

Veränderung der Libellenfauna eines Kleingewässers nach 28 Jahren unter besonderer Berücksichtigung phänologischer Aspekte

Andreas Chovanec

Krottenbachgasse 68, A-2345 Brunn am Gebirge, andreas.chovanec@bml.gv.at

Abstract

Changes in the dragonfly fauna at a small pond after 28 years, with special regard to phenological aspects – In 2024, three artificial ponds (KG1–3) in Mödling (Lower Austria) were subject to a comprehensive odonatological study. KG1 was constructed in 1990, KG2 in 2011 and KG3 in 2017. Thirty-two fieldtrips were carried out between 23-iii and 9-xi-2024 revealing a total of 21 odonate species, with 16 of them certainly, probably, or possibly autochthonous. The record of *Sympetrum meridionale*, which is “critically endangered” in Austria, should be especially highlighted. In a study performed at KG1 in 1996, 26 species were found with 20 of them autochthonous. Despite the existence of three waterbodies with different typological characteristics, the species inventory found in 2004 was reduced. This can be explained by the following points: shading caused by trees and shrubs around the water bodies, floating and submerged macrophytes overgrowing KG1, reed overgrowing KG2, drying out of KG2 (due to a leaking clay bottom) and KG3 (due to a leaking pond liner). Higher temperatures caused by climate change resulted in significant differences in the seasonal patterns and flying periods in most species between 1996 and 2024. In 2024, the flying season of *Pyrrhosoma nymphula*, for example, started one month earlier than in 1996. The early record of a young *Sympecma fusca* in June 2024 is also remarkable.

Zusammenfassung

Im Mödling (Niederösterreich) wurden drei knapp nebeneinander liegende Kleingewässer (KG) angelegt: KG1 im Jahr 1990, KG2 im Jahr 2011 und KG3 im Jahr 2017. Diese drei Gewässer waren 2024 Gegenstand einer detaillierten libellenkundlichen Studie. Im Zeitraum 23.03.–09.11.2024 wurden 32 Begehungen durchgeführt, die den Nachweis von 21 Libellenarten erbrachten; von diesen waren 16 sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig. Hervorzuheben ist der Fund des sicher bodenständigen *Sympetrum meridionale*, das gemäß der Roten Liste für Österreich vom Aussterben bedroht ist. In einer im Jahr 1996 an KG1 durchgeführten Studie wurden 26 Spezies nachgewiesen, von denen 20 als sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig zu klassifizieren waren. Trotz des Bestehens von drei, in ihrer Charakteristik unterschiedlichen Gewässern war die Artenzahl im Jahr 2024 deutlich reduziert. Die Hauptgründe liegen in der starken Beschattung der drei Gewässer durch die sie umgebende Baum- und Strauchvegetation, im

Überwuchern von KG1 durch Schwimmblatt- und Tauchblattpflanzen und von KG2 durch Röhricht sowie im (nahezu) vollständigen Austrocknen von KG2 infolge eines undichten Lehmschlags und von KG3 infolge einer undichten Teichfolie. Die klimawandelbedingt erhöhten Temperaturen führten zu signifikanten Unterschieden zwischen den im Jahr 2024 und den im Jahr 1996 festgestellten Emergenz- und Flugzeiten bei den meisten in beiden Jahren vorkommenden, bodenständigen Arten. Bei *Pyrrhosoma nymphula* beispielsweise begann die Flugzeit um mehr als einen Monat früher. Auch der frühe Nachweis einer im Jahr 2024 emergierten *Sympecma fusca* bereits im Juni ist hervorzuheben.

Einleitung

Systematische Flussregulierungen, flächenhafte Entwässerungen zur Gewinnung landwirtschaftlich nutzbarer Flächen und Übernutzungen von Grundwasserressourcen führten in Österreich und weltweit zu einem dramatischen Verlust an Feuchtgebieten. Künstliche Gewässer können als Ersatzlebensräume und Trittssteinbiotope eine gewisse Rolle für die aquatische und semiaquatische Fauna spielen (z.B. EYRE et al. 2003; CHESTER & ROBSON 2013; HASSALL 2014). Die Besiedlung von Sekundärgewässern durch Libellen ist Gegenstand umfangreicher nationaler und internationaler Literatur (z.B. MARTENS 1983; WILDERMUTH & KREBS 1983; MOORE 1991, 2001; CHOVANEC & RAAB 1997, 2002; WILLIGALLA & FARTMANN 2009; GOERTZEN & SUHLING 2013; WILDERMUTH 2017; VILENICA et al. 2020; CHOVANEC 2023, 2024a). In der vorliegenden Studie wird die an drei künstlich geschaffenen Kleingewässern in Mödling (Niederösterreich) vorkommende Libellenfauna dokumentiert. Am ältesten der Gewässer wurde bereits im Jahr 1996 eine umfassende libellenkundliche Untersuchung durchgeführt (CHOVANEC 1998). Die im Jahr 2024 gewonnenen Daten werden mit den damaligen Ergebnissen verglichen und stellen die Grundlage für vorgeschlagene Managementmaßnahmen dar. Die hohe Anzahl der Begehungen in beiden Jahren erlaubt einen Vergleich der Emergenz- und Flugzeiten, die mit den klimatischen Gegebenheiten in Beziehung gesetzt werden (CHOVANEC 2024b).

Beschreibung des Untersuchungsortes

Die drei untersuchten künstlichen Kleingewässer liegen südlich von Wien am Rand des Wienerwaldes im unteren Prießnitztal (273 m ü. NHN; 48.07041° N, 16.27963° E). Dieses befindet sich im Süden der Bezirkshauptstadt Mödling (Niederösterreich) und an der östlichen Grenze des Biosphärenparks Wienerwald. Das Untersuchungsgebiet war aufgrund des Vorkommens von Quellen ehemals ein Feuchtgebiet mit Vernässungen und Tümpeln und spielt in der Wasserwirtschaft Mödlings eine große Rolle. In Folge der Errichtung von Quellfassungen im 19. Jahrhundert zur Trinkwassergewinnung verschwanden die amphibischen und aquatischen Lebensräume.

Das größte der drei untersuchten Gewässer (Kleingewässer 1, KG1) wurde im Jahr 1990 angelegt, ist – abhängig vom Wasserstand – bis etwa 200 m² groß und mit einer 2 mm dicken Deponiefolie abgedichtet. Die maximale Tiefe beträgt etwa 1 m (Abb. 1). Im Jahr 2024 wurde die Emersvegetation von Sumpfsagge *Carex acutiformis*, Sumpf-Schwertlilie *Iris pseudacorus* und Wasser-Minze *Mentha aquatica* dominiert. Von den submersen Arten sind insbesondere das Rauhe Hornblatt *Ceratophyllum demersum*, die Gewöhnliche Armleuchteralge *Chara vulgaris* und der Wasserschlauch *Utricularia* sp. hervorzuheben. Dominante wurzelnde Schwimmblattart war die Weiße Seerose *Nymphaea alba*, außerdem ist ein kleiner Bestand der Europäischen Seekanne *Nymphoides peltata* zu nennen. Bereiche der Wasseroberfläche waren auch durch die Dreifurchige Wasserlinse *Lemna trisulca* bedeckt. Ausschließlich zur Mittagszeit waren größere Bereiche von Wasseroberfläche und Ufer besonnt; vollständig beschienen war KG1 aufgrund der Beschattung durch Bäume im Uferbereich nie. Ab der dritten Oktober-Dekade war KG1 nicht mehr besonnt. In KG1 waren Goldfische *Carassius auratus* und junge Karpfen *Cyprinus carpio* nachzuweisen. Ende Juli und Ende August 2024 wurde der sinkende Wasserstand von KG1 durch die Stadtgemeinde Mödling durch Auffüllen angehoben. Auch im Jahr 1996 wurden in KG1 Goldfische festgestellt.



Abbildung 1: Das künstliche Stillgewässer KG1 im Wienerwald (Mödling, Niederösterreich), 27.05.2024. – **Figure 1.** The artificial pond KG1 in the Wienerwald (Mödling, Lower Austria), 27-v-2024. Photo: AC

Etwa 20 m südwestlich von KG1 wurde im Jahr 2011 ein zweites Kleingewässer (KG2) mit einer Größe von maximal etwa 75 m² gegraben, ein Lehmschlag diente als Abdichtung. Prägend waren im Jahr 2024 ein Schilf- und Rohrkolbenbestand (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*) sowie Bestände des Kleistogamer Queckenreis *Leersia oryzoides* (Abb. 2). Eine vollständige Besonnung des Gewässers war ausschließlich zur Mittagszeit gegeben. Bei einer maximalen Tiefe von etwa 30 cm wechselte der Wasserstand im Jahr 2024 stark: Anfang Mai war KG2 nahezu ausgetrocknet; nach der vollständigen Austrocknung in der dritten Juli-Dekade wurde der Tümpel wieder aufgefüllt. Eine regenreiche, von 12.–17. September 2024 dauernde Unwetterperiode bewirkte eine Bespannung bis zum Ende der Untersuchungsperiode am Ende der ersten November-Dekade. Zu diesem Zeitpunkt war das Gewässer am frühen Nachmittag kurz beschienen.

Nordöstlich von KG1 liegt – ebenfalls in einer Entfernung von etwa 20 m – Gewässer KG3, das 2017 angelegt wurde (Abb. 3). Bei stark schwankendem Wasserstand betragen die maximale Größe etwa 100 m² und die maximale Tiefe ca. 25 cm. Eine als Gewässerboden verwendete und mit Kies überdeckte Gartenteichfolie ist undicht; nicht zuletzt deshalb hat das Gewässer temporären Charakter.



Abbildung 2: Das künstliche Stillgewässer KG2 im Wienerwald (Mödling, Niederösterreich), 11.08.2024. – **Figure 2.** The artificial pond KG2 in the Wienerwald (Mödling, Lower Austria), 11-viii-2024. Photo: AC

Anfang Mai 2024 war es nahezu ausgetrocknet. Eine vollständige Austrocknung trat Ende Juli ein. Nach einer geringfügigen Dotation war KG3 Anfang August ein paar Tage lang kleinflächig bespannt, bevor es nach Ende der Ersten August-Dekade bis zum Beginn der bereits erwähnten Unwetterperiode Mitte September trocken war. Die Niederschläge in dieser Zeit sorgen für eine zuerst großflächige Bespannung, die bis zum Ende der Untersuchung sehr stark zurückging. Zwei Drittel der Kiesufer waren weitgehend offen bzw. spärlich bewachsen. Bestände von Breitblättrigem Rohrkolben und Kleistogamem Queckenreis bewuchsen ein Drittel der Uferbereiche. Die Dreifurchige Wasserlinse bedeckte Teile der Wasseroberfläche. Eine vollständige Besonnung des Gewässers war im Sommer zur Mittagszeit gegeben. Am Ende der Untersuchungsperiode wurde KG3 nicht mehr von Besonnung erfasst.

Die drei Kleingewässer waren dicht von Gehölzen umgeben, u.a. Spitz-Ahorn *Acer platanoides*, Hartriegelgewächse *Cornus* spp., Gewöhnliche Fichte *Picea abies*, Schwarz-Kiefer *Pinus nigra*, Vogel-Kirsche *Prunus avium*, Hunds-Rose *Rosa canina*, Brombeere *Rubus* sp., Weiden *Salix* spp. sowie Schwarzer Holunder *Sambucus nigra*. Die Bestände ziehen sich auch zwischen die Gewässer. Die terrestrische



Abbildung 3: Das künstliche Stillgewässer KG3 im Wienerwald (Mödling, Niederösterreich), 27.05.2024. – **Figure 3.** The artificial pond KG3 in the Wienerwald (Mödling, Lower Austria), 27-v-2024. Photo: AC

krautige Vegetation im Umfeld der „Biotope“ bestand u.a. aus Bär-Lauch *Allium ursinum*, Große Klette *Arctium lappa*, Gewöhnlicher Beifuß *Artemisia vulgaris*, Weg-Distel *Carduus acanthoides*, Berufskraut *Erigeron* sp., Gefleckter Taubnessel *Lamium maculatum*, Aufrechtem Glaskraut *Parietaria officinalis*, Gewöhnlicher Pestwurz *Petasites hybridus*, Quirl-Salbei *Salvia verticillata*, Rauken *Sisymbrium* spp. und Großer Brennessel *Urtica dioica*.

Wetter und Klima

In Abbildung 4 sind als klimatische Kenngröße die durchschnittlichen Monatstemperaturen in °C basierend auf den Tagesmittelwerten für die Zeiträume Januar bis Oktober 1996 und 2024 verglichen mit den entsprechenden Werten aus der Referenzperiode 1961–1990 angegeben. Die Daten stammen von der Klimastation Wien/Hohe Warte (198 m ü. A.), die etwa 20 km nördlich vom Untersuchungs-ort liegt (GEOSPHERE AUSTRIA 2024a). Die Durchschnittstemperaturen waren im Jahr 2024 in jedem Monat höher als 1996 und im Referenzzeitraum, besonders auffällig waren die Unterschiede in den Monaten Februar und März. Im meteorologischen Sommer 2024 waren in den österreichischen Landeshauptstädten vier Mal so viel Hitzetage, also Tage mit einer maximalen Lufttemperatur >30 °C, zu verzeichnen als in der Referenzperiode 1961–1990 (GEOSPHERE AUSTRIA 2024b).

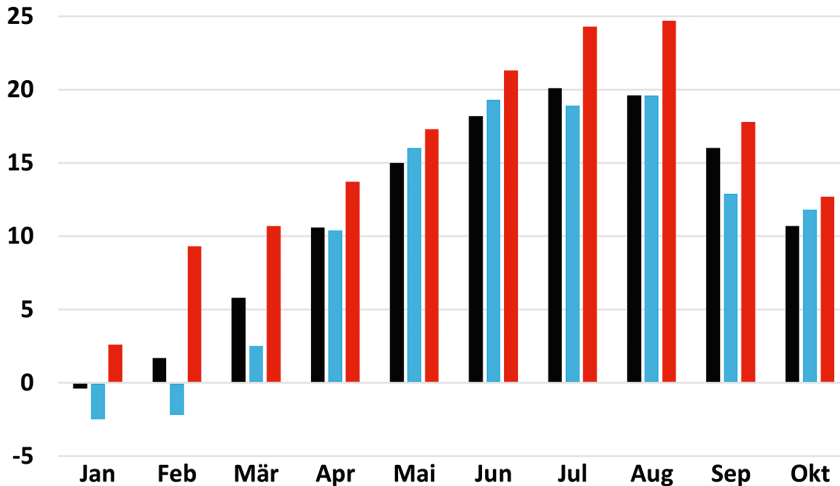


Abbildung 4: Durchschnittliche Monatstemperaturen in °C basierend auf den Tagesmittelwerten für den Zeiträume Januar–Oktober 1996 (■) und 2024 (■) verglichen mit der Referenzperiode 1961–1990 (■). – **Figure 4.** Mean monthly air temperatures in °C based on the daily average values for the periods January–October 1996 (■) and 2024 (■) compared with the reference period 1961–1990 (■).

Um das Auftreten univoltiner Arten im Jahr 2024 besser mit den hydrologischen Bedingungen der Gewässer in Beziehung setzen zu können, werden die für deren Entwicklungszeitraum relevanten Niederschlagsmengen für den Zeitraum Juli 2023 bis Juni 2024 angegeben (Abb. 5). Auch in diesem Fall werden die von der Klimastation Wien/Hohe Warte stammenden Daten mit den entsprechenden Werten aus dem Zeitraum 1961–1990 verglichen (GEOSPHERE AUSTRIA 2024a).

Methode

Die Gewässer waren im Zeitraum 23.03.–09.11.2024 Gegenstand von 32 Begehungen, die zumeist zwischen 10:30 und 13:30 Uhr MESZ bei – für odonatologische Erhebungen – geeigneten Wetterbedingungen durchgeführt wurden und jeweils 1,5 bis 2 Stunden lang dauerten. Die genauen Kartierungstermine sind Tabelle 4 zu entnehmen. Das Ende der Studie wurde mit jenem Tag festgelegt, an dem bei geeigneten Wetterbedingungen keine Libelle mehr an zumindest einem der Gewässer nachzuweisen war. Die hohe Anzahl der Begehungen erlaubte insbesondere Aussagen zu phänologischen Aspekten, insbesondere zu Emergenzterminen und zu der Dauer der Flugzeiten, was insbesondere im Lichte des außergewöhnlich warmen Frühlings im Jahr 2024 von Interesse war. Die Libel-

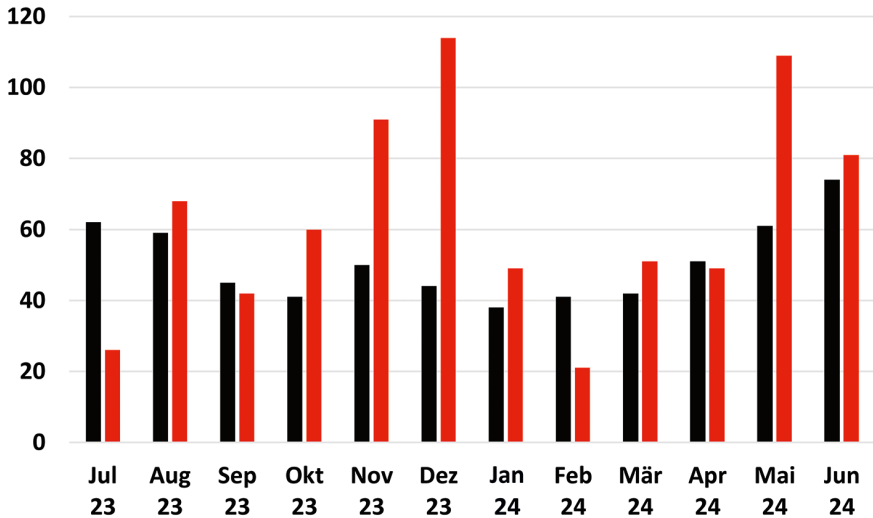


Abbildung 5: Monatliche Niederschlagsmengen in mm für den Zeitraum Juli 2023 bis Juni 2024 (■) verglichen mit den durchschnittlichen Mengen der Referenzperiode 1961–1990 (■). – **Figure 5.** Monthly precipitation in mm for the period July 2023 to June 2024 (■) compared with the average values of the reference period 1961–1990 (■).

Tabelle 1: Zuteilung der Individuenzahlen zu Abundanzklassen pro 100 m. – **Table 1.** Allocation of numbers of specimens/100 m to abundance classes.

	I Einzelfund	II selten	III häufig	IV sehr häufig	V massenhaft
Zygoptera ohne Calopterygidae	1	2–10	11–25	26–50	>50
Calopterygidae und Libellulidae	1	2–5	6–10	11–25	>25
Anisoptera ohne Libellulidae	1	2	3–5	6–10	>10

lenfauna wurde durch die Nachweise der Imagines durch Kescherfang bzw. Sicht- und Fotonachweise erhoben. Gefangene Tiere wurden unmittelbar nach der Bestimmung im Feld freigelassen.

Es erfolgte keine systematische Suche von Exuvien, bei Fund wurden die Larvenhäute gesammelt und determiniert. Bei den Exuvien der Gattung *Sympetrum* wurde auf eine Bestimmung verzichtet. Da von den nachgewiesenen Arten dieser Gattung frisch emergierte Tiere gesichtet worden waren und dadurch deren sichere Bodenständigkeit zu belegen war, wurde auf aufwändige Bestimmungsanalysen verzichtet (siehe z.B. SITTENTHALER et al. 2023).

Da die drei Kleingewässer in Summe eine Uferlinienlänge von etwa 100 m aufweisen, wurden für die zusammenfassenden Darstellungen der maximal an allen drei Gewässern vorkommenden Libellen die erhobenen Individuenzahlen Abundanzklassen zugeordnet, die sich – den methodischen Vorgaben von CHOVANEC (2019) entsprechend – auf Abschnitte von 100 m Länge beziehen (Tab. 1); bei dieser Methode finden die unterschiedlichen Raumansprüche der einzelnen Libellenfamilien Berücksichtigung.

Die den im Ergebnisabschnitt (Tab. 2 und 4) angegebenen Abundanzklassen zugrundeliegenden Individuenzahlen ergeben sich aus der maximalen Summe an gesichteten Tieren pro Art, die an einem Untersuchungstag an allen drei Gewässern gesichtet wurden. Das muss nicht zwangsläufig die Summe der Zahlen für die einzelnen Gewässer aus Tabelle 6 sein, da die dort dargestellten gewässerspezifischen Maximalwerte nicht unbedingt am selben Tag an allen Gewässern festzustellen waren. Die in Tabelle 4 verwendete Darstellungsform wurde im Rahmen einer anderen, im Bezirk Mödling durchgeführten Studie entwickelt (CHOVANEC 2017).

Die Vergleiche mit den im Jahr 1996 an KG1 durchgeführten Erhebungen beziehen sich in erster Linie auf die Artenzusammensetzung und die Einstufungen der Bodenständigkeit (Tab. 2, 3) sowie auf den Beginn und die Dauer der Flugzeiten (Tab. 6). Vergleiche der Abundanzen zwischen den beiden Jahren wurden nicht hergestellt, da sich durch die Schaffung von KG2 und KG3 das potenzielle Lebensraumangebot für Libellen am Untersuchungsort deutlich vergrößerte und daher die Individuenzahlen nicht vergleichbar sind. Im Jahr 1996 erfolgten im Zeitraum 04.05.–09.11. 26 Kartierungen.

Die Durchführung einer hohen Anzahl von Begehungen und ihre terminliche Festlegung hatten im Jahr 2024 nicht nur das Ziel, einen möglichst guten Vergleich mit den Emergenz- und Flugzeiten aus dem Jahr 1996 (Tab. 7) zu ermöglichen. Außerdem gewährleistete das Untersuchungsdesign den Vergleich der Präsenzdauer der einzelnen Arten an den drei Gewässern im Jahr 2024. Diese wurde in Tabelle 6 als Anzahl der Begehungen angegeben, bei denen die einzelnen Arten anzutreffen waren (siehe dazu auch WILDERMUTH 2010, 2017; CHOVANEC 2023). Die Präsenzdauer kann als Parameter für die Eignung eines Gewässers als Fortpflanzungsbiotop für die jeweilige Art interpretiert werden, da sich bei nicht optimalen Lebensraumbedingungen die Anwesenheit einer Art am Gewässer im Vergleich zu der potenziellen Gesamtdauer der Flugzeit dieser Spezies verkürzt (siehe dazu z.B. CHOVANEC 2023).

Als „sicher bodenständig“ wurden in der vorliegenden Arbeit jene Spezies klassifiziert, bei denen Funde von Exuvien (Tab. 5) und/oder frisch emergierten Individuen die erfolgreiche Reproduktion am Untersuchungsort belegten. „Wahrscheinlich bodenständig“ waren Arten, deren maximale Individuenzahl die Einstufung zumindest in Abundanzklasse III zur Folge hatte und/oder die Reproduktionsverhalten (Kopula, Tandem und/oder Eiablage) zeigten. Ebenfalls „wahrscheinlich bodenständig“ waren Arten, von denen Männchen und Weibchen in Abundanzklasse I oder II mehrfach (an mehreren Terminen und/oder an mehreren Gewässern) beobachtet wurden. Als „möglicherweise bodenständig“ galten Arten, von denen ausschließlich Männchen Abundanzklasse I oder II mehrfach (an mehreren Terminen und/oder an mehreren Gewässern) gesichtet wurden. Spezies, die ausschließlich durch einen Einzelfund belegt wurden und/oder deren ökologische Ansprüche eine erfolgreiche Fortpflanzung an den untersuchten Gewässern unwahrscheinlich erscheinen lassen, wurden als „nicht bodenständig“ eingestuft (CHOVANEK 2019, modifiziert). Die Klassifizierung der Bodenständigkeit für das Jahr 1996 erfolgte diesen Vorgaben entsprechend, wodurch sich geringfügige Änderungen gegenüber der Arbeit von CHOVANEC (1998) ergaben.

Im Fall von *Aeshna affinis* wurde von diesem Schema leicht abgewichen: Die maximale Zahl von Individuen, die an einem Tag nachzuweisen waren, hätte eine Zuordnung in Abundanzklasse III und damit eine Klassifikation als „wahrscheinlich bodenständig“ zur Folge gehabt. Da es sich um juvenile Tiere handelte, und adulte Tiere nicht an den Gewässern nachzuweisen waren, wurde die Art als „möglicherweise bodenständig“ eingestuft. Insbesondere das temporäre KG3 mit dem stark schwankenden Wasserstand und der vergleichsweise starken Besonnung fällt durchaus in das Habitatschema der Art und käme als Reproduktionsgewässer in Frage (siehe CHOVANEC 2024c).

Die aus dem Jahr 2006 stammende Rote Liste (RAAB 2006) war Grundlage zur Darstellung des Gefährdungsstatus der in beiden Jahren gesichteten Spezies. Es wurde ebenso überprüft, ob nachgewiesene Arten in Anhängen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU (RL 92/43/EWG) und/oder in der Roten Liste der Libellen Europas angeführt sind (DE KNIJF et al. 2024).

Ergebnisse

Erhebung im Jahr 2024 im Überblick und Vergleich mit 1996

Im Jahr 2024 wurden an den drei Gewässern insgesamt 21 Arten (acht Zygoptera, 13 Anisoptera) nachgewiesen. Den Tabellen 2 und 3 ist zu entnehmen, dass zehn Arten „sicher bodenständig“ waren, vier wurden als „wahrscheinlich bodenständig“ und zwei als „möglicherweise bodenständig“ klassifiziert. Fünf Arten waren als „nicht bodenständig“ einzustufen. Sieben der neun in Österreich vorkommenden Libellenfamilien waren durch zumindest eine Art nachweisbar (Lestidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Aeshnidae, Gomphidae, Corduliidae und Libellulidae).

Die maximalen, an einem Tag an allen drei Gewässern zusammen erhobenen Individuenzahlen bedingten bei 15 Arten Zuteilungen in Abundanzklasse III (häufig), IV (sehr häufig) oder V (massenhaft; Tab. 2). Aus den Rohdaten ist zu ersehen, dass am 5. Juni 2024, dem Tag mit der höchsten Individuendichte, insgesamt etwa 250 Libellen aus zehn Arten an allen drei Gewässern antreffen waren. *Coenagrion puella* stellte mit ca. 150 Exemplaren den größten Anteil. Auffällig sind die Funde der drei strömungsliebenden bzw. -abhängigen Arten *Calopteryx splendens*, *C. virgo* und *Gomphus vulgatissimus*. Trotz hoher Abundanzen und langer Präsenz wurden *C. splendens* und *C. virgo* aufgrund ihrer ökologischen Ansprüche – so wie *G. vulgatissimus* – als „nicht bodenständig“ eingestuft.

Die „Biotope“ im Prießnitztal waren im Jahr 2024 Lebensraum von mehreren in der Roten Liste angeführten Arten: Von den sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständigen Arten sind *Sympecma fusca*, *A. affinis* und *Isoaeschna isoceles* „gefährdet“ (VU), *Sympetrum meridionale* ist „vom Aussterben bedroht“ (CR; Abb. 6). Von den nicht bodenständigen Arten sind *C. splendens* und *C. virgo* „potenziell gefährdet“ (NT), *G. vulgatissimus* „gefährdet“ (VU) und *Libellula fulva* „stark gefährdet“ (EN). Somit sind 38 % des im Jahr 2024 nachgewiesenen Artenspektrums in einer der Gefährdungskategorien der Roten Liste für Österreich genannt (Tab. 2). Die im Prießnitztal im Jahr 2024 nachgewiesene *Lestes sponsa* ist in der Roten Liste für Europa als „potenziell gefährdet“ (NT) ausgewiesen. Spezies, die in den Anhängen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU angeführt sind, waren im Prießnitztal nicht nachweisbar.

Die Erhebungen im Jahr 1996 an dem damals bestehenden KG1 erbrachten Nachweise von 26 Spezies (14 Zygoptera, zwölf Anisoptera). Die Tabellen 2 und 3 zeigen, dass neun Arten „sicher bodenständig“ waren, acht wurden als „wahrscheinlich bodenständig“ und drei als „möglicherweise bodenständig“ klassifiziert. Sechs Arten waren „nicht bodenständig“. Auch im Jahr 1996 waren sieben der neun in Österreich vorkommenden Libellenfamilien durch zumindest eine Art nachweisbar (Lestidae, Calopterygidae, Platycnemididae, Coenagrionidae, Aeshnidae, Corduliidae und Libellulidae).

Von den im Jahr 1996 sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständigen Spezies sind fünf in einer der Gefährdungskategorien der Roten Liste für Österreich angeführt, zwei davon (*Lestes barbarus* und *Lestes virens*) sind „vom

Aussterben bedroht“ (CR). Auch drei nicht bodenständige Arten fallen in eine der Gefährdungskategorien. Die Kleingewässer wurden somit in beiden Untersuchungsjahren von insgesamt 31 Libellenarten aus acht Familien besucht (15 Zygoptera, 16 Anisoptera). Davon waren 23 Spezies zumindest in einem der beiden Jahre sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig; 13 Arten waren in beiden Jahren sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständig.



Abbildung 6: Paarungsrade von *Sympetrum meridionale* an KG3, 11.08.2024. – **Figure 6.** Mating *Sympetrum meridionale* at KG3, 11-viii-2024. Photo: AC

Tabelle 2: An Gewässer KG1 im Jahr 1996 und an den Gewässern KG1–3 im Jahr 2024 nachgewiesene Libellenarten. Abundanzklasse (A.-Kl.) I Einzelfund, II selten, III häufig, IV sehr häufig, V massenhaft. **Bdst.** Bodenständigkeit, *** sicher, ** wahrscheinlich, * möglicherweise bodenständig, x nicht bodenständig. **RL Ö** Rote Liste Österreich; **v. A. b.** vom Aussterben bedroht, **st. g.** stark gefährdet, **gef.** gefährdet, **pot. g.** potenziell gefährdet. – **Table 2.** Odonata recorded at KG1 in 1996 and at KG1–3 in 2024. **A.-Kl.** Abundance class I single record, II rare, III frequent, IV abundant, V extremely abundant. **Bdst.** Autochthony, *** certainly, ** probably, * possibly autochthonous, x not autochthonous. **RL Ö** Red List of Austria; **v. A. b.** critically endangered (CR), **st. g.** endangered (EN), **gef.** vulnerable (VU), **pot. g.** near threatened (NT).

	RL Ö	1996 Bdst.	2024 Bdst.	A.-Kl.
Zygoptera				
<i>Chalcolestes viridis</i>		***	**	II
<i>Lestes barbarus</i>	st. g. (EN)	**		
<i>Lestes dryas</i>	v. A. b. (CR)	*		
<i>Lestes sponsa</i>		**	*	I
<i>Lestes virens</i>	v. A. b. (CR)	**		
<i>Sympecma fusca</i>	gef. (VU)	**	***	IV
<i>Calopteryx splendens</i>	pot. g. (NT)	x	x	III
<i>Calopteryx virgo</i>	pot. g. (NT)		x	III
<i>Platycnemis pennipes</i>		*		
<i>Coenagrion puella</i>		***	***	V
<i>Coenagrion pulchellum</i>	gef. (VU)	x		
<i>Enallagma cyathigerum</i>		**		
<i>Ischnura elegans</i>		x	x	I
<i>Ischnura pumilio</i>	pot. g. (NT)	*		
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>		**	***	V
Anisoptera				
<i>Aeshna affinis</i>	gef. (VU)		*	III
<i>Aeshna cyanea</i>		***	***	V
<i>Aeshna mixta</i>		***	**	III
<i>Anax imperator</i>		***	***	IV
<i>Isoaeschna isoceles</i>	gef. (VU)	x	**	IV
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	gef. (VU)		x	I
<i>Cordulia aenea</i>		***	**	III
<i>Libellula depressa</i>		**	***	V
<i>Libellula fulva</i>	st. g. (EN)		x	I
<i>Libellula quadrimaculata</i>		***	***	IV
<i>Orthetrum albistylum</i>		x		
<i>Orthetrum cancellatum</i>		x		
<i>Sympetrum meridionale</i>	v. A. b. (CR)		***	II
<i>Sympetrum sanguineum</i>		***	***	V
<i>Sympetrum striolatum</i>		***	***	V
<i>Sympetrum vulgatum</i>		**		

Tabelle 3: Anzahl der an den Kleingewässern sicher, wahrscheinlich und möglicherweise bodenständigen sowie der nicht bodenständigen Arten. – **Table 3.** Numbers of certainly, probably, and possibly autochthonous species recorded at the artificial ponds.

	1996 (KG1)	2024 (KG1–3)
Bodenständigkeit		
sicher bodenständig	9	10
wahrscheinlich bodenständig	8	4
möglicherweise bodenständig	3	2
nicht bodenständig	6	5
Summe	26	21

Die Fundsituation 2024 im Detail

Die Ergebnisse aus dem Jahr 2024 sind im Folgenden unter besonderer Berücksichtigung von Phänologie, Häufigkeit, Bodenständigkeit und Präsenzdauer dargestellt. In Tabelle 4 sind die Arten in der chronologischen Reihenfolge ihres Auftretens mit terminbezogenen Angaben zu Abundanz, Funden von Exuvien und/oder frisch emergierten Individuen sowie zu Beobachtungen von Fortpflanzungsverhalten (Kopula, Tandem und/oder Eiablage) angegeben.

Bereits am 28. April 2024 waren sieben Arten anzutreffen. Hervorzuheben sind hierbei insbesondere die frühen Nachweise von *C. virgo* und *G. vulgatissimus*. In diesem Zusammenhang ist auch der frühe Fund einer frisch emergierten *S. fusca* am 23. Juni 2024 zu nennen. Diese Art ist am Untersuchungsort sicher bodenständig. Die beiden für Fließgewässer typischen Prachtlibellen-Arten *C. splendens* und *C. virgo* waren von Ende April/Anfang Mai bis in den August fallweise in Abundanzklasse III anzutreffen. Der 24. Juni 2024 war der Untersuchungstermin mit der höchsten an einem Tag nachgewiesenen Artenzahl (14). An diesem Begehungstermin waren sowohl typische Frühlingsarten (z.B. *Cordulia aenea*, *Libellula depressa*, *L. quadrimaculata*) als auch Frühlings-/Sommerarten (z.B. *Anax imperator*, *I. isoceles*) sowie Sommer-/Herbstarten (z.B. *L. sponsa*, *Aeshna cyanea*, *Sympetrum* spp.) vertreten. Die Präsenzdauer von zwölf der 16 sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständigen Spezies entsprach der jeweiligen artspezifischen Flugdauer; *Chalcolestes viridis*, *L. sponsa*, *A. affinis* und *Aeshna mixta* traten sporadisch auf.

Coenagrion puella, *Pyrrosoma nymphula*, *A. cyanea*, *L. depressa*, *Sympetrum sanguineum* und *S. striolatum* waren „massenhaft“ vertreten (AK V). Die Population von *C. puella* umfasste mindestens 150 Individuen und war somit die größte der nachgewiesenen Arten; die maximalen Individuenzahlen wurden am 5. und 29. Juni 2024 registriert. Am 9. Mai 2024 erreichte *P. nymphula* mit 55 die höchste Individuenzahl, am 7. und am 28. April 2024 *S. fusca* (34 Ind.). Bei den Großlibellen war die maximale Individuenzahl bei *S. striolatum* mit 58 am höchsten, sie

Table 4: Phänologie und Abundanzen der an KG1, 2 und 3 nachgewiesenen Arten im Jahr 2024 (geordnet gemäß der Reihenfolge ihres Auftretens). ■ Einzelfund (Abundanzklasse I gemäß Tab. 1); ■ selten (AK II); ■ häufig (AK III); ■ sehr häufig (AK IV); ■ massenhaft (AK V); ● Funde von Exuvien und/oder frisch emergierten Individuen; ○ Beobachtung von Tandems, Kopulae und/oder Eiablagen; nicht bodenständige Arten sind grau unterlegt. – **Table 4.** Phenology and abundance of the species recorded at KG1, 2, and 3 in 2024 (order according to their temporal appearance); ■ single record; ■ rare; ■ frequent; ■ abundant; ■ extremely abundant (cf. Tab.1); ● records of exuviae and/or teneralis; ○ observation of tandems, copulae, and/or egg deposition. Species classified as not autochthonous are highlighted in grey.

	23.3.	7.4.	14.4.	28.4.	9.5.	12.5.	26.5.	27.5.	5.6.	15.6.	20.6.	23.6.	24.6.	29.6.	10.7.	15.7.	23.7.	31.7.	3.8.	11.8.	16.8.	23.8.	31.8.	18.9.	21.9.	27.9.	9.10.	12.10.	19.10.	25.10.	1.11.	9.11.			
<i>Sympetma fusca</i>	○																																		
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>			○	○	○	○	○	○	○			●																							
<i>Gomphus vulgatissimus</i>			●	○	○																														
<i>Libellula fulva</i>																																			
<i>Cordulia aenea</i>																																			
<i>Libellula depressa</i>				●	●	●	●	●	●																										
<i>Calopteryx virgo</i>																																			
<i>Calopteryx splendens</i>																																			
<i>Coenagrion puella</i>																																			
<i>Libellula quadrimaculata</i>																																			
<i>Isoaeschna isoceles</i>																																			
<i>Anax imperator</i>																																			
<i>Sympetrum sanguineum</i>																																			
<i>Aeshna affinis</i>																																			
<i>Aeshna cyanea</i>																																			
<i>Sympetrum meridionale</i>																																			
<i>Sympetrum striolatum</i>																																			
<i>Lestes sponsa</i>																																			
<i>Ischnura elegans</i>																																			
<i>Chalcolestes viridis</i>																																			
<i>Aeshna mixta</i>																																			

Tabelle 5: Exuvienfunde an KG1–3 in 2024. – **Table 5.** Exuviae found at KG1–3 in 2024.

Taxon	KG1	KG2	KG3
<i>Coenagrion puella</i> (4)	3 (12.05.)		1 (12.05.)
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (1)	1 (14.04.)		
<i>Aeshna cyanea</i> (24)	19 (15.06.–31.07.)		5 (15.06.–24.06.)
<i>Anax imperator</i> (4)	1 (29.06.), 2 (10.07.)		1 (24.06.)
<i>Libellula depressa</i> (30)		1 (28.04), 1 (12.05.)	28 (28.04.–10.07.)
<i>Libellula quadrimaculata</i> (2)	1 (26.05.)		1 (20.06.)
<i>Sympetrum</i> sp. (13)			2 (10.07.), 11 (23.07.)
Summe: 78	27	2	49

wurde am 21. September 2024 erreicht; 37 Individuen von *S. sanguineum* traten am 10. Juli 2024 auf; 26 Exemplare von *L. depressa* waren am 12. Mai 2024, 16 von *A. cyanea* am 31. August 2024 zu beobachten; bei diesen beiden Arten überstieg die Zahl der gesammelten Exuvien jene der Imagines (Tab. 5).

Das „vom Aussterben bedrohte“ *S. meridionale* war in geringer Individuendichte anzutreffen (AK II). Auffallend war die lange Emergenzzeit der Frühlingsart *L. depressa*: Sie begann am 28. April 2024, es wurden allerdings noch am 20. und 24. Juni sowie am 10. Juli an KG3 Exuvien gefunden, am 20. und 24. Juni 2024 auch frisch emergierte Tiere. Am 20. Juni 2024 trat *S. striolatum* erstmals am Untersuchungsort auf, die höchsten Individuenzahlen waren ab der dritten August-Dekade zu vermerken. Diese Art und *A. cyanea* waren (abgesehen von *S. fusca*) am längsten (bis in die erste November-Dekade) an den „Biotopen“ nachzuweisen.

Es wurden im Jahr 2024 insgesamt 78 Exuvien gesammelt, die sich wie folgt auf die nachstehenden Taxa sowie die drei Kleingewässer verteilen (Tab. 5). An KG1 wurden 27 Exuvien gesammelt, der Großteil davon (19) stammt von *A. cyanea*; 28 der 49 an KG3 gesammelten Larvenhäute belegen den Fortpflanzungserfolg von *L. depressa*. An KG2 wurden nur zwei Exuvien gefunden.

In Tabelle 6 sind die Anzahl der Begehungen mit Nachweisen der einzelnen Arten, die an den einzelnen Gewässern nachgewiesenen maximalen Individuenzahlen sowie Beobachtungen bzw. Nachweise von Reproduktionsverhalten angeführt. Auf Grundlage der in dieser Tabelle dargestellten Daten wird die Bedeutung von KG1, 2 und 3 als Fortpflanzungsgewässer bewertet. Bei mehreren Arten werden – trotz langer Präsenzdauer, hoher Individuenzahlen und Reproduktionserfolge – KG2 und/oder 3 aufgrund des temporären Charakters nicht als wichtiger Reproduktionsraum hervorgehoben (*S. fusca*, *C. puella*, *A. cyanea*, *A. imperator*, *I. isoceles*, *L. quadrimaculata*).

Kleingewässer 1: An KG1 wurden insgesamt 19 Libellenspezies beobachtet; elf Arten zeigten Reproduktionsverhalten, von sechs Arten wurden frisch emergierte Tiere und/oder Exuvien gefunden. Die Präsenz an KG1 war bei den folgenden sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständigen Arten – im Vergleich zu den beiden anderen Gewässern – am längsten: *Sympecma fusca*, *C. puella*, *P. nymphula*, *A. cyanea*, *A. imperator*, *C. aenea* und *L. quadrimaculata*. Bei *I. isoceles* war sie genauso lang wie an KG 3. Im Fall von *S. sanguineum* war sie nur geringfügig kürzer als an KG3. *Sympetrum sanguineum* besiedelt sowohl ständig wasserführende als auch periodische Gewässer. Bei *S. striolatum* waren die Präsenzdauer kürzer und die maximalen Individuenzahlen geringer als an KG3. Trotzdem ist auch KG1 für diese anpassungsfähige Art als relevantes Fortpflanzungsgewässer anzusehen. Für zehn der 16 sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständigen Arten ist somit KG1 als bedeutsames Reproduktionsgewässer zu bezeichnen. *Libellula depressa* besiedelt sowohl temporäre als auch perennierende Gewässer. Deshalb gilt KG1 auch für diese Spezies als Entwicklungsgewässer, aber nicht als Hauptreproduktionsgewässer.

Kleingewässer 2: An KG2 wurden – im Vergleich zu den anderen Gewässern – die wenigsten Arten (15) gesichtet. Sieben Arten zeigten Reproduktionsverhalten; ausschließlich bei *L. depressa* war erfolgreiche Reproduktion zu belegen. Die Präsenzzeit und die maximale Individuenzahl waren bei keiner Art am längsten bzw. am höchsten. Aufgrund ihrer ökologischen Ansprüche dürfte KG2 für *L. depressa* und *S. sanguineum* als Reproduktionsgewässer geeignet sein.

Kleingewässer 3: Hier wurden 20 der insgesamt an den drei Gewässern nachgewiesenen 21 Arten gesichtet, zehn davon zeigten Fortpflanzungsverhalten, bei neun Spezies konnte die erfolgreiche Reproduktion durch den Fund frisch emergierter Individuen und/oder Exuvien belegt werden. Aufgrund seines temporären Charakters wird KG3 insbesondere für jene Spezies aus dem nachgewiesenen Artenspektrum als relevanter Reproduktionsraum angesehen, die für Gewässer mit stark schwankendem Wasserstand charakteristisch sind: *Libellula depressa*, *S. meridionale*, *S. sanguineum* und *S. striolatum*. Die ebenfalls für diesen Lebensraumtyp typische und möglicherweise bodenständige *A. affinis* wurde hier ausschließlich durch die Sichtung von immaturren Individuen nachgewiesen.

Phänologie im Jahr 2024 im Vergleich zu 1996

Libellenarten, die sowohl 1996 als auch 2024 am Untersuchungsort mit bodenständigen Populationen mit langer Präsenzdauer vertreten waren, bildeten die Grundlage für den Vergleich ihrer Flugzeiten. Tabelle 7 ist zu entnehmen, dass die Emergenzzeiten bei sieben der acht dargestellten Arten im Jahr 2024 früher als im Jahr 1996 begannen. Bei *P. nymphula* betrug der Unterschied einen Monat. Bei den beiden am frühesten emergierenden Spezies *P. nymphula* und *L. depressa* sowie bei *C. puella* und *S. striolatum* endete die Flugzeit am Standort im Jahr

Tabelle 6: Fundsituation an den drei Kleingewässern (**KG1, 2, 3**) im Jahr 2024. **B** Anzahl der Begehungen mit Nachweisen der Art; **I-m** maximale Individuenzahl; **R** Beobachtung von Reproduktionsverhalten (Kopula, Tandem und/oder Eiablage); **E/F** Nachweise von Exuvien und/oder frisch emergierten Individuen; ■ Hauptreproduktionsgewässer. – **Table 6.** Records at **KG1–3** in 2024. **B** Number of field trips with records of the species; **I-m** maximum number of individuals; **R** observation of reproductive behaviour (copula, tandem and/or egg/deposition); **E/F** Records of exuviae and/or freshly emerged individuals; ■ main pond for reproduction.

	KG1				KG2				KG3			
	B	I-m	R	E/F	B	I-m	R	E/F	B	I-m	R	E/F
Zygoptera												
<i>Chalcolestes viridis</i>	1	1			4	1			3	2		
<i>Lestes sponsa</i>	2	1							2	1		
<i>Sympecma fusca</i>	■ 11	■ 20	✓		5	10	✓		10	8	✓	✓
<i>Calopteryx splendens</i>	8	1			8	4			3	2		
<i>Calopteryx virgo</i>	12	5			10	2			10	5		
<i>Coenagrion puella</i>	■ 15	■ 100	✓	✓	9	15	✓		13	40	✓	✓
<i>Ischnura elegans</i>	1	1										
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	■ 7	■ 50	✓	✓	3	4	✓		6	8	✓	
Anisoptera												
<i>Aeshna affinis</i>	1	1			2	1			5	3		
<i>Aeshna cyanea</i>	■ 18	■ 7	✓	✓	11	4			14	5		✓
<i>Aeshna mixta</i>	1	1							2	2	✓	
<i>Anax imperator</i>	■ 10	■ 4	✓	✓	3	2			8	4	✓	✓
<i>Isoaeschna isoceles</i>	■ 5	■ 3			3	2			5	2		
<i>Gomphus vulgatissimus</i>									1	1		
<i>Cordulia aenea</i>	■ 11	■ 4	✓						6	2		
<i>Libellula depressa</i>	7	10	✓		■ 10	■ 7	✓	✓	■ 12	■ 15	✓	✓
<i>Libellula fulva</i>									1	1		
<i>Libellula quadrimaculata</i>	■ 14	■ 12	✓	✓	2	3	✓		13	10	✓	✓
<i>Sympetrum meridionale</i>	4	2	✓		1	1			■ 11	■ 5	✓	✓
<i>Sympetrum sanguineum</i>	■ 14	■ 15	✓	✓	■ 12	■ 10	✓		■ 15	■ 15	✓	✓
<i>Sympetrum striolatum</i>	■ 9	■ 20	✓		9	8	✓		■ 14	■ 30	✓	✓
Summe	19	11	6	6	15	7	1	1	20	10	9	9

2024 früher, bei *S. sanguineum* endete sie in der gleichen Dekade wie 1996; bei drei Arten, *L. quadrimaculata*, *A. imperator* und *A. cyanea*, dauerte sie im Jahr 2024 länger, bei letzterer betrug die Differenz zwei Dekaden.

Tabelle 7: Flugzeiten ausgewählter Arten an KG1 (1996) und KG1–3 (2024); **1, 2, 3** Monatsdekaden. – **Table 7.** Flight periods of selected species at KG1 (1996) and KG1–3 (2024); **1, 2, 3** decades of the month.

		April			Mai			Juni			Juli			August			September			Oktober			November		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3			
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	2024																								
	1996																								
<i>Libellula depressa</i>	2024																								
	1996																								
<i>Libellula quadrimaculata</i>	2024																								
	1996																								
<i>Coenagrion puella</i>	2024																								
	1996																								
<i>Anax imperator</i>	2024																								
	1996																								
<i>Sympetrum sanguineum</i>	2024																								
	1996																								
<i>Aeshna cyanea</i>	2024																								
	1996																								
<i>Sympetrum striolatum</i>	2024																								
	1996																								

Diskussion

Das Auftreten einer artenreichen Libellenfauna an Stillgewässern wird durch folgende Umweltfaktoren gefördert (siehe dazu u.a. auch BANSE & BANSE 1985; LENZ 1991; MARTENS 1991; OSBORN & SAMWAYS 1996; KADOYA et al. 2004; RAEBEL et al. 2012; GOERTZEN & SUHLING 2013; CHOVANEC 2024a; SAMWAYS 2024: 250ff): Eine entsprechende Größe des Gewässers ermöglicht die Ausprägung unterschiedlicher ökologischer Nischen in entsprechender Ausdehnung; vielfältige (Vegetations-) Strukturen sind die Grundlage für die Besiedlung durch unterschiedliche ökologische Gilden; die Bedeutung von Besonnung des Gewässers und das Vorhandensein eines naturnahen Hinterlandes sind ebenfalls hervorzuheben. Insbesondere kleine Gewässer sollten fischfrei sein.

MOORE (1991) unterschied bei der Entwicklung neu angelegter Gewässer Pionierstadium, Entwicklungsstadium und Klimaxstadium. Im Entwicklungsstadium sind in der Regel die höchsten Artenzahlen zu verzeichnen, da sämtliche der oben genannten Faktoren ausgeprägt sind. Im Klimaxstadium kann die Artenzahl abnehmen, da beispielsweise offene Ufer zuwachsen, ein Vegetationstyp dominiert und/oder das Gewässer zunehmend beschattet wird.

Die höchste Artenzahl am etwa 2 ha großen Tritonwasser auf der Donauinsel in Wien, das im Jahr 1989 angelegt worden war, wurde in den Jahren 1998 und 2001 erreicht (29 Spezies, davon waren 23 bzw. 22 bodenständig). Untersuchungen im Jahr 2014 erbrachten Nachweise von 25 Arten (21 bodenständig; CHOVANEC & RAAB 2002; RAAB 2003; FISCHER 2017). An einem 1.200 m² großen, im Jahr 2014 künstlich entstandenen Feuchtgebiet in Maria Enzersdorf wurden im Jahr 2016 26 Libellenarten gefunden (22 davon bodenständig; CHOVANEC 2017). Das schnelle Überwuchern des seichten Gewässers hatte einen schnellen Rückgang der Artenzahl zur Folge: 2021 wurden nur sieben bodenständige Arten beobachtet (CHOVANEC 2023). Mehrere Studien belegen, dass regelmäßige Eingriffe, insbesondere das Entfernen von Vegetation, einen verjüngenden Effekt auf Gewässer haben können und dadurch das Lebensraumangebot für Libellen und damit auch die Artenzahl auf konstant hohem Niveau halten (MOORE 1991; WILDERMUTH 2017; JANSSEN et al. 2018; KIETZKA et al. 2021; KOLAR et al. 2021; CHOVANEC 2024a).

Der Vergleich der Daten für KG1 für die Jahre 1996 und 2024 belegt einen deutlichen Rückgang der Artenzahlen für dieses Gewässer: Den 26 Arten (20 davon bodenständig) im Jahr 1996 stehen 19 Arten, zwölf davon bodenständig, im Jahr 2024 gegenüber. Trotz Beobachtung von Reproduktionsverhalten am 23. August 2024 ist KG1 nicht als primäres Reproduktionsgewässer von *S. meridionale* am Untersuchungsort anzusehen; sein Auftreten hier wurde wahrscheinlich durch das bodenständige Vorkommen an KG3 begünstigt. Trotz des Bestehens von drei, in ihrer Charakteristik unterschiedlichen Gewässern war auch die Gesamtartenzahl im Jahr 2024 gegenüber 1996 deutlich reduziert. Die Hauptgründe liegen in der starken Beschattung der drei Gewässer durch die sie umgebende terrestrische Baum- und Strauchvegetation, im Überwuchern von KG1 durch Schwimm-

blatt- und Tauchblattpflanzen und von KG2 durch Röhricht sowie im (nahezu) vollständigen Austrocknen von KG3 infolge der undichten Teichfolie und von KG2 aufgrund des undichten Lehmschlags (siehe dazu z.B. RUDOLPH 1979; REMSBURG et al. 2008; CHOVANEC 2023). Das nähere und weitere Umfeld des Untersuchungsortes mit anderen Stillgewässern als potenzielle Besiedlungsquellen präsentierte sich in beiden Jahren weitgehend gleich.

Mit 21 Arten (16 davon bodenständig) die an KG1, 2 und 3 insgesamt festgestellt wurden, kann der Untersuchungsort trotzdem als relativ artenreich bezeichnet werden; kleinere Gewässer betreffende Vergleichswerte in der Literatur sind z.T. niedriger (siehe z.B. RUDOLPH 1979; ZESSIN 1998; LAISTER 2015; GLUTZ VON BLOTZHEIM 2024). Für die Artenzahl an diesem Untersuchungsort ist der Umstand verantwortlich, dass sowohl ein Gewässer im Klimaxstadium (KG1) als auch eines in einem Pionier-/Übergangsstadium (KG3) ein relativ breites Lebensraumangebot lieferten, wobei die für die Untersuchungsperiode relevanten Niederschlagsbedingungen unterstützend wirkten (s.u.). Aus Tabelle 6 lassen sich anschaulich von einem Gewässer zu anderen wirkende „Strahleffekte“ ablesen: *Sympetrum meridionale* wäre – wie bereits erwähnt – ohne KG3 kaum an KG1 zu finden. Umgekehrt gilt das beispielsweise für *C. aenea* und *I. isoceles*.

Die – trotz des Rückganges der Artenzahlen – festzustellende Wertigkeit des Standortes aus libellenökologischer Sicht wird insbesondere durch das Vorkommen gefährdeter Arten unterstrichen. Das „vom Aussterben bedrohte“ *S. meridionale* ist in diesem Zusammenhang hervorzuheben. Diese Art bevorzugt Gewässer mit stark schwankendem Wasserstand. Die starken Niederschläge im November und Dezember 2023 bedingten eine Auffüllung von KG3, dem Hauptgewässer für diese Art an dem Standort. Der regenreiche Mai 2024 wirkte dem vorzeitigen Austrocknen des Gewässers, verursacht durch die hohen Temperaturen im Frühjahr, entgegen. Dadurch konnten *S. meridionale* und mehrere andere, auch für perennierende Gewässer typische Arten ihre Entwicklung an KG3 vollenden. Diese Wettersituation war wahrscheinlich unter anderem auch für das individuenreiche Auftreten von *A. affinis* in Ostösterreich verantwortlich (CHOVANEC 2024c). Auch diese Art ist für temporäre Gewässer typisch. An den Gewässern im Prießnitztal waren ausschließlich Jungtiere zu beobachten.

Die Einteilung der Libellenarten in ökologische Gilden erlaubt eine verfeinerte Charakterisierung der „Biotope“ im Prießnitztal. Unter den sicher, wahrscheinlich und möglicherweise bodenständigen Arten ist jene Assoziation am stärksten vertreten, die für Röhricht und Ufergehölze charakteristisch ist (CHOVANEC et al. 2015): Von den insgesamt sieben Arten, die in dieser Gruppe zusammengefasst sind, waren im Jahr 2024 sechs im Prießnitztal bodenständig vertreten. *Chalcolestes viridis*, *S. fusca*, *P. nymphula*, *A. cyanea*, *A. mixta* und *I. isoceles*. Die siebente Spezies, *Brachytron pratense*, wurde bei einem Besuch von KG1 im Jahr 2023 gesichtet.

Das Vorkommen der strömungsliebenden bzw. -abhängigen Arten *C. splendens* und *C. virgo* ist aus mehreren Gründen bemerkenswert. Der warme Frühling 2024 spiegelt sich im frühen Nachweis von *C. virgo* am 28. April wider; die Haupttemer-

genzzeit dieser Spezies beginnt in Österreich in der zweiten/dritten Mai-Dekade (RAAB & PENNERSTORFER 2006). Auffällig ist auch die lange Nachweisperiode am Standort: Sie dauerte bis zum 16. August 2024. Im Fall von *C. splendens* erstreckte sie sich vom 9. Mai bis zum 3. August 2024. Beide Spezies traten z.T. in Abundanzklasse III („häufig“) auf. Individuen beider Arten verbringen die ein paar Tage dauernde Reifungszeit entweder in der Nähe oder aber auch fernab der Entwicklungsgewässer auf Wiesen und Waldlichtungen, aber auch an Stillgewässern (RÜPPELL et al. 2005: 36f.). Das nächstgelegene Fortpflanzungsgewässer, an dem beide Arten vorkommen, ist der nördlich in 1,5 km Entfernung liegende Mödlingbach (KARGL & CHOVANEC 2022). Ein sehr junges, nahezu frisch emergiertes Weibchen von *C. virgo* wurde an den „Biotopen“ am 10. Juli 2024 gesichtet und dürfte schon bald nach der Emergenz einen entsprechend weiten Weg zurückgelegt haben. Es wurde am Untersuchungsort im Prießnitztal nie Fortpflanzungs- und/oder Territorialverhalten von einer der beiden Arten beobachtet. Beide Spezies werden beispielsweise am Krotenbach in Brunn am Gebirge (Bezirk Mödling), an dem sie syntop auftreten, in der Regel bis Ende August nachgewiesen. Die lange Präsenz beider Arten am Untersuchungsort legt den Schluss nahe, dass *Calopteryx* spp. die Gewässer im Prießnitztal nicht nur zum Reifen aufsuchen, sondern auch zum Ruhen, Nahrungserwerb o.ä. Am 15. August 2024 wurde mehrere Exemplare von *C. virgo* im Wald entlang des Weges im Prießnitztal in mehreren hundert Meter Entfernung zu den „Biotopen“ gesichtet.

Auch der Fund eines ausgefärbten Männchens von *G. vulgatissimus* am 28. April 2024 ist als früh anzusehen, die Hauptemergenzzeit der Art startet in Österreich in der Regel mit Beginn der zweiten Mai-Dekade (RAAB & PENNERSTORFER 2006). Auch *G. vulgatissimus* dürfte von einem Fließgewässer zugeflogen sein, die etwa acht Tage dauernde Reifungszeit wird von der Art oft auf Waldlichtungen fernab der Fortpflanzungsgewässer verbracht (WILDERMUTH & MARTENS 2019: 460). Nichtsdestotrotz wurde auch an Stillgewässern erfolgreiche Reproduktion dieser Spezies beobachtet, insbesondere wenn das Gewässer Verbindung zum Grundwasser aufweist (WEIHRAUCH 1998; BURBACH & WEIHRAUCH 2000). Im Zusammenhang mit im Jahresverlauf frühen Nachweisen ist auch der Fund von *S. fusca* am 23. Juni 2024 am Untersuchungsort zu nennen. Die Hauptemergenzzeit dieser Spezies beginnt in Österreich mit der zweiten Julidekade (RAAB & PENNERSTORFER 2006). Im Garten des Autors, der im Bezirk Mödling wohnhaft ist, wurde ein noch sehr junges Weibchen der Art sogar bereits am 18. Juni 2024 gesichtet (siehe dazu u.a. auch THOMAS 2002; WEITZEL 2009; NICOLAI 2025). Im August und November 2024 wurden bei Spaziergängen mehrere Individuen von *S. fusca* in mehr als 1 km Entfernung vom Untersuchungsort in ihren Herbst- und Winterquartieren im Wald „aufgespürt“ (siehe dazu u.a. SCHIEL & HUNGER 2006; TESKE 2011).

Phänologische Verschiebungen gehören – neben Veränderungen der Verbreitungsareale – zu ganz offensichtlichen Auswirkungen der klimawandelbedingten Temperaturerhöhungen (siehe dazu auch THOMAS 2002; HASSALL & THOMPSON 2008; OTT 2010; HASSALL 2015; BOWLER et al. 2022). Bei sieben der acht Arten,

bei denen ein Vergleich der Flugzeiten möglich war, wurde im Jahr 2024 ein früherer Beginn der Flugzeiten als 1996 festgestellt (Tab. 7). Bei *P. nymphula* betrug die Differenz einen Monat. Ausschließlich bei *S. sanguineum* fiel der Start der Flugzeit in die gleiche Monatsdekade. Erhöhte Temperaturen dürften aber auch bei einzelnen Arten eine Verlängerung der Emergenzperiode zur Folge gehabt haben. So ist zu erklären, dass bei *L. quadrimaculata*, *A. cyanea* und *A. imperator* die Flugzeit im Jahr 2024 nicht nur früher begann, sondern auch länger dauerte als im Jahr 1996. Bei *L. quadrimaculata* emergieren – wie für eine Frühjahrsart typisch – viele Individuen innerhalb kurzer Zeit, dann kann sich die Emergenzperiode allerdings noch über einen langen Zeitraum ziehen und bis zu etwa 100 Tage lang dauern (WILDERMUTH 1994; WILDERMUTH & MARTENS 2019: 678f).

Die Verschiebungen des Beginns der Flugzeiten lassen sich auch mit der Periode der Nachweise der höchsten Artenzahlen ableiten. In dieser Zeit sind sowohl „ausklingende“ Frühlingsarten (z.B. *C. aenea*, *L. depressa*, *L. quadrimaculata*) als auch Frühlings-/Sommerarten (z.B. *C. puella*, *A. imperator*) sowie bereits Sommer-/Herbstarten (z.B. *A. cyanea*, *S. striolatum*) am Gewässer anzutreffen (zu diesen phänologischen Gilden siehe z.B. SCHMIDT 1985; LAISTER 1996; CHOVANEC 2017, 2023, 2024a). Im Jahr 1996 fiel diese Periode auf den Zeitraum vom 4. Juli bis zum 9. August, im dem maximal 13 oder 14 Spezies gesichtet wurden. Im Jahr 2024 waren bereits vom 23. bis zum 29. Juni 12 bis 14 Arten zu beobachten.

Die Emergenz der früh im Jahr emergierenden *L. depressa* läuft in der Regel synchronisiert ab, d.h. ein großer Teil der Larvenpopulation emergiert innerhalb weniger Tage (CORBET 1999: 244ff.; WILDERMUTH & MARTENS 2019: 663). Dies wird durch den Fund von 27 der 30 Exuvien aus dem Zeitraum 28. April bis 12. Mai belegt. Einzelne Exuvien wurden allerdings noch am 5., 20., 24. Juni und 10. Juli 2024 gesammelt. Frisch emergierte Individuen waren am 20. und 24. Juni zu beobachten. Entsprechend WILDERMUTH & MARTENS (2019: 678) beginnt die Emergenz von *L. quadrimaculata* ein bis zwei Wochen nach jener von *L. depressa*. Dies war auch am Untersuchungsort im Prießnitztal in beiden Untersuchungsjahren zu beobachten.

Sympetrum striolatum war etwa 19 Wochen lang, vom 20. Juni bis zum 1. November 2024, an den „Biotopen“ im Prießnitztal nachweisbar. STERNBERG (2000) gemäß dauert die Flugsaison der Art bis zu 18 Wochen lang, sie kann sich sogar über 22 Wochen erstrecken. Am Eichkogel wurden in einer Entfernung von 1 km zum Untersuchungsort noch am 18. November 2024 Individuen von *S. striolatum* gesichtet. Mit Anfang November waren die Gewässer im Prießnitztal kaum mehr besonnt, weshalb die Nachweise der Art mit dem 1. November endeten. An einem kleinen Feuchtgebiet in Maria Enzersdorf (Bezirk Mödling) konnte eine 24 Wochen dauernde Präsenz der Spezies belegt werden (CHOVANEC 2022). Im Jahr 1996 endete die Untersuchungsdauer im Prießnitztal am 9. November. An diesem Tag war *S. striolatum* durch mehrere Individuen vertreten. Aufgrund der damals herrschenden stabilen frühherbstlichen Schönwettersituation (GEOSPHERE AUSTRIA 2024a) und der geringen Beschattung von KG1 wurde in Tabelle 7 die Präsenz der Art in die zweite November-Dekade 1996 verlängert.

Als Reifungsdauer wird die Zeitspanne zwischen den Nachweisen der ersten emergierenden und jenen der ersten adulten Tiere am Gewässer bezeichnet (STERNBERG 2000). *Sympetrum striolatum* ist eine Art, die besonders plastisch auf erhöhte Sommertemperaturen reagiert. Die Reifungszeit, die von *S. striolatum* oft kilometerweit vom Gewässer entfernt verbracht wird, dauert in unseren Breiten etwa zwischen drei und sechs Wochen und kann sich in heißen Sommern auch auf acht Wochen ausdehnen. Verlängerte Reifungszeiten sind für die Art im Mittelmeerraum typisch und dienen dort der Überbrückung des trocken-heißen Sommers (SAMRAOUI et al. 1998). Im Jahr 1996 betrug der Zeitabstand zwischen der frühesten Sichtung der Imagines (04.07.) und der ersten Reproduktion (23.07.) knapp drei Wochen. Im Jahr 2024 betrug die Zeitspanne zwischen dem 20. Juni und dem 3. August ca. sieben Wochen (siehe auch CHOVANEC 2022).

Insbesondere bei kleineren, seichten Gewässern sind Maßnahmen der Gewässerpflege notwendig, um ihren Wert als Lebensraum für eine artenreiche Libellenzönose zu erhalten (MOORE 1991; WILDERMUTH & KÜRY 2009; WILDERMUTH 2017; JANSSEN et al. 2018; KIETZKA et al. 2021; CHOVANEC 2023, 2024a; SAMWAYS 2024: 250ff). Dadurch ist auch die Bedeutung derartiger Gewässer als Trittstein in einem großräumigen ökologischen Kontext gewährleistet (KUNZ 2005; RAEBEL et al. 2012; SIMAIKA et al. 2016; MAYNOU et al. 2017; DE PAZ et al. 2021). Die für diesen Standort empfohlenen Maßnahmen beziehen sich insbesondere auf die Reduzierung der Beschattung (z.B. GOERTZEN 2008; REMSBURG et al. 2008) und sind im Detail bei CHOVANEC (2024b) nachzulesen.

Danksagung

Der Autor dankt dem Naturschutzbund Niederösterreich für die Förderung der Studie im Jahr 2024. Karin Pall sei für die Unterstützung bei der Bestimmung der (semi-)aquatischen Vegetation, Christoph Willigalla für die redaktionelle Betreuung gedankt. Paweł Buczyński und Malte Seehausen gaben wertvolle Anregungen, Hinweise und Verbesserungsvorschläge.

Literatur

- BANSE W. & G. BANSE (1985) Untersuchungen zur Abhängigkeit der Libellenartenzahl von Biotopparametern bei Stillgewässern. *Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 9: 33–36
- BOWLER D., D. EICHENBERG, K.-J. CONZE, F. SUHLING, K. BAUMANN, T. BENKEN, A. BÖNSEL, T. BITTNER, A. DREWS, A. GÜNTHER, N. ISAAC, F. PETZOLD, M. SEYRING, T. SPENGLER, B. TROCKUR, D. VEDDER, C. WILLIGALLA, H. BRUELHEIDE, F. JANSEN & A. BONN (2022) Gewinner und Verlierer in der Libellenfauna: Veränderung der Verbreitung in Deutschland zwischen 1980 und 2016. *Libellula* 41: 25–45, https://www.libellula.org/wp-content/uploads/2023/10/Libellula_41_1-2_Bowler_et_al.pdf

- BURBACH K. & F. WEIHRAUCH (2000) Entwicklung von drei Gomphiden-Arten in einem Baggersee bei München (Odonata: Gomphidae). *Libellula* 19: 237–240, <https://www.libellula.org/wp-content/uploads/2017/04/Libellula-19-34-Burbach-Weihrauch.pdf>
- CHESTER E.T. & B.J. ROBSON (2013) Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: their ecological characteristics and management. *Biological Conservation* 166: 64–75, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.016>
- CHOVANEC A. (1998) The composition of the dragonfly community (Insecta: Odonata) of a small artificial pond: seasonal variations and aspects of bioindication. *Lauterbornia* 32: 1–14, https://www.zobodat.at/pdf/Lauterbornia_1997_32_0001-0014.pdf
- CHOVANEC A. (2017) Die Libellenfauna (Odonata) eines Überlauf- und Versickerungsbeckens: Artenspektrum und phänologische Aspekte. *Libellula* 36: 23–44, https://www.libellula.org/wp-content/uploads/2020/10/Libellula_36_12_Chovanec.pdf
- CHOVANEC A. (2019) Bewertung von Oberflächengewässern anhand libellenkundlicher Untersuchungen (Odonata) – Methoden für stehende und fließende Gewässer sowie ihre beispielhafte Anwendung an der Mattig (Oberösterreich). *Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Entomologen* 71: 13–45, https://www.zobodat.at/pdf/ZAEO_71_0013-0045.pdf
- CHOVANEC A. (2022) Populationsdynamische Prozesse bei der Großen Heidelibelle *Sympetrum striolatum* (Charpentier, 1840) an einem kleinen, schnell zuwachsenden Feuchtgebiet in Niederösterreich (Odonata: Libellulidae). *Naturkundliche Mitteilungen aus den Landessammlungen Niederösterreich* 32: 21–40, https://www.zobodat.at/pdf/Nat-Mitt-Landessammlungen-Niederösterreich_32_0021-0040.pdf
- CHOVANEC A. (2023) Succession of the Odonata fauna at a small wetland in an overflow and seepage reservoir: results of a six-year study. *International Dragonfly Fund, Report* 182: 1–62, https://dragonflyfund.org/wp-content/uploads/2024/06/IDF_Report_182_Chovanec_2023.pdf
- CHOVANEC A. (2024a) An example of successfully merging dragonfly conservation with tourism: Odonata at a large artificial swimming pond in Styria (Austria). *Journal of the British Dragonfly Society* 40: 4–24
- CHOVANEC A. (2024b) Libellenkundliche Untersuchung der Biotope im Prießnitztal / Mödling im Jahr 2024. Studie im Auftrag des Österreichischen Naturschutzbundes / Landesgruppe Niederösterreich. https://naturschutzbund.at/files/noe_homepage/Anlagen/Neuigkeiten/Priessnitztal_Libellen.pdf
- CHOVANEC A. (2024c) Notizen zum Verhalten immaturer Imagines von *Aeshna affinis* Vander Linden, 1820 (Odonata: Aeshnidae). *Mercuriale* 24: 91–111.
- CHOVANEC A. & R. RAAB (1997) Dragonflies (Odonata, Insecta) and the ecological status of newly created wetlands – examples for long-term bioindication programmes. *Limnologica* 27: 381–392
- CHOVANEC A. & R. RAAB (2002) Die Libellenfauna (Insecta: Odonata) des Tritonwassers auf der Donauinsel in Wien – Ergebnisse einer Langzeitstudie, Aspekte der Gewässerbewertung und Bioindikation. *Denisia* 3: 63–79, https://www.zobodat.at/pdf/DENISIA_0003_0063-0079.pdf
- CHOVANEC A., M. SCHINDLER, J. WARINGER & R. WIMMER (2015) The Dragonfly Association Index (Insecta: Odonata) – a tool for the type-specific assessment of lowland rivers. *River Research and Applications* 31: 627–638, DOI: 10.1002/rra.2760
- CORBET P.S. (1999) Dragonflies. Behaviour and ecology of Odonata. Harley Books, Colchester

- DE KNIJF G., M. BILLQVIST, R.H.A. VAN GRUNSVEN, F. PRUNIER, D. VINKO, A. TROTTET, V. BELLOTTO, J. CLAY & D.J. ALLEN (2024) Measuring the pulse of European biodiversity. European Red List of dragonflies & damselflies (Odonata). European Commission, Brussels. <https://doi.org/10.2779/462053>
- DE PAZ V., L. BAÑOS-PICÓN, N. ROSAS-RAMOS, E. TOBAJAS, J. TORMOS & J.D. ASÍS (2021) The role of artificial ponds in maintaining dragonfly populations in an intensified farmland landscape. A case of study in Zamora, Spain. *Journal of Natural History* 54: 2439–2454, DOI: 10.1080/00222933.2020.1850901
- EYRE M.D., M.L. LUFF & J.C. WOODWARD (2003) Habitat creation favouring invertebrates: an example from Allerton Bywater, urban West Yorkshire. *British Journal of Entomology & Natural History* 16: 209–219, <https://biostor.org/reference/242249>
- FISCHER I. (2017) Die Libellenfauna der Donauinsel in Wien und Niederösterreich. Masterarbeit, Universität Wien
- GEOSPHERE AUSTRIA (2024a) <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klima-aktuell/klimamonitoring/>, letzter Zugriff 15.11.2024
- GEOSPHERE AUSTRIA (2024b) Einer der wärmsten Sommer der Messgeschichte. <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/news/einer-der-waermsten-sommer-der-messgeschichte-1>, letzter Zugriff 12.09.2024
- GLUTZ VON BLOTZHEIM U.N. (2024) Die Libellenfauna eines Gartenweiher am Rande von Schwyz. *Schwyzerische Naturforschende Gesellschaft* 19: 1–27, <https://www.szng.ch/pubs/pub-heft19/>
- GOERTZEN D. (2008) Industriebrachen im Ruhrgebiet – Lebensraum für Libellen? (Odonata). *Libellula* 27: 163–184, https://www.zobodat.at/pdf/Libellula_27_0163-0184.pdf
- GOERTZEN D. & F. SUHLING (2013) Promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications for urban pond design. *Journal of Insect Conservation* 17: 399–409, DOI: 10.1007/s10841-012-9522-z
- HASSALL C. (2014) The ecology and biodiversity of urban ponds. *WIREs Water* 1: 187–206, <https://doi.org/10.1002/wat2.1014>
- HASSALL C. (2015) Odonata as candidate macroecological barometers for global climate change. *Freshwater Science* 34: 1040–1049, DOI: 10.1086/682210
- HASSALL C. & D.J. THOMPSON (2008) The effects of environmental warming on Odonata: a review. *International Journal of Odonatology* 11: 131–153, <http://dx.doi.org/10.1080/13887890.2008.9748319>
- JANSSEN A., H. HUNGER, W. KONOLD, G. PUFAL & M. STAAB (2018) Simple pond restoration measures increase dragonfly (Insecta: Odonata) diversity. *Biodiversity and Conservation* 27: 2311–2328, <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1539-5>
- KADOYA T., S. SUDA & I. WASHITANI (2004) Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. *Ecological Research* 19: 461–467, <https://doi.org/10.1111/j.1440-1703.2004.00659.x>
- KARGL V. & A. CHOVANEC (2022) Libellenkundliche Erhebung an Liesing (Wien) und Mödlingbach (Niederösterreich) im Jahr 2022. Unveröff. Bericht im Auftrag des Büros Land in Sicht, Wien
- KIETZKA G.J., J.S. PRYKE, R. GAIGHER & M.J. SAMWAYS (2021) 32 years of essential management to retain value of an urban dragonfly awareness pond. *Urban Ecosystems* 24: 1295–1304, <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01115-5>
- KOLAR V., P. VLAŠÁNEK & D.S. BOUKAL (2021) The influence of successional stage on local odonate communities in man-made

- standing waters. *Ecological Engineering* 173: 106440, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106440>
- KUNZ B. (2005) Entwurf eines Metapopulationsmodells anhand zahlreicher aktueller Funde von *Sympetrum flaveolum* in der Region Hohenlohe im Jahr 2005. *Mercuriale* 5: 26–32, https://sglibellen.de/wp-content/uploads/2024/04/Kunz_2005b_OM.pdf
- LAISTER G. (2015) Libellen im Botanischen Garten Linz. *ÖKO-L37/4*: 3–9, https://www.zobodat.at/pdf/OEKO_2015_04_0003-0009.pdf
- LAISTER G. (1996) Bestand, Gefährdung und Ökologie der Libellenfauna der Großstadt Linz. *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* 40/41: 9–305, https://www.zobodat.at/pdf/NKJB_40_41_0009-0305.pdf
- LENZ N. (1991) The importance of abiotic and biotic factors for the structure of odonate communities of ponds (Insecta: Odonata). *Faunistisch-ökologische Mitteilungen* 6: 175–189, https://www.zobodat.at/pdf/Faun-Oekol-Mitt_6_0175-0189.pdf
- MARTENS A. (1983) Besiedlung neugeschaffener Kleingewässer durch Libellen (Insecta: Odonata). *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 1: 591–601
- MARTENS A. (1991) Kolonisationserfolg von Libellen an einem neu angelegten Gewässer. *Libellula* 10: 45–61, <https://www.libellula.org/wp-content/uploads/2015/12/Libellula-10-12-Martens.pdf>
- MAYNOU X., R. MARTÍN & D. ARANDA (2017) The role of small secondary biotopes in a highly fragmented landscape as habitat and connectivity providers for dragonflies (Insecta: Odonata). *Journal of Insect Conservation* 21: 517–530, DOI: 10.1007/s10841-017-9992-0
- MOORE N.W. (1991) The development of dragonfly communities and the consequences of territorial behaviour: a 27-year study on small ponds at Woodwalton Fen, Cambridgeshire, United Kingdom. *Odonatologica* 20: 203–231, <https://natuurtijdschriften.nl/pub/591944/OJIOS1991020002003.pdf>
- MOORE N.W. (2001) Changes in the dragonfly communities at the twenty ponds at Woodwalton Fen, Cambridgeshire, United Kingdom, since the study of 1962–1988. *Odonatologica* 30: 289–298, <https://natuurtijdschriften.nl/pub/592361/OJIOS2001030003005.pdf>
- NICOLAI B. (2025) Zur Phänologie von *Sympetma fusca* (Vander Linden, 1820) an einem Erdfall-See im nördlichen Harzvorland 2024 (Odonata: Lestidae). *Libellula* 44: 1–12
- OSBORN R. & M.J. SAMWAYS (1996) Determinants of adult dragonfly assemblage patterns at new ponds in South Africa. *Odonatologica* 25: 49–58, <https://natuurtijdschriften.nl/pub/592148/OJIOS1996025001004.pdf>
- OTT J. (2010) Dragonflies and climatic change – recent trends in Germany and Europe. *BioRisk* 5: 253–286, doi: 10.3897/biorisk.5.857
- RAAB R. (2003) Die Besiedlung neu geschaffener Uferstrukturen im Stauraum Freudenu (Wien, Niederösterreich) durch Libellen (Insecta, Odonata). *Denisia* 10: 79–99, https://www.zobodat.at/pdf/DENISIA_0010_0079-0099.pdf
- RAAB R. (2006) Rote Liste der Libellen Österreichs. In: RAAB R., A. CHOVANEC & J. PENNERSTORFER (Ed.) *Libellen Österreichs*: 325–334. Springer, Wien, New York
- RAAB R. & J. PENNERSTORFER (2006) Die Libellenarten Österreichs. In: RAAB R., A. CHOVANEC & J. PENNERSTORFER (Ed.) *Libellen Österreichs*: 71–278. Springer, Wien, New York
- RAEBEL E.M., T. MERCKX, R.E. FEBER, P. RIOR-DAN, D.W. MACDONALD & D.J. THOMPSON (2012) Identifying high-quality pond habitats for Odonata in lowland England: im-

- plications for agri-environment schemes. *Insect Conservation and Diversity* 5: 422–432, <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00178.x>
- REMSBURG A.J., A.C. OLSON & M.J. SAMWAYS (2008) Shade alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance. *Journal of Insect Behaviour* 21: 460–468, <https://doi.org/10.1007/s10905-008-9138-z>
- RUDOLPH R. (1979) Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Libellen-Zönosen von sechs Kleingewässern im Münsterland. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Provinzial-Museum für Naturkunde* 41: 3–28, [https://www.lwl.org/wmfn-download/Abhandlungen/Abh_41\(1\)1979.pdf](https://www.lwl.org/wmfn-download/Abhandlungen/Abh_41(1)1979.pdf)
- RÜPPELL G., D. HILFERT-RÜPPELL, G. REHFELDT & C. SCHÜTTE (2005) Die Prachtlibellen Europas. Die Neue Brehm-Bücherei 654, Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben
- SAMRAOUI B., S. BOUZID, R. BOULAHBAL & P.S. CORBET (1998) Postponed reproductive maturation in upland refuges maintains life-cycle continuity during the hot, dry season in Algerian dragonflies (Anisoptera). *International Journal of Odonatology* 1: 119–135, <https://doi.org/10.1080/13887890.1998.9748100>
- SAMWAYS M.J. (2024) Conservation of dragonflies. Sentinels for freshwater conservation. Royal Entomological Society, CABI, Wallingford, UK, Boston
- SCHIEL F.-J. & H. HUNGER (2006) Zufallsfunde von *Sympecma fusca* in mutmaßlichen Überwinterungshabitaten fernab geeigneter Entwicklungsgewässer. *Mercuriale* 6: 26–27, https://sglibellen.de/wp-content/uploads/2024/04/Schiel___Hunger_2006_OM.pdf
- SCHMIDT E.G. (1985) Habitat inventarization, characterization and bioindication by a “Representative Spectrum of Odonata Species (RSO)”. *Odonatologica* 14: 127–133, <https://natuurtijdschriften.nl/pub/591695/OJIOS1985014002005.pdf>
- SIMAICA J.P., M.J. SAMWAYS & P.P. FRENZEL (2016) Artificial ponds increase local dragonfly diversity in a global biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation* 25: 1921–1935, DOI: 10.1007/s10531-016-1168-9
- SITTENTHALER M., I. FISCHER, A. CHOVANEC, S. KOBLMÜLLER, O. MACEK, H. SATTMANN, N. SZUCSICH, L. ZANGL & E. HARING (2023) DNA barcoding of exuviae for species identification of Central European damselflies and dragonflies (Insecta: Odonata). *Journal of Insect Conservation* 27: 435–450, <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00467-x>
- STERNBERG K. (2000) *Sympetrum striolatum*. In: STERNBERG K. & R. BUCHWALD (Ed.) Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: 602–616. Ulmer, Stuttgart
- TESKE A. (2011) Herbstlebensräume von *Sympecma paedisca* (Brauer, 1877) und *S. fusca* (Vander Linden, 1820) im Bereich Thülsfelder Talsperre (LK Cloppenburg). *Drosera* 2010: 149–158, <https://oops.uni-oldenburg.de/2054/1/Teske%20149-158.pdf>
- THOMAS B. (2002) Temperaturrekorde in den 1990er Jahren und früher Beginn von Flugzeit und Fortpflanzung bei häufigen Libellenarten in Nordwestdeutschland (Odonata). *Libellula* 21: 25–35, <https://www.libellula.org/wp-content/uploads/2017/04/Libellula-21-12-Thomas.pdf>
- VILENICA M., I. POZOJEVIC, N. VUCKOVIC & Z. MIHALJEVIC (2020) How suitable are man-made water bodies as habitats for Odonata? *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 421: 13, <https://doi.org/10.1051/kmae/2020008>.
- WEIHRAUCH F. (1998) Die Entwicklung von *Gomphus vulgatissimus* (L.) in Kiesgrubengewässern: seltene Ausnahme oder lediglich übersehen? (Anisoptera: Gomphidae). *Libellula* 17: 149–161, <https://www.libellula.org/wp-content/uploads/2015/12/Libellula-17-34-Weihrach.pdf>

WEITZEL M. (2009) Bemerkenswerte Spätherbst- und Winterbeobachtungen von Köcherfliegen und Libellen im extrem milden Winter 2006/2007 aus dem Moselgebiet. *Dendrocos* 36: 81–85

WILDERMUTH H. (1994) Populationsdynamik der Großen Moosjungfer, *Leucorrhinia pectoralis* Charpentier, 1825 (Odonata, Libellulidae). *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 3: 25–39

WILDERMUTH H. (2010) Monitoring the effects of conservation actions in agricultural and urbanized landscapes – also useful for assessing climate change? *BioRisk* 5: 175–192, DOI: 10.3897/biorisk.5.848

WILDERMUTH H. (2017) Die Libellenfauna (Odonata) zweier neu angelegter Wiesenweiher – Sukzession, Prädation, Manipulation. *Libellula* 36: 109–134, https://www.libellula.org/wp-content/uploads/2020/10/Libellula_36_34_Wildermuth.pdf

WILDERMUTH H. & A. KREBS (1983) Sekundäre Kleingewässer als Libellenbiotope. *Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft Zürich* 128: 21–42

WILDERMUTH H. & D. KÜRY (2009) Libellen schützen, Libellen fördern. Leitfaden für die Naturschutzpraxis. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz Nr. 31. Pro Natura, Basel

WILDERMUTH H. & A. MARTENS (2019) Die Libellen Europas. Alle Arten von den Azoren bis zum Ural im Porträt. Quelle & Meyer, Wiebelsheim

WILLIGALLA C. & T. FARTMANN (2009) Die Libellenfauna der Regenrückhaltebecken der Stadt Mainz (Odonata). *Libellula* 28: 117–137, https://www.libellula.org/wp-content/uploads/2016/10/28_3-4_Willigalla_Fartmann.pdf

ZESSIN W. (1998) Gartenteiche und Libellen. *Virgo* 2: 43–49

Manuskripteingang: 12. Dezember 2024

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Libellula](#)

Jahr/Year: 2025

Band/Volume: [44](#)

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

Artikel/Article: [Veränderung der Libellenfauna eines Kleingewässers nach 28 Jahren unter besonderer Berücksichtigung phänologischer Aspekte 1-28](#)