

Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum	27	39-68	St. Pölten 2017
--	----	-------	-----------------

Die Libellenfauna (Insecta: Odonata) der Klosterneuburger Donau-Au (Niederösterreich): Bewertung, Entwicklungstendenzen und Managementempfehlungen

Andreas Chovanec

Zusammenfassung

Im Jahr 2015 wurde die Libellenfauna der Klosterneuburger Donau-Au in Niederösterreich erhoben. Es gelang der Nachweis von 31 Arten (40% des für Österreich und 22% des für Europa nachgewiesenen Artenspektrums), von denen 30 bodenständig waren. Fünf Arten sind gemäß der Roten Liste für Österreich in einer der Gefährdungskategorien gelistet. Hervorzuheben ist der Fund von *Coenagrion scitulum* („vom Aussterben bedroht“). Die Odonata Habitat Indices, die artspezifischen Habitatwerte und die Auswertungen zu den Libellenassoziationen zeigen, dass grundsätzlich alle Auen-typischen Habitattypen ausgeprägt sind, permanent durchströmte Gewässer und temporäre Gewässer allerdings nur in eingeschränktem Maß einer gewässertyp-spezifischen Libellenfauna Lebensraum bieten. Das nachgewiesene Arteninventar ist dominiert von limnophilen Spezies, die offene Wasserflächen, submerse Makrophyten, Röhricht und Ufergehölze bevorzugen. Aufgrund des Artenspektrums und den darauf basierenden Auswertungen wird der ökologische Zustand des Untersuchungsgebietes als „gut“ bewertet. Einschränkend muss allerdings hervorgehoben werden, dass das Angebot an geeigneten Libellenhabitaten aufgrund der geringen Zahl entsprechender Gewässer stark reduziert ist. Diese sind darüber hinaus zu einem beträchtlichen Anteil durch Austrocknung, zunehmende Verlandung und Beschattung in ihrer Bedeutung als Lebensraum für Libellen gefährdet. Die Daten wurden mit den Ergebnissen aus den Jahren 1999 und 2000 in Beziehung gesetzt und als Grundlage für die Empfehlung von Managementmaßnahmen herangezogen.

Abstract

The dragonfly fauna (Insecta: Odonata) of the Danube floodplains in Klosterneuburg (Lower Austria): assessment, development trends and management recommendations
The dragonfly fauna of the Danube floodplains in Klosterneuburg (Lower Austria) was investigated in 2015. A total of 31 species (30 of them autochthonous) were recorded at eight water bodies, which corresponds to 40% of the Austrian inventory of Odonate species and 22% of the European inventory. Five spp. are threatened according to the Austrian Red List. Remarkable is the record of *Coenagrion scitulum* (“cri-

tically endangered”). The values of the Odonata Habitat Indices, the species-specific habitat values and the analyses concerning dragonfly associations indicate, that all habitat types characteristic for floodplain areas are present, but hydrologically dynamic sections and temporary waters only to a limited extend. The Odonate fauna recorded is dominated by limnophilic species typical of open waters, submerged macrophytes and reed as well as riparian trees. The ecological status is classified as “good”, but it has to be pointed out, that only few sites are existent serving as suitable habitats for floodplain-specific dragonfly communities. Some of these sites are influenced and endangered by shadowing, terrestrialisation processes and desiccation. The results obtained in 2015 are compared with surveys carried out in 1999 and 2000 and represent the basis of management recommendations.

Key words: Danube, floodplains, assessment, ecological status, dragonflies, Odonata Habitat Index, associations

Einleitung

Fluss-Au-Systeme stellen die ursprünglichen Lebensräume eines großen Teiles der mitteleuropäischen Libellenarten dar (DREYER 1986). AMOROS et al. (1987) und AMOROS & ROUX (1988) klassifizierten die aquatischen Kompartimente anthropogen unbeeinflusster Auensysteme entsprechend der hydrologischen Anbindung an den Hauptstrom in Gewässer des dynamischen Eu- und Parapotamons, Gewässer mit Verlandungstendenz (Plesio- und Palaeopotamon) und in astatische Vernässungen (siehe auch CASTELLA et al. 1991, WARD & STANFORD 1995). Libellen besiedeln nahezu alle aquatischen und semiaquatischen Teillebensräume dieser Systeme. Bioindikation auf Grundlage libellenkundlicher Untersuchungen ermöglicht deshalb Charakterisierungen und Bewertungen unter Einbeziehung sämtlicher lotischer und lenitischer, perennierender und temporärer Habitate. Gesamtartenspektrum, das Inventar bodenständiger Arten und die Ausprägung ökologischer Gilden erlauben die Beurteilung von Strukturvielfalt, Nischenreichtum und funktionellen Beziehungen im Ökosystem. Die gute Bestimmbarkeit der Imagines im Feld, umfangreiche Informationen über Verbreitung und Biologie der Arten, ihre schnelle Reaktion auf positive oder negative Lebensraumveränderungen und das Vorhandensein von etablierten Erhebungs- und Bewertungsmethoden sind weitere Gründe für die Eignung von Libellen als Zustands- und Wert- bzw. Zielindikatoren (z. B. SCHMIDT 1989, WARINGER 1989, CHOVANEC & WARINGER 2001, DZIOCK et al. 2006, OERTLI 2008, SCHOLZ et al. 2009, SIMAIKA & SAMWAYS 2009, SILVA et al. 2010, CHOVANEC et al. 2014a, 2015, KUTCHER & BRIED 2014, BRIED & SAMWAYS 2015, MONTEIRO JÚNIOR et al. 2015, BERQUIER et al. 2016, GOLFIERI et al. 2016).

Augebiete waren und sind prägendes Element der österreichischen Landschaft: An den 53 größten Fließgewässern nahmen diese Überflutungsbereiche eine Fläche von etwa 5.000 km² ein, davon betrug beispielsweise die Fläche an der Donau etwa 833 km². Von der potenziellen Auenfläche in Österreich sind derzeit nur noch etwa 15% vorhanden. Gewässerspezifisch schwankt dieser Wert zwischen 2% (Rhein, Kainach, Raab) und 34% (Aist, Donau, Salza; HAIDVOGL et al. 2009). Die systematischen Flussregulierungen und flächenhaften Drainagierungen des 19. und 20. Jhdts im Sinne der Hochwassersicherheit und der Gewinnung landwirtschaftlich verwertbarer Areale waren für den Verlust der größten Flächenanteile verantwortlich. Als Element der Vollziehung der österreichischen Biodiversitätsstrategie (BMLFUW 2014) wurde die Auenstrategie veröffentlicht (BMLFUW 2015a). In dieser ist die Notwendigkeit von Schutz und Erhaltung der wenigen ökologisch intakten Auen und von Verbesserungsmaßnahmen zu Gunsten ökologisch degradierter Gebiete festgeschrieben. Die Bewertung von Auenlandschaften ist dabei essenzielle Grundlage für wesentliche, auch in der Auenstrategie genannte Schwerpunkte: für das Ergreifen von Schutz- und Sicherungsmaßnahmen, für Planung, Durchführung und Evaluierung von Renaturierungsmaßnahmen (wie bspw. Anbindung und Dynamisierung von Nebengewässern) sowie für Maßnahmen zur Hochwassersicherheit. Nur auf der Grundlage eines fundierten Bewertungsprozesses ist ein übergreifendes, die Vorgaben von EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), Hochwasserrichtlinie und Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH) berücksichtigendes Management der österreichischen Augebiete möglich. Dabei kann auf umfangreiche nationale und internationale Erfahrungen zurückgegriffen werden (z. B. SPARKS 1995, SCHIEMER et al. 1999, WARD et al. 1999, BUIJSE et al. 2002, CHOVANEC et al. 2002, KORN et al. 2005, BRÜCKMANN 2010, NEMETZ et al. 2011, FUNK et al. 2013).

Den Auen kommt auch eine große Bedeutung bei der Definition des „guten ökologischen Potentials“ an „erheblich veränderten Gewässern“ im Zuge der Bewertung gemäß Österreichischem Wasserrechtsgesetz (WRG) und WRRL zu. Beispielhaft sei angeführt, dass der Sondertyp „große Flüsse“ in Österreich insgesamt etwa 1.500 km umfasst. Gemäß den Daten, die dem Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanes 2015 zu Grunde liegen (BMLFUW 2017), sind etwa 70% dieser Länge als „erheblich verändert“ eingestuft. Bei entsprechenden Voraussetzungen können Augebiete im Falle einer ökologisch wirksamen Einbindung und Vernetzung mit dem Hauptgewässer wertvolle Refugialräume für die gewässertypspezifische Fauna und Flora und damit Quellen für Besiedlungsprozesse darstellen sowie wesentliche ökologische Funktionen im Zusammenhang mit longitudinaler und lateraler Konnektivität erfüllen (z. B. GODREAU et al. 1999, WARD et al. 2002). Für die Festlegung und Beschreibung der Kategorien des „ökologischen Potenzials“, die Planung und Implementierung der Maßnahmen und für deren Erfolgskontrolle ist die Anwendung eines entsprechenden umsetzungsorientierten Bewertungssystems unabdingbar.

Zur Bewertung von Fluss-Au-Systemen wurde der Odonata Habitat Index (OHI) entwickelt (CHOVANEC & WARINGER 2001), dem der Algorithmus des Saprobienindex (ZELINKA & MARVAN 1961) zugrunde liegt. Der OHI zeigt die Habitatpräferenz der Artengemeinschaft an repräsentativen Untersuchungsstrecken und ermöglicht Bewertungen der hydrologischen Dynamik und Morphologie. Diese Methode wurde u. a. an der Donau in Österreich und an Gewässern mit einer (potenziellen) Auenzone angewendet (z. B. SCHULTZ et al. 2003, CHOVANEC et al. 2004, 2012, 2014b). Große Flüsse mit dazugehörigen Auen sind ein Beispiel für Gewässertypen, für die gegenwärtig nur in eingeschränktem Maß Bewertungsmethoden gemäß WRRL vorhanden sind, in diesem Fall sind entsprechende Experteneinschätzungen vorzunehmen, wobei die Untersuchung der Odonatenfauna empfohlen wird (BMLFUW 2015b).

Ziel der vorliegenden Studie ist die WRG/WRRL-konforme Bewertung des ökologischen Zustandes der Donau-Au in Klosterneuburg aus libellenkundlicher Sicht, wobei hierbei die Beurteilung der Habitatvielfalt, der Gewässermorphologie und der hydrologischen Dynamik im Vordergrund stehen. Dabei werden auch Vergleiche zu vorangegangenen Untersuchungen (CHOVANEC 1999, 2000) gezogen. Das von CHOVANEC & WARINGER (2001) entwickelte und den Vorgaben der WRRL entsprechende Bewertungssystem wird dabei erweitert und verfeinert.

Methoden

Erhebungen im Freiland

Etwa fünf Begehungen sind notwendig, um die an einem Gewässer zeitlich versetzt auftretenden Imagines der „Winter-“, „Frühlings-“ und „Sommer-Arten“ nachweisen zu können (vgl. dazu auch SCHMIDT 1985). Zwischen den Terminen sollten ca. 22 Tage liegen. In der vorliegenden Studie erfolgte die Erhebung von Imagines durch Kescherfang, Sicht- und Fotonachweise. Gefangene Tiere wurden nach der sofortigen Bestimmung im Feld freigelassen. Frischgeschlüpfte Individuen wurden nicht gefangen, sondern nur durch Sicht- und Fotonachweise erhoben. Exuvien wurden nicht gezielt gesucht, bei zufälligem Fund aber aufgesammelt und bestimmt. Die Begehungen fanden an möglichst windstillen, sonnigen Tagen zwischen 10 und 17 Uhr MESZ statt. Im Jahr 2015 wurden an folgenden Terminen Begehungen durchgeführt, um das repräsentative Artenspektrum der Klosterneuburger Donau-Au zu erheben: 11.4., 8.5., 4.6., 3.7., 1.8. und 27.8.

Bodenständigkeit: Die sichere Bodenständigkeit von Arten an einer Untersuchungsstrecke bzw. im Untersuchungsgebiet wurde durch den Fund von frisch ge-

schlüpfen Individuen oder Exuvien festgestellt. Die Bodenständigkeit einer Art an einer Untersuchungsstrecke wurde als wahrscheinlich angenommen, wenn

- Reproduktionsverhalten (Kopula, Tandem, Eiablage) beobachtet wurde und / oder
- die Abundanzen der nachgewiesenen Imagines in Klasse 3, 4 oder 5 eingestuft wurden (siehe unten) und / oder
- Imagines unabhängig von ihrer Abundanz bei zumindest zwei Begehungen an derselben Strecke nachgewiesen wurden (vgl. dazu u. a. auch BRIED et al. 2015).

Die Bodenständigkeit einer Art im Untersuchungsgebiet wurde als wahrscheinlich angenommen, wenn

- die Art an einer Untersuchungsstrecke im Untersuchungsgebiet als wahrscheinlich bodenständig klassifiziert wurde und / oder
- Imagines einer Art an mehreren Untersuchungsstrecken des Untersuchungsgebietes – unabhängig von ihrer Abundanz – nachgewiesen wurden.

In den nachfolgenden Auswertungen und Ergebnisdarstellungen werden als „sicher bodenständig“ und als „wahrscheinlich bodenständig“ eingestufte Arten nicht differenziert, sondern als „bodenständige“ bezeichnet.

Abundanzen: Die Ergebnisse der im Feld durchgeführten Zählungen wurden in ein fünfstufiges Schema überführt: 1 - Einzelfund; 2 - selten; 3 - häufig; 4 - sehr häufig; 5 - massenhaft. Bei der Übertragung wurde der Raumanpruch der einzelnen Arten berücksichtigt: D. h. für manche revierbildende Großlibellenarten sind beispielsweise andere Individuenzahlen der Klasse „häufig“ zu Grunde zu legen als für viele in höheren Zahlen auftretenden Kleinlibellenarten (CHOVANEC et al. 2012; Tab. 1). Ausschlaggebend für die Zuteilung zu einer bestimmten Häufigkeitsstufe war der für die einzelnen Arten an einer Untersuchungsstrecke in der Untersuchungsperiode nachgewiesene maximale Individuen-Tagesbestand.

Tab. 1: Zuteilung der Individuenzahlen pro 100 m zu Abundanzklassen.

	Einzelfund	selten	häufig	sehr häufig	massenhaft
Zygoptera ohne Calopterygidae	1	2-10	11-25	26-50	> 50
Calopterygidae und Libellulidae	1	2-5	6-10	11-25	> 25
Anisoptera ohne Libellulidae	1	2	3-5	6-10	> 11

Abundanzen und Bodenständigkeit wurden in Rahmen der Studien 1999 und 2000 noch mit abweichenden Methoden ermittelt. Im Sinne der Vergleichbarkeit wurden die Daten in die hier vorliegenden Schemata übertragen. Die im Ergebnisteil für das Jahr 2015 angegebenen Abundanzklassen (Tab. 7) beziehen sich auf die Häufigkeiten der gesichteten Imagines, Angaben zum Fund von Exuvien, zu Sichtungen von frischgeschlüpfen Tieren und zu Beobachtungen von Fortpflanzungsverhalten (Kopula, Tandem, Eiablage) werden unabhängig von Häufigkeiten vermerkt.

Untersuchungsgebiet, Gewässer und Untersuchungsstrecken

Die Donauauen bei Klosterneuburg haben eine Fläche von 556 ha (LAZOWSKI et al. 2011). Die flussmorphologische Situation vor der Regulierung ist in Abb.1 dargestellt. Der aktuelle Zustand sowie die Lage der im Jahr 2015 untersuchten Standorte sind Abb. 2 zu entnehmen.



Abb.1: Die Donau bei Klosterneuburg im 19. Jahrhundert (Franziseische Landesaufnahme 1806-1869).
Quelle: mapire.eu

Die Auswahl der Gewässer bzw. Gewässerabschnitte ermöglichte die Erfassung des aspektbildenden Artenspektrums. Im Rahmen der Studie wurden acht Standorte (Gewässer) im Untersuchungsgebiet Klosterneuburger Donau-Au kartiert. An je-



Abb. 2: Die Klosterneuburger Donau-Au, aktuelle Situation und Lage der Standorte im Jahr 2015. Quelle: ESRI basemap, von der Universität für Bodenkultur zur Verfügung gestellt

dem Standort wurde eine repräsentative Untersuchungsstrecke mit 100m Uferlinienlänge begangen. Es wurde angestrebt, dass die kartierten Strecken – unter Berücksichtigung der wechselnden Dominanz der für die Berechnung des OHI relevanten Habitattypen im Jahresverlauf auf Grund hydrologischer Schwankungen – das Verhältnis der Habitattypen im Untersuchungsgebiet widerspiegeln. Tab. 2 ist der maximale Grad der Ausprägung der Habitattypen an den Untersuchungsstrecken im Jahres-

verlauf zu entnehmen. Ebenso orientierte sich die Auswahl der Untersuchungsstrecken am Verhältnis der im Untersuchungsgebiet existierenden Gewässertypen (durchflossene Augewässer, Altarme, anthropogen geschaffene Gewässer, Auweiher und -tümpel; siehe dazu WARINGER et al. 2007).

Die im Jahr 2015 untersuchten Standorte liegen im zentralen Bereich des Augebietes, die in den vorangegangenen Untersuchungen (CHOVANEC 1999, 2000) ebenfalls kartierten Gewässer im Norden wurden 2015 nicht mehr begangen: sie waren auf Grund des Eintrags von Sand durch Hochwässer (insbesondere im Jahr 2013) in ihrer Ausdehnung stark verringert bzw. gänzlich verlandet oder aufgrund starker Beschattung als Brutgewässer für Libellen nicht mehr geeignet. Das Gewässer 22 war in seinem morphologischen und hydrologischen Charakter im Untersuchungsjahr 2015 im Vergleich zu 1999 und 2000 stark verändert. Deshalb sind die Daten aus diesen beiden Jahren nur bedingt als Vergleich heranzuziehen. Die Abbildungen 3-18 dokumentieren die Untersuchungsstecken bei unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen.

Tabelle 3 gibt die hydrologische Situation im Untersuchungsjahr 2015 an den Strecken wieder. Die Gewässer 5, 6a und 22 und somit auch die entsprechenden Untersuchungsstrecken trockneten im Spätsommer aus, wodurch auch die maximale Ausprägung von Habitattyp H5 (siehe Tab.2) zu erklären ist.

Tab.2: Grad der Ausprägung der Habitattypen (H1 -H5) an den Untersuchungsstrecken. 0: nicht relevant, nicht ausgeprägt bis 3: dominierend, prägend (in Schritten von 0,5)

	H1	H2	H3	H4	H5
19	0	2	2	1,5	1
5	0	1,5	3	3	3
6a	0	0	2,5	2	3
21	0	1	1	0,5	0
22	0	1	1,5	2	3
29	0	0	1,5	3	1,5
4	2	0,5	1,5	1,5	0,5
14b	1,5	0,5	0	1,5	1

Tab.3: Hydrologische Situation an den Untersuchungsstrecken an den Kartierungsterminen im Jahr 2015. 0: (fast) ausgetrocknet; 1: Wasserstand niedrig; 2: Wasserstand mittel; 3: Wasserstand hoch; 4: Wasserstand sehr hoch; * Verweis auf Abb. 3-18

	11.4.	8.5.	4.6.	3.7.	1.8.	27.8.
19	2	3	4	3*	1	1*
5	2	3*	4	3	2*	0
6a	2	3	4	3*	0*	0
21	2	3	4	3	2*	2*
22	2	3*	4	3*	0	0
29	2	3	4*	3*	2	1
4	2	4*	4	3*	2	1
14b	3	4	4	3	3*	1*

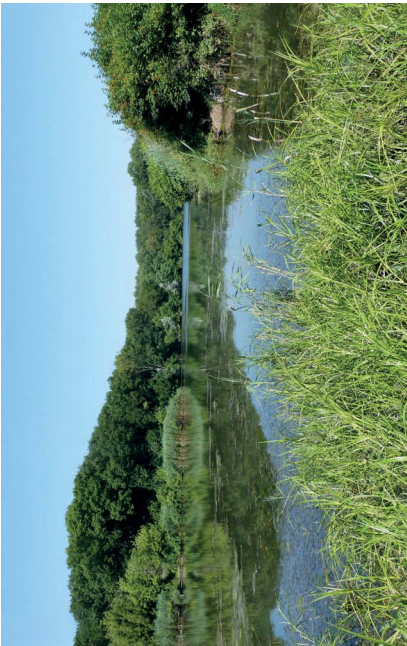


Abb. 3 und 4: Untersuchungsstrecke Standort 19 (Fotos: A. Chovanec, 3.7. und 27.8.2015)



Abb. 5 und 6: Untersuchungsstrecke Standort 5 (Fotos: A. Chovanec, 8.5. und 1.8.2015)



Abb. 7 und 8: Untersuchungsstrecke Standort 6a (Fotos: A. Chovanec, 3.7. und 1.8.2015)



Abb. 9 und 10: Untersuchungsstrecke Standort 21 (Fotos: A. Chovanec, 1.8. und 27.8.2015)



Abb. 11 und 12: Untersuchungsstrecke Standort 22 (Fotos: A. Chovanec, 8.5. und 3.7.2015)

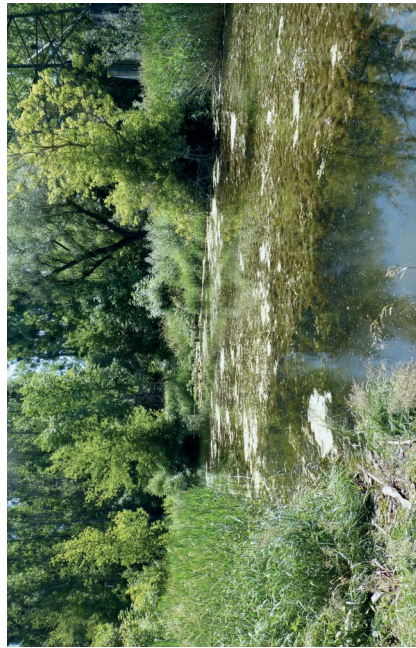


Abb. 13 und 14: Untersuchungsstrecke Standort 29 (Fotos: A. Chovanec, 4.6. und 3.7.2015)



Abb. 15 und 16: Untersuchungsstrecke Standort 4 (Fotos: A. Chovanec, 8.5. und 3.7.2015)



Abb. 17 und 18: Untersuchungsstrecke Standort 14b (Fotos: A. Chovanec, 1.8. und 27.8.2015)

Auswertung: der Odonata Habitat Index

Der Odonata Habitat Index (OHI; CHOVANEC & WARINGER 2001, 2007, CHOVANEC et al. 2004) wurde zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fluss-Au-Systemen entwickelt. Eine wesentliche Grundlage für die Berechnung des OHI ist die Einteilung der Lebensräume von Libellen in fünf Habitattypen (H1-H5). Diese Habitattypen decken das für Libellen relevante Spektrum von Lebensräumen an Flüssen und Flussnebegewässern entlang eines auentypischen Konnektivitäts- und Verlandungsgradienten ab (vgl. AMOROS & ROUX 1988):

H1: Uferbereiche eupotamaler, ständig wasserführender, durchströmter Gewässer (Hauptgerinne sowie ständig mit dem Hauptgerinne verbundene, durchströmte Nebenarme); hohe hydrologische Dynamik; starke Hochwasserwirkung; (nahezu) keine Verlandung; offene Ufer oder Phalaridetum-Bestände und Ufergehölze; Sediment: Schotter und Sand dominieren.

H2: Uferbereiche ständig wasserführender, zumeist strömungsfreier parapotamaler Gewässer (offene Altarme mit Verbindung zum Hauptstrom) oder plesipotamaler Gewässer (abgeschlossene Altarme) sowie Uferbereiche von in der Au gelegenen Schottergruben u. ä.; herabgesetzte hydrologische Dynamik; Verlandungsintensität gering; Ufer offen; Makrophytenbestände schwach ausgebildet (z. B. Phalaridetum); Ufergehölze; Sediment: hoher Anteil an Schotter und Sand.

H3: Freiwasserbereiche ständig wasserführender plesipotamaler und palaeopotamaler strömungsfreier Augewässer und Schottergruben mit Schwimmblattpflanzen und/oder flutenden Makrophyten; deutlich reduzierte hydrologische Dynamik; hohe Verlandungsintensität; dominierende Makrophytenbestände: Myriophyllum-Nupharetum.

H4: Uferbereiche ständig wasserführender plesio- und palaeopotamaler Gewässer mit dichten Röhrichtbeständen; deutlich reduzierte hydrologische Dynamik; sehr hohe Verlandungsintensität und Sedimentation; schlammige Substrate herrschen vor; dominierende Makrophytenbestände: Phragmitetum, Typhetum, Sagittario-Sparganietum.

H5: Temporäre (zumeist kleinere) Gewässer mit zumindest einer Austrocknungsphase im Jahresverlauf (zumeist im Spätsommer, Herbst); deutlich reduzierte hydrologische Dynamik; sehr hohe Verlandungsintensität; dominierende Makrophytenbestände: Phragmitetum, Typhetum, Sagittario-Sparganietum, Magnocaricetum; terrestrische Vegetation (CHOVANEC & WARINGER 2001).

Die folgenden Größen werden im OHI verrechnet: bodenständige Arten an der jeweiligen Untersuchungsstrecke und ihre Abundanzen, die artspezifischen Habitatwerte und Indikationsgewichte. Grundlage für die Ermittlung der artspezifischen Habitatwerte war – dem System der saprobiellen Valenzen entsprechend –

die Vergabe von 10 Punkten gemäß dem Vorkommen der jeweiligen Art in den fünf Habitattypen („Habitatvalenzen“). Die Vergabe der Punkte erfolgte gestützt auf Literaturangaben und Expertenwissen (CHOVANEC & WARINGER 2001). Tritt beispielsweise eine Art an allen Habitattypen in gleicher Häufigkeit auf, wurden die Punkte wie folgt zugeordnet:

	H1	H2	H3	H4	H5
Art 1	2	2	2	2	2

Kommt eine Art z. B. ausschließlich in Habitattyp 1 vor, wurde die Vergabe der Punkte folgendermaßen vorgenommen:

	H1	H2	H3	H4	H5
Art 1	10	0	0	0	0

Entsprechend der Formel

$$HW = \frac{1*H1+2*H2+3*H3+4*H4+5*H5}{10}$$

wurden die Habitatwerte (HW) für die einzelnen Arten berechnet. Im obigen Beispiel bedeutet dies für Art 1 HW 3, für Art 2 HW 1.

Im Rahmen bioindikatorischer Verfahren haben spezialisierte, eng eingensichte Arten mit einem schmalen ökologischen Toleranzbereich einen höheren Zeigerwert als euryöke Arten. Diesem Umstand wird durch die Verrechnung artspezifischer Indikationsgewichte (IG) im OHI Rechnung getragen. Die Vergabe des IG wurde gemäß der Methode von SLADCEK (1964) durchgeführt. Dem obigen Beispiel folgend ist Art 1 ein IG von 1 zuzuordnen, Art 2 ein IG von 5. Arten mit einem Indikationsgewicht ≥ 3 werden als sensitive Arten bezeichnet (CHOVANEC & WARINGER 2001). Die HW und IG für sämtliche in den Österreichischen Donau-Auen vorkommenden Arten können CHOVANEC & WARINGER (2001, 2007) entnommen werden; HW, die dadurch indizierten Habitattypen und die IG der im Rahmen der vorliegenden Studie erhobenen Arten sind in Tab. 7 angeführt.

Der OHI, dem die Formel zur Berechnung des Saprobienindex (ZELINKA & MARVAN 1961) zugrunde liegt, wird für jede Untersuchungsstrecke berechnet und zeigt die Präferenz der dort nachgewiesenen Artengemeinschaft für einen Habitattyp an (Tab. 4). Das Ergebnis kann Werte zwischen 1 und 5 annehmen.

Der OHI wird entsprechend der nachstehenden Formel berechnet:

$$OHI = \frac{\sum (HW * A * IG)}{\sum (A * IG)}$$

HW: Habitatwert; A: Abundanz; IG: Indikationsgewicht

Tab. 4: Werte-Bereiche des Odonata Habitat Index (OHI) und durch sie indizierte Habitattypen

OHI	Habitattyp
1,0 – 1,7	H1
1,8 – 2,5	H2
2,6 – 3,3	H3
3,4 – 4,1	H4
4,2 – 5,0	H5

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde der OHI auch auf der Grundlage der bodenständigen sensitiven Arten errechnet. Damit wurde versucht, den rechnerischen Einfluss von ubiquitären Arten mit geringem Indikationsgewicht (z. B. *Platycnemis pennipes*, *Ischnura elegans*) auf den Indexwert zu reduzieren.

Ergänzende Auswertung: Libellen-Assoziationen

CHOVANEK et al. (2014a, 2015) erstellten ein Inventar von 57 (potenziell) in der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer vorkommenden Libellenarten. Dieses ist auch weitestgehend für die Donau-Auen relevant. Die ökologischen Ansprüche der Arten wurden durch die Ausprägung von zwölf aus libellenkundlicher Sicht relevanten Habitatparametern beschrieben. Diese „species traits“ wurden in eine Clusteranalyse überführt, deren Ergebnis Grundlage zur Beschreibung von sieben Libellen-Assoziationen war (Tab. 5; CHOVANEK et al. 2014a, 2015). Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden diese Vergesellschaftungen für eine vertiefende Interpretation der Ergebnisse herangezogen. Es wird davon ausgegangen, dass in einem ökologisch intakten, dynamischen Fluss-Au-System der österreichischen Donau bodenständige Arten aller Assoziationen vertreten sind (LOHR 2010).

Tab.5: Libellen-Assoziationen

Assoziation	Arten
A1: Assoziation offener Wasserflächen	<i>Enallagma cyathigerum</i> , <i>Erythromma najas</i> , <i>E. viridulum</i> , <i>Aeshna grandis</i> , <i>Anax imperator</i> , <i>A. parthenope</i> , <i>Cordulia aenea</i> , <i>Epithea bimaculata</i> , <i>Somatoclora metallica</i> , <i>Libellula fulva</i>
A2: Assoziation spärlich bewachsener Ufer	<i>Ischnura pumilio</i> , <i>Libellula depressa</i> , <i>Orthetrum albistylum</i> , <i>Orthetrum cancellatum</i> , <i>Sympetrum fonscolombii</i> , <i>S. pedemontanum</i> , <i>S. striolatum</i>
A3: Assoziation von Röhricht und Ufergehölzen	<i>Sympetma fusca</i> , <i>Chalcolestes viridis</i> , <i>Pyrrhosoma nymphula</i> , <i>Aeshna cyanea</i> , <i>A. isocles</i> , <i>A. mixta</i> , <i>Brachytron pratense</i>
A4: Assoziation von Röhricht und submersen Makrophyten	<i>Lestes sponsa</i> , <i>Coenagrion puella</i> , <i>C. pulchellum</i> , <i>C. scitulum</i> , <i>Ischnura elegans</i> , <i>Aeshna viridis</i> , <i>Crocothemis erythraea</i> , <i>Leucorrhinia pectoralis</i> , <i>Libellula quadrimaculata</i> , <i>Sympetrum vulgatum</i>
A5: Assoziation temporärer Gewässer	<i>Lestes barbarus</i> , <i>L. dryas</i> , <i>L. virens</i> , <i>Aeshna affinis</i> , <i>Anax ephippiger</i> , <i>Sympetrum danae</i> , <i>S. depressiusculum</i> , <i>S. flaveolum</i> , <i>S. meridionale</i> , <i>S. sanguineum</i>
A6: Rhithral-Assoziation	<i>Calopteryx virgo</i> , <i>Cordulegaster bidentata</i> , <i>C. boltonii</i> , <i>C. heros</i>
A7: Potamal-Assoziation	<i>Calopteryx splendens</i> , <i>Platycnemis pennipes</i> , <i>Coenagrion ornatum</i> , <i>Gomphus flavipes</i> , <i>G. vulgatissimus</i> , <i>Onychogomphus forcipatus</i> , <i>Ophiogomphus cecilia</i> , <i>Orthetrum brunneum</i> , <i>O. coerulescens</i>

Gefährdungsstatus

Die Gefährdung der Arten fließt in den Bewertungsprozess nicht ein, wird aber in der Darstellung der Ergebnisse als zusätzliche Information angegeben. Die Einstufungen der Arten in Gefährdungskategorien wurden für Österreich der Roten Liste (RAAB

2007) entnommen. Ebenso wurde die Rote Liste für Europa herangezogen (KALKMAN et al. 2010). Es wurde auch überprüft, ob nachgewiesene Arten in den Anhängen der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie der EU gelistet sind.

Bewertung

Grundlage für die Bestimmung des ökologischen Zustandes war das Schema von CHOVANEC & WARINGER (2001), das im Rahmen der vorliegenden Arbeit modifiziert wurde. Aus der Liste der potenziellen Referenzarten mit 60 spp. wurden auf Grund ihrer ökologischen Ansprüche und Verbreitung (RAAB et al. 2007) folgende Spezies gestrichen: *Erythromma lindenii*, *Ceriagrion tenellum*, *Aeshna juncea* und *Somatochlora meridionalis*; aufgrund der wenigen Nachweise im österreichischen Donauverlauf wurde auch *Cordulegaster boltonii* (LAISTER 2008) nicht mehr als Referenzart definiert. *Leucorrhinia caudalis* wurde ergänzt und wie folgt beschrieben: H1-0, H2-0, H3-6, H4-4, H5-0; HW 3,4; IG 3. Der potenzielle sehr gute libellen-ökologische Zustand der österreichischen Donau umfasst demnach 56 Arten (36 davon sensitiv) aus folgenden acht Familien: Calopterygidae, Lestidae, Platycnemididae, Coenagrionidae, Aeshnidae, Gomphidae, Corduliidae und Libellulidae (siehe dazu auch WASSERMANN 1999, RAAB 2003, CHOVANEC et al. 2004, WARINGER et al. 2007, LAISTER 2008). Der für den „sehr guten libellen-ökologischen Zustand“ angegebene Anteil bodenständiger sensibler Arten von mindestens 60% am nachgewiesenen bodenständigen Gesamtartenspektrum wurde vom Anteil der sensitiven Arten im Referenzartenspektrum (36 von 56 Arten; 64%) abgeleitet (Tab. 6). Es wird davon ausgegangen, dass in einem ökologisch funktionsfähigen Auegebiet an repräsentativen Standorten – unabhängig von hydrologischer Dynamik und Sukzessionsstadium – sensitive Arten vorkommen. Der Anteil von Untersuchungsstrecken mit bodenständigen sensitiven Arten wurde daher ebenfalls als eines der Kriterien eingeführt.

Das Kriterium „Abundanzen“ wurde in das Bewertungsschema aufgenommen, da herabgesetzte Individuenzahlen in der Regel Ausdruck verminderter Lebensraumqualität sind (CHOVANEC 2017): Es wird angenommen, dass in einem „ökologisch sehr guten“ Auensystem 90-100% der bodenständigen Arten an zumindest einem Standort in Abundanzklasse 3, 4 oder 5 eingestuft sind (spp. Ab.Kl. ≥ 3 ; Tab. 6).

Der OHI auf Basis aller bodenständigen Arten (OHI bdst. ges.) und der OHI auf der Grundlage der bodenständigen sensitiven Arten (OHI bdst. sens.; Tab. 6) wurden im Bewertungsschema berücksichtigt: Dabei werden sowohl die Bereiche der errechneten OHIs als auch die Mittelwerte einbezogen. Je geringer der Mittelwert, umso höher ist der Anteil leitbildkonformer, hydrologisch dynamischer Standorte

Tab. 6: Schema zur Bestimmung des libellen-ökologischen Zustandes der Donau-Auen aus libellenkundlicher Sicht. bdst.: bodenständig; GAZ: Gesamtartenzahl; Ab.Kl.: Abundanzklasse; Ustr.: Untersuchungsstrecke; OHI: Odonata Habitat Index; sens.: sensitiv; H1-H5: Habitattypen 1-5

	sehr guter lib.-ök. Zustand / I	guter lib.-ök. Zustand / II	mäßiger lib.-ök. Zustand / III	unbefriedig. lib.-ök. Zustand / IV	schlechter lib.-ök. Zustand / V
allgem. Beschreibung der Libellenfauna (LF)	LF entspricht (fast) vollständig der gewässertyp-spezifischen Referenzzönose (max. 56 Arten aus 8 Familien);	LF weicht geringfügig von der gewässertyp-spezifischen Referenzzönose ab;	LF weicht signifikant von der gewässertyp-spezifischen Referenzzönose ab;	nur mehr Reste der gewässertyp-spezifischen Referenzzönose sind nachweisbar;	nur einzelne Arten der gewässertyp-spezifischen Referenzzönose sind nachweisbar;
	ök. Z. (fast) unbeeinträchtigt	ök. Z. leicht beeinträchtigt	ök. Z. signifikant beeinträchtigt	ök. Z. schwer beeinträchtigt	ök. Z. sehr schwer beeinträchtigt
Familien	bdst. Arten aller Familien der Referenzzönose treten auf (8 Fam.)	bdst. Arten fast aller Familien der Referenzzönose treten auf (7 Fam.)	bdst. Arten aus 6 Familien der Referenzzönose treten auf	bdst. Arten aus 5 Familien der Referenzzönose treten auf	bdst. Arten aus weniger als 5 Familien der Referenzzönose treten auf
Gesamtartenzahl	hoch (> 35 spp.)	leicht verringert (30-35 spp.)	deutlich verringert (25-29 spp.)	signifik. verringert (15-24 spp.)	sehr stark verringert (< 15 spp.)
Artenzahl bdst. Arten	hoch (etwa > 30 spp.)	leicht verringert (25-30 spp.)	deutlich verringert (20-24 spp.)	signifik. verringert (10-19 spp.)	sehr stark verringert (< 10 spp.)
Anteil bdst. sensitiver Arten an der bdst. GAZ	> 60 %	50-60 %	33-49 %	10-32 %	< 10 %
Anteil bdst. Arten an bdst. GAZ in Ab.Kl. ≥ 3	90-100 %	75-89 %	50-74 %	25-49 %	< 25 %
Anteil der Ustr. mit sens. bdst. Arten	90-100 %	75-89 %	50-74 %	25-49 %	< 25 %
Bereich OHI (bdst. ges.)	> 1,5	1,25-1,50	1,00-1,24	0,75-0,99	< 0,75
Bereich OHI (bdst. sens.)	> 2,5	2,00-2,50	1,50-1,99	1,00-1,49	< 1,00
Mittelwert OHIs (bdst. ges.)	< 2,00	2,00-2,50	2,51-2,75	2,76-3,00	> 3,00
Mittelwert OHIs (bdst. sens.)	< 2,00	2,00-2,50	2,51-2,75	2,76-3,00	> 3,00
Habitatwerte bdst. Arten	bdst. spp. H1-H5 und Anteil der bdst. H1-spp. an bdst. GAZ ≥ 10 %	bdst. spp. H1 und bdst. spp. von 3 oder 4 weiteren Habitattypen und Anteil der bdst. H1-spp. an bdst. GAZ < 10 %	bdst. spp. H2-H5	bdst. spp. von 2 Habitattypen fehlen	bdst. spp. von > 2 Habitattypen fehlen

(vgl. z. B. HOHENSINNER et al. 2011). Der Auswahl der Gewässerstrecken, die – unter bestmöglicher Berücksichtigung der wechselnden hydrologischen Bedingungen – das Verhältnis der Habitattypen im Untersuchungsgebiet reflektieren sollte, kommt daher hinsichtlich der Berechnung der mittleren OHIs eine besondere Bedeutung zu.

Auch die artspezifischen Habitatwerte der bodenständigen Arten wurden als eines der Bewertungskriterien in das Schema integriert: In einem (nahezu) unbeeinträchtigten Auen-System wird das Vorkommen aller Habitattypen (H1-H5) und daher der Nachweis der entsprechenden bodenständigen Arten vorausgesetzt (bdst. spp. H1-H5; Tab. 6). Der Anteil von Arten im Referenzartenspektrum, die durch ihren Habitatwert H1 indizieren, beträgt 12,5% (sieben von 56), woraus der Anteil von mindestens 10% „H1-Arten“ am bodenständigen Gesamtartenspektrum für den „sehr guten libellen-ökologischen Zustand“ definiert wurde.

Bei der Einstufung des libellen-ökologischen Zustandes in eine der fünf Klassen müssen nicht alle in den Beschreibungen der jeweiligen Klasse angeführten Kriterien erfüllt sein; die auszuwählende Klasse ist jene, deren Beschreibung (Tab. 6) überwiegend mit dem erhobenen Gesamtaspekt des Untersuchungsgebietes korrespondiert. Trifft das gleichermaßen auf zwei Klassen zu, ist die schlechtere Klasse für die Gesamtbeurteilung heranzuziehen (siehe Tab. 9).

Ergebnisse und Diskussion

Arten

Im Untersuchungsgebiet wurden im Jahr 2015 31 Arten aus sieben Familien nachgewiesen (Tab. 7). Das entspricht etwa 40% des für Österreich belegten Artenspektrums von 78 Arten (HOLZINGER et al. 2015) und 22% des für Europa beschriebenen Arteninventars von 143 Arten (BOUDOT & KALKMAN 2015). 14 Arten gehören der Unterordnung Zygoptera an, 17 Arten der Unterordnung Anisoptera. Von den 31 Arten waren 30 bodenständig. 14 der 31 Arten sind als sensitiv eingestuft, alle waren bodenständig. Von den 30 bodenständigen Arten traten 21 (70%) an zumindest einer Untersuchungsstrecke „häufig“, „sehr häufig“ oder „massenhaft“ (Abundanzklasse ≥ 3) auf. An den Standorten 19 und 21 wurden die höchsten Gesamtartenzahlen nachgewiesen (je 21), die Standorte 19 und 29 waren jene mit der höchsten Zahl bodenständiger Arten (jeweils 17; Tab. 7). *Platycnemis pennipes*, *Ischnura elegans* und *Sympetrum sanguineum* waren an jedem der acht Standorte bodenständig. Standort 21 wies die meisten sensitiven Arten auf (acht), Standort 29 die meisten bodenständigen sensitiven (sechs).

Tab. 7: Standort spezifische Darstellung der Ergebnisse für das Jahr 2015 und gebietsbezogene Darstellung für die Jahre 1999, 2000 und 2015. HW/HT: Habitatwert und dadurch indizierter Habitatwert; IG: Indikationsgewicht; Assoz. A1-A7: Assoziationen siehe Tab. 5; x: Vorkommen im Untersuchungsgebiet (UG); x*: bodenständiges Vorkommen im UG; 1-5: Abundanzklassen für Imagines siehe Tab. 1; Ex: Exuvie, F: frischgeschlüpfte Individuen; K: Kopula; T: Tandem; E: Eiablage (unabhängig von ihrer Häufigkeit)

	HW/HT	IG	Assoz.	RLÖ	19	5	6a	21	22	29	4	14b	2015	1999	2000
<i>Calopteryx splendens</i>	1,1/H1	5	A7	NT	2			1	1		4KE*	3*	x*	x	x*
<i>Calopteryx virgo</i>	1,0/H1	5	A6	NT							2*		x*		x
<i>Lestes sponsa</i>	3,9/H4	1	A4		1	2*	3T*		2*	3T*		2	x*	x*	x*
<i>Lestes vires</i>	4,6/H5	3	A5	CR										x	
<i>Chalcolestes viridis</i>	3,7/H4	1	A3			3TE*			5EXP*	3TE*			x*	x*	x*
<i>Symplocma fusca</i>	3,4/H4	1	A3	VU	3KTE*	3KT*	3K*	3T*	2TE*	3TE*			x*	x*	x*
<i>Platycnemis pennipes</i>	2,0/H2	1	A7	4FKTE*	3F*	2*	5FKTE*	5*	5FKTE*	3FTE*	3TE*		x*	x*	x*
<i>Coenagrion puella</i>	3,2/H3	1	A4	3*	2*	2*	2*	2	3FKTE*	4FKTE*			x*	x*	x*
<i>Coenagrion pulchellum</i>	3,5/H4	3	A4	VU									x*	x*	x*
<i>Coenagrion scitulum</i>	3,4/H4	3	A4	CR						2K*					
<i>Enallagma cyathigerum</i>	2,7/H3	1	A1	1*				2					x*	x*	x*
<i>Erythromma najas</i>	2,9/H3	4	A1	NT	2*			2*	2*				x*	x*	x*
<i>Erythromma viridulum</i>	2,9/H3	4	A1	3*				2*	3*		1		x*	x*	x*
<i>Ischnura elegans</i>	3,0/H3	1	A4	5FK*	3*	2*	2*	2K*	3K*	3FK*	2*	2*	x*	x*	x*
<i>Ischnura pumilio</i>	4,5/H5	3	A2	NT	2				2				x*		x
<i>Pyrrosoma nymphula</i>	3,2/H3	3	A3			2*	1		2				x*	x*	x*
<i>Aeshna affinis</i>	4,1/H4	5	A5	VU	2*	2*	1	1	4*	3*			x*	x*	x*
<i>Aeshna cyanea</i>	3,0/H3	1	A3	2*				1					x*	x*	x*
<i>Aeshna grandis</i>	3,2/H3	3	A1			1		1		1			x*	x*	x*
<i>Aeshna isocles</i>	3,7/H4	4	A3	VU	2*	2*	3*	3*	3E*				x*	x*	x*
<i>Aeshna mixta</i>	3,5/H4	3	A3		3*	4*		3*		1	1		x*	x*	x*
<i>Anax imperator</i>	3,0/H3	1	A1	3E*				3*	3E*	1*			x*	x*	x*
<i>Anax parthenope</i>	3,5/H4	3	A1	3EXT*				3*	2E*				x*	x*	x*
<i>Brachytron pratense</i>	3,6/H4	4	A3	VU									x*	x*	x*
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	1,3/H1	4	A7	VU									x*	x*	x*
<i>Coridula aenea</i>	2,8/H3	2	A1	1	2K*				1	1	1		x*	x*	x*
<i>Epitheca bimaculata</i>	3,0/H3	3	A1	EN									x*	x*	x*
<i>Somatoclora metallica</i>	2,8/H3	2	A1								1		x	x*	x*
<i>Crocothemis erythraea</i>	2,7/H3	2	A4	4KE*				2F*	3*				x*	x*	x*
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	4,2/H5	4	A4	CR									x*	x*	x*
<i>Libellula quadrimaculata</i>	3,6/H4	3	A4						2	3*			x*	x*	x*
<i>Orthetrum albisylum</i>	2,2/H2	2	A2	3*				2F*					x*	x*	x*
<i>Orthetrum cancellatum</i>	2,2/H2	2	A2	3F*				3F*		1*			x*	x*	x*
<i>Sympetrum danae</i>	4,6/H5	3	A5										x*	x*	x*
<i>Sympetrum meridionale</i>	4,5/H5	3	A5	CR									x*	x*	x*
<i>Sympetrum sanguineum</i>	3,9/H4	2	A5		2*	4K*	1*	3K*	4T*	4FTE*	2*	2*	x*	x*	x*
<i>Sympetrum striolatum</i>	3,3/H3	1	A2	3*				2*	3E*	3E*	2	2	x*	x*	x*
<i>Sympetrum vulgatum</i>	3,7/H4	1	A4		3*			2T*	2TE*	5KTE*	2	2	x*	x*	x*

Arten ges. / bdst. 21/17 15/14 8/7 21/15 13/10 19/17 12/9 12/4 31/30 30/27 34/32
 Arten sensivity ges. / bdst. 7/5 6/5 2/0 8/5 6/3 7/6 4/2 4/1 14/14 14/11 18/16

Odonata Habitat Index, Habitatwerte

Die für die einzelnen Standorte auf der Grundlage des gesamten bodenständigen Arteninventars für das Jahr 2015 errechneten OHIs ergaben Werte zwischen 1,8 (14b) und 3,7 (22; Tab. 8). Der Bereich der OHIs, die auf Grundlage der bodenständigen sensitiven Arten errechnet worden waren, erstreckte sich zwischen 1,1 und 3,9. Zwei der acht Standorte (4 und 14b) wurden auf Basis der OHI-Werte als Habitattyp H2 klassifiziert, drei als H3 und drei als H4 (Abb. 19, Tab. 8). Die auf der Grundlage der bodenständigen sensitiven Arten errechneten OHIs indizierten die Standorte 4 und 14b als H1, da durch die Nicht-Berücksichtigung von euryöken Arten, wie *Platycnemis pennipes* und *Ischnura elegans*, bei der Berechnung die Habitatwerte und hohen Indikationsgewichte der sensitiven rheophilen/-bionten Arten den Indexwert bestimmen. Die Einstufung der anderen Standorte in Habitattypen H3 bzw. H4 blieb unverändert (Abb. 19). Für Standort 6a konnte der OHI auf Grundlage der bodenständigen sensitiven Arten auf Grund des Fehlens dieser Arten nicht berechnet werden, an sieben der acht Strecken wurden bodenständige sensitive Arten gefunden (87,5%). Der Bereich der Habitatwerte der nachgewiesenen bodenständigen Arten erstreckte sich sowohl beim Gesamtartenspektrum als auch bei den sensitiven Arten von 1,0 (*Calopteryx virgo*; Abb. 20) bis 4,5 (*Ischnura pumilio*; Abb. 21) und deckt alle Habitattypen ab. Der Anteil der H1 indizierenden, bodenständigen Arten am bodenständigen Gesamtarteninventar betrug 7%. Der Mittelwert der auf Basis aller bodenständigen Arten errechneten OHIs ergab 3,0, der Mittelwert der auf Basis der sensitiven bodenständigen Arten errechneten OHIs 2,8.

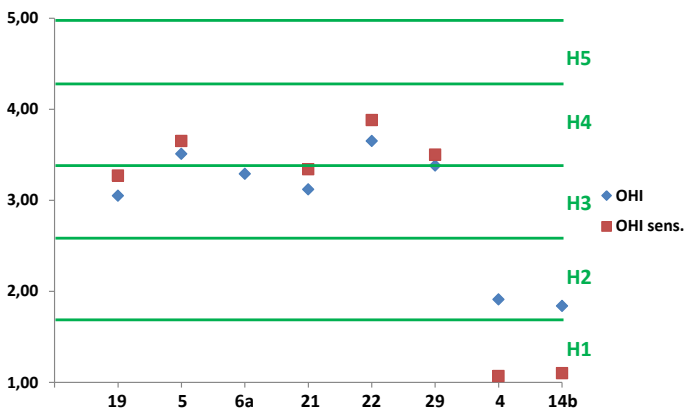


Abb. 19: Werte der Odonata Habitat Indices (OHI) und dadurch indizierte Habitattypen H1 -H5. OHI: Werte errechnet auf Basis aller bodenständigen Arten pro Standort; OHI sens.: Werte errechnet auf Basis der sensitiven bodenständigen Arten pro Standort



Abb. 20: Männchen von *Calopteryx virgo* (Foto: A. Chovanec)



Abb. 21: Juv. ♀ von *Ischnura pumilio*, ♂ im Hintergrund (Foto: A. Chovanec)

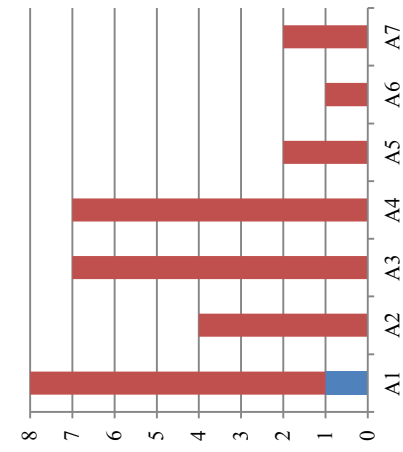


Abb. 22: Artenzahlen pro Libellenassoziationen



Abb. 23: Männchen von *Anax parthenope* (Foto: A. Chovanec)

Assoziationen

Aus Abb. 22 ist ersichtlich, dass im Jahr 2015 alle Libellenassoziationen durch bodenständige Arten im Untersuchungsgebiet vertreten waren. Der Großteil der nachgewiesenen Arten (71 %) ist den Assoziationen A1 (Assoziation offener Wasserflächen, z. B. *Anax parthenope*, Abb. 23), A3 (A. von Röhricht und Ufergehölzen, z. B. *Aeshna mixta*, Abb. 24) und A4 (A. von Röhricht und submersen Makrophyten) zuzuordnen. Alle sieben der Assoziation A3 zugehörigen Arten wurden bodenständig nachgewiesen. Die Assoziationen A5 (A. temporärer Gewässer, z. B. *Aeshna affinis*, Abb. 25) und A7 (Potamal-Assoziation) sind nur durch wenige Arten repräsentiert. Die Verteilung der Artenzahlen pro Assoziation an den einzelnen Standorten ist an Hand der Standortdokumentation (siehe Tab. 2 und 3 sowie Abb. 3-18) gut interpretierbar: Hohe Zahlen von bodenständigen Arten von A1 (A. offener Wasserflächen) waren an den Standorten 19 und 21 nachweisbar, an denen ausgedehnte Wasserflächen ausgeprägt waren. An diesen großen Au-Weihern mit z. T. offenen Ufern wurden u. a. auch Arten aus A2 (A. spärlich bewachsener Ufer, z. B. *Orthetrum albistylum*, Abb. 26) nachgewiesen. Arten von A1 fehlten an den Standorten 6 und 22, also kleineren beschatteten Gewässern, die im Verlauf des Sommers austrockneten. An Standort 5 traten sämtliche Arten der Assoziation A3 bodenständig auf, dieses Gewässer ist durch Röhricht und Ufergehölze geprägt. Arten der Assoziation 4 kamen an allen Standorten mit submersen Makrophyten und Röhricht vor: insbesondere Standort 29, aber auch 19, 5, und 22.

Gefährdung

Fünf Arten (alle bodenständig) sind in Gefährdungskategorien der Roten Liste für Österreich angeführt: *Coenagrion scitulum* (Abb. 27; „vom Aussterben bedroht“), *Sympecma fusca*, *Aeshna affinis*, *Aeshna isoceles* und *Brachytron pratense* („gefährdet“). Bei vier Arten (*Calopteryx splendens*, *Calopteryx virgo*, *Erythromma najas* und *Ischnura pumilio*) „droht Gefährdung“. Keine der nachgewiesenen Arten ist in der Europäischen Roten Liste oder in den Anhängen der FFH-Richtlinie angeführt. Die Standorte 5, 22 und 29 wiesen mit je vier bodenständigen Arten die höchste Zahl an gefährdeten Spezies auf.

Vergleich mit den Untersuchungen 1999 und 2000

Im Jahr 1999 wurden an zwölf Standorten 30 Arten nachgewiesen, von denen 27 bodenständig waren, im Jahr 2000 an 13 Standorten 34 (32 bdst.). Insgesamt wurden in den drei Jahren 38 Arten gefunden, 37 davon waren zumindest in einem der Jahre bodenständig. Die Artenzahlen sind als hoch zu beurteilen, wie Vergleiche mit den



Abb. 25: Männchen von *Aeshna affinis* (Foto: A. Chovanec)



Abb. 27: Weibchen von *Coenagrion scitulum* (Foto: A. Chovanec)



Abb. 24: Männchen von *Aeshna mixta* (Foto: A. Chovanec)



Abb. 26: Männchen von *Orthetrum albistylum* (Foto: A. Chovanec)

in anderen Auegebieten der Donau nachgewiesenen Zahlen belegen (CHOVANEC et al. 2004, RAAB 2003). 26 Spezies waren in allen drei Untersuchungsjahren nachweisbar, 23 davon in allen drei Jahren bodenständig (Tab. 7). Im Jahr 2000 war die Zahl der sensitiven Arten mit 18 am höchsten (16 bdst.). In den Jahren 1999 und 2000 konnten an den Standorten 22 und 29 die höchsten Artenzahlen nachgewiesen werden, wobei nochmals hervorzuheben ist, dass der in diesen Jahren kartierte Standort 22 mit jenem aus dem Jahr 2015 typologisch nicht vergleichbar ist. Auffallend war die starke Zunahme der Artenzahlen im Jahr 2015 an den Standorten 5, 21, 4 und 14b gegenüber 1999 bzw. 2000. Eine deutliche Abnahme war an Standort 6a zu verzeichnen, die durch die geringere Ausdehnung des Gewässers und die sehr starke Beschattung im Jahr 2015 zu erklären ist (Tab. 8). Die Standorte 19 und 29 waren in den drei Untersuchungsjahren von der Habitatausstattung sehr konstant und wiesen auch ähnliche Artenspektren auf. Im Jahr 1999 traten 26 der 27 (96%) bodenständigen Arten zumindest an einem Standort in Abundanzklasse ≥ 3 auf, im Jahr 2000 29 von 32 (91%).

Jeweils sieben der im Jahr 2015 untersuchten Gewässer waren Gegenstand der Kartierungen in den Jahren 1999 und 2000 (Tab. 8). 1999 wurden 29 der 30 nachgewiesenen Arten an den sieben, auch 2015 kartierten Standorten, gefunden, 25 waren bodenständig, im Jahr 2000 waren es 32 (28 bdst.) der insgesamt 34 (CHOVANEC 1999, 2000).

Die Übereinstimmung der in den drei Untersuchungsjahren erhobenen Artenspektren ist hoch; auffallend ist, dass in den Jahren 1999 und 2000 das Untersuchungsgebiet von mehr Arten, die für temporäre Gewässer charakteristisch sind, besiedelt wurde (neben *Aeshna affinis* und *Sympetrum sanguineum* auch *Lestes virens*, *Sympetrum danae*, *Sympetrum meridionale*). Bei den Kartierungen 2015 wurde erstmals *Calopteryx virgo* bodenständig nachgewiesen, es fehlten in diesem Jahr allerdings Sichtungen von *Gomphus vulgatissimus*, der im Jahr 2000 an mehreren Standorten nachgewiesen werden konnte. Im Jahr 1999 wurde keine Art aus der Familie der Calopterygidae oder Gomphidae bodenständig gefunden.

Ein Vergleich der für die Jahre 1999 und 2000 errechneten OHIs und der darauf basierenden Einstufungen für die im Jahr 2015 untersuchten Standorte zeigt nur bei Standort 5 eine deutliche Abweichung zwischen 1999 und 2015. Bei Standort 19 waren die OHI-Werte für 2000 und 2015 ident. Auffallend ist, dass für die Jahre 1999/2000 jeweils für drei der sieben Standorte keine OHIs auf Grundlage sensitiver bodenständiger Arten mangels Vorkommen entsprechender Spezies errechnet werden konnten (Tab. 8). Im Jahr 1999 erstreckte sich der Bereich der für die zwölf Standorte errechneten OHIs auf Grundlage aller bodenständigen Arten von 2,0 bis 3,5, jener der für die OHIs auf Grundlage der sensitiven bodenständigen Arten von 2,9 bis 3,7. An sechs von zwölf Standorten wurden im Jahr 1999 bodenständige sensitive Arten gefunden. Die Habitatwerte der nachgewiesenen bodenständigen Arten erstreckten sich im Jahr 1999 beim bodenständigen

Gesamtartenspektrum von 2,0 bis 4,6 und bei den bodenständigen sensitiven Arten von 2,9 bis 4,6. Im Jahr 2000 erstreckte sich der Range der für die 13 Standorte errechneten OHIs auf Grundlage aller bodenständigen Arten von 1,3 bis 3,6, jener der für die OHIs auf Grundlage der sensitiven bodenständigen Arten von 1,2 bis 3,7. An neun der 13 Standorte wurden sensitive bodenständige Arten gefunden. Der Range der Habitatwerte der nachgewiesenen bodenständigen Arten erstreckte sich im Jahr 2000 sowohl beim bodenständigen Gesamtartenspektrum als auch bei den sensitiven bodenständigen Arten von 1,1 bis 4,5. Die Mittelwerte der auf Basis aller bodenständigen Arten errechneten OHIs betragen im Jahr 1999 – so wie 2015 – 3,0, im Jahr 2000 2,7. Die Mittelwerte der auf Basis der sensitiven bodenständigen Arten errechneten OHIs ergaben für 1999 3,4 und für 2000 3,0.

Auch in den Jahren 1999 und 2000 war das Artenspektrum schwerpunktmäßig von Vertretern der Assoziationen A1, A3 und A4 geprägt. Im Jahr 2000 gelang der Nachweis von vier Arten (drei davon bodenständig) aus den rheophile und rheobionte Arten umfassenden Assoziationen A6 und A7. Im Jahr 1999 wurden die meisten Arten aus der Assoziation temporärer Gewässer A5 (vier, drei davon bodenständig) gesichtet.

Die höchste Zahl gefährdeter Arten wurde im Jahr 2000 erfasst: zwei bodenständige „vom Aussterben bedrohte“ Arten: *Leucorrhinia pectoralis* und *Sympetrum meridionale*; eine bodenständige „stark gefährdete“ Art: *Epitheca bimaculata*; sechs bodenständige

Tab.8: Vergleich der im Untersuchungsgebiet (UG) und an den acht Standorten nachgewiesenen Gesamtartenzahlen (AZ_{tot}) und der Zahlen bodenständiger Arten (AZ_{bd}) sowie der Odonata Habitat Indices berechnet auf Grundlage aller bodenständigen Arten (OHI_{tot}) und auf Grundlage der bodenständigen sensitiven Arten (OHI_{sens}). „-“: Berechnung mangels sensitiver Arten nicht möglich; n.e.: nicht erhoben; H1-H4: Habitattypen

	$AZ_{tot/bd}$ 1999	$AZ_{tot/bd}$ 2000	$AZ_{tot/bd}$ 2015	OHI_{tot} 1999	OHI_{sens} 1999	OHI_{tot} 2000	OHI_{sens} 2000	OHI_{tot} 2015	OHI_{sens} 2015
UG	30/27	34/32	31/30						
19	n. e.	20/13	21/17			3,1 H3	3,3 H3	3,1 H3	3,3 H3
5	7/3	n. e.	15/14	2,7 H3	-			3,5 H4	3,7 H4
6a	17/12	13/10	8/7	3,4 H4	3,4 H4	3,5 H4	3,6 H4	3,3 H3	-
21	12/5	11/5	21/15	3,0 H3	-	2,6 H3	-	3,1 H3	3,3 H3
22	21/20	23/19	13/10	3,4 H4	3,7 H4	3,4 H4	3,6 H4	3,7 H4	3,9 H4
29	21/16	24/20	19/17	3,4 H4	3,7 H4	3,3 H3	3,3 H3	3,4 H4	3,5 H4
4	3/1	1/1	12/9	2,0 H2	-	2,0 H2	-	1,9 H2	1,1 H1
14b	7/6	3/1	12/4	3,3 H3	-	2,0 H2	-	1,8 H2	1,1 H1

„gefährdete“ Arten: *Sympecma fusca*, *Coenagrion pulchellum*, *Aeshna affinis*, *A. isoceles*, *Brachytron pratense* und *Gomphus vulgatissimus*. *L. pectoralis* ist in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie der EU gelistet. Im Jahr 1999 wurde eine nicht bodenständige „vom Aussterben bedrohte“ Art gesichtet: *Lestes virens* und vier bodenständige „gefährdete“ Arten: *Sympecma fusca*, *Aeshna affinis*, *A. isoceles* und *Brachytron pratense*.

Bewertung und Maßnahmen

In Anwendung des Bewertungsschemas (Tab. 6) wird das Untersuchungsgebiet auf Grundlage der im Jahr 2015 erhobenen Daten in Klasse 2 („guter libellen-ökologischer Zustand“) eingestuft (Tab. 9). Die gleiche Bewertung erbrachte die Untersuchung im Jahr 2000, 1999 drückte sich insbesondere der Mangel an bodenständigen rheohilen/-bionten Arten aus den Familien Calopterygidae und Gomphidae in der Bewertung „mäßiger libellen-ökologischer Zustand“ aus.

Es muss hervorgehoben werden, dass der „gute Zustand“ im Jahr 2015 auf dem Vorhandensein nur weniger geeigneter Libellengewässer beruht, die außerdem zu einem großen Teil Gefahr laufen, auszutrocknen. Nachstehende Maßnahmen werden vorgeschlagen, um das Angebot geeigneter Brutgewässer für Libellen zu erhöhen und den „guten Zustand“ zu sichern: Permanent durchströmte Gewässer (H1) müssen vorhanden sein (vgl. z. B. CASTELLA 1987, SCHIEMER et al. 1999, WARD et al. 1999, RAAB 2004, HOHENSINNER et al. 2011). Das „Gschirrwasser“, an dem die Untersuchungsstecken 4 und 14b liegen, fiel im Jahr 2015 teilweise trocken. Die gegenüber dem Jahr 1999 erhöhte Dotation des Augebietes im Jahr 2000 hatte als positiven Effekt das bodenständige Auftreten von *Calopteryx splendens* und von *Gomphus vulgatissimus* (A7; CHOVANEC 2000). Die für die Donau-Auen charakteristische Familie der Gomphidae (WARINGER 1989, WASSERMANN 1999, RAAB 2004, WARINGER et al. 2007) war im Untersuchungsjahr 2015 nicht vertreten.

Tab. 9: Bewertung des libellen-ökologischen Zustandes (Kriterien Tab. 6)

	1999	2000	2015
Familien	mäßig	sehr gut	gut
Arten gesamt	gut	gut	gut
bodenständige Arten	gut	sehr gut	gut
sensitive bdst. Arten	mäßig	gut	mäßig
Abundanzen	sehr gut	sehr gut	mäßig
Anteil Ustr. mit sens. bdst. spp.	mäßig	mäßig	gut
Bereich OHI (bdst. ges.)	gut	sehr gut	sehr gut
Bereich OHI (bdst. sens.)	schlecht	gut	sehr gut
mittl. OHI (bdst. ges.)	unbefriedigend	mäßig	unbefriedigend
mittl. OHI (bdst. sens.)	schlecht	unbefriedigend	unbefriedigend
Habitatwerte	mäßig	gut	gut
Gesamtbewertung	mäßig	gut	gut

Die erhöhte Dotation des Gschirrwassers wird deshalb empfohlen. Auch die Schaffung einer zusätzlichen permanenten Dotation des Gebietes sollte überlegt werden.

Der Eintrag großer Sandfrachten insbesondere durch das Hochwasser 2013 hat einen negativen Einfluss auf die Gewässer der Au gehabt. Deswegen sollten noch vorhandene Gewässer tiefer gegraben bzw. vergrößert werden, bzw. ehemals existierende, und jetzt verlandete Gewässer wieder geschaffen werden. Die bei manchen Gewässern (z. B. 6a) sehr dichten Gehölzbestände und die damit verbundene Beschattung sollten reduziert werden. Die positiven Effekte von Rodungsarbeiten in den Uferbereichen von Augewässern auf die Libellenfauna wurden dokumentiert (CHOVANEK 1999, 2000; vgl. dazu u. a. auch REMSBURG et al. 2008, WILDERMUTH & KÜRY 2009).

Danksagung

Der Autor dankt der Universität für Bodenkultur, Wien, für die Beauftragung der vorliegenden Studie im Rahmen der Beweissicherung „Donau-Stauraum Freudenau, Bearbeitungszeitraum 2013-2016“.

Literatur

- AMOROS, C. & ROUX, A. L. (1988): Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. – *Münstersche Geographische Arbeiten* 29: 125-130
- AMOROS, C., ROUX, A. L., REYGRÖBELLET, J. L., BRAVARD, J. P., PAUTOU, G. (1987): A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. – *Regulated Rivers: Research and Management* 1: 17-36
- BERQUIER, C., ORSINI, A., FERRAT, L., ANDREI-RUIZ, M.-C. (2016): “Odonata Community Index - Corsica” (OCIC): A new biological index based on adult odonate populations for assessment of the ecological status of watercourses in Corsica. – *Ecological Indicators* 66: 163-172
- BMLFUW (2014): Biodiversitätsstrategie Österreich 2020+ Vielfalt erhalten - Lebensqualität und Wohlstand für uns und zukünftige Generationen sichern. – Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Wien, 48 pp.
- BMLFUW (2015a): Auenstrategie für Österreich 2020+. – Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Wien, 22 pp.
- BMLFUW (2015b) Bewertung kleiner Gewässer, spezieller Gewässertypen und Typausprägungen - Stand Mai 2015. – unveröff. Arbeitspapier des Bund-Bundesländer-Arbeitskreises Ökologie, Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Wien, 30 pp.
- BMLFUW (2017): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015. – Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Wien
- BOUDOT, J.-P. & KALKMAN, V.J. (2015): Atlas of the European dragonflies and damselflies. – KNNV publishing, the Netherlands, 381 pp.
- BRIED, J. T. & SAMWAYS, M.J. (2015): A review of odonatology in freshwater applied ecology and conservation science. – *Freshwater Science* 34: 1023-1031
- BRIED, J. T., DILLON, A. M., HAGER, B. J., PATTEN, M. A., LUTTBEG, B. (2015): Criteria to infer local species residency in standardized adult dragonfly surveys. – *Freshwater Science* 34: 1105-1113

- BRÜCKMANN, Y. (2010) Flussauen zwischen FFH-Richtlinie und Wasserrahmenrichtlinie: Ein Vergleich der naturschutzfachlichen und wasserwirtschaftlichen Ziele am Beispiel des FFH-Gebietes „Elbaue Beuster-Wahrenberg“. – VDM Verlag: Saarbrücken, 128 pp.
- BUIJSE, A. D., COOPS, H., STARAS, M., JANS, L. H., VAN GEEST, G. J., GRIFT, R. E., IBEINGS, B. W., OOSTERBERG, W., ROOZEN, F. C. J. M. (2002): Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe. – *Freshwater Biology* 47: 889-907
- CASTELLA, E. (1987): Larval Odonata distribution as a describer of fluvial ecosystems: the Rhone and Ain Rivers, France. – *Advances in Odonatology* 3: 23-40
- CASTELLA, E., RICHARDOT-COULET, M., ROUX, C., RICHOUX, P. (1991): Aquatic macroinvertebrate assemblages of two contrasting floodplains: the Rhone and Ain Rivers, France. – *Regulated Rivers: Research and Management* 6: 289-300
- CHOVANEC, A. (1999): Die Libellenfauna (Insecta: Odonata) der Donauauen im Bereich Klosterneuburg / Kritzendorf (NÖ). – unveröff. Studie im Auftrag der Universität für Bodenkultur, Abt. Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, 16 pp.
- CHOVANEC, A. (2000): Die Libellenfauna (Insecta: Odonata) der Donauauen im Bereich Klosterneuburg / Kritzendorf (NÖ) - Erhebungen 2000. – unveröff. Studie im Auftrag der Universität für Bodenkultur, Abt. Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, 29 pp.
- CHOVANEC, A. (2017): Auswirkungen von Restrukturierungsmaßnahmen am Rußbach (Niederösterreich / Weinviertel) auf die Libellenfauna (Insecta: Odonata). – *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 27: 69-96
- CHOVANEC, A. & WARINGER, J. (2001): Ecological integrity of river-floodplain systems assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). – *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 493-507
- CHOVANEC, A. & WARINGER, J. (2007): Libellen als Bioindikatoren. – In: R. Raab, A. Chovanec, J. Pennersdorfer (Hrsg.), *Libellen Österreichs*, 311-324, Springer: Wien
- CHOVANEC, A., SCHIEMER, F., WAIDBACHER, H., SPOLWIND, R. (2002): Rehabilitation of a heavily modified river section of the Danube in Vienna (Austria): biological assessment of landscape linkages on different scales. – *International Review of Hydrobiology* 87: 183-195
- CHOVANEC, A., WARINGER, J., RAAB, R., LAISTER, G. (2004): Lateral connectivity of a fragmented large river system: assessment on a macroscale by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). – *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 163-178
- CHOVANEC, A., WIMMER, R., RUBEY, W., SCHINDLER, M., WARINGER, J. (2012): Hydromorphologische Leitbilder als Grundlage für die Ableitung gewässertyp-spezifischer Libellengemeinschaften (Insecta: Odonata), dargestellt am Beispiel der Bewertung der restrukturierten Weidenbach-Mündungsstrecke (Marchfeld, Niederösterreich). – *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 23: 83-112
- CHOVANEC, A., WARINGER, J., WIMMER, R., SCHINDLER, M. (2014a): Dragonfly Association Index - Bewertung der Morphologie von Fließgewässern der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer durch libellenkundliche Untersuchungen. – *Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Wien*, 39 pp.
- CHOVANEC, A., SCHINDLER, M., RUBEY, W. (2014b): Assessing the success of lowland river restoration using dragonfly assemblages (Insecta: Odonata). – *Acta ZooBot Austria* 150/151: 1-16
- CHOVANEC, A., SCHINDLER, M., WARINGER, J., WIMMER, R. (2015): The Dragonfly Association Index (Insecta: Odonata) - a tool for the type-specific assessment of lowland rivers. – *River Research and Applications* 31: 627-638
- DREYER, W. (1986): *Die Libellen*. – Gerstenberg Verlag: Hildesheim, 219 pp.

- DZIOCK, F., HENLE, K., FOECKLER, F., FOLLNER, K., SCHOLZ, M. (2006): Biological indicator systems in floodplains - a review. – *International Review of Hydrobiology* 91: 271-291
- FUNK, A., GSCHÖPF, C., BLASCHKE A. P. WEIGELHOFER, G., RECKENDORFER, W. (2013): Ecological niche models for the evaluation of management options in an urban floodplain-conservation vs. restoration purposes. – *Environmental Science & Policy* 34: 79-91
- GODREAU, V., BORNETTE, G., FROCHOT, B., AMOROS, C., CASTELLA, E., OERTLI, B., CHAMBAUD, F., OBERTI, D., CRANEY, E. (1999): Biodiversity in the floodplain of Saône: a global approach. – *Biodiversity and Conservation* 8: 839-864
- GOLFIERI, B., HARDERSEN, S., MAIOLINI, B., SURIAN, N. (2016): Ecological Indicators Odonates as indicators of the ecological integrity of the river corridor: Development and application of the Odonate River Index (ORI) in northern Italy. – *Ecological Indicators* 61: 234-247
- HAIDVOGL, G., PREIS, S., HOHENSINNER, S., MUHAR S., POPPE, M. (2009): Flusslandschaften im Wandel. – In: G. Egger, K. Michor, S. Muhar, B. Bednar (Hrsg.), Flüsse in Österreich. Lebensadern für Mensch, Natur und Wirtschaft, 32-43, StudienVerlag: Innsbruck, Wien, Bozen
- HOHENSINNER, S., JUNGWIRTH, M., MUHAR, S., SCHMUTZ, S. (2011): Spatio-temporal habitat dynamics in a changing Danube River landscape 1812-2006. – *River Research & Applications* 27: 939-955
- HOLZINGER, W. E., CHOVANEC, A., WARINGER, J. A. (2015): Odonata (Insecta). – *Biosystematics and Ecology Series* 31:27-54
- KALKMAN, V. J., BOUDOT, J.-P., BERNARD, R., CONZE, K.-J., DE KNIJF, G., DYATLOVA, E., FERREIRA, S., JOVIĆ, M., OTT, J., RISERVATO, E., SAHLEN, G. (2010): European Red List of Dragonflies. – IUCN Species Programme, Publications Office of the European Union: Luxembourg, 28 pp.
- KORN, N., JESSEL, B., HASCH, B., MÜHLINGHAUS, R. (2005): Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie. Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie - Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 27: 1-254
- KUTCHER, T. E. & BRIED, J. T. (2014): Adult Odonata conservatism as an indicator of freshwater wetland condition. – *Ecological Indicators* 38: 31-39
- LAISTER, G. (2008): Die Libellenfauna der Linzer Donauauen - alles beim Alten oder? – *Öko-L* 30/3: 3-12
- LAZOWSKI, W., SCHWARZ, U., ESSL, F., GÖTZL, M., PETERSEIL, J., EGGER, G. (2011): Aueninventar Österreich - Bericht zur bundesweiten Übersicht der Auenobjekte. – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Wien, 52 pp.
- LOHR, M. (2010): Libellen zweier europäischer Flusslandschaften. – *Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie Münster*, 183 pp.
- MONTEIRO JÚNIOR, C. S., JUEN, L., HAMADA, N. (2015): Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. – *Ecological Indicators* 48: 303-311
- NEMETZ, S., KONECNY, R., CHOVANEC, A. (2011): Handlungsbedarf an der March für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes gemäß Wasserrahmenrichtlinie unter Berücksichtigung von Natura-2000-Erfordernissen. – *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem NÖ Landesmuseum* 22: 301-316
- OERTLI, B. (2008): The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. – In: A. Córdoba-Aguilar (Ed.), *Dragonflies and Damselflies. Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*, 79-95, Oxford University Press: New York
- RAAB, R. (2003): Die Besiedlung neu geschaffener Uferstrukturen im Stauraum Freudenu (Wien, Niederösterreich) durch Libellen (Insecta, Odonata). – *Denisia* 10: 79-99
- RAAB, R. (2004): Die Libellen (Insecta: Odonata) des dynamischen Altarmsystems der Donau bei Regelsbrunn (Niederösterreich). – *Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich* 34: 99-122

- RAAB, R. (2007): Rote Liste der Libellen Österreichs. – In: R. Raab, A. Chovanec, J. Pennerstorfer (Hrsg.), *Libellen Österreichs*, 325-334, Springer: Wien
- RAAB, R., CHOVANEC, A., PENNERSTORFER, J. (2007): *Libellen Österreichs*. – Springer: Wien, 345 pp.
- REMSBURG, A. J., OLSON, A. C., SAMWAYS, M. J. (2008): Shade alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance. – *Journal of Insect Behaviour* 21: 460-468
- SCHIEMER, F., BAUMGARTNER, C., TOCKNER, K. (1999): Restoration of floodplain rivers: The 'Danube restoration project'. – *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 231-244
- SCHMIDT, E. (1985): Habitat inventarization, characterization and bioindication by a "Representative Spectrum of Odonata Species (RSO)". – *Odonatologica* 14: 127-133
- SCHMIDT, E. (1989): Libellen als Bioindikatoren für den praktischen Naturschutz: Prinzipien der Geländearbeit und ökologischen Analyse und ihre theoretische Grundlegung im Konzept der ökologischen Nische. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 29: 281-289
- SCHOLZ, M., HENLE, K., FOECKLER, F., FOLLNER, K., DZIOCK, F. (2009): Biologische Indikatoren in Auen. – In: M. Scholz et al. (Hrsg.), *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue*, 19-52, Ulmer: Stuttgart
- SCHULTZ, H., WARINGER, J., CHOVANEC, A. (2003): Assessment of the ecological status of Danubian floodplains at Tulln (Lower Austria) based on the Odonata Habitat Index (OHI). – *Odonatologica* 32: 355-370
- SILVA, D. P., DE MARCO, P., RESENDE, D. C. (2010): Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: a case study. – *Ecological Indicators* 10: 744-752
- SIMAİKA, J. P. & SAMWAYS, M. J. (2009): An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing streams for conservation action. – *Biodiversity and Conservation* 18: 1171-1185
- SLADECEK, V. (1964): Zur Ermittlung des Indikations-Gewichtes in der biologischen Gewässeruntersuchung. – *Archiv für Hydrobiologie* 60: 241-243
- SPARKS, R. E. (1995): Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. – *BioScience* 45: 168-182
- WARD, J. V. & STANDFORD, J. A. (1995): Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. – *Regulated Rivers: Research & Management* 11: 105-119
- WARD, J. V., TOCKNER, K., SCHIEMER, F. (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. – *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 125-139
- WARD, J. V., TOCKNER, K., ARSCOTT, D. B., CLARET, C. (2002): Riverine landscape diversity. – *Freshwater Biology* 47: 517-539
- WARINGER, J. (1989): Gewässertypisierung anhand der Libellenfauna am Beispiel der Altenwörther Donau (Niederösterreich). – *Natur und Landschaft* 64: 389-392
- WARINGER, J., CHOVANEC, A., LAISTER, G. (2007): Die Libellengesellschaften der Donauauen. – In: R. Raab, A. Chovanec, J. Pennerstorfer (Hrsg.), *Libellen Österreichs*, 282-291, Springer: Wien
- WASSERMANN, G. (1999): Odonata (Libellen). – *Forschung im Verbund Schriftenreihe* 50: 118-128
- WILDERMUTH, H. & KÜRY, D. (2009). Libellen schützen, Libellen fördern. Leitfaden für die Naturschutzpraxis. – *Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz* 31: 1-88
- ZELINKA, M. & MARVAN, P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. – *Archiv für Hydrobiologie* 57: 389-407

Anschrift des Verfassers:

Andreas Chovanec (andreas.chovanec@bmlfuw.gv.at), Krottenbachgasse 68, A-2345
Brunn am Gebirge

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum](#)

Jahr/Year: 2017

Band/Volume: [27](#)

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

Artikel/Article: [Die Libellenfauna \(Insecta: Odonata\) der Klosterneuburger Donau-Au \(Niederösterreich\): Bewertung, Entwicklungstendenzen und Managementempfehlungen 39-68](#)