

LIBELLEN ALS BIOINDIKATOREN*

Andreas CHOVANEC

eingegangen am 27. Juli 1993

Summary

The present paper contains a short description of different aspects of bioindication and the role dragonflies play within it. Especially in landscape ecology and conservation the use of dragonflies is of high importance for the evaluation of the ecological status of wetlands and of anthropogenic impacts that may lead to a loss in habitat diversity. Due to their complex habitat requirements, dragonflies are very suitable indicators of habitat structure and the ecological integrity of wetlands. However, the use of dragonflies as indicators for water pollutants is of minor importance.

Zum Begriff der Bioindikation

Betrachtet man den Begriff Bioindikation in einem weiter gefaßten Zusammenhang, so stehen hierbei Organismen im Vordergrund, deren Auftreten, Fehlen oder deren Abundanzen mit bestimmten - auch durchaus anthropogen unbeeinflussten - Umweltparametern oder Standortverhältnissen so eng korreliert sind, daß sie dafür als Zeiger herangezogen werden können. Dementsprechend sind Reaktionen dieser Indikatoren auf Änderungen der Faktoren oder von Faktorenkomplexen für diese Organismen charakteristisch (vgl. dazu z.B. RIECKEN, 1992).

Bioindikation in einem engeren Sinn versteht sich als Verwendung entsprechender Organismen zum Nachweis und zur Bewertung anthropogener Einflüsse, wobei in erster Linie schadstofforientierte Methodenkomplexe im Vordergrund stehen (vgl. z.B. ARNDT et al., 1987; HALBWACHS & ARNDT, 1991).

Im limnischen Bereich ist die Liste der Anwendungsmöglichkeiten bioindikativer Methoden umfangreich (vgl. dazu auch CHOVANEC, 1991). An dieser Stelle seien nur zwei Methodenkomplexe exemplarisch angeführt:

- Mit COHN, LAUTERBORN bzw. KOLKWITZ & MARSSON und der von ihnen initiierten saprobiologischen Gewässergütekunde besteht innerhalb der angewandten Limnologie ein traditionsreiches und bewährtes Bioindikationssystem;
- die Gliederung von Fließgewässern nach Fischregionen bzw. biozönotischen Regionen schafft wesentliche Grundlagen für Einstufung, Beschreibung u.ä. von Fließgewässern (vgl. dazu u.a. MOOG & WIMMER, 1990; MOOG, 1991, 1993).

* Der vorliegende Beitrag stellt die schriftliche Fassung eines Vortrages dar, den der Autor am 9. März 1993 im Rahmen des 3. Treffens der Österreichischen Arbeitsgemeinschaft Libellen (ÖAL) in Wien gehalten hat.

Formen der Bioindikation

Innerhalb der Bioindikation kann zwischen Zeigerorganismen, Testorganismen und Monitororganismen (ARNDT et al., 1987) unterschieden werden.

Zeigerorganismen geben über ihr Auftreten, Fehlen, Verschwinden, ihren Populationsaufbau u.ä. Auskunft über Zustände in Ökosystemen. Anwendungsgebiete auf dem aquatischen Sektor sind neben den beiden oben erwähnten u.a. auch die Bewertung von Gewässerstrukturen anhand bestimmter faunistischer Elemente (vgl. dazu z.B. SCHIEMER, 1988; SCHIEMER et al., 1991; CHOVANEC et al., 1993; JUNGWIRTH et al., 1993).

Testorganismen werden zumeist im Rahmen standardisierter Labormethoden eingesetzt, Probleme kann es hierbei bei der Übertragbarkeit der Ergebnisse auf ökosystemare Verhältnisse geben. Auf dem aquatischen Sektor werden Organismen aller trophischen Niveaus eingesetzt (in erster Linie Bakterien, Algen, Daphnien, Fische; vgl. dazu z.B. KOLLER-KREIMEL & RODINGER, 1987). Im internationalen Gewässerschutz setzt sich immer mehr der Einsatz von Verfahren zur kontinuierlichen Überwachung von Emissionen und Immissionen in Form von Durchflußsystemen durch. Diese Formen von Schnellindikationen von Schadstoffen entwickeln sich immer mehr zu geeigneten Warn- und Kontrollsystemen für Wasser- und Abwasser (KNIE & PLUTA, 1993).

Monitororganismen werden zur qualitativen und quantitativen Überwachung von (Schad-) Stoffen in der Umwelt eingesetzt. Hier ist zwischen aktivem (Organismen werden in standardisierter Form ins Ökosystem eingebracht) und passivem Monitoring (bereits im Ökosystem vorhandene Organismen werden für die Untersuchung herangezogen) zu unterscheiden. Es darf natürlich nicht übersehen werden, daß auch entsprechende Monitoringmethoden in Naturschutz bzw. Landschaftspflege und Landschaftsplanung eingesetzt werden (z.B. GOLDSMITH, 1991); im Sinne der hier beschriebenen Einteilung von Bioindikatoren nach ARNDT et al. (1987) sind die hierbei eingesetzten Arten allerdings eher in die Kategorie Zeigerorganismen einzureihen.

Eine andere Unterscheidungsmöglichkeit besteht in der Trennung in **Reaktionsindikatoren** und **Akkumulationsindikatoren**. Bei ersteren ist die Wirkung auf Grund der jeweiligen Stoffwechselforgänge früh und deutlich zu erkennen; zweitere hingegen zeichnen sich vor allem durch ihre Anreicherungskapazität hinsichtlich einzelner Stoffe aus. Bei Gewässeruntersuchungen ist dies vor allem zum Nachweis von Substanzen oder Substanzgruppen von Vorteil, die z.B. nur diskontinuierlich in das Gewässer eingebracht werden oder im Wasserkörper in Konzentrationen vorliegen, die chemisch-analytisch nicht oder nur schwer erfassbar sind (z.B. MEISRIEMER et al., 1990; BUCHER et al., 1992; CHOVANEC & VOGEL, 1992; HOFER & BUCHER, 1992).

SPANG (1992) teilt Bioindikatoren in folgende Gruppen ein:

- Indikatoren von Umweltschadstoffen (Akkumulationsindikatoren / Wirkungsindikatoren),**
- Indikatoren natürlicher Umweltbedingungen und deren Veränderungen,**
- Indikatoren anthropogener Umweltbedingungen und -veränderungen (z.B. bauliche Eingriffe, Be- und Entwässerung).**

Anforderungen an Bioindikatoren

An die Verwendung von Bioindikatoren knüpfen sich verschiedene Anforderungen (HALBWACHS & ARNDT, 1991; MOOG, 1993), wie z.B.: Ausprägungen bestimmter Umweltfaktoren sollten sich in bestimmten Reaktionen des Indikators niederschlagen; diese Reaktionen sollten quantifizierbar und ursachenspezifisch angesprochen werden können; die Verfahren sollten - hinsichtlich der Vergleichbarkeit der Ergebnisse - möglichst standardisiert sein; anhand einer Art gewonnene

Indikationsergebnisse sollten in gewisser Form auch auf die Zönose übertragbar sein (dieser Punkt betrifft in erster Linie die in der Landschaftsökologie eingesetzte Indikation); die ökologischen bzw. physiologischen Toleranzbereiche des Indikators müssen bekannt sein; der Indikator soll - auch für Nichtspezialisten - taxonomisch zweifelsfrei bestimmbar sein.

Libellen in der schadstofforientierten Bioindikation

Die Rolle von Libellen-Larven als schadstofforientierte Indikatoren (Test-, Monitor-, Reaktions- oder Akkumulationsindikator) im aquatischen Bereich ist äußerst gering. In der Literatur sind nur vereinzelt detaillierte Arbeiten über den Zusammenhang zwischen chemisch-physikalischen Parametern und dem Vorkommen, biochemischen oder phänologischen Reaktionen bestimmter Libellenarten zu finden; die vorhandenen Daten signalisieren nur in relativ eingeschränktem Maß enge Bindungen bestimmter Arten an einzelne Parameter (z.B. ZAHNER, 1959; CARCHINI & ROTA, 1985; MEYER et al., 1986; KURY, 1989). REHFELDT (1986) setzt bei einer größeren Anzahl von Probestrecken das Artenspektrum imaginaler Odonaten zu hydrochemischen Parametern, dem Ausbaugrad des Gewässers sowie der Umgebungsstruktur in Beziehung.

Ein Grund für die spärliche Verwendung von Libellen als Indikatoren für Umweltschadstoffe liegt u.a. sicherlich darin, daß der Großteil der Libellenarten an Stillwasser gebunden ist und somit in der Regel keiner deutlichen Exponierung gegenüber Schadstoffen unterliegt. Bei an Fließwasser gebundenen Arten kann der Kontakt mit anthropogen eingebrachten Substanzen in stärkerem Ausmaß vorhanden sein, der Untersuchungsaufwand ist aufgrund der zumeist nur in geringen Dichten vorkommenden Larven allerdings unverhältnismäßig hoch. Darüber hinaus sprechen Aspekte des Artenschutzes gegen eine Verwendung zahlreicher Arten.

Libellen als Zeigerorganismen im Rahmen des Saprobiensystems

Die saprobielle Gewässeranalyse, wie bereits weiter oben erwähnt eines der bewährtesten Bioindikationsverfahren, ermöglicht eine Beurteilung der Auswirkungen von Gewässerbelastungen mit leicht abbaubaren Verbindungen. Ausgangspunkt dieser Methode sind die Veränderungen organismischer Besiedlung von Fließgewässern nach organischen Belastungen entlang der biologischen Selbstreinigungsstrecke (z.B. ILLIES & SCHMITZ, 1980; UEBERBACH, 1989; BUNDESANSTALT FÜR WASSERGÜTE, 1990; FRIEDRICH, 1990). In Österreich wird das auf dem KOLKWITZ-MARSSON-LIEBMANN-System beruhende Verfahren angewandt; dabei werden - ausgehend von den vier Saprobiestufen - vier Güteklassen mit drei Zwischenklassen beschrieben und farblich dargestellt (detaillierte Beschreibung der Güteklassen z.B. bei MOOG, 1991). Derzeit kommen in Österreich verschiedene Saprobienkataloge zum Einsatz; die Erstellung eines für Österreich gültigen, einheitlichen Kataloges über die Verteilung der saprobiellen Valenzen, Indikationsgewichte und die artspezifischen Saprobienindices benthischer Evertibraten ist derzeit in Ausarbeitung (MOOG, in Vorbereitung). PETERS (1989) unterstreicht einige Faktoren, die bei der Verwendung von Libellen innerhalb der saprobiellen Gewässergütebestimmung zu beachten sind. Nur im jeweiligen Fließgewässer auftretende Larven sind heranzuziehen; Imagines und selbst die Beobachtung von Fortpflanzungsverhalten bzw. Eiablage lassen nicht den Schluß zu, daß sich die Larven im Gewässer vollständig entwickeln können (in diesem Zusammenhang ist allerdings zu bedenken, daß in Fließgewässern nur sehr schwer das gesamte Spektrum bodenständiger Arten auch über Larvalfunde nachzuweisen ist; vgl. dazu auch REHFELDT, 1986). Der z.T. noch mangelhafte Kenntnisstand über ökologische Ansprüche bzw. Toleranzbereiche erschwert bei vielen Arten die

saprobielle Einstufung. Faktoren der Gewässermorphologie bzw. der Substratbindung der Larven können Einflüsse der Wassergüte überlagern. Untersuchungen von KLEIN (1984) ergaben, daß *Calopteryx splendens* und - in abgeschwächter Form *Platycnemis pennipes* - von Verschlechterungen der Gewässergüte weniger direkt als vielmehr indirekt über die Wasserpflanzen beeinflusst werden, deren Fehlen aber auch auf Substratverhältnisse zurückzuführen ist. Aus diesen Gründen wird „die Einbeziehung der Libellen in das Saprobien-system oft kritisch beurteilt“ (PETERS, 1989). Ein weiterer Grund für die nicht sehr hohe Relevanz dieser Tiergruppe im Rahmen derartiger Untersuchungen liegt auch sicherlich darin, daß Libellenlarven in den meisten Fällen nur vereinzelt bei Aufnahmen des Makrozoobenthos nachzuweisen sind.

Die in Mitteleuropa vorkommenden Libellen sind schwerpunktmäßig dem oligosaprob- bis mesosaprob- (Saprobienindex: 1,5 bis <1,8) bzw. β -mesosaprob- Saprobienbereich (Saprobienindex: 1,8 bis <2,3) zuzuordnen.

In der folgenden Aufstellung sind die Saprobienindices für mehrere Libellenarten angeführt (MOOG, mündl. Mittlg.). Die Grundlage dafür stellen die saprobiellen Einstufungen durch verschiedene Autoren dar (beispielhaft seien angeführt: MAUCH, 1976; SLADECEK et al., 1981; WEGL, 1983; SCHMIDTJE & KOHMANN, 1988; PETERS, 1989; FRIEDRICH, 1990; POLZER & TRAER, 1991). Die hier angeführten Indices entsprechen jenen, die jeweils von der Mehrzahl der Autoren für die einzelnen Arten angegeben werden.

<i>Calopteryx splendens</i>	2,0 / 2,2	<i>Calopteryx virgo</i>	1,8
<i>Lestes sponsa</i>	2,5	<i>Lestes viridis</i>	2,1
<i>Platycnemis pennipes</i>	2,0	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	2,0 / 2,1
<i>Ischnura elegans</i>	2,0	<i>Ischnura pumilio</i>	2,0
<i>Enallagma cyathigerum</i>	1,8	<i>Coenagrion puella</i>	2,0
<i>Coenagrion pulchellum</i>	2,2	<i>Coenagrion mercuriale</i>	1,5 / 2,0
<i>Coenagrion scitulum</i>	2,0	<i>Erythromma najas</i>	2,0
<i>Aeshna affinis</i>	2,0	<i>Aeshna cyanea</i>	2,0
<i>Aeshna grandis</i>	2,0	<i>Anax imperator</i>	2,0
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	2,0 / 2,2	<i>Ophiogomphus serpentinus</i>	2,0
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	2,0	<i>Cordulegaster boltoni</i>	1,5 / 1,8
<i>Cordulegaster bidentatus</i>	2,0	<i>Somatochlora metallica</i>	2,1
<i>Libellula quadrimaculata</i>	2,1	<i>Sympetrum vulgatum</i>	2,1

Libellen als landschaftsökologische Zeiger

Zahlreiche Untersuchungen der letzten Jahre unterstreichen den landschaftsökologischen Zeigerwert von Libellen, wobei in erster Linie Imagines (Einzelarten oder Gesellschaften), aber auch Larven bzw. Exuvien herangezogen werden (z.B. REHFELDT, 1982; SCHMIDT, 1983; DONATH, 1984, 1987; MCGEOCH & SAMWAYS, 1991). Das Indikationspotential bezieht sich vor allem auf die Bewertung von Habitatstrukturen im und am Gewässer sowie seines Umlandes, auf die Qualität der Wasser-Land-Übergangszonen, auf die Vernetzung des Gewässers mit dem Umland bzw. anderen Gewässern und auf die Auswirkungen diverser Nutzungsformen. Besonders gute Beziehungen bestehen zwischen dem Vorkommen bestimmter Vegetationsstrukturen und dem Auftreten einzelner Libellenarten (z.B. *Stratiotes aloides* - *Aeshna viridis*; andere Aspekte sind z.B. überblicksartig in SCHMIDT, 1989, angeführt); Libellen reagieren daher auch empfindlich auf Eingriffe in Pflanzenbestände. BANSE & BANSE (1985) unterstreichen ebenfalls die Bedeutung der

Vegetationsflächen von Gewässern für ein artenreiches Libellenvorkommen, streichen aber auch Faktoren wie Flachuferanteil und Besonnungsgrad hervor.

Die Eignung von Libellen ergibt sich aus mehreren Gründen. Libellen sind auf verschiedene aquatische und terrestrische Teillebensräume angewiesen: Larvallebensraum, Schlupfplatz, Imaginallebensraum (Territorium, Ruhebereiche, Migrationsräume,...). Dadurch sind Aussagen zu größeren räumlichen Einheiten möglich. Bioindikation anhand von Libellen integriert eine längere Zeitspanne (die Entwicklungszeit der Larven dauert bei einzelnen Arten mehrere Jahre). Die ökologischen Ansprüche sind - besonders bei den Stillwasserarten - verhältnismäßig gut bekannt. Die Artenzahl ist überschaubar, die meisten Spezies sind bereits im Feld oder anhand von Photos bestimmbar. Der Nachweis der Bodenständigkeit ist durch entsprechende Funde oder Beobachtungen relativ leicht zu erbringen. Bereits anhand der Ergebnisse von wenigen passenden Untersuchungstagen können die regelmäßig in mittlerer bis hoher Abundanz bodenständigen Arten vollständig erfaßt werden (SCHMIDT, 1984, 1985).

Eine Überprüfung von etwa 100 umwelt- und raumrelevanten Planungsvorhaben in Deutschland auf die Verwendung unterschiedlicher Tiergruppen als Bioindikatoren (RIECKEN, 1990) ergab, daß in 25% der Vorhaben Libellen Berücksichtigung fanden. "Spitzenreiter" in dieser Aufstellung sind die Vögel (95%) gefolgt von den Lurchen und Reptilien (48%).

Die Möglichkeiten des Einsatzes von Libellen erstrecken sich auf verschiedene Bereiche (vgl. WILDERMUTH, 1991): Möglichst flächendeckende Bestandserfassungen sind Basis für verschiedene Schutzmaßnahmen und die Erstellung Roter Listen; die Folgen wasserbaulicher Eingriffe (Regulierungen, Restrukturierungen, Gewässerneuschaffungen, Pflegeeingriffe) können aufgezeigt und bewertet werden (vgl. z.B. auch BORSUTZKY, 1990); die Auswirkungen verschiedener Formen der Gewässernutzung (z.B. Freizeit, Fischerei) können erfaßt werden. Bei all diesen Anwendungsgebieten besteht ein enges Wechselspiel zwischen Bereichen der Grundlagenforschung und naturschutzorientierter Forschung: Einerseits bedarf es einer Intensivierung der Forschung über verschiedene Bereiche der Libellenökologie, wie Habitatwahl, Ausbreitungskapazität, Biotopbindung, Populationsdynamik, Konkurrenz, Libellensukzession, um die Wirkung des Einsatzes dieser Tiergruppe in der Bioindikation zu optimieren; andererseits wird diesem Forschungsbedarf auch zu einem beträchtlichen Teil durch die Ergebnisse entsprochen, die durch die entsprechende Verwendung von Libellen in einer Vielzahl von Projekten gewonnen werden.

Im wesentlichen sollen anhand der Aufnahme der Libellenfauna im Rahmen der Bioindikation strukturbezogene Aspekte des ökologischen Status quo von Gewässern beschrieben, aber natürlich auch die Auswirkungen diverser Eingriffe aufgezeigt und bewertet werden. Stellvertretend für eine Vielzahl von Untersuchungen sollen an dieser Stelle einige Beispiele angeführt werden.

Die Typisierung von Augewässern (u.a. anhand der Libellenfauna) durch WARINGER (1989) bzw. WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER (1990) stellen geeignete Grundlagen für Eingriffe im Sinne eines naturschutzrelevanten Managements dar. Libellen werden zusammen mit anderen faunistischen und floristischen Gruppen zur tierökologischen Charakterisierung der Gewässer der Oberen Lobau (Donauauen im Wiener Bereich) im Rahmen eines begleitenden Versuchsprogramms verwendet; diese Aufnahmen stellen die Grundlage für Dotationsmaßnahmen dar (SCHWEIGER, 1990; IMHOF et al., 1992). BROCKHAUS (1992) bewertet mit Hilfe von Leitarten verschiedener Tiergruppen (auch Libellen) städtische Gewässer, wobei in erster Linie die Faktoren innere Strukturierung, Gewässer-Umland-Vernetzung und Wassergüte im Vordergrund stehen.

CHOVANEC et al. (1993) dokumentieren die Entwicklung eines in einem städtischen Erholungsgebiet errichteten Gewässers anhand der Libellen- und Amphibienfauna; einen Schwerpunkt dieses Projektes stellen auch verschiedene Maßnahmen der Gewässerpflege dar, um den Besucherdruck auf das Gewässer möglichst gering zu halten.

MOORE (1991) setzt in seiner Langzeituntersuchung die Besiedlung von künstlich angelegten Kleingewässern in erster Linie zu Veränderungen der Vegetation in Beziehung und unterstreicht die Bedeutung derartiger Ersatzlebensräume für den Naturschutz.

Zusammenfassung und Schlußbemerkung

Libellen spielen als Indikatoren von (Schad-)Stoffen nur eine sehr geringe Rolle; zahlreiche Studien belegen allerdings den großen Wert dieser Tiergruppe als Zeiger für Zustände bzw. Veränderungen des Landschaftshaushaltes, wobei die Ausprägungen von Gewässerstrukturen bzw. die Vernetzung von Gewässern mit dem Umland im Vordergrund stehen.

Mehrere, in den letzten Jahren erschienene Prachtbände über Libellen (z.B. ASKEW, 1988), aber auch die rasch steigende Zahl wissenschaftlicher Arbeiten sowie die Gründung neuer Fachzeitschriften über Libellen signalisieren das zunehmende Interesse an dieser Tiergruppe. Die Attraktivität der Libellen und ihrer z.T. spektakulären, gut beobachtbaren Verhaltensweisen sowie die häufige Verwendung im Rahmen wissenschaftlicher Programme und der damit verbundene verhältnismäßig gute Kenntnisstand über die Biologie zahlreicher Arten sind Faktoren, die den verstärkten Einsatz von Libellen in einem öffentlichkeitswirksamen Umweltschutz begünstigen werden. Feuchtgebiete gehören zu den am stärksten anthropogen beeinträchtigten Biotoptypen: In Österreich wurden in den letzten 50 Jahren etwa 2.000 km² unter Inanspruchnahme öffentlicher Förderungsmittel entwässert (STALZER, 1991). Dazu kommen natürlich die massiven Beeinträchtigungen von Ausdehnung bzw. Heterogenität von Feuchtgebieten, deren Existenz von der Vernetzung mit Fließgewässern abhängt, durch schutzwasserbauliche Maßnahmen und die Errichtung von Stauhaltungen. Erste Bilanzen über diese wasserbaulichen Eingriffe an Österreichs Flüssen zeigen ein trauriges Bild (z.B. LAZOWSKI, 1989; MUHAR, 1992).

Der rigorose Schutz noch bestehender Feuchtgebiete, aber auch die Renaturierung oder Neuanlage von Feuchtlebensräumen in Gebieten, die ehemals reich an Feuchtgebieten waren, müssen ein zentrales Anliegen des Naturschutzes sein. Hier sollten Libellen nicht nur im Rahmen der wissenschaftlichen Argumentation als Indikator für Strukturvariabilität, für das spezifische Vorkommen einzelner Habitatskomponenten, für Wasser-Land-Vernetzung u.ä. gelten, sondern auch gleichsam als Symbol für die Dynamik, Wandelbarkeit, Schönheit und Verletzbarkeit natürlicher oder zumindest naturnaher Systeme.

Literatur

- ARNDT, U., W. NOBEL & B. SCHWEIZER (1987): Bioindikatoren - Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse.- Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ASKEW, R.R. (1988): The Dragonflies of Europe.- Harley Books, Colchester.
- BANSE, W. & G. BANSE (1985): Untersuchungen zur Abhängigkeit der Libellenartenzahl von Biotopparametern bei Stillgewässern.- Ber. ANL 9: 33-36.
- BORSUTZKI, H. (1990): Libellen und Amphibien in einem Wiedervernässungsgebiet des Donaumooses.- Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Heft 99: 113-127.
- BROCKHAUS, T. (1992): Beurteilung von Gewässern in der Stadt Chemnitz auf der Grundlage der Bioindikation.- Natur und Landschaft 67 (3): 91-99.
- BUCHER, F., R. HOFER & W. SALVENMOSER (1992): Effects of treated paper mill effluents on hepatic morphology in male bullhead (*Cottus gobio* L.).- Arch. Environ. Contam. Toxicol. 23: 410-419.

- BUNDESANSTALT FÜR WASSERGÜTE (1990): Richtlinie für die Feststellung der biologischen Gewässergüte von Fließgewässern.- Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien.
- CARCHINI, G. & E. ROTA (1985): Chemico-physical data on the habitats of rheophile Odonata from Central Italy.- *Odonatologica* 14 (3): 239-245.
- CHOVANEC, A. (1991): Bioindikation im aquatischen Bereich - Erfahrungen aus Österreich.- VDI-Bericht 901: Bioindikation: ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle / Band 2. VDI-Verlag, Düsseldorf: 1095-1109.
- CHOVANEC, A. & W.R. VOGEL (1992): Schadstoffe in aquatischen Moosen und Sedimenten im Einflußbereich eines industriellen und urbanen Ballungsraumes.- Erw. Zusammenfassungen d. Jahrestagung 1992 d. Deutschsprachigen Limnologen.
- CHOVANEC, A., U. GOLDSCHMID, C. GRÖTZER, S.E. WANZENBÖCK- ENDEL, A. HANUS-ILLNAR & G. HOBIGER (1993): Das Tritonwasser - Betreuung eines neugeschaffenen Feuchtgebietes auf der Donauinsel in Wien sowie seine Besiedlung durch Amphibien und Libellen.- Monographien des Umweltbundesamtes, Band 37, Wien.
- DONATH, H. (1984): Libellen als Bioindikatoren für Fließgewässer.- *Libellula* 3 (3/4): 1-5.
- DONATH, H. (1987): Vorschlag für ein Libellen-Indikatorsystem auf ökologischer Grundlage am Beispiel der Odonatenfauna der Niederlausitz.- *Entomologische Nachrichten und Berichte* 31: 213-217.
- FRIEDRICH, G. (1990): Eine Revision des Saprobien-systems.- *Z. Wasser-Abwasser-F.* 23: 141-52.
- GOLDSMITH, F.B. (1991): Monitoring for conservation and ecology.- Chapman and Hall, London.
- HALBWACHS, G. & U. ARNDT (1991): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation.- VDI-Berichte 901: Bioindikation: ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle / Band 1. VDI-Verlag, Düsseldorf: 7-15.
- HOFER, R. & F. BUCHER (1992): Die Koppen der Traun - Resümee der ökotoxikologischen Untersuchungen der Jahre 1990 - 1992.- *Inst. f. Zoologie d. Univ. Innsbruck*.
- ILLIES, J. & W. SCHMITZ (1980): Die Verfahren der biologischen Beurteilung des Gütezustandes der Fließgewässer (systematisch-kritische Übersicht).- *Studien zum Gewässerschutz* 5, Karlsruhe.
- IMHOF, G., E. ZWICKER & P. CHRISTOF-DIRRY (1992): Charakterisierung anthropogen unterschiedlich beeinflusster Lebensräume an verlandenden Altarmen im Planungsraum des Wasseranreicherungsversuches Obere Lobau.- *Österreichische Wasserwirtschaft* 44 (11/12): 322-336.
- JUNGWIRTH, M., O. MOOG & S. MUHAR (1993): Effects of river bed restructuring on fish and benthos of a fifth order stream, Melk, Austria.- *Regulated Rivers: Research & Management* 8: 195-204.
- KLEIN, R. (1984): Einfluß der Gewässergüte und der Wasservegetation auf Vorkommen und Abundanz von *Calopteryx splendens* HARRIS, *Platycnemis pennipes* PALL. und *Ischnura elegans* v.d.L. an sauerländischen Fließgewässern.- *Libellula* 3 (3/4): 7-17.
- KNIE, J. & H.-J. PLUTA (1993): Biomonitoring zur kontinuierlichen Überwachung von Wasser und Abwasser.- Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes Berlin.
- KOLLER-KREIMEL, V. & W. RODINGER (1987): Aquatische Toxizität - ein wichtiges Kriterium zur Beurteilung von Substanzen und Abwässern (Emissionen) sowie zur Feststellung der toxischen Beeinträchtigung von Oberflächengewässern (Immissionen).- *Wasser und Abwasser* 31: 413-432.
- KÜRY, D. (1989): Hohe PH-Werte als Folge der Eutrophierung in anthropogenen Naturschutzweihern und ihre Auswirkungen auf Libellen und Amphibien.- Inaugural-Dissertation, Univ. Basel.
- LAZOWSKI, W. (1989): Flußauen in Österreich.- *Reports des Umweltbundesamtes Wien*; UBA-89-32.
- MAUCH, E. (1976): Leitformen der Saprobität für die biologische Gewässeranalyse.- *Cour.Forsch.-Inst. Senckenberg* 21 (Band 1-5).

- McGEOCH, M.A. & M.J. SAMWAYS (1991): Dragonflies and the thermal landscape: implications for their conservation (Anisoptera). *Odonatologica* 20 (3): 303-320.
- MEISRIEMLER, P., M. HOFBAUER & H. MIESBAUER (1990): Nachweis von Schwermetallemissionen mittels der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* PALLAS in der Traun.- Österreichs Fischerei 43 (10): 219-229.
- MEYER, W., G. HARISCH & A.N. SAGREDOS (1986): Biochemical and histochemical aspects of lead exposure in dragonfly larvae (Odonata: Anisoptera).- *Ecotoxicology and Environmental Safety* 11: 308-319.
- MOOG, O. (1991): Biologische Parameter zum Bewerten der biologischen Gewässergüte.- *Landschaftswasserbau* 11: 235-266.
- MOOG, O. (1993): Makrozoobenthos als Indikator bei ökologischen Fragestellungen.- *Landschaftswasserbau* 15: 103-143.
- MOOG, O. & R. WIMMER (1990): Grundlagen zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer.- *Wasser und Abwasser* 34: 55-211.
- MOORE, N.W. (1991): The development of dragonfly communities and the consequences of territorial behaviour: a 27 year study on small ponds at Woodwalton Fen, Cambridgeshire, United Kingdom.- *Odonatologica* 20 (2): 203-231.
- MUHAR, S. (1992): Eingriffe an den großen Flüssen Österreichs - ein Bilanzierungsversuch.- *Landschaftswasserbau* 13: 29-49.
- PETERS, B. (1989): Die Libellenarten (Odonata) der Fließgewässer in Bayern und ihre Eignung als Indikatorarten für die Saprobität.- *Lauterbornia* 2: 3-12.
- POLZER, E. & K. TRAER (1991): Ökologische Funktionsfähigkeit und biologische Gewässerbeschaffenheit in Fließgewässern und Flußstauen.- Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- REHFELDT, G. (1982): Rasterkartierung von Libellen zur ökologischen Bewertung von Flußauen.- *Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens* 35 (4): 209-225.
- REHFELDT, G. (1986): Libellen als Indikatoren des Zustandes von Fließgewässern des nordwestdeutschen Tieflandes.- *Arch. Hydrobiol* 108 (1): 77-95.
- RIECKEN, U. (1990): Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikation durch Tierarten und Tierartengruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungen - Eine Einführung.- *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 32: 9-26.
- RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen - Grundlagen und Anwendung.- *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz* 36: 1-187.
- SCHIEMER, F. (1988): Gefährdete Cypriniden - Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flußsystemen.- *Natur und Landschaft* 63 (9): 370-373.
- SCHIEMER, F., T. SPINDLER, H. WINTERSBERGER, A. SCHNEIDER & A. CHOVANEC (1991): Fish fry associations: Important indicators for the ecological status of large rivers.- *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2497-2500.
- SCHMEDITJE, U. & F. KOHLANN (1988): Bestimmungsschlüssel für die Saprobie-DIN-Arten (Makroorganismen).- *Informationsber. Bayer. Landesamt Wasserwirtsch.* 2/88. Loseblattsammlung.
- SCHMIDT, E. (1983): Odonaten als Bioindikatoren für mitteleuropäische Feuchtgebiete.- *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 1983: 131-136.
- SCHMIDT, E. (1984): Möglichkeiten und Grenzen einer repräsentativen Erfassung der Odonatenfauna von Feuchtgebieten bei knapper Stichprobe.- *Libellula* 3(1/2): 41-49.
- SCHMIDT, E. (1985): Habitat inventarization, characterization and bioindication by a "representative spectrum of Odonate species (RSO)".- *Odonatologica* 14 (2): 127-133.

- SCHMIDT, E. (1989): Libellen als Bioindikatoren für den praktischen Naturschutz: Prinzipien der Geländearbeit und ökologische Analyse und ihre theoretische Grundlegung im Konzept der ökologischen Nische.- Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 29: 281-289.
- SCHWEIGER, E. (1990): Halbquantitative Bestandsaufnahme der Libellen und Kartierung ihrer repräsentativen Gesellschaften.- Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 45 (Wasserbau) der Stadt Wien.
- SLADECEK, V. et al. (1981): Biologicky rozbor povrchove vody.- Komentár k CSN 830532.
- SPANG, W.D. (1992): Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen.- Natur und Landschaft 67 (4): 158-161.
- STALZER, W. (1991): Zielsetzung und Eingrenzung. In: Feuchtgebiete - Erhaltung, Neuanlage und Gestaltung.- Öko-Text 5/91: 17-24.
- UEBERBACH, J. (1989): Verfahren zur Gütebeurteilung von Fließgewässern.- DVWK-Materialien 2/1989.
- WARINGER, J.A. (1989): Gewässertypisierung anhand der Libellenfauna am Beispiel der Altenwörther Donauau (Niederösterreich).- Natur und Landschaft 64 (9): 389-392.
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. & J. WARINGER (1990): Zur Typisierung von Augewässern anhand der Litoralfauna (Evertebraten, Amphibien).- Arch. Hydrobiol. Suppl. 84: 73-94.
- WEGL, R. (1983): Index für die Limnosaprobität.- Wasser und Abwasser 26: 1-175.
- WILDERMUTH, H. (1991): Libellen und Naturschutz - Standortanalyse und programmatische Gedanken zu Theorie und Praxis im Libellenschutz.- *Libellula* 10 (1/2): 1-35.
- ZAHNER, R. (1959): Über die Bindung der mitteleuropäischen *Calopteryx*-Arten (Odonata, Zygoptera) an den Lebensraum des strömenden Wassers. 1. Der Anteil der Larven an der Biotopbindung.- Int. Revue ges. Hydrobiol. 44: 51 - 130.

Anschrift des Verfassers: Dr. Andreas CHOVANEC
Umweltbundesamt Wien
Abt. Wasserhaushalt von Karstgebieten / Aquatische Ökologie
Spittelauer Lände 5
A-1090 Wien

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Anax](#)

Jahr/Year: 1994

Band/Volume: [1_1](#)

Autor(en)/Author(s): Chovanec Andreas

Artikel/Article: [Libellen als Bioindikatoren. 1-9](#)