

MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWEERTES
ÖSTERREICH

bmlfuwgv.at

ENTWICKLUNG EINES
WRRL-KONFORMEN
BEWERTUNGSSYSTEMS FÜR
AUEN GROSSER FLÜSSE
AUF BASIS DES
MAKROZOOBENTHOS
UNTER BESONDERER
BERÜCKSICHTIGUNG DER
DONAU



IMPRESSUM

Medieninhaber und Herausgeber:



BUNDESMINISTERIUM
FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT,
UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT
Stubenring 1, 1010 Wien
www.bmlfuw.gv.at

Autoren: Wolfram Graf (Universität für Bodenkultur); Andreas Chovanec (BMLFUW)

Grafikdesin: Ingrid Eder (BMLFUW)

Bildnachweis: Titelbild: Andreas Chovanec (BMLFUW) Donauau Klosterneuburg; vorletzte Seite: BMLFUW/Pixhunter

Gestaltungskonzept: WIEN NORD Werbeagentur

Alle Rechte vorbehalten.

Wien, 18.03. 2016



Original wurde gedruckt von: Zentrale Kopierstelle des BMLFUW,
UW-Nr. 907, nach der Richtlinie „Druckerzeugnisse“ des
Österreichischen Umweltzeichens.

ENTWICKLUNG EINES
WRRL-KONFORMEN
BEWERTUNGSSYSTEMS FÜR
AUEN GROSSER FLÜSSE AUF BASIS DES
MAKROZOOBENTHOS UNTER
BESONDERER BERÜCKSICHTIGUNG
DER DONAU

Wolfram Graf
Andreas Chovanec

INHALTSVERZEICHNIS

IMPRESSUM.....	2
1 EINLEITUNG.....	5
2 PROBLEMSTELLUNG	7
3 METHODIK	8
3.1 DATENLAGE	9
3.2 INDIKATORARTEN.....	10
3.2.1 DEFINITION MORPHOLOGISCHER GEWÄSSERTYPEN UND UMLEGUNG DER HABITATWERTE IN HABITATTYPEN	11
3.3 FREILANDMETHODIK – PROBENAHMEDESIGN	12
3.3.1 TRICHOPTERA (KÖCHERFLIEGEN).....	12
3.3.2 ODONATA (LIBELLEN).....	13
3.3.3 MOLLUSCA (WEICHTIERE).....	14
4 ERGEBNISSE	14
4.1 TEST DER PRINZIPIELLEN EIGNUNG UND AUSSAGEKRAFT DER IM FLOODPLAIN- INDEX NACH CHOVANEC ET AL. (2005A) INKLUDIERTEN INDIKATOR-GRUPPEN	14
4.2 INDIKATION DER EINZELNEN TIERGRUPPEN ANHAND DER TESTGEBIETE ALTENWÖRTH, LOBAU UND KLOSTERNEUBURG	18
4.3 TEST VON INDIKATORARTEN AUS DEN EVERTEBRATENGRUPPEN (MOLLUSCA, ODONATA, TRICHOPTERA) IN DEN AUBEREICHEN ALTENWÖRTH, LOBAU UND KLOSTERNEUBURG	20
4.4 REFERENZZUSTAND UND HYDROMORPHOLOGISCHE VERÄNDERUNGEN GROSSER FLÜSSE – FALLBEISPIEL LOBAU (AUS GRAF ET AL. 2013).....	24
4.4.1 HYDROMORPHOLOGISCHE GEWÄSSERTYPEN DER DONAU AM BEISPIEL DER LOBAU – REFERENZZUSTAND UND AKTUELLER ZUSTAND	24
4.5 VERGLEICH DER HYDROMORPHOLOGISCHEN KLASSIFIZIERUNG DER UNTEREN LOBAU UND BIOTISCHER INDIZES	29
4.6 BEWERTUNG DES ÖKOLOGISCHEN ZUSTANDES VON DONAUAUEN AUF BASIS DES MAKROZOOBENTHOS	30
4.7 BEWERTUNG DES ÖKOLOGISCHEN ZUSTANDES VON DONAUAUEN AUF BASIS DES MAKROZOOBENTHOS - FALLBEISPIELE	32
5 ZUSAMMENFASSENDE DISKUSSION.....	33
6 LITERATUR	36
7 ANHANG.....	42
8 ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	47
9 TABELLENVERZEICHNIS.....	47

ZIELE DES FORSCHUNGSPROJEKTS

1. Entwicklung eines auf Makrozoobenthos ausgerichteten umsetzungsorientierten Auen-Bewertungssystems, welches die Gruppen Libellen und Köcherfliegen als Indikatoren beinhalten soll: es wird überprüft, ob die Mollusken integriert werden können.
2. Das Bewertungsschema wird auf große Flüsse abgestimmt, wobei sowohl der ökologische Zustand natürlicher Systeme als auch das ökologische Potential erheblich veränderter Systeme bearbeitet werden.
3. Schwerpunkt der Bearbeitung soll hierbei auf der Donau liegen.
4. Test des Systems auf der Grundlage vorhandener Daten und empirischer Erhebungen an ausgewählten repräsentativen Gewässerabschnitten.

1 EINLEITUNG

DIE UMWELTPOLITIK der Europäischen Gemeinschaften – wasserbezogen ursprünglich zersplittert in Emissionsregelungen für bestimmte Stoffe, nutzungsorientierte Immissionsregelungen und einzelproblemorientierte Regelungen – hat mit der Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie WRRL, EUROPEAN COMMISSION, 2000) eine neue Dimension erreicht. Ziel dieser Richtlinie ist (neben anderen Vorgaben) der Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers, wobei Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme als wichtigste Umweltziele zu nennen sind. Dies beinhaltet auch die direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt. Damit werden Gewässer nicht mehr sektoral oder nutzungsbezogen, sondern in ihrer Gesamtheit betrachtet.

In der Beilage zum Erlass Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (Aktenzahl des Bundesministeriums für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft BMLFUW-UW.4.1.4/0002-I/4/2011) werden maßgebliche Uferbereiche als wesentliche Teile des aquatischen Ökosystems explizit angeführt: “Der Schutz der Gewässer umfasst das Gewässer in seiner Gesamtheit (Welle, Bett und Ufer). Welche Uferbereiche für die ökologische Funktionsfähigkeit maßgebend sind, hängt von der Sachlage an der jeweiligen Gewässerstrecke ab (so schon die Einsichtsbemerkung zur Regierungsvorlage zum Wasserrechtsgesetz (WRG) Novelle 1990, 1152 BlgNR 17. GP, 27). In der Regel wird als für die ökologische Funktionsfähigkeit maßgeblicher Uferbereich der Bereich bis zur Wasseranschlaglinie bei HW 30 (Wasserstandslinie bei einem 30-jährigen Hochwasser) im natürlichen Zustand des Gewässers zu verstehen sein (siehe auch ÖNORM M 6232)”. Damit werden definitionsgemäß große Areale von flussbegleitenden Feuchtgebieten in die Bewertung miteinbezogen.

Benthische Evertibraten spielen bei der Beurteilung der ökologischen Zustandsklasse von Fließgewässern nach Wasserrahmenrichtlinie neben Algen, Makrophyten und Fischen eine große Rolle als sog. biologisches Qualitätselement (HELLAWELL, 1986; DE PAUW et al., 1992; ROSENBERG & RESH, 1993). Durch Veränderungen der Zönosen oder ihrer Funktionen spiegeln sie unterschiedliche anthropogen bedingte Störungen wider und ermöglichen so eine Bewertung des ökologischen Zustandes. Benthische Evertibraten sind sensitiv hinsichtlich stofflicher Veränderungen und reagieren auf Versauerung, Habitatverluste oder allgemeine Degradation von Fließgewässern (HERING et al., 2004). Die unterschiedlichen Nationalstaaten der Europäischen Union haben durch unterschiedliche Traditionen auf dem Gebiet der Gewässerbewertung

unterschiedliche methodische Ansätze entwickelt (KNOBEN et al., 1995; NIXON et al., 1996; BIRK & HERING, 2002). Der Fokus wird dabei ausschließlich auf Fließgewässer gelegt, die sie umgebenden und miteinander verbundenen Auensysteme werden dabei nicht erfasst.

Die Vorgaben der EU Wasserrahmenrichtlinie, die ja nur den „Ordnungsrahmen“ angibt – und damit des österreichischen Wasserrechtsgesetzes – erforderten die Entwicklung von gewässertyp-spezifischen Verfahren auf Grundlage der Untersuchung der aquatischen Flora und Fauna. Die österreichischen Fließgewässer wurden auf Basis einer abiotischen Typisierung (Ökoregion, Höhenlage, Einzugsgebietsgröße und Geologie; WIMMER & CHOVANEC, 2000), die durch biologische Daten (Makrozoobenthos-, Fisch-, Algen- und Makrophyten) überprüft wurde, in 15 Fließgewässer-Bioregionen eingeteilt (MOOG et al., 2001). Darauf aufbauend wurde für die einzelnen biologischen Elemente eine längenzonale Untergliederung in Gewässertypen (innere Differenzierung z. B. nach saprobiellen Grundzuständen, Fischregionen) vorgenommen.

Innerhalb dieser generellen Typologie war es für einige Gewässertypen jedoch bisher nicht möglich, geeignete Bewertungsmethoden für alle Qualitätselemente zu entwickeln. Grund dafür sind fehlende Datengrundlagen, Schwierigkeiten bei der Festlegung der Referenzbedingungen sowie zu große natürliche Variabilität innerhalb der Referenzbedingungen (BMLFUW, 2015a; OFENBÖCK et al. 2015). In diesen Fällen sind entsprechende Experteneinschätzungen vorzunehmen. Die Bewertung der hydro-morphologischen Komponente des ökologischen Zustandes der kleinen und mittleren Gewässer der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer auf der Grundlage libellenkundlicher Untersuchungen ist ein Beispiel für eine derartige Expertenmethode (CHOVANEC et al., 2014, 2015; BMLFUW, 2015a).

Große Flüsse mit – aus gewässertypologischer Sicht – dazugehörigen Auen sind ein Beispiel für Gewässertypen, für die nur in eingeschränktem Maß Bewertungsmethoden vorhanden sind. Auegebiete waren und sind prägendes Element der österreichischen Fließgewässerlandschaft: An den 53 größten Fließgewässern nahmen diese Überflutungsbereiche eine Fläche von etwa 4.750 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. Gewässer-spezifisch schwankt dieser Wert zwischen 2% (Rhein, Kainach, Raab) und 34% (Aist, Donau, Salza; HAIDVOGL et al., 2009). Die systematischen Regulierungen und flächenhaften Drainagierungen des 19. und 20. Jahrhunderts im Sinne der Hochwassersicherheit und der Gewinnung landwirtschaftlich verwertbarer Flächen waren für den Verlust der größten Flächenanteile verantwortlich.

Als Element der Vollziehung der österreichischen Biodiversitätsstrategie (BMLFUW, 2014) wurde die Auenstrategie veröffentlicht (BMLFUW, 2015b): In dieser ist die Notwendigkeit von Schutz und Erhaltung der wenigen ökologisch intakten Auen und von Verbesserungsmaßnahmen für ökologisch degradierte Gebiete festgeschrieben. Nur intakte Auenlandschaften können die gesamte Breite von Ökosystemleistungen abdecken: Von Basisleistungen (wie z. B. Bodenbildung, Nährstoffkreisläufe, Lebensraum für Flora und Fauna, Biodiversität) über vorsorgende Leistungen (Holz, Trinkwasser) und regulierende Leistungen (z. B. Hochwasserschutz, Nährstoffrückhalt, Rückhalt von Treibhausgasen, Grundwasserneubildung) bis zu kulturellen Leistungen (wie Wissenschaft, Umweltbildung und Erholung).

Die Bewertung von Auenlandschaften ist dabei essenzielle Grundlage für wesentliche, auch in der Auenstrategie genannten Schwerpunkte: für das Ergreifen von Schutz- und Sicherungsmaßnahmen, für Planung, Durchführung und Evaluierung von Renaturierungsmaßnahmen (wie beispielsweise die 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, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH) und Vogelschutzrichtlinie berücksichtigendes Management der österreichischen Auengebiete möglich.

Den Auen kommt auch eine große Bedeutung bei der Definition des „guten ökologischen Potentials“ an „erheblich veränderten Gewässern“ im Zuge der Bewertung gemäß WRRL zu. Beispielhaft sei angeführt, dass der Sondertyp „große Flüsse“ in Österreich insgesamt etwa 1.500 km umfasst. Gemäß den Daten, die dem Entwurf des Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanes 2015 zu Grunde liegen (BMLFUW, 2015c), sind etwa 70% dieser Länge als „erheblich verändert“ eingestuft. Bei entsprechendem Gestaltungspotential können die Auengebiete im Falle einer ökologisch wirksamen Einbindung und Vernetzung mit dem Hauptgewässer wertvolle Refugiallebensräume für die gewässertypspezifische Fauna und damit Quellen für Besiedlungsprozesse darstellen sowie wesentliche Funktionen im Zusammenhang mit longitudinaler und lateraler Konnektivität erfüllen. Für die Festlegung und Beschreibung der Potentialstufen, die Planung und Implementierung der Maßnahmen und für deren Erfolgskontrolle ist die Anwendung eines entsprechenden umsetzungsorientierten Bewertungssystems unabdingbar (CHOVANEK et al., 2005a)

2 PROBLEMSTELLUNG

IM ZUGE DER EUROPAAWEITEN INTERKALIBRIERUNG werden die Methoden zur Bewertung des ökologischen Zustands über den Vergleich die Werte der Klassengrenzen des sehr guten und des guten Zustands einander gegenübergestellt. Da die Bewertung sehr großer Flüsse mit einigen methodischen Schwierigkeiten verbunden ist, konnte die Interkalibrierung für diese Gewässertypen noch nicht abgeschlossen werden (geplant bis 2016). Gerade die großen europäischen Flüsse wie Donau, Rhein oder Elbe sind durch vielfältige Nutzungen, wie z. B. Wasserkraftnutzung, Hochwasserschutz, Schifffahrt, in ihrer typologischen Charakteristik massiv verändert. Referenzbedingungen sind heute kaum mehr zu finden, viele charakteristische Arten sind bereits ausgestorben und oft werden die Lebensgemeinschaften von Neozoen dominiert (SCHÖLL et al., 2011). Dazu kommen aufgrund der Größe und Tiefe der Gewässer auch Probleme bei der Wahl der Methodik der Probenahme und der Beprobung selbst. Zudem hat sich gezeigt, dass sich alle derzeit vorliegenden Methoden zur Erhebung des ökologischen Zustands ausschließlich mit dem Hauptstrom der Großen Flüsse beschäftigen, die Vielfalt der verschiedenen Habitate großer Fluss-Au-Systeme wird derzeit in den Bewertungssystemen kaum berücksichtigt. Es besteht aber internationaler Konsens im Expertenkreis, dass diese dem Gewässertyp zugehörigen Auensysteme die Schlüsselbereiche der gewässertypspezifischen Prozesse und der Biodiversität darstellen und daher für die Funktionsfähigkeit großer Flüsse bedeutend sind.

Auf der Grundlage libellenkundlicher Untersuchungen wurde der Odonata Habitat Index (OHI) als WRRL-konforme Methode zur Bewertung von Fluss-Au-Systemen entwickelt (CHOVANEK & WARINGER, 2001) und unter anderem an der österreichischen Donau-Strecke angewendet (CHOVANEK et al., 2004). Aufbauend auf dem OHI wurde der Floodplain-Index entwickelt, der – neben Libellen – auch andere Tiergruppen in den Berechnungs- und Bewertungsprozess integriert (CHOVANEK et al., 2005b, WARINGER & GRAF, 2002, WARINGER et al., 2005): Muscheln, Köcherfliegen, Amphibien und Fische. Gemäß der Indikatorklassifikation von DZIOCK et al. (2006) ist der Floodplain-Index ein Bewertungsmaß, das den jeweils aktuellen Zustand mit Zielvorgaben in Beziehung setzt. Der Bedarf an Standardisierung bei Erhebung, Auswertung und Bewertung ist bei diesem Typ von Indikatoren naturgemäß sehr hoch.

Ziel der vorliegenden Studie ist die Entwicklung eines WRRL-konformen, umsetzungsorientierten, auf den Erfahrungen des Floodplain-Index beruhenden Bewertungsansatz auf der Basis der Untersuchung ausgewählter Gruppen des Makrozoobenthos (vgl. dazu GRAF et al., 2013). Für das Qualitätselement Makrozoobenthos, im Speziellen für die Indikatorengruppen Libellen (CHOVANEK & WARINGER, 2001, 2005; CHOVANEK et al., 2004) und Köcherfliegen (WARINGER & GRAF, 2002), wurden bereits Bewertungsmodelle von Auen vorgestellt, die mit den Vorgaben der WRRL in Einklang stehen. Diese bilden eine wichtige Grundlage für die im vorliegenden Bericht vorgestellten Neuerungen.

Die grundlegende Innovation des vorliegenden Projektes ist die Umlegung des Auenindex nach CHOVANEC et al. (2005a) in eine Richtlinie zur Bewertung von Auensystemen auf Basis des Qualitätselementes Makrozoobenthos. Damit wird es auch möglich, über Bewertung und Management von Auegebieten, also auch über das gute ökologische Potenzial von erheblich veränderten Systemen zu diskutieren. Prinzipiell kann der allfällige gute ökologische Zustand der Au an der Einstufung des Gewässers bzw. Gewässerabschnittes als „erheblich verändert“ nichts ändern; der Zustand des Auegebietes kann aber über die Beschreibung des guten ökologischen Potentials wesentlich zur Realisierung einer Verbesserung des Gewässerzustandes beitragen.

Ähnliche Bewertungssysteme existieren zurzeit in Europa nicht. Da sich existierende Bewertungsmethoden ausschließlich auf den Hauptstrom beschränken und damit im Widerspruch zu einer holistischen Sicht eines gewässerökosystemaren Ansatzes stehen, hat das vorliegende Projekt den Charakter einer Vorreiterrolle innerhalb des europäischen Gewässermanagements.

3 METHODIK

AMOROS ET AL. (1982, 1987) klassifizieren die Gewässertypen einer hypothetischen Aulandschaft entsprechend der Intensität der hydrologischen ober- und unterirdische Anbindung an den Hauptstrom. Die unterschiedlichen Habitattypen entsprechen dem Spektrum von Gewässern entlang eines theoretischen Gradienten der lateralen Konnektivität in einem unbeeinflussten Auegebiet von dynamischen Eu- und Parapotamon (H1, H2) bis hin zu isolierten und astatischen Gewässern (H5) (AMOROS et al., 1987; AMOROS & ROUX, 1988; WARD & STANFORD, 1995; Abbildung 1). Die Differentialkriterien sind im Wesentlichen die Wasserführung (permanent/temporär), die Anbindung an den Hauptstrom und die Makrophytenbedeckung (siehe CHOVANEC et al. 2005a).

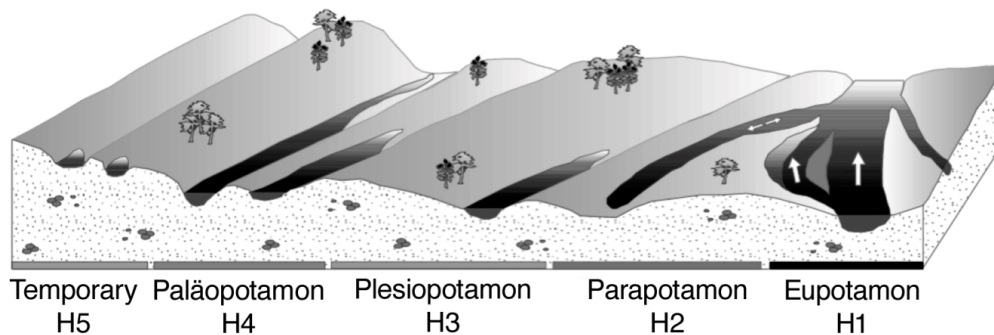


Abbildung 1: Schematische Darstellung einer hypothetischen Auenlandschaft nach AMOROS et al. (1982, 1987) (Graphik: Waringer).

Neben diesen biologisch relevanten Habitattypen wurden von HOHENSINNER et al. (2005), aufbauend auf AMOROS et al. (1987), morphologische Gewässertypen von Auenlandschaften definiert, die im Wesentlichen die Anbindungshäufigkeit zum Hauptstrom widerspiegeln. Dadurch bestehen funktionelle Übereinstimmungen beider Systeme, die eine Vergleichbarkeit ermöglichen (Tabelle 1).

TABELLE 1: MORPHOLOGISCHE GEWÄSSERTYPEN NACH HOHENSINNER ET AL. (2005, 2011) UND ENTSPRECHENDE HABITATTYPEN NACH WARD & STANFORD (1995) UND CHOVANEC ET AL. (2005A)

Morphologische Gewässertyp	Connectivity-Faktor f_C	Habitattypen
Hauptstrom(arme) (Eupotamon A)	1,000	H1
ständig durchströmte Nebenarme (Eupotamon B)	0,979	H1
zeitweise durchströmte, dynamische Altarme (Parapotamon A)	0,583	H1-H2
einseitig angebundene Altarme (Parapotamon B)	0,450	H2
(Plesio-/Paläeopotamon)	0,204	H3/H4

Connectivity-Faktor f_C der historischen morphologischen Gewässertypen berechnet auf Basis der mittleren jährlichen Dauer der ober- und unterstromigen Anbindungen an den Hauptstrom (HOHENSINNER, 2008).

3.1 DATENLAGE

Die Daten der Untersuchungsgebiete Altenwörth (2004 und 2005) und Klosterneuburg (2002) entstammen einem internen UBA Projekt.

Bearbeitung: Trichoptera: Dr. Wolfram Graf
 Odonata: Dr. Andreas Chovanec
 Mollusca: Dr. Walter Reckendorfer
 Amphibien: Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl
 Fische: Dr. Herwig Waidbacher, DI Michael Straif

Für die Lobau wurden Daten aus den folgenden Projekten herangezogen:

- Faunistische Beweissicherung Dotation Untere Lobau 2007 im Auftrag der MA45 (ZORNIG et al., 2008)
 - Odonata: Mag. Heike Schultz, Mag. Horst Zornig
 - Amphibien: Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl
- Gewässervernetzung (Neue) Donau Untere Lobau (Nationalpark DonauAuen) 2012 im Auftrag der MA45 (RECKENDORFER & FUNK, 2012; RECKENDORFER et al., 2013)
 - Odonata: Mag. Heike Schultz, Mag. Horst Zornig
 - Mollusca: Mag. Andrea Funk
 - Amphibien: Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl
 - Fische: Michael Schabuss
- Anbindung der Altarme in der Unteren Lobau an die Donau 2011/2012 im Auftrag des Wassercluster Lunz und der MA45 (RECKENDORFER, 2012)
 - Trichoptera: Dr. Wolfram Graf, DI Patrick Leitner

3.2 INDIKATORARTEN

Der Floodplain-Index (FI) basiert auf einer Addierung von artspezifischen Habitat-Werten (Habitat-Value, HV) und Indikationsgewichten (IW) aller dokumentierten Arten einer Untersuchungsstelle und wird wie folgt berechnet:

$$FI = \frac{\sum (HV * IW)}{\sum IW}$$

Die Berechnung erfolgt auf Basis von presence/absence Angaben bzw. auch mit ermittelten Abundanzwerten.

Im Gegensatz zum Floodplain-Index (FI), werden im Folgenden Indikatorarten für unterschiedliche Habitattypen im lateralen Konnektivitätsgradienten wie folgt definiert:

Die artspezifischen Habitat-Werte (HV) werden numerisch mit einem 10-Punkte System dargestellt und wie folgt berechnet:

$$HV = (1 * H1 + 2 * H2 + 3 * H3 + 4 * H4 + 5 * H5) / 10$$

wobei H1-H5 die prozentuellen Werte der artspezifischen Habitatpräferenzen pro Habitattyp sind (Beispiel siehe Tabelle 2). Der Habitat-Wert schwankt theoretisch zwischen 1 und 5 und indiziert die Habitatpräferenz der Art. Die Zuordnung von HV zu einem hydrologischen Habitattypus ist in Tabelle 3 dargestellt.

TABELLE 2: BEISPIEL FÜR ARTSPEZIFISCHEN HABITAT-WERTE

Art	H1	H2	H3	H4	H5	HV	HV umgelegt in Habitattyp (nach Tabelle 4)
<i>Anobolia furcata</i>	1	4	3	2	0	2,6	H2

Die hydrologische Einstufung der Einzelarten folgt WARINGER et al. (2005). Nachschärfungen und dadurch veränderte Einstufungen im Fall von Trichoptera-Arten finden sich im Anhang.

TABELLE 3: ZUORDNUNG VON HV-WERTEN ZU HABITATTYPEN (CHOVANEC ET AL., 2005A).

HV - Bereich	Habitattyp
1.0 - 1.8	H1
1.9 - 2.6	H2
2.7 - 3.4	H3
3.5 - 4.2	H4
4.3 - 5.0	H5

3.2.1 DEFINITION MORPHOLOGISCHER GEWÄSSERTYPEN UND UMLEGUNG DER HABITATWERTE IN HABITATTYPEN

Die Habitattypen entlang eines theoretischen lateralen Konnektivitätsgradienten können nach Abbildung 2 mittels hydrologischen Kennwerten und der Makrophytenbedeckung grob ermittelt werden.

Eine detaillierte Definition der unterschiedlichen Habitattypen kann Tabelle 4 entnommen werden.

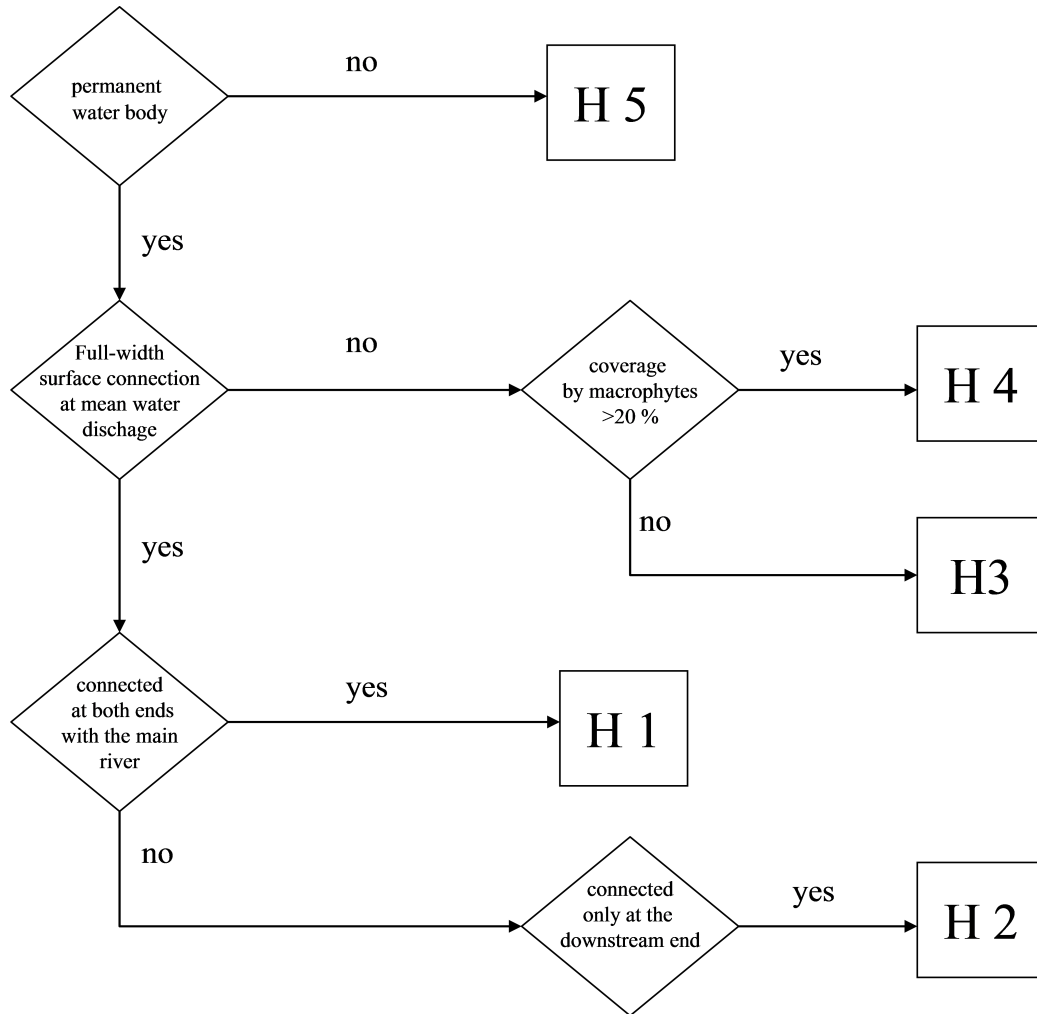


Abbildung 2: Kriterien zur Unterscheidung der fünf Habitattypen (nach CHOVANEC et al., 2005a).

TABELLE 4: DEFINITION DER HABITAT-TYPEN NACH WARD & STANFORD (1995) UND CHOVANEC ET AL. (2005A)

Habitat type	Characterisation
H1	Hydrologically dynamic water bodies, full-width surface connection with the main channel at both ends at mean water discharge and not fragmented by impoundments (e.g. small weirs); generally high water velocities; no macrophyte communities in the open water; open banks or Phalaridetum stands in the littoral area; sand and gravel substrate are dominating, occurrence of sand and gravel bars.
H2	Water bodies which lack unidirectional current; full-width surface connection which also lacks fragmentation by impoundments (e.g. small weirs) only at the downstream end at mean water level; only few macrophytes (e.g. Phalaridetum); high proportion of sand and gravel substrates, occurrence of sand and gravel bars.
H3	No connectivity with the main channel at mean water level; terrestrialsation processes; macrophyte cover of open water areas does not exceed 20% of open water area; dominating macrophyte communities: Phragmitetum, Typhetum, Sagittario-Sparganietum, Myriophyllo-Nupharetum, Magnocaricetum; increased degree of sedimentation.
H4	No connectivity with the main channel at mean water level; terrestrialsation processes; macrophyte cover of open water areas exceeds 20% of open water area; dominating macrophyte communities: Phragmitetum, Typhetum, Sagittario-Sparganietum, Myriophyllo-Nupharetum, Magnocaricetum; high degree of sedimentation.
H5	Temporary pools; sedimentation high; most years with at least one dried-up period (mainly summer-autumn); dominating macrophyte communities: Phragmitetum, Typhetum, Sagittario-Sparganietum, Magnocaricetum; terrestrial vegetation.

3.3 FREILANDMETHODIK – PROBENAHMEDESIGN

Die Auswahl der zu untersuchenden Standorte wird prinzipiell in Abhängigkeit der hydrologischen Charakteristik des Untersuchungsgebietes durchgeführt. Abweichend von den methodischen Empfehlungen von CHOVANEC et al. (2005a) wird die Auswahl nicht aufgrund einer Voreinstufung der Gewässer in Habitattypen vorgenommen, da der dominierende Habitattyp eines Gewässers im Jahresverlauf wechseln kann. Nach einer Vorauswahl der zu untersuchenden Stellen in einem beliebigen Augebiet (Kartenstudium und anschließende Begehung), muss die endgültige Auswahl der Standorte die Erfassung des repräsentativen aspektbildenden Artenspektrums aus Sicht jeder Indikatorgruppe ermöglichen. Die für die jeweiligen MZB-Gruppen ausgesuchten Standorte müssen nicht identisch sein, da aufgrund der sich ergänzenden Ökologie der Indikatoren das aspektbildende Arteninventar an unterschiedlichen Gewässertypen zu erheben ist.

3.3.1 TRICHOPTERA (KÖCHERFLIEGEN)

Um das Gesamtarteninventar einer Untersuchungsstelle festzustellen werden verschiedene Sammelmethoden eingesetzt:

- Benthosproben: mittels Wasserkescher und oder Dredge werden aquatische Mikro-Habitats gemäß ihrem flächenmäßigen Auftreten an der Untersuchungsstelle besammelt. Dabei wird den Prinzipien des „Multi-Habitat-Sampling“ (BARBOUR et al. 1999) gefolgt.
- Kescher: tagaktive Arten werden von der Ufervegetation abgekeschert.
- Lichtfallen: dämmerungs- und nachtaktive Arten werden mittels tragbaren Lichtfallen (Schwarzlicht, superaktinische Röhren), teilweise kombiniert mit Fangbehältern, ermittelt.

Um den unterschiedlichen, saisonalen Entwicklungszyklen der Arten Rechnung zu tragen, werden alle Untersuchungsstellen einmal pro Saison im Frühjahr (April bis Mai), Sommer (Juni bis Juli) und Herbst (Mitte August bis Oktober) besammelt.

Das Material wird mit 70% Alkohol im Freiland fixiert und im Labor mittels Stereolupe aussortiert. Die Bodenständigkeit der Arten an einer Untersuchungsstelle wird primär über Larven- bzw. Puppennachweise festgestellt. Zusätzliche Nachweise durch Kescher- und Lichfallenfänge können auf Basis von Expertenwissen in die Artenlisten mit aufgenommen werden. Die Gründe liegen in der fehlenden taxonomischen Kenntnis etlicher juveniler Stadien von Trichopterenlarven in Stillgewässern wie z.B. der artenreich ausgeprägten Familien Hydroptilidae.

Die Bestimmung der Arten erfolgt nach Standardliteratur (MALICKY, 2004; TOBIAS & TOBIAS, 1981 WARINGER & GRAF, 2001). Die ökologischen Einstufungen der Arten werden von WARINGER et al. (2005) übernommen.

3.3.2 ODONATA (LIBELLEN)

Zumindest fünf Termine sind notwendig, um die an einem Gewässer zeitlich versetzt auftretenden bodenständigen Winter-, Frühlings- und Sommer-Arten nachweisen zu können. Zwischen den Terminen sollten etwa 22 Tage liegen. Erhoben werden Imagines durch Sichtnachweise, Kescherfang und Belegfotos sowie frischgeschlüpfte Individuen durch Sichtnachweise und Belegfotos. Gefangene Tiere werden nach der sofortigen Bestimmung im Feld freigelassen. Exuvien wurden nicht gezielt gesucht, bei zufälligem Fund aber gesammelt und bestimmt. Die Begehungen finden an windstillen bzw. möglichst windberuhigten, sonnigen Tagen zwischen 10 und 17 Uhr MESZ statt. Es werden Untersuchungsstrecken mit 100 m Uferlinienlänge begangen. Die Strecken sind in struktureller Ausstattung möglichst homogen und für den jeweiligen Standort repräsentativ. Die Bewertung erfolgt aufgrund des Inventars bodenständiger Arten.

Bodenständigkeit

Die sichere Bodenständigkeit von Arten an einer Untersuchungsstrecke bzw. im Untersuchungsgebiet wird durch den Fund von frisch geschlüpften Individuen oder Exuvien festgestellt.

Die Bodenständigkeit einer Art an einer Untersuchungsstrecke wird als wahrscheinlich angenommen, wenn

- Reproduktionsverhalten (Kopula, Tandem, Eiablage) beobachtet wird und / oder
- die Abundanzen der nachgewiesenen Imagines in Klasse 3, 4 oder 5 eingestuft werden (siehe unten) und / oder
- Imagines unabhängig von ihrer Abundanz bei zumindest zwei Begehungen an derselben Strecke nachgewiesen werden.

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

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

Abundanzen

Die Ergebnisse der im Feld durchgeführten Zählungen werden 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 (siehe Tabelle 5). Ausschlaggebend für die Zuteilung zu einer bestimmten Häufigkeitsstufe ist der für die einzelnen Arten an einer Untersuchungsstrecke in der Untersuchungsperiode nachgewiesene maximale Individuen-Tagesbestand.

TABELLE 5: ZUTEILUNG DER INDIVIDUENZAHLEN PRO 100 M ZU ABUNDANZKLASSEN (1 –5).

	1 Einzelfund	2 selten	3 häufig	4 sehr häufig	5 massenhaf t
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

3.3.3 MOLLUSCA (WEICHTIERE)

Tiefensedimente werden mittels Dredge besammelt und durch ein Netz mit 1 mm Maschenweite gesiebt. Die Litoralzone wird extra besammelt, wodurch garantiert wird, dass sowohl kleinere bodenbewohnende Arten als auch größere Tiere in geringer Abundanz dokumentiert werden. Die Bestimmung erfolgt mittels Standardliteratur (z.B. GLÖER, 2015).

4 ERGEBNISSE

4.1 TEST DER PRINZIPIELLEN EIGNUNG UND AUSSAGEKRAFT DER IM FLOODPLAIN-INDEX NACH CHOVANEC ET AL. (2005A) INKLUDIERTEN INDIKATOR-GRUPPEN

IN EINEM ERSTEN SCHRITT wurden bereits erhobenen Daten aus den Aubereichen von Klosterneuburg, Altenwörth und der Lobau gesichtet und statistisch analysiert. Dabei wird die Aussagekraft der im Floodplain-Index nach CHOVANEC et al. (2005a) inkludierten makrozoobenthischen Gruppen unter besonderer Berücksichtigung der Köcherfliegen (Trichoptera), Libellen (Odonata) und Weichtiere (Mollusca) hinsichtlich der Fragestellung getestet.

WARINGER et al. präsentieren 2005 eine Artenliste mit Klassifizierungen der artspezifischen Habitat-Werte (HV), die die Basis des Auenindex nach CHOVANEC et al. (2005a) darstellt. Das Arteninventar umfasst dabei Taxa, die große Flüsse und ihre Auen der ungarischen Tiefebene (Ökoregion 11) besiedeln (wobei das Hauptaugenmerk auf die österreichische Donau gelegt wurde).

Dabei weist die Insektenordnung Trichoptera mit 122 Arten die weitaus höchste Diversität auf, gefolgt von den Mollusca mit 72 Arten. Die Odonata treten mit 60 Arten, die Fische mit 44 Arten auf. Amphibien werden mit 13 Arten angeführt (Abbildung 3).

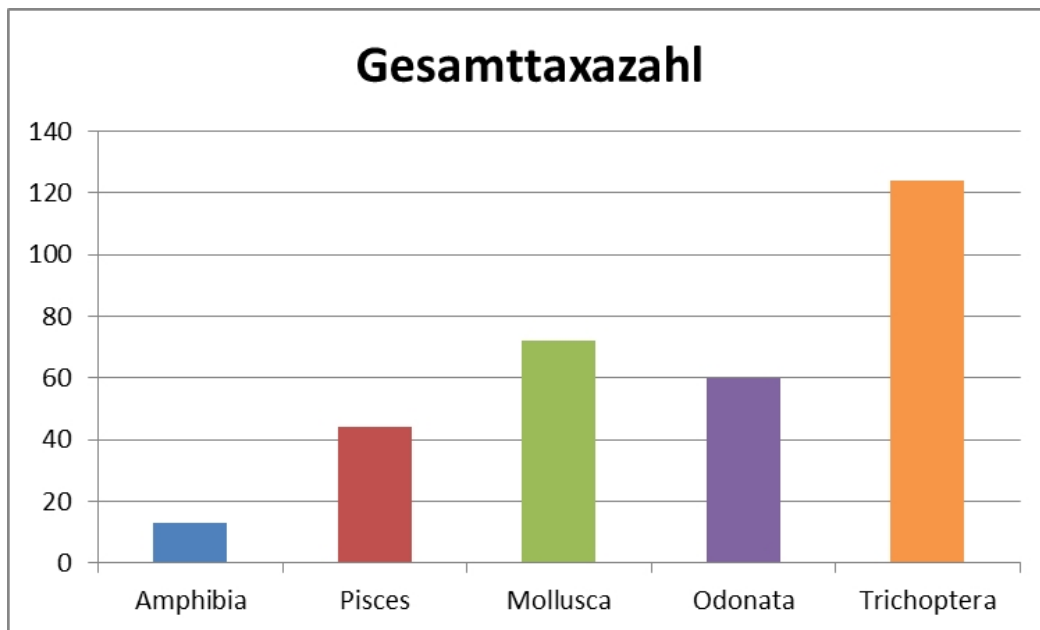


Abbildung 3: Gesamtartenzahl aller eingestuften Arten pro Großgruppe.

Bei Betrachtung der makrozoobenthischen Gruppen (Trichoptera-, Odonata- und Mollusca-Arten) des österreichischen Donaubeereiches wird deutlich, dass bei einer Gesamtartenzahl von 254 Arten typische Bewohner von Stillgewässern der Auen (Plesio- und Paläopotamon sowie temporärer Autümpel) mit der hohen Anzahl von 145 Arten auftreten (Abbildung 4). Dies bedeutet wiederum einen hohen potentiellen Biodiversitätsverlust im Fall von der Reduktion von Feuchtflächen.

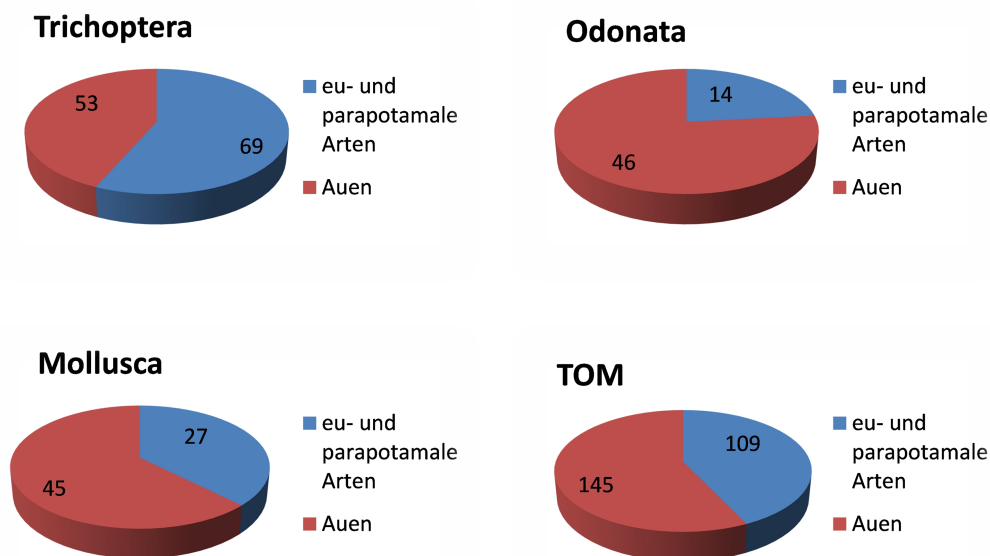


Abbildung 4: Artenzahlen der Trichoptera-, Odonata- und Mollusca-Arten des österreichischen Donaubeereiches und Aufteilung in Arten des Hauptstromes und angebundnen Nebenarmen (eu- und parapotamale Arten) sowie in Arten der Auen (Paläo-, und Plesiotamon, sowie astatische Gewässer) sowie alle Gruppen zusammen (TOM) (Klassifizierung nach WARINGER et al., 2005).

Die potentielle Aussagekraft der unterschiedlichen Gruppen entlang des hydrologischen Gradienten wird anhand der Box- und Whisker Darstellung der Habitat-Werte (HV) in Abbildung 5 deutlich. Die Amphibien sind in ihrer Habitatpräferenz im Wesentlichen auf stark verlandete Gewässer beschränkt (HV: 4 bis 5,

ERGEBNISSE

Median: 4,5). Mollusca, Odonata und Trichoptera decken hingegen einen weiten Bereich von H1 bis H5 ab, wobei die Mediane der Verteilung durchaus unterschiedlich sind; die Mehrheit der Köcherfliegen sind nahe des Eupotamals eingensicht (1,5; H1), dieser Wert erhöht sich bei den Mollusca auf 2,7 und ist bei den Odonata mit 3,4 am höchsten. Die Fische zeigen eine geringere ökologische Spannweite, ihr Median liegt bei 1,6. Die größte ökologische Diversität, ausgedrückt durch den 25- bis 75-Perzentilbereich weisen die Köcherfliegen auf.

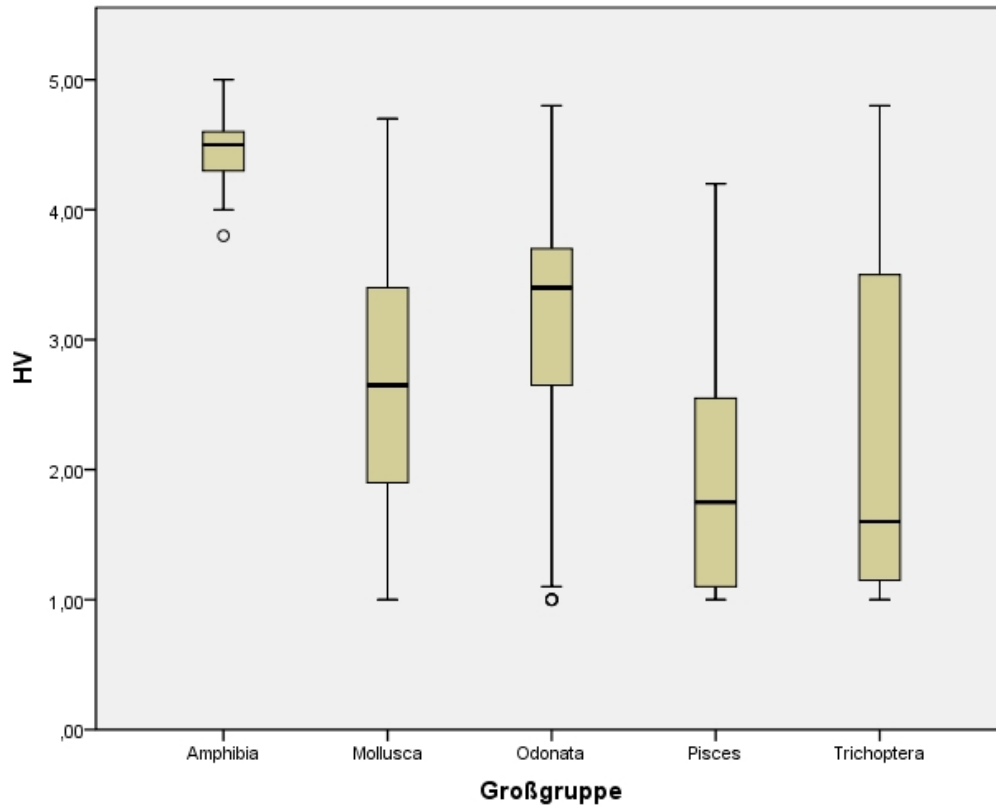


Abbildung 5: Habitat-Values aller eingestufteten Arten pro Organismengruppe.

Abbildung 6 zeigt die Mittelwerte der Habitat-Values pro Habitat (H1 bis H5) und stellt die prinzipielle Eignung als Indikatorgruppe für die unterschiedlichen hydrologischen Habitate dar. Gegenläufige Präferenzen sind bei Fischen und Amphibien zu erkennen, wobei erstere vom Eupotamon hin zu temporären Systemen deutlich abnehmen, während die Amphibien ihr höchstes Vorkommen und damit auch Indikation in eben diesen entwickeln. Die Odonata, Mollusca und Trichoptera lassen eine Einnischung in alle Gewässertypen erkennen, wenngleich mit unterschiedlichen Schwerpunkten hinsichtlich der hydrologischen Dynamik (Trichoptera im Eupotamon, Odonata im Paläopotamon und Mollusca im Plesiopotamon). Hinsichtlich temporärer Gewässer weisen die Odonata die höchsten Habitat-Values neben den Amphibien auf.

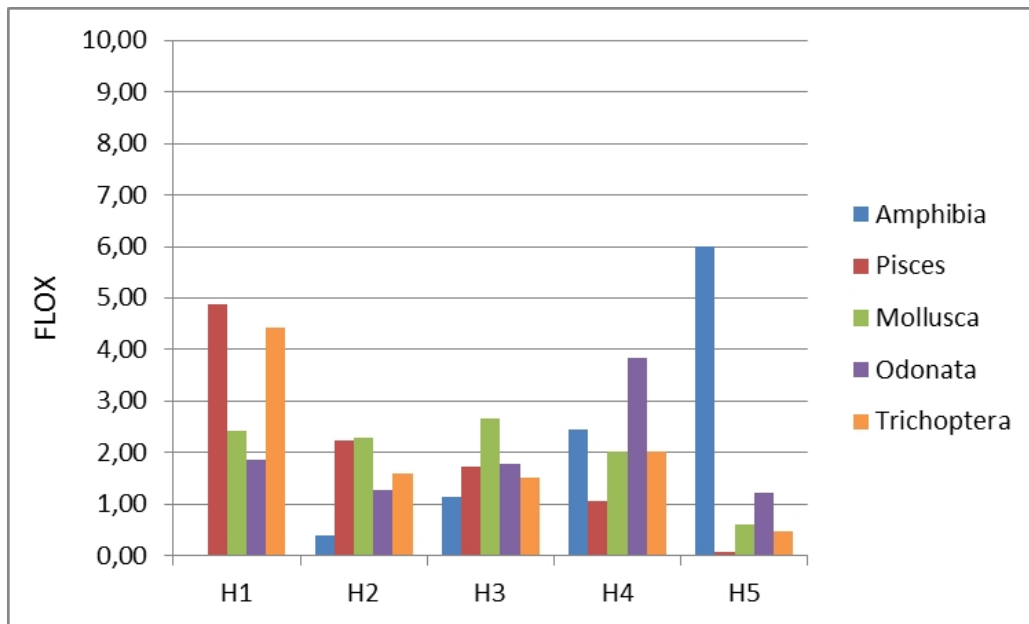


Abbildung 6: Mittelwert der Habitat-Values pro Habitat und Organismengruppe.

Die potentiellen Artenzahlen pro Habitattyp, ausgedrückt durch die Verteilung der arttypischen Habitat-Werte (Arten mit zumindest einem Wert in entsprechender H-Klasse) zeigt Abbildung 7. Auch hier zeigen die Trichopteren generell die höchsten Werte und werden nur im Plesiopotamon (H3) und in temporären Systemen (H5) von den Mollusca bzw. den Odonata übertroffen. Hohe Artenzahlen über alle Typen zeigen die Mollusca; Odonata weisen neben den temporären Gewässern auch im Paläopotamon (H4) hohe Artenzahlen auf.

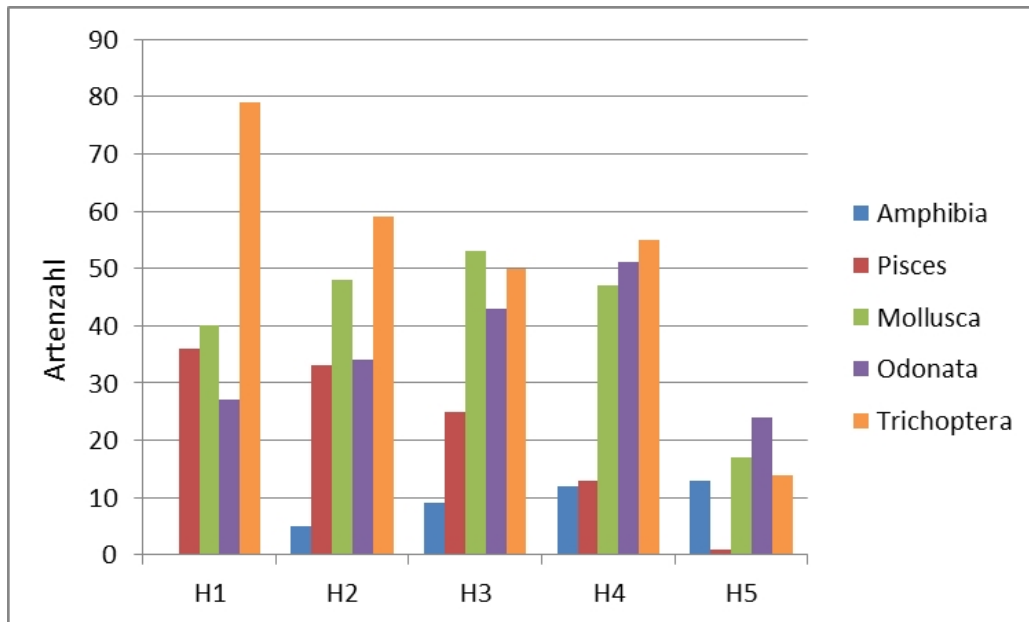


Abbildung 7: Anzahl der Arten pro hydrologischem Habitattyp.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass prinzipiell jede besprochene Tiergruppe eine hohe Aussagekraft hinsichtlich der hydrologischen Konnektivität besitzt, jede einzelne jedoch deutlich unterschiedliche Indikator-Profile auf Grund ihrer ökologischen Einnischung aufweist. Die Makrozoobenthos-Gruppen (Mollusca, Odonata und Trichoptera) ergänzen sich gut und sind theoretisch hervorragend geeignet, die Dynamik eines Aubereiches widerzuspiegeln und damit die Basis einer ökologischen Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie zu liefern.

4.2 INDIKATION DER EINZELNEN TIERGRUPPEN ANHAND DER TESTGEBIETE ALTENWÖRTH, LOBAU UND KLOSTERNEUBURG

Im Folgenden wird die Indikation der einzelnen Tiergruppen an Hand der Testgebiete Altenwörth, Lobau und Klosterneuburg evaluiert.

Abbildung 8 zeigt die Werte des Floodplain-Index (FI) pro Untersuchungsstelle sowie die Indexwerte der einzelnen Indikatorgruppen. Dabei zeigen sich Unterschiede sowohl pro Gruppe als auch pro Untersuchungsgebiet. Amphibien indizieren durchgehend zu hohe Werte (gemessen am Floodplain-Index) wie auch die Odonaten und Mollusken in Klosterneuburg. In Altenwörth zeigen die Fische deutlich niedrigere Werte, bis auf die Amphibien ist die Varianz der Einzelgruppenwerte generell viel geringer als in Klosterneuburg.

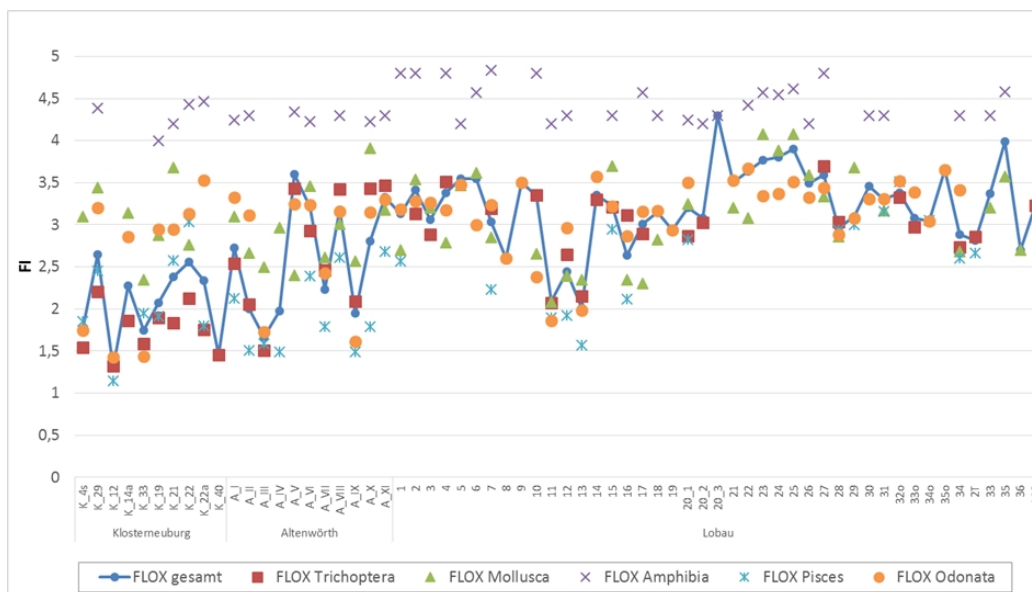


Abbildung 8: Werte des Floodplain Index pro Untersuchungsgebiet, -stelle und Großgruppe; FLOX gesamt = Index aller vorgefundenen Indikatorarten pro Stelle; nicht an allen Stellen wurden alle Indikatorgruppe erhoben.

Abbildung 9 und Abbildung 10 zeigen die Abweichung der Indices pro Indikatorgruppe vom Floodplain-Index (errechnet aus der Gesamtartenliste aller Arten und Standorte des Untersuchungsgebietes) in den jeweiligen Testgebieten. In Klosterneuburg weisen die Fische die geringsten Abweichungen auf, gefolgt von den Köcherfliegen und den Libellen. In Altenwörth und der Lobau wiederum indizieren Köcherfliegen und Libellen sehr nahe am Gesamtindex, gefolgt von den Mollusken und den Fischen.

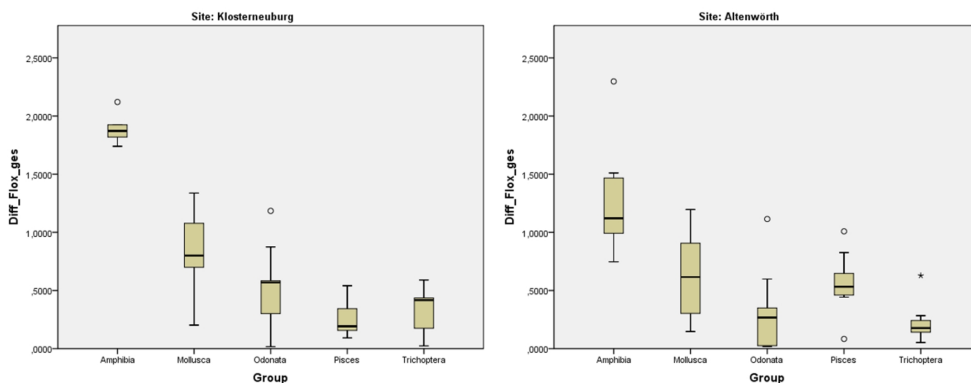


Abbildung 9: Abweichung der einzelnen Indexwerte der Indikatorgruppen vom Floodplain Index in den Untersuchungsgebieten Klosterneuburg (links) und Altenwörth (rechts).

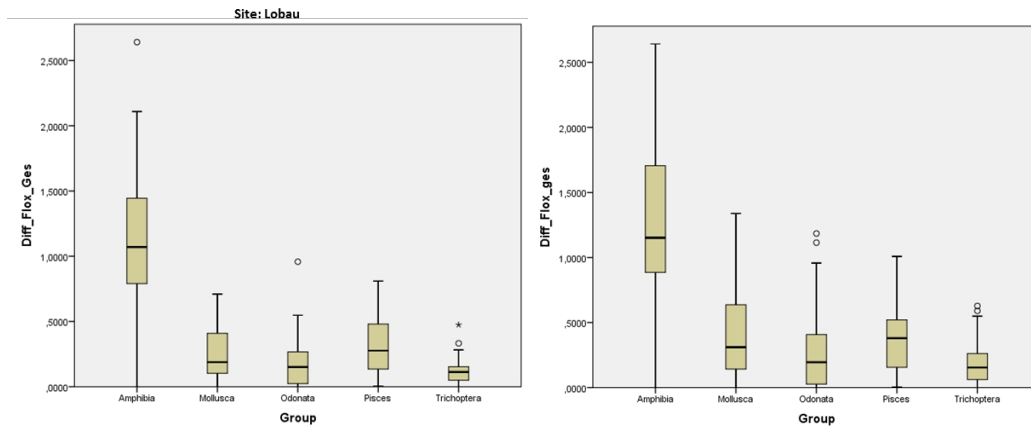


Abbildung 10: Abweichung der einzelnen Indexwerte der Indikatorgruppen vom Floodplain Index im Untersuchungsgebiet Lobau (links) und in allen Untersuchungsgebieten (Klosterneuburg, Lobau und Altenwörth), (rechts).

Basierend auf diesen Ergebnissen kann zusammenfassend festgestellt werden, dass Köcherfliegen, Libellen und Mollusca – gemessen am Floodplain-Index – in allen Testgebieten am treffsichersten indizieren.

4.3 TEST VON INDIKATORARTEN AUS DEN EVERTEBRATENGRUPPEN (MOLLUSCA, ODONATA, TRICHOPTERA) IN DEN AUBEREICHEN ALTENWÖRTH, LOBAU UND KLOSTERNEUBURG

Im Folgenden werden alle dokumentierten Arten pro Untersuchungsgebiet und Habitattyp mit der potentiellen Verteilung der Indikatorarten (siehe Methodik) der jeweiligen MZB-Gruppe auf die unterschiedlichen Habitattypen verglichen. Dahinter steht die Hypothese, dass unter natürlichen Verhältnissen in allen untersuchten Donauauen ein homogenes Arteninventar vorhanden ist und die Differenz der potenziellen zur tatsächlich nachgewiesenen Artenzahl die hydrologischen Defizite des Gebietes darstellen können.

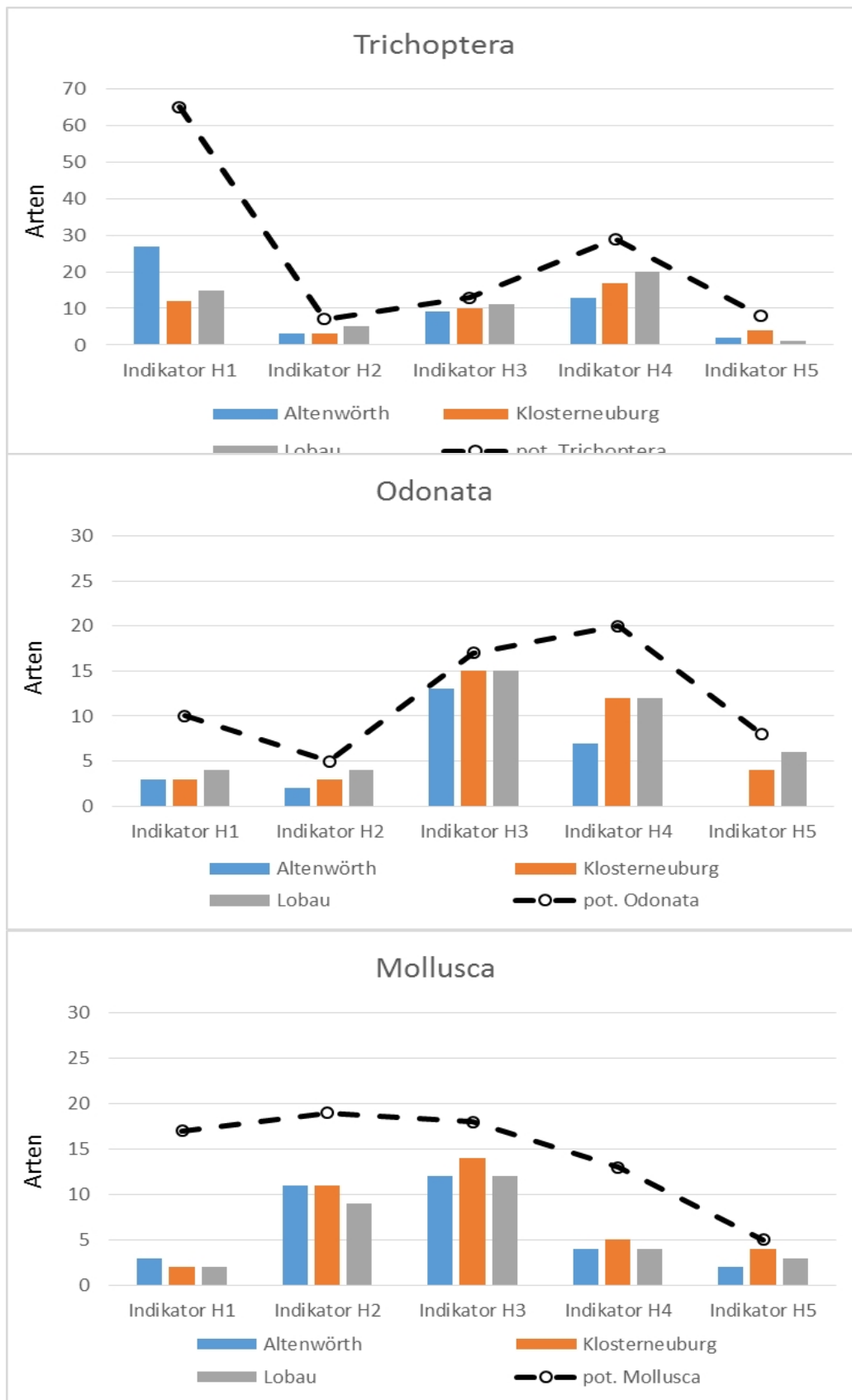


Abbildung 11: Anzahl der Indikatoren pro Habitattyp und MZB-Gruppe (oben: Trichoptera; Mitte: Odonata, unten: Mollusca) im jeweiligen untersuchungsgebiet.

ERGEBNISSE

Bei allen Gruppen und in allen Untersuchungsgebieten sind klare Arten-Defizite im strömenden Bereich (H1) ersichtlich, wohingegen in undynamischen Altwässern (H3/H4) das potenzielle Arten-Set fast erreicht wird (Abbildung 11).

Bei Betrachtung der gemittelten Habitat-Werte (HV) aller dokumentierten Arten der unterschiedlichen Gruppen im Vergleich zu den gemittelten potentiellen Habitat-Werten der jeweiligen Gruppe (Abbildung 12) zeigt sich ein ähnliches Bild. Bei den Trichoptera und Mollusca wird ein überproportionales Auftreten von typischen Arten undynamischer Altwässer (H3/H4) sowie ein Defizit rheophiler Arten ersichtlich. Die Odonata gleichen sich in allen Untersuchungsgebieten grob den potentiellen Habitat-Values an. Im Detail zeigen die Trichoptera darüber hinaus deutlich abgestufte Werte der rheophilen Elemente (H1) in den unterschiedlichen Untersuchungsgebieten. Die Altenwörther Au zeigt diesbezüglich hohe Werte, wohingegen in der Lobau die wenigsten strömungsliebenden Arten gefunden werden konnten. Mollusca zeigen eher undifferenziert Defizite im Bereich H1 bezüglich der unterschiedlichen Untersuchungsgebiete an.

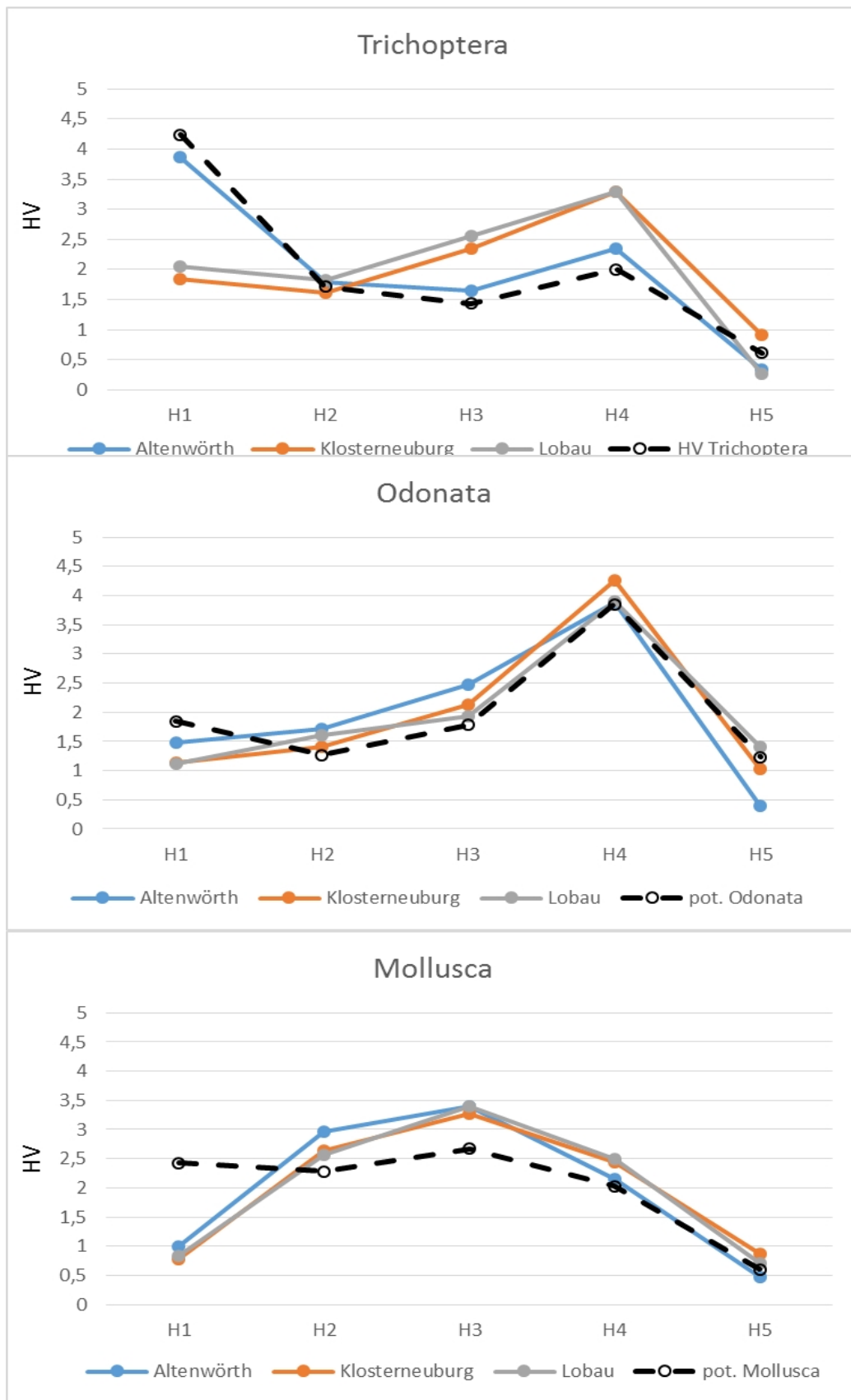


Abbildung 12: Gemittelte Habitatwerte pro Habitattyp und MZB-Gruppe (oben: Trichoptera; mitte: Odonata, unten: Mollusca) im jeweiligen untersuchungsgebiet.

4.4 REFERENZZUSTAND UND HYDROMORPHOLOGISCHE VERÄNDERUNGEN GROSSER FLÜSSE – FALLBEISPIEL LOBAU (AUS GRAF ET AL. 2013)

Große Flüsse und ihre Auen sind komplexe Ökosysteme, die primär durch hydrologische Prozesse gesteuert werden. Die laterale Konnektivität und Austauschvorgänge zwischen dem Fluss und dem Feuchtgebiet werden heute als wesentlichste Steuerungsgrößen für das Ecosystem-Functioning gesehen (AMOROS & ROUX, 1988; JUNK et al., 1989; HENRY & AMOROS, 1995; SPARKS, 1995; WARD & STANFORD, 1995; SCHIEMER, 1999; WARD et al., 1999; FINDLAY et al., 2002; GERGEL et al., 2002).

Im Folgenden wird beispielhaft für die Entwicklung großer Flüsse die Veränderung von hydromorphologischen Habitattypen an der Donau dargestellt.

4.4.1 HYDROMORPHOLOGISCHE GEWÄSSERTYPEN DER DONAU AM BEISPIEL DER LOBAU – REFERENZZUSTAND UND AKTUELLER ZUSTAND

Genereller Flusstyp

Die Donau wies vor der Regulierung des 19. Jahrhunderts in den alluvialen Abschnitten sowohl Elemente eines verzweigten als auch eines gewunden-mäandrierenden Flusstyps. Daher ist sie am besten als „gravel-dominated, laterally active anabranching river“ einzustufen, der durch eine hohe hydromorphologische Dynamik gekennzeichnet ist (in Anlehnung an NANSON & KNIGHTON, 1996). Entsprechend ihrem alpin geprägten hydrologischen und sedimentologischen Regime entwickelte die Donau in ihrem Mittellauf „medium-energy non-cohesive floodplains“, die vor der Regulierung primär aus locker gelagerten Sedimenten aufgebaut wurden (NANSON & CROKE, 1992). Die Lobau entspricht diesem Auen-Typus. Die flussmorphologische Analyse der Situation vor der systematischen Regulierung der Donau zeigt, dass das Donausystem vor allem in den breiteren Auegebieten (Tullner Becken, Obere Lobau) durchaus auch über längere Zeiträume stabile Bereiche aufwies, die durch Verlandung und strukturelle Sukzession von Gewässerhabitaten geprägt waren. Hingegen war z.B. die Entwicklung von ausgeprägten Fluss-/Mäanderbögen und die Abschneidung derartiger Bögen (Cut-off, Avulsion) ein typischer Prozess in den dynamischeren Bereichen der Flusslandschaft, der zeitgleich zur Entstehung neuer Habitats und Transformation bestehender Habitats führte (HOHENSINNER et al., 2008).

Gewässertypen im Bereich der Unteren Lobau – Referenzsituation 1817

Als Basis für die Beschreibung des flussmorphologischen Referenzzustandes wurde auf das früheste detailliert ausgeführte Kartenwerk der österreichischen Donau zurückgegriffen – die sogenannte Lorenzo-Karte, vermessen 1816 – 1817. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass die damalige Aufnahme bei einem extremen Niederwasserstand erfolgte, wodurch sich der Anteil der durchströmten Nebenarme (Eupotamon B) reduziert und jener der dynamischen Altarme (Parapotamon A) erhöht. Eine Kartierung bei einer gewöhnlichen Niederwassersituation würde somit einen höheren Anteil durchströmter Arme und weniger dynamische Altarme ergeben. Da Totarme (Plesio-/Paläopotamon) in den historischen Grundlagen immer unterrepräsentiert sind, wurde deren Anteil basierend auf Erfahrungen in vergleichbaren Donauabschnitten um den Faktor 4 erhöht. Die nachfolgend genannten Werte beziehen sich immer auf die aktiven Gerinne der Gewässer (= Wasser- und offene Sedimentflächen). Das aktive Gerinne entspricht dabei ungefähr jener Wasserbedeckung, die beim sommerlichen Mittelwasser (SMW) erreicht wird. Bis zur systematischen Donauregulierung entsprach dies ca. einem Mittelwasserstand plus 0,3/0,4 m; heute hingegen in ungestauten Abschnitten ca. MW + 0,5 m (HOHENSINNER, 2008). Die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes erfolgt hier nach geomorphologischen Gesichtspunkten. Das heißt, es wird die gesamte flussmorphologisch aktive Zone der Neuzeit (seit ca. 1500; AZ) im Donauabschnitt der Unteren Lobau als räumlich Einheit betrachtet (links- und rechtsufrig). Würde man sich nur auf den Ausschnitt der

eigentlichen (linksufrigen) Unteren Lobau beschränken, so würde man bei der Analyse historischer Situationen nur einen zufälligen Ausschnitt der Flusslandschaft betrachten (da sich die Flussarme so stark verlagert haben). Dadurch würde man keine repräsentativen Vergleichswerte erhalten.

Im Jahr 1817 wurden insgesamt 36% der flussmorphologisch aktiven Zone der Neuzeit (AZ) von Gewässern eingenommen, wobei ca. zwei Drittel davon alleine auf die Hauptstromarme (Eupotamon A) entfielen. Betrachtet man allein die Augewässer (ohne Zubringer), so nahmen diese in Summe 13% der AZ ein (anders ausgedrückt 43 ha je km Talachsenlänge). Bei Niederwasser durchströmte Nebenarme (Eupotamon B) erreichten dabei mit ca. 28 ha/km Talachsenlänge die weitaus größten Anteile (Abbildung 13).

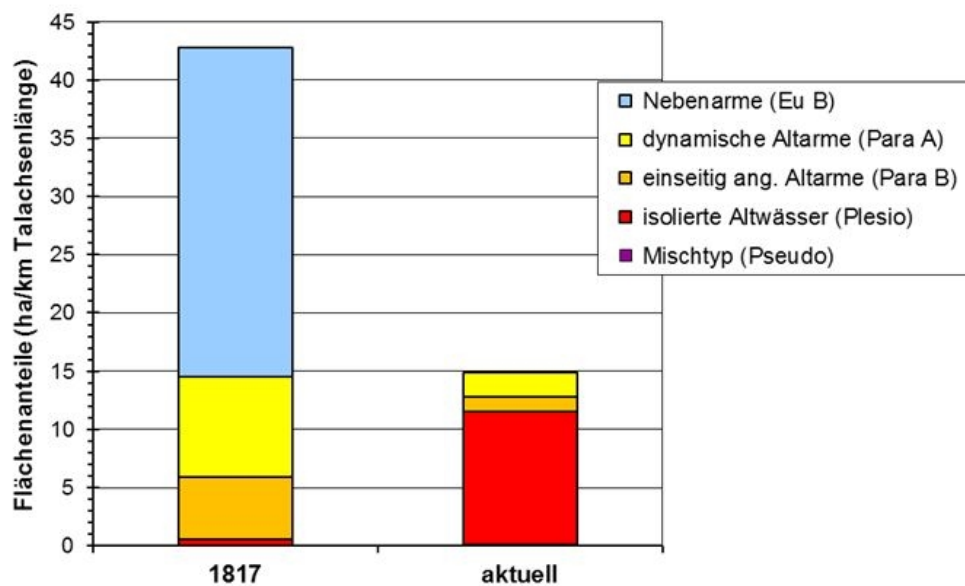


Abbildung 13: Quantitative Veränderungen der Augewässer 1817 und aktuell: Flächenanteile der Gewässertypen im Bereich der Unteren Lobau (ha/km Talachsenlänge).

Dies bedeutet, dass selbst bei einem extremen Niederwasser zwei Drittel der Augewässer noch durchströmt wurden (Abbildung 14). Dynamische Altarme, welche temporär bei Wasserständen zwischen erhöhtem Niederwasser und sommerlichem Mittelwasser durchströmt wurden, kamen auf 20% der Augewässer. Dieser Gewässertypus war durch offene Sedimentflächen (z.B. Schotterbänke) gekennzeichnet, die bei Niederwasser trocken fielen. Einseitig angebundene Altarme (Parapotamon B) nahmen als Ruhigwasserhabitate mit ca. 12% aller Augewässer geringere Flächen ein.

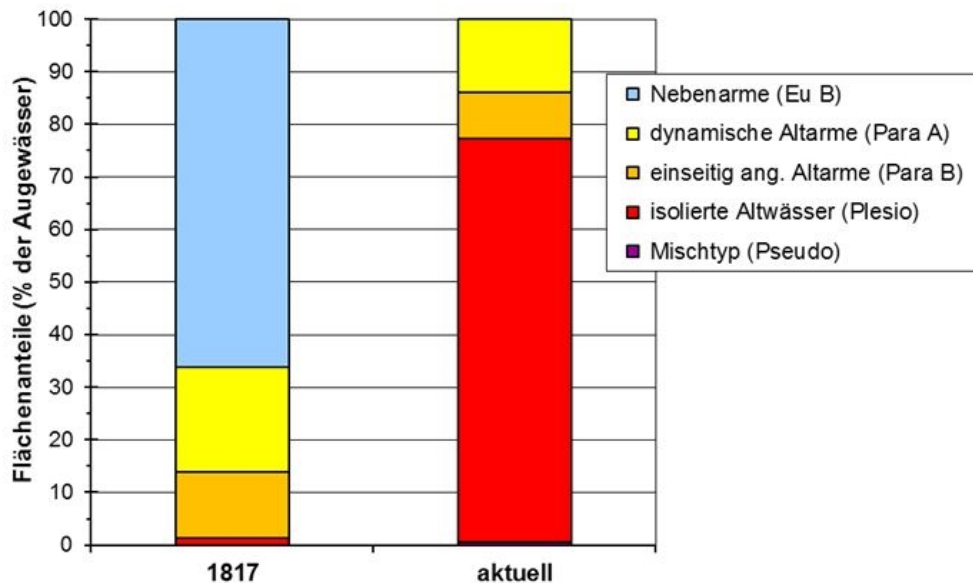


Abbildung 14: Qualitative Veränderungen der Augewässer 1817 und aktuell: Flächenanteile der Gewässertypen an allen Augewässern im Bereich der Unteren Lobau (% der Augewässer).

Die weitaus geringsten Anteile, nämlich nur 1,4% kamen auf isolierte Altwässer (Totarme, Plesio-/Paläopotamon). Somit zeigt sich für das anthropogen unbeeinflusste Donausystem in der Unteren Lobau, dass dieses primär einen lotischen (eutotamalen) Charakter aufgewiesen hat (siehe Karte Situation 1817). Diese Bedingungen kamen generell rheophilen Zönosen zugute. Tabelle 6 stellt die beschriebenen Gewässertypen jenen Habitat-Typen gegenüber, die zur Ermittlung des Auen-Index herangezogen werden. Demnach wurden 1817 rund 86% aller Augewässer vom Typ H1 (inkl. Parapotamon A = Übergangstyp H1-H2) eingenommen.

TABELLE 6: HABITAT- BZW. GEWÄSSERTYPEN IN DER UNTEREN LOBAU 1817 UND AKTUELL

Habitat-/Gewässertyp	1817	aktuell
H1: Eupotamon B	66,2	0,0
H1-H2: Parapotamon A	20,0	13,9
H2: Parapotamon B	12,4	8,7
H3+H4: Plesio-/Paläopotamon	1,4	76,9
Pseudopotamon	0,0	0,5

Anteile bez. auf alle Augewässer ohne Zubringer in %.

Gewässertypen im Bereich der Unteren Lobau – aktuelle Situation

Aufgrund der umfassenden Regulierung der Donau in der Unteren Lobau in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts und der darauffolgenden Verlandung hat sich die Verteilung der Gewässertypen bis heute vollständig geändert. Die Ausdehnung sämtlicher Gewässer inklusive der Hauptstromarme ging von 36% auf nunmehr 15% bezogen auf die AZ zurück, wobei der Hauptstrom alleine rund 60% aller Gewässerflächen ausmacht. Alle Augewässer zusammen erfuhren einen quantitativen Rückgang um mehr als die Hälfte. Die ehemals so bedeutenden durchströmten Nebenarme (Eupotamon B) verschwanden vollständig. Ebenso wurden dynamische Altarme (Parapotamon A) und einseitig angebundene Altarme (Parapotamon B) stark reduziert. Im Gegenzug nahmen die ehemals flächenmäßig untergeordneten Totarme (Plesio-/Paläopotamon) sehr stark zu und machen nun rund zwei Drittel aller Augewässer aus. Somit nehmen sie quantitativ nun jene Stellung ein, die ehemals den durchströmten Augewässern zukam.

Abbildung 15 verdeutlicht die Umkehrung des ehemals primär lotischen Charakters der Augewässer hin zu einem statischen System. Die ausgewiesenen parapotamalen Gewässer liegen allesamt im Vorland zwischen der Donau und dem Marchfeldschutzdamm und wurden erst im Zuge der Gewässervernetzungsmaßnahmen bei Schönau bis 2006 wieder hergestellt. Hinter dem Schutzdamm liegen derzeit keine eupotamalen Augewässer oder dynamische Altarme (Parapotamon A). Lediglich an drei Probestellen konnten auf kurzen Abschnitten quasi-eupotamale Gewässerhabitate vorgefunden werden (siehe Abbildung 16). Es handelt sich dabei um kurze Gewässerabschnitte, die zumindest zeitweise schwach durchströmt werden. Die Strömung ergibt sich dabei primär aus Spiegelschwankungen des Grundwasserkörpers und ist weniger einer oberflächigen Anbindung geschuldet (mit Ausnahme der geringen Dotation aus der Oberen Lobau). Diese Gewässer stellen somit einen Mischtyp dar, der sowohl eupotamale als auch parapotamale Merkmale aufweist und kann daher nur bedingt mit den historisch beschriebenen Gewässertypen verglichen werden. Daher werden diese Gewässer hier als „Pseudopotamon“ ausgewiesen (in Anlehnung an AMOROS et al., 1982).

Die Zuordnung der Gewässertypen zu den Habitat-Typen des Auen-Index ergibt, dass aktuell nur mehr ca. 14% der Augewässer dem Typ H1 zugerechnet werden können (wobei es sich hierbei genau genommen ausschließlich um den Übergangstyp H1-H2 handelt). Die Typen H3 und H4 nehmen hingegen 77% aller Augewässer ein.

Das aktuelle Gewässersystem in der Unteren Lobau ist sowohl durch einen starken quantitativen Verlust an Gewässerlebensräumen, als auch durch einen qualitativen Wechsel hin zu einem statischen System geprägt. Die genauere Analyse der Verlandungsgeschichte in der gesamten Lobau seit 1938 zeigt, dass seither 27% der Augewässerflächen verschwunden sind (basierend auf Ergebnissen des Forschungsprojektes Optima Lobau; Hohensinner unpubliziert). Im Zustand vor der Regulierung wurden die Augewässer durch die hohe Dynamik der Donau periodisch oder episodisch erneuert. Ältere Augewässer wurden von den sich verlagernden Donauarmen erodiert, während neue Altwässer entstanden. Durch die Regulierung im 19. Jahrhundert wurde diese Erneuerung der Augewässer unterbunden und die Flusslandschaft verhardt in einem statischen Zustand. Während das Median-Alter (50%-Alter) der aquatischen Habitate vor der Regulierung bei nur rund 10 Jahren lag, nahm dieses bis 2001 je Gewässertyp auf 63 bis 124 Jahre zu (HOHENSINNER & JUNGWIRTH, 2009; unpublizierte Daten Hohensinner). Neben den quantitativen Verlusten durch die laufenden Verlandungsprozesse zeigt sich die zunehmende Überalterung der Gewässerhabitate aber auch in qualitativen Veränderungen. Das zunehmende Habitatalter äußert sich in Veränderungen des Substrates (generell mehr Feinanteile und mehr organische Anteile), des Sauerstoffgehaltes im Substrat und folglich in geänderten Lebensraumbedingungen für die aquatischen Zönosen (AMOROS et al., 1987; AMOROS & BORNETTE, 2002).

Abbildung 15 und Abbildung 16 zeigen drastisch die gravierenden hydromorphologischen Veränderungen zwischen 1817 und 2011 der Unteren Lobau auf. Eine hydrologische Dynamisierung der Unteren Lobau ist als die Schlüsselmaßnahme anzusehen, um eine Annäherung an die Referenzsituation zu erreichen.

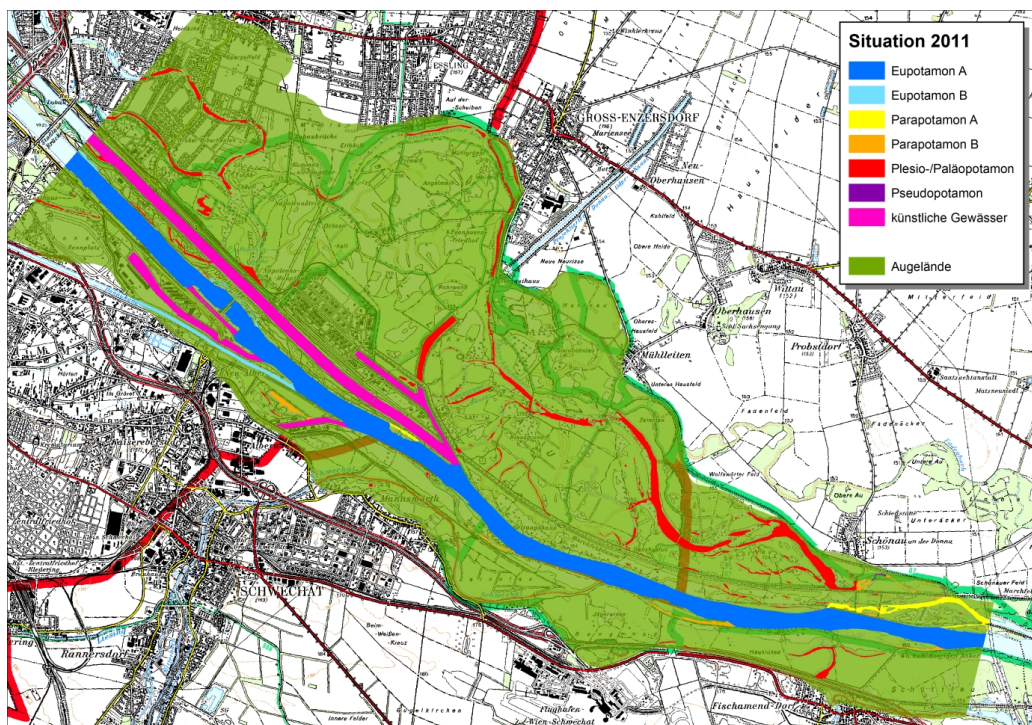


Abbildung 15: Hydromorphologischer Klassifizierung (Habitat-/Gewässertypen) im Bereich der Oberen und Unteren Lobau: aktuelle Situation.

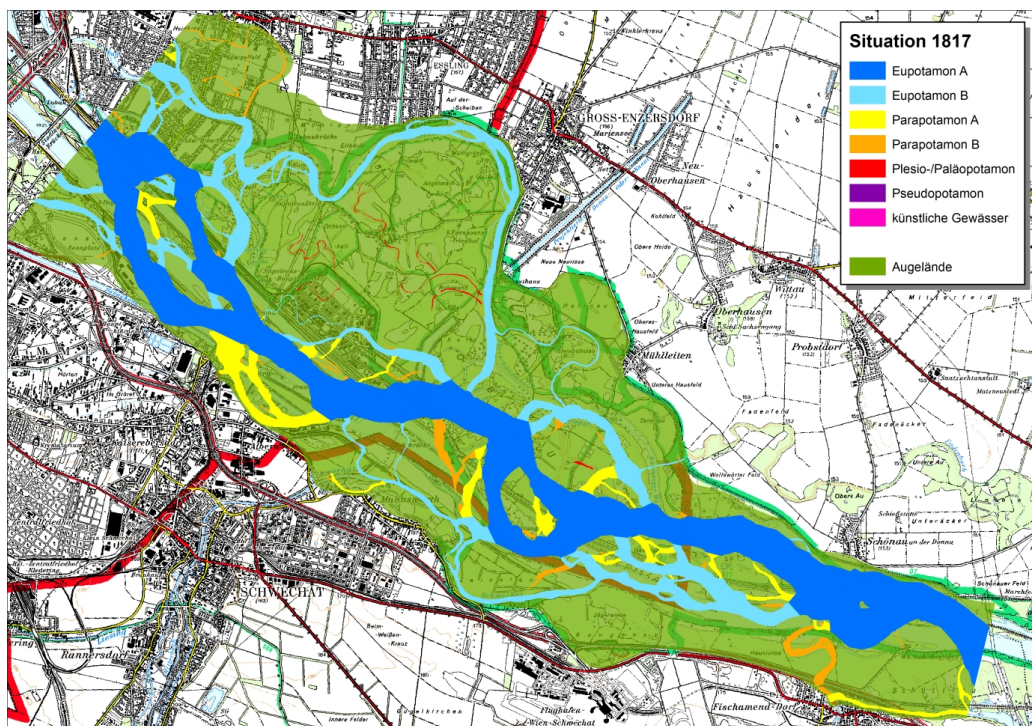


Abbildung 16: Hydromorphologischer Klassifizierung (Habitat-/Gewässertypen) im Bereich der Oberen und Unteren Lobau: Situation um 1817.

4.5 VERGLEICH DER HYDROMORPHOLOGISCHEN KLASSIFIZIERUNG DER UNTEREN LOBAU UND BIOTISCHER INDIZES

Nach vorliegender Datenlage ist ausschließlich der Aubereich der Unteren Lobau als Evaluierungsgebiet biotischer Indizes (Habitat-Werte aller Arten einer MZB-Gruppe pro Habitattyp) geeignet, da für die anderen Untersuchungsgebiete keine wie immer gearteten Einstufungen in Habitattypen nach AMOROS et al. (1982, 1987), WARD & STANFORD (1995) und CHOVANEC et al. (2005a) vorliegen. Die überwiegende Mehrzahl der Gewässer der Unteren Lobau wird nach HOHENSINNER (in GRAF et al., 2013) dem Mischtyp Plesio-/Paläopotamon zugeordnet, nur im Bereich Schönauer Schlitz sind wenige fließende Bereiche vorhanden.

Abbildung 17 stellt die gewichteten Habitat-Werte (FI) der Trichoptera-, Odonata- und Molluscazönose unterschiedlicher Standorte der Unteren Lobau dar und zeigt ihre weitgehende Übereinstimmung mit der hydromorphologischen Klassifizierung nach HOHENSINNER.

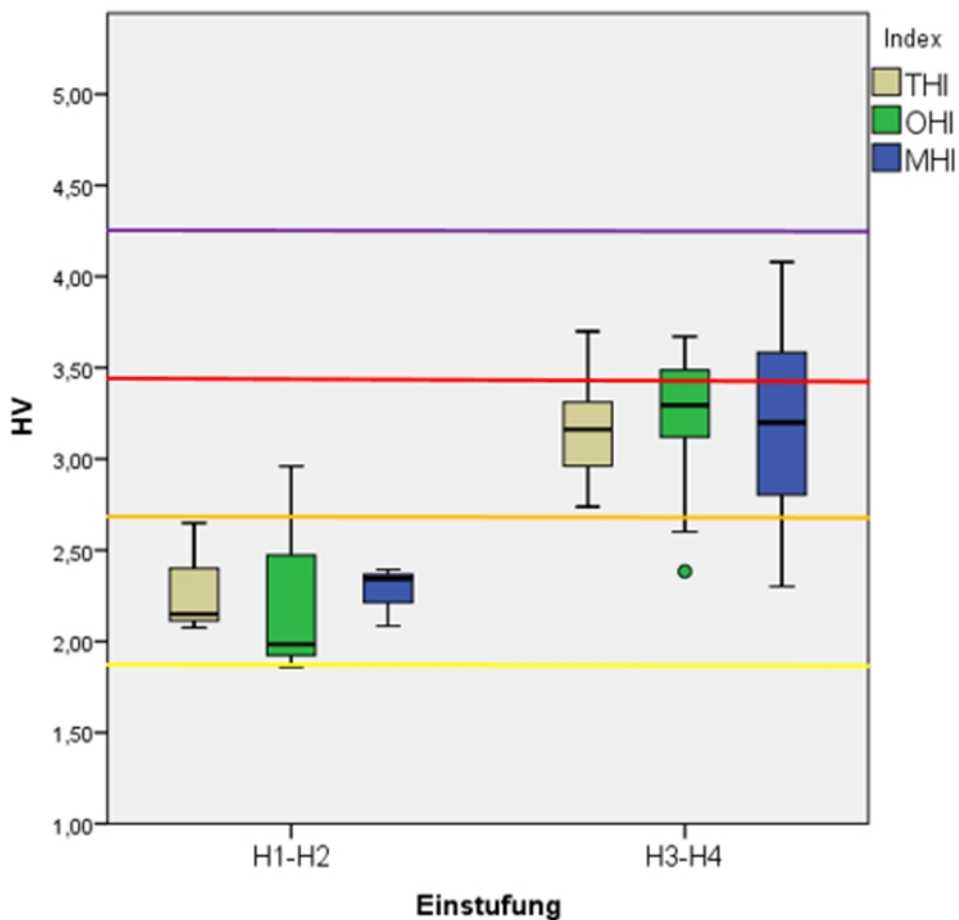


Abbildung 17: FI aller Arten einer MZB-Gruppe pro Habitattyp.

THI=Trichoptera;

HI=Odonata;

MHI= Mollusca;

Habitattyp H1-2: n=3;

Habitattyp H3-H4: n=17 (Trichoptera), N=36 (Odonata & Mollusca);

gelbe Linie=Grenze zwischen Habitattyp H1 und H2;

orange Linie=Grenze zwischen Habitattyp H2 UND H3,

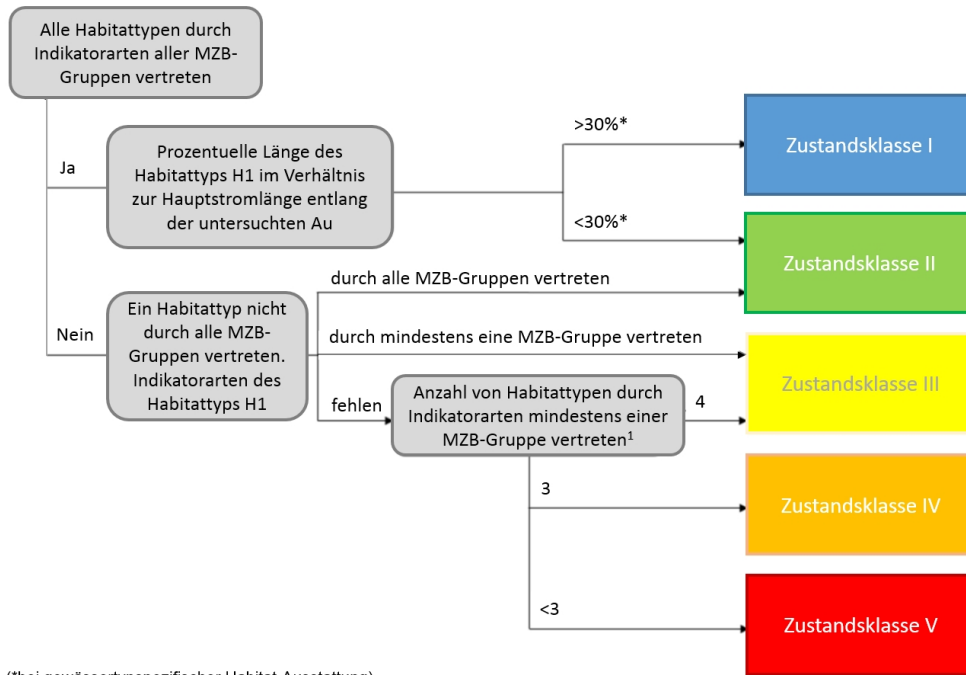
rote Linie=Grenze zwischen Habitattyp H3 und H4;

violette Linie=Grenze zwischen Habitattyp H4 und H5

4.6 BEWERTUNG DES ÖKOLOGISCHEN ZUSTANDES VON DONAUUAEN AUF BASIS DES MAKROZOOBENTHOS

Entsprechend des WRRL-Ansatzes wird der ökologische Zustand von Auen durch den Vergleich mit unbeeinflussten und im Fall von großen Flüssen wie der Donau mit historischen Referenzstellen ermittelt. Die Klassenzuordnung erfolgt in Bezug auf die österreichische Donau nach dem fünfstufigen System durch die Abweichung von der Referenzsituation wie folgt (Abbildung 18):

- **Zustandsklasse I – sehr guter ökologischer Zustand** Indikatorarten aller Habitattypen (H1-H5) sind durch Vertreter aller drei MZB-Gruppen (Trichoptera, Odonata und Mollusca) vorhanden und die Länge des Habitattyps H1 (bei gewässertypspezifischer Habitat-Ausstattung) entspricht >30% der Länge der auenbegleitenden Donau..
- **Zustandsklasse II - guter ökologischer Zustand:** Indikatorarten aller Habitattypen sind durch Vertreter aller drei MZB-Gruppen vorhanden und die Länge des Habitattyps H1 entspricht <30% der Länge der auenbegleitenden Donau **oder** Indikatorarten von 4 Habitattypen sind durch Vertreter aller drei MZB-Gruppen vorhanden und Indikatorarten des Habitattyps H1 sind durch alle drei Indikatorgruppen vertreten.
- **Zustandsklasse III – mäßiger ökologischer Zustand:** Indikatorarten von zumindest 4 Habitattypen sind durch Vertreter aller drei MZB-Gruppen vorhanden und Indikatorarten des Habitattyps H1 sind durch mindestens eine MZB-Gruppe vertreten **oder** Indikatorarten des Habitattyps H1 fehlen gänzlich, Indikatorarten von 4 Habitattypen sind durch mindestens eine MZB-Gruppe vertreten.
- **Zustandsklasse IV – unbefriedigender ökologischer Zustand:** Indikatorarten des Habitattyps H1 fehlen gänzlich, Indikatorarten von 3 Habitattypen sind durch mindestens eine MZB-Gruppe vertreten.
- **Zustandsklasse V – schlechter ökologischer Zustand:** Indikatorarten des Habitattyps H1 fehlen gänzlich, Indikatorarten von weniger als 3 Habitattypen sind durch mindestens eine MZB-Gruppe vertreten.



(*bei gewässertypspezifischer Habitat-Ausstattung)

(¹bei Vorhandensein von Indikatorarten des Habitattyps H5, ist eine Verbesserung um eine Zustandsklasse möglich)

Abbildung 18: Schema zur Bewertung des ökologischen Zustands der Donau-Auen auf Basis des Auftretens von Indikatorarten.

4.7 BEWERTUNG DES ÖKOLOGISCHEN ZUSTANDES VON DONAUAUEN AUF BASIS DES MAKROZOOBENTHOS - FALLBEISPIELE

Bei Anwendung des oben vorgestellten Bewertungsschemas ergeben sich folgende ökologische Einstufungen für die untersuchten Donau-Auen.

TABELLE 7: FALLBEISPIEL ALTENWÖRTH - ANZAHL AN INDIKATORARTEN PRO HABITATTYP H1- H5

	H1	H2	H3	H4	H5
Trichoptera	27	3	9	13	2
Odonata	3	2	13	7	-
Mollusca	3	11	12	4	2

Da in der Au bei Altenwörth für die MZB-Gruppe Odonata keine Indikatorart für den Habitattyp H5 nachgewiesen wurde, jedoch für alle Gruppen Indikatorarten des Habitattyps H1 dokumentiert wurden, wird der **gute ökologische Zustand** indiziert.

TABELLE 8: FALLBEISPIEL KLOSTERNEUBURG - ANZAHL AN INDIKATORARTEN PRO HABITATTYP H1- H5

	H1	H2	H3	H4	H5
Trichoptera	12	3	10	17	4
Odonata	3	3	15	12	4
Mollusca	2	11	14	5	4

Für die Klosterneuburger Au im Jahre 2002 wurden für jeden Habitattyp Vertreter aller drei MZB-Gruppen nachgewiesen, die prozentuelle Länge des Habitattyps H1 im Verhältnis zur Hauptstromlänge entlang der Klosterneuburger Au liegt über 30%. Demnach wird der **sehr gute ökologische Zustand** indiziert.

TABELLE 9: FALLBEISPIEL LOBAU - ANZAHL AN INDIKATORARTEN PRO HABITATTYP IN DEN ZONEN H1- H5

	H1	H2	H3	H4	H5
Trichoptera	15	5	10	20	1
Odonata	4	4	15	12	6
Mollusca	2	9	12	4	3

In der Lobau wurden ebenfalls für jeden Habitattyp Vertreter aller drei MZB-Gruppen nachgewiesen, jedoch liegt die prozentuelle Länge des Habitattyps H1 im Verhältnis zur Hauptstromlänge entlang der Lobau unter 30%, wodurch die Zustandsklasse I verfehlt wird. Anhand der Datenlage der Jahre 2011 und 2012 ist die Lobau dem **guten ökologischen Zustand** zugeordnet.

5 ZUSAMMENFASSENDE DISKUSSION

WÄHREND DER LETZTEN JAHRZEHNTE gelangten Feuchtgebiete großer Flüsse immer mehr in den Fokus theoretischer und angewandter limnologischer Forschungen (AMOROS & ROUX, 1988; JUNK et al., 1989; SCHIEMER, 1999; WARD et al., 1999; FINDLAY et al., 2002). Durch anthropogene Einflüsse wie Regulierung und Aufstau zählen diese Hotspots der Biodiversität (TOCKNER & STANFORD, 2002) zu den gefährdetsten Ökosystemen weltweit (PETTS et al., 1989; DYNESIUS & NILSSON, 1994; SCHIEMER, 1999; BRINSON & MALVAREZ, 2002; MALMQVIST & RUNDLE, 2002; SALA et al., 2000; VÖRÖSMARTY et al., 2010). Anthropogene Einflüsse führten zu longitudinaler und lateraler Fragmentierung von Flusssystemen mit allen negativen biologischen Konsequenzen (DYNESIUS & NILSSON, 1994; SCHIEMER, 1999). Bis zu 90% der Auenbereiche in Europa und Nordamerika sind stark beeinflusst und degradiert (TOCKNER & STANFORD, 2002) und auch in Österreich sind Aubereiche aufgrund veränderter morphologischer Ausprägung der Flüsse sowie durch hohen Nutzungsdruck auf ca. 15% ihrer ehemaligen Ausdehnung reduziert (POPPE et al., 2003). Die Erhaltung und Restauration von bestehenden Feuchtgebieten sind daher wesentliche Aspekte eines modernen Gewässermanagements (ORMEROD, 2003; GILLER, 2005). Wiederanbindungen abgetrennter Nebenarme (PAILLEX et al., 2009; RECKENDORFER et al., 2005, 2006; SIMONS et al., 2001; HABERSACK et al., 2016) oder hydrologische Anbindungen durch Deichabsenkungen bzw. Neuschaffung von Kanälen (MAUCHAMP et al., 2002; NAVODARU et al., 2005; CALS et al., 1998; SIMONS et al., 2001; DE VAATE et al., 2007) werden weltweit mit dem Ziel einer stärkeren Vernetzung von Fluss und Feuchtgebiet durchgeführt. All diese Maßnahmen sehen den Fluss und sein Umland als ein gesamtheitliches Ökosystem, dessen einzelne Komponenten ökologisch untrennbar miteinander gekoppelt sind.

Demgemäß zählt die Auen-Restauration im weitesten Sinn zu den wichtigsten Zielen von Strategien im Rahmen des modernen Gewässermanagements, was sich beispielsweise in den die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie der EU (WRRL, 2000/60/EC; European Commission, 2000) widerspiegelt. Danach sollen alle Wasserkörper zumindest den guten ökologischen Zustand aufweisen, wobei terrestrische Lebensräume und Feuchtgebiete, die von aquatischen Ökosystemen abhängen, ebenfalls berücksichtigt werden. Die Bewertungssysteme basieren auf aquatischen Organismengemeinschaften, wobei der ökologische Status durch den Vergleich des Ist-Zustandes mit einem Referenzzustand charakterisiert wird. Die Entwicklung biologischer Indikator- und Bewertungssysteme für alle verschiedenen aquatischen Lebensräume ist dabei ein weiterer und wesentlicher Schritt sowohl im europäischen Wasserrecht, im Natur- und Gewässerschutz wie auch in der Umsetzung der Biodiversitätsstrategie.

Während die Bewertung von Fließgewässern eine lange Tradition aufweist und dafür etliche methodische Ansätze existieren (BIRK & HERING, 2002; BIRK et al., 2012) fehlen diese im österreichischen Donauraum mit Ausnahme des Floodplain-Index (CHOVANEK et al., 2005a) völlig. Mit vorliegender Studie soll diese Lücke geschlossen werden, wobei die Eignung des Makrozoobenthos als biologisches Qualitätselement im Sinne der WRRL als Indikatorgruppe des ökologischen Zustandes von Auen getestet wurde.

Die Grundlage vorliegender Untersuchung stellten detaillierte faunistische Aufnahmen dreier Auegebiete der Donau dar, an denen alle Indikatorgruppen nach CHOVANEK et al. (2005a) intensiv bearbeitet wurden. Dies bot eine homogene Datenbasis, anhand welcher Tests bezüglich der Eignung einzelner Gruppen im Rahmen der Entwicklung eines WRRL-konformen Bewertungsschemas durchführbar waren. Die Studien von HOHENSINNER (2008) und HOHENSINNER et al. (2005, 2011) zur historischen Entwicklung der Hydromorphologie der Donau lieferten darüber hinaus eine wertvolle Darstellung der Referenzsituation, an der die heutige Situation zu vergleichen ist.

Die Auswertungen zeigen, dass die drei Makrozoobenthosgruppen Trichoptera, Odonata und Mollusca gleichermaßen eine hohe Treffsicherheit in der Ausweisung der hydrologischen Habitattypen aufweisen (Abbildung 8, Abbildung 9, Abbildung 10, Abbildung 17). Zudem treten sie in hohen Artenzahlen auf (Abbildung 3, Abbildung 4) und ergänzen sich in ihren ökologischen Ansprüchen (Abbildung 5, Abbildung 6, Abbildung 7; Anhang, Tabelle A1), wodurch die Aussagekraft der Bewertung erhöht wird. Aufgrund moderner Bestimmungsliteratur treten keine taxonomischen Unsicherheiten auf, die die Bearbeitung erschweren könnten.

Das vorliegende Bewertungsschema folgt dem Floodplain-Index insofern, als es von einer potentiell hohen Anzahl von unterschiedlich ökologisch eingemischten Indikatoren hinsichtlich der lateralen Zonierung – vergleichbar der longitudinalen Zonierung von Organismen im Fall von Fließgewässern – entlang der Donau ausgeht. Im Gegensatz zum Floodplain-Index (CHOVANEC et al., 2005a) fließt jedoch das alleinige Auftreten von Indikatororganismen für unterschiedliche Habitattypen (H1 bis H5) der MZB-Gruppen und nicht der Gesamtindex einer Untersuchungsstelle in die Bewertung ein. Der Grund dafür liegt vor allem in der potentiell hohen hydrologischen Variabilität einer Stelle im Jahresverlauf begründet, wodurch unterschiedlich eingestufte Organismen zeitlich gestaffelt auftreten können. Der gemittelte Index einer Stelle lässt daher keine eindeutige Aussage über die Lebensraumcharakteristik zu. Das Auftreten von bodenständigen Indikatoren in einem gegebenen Auengebiet indiziert jedoch das Vorhandensein des jeweiligen Habitattyps ausreichend. Es wird demnach der dokumentierte Artenpool eines Auengebietes (und nicht die Index-Werte einzelner Untersuchungsstellen) zur Bewertung herangezogen und gemäß Abbildung 18 in eine ökologische Zustandsklasse umgelegt.

Eine weitere Abweichung zum Floodplain-Index betrifft die Auswahl der Untersuchungsstellen. Während im Rahmen des Floodplain-Index eine für das zu untersuchende Auengebiet repräsentative Auswahl an Untersuchungsstellen getroffen wird und von allen Gruppenexperten gemeinsam bearbeitet wird, erfolgt im gegenwärtigem Ansatz die Auswahl der zu untersuchenden Stellen aus Sicht des jeweiligen MZB-Gruppen-Experten. Dies ist wesentlich, da eine gewisse Komplementarität der ökologischen Ansprüche der MZB-Gruppen gegeben und für eine Bewertung das Erfassen des aspektbildenden Arteninventares unumgänglich ist. Trichoptera und Odonata haben terrestrische, flugfähige Stadien, während Mollusca rein an das aquatische Milieu gebunden sind. Daraus ergibt sich eine unterschiedliche Ausbreitungsgeschwindigkeit und Reaktivität der unterschiedlichen Gruppen. Eigene Erfahrungen haben gezeigt, dass z. B. Odonata schneller frisch bespannte Gewässer kolonisieren als andere Gruppen. Die Bewertung kombiniert daher bewusst das Auftreten von Indikatorarten unterschiedlicher Gruppen, um zusätzlich die hydrologische Stabilität und den Reifezustand eines Gewässers zu beurteilen.

Das Bewertungsschema ist im Wesentlichen für das Donausystem ausgerichtet, lässt sich jedoch leicht bei Kenntnis der Referenzsituation auf andere Flusstypen adaptieren. Im vorliegenden Fall wurde besonderer Wert auf das Vorhandensein des Habitattyps H1 (Eupotamon) gelegt, der generell bei furkierenden Flüssen und im Speziellen an der Donau ehemals dominant vorhanden war und heute ein Mangelhabitat darstellt (vgl. Abbildung 16). Zu weiteren Raritäten zählen heutzutage astatische, makrophytenreiche Überschwemmungswiesen, deren Ursprung in der frühjährlichen Abflussdynamik liegen. Das regelmäßige Ausufern des Flusses bietet für ethologisch/physiologisch speziell adaptierte Organismen einen Lebensraum, der in den vielfältig und intensiv genutzten Niederungsbereichen Mitteleuropa-weit zu den seltensten aquatischen Biotopen zählt. Dementsprechend gefährdet sind auch jene Tierarten, die aufgrund rasanter larvaler Entwicklung die Verwandlung zum terrestrischen Stadium vor dem Trockenfallen des Gewässers abschließen können. Solche temporäre Gewässertypen (H5) dürften aufgrund der hohen hydrologischer Dynamik der Donau ebenfalls wesentliche Komponenten im lateralen Konnektivitätsgradienten gewesen sein, ihre historische, quantitative Ausdehnung wie auch ihre genaue Charakteristik (temporäre Überschwemmungswiesen, trockenfallende Seitenarme) ist jedoch unbekannt und daher schwer in eine Bewertung umzulegen.

ZUSAMMENFASSENDE DISKUSSION

Zusammenfassend kann hervorgehoben werden, dass prinzipiell jede besprochene Tiergruppe des Makrozoobenthos (Weichtiere, Libellen und Köcherfliegen) eine hohe Aussagekraft hinsichtlich der hydrologischen Konnektivität besitzt, jede einzelne jedoch deutlich unterschiedliche Indikator-Profile auf Grund ihrer ökologischen Einnischung aufweist. Die Makrozoobenthos-Gruppen (Trichoptera, Odonata und Mollusca) ergänzen sich gut und sind theoretisch hervorragend geeignet, die Dynamik eines Aubeiches widerzuspiegeln und damit die Basis einer ökologischen Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie zu liefern.

6 LITERATUR

AMBROS C., RICHARDOT-COULET M., REYGROBELLET J.-L., BOURNAUD M., JOLY P., JUGET J., GINET R., LEVET D., PERRIN J.F., RICJOUX P., ROUX C., TACHET H., PAUTOU G., GIREL J., BRAVARD J.P., PELLETIER J., BERTOLINI M. & A.L. ROUX (1982): Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux. Editions du Centre national de la recherche scientifique. Paris, 113 S.

AMOROS C., ROSTAN J.C., PAUTOU G. & J.P. BRAVARD (1987): The reversible concept applied to the environment management of large river systems. - *Environmental Management* 11: 607-617.

AMOROS C. & A.L. ROUX (1988): Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. *Münstersche Geographische Arbeiten* 29: 125-130.

AMOROS C. & G. BORNETTE (2002): Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47: 761–776.

BARBOUR M.T., GERRITSEN J., SNYDER B.D. & J.B. STRIBLING (1999): Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers. - EPA 841-B-99-002.

BIRK S. & D. HERING (2002): Waterview Web-Database: a comprehensive review of European assessment methods for rivers. *FBA News* 20 (winter 2002): 4.

BIRK S., BONNE W., BORJA A., BRUCET S., COURRAT A., POIKANE S., SOLIMINI A., VAN DE BUND W., ZAMPOUKAS N. & D. HERING (2012) Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18: 31-41.

BMLFUW - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Biodiversitäts-Strategie Österreich 2020+. Vielfalt erhalten – Lebensqualität und Wohlstand für uns und zukünftige Generationen sichern. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

BMLFUW - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2015a): Bewertung kleiner Gewässer, spezieller Gewässertypen und Typausprägungen. Arbeitspapier des Arbeitskreis Ökologie, Stand Mai 2015. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

BMLFUW - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2015b): Auenstrategie für Österreich 2020+. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

BMLFUW - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2015c): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015. Entwurf. Wien.

BRINSON M.M. & A.I. MALVAREZ (2002): Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environ. Conserv* 29: 115–133.

CALS M.J.R., POSTMA R., BUIJSE A.D. & E.C.L. MARTEIJN (1998): Habitat restoration along the River Rhine in The Netherlands: putting ideas into practice. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwater Ecosyst.* 8: 61–70.

LITERATUR

CHOVANEC A. & J. WARINGER (2001): Ecological integrity of river-floodplain systems - assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 493-507.

CHOVANEC A., WARINGER J., RAAB R. & G. LAISTER (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 (2): 163-178.

CHOVANEC A. & J. WARINGER (2005): Dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of the ecological health of wetland ecosystems. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 29: 422 – 425.

CHOVANEC A., WARINGER J., STRAIF M., GRAF W., RECKENDORFER W., WARINGER-LÖSCHENKOHL A., WAIDBACHER H. & H. SCHULTZ (2005a): The Floodplain Index – a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework Directive. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 155/1-4 (Large Rivers Vol. 15): 169-185.

CHOVANEC A., STRAIF M., WAIDBACHER H., SCHIEMER F., CABELA A. & R. RAAB (2005b): Rehabilitation of an impounded section of the Danube in Vienna (Austria) - evaluation of inshore structures and habitat diversity. *Large Rivers Vol. 15 (1-4) Arch Hydrobiol. Suppl.* 155 / 1-4: 211-224.

CHOVANEC A., WARINGER J., WIMMER R. & M. SCHINDLER (2014): 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.

CHOVANEC A., SCHINDLER M, WARINGER J. & R. WIMMER (2015): The Dragonfly Association Index (Insecta: Odonata) – a tool for the type-specific assessment of lowland rivers. *River Research and Applications* 31 (5): 627-638.

DE PAUW N., GHETTI P. F., MANZINI D. P. & D. R. SPAGGIARI (1992): Biological assessment methods for running water. In: P. J. Newman, M. A. Piavaux & R. A. Sweeting (eds), *River Water Quality. Ecological Assessment and Control*. Commission of the European Communities, EUR 14606 En-Fr: 217–248.

DE VAATE A.B., KLINK A.G., GREIJANUS-KLAAS M., JANS L.H., OOSTERBAAN J. & F. KOK (2007): Effects of habitat restoration on the macroinvertebrate fauna in a foreland along the river waal, the main distributary in the Rhine Delta. *River Res. Appl.* 23: 171–183.

DYNESIUS M. & C. NILSSON (1994): Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266: 753-762.

DZIOK F., HENLE K., FOECKLER F., FOLLNER K. & M. SCHOLZ (2006): Biological Indicator Systems in Floodplains – a Review. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 91/4: 271-291.

EUROPEAN COMMISSION (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L327: 1-72.

FINDLAY E.G., KIVIAT E., NIEDER W.C. & E.A. BLAIR (2002): Functional assessment of a reference wetland set as a tool for science, management and restoration. *Aquatic Sciences* 64: 107-117.

LITERATUR

- GERGEL S.E., TURNER M.G., MILLER J.R., MELACK J.M. & E.H. STANLEY (2002): Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences* 64: 118-128.
- GILLER P.S. (2005): River restoration: seeking ecological standards. Editor's introduction. *J. Appl. Ecol.* 42: 201-207.
- GLÖER P. (2015): Süßwassermollusken. ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung: 1-135.
- GRAF W., CHOVANEC A., HOHENSINNER S., LEITNER P., SCHMIDT-KLOIBER A., STUBAUER I., WARINGER J. & G. OFENBÖCK (2013): Das Makrozoobenthos als Indikatorgruppe zur Bewertung großer Flüsse unter Einbeziehung auenökologischer Aspekte. *Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft* 65: 386-399.
- HABERSACK H., HEIN T., STANICA A., LISKA I., MAIR R., JÄGER E., HAUER C. & C. BRADLEY (2016): Challenges of river basin management: Current status of, and prospects for, the River Danube from a river engineering perspective. *Sci Total Environ.* doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.10.123
- HAIDVOGL G., PREIS S., HOHENSINNER S., MUHAR S. & M. POPPE (2009): Flusslandschaften im Wandel. In: Egger G., Michor K., Muhar S. & B. Bednar: Flüsse in Österreich. Lebensadern für Mensch, Natur und Wirtschaft. StudienVerlag, Innsbruck, Wien, Bozen: 32-43.
- HELLAWELL J. M., (1986): *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Applied Science, London.
- HENRY C.P. & C. AMOROS (1995): Restoration ecology of riverine wetlands: I. A scientific base. *Environmental Management* 19: 891-902.
- HERING D., MOOG O., SANDIN L. & P.F.M. VERDONSCHOT (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1-20.
- HOHENSINNER S., JUNGWIRTH M., HAIDVOGL G., MUHAR S., PREIS S. & S. SCHMUTZ (2005): Historical analysis of habitat turnover and age distributions as a reference for restoration of Austrian Danube floodplains. *River Basin Management III, WIT Transactions on Ecology and the Environment* 83: 489-502; WIT Press, Ashurst, Southampton, UK; ISBN 1-84564-023-3; ISSN 1746-448X
- HOHENSINNER S. (2008): Rekonstruktion ursprünglicher Lebensraumverhältnisse der Fluss-Auen-Biozönose der Donau im Machland auf Basis der morphologischen Entwicklung von 1715 – 1991. Dissertation an der Universität für Bodenkultur Wien, 307 S. u. 27 Kartenbeilagen.
- HOHENSINNER S., HERRNEGGER, M., BLASCHKE, A.P., HABEREDER, C., HAIDVOGL, G., HEIN, T., JUNGWIRTH, M. & M. WEIß (2008): Type-specific reference conditions of fluvial landscapes: a search in the past by 3D-reconstruction; *Catena*, 75: 200-215, ISSN 0341-8162.
- HOHENSINNER S. & M. JUNGWIRTH (2009): Flussmorphologische Charakteristik der Donau - historische Perspektive. *Österreichische Ingenieur- und Architekten-Zeitschrift (ÖIAZ)* 154 (1-6): 33-38.
- HOHENSINNER S., JUNGWIRTH M., MUHAR S. & S. SCHMUTZ (2011): Spatio-Temporal Habitat Dynamics In A Changing Danube River Landscape 1812-2006. *River Research & Applications* 27 (8): 939-955.

LITERATUR

JUNK W.J., BAYLEY P.B. & R.E. SPARKS (1989): The flood pulse concept in river floodplain systems.-
Canad. Journal of Fisheries and Aquat. Sci. 106: 110-127.

KNOBEN R. A. E., ROOS C. & M. C. M. VAN OIRSCHOT (1995): Biological assessment methods for
watercourses. UN/ECE Task Force on Monitoring & Assessment, Volume 3. RIZA report no. 95.066,
Lelystad.

MALICKY H. (2004): Atlas der Europäischen Köcherfliegen. DR W. Junk Publishers, 298 pp.

MALMQVIST B. & S. RUNDLE (2002): Threats to the running water ecosystems of the world. Environ.
Conserv. 29: 134–153.

MAUCHAMP A., CHAUVELON P. & P. GRILLAS (2002): Restoration of floodplain wetlands: opening
polders along a costal river in Mediterranean France, Vistre marshes. Ecol. Eng. 18: 619–632.

MOOG O., SCHMIDT-KLOIBER A., OFENBÖCK T. & J. GERRITSEN (2001): Aquatische Ökoregionen
und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft, Wien.

NANSON G.C. & J.C. CROKE (1992): A genetic classification of floodplains. Geomorphology 4: 459-486.

NANSON G.C. & A.D. KNIGHTON (1996): Anabranching rivers: their cause, character and classification.
Earth Surface Processes and Landforms 21: 217-239.

NAVODARU I., STARAS M., BUIJSE A.D. & J.J. DE LEEUW (2005): Changes in fish populations in
Danube delta lakes: effects of hydrology and water quality change. Review of results and potential for
rehabilitation. Int. J. Ecohydrol. Hydrobiol. 5: 245–256.

NIXON S. C., MAINSTONE C. P., MILNE I., IVERSEN T. M., KRISTENSEN P., JEPPESEN E.,
FRIBERG N., JENSEN A. & F. PEDERSEN (1996): The harmonised monitoring and classification of
ecological quality of surface waters in the European Union. Draft Final Report. No. CO., 4096.

ÖNORM M 6232 (1997): Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern -
Fachnormenausschuß 140 Wassergüte und –aufbereitung: 84pp.

OFENBÖCK G., MAUTHNER-WEBER R. & F. H. WAGNER (2015): Leitfaden zur Erhebung der
biologischen Qualitätselemente – Einleitung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft, Wien.

ORMEROD S.J. (2003): Restoration in applied ecology: editor’s introduction. J. Appl. Ecol. 40: 44–50.

PAILLEX A., DOLEDEC S., CASTELLA E. & S. MERIGOUX (2009): Large river floodplain restoration:
predicting species richness and trait responses to the restoration of hydrological connectivity. J. Appl. Ecol.
46: 250–258.

PETTS G., MÖLLER H. & A.L. ROUX (eds). (1989): Historical change of large alluvial rivers: Western
Europe. Wiley: Chichester.

POPPE M., MUHAR S., EGGER G. & S. SCHMUTZ (2003): Status quo der österreichischen
Flusslandschaften: Erfassung und Bilanzierung der Eingriffe und Nutzungen. Österr. Wasser- und
Abfallwirtschaft 55 (7/8): 122-128.

LITERATUR

- RECKENDORFER (2012): Anbindung der Altarme in der Unteren Lobau an die Donau – Biotopklassifizierung. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 45, Wiener Gewässer. Wien. 49pp.
- RECKENDORFER W., SCHMALFUSS R., BAUMGARTNER C., HABERSACK H., HOHENSINNER S., JUNGWIRTH M. & F. SCHIEMER (2005): The Integrated River Engineering Project for the free-flowing Danube in the Austrian Alluvial Zone National Park: contradictory goals and mutual solutions. Arch. Hydrobiol. Suppl. 15: 613–630.
- RECKENDORFER W., BARANYI C., FUNK A. & F. SCHIEMER (2006): Floodplain restoration by reinforcing hydrological connectivity: expected effects on aquatic mollusc communities. J. Appl. Ecol. 43, 474–484.
- RECKENDORFER, W. & A. FUNK (2012): Gewässervernetzung (Neue) Donau - Untere Lobau (Nationalpark Donau - Auen): Weiterführung der Nullvariante. Magistratsabteilung 45 Wiener Gewässer, 20.
- RECKENDORFER, W., FUNK, A., TEUFL, B., PÖLZ, E. & T. HEIN (2013): Beweissicherung Lausgrund - Hydromorphologie, Gewässervernetzung (Neue) Donau - Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen). Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 45, Wiener Gewässer, 66.
- ROSENBERG D. M. & V. H. RESH (1993): Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M. & V. H. Resh (eds), Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York.
- SALA O.E., CHAPIN 3rd F.S., ARMESTO J.J., BERLOW E., BLOOMFIELD J., DIRZO R., HUBER-SANWALD E., HUENNEKE L.F., JACKSON R.B., KINZIG A., LEEMANS R., LODGE D.M., MOONEY H.A., OESTERHELD M., POFF N.L., SYKES M.T., WALKER B.H., WALKER M. & D.H. WALL (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 5459: 1770–1774.
- SCHIEMER F. (1999): Conservation of biodiversity in floodplain rivers. Archiv für Hydrobiologie, Supplement 115 Large Rivers 11: 423-438.
- SCHÖLL F., BIRK S., CHAUVIN Ch., REYJOL Y. & G. URBANIČ (2011): Conceptual paper on large river bioassessment. XGIG Large River Intercalibration.
- SIMONS J.H.E.J., BAKKER C., SCHROPP M.H.I., JANS L.H., KOK F.R. & R.E. GRIFT (2001): Manmade secondary channels along the River Rhine (The Netherlands); results of post-project monitoring. Regul. Rivers: Res. Mgmt. 17: 473–491.
- SPARKS R.E. (1995): Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. BioScience 45: 168-182.
- TOBIAS W. & D. TOBIAS (1981): Trichoptera Germanica: Bestimmungstabellen für die deutschen Köcherfliegen. Teil I: Imagines. - Courier Forschungsinstitut Senckenberg 49:1-672.
- TOCKNER K. & J.A. STANFORD (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. Environ. Conserv. 29: 308–330.
- VÖRÖSMARTY C. J., MCINTYRE P. B., GESSNER M. O., DUDGEON D., PRUSEVICH A., GREEN P., GLIDDEN S., BUNN S. E., SULLIVAN C. A., REIDY LIERMANN C. & P. M. DAVIES (2010): Global threats to human water security and river biodiversity. Nature 467: 555–561.

LITERATUR

WARD J.V. & J.A. STANFORD (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. & F. SCHIEMER (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 125-139.

WARINGER J. & W. GRAF (2001): Trichoptera communities as a tool for assessing the ecological integrity of Danubian floodplains in Lower Austria.. 10th Int. Symp. on Trichoptera, Potsdam- Nova Suppl. Ent., 15. Keltern

WARINGER, J. & W. GRAF (2002): Trichoptera communities as a tool for assessing the ecological integrity of Danube floodplains in Lower Austria.- [In:] Mey, W.(ed.): Proc. of 10th Int. Symp. Trich., Nova Suppl. Ent.: 617-625.

WARINGER J., CHOVANEC A., STRAIF M., GRAF W., RECKENDORFER W., WARINGER-LÖSCHENKOHL A., WAIDBACHER H. & H. SCHULTZ (2005): The Floodplain Index – habitat values and indication weights for molluscs, dragonflies, caddisflies, amphibians and fish from Austrian Danube floodplain waterbodies. *Lauterbornia* 54: 177-186.

WIMMER, R. & A. CHOVANEC (2000): Fließgewässertypen in Österreich als Grundlage für die Erarbeitung eines Überwachungsnetzes im Sinne des Anhang II der EU Wasser-Rahmenrichtlinie. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

ZORNIG, H., SCHULTZ, H., WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. & C. H. SCHULZE (2008): Faunistische Beweissicherung Dotation Lobau 2007: Erhebung der Libellen, Amphibien und Brutvögel mit Gewässerbindung. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 45, Wiener Gewässer. Wien.

7 ANHANG

ANHANG TABELLE 10 - ARTENLISTE PRO UNTERSUCHUNGSGEBIET

(„X“: ART NACHGEWIESEN; „+“: ART NACHGEWIESEN, ABER NICHT BODENSTÄNDIG);
EINSTUFUNG (10 PUNKTE-VERTEILUNG) PRO HABITATTYP; HV=HABITAT-VALUE PRO ART,
IW=INDIKATIONSGEWICHT PRO ART, HABITAT-INDIKATION=UMLEGUNG DES HV PRO ART
IN HABITATTYP.

*UMSTUFUNG DER KLASSIFIZIERUNGEN NACH WARINGER ET AL. (2005).

MZB Gruppe/Art	Alten- wörth	Kloster- neuburg	Lobau	H1	H2	H3	H4	H5	HV	IW	Habitat- Indi- kation
TRICHOPTERA											
<i>Agapetus delicatulus</i>	+	+	+	10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Agapetus laniger</i>	+	+	+	10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Agapetus ochripes</i>	X	X	X	10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Agraylea multipunctata</i>			X	0	0	4	6	0	3,6	3	H4
<i>Agraylea sexmaculata</i>	X	X	X	0	0	4	6	0	3,6	3	H4
<i>Agrypnia pagetana</i>			X	0	0	5	5	0	3,5	3	H4
<i>Agrypnia varia</i>	X	X	X	0	0	5	5	0	3,5	3	H4
<i>Allotrichia pallicornis</i>		X		5	5	0	0	0	1,5	3	H1
<i>Anabolia furcata</i>	X	X	X	1	4	3	2	0	2,6	1	H2
<i>Athripsodes albifrons</i>	X	X		8	2	0	0	0	1,2	4	H1
<i>Athripsodes aterrimus</i>	X	X	X	0	0	4	6	0	3,6	3	H4
<i>Athripsodes bilineatus</i>		+		8	2	0	0	0	1,2	4	H1
<i>Athripsodes cinereus</i>	X	+	+	8	2	0	0	0	1,2	4	H1
<i>Brachycentrus subnubilus</i>	+	+	+	8	2	0	0	0	1,2	4	H1
<i>Ceraclea albimacula</i>	X		X	6	4	0	0	0	1,4	3	H1
<i>Ceraclea alboguttata</i>		+		6	4	0	0	0	1,4	3	H1
<i>Ceraclea annulicornis</i>		+		10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Ceraclea senilis</i>		X	X	0	1	3	4	2	3,7	1	H4
<i>Ceraclea dissimilis</i>	+	+	+	10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Ceraclea fulva</i>	X	X		0	0	0	10	0	4	5	H4
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	X	+		10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Cyrnus crenaticornis</i>			X	0	0	2	8	0	3,8	4	H4
<i>Cyrnus trimaculatus</i>	X	X	X	1	4	3	2	0	2,6	1	H2
<i>Ecnomus tenellus</i>	X	X	X	1	2	4	3	0	2,9	1	H3
<i>Erotesis baltica</i>			X	0	0	0	10	0	4	5	H4
<i>Glossosoma boltoni</i>	+	+	+	10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Glyphotaelius pellucidus*</i>	X	X	X	1	0	1	1	7	4,3	1	H5
<i>Goera pilosa</i>	X	X	X	9	1	0	0	0	1,1	5	H1
<i>Grammotaulius nigropunctatus</i>		X		0	0	2	5	3	4,1	2	H4
<i>Halesus digitatus</i>				7	3	0	0	0	1,3	4	H1
<i>Halesus radiatus</i>	X	X		7	3	0	0	0	1,3	4	H1
<i>Halesus tessellatus</i>	X			7	3	0	0	0	1,3	4	H1
<i>Holocentropus dubius</i>			X	0	0	4	6	0	3,6	3	H4

ANHANG

MZB Gruppe/Art	Altenwörth	Klosterneuburg	Lobau	H1	H2	H3	H4	H5	HV	IW	Habitat-Indikation
<i>Holocentropus stagnalis</i>		X		0	0	6	4	0	3,4	3	H3
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	X	+	+	8	2	0	0	0	1,2	4	H1
<i>Hydropsyche bulbifera</i>	X	+	+	8	2	0	0	0	1,2	4	H1
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	+	+	+	7	2	0	1	0	1,5	3	H1
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	X	+	+	8	2	0	0	0	1,2	4	H1
<i>Hydropsyche guttata</i>		+	+	10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Hydropsyche incognita</i>	+	+	+	10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Hydropsyche modesta</i>		+		8	2	0	0	0	1,2	4	H1
<i>Hydropsyche pellucidula</i>		+		10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Hydropsyche saxonica</i>		+		10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Hydropsyche siltalai</i>		+		10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Hydroptila angulata</i>		X	X	2	8	0	0	0	1,8	4	H1
<i>Hydroptila dampfi</i>			X	0	1	3	6	0	3,5	3	H4
<i>Hydroptila forcipata</i>	X	X	X	8	2	0	0	0	1,2	4	H1
<i>Hydroptila pulchricornis</i>			X	0	0	6	4	0	3,4	3	H3
<i>Hydroptila simulans</i>			X	5	5	0	0	0	1,5	3	H1
<i>Hydroptila sparsa</i>	X	X	X	4	6	0	0	0	1,6	3	H1
<i>Hydroptila tineoides</i>			X	2	2	3	3	0	2,7	1	H3
<i>Hydroptila vectis</i>	X	X	X	8	2	0	0	0	1,2	4	H1
<i>Ithytrichia lamellaris</i>	X	X	X	6	2	2	0	0	1,6	3	H1
<i>Lepidostoma basale</i>		+	X	8	2	0	0	0	1,2	4	H1
<i>Lepidostoma hirtum</i>	X	+		5	5	0	0	0	1,5	3	H1
<i>Leptocerus tineiformis</i>	X	X	X	0	0	0	10	0	4	5	H4
<i>Limnephilus affinis</i>		X		0	1	3	3	3	3,8	1	H4
<i>Limnephilus auricula*</i>		X		0	0	1	2	7	4,6	3	H5
<i>Limnephilus decipiens</i>		X	X	0	0	4	4	2	3,8	2	H4
<i>Limnephilus flavicornis</i>	X	X	X	0	0	3	4	3	4	2	H4
<i>Limnephilus lunatus</i>	X	X	X	0	3	4	3	0	3	2	H3
<i>Limnephilus rhombicus</i>	X	X		0	0	6	4	0	3,4	3	H3
<i>Limnephilus sparsus*</i>		X		0	0	1	2	7	4,6	3	H5
<i>Lype phaeopa</i>	X	X	X	3	3	2	2	0	2,3	1	H2
<i>Mystacides azurea</i>	X	X	X	0	3	4	3	0	3	2	H3
<i>Mystacides longicornis</i>	X	X	X	1	3	3	3	0	2,8	1	H3
<i>Mystacides nigra</i>	X	X	X	0	3	4	3	0	3	2	H3
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	X	X	X	3	7	0	0	0	1,7	4	H1
<i>Oecetis furva</i>	X	X	X	0	0	0	10	0	4	5	H4
<i>Oecetis lacustris</i>	X	X	X	0	0	5	5	0	3,5	3	H4
<i>Oecetis notata</i>	X	X		5	5	0	0	0	1,5	3	H1
<i>Oecetis ochracea</i>	X	X	X	0	0	2	8	0	3,8	4	H4
<i>Oecetis testacea</i>	X		X	3	7	0	0	0	1,7	4	H1
<i>Orthotrichia angustella</i>			X	8	2	0	0	0	1,2	4	H1
<i>Orthotrichia costalis</i>	X	X	X	0	0	6	4	0	3,4	3	H3
<i>Orthotrichia tragetti</i>	X	X	X	0	0	5	5	0	3,5	3	H4

ANHANG

MZB Gruppe/Art	Altenwörth	Klosterneuburg	Lobau	H1	H2	H3	H4	H5	HV	IW	Habitat-Indikation
<i>Oxyethira falcata</i>			X	3	2	3	2	0	2,4	1	H2
<i>Oxyethira flavicornis</i>	X	X	X	1	2	4	3	0	2,9	1	H3
<i>Oxyethira tristella</i>			X	2	3	3	2	0	2,5	1	H2
<i>Phryganea bipunctata</i>	X	X	X	0	0	5	5	0	3,5	3	H4
<i>Phryganea grandis</i>	X	X	X	0	0	5	5	0	3,5	3	H4
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		+	X	5	5	0	0	0	1,5	3	H1
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	X	+		5	5	0	0	0	1,5	3	H1
<i>Psychomyia pusilla</i>	X	+	X	5	4	1	0	0	1,6	2	H1
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	+	+	+	10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Rhyacophila nubila</i>	X			10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Setodes punctatus</i>	+	+	+	6	4	0	0	0	1,4	3	H1
<i>Setodes viridis</i>			+								
<i>Silo nigricornis</i>	X	+		10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Stenophylax permistus</i>	+	+		10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Tinodes pallidulus</i>	X			10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Tinodes unicolor</i>			X								
<i>Tinodes waeneri</i>	X	X	X	1	2	4	3	0	2,9	1	H3
<i>Trienodes bicolor</i>	X	X	X	0	0	0	10	0	4	5	H4
<i>Trichostegia minor</i>	X	X		0	0	0	2	8	4,8	4	H5
ODONATA											
<i>Aeshna affinis</i>		X	X	0	0	0	9	1	4,1	5	H4
<i>Aeshna cyanea</i>	X	X	X	0	2	4	4	0	3,2	2	H3
<i>Aeshna grandis</i>	X	X	X	0	1	4	5	0	3,4	2	H3
<i>Aeshna isosceles</i>	X	X	X	0	0	2	8	0	3,8	4	H4
<i>Aeshna mixta</i>	X	X	X	0	1	2	7	0	3,6	3	H4
<i>Anax imperator</i>	X	X	X	1	1	4	4	0	3,1	1	H3
<i>Anax parthenope</i>	X	X		0	0	4	6	0	3,6	3	H4
<i>Brachytron pratense</i>	X	X	X	1	0	1	8	0	3,6	4	H4
<i>Calopteryx splendens</i>	X	X	X	7	3	0	0	0	1,3	4	H1
<i>Calopteryx virgo</i>	X	X		10	0	0	0	0	1	5	H1
<i>Cercion lindenii</i>		X		1	0	2	7	0	3,5	3	H4
<i>Chalcolestes viridis</i>	X	X	X	0	1	3	3	3	3,8	1	H4
<i>Coenagrion puella</i>	X	X	X	1	2	2	4	1	3,2	1	H3
<i>Coenagrion pulchellum</i>		X	X	1	0	1	8	0	3,6	4	H4
<i>Cordulia aenea</i>	X	X	X	0	5	3	2	0	2,7	2	H3
<i>Crocothemis erythraea</i>		X	X	0	3	4	3	0	3	2	H3
<i>Enallagma cyathigerum</i>		X	X	2	2	4	2	0	2,6	1	H2
<i>Epitheca bimaculata</i>	X	X		0	2	4	4	0	3,2	2	H3
<i>Erythromma najas</i>	X	X	X	1	0	3	6	0	3,4	3	H3
<i>Erythromma viridulum</i>	X	X	X	1	0	3	6	0	3,4	3	H3
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	X	X	X	7	2	1	0	0	1,4	3	H1
<i>Ischnura elegans</i>	X	X	X	1	2	3	3	1	3,1	1	H3
<i>Ischnura pumilio</i>		X	X	0	1	0	2	7	4,5	3	H5

ANHANG

MZB Gruppe/Art	Altenwörth	Klosterneuburg	Lobau	H1	H2	H3	H4	H5	HV	IW	Habitat-Indikation
<i>Lestes barbatus</i>			X	0	0	0	2	8	4,8	4	H5
<i>Lestes dryas</i>			X	0	0	0	2	8	4,8	4	H5
<i>Lestes sponsa</i>		X	X	0	1	4	4	1	3,5	1	H4
<i>Lestes virens</i>		X	X	0	0	0	4	6	4,6	3	H5
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>		X	X	0	0	1	7	2	4,1	3	H4
<i>Libellula depressa</i>	X		X	0	3	2	2	3	3,5	1	H4
<i>Libellula fulva</i>			X	6	2	1	1	0	1,7	2	H1
<i>Libellula quadrimaculata</i>	X	X	X	0	1	3	6	0	3,5	3	H4
<i>Orthetrum albistylum</i>			X	1	6	2	1	0	2,3	2	H2
<i>Orthetrum brunneum</i>			X	7	3	0	0	0	1,3	4	H1
<i>Orthetrum cancellatum</i>	X	X	X	1	6	2	1	0	2,3	2	H2
<i>Platycnemis pennipes</i>	X	X	X	4	3	2	1	0	2	1	H2
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	X	X	X	1	2	2	5	0	3,1	1	H3
<i>Somatochlora metallica</i>	X	X	X	0	3	4	3	0	3	2	H3
<i>Somatochlora flavomaculata</i>			X	0	1	3	6	0	3,5	3	H4
<i>Sympecma fusca</i>		X	X	1	1	1	6	1	3,5	1	H4
<i>Sympetrum danae</i>		X	X	0	0	0	4	6	4,6	3	H5
<i>Sympetrum meridionale</i>		X	X	0	0	0	5	5	4,5	3	H5
<i>Sympetrum pedemontanum</i>			X	1	1	2	5	1	3,4	1	H3
<i>Sympetrum sanguineum</i>	X	X	X	1	2	2	4	1	3,2	1	H3
<i>Sympetrum striolatum</i>		X	X	0	4	2	2	2	3,2	1	H3
<i>Sympetrum vulgatum</i>	X	X	X	0	1	2	5	1	3,3	1	H3
MOLLUSCA											
<i>Acroloxus lacustris</i>	X		X	0	0	4	6	0	3,6	3	H4
<i>Ancylus fluviatilis</i>	X	X		5	4	1	0	0	1,6	2	H1
<i>Anisus vortex</i>	X	X	X	3	3	2	1	1	2,4	1	H2
<i>Anodonta anatina</i>	X	X	X	1	6	2	1	0	2,3	2	H2
<i>Anodonta cygnea</i>			X	1	1	7	1	0	2,8	2	H3
<i>Aplexa hypnorum</i>		X	X	0	0	0	5	5	4,5	3	H5
<i>Bithynia tentaculata</i>	X	X	X	1	1	3	5	0	3,2	1	H3
<i>Corbicula fluminea</i>	X		X	7	2	1	0	0	1,4	3	H1
<i>Dreissena polymorpha</i>	X	X	X	1	4	4	1	0	2,5	1	H2
<i>Galba truncatula</i>	X	X	X	1	4	4	1	0	2,5	1	H2
<i>Gyraulus acronicus</i>	X	X		2	2	2	2	2	3	1	H3
<i>Gyraulus albus</i>		X	X	0	2	6	2	0	3	3	H3
<i>Gyraulus crista</i>	X			0	1	5	4	0	3,3	2	H3
<i>Gyraulus laevis</i>	X	X		0	2	6	2	0	3	3	H3
<i>Hippeutis complanatus</i>	X	X	X	0	2	6	2	0	3	3	H3
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	X	X	X	3	7	0	0	0	1,7	4	H1
<i>Lymnaea stagnalis</i>	X	X	X	0	0	0	4	6	4,6	3	H5
<i>Musculium lacustre</i>		X	X	0	1	6	3	0	3,2	3	H3
<i>Physa fontinalis</i>	X	X		0	5	5	0	0	2,5	3	H2
<i>Physella acuta</i>	X	X	X	0	4	5	1	0	2,7	2	H3

ANHANG

MZB Gruppe/Art	Altenwörth	Klosterneuburg	Lobau	H1	H2	H3	H4	H5	HV	IW	Habitat-Indikation
<i>Physella heterostropha</i>			X	0	4	5	1	0	2,7	2	H3
<i>Pisidium casertanum</i>	X	X		0	4	5	1	0	2,7	2	H3
<i>Pisidium henslowanum</i>	X	X		1	4	5	0	0	2,4	2	H2
<i>Pisidium moitessierianum</i>	X		X	1	4	5	0	0	2,4	2	H2
<i>Pisidium nitidum</i>	X	X	X	0	5	4	1	0	2,6	2	H2
<i>Pisidium obtusale</i>		X									
<i>Pisidium subtruncatum</i>	X	X	X	1	4	5	0	0	2,4	2	H2
<i>Pisidium supinum</i>	X	X	X	1	5	4	0	0	2,3	2	H2
<i>Planorbarius corneus</i>		X	X	0	0	1	7	2	4,1	3	H4
<i>Planorbis carinatus</i>		X	X	0	0	1	7	2	4,1	3	H4
<i>Planorbis planorbis</i>	X	X	X	0	0	0	7	3	4,3	4	H5
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>		X	X	1	5	4	0	0	2,3	2	H2
<i>Radix ampla</i>	X	X		0	4	5	1	0	2,7	2	H3
<i>Radix auricularia</i>		X	X	0	4	5	1	0	2,7	2	H3
<i>Radix ovata</i>	X	X	X	0	2	6	2	0	3	3	H3
<i>Radix peregra</i>	X	X	X	1	2	3	4	0	3	1	H3
<i>Segmentina nitida</i>	X	X	X	0	0	3	6	1	3,8	3	H4
<i>Sphaerium corneum</i>	X	X		0	1	3	6	0	3,5	3	H4
<i>Sphaerium nucleus</i>		X	X								
<i>Stagnicola corvus</i>	X	X		0	0	4	5	1	3,7	2	H4
<i>Stagnicola turricula</i>	X	X	X	1	2	3	3	1	3,1	1	H3
<i>Theodoxus fluviatilis</i>			X								
<i>Unio pictorum</i>	X			1	8	1	0	0	2	4	H2
<i>Valvata cristata</i>		X									
<i>Valvata piscinalis</i> spp.	X	X	X	1	3	3	3	0	2,8	1	H3
<i>Valvata piscinalis piscinalis</i>		X		4	3	2	1	0	2	1	H2
<i>Viviparus contectus</i>		X		0	0	0	3	7	4,7	4	H5

8 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Schematisch Darstellung einer hypothetischen Auenlandschaft nach AMOROS et al. (1982, 1987) (Graphik: Waringer).....	8
Abbildung 2: Kriterien zur Unterscheidung der der fünf Habitattypen (nach CHOVANEC et al., 2005a)....	11
Abbildung 3: Gesamtartenzahl aller eingestuftten Arten pro Großgruppe.....	15
Abbildung 4: Artenzahlen der Trichoptera-, Odonata- und Mollusca-Arten des österreichischen Donaubereiches und Aufteilung in Arten des Hauptstromes und angebundenen Nebenarmen (eu- und parapotale Arten) sowie in Arten der Auen (Paläo-, und Plesiopotamon, sowie astatische Gewässer) sowie alle Gruppen zusammen (TOM) (Klassifizierung nach WARINGER et al., 2005).....	15
Abbildung 5: Habitat-Values aller eingestuftten Arten pro Organismengruppe.....	16
Abbildung 6: Mittelwert der Habitat-Values pro Habitat und Organismengruppe.....	17
Abbildung 7: Anzahl der Arten pro hydrologischem Habitattyp.....	18
Abbildung 8: Werte des Floodplain Index pro Untersuchungsgebiet, -stelle und Großgruppe; FLOX gesamt = Index aller vorgefundenen Indikatorarten pro Stelle; nicht an allen Stellen wurden alle Indikatorgruppe erhoben.....	19
Abbildung 9: Abweichung der einzelnen Indexwerte der Indikatorgruppen vom Floodplain Index in den Untersuchungsgebieten Klosterneuburg (links) und Altenwörth (rechts).....	19
Abbildung 10: Abweichung der einzelnen Indexwerte der Indikatorgruppen vom Floodplain Index im Untersuchungsgebiet Lobau (links) und in allen Untersuchungsgebieten (Klosterneuburg, Lobau und Altenwörth), (rechts).....	20
Abbildung 11: Anzahl der Indikatoren pro Habitattyp und MZB-Gruppe (oben: Trichoptera; Mitte: Odonata, unten: Mollusca) im jeweiligen untersuchungsgebiet.....	21
Abbildung 12: Gemittelte Habitatwerte pro Habitattyp und MZB-Gruppe (oben: Trichoptera; mitte: Odonata, unten: Mollusca) im jeweiligen untersuchungsgebiet.....	23
Abbildung 13: Quantitative Veränderungen der Augewässer 1817 und aktuell: Flächenanteile der Gewässertypen im Bereich der Unteren Lobau (ha/km Talachsenlänge).....	25
Abbildung 14: Qualitative Veränderungen der Augewässer 1817 und aktuell: Flächenanteile der Gewässertypen an allen Augewässern im Bereich der Unteren Lobau (% der Augewässer).....	26
Abbildung 15: Hydromorphologischer Klassifizierung (Habitat-/Gewässertypen) im Bereich der Oberen und Unteren Lobau: aktuelle Situation.....	28
Abbildung 16: Hydromorphologischer Klassifizierung (Habitat-/Gewässertypen) im Bereich der Oberen und Unteren Lobau: Situation um 1817.....	28
Abbildung 17: FI aller Arten einer MZB-Gruppe pro Habitattyp.....	29
Abbildung 18: Schema zur Bewertung des ökologischen Zustands der Donau-Auen auf Basis des Auftretens von Indikatorarten.....	31

9 TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Morphologische Gewässertypen nach HOHENSINNER et al. (2005, 2011) und entsprechende Habitattypen nach WARD & STANFORD (1995) und CHOVANEC et al. (2005a).....	9
Tabelle 2: Beispiel für artspezifischen Habitat-Werte.....	10
Tabelle 3: Zuordnung von HV-Werten zu Habitattypen (CHOVANEC et al., 2005a).....	10
Tabelle 4: Definition der Habitat-Typen nach WARD & STANFORD (1995) und CHOVANEC et al. (2005a).....	12
Tabelle 5: Zuteilung der Individuenzahlen pro 100 m zu Abundanzklassen (1 –5).....	14
Tabelle 6: Habitat- bzw. Gewässertypen in der Unteren Lobau 1817 und aktuell.....	26
Tabelle 7: Fallbeispiel Altenwörth - Anzahl an Indikatorarten pro Habitattyp H1- H5.....	32
Tabelle 8: Fallbeispiel Klosterneuburg - Anzahl an Indikatorarten pro Habitattyp H1- H5.....	32
Tabelle 9: Fallbeispiel Lobau - Anzahl an Indikatorarten pro Habitattyp in den Zonen H1- H5.....	32

TABELLENVERZEICHNIS

Anhang Tabelle 10 - Artenliste pro Untersuchungsgebiet („X“: Art nachgewiesen; „+“: Art nachgewiesen, aber nicht bodenständig); Einstufung (10 Punkte-Verteilung) pro Habitattyp; HV=Habitat-value pro Art, IW=Indikationsgewicht pro Art, Habitat-Indikation=Umlegung des HV pro Art in Habitattyp. *Umstufung der Klassifizierungen nach Waringer et al. (2005).....	42
---	----



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH**

bmlfuwgv.at

FÜR EIN LEBENSWERTES ÖSTERREICH.

UNSER ZIEL ist ein lebenswertes Österreich in einem starken Europa: mit reiner Luft, sauberem Wasser, einer vielfältigen Natur sowie sicheren, qualitativ hochwertigen und leistbaren Lebensmitteln.

Dafür schaffen wir die bestmöglichen Voraussetzungen.

WIR ARBEITEN für sichere Lebensgrundlagen, eine nachhaltige Lebensart und verlässlichen Lebensschutz.



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWEERTES
ÖSTERREICH**