

Das Makrozoobenthos in der Regelsbrunner Au (Donau, Österreich) — Benthic invertebrates in a riverine floodplain (Regelsbrunn, Danube, Austria)

Klement TOCKNER, Harald WINTERSBERGER & Christian BAUMGARTNER

TOCKNER K. et al., 2000: Das Makrozoobenthos in der Regelsbrunner Au (Donau, Österreich)

In einem dynamischen Ausystem der Donau wurden die räumlichen Verteilungsmuster des Makrozoobenthos untersucht. In insgesamt 119 quantitativen Einzelproben konnten 134 Taxa bestimmt werden. Die Ergebnisse zeigen, daß die hydrologische Vernetzung sowohl die Artenzahl als auch die Artzusammensetzung bestimmt. Gewässer, die einen mittleren Vernetzungsgrad zeigen, weisen die höchste Artenzahl und einen hohen biozönotischen Komplexitätsgrad auf. Insgesamt fehlt jedoch auch in den dynamischen Altarmen, trotz vergleichbarer Sedimentstruktur, die donautypische rheophile Artgemeinschaft.

TOCKNER K. et al., 2000: Benthic invertebrates in a riverine floodplain (Regelsbrunn, Danube, Austria)

The spatial distribution of benthic invertebrates has been investigated in a dynamic floodplain system of the Danube. In a total of 119 quantitative samples we were able to identify 134 benthic invertebrate taxa. Hydrological connectivity is the dominant factor controlling the composition and structure of benthic communities. Species richness and community complexity peak at an intermediate level of connectivity. However, the rheophilous species typical for the main river channel are missing, even in dynamic side channels close to the main channel that have a comparable sediment structure.

Keywords: Makrozoobenthos, Au, Donau, Revitalisierung, hydrologische Vernetzung, Biodiversität, macrozoobenthos, floodplain, Danube, restoration, biodiversity, connectivity.

Einleitung

Das Makrozoobenthos ist ein wesentliches faunistisches Element in Fließ- und Augewässern und nimmt als Verbindungsglied von unterschiedlichen trophischen Ebenen eine Schlüsselfunktion hinsichtlich des Transportes und der Nutzung organischen Materials ein. Im Rahmen von aquatischen Beweissicherungen stellen makrozoobenthische Organismen die am häufigsten verwendete Indikatorgruppe dar. Benthostiere besie-

deln sämtliche aquatische Lebensräume, treten zumeist in hohen Abundanzen und Artenzahlen auf und sind durch Bewirtschaftungsformen (Fischbesatz etc.) kaum bis gar nicht beeinflussbar. Aufgrund ihrer Lebenszyklen, sind sie zur Indikation schwankender Umweltsituationen besonders befähigt (MOOG 1993).

In Flußauen können anhand der Zusammensetzung und der Verteilungsmuster der benthischen Biozöosen Rückschlüsse auf die hydrologische Vernetzung und die Sedimentdynamik gezogen werden. So fanden VAN DEN BRINK & VAN DER VELDE (1991) im Unterlauf des Rhein und der Meuse (Niederlande) einen engen Zusammenhang zwischen der Frequenz der Überflutung und den funktionellen Ernährungsgilden. Ähnliche Zusammenhänge zwischen der Artverteilung von Evertebraten und dem hydrologischen Vernetzungsgrad wurden für den Oberrhein von OBRDLIK et al. (1990), für den Rhone- und Ain-Fluß von CASTELLA et al. (1991), für den Paraná-Fluß von MARCHES & EZURRA DE DRAGO (1992) und für die obere Donau von FÖCKLER (1991) beschrieben.

Trotz massiver Eingriffe ist die einzigartige Flußlandschaft der Donau flußab von Wien von einer vergleichsweise artenreichen Lebensgemeinschaft besiedelt. Bislang sind 447 benthische Makroinvertebraten für diesen Abschnitt bekannt. Dies entspricht in etwa der Hälfte der für den österreichischen Donaustrom (Hauptarm und Auen) erfaßten Arten (MOOG et al. 1995). Im Vergleich zu isolierten Auen (z.B. Altenwörth) ist die Artenzahl in dynamischen Auen um ein Mehrfaches höher (HUMPESCH 1996). Wesentliche Einflußgrößen, die die gegenwärtigen Artverteilungsmuster im Untersuchungsgebiet jedoch beeinflussen und zugleich in der Vielfalt gefährden, sind (1) die regulierungsbedingte Verminderung der hydrologischen Austauschprozesse, zusätzlich verstärkt durch Eintiefungsprozesse, (2) die doch beträchtlichen Nährstofffrachten der Donau und (3) die zunehmende Fragmentierung und Verlandung der Augewässer (Habitatverlust).

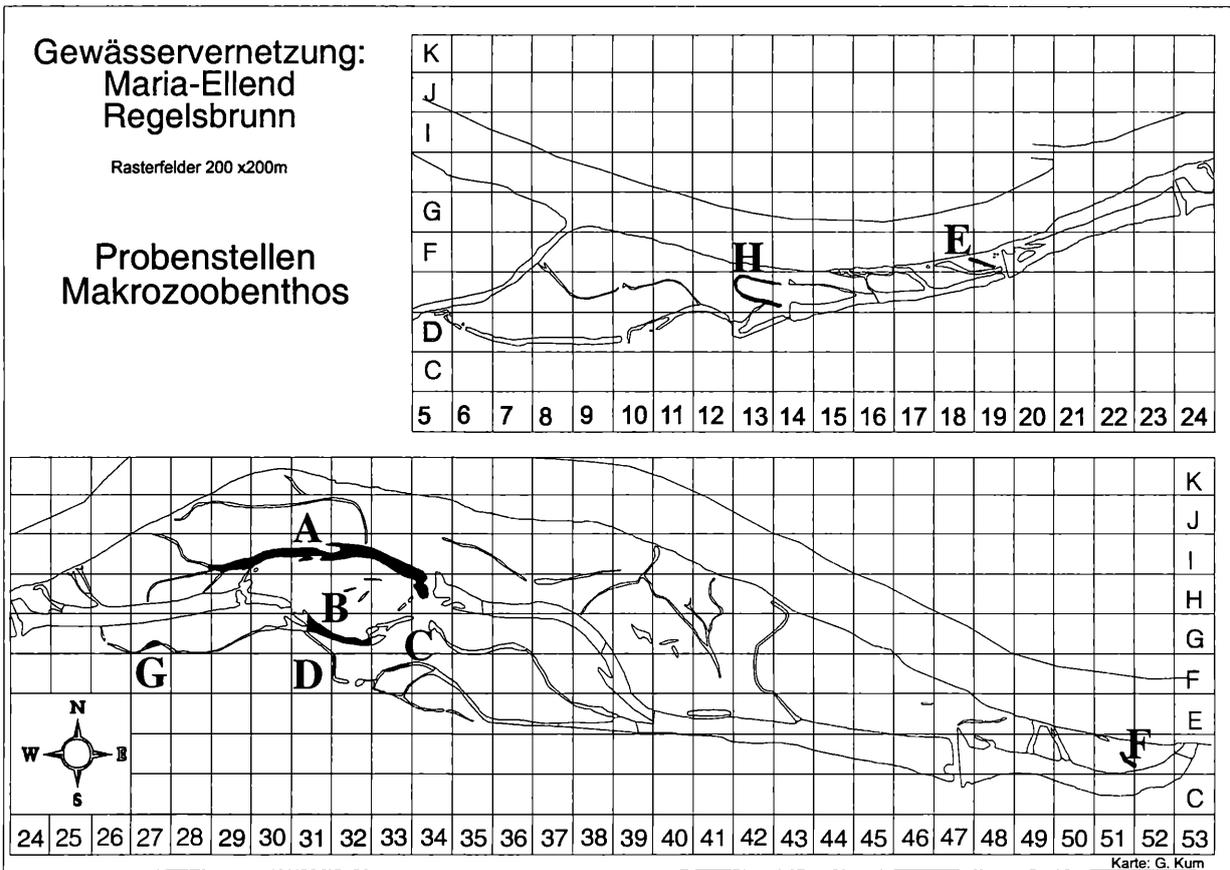
Untersuchungsstellen und Untersuchungszeit

Zwischen Mitte November und Mitte Dezember 1995 wurden acht Gewässer, zwei Einströmbereiche sowie sechs Augewässer abnehmender Größe und unterschiedlichen Isolationsgrades, intensiv beprobt. Die exakte Lage der Probenflächen ist der Abbildung 1, eine Kurzbeschreibung der Tabelle 1 zu entnehmen. Die Sammelstellen innerhalb der acht Gewässer wurden nach einem Zufallsverfahren („stratified random“) festgelegt.

Tab. 1: Kurzcharakteristik der beprobten Augewässer: Gewässertypus und dominierende Sedimente, mittlere Wassertiefe (Wt, in cm) , maximale Wt (in cm) und Fläche (in m²). Die Angaben beziehen sich jeweils auf den Zeitpunkt der Probennahme; n = Anzahl der Parallelproben. – Abiotic characteristics of the different water body types: type and sediment, mean depth, maximum depth, area, number of samples.

Stelle	Typus	mittlere Wt (cm)	maximale Wt (cm)	Fläche(m ²)	n
A	Hauptarm (Schotter/Silt)	110	310	30 000	40
B	Dynamischer Seitenarm (Schotter)	75	265	6 700	21
C	Wenig dynamischer Arm (Schotter/Silt)	53	105	2 500	16
D	Halbisolierter Arm (Silt/Schotter)	32	60	350	10
E	Einströmbereich (Sand/Silt)	31	55	550	8
F	Einströmbereich (Schotter)	35	50	500	8
G	Isolierter Autümpel (Schlamm)	35	55	350	8
H	Verlandender Altarm (Schlamm)	62	120	500	8

Abb. 1: Die Lage der Probenstellen (A-H) im Untersuchungsgebiet. – Study site with sampling stations.



Methodik

Probennahme und Probenaufbereitung

Die Bettsedimente wurden mittels eines „Gilson-Corers“ quantitativ beprobt. Die Sammelfläche je Einzelcore betrug 20 cm^2 , die beprobte Sedimenttiefe im Mittel 10 cm ($8 - 15 \text{ cm}$). Proben in seichten Arealen konnten von Hand gezogen werden. Bei größeren Wassertiefen ($> 1.0 \text{ m}$; in den Gewässern A und B) war der Einsatz von Gerätetauchern notwendig. Von jeder Probenstelle wurden vor Ort die aktuelle Wassertiefe und die Entfernung vom Ufer bestimmt. Die Sedimentkerne der insgesamt 120 Einzelproben wurden in vorbereitete Gefäße überführt und zur sofortigen Aufbereitung ins Labor transportiert.

Die Proben wurden durch ein Netz mit einer Maschenweite von 0.1 mm gewaschen. Um auch den organischen Gehalt der feinen Fraktion $< 0.1 \text{ mm}$ bestimmen zu können, wurde das ablaufende Wasser aufgefangen, homogenisiert und in fünf gleich große Teile getrennt. Eine Teilprobe wurde eingetrocknet (bei $60 \text{ }^\circ\text{C}$), gewogen und bei $490 \text{ }^\circ\text{C}$ (4.5 h) verbrannt. Die Gewichts Differenz ergibt den verbrennbaren organischen Anteil. Von den eingeengten Proben wurden die Organismen unter Zuhilfenahme einer Stereolupe quantitativ ausgezählt und für eine genaue Bestimmung taxaspezifisch konserviert.

Die ausgezählten Proben (organismenfreie Restproben) wurden getrocknet und über einen Siebvorgang in einzelne Kornfraktionen zerlegt. Der organische Gehalt wurde durch Verbrennung bei $490 \text{ }^\circ\text{C}$ (4.5 h) für jeweils drei Fraktionsklassen getrennt bestimmt ($< 0.1 \text{ mm}$; $0.1 - 1.0 \text{ mm}$; $> 1.0 \text{ mm}$).

Datenauswertung

Als Maß für die Artendiversität wurde der Shannon-Wiener-Index berechnet (siehe KREBS, 1989): $H' = -S \sum (p_i)(\log_2 p_i)$

Die Äquität (E' , evenness) errechnet sich aus der Differenz der beobachteten durch die größtmögliche Diversität (Shannon-Wiener-Funktion), und gilt als Maß für die Homogenität einer Verteilung (Dominanz). Die relative Ähnlichkeit der Biozönosen (prozentueller Ähnlichkeitsindex, KREBS, 1989) wurde für sämtliche Probenpaare errechnet.

Anhand von Abundanz-Artenrang-Kurven ('Whittaker-Plots') lassen sich zusätzliche Hinweise zur Struktur einer Biozönose gewinnen, wobei der Steigungskoeffizient (k) einer log-normalen Verteilungskurve als Maßzahl des Komplexitätsgrades verwendet werden kann. Zusätzlich wurde mittels einer Faktorenanalyse (PCA, „principal component analysis“) getestet, welche Taxa die Auftrennung der jeweiligen Probenstellen erlauben.

Ergebnisse

Organischer Gehalt

Der relative Anteil organischen Materials in der biologisch wichtigen Sedimentfraktion < 0.1 mm bewegt sich im Mittel zwischen 5.4 % und 20.5 %. Im Quertransekt beim „Mitterhaufen“ kann eine deutliche Zunahme des organischen Anteils in Relation zum Isolationsgrad des untersuchten Gewässers beobachtet werden (A<B<D<C<H). Die Streuung der Einzelwerte innerhalb der jeweiligen Testflächen ist jedoch beträchtlich. Ähnlich verhält sich der Gesamtgehalt dieser feinen Fraktion. In der Tabelle 2 sind die gemittelten POM-Gehalte (g 20 cm⁻²) für drei Kornfraktionen angeführt. Größere Fraktionen zeigen zwar insgesamt ebenfalls höhere Werte in den stärker isolierten Probenstellen, ihr relativer Anteil am partikulären organischen Material nimmt jedoch zugleich ab (Tab. 2).

Tab. 2: Gehalt (AFDW in g 20cm⁻²) an FPOM (< 0.1 mm), SPOM (0.1 - 1.0 mm) und CPOM (> 1.0 mm) je Probenstelle (A-H) und Kornfraktion. Standardabweichung in Klammer. – Relative proportion of FPOM, SPOM and CPOM at each sampling site and grain size fraction; standard deviation in parantheses.

	< 0.1 mm	0.1 - 1.0 mm	>1. 0mm
A	0.39 (0.63)	0.084 (0.067)	0.134 (0.194)
B	0.91 (0.64)	0.035 (0.024)	0.741 (0.161)
C	3.10 (0.97)	0.168 (0.049)	0.616 (0.324)
D	2.44 (0.76)	0.144 (0.007)	0.286 (0.272)
E	5.05 (1.40)	0.378 (0.149)	0.338 (0.132)
F	1.69 (0.66)	0.136 (0.050)	0.078 (0.018)
G	4.23 (0.94)	0.416 (0.113)	0.747 (0.355)
H	2.19 (0.91)	0.399 (0.175)	0.694 (0.330)

Gesamtabundanzen, Großgruppenverteilung

Die mittleren Gesamtabundanzen bewegen sich zwischen 27,000 (Stelle G) und 80,000 (Stelle B) Individuen je Quadratmeter (0-10 cm Sedimentschichte). Es kann kein Zusammenhang zwischen hydrologischer Konnektivität und Gesamtabundanz festgestellt werden. Die bettbildenden Sedimente werden hauptsächlich von Oligochaeten, Cope-

poden und Chironomiden besiedelt. Lokal können auch Nematoden oder Ostracoden bedeutend sein. Im Bereich Mitterhaufen nimmt der relative Anteil der Chironomiden vom Hauptarm südwärts ab (Tab. 3). Ostracoden und Nematoden sind hingegen in den entlegeneren Altarmabschnitten (Probenstellen D und C) verstärkt vertreten.

Probenstelle E ist ein ehemaliger Einströrmarm, der derzeit als „Absetzbecken“ von Donauschwebstoffen während Hochwasserereignissen wirkt. Mächtige Feinsedimentauflagen mit geringem organischen Gehalt kennzeichnen diese donanahe Probenstelle. Diese „jungen“ Sedimente werden hauptsächlich von Oligochaeten und Nematoden besiedelt (> 90 % der Invertebraten). Vertreter der Insekten fehlen weitgehend (< 0.2 %). Probenstelle F, ein häufig angebundener Einströmbereich mit schottrigen Sedimenten, weist im Vergleich eine größere Anzahl an Taxa auf, wobei Oligochaeten und Nematoden ebenfalls dominieren (> 70 %). Vertreter der Insekten sind hier mit fast 10 % der Gesamtindividuen vertreten.

Auch die beiden untersuchten Autümpel (G und H), die durch eine zum Teil mächtige Feinsedimentauflage (Probenstelle G: Feinsedimentauflage von zwei Meter Mächtigkeit) bedeckt sind, werden von Oligochaeten, Copepoden und Nematoden dominiert. Insekten sind kaum vertreten. Der relativ hohe Anteil der Trichopteren an Stelle G ist Folge einer kleinräumigen Massenansammlung (Tab. 3).

Tab. 3: Mittlere Individuendichten (Probenfläche: 20 cm²) der Haupttaxa und der Gesamtfau­na in den acht Augewässern (Codierung und Anzahl der Proben: Tab. 1).
– Mean density (sampling area: 20 cm²) of total macroinvertebrates and of selected taxa.

Taxon	Probenstelle							
	A	B	C	D	E	F	G	H
Chironomidae	22.97	50.57	4.13	14.50	0.13	4.63	0.75	0.88
Oligochaeta	32.94	73.62	22.81	55.20	95.25	33.88	25.38	25.88
Trichoptera	0.03	0.14	0.06	0.80		0.13	15.50	
Ephemeroptera	0.17	0.86	0.19	0.10			0.38	
Copepoda	21.03	20.19	8.56	20.10	0.75	3.50	91.13	3.88
Cladocera	2.54	1.95	0.81	0.40	0.13	0.25		0.13
Hydrozoa	0.37							
Ostracoda	0.69	1.38	10.56	4.50		0.63	0.13	1.63
Heteroptera	0.17	0.05		0.30		0.38		
Ceratopogonidae	0.63	0.43	0.56	1.20	0.13	0.38	0.13	0.38
Mollusca	0.26	0.05	1.13	0.80		5.13		0.38
Hirudinea	0.20	0.10	0.19	0.10				
Tardigrada	0.14	0.24			0.13			0.13
Amphipoda	0.11	1.33						
Hydracarina	0.03	0.14		0.10		0.13		0.13
Isopoda			0.63					
Tabanidae				0.10		0.13		
Arachnida					0.13			
Nematoda	4.57	6.48	4.06	6.30	19.00	6.88	57.50	56.60
Rotatoria	1.29	2.81	0.06		11.63	1.50	0.13	
Nauplius	0.26	0.10		0.30		0.13		
Megaloptera			0.19				0.13	
Chaoborinae			0.06				0.38	
Coleoptera				0.17				
Gesamt	88.4	160.4	54.0	104.9	127.3	57.6	54.0	89.9

Artenzusammensetzung und Artenverteilung

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden 134 Taxa, meist auf Artniveau, identifiziert (Tab. 3 und 4). Oligochaeta sind mit 32 Taxa, Copepoda und Phyllopora mit 28 Arten und Chironomidae mit 43 Taxa vertreten. Von den dominanten Gruppen wurden Ostracoden, Nematoden und benthische Rotatorien keiner näheren Bestimmung zugeführt. Vertreter der Ephemeropteren, Trichopteren und Coleopteren spielen numerisch in den Sedimenten eine geringere Rolle. Aufgrund der gewählten Methodik, der kleinen Probenfläche und der zufälligen Verteilung der Proben wurden diese Gruppen nicht genügend miterfaßt.

Tab. 4: Auflistung jener Taxa, die im Rahmen der makrozoobenthischen Aufsammlungen im Regelsbrunner Ausystem nachzuweisen waren. – Macrozoobenthos species observed within the investigation area Regelsbrunner Au.

MOLLUSCA

Bivalvia

Pisidium nitidum Jenyns, 1832

P. henslowanum (Sheppard, 1823)

P. subtruncatum Malm, 1855

P. moitesserianum (Paladilhe, 1866)

P. supinum A.Schmid, 1851

P. casertanum (Poli, 1791)

Sphaerium corneum (Linnaeus, 1758)

Dreissena polymorpha (Pallas, 1771)

Unio pictorum (Küster, 1853)

Gastropoda

Ancylus fluviatilis O.F. Müller, 1974

Valvata p. piscinalis (O.F. Müller, 1974)

Lymnaea stagnalis (Linnaeus, 1758)

Bithynia tentaculata (Linnaeus, 1758)

OLIGOCHAETA

Fam. Lumbricidae

Eiseniella tetraeda (Savigny, 1826)

Fam. Lumbriculidae

Styolodrilus heringianus Claparède, 1862

Lumbriculus variegatus (Müller, 1774)

juvenile Lumbriculidae

Fam. Haplotaxidae

Haplotaxis gordioides (Hartmann, 1821)

Fam. Naididae

- | | |
|---|---|
| <i>Chaetogaster diastrophus</i> (Gruithuisen, 1828) | <i>Amphichaeta leydigii</i> Tauber, 1879 |
| <i>Dero digitata</i> (Müller, 1773) | <i>Nais barbata</i> (Müller, 1773) |
| <i>N. behningi</i> Michaelson, 1899 | <i>N. bretscheri</i> Michaelson, 1899 |
| <i>N. elinguis</i> Müller, 1773 | <i>N. pseudobtusa</i> Piguët, 1906 |
| <i>N. simplex</i> Piguët, 1906 | <i>N. variabilis</i> Piguët, 1906 |
| <i>Slavina appendiculata</i> (D'Udekem, 1855) | <i>Stylaria lacustris</i> (Linné 1767) |
| <i>Uncinaiis uncinata</i> (Orsted, 1842) | <i>Vejdovskyella comata</i> (Vejdovsky, 1883) |
| <i>V. intermedia</i> (Bretscher, 1896) | |

Fam. Tubificidae

- | | |
|--|---|
| <i>Tubifex tubifex</i> (Müller, 1774) | <i>T. ignotus</i> (Stolc, 1886) |
| <i>Pothamoithrix hammoniensis</i> (Michaelson, 1901) | <i>Pot./Tub. juvenil</i> |
| <i>Pothamoithrix moldaviensis</i> (Vejdovsky & Mrazek, 1902) | <i>Pot. vejdoskyi</i> (Hrabe, 1941) |
| <i>Psammoryctides barbatus</i> (Grube, 1861) | <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1862 |
| <i>L. claparedeanus</i> Ratzel, 1868 | <i>L. udekemianus</i> Claparède, 1862 |

Fam Propappidae

Propappus volki Michaelson

Fam. Enchytraeidae

<i>Marionina argena</i> (Michaelson, 1889)	<i>Buchholzia appendiculata</i> (Buchholz, 1862)
--	--

Cognettia sp.

COPEPODA (in Klammer: planktische Arten)

Calanoida

<i>(Eurytemora grimmii</i> (G.O.Sars, 1897))	<i>(Eudiaptomus gracilis</i> (G.O.Sars, 1863))
--	--

Cyclopida

<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine 1820)	<i>M. fuscus</i> (Jurine 1820)
<i>Eucyclops macruroides</i> (Lilljeborg 1901)	<i>E. serrulatus</i> (Fischer 1851)
<i>graeteri</i> (Chappuis 1927)	<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer 1853)
(<i>Cyclops abyssorum</i> G.O.Sars 1876)	(<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus 1857))
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine 1820)	<i>M. gigas</i> (Claus 1857)
<i>M. latipes</i> (Lowndes 1927)	<i>Diacyclops charon</i> (Kiefer 1931)
<i>D. languidoides</i> (Lilljeborg 1901)	<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer 1853)

Harpacticoida

<i>Canthocamptus staphylinus</i> (Jurine 1820)	<i>Attheyella crassa</i> (G.O.Sars 1862)
--	--

PHYLLOPODA (in Klammer: planktische Arten)

<i>Moina macropa</i> Straus 1820	(<i>Bosmina longirostris</i> O.F.Müller 1785)
<i>Alona affinis</i> Lydig 1860	<i>A. weltneri</i> Keilhack 1905
<i>Disparalona rostrata</i>	<i>Chydorus ovalis</i> Kurz 1874
<i>Pleuroxus striatus</i> Schoelder	<i>P. uncinatus</i> Braid 1850
<i>Strelocerus serricaudatus</i> (Fischer 1849)	

DIPTERA

Fam. ChironomidaeSubfam. Tanypodinae

<i>Tanypus</i> sp.	<i>Procladius</i> sp.
<i>Psectrotanypus varius</i> (Fabricius, 1787)	<i>Ablabesmyia longistyla</i> Fittkau, 1962
<i>Thienemannimyia</i> -Gruppe (<i>Arctopelopia</i> , <i>Conchapelopia</i> , <i>Rheopelopia</i> , <i>Thienemannimyia</i>)	

Subfam. Orthoclaadiinae

<i>Corynoneura</i> sp.	<i>Parakiefferiella bathophila</i> (Kieffer, 1912)
COP (<i>Cricotopus</i> , <i>Orthocladus</i> , <i>Paratrithocladus</i>)	<i>Cricotopus</i> sp.
<i>Nanocladus bicolor</i> (Zetterstedt, 1838)	<i>Orthocladus</i> sp.

Paracladius conversus (Walker, 1856)

Subfam. Chironominae

Chironomus acutiventris Wülker, Ryser & Scholl, 1983 *Chironomus annularius/cingulatus*

Chironomus cf. melanotus

Chironomus cf. nuditarsis

Chironomus cf. nudiventris

Chironomus plumosus (Linnaeus, 1758)

Chironomus riparius/piger

Chironomus sp.

Chironomus

Cryptochironomus sp.

uliginosus/pseudothummilluridus

Dicrotendipes nervosus (Staeger, 1839)

Dicrotendipes sp.

Einfeldia gr. insolita

Einfeldia gr. pagana

Endochironomus albipennis (Meigen, 1830)

Glyptotendipes glaucus/pallens

Glyptotendipes paripes (Edwards, 1929)

Glyptotendipes sp.

Harnischia sp.

Kiefferulus tendipediformis (Goetghebuer, 1921)

Microtendipes gr. pedellus

Microtendipes sp.

Parachironomus sp.

Phaenopsectra sp.

Polypedilum nubeculosum (Meigen, 1804)

Polypedilum sp.

Cladotanytarsus sp.

Paratanytarsus dissimilis Johannsen, 1905

Paratanytarsus sp.

Rheotanytarsus sp.

Tanytarsus sp.

Copepoda und Cladocera

Copepoden und Phyllopoden sind mit 28 Arten vertreten (Tab. 4). Unter diesen Arten finden sich einige Vertreter des Planktons, die im bodennahen Freiwasser vorkommen (Calanoida, *Bosmina*, *Cyclops* oder *Mesocyclops*). Die benthischen Vertreter der Copepoden und Cladoceren sind Arten mit einer breiten ökologischen Valenz. Einzig *Eucyclops serrulatus* wird als „Pionierart“, die neu entstandene Gewässer rasch besiedelt, angesehen. Trotzdem läßt sich diese Art in fast allen untersuchten Gewässern nachweisen.

Oligochaeta

32 Arten konnten für das Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden was in etwa dem zu erwartenden Grundinventar entspricht. Die mittlere Artenzahl je Einzelprobe bewegt sich zwischen einer Art und neun Taxa („Oligochaeta“ ist das einzige Taxon, das in allen Proben nachzuweisen ist). Die höchste durchschnittliche Artenzahl weist die Probenstelle B mit 7.3 Taxa je Probe auf. In allen anderen Probenstellen schwankt die Artenzahl zwischen 3.2 Taxa (Probenstelle H) und 4.9 Taxa (Probenstelle F) je Einzelcore (20 cm²).

Bemerkenswert ist der hohe Anteil juveniler und embryonaler Tubificiden, welche die „jungen“ Sedimente der Probenstelle E (Einströmbereich mit Feinsedimenten aus der Donau) kolonisieren. In keiner anderen Probenstelle finden sich proportional so viele immature Oligochaeten. Vertreter der Naididae kommen hingegen fast ausschließlich in den schottrigen Sedimenten vor, in der Probenstelle B sogar mit einem numerischen Anteil von 72.3 %. Vertreter der Tubificidae dominieren die stärker abgetrennten Altarmbereiche, wobei etwa das frequente Vorkommen von *Psammoryctides barbatus* auf eine durchwegs gute Sauerstoffversorgung der Sedimente hinweist.

Chironomidae

43 Taxa können eindeutig determiniert werden. In allen Gewässern dominieren Vertreter der Unterfamilie der Chironominae, insbesondere Vertreter der Gattungen *Cladotanytarsus* und *Tanytarsus*. 64.5 % aller Individuen zählen zu diesen beiden Gattungen. Die höchste mittlere Taxazahl je Einzelprobe weist der Hauptarm (Probenstelle A) auf (7.2±3.2). Die Gesamtartenzahl beträgt hier 27. Sowohl die mittlere Artenzahl als auch die Gesamtzahl nehmen mit zunehmender Entfernung von der Donau ab. Für die Probenstelle B beträgt die Zahl 6.2 Arten (±2.4), für die Probenstelle D 4.5 (±0.5) und für die Probenstelle C 2.0 (±0.9). In den Gewässern E — H spielen Chironomiden numerisch keine Rolle. Einzig in der Probenstelle F, einem Einströmbereich mit häufiger Verbindung zur Donau, kommen 2.8 (±0.7) Taxa je Einzelcore vor.

Artenzahl, Artendiversität und Äquität

Hinsichtlich der Artenzahl und der Artendiversität lassen sich deutlich zwei Muster erkennen: Erstens weisen Augewässer mit schottrigen Sedimenten eine höhere Artenzahl und Artendiversität je Einzelprobe auf (Tab. 5), zweitens läßt sich ein deutlicher lateraler Gradient feststellen, mit einer vergleichsweise höheren Artendiversität in dynamischen Altarmen (Abb. 2).

Die drei Feinsedimentgewässer weisen zusätzlich eine grössere Ähnlichkeit zueinander auf (Tab. 5). In den feinsedimentigen Gewässern (G, H, E) finden sich im Mittel sieben Arten (Taxa) je Einzelprobe und der Diversitätsindex bewegt sich zwischen 1.96 und 2.11. Hingegen liegen die durchschnittlichen Artenzahlen in den schottrigen Sedimente zwischen 12 und 19 je Einzelprobe. In der Äquität lassen sich keine eindeutigen Muster erkennen (Tab. 5). Die relative Ähnlichkeit der Proben innerhalb der untersuchten

Gewässer, als Maß der biozönotischen Integrität, ist an der Probenstelle D am höchsten (43 %) und an den Probenstellen A (28 %) sowie G (25 %) niedrig. Aufgrund der ausgeprägten Variabilität läßt sich eine eindeutige Beziehung zwischen Vernetzungsgrad und relativer faunistischer Ähnlichkeit innerhalb der jeweiligen Gewässer nicht feststellen (Abb. 2). Die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse unterstreichen deutlich, daß jene Gewässer mit ausgeprägten Feinsedimentablagerungen relativ einheitlich hinsichtlich der Artstruktur sind (Abb. 3). Grobsedimentige Gewässer hingegen zeigen sowohl innerhalb eines Gewässers als auch zwischen den jeweiligen Gewässern eine ausgeprägte Verteilungsheterogenität. Die Arten, die die beiden Faktorenachsen erklären und somit die Auftrennung der Gewässer bestimmen, sind ebenfalls in der Abbildung 3 aufgelistet.

Tab. 5: Taxazahl (S), Artendiversität (H) und Äquität (E) an den acht Probenstellen (A-H, arithmetisches Mittel±Standardabweichung). – Number of taxa (S), diversity (H) and evenness (E) at the 8 sampling stations (A–H, arithmetic mean ± standard deviation).

Probenstelle	S	H	E
A	15.9±4.9	3.36±0.43	0.86±0.10
B	19.2±5.6	3.48±0.38	0.83±0.07
C	11.9±2.9	2.92±0.45	0.83±0.09
D	15.4±4.1	2.94±0.57	0.75±0.09
E	6.6±2.9	2.10±0.36	0.82±0.08
F	12.0±3.9	3.13±0.45	0.89±0.07
G	7.4±3.5	1.96±0.67	0.70±0.19
H	7.0±2.9	2.11±0.45	0.80±0.08

Verteilungsmuster und hydrologische Vernetzung

Eine zentrale Frage beschäftigt sich mit der Artverteilung entlang eines lateralen Überflutungsgradienten. Hierzu wurden sechs Probenstellen, beginnend vom Einströmbereich (Regelsbrunn, Pst. F) über den Hauptarm (Pst. A) südwärts zu einem entlegenen Autümpel (Pst. G, siehe Abb. 1), miteinander verglichen (Abb. 2 und 3). Die höchsten Artenzahlen lassen sich in Gewässern mit einer mittleren Konnektivität feststellen. Dynamische und insbesondere isolierte Gewässer weisen eine deutlich geringere Artenvielfalt auf.

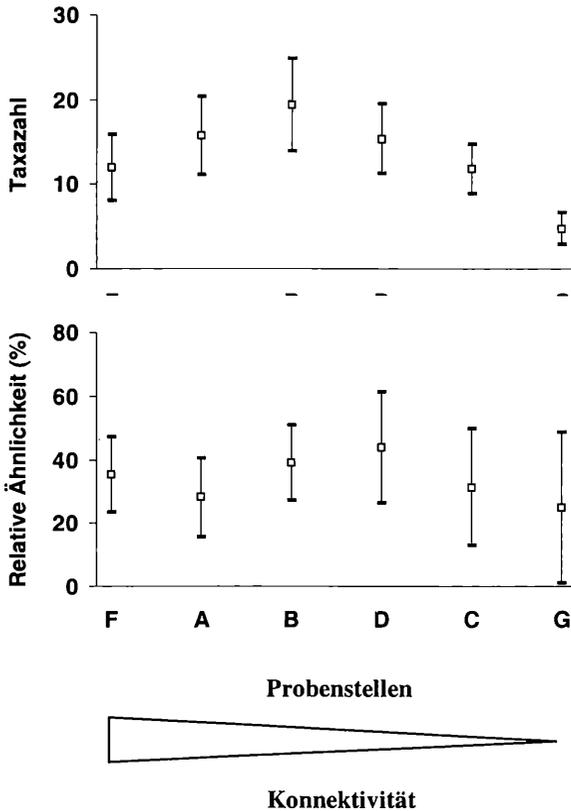


Abb. 2: Anzahl der Taxa (\pm Standardabweichung) und relative Ähnlichkeit der Einzelproben (%) innerhalb der jeweiligen Gewässer entlang eines hydrologischen Gradienten (abnehmende hydrologische Konnektivität). – Number of taxa and relative similarity (%) of samples within sampling stations.

Die hydrologische Vernetzung bestimmt neben der Artenvielfalt und der Artenzusammensetzung auch den Komplexitätsgrad einer Biozönose. In Abbildung 4 sind Artenrang-Abundanzkurven („Whittaker-Plot“) für die Gewässer entlang eines hydrologischen Gradienten dargestellt. Die geringste Steigung (niedrigster k-Wert) weisen dynamische Altarme auf, die stärkste Steigung isolierte Altarme. In den isolierten Tümpeln dominieren Einzelarten die Gesamtbiozönose, während sich in dynamischen Altarmen die „Core-Biozönose“ aus einer Anzahl an Arten zusammensetzt.

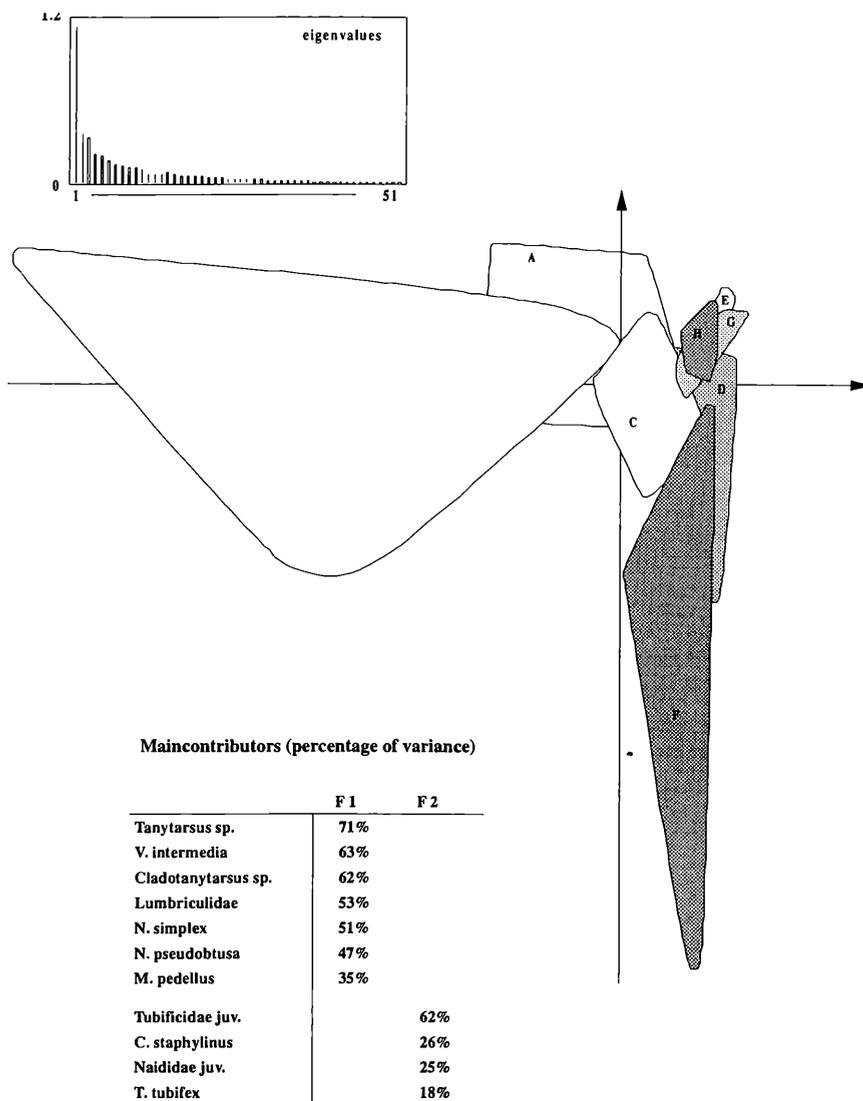


Abb. 3: Graphische Darstellung der Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse. Die Tabelle gibt die Faktorenloadungen (für F1 und F2) für jene Einzeltaxa an, die die Varianz der Faktoren hauptsächlich erklären. – Results of Principle Component Analysis.

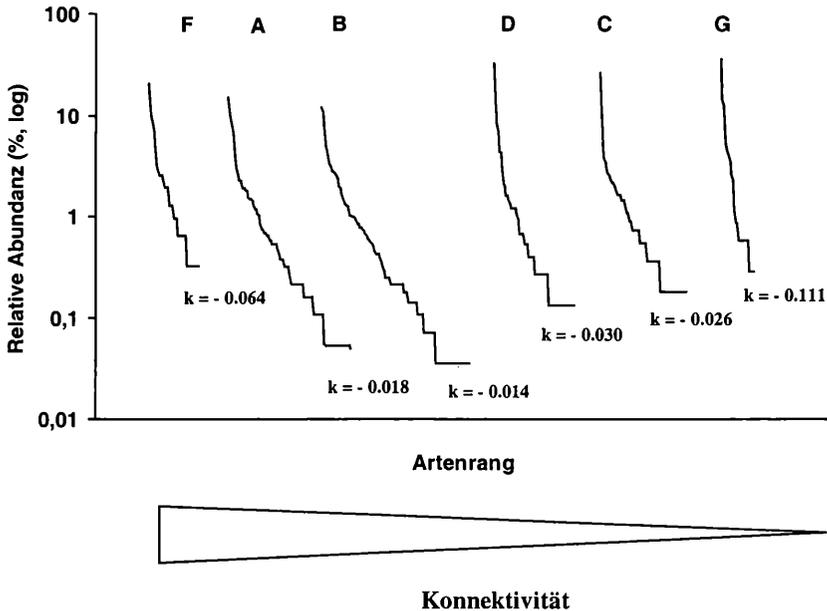


Abb. 4: Whittaker-Plot: Relative Abundanz (log-Skalierung) vs. Artenrangzahl entlang eines hydrologischen Gradienten (hydrologische Konnektivität). k = Steigungskoeffizient einer log-normalen Kurve. – Whittaker-Plot: relative abundance vs. species rank. Sampling stations arranged according to their connectivity with the Danube.

Diskussion

Mit Ausnahme gesondert bearbeiteter Gruppen — Odonaten und Mollusken (siehe WEIGAND & STADLER und CHWALA & RAAB, dieser Band) — ist der derzeitige Kenntnisstand der Artenzusammensetzung und Verteilung makrozoobenthischer Arten für die Donau und die donaunahen Augewässer noch sehr lückenhaft. HUMPEŠCH & MOOG (1994) führen für die österreichische Donau (Hauptstrom) 515 Zoobenthen (ohne Protozoa, Rotatorien und Nematoda) an. Ein Vergleich hierzu: In einem besonders gut untersuchten kleinen Bach, dem Breitenbach, konnten alleine 643 Insektenarten nachgewiesen werden (ZWICK 1993). Von einer zufriedenstellenden Dokumentation der Artenvielfalt der Donau, insbesondere der angrenzenden Augewässer, sind wir demnach noch weit entfernt. Im Auengebiet Regelsbrunn-Petronell wurden von JANECEK (zitiert in BIFFL et al. 1988) in einer einmaligen Aufnahme 150 Chironomidenarten nachgewiesen, wobei die größte Vielfalt an Arten im relativ ungestörten Mischbereich von Donaustrom und Auengebiet auftritt. WEISSMAIR (1994) zeigt, daß das gemeinsame Vorkommen der beiden Sisyridenarten *Sisyrta fuscata* und *S. terminalis* fast ausschließlich auf dynamische

Donaualtarme beschränkt ist. Die höchste mittlere und auch absolute Artenzahl (alle Gruppen) konnte in dynamischen Seitenarmen mit einer mittleren hydrologischen Konnektivität beobachtet werden. Diese Ergebnisse stehen im Widerspruch zu Ergebnissen am unteren Rhein und der Meuse, wo die Artenvielfalt mit der Entfernung, und somit abnehmender hydrologischer Anbindung, zunimmt (VAN DEN BRINK et al. 1994). Erklärungsmöglichkeiten sind einerseits die geringere Nährstoff- und Schadstofffracht der Donau, andererseits die ausgeprägtere Hydrodynamik im Regelsbrunner Altarmsystem. Auch die Makrophyten oder die Mollusken sind im Hauptarm in einer großen Artenvielfalt vertreten (KUM & GÄTZ und WEIGAND & STADLER, dieser Band). Artenarme Abschnitte sind hingegen die isolierten und von Feinsedimenten gekennzeichneten Altwässer. Dort dominieren numerisch Oligochaeten und Microcrustacea. In den isolierten Abschnitten dürften teils schlechte Sauerstoffbedingungen die geringen Artenzahlen bedingen. Makrophytenbestände, Totholzablagerungen und die Land/Wasser-Übergangszonen sind in den isolierten Gewässern zweifelsfrei artenreiche Habitate (CASTELLA & AMOROS 1988). Diese konnten aus methodischen Gründen in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt werden. Im Einströmbereich E sind es die Mobilität der Feinsedimente und der geringe organische Gehalt der jungen Sedimente, die für das Fehlen wichtiger Gruppen verantwortlich sein dürften.

Die derzeitige Artenvielfalt (unter Berücksichtigung aller Organsimengruppen) im Ausystem östlich von Wien muß als ein Artefakt, als eine Übergangsperiode zwischen einer ursprünglich etwas geringeren Artenvielfalt und einer zukünftig — ohne Durchführung von kompensierenden Massnahmen — noch niedrigerer Artenzahl betrachtet werden. Im unregulierten Zustand war der untersuchte Donauabschnitt durch ein reich verzweigtes Armsystem zergliedert. Durch die häufigen Verlagerungen der Altarme blieb die Gesamtartenvielfalt relativ gering (im Vergleich zu meandrierenden und gestreckten Flussabschnitten; WARD & STANFORD 1995). Derzeit befindet sich dieses Altarmsystem in einem verstärkten Fragmentierungsprozeß. Durch das jahrzehntelange Wegfallen von Verjüngungsprozessen ist es zugleich zu einer Überalterung des Gesamtsystems gekommen. Verlandungsprozesse führten zusätzlich zu einer Verringerung der Wasserflächen und einer noch stärkeren Zerstückelung des Auenbereichs. Zwar können fragmentierte Lebensräume kurzfristig eine höhere Artenzahl beherbergen, jedoch kommt es zugleich zu einer zunehmenden Isolation von Populationen (vgl. WARD et al., in press). Die Auswirkungen von Veränderungen im Landschaftsgefüge und der Umweltfaktoren können folglich weitaus gravierender sein.

Bemerkenswert sind die abrupten Übergänge zwischen Donau und Au. Ein Vergleich der Aue mit der Donau zeigt eine geringe faunistische Übereinstimmung. So liegt die relative Ähnlichkeit der Chironomidentaxozönose bei nur 5 %, während in der Aue eine graduelle Änderung der Taxozönose vom Hauptarm zu isolierten Gräben hin beobachtbar ist (TOCKNER et al., in press). Dominieren in der Aue Vertreter der Chironominae (auch in den Grobsedimenten), so besiedeln in erster Linie Vertreter der Orthoclaadiinae die Schottersedimente der Donau. Auch donautypische Amphipoden (*Corophium* spp., *Dikerogammarus* spp.) fehlen vollständig in der Aue. Diese Diskrepanz in der Artzusam-

mensetzung ist umso erstaunlicher, da die Sedimentzusammensetzung in dynamischen Seitenarmen (Probenstellen A, B, D) jener der Donauufer gleicht (TOCKNER & BRETSCHKO 1996). Hochwässer verhindern in grossen Teilen der Au zwar eine Akkumulation von Feinsedimenten, die regulierungsbedingten kurzen lotischen Perioden im Ausystem verhindern jedoch zugleich die (vorübergehende) Etablierung einer rheophilen Artenvergesellschaftung. Auch unter den Makrozoobenthosen zählen die rheophilen Organismen zu den stark gefährdeten Gilden, die durch die Errichtung einer beinahe durchgehenden Staukette den Großteil ihres Lebensraumes verloren haben. Die Blockwurfzonen in den Staubereichen sind nur für eine sehr verarmte rheophile Rumpfbiozönose Ersatzlebensraum. In der freien Fließstrecke östlich von Wien hängt die Sicherung des Bestandes vieler rheophiler Arten von der Präsenz von Refugialarealen ab. Neben den verbliebenen Schotterbänken und Buchten im Hauptkanal erfüllen besonders die häufig durchflossenen Seitenarme eine Refugialfunktion, durch die eine rasche Wiederbesiedelung der Donau nach Störereignissen (Hochwässer oder besonders starke Verschmutzungen) ermöglicht wird (DISTER 1994). Durch die Reaktivierung flußnaher Altarme kann die ökologische Stabilität (die Elastizität) donautypischer Populationen erhöht werden (vgl. Fische). Eine Zufuhr nährstoffreichen Donauwassers in stärker abgeschlossene Altarme ist im Sinne der Erhaltung einer hohen Artenvielfalt hingegen nicht wünschenswert. VAN DEN BRINK et al. (1994) zeigen, daß die dotationsbedingte verstärkte Eutrophierung von Altwässern zur Verarmung der Benthofauna führt. Eine zunehmende Eutrophierung muß durch eine Reduktion der hydraulischen Retention kompensiert werden. Insgesamt erscheint die Schaffung eines transversalen Überflutungsgradienten als anstrengenswert (TOCKNER & SCHIEMER, in press).

Dank

Bei der Probennahme waren Mag. Doris PENETZDORFER, Mag. Barbara KÖFLER und Dr. Heinz JAKSCH behilflich. Die taxonomischen Bearbeitungen wurden von Dr. Wolfgang LECHTHALER (Chironomidae), Dr. Verena KOVARC (Microcrustacea) und Dr. Elisabeth GAVRIA (Oligochaeta) durchgeführt. Für die mühsame Arbeit der Auszählung der MZB-Proben gebührt Frau Mag. Britta MÖBES-HANSEN ein spezieller Dank.

Literatur

- BIFFL, M., JUNGWIRTH, M. & MOOG, O., 1988: Die Beurteilung der limnologischen, insbesondere trophischen und saprobiellen Entwicklung des Ausystems zwischen Fischamend und Bad Deutsch-Altenburg,- Gutachten im Auftrag des ÖWWV, Wien, 369pp.
- CASTELLA, E., RICHARDOT-COULET, M., ROUX, C. & RICHOUX, P., 1984: Aquatic macroinvertebrate assemblages of two contrasting floodplains: the Rhône and Ain Rivers, France.- *Regulated Rivers* 6, 289-300.

- CASTELLA, E. & AMOROS, C., 1988: Freshwater macroinvertebrates as functional descriptors of the dynamic of former river beds.- *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 23, 1299-1305.
- DISTER, E., 1994: The Function, Evaluation and Relicts of Near-Natural Floodplains. pp. 317-330.- In: R. KINZELBACH (ed.): *Limnologie aktuell*, Bd.2: *Biologie der Donau*.- Gustav Fischer, Stuttgart.
- FÖCKLER, F., 1991: Classifying and evaluation alluvial flood plain waters of the Danube by water mollusc associations.- *Verh.Internat.Verein.Limnol.*, 24, 1881-1887.
- HUMPESCH, U. H., 1995: Case-study — the River Danube in Austria.- *Arch.Hydrobiol. Suppl.* 113, 239-266.
- HUMPESCH, U. H. & MOOG, O., 1994: Flora und Fauna der österreichischen Donau. pp. 81-108.- In: R. KINZELBACH (ed.): *Limnologie aktuell*, Bd.2: *Biologie der Donau*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- KREBS, C. J., 1989: *Ecological Methodology*.- Harper & Row, N.Y., 654pp.
- MARCHES, M. & EZUCRRA DE DRAGO, I., 1992: Benthos of the lotic environments in the middle Paraná River System: transverse zonation.- *Hydrobiologia* 237, 1-13.
- MOOG, O., 1993: Makrozoobenthos als Indikator bei ökologischen Fragestellungen.- In: 14. Sem. Landschaftswasserbau, TU, Wien, pp.103-143.
- MOOG, O., HUMPESCH, U. H., KONAR, M., 1995: The distribution of benthic invertebrates along the Austrian stretch of the River Danube and its relevance as an indicator of zoogeographical and water quality patterns — part 1.- *Arch.Hydrobiol.Suppl.* 101, 121-213.
- OBRIDLİK, P., SCHNEIDER, E., & SMUKALLA, R., 1990: Zur Limnologie der Rastatter Rheinaue.- In: R. KINZELBACH & G. FRIEDRICH (Eds.): *Biologie des Rheins*, *Limnologie Aktuell*, 1, 477-489.
- TOCKNER, K. & BRETSCHKO, G., 1996: Spatial distribution of particulate organic matter (POM) and benthic invertebrates in a river-floodplain transect (Danube, Austria): the importance of hydrological connectivity.- *Arch.Hydrobiol.Suppl.* 115 (1), 11-27.
- TOCKNER, K. & SCHIEMER, F., in press: Ecological aspects of the restoration strategy for a river-floodplain system of the Danube River in Austria.- *Global Ecology and Biogeography Letters* 6, 321-329.
- TOCKNER, K., SCHIEMER, F. & WARD, J. V., in press: Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria.- *Aquatic Conservation*.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A., 1995: The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers.- *Regulated Rivers* 10, 159-168.

- WARD, J. V., TOCKNER, K. & SCHIEMER, F., in press: Biodiversity of Floodplain River Ecosystems: Ecotones and Connectivity.- Regulated Rivers.
- VAN DEN BRINK, F. W. B. & VAN DER VELDE, G., 1991: Macrozoobenthos of floodplain waters of the rivers Rhine and Meuse in the Netherlands: a structural and functional analysis in relation to hydrology.- Regulated Rivers 6, 265-277.
- VAN DEN BRINK, F. W. B., BELJAARDS, M. J., BOOTS, N. C. A. & VAN DER VELDE, G., 1994: Macrozoobenthos abundance and community composition in three lower Rhine floodplain lakes with varying inundation regimes.- Regulated Rivers 9, 279-293.
- WEISSMAIR, W., 1994: Zur Verbreitung der Schwammfliegen (Neuroptera: Sisyridae) in Österreich.- Lauterbornia 19, 71-78.
- ZWICK, P., 1993: Ökologie von Fließgewässern.- Biologie in unserer Zeit 23, 316-321.

Anschrift: Klement TOCKNER, Harald WINTERSBERGER*, Christian BAUMGARTNER**,
EAWAG/ETH Zürich, Abteilung Limnologie, Überlandstraße 133, CH 8600
Dübendorf, email: Tockner@eawag.ch, *Universität Wien, Institut für Zoologie,
Althanstraße 14, A 1090 Wien, email: Wintersberger@xpoint.at, **Nationalpark
Donau-Auen, Fadenbachstraße 17, A 2304 Orth a.d. Donau, email:
Nationalpark@Donauauen.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich](#)

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: [31](#)

Autor(en)/Author(s): Tockner Klement, Wintersberger Harald, Baumgartner Christian

Artikel/Article: [Das Makrozoobenthos in der Regelsbrunner Au. \(Donau, Österreich\) 77-97](#)