eines Bestands bzw. einer Lebensgemeinschaft (WHITTAKER 1972). Hierunter versteht man ganz direkt die Anzahl an Arten innerhalb eines untersuchten Biotops. Häufig besteht auch ein Interesse daran, die Unterschiede zwischen zwei Habitaten zu ermitteln, d. h. in welchem Maß sie sich in ihrer Artenzusammensetzung voneinander unterscheiden (MÜHLENBERG 1993). Diese Diversität wird als β -Diversität oder Gradientendiversität der Arten be-

zeichnet und ist für eine Bewertung meist von größerem Interesse, aber dementsprechend nicht so einfach zu ermitteln.

Terrestrische Biotope erstrecken sich auf einen flächig ausgedehnten Bereich, der sich mal mehr oder weniger von benachbarten Biotoptypen abgrenzen lässt, aufgrund seiner räumlichen Größe aber in seiner Artengesamtheit fast nie vollständig erfasst werden kann (vgl. DIERSSEN & JENSEN 2002). Daher werden zur Beschreibung der Biodiversität möglichst charakteristische Flächen vegetationskundlich untersucht und von diesen auf den gesamten Biotop geschlossen. Dabei sind verschiedene Annahmen über die vermutliche Gesamtartenzahl zu machen, die sich je nach gewähltem Diversitätsparameter unterscheiden.

Im Gegensatz dazu handelt es sich bei Fließgewässern um in erster Näherung lineare Strukturen, die viel mehr als ein Kontinuum mit einem Gradienten verschiedener Faktoren von der Quelle bis zur Mündung aufzufassen sind. Dies spiegelt sich auch in der Vegetation wider. Solange die Fließgewässer eine gewisse Breite nicht überschreiten, lassen sich diese Gewässerbiotope nahezu vollständig kartieren, so dass sich die α -Diversität nahezu direkt bestimmen ließe.

In der vorliegenden Arbeit sollen zunächst Möglichkeiten zur Erfassung der α - und β -Diversität in Fließgewässern auf der Grundlage von Kartierungsdaten gemäß KOHLER (1978a) in Form zweier Kenngrößen mit Beispielen vorgestellt werden. Anschließend werden die Aussagekraft und generelle Probleme derartiger Parameter unter besonderer Berücksichtigung floristischer und taxonomischer Aspekte erörtert.

2 Bewertungsmethoden für Fließgewässer

Die Bestimmung der Gesamtartenzahl in einem Fließgewässer-Abschnitt scheint zunächst aufgrund der klaren Begrenzung der Kartierabschnitte trotz floristischer Probleme bei der Festlegung zu unterscheidender Taxa noch lösbar. Spätestens jedoch bei der Betrachtung der β -Diversität stellt sich die Frage, mit welcher Detailtiefe die zu vergleichenden Biotope untersucht wurden bzw. in wie weit bei der Kartierung Aggregate, Arten, Kleinarten, Varietäten oder Hybriden getrennt erfasst wurden (vgl. LI & WU 2004). Diese Detailtiefe wirkt sich unmittelbar auf die erfasste Gesamtartenzahl je Biotop aus. Für Fließgewässer von Bedeutung sind dabei beispielsweise so kritische Sippen wie *Potamogeton* oder auch *Ranunculus* Subgenus *Batrachium*. Die häufig nicht leicht zu unterscheidenden Hybriden können hier leicht zu einer Über- oder Unterschätzung der Artenvielfalt führen, die direkt von der Kenntnis des Bearbeiters abhängt. Außerdem ändert sich die systematische Bewertung von Arten und Unterarten im Laufe der wissenschaftlichen Diskussion, so dass selbst eine Beschränkung auf den Art-Status als Klassifizierungsmerkmal keine Sicherheit bietet. Geht es daher um einen Vergleich verschiedener Fließgewässer oder eines Gewässers über mehrere Jahre hinweg, bei denen die Bearbeiter wechseln, ist die Verwendung einer Standardliste anzuraten, die zumindest eine ein-

heitliche Wertungsgrundlage darstellt und die ermittelten Artenzahlen vergleichbar macht. Eine derartige Standardliste steht mit der „Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde“ (BLW 2003) für Fließgewässer zur Verfügung und stellt einen wichtigen Schritt zu einer vergleichbaren Biodiversitätsbewertung in Gewässern dar.

Ein Charakteristikum der Methode nach KOHLER (1978a) bzw. SCHAUMBURG et al. (2004), die häufig zur Kartierung der Makrophyten-Vegetation von Fließgewässern verwendet werden, besteht darin, dass das Gewässer in floristisch und ökologisch homogene Abschnitte eingeteilt wird. Daraus ergeben sich fast zwangsläufig unterschiedlich lange Kartierabschnitte, die bei den weiteren Auswertungen zu berücksichtigen sind. Wie in Abb. 1 für zwei unterschiedliche Gewässer zu sehen ist, hat diese variable Abschnittlänge einen Einfluss auf die maximale Artenzahl je Abschnitt. In kürzeren Kartierabschnitten ist die Artenzahl im allgemeinen geringer als in längeren Abschnitten, wobei die Artenzahl logarithmisch mit zunehmender Abschnittlänge ansteigt.

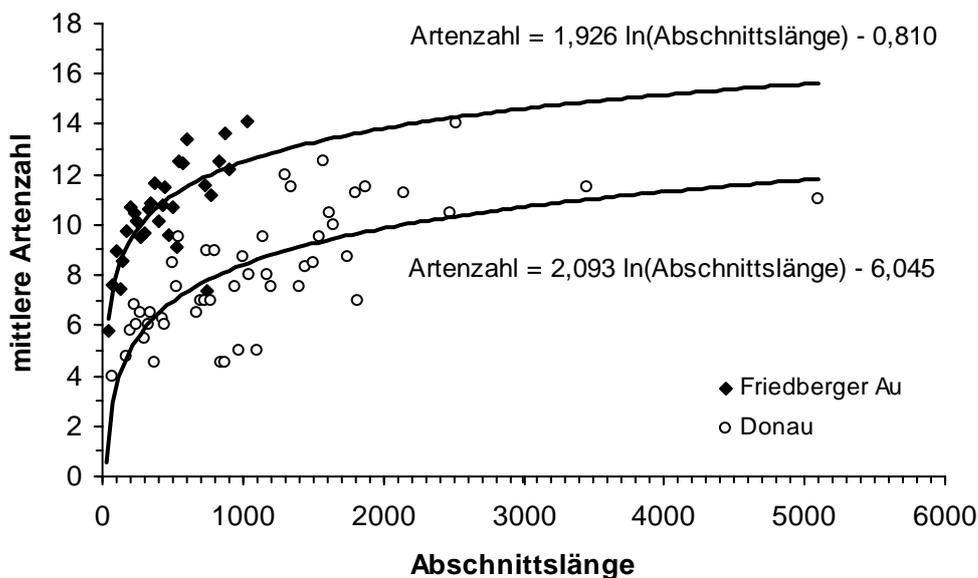


Abb. 1: Mittlere Anzahl der Gefäß-Hydrophyten und -Amphiphyten in Abhängigkeit der Längen der Kartierabschnitte. Der Auswertung liegen die Daten von sieben Kartierungen in der Friedberger Au zwischen 1972 und 2001 (ca. 900 Datensätze) bzw. von zwei Kartierungen der Donau in Baden-Württemberg zwischen 1988 und 2004 (ca. 380 Datensätze) zu Grunde.

Fig. 1: Mean abundance of vascular hydrophytes and amphiphytes in relation to the length of mapped sections. The evaluation is based on data of seven mappings in the Friedberger Au from 1972 to 2001 (approx. 900 data sets) and two mappings in the Danube in Baden-Württemberg between 1988 and 2004 (approx. 380 data sets).

Unter Berücksichtigung der Problematik kritischer Sippen sowie des Einflusses unterschiedlicher Abschnittslängen auf die mittlere Gesamtartenzahl in einem Abschnitt lässt sich Artendiversität A in einem Abschnitt als Maß für die α -Diversität wie folgt berechnen, wobei der Wert der Anschaulichkeit wegen auf eine Standard-Abschnittslänge von 1000 m normiert wird:

$$A_i = \frac{n_i}{\ln(l_i)} \cdot \ln(1000)$$

A_i	Artendiversität in Abschnitt i bezogen auf eine Abschnittslänge von 1000 m
n_i	Artenzahl (nach der Taxaliste) in Abschnitt i
l_i	Länge des Abschnitts i

Um verschiedene Abschnitte oder ganze Bereiche von Fließgewässern vergleichen zu können, lassen sich zum Einen die Artendiversitäten einander gegenüber stellen, von größerem Interesse sind dabei aber v. a. die Arten, die nur in einem der Abschnitte vorkommen und somit die Unterschiede darstellen.

Für die Habitatdifferenz H als Maß für die β -Diversität wird daher die Artendiversität dieser Differenzarten auf die Artendiversitäten zweier zu vergleichenden Fließgewässerabschnitte oder zweier Fließgewässerbereiche bezogen:

$$H_{i,j} = \frac{\frac{n_{diff}}{\ln(l_i + l_j)}}{\frac{n_i}{\ln(l_i)} + \frac{n_j}{\ln(l_j)}} \cdot 100 \%$$

$H_{i,j}$	Habitatdifferenz zwischen Abschnitt i und Abschnitt j
n_i, n_j	Artenzahl (nach der Taxaliste) in Abschnitt i bzw. Abschnitt j
n_{diff}	Anzahl Arten, die jeweils nur in einem der Abschnitte i bzw. j vorkommen
l_i, l_j	Länge des Abschnitts i bzw. Abschnitts j

Die Habitatdifferenz H kann Werte zwischen 0 % und 100 % annehmen, wobei niedrige Werte für geringe Unterschiede im Arteninventar und damit eine hohe Ähnlichkeit stehen, hohe Werte dagegen große Unterschiede bzw. geringe Ähnlichkeit der verglichenen Abschnitte oder Bereiche hinsichtlich der Makrophyten-Vegetation anzeigen.

3 Ergebnisse

Auf der Grundlage der beiden vorgestellten Indices wird im Folgenden die Makrophyten-Diversität an zwei unterschiedlichen Fließgewässer-Systemen untersucht und dargestellt. Dabei handelt es sich zum Einen um die Friedberger Ach, deren Makrophyten-Vegetation seit 1972 bislang insgesamt acht Mal kartiert wurde (VEIT & KOHLER 2003), sowie den Oberlauf der Donau zwischen Donaueschingen und Ulm, der in den Zeiträumen 1988-1990 sowie 2004/2005 zweimal vegetationskundlich untersucht wurde (SCHÜTZ et al. 2005, 2008).

In Abb. 2 sind die Artendiversität A und die Habitatdifferenz H sowohl für die Donau als auch die Friedberger Ach jeweils für die aktuellste Kartierung dargestellt. Hinsichtlich der Artendiversität je Abschnitt zeigen sich keine großen Unterschiede zwischen den beiden Gewässern.

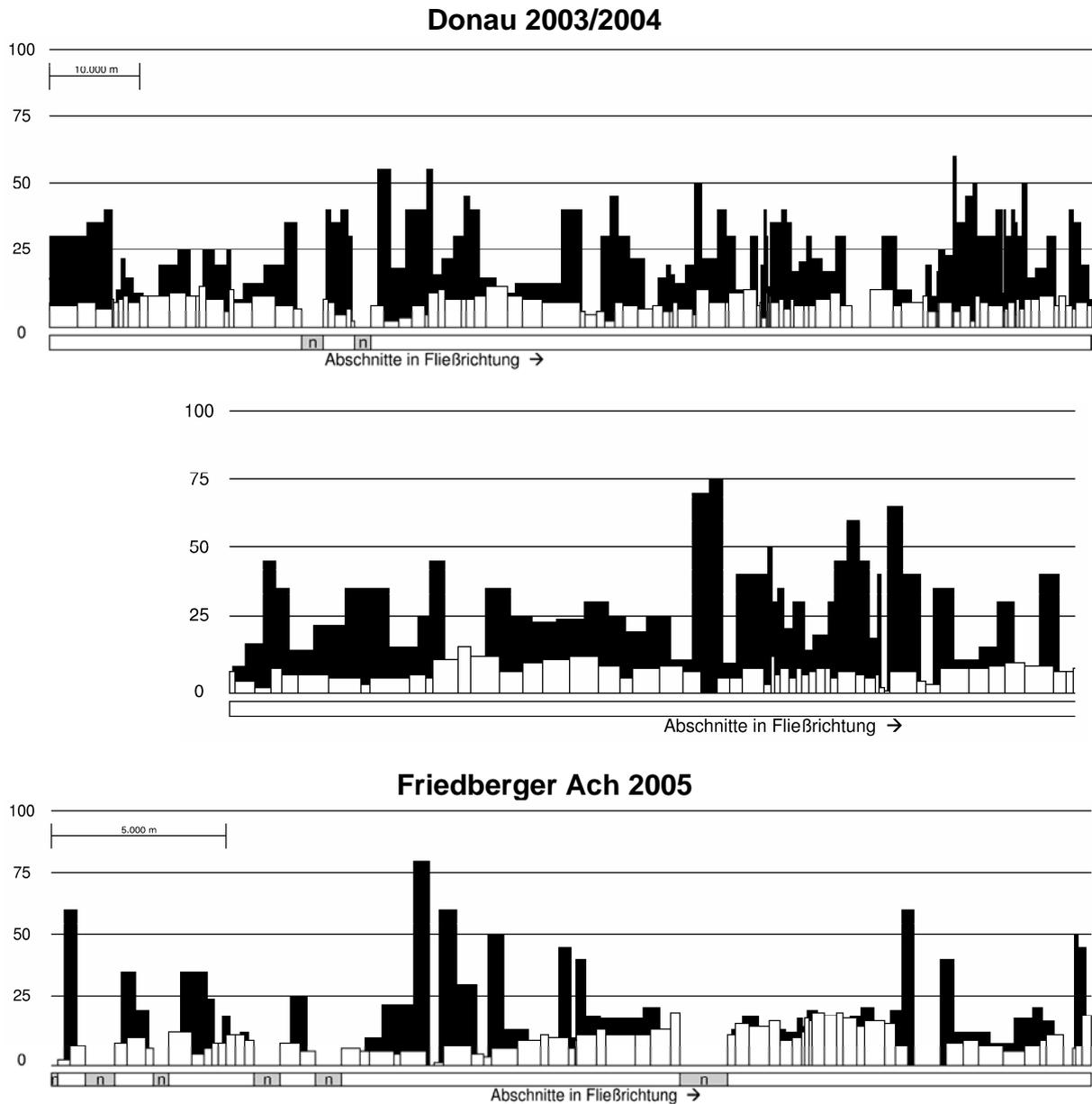


Abb. 2: Artendiversität A (□) und Habitatdifferenz H (■) für die Donau in den Jahren 2003/2004 sowie der Friedberger Ach im Jahr 2005 auf der Grundlage aller Hydrophyten, Amphiphyten sowie Characeen. Die Anordnung der Abschnitte folgt dem Fließgewässer-Verlauf von der Quelle (links) in Richtung Mündung (rechts). Die Habitatdifferenz wurde jeweils für zwei benachbarte Abschnitte berechnet; n = nicht kartiert.

Fig. 2: Species Diversity A (□) und Habitat Dissimilarity H (■) for the Danube in 2003/2004 and the Friedberger Ach in 2005, respectively, on the basis of all hydrophytes, amphiphytes and Characeae. The section are arranged according to the course of the running water from the spring (left) in direction to the mouth (right). The habitat diversity has been calculated for each of two neighbouring sections; n = not mapped.

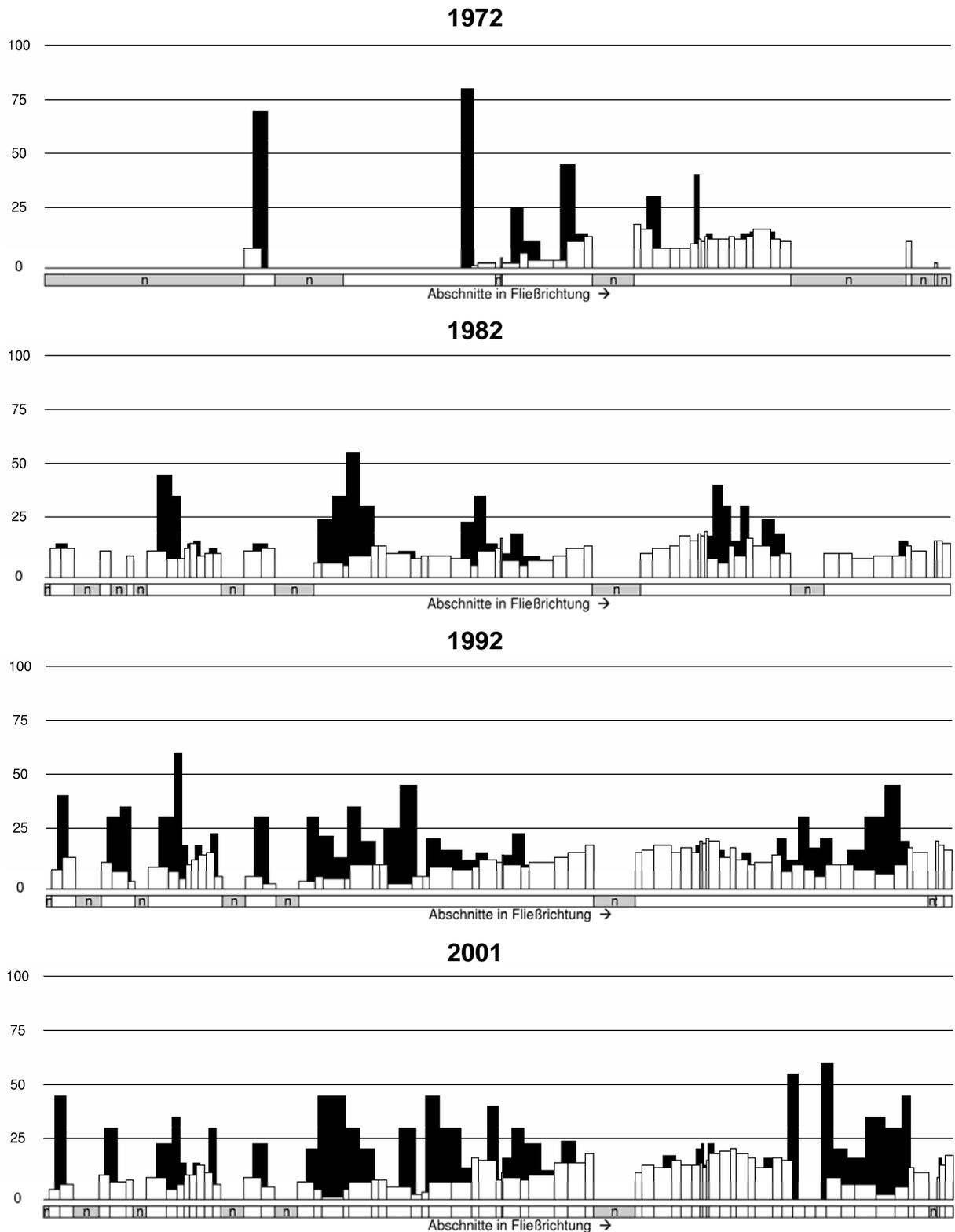


Abb. 3: Artendiversität A (\square) und Habitatdifferenz H (\blacksquare) für die Friedberger Ach in den Jahren 1972, 1982, 1992 und 2001 auf der Grundlage aller Hydrophyten, Amphiphyten sowie Characeen; die Habitatdifferenz wurde jeweils für zwei benachbarte Abschnitte berechnet; n = nicht kartiert.

Fig. 3: Species Diversity A (\square) and Habitat Dissimilarity H (\blacksquare) in the Friedberger Ach in 1972, 1982, 1992 und 2001 on the basis of all hydrophytes, amphiphytes and Characeae; the habitat diversity has been calculated for each of two neighbouring sections n = not mapped.

Für beide Gewässer liegen die Werte für A im Bereich zwischen 5 und 15 Arten je 1000 m Fließstrecke, wobei vor allem in der Donau immer wieder vereinzelt auch Abschnitte mit Werten < 5 Arten/1000 m auftreten. Demgegenüber liegt die Artendiversität im Mittel- bis Unterlauf der Friedberger Ach teilweise bei über 20 Arten je 1000 m Gewässerstrecke. In Bezug auf die Habitatdifferenz liegen die Werte für die Donau insgesamt deutlich höher als für die Friedberger Ach, was durch die im Längsverlauf stärker variierende Artenzusammensetzung hervorgerufen wird. Grund hierfür dürfte der in der Donau deutlicher ausgeprägte Wechsel von Fließ- und Staustrecken durch Querbauwerke sein, der sich in der Makrophyten-Vegetation widerspiegelt. Bis auf wenige Ausnahmen ist die Habitatdifferenz in der Friedberger Ach deutlich geringer und die Werte für H nehmen nur selten Werte über 25 % an. Die Habitatbedingungen in der Friedberger Au, sofern sie sich auf die Makrophyten-Vegetation auswirken, scheinen demnach deutlich homogener als in der Donau zu sein.

In Abb. 3 wurde für die Friedberger Ach die Entwicklung der Makrophyten-Diversität für den Zeitraum zwischen 1972 und 2001 exemplarisch für einige der Kartierungen dargestellt. Trotz der geringen Anzahl kartierter Abschnitte 1972 zeigen sich für diese Kartierung deutliche Unterschiede in der Artendiversität. Auffällig war zudem eine Makrophyten-Verödungszone, d. h. in einigen der kartierten Abschnitte wuchsen keinerlei höhere Wasserpflanzen. Bei der Kartierung 1982 zeigen sich bereits deutlich geringere Unterschiede in der Artendiversität. Ab 1992 ist das Arteninventar im oberen Mittellauf mit Werten von A meist zwischen 5 und 10 Arten/1000 m Fließstrecke eher reduziert, während weiter flussabwärts Werte von teilweise über 20 Arten je 1000 m Gewässerstrecke erreicht werden.

Im gleichen Zeitraum geht die Habitatdifferenz eher zurück. Trotz der weniger umfangreichen Datengrundlage zeigen sich 1972 deutlich größere Unterschiede zwischen den Abschnitten als bei den späteren Kartierungen. Klare Schwerpunkte in Bezug auf variierende Habitate zeigen sich im oberen Mittellauf sowie im Unterlauf, in denen einige Abschnitte eine nur geringe Artenvielfalt aufweisen. Die artenreichen Gewässerbereiche sind dagegen in sich relativ homogen.

Mit den beiden vorgestellten Indices lassen sich jedoch nicht nur einzelne Abschnitte miteinander vergleichen, auch größere Einheiten zusammenhängender Abschnitte können damit charakterisiert werden. In Abb. 4 wurde dies für die vier Fließgewässer in der Friedberger Au für vier Kartierungen durchgeführt. Es zeigt sich, dass sich die drei Grundwassergräben hinsichtlich der Artendiversität nur wenig unterscheiden. Während diese jedoch im Hörgelaugraben und Höggraben während des fast 30-jährigen Untersuchungszeitraum leicht zurückgeht, steigt sie im Forellenbach leicht an. Eine leicht Zunahme in der Artendiversität lässt sich auch für die Friedberger Ach ausmachen, wobei die Werte insgesamt etwas über denen der Grundwassergräben liegen, was in erster Linie auf den weiteren Trophiebereich der kartierten Gewässerstrecke zurückzuführen ist.

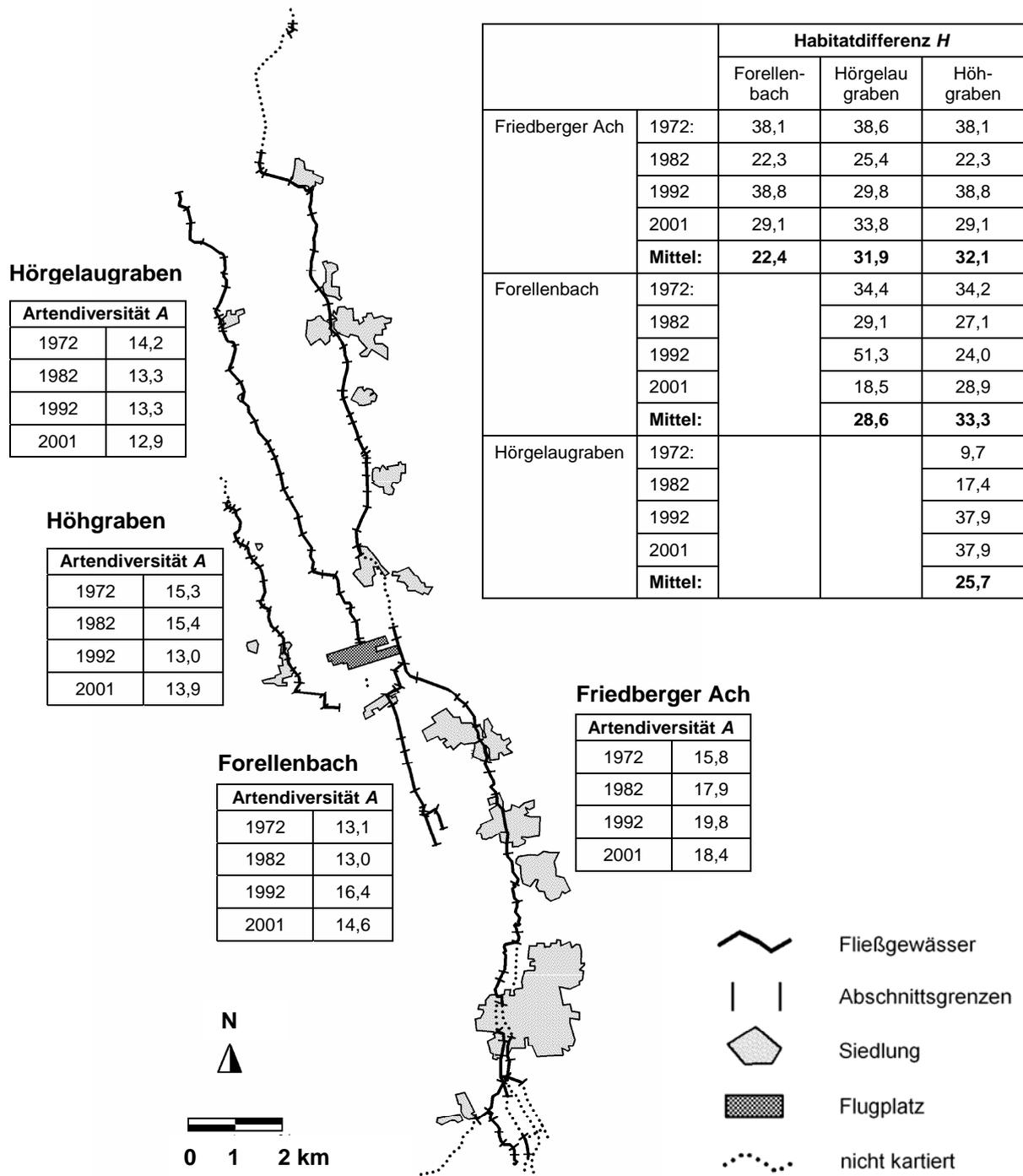


Abb. 4: Artendiversität A und Habitatdifferenz H für die vier untersuchten Fließgewässer in der Friedberger Au zwischen 1972 und 2001. Grundlage für die Auswertung waren die Arten aller kartierten Abschnitte eines Gewässers.

Fig. 4: Species diversity A and Habitat Dissimilarity H for the four investigated running waters in the Friedberger Au from 1972 until 2001. The species of all sections mapped served as a basis for the evaluation.

Vergleicht man die untersuchten Gewässer paarweise (Abb. 4) zeigt sich dass sich Friedberger Ach und deren Zufluss Forellenbach floristisch sehr ähnlich sind, was aus den geringen Werten für die Habitatdifferenz H abgeleitet werden kann. Demgegenüber unterscheiden sich diese beiden Gewässer von den beiden

Grundwassergräben Höh- und Hörgelaugraben stärker. Besonders interessant ist jedoch gerade im Vergleich von Höh- und Hörgelaugraben, dass diese zu Beginn der Untersuchungen 1972 sich extrem ähnlich waren ($H = 9,7$). Der deutliche Anstieg von H auf 37,9 in den Jahren 1992 und 2001 macht deutlich, dass sie sich seitdem in ihrer Habitatstruktur deutlich auseinander entwickelt haben müssen.

4 Diskussion

Die vorgestellten Methoden zur Berechnung und Bewertung der Makrophyten-Diversität berücksichtigen die spezifischen Gegebenheiten, die sich für Fließgewässer ergeben. Hierzu zählen in erster Linie die überwiegend eindimensionale Ausbreitung der Habitate sowie die Längsgradienten verschiedener Einflussfaktoren, die die Ausprägung der Makrophyten-Vegetation im Längsverlauf eines Fließgewässers maßgeblich beeinflussen. Außerdem sind die auf die gewählte Aufnahme-Methode zurückzuführenden Charakteristika der Datenstruktur zu berücksichtigen, wozu bei Fließgewässern, die mit der Methode nach KOHLER (1978a) kartiert wurden, insbesondere die variablen Abschnittslängen zählen. Bei einem Vergleich der Artenzahlen je Abschnitt muss daher berücksichtigt werden, dass in kürzeren Abschnitten tendenziell weniger Arten gefunden werden, als dies in einem längeren Abschnitt mit identischen Umweltparametern der Fall wäre. Insbesondere Arten mit geringer Verbreitung bzw. verringerter Ausbreitungsgeschwindigkeit besiedeln häufig nicht alle möglichen Habitate oder erst mit einer gewissen Verzögerung (KOHLER 1981). Der Zusammenhang zwischen Abschnittslänge und Artenzahl konnte für zwei unterschiedliche Fließgewässer-Systeme, das der Donau und der Friedberger Au, gezeigt werden, wobei ein logarithmischer Zusammenhang zwischen Abschnittslänge und Artenzahl abgeleitet werden konnte. Dieser Zusammenhang stellt die Basis für die Umrechnung der Artenzahl zur Artendiversität A dar. Wird sie in einem Diagramm entsprechend der Lage der Abschnitte aufgetragen, lassen sich einfach die Bereiche in einem Fließgewässer ermitteln, die sich durch einen besonders großen Artenreichtum auszeichnen.

Über die Artendiversität lassen sich jedoch nur bedingt die Bereiche eines Gewässers bestimmen, in denen unterschiedliche Habitate aneinander grenzen. Unterschiedliche Habitate lassen sich am besten durch Leitarten beschreiben, die spezifisch auf bestimmte Umweltbedingungen reagieren bzw. diese widerspiegeln. Über diese stenöken Arten können Abschnitte mit sehr unterschiedlicher Makrophyten-Vegetation ermittelt werden, die ein Hinweis auf variierende Habitatbedingungen ist (KOHLER 1978b). Die Habitatdifferenz setzt dieses Konzept um. Je höher die Habitatdifferenz ist, umso unterschiedlicher ist die Makrophyten-Vegetation in den miteinander verglichenen Abschnitten. Dabei wird angenommen, dass diese Unterschiede auf ökologische und/oder anthropogene Einflussfaktoren zurückzuführen sind. Sind zwei Abschnitte völlig identisch, so dass es keine differenzierenden Arten ($n_{diff} = 0$) gibt, wird die Ha-

bitatdifferenz ebenfalls 0. Unterscheiden sich die beiden zu vergleichenden Abschnitte maximal, d. h. kommt jede der Arten jeweils nur in einem der beiden Abschnitte vor ($n_{diff} = n_i + n_j$), wird die Habitatdifferenz maximal und konvergiert mit zunehmender Abschnittslänge gegen 100 %, nimmt diesen Wert aber nie an. Dies ist auf die Artendiversität A zurückzuführen, der die Annahme zugrunde liegt, dass bei Abschnitten, die kleiner als das Minimumareal sind, mit zunehmender Abschnittslänge weitere Arten hinzu kämen, wobei es sich um Arten handeln könnte, die in beiden Abschnitten enthalten sein könnten. Dann würden sich die Abschnitte nicht völlig unterscheiden. Je länger die verglichenen Abschnitte sind, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass weitere Arten hinzukämen, womit die Habitatdifferenz nahezu 100 % erreicht.

Die beiden vorgestellten Indices zur Beschreibung der Makrophyten-Vegetation in Fließgewässern täuschen aber nicht über ein grundsätzliches Problem bei der Bewertung der Biodiversität hinweg, das generell für alle Bewertungsansätze zur auf der Grundlage von Artenzahlen gilt. Für jeden Vergleich sind übereinstimmende Kriterien zur taxonomischen Klassifizierung von Arten unabdingbar. Je detaillierter Aggregate, Unterarten und Varietäten differenziert werden, umso höher wird die Artenzahl ausfallen und dadurch eine höhere Diversität ergeben. Daher ist eine gemeinsame Taxaliste zur vergleichbaren Bewertung von Diversität unabdingbar in der weniger auf der Grundlage des Artbegriffs als vielmehr einer praktikablen Unterscheidung von Taxa klassifiziert wird, wobei die Taxa auch unterschiedliche Ränge haben dürfen. Die vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft erstellte Liste (BLW 2003) ist hier ein wichtiger Schritt.

Die Einschränkung auf eine einheitliche Taxaliste birgt aber auch die Gefahr, taxonomische Besonderheiten und Biotope, die von besonderem Interesse hinsichtlich der Biodiversität sind, nicht ausreichend zu erfassen. Die Häufung von Makrophyten-Hybriden (z. B. *Potamogeton* und *Ranunculus* Subgenus *Batrachium*) in manchen Gewässersystemen und Regionen könnte Ausdruck einer erhöhten Diversität sein (KOHLER et al. 1971, KOHLER et al. 2000), die bei Bewertungen z. B. hinsichtlich der Schutzwürdigkeit von Biotopen mitberücksichtigt werden müssen. Ebenso ist die Aufspaltung genetisch unterschiedlicher Taxa in Unterarten, Rassen und Ökotypen von besonderem Interesse. Eine Häufung solcher Taxa könnte auf eine hohe Standortvielfalt bzw. Gewässerstruktur hinweisen (vgl. DIERSSEN & JENSEN 2002), könnte aber auch auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen sein, wenn sich beispielsweise durch Veränderung der trophischen Bedingungen ursprünglich getrennte Areale überschneiden und somit eine Hybriden-Bildung ermöglicht wird (z. B. *Ranunculus peltatus* mit *R. fluitans*). Hier stellt sich die Frage, inwieweit solche Sippenneubildungen Ausdruck einer progressiven genetischen Diversifizierung sind.

Diese Art der Makrophyten-Diversität lässt sich anhand der derzeit existierenden Taxaliste aber nur unzureichend quantifizieren, da viele Hybriden nicht enthalten sind. Die Schwierigkeit beim Festlegen einer derartigen Taxaliste be-

steht jedoch darin zu entscheiden, welche Hybriden und andere genetisch sich unterscheidenden Sippen als eigene Species zu werten sind. So wurden beispielsweise in die Taxaliste einige *Potamogeton*-Hybriden aufgenommen, aber längst nicht alle in Deutschland vertretene Hybriden, wie sie bei PRESTON (1995) für Großbritannien ausgewiesen und definiert wurden. Noch komplizierter ist die Fassung der *Batrachium*-Hybriden (vgl. COOK 1966). Um möglichst exakte Vergleiche der Makrophyten-Diversität von Gewässern zu gewährleisten, in der auch regionale Besonderheiten quantifiziert werden können, müsste eine Weiterentwicklung der Taxaliste erfolgen, wobei aber zu berücksichtigen ist, dass diese nicht nur für Sippenspezialisten, sondern auch für alle Personen, die mit der Gewässerbewertung befasst sind, handhabbar bleiben muss. Oberstes Ziel muss daher bei einer Erweiterung jeder Taxaliste die eindeutige Bestimmbarkeit und Einordnung der darin aufgeführten Sippen bleiben. Die beiden Ziele, weitestgehend einfache und eindeutige Bestimmbarkeit auf der einen Seite und möglichst differenzierte Erfassung von Hybriden, Subspecies und Varietäten als Ausdruck genetischer und taxonomischer Diversifizierung, auf der anderen Seite stellen ein Spannungsfeld in der Biodiversitätsforschung dar. Diese gegensätzlichen Ziele miteinander zu vereinbaren, stellt eine besondere Herausforderung bei der Erfassung und Bewertung der Makrophyten-Diversität dar. Mit der verbesserten Qualität von Taxalisten, die diese beiden Ziele möglichst gut umsetzen, wird sich auch die Qualität der Indices zur Erfassung und Bewertung von Biodiversität erhöhen.

5 Literatur

- BLW (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. Stand März 2003. – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- COOK, C. D. K. (1966): A monographic study of *Ranunculus* Subgenus *Batrachium* (DC.) A. GRAY. – Mitt. Bot. München 6: 47-237.
- DIESSEN, K. & JENSEN, K. (2002): Biodiversitätsschutz auf ökosystemarer Ebene. – Artenschutzreport 12/2002: 34-38.
- KOHLER, A. (1978a): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. – Landschaft + Stadt 10: 73-85.
- KOHLER, A. (1978b): Wasserpflanzen als Bioindikatoren. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 11: 259-281.
- KOHLER, A. (1981): Die Vegetation bayerischer Fließgewässer und einige Aspekte ihrer Veränderung. – Fließgewässer in Bayern. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege 5: 6-18.
- KOHLER, A., VOLLRATH, H. & BEISL, E. (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). – Arch. Hydrobiol. 69: 333-365.
- KOHLER, A., V. SIPOS, E. SONNTAG, K. PENKSZA, D. POZZI, U. VEIT & S. BJÖRK (2000): Makrophyten-Verbreitung und Standortqualität im eutrophen Björka-Kävlinge-Fluß (Skåne, Südschweden). – Limnologica 30: 281-298.

- LI, H. & WU, J. (2004): Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19, 389-399.
- MÜHLENBERG, M (1993): *Freilandökologie*. – Quelle & Mayer Verlag Heidelberg. – UTB 595, 512 S.
- PRESTON, C. D. (1995): *Pondweeds of Great Britain and Ireland*. – B.S.B.J. Handbook No. 8. Bot. Soc. of British Isles, London, 352 S.
- SCHAUMBURG, J., SCHMEDTJE, U., SCHRANZ, C., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schlussbericht. – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München (Hrsg.), 635 S.
- SCHÜTZ, W., VEIT, U., SIPOS, E., FALUSI, E., PALL, K., KOHLER, A. & BÖCKER, R. (2005): Makrophyten-Kartierung der Donau in Baden-Württemberg nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Ein qualitativer und quantitativer Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie und zur Biodiversität. – Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim. Beiheft 20, 166 S.
- SCHÜTZ, W., VEIT, U. & KOHLER, A. (2008): The aquatic vegetation of the Upper Danube river – past and present. – *Arch. Hydrobiol., Large Rivers* Vol. 18, No. 1-2: 167-191.
- TILLMANN, J. E. (2004): Biodiversität in der Agrarlandschaft und Ansätze zu ihrem Erhalt. – In: Schwerpunkt: „Umwelt und Biodiversität“. Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover: 24-27.
- VEIT, U. & KOHLER, A. (2003): Long-term study of the macrophytic vegetation in the running waters of the Friedberger Au (near Augsburg, Germany). – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 147, *Large Rivers* 14: 65-85.
- WASHINGTON, H. G. (1984): Diversity, biotic and similarity indices. – *Water Res.* 18: 653-694.
- WHITTAKER, R. H. (1972): Evolution and measurement of species diversity – *Taxon* 21: 213-251.

Adresse der Autoren:

Dr. Uwe Veit
 Prof. Dr. Alexander Kohler
 Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320)
 August-von-Hartmann Str. 3, D – 70593 Stuttgart
 Tel. +49 (0)711 45923530
 Fax +49 (0)711 45922831
 uweveit@uni-hohenheim.de
 kohleral@uni-hohenheim.de