

Endbericht

Krebse und Libellen in den ländlichen Gebieten Wiens und das Potenzial von DNA-Barcoding-Methoden für deren Erfassung und Management

Projektteil A – Libellen



Titelfoto: *Libellula fulva*, Panozzalacke. Foto: V. Kargl.

Projekt im Rahmen des Österreichischen Programms für die ländliche Entwicklung 2014–2020
Projektdauer: 01.01.2020 – 31.12.2022

Mit Unterstützung von Land und Europäischer Union

AutorInnen:

Iris Fischer, MSc.

Naturhistorisches Museum Wien, Zentrale Forschungslaboratorien
iris.fischer@nhm-wien.ac.at

Victoria Kargl, MSc.

Naturhistorisches Museum Wien, Zentrale Forschungslaboratorien
victoria.kargl@nhm-wien.ac.at

Univ.-Doz. Dr. Andreas Chovanec

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft
Andreas.Chovanec@bmlrt.gv.at

Priv.-Doz. Dr. Elisabeth Haring

Naturhistorisches Museum Wien, Zentrale Forschungslaboratorien
elisabeth.haring@nhm-wien.ac.at

Inhalt

Präambel.....	1
1. EINLEITUNG.....	1
1.1. Hintergrund.....	1
1.2. Umwelt-DNA	2
1.3. Projektziele.....	3
2. 2. UNTERSUCHUNGSGEBIETE	4
2.1. Allgemeine Beschreibung der Untersuchungsgebiete.....	4
2.1.1. Lobau.....	4
2.1.2. Lainzer Tiergarten	8
2.1.3. Wienerwald.....	9
3. FRAGESTELLUNGEN PROJEKTEIL A LIBELLEN	11
4. METHODE.....	11
4.1. Untersuchte Gewässer und Standorte.....	11
4.1.1. Standorte in der Lobau	11
4.1.2. Standorte im Lainzer Tiergarten	13
4.1.3. Standorte im Wienerwald.....	14
4.2. Traditionelle Methoden zur Erfassung der Libellenfauna	14
4.3. Imagines Kartierung.....	14
4.3.1 Erhebung der Imagines - Stillgewässer	15
4.3.2. Erhebung der Imagines – Fließgewässer.....	16
4.4. Exuvien-Erhebung – Fließgewässer und Stillgewässer	17
4.5. Larvenkartierung – Fließgewässer	17
4.6. Umwelt-DNA-Barcoding (environmental DNA Barcoding; eDNA Barcoding).....	18
4.6.1. Artspezifische eDNA-Primer für Libellen – Strategie	19
4.6.2. Artspezifische eDNA-Primer für Libellen – Auswahl und Etablierung	20
4.6.3. Polymerase-Kettenreaktion (polymerase chain reaction; PCR).....	21
4.6.4. Sequenzierung & und Artbestimmung: Sequenzvergleiche via „BLAST-Search“	22
4.6.5. eDNA-Probenahme & Extraktion.....	23
4.6.6. Versuche zur Driftdistanzmessung bei eDNA in Fließgewässern.....	24
4.7. Erhebung physikalisch-chemischer und hydromorphologischer Parameter.....	25
4.8. Molekulargenetische Bestimmung von Larven & Exuvien	25
4.9. Statistische Auswertung.....	26
4.10. Gewässerbewertung	28
4.10.1. Lobau - Stillgewässer.....	28
4.10.2. Lainzer Tiergarten – Stillgewässer	34

4.10.3.	Wienerwald - Fließgewässer	35
4.11.	Gefährdung	38
5.	ERGEBNISSE.....	38
5.1.	Lobau.....	38
5.1.1.	Ergebnisse der traditionellen Erhebungen – Lobau.....	38
5.1.2.	Ergebnisse der eDNA-Barcoding-Analyse – Lobau.....	48
5.1.3.	Vergleich Artenspektrum eDNA-Barcoding vs. traditionelle Erhebung der Imagines – Lobau	51
5.1.4.	Physikalisch-chemische und hydromorphologische Parameter – Lobau	54
5.1.5.	Analyse der korrelierenden Parameter – Lobau	55
5.1.6.	Gewässerbewertung – Lobau	59
5.2.	Lainzer Tiergarten	63
5.2.1.	Ergebnisse der traditionellen Erhebungen – Lainzer Tiergarten	63
5.2.2.	Ergebnisse der eDNA-Barcoding-Analyse – Lainzer Tiergarten	67
5.2.3.	Vergleich Artenspektrum eDNA-Barcoding vs. traditionelle Erhebung der Imagines – Lainzer Tiergarten	67
5.2.4.	Artnachweise mittels eDNA-Barcodings im zeitlichen Verlauf – Lainzer Tiergarten	68
5.2.5.	Physikalisch-chemische und hydromorphologische Parameter – Lainzer Tiergarten ..	69
5.2.6.	Analyse der korrelierenden Parameter – Lainzer Tiergarten	70
5.2.7.	Gewässerbewertung – Lainzer Tiergarten	71
5.3.	Wienerwald.....	72
5.3.1.	Ergebnisse der traditionellen Erhebungen – Wienerwald.....	72
5.3.2.	Ergebnisse der eDNA-Barcoding-Analyse – Wienerwald.....	75
5.3.3.	Vergleich Artenspektrum eDNA-Barcoding vs. traditionelle Erhebung der Larven – Wienerwald.....	76
5.3.4.	Artnachweise mittels eDNA-Barcoding im zeitlichen Verlauf – Wienerwald	76
5.3.5.	Physikalisch-chemische und hydromorphologischer Parameter – Wienerwald	78
5.3.6.	Analyse der korrelierenden Parameter – Wienerwald	79
5.3.7.	Gewässerbewertung – Wienerwald.....	82
5.3.8.	Versuche zur Driftdistanzmessung bei eDNA in Fließgewässern.....	83
6.	BLAUES WASSER	83
6.1.	Ergebnisse des eDNA-Barcodings– Blaues Wasser	84
7.	ÖFFENTLICHKEITSARBEIT	85
8.	DISKUSSION.....	85
8.1.	Bewertung Lobau	85
8.1.1.	Gefährdete Arten – Lobau	87
8.2.	Bewertung Lainzer Tiergarten.....	88
8.3.	Bewertung Wienerwald	88

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

8.4.	Umwelt-DNA-Analysen – Optimierung & Evaluierung	90
8.5.	Methoden- und Primerwahl	91
8.6.	Können mittels eDNA-Barcoding und „traditioneller“ Methoden der Imagineskartierung dieselben Arten nachgewiesen werden?.....	92
8.7.	Beeinflussende Faktoren.....	92
8.8.	Besteht einen Zusammenhang zwischen der Häufigkeit einer Art und deren Detektionswahrscheinlichkeit via eDNA-Barcoding?.....	93
8.8.1.	Wassertemperatur.....	94
8.9.	Gibt es einen Zusammenhang zwischen dem Zeitpunkt der Probenahme und der Detektionsrate mittels eDNA, bzw. wann sind optimale Zeiten für die eDNA-Probenahme zum Nachweis der Libellenarten?	95
8.9.1.	Stillgewässer Lobau (große Gewässersysteme > 20 km ²).....	96
8.9.2.	Stillgewässer Lainzer Tiergarten (kleine und Kleinstgewässer < 10 m ²)	97
8.9.3.	Fließgewässer.....	97
8.10.	Besteht ein Zusammenhang zwischen physikalisch- chemischen und ökologischen Parametern und der Detektion von Libellen mittels eDNA?	97
8.10.1.	pH-Wert & Leitfähigkeit	97
8.10.2.	Akkumulation der DNA und Transport im Fließgewässer	98
8.10.3.	Emerse und submerse Vegetation	99
8.10.4.	Sohlsubstrat	100
8.11.	Gefiltertes Wasservolumen & technische Replikate	101
8.12.	eDNA-Sampler vs. Sterivex-Filter	103
8.13.	Unterschiede im Erfolg der Nachweisbarkeit verschiedener Arten	104
9.	RESÜMEE.....	105
10.	LITERATUR.....	108
11.	ANHANG.....	114

Präambel

Im Zuge der vorliegenden Studie wurden repräsentative fließende und stehende Gewässer in den ländlichen Gebieten Wiens auf Libellen und autochthone bzw. invasive Krebsarten untersucht. Ziel war es, DNA-Barcoding-Methoden zur routinemäßigen Erfassung von Krebs- und Libellenarten zu testen und auszubauen und deren Potenzial für unterschiedliche Anwendungszwecke zu bewerten. Die Evaluierung fand bei beiden Organismengruppen über den Vergleich mit traditionellen Erhebungen statt.

Die aus dem Projekt resultierenden Ergebnisse werden in zwei Berichten zusammengefasst: Teil A – Libellen (vorliegender Bericht) und Teil B – Krebse. Auch wenn sich durch diese Aufteilung Redundanzen in den Berichten nicht vermeiden ließen, erschien diese Vorgangsweise sinnvoll, um Übersichtlichkeit zu wahren.

1. EINLEITUNG

1.1. Hintergrund

Der kontinuierliche Rückgang der biologischen Vielfalt ist eine der größten Herausforderungen des 21. Jahrhunderts. Binnengewässer sowie ihre angrenzenden Auen sind Hotspots der biologischen Vielfalt und zählen gleichzeitig zu den weltweit am stärksten bedrohten Ökosystemen. Die darin auftretenden Lebensgemeinschaften geraten durch Klimawandel und anthropogen bedingte Veränderungen immer mehr unter Druck, wodurch die Anzahl bedrohter Arten zunehmend ansteigt. Für Libellen können Verlust, Veränderung und Fragmentierung aquatischer Lebensräume sowie deren Exposition gegenüber Chemikalien und Pestiziden als Hauptgefährdungsursachen genannt werden. In Österreich sind 2/3 der 78 Libellenarten in Gefährdungskategorien der Roten Liste Österreichs angeführt. Auf europäischer Ebene sind 13 % der 143 in Europa vorkommenden Libellenarten in einer der drei Gefährdungskategorien nach den Kriterien der Roten Liste der IUCN genannt. Elf der 16 in den Anhängen der FFH-Richtlinie angeführten Libellenarten kommen in Österreich vor. Abgesehen vom naturschutzfachlichen Wert stellt die Erhebung von Libellen ein wichtiges Instrument für die Charakterisierung von aquatischen Lebensräumen und die Beurteilung ihres ökologischen Zustandes dar (CHOVANEC 2018a, 2018b, 2019). Das Gesamtartenspektrum sowie das Inventar bodenständiger Arten und die Ausprägung ökologischer Gilden erlauben die Beurteilung von Strukturvielfalt, Nischenreichtum und von funktionellen Beziehungen im Ökosystem (WARINGER 1989; CHOVANEC &

WARINGER 2001; CHOVANEC et al. 2004; CHOVANEC 2017). Die gute Bestimmbarkeit der Imagines im Feld, umfangreiche Informationen über Verbreitung und Biologie der Arten, ihre schnelle Reaktion auf positive oder negative Lebensraumveränderungen und das Vorhandensein von etablierten Erhebungs- und Bewertungsmethoden sind weitere Gründe für die Eignung von Libellen als Indikatoren (CHOVANEC 2019; vgl. auch z. B. OERTLI 2008).

Sowohl für die Beurteilung des gewässerökologischen Zustands eines Gewässers als auch für ein effektives Management von (gefährdeten) Arten sind aktuelle und umfassende Daten zur Verbreitung und Populationsgröße entscheidend.

Zusätzlich zu den traditionellen Methoden (bei Libellen die Beobachtung der Imaginalfauna, die Sammlung von Larven und Exuvien) finden molekulargenetische Methoden wie Umwelt-DNA-Barcoding als sensitives, nicht invasives Instrument für das Monitoring aquatischer Organismen vermehrt Anwendung.

1.2. Umwelt-DNA

Mit aus Wasser extrahierter Umwelt-DNA („environmental DNA“, eDNA) können entweder einzelne Arten oder – über „next generation sequencing“ (NGS)-Methoden – ganze Artengemeinschaften („Metabarcoding“) detektiert werden. Insbesondere für Fische und Amphibien ist die Methode des Metabarcoding bereits weit fortgeschritten und erlaubt über die Analyse von Wasserproben die Erfassung ganzer Zönosen/Artenspektren, wobei sogenannte „universelle“ PCR-Primer eingesetzt werden, die bei einem breiten Artenspektrum funktionieren. Im Rahmen der vorliegenden Studie entschieden wir uns für einen artspezifischen Ansatz zur Detektion von 14 Libellenarten (sowie sieben Krebsarten, siehe Teil B). Dabei wurden artspezifische Primer entwickelt und eingesetzt. Diese binden im Optimalfall ausschließlich im Genom der jeweiligen Ziel-Art. Die Wahl der artspezifischen Methodik gründet auf der Tatsache, dass es sich bei einem Großteil der gewählten Ziel-Arten um seltenere FFH-Arten handelt, welche an den untersuchten Gewässern vorwiegend nur in geringen Dichten zu erwarten waren. Die für NGS-Metabarcoding eingesetzten universellen Primer zeigen oft Ausfälle oder schlechtere Amplifikation von DNA bestimmter Taxa oder Taxon-Gruppen. Insbesondere seltene Arten sind oft stark unterrepräsentiert oder werden gänzlich übersehen, da ihre DNA im Vergleich zu anderen (häufigen) Spezies kaum bis gar nicht amplifiziert wird. Im Gegensatz zu den für den Nachweis von Fischen und Amphibien meist verwendeten Markergenen (mitochondrielles 12S rRNA-Gen und 16S rRNA-Gen), weist das am meisten verwendete DNA-Barcoding-Gen, das mitochondrielle CO1-Gen (Cytochrom-c-Oxidase Untereinheit 1) als proteincodierendes Gen aufgrund der Degeneration des genetischen Codes keine langen, hoch konservierten Abschnitte auf, wie dies z. B. bei den rRNA-Genen

der Fall ist (LEESE et al. 2020; BATOVSKA et al. 2021). Die Wahl geeigneter Bindungsstellen für universelle Primer ist daher stark eingeschränkt, und der Einsatz universeller Primer kann zu unterschiedlich erfolgreicher PCR-Amplifikation verschiedener Arten führen. Abgesehen von möglichen Problemen mit universellen Primern beeinflussen weitere Faktoren wie Probennahme, Wahl des Zielgens, DNA-Polymerase sowie bioinformatische Pipelines die Ergebnisse (COISSAC et al. 2012; ELBRECHT & LEESE 2015; LI et al. 2018; TABERLET et al. 2018; PEIXOTO et al. 2020).

1.3. Projektziele

Im Zuge der vorliegenden Studie wurden repräsentative fließende und stehende Gewässer in den ländlichen Gebieten Wiens auf das Vorkommen von Libellen und autochthonen bzw. invasiven Krebsarten untersucht. Ziel des Gesamtprojekts war es, DNA-Barcoding-Methoden zur routinemäßigen Erfassung von Krebs- und Libellenarten auszubauen und deren Potenzial für unterschiedliche Anwendungszwecke zu bewerten. Die Evaluierung fand bei beiden Artengruppen über den Vergleich mit traditionellen Erhebungen statt. Der vorliegende Teil A des Endberichts bezieht sich im Folgenden auf den Projektteil „Libellen“.

Ziel des Projektteils A „Libellen“ war die Bewertung des Potenzials von eDNA-Barcoding für dessen Anwendung beim Monitoring von FFH-Arten und für gewässerökologische Zustandsbewertungen anhand von Libellen. Die Evaluierung erfolgte, wie oben erwähnt, über einen Vergleich der molekulargenetischen Methode mit traditionellen Erhebungen. Neben dem Artnachweis wurden ebenfalls Abundanz und Bodenständigkeit in den Auswertungen berücksichtigt. Eine zeitlich engmaschige Beprobung über einen langen Zeitraum hinweg sollte Aufschlüsse über den am besten geeigneten Probenahmezeitpunkt und die Anzahl der notwendigen Proben geben. Ebenso wurden gewässermorphologische und chemische Habitatparameter aufgenommen und deren Zusammenhang mit der Detektionswahrscheinlichkeit einzelner Arten getestet. Basierend auf traditionellen und molekulargenetischen Ergebnissen wurde eine Beurteilung des ökologischen Zustandes der untersuchten Gewässer anhand der auftretenden Libellenfauna durchgeführt. Über den Vergleich beider Methoden und die Auswertung einer Vielzahl von potenziell beeinflussenden Faktoren wurden Empfehlungen für eine zukünftige Durchführung und Einbindung von eDNA-Barcoding in die Charakterisierung und Bewertung von aquatischen Lebensräumen und für das Monitoring von gefährdeten Arten abgeleitet.

2. 2. UNTERSUCHUNGSGEBIETE

2.1. Allgemeine Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Die im vorliegenden Projekt untersuchten Gewässer befinden sich in den ländlichen Gebieten Wiens („LE-Gebiete“). Dies sind definierte Areale, die dem Förderprogramm „Ländliche Entwicklung“ der Europäischen Union unterliegen, welches als zentraler Bestandteil der gemeinsamen europäischen Agrarpolitik darauf abzielt, den ländlichen Raum als Lebens-, Wirtschafts- und Erholungsraum ökologisch, wirtschaftlich und sozial aktiv zu gestalten. Im Folgenden werden die drei Untersuchungsgebiete, in welchen sich die repräsentativen stehenden und fließenden Gewässer des Projekts befinden, kurz charakterisiert: Die Lobau, der Lainzer Tiergarten und der Wienerwald. Ein zusätzliches Gewässer, das Blaue Wasser (eine ehemaliger Donau-Nebenarm in Simmering), wurde in die Untersuchung miteinbezogen, um einen Vergleich zwischen unterschiedlichen eDNA-Probennahme-Methoden anzustellen (siehe Punkt 5.4.2). Koordinaten und Gewässerzugehörigkeit der begangenen Standorte finden sich in Appendix 1.

2.1.1. Lobau

Die Lobau ist ein nördlich der Donau gelegener Teil des Nationalparks Donauauen, der sich zum Großteil innerhalb Wiens, teilweise in Niederösterreich befindet und der sich am linken Donauufer auf einer Fläche von 2.300 ha erstreckt (LAZOWSKI et al. 2011). Die im Rahmen der Studie durchgeführten Erhebungen beschränkten sich auf den Wiener Teil des Nationalparks. Einige Fotos der untersuchten Standorte finden sich in Abbildung 1 bis Abbildung 5.

Der Wiener Donauabschnitt ist als verzweigter Fluss mit hoher hydrologischer und morphologischer Dynamik, überwiegend mikro- und mesolithischen Sedimenten und einem glazialen hydrologischen Regime zu klassifizieren (HOHENSINNER et al. 2008a; GRAF & CHOVANEC 2016).

Die Uferlinien und die Auenlandschaft der Lobau wurden in der Vergangenheit durch ausgewogene Erosions- und Sedimentationsprozesse ständig umgestaltet. Die Neubildung und Abtrennung von Mäandern führte gleichzeitig zur Schaffung neuer Lebensräume und zur Umwandlung bestehender Lebensräume (HOHENSINNER et al. 2008b). Die heutige Wiener Lobau ist der Rest dieser ursprünglich ausgedehnten dynamischen Auenlandschaft. Regulierungsmaßnahmen am Ende des 19. Jahrhunderts führten zu einer fast vollständigen Abkopplung des Gebietes vom Hauptstrom. Als einzige Verbindung zur Donau blieb der Schönauer Schlitz am stromabwärts gelegenen Ende der Lobau, durch welche Hochwasser entgegen der Fließrichtung der Donau, also rückstauend, in die Aue gelangen kann. Die zeitliche und räumliche Dynamik in diesem Auensystem wurde drastisch reduziert, und die bis dahin

ausgeglichenen Erosions-Sedimentationsprozesse in der Flusslandschaft kamen zum Stillstand. Verlandungsprozesse, die den Lebensraum Lobau bis heute prägen, nahmen drastisch zu und führten zwischen 1938 und 2004 zu einem Verlust von über 30 % der Wasserflächen (HOHENSINNER et al. 2008b; BAART et al. 2012). Dauerhaft fließende Haupt- und Nebenarme wurden durch einseitig verbundene und isolierte Altarme ersetzt, die sich durch eine starke Sukzession auszeichnen (HOHENSINNER 2011). Während die Gewässerlandschaft in der Oberen Lobau durch eine sukzessionsbedingte starke Ausdehnung von Schilfflächen charakterisiert ist (RECKENDORFER et al. 2013a, b), leidet die Untere Lobau zunehmend unter Austrocknung.

Für die Obere Lobau wurde der Ansatz gewählt, den derzeitigen Zustand des Gebietes durch gezielte Dotierungsmaßnahmen zu erhalten. Seit 2001 wird versucht, durch Dotation der derzeit negativen Entwicklung des Gebietes entgegenzuwirken bzw. diese zu verlangsamen bei gleichzeitiger Wahrung aller Nutzungsinteressen (u. a. Siedlungsraum, Naherholung, Trinkwassergewinnung). Die Dotation erfolgt jährlich zwischen 1. März und 31. Oktober, wobei Wasser aus der Neuen und Alten Donau über das Obere Mühlwasser in die Obere Lobau geleitet wird. Während der Beprobungszeit in den Jahren 2017, 2018 und 2020 lag die mittlere tägliche Dotationsmenge zwischen 164 und 226 l/s (persönliche Mitteilung MA45). Konzepte für die Untere Lobau in Richtung Dynamisierung und Auenrevitalisierung werden seit Jahren diskutiert (WEIGELHOFER et al. 2011), es gibt jedoch keine Dotierung.



Abbildung 1: Oberleitner Wasser (Standort Lobau 7), links: 30. April 2020, rechts: 12. Juni 2020. Foto: V. Kargl.



Abbildung 2: Großsenzersdorfer Arm (Standort Lobau 3), 08. September 2020. Foto: V. Kargl.



Abbildung 3: Großsenzersdorfer Arm (Standort Lobau 4), 01. Juli 2020. Foto: V. Kargl.



Abbildung 4: Mühlwasser (Standort Lobau 11), 12. Juni 2020. Foto: V. Kargl.



Abbildung 5: Kühwörther Wasser (Standort Lobau 26), 27. April 2020. Foto: V. Kargl.

2.1.2. Lainzer Tiergarten

Der Lainzer Tiergarten ist ein Naturschutz- und Erholungsgebiet im Westen der Stadt Wien. Das Gebiet umfasst eine Gesamtfläche von 2.450 Hektar, 79 % davon sind bewaldet. Der Lainzer Tiergarten liegt im Grenzgebiet zwischen pannonischem und ozeanischem Klima, daher kommt es zwischen dem östlichen und dem westlichen Bereich zu wesentlichen Temperaturunterschieden. Geologisch betrachtet liegt das Areal in der Flyschzone, für die zahlreiche Bäche und Gräben charakteristisch sind (STADT WIEN: <https://www.wien.gv.at/umwelt/wald/erholung/lainzertiergarten/lebensraum/>. download am 14.12.2022). An Hängen kommt es durch häufige Pseudogley-Vorkommen immer wieder zu Vernässungen und Quellaustritten (KÖBL 2017). Mit der Anerkennung des Biosphärenparks Wienerwald durch die United Nations Educational Scientific and Cultural Organization (UNESCO) im Jahr 2005 wurde der Lainzer Tiergarten Teil desselben und der Johannser Kogel wurde als Kernzone ausgewiesen. Seit 2008 ist der Lainzer Tiergarten auch Europaschutzgebiet und gehört somit zum europäischen Schutzgebietsnetzwerk Natura 2000. Eine Standortfotos finden sich in Abbildung 6 bis Abbildung 8.



Abbildung 6: Stark frequentierter Suhltümpel auf der Aumüllerwiese (LTG 02), links: 07. Mai 2020, rechts (rechter Teil des Kleingewässers): 08. Juli 2020. Foto: V. Kargl.



Abbildung 7: Tümpel Aumüllerwiese (LTG 01) links: 21. April 2020, rechts: 03. September 2020. Foto: V. Kargl.



Abbildung 8: Weiher Hochwiese (LTG 03), 19. Juli 2022. Foto: V. Kargl.

2.1.3. Wienerwald

Die im Rahmen der Studie untersuchten Bäche des Wienerwaldes liegen allesamt in der Ökoregion Alpen, zwei davon (Wurzbach (Abbildung 9) und Alsbach) in der Bioregion „Flysch- und Sandstein-Voralpen“ (WIMMER et al. 2007). Das dritte Gewässer (Reisenbergbach) entspringt in der Bioregion „Flysch- und Sandstein-Voralpen“, dessen unteres Drittel läuft jedoch durch die Bioregion „Östliche Flach- und Hügelländer“. Alle Gewässer sind der biozönotischen Region des Epirhithrals zuzuordnen und liegen im Biosphärenpark Wienerwald.

Wienerwaldbäche der Flyschzone zeichnen sich durch hohe Quellfähigkeit und geringe Infiltrationskapazität für Niederschlagswasser aus, wodurch rasch ansteigende Hochwasserwellen die Folge sind. Dadurch ist die Amplitude zwischen Mittelwasserabfluss und Hochwasserabfluss enorm hoch, und die rasch ansteigenden Hochwässer führen zu Tiefenerosion und V-förmig eingeschnittenen Tälern. Im Sommer kommt es durch stomatäre Transpirationsverluste zu Niederwasserabflüssen, trotz hoher Niederschläge steigen erst im Herbst die Abflusswerte wieder. Der Wasserchemismus ist durch den geologischen Untergrund geprägt und führt zu hohen Leitfähigkeitswerten (500 – 850 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (LANG et al. 2001).

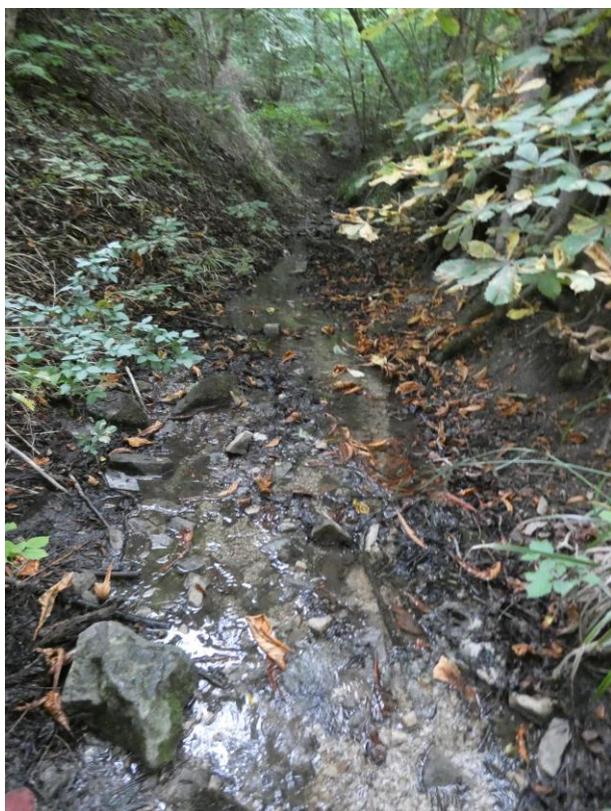


Abbildung 9: Wurzbach (W1), 04. Juli 2022. Foto: V. Kargl.

3. FRAGESTELLUNGEN PROJEKTTEIL A LIBELLEN

Das Projekt umfasste insgesamt sechs Fragestellungen:

- Welche Libellenarten kommen in und an den Untersuchungsgewässern vor?
- Können mittels eDNA-Barcoding und „klassischen“ Methoden der Imagines-Kartierung dieselben Arten nachgewiesen werden?
- Besteht ein Zusammenhang zwischen der Häufigkeit einer Art und deren Detektionswahrscheinlichkeit via eDNA-Barcoding? Können Arten, die als Imagines nur in sehr geringer Häufigkeit vorkommen, auch mittels eDNA-Barcoding erfasst werden?
- Gibt es einen Zusammenhang zwischen dem Zeitpunkt der Probenahme und der Detektionsrate mittels eDNA, bzw. wann sind optimale Zeiten für die eDNA-Probenahme zum Nachweis der Libellenarten?
- Wie häufig und in welchem Zeitraum sollten eDNA-Wasserproben entnommen werden, um das gewünschte Artenspektrum zu erfassen?
- Gibt es einen Zusammenhang von physikalischen, chemischen oder morphologischen Parametern auf die Detektion der einzelnen Arten via eDNA?

4. METHODE

4.1. Untersuchte Gewässer und Standorte

Zwischen 2020 und 2022 wurde die Libellenfauna an ausgewählten Gewässern in den ländlichen Gebieten Wiens erhoben. Die Untersuchungen umfassten insgesamt neun Standorte an fünf Stillgewässern in der Lobau, 16 Standorte an drei Fließgewässern im Wienerwald sowie drei zur Gänze untersuchte kleinere Stillgewässer/Suhlen im Lainzer Tiergarten. Die Standorte sind Appendix 1 aufgelistet.

4.1.1. Standorte in der Lobau

Im Rahmen der Untersuchung im Jahr 2020 wurde die Libellenfauna von fünf Lobau-Gewässern (Panozzalacke, Mühlwasser, Großenzersdorfer Arm, Oberleitner Wasser, Kühwörther Wasser) an insgesamt neun Standorten erhoben. Diese neun Standorte waren bereits Teil einer libellenkundlichen Studie in den Jahren 2017/18 (finanziert vom europäischen Fonds für ländliche Entwicklung und der Magistratsabteilung 22 - Umweltschutz). In die Auswertung wurden Daten aus dieser vorangegangenen Untersuchung miteinbezogen, in deren Rahmen die Libellenfauna an insgesamt 29

Standorten (L1-L29 in Abbildung 10) an 14 Gewässern erhoben wurde. Siebzehn der untersuchten Standorte sind Teil der Oberen Lobau, die sich vom westlichen Ende des Nationalparks bis zum Donau-Oder-Kanal (L01) erstreckt. Anschließend an den Donau-Oder-Kanal erstreckt sich die Untere Lobau, die mit insgesamt 12 Standorten bis zur Gänsehaufentraverse und damit bis zur Wiener Stadtgrenze abgedeckt ist.

Die 29 Probenahmestellen umfassten bis auf wenige Ausnahmen jeweils 100 m lange Uferabschnitte. Sie wurden so ausgewählt, dass sie hinsichtlich ihrer Lebensraumeigenschaften repräsentativ für den jeweiligen Wasserkörper (oder Gewässerabschnitt) waren. Zusätzlich wurde die FFH-Art *Leucorrhinia pectoralis* am Seeschlachtgraben (L12) gezielt erfasst. Die Lage der 29 Abschnitte ist in Abbildung 10 dargestellt.

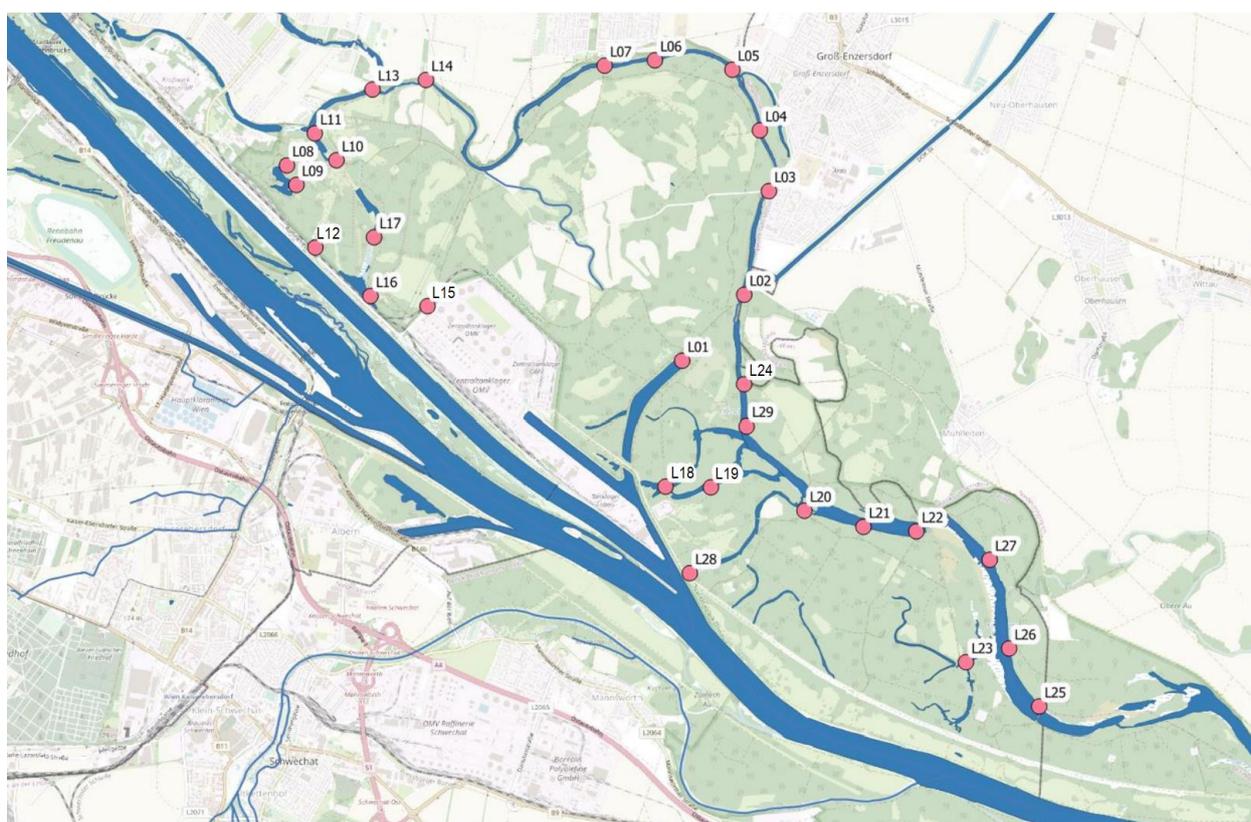


Abbildung 10: Übersichtskarte über die insgesamt 29 Standorte in der Lobau, die in die Bewertung des ökologischen Zustands miteinbezogen wurden. Darin enthalten sowohl die Standorte des aktuellen Projekts (von Nord nach Süd: L03, L04, L06, L07, L11, L16, L25, L26, 27) sowie alle zwischen 2017-2019 kartierten Standorte.

4.1.2. Standorte im Lainzer Tiergarten

Die im Lainzer Tiergarten ausgewählten Stillgewässer (Abbildung 11) wurden aufgrund ihrer geringen Größe in ihrer gesamten Ausdehnung untersucht. Zwei der Gewässer waren durch Quellaustritte gespeiste Wildschweinsuhlen (LTG01, LTG02), das dritte Gewässer war ein 50-60 m² großer Teich (LTG03), der im Jänner 2020 erneut ausgebaggert wurde, um der Verlandung entgegenzuwirken. Die beiden 2020 untersuchten Wildschweinsuhlen befinden sich auf der Aumüllerwiese, das dritte – im Jahr 2022 untersuchte – Gewässer auf der Hochwiese. Aufgrund von Quellaustritten waren alle untersuchten Standorte auch während der heißen Sommermonate bei schwankenden Wasserständen permanent vernässt. Bei den Begehungen wurden regelmäßig frische Suhlsuren (z. B. Trittsuren, Fellabdrücke am Tümpelrand) entdeckt. Standort LTG02 wies aufgrund der starken Frequentierung durch Wildscheine keine bis kaum submerse Vegetation und nur sehr niedrigen Bewuchs um den Tümpelrand auf. Das Gewässer hatte dadurch Pioniercharakter.

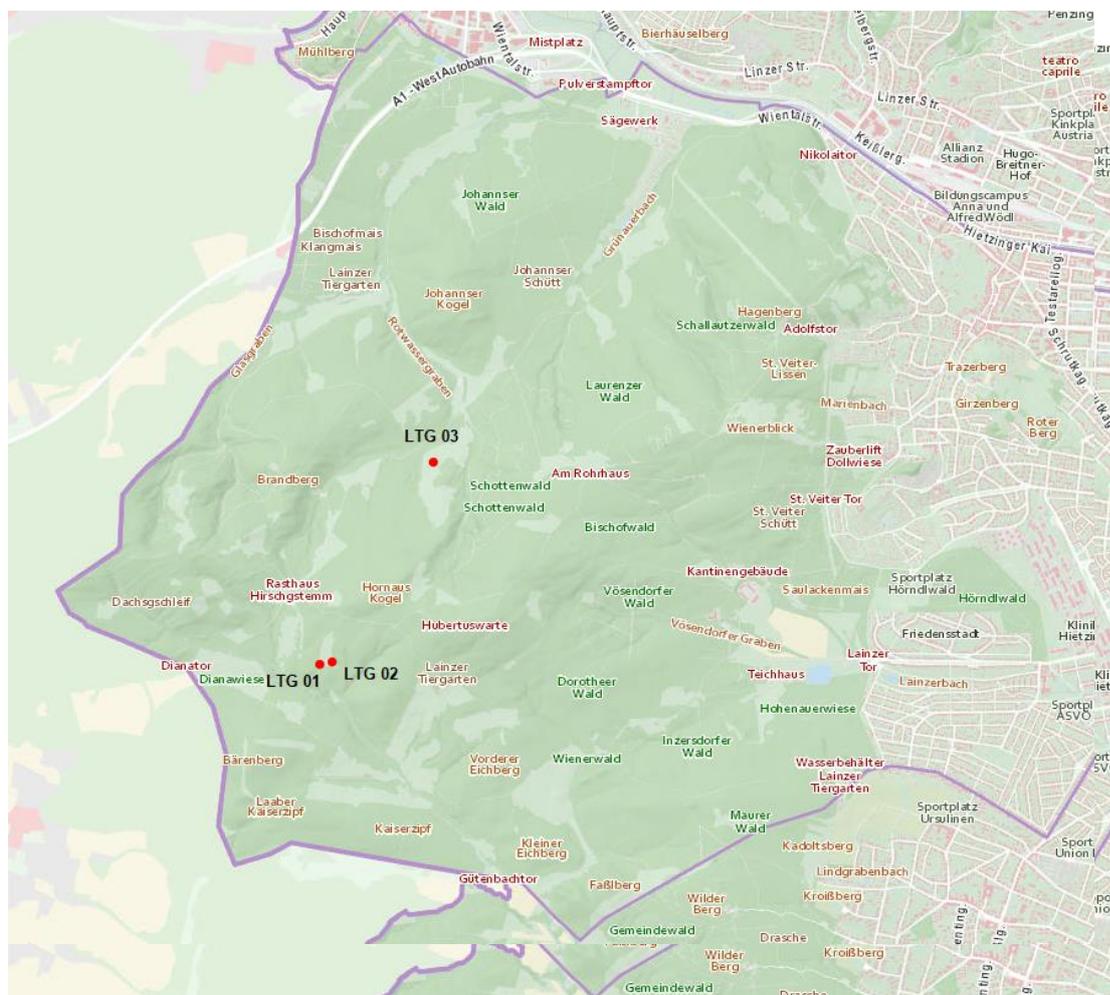


Abbildung 11: Übersichtskarte der Standorte im Lainzer Tiergarten: LTG 1-2 (Suhlen, Aumüllerwiese) und LTG 3 (Teich, Hochwiese, 2022). Quelle: <https://www.wien.gv.at/stadtplan/>.

4.1.3. Standorte im Wienerwald

Im Wienerwald lag der Fokus ausschließlich auf Fließgewässern, drei Bäche wurden untersucht: Alsbach, Reisenbergbach und Wurzbach (Abbildung 12). Abhängig von Zugänglichkeit und Verbauung wurden im Abstand von rund 200 m zwischen Mündung und Quellregion 10 m lange Bachabschnitte ausgewählt. Am Alsbach wurden vier Abschnitte untersucht (A1-A4), am Reisenbergbach sieben (R1-R7) und am Wurzbach fünf (W1-W5).



Abbildung 12: Übersichtskarte mit den untersuchten Fließgewässern im Wienerwald. Quelle: <https://www.wien.gv.at/stadtplan/>.

4.2. Traditionelle Methoden zur Erfassung der Libellenfauna

Die traditionelle Libellenerhebung diente dem Vergleich mit dem durch eDNA-Barcoding ermittelten Artenspektrum und umfasste drei unterschiedliche Methoden (Larvenkartierung, Exuviansammlung, Erhebung der Imagines). Die Methodik variierte an den einzelnen Gewässern und Standorten basierend auf der jeweiligen Fragestellung.

4.3. Imagines Kartierung

Die Erhebung von Imagines repräsentiert traditionell die häufigste Methode zur Erfassung der Libellenfauna an einem Gewässer. Da es unterschiedliche Herangehensweisen bei der Erhebung der Imaginalfauna zwischen Still- und Fließgewässern gibt, wird beides nachfolgend detailliert beschrieben.

4.3.1 Erhebung der Imagines - Stillgewässer

An allen untersuchten Stillgewässerstandorten wurde die imaginale Libellenfauna an mindestens fünf Terminen zwischen März und September erhoben (Lobau: je nach Gewässergröße wurden für ein Gewässer ein oder mehrere repräsentative 100-m-Abschnitte gewählt. Lainzer Tiergarten: Die Gewässer wurden auf Grund ihrer geringen Größe (Uferlinie < 100 m) zur Gänze erhoben). Dabei wurden auftretende Arten und deren Häufigkeiten und Bodenständigkeit am Standort/Gewässer erfasst. Die Individuenzahlen der an den Lobau-Standorten gesichteten Arten wurden, unabhängig vom Gewässertyp, in ein fünfstufiges Abundanzklassensystem übertragen (Tabelle 1). Die Zuteilung der einzelnen Arten in die fünf Abundanzklassen berücksichtigt familienspezifische Raumannsprüche und territoriale Verhaltensweisen der jeweiligen Libellenarten (CHOVANEC 2019). Die Einstufung der einzelnen Arten erfolgte für jeden Standort über den in der Untersuchungsperiode nachgewiesenen maximalen Individuen-Tagesbestand. Da an den Gewässern im Lainzer Tiergarten keine 100-m-Abschnitte untersucht wurden, wurde von einer Zuteilung in Abundanzklassen abgesehen.

Tabelle 1: Zuteilung der Individuenzahlen pro 100-m-Gewässerabschnitt zu Abundanzklassen nach CHOVANEC (2019).

	1 Einzelfund	2 selten	3 häufig	4 sehr häufig	5 massenhaft
Zygoptera ohne Calopterygidae	1	2 - 10	11 - 25	26 - 50	> 50
Calopterygidae und Libellulidae	1	2 - 5	6 - 10	11 - 25	> 25
Anisoptera ohne Libellulidae	1	2	3 - 5	6 - 10	> 11

Ausschlaggebend für die Einstufung einer Art an einem Standort als „sicher bodenständig“ war der Fund von frisch geschlüpften Individuen und/oder Exuvien. Eine Bodenständigkeit wurde als wahrscheinlich angesehen, wenn Reproduktionsverhalten (Kopula, Eiablage und Tandemflug) beobachtet werden konnte und/oder die Imagines pro 100-m-Abschnitt in Abundanzklasse 3, 4 oder 5 (Tabelle 1) nachgewiesen wurden. Eine Art wurde als „möglicherweise bodenständig“ eingestuft, wenn Imagines in Abundanzklasse 1 oder 2 an zumindest zwei unterschiedlichen Begehungsterminen an demselben Standort auftraten. In den nachfolgenden Darstellungen werden sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständige Arten als „bodenständig“ zusammengefasst. Wurde eine Art unabhängig von Abundanz und Bodenständigkeit an zwei unterschiedlichen Gewässern festgestellt, wurde sie für das Untersuchungsgebiet als bodenständig eingestuft.

4.3.2. Erhebung der Imagines – Fließgewässer

An den untersuchten Fließgewässern lag der Fokus auf den beiden dominierenden Arten (*Cordulegaster heros* und *Cordulegaster bidentata*). Aufgrund der großen Aktionsradien und des ausgeprägten Dispersionsverhaltens beider Arten ist eine Zählung von Individuen über Sichtnachweis von synchron auftretenden Tieren nicht zielführend bzw. nicht ausreichend und würde zu einer Unterschätzung des Bestandes führen. Für die Abschätzung der tatsächlichen Populationsgröße über Imagines ist eine individuelle Markierung der Tiere notwendig. Am Alsbach und Reisenbergbach wurden zu jeweils zwei Terminen an den vorab für die Larvenkartierung und eDNA-Probennahme festgelegten Strecken alle gesichteten Tiere mit dem Kescher gefangen und mit einer individuellen Farbmarkierung (Nagellack) an den Flügeln markiert (siehe Abbildung 13). Um die Erhebung zu standardisieren, wurde nach 30 Minuten der Standort gewechselt, wenn zuvor allerdings nicht alle gesichteten Individuen gefangen werden konnten, nochmals 30 Minuten lang am Standort verweilt, um zuvor gesichtete, jedoch noch unmarkierte Individuen zu fangen und markieren zu können. Die gefangenen und markierten Tiere wurden nach Erfassung von Art und Geschlecht umgehend wieder frei gelassen. Wurden Individuen am selben oder am darauffolgenden Begehungstermin (nach fünf bzw. sechs Tagen) wiedergefangen, wurden Standort und Farbcode vermerkt. Für die Ermittlung der Bodenständigkeit wurden Larven- und Exuvienfunde sowie die Beobachtung von Eiablage an dem jeweiligen Standort herangezogen.



Abbildung 13: Markiertes Männchen von *Cordulegaster heros* – Reisenbergbach am 06.07.2021. Foto: V. Kargl.

4.4. Exuvien-Erhebung – Fließgewässer und Stillgewässer

An den Fließgewässern wurden während der Emergenzperiode (Juni – Juli) die Uferbereiche aller 16 kartierten Abschnitte (A1-A4, R1-R7, W1-W5) nach Exuvien abgesucht. Da die Exuvien-Erhebung an den Stillgewässern durch die meist dicht bewachsene Uferzone sehr zeitintensiv ist, wurden für die Exuvien-Erhebung an Stillgewässern fünf geeignete Gewässer(abschnitte) in der Lobau und im Lainzer Tiergarten ausgewählt (L04, L16, L25, LTG01, LTG02) und deren Ufer zwischen April und September alle 10–14 Tage auf Exuvien abgesucht. In der Lobau umfassten diese Abschnitte eine Länge von 100 m, im Lainzer Tiergarten wurden die Gewässer zur Gänze abgesucht.

Alle gefundenen Exuvien wurden gesammelt und bis zur Bestimmung einzeln in Gefäßen mit 96 % Ethanol gelagert. Die Determination erfolgte in einem ersten Schritt anhand morphologischer Merkmale unter dem Binokular mit Hilfe von Bestimmungsliteratur (HEIDEMANN & SEIDENBUSCH 1993; KOHL 1998; BROCHARD et al. 2012). War eine morphologische Bestimmung der Exuvien z. B aufgrund von Beschädigungen nicht möglich, wurde eine molekulargenetische Bestimmung via DNA-Barcoding vorgenommen (siehe Kapitel 4.8 Molekulargenetische Bestimmung von Larven & Exuvien).

4.5. Larvenkartierung – Fließgewässer

Die Larvenkartierung fand nur an Fließgewässern statt, und zwar an den untersuchten Fließgewässern (Alsbach, Reisenbergbach, Wurzbach) jeweils an einem Termin im April und Mai. Der Fokus lag auf den beiden dominierenden Arten *Cordulegaster heros* und *Cordulegaster bidentata*. Da die Larven beider Arten zumeist eingegraben im Bachsediment leben, wurde dieses innerhalb der Untersuchungsabschnitte mit Handsieben auf Larven abgesucht. Gefundene Larven wurden, um einen Wiederfang zu vermeiden, für die Kartierungsdauer des jeweiligen Abschnitts in mit Wasser gefüllte Plastikschalen gesetzt (Abbildung 14) und im Anschluss bestimmt und vermessen. Die Bestimmung auf Artniveau war im Freiland mithilfe einer Lupe ab einer Körperlänge der Larven von 13 mm möglich. Von jenen Larven, bei denen eine Bestimmung basierend auf morphologischen Merkmalen zum Erhebungszeitpunkt noch nicht möglich war, wurden 50 % der gefundenen Individuen für eine molekulargenetische Bestimmung gesammelt, die andere Hälfte unbestimmt wieder am selben Bachabschnitt freigelassen. Zusätzlich zur Art wurden ebenfalls (wenn bereits sichtbar) das Geschlecht der Larven vermerkt und Körperlänge und Kopfkapselbreite gemessen. Bei Larven, die eine Körperlänge von > 2 cm hatten, wurde zusätzlich die Flügelscheide vermessen. Bestimmung und Vermessung der Larven erfolgten in einer mit Millimeterpapier ausgelegten Petrischale. Danach wurden die Tiere am selben Standort wieder freigelassen.



Abbildung 14: *Cordulegaster*-Larvenfunde des Standorts R2 - Reisenbergbach am 28.05.2021. Foto: V. Kargl.

Anhand der gemessenen Kopfkapselbreite erfolgte eine Zuteilung der Larven in die Larvenstadien F0 - F2 (Tabelle 2) nach dem Schema von LANG et al. (2001).

Tabelle 2: Zuteilung der Larvenstadien von *Cordulegaster bidentata* und *Cordulegaster heros* nach Kopfkapselbreite (nach LANG et al. 2001).

<i>Cordulegaster bidentata</i>			
Larvenstadium	Kopfkapselbreite in mm	männlich	weiblich
F2	4.9–5.7	4.9–5.1	4.9–5.7
F1	6.2–7.1	6.2–6.6	6.2–7.1
F	7.9–9.0	7.9–8.3	8.5–9.0
<i>Cordulegaster heros</i>			
Larvenstadium	Kopfkapselbreite in mm	männlich	weiblich
F2	4.6–5.7	4.6–5.2	5.0–5.7
F1	6.0–7.3	6.0–6.5	6.4–7.3
F	7.5–9.3	7.5–8.4	8.3–9.3

4.6. Umwelt-DNA-Barcoding (environmental DNA Barcoding; eDNA Barcoding)

Vergleichend zu den traditionellen Methoden wurden an den untersuchten Standorten regelmäßig Wasserproben entnommen und anschließend via eDNA-Barcoding untersucht. Dabei lag der Fokus auf Libellenarten, welche zuvor als Imagines am jeweiligen Standort gesichtet wurden. In einigen Fällen wurde auch auf Arten getestet, die im Freiland nicht nachgewiesen werden konnten, deren Habitatansprüche allerdings erfüllt waren. Pro Standort wurden die entnommenen Wasserproben auf drei bis acht Libellenarten untersucht.

4.6.1. Artspezifische eDNA-Primer für Libellen – Strategie

Im Rahmen des Projektes wurden artspezifische Primer für insgesamt 14 Libellenarten entwickelt sowie fünf von FISCHER et al. (2020) bereits etablierte Primer angewandt. Die Auswahl der 14 Ziel-Arten erfolgte anhand mehrerer Kriterien:

- Um den Einsatz von eDNA-Barcoding im Rahmen von naturschutzrechtlichen und gewässerökologischen Zustandsbewertungen zu evaluieren, wurden repräsentative Ziel-Arten für die gewässertypspezifische Referenzzönose unterschiedlicher Stillgewässertypen (temporäre Kleingewässer bis hin zu großen Au-Systemen) und typischer Epirhithral-Gewässer im Wienerwald festgelegt.
- Drei der Ziel-Arten sind in Anhängen der FFH-Richtlinie europaweit geschützt und repräsentieren sowohl an Still- als auch Fließgewässern auftretende Arten. Dadurch ist der Einsatz von eDNA-Barcoding im Rahmen des FFH-Monitorings evaluierbar.
- Die Ziel-Arten umfassten Libellenarten mit unterschiedlichem Emergenz- und Aktivitätszeitraum. Durch engmaschige eDNA-Probenahme, Imagines-Kartierung und Artentests sollte geprüft werden, wann die Detektionswahrscheinlichkeit von Libellen mittels eDNA-Proben am höchsten ist, sowie, ob die gesteigerte Larvenaktivität kurz vor dem Schlupf und damit ebenfalls der Schlupfzeitpunkt, die Abundanz der einzelnen Arten oder abiotische Parameter Einfluss auf potenzielle Unterschiede in der Detektionswahrscheinlichkeit im Jahresverlauf haben.

Für die Entwicklung der artspezifischen Primer wurde eine CO1-DNA-Referenzdatenbank von 62 Libellenarten herangezogen (ZANGL et al. in prep.), die im Rahmen der österreichischen Barcode of Life-Initiative (ABOL) etabliert wurde. Zusätzlich wurden CO1-Sequenzen aus der NCBI Datenbank GenBank (Genetic data base of the National Centre for Biotechnology Information; <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/> ; im Folgenden „GenBank“) und der BOLD-Datenbank (Barcode of Life Database; <https://boldsystems.org/>; im Folgenden „BOLD“) miteinbezogen, welche einerseits weitere Libellenarten, andererseits die häufigsten Vertreter von Amphibia, Mollusca, Pisces, Trichoptera, Astacoidea, Ephemeroptera, Plecoptera, Culicidae, Isopoda, Coleoptera und Nepomorpha umfassten. Durch *in silico* Tests mit diesen Referenzsequenzen konnte eine Primerbindung an anderen, potenziell in den Gewässern vorkommenden Organismen, ausgeschlossen werden.

4.6.2. Artspezifische eDNA-Primer für Libellen – Auswahl und Etablierung

Für jede der 14 Libellenarten wurden zunächst artspezifische Primer für drei bis acht unterschiedliche Fragmente (< 200 bp) innerhalb der CO1-Region entwickelt und mit der Software AmplifX 2 (JULLIEN 2004) auf Qualität, Spezifität bzw. etwaige Mehrfachbindungen getestet.

Jene Primer, deren Testung *in silico* erfolgreich war, wurden bestellt und in weiteren *in vitro* Schritten validiert.

Die *in vitro*-Validierung bestand aus zwei Phasen. Die erste umfasste eine PCR mit DNA aus dem Gewebe von Imagines der jeweiligen Ziel-Art, um die generelle Leistung der Primer zu beurteilen. In einem zweiten Schritt wurde die Spezifität der Primer in einer PCR mit künstlich hergestellten Mischproben (DNA verschiedener Arten beinhaltend) getestet.

Für die Odonata enthielten die Mischproben 1:10 verdünnte Libellen-DNA von Ziel-Arten und Nicht-Ziel-Arten und waren auf das Artenspektrum des jeweiligen Gewässertyps angepasst.

- Lotische Gewässer: *Calopteryx splendens*, *Calopteryx virgo*, *Cordulegaster heros*, *Cordulegaster bidentata*, *Gomphus vulgatissimus*, *Onychogomphus forcipatus*, *Ophiogomphus cecilia*
- Lentische Gewässer: *Sympecma fusca*, *Coenagrion puella*, *Ischnura elegans*, *Platycnemis pennipes*, *Aeshna affinis*, *Aeshna isoceles*, *Aeshna mixta*, *Orthetrum albistylum*, *Orthetrum brunneum*, *Orthetrum cancellatum*, *Libellula depressa*, *Libellula fulva*, *Libellula quadrimaculata*, *Leucorrhinia caudalis*, *Leucorrhinia pectoralis*

Dieser Schritt wurde gleichzeitig auch für die Optimierung der Annealing-Temperaturen genutzt. Durch die beschriebenen Validierungsschritte wurden pro Art 1–2 Primerpaare ausgewählt, welche mit Wasserproben aus dem Freiland getestet wurden. Die dafür verwendeten Proben stammten vorwiegend aus früheren Projekten, von Gewässern im Nationalpark Lobau und im Wienerwald und wurden so ausgewählt, dass jene Arten, auf die getestet werden sollte, häufig und bodenständig an den Standorten auftraten. Nach Abschluss dieses letzten Schrittes wurde pro Art ein optimales Primerpaar gewählt und damit die Wasserproben des aktuellen Projektes analysiert (siehe Tabelle 3).

4.6.3. Polymerase-Kettenreaktion (polymerase chain reaction; PCR)

Die PCR wurde mit dem Multiplex PCR Kit (Qiagen, Deutschland) in einem Volumen von 25 µl durchgeführt, welches 10 µl H₂O, 12.5 µl Multiplex PCR Master Mix, 0.25 µM jedes Primers und 2 µl Template-DNA enthielt.

Die Reaktionen wurden unter Anwendung eines PCR-Protokolls mit folgenden Schritten durchgeführt: Denaturierung bei 95 °C (15 min); 5 Zyklen bei 94 °C (30 s) / höhere Annealing-Temperatur (20 s) / 72 °C (20 sec); 40 Zyklen: 94 °C (30 s) / niedrigere Annealing-Temperatur (20 s) / 72 °C (20 sec); finale Elongation bei 72 °C (10 min). Gelagert wurde das PCR-Produkt bei 4 °C. Optimale Annealing-Temperaturen sind in Tabelle 3 angegeben.

Pro Primerpaar (Libellenspezies) und Probe wurden mindestens zwei und maximal vier PCR-Wiederholungen durchgeführt. Gab es vor Erreichung der maximalen Anzahl bereits einen Nachweis, wurde auf die verbleibenden Wiederholungen verzichtet.

Tabelle 3: Übersicht der für die jeweilige Libellenart entwickelten eDNA-Primer. Länge der amplifizierten Fragmente (Ampliconlänge) = AL; Sequenzlänge der daraus resultierenden Vergleichssequenz = SL; Annealing-Temperaturen der 2-stufigen PCR = T_{ann}. Die mit * markierten Primer wurden im Rahmen des Vorprojekts (FISCHER et al. 2020) entwickelt und im Rahmen des aktuellen Projekts für Artentests verwendet.

Ziel-Art	Forward primer 5'–3'	Reverse primer 5'–3'	AL	SL	T _{ann}
Fließgewässer					
<i>Calopteryx virgo</i> *	CO1-Cvi-F1 atatcaacaatcggaagatcc	CO1-Cvi-R1 gcacctaatactcactcaatac	113 bp	72 bp	59/55 °C
<i>Calopteryx splendens</i>	CO1-Csp-F4 tttctttattcacaggagtg	CO1-Csp-R4 Ctactcagactatctctgatg	148 bp	107 bp	59/57 °C
<i>Platycnemis pennipes</i>	CO1-Ppe-F6 attaaaggccaattataatc	CO1-Ppe-R3 gaatctcaataattggggttat	171 bp	127 bp	59/57 °C
<i>Cordulegaster heros</i> *	CO1-Che-F1 tgactattaccacctctttaat	CO1-Che-R1 ggtttctcaattcttggggca	177 bp	132 bp	64/61 °C
<i>Cordulegaster bidentata</i>	CO1-Cbi-F1 tgattactacccccatcattaat	CO1-Cbi-R1 agtttctcaatccttagtgct	177 bp	132 bp	60/58 °C
<i>Ophiogomphus cecilia</i>	CO1-Oce-F2 ccctcattaactttattactg	CO1-Oce-R2 ccaagtgaatgaaaaattgta	139 bp	95 bp	60/57 °C
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	CO1-Ofor-F2 ttcaggggttacaataaattca	CO1-Ofor-R2 gtggatacctcttaatccc	113 bp	71 bp	60/57 °C
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	CO1-Ofor-F3 athtagcaggagtatcctcc	CO1-Ofor-R3 gctaatactggtaataaaga	157 bp	116 bp	61/58 °C

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Fortsetzung Tabelle 3: Übersicht der für die jeweilige Libellenart entwickelten eDNA-Primer. Länge der amplifizierten Fragmente (Ampliconlänge) = AL; Sequenzlänge der daraus resultierenden Vergleichssequenz = SL; Annealing-Temperaturen der 2-stufigen PCR = T_{ann}. Die mit * markierten Primer wurden im Rahmen des Vorprojekts (FISCHER et al. 2020) entwickelt und im Rahmen des aktuellen Projekts für Artentests verwendet.

Ziel-Art	Forward primer 5'–3'	Reverse primer 5'–3'	AL	SL	T _{ann}
Stillgewässer					
<i>Sympecma fusca</i>	CO1-Sfu-F11 gactattaaaggcacaatttgc	CO1-Sfu-R9 gtggttcaacacttggaga	152 bp	109 bp	61/59 °C
<i>Erythromma viridulum</i> *	CO1-Evir-F2 Cttacacctagcgggc	CO1-Evir-R2 ttctctccagtattagcagg	166 bp	128 bp	59/56 °C
<i>Ischnura elegans</i>	CO1-lel-F1 Tttgacttttacctccctcg	CO1-lel-R1 gtcctcaatttaggagcaat	181 bp	140 bp	59/57 °C
<i>Ischnura pumilio</i>	CO1-lpum-F1 atatgaaatcacctggaataag	CO1-lpum-R1 ctcattacctgtactggcag	102 bp	60 bp	60/58 °C
<i>Aeshna mixta</i>	CO1-Ami-F4 gattaacaggtgtagtattg	CO1-Ami-R4 tctagttcattgattcccac	141 bp	101 bp	61/59 °C
<i>Libellula depressa</i>	CO1-Lde-F4 cacaatttcatatagtcctc	CO1-Lde-R4 tcatgatacttattatgtagtt	134 bp	91 bp	58/56 °C
<i>Libellula fulva</i>	CO1-Lfu-F2 caggtgctatcaccatactc	CO1-Lfu-R2 cctcccaggatttggataat	155 bp	113 bp	60/58 °C
<i>Orthetrum brunneum</i>	CO1-Obru-F4 Gatttttgggtgcttgagcg	CO1-Obru-R4 gaattgactgtaccttaata	199 bp	158 bp	59/56 °C
<i>Orthetrum cancellatum</i>	CO1-Oca-F2 gagtygttttagcaactcc	CO1-Oca-R2 cataggaggrtttagttcaatg	124 bp	83 bp	61/58 °C
<i>Leucorrhinia caudalis</i>	CO1-Lca-F8 ctgatgcatatacagcatgg	CO1-Lca-R7 gttccaacgacaagttataag	121 bp	79 bp	63/60 °C
<i>Leucorrhinia pectoralis</i> *	CO1-Lpe-F2 gaaagaggtgcaggtacc	CO1-Lpe-R2 gaagtctcctggtataaaaatag	181 bp	140 bp	62/58 °C
<i>Sympetrum sanguineum</i> *	CO1-Ssa-F2 aataccacgacgatattcg	CO1-Ssa-R2 atgcattaaatgtaaacttc	168 bp	127 bp	58/56 °C

4.6.4. Sequenzierung & und Artbestimmung: Sequenzvergleiche via „BLAST-Search“

Der PCR-Erfolg wurde durch das Vorhandensein von Banden auf einem Agarosegel überprüft. Proben mit positivem PCR-Ergebnis wurden unter Anwendung des Herstellerprotokolls mit dem QIAquick PCR Purification Kit (Qiagen) aufgereinigt und von Microsynth mit den jeweiligen PCR-Primern sequenziert (Microsynth, Balgach, Schweiz; <https://www.microsynth.at/home-at.html>). Die generierten Sequenzen wurden mit der Software Geneious 10.2.6 (<https://www.geneious.com>) editiert, mit dem Programm BioEdit (HALL 1999) manuell aligniert und mittels „BLAST-Search“ mit den Einträgen in BOLD und GenBank sowie der eigenen Referenzdatenbank verglichen, um eine Artbestimmung vorzunehmen.

4.6.5. eDNA-Probennahme & Extraktion

Die Wasserprobennahme fand entsprechend dem Untersuchungsdesign und der spezifischen Fragestellung zwischen 3- und 16-mal pro Jahr statt. Um das mit traditionellen Methoden nachgewiesene Artenspektrum mit den eDNA-Barcoding-Ergebnissen zu vergleichen, wurden an dem Großteil der Stillgewässer-Standorte im Jahresverlauf mehrere (3–9) eDNA-Wasserproben genommen. Um einen direkten Vergleich zu ermöglichen, wurde die eDNA-Probennahme mit den traditionellen Erhebungsterminen zeitlich abgestimmt. Um abzuschätzen, welcher Zeitraum (z. B. Frühjahr, Frühsommer, Sommer etc.) für eine eDNA-Probennahme am geeignetsten ist, bzw. um Empfehlungen über die Anzahl der zu nehmenden Wasserproben abgeben zu können, wurden an fünf Stillgewässerstandorten zusätzliche Wasserproben genommen (Anhang, Appendix 2). Insgesamt waren es im Jahresverlauf an diesen Standorten zwischen 12 und 16 Proben. An den Fließgewässern fand die Probennahme 4- bis 5-mal zwischen März und Oktober statt. Die genauen Daten aller Begehungen sind dem Anhang Appendix 2 zu entnehmen.

Die Wasserproben wurden mit einer sterilen, DNA-freien Kunststoffspritze entnommen und manuell durch HV-Filtereinheiten mit einer Porengröße von 0.45 µm (Merck Millipore, Deutschland) gepresst. An den untersuchten Stillgewässern wurde ein Probenfilter pro Standort verwendet, mit dem über den gesamten 100-m-Abschnitt in regelmäßigen Abständen von fünf bis 10 Metern (je nach Dichte des Uferbewuchses leicht variabel) Wasser entnommen und gefiltert wurde. An den Fließgewässern wurden pro Gewässerabschnitt und Termin mindestens zwei Probenfilter verwendet. Die daraus extrahierte DNA wurde vor der anschließenden PCR gepoolt. Die Probennahme beschränkte sich an den Fließgewässern auf den letzten Meter (stromabwärts gesehen) der 10 m langen Strecke. Die gefilterten Wassermengen waren unterschiedlich, bedingt durch Faktoren wie Gewässertyp, Jahreszeit und Trübung. Sie lagen zwischen 60 ml und 1860 ml. Die Filter wurden bereits im Feld gekühlt und noch am selben Tag bis zur DNA-Extraktion trocken und bei minus 80 °C eingelagert. Die Extraktion der DNA erfolgte mit dem DNeasy PowerWater Sterivex Kit (Qiagen, Deutschland) nach dem Standardprotokoll des Herstellers, jedoch mit einer kleinen Modifikation bezüglich des Volumens des letzten Elutionsschrittes (eluiert in zwei Schritten mit je 50 ml, statt 1-mal mit 100 ml EB-Buffer).

An einigen Standorten (Lainzer Tiergarten, Mühlwasser, Blaues Wasser) wurden zu Testzwecken Wasserproben mit dem batteriebetriebenen eDNA Sampler (Smith Root) genommen. Die daraus generierten Daten wurden extra ausgewertet und nicht in die allgemeine Auswertung miteinbezogen, da die verwendeten Filter und das System sich deutlich von den Sterivex-Filtereinheiten unterscheidet (siehe Kapitel 8.12). Folgende Porengrößen der Filter für den eDNA Sampler wurden getestet: 0.45 µm, 1.2 µm oder 5 µm. Die gefilterten Wassermengen waren unterschiedlich, bedingt durch

Faktoren wie, Gewässertyp, Jahreszeit und Trübung (durch Schwebstoffe) sowie die Porengröße des Filters. Es wurde so lange Wasser gefiltert, bis die Filter keinen weiteren Durchfluss mehr zuließen. Die Volumina lagen zwischen 420 ml und 11.5 Liter. Die Filter wurden bereits im Feld gekühlt und noch am selben Tag bis zur DNA-Extraktion in 96 % Ethanol bei minus 20 °C gelagert. Die Extraktion der DNA erfolgte mit dem DNeasy Blood and Tissue Kit (Qiagen, Deutschland) nach dem Standardprotokoll des Herstellers, mit einer kleinen Modifikation bezüglich des Volumens des letzten Elutionsschrittes (eluiert in zwei Schritten mit je 50 ml, statt 1-mal mit 100 ml EB-Buffer). Die verbleibenden DNA-Proben wurden in die DNA-Sammlung des Naturhistorischen Museums Wien aufgenommen.

4.6.6. Versuche zur Driftdistanzmessung bei eDNA in Fließgewässern

Im Rahmen des Projektes wurden zwei Ansätze getestet, um die Driftdistanz von eDNA in Fließgewässern des Wienerwaldes zu messen.

Ansatz 1: Vor Beginn der Freilandarbeit und eDNA-Probennahme wurden im April 2020 Larven einer heimischen Libellenspezies in Teesieben (1 Larve pro Teesieb) im Hainbach ausgesetzt, die nur in anderen Wiener Gewässern vorkommt. Für den Versuch wurde *Anax imperator* gewählt, deren Larven eine ähnliche Körpergröße haben und zwar vorwiegend im Stillgewässer vorkommen, eine Entwicklung in langsam fließenden Bachabschnitten aber ebenso möglich ist. Die Teesiebe waren an einer Stelle im Mittellauf über den gesamten Gewässerquerschnitt verteilt und mit Schnüren am Ufer befestigt. Um die Darmtätigkeit und damit die DNA-Abgabe anzuregen, bekam jede Larve Chironomidenlarven mit ins Teesieb. Nach zwei Tagen wurden direkt bei den Larven (0 m) und im Abstand von 5 m, 10 m, 50 m, 100 m, 200 m, 500 m und 1 km zu den in den Teesieben sitzenden Larven, jeweils zwei Wasserproben entnommen und analysiert. Parallel dazu wurden Fließgeschwindigkeit und Durchfluss gemessen.

Ansatz 2: Für diesen Ansatz wurde ein hartverbauter Streckenabschnitt im Unterlauf des Reisenbergbaches gewählt. Im Rahmen der Studie wurden im April 2021 in 100 m, 200 m und 300 m Entfernung zur unverbauten Gewässersohle jeweils zwei DNA-Proben genommen und auf die beiden im Gewässer auftretenden *Cordulegaster* Arten analysiert. Da Larven von *Cordulegaster* für ihre Entwicklung grabfähiges Substrat brauchen, stellen in Beton gegossene Gewässersohlen grundsätzlich kein geeignetes Habitat dar. Hartverbaute Fließgewässerstrecken (insbesondere im Unterlauf, bzw. kurz vor der Mündung des Gewässers in einen unterirdischen Kanal, wie es beim Reisenbergbach der Fall war) sollten daher keine bis kaum Larven enthalten. Ein eDNA-Nachweis von *Cordulegaster heros* oder *C. bidentata* in diesem Abschnitt wäre demnach auf verdriftete eDNA aus dem darüber liegenden unverbauten, besiedelten Gewässerbereich zurückzuführen.

4.7. Erhebung physikalisch-chemischer und hydromorphologischer Parameter

Im Zuge jeder eDNA-Probennahme wurden ebenfalls physikalisch-chemische, bzw. hydromorphologische Parameter erhoben, um deren Korrelation mit den eDNA-Barcoding-Ergebnissen auf Signifikanz zu testen. Gewonnene Erkenntnisse sollten ermöglichen, die Probennahme genauer an das jeweilige Gewässer bzw. den jeweiligen Gewässertyp anzupassen und beispielsweise geeignete Zeiträume zu wählen, falls es jahreszeitliche Schwankungen bei den erhobenen Parametern gibt.

Aufgenommen wurden pH-Wert, Leitfähigkeit und Wassertemperatur, welche mit einem Messgerät des Herstellers PCE Instruments gemessen wurden. An den 100-m-Abschnitten der Stillgewässer erfolgten zwei Messungen der genannten Parameter, deren Werte in Folge gemittelt wurden. An den Fließgewässern wurde eine Messung vorgenommen. Bei jeder Begehung wurde ebenfalls die minimale und maximale Gewässertiefe aufgenommen, an den Fließgewässern wurde zusätzlich die Breite an mindestens vier verschiedenen Punkten der 10-m-Abschnitte gemessen. An Fließgewässern wurde zusätzlich die Fließgeschwindigkeit erhoben, und zwar mittels einer Weg-/ Zeitmessung bei jeder eDNA-Probennahme, wobei an jedem Standort der Mittelwert aus dreimal wiederholter Messung berechnet wurde.

Zusätzlich wurden emerse und submerse Vegetation an den Stillgewässern und Laubauflagerungen und Substrat an den Fließgewässern nach ÖNORM M 6232 aufgenommen. Dabei wurden Sand und Feinsediment in einer Klasse unter der Korngröße < 2 mm zusammengefasst (Feinsediment/Sand: < 2 mm; Kies: 2–20 mm; Mikrolithal: 20–63 mm; Mesolithal: 63–200 mm; Makrolithal: 200–400 mm).

4.8. Molekulargenetische Bestimmung von Larven & Exuvien

Larven und Exuvien, welche anhand ihrer morphologischen Merkmale nicht bestimmbar waren, wurden mittels DNA-Barcoding analysiert. Die angewandten Protokolle für die Artbestimmung von Libellen-Exuvien über DNA-Extraktion und PCR-Reaktion sowie die dafür etablierten Primer sind SITTENTHALER et al. (2023) zu entnehmen. Der PCR-Erfolg wurde durch das Vorhandensein von Banden in der erwarteten Länge auf einem Agarosegel überprüft. Proben mit positivem PCR-Ergebnis wurden unter Anwendung des Herstellerprotokolls mit dem QIAquick PCR Purification Kit (Qiagen) aufgereinigt und von Microsynth mit den jeweiligen PCR-Primern sequenziert (Microsynth, Balgach, Schweiz; <https://www.microsynth.at/home-at.html>). Die generierten Sequenzen wurden in der Software Geneious 10.2.6 (<https://www.geneious.com>) editiert, mit dem Programm BioEdit (HALL 1999) manuell aligniert und mittels „BLAST-Search“ mit den Einträgen in der eigenen

Referenzdatenbank, der BOLD-Datenbank und der GenBank verglichen, um eine Artbestimmung vorzunehmen.

Die DNA-Extraktion aus Larven erfolgte aus Muskelgewebe mit dem DNeasy Blood and Tissue Kit (Qiagen) unter Anwendung des von der Firma angegebenen Standardprotokolls. Je nach Larvenstadium bzw. Größe der Larve wurde Gewebe von 1 bis 3 Beinen für die Extraktion verwendet.

Die PCR wurde mit dem Multiplex PCR Kit (Qiagen, Deutschland) in einem Volumen von 25 µl durchgeführt, das 11 µl H₂O, 13.5 µl Multiplex PCR Master Mix, 0.25 µM jedes Primers und 1 µl DNA-Lösung enthielt. Das PCR-Protokoll umfasste folgende Schritte: initiale Denaturierung bei 95 °C (15 min); 35 Zyklen mit Denaturierung bei 94 °C (30 s), Annealing (90 s), Elongation bei 72 °C (60 s); finale Elongation bei 72 °C (10 min). Das PCR-Produkt wurde bis zur Sequenzierung bei 4 °C gelagert. Der PCR-Erfolg wurde ebenfalls durch das Vorhandensein von Banden in der erwarteten Länge auf einem Agarosegel überprüft.

Die Artbestimmung der gesammelten *Cordulegaster*-Larven erfolgte in zwei Schritten mit denselben artspezifischen Primerpaaren, welche auch zum Nachweis der Arten über eDNA-Barcoding eingesetzt wurden (Tabelle 3): (1) Durchführung der PCR mit artspezifischen Primern für *C. heros*, (2) Überprüfung aller am Agarosegel negativen Proben über eine PCR mit artspezifischen Primern für *C. bidentata*.

Exemplarisch wurden Proben mit positiven PCR-Ergebnis unter Anwendung des Herstellerprotokolls mit dem QIAquick PCR Purification Kit (Qiagen) aufgereinigt und mit den jeweiligen PCR-Primern von beiden Seiten sequenziert (Microsynth, Balgach, Schweiz; <https://www.microsynth.com>). Die nachfolgende Bearbeitung der Sequenzen und Bestimmung der Larven erfolgten kongruent zur Exuvien-Bestimmung mittels „BLAST-Search“.

4.9. Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung wurde mit dem Programm R (Version 4.2.2) durchgeführt. Für die statistischen Analysen wurden ausschließlich jene Standorte herangezogen, an denen neben Imagines ebenfalls Exuvien gesammelt wurden (Lainzer Tiergarten: LTG01 und LTG02; Lobau: L04, L16 und L25; Wienerwald: alle Standorte). Zu jenen Standorten lagen aufgrund der häufigeren Begehungen wesentlich detailliertere Informationen zu Habitatparametern und der Libellenfauna vor. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Gewässertypen (Lainzer Tiergarten: Suhlen; Lobau: große Alt- und Totarme; Wienerwald: Fließgewässer) wurden die Analysen getrennt für die drei Untersuchungsgebiete durchgeführt.

Zu Beginn wurde mit allen Umweltvariablen des jeweiligen Untersuchungsgebietes paarweise Korrelationen durchgeführt und diese in einer Korrelationsmatrix dargestellt. Hier zeigte sich, dass die Variablen nur sehr schwach miteinander korrelieren und somit nicht durch eine „Principal Component Analysis“ (PCA) zusammengefasst werden müssen.

Ziel der Auswertungen war es, die Signifikanz des Modells zu testen. Dafür wurde mit Hilfe von „Generalized Linear Mixed-Effects“-Modellen der Zusammenhang zwischen der abhängigen Variablen eDNA-Nachweis vs. negativer Befund und mehreren unabhängigen Variablen (siehe unten) modelliert. Mittels „Analysis of Deviance“ (basierend auf einem Chi-Quadrat-Test) wurde die Abweichung dieses Modells zu einem Null-Modell, in dem die Variable nicht modelliert wird, berechnet. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Modellen zeigt an, dass die Variable signifikant korreliert.

In die Auswertung wurden folgende Parameter miteinbezogen: pH-Wert, Leitfähigkeit, Wassertemperatur, Durchfluss (an den Fließgewässern), gefiltertes Wasservolumen, Sohlsubstrat, Vegetation. Um die eDNA-Barcoding-Ergebnisse in Bezug zu traditionellen Erhebungsmethoden zu setzen und insbesondere die Abhängigkeit eines eDNA-Nachweises von der Auftretenshäufigkeit einer Art zu bewerten, wurde für relevante Spezies ebenfalls die Anzahl der gefundenen Imagines und Exuvien in das Modell mitaufgenommen. Hierbei wurde für die Imagines der maximal an einem Begehungstermin nachgewiesene Individuen-Tagesbestand pro Standort herangezogen, und für die Häufigkeitsabschätzung mittels Exuvien wurden pro Standort alle Exuvien einer Art summiert.

Aufgrund der sehr unterschiedlichen Gewässertypologie erfolgte die Auswertung für jedes Untersuchungsgebiet extra (Lobau, Lainzer Tiergarten und Wienerwald). Da sich im Lainzer Tiergarten die drei beprobten Gewässer ebenfalls deutlich unterschieden, wurden in die statistische Auswertung nur die beiden Suhlen (LTG01 und LTG02) miteinbezogen.

Die Komplexität des Datensatzes erforderte eine Einteilung der Parameter in Gruppen: **Gruppe 1** umfasste alle chemisch-physikalischen Parameter (pH-Wert, Leitfähigkeit, Wassertemperatur).

Gruppe 2 beinhaltet gewässermorphologische Parameter: im Lainzer Tiergarten und in der Lobau waren dieser Gruppe submerse und emerse Vegetation zugeordnet. Für die Fließgewässer im Wienerwald wurde die Gruppe, aufgrund der größeren Anzahl aufgenommener Parameter, in drei Untergruppen (A, B und C) gesplittet (Gruppe 2A: Feinsediment/Sand, Steine, Mikrolithal, Mesolithal und Makrolithal; Gruppe 2B: Totholz und Laub; Gruppe 2C: Durchfluss).

In **Gruppe 3** wurden Daten zur Häufigkeit von Imagines und Exuvien zusammengefasst. Aufgrund der binominalen Verteilung der abhängigen Variabel (eDNA-Nachweis = 1, kein eDNA-Nachweis = 0) wurde auf einen Test auf Normalverteilung verzichtet.

Zuletzt wurde in **Gruppe 4** für alle drei Gebiete das gefilterte Wasservolumen auf Korrelation mit den eDNA-Ergebnissen getestet.

In alle Gruppen wurde der Standort als „random factor“ inkludiert, um die Varianz zwischen den Standorten miteinzubeziehen.

4.10. Gewässerbewertung

4.10.1. Lobau - Stillgewässer

Bei den Erhebungen im Jahr 2020 stand die Etablierung eines eDNA-Ansatzes zur Detektion von Libellen im Vordergrund, daher wurde die Auswahl und Anzahl der untersuchten Standorte und Gewässer auf diese Fragestellung angepasst. Um dennoch den ökologischen Gewässerzustand der gesamten Lobau zu beurteilen, wurden für die Bewertung zusätzlich Daten aus einer Erhebung im Jahr 2017 hinzugezogen.

Die nachfolgend beschriebene Bewertungsmethode beruht auf dem Vergleich der gewässertyp-spezifischen Libellenfauna mit dem Ist-Zustand. Allfällige Abweichungen werden in dem fünfstufigen System des ökologischen Zustandes abgebildet, wobei der „sehr gute Zustand“ dem Referenzzustand entspricht. Die Bewertung des ökologischen Zustandes der Lobaugewässer orientiert sich an dem von GRAF & CHOVANEC (2016) entwickelten WRRl-konformen Bewertungssystem für Auen großer Flüsse auf Basis des Makrozoobenthos (siehe dazu auch HOHENSINNER et al. 2011). Eine Klassifizierung der Gewässertypen einer aus historischen Daten „rekonstruierten“ Auenlandschaft entsprechend der Intensität der hydrologischen Dynamik in fünf Habitattypen stellt die Basis des Bewertungssystems dar. Die unterschiedlichen Habitattypen entsprechen dem Spektrum von Gewässertypen entlang eines Gradienten der lateralen Konnektivität in einem unbeeinflussten Auengebiet von dynamischen Eu- und Parapotamon (H1, H2) bis hin zu isolierten und astatischen Gewässern (H5) (Abbildung 15). Die hydrologische Dynamik umfasst sowohl oberflächlichen Abfluss entsprechend des natürlichen hydrologischen Regimes als auch Schwankungen des Grundwasserspiegels.

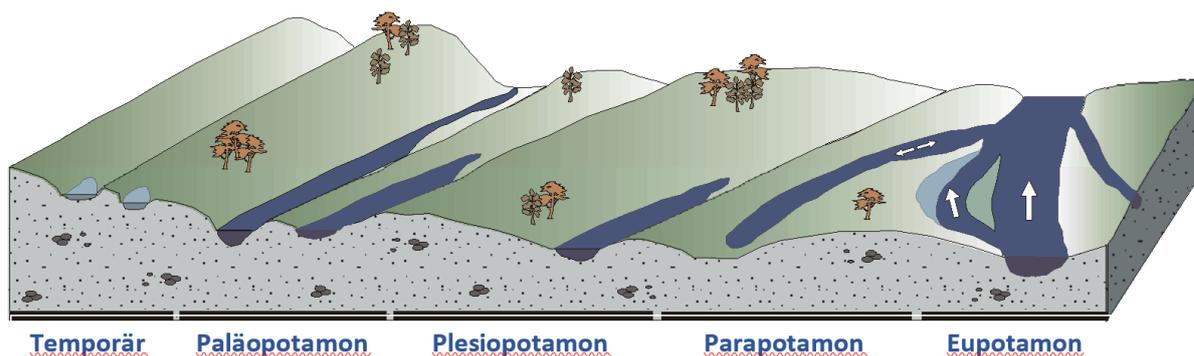


Abbildung 15: Schematische Darstellung einer hypothetischen Feuchtgebietslandschaft nach AMOROS et al. (1987) (Graphik: J. Waringer).

Indikatorarten für unterschiedliche Habitattypen im lateralen Konnektivitätsgradienten sind wie folgt definiert: Entsprechend ihrer Habitatpräferenzen wurden basierend auf dem Saprobienindex für jede Libellenart 10 Punkte gemäß deren Vorkommen in den fünf Habitattypen vergeben (CHOVANEK & WARINGER 2001); Die artspezifischen Habitatwerte (HW) werden mit der Formel

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

berechnet, wobei H1-H5 die prozentuellen Werte der artspezifischen Habitatpräferenzen pro Habitattyp sind (Beispiel siehe Tabelle 4; Beschreibung der Habitattypen siehe Tabelle 5).

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Tabelle 4: Habitattypen-Aufteilung, berechneter Habitatwert und dazugehöriger Habitattyp nach SLADECEK (1964) am Beispiel fünf ausgewählter Libellenarten (CHOVANEK & WARINGER 2001).

Arten	H1	H2	H3	H4	H5	HW	HW umgelegt in Habitattyp
<i>Calopteryx splendens</i>	9	1	0	0	0	1.1	H1
<i>Orthetrum cancellatum</i>	1	7	1	1	0	2.2	H2
<i>Anax imperator</i>	1	1	5	3	0	3.0	H3
<i>Sympetrum sanguineum</i>	0	2	0	5	3	3.9	H4
<i>Lestes barbarus</i>	0	0	0	2	8	4.8	H5

Tabelle 5: Zuordnung von Habitatwerten zu Habitattypen und Beschreibung der fünf Habitattypen nach GRAF & CHOVANEK (2016).

Habitattypen und Habitatwerte	Beschreibung des Habitattyps
H1: 1.0–1.8	Uferbereiche eupotamaler, ständig wasserführender, durchströmter Gewässer (Hauptgerinne sowie ständig mit dem Hauptgerinne verbundene, durchströmte Nebenarme); hohe hydrologische Dynamik; (nahezu) keine Verlandung; offene Ufer oder Phalaridetum-Bestände und Ufergehölze; Sediment: Schotter und Sand dominieren.
H2: 1.9–2.6	Uferbereiche ständig wasserführender, zumeist strömungsfreier parapotamaler Gewässer (offene Altarme mit Verbindung zum Hauptstrom) oder plesiopotamaler Gewässer (abgeschlossene Altarme) sowie Uferbereiche von in der Au gelegenen Schottergruben u. ä.; herabgesetzte hydrologische Dynamik; Verlandungsintensität gering; Ufer offen; Makrophytenbestände schwach ausgebildet; Ufergehölze; Sediment: hoher Anteil an Schotter und Sand.
H3: 2.7–3.4	Freiwasserbereiche ständig wasserführender plesiopotamaler und palaeopotamaler strömungsfreier Augewässer und Schottergruben mit Schwimmblattpflanzen und / oder flutenden Makrophyten; deutlich reduzierte hydrologische Dynamik; hohe Verlandungsintensität.
H4: 3.5–4.2	Uferbereiche ständig wasserführender plesio- und palaeopotamaler Gewässer mit dichten Röhrichtbeständen; deutlich reduzierte hydrologische Dynamik; sehr hohe Verlandungsintensität und Sedimentation; schlammige Substrate herrschen vor.
H5: 4.3–5.0	Temporäre (zumeist kleinere) Gewässer mit zumindest einer Austrocknungsphase im Jahresverlauf (zumeist im Spätsommer, Herbst)

Das Indikationsgewicht gibt Aufschluss über die Einnischung, Sensitivität und das Indikatorpotenzial der einzelnen Libellenarten. Stenöke Libellenarten besitzen ein höheres Indikatorpotenzial als euryöke Spezies, da ihre biologische Nische im Gegensatz zu euryöken Arten wesentlich begrenzter ist und ihr Toleranzbereich schmaler. Basierend auf dem Algorithmus von SLADECEK (1964) wurde für jede Art ein Indikationsgewicht vergeben, welches Werte zwischen 1 und 5 annehmen kann. Arten mit einem Indikationsgewicht ≥ 3 werden als sensitiv bezeichnet und haben demnach ein großes Indikatorpotenzial. Habitatvalenzen, Habitatwerte und Indikationsgewichte aller Arten können WARINGER et al. (2005) und Appendix 3 entnommen werden.

4.10.1.1. Referenzartenspektrum

Als Grundlage für die Beschreibung der Referenzzönose dient die von GRAF & CHOVANEC (2016) vorgenommene Einteilung der Gewässer in der Unteren Lobau in die fünf beschriebenen Habitattypen, basierend auf der Lorenzo-Karte (vermessen in den Jahren 1816-1817). Anhand dieser Einteilung wurde die Referenzzönose festgelegt. Diese enthielt jene Arten, deren Habitatwerte den damals ausgeprägten Habitattypen zuzuordnen sind und damit präferiert an Gewässern dieser Habitattypen auftreten.

In Darstellungen von GRAF & CHOVANEC (2016) nahmen durchströmte Nebenarme (Eupotamon B) und dynamische Altarme, des Typs H1 (inkl. Parapotamon A = Übergangstyp H1–H2) mit ca. 86 % die größte Fläche in der Unteren Lobau ein. Die ausgeprägte hydrologische Dynamik brachte vegetationsarme, durch offene Sand- und Schotterflächen gekennzeichnete Lebensräume hervor, die bei Niederwasser trockenfielen, wodurch Arten des Habitattyps 5 gefördert wurden.

Im Gegensatz zu den permanent durchflossenen Wasserkörpern nahmen einseitig angebundene Altarme (Parapotamon B, Habitattyp 2) und isolierte Altwässer (Totarme, Plesio-/Paläopotamon), welche die Habitattypen 3 und 4 repräsentieren, mit ca. 13.6 % aller Augewässer wesentlich geringere Flächen ein.

Das unbeeinflusste Donausystem wies im Bereich der Unteren Lobau somit einen primär lotischen (eupotamalen) Charakter auf und begünstigte rheophile Zönosen. Das Referenzartenspektrum ist daher von rheophilen Arten, d.h. Arten der Habitattypen 1 und 2 geprägt. Aufgrund der ausgeprägten hydrologischen Dynamik sowohl im Bereich des Oberflächenwassers als auch im Grundwasser wurden Arten des Habitattyps 5 in das Referenzartenspektrum inkludiert. Arten der Habitattypen 3 und 4 spielen aufgrund der geringen Ausprägung von Ruhigwasserhabitaten in der Referenzsituation auch im Referenzartenspektrum der Unteren Lobau eine untergeordnete Rolle.

Die von GRAF & CHOVANEC (2016) beschriebene Gewässereinteilung bezieht sich zwar auf die Untere Lobau, das Verhältnis, in welchem die einzelnen Habitattypen ausgeprägt waren, ist jedoch aufgrund der ähnlichen Situation auch auf die Obere Lobau übertragbar und wird folglich für das gesamte Gebiet übernommen.

4.10.1.2. *Bewertungsschema*

Für einen „sehr guten“ libellenökologischen Zustand müssen mindestens 10 Arten aus den Habitattypen 1, 2 und 5 auftreten und an > 75 % der Standorte im Untersuchungsgebiet bodenständig vorkommen. Mindestens zwei bzw. eine dieser 10 Arten sollte dabei ihren Vorkommensschwerpunkt an Gewässern von Habitattyp 5 haben (Tabelle 6). Ist das nicht der Fall, verschlechtert sich der libellenökologische Zustand um eine Stufe. Ein „schlechter“ libellenökologischer Zustand wird vergeben, wenn entweder mehr als fünf Arten aus diesen Habitattypen auftreten, sie aber an weniger als 10 % der Standorte verbreitet sind oder wenn weniger als fünf Arten aus diesen drei Habitattypen auftreten. In letzterem Fall spielt die Verbreitung aufgrund der extrem reduzierten Artenzahl keine Rolle.

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Tabelle 6: Schema zur Bewertung des libellenökologischen Zustandes der Lobaugewässer anhand von Habitattypen.

Klasse	I Sehr guter libellen- ökologischer Zustand	II Guter libellen- ökologischer Zustand	III Mäßiger libellen- ökologischer Zustand	IV Unbefriedig. libellen- ökologischer Zustand	V Schlechter libellen- ökologischer Zustand
<p>H1 + H2 Arten mit Habitatwert 1.0–2.6: Dynamik Oberflächengewässer</p> <p>H5 Arten mit Habitatwert ≥ 4.3: Grundwasserdynamik</p>	<p>mind. 10 Arten (mind. zwei davon aus H5) treten bodenständig an > 75 % der Standorte auf (Ist das nicht der Fall, wird der „gute“ lib.-ök. Zustand erreicht)</p>	<p>mind. 10 Arten (mind. zwei davon aus H5) treten bodenständig an > 50 % der Standorte auf (Ist das nicht der Fall, wird der „mäßige“ lib.-ök. Zustand erreicht)</p>	<p>mind. 8 Arten (mind. eine davon aus H5) treten bodenständig an > 25 % der Standorte auf (Ist das nicht der Fall, wird der „unbefriedigende“ lib.-ök. Zustand erreicht)</p>	<p>mind. 5 Arten treten bodenständig an > 10 % der Standorte auf</p>	<p>> 5 Arten treten bodenständig an < 10 % der Standorte auf ODER < 5 Arten treten auf, unabhängig von Bodenständigkeit und Verbreitung</p>

4.10.1.3. Libellen-Assoziationen

Ergänzend wurden die von CHOVANEC et al. (2014) beschriebenen sieben Libellen-Assoziationen der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer ausgewertet, um festzustellen, ob Arten der standorttypischen Referenzzönose vorhanden sind. Die Libellen-Assoziationen selbst fließen nicht in das Schema zur Bewertung des ökologischen Zustandes mit ein. Das System der Libellen-Assoziationen basiert auf den ökologischen Ansprüchen von 57 in dieser Bioregion potenziell auftretenden Libellenarten. Eine Korrelation der artspezifischen ökologischen Ansprüche mit gewässertypologischen Merkmalen mittels hierarchischer Clusteranalyse ergab sieben gewässertypspezifische Assoziationen:

- Assoziation „offener Wasserflächen“ (A1)
- Assoziation „spärlich bewachsener Ufer“ („Pioniergesellschaft“, A2)
- Assoziation „Röhricht und Ufergehölze“ (A3)
- Assoziation „Röhricht und submerser Makrophyten“ (A4)
- Assoziation „temporärer Gewässer“ (A5)
- Rhithral-Assoziation (A6)
- Potamal-Assoziation (A7)

4.10.2. Lainzer Tiergarten – Stillgewässer

4.10.2.1. Referenzartenspektrum

Von Wild besuchte Suhlen- bzw. Pionierstandorte mit teilweise schwankendem Wasserstand bieten Habitat für eine zum Teil hochgradig gefährdeten Libellenzönose. Bezugnehmend auf die durch CHOVANEC et al. (2014) beschriebenen Libellen-Assoziationen, werden durch Suhlen Arten der Assoziationen A2 und A5 gefördert. Mit einigen Ausnahmen bilden die Libellenarten dieser beiden Assoziationen den Referenzzustand. Zusätzlich werden *Orthetrum brunneum* und *Orthetrum coerulescens* in die Referenzzönose aufgenommen. Beide Arten sind der Potamal-Assoziation zugeordnet, treten aber nicht ausschließlich in fließenden Gewässern auf. *Orthetrum brunneum* besiedelt neu angelegte Weiher mit Flachufern, Wasserlachen, die über mehrere Jahre bestehen, und andere Primärbiotop. *Orthetrum coerulescens* ist auch an scheinbar stehenden Klein- und Kleinstgewässern anzutreffen (WILDERMUTH & MARTENS 2019).

Da die hohe Frequentierung der Suhlen durch Wildschweine den Pioniercharakter der Gewässer aufrechterhält, sind Spezies der Assoziationen A3 und A4, wenn überhaupt, nur in sehr eingeschränktem Maße zu erwarten. Das Referenzartenspektrum ist in Tabelle 7 zusammengefasst.

Tabelle 7: Für Suhlen und deren Bewertung relevante Libellen-Assoziationen (CHOVANEC et al. 2014).

Assoziation	Arten
A2: Assoziation spärlich bewachsener Ufer	<i>Ischnura pumilio</i> , <i>Libellula depressa</i> , <i>Sympetrum fonscolombii</i> , <i>Sympetrum striolatum</i>
A5: Assoziation temporärer Gewässer	<i>Lestes barbarus</i> , <i>Lestes dryas</i> , <i>Lestes virens</i> , <i>Sympetrum meridionale</i> , <i>Sympetrum sanguineum</i>
A7: Potamal- (Unterlauf-) Assoziation	<i>Orthetrum brunneum</i> , <i>Orthetrum coerulescens</i>

4.10.3. Wienerwald - Fließgewässer

4.10.3.1. Referenzartenspektrum

Im Rahmen der Studie wurde die Libellenfauna an drei Bächen erhoben, welche allesamt in der Ökoregion Alpen und zwei davon (Wurzbach und Alsbach) in der Bioregion Flysch- und Sandstein-Voralpen liegen (WIMMER et al. 2007). Das dritte Gewässer (Reisenbergbach) entspringt in der Bioregion Flysch- und Sandstein-Voralpen. Das untere Drittel des Reisenbergbaches verläuft durch die Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer.

Alle Gewässer sind der biozönotischen Region des Epirithrals zuzuordnen. Das Epirithral zeichnet sich durch eine artenarme Libellenfauna aus, welche unter Miteinbeziehung von Verbreitung und Habitatpräferenzen sechs Spezies umfasst. Dominierend in der auftretenden Zönose (und damit Leitarten (LA)), sind zwei Libellenarten der Gattung der Quelljungfern (*Cordulegaster heros* und *C. bidentata*). Zusätzlich können ebenfalls *Calopteryx virgo*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Aeshna cyanea* und *Onychogomphus forcipatus* als Begleitarten (BA) auftreten.

4.10.3.2. Bewertungsschema

Das nachfolgend beschriebene Schema zur Bewertung der Wienerwaldbäche basiert auf einem Vergleich der auftretenden Libellenarten mit der für diesen Gewässertyp beschriebenen Referenzzönose (Tabelle 8 und Tabelle 9). Allfällige Abweichungen werden in dem fünfstufigen System des ökologischen Zustandes abgebildet, wobei der „sehr gute Zustand“ dem Referenzzustand entspricht. Ziel ist mindestens die Erreichung des „guten ökologischen Zustandes“, der nur eine geringe Abweichung vom Referenzzustand darstellt. Grundlage für die Bewertung bildet der im

österreichischen Wasserrechtsgesetz festgeschriebene Gewässertyp-spezifische Ansatz. Der Bewertungsansatz wird im Rahmen dieses Projektes auch an Gewässern mit einer Einzugsgebietsgröße < 10 km² angewendet. Dies sind Gewässer(abschnitte), die nicht Teil des österreichischen Berichtsgewässernetzes sind.

Dem Schema liegt eine repräsentative Auswahl von Untersuchungsstrecken zu Grunde, welche alle drei Gewässerabschnitte eines Gewässers abdecken: „quellnah“ (Quelle bis 300 m bachabwärts), „Übergangsbereich“ sowie „quellfern“. Aufgrund der unterschiedlichen Habitatpräferenzen der beiden Leitarten (*C. heros* und *C. bidentata*) wurden diese drei Gewässerabschnitte ebenfalls in das Bewertungsschema übernommen und anhand des potenziellen Auftretens der beiden Leitarten differenziert.

Neben dem Auftreten der beiden Leitarten werden für die Bewertung auch die Parameter „Abundanz“ und „Verbreitung“ verrechnet. Aufgrund des starken Dispersionsverhaltens und der hohen Aktionsradien beider Arten (SCHWEIGHOFER 2008; LAISTER 2012; OEKOTEAM 2016a), bieten Larvenerhebung und Exuvienaufsammlung die sicherste Methode zur Erfassung beider Parameter. Die für die Abundanzbewertung festgelegten Wertebereiche für die 10-m-Gewässerabschnitte wurden anhand vergleichbarer Studien ausgewählt (LANG et al. 2001; OEKOTEAM 2016b). Die Verbreitung wurde einerseits durch Parameter 1 abgedeckt, fand sich aber ebenso bei der Berechnung der mittleren Häufigkeit wieder, da hier auch Standorte ohne Nachweis miteinbezogen wurden. Der Parameter der „Maximalen Häufigkeit“ wurde ergänzend zur „Mittleren Häufigkeit“ (Median) eingeführt und erlaubte, stark variierende Individuenzahlen besser miteinbeziehen zu können. Neben den beiden Leitarten wurde ebenfalls das Vorhandensein von Begleitarten, bzw. deren Anzahl und deren Bodenständigkeit, verrechnet.

In Anlehnung an den Odonata-Fließgewässer-Zonations-Index wurden die sich aus den nachgewiesenen Referenzarten (Leitarten sowie Begleitarten), deren Verbreitung, Abundanz und Bodenständigkeit ergebenden Statusklassen (SK) mit den jeweiligen Gewichtungsfaktoren (GF) verrechnet (Tabelle 8; CHOVANEC 2019). Gewichtungsfaktoren wurden vergeben, damit das unterschiedliche Indikationspotenzial der einzelnen Parameter im Bewertungsprozess seinen Niederschlag fand.

$$\text{OFZI (Odonata-Fließgewässer-Zonations-Index): } \sum (\text{SK} * \text{GF}) / \sum \text{GF}$$

Tabelle 8: Schema zur Bewertung des libellenökologischen Zustandes der Wienerwaldbäche anhand von *Cordulegaster heros* und *Cordulegaster bidentata* (GF = Gewichtungsfaktor).

Parameter	Gewässerabschnitt	GF	Statusklasse				
			I	II	III	IV	V
Leitarten <i>Cordulegaster heros</i> , <i>Cordulegaster bidentata</i>	Quellnah	3	Am untersuchten Gewässerabschnitt treten Larven/ Exuvien von <i>C. bidentata</i> auf	Am untersuchten Gewässerabschnitt treten Larven/ Exuvien von <i>C. heros</i> auf	-	-	keine Leitart vorhanden
	Übergangsbereich	3	Am untersuchten Gewässerabschnitt treten Larven/ Exuvien beider LA auf	Am untersuchten Gewässerabschnitt treten Larven/Exuvien entweder von <i>C. heros</i> oder von <i>C. bidentata</i> auf	-	-	keine Leitart vorhanden
	Quellfern	3	Am untersuchten Gewässerabschnitt treten Larven/ Exuvien von <i>C. heros</i> auf	Am untersuchten Gewässerabschnitt treten Larven/ Exuvien von <i>C. bidentata</i> auf	-	-	keine Leitart vorhanden
Mittlere Häufigkeit (Median) großer <i>Cordulegaster</i> -Larven (F0–F3) von allen Standorten		2	≥ 4	3	2	1	0
Maximal an einem Standort festgestellte Abundanz großer <i>Cordulegaster</i> -Larven (F0–F3)		1	> 15 Larven	10–15 Larven	5–10 Larven	2–5 Larven	0–2 Larven
Begleitarten <i>Calopteryx virgo</i> , <i>Pyrrhosoma nymphula</i> , <i>Aeshna cyanea</i> , <i>Onychogomphus forcipatus</i>		1	zumindest zwei sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständige BA	zumindest eine sicher, wahrscheinlich oder möglicherweise bodenständige BA	Nachweis zumindest einer Begleitart (nicht bodenständig)	-	keine Begleitart

Tabelle 9: Bereiche der potenziellen Ergebniswerte des angewandten Bewertungsschemas und die dadurch indizierte Klasse des libellen-ökologischen Zustandes.

Libellenökologischer Zustand	
1.00–1.49	Sehr gut
1.50–2.49	Gut
2.50–3.49	Mäßig
3.50–4.49	Unbefriedigend
4.50–5.00	Schlecht

4.11. Gefährdung

Der allfällige Gefährdungsstatus der nachgewiesenen Arten wurde anhand der Roten Listen für Österreich (RAAB 2006) und Europa (BOUDOT & KALKMAN 2015) überprüft und als zusätzliche Information im Ergebnisteil angegeben; dieser fließt nicht in den Bewertungsprozess mit ein.

5. ERGEBNISSE

5.1. Lobau

5.1.1. Ergebnisse der traditionellen Erhebungen – Lobau

5.1.1.1. *Imagines*

An den untersuchten Lobaugewässern wurden in den Untersuchungsjahren 2017, 2018 und 2020 insgesamt 43 Arten festgestellt (43 Arten – 2017/18 und 36 Arten – 2020; siehe Tabelle 10). Das nachgewiesene Artenspektrum entspricht damit rund 56 % der österreichischen Odonatenfauna. Neununddreißig der auftretenden Spezies konnten im Untersuchungsgebiet als möglicherweise, wahrscheinlich oder sicher bodenständig eingestuft werden. Vierzehn Arten zählen zu den Kleinlibellen (Zygoptera) und stammen aus vier Familien (*Calopterygidae*, *Lestidae*, *Coenagrionidae* und *Platycnemididae*). Von den Großlibellenarten (Anisoptera) wurden 29 Vertreter aus vier Familien (*Aeshnidae*, *Gomphidae*, *Corduliidae* und *Libellulidae*) gefunden, wobei die Familie der Flussjungfern (*Gomphidae*) lediglich durch den Nachweis von zwei Individuen nicht bodenständiger Arten (1-mal *Gomphus vulgatissimus* und 1-mal *Onychogomphus forcipatus*) vertreten war. Die an den einzelnen Gewässern nachgewiesene Gesamtartenzahl reichte von 17 (OMV-Teich – L15, Königswasser – L23) bis 33 Spezies (Großenzersdorfer Arm – L02 bis L06). Sieben Arten traten an mehr als 24 Standorten auf und stellten damit die dominanten Arten dar (*Ischnura elegans*, *Coenagrion puella*, *Erythromma viridulum*, *Aeshna isoceles*, *Aeshna mixta*, *Sympetrum sanguineum*, *Sympetrum striolatum*). Sieben

Arten (*Somatochlora metallica*, *Libellula depressa*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Aeshna cyanea*, *Leucorrhinia pectoralis*, *L. albifrons* und *L. caudalis*) traten nur in der Oberen Lobau auf, drei Spezies (*Enallagma cyathigerum*, *Ischnura pumilio* und *Sympetrum meridionale*) nur in der Unteren Lobau.

Vierzig Prozent der nachgewiesenen Arten sind in Gefährdungskategorien der Roten Liste Österreichs angeführt. Besonders hervorzuheben sind die drei „vom Aussterben bedrohten“ Moosjungfern, *Leucorrhinia pectoralis*, *L. caudalis* und *L. albifrons*. Alle drei Spezies sind ebenfalls in Anhängen der FFH-Richtlinie (92/43/EEC) gelistet und konnten am Mühlwasser-Tischwasser als bodenständig eingestuft werden (FISCHER et al. 2018; STAUFER & PÖCHHACKER-FLORIAN 2018). *Leucorrhinia pectoralis* trat zusätzlich an zwei weiteren Gewässern auf (Seeschlachtgraben – L12 und Oberleitner Wasser – L07), wobei jenes Vorkommen am Oberleitner Wasser im Jahr 2020 erloschen war. Ein Individuum von *L. caudalis* konnte 2020 an der Panozzalacke gesichtet werden. Ebenfalls als „vom Aussterben bedroht“ ist *Sympetrum meridionale*, welche in geringer Abundanz am Kühwörther Wasser beobachtet werden konnte und für das Untersuchungsgebiet als bodenständig eingestuft wurde. Als „stark gefährdete“ Arten wurden *Somatochlora flavomaculata* und *L. fulva* nachgewiesen. Elf weitere Arten sind in der Roten Liste Österreichs als „verletzlich“ angeführt (RAAB 2006).

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Tabelle 10: Überblick über die in den Jahren 2017, 2018 und 2020 in der Lobau nachgewiesenen Libellenarten (Imagines), deren Gefährdungsstatus in Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH) und Roter Liste Österreichs (RL), maximal festgestellte Abundanzen (Klassen 1–5) und Bodenständigkeit (***) sicher, ** wahrscheinlich, * möglicherweise bodenständig). LC: least concern – nicht gefährdet, NT: near threatened – potentiell gefährdet, VU: vulnerable – gefährdet, EN: endangered – stark gefährdet, CR: critically endangered – vom Aussterben bedroht). Für Standorte, die zwischen 2017 und 2018 sowie im Jahr 2020 kartiert wurden, wurde die höhere Abundanzklasse grün hinterlegt und damit optisch gekennzeichnet. Wurden Standorte in mehreren Jahren kartiert, ist dies in Zeile drei mit der jeweiligen Jahreszahl festgehalten. Wurden pro Gewässer mehrere Standorte kartiert, wurden die Ergebnisse für die Gewässer jeweils extra für Obere Lobau und Untere Lobau zusammengefasst. (a.o. = Nachweis nicht an den Standorten aber im Gebiet; X = Art vorhanden ohne Infos über Abundanz oder Bodenständigkeit).

OBERE LOBAU																							
Arten	RL	L01 (2017)	L02 (2017)	L03 (2017)	L03 (2020)	L04 (2017)	L04 (2020)	L05 (2017)	L06 (2017)	L06 (2020)	L07 (2017)	L07 (2020)	L08 (2017)	L09 (2017)	L11 (2017 2018)	L11 (2020)	L13 (2017)	L14 (2017)	L10 (2017)	L16 (2017)	L16 (2020)	L17 (2017)	L15 (2017)
<i>Aeshna affinis (a.o.)</i>	VU	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aeshna cyanea</i>	LC	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	1	-
<i>Aeshna grandis</i>	LC	1	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1*	1	-	-	-	2	X
<i>Aeshna isoceles</i>	VU	3*	2*	2	1*	2*	1*	-	1	2*	2*	1*	2*	1	1*	3*	3*	3*	2*	1	4*	1	X
<i>Aeshna mixta</i>	LC	4*	3*	2*	1	1*	1	1	3*	3*	2	-	1*	2*	2*	-	4*	1	2*	3*	3*	3*	X
<i>Anax imperator</i>	LC	1*	2*	2*	2*	2*	2*	-	1*	2*	-	2	1	1*	1*	2	3*	1*	-	1*	-	1*	X
<i>Anax parthenope</i>	LC	2*	1	1*	1	2*	2*	1	2*	2*	-	-	1*	3*	1*	2	2*	-	1	2*	3*	2*	-
<i>Brachytron pratense</i>	VU	-	-	-	-	-	1*	-	1	1	-	2*	-	-	-	2*	-	1	-	-	2*	-	-
<i>Calopteryx splendens</i>	NT	-	-	1	1	-	2*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3*	-	-	1*	-	-
<i>Calopteryx virgo</i>	NT	-	1	1	-	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Chalcolestes viridis</i>	LC	-	-	2	-	1	2*	-	-	1	3*	-	-	-	-	-	2*	2*	-	2*	2*	3*	X
<i>Coenagrion puella</i>	LC	4*	5*	3*	4*	4*	4*	1*	2*	4*	2	4*	2*	5*	2	2*	2*	3*	2	4*	3*	3*	X
<i>Coenagrion pulchellum</i>	VU	1	-	1	1*	2	1*	-	2*	2	-	1	2	1	3*	2*	2*	2*	2	2	3*	2*	X
<i>Cordulia aenea</i>	LC	1	1	1*	3*	2	4*	1	2	3*	3*	-	1	-	3*	5*	2	2	-	1	3*	3*	X
<i>Crocothemis erythraea</i>	LC	2*	2*	2*	2*	2*	2*	2*	2*	2	-	-	2	-	2*	2	1*	-	2*	2	1	2*	X
<i>Enallagma cyathigerum</i>	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Erythromma najas</i>	NT	3*	3*	2	1	1	1*	2*	3*	2*	-	-	1	2	3*	3*	3*	-	-	4*	3*	4*	-
<i>Erythromma viridulum</i>	LC	3*	2*	2*	2*	3*	4*	2*	3*	4*	3*	2*	3*	2	4*	2*	4*	2*	-	4*	5*	5*	X
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	VU	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ischnura elegans</i>	LC	2*	2*	2*	2*	2*	4*	2*	3*	3*	2*	-	2*	2*	2*	2*	2*	2*	1*	3*	5*	2*	X
<i>Lestes sponsa</i>	LC	-	1	-	-	-	1	-	-	-	3*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2*	3*	-
<i>Leucorrhinia albifrons</i>	CR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5*	2*	1	-	-	-	-	-	-

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Fortsetzung Tabelle 10: Überblick über die in den Jahren 2017, 2018 und 2020 in der Lobau nachgewiesenen Libellenarten (Imagines).

OBERE LOBAU																							
Arten	RL	L01 (2017)	L02 (2017)	L03 (2017)	L03 (2020)	L04 (2017)	L04 (2020)	L05 (2017)	L06 (2017)	L06 (2020)	L07 (2017)	L07 (2020)	L08 (2017)	L09 (2017)	L11 (2017) (2018)	L11 (2020)	L13 (2017)	L14 (2017)	L10 (2017)	L16 (2017)	L16 (2020)	L17 (2017)	L15 (2017)
<i>Leucorrhinia caudalis</i>	CR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5*	3*	2*	-	-	-	1	-	-
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	CR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4*	-	-	-	2*	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Libellula depressa</i>	LC	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Libellula fulva</i>	EN	1	2*	-	-	2*	1	-	2	2*	-	-	2	1	2*	2*	2*	2*	1	-	2*	1	-
<i>Libellula quadrimaculata</i>	LC	2	2*	2*	2*	2*	1*	-	1	2*	2*	2*	2*	-	2*	3*	2*	4*	1*	2	2*	1	X
<i>Orthetrum albistylum</i>	LC	-	-	1	2*	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2*	-	-
<i>Orthetrum brunneum</i>	NT	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Orthetrum cancellatum</i>	LC	1*	2*	2*	2*	2*	1*	2*	2	-	-	-	1	2*	-	-	1	-	-	2*	2*	1	-
<i>Orthetrum coerulescens</i>	VU	-	2*	2*	3*	2*	3*	2*	-	3*	-	-	-	2	-	-	1	4*	-	1	1*	-	-
<i>Platycnemis pennipes</i>	LC	-	2*	2*	1	2*	2*	3*	2*	2*	-	1*	2*	2*	-	-	2*	4*	-	3*	3*	2	X
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	LC	-	-	-	1*	2	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Somatochlora flavomaculata</i>	EN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3*	-	-	-	1	-	-	1	3*	-	-	-	-
<i>Somatochlora metallica</i>	LC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-	1	1	-
<i>Sympecma fusca</i>	VU	1	1*	-	2*	-	4*	-	1	-	-	-	-	1	-	-	1	2	2	2	4*	2*	X
<i>Sympetrum pedemontanum</i>	VU	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2*	1	2	-	-	-
<i>Sympetrum sanguineum</i>	LC	2	2*	3*	2*	2*	2*	-	2*	1	5*	-	2*	2*	3*	-	4*	5*	2*	3*	4*	2*	X
<i>Sympetrum striolatum</i>	LC	2*	3*	3*	3*	2*	3*	4*	2*	4*	2*	-	2*	2*	2*	-	3*	2*	2	2*	2*	4*	X
<i>Sympetrum vulgatum</i>	LC	3*	1	-	3*	1	1*	1*	2*	1	3*	-	-	-	2*	-	1*	3*	1	3*	2*	4*	X
Artenzahl/Standort (bodenständig)		19 (12)	22 (16)	23 (14)	23 (17)	22 (15)	28 (21)	14 (10)	21 (13)	20 (14)	16 (12)	12 (7)	18 (10)	18 (9)	20 (18)	15 (12)	25 (19)	25 (16)	15 (7)	21 (13)	27 (23)	24 (16)	17 (15)
Artenzahl/ Gewässer				Großenzersdorfer Arm: 32 (27)							Oberleitner Wasser: 23 (15)		Dechantlacke: 22 (15)		Mühlwasser/Tischwasser: 32 (27)			Fasangartenarm/Panozzalacke: 31 (28)					

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Fortsetzung Tabelle 10: Überblick über die in den Jahren 2017, 2018 und 2020 an den einzelnen Standorten in der Lobau nachgewiesenen Libellenarten.

UNTERE LOBAU																
Arten	RL	L20 (2017)	L21 (2017)	L22 (2017)	L23 (2017)	L25 (2017)	L25 (2020)	L26 (2017)	L26 (2020)	L27 (2017)	L27 (2020)	L28 (2017)	L29 (2017)	L24 (2017)	L18 (2017)	L19 (2017)
<i>Aeshna cyanea</i>	LC	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aeshna grandis</i>	LC	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X
<i>Aeshna isoceles</i>	VU	1	3*	3*	X	-	1**	1	1*	-	1	X	X	X	X	X
<i>Aeshna mixta</i>	LC	1*	4*	5*	X	4*	3***	4*	3**	3*	3**	X	X	X	X	X
<i>Anax imperator</i>	LC	-	1*	1*	X	-	1***	1	-	2*	-	X	X	X	X	-
<i>Anax parthenope</i>	LC	-	2*	2*	-	1*	3***	1*	2**	1*	3**	X	-	-	-	X
<i>Brachytron pratense</i>	VU	2	-	-	-	1	2**	1	1*	2	1	X	-	X	X	-
<i>Calopteryx splendens</i>	NT	2	-	2	-	-	1*	1	1	-	-	-	X	-	-	-
<i>Calopteryx virgo</i>	NT	2	1	-	X	-	1*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chalcolestes viridis</i>	LC	2*	2	1	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X
<i>Coenagrion puella</i>	LC	-	2	2*	X	1	2**	2*	3**	2	2**	-	-	X	X	X
<i>Coenagrion pulchellum</i>	VU	2	-	-	X	-	-	-	-	1	-	-	-	-	X	X
<i>Cordulia aenea</i>	LC	-	1	1	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
<i>Crocothemis erythraea</i>	LC	-	-	1*	X	-	2**	2*	1*	-	-	X	-	-	X	-
<i>Enallagma cyathigerum</i>	LC	-	-	2*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Erythromma najas</i>	NT	-	5*	4*	X	-	3***	-	2***	4*	2*	X	-	X	-	-
<i>Erythromma viridulum</i>	LC	-	2	2	X	4*	4***	3*	4**	5*	-	X	X	X	X	-
<i>Ischnura elegans</i>	LC	2*	4*	5*	X	5*	5***	5*	4***	3*	4***	X	-	X	X	X
<i>Ischnura pumilio</i>	NT	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lestes sponsa</i>	LC	3*	2	3*	X	-	2***	2	3***	-	3**	-	X	X	X	X
<i>Libellula fulva</i>	EN	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-
<i>Libellula quadrimaculata</i>	LC	-	-	2	-	-	-	1	-	-	-	X	X	X	X	-

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Fortsetzung Tabelle 10: Überblick über die in den Jahren 2017, 2018 und 2020 an den einzelnen Standorten in der Lobau nachgewiesenen Libellenarten.

UNTERE LOBAU																
Arten	RL	L20 (2017)	L21 (2017)	L22 (2017)	L23 (2017)	L25 (2017)	L25 (2020)	L26 (2017)	L26 (2020)	L27 (2017)	L27 (2020)	L28 (2017)	L29 (2017)	L24 (2017)	L18 (2017)	L19 (2017)
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	VU	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Orthetrum albistylum</i>	LC	-	-	1	-	4*	3***	4*	3***	2*	2***	X	-	-	-	-
<i>Orthetrum cancellatum</i>	LC	-	3*	3*	-	2*	2***	2*	2***	2*	2***	X	-	X	X	-
<i>Orthetrum coerulescens</i>	VU	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Platycnemis pennipes</i>	LC	-	-	-	-	2*	2***	3*	1*	2	1	X	-	-	X	-
<i>Somatochlora flavomaculata</i>	EN	2	-	3*	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	X
<i>Somatochlora metallica</i>	LC	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sympecma fusca</i>	VU	2	2*	5*	X	5*	4***	3*	4***	3*	4***	X	-	X	X	X
<i>Sympetrum meridionale</i>	CR	-	-	-	-	1	2	-	1	-	1***	-	-	-	-	-
<i>Sympetrum pedemontanum</i>	VU	2*	2	1	-	2*	1*	1	2*	-	2	-	-	-	-	-
<i>Sympetrum sanguineum</i>	LC	2*	1	4*	X	4*	4***	4*	3***	3*	2***	X	X	X	X	X
<i>Sympetrum striolatum</i>	LC	1*	1*	4*	X	-	3**	2*	2***	2	2*	X	X	X	X	-
<i>Sympetrum vulgatum</i>	LC	2*	2	3*	-	-	2***	2*	1***	2	2***	X	-	X	X	X
Artenzahl/Standort (bodenständig)		19	19	26	17	13	22	20	20	16	17	18	11	17	19	13
		(8)	(9)	(6)	(6)	(10)	(21)	(12)	(18)	(10)	(13)					
Artenzahl/Gewässer		Mittelwasser:				Kühwörter Wasser:						Eberschüttwasser		Lausgrundwasser		
		28 (20)				25 (22)						20		21		

5.1.1.2. Exuvien

Im Zuge der Exuvienerhebung an den Standorten L04 (Großenzersdorfer Arm), L16 (Panozzalacke) und L25 (Kühwörther Wasser) wurden insgesamt 925 Exuvien gesammelt, welche 22 Arten repräsentierten (Tabelle 11 bis Tabelle 13). Zirka die Hälfte der Exuvien (478) wurden an der Panozzalacke gefunden, am Kühwörther Wasser waren es 301. Am Großenzersdorfer Arm wurden mit 146 Exuvien vergleichsweise eine geringere Anzahl gesammelt. An allen drei Standorten stammten die meisten Exuvien aus den Gattungen *Coenagrion* und *Ischnura*. An der Panozzalacke war die Anzahl der gefundenen Exuvien dieser Gattungen über das Jahr gleichbleibend. Dies ist insbesondere auf *Ischnura elegans* zurückzuführen, die zum Teil pro Jahr zwei Generationen ausprägt. Am Kühwörther Wasser war die Anzahl der gefundenen Exuvien im Juli höher als im Frühjahr, am Großenzersdorfer Arm war dies genau umgekehrt.

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Tabelle 11: Überblick über die 2020 an L04 (Großenzersdorfer Arm) gesammelten Exuvien.

Großenzersdorfer Arm – L04																
Arten	April	Mai				Juni				Juli				August		Summe Exuvien / Art
	30.	07.	13.	20.	22.	03.	12.	15.	23.	01.	06.	14.	27.	06.	20.	
<i>Zygoptera</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
<i>Coenagrionidae</i>	1	1	1	-	3	-	-	1	-	-	-	2	-	-	-	9
<i>Ischnura / Coenagrion</i>	5	9	3	2	5	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	27
<i>Ischnura elegans</i>	3	7	2	2	-	2	-	2	1	1	-	-	-	-	-	20
<i>Coenagrion puella / pulchellum</i>	1	15	2	2	20	6	2	8	-	-	-	-	-	-	-	56
<i>Erythromma najas</i>	-	-	-	1	-	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	5
<i>Erythromma viridulum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	2
<i>Erythromma sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Platycnemis pennipes</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	3	2	-	-	6
<i>Cordulia aenea</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Anax imperator</i>	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Brachytron pratense</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Crocothemis erythraea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	2	-	-	4
<i>Orthetrum cancellatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Sympetrum sanguineum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
<i>Sympetrum striolatum / meridionale</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	3	-	-	7
Summe Exuvien / Begehung	13	32	8	7	28	13	4	15	3	2	0	13	7	1	0	Gesamt: 146

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Tabelle 12: Überblick über die 2020 an L16 (Panozzalacke) gesammelten Exuvien.

Panozzalacke – L16																
Arten	April	Mai				Juni				Juli				August		Summe Exuvien / Art
	30.	07.	13.	20.	22.	03.	12.	15.	23.	01.	06.	14.	27.	06.	20.	
<i>Zygoptera</i>	1	-	1	-	-	1	2	-	-	-	-	-	2	-	-	7
<i>Sympecma fusca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	2
<i>Coenagrionidae</i>	-	1	-	-	3	-	-	-	-	1	-	1	2	-	1	9
<i>Ischnura / Coenagrion</i>	29	3	10	-	7	3	12	2	1	13	-	4	26	6	3	119
<i>Ischnura elegans</i>	18	6	23	-	22	29	22	3	7	3	-	-	29	2	4	168
<i>Coenagrion puella / pulchellum</i>	28	4	11	-	3	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	48
<i>Erythromma najas</i>	1	4	3	-	5	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	16
<i>Erythromma viridulum</i>	-	-	-	-	-	1	16	3	4	4	-	1	3	1	-	33
<i>Platycnemis pennipes</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	3
<i>Anax parthenope</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Aeshna isoceles</i>	-	-	-	-	5	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6
<i>Aeshna mixta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-	4
<i>Brachytron pratense</i>	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Cordulia aenea</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Libellula fulva</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Libellula quadrimaculata</i>	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Orthetrum albistylum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
<i>Sympetrum sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Sympetrum sanguineum / meridionale</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Sympetrum striolatum / meridionale</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	14	-	18	7	1	-	42
<i>Sympetrum striolatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	6
<i>Sympetrum vulgatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2	-	-	-	4
Summe Exuvien / Begehung	81	20	48	0	47	36	55	8	14	40	0	39	72	10	8	Gesamt: 478

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Tabelle 13: Überblick über die 2020 an L25 (Kühwörther Wasser) gesammelten Exuvien.

Kühwörther Wasser – L25																
Arten	April	Mai				Juni				Juli				August		Summe Exuvien / Art
	30.	07.	13.	20.	22.	03.	12.	15..	23.	01.	06.	14.	27.	06.	20.	
<i>Zygoptera</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	9	-	-	17
<i>Lestes sponsa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	3	-	-	-	5
<i>Sympetma fusca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	18	17	-	-	36
<i>Aeshna mixta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	2
<i>Anax imperator</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Anax parthenope</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2
<i>Coenagrionidae</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	2	-	1	8
<i>Ischnura / Coenagrion</i>	-	8	-	-	-	-	-	-	-	1	-	22	56	-	-	87
<i>Ischnura elegans</i>	-	4	2	1	1	-	-	-	-	-	-	56	37	-	-	101
<i>Coenagrion puella / pulchellum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2
<i>Erythromma najas</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	-	-	17
<i>Erythromma viridulum</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	2
<i>Platycnemis pennipes</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Orthetrum albistylum</i>	-	-	-	-	1	-	-	3	-	1	1	-	-	-	-	6
<i>Orthetrum cancellatum</i>	-	1	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	4
<i>Sympetrum striolatum / meridionale</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	3	-	-	6
<i>Sympetrum vulgatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-	3
<i>Sympetrum sanguineum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
Summe Exuvien / Begehung	1	16	2	1	3	0	0	5	0	11	2	113	141	0	6	Gesamt: 301

5.1.2. Ergebnisse der eDNA-Barcoding-Analyse – Lobau

Die in der Lobau genommenen Wasserproben wurden je nach Standort auf jeweils fünf bis acht Arten analysiert (Tabelle 14), abhängig davon, welche Spezies zuvor als Imago (unabhängig von Bodenständigkeit und Abundanz) oder Exuvie nachgewiesen wurde. Ein Screening aller Proben auf alle Arten hätte den Rahmen des Projekts bei weitem übertroffen und wäre zeitlich und finanziell nicht umsetzbar gewesen. Nur in speziellen Fällen wurden die Proben zusätzlich auf weitere Arten gescreent, diese sind weiter unten beschrieben. Insgesamt kamen Primer für 11 Libellenspezies zum Einsatz, von denen neun an mindestens einem Lobau-Standort nachgewiesen werden konnten. Alle 11 Arten, auf die via eDNA getestet wurde, waren zuvor mittels traditioneller Kartierung an den Standorten nachgewiesen worden. Insgesamt wurden von den 11 Spezies neun via eDNA-Barcoding detektiert. Bei *L. caudalis* und *L. depressa* blieb der Nachweis aus. *Ischnura elegans* konnte in allen neun Monaten nachgewiesen werden, *E. viridulum* in acht und die dritte Kleinlibellenart in sechs Monaten. Der Nachweis von Großlibellen gelang hingegen manchmal nur in einem Monat, bis hin zu einem Nachweis in sechs Monaten.

In Tabelle 14 sind die Ergebnisse der eDNA-Barcoding-Analyse für jeden Standort zusammengefasst. Die meisten Arten, insgesamt sieben von acht getesteten, wurden über eDNA an der Panozzalacke nachgewiesen. An L26 (Kühwörter Wasser) waren es sechs von sieben und an L25 (Kühwörter Wasser), sowie an L03 und L04 (Großenzersdorfer Arm) fünf von sieben bzw. acht Arten (Tabelle 14). Konnte eine Art mittels eDNA-Barcoding nachgewiesen werden, gelang das aber immer nur bei einem Teil der insgesamt pro Standort getesteten Proben. Lediglich in zwei Fällen konnte die gesuchte Art an einem Standort in mehr als 50 % der Proben nachgewiesen werden.

In Abbildung 16 sind die Ergebnisse aller getesteten eDNA-Proben für alle Standorte und alle Spezies in Prozent zusammengefasst (da die Probenzahl zwischen den Monaten wechselte). In den Monaten Mai und Juni war der größte Anteil an Proben mit Artnachweis zu verzeichnen. April, Juli und Jänner liegen fast gleichauf. In August und September ging der Prozentsatz der Proben mit Artnachweis deutlich zurück.

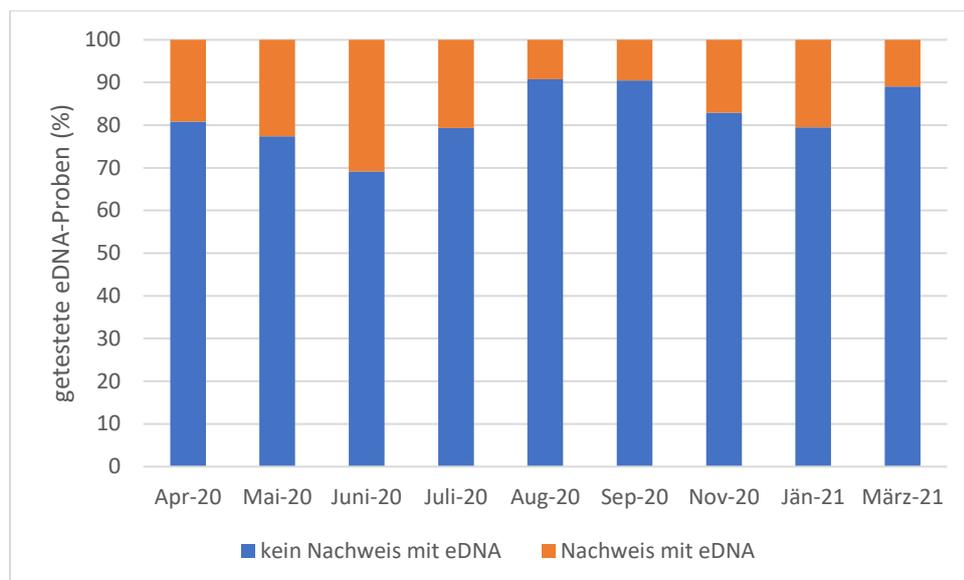


Abbildung 16: Prozent der eDNA-Nachweise (der getesteten 11 Arten) bezogen auf die Gesamtzahl der getesteten Proben der Lobau-Standorte, aufgesplittet nach Monat der Probennahme.

5.1.2.1. Artnachweise mittels eDNA-Barcoding im zeitlichen Verlauf – Lobau

In Abbildung 17 und Abbildung 18 wurden die analysierten eDNA-Proben für jede Art und jeden Monat aufsummiert, um den zeitlichen Aspekt der Probennahme zu analysieren. In Abbildung 17 wurden all jene Arten zusammengefasst, deren Schlupfzeitraum mit Mai beginnt (Frühjahrsarten), Abbildung 18 zeigt hingegen jene Arten, welche erst zwischen Juni und Juli emergieren (Sommerarten). In die Analyse wurden nur Proben von jenen Standorten miteinbezogen, an denen die Art zuvor auch bodenständig als Imago auftrat. Abbildung 17 und Abbildung 18 geben die absoluten Zahlen der Probenahmen an, da diese im Jahresverlauf wechselten. Dies ist dadurch zu erklären, dass nach Ende der Flugzeit nur noch ausgewählte Standorte (welche auch schon zuvor intensiver beprobt wurden) weiter beprobt wurden, bzw. die Intervalle ausgedehnt wurden und die Probennahme nur noch einmal pro Monat erfolgte. Dadurch verringerte sich die Probenzahl pro Monat insgesamt ab September.

Für die zeitliche Analyse der eDNA-Ergebnisse wurden als Frühjahrsarten vier Spezies miteinbezogen: *I. elegans*, *P. pennipes*, *O. cancellatum* und *L. fulva*. Die Arten *L. depressa*, *L. caudalis* und *L. pectoralis* schlüpfen zwar ebenfalls im Frühjahr, aufgrund ihrer geringen Verbreitung und der dementsprechend gering ausfallenden Probenzahl (≤ 2) wurden sie nicht in der Grafik inkludiert. Die Verteilung der Nachweise verläuft übers Jahr relativ gleichmäßig, mit einem kleinen Einbruch im Monat August. Ein Nachweis aller Arten gelang nur im Mai.

Im Rahmen der durchgeführten Freilandarbeiten wurde von den vier Sommerarten, *A. mixta*, *S. sanguineum*, *E. viridulum* und *S. fusca*, ein Großteil der Exuvien zwischen Mitte Juni und Ende Juli gesammelt. Damit deckt sich der Schlupfzeitraum an den Lobaugewässern mit den Literaturangaben. Die pro Art analysierte Probenzahl lag zwischen vier und 12 Proben, abhängig von der Verbreitung der jeweiligen Art. Abbildung 18 zeigt, dass bei allen Arten die meisten Nachweise zwischen April und Juli möglich waren. Einzige Ausnahme stellt *A. mixta* dar, deren Nachweisrate generell sehr gering war. Ab Juli gingen die Nachweise deutlich zurück, und in manchen Fällen sogar gegen Null.

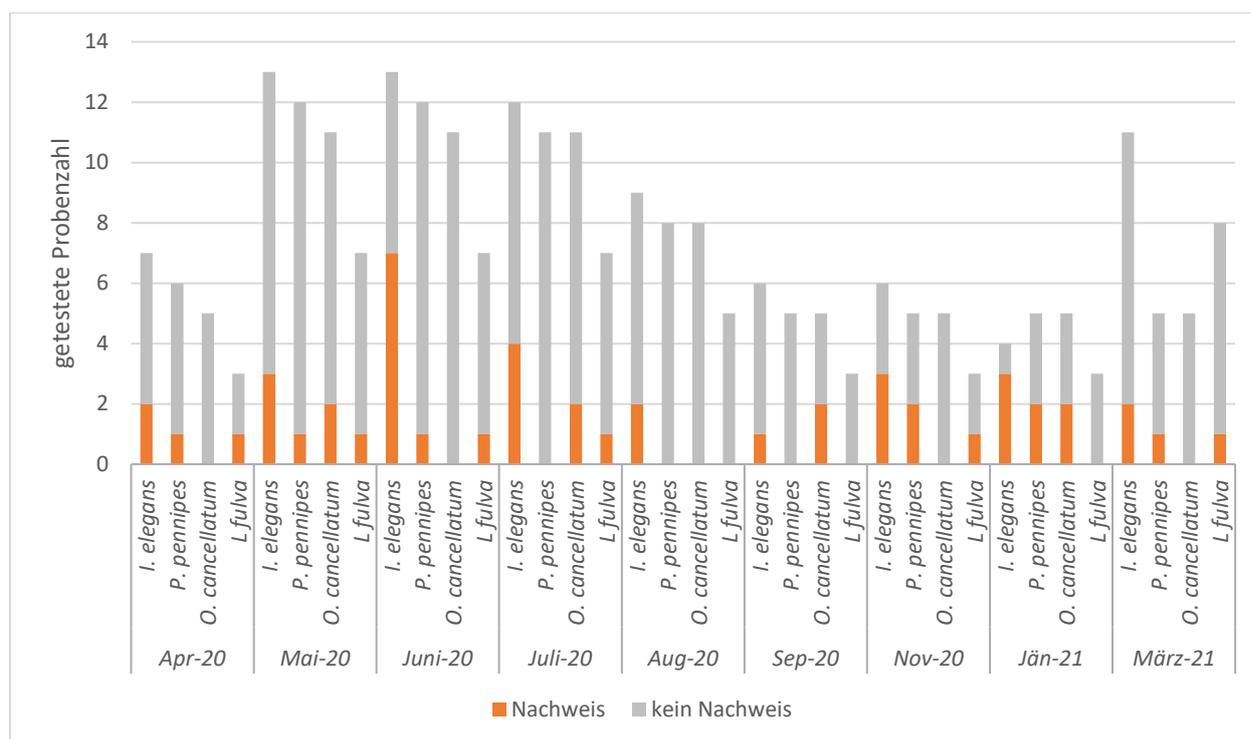


Abbildung 17: eDNA-Nachweise der bodenständigen Frühjahrsarten an Lobau-Standorten im zeitlichen Verlauf (*I. elegans*, *P. pennipes*, *O. cancellatum* und *L. fulva*). Die y-Achse gibt die absolute Zahl der getesteten Proben an.

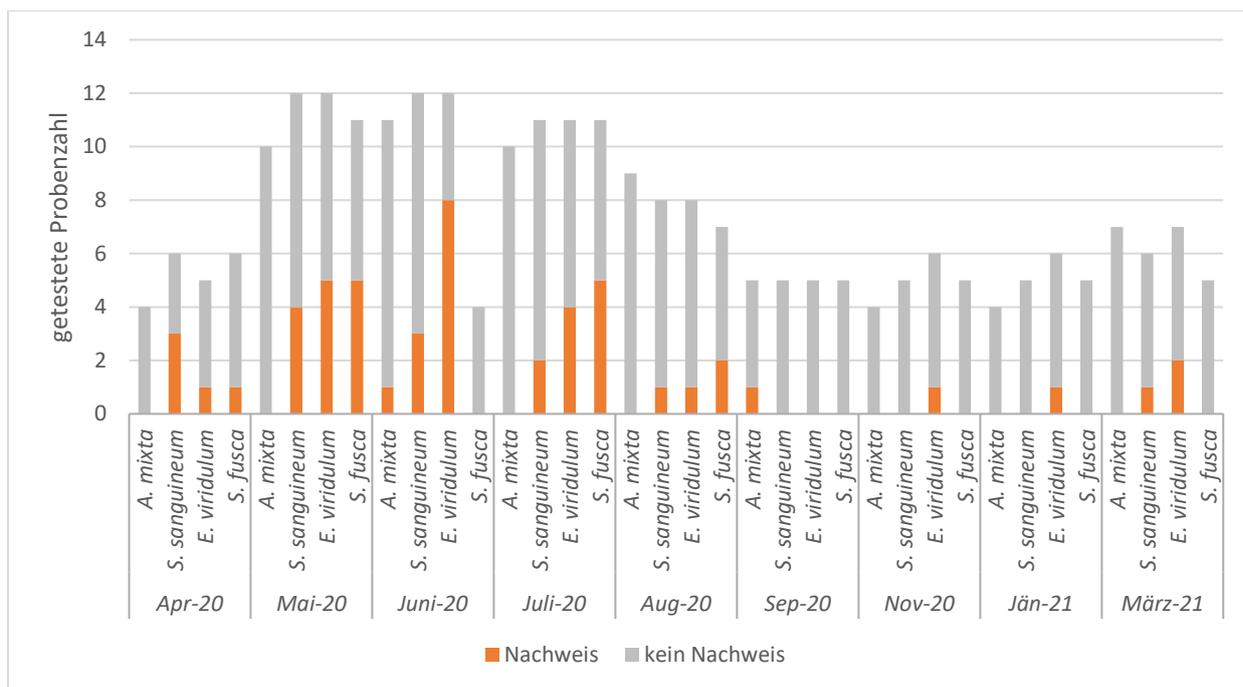


Abbildung 18: eDNA-Nachweise der bodenständigen Sommerarten an Lobau-Standorten im zeitlichen Verlauf (*A. mixta*, *S. sanguineum*, *E. viridulum* und *S. fusca*). Die y-Achse gibt die absolute Zahl der getesteten Proben an.

5.1.3. Vergleich Artenspektrum eDNA-Barcoding vs. traditionelle Erhebung der Imagines – Lobau

In Tabelle 14 werden die Ergebnisse der traditionellen Erhebung jenen des eDNA-Barcodings gegenübergestellt. Generell war es möglich, in rund 67 % der Fälle eine zuvor am Standort gesichtete Art mittels eDNA-Barcoding an einem Standort nachzuweisen. Berücksichtigt man nur jene Fälle, in denen die jeweilige Art aufgrund von frisch geschlüpften Tieren, gefundenen Exuvien beobachtetem Reproduktionsverhalten, ihrer Häufigkeit oder Standorttreue (siehe Bodenständigkeitskriterien Kapitel 4.3.1) als möglicherweise, wahrscheinlich oder sicher bodenständig eingestuft wurde (86 % der Fälle), steigt der Prozentsatz der Nachweise mittels eDNA-Barcoding auf 76 %. Dabei war es möglich, auch Arten nachzuweisen, welche als Imagines in nur sehr geringer Häufigkeit (eine bis max. zehn nachgewiesene Tiere pro Art) vertreten waren.

In sechs Fällen wurden die eDNA-Wasserproben auf Spezies getestet, welche zuvor durch die traditionelle Erhebung an dem jeweiligen Standort gesichtet, aber nicht als bodenständig eingestuft wurden. Keine dieser Arten konnte via eDNA-Barcoding detektiert werden.

Betrachtet man jene Fälle genauer, in welchen ein Artnachweis (unabhängig von der Bodenständigkeit) über eDNA-Barcoding nicht möglich war, wird deutlich, dass es sich in nahezu 50 % der Fälle um Nachweise der Arten *Aeshna mixta* oder *Platycnemis pennipes* handelte.

In drei Fällen wurden die eDNA-Wasserproben auf Arten analysiert, welche im Rahmen der traditionellen Erhebungen, weder als Imagines oder Exuvie nachgewiesen wurden. Dabei handelte es sich um *Aeshna mixta* am Mühlwasser (L11) und um *Leucorrhinia pectoralis* an zwei Standorten (Mühlwasser und Oberleitner Wasser). *Aeshna mixta* und *L. pectoralis* wurden beide am Mühlwasser im Rahmen früherer traditioneller Erhebungen festgestellt, nicht jedoch im Rahmen dieser Studie, daher wurde zusätzlich per eDNA auf deren Anwesenheit getestet. Die fehlende Sichtung von *L. pectoralis* im Jahr 2020 war wohl dem Untersuchungsdesign geschuldet, dessen Fokus auf dem Nachweis von *Leucorrhinia caudalis* lag. Im Falle des Oberleitner Wassers, hat das negative eDNA-Ergebnis jenes der traditionellen Erhebung (kein Nachweis von *L. pectoralis*) bestätigt.

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Tabelle 14: Vergleich traditioneller Imagineskartierung und eDNA-Analyse in der Lobau. In der Tabellenspalte Imago ist die absolute Häufigkeit der jeweiligen Art angegeben sowie Informationen zur Bodenständigkeit (möglicherweise bodenständig*; wahrscheinlich bodenständig**; sicher bodenständig***). bdst. = bodenständig; Die Tabellenspalte eDNA enthält die Anzahl der Wasserproben mit Nachweis der jeweiligen Art im Vergleich zu der Anzahl getesteter Proben.

Arten	Großenzersdorfer Arm				Oberleitner Wasser		Mühlwasser		Panozzalacke		Kühwörter Wasser			
	L03		L04		L07		L11		L16		L25		L26	
	Imago	eDNA	Imago	eDNA	Imago	eDNA	Imago	eDNA	Imago	eDNA	Imago	eDNA	Imago	eDNA
<i>Sympecma fusca</i>	6*	2/8	36**	4/16	-	-	-	-	33***	6/16	26***	6/16	26***	2/9
<i>Erythromma viridulum</i>	10*	3/9	36***	7/16	3**	0/3	-	-	57***	10/16	38***	0/16	29**	3/9
<i>Platycnemis pennipes</i>	1	0/9	6***	3/16	1*	0/3	-	-	17***	3/16	5***	2/16	1*	0/9
<i>Ischnura elegans</i>	7***	1/8	27***	4/16	-	-	5***	6/14	37***	9/16	59***	4/16	45***	3/8
<i>Aeshna mixta</i>	1	0/2	1	0/16	-	-	0	1/6	1***	0/16	5***	0/16	5**	1/9
<i>Libellula depressa</i>	2	0/9	-	-	2	0/3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Libellula fulva</i>	-	-	1	0/16	-	-	3***	4/14	3***	2/16	-	-	-	-
<i>Orthetrum cancellatum</i>	3**	1/9	1***	0/16	-	-	-	-	3**	1/16	5***	2/16	5***	4/9
<i>Sympetrum sanguineum</i>	5*	2/9	3**	2/16	1	0/3	-	-	15**	5/16	19***	1/16	8***	4/9
<i>Leucorrhinia caudalis</i>	-	-	-	-	-	-	10***	0/14	1	-	-	-	-	-
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	-	-	-	-	0	0/3	0	1/14	-	-	-	-	-	-
Summe (Summe bdst.)	8 (6)	5	8 (6)	5	4 (2)	0	3	4	8	7	7	5	7	6

5.1.4. Physikalisch-chemische und hydromorphologische Parameter – Lobau

Im Rahmen der Kartierung wurden neben der Libellenfauna auch die Leitfähigkeit des Wassers, der pH-Wert und die Wassertemperatur erhoben. Eine zusammenfassende Darstellung der ersten drei Parameter findet sich im Anhang (Appendix 4 und Appendix 5). Dazu wurden für jede Begehung die Messungen aller Standorte eines Gewässers zusammengefasst. Die Wassertemperatur lag zwischen 4.2°C (L04 und L11 – Jänner 2021) und 28.7°C (L26 – Anfang Juli 2020). Die Temperaturkurven aller Standorte ähnelten sich im Jahresverlauf stark. Die Leitfähigkeit lag am Großenzersdorfer Arm und am Mühlwasser zwischen 0.505 und 0.693 mS. Am Kühwörther Wasser und der Panozzalacke schwankte sie zwischen 0.338 und 0.573 mS. Die niedrigsten Werte wurden dabei hauptsächlich im August gemessen, nur an der Panozzalacke und dem Mühlwasser waren diese im Mai bzw. Juni zu verzeichnen. Die höchsten Werte wurden in ganz unterschiedlichen Monaten gemessen. Dementsprechend gibt es im Verlauf der Trendlinie (Leitfähigkeit) zwischen den einzelnen Gewässern kaum Ähnlichkeiten, die Werte von unterschiedlichen Standorten an ein und demselben Gewässer deckten sich aber stark. Der pH-Wert schwankte zwischen den Werten 7.44 (L04 – August 2020) und 9.11 (L26 – März 2021) und lag damit immer im neutralen bis leicht alkalischen Bereich.

Zusätzlich zu den physikalisch-chemischen Parametern wurde bei jeder Begehung der Deckungsgrad von emerser und submerser Vegetation aufgenommen (Appendix 6). Beide Faktoren sind ausschlaggebend für die Strukturierung eines Gewässers und haben Einfluss auf die Artenvielfalt der auftretenden Libellenzönose. Emerse Vegetation säumte mit Ausnahme von L04 an allen Standorten nahezu die gesamte Uferlinie. Besonders stark war der Röhrichtbestand an den Standorten L16 (Panozzalacke) und L11 (Mühlwasser) ausgeprägt. Submerse Vegetation war in unterschiedlicher Ausprägung an allen Standorten vorhanden.

5.1.5. Analyse der korrelierenden Parameter – Lobau

Für die nachfolgenden Analysen wurden ausschließlich die Standorte L04, L16 und L25 miteinbezogen, da diese wesentlich engmaschiger untersucht wurden als die anderen Standorte.

Die paarweise Korrelation der aufgenommenen Parameter zeigt mit einer Ausnahme nur schwache Zusammenhänge. Einen deutlichen negativen Zusammenhang gibt es lediglich zwischen „emerser Vegetation“ und der „maximalen Gewässertiefe“ (Abbildung 19).

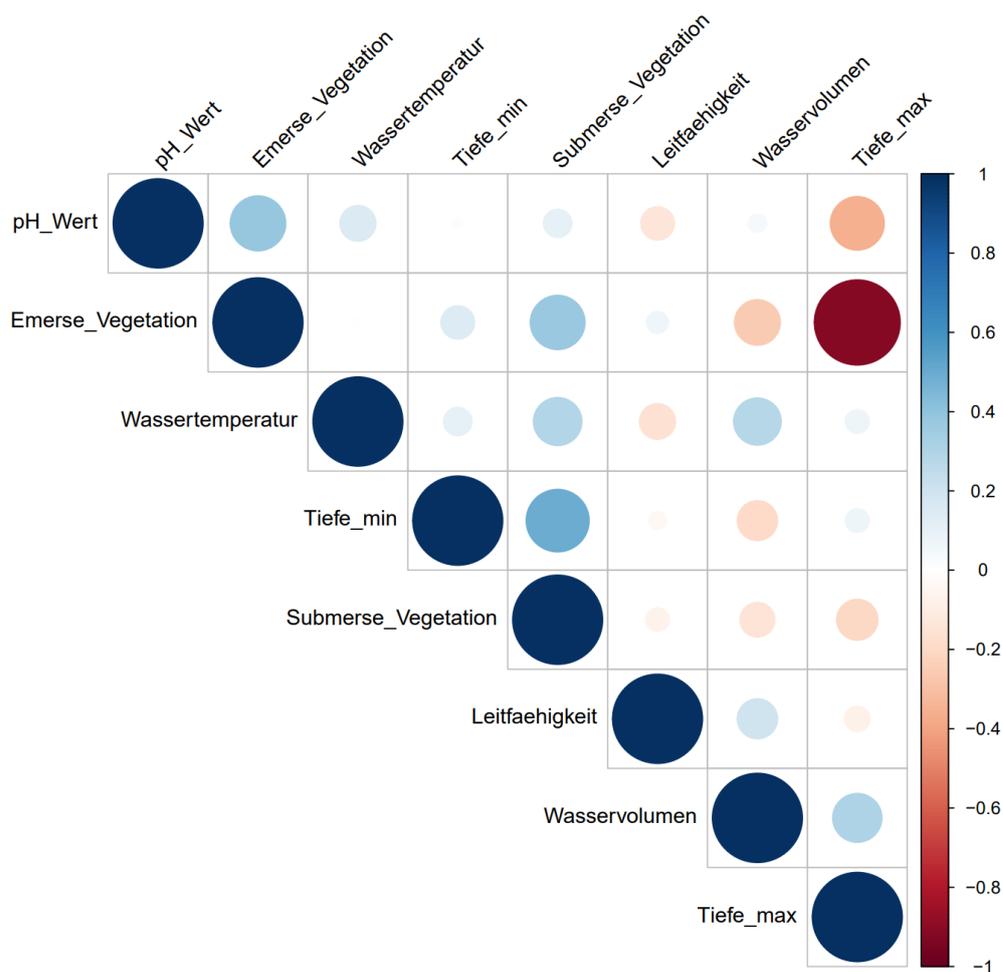


Abbildung 19: Korrelationsmatrix der aufgenommenen Habitatparameter in der Lobau (L04, L16 und L25).

5.1.5.1. Welche Parameter sind mit einem eDNA-Nachweis korreliert?

Die Analyse mittels dreifacher Anova ergab in zwei Gruppen signifikante Zusammenhänge. In den Abbildung 21 und Abbildung 22 Abbildung 23 sind die Variablen mit signifikanter Korrelation zu den eDNA-Auswertungen dargestellt. Insgesamt konnte von den sechs getesteten Variablen nur bei dreien ein signifikanter Effekt auf die eDNA-Barcoding-Ergebnisse festgestellt werden:

In Gruppe 1 (physikalisch-chemische Parameter) gab es keine signifikanten Zusammenhänge. Bei den in Gruppe 2 getesteten gewässermorphologischen Parametern, in diesem Fall emerger und submerser Vegetation, wurde für beide Parameter ein Zusammenhang festgestellt (submerse Vegetation: $\chi^2 = 10.6963$; $df = 1$; $p = 0.0011$; emerger Vegetation: $\chi^2 = 5.4819$; $df = 1$; $p = 0.0192$; Abbildung 20 und Abbildung 21). Im Fall der submersen Vegetation konnte an allen Standorten ein negativer Zusammenhang zwischen der Ausprägung von submerser Vegetation und dem Nachweis von Libellenarten über eDNA gefunden werden (Abbildung 20). Bei der emergeren Vegetation war dieser Zusammenhang nicht überall in gleicher Art und Weise ausgeprägt (Abbildung 21). Von dem Gesamtergebnis weicht L25 in der separaten Darstellung ab. Die potenziellen Gründe hierfür werden in der Diskussion (Kapitel 8.10.3) aufgegriffen und diskutiert. Die Anzahl der gefundenen Exuvien (Gruppe 3), bzw. die Häufigkeit der einzelnen Arten, waren über alle drei Standorte hinweg signifikant positiv korreliert mit der Detektion von Libellen mittels eDNA-Barcoding ($\chi^2 = 13,814$; $df = 1$; $p = 0.0002$). Das gefilterte Wasservolumen wirkte sich an den drei Standorten nicht signifikant auf die Ergebnisse des eDNA-Barcodings aus.

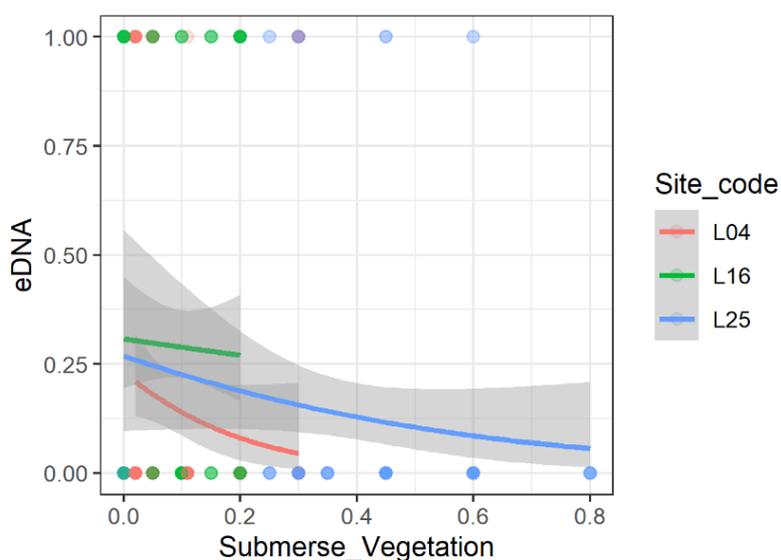


Abbildung 20: Darstellung des signifikanten Zusammenhangs zwischen der Ausprägung von submerser Vegetation (x-Achse) und dem Nachweis von Libellen via eDNA-Barcoding (y-Achse: 0 = kein Nachweis; 1 = Nachweis).

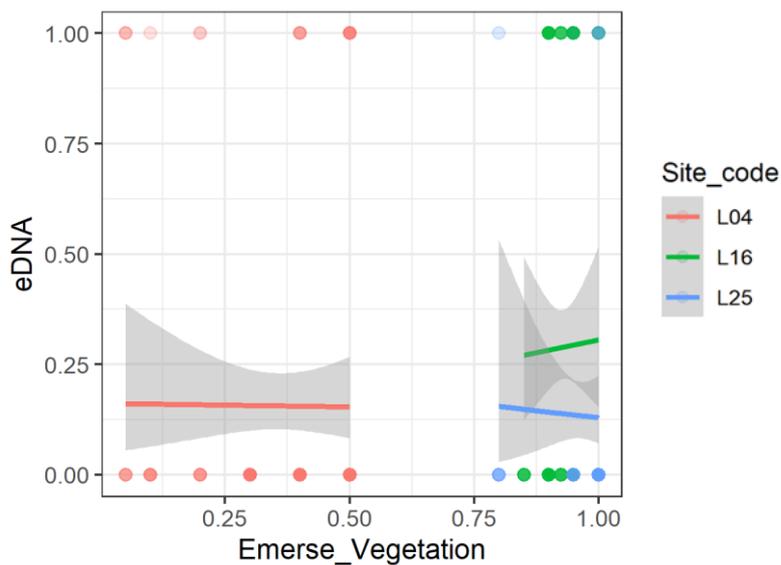


Abbildung 21: Darstellung des signifikanten Zusammenhangs zwischen der Ausprägung von emerger Vegetation (x-Achse) und dem Nachweis von Libellen via eDNA-Barcoding (y-Achse: 0 = kein Nachweis; 1 = Nachweis).

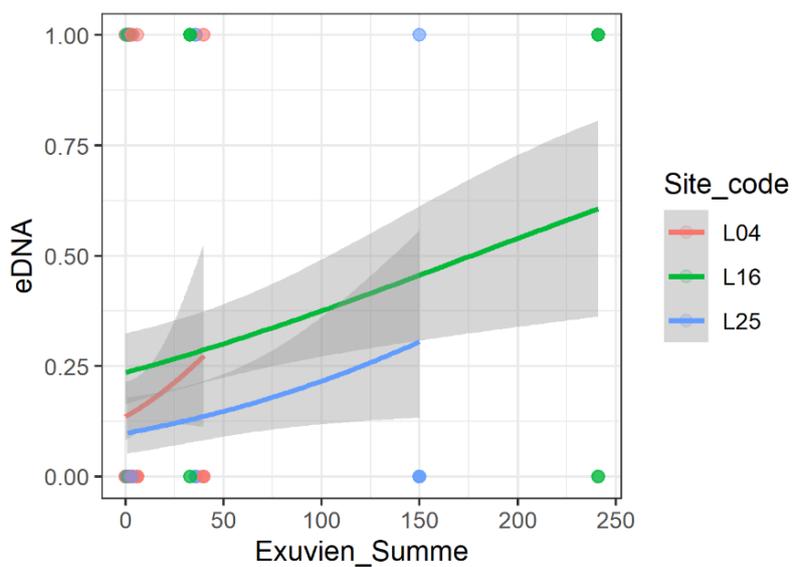


Abbildung 22: Darstellung des signifikanten Zusammenhangs zwischen der Häufigkeit der Arten (Anzahl gefundener Exuvien) (x-Achse) und dem Nachweis von Libellen via eDNA-Barcoding (y-Achse: 0 = kein Nachweis; 1 = Nachweis).

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

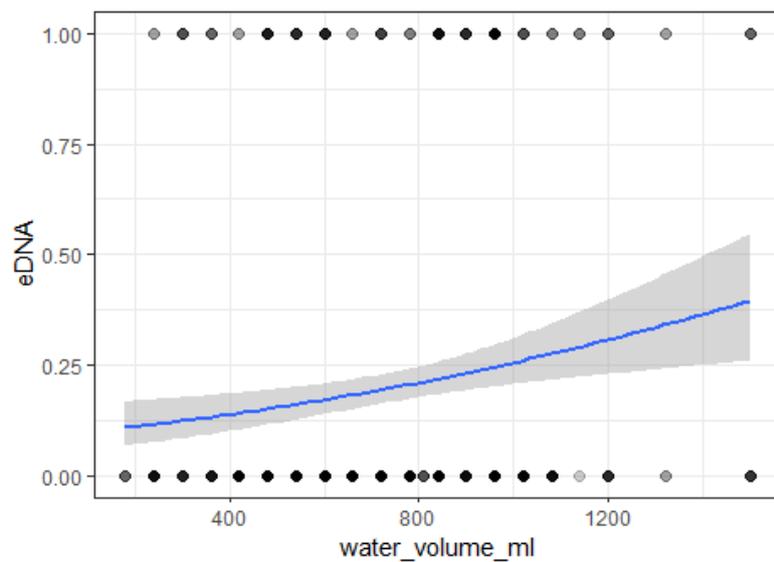


Abbildung 23: Darstellung des signifikanten Zusammenhangs zwischen dem gefilterten Wasservolumen (x-Achse) und dem Nachweis von Libellen via eDNA-Barcoding (y-Achse: 0 = kein Nachweis; 1 = Nachweis).

5.1.6. Gewässerbewertung – Lobau

Das an den Gewässern der Lobau erfasste Arteninventar war hoch, 39 Arten konnten als bodenständig bewertet werden. Die Auswertung der Habitattypen zeigt, dass strömungsliebende Arten der Habitattypen 1 und 2 bzw. Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in dynamischen, temporär benetzten Gewässern (H5) lediglich rund 26 % (10 Arten) des in der Lobau bodenständigen Artenspektrums ausmachen. Bei dem weitaus größeren Teil, nämlich 74 % des Arteninventars (29 Arten), handelte es sich um typische Bewohner von Stillgewässern der Auen (Parapotamon B, Plesio- und Paläopotamon), mit Verbreitungsschwerpunkt in den Habitattypen 3 und 4 (Abbildung 24). Spezies dieser beiden Habitattypen (3 und 4) waren an allen untersuchten Standorten verbreitet (Abbildung 25). Im Gegensatz dazu traten Arten der Referenzzönose (Habitattypen H1, H2, H5) an zwischen 7 % und 68 % der Standorte auf. Auf die einzelnen Arten heruntergebrochen, gab es nur zwei Spezies (beide aus dem Habitattyp 2 stammend) die an über 25 % der Standorte auftraten (Abbildung 26). Insgesamt sechs Arten aus der Referenzzönose wurden an > 10 % der Untersuchungsstrecken als bodenständig klassifiziert (Abbildung 26). Der geringe Anteil an rheophilen und Dynamik anzeigenden Spezies sowie deren eingeschränkte Verbreitung indizieren (entsprechend des Bewertungsschemas) einen „unbefriedigendem“ libellen-ökologischen Zustand.

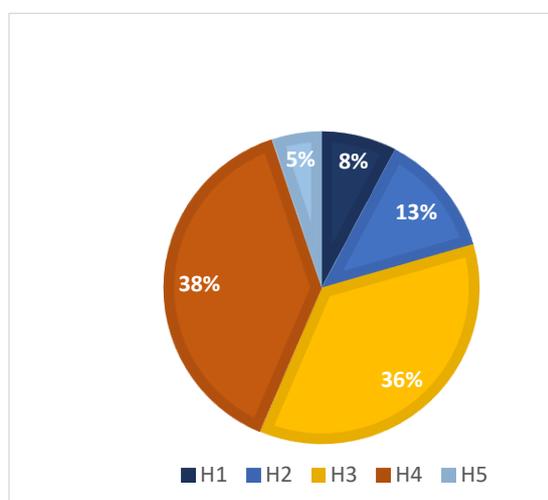


Abbildung 24: Zugehörigkeit der autochthonen Arten zu den Lebensraumtypen.

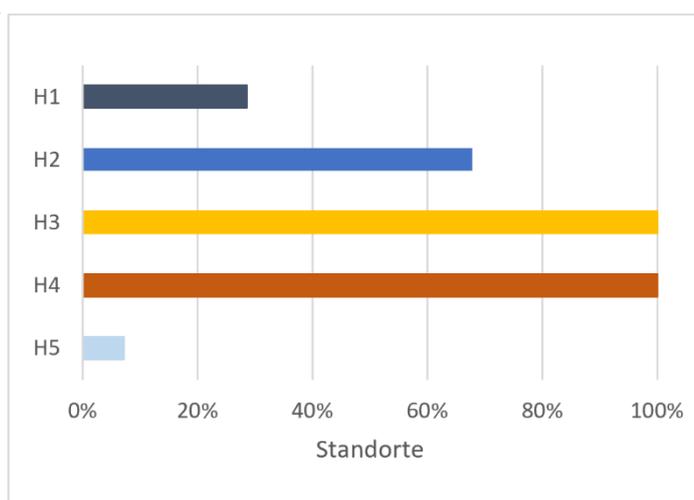


Abbildung 25: Verbreitung der Libellenarten der jeweiligen Habitattypen an den 2017, 2018 und 2020 kartierten Standorten. Der Prozentsatz gibt den Anteil der Standorte an, wo Arten des jeweiligen Habitattyps gefunden wurden.

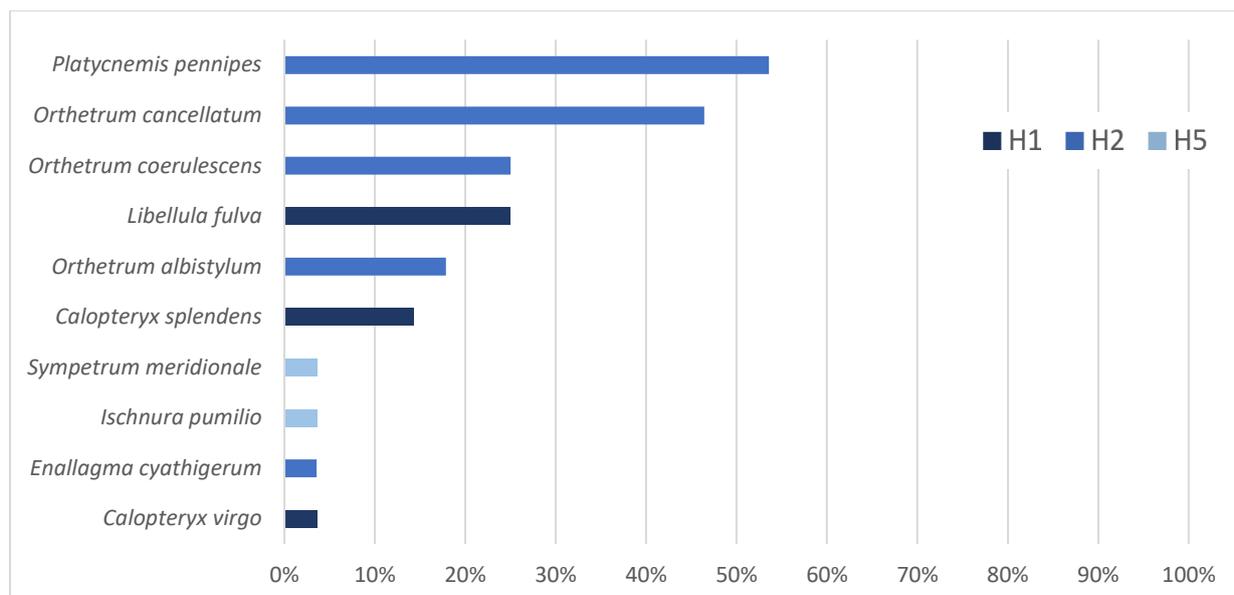


Abbildung 26: Verbreitung von Arten der Habitattypen H1, H2 und H5 (Referenzzönose) an den Standorten in der Lobau. Zugehörigkeit der einzelnen Arten zu den jeweiligen Habitattypen farblich dargestellt (H1-dunkelblau; H2-mittelblau; H5-hellblau).

5.1.6.1. Veränderungen der Artenzusammensetzung im zeitlichen Verlauf

Ein Vergleich mit Daten aus Libellenerhebungen, die zwischen 1998 und 2012 an den Gewässern der Unteren Lobau durchgeführt worden waren, zeigt deutlich eine Reduktion der Artenvielfalt, welche sich insbesondere bei Arten des Habitattyps 5 bemerkbar macht. Arten mit Spezialisierung auf diesen Habitattyp stellen in Österreich, durch den drastischen Rückgang dieser Habitate, eine der am meisten gefährdeten Libellenzönosen dar. Während im Unteren Teil des Nationalparks Lobau zwischen 1998 und 2022 noch sechs Arten aus diesem Habitattyp vorhanden waren, konnten 2017 und 2020 nur noch zwei Arten festgestellt werden. In der Oberen Lobau war keine einzige H5-Spezies mehr bodenständig. Vergleicht man die Artenzusammensetzung zwischen Unterer und Oberer Lobau während der aktuellen Erhebung, wird deutlich, dass das Artenspektrum in der Oberen Lobau nochmals stärker durch limnophile Arten der Habitattypen 3 und 4 geprägt ist (siehe Abbildung 27).

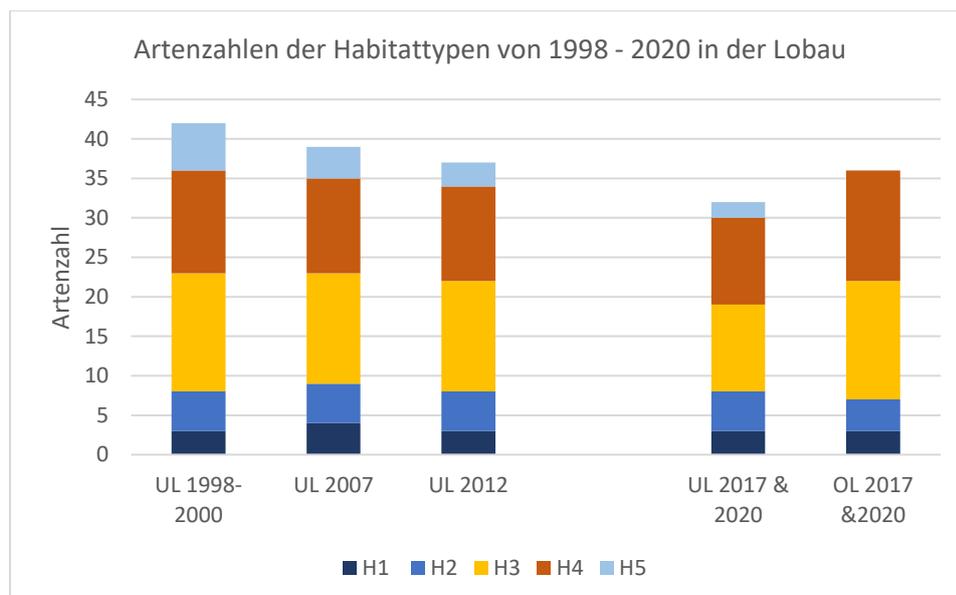


Abbildung 27: Entwicklung der Artenzahlen in der Unteren und Oberen Lobau, aufgeschlüsselt auf die Habitattypen im Zeitraum 1998 – 2020. UL = Untere Lobau, OL = Obere Lobau.

5.1.6.2. Assoziationen

Durch das bodenständige Artenspektrum waren in der Lobau alle sieben Libellen-Assoziationen (Tabelle 15) vertreten. Der Großteil der nachgewiesenen Arten (27 Arten, 63 %) ist den Assoziationen A1 (Assoziation offener Wasserflächen), A4 (Assoziation von Röhricht und submersen Makrophyten) und A3 (Assoziation von Röhricht und Ufergehölzen) zuzuordnen. Die Assoziation A2 (spärlich bewachsener Ufer) war durch vier bodenständige Arten repräsentiert, zwei davon waren im Untersuchungsgebiet weitläufiger verbreitet. Die Assoziation A5 (temporärer Gewässer) war durch zwei Arten repräsentiert, wobei eine davon nur sehr spärlich (an insgesamt vier Standorten der Unteren Lobau) auftrat. Aus den Fließgewässer-Assoziationen A6 und A7 konnten eine bzw. drei Arten als bodenständig eingestuft werden.

Tabelle 15: 7 Libellen-Assoziationen nach CHOVANEC et al. (2014) und die dazugehörigen Arten. Arten, die in den Jahren 2017, 2018 und/oder 2020 im Untersuchungsgebiet bodenständig nachgewiesen werden konnten, sind fett gedruckt. Jene Arten die ausschließlich an den Gewässern der Oberen- oder Unteren Lobau bodenständig nachgewiesen wurden, sind entweder mit ^(O) für Obere Lobau oder ^(U) für untere Lobau gekennzeichnet. Arten welche in Klammer gesetzt sind, sind nicht Teil der Referenzzönose.

Assoziation	Arten – Lobau 2017 & 2020
A1: Assoziation offener Wasserflächen	<i>Enallagma cyathigerum</i> ^(U) , <i>Erythromma najas</i> , <i>Erythromma viridulum</i> , <i>Aeshna grandis</i> , <i>Anax imperator</i> , <i>Anax parthenope</i> , <i>Cordulia aenea</i> , <i>Epithea bimaculata</i> , <i>Somatochlora metallica</i> ^(O) , <i>Libellula fulva</i>
A2: Assoziation spärlich bewachsener Ufer	<i>Ischnura pumilio</i> ^(U) , <i>Libellula depressa</i> ^(O) , <i>Orthetrum albistylum</i> , <i>Orthetrum cancellatum</i> , <i>Sympetrum fonscolombii</i> , <i>Sympetrum pedemontanum</i> , <i>Sympetrum striolatum</i>
A3: Assoziation von Röhricht und Ufergehölzen	<i>Sympecma fusca</i> , <i>Pyrrhosoma nymphula</i> ^(O) , <i>Aeshna cyanea</i> ^(O) , <i>Aeshna isosceles</i> , <i>Aeshna mixta</i> , <i>Chalcolestes viridis</i> , <i>Brachytron pratense</i> , <i>Somatochlora flavomaculata</i>
A4: Assoziation von Röhricht und submersen Makrophyten	<i>Lestes sponsa</i> , <i>Coenagrion puella</i> , <i>Coenagrion pulchellum</i> , <i>Coenagrion scitulum</i> , <i>Ischnura elegans</i> , <i>Aeshna viridis</i> , <i>Crocothemis erythraea</i> , <i>Leucorrhinia pectoralis</i> ^(O) , <i>Leucorrhinia caudalis</i> ^(O) , <i>Leucorrhinia albifrons</i> ^(O) , <i>Libellula quadrimaculata</i> , <i>Sympetrum vulgatum</i>
A5: Assoziation temporärer Gewässer	<i>Lestes barbarus</i> , <i>Lestes dryas</i> , <i>Lestes virens</i> , (<i>Anax ephippiger</i>), <i>Aeshna affinis</i> , <i>Sympetrum danae</i> , <i>Sympetrum depressiusculum</i> , <i>Sympetrum flaveolum</i> , <i>Sympetrum meridionale</i> ^(U) , <i>Sympetrum sanguineum</i>
A6: Rhithral- (Oberlauf-) Assoziation	<i>Calopteryx virgo</i> , <i>Cordulegaster bidentata</i> , <i>Cordulegaster boltonii</i> , <i>Cordulegaster heros</i>
A7: Potamal- (Unterlauf-) Assoziation	<i>Calopteryx splendens</i> , <i>Platycnemis pennipes</i> , (<i>Coenagrion ornatum</i>), <i>Gomphus flavipes</i> , <i>Gomphus vulgatissimus</i> , <i>Onychogomphus forcipatus</i> , <i>Ophiogomphus cecilia</i> , <i>Orthetrum brunneum</i> , <i>Orthetrum coerulescens</i>

Drei Arten, nämlich *Enallagma cyathigerum* (A1), *Ischnura pumilio* (A2) und *Sympetrum meridionale* (A5) traten ausschließlich in der Unteren Lobau auf. Sieben Libellenspezies wurden ausschließlich in der Oberen Lobau nachgewiesen: *Somatochlora metallica* (A1), *Libellula depressa* (A2), *Pyrrhosoma nymphula* (A3), *Aeshna cyanea* (A3), *Leucorrhinia pectoralis* (A4), *Leucorrhinia albifrons* (A4) und *Leucorrhinia caudalis* (A4). Fünf dieser sieben Arten sind den Assoziationen 3 und 4 zugeordnet. Dadurch waren aus diesen beiden Assoziationen (A3 = Röhricht und Ufervegetation und A4 = Röhricht und submerse Makrophyten) in der Oberen Lobau insgesamt 18 Spezies und damit 90 % beider Assoziationen vertreten. An Standorten der Unteren Lobau wurden 13 Arten (65 %) aus diesen Assoziationen nachgewiesen. Mit Ausnahme von *Sympecma fusca* und *Lestes sponsa* waren alle anderen A3- und A4-Libellenarten in der Oberen Lobau deutlich weitläufiger verbreitet als in der Unteren Lobau (Abbildung 28).

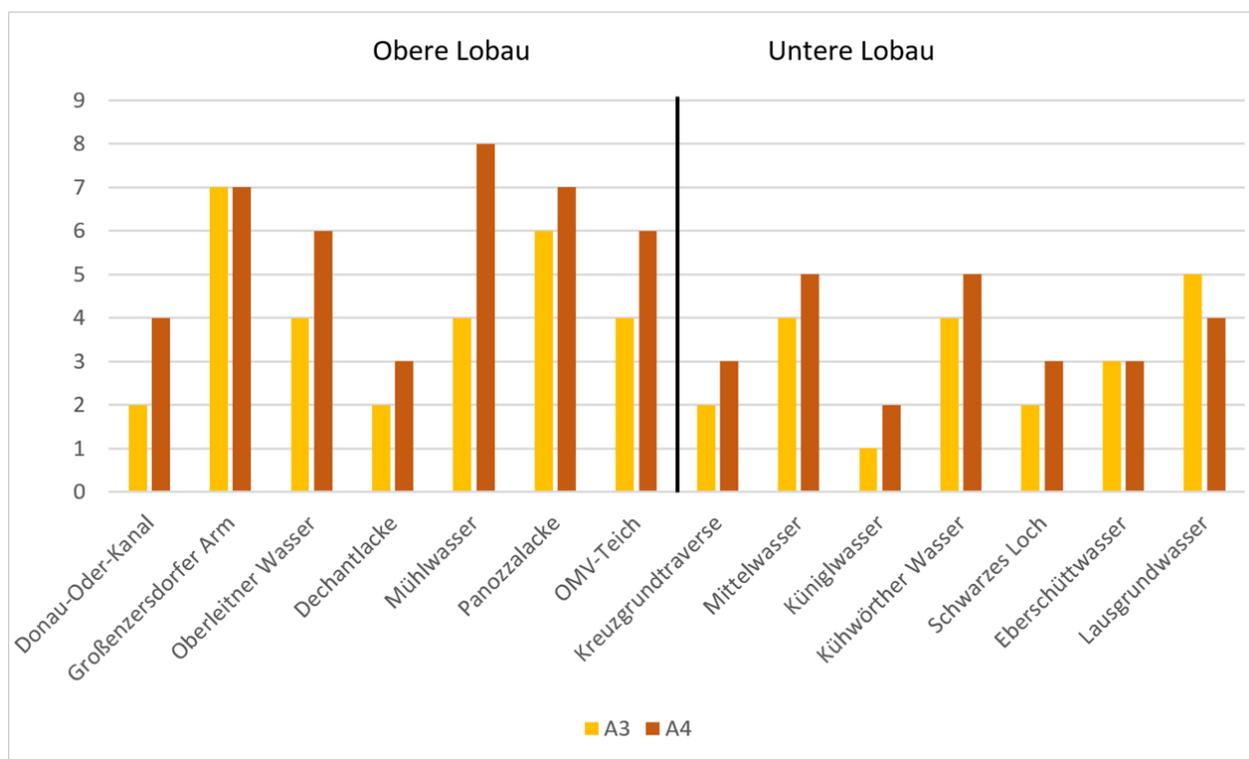


Abbildung 28: Anzahl bodenständiger Arten der Assoziationen 3 und 4 an den jeweiligen Gewässern in Oberer und Unterer Lobau.

5.2. Lainzer Tiergarten

5.2.1. Ergebnisse der traditionellen Erhebungen – Lainzer Tiergarten

5.2.1.1. *Imagines*

An den drei untersuchten Gewässern im Lainzer Tiergarten konnten durch die Erhebung von Imagines und die Sammlung von Exuvien insgesamt 18 Libellenarten nachgewiesen werden, 12 davon waren an mindestens einem der drei Gewässer bodenständig (Tabelle 16). Dabei wurden an den beiden Suhlandorten sechs bzw. 10 Spezies beobachtet, am weitaus größeren Weiher (LTG03) waren es 17 Libellenarten.

Besonders hervorzuheben ist der Nachweis von *Lestes barbarus* (Abbildung 29) an LTG01. Diese Kleinlibellenart besiedelt bevorzugt sehr kleine Gewässer mit temporärem Charakter oder schwankendem Wasserstand und binsenartigen Gewächsen (WILDERMUTH & MARTENS 2019) und ist in Österreich gemäß der Roten Liste als „stark gefährdet“ eingestuft. Im Lainzer Tiergarten konnte 2020 an LTG01 (Abbildung 30) ein einzelnes Männchen der Art beobachtet werden. *Orthemtrum coerulescens* und *S. fusca* sind in Österreich als „gefährdet“ eingestuft. Erstere trat an allen drei Gewässern (an LTG01 und LTG02 sogar bodenständig) auf, *S. fusca* konnte bodenständig in der Abundanzklasse 3 am

Weiber beobachtet werden. Bei zwei weiteren nachgewiesenen Arten (*C. virgo*, *O. brunneum*) „droht Gefährdung“. *Orthetrum brunneum* wurde mit traditioneller Erhebungsmethode an allen drei Standorten nachgewiesen und an LTG02 als bodenständig eingestuft.

Tabelle 16: Maximaler Individuen-Tagesbestand der nachgewiesenen Arten an den Gewässern des Lainzer Tiergartens und ihre Bodenständigkeit: sicher bodenständig (***), wahrscheinlich bodenständig (**), möglicherweise bodenständig (*).

Arten	RL	LTG01	LTG02	LTG03
<i>Aeshna cyanea</i>	LC	1 ***	1 **	16 ***
<i>Anax imperator</i>	LC	1	-	1
<i>Calopteryx virgo</i>	NT	1	-	1
<i>Chalcolestes viridis</i>	NT	-	-	1 ***
<i>Coenagrion puella</i>	VU	2 ***	1	57 ***
<i>Cordulia aenea</i>	LC	-	-	2 **
<i>Ischnura elegans</i>	LC	-	-	1
<i>Lestes barbarus</i>	EN	1	-	-
<i>Lestes sponsa</i>	LC	-	-	1 *
<i>Libellula depressa</i>	LC	3 ***	11 ***	1
<i>Libellula quadrimaculata</i>	LC	-	-	7 **
<i>Orthetrum brunneum</i>	NT	1	4 ***	1
<i>Orthetrum coerulescens</i>	VU	3 *	3 ***	1
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	LC	1 *	1 *	14 **
<i>Somatochlora metallica</i>	LC	-	-	1
<i>Sympecma fusca</i>	VU	-	-	3 *
<i>Sympetrum sanguineum</i>	LC	-	-	3 **
<i>Sympetrum striolatum</i>	LC	1	-	1 ***
Summe Arten/Standort (bodenständig)		10 (5)	6 (5)	17 (10)



Abbildung 29: Nachweis von *Lestes barbarus* am Standort LTG01 im Lainzer Tiergarten, am 21.08.2020. Fotos: V. Kargl.



Abbildung 30: Gewässer LTG01, Lainzer Tiergarten, am 21.08.2020. Foto: V. Kargl.

5.2.1.2. Exuvien

Die Erhebung von Exuvien beschränkte sich im Lainzer Tiergarten auf die beiden Suhlstandorte, da hier eine intensivere eDNA-Probennahme als an LTG03 geplant war, um den Zusammenhang zwischen Häufigkeit einer Art und deren Nachweisbarkeit via eDNA zu vergleichen, beziehungsweise den besten Zeitraum für die Probennahme an Kleinstgewässern zu eruieren. An LTG03 lag der Fokus auf dem Vergleich zwischen händischer Probennahme und Probennahme mittels elektrischem eDNA-Sampler. Insgesamt wurden an den beiden Standorten 154 Exuvien gefunden und bestimmt (Tabelle 17). Bei 139 von diesen konnte anhand der morphologischen Merkmale eindeutig die Art bestimmt werden, bei 12 Exuvien erfolgte die Bestimmung durch DNA-Barcoding, drei Exuvien konnten auch mittels DNA-Barcoding nicht auf Artniveau bestimmt werden. An beiden Gewässern war der Großteil der Exuvien von *L. depressa*.

Tabelle 17: Exuvienfunde der im Jahr 2020 untersuchten Gewässer LTG01 und LTG02 im Lainzer Tiergarten.

Art	April		Mai			Juni			Juli		Aug.	Summe
	21.	28.	07.	14.	22.	04.	16.	25.	08.	22.	05.	
LTG01												
<i>Aeshna cyanea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Libellula depressa</i>	18	8	-	2	9	-	2	-	1	-	-	40
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	-	5	1	1	-	-	-	-	-	-	-	7
Anisoptera	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Zygoptera	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	2
LTG02												
<i>Aeshna cyanea</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	2
<i>Libellula depressa</i>	44	12	3	2	2	1	3	2	-	-	-	69
<i>Orthetrum brunneum</i>	-	-	-	2	8	-	1	-	-	3	-	14
<i>Orthetrum coerulescens</i>	-	-	-	-	-	3	5	3	4	-	-	15
<i>Orthetrum brunneum / coerulescens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Sympetrum striolatum / meridionale</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1

5.2.2. Ergebnisse der eDNA-Barcoding-Analyse – Lainzer Tiergarten

Für die Analysen mittels Umwelt-DNA-Barcodings wurden an den drei Gewässern insgesamt 39 Wasserproben entnommen, wobei an den Standorten LTG01 und LTG02 ein wesentlich engmaschigerer Probenahme-Rhythmus gewählt wurde. Hier wurden 12-mal im Jahr Proben genommen und in der Schlupfperiode intensiv nach Exuvien gesucht. Am Standort LTG03 erfolgte die Probennahme synchron mit der Imagineskartierung 5-mal im Jahr 2022, gleichzeitig wurden zusätzlich zu den händisch genommenen Filterproben auch mit dem eDNA-Sampler von Smith Root Proben genommen. Exuvien wurden bei zufälligem Fund als Bodenständigkeitsnachweis miteinbezogen.

Insgesamt wurde an den drei Gewässern auf sechs Arten getestet, welche mit Ausnahme von *I. elegans* allesamt an mindestens einem Standort nachgewiesen werden konnten.

Die Wasserproben der Standorte LTG01 und LTG02 wurden jeweils auf drei Libellenarten (*L. depressa*, *O. brunneum* und *I. pumilio*) getestet. Mit Ausnahme von *I. pumilio* waren alle anderen Arten zuvor als Imago oder Exuvien nachgewiesen worden. Obwohl dies bei der Kleinlibelle *I. pumilio* nicht der Fall war, bewog uns das grundsätzlich passende Habitat dazu, diese Art ebenfalls ins Untersuchungsdesign miteinzubeziehen. An LTG01 konnten zwei Spezies (*L. depressa* und *O. brunneum*) nachgewiesen werden, an LTG02 alle drei (*L. depressa*, *O. brunneum* und *I. pumilio*).

Die an LTG03 entnommenen Wasserproben wurden auf fünf Libellenarten getestet (*S. fusca*, *S. sanguineum*, *L. depressa*, *O. brunneum* und *I. elegans*), von denen drei (*S. fusca*, *S. sanguineum* und *L. depressa*) detektiert werden konnten.

5.2.3. Vergleich Artenspektrum eDNA-Barcoding vs. traditionelle Erhebung der Imagines – Lainzer Tiergarten

In Tabelle 18 werden die Ergebnisse traditioneller Erhebung und von eDNA-Barcoding gegenübergestellt. Der Vergleich zeigt deutlich, dass es bei LTG01 und LTG02 eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den Methoden gibt. An LTG03 war es ebenfalls möglich, alle bodenständigen Arten mittels eDNA-Barcodings zu detektieren. Zusätzlich wurde *L. depressa* nachgewiesen, die laut traditioneller Erhebung als nicht bodenständig eingestuft worden war. Dasselbe trifft für *O. brunneum* an LTG01 zu, von welcher bei der Imagineskartierung nur ein einzelnes adultes Individuum gesichtet wurde und keine Exuvien gefunden wurden. Durch den Nachweis der Larven über eDNA kann bei beiden Arten von einer sicheren Bodenständigkeit ausgegangen werden.

An LTG02 war es möglich, *I. pumilio* an Standort LTG02 zu detektieren. Diese Art wurde damit ausschließlich über eDNA-Barcoding nachgewiesen und zugleich ihre sichere Bodenständigkeit bestätigt. Umgekehrt wurden zwei Sichtungen einzelner Individuen von *O. brunneum* bzw. *I. elegans* nicht über eDNA nachgewiesen, was die Einstufung als nicht bodenständig bestätigt.

Tabelle 18: Vergleich zwischen traditionellen Erhebungen und eDNA-Nachweisen im Lainzer Tiergarten: maximaler Individuen-Tagesbestand der nachgewiesenen Arten und ihre Bodenständigkeit: sicher bodenständig (***) , wahrscheinlich bodenständig (**), möglicherweise bodenständig (*), kein Nachweis (-), Nachweis (+), nicht getestet (n.g.).

Arten	LTG01		LTG02		LTG03	
	Imagines	eDNA	Imagines	eDNA	Imagines	eDNA
<i>Ischnura pumilio</i>	-	-	-	+	-	n.g.
<i>Libellula depressa</i>	3***	+	11***	+	1	+
<i>Orthetrum brunneum</i>	1	+	4***	+	1	-
<i>Sympecma fusca</i>	-	n.g.	-	n.g.	3*	+
<i>Ischnura elegans</i>	-	n.g.	-	n.g.	1	-
<i>Sympetrum sanguineum</i>	-	n.g.	-	n.g.	3**	+

5.2.4. Artnachweise mittels eDNA-Barcodings im zeitlichen Verlauf – Lainzer Tiergarten

Analog zur Auswertung der Lobau-Daten wurden in Abbildung 31 die eDNA-Ergebnisse der drei Gewässer im Lainzer Tiergarten im Jahresverlauf dargestellt. Aufgrund der gewässertypologischen Unterschiede wurden in den nachfolgenden Abbildungen LTG01 und LTG02 (Suhlen) zusammengefasst und der Weiher LTG03 separat dargestellt. Die Probenzahl pro Monat schwankte im Jahresverlauf zwischen zwei und sechs Proben. Dies ist durch unterschiedliche Intervalle zwischen den Probennahmen (zwischen zwei und drei Wochen) zu erklären.

Die in Abbildung 31 zusammengefassten Arten haben allesamt ihren Schlupfzeitraum zwischen Ende April und Ende Juli. Zwei der drei Arten (*L. depressa* und *O. brunneum*) konnten zwischen April und September in allen Monaten nachgewiesen werden. Bei *I. pumilio* war dies ausschließlich mit einer Probe im August möglich. Im Gegensatz zu den beiden ersteren, konnte diese Kleinlibellenart an den Suhlen weder als Exuvie, noch als Imago nachgewiesen werden. Basierend auf der unterschiedlichen Probenzahl pro Monat und dem Schlupfzeitraum wäre für eine Detektion von *L. depressa* und *O. brunneum* eine Probennahme in Mai und Juni empfehlenswert. *Ischnura pumilio* konnte weder als Imago noch als Exuvie nachgewiesen werden, was auf eine nur sehr geringe Abundanz schließen lässt. Aufgrund dessen wird für diese Art kein optimaler Probenahmezeitpunkt ausgesprochen.

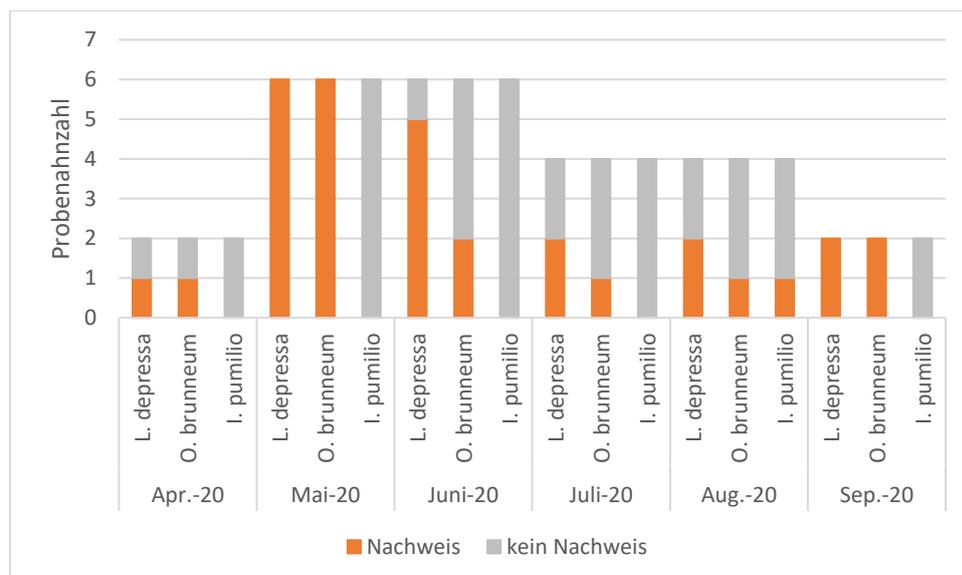


Abbildung 31: eDNA-Nachweise an den Standorten LTG01 und LTG02, im Lainzer Tiergarten im zeitlichen Verlauf. Die y-Achse zeigt die absolute Probenanzahl pro Monat.

5.2.5. Physikalisch-chemische und hydromorphologische Parameter – Lainzer Tiergarten

An allen drei Gewässern wurden bei jeder eDNA-Probenahme die Leitfähigkeit des Wassers, der pH-Wert und die Wassertemperatur gemessen. Eine zusammenfassende Darstellung der Parameter findet sich im Anhang (Appendix 7). Die Wassertemperatur schwankte von März bis Anfang August zwischen 15.3 und 25.5°C. Ende August wurden an LTG01 und LTG02 deutlich höhere Wassertemperaturen gemessen. Die Leitfähigkeit war an LTG01 fast durchgehend höher als an den anderen beiden Standorten und lag im Durchschnitt bei 0.81 mS. An LTG02 waren es im Durchschnitt 0.58 mS, an LTG03 0.47 mS. Der pH-Wert lag zwischen 6.84 (LTG01) und 8.86 (LTG02), im Durchschnitt war er bei LTG02 und LTG03 höher. Als ökologische Parameter wurden die minimale und maximale Gewässertiefe sowie emerse und submerse Vegetation aufgenommen (Appendix 8). An den beiden Suhlstandorten LTG01 und LTG02 lag die minimale Gewässertiefe bei 1.7 bzw. 1.0 cm und die maximale Gewässertiefe bei 11 bzw. 13 cm. An Standort LTG03 lagen die Werte bei 15 und 80 cm. Submerse und emerse Vegetation waren an LTG01 und LTG02 ähnlich stark ausgeprägt. Am Standort LTG03 hatte ein starker Rückgang des Wassers in den Monaten Juli und August zufolge, dass die Wasserfläche die vorhandene emerse Vegetation nicht mehr erreichte.

5.2.6. Analyse der korrelierenden Parameter – Lainzer Tiergarten

Die paarweise Korrelation der aufgenommenen Parameter zeigt eine deutlich negative Korrelation zwischen den Parametern Leitfähigkeit und pH-Wert. Leitfähigkeit und Wasservolumen sowie submerse Vegetation und emerse Vegetation sind hingegen positiv miteinander korreliert. Alle weiteren Korrelationen sind nicht so stark ausgeprägt (Abbildung 32).

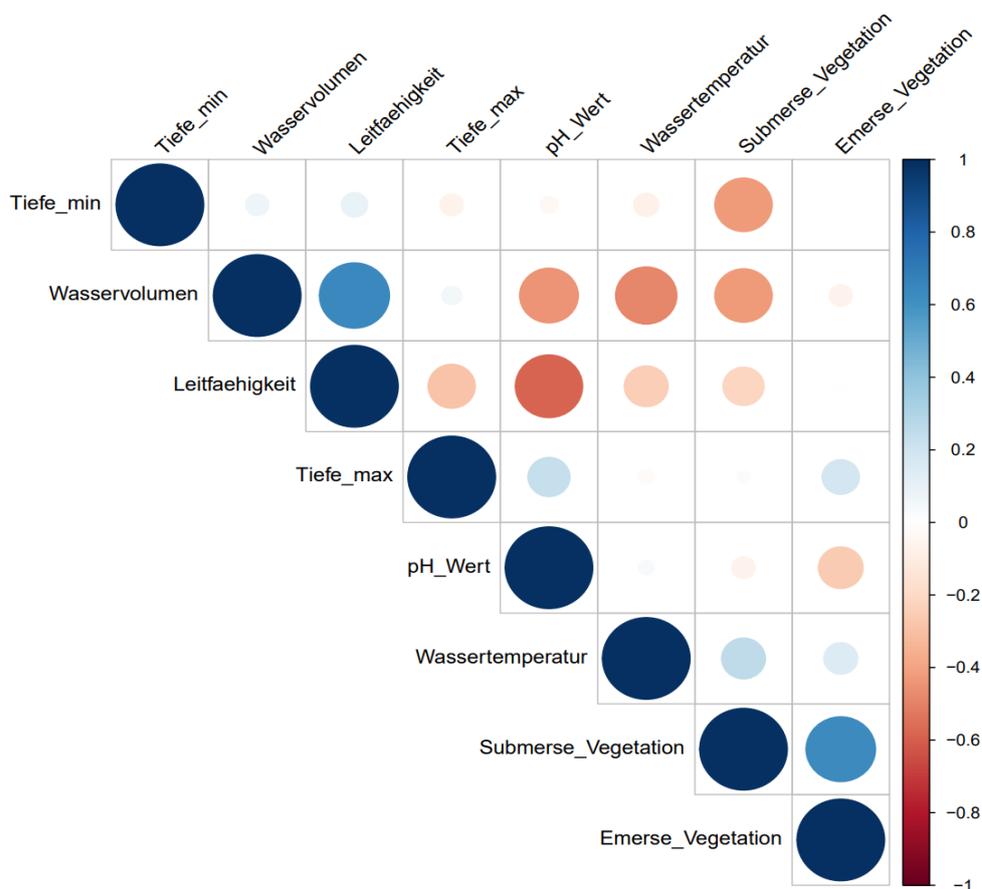


Abbildung 32: Korrelationsmatrix der erfassten Habitatparameter im Lainzer Tiergarten (LTG01 und LTG02).

5.2.6.1. Welche Parameter sind mit einem eDNA-Nachweis korreliert?

Die Analyse mittels dreifacher ANOVA zeigte, dass ausschließlich die Häufigkeit (Anzahl Exuvien) signifikant mit den Ergebnissen der eDNA-Untersuchung korreliert ($\chi^2 = 0.040$; $df = 1$; $p = 0.001531$; Abbildung 33).

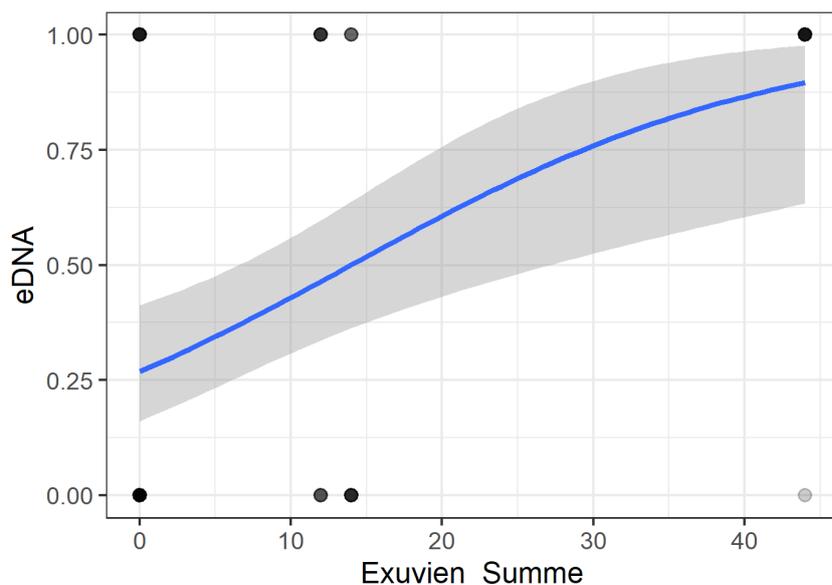


Abbildung 33: Darstellung des signifikanten Zusammenhangs zwischen der Häufigkeit der Arten (Anzahl gefundener Exuvien) (x-Achse) und dem Nachweis von Libellen via eDNA-Barcoding (y-Achse: 0 = kein Nachweis; 1 = Nachweis).

5.2.7. Gewässerbewertung – Lainzer Tiergarten

Die im Rahmen der Erhebungen an den drei Gewässern nachgewiesene Libellenfauna ist mit 18 Spezies als divers und artenreich zu beschreiben. Aus der Referenzzönose wurden sechs Libellenarten nachgewiesen, wobei vier davon an mindestens einem Gewässer als bodenständig eingestuft wurden (Tabelle 19). Die beiden Suhlstandorte begünstigten das Auftreten von *O. brunneum*, *O. coerulescens* und *L. depressa*.

Tabelle 19: Für die Suhlstandorte im Lainzer Tiergarten relevante Libellen-Assoziationen A2, A5 und A7. Fett hervorgehoben jene Arten, die an den Suhlen (LTG01 und/oderLTG02) nachgewiesen wurden (* für bodenständig).

Assoziation	Arten
A2: Assoziation spärlich bewachsener Ufer	<i>Ischnura pumilio</i> *, <i>Libellula depressa</i> *, <i>Sympetrum fonscolombii</i> , <i>Sympetrum striolatum</i>
A5: Assoziation temporärer Gewässer	<i>Lestes barbarus</i> , <i>Lestes dryas</i> , <i>Lestes virens</i> , <i>Sympetrum meridionale</i> , <i>Sympetrum sanguineum</i>
A7: Potamal- (Unterlauf-) Assoziation	<i>Orthetrum brunneum</i> *, <i>Orthetrum coerulescens</i> *

5.3. Wienerwald

5.3.1. Ergebnisse der traditionellen Erhebungen – Wienerwald

5.3.1.1. Larven

Im Zuge der Erhebung konnten an allen drei untersuchten Bächen Larven von *C. bidentata* und *C. heros* nachgewiesen werden (Tabelle 20). Die Individuenzahlen schwankten zwischen den drei Gewässern jedoch deutlich. Fasst man die Abundanz aller Larvenstadien beider *Cordulegaster*-Arten zusammen, war der Reisenbergbach mit 452 Larven insgesamt deutlich an erster Stelle. Am Wurzbach waren es 114 und am Alsbach lediglich 13 Larven. Diese Diskrepanz spiegelte sich ebenfalls in den Ergebnissen der großen Larvenstadien (F0–F3) wider: Betrachtet man den Median der Larvenfunde aller Standorte eines Baches, sind es am Alsbach eine, am Wurzbach zwei und am Reisenbergbach 11 Larven (Tabelle 20).

Tabelle 20: Überblick über die im Wienerwald gefundenen *Cordulegaster*-Larven unterteilt in Gesamtzahlen und davon Larven der Stadien F0–F3. Ebenfalls wird die Summe aller Larven und die Summe der Stadien F0–F3, sowie der Median der Stadien F0–F3 angegeben.

Gewässer	Standort	<i>Cordulegaster bidentata</i>		<i>Cordulegaster heros</i>		<i>C. bidentata</i> & <i>C. heros</i>		
		Abundanz Larven gesamt	Abundanz Larven F0–F3	Abundanz Larven gesamt	Abundanz Larven F0–F3	Abundanz Larven gesamt	Abundanz Larven F0–F3	
Reisenbergbach	R1	2	2	50	15	52	17	
	R2	7	4	188	37	195	43	
	R3	26	22	132	42	158	64	
	R4	-	-	2	1	2	2	
	R5	3	1	2	-	5	2	
	R6	4	4	-	-	4	4	
	R7	33	8	3	-	36	11	
	Summe:						452	143
	Median:							11
Wurzbach	W1	-	-	2	2	2	2	
	W2	-	-	-	-	-	-	
	W3	-	-	3	2	3	2	
	W4	4	4	13	6	17	12	
	W5	40	39	52	29	92	69	
	Summe:						114	85
	Median:							2

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Fortsetzung Tabelle 20: Überblick über die im Wienerwald gefundenen *Cordulegaster*-Larven unterteilt in Gesamtzahlen und davon Larven der Stadien F0–F3. Ebenfalls wird die Summe aller Larven und die Summe der Stadien F0–F3, sowie der Median der Stadien F0–F3 angegeben.

Gewässer	Standort	<i>Cordulegaster bidentata</i>		<i>Cordulegaster heros</i>		<i>C. bidentata</i> & <i>C. heros</i>	
		Abundanz Larven gesamt	Abundanz Larven F0–F3	Abundanz Larven gesamt	Abundanz Larven F0–F3	Abundanz Larven gesamt	Abundanz Larven F0–F3
Alsbach	A1	-	-	2	-	2	-
	A2	-	-	3	1	3	1
	A3	-	-	3	1	1	1
	A4	7	4	3	-	7	4
	Summe:					13	6
	Median:						1

5.3.1.2. Exuvien

An 13 der untersuchten Standorte konnten insgesamt 85 Exuvien gefunden werden (Tabelle 21), ein Großteil davon (60 Exuvien) am Reisenbergbach. Von *C. bidentata* wurden doppelt so viele Exuvien gefunden wie von *C. heros* (56:28 Exuvien). Entsprechend den Schlupfzeiträumen (*C. bidentata*: Ende Mai-Juli; *C. heros*: Juni) wurden die meisten Exuvien im Juni gefunden, wobei dieser Peak bei *C. bidentata* ausgeprägter war als bei *C. heros*.

Tabelle 21: Überblick über die im Wienerwald gesammelten Exuvien.

Gewässer	Standort	<i>Cordulegaster bidentata</i>			<i>Cordulegaster heros</i>			<i>C. sp.</i>	Exuvien/ Standort
		Mai	Juni	Juli	Mai	Juni	Juli	Juni	
Alsbach	A1	-	-	-	-	2	1	-	3
	A4	-	1	-	-	-	-	-	1
Reisenbergbach	R1	-	1	-	-	4	-	-	5
	R2	-	3	1	-	2	5	-	11
	R3	-	5	4	-	3	3	-	15
	R4	-	7	5	-	2	3	-	17
	R5	-	3	-	-	-	-	-	3
	R6	-	4	-	-	-	-	-	4
	R7	-	4	1	-	-	-	-	5
Wurzbach	W1	1	-	-	-	-	-	1	2
	W3	-	-	-	-	1	-	-	1
	W4	-	4	3	-	1	-	-	8
	W5	-	6	3	-	1	-	-	10
Exuvien/ Art & Monat		1	38	17	0	16	12	1	Gesamt: 85

In Tabelle 22 wurden die Daten der Larven- und Exuvienhebung zusammengefasst, um ein vollständiges Verbreitungsbild der beiden Arten zu erhalten. Die einzelnen Standorte wurden den entsprechenden Gewässerabschnitten zugeteilt. Am Alsbach konnte *C. heros* sowohl quellfern, als auch im Übergangsbereich des Gewässers festgestellt werden, *C. bidentata* trat quellnah (300 m von der Quelle entfernt) auf. Am Reisenbergbach gelang der Nachweis beider Arten an nahezu allen Standorten. Lediglich an R6 wurden von *C. heros* weder Larven, noch Exuvien festgestellt. Am Wurzbach traten beide Arten auf, es kamen jedoch nicht beide Arten an allen Standorten vor. An W2 konnte keine Larve oder Exuvie gefunden werden, an W3 nur *C. heros*.

Tabelle 22: Zusammenfassung der Nachweise von *C. heros* und *C. bidentata* (Larven (L) und/oder Exuvien (EX)) an den untersuchten Standorten bzw. Gewässerabschnitten.

Standort	Nachweise von Larven oder Exuvien		Gewässerabschnitt
	<i>C. heros</i>	<i>C. bidentata</i>	
Alsbach			
A1	L/EX	-	Quellfern
A2	L	-	Übergangsbereich
A3	L	-	Übergangsbereich
A4	L	L/EX	Quellnah
Reisenbergbach			
R1	L/EX	L/EX	Quellfern
R2	L/EX	L/EX	Übergangsbereich
R3	L/EX	L/EX	Übergangsbereich
R4	L/EX	EX	Übergangsbereich
R5	L	L/EX	Übergangsbereich
R6	-	L/EX	Quellnah
R7	L	L/EX	Quellnah
Wurzbach			
W1	L	EX	Quellfern
W2	-	-	Übergangsbereich
W3	L/EX	-	Übergangsbereich
W4	L/EX	EX	Übergangsbereich
W5	L/EX	EX	Quellnah

5.3.1.3. *Imagines*

Im Zuge der Fang-Wiederfang-Pilotstudie wurden an den untersuchten Bächen insgesamt 164 Quelljungfern gesichtet, 69 davon konnten gefangen und individuell markiert werden (*C. bidentata*: 41; *C. heros*: 28; siehe Tabelle 23). Von den sechs am Alsbach markierten Individuen von *C. bidentata* und fünf markierten Individuen von *C. heros* wurde keine einzige wiedergefangen. Am Reisenbergbach wurden drei der 35 markierten Individuen von *C. bidentata* wiedergefangen.

Am Wurzbach wurden außerdem *C. virgo* (bodenständig), *A. imperator*, *A. isoceles*, *O. forcipatus* und *L. depressa* nachgewiesen, am Alsbach *C. virgo* (bodenständig), *S. fusca*, *C. puella*, *A. cyanea*, *O. coerulescens* (bodenständig) und *S. striolatum*.

Am Reisenbergbach trat die höchste Anzahl an Libellenarten auf, es konnten neben den Quelljungfern *L. sponsa*, *C. puella*, *A. cyanea* (bodenständig), *A. imperator*, *O. cecilia*, *L. depressa*, *O. coerulescens*, *S. striolatum* (bodenständig) und *S. vulgatum*.

Tabelle 23: Fang-Wiederfangstudie 2022 an Alsbach und Reisenbergbach: EF = Erstfang; WF = Wiederfang; KM = Keine Markierung.

Standort/Gewässer	<i>Cordulegaster bidentata</i>			<i>Cordulegaster heros</i>			<i>Cordulegaster sp.</i>	
	EF	WF	KM	EF	WF	KM	WF	KM
A1	-	-	-	2	-	1	-	6
A2	2	-	-	6	-	2	-	11
A3	3	-	-	-	-	1	-	7
A4	1	-	-	3	-	1	-	13
Alsbach gesamt	6	-	-	11	-	5	-	37
R1	2	-	-	1	-	1	-	-
R2	3	-	1	4	-	1	-	8
R2-R3	-	-	-	-	-	3	-	3
R3	1	-	1	5	-	1	-	1
R4	5	-	-	2	-	1	1	4
R4-R5	18	3	-	4	-	1	-	9
R5	-	-	1	-	-	1	-	3
R6	-	-	1	-	-	1	-	2
R7	6	-	-	1	-	3	-	6
Reisenbergbach gesamt	35	3	4	17	-	13	1	36

5.3.2. Ergebnisse der eDNA-Barcoding-Analyse – Wienerwald

Für die Untersuchung der Fließgewässer mittels eDNA wurden insgesamt 161 Wasserproben genommen. Die Untersuchungsabschnitte an Reisenbergbach und Alsbach wurden zwischen April und September 5-mal beprobt, an den Abschnitten des Wurzbachs fand eine viermalige Wasserprobennahme zwischen April und August statt. Von den nun 77 Proben war es in 57 bzw. 58 Proben möglich, DNA-Spuren von *C. heros* bzw. *C. bidentata* über eDNA-Barcoding nachzuweisen. Fasst man die Ergebnisse aller analysierten eDNA-Proben pro Gewässerabschnitt zusammen, konnten beide Arten an allen 16 Gewässerabschnitten nachgewiesen werden.

An allen Bächen wurde auch auf die Begleitart *C. virgo* getestet, diese wurde jedoch nur in einer Probe am Wurzbach (W1, 27.07.2022) nachgewiesen. Am Reisenbergbach wurde zusätzlich auf *O. cecilia* getestet, jedoch erfolgte auch hier kein Nachweis.

5.3.3. Vergleich Artenspektrum eDNA-Barcoding vs. traditionelle Erhebung der Larven – Wienerwald

Vergleicht man traditionelle Erhebungen mit den eDNA-Barcoding-Ergebnissen, zeigt sich folgendes Bild: Im Gegensatz zum eDNA-Barcoding konnten die beiden Arten nicht an allen Standorten als Larven nachgewiesen werden. Larven von *C. bidentata* traten an neun Gewässerabschnitten und Larven von *C. heros* an 13 Gewässerabschnitten auf (siehe Abbildung 34). Damit war die Erhebung über eDNA-Barcoding auf den ersten Blick erfolgreicher, die Bedeutung von Verdriftung der DNA in Fließgewässern, wird in der Diskussion aufgegriffen.

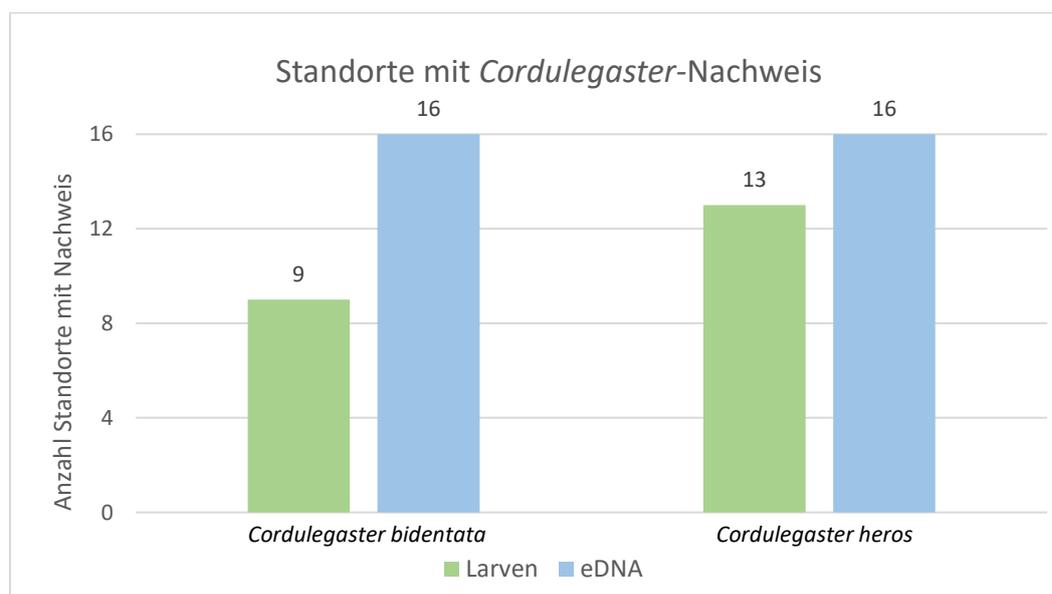


Abbildung 34: Vergleich der beiden Methoden (traditionell und eDNA-Barcoding) an den Standorten im Wienerwald zur Detektion von *C. bidentata* und *C. heros*. In Grün die Anzahl der Standorte mit Larvenfunden (traditionell), in Blau die Anzahl an Standorte mit eDNA-Nachweis.

5.3.4. Artnachweise mittels eDNA-Barcoding im zeitlichen Verlauf – Wienerwald

Im Jahresverlauf schwankte der Prozentsatz an eDNA-Proben mit erfolgreichem Nachweis deutlich (Abbildung 35). Für *C. bidentata* lag dieser im Mai/Juni bei 94 %, für *C. heros* im September bei 100 %. Im September gab es am Wurzbach jedoch keine Probenahme mehr und somit umfassen die September-Werte eine kleinere Stichprobe als die anderen Monate. Der niedrigste Prozentsatz an Nachweisen wurde für beide Arten im April, vor Beginn der Emergenzperiode beider Arten gefunden.

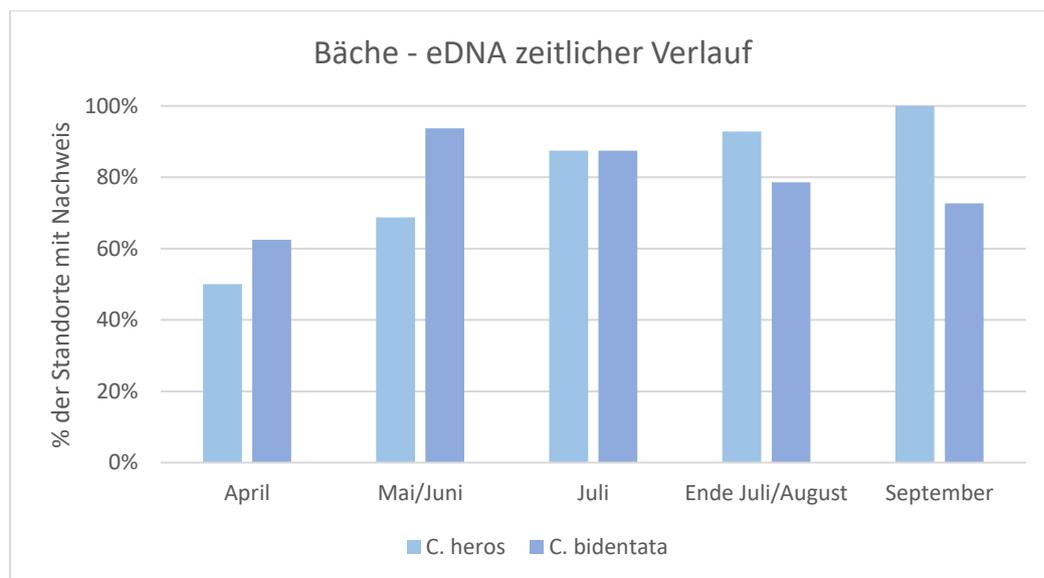


Abbildung 35: Nachweis von *C. heros* und *C. bidentata* mittels eDNA im Jahresverlauf an % der Standorte.

An allen Standorten aller drei Bächen konnten im Rahmen der zwei Probennahmen im Mai/Juni und Juli beide Arten bei mindestens einem der beiden Durchgänge nachgewiesen werden (Tabelle 24). Es wird daher eine Probennahme für die beiden *Cordulegaster*-Arten im Zeitrahmen Ende Mai bis Anfang August empfohlen, also kurz vor und während der Schlupfperiode (Juni), sowie um die Eiablage (Ende Juni bis Anfang August).

Tabelle 24: Nachweis von *C. heros* und *C. bidentata* an den einzelnen Standorten im Jahresverlauf, grün = Nachweis, weiß = kein Nachweis, grau = nicht getestet.

<i>Cordulegaster bidentata</i>																
	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	D1	D2	D3	D4	W1	W2	W3	W4	W5
April		■	■	■	■	■	■		■		■				■	■
Mai/Juni	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Juli	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Ende Juli/August	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
September	■	■	■	■	■	■	■				■	■	■	■	■	■
<i>Cordulegaster heros</i>																
	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	D1	D2	D3	D4	W1	W2	W3	W4	W5
April		■	■	■	■	■	■		■	■					■	■
Mai/Juni	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Juli	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Ende Juli/August	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
September	■	■	■	■	■	■	■				■	■	■	■	■	■

5.3.5. Physikalisch-chemische und hydromorphologischer Parameter – Wienerwald

Um die Korrelation von Umweltparametern mit den eDNA-Ergebnissen (wie an den Stillgewässern) auf Signifikanz zu testen, wurden für diesen Gewässertyp relevante Parameter aufgenommen. Neben der Libellenfauna wurden die Leitfähigkeit des Wassers, der pH-Wert, die Wassertemperatur und die Fließgeschwindigkeit erhoben (Appendix 9). Die Leitfähigkeit unterschied sich insbesondere am Reisenbergbach im Vergleich zu den beiden anderen Gewässern. Am Alsbach und Wurzbach lagen die gemessenen Werte zwischen 0.61 und 0.89 mS. Am Reisenbergbach wurden hingegen zwischen 1.27 und 1.99 mS gemessen. Während am Wurzbach die Leitfähigkeitswerte zwischen den Standorten in den jeweiligen Monaten nahezu identisch waren, gab es am Reisenbergbach und Alsbach Unterschiede von bis zu 0.36 mS, der generelle Trend deckte sich am Reisenbergbach an den einzelnen Standorten im Jahresverlauf jedoch. Am Alsbach nahm die Leitfähigkeit zwischen Mai und Juli an drei Standorten zu, an A1 jedoch ab. Dabei wich der Standort maximal um 0.33 mS von den anderen ab. Der pH-Wert lag bei allen drei Gewässern im gleichen Bereich, zwischen 7.83 und 9.63, wobei die Trendlinie an den einzelnen Standorten insbesondere am Als- und Wurzbach größtenteils nicht denselben Verlauf zeigte. Die Wassertemperatur lag im April zwischen 6.8°C und 11.7°C. Im Jahresverlauf stieg die Wassertemperatur am Wurzbach und am Reisenbergbach auf maximal 18.3°C an, am Alsbach wurden sogar Temperaturen von bis zu 25.1°C gemessen. An allen Bächen war die Wassertemperatur im Juli am höchsten.

Zusätzlich wurden bei jeder Probennahme die Fließgeschwindigkeit, Gewässertiefe und -breite und die Zusammensetzung des Bachsediments erfasst. Waren Falllaub oder Totholz vorhanden, wurden diese Parameter auch aufgenommen. Angaben zu diesen Parametern finden sich im Anhang (Appendix 10). Die Fließgeschwindigkeit lag über alle Bäche und Monate hinweg zwischen 0 und 0.337 m/s. Letzterer Wert wurde an Standort R3 im April erreicht. Fließgeschwindigkeiten von > 0.2 m/s wurden ausschließlich zwischen April und Anfang Juni gemessen. Jene Termine, an denen die Fließgeschwindigkeit < 1 m/s war, lagen hauptsächlich zwischen Juli und September. Die minimale bzw. maximale Gewässertiefe erstreckte sich zwischen 0.2 cm (R2, R5, R7 und A2 im September) und 19 cm (R6 und R7 im August). Am Reisenbergbach wurde die maximale Gewässertiefe im August und September gemessen, die durchschnittliche Breite war an allen Standorten im Juli am geringsten. Am Wurzbach hingegen konnte an fast allen Standorten im Mai der höchste Wert der Gewässertiefe gemessen werden. Die Gewässerbreite schwankte im Jahresverlauf ohne ersichtlichen Trend einer Zu- bzw. Abnahme. Am Alsbach war weder in Bezug auf Gewässerbreite, noch auf Gewässertiefe ein zeitlicher Zusammenhang ersichtlich. Die Zusammensetzung der Gewässersohle veränderte sich im Untersuchungszeitraum an allen drei Bächen zum Teil stark.

5.3.6. Analyse der korrelierenden Parameter – Wienerwald

Eine paarweise Korrelation der aufgenommenen Standort-Parameter zum Zeitpunkt der eDNA-Probennahme zeigt fast ausschließlich sehr schwache Zusammenhänge.

Einen deutlichen negativen Zusammenhang gibt es lediglich zwischen dem Parameter „Feinsediment/Sand“ und den Parametern „Kies“ und „Mikrolithal“ an den Fließgewässern (Abbildung 36).

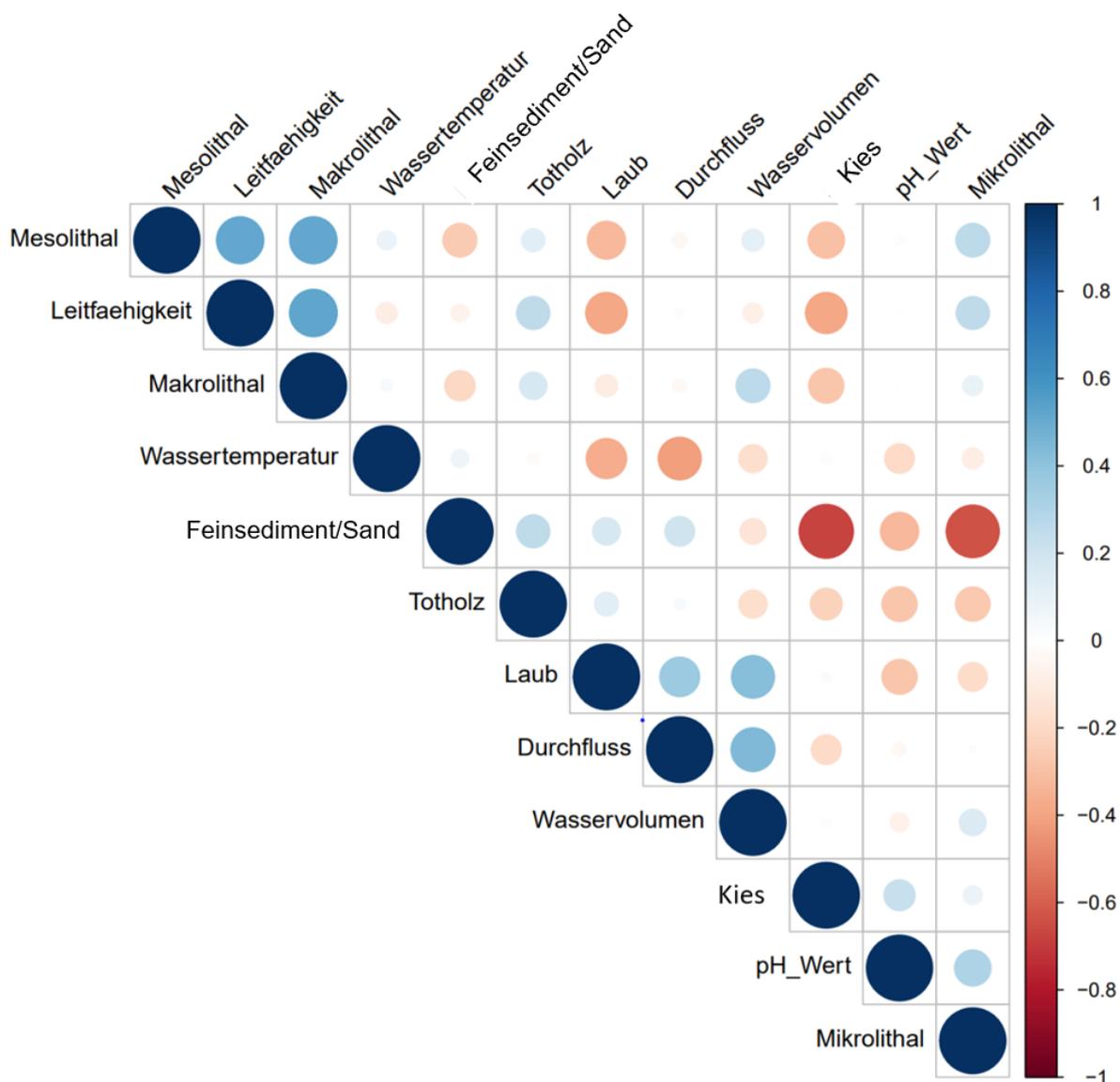


Abbildung 36: Paarweise Korrelation der aufgenommenen Standort-Parameter an den Fließgewässern.

Welche Parameter sind mit einem eDNA-Nachweis korreliert?

Mittels dreifacher ANOVA konnten in allen getesteten Gruppen Variablen gefunden werden, welche signifikant mit der Detektion von Libellen via eDNA-Barcoding korreliert sind. In Abbildung 37 und Abbildung 38 wurden Variablen mit signifikanter Korrelation dargestellt. Aufgrund der großen Anzahl an Standorten wird in den folgenden Abbildungen einen generellen Trend, über alle Standorte hinweg, gezeigt und nicht jeder Standort einzeln dargestellt.

Innerhalb der **Gruppe 1** (physikalisch-chemische Variablen) korrelierte nur die Variable Wassertemperatur ($\chi^2 = 17.4928$; Df = 1; p = 2.884e-05) signifikant positiv mit den eDNA-Barcoding-Ergebnissen.

In der **Gruppe 2** (gewässermorphologische Parameter) waren in Gruppe 2A: Feinsediment/Sand ($\chi^2 = 5.6123$; Df = 1; p = 0.01784), Mikrolithal ($\chi^2 = 4.2786$; Df = 1; p = 0.03860) und Mesolithal ($\chi^2 = 5.3727$; Df = 1; p = 0.02045) signifikant.

In Gruppe 2B war die Variable „Laub“ signifikant ($\chi^2 = 11.5043$; Df = 1; p = 0.0006943). Je mehr Laub im Gewässer war, desto weniger Detektionen über eDNA waren möglich.

In Gruppe 2C wurde die Korrelation von Durchfluss (m^3/s) und Artnachweisen mittels eDNA getestet. Dieser war ebenso signifikant ($\chi^2 = 3.8864$; Df = 1; p = 0.0486797). Je höher der Durchfluss, desto geringer war die Anzahl der Artnachweise mittels eDNA.

In **Gruppe 3** (Abundanz) konnte ein signifikanter Zusammenhang mit der Abundanz der gefundenen Exuvien festgestellt werden ($\chi^2 = 13.3281$; Df = 1; p = 0.0003). Es zeigte sich, dass ab der Anzahl von fünf Exuvien ein Nachweis der Art immer möglich war.

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

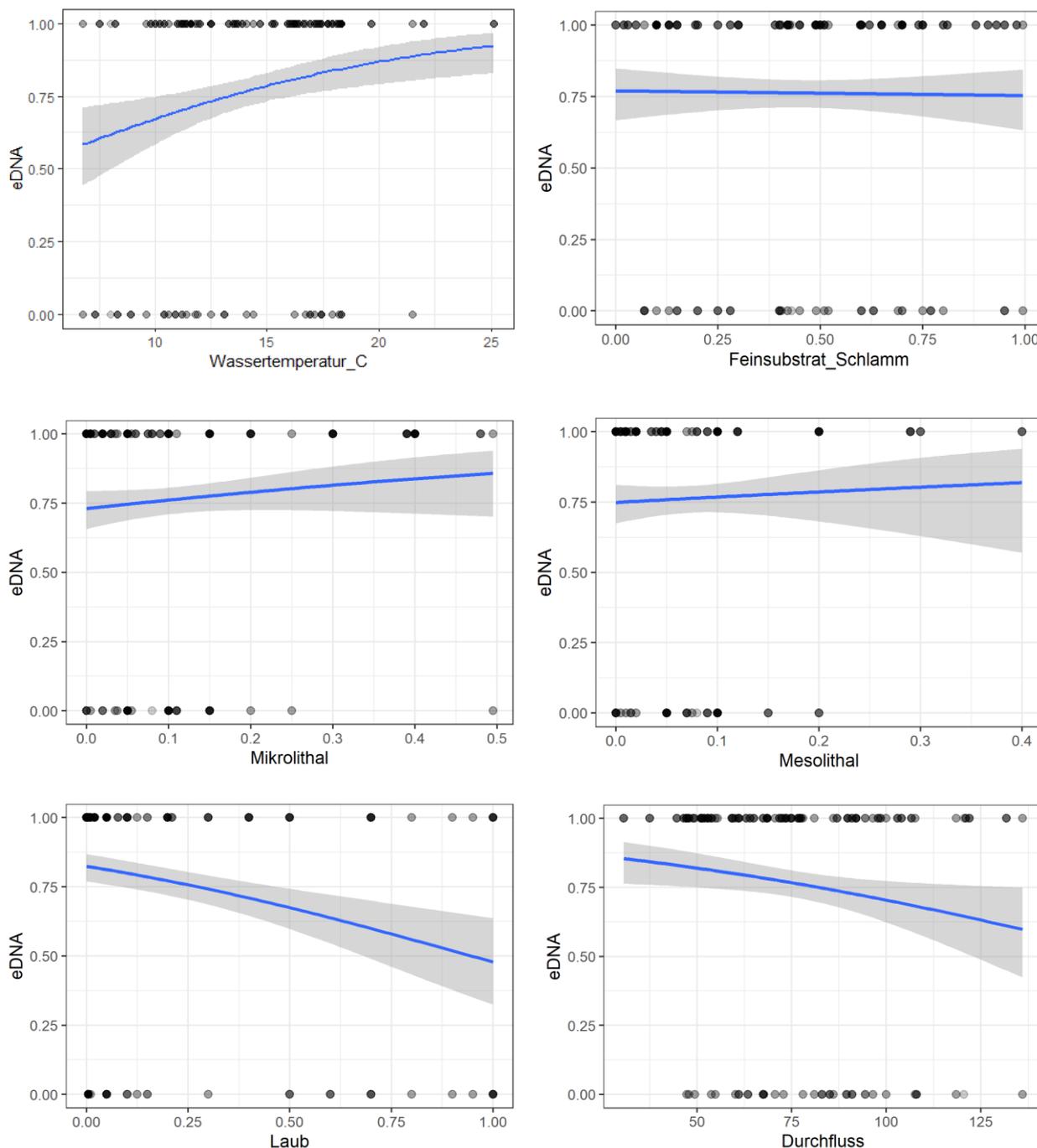


Abbildung 37: Darstellung signifikanter Zusammenhänge zwischen Wassertemperatur (°C), der Ausprägung von Feinsediment/Sand, unterschiedlicher Substratgrößen, Laub (in % an den 10-m-Abschnitten) und dem Durchfluss (m³/s) (x-Achse) und dem Nachweis von Libellen via eDNA-Barcoding (y-Achse: 0 = kein Nachweis; 1 = Nachweis).

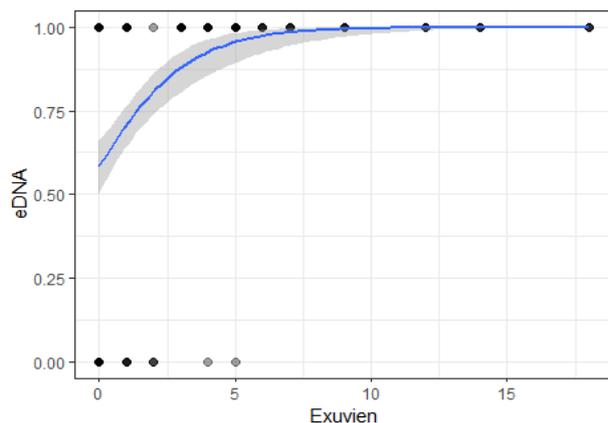


Abbildung 38: Darstellung des signifikanten Zusammenhangs zwischen Exuvienfunden (x-Achse) und dem Nachweis von Libellen via eDNA-Barcoding (y-Achse: 0 = kein Nachweis; 1 = Nachweis).

5.3.7. Gewässerbewertung – Wienerwald

Alsbach:

Am Alsbach konnten Larven beider Leitarten gefunden werden. In Quellbereich trat *C. bidentata* auf, im Mittel und Unterlauf ausschließlich *C. heros*. Damit konnten die Gewässerabschnitte mit der Statusklasse I bzw. II bewertet werden. Die mittlere Häufigkeit entsprach nur einem Wert von 1 und wurde daher mit der Statusklasse IV beurteilt. Selbiges gilt für das Kriterium „Maximale Abundanz“, da maximal vier Larven an einem Standort gefunden wurden. Zusätzlich zu den Leitarten trat eine Begleitart (*C. virgo*) bodenständig auf. Damit konnte das Kriterium Begleitarten mit gut bewertet werden. Insgesamt ergab die Berechnung einen Wert von 2.00 und damit einen „guten“ libellenökologischen Zustand.

Reisenbergbach:

Am Reisenbergbach traten beide Leitarten auf, wobei deren Verbreitung an den drei Gewässerabschnitten mit der Statusklasse I bewertet werden konnte. Die mittlere Häufigkeit betrug 11 und die maximale Abundanz an einem Standort > 15 Larven, wodurch für beide Parameter die Statusklasse I vergeben wurde. Es trat eine bodenständige Begleitart (*A. cyanea*) auf. Der errechnete Indikatorwert von 1.08 indizierte einen „sehr guten“ libellenökologischen Zustand.

Wurzbach:

Die Gewässerabschnitte entsprachen, bezogen auf die beiden Leitarten und deren Verbreitung, allesamt einem „sehr guten“ Zustand. Aufgrund der sehr heterogenen Abundanzen, bzw. dem hohen Anteil mit nur sehr geringen Abundanzen, konnte die mittlere Häufigkeit nur mit der Statusklasse III beurteilt werden, die maximale Abundanz hingegen mit der Statusklasse I. Am Gewässer traten zwar Begleitarten auf, diese konnten jedoch bis auf *C. virgo* nicht als bodenständig eingestuft werden. Insgesamt ergab die Berechnung einen Wert von 1.38 und damit einen „sehr guten“ libellenökologischen Zustand.

5.3.8. Versuche zur Driftdistanzmessung bei eDNA in Fließgewässern

Im Rahmen des Projektes wurden zwei unterschiedliche Methoden zur Ermittlung der maximalen Driftdistanz von Libellen-eDNA in Fließgewässern angewandt (siehe Kapitel 4.6.6).

Ansatz 1 (*Anax imperator* - Larven in Teesieben) führte zu keinem Resultat, da in keiner einzigen der genommenen Wasserproben die DNA der gesuchten Libellenspezies *A. imperator* nachgewiesen werden konnte. Gründe hierfür werden in der Diskussion (Kapitel 8.10.2) erörtert.

Nach Scheitern des Teesieb-Versuchs wurde ein zweiter Ansatz verfolgt (Probennahme in hart verbauter Fließstrecke unterhalb von *Cordulegaster*-Vorkommen). Dabei war es möglich *C. heros* in allen Distanzen, 100 m, 200 m und 300 m entfernt zum unverbauten Gewässerabschnitt, nachzuweisen. *Cordulegaster bidentata* wurde in 100 m und 300 m Entfernung nachgewiesen.

6. BLAUES WASSER

Im Jahr 2021 wurde in einem anderen Projekt die Libellenfauna am Blauen Wasser (Wien, Simmering) erhoben. Die Erhebung umfasste sowohl eine traditionelle Kartierung der Imaginalfauna als auch die Detektion fünf ausgewählter Libellenarten via eDNA-Barcoding (Sterivex-Filter) über Wasserproben des Gewässers. Da sich das Blaue Wasser für einen Methodenvergleich der Probennahme gut eignete, wurde im Zuge des Projekts „Blaues Wasser“ auch eDNA-Proben mit dem eDNA-Sampler (Smith-Root) gezogen und für zukünftige Analysen aufbewahrt. Diese vergleichenden Analysen wurden im vorliegenden Projekt durchgeführt. Sie werden im Folgenden präsentiert. Sämtliche andere Details

des Projekts „Blaues Wasser“ sind dem dazugehörigen Projektbericht zu entnehmen (FISCHER et al. 2021).

6.1. Ergebnisse des eDNA-Barcodings– Blaues Wasser

Zwischen März und September 2021 wurden an sechs Terminen insgesamt 27 eDNA-Wasserproben, sowie sechs Negativkontrollen genommen und mittels eDNA-Barcoding auf fünf Libellenarten getestet. Die gewählten Zielarten sind *P. pennipes*, *L. fulva*, *O. cancellatum*, *S. sanguineum* und *E. viridulum*.

Zwölf Wasserproben wurden mittels Sterivex HV-Filtereinheiten mit einer Maschenweite von 0.45 µm genommen, weitere 15 Wasserproben wurden mit dem eDNA-Sampler von Smith Root gefiltert mit den Maschenweiten 0.45 µm, 1.2 µm und 5.0 µm.

Mittels Sterivex HV-Filtereinheiten konnten drei Libellenarten detektiert werden, welche allesamt auch als Imago am Gewässer auftraten: *P. pennipes*, *O. cancellatum* und *S. sanguineum*. Dabei wurden alle drei Arten in Wasserproben vom 1. Juli detektiert. *O. cancellatum* und *P. pennipes* konnten zusätzlich an jeweils einem weiteren Termin (9. März bzw. 26. Juli) nachgewiesen werden. Mittels eDNA-Sampler wurden ebenfalls drei Arten detektiert: *P. pennipes*, *E. viridulum* und *O. cancellatum*.

Es gibt keine vollständige Überlappung der nachgewiesenen Arten mittels der verschiedenen eDNA-Filtermethoden (siehe Tabelle 25). *E. viridulum* wurde nur mittels eDNA-Sampler detektiert und *S. sanguineum* nur mittels Sterivex-Filter. *Libellula fulva* wurde weder über eDNA-Barcoding detektiert, noch trat sie als Imago am Blauen Wasser auf.

Tabelle 25: Bodenständige Nachweise am Blauen Wasser von *Platycnemis pennipes*, *Erythromma viridulum*, *Orthetrum cancellatum*, *Sympetrum sanguineum* über Imagines, eDNA Sterivex Filter und eDNA Sampler Filter.

Arten	Sterivex Filter	eDNA Sampler Filter	Imagines-kartierung
<i>Platycnemis pennipes</i>	ja	ja	ja
<i>Erythromma viridulum</i>	nein	ja	ja
<i>Libellula fulva</i>	nein	nein	nein
<i>Orthetrum cancellatum</i>	ja	ja	ja
<i>Sympetrum sanguineum</i>	ja	nein	ja
Summe bodenständige Nachweise	3	3	4

7. ÖFFENTLICHKEITSARBEIT

Eine Übersicht über die im Rahmen dieses Projekts durchgeführte Öffentlichkeitsarbeit findet sich in Appendix 11.

8. DISKUSSION

8.1. Bewertung Lobau

Trotz hoher Artenvielfalt und einem hohen Anteil gefährdeter Libellenarten weicht die vorkommende Artengemeinschaft der Lobau stark von der Referenzzönose ab, weshalb der libellenökologische Zustand der Gewässerlandschaft Lobau als „unbefriedigend“ bewertet wurde.

Unberührte Fluss-Auen-Systeme zeichnen sich durch eine hohe laterale Konnektivität, eine starke hydrologische Dynamik und ausgeglichene Erosions- und Sedimentationsprozesse aus. Sie haben in erster Linie einen lotischen (eupotamalen) Charakter, wobei in den Randbereichen stehende, permanente Wasserkörper (Para-, Pleisio- und Paläopotamon) existieren (AMOROS et al. 1987; GRAF & CHOVANEC 2016). Das sich daraus ergebende Mosaik vielfältiger, semiaquatischer und aquatischer Lebensräume bietet ein Refugium für Artenvielfalt.

Die Abtrennung der Lobau vom Hauptstrom im Zuge der „Großen Donauregulierung“ im 19. Jahrhundert reduzierte die zeitliche und räumliche Dynamik in dem Auensystem drastisch. Die Eindämmung zahlreicher Seitenarme führte zu einem großflächigen Verlust von habitatspezifischen Auenlebensräumen. Dauerhaft durchströmte Haupt- und Nebenarme wurden durch einseitig angebundene und isolierte Altarme ersetzt, die durch starke Sukzession geprägt sind (HOHENSINNER et al. 2011). Die vorkommende Libellengemeinschaft spiegelt die Veränderungen in der Gewässerlandschaft der Lobau wider: Der Großteil der in der Lobau nachgewiesenen Libellenarten (74 %) besteht heute aus limnophilen Arten mit einem Verbreitungsschwerpunkt im Paläo- und Plesiopotamal (H3 und H4), die teilweise charakteristisch für Lebensräume in weit fortgeschrittenen Sukzessionsstadien sind. Damit weicht die aktuelle Libellenfauna stark von der Referenzzönose ab, die ursprünglich aus eu- und parapotamalen Arten (H1 und H2) und Arten mit Spezialisierung auf dynamische und temporäre Gewässer (H5) bestand. In der gesamten Lobau machen Arten dieser Lebensraumtypen nur einen geringen Anteil der vorkommenden Libellenfauna aus und sind in ihrer Verbreitung stark eingeschränkt.

Besonders auffällig ist dies in der Oberen Lobau: Durch den Verlust der direkten Verbindung zur Donau unterliegen die Gewässer in diesem Bereich noch stärkeren Verlandungsprozessen und sind durch dichte Röhrichtbestände charakterisiert. Nur 19 % der vorkommenden Arten der Oberen Lobau gehören den Lebensraumtypen H1, H2 und H5 an, in der Unteren Lobau konnten 31 % des Artenspektrums diesen Lebensraumtypen zugeordnet werden.

Obwohl der Anteil an H1, H2 und H5 Arten in der Unteren Lobau höher ist als in der Oberen Lobau, verdeutlicht ein Vergleich der aktuell vorkommenden Libellenfauna mit den Daten früherer Untersuchungen einen noch andauernden Verlandungsprozess in der Unteren Lobau. In den Jahren zwischen 1998 und 2012 wurden an den Gewässern der Unteren Lobau mehrere libellenkundliche Erhebungen durchgeführt, um den Status Quo zu erheben und den libellenökologischen Zustand der Gewässer sowie Revitalisierungsmaßnahmen der Unteren Lobau zu bewerten (RAAB 2000; CHOVANEC et al. 2004; SCHULTZ 2008; SCHULZE & SCHNEEWEIHS 2013). Basierend auf dem berechneten Mittelwert des Odonata Habitat Index (OHI), der hohen Artenzahl und dem Anteil sensitiver Arten wurde der libellenökologische Zustand der Unteren Lobau in den Jahren 2007 und 2012 als „gut“ eingestuft (SCHULTZ 2008; SCHULZE & SCHNEEWEIHS 2013). Das im Rahmen dieser Studie erhobene Artenspektrum wurde jedoch, wie auch zwischen 2017 und 2020, von limnophilen Arten dominiert. Rheophile Arten spielten bereits im Jahr 2007 nur noch eine untergeordnete Rolle (SCHULTZ 2008). Bei Arten, die auf dynamische Gewässer und regelmäßig überflutete Uferbereiche angewiesen sind, wurde ein weiterer Rückgang der Artenzahl sowie deren Verbreitung beobachtet. Arten, die auf Gewässer des Typs H5 spezialisiert sind, zählen aufgrund des starken Rückgangs dieses Lebensraumtyps zu den am stärksten gefährdeten Libellenarten Österreichs. Während zwischen 1998 und 2000 noch sechs Arten des Lebensraumtyps H5 in der Unteren Lobau nachgewiesen werden konnten, ging die Artenzahl bereits im folgenden Jahrzehnt zurück (SCHULTZ 2008; SCHULZE & SCHNEEWEIHS 2013). Zwischen 2017 und 2020 wurden in der Unteren Lobau nur zwei H5-Arten nachgewiesen. In der Oberen Lobau trat keine einzige Art dieses Lebensraumtyps bodenständig auf.

Dennoch konnte im Rahmen der Studie eine hohe Gesamtartenzahl nachgewiesenen werden, ebenso wie ein hoher Anteil gefährdeter Libellenarten. Beides verdeutlicht, dass die Lobau trotz des Verlustes autentischer Lebensräume eine wesentliche Rolle für die Libellenvielfalt Wiens spielt und als Refugium für gefährdete Arten dient.

Mit insgesamt 43 Arten umfasst das in der Lobau nachgewiesene Artenspektrum 55 % der österreichischen Libellenfauna und mit rund 70 % den Großteil der bisher in Wien nachgewiesenen

Libellenfauna. Werden nur aktuelle Daten aus Wien herangezogen (aus Kartierungen seit 2014), liegt der Anteil sogar bei 86 %.

8.1.1. Gefährdete Arten – Lobau

Etwa 50 % der Libellenarten der Lobau sind in Gefährdungskategorien der österreichischen Roten Liste (NT-CR) und drei Arten in den Anhängen der FFH-Richtlinie gelistet. Ein großer Teil des gefährdeten Artenspektrums (72 %), darunter alle drei FFH-Arten, ist den Lebensraumtypen H3 und H4 zugeordnet. Im Jahr 2017 wurden alle drei FFH-Arten der Gattung *Leucorrhinia* am Mühlwasser-Tischwasser-Komplex nachgewiesen (FISCHER et al. 2018). Für *L. albifrons* war dies der Erstnachweis für Wien, *L. caudalis* wurde in Wien erstmals 2015 an der Alten Donau nachgewiesen (FISCHER 2016). Vorkommen von *L. pectoralis* waren für die Lobau bereits bekannt. Es ist wahrscheinlich, dass sich die beiden neuen *Leucorrhinia*-Arten erst vor wenigen Jahren im Rahmen eines in Mitteleuropa erkennbaren Ausbreitungsereignisses (ab 2012) ansiedelten (STAUFER & PÖCHHACKER-FLORIAN 2018). Die Arten kommen in größeren, stehenden, mehrjährigen, nährstoffarmen Gewässern mit klarem Wasser vor, die oft von Wald umgeben sind und einen mittleren Sukzessionsgrad aufweisen. Dichte Unterwasservegetation, die zumindest an einigen Stellen die Wasseroberfläche erreicht, ist für *L. caudalis* und *L. pectoralis* essentiell. *Leucorrhinia albifrons* bevorzugt außerdem Gewässer mit ausgeprägten Verlandungszonen und Schilf- oder Seggenbeständen (OTT 2013). Alle drei Arten profitierten somit von der Verlagerung der Lebensräume hin zu paläo- und plesiopotamalen Gewässern, sind aber dennoch durch die starke Verlandungstendenz der Oberen Lobau bedroht. Es ist allerdings zu betonen, dass die Verlandung der Lobau eine generelle Bedrohung für die meisten in der Lobau vorkommenden Libellenarten darstellt.

Während die Artenvielfalt und der Anteil gefährdeter Libellenarten in der Lobau nach wie vor hoch ist, zeigt die hier vorgelegte Studie eine erhebliche Abweichung der aktuellen Artengemeinschaft von der Referenzzönose, die ursprünglich aus Arten der Lebensraumtypen H1, H2 und H5 bestand. Insbesondere der Rückgang von Arten des Lebensraumtyps H5 führte zum Verlust von Arten mit Spezialisierung auf temporäre Gewässer. Die Bewertung der Lobau mit einem „schlechten libellenökologischen Zustand“ ist als Auftrag zu verstehen, die Verpflichtung zum Schutz der Auenlebensräume umzusetzen. Hydrologische und ökologische Defizite, die sich in der aktuell vorkommenden Libellenfauna widerspiegeln, erfordern nachhaltige Revitalisierungsmaßnahmen für die Lobau, die deren hohen Naturwert erhalten, eine stärkere, dem ursprünglichen Charakter

entsprechende, hydrologische Dynamik ermöglichen und gleichzeitig bestehende Nutzungsinteressen, wie Hochwasserschutz und Trinkwassergewinnung, sichern.

8.2. Bewertung Lainzer Tiergarten

Die Wildschweine im Lainzer Tiergarten schaffen durch ihr regelmäßiges Suhlen ein Lebensraum-Mosaik aus Tümpeln unterschiedlicher Sukzessionsstadien, die von vielen Libellen-Arten erfolgreich als Reproduktionshabitat angenommen werden. Insbesondere Pionierarten finden auf diese Weise neue Habitate, wie frisch geschaffene oder offen gehaltene Suhltümpel, die durch natürliche Prozesse immer weiter verlanden würden. Somit stellt der Lainzer Tiergarten mit seinem Lebensraum-Mosaik aus Fließgewässern, größeren stehenden Gewässern und Kleinstgewässern ein wichtiges Refugium für eine große Artenvielfalt und gefährdete Arten wie *I. pumilio* oder *L. barbarus* dar.

Der Südliche Blaupfeil (*Orthetrum brunneum*) konnte an LTG01 und LTG02 bodenständig nachgewiesen werden, an LTG02 konnte die Bodenständigkeit auch mittels traditioneller Kartierung festgestellt werden und die Individuenzahlen waren deutlich höher als an LTG01. *Orthetrum brunneum* ist eine Pionierart, die häufig zusammen mit *L. depressa* (Plattbauch) vorkommt und in weiterer Sukzessionsabfolge von *O. coerulescens* abgelöst wird (STERNBERG & BUCHWALD 2000). Imagines von *O. brunneum* zeigen eine Vorliebe für Rohböden und besiedeln bevorzugt stehende oder langsam fließende Gewässer im vegetationsarmen Pionierstadium, auch für kleine quellnahe Rinnsale mit geringer Wassertiefe ist der Südliche Blaupfeil typisch (STERNBERG & BUCHWALD 2000, WILDERMUTH & MARTENS 2019). Aufgrund der speziellen Ansprüche dieser Art wird ein Habitat oft nur für wenige Jahre besiedelt und ist dann aufgrund zunehmender Verlandung ungeeignet.

Die hohe Präsenz des Südlichen Blaupfeils an LTG02 zeigt, dass sich das Gewässer in einem sehr primären Stadium befindet. Durch gelegentliche Störung suhlender Wildschweine wird der Pioniercharakter von LTG02 und somit die Pionierart *O. brunneum* gefördert, bei zunehmender Verlandung verschwindet die Art wieder (STERNBERG & BUCHWALD 2000), wie man bei LTG01 schon sehen kann. Hier wurde lediglich ein Individuum gesichtet, und die Bodenständigkeit konnte nur durch eDNA-Ergebnisse nachgewiesen werden.

8.3. Bewertung Wienerwald

Die Libellenfauna der untersuchten Abschnitte zeigt eine leitbildkonforme Ausprägung der Libellenfauna. An allen drei Bächen waren die beiden Leitarten *Cordulegaster heros* und *C. bidentata* die häufigsten und am weitesten verbreiteten Libellenarten. Sie traten an allen Gewässern auf und nahezu alle kartierten Bachabschnitten waren durch eine oder beide Spezies besiedelt. Aus der

Begleitfauna traten pro Bach ein bis zwei weitere Arten bodenständig auf. Aufgrund dessen konnte den untersuchten Gewässern im Wienerwald ein „guter“ bis „sehr guter“ libellenökologischer Zustand zugesprochen werden.

Die Verbreitung der Leitarten entspricht an allen drei Gewässern einem „guten“ bis „sehr guten“ Zustand. Beide Quelljungfer-Arten besiedeln vorwiegend Fließgewässer der planaren bis kollinen Höhenstufe mit sandig-kiesigem Grund. Sie treten dabei oftmals syntop auf, wobei das Hauptvorkommen von *C. bidentata* lt. Literaturangaben im Quellbereich bzw. in den ersten 300 m bachabwärts nach der Quelle liegt. *Cordulegaster heros* bevorzugt größere und breitere Bäche bzw. Bachabschnitte als *C. bidentata*, welche zum Teil auch besonnt sind, wodurch sie eher im Mittel- bzw. Unterlauf der Gewässer zu erwarten ist (MÜLLER 1999; LANG 2007; WARINGER & WARINGER 2014). Demnach schließt die Art im Bachverlauf an *C. bidentata* an, bzw. ist im Mittellauf des Gewässers eine Überlappung beider Arten zu erwarten. An den untersuchten Gewässern war diese Abfolge tendenziell, aber nicht deutlich erkennbar. Am Alsbach trat *C. bidentata* ausschließlich quellnah auf, am Wurzbach hauptsächlich in der Quellregion bzw. am Mittellauf. Am Reisenbergbach hingegen wurde die Art an allen Standorten nachgewiesen, zum Teil auch mit höheren Abundanzen im unteren Mittellauf als im oberen Bereich des Gewässers. Für *C. heros* war diese in der Literatur beschriebene Abfolge am Alsbach und Reisenbergbach erkennbar. An letzterem wurden von 143 Larven 124 an den drei untersten Standorten nachgewiesen. Am Wurzbach hingegen war diese Verbreitung nicht erkennbar, die größte Häufigkeit wurde am quellnahen Standort W5 festgestellt. Die Daten zeigen, dass die Verbreitung der Arten an einem Gewässer nicht immer dem in der Literatur angegebenen Schema folgt und durch lokale Begebenheiten und Parameter beeinflusst wird.

Beim zweiten zu beurteilenden Kriterium, der Häufigkeit, zeigten sich starke Unterschiede zwischen den Gewässern, insbesondere bei der maximal festgestellten Abundanz von F0–F3 Larven auf einer der 10 m langen Strecken. Während diese am Reisenbergbach 64 Larven betrug und am Wurzbach 69, konnten am Alsbach lediglich maximal vier Larven festgestellt werden. Basierend auf Erfahrungswerten und Literaturrecherchen geben Holzinger et al. (2018) in ihrem Bewertungsschema zur Populationsbewertung von *C. heros* eine Abundanz von > 5 großen Larven (F0–F3) für einen 10-m-Bachabschnitt an, damit ein hervorragender Zustand erreicht wird. Sowohl am Reisenbergbach, als auch am Wurzbach liegen die Individuendichten damit zum Teil stark über diesem Wert.

Vergleicht man die mittlere Larvenhäufigkeit (Median) an den Gewässern, ist diese mit 11 am Reisenbergbach deutlich höher als am Wurzbach (2) oder Alsbach (1), was bei den beiden Letzteren lediglich einem mäßigen bzw. unbefriedigenden ökologischen Zustandes entspricht. Ein potenzieller

Grund für diese starken Unterschiede ist das Vorkommen bzw. Fehlen eines anderen Faunenelements. Aus der Literatur ist der Prädationsdruck von Großkrebsen auf Libellenpopulationen bereits bekannt (u.a. OTT 2014; 2018; SIESA et al. 2014; MARTENS 2016). Insbesondere Libellenarten, deren Larven eingegraben im Sediment leben, wie das bei *Cordulegaster spp.* der Fall ist, sind aufgrund des Nahrungssuchverhaltens der Krebse leichte Beute. Im Gegensatz zu den anderen beiden Bächen wurde der Reisenbergbach in der Literatur als krebsfreies Gewässer beschrieben, was durch aktuelle Kartierungen bestätigt wurde (Teil B des Projektberichtes). Im Gegensatz dazu konnte im Zuge der Untersuchung am Alsbach eine hohe Krebs-Dichte mit zum Teil 200 Steinkrebsen (*Austropotamobius torrentium*) pro 100 m festgestellt werden. Am Wurzbach wurde der invasive Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) nachgewiesen werden, jedoch trat dieser in deutlich geringeren Abundanzen auf (max. 11 Individuen/100 m), wobei die höchste Dichte im unteren Gewässerdrittel festgestellt wurde. Passend dazu waren die Individuendichten der Libellenlarven an den beiden quellnahen Standorten deutlich höher, als am Rest des Gewässers.

Ebenfalls einen bedeutenden Einfluss auf gefundene Anzahl der Larven hat die Mikrohabitatausstattung der Gewässerabschnitte. Grundsätzlich entsprachen die Gewässer, deren Sohlsubstrat, Abflussregime, Hangneigung etc. den Habitatanforderungen von *Cordulegaster*. Im Rahmen des Projektes wurde entlang des Bachlaufs alle 200 m ein Standort definiert, um das Gewässer möglichst gut abzudecken und einen Gesamteindruck des Baches zu gewinnen. Die Abschnitte waren repräsentativ für das jeweilige Gewässer und umfassten daher auch Abschnitte, welche sich aufgrund der kleinräumigen Begebenheiten grundsätzlich nicht als optimales Larvenhabitat eignen, da sie z. B. stark mit Holzschnitt bedeckt waren oder im Laufe des Jahres nahezu trockenfielen. Dadurch waren an diesen Standorten weniger Larven anzutreffen als an anderen. Als Beispiele sind hier die Standorte R5 und W3 zu nennen, wo lediglich vier und drei Larven nachgewiesen werden konnten. Für eine Beurteilung eines Gewässers oder des Populationszustandes einer Art sind diese Informationen essenziell.

Damit dürfte eine Kombination aus lokalen Begebenheiten und dem Vorhandensein oder Fehlen von Prädatoren für die unterschiedlichen Larvendichten an den Gewässern und den Standorten an ein und demselben Gewässer verantwortlich sein.

8.4. Umwelt-DNA-Analysen – Optimierung & Evaluierung

DNA-basierte Methoden zum Nachweis und zur Identifizierung von Arten haben unsere Möglichkeiten zur Bewertung der biologischen Vielfalt in terrestrischen, als auch aquatischen Lebensräumen revolutioniert. Forschungsarbeiten des letzten Jahrzehnts haben die Leistungsfähigkeit dieser

Methoden bei der Erfassung einer Vielzahl von Arten und Gruppen gezeigt (THOMSEN et al. 2012; PORT et al. 2016; VALENTINI et al. 2016; DEINER et al. 2017). Dabei gibt es viele Arbeiten zum Nachweis von Fischen und Amphibien sowie invasiven Arten unterschiedlichster Organismengruppen. Im Rahmen der Makroinvertebraten lag bei der Methodenentwicklung der Fokus bisher auf jenen Spezies, welche für gewässerökologische Bewertungen wie beispielsweise im Zuge der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) relevant sind. Nach einer rasanten Methodenentwicklung liegt nun das Hauptaugenmerk auf einer Standardisierung der DNA-basierten Methoden, um diese routinemäßig in bestehende Methoden zu integrieren. Diese Standardisierungen sind jedoch in Anpassung an die verschiedenen Arten(gruppen) zu entwickeln.

8.5. Methoden- und Primerwahl

Im Bereich der Odonata gibt es bisher nur wenige Studien, welche sich mit dem Nachweis von Libellen über Umwelt-DNA (eDNA) beschäftigen (u.a. FEKETE et al. 2019; SCHMIDT et al. 2021). Wegen ihrer ausgezeichneten Eigenschaften als Indikatoren zur Charakterisierung und Beurteilung (semi-) aquatischer Systeme hat sich die aktuelle Studie mit dem Nachweis ausgewählter Spezies via eDNA befasst.

Aufgrund der bereits in der Einleitung dargelegten Problematik gruppenübergreifender Ansätze, wie NGS-Metabarcoding, entschieden wir uns für einen artspezifischen Ansatz. So wurden erfolgreich artspezifische Primer für den Nachweis von 14 Libellenarten in eDNA-Wasserproben entwickelt. Alle Primerpaare amplifizierten erfolgreich ausschließlich die DNA der Ziel-Art. Für 11 Libellenarten kamen die Primerpaare auch in Wasserproben aus dem Freiland zum Einsatz, dabei konnten alle getesteten Spezies nachgewiesen werden. Neben der Entwicklung und Optimierung der Methode war ebenso deren Bewertung für den Nachweis von Libellenarten Ziel dieser Arbeit. Dabei stand vor allem deren Einsatz bei gewässerökologischen Zustandsbewertungen und Erhebungen von FFH-Arten im Vordergrund. Um den ersten Punkt bestmöglich abzudecken, wurde eine für Wien repräsentative Auswahl unterschiedlicher Gewässertypen getroffen und deren Referenzzönose bestimmt. Anhand dieser erfolgte die Auswahl von Zielarten, für welche artspezifische Primer entwickelt wurden. Inkludiert in dieses Referenz-Artenspektrum waren vier FFH-Arten. Für die Evaluierung wurden parallel zu den eDNA-Barcoding-Analysen traditionelle Erhebungen durchgeführt und die Ergebnisse beider Methoden gegenübergestellt. Dadurch sollten grundlegende, sowohl für Optimierung als auch Evaluierung notwendige Forschungsfragen (Fragen siehe Kapitel 2 „Fragestellungen Libellen“) beantwortet werden:

8.6. Können mittels eDNA-Barcoding und „traditioneller“ Methoden der Imagineskartierung dieselben Arten nachgewiesen werden?

Unabhängig vom Gewässertyp deckten sich die Ergebnisse beider Methoden zu einem hohen Prozentsatz: Fasst man alle Proben eines Standortes zusammen, war es an den Suhlen im Lainzer Tiergarten und den Bächen im Wienerwald in 100 % der Fälle (16 Standorte) möglich, eine Art nachzuweisen, welche an dem Standort zuvor, basierend auf traditionellen Erhebungen, als bodenständig klassifiziert wurde. Für die Lobau lag der Wert weit niedriger: In 24 % der Fälle (sieben Standorte) war in der Lobau ein Nachweis einer bodenständigen Art via eDNA nicht möglich. Dabei handelte es sich jedoch vorwiegend um Arten, welche in sehr geringen Abundanzen (meist < 3 Individuen) gesichtet wurden. Andererseits war es in 11 Fällen möglich, auch Spezies mit geringen Abundanzen (< 6 Individuen) über eDNA-Barcoding nachzuweisen. Ebenso wurden vereinzelt Arten via eDNA nachgewiesen, welche basierend auf traditionellen Erhebungen als „nicht bodenständig“ klassifiziert wurden. Durch ein positives eDNA-Barcoding-Ergebnis konnten diese Arten als „bodenständig“ eingestuft werden. Grundsätzlich wird die Bodenständigkeit im Rahmen traditioneller Erhebungen durch unterschiedliche Kriterien eingestuft, welche die Beobachtung von Reproduktionsverhalten, frisch geschlüpften Tieren und von hohen Abundanzen umfasst. Tritt eine Art nur sehr spärlich auf, kann es vorkommen, dass eine Bestätigung der Bodenständigkeit anhand dieser Kriterien nicht möglich ist. In diesen Fällen kann eDNA-Barcoding ein nützliches Tool sein, um eine fragliche Bodenständigkeit zu klären. Bei Arten, die grundsätzlich nur in Form einzelner Tiere auftreten und zudem nicht standorttreu sind, ist das Risiko diese im Rahmen einer traditionellen Imagineskartierung zu übersehen, ebenfalls gegeben. In einigen Fällen wurde daher auch auf Arten getestet, die im Freiland weder als Imago noch über deren Exuvien nachgewiesen werden konnten, deren Habitatansprüche allerdings erfüllt waren. In der Lobau war es zweimal, und im Lainzer Tiergarten einmal möglich, eine Art über eDNA zu detektieren, welche traditionell nicht nachzuweisen war.

8.7. Beeinflussende Faktoren

Die Studie zeigte jedoch auch, dass die Nachweise an den einzelnen Standorten in vielen Fällen nur auf einem Bruchteil der getesteten Wasserproben beruhten. Um eine Art über eDNA nachzuweisen, wurden alle bzw. ein Großteil der an dem jeweiligen Standort genommenen Wasserproben getestet. Die Ergebnisse zwischen unterschiedlichen Wasserproben ein und desselben Standortes variierten stark. Über alle Gewässer hinweg waren lediglich 43 % der Tests „positiv“, entsprachen also einem erfolgreichem Artnachweis. Dabei gab es deutliche Unterschiede zwischen den Gebieten: Lobau (23 %), Lainzer Tiergarten (50 %) und Wienerwald (84 %).

Die Konzentration von Umwelt-DNA und deren räumliche und zeitliche Persistenz wird durch eine Vielzahl von unterschiedlichen Faktoren beeinflusst. Dazu gehören unter anderem Jahreszeit, Größe und Tiefe des Gewässers, Temperatur, Schichtung, Vernetzung, Substrat, Wasserchemie, Transport durch ein Fließgewässersystem, Biomasse, saisonale Habitatpräferenz des Zielorganismus, Wassertemperatur, etc.. Abseits von standardisierten Laborversuchen ist es extrem schwierig, spezifische Effekte einzelner Parameter nachzuweisen. Faktoren wie pH-Wert, Wassertemperatur, Gewässertiefe und Vegetation greifen in natürlichen Systemen ineinander, wodurch Kombinationen dieser Faktoren synergetisch oder antagonistisch wirken und den Abbau von eDNA direkt oder indirekt beeinflussen (BRUCE et al. 2021). In diesem Bewusstsein, zielt die nachfolgende Diskussion insbesondere darauf ab, Unterschiede im Einfluss dieser Faktoren und deren Kombinationen abhängig vom Gewässertyp aufzuzeigen. Vorab wurde mit einer paarweisen Korrelationsanalyse getestet, welche Faktoren sich gegenseitig beeinflussen.

8.8. Besteht ein Zusammenhang zwischen der Häufigkeit einer Art und deren Detektionswahrscheinlichkeit via eDNA-Barcoding?

Zahlreiche Studien belegen den naheliegenden Zusammenhang zwischen Biomasse oder Häufigkeit einer Art und deren Detektionswahrscheinlichkeit (u.a. HAJIBABAEI et al. 2019). Je mehr Individuen bzw. Biomasse sich in einem Gewässer befinden, desto größer ist die abgegebene Menge an DNA und damit deren Konzentration, wodurch die Nachweiswahrscheinlichkeit steigt. Im Rahmen der Studie wurde aufgrund der hohen Mobilität der Imagines zur Abschätzung der Häufigkeiten Larven und Exuvien herangezogen. Letztere wurden in allen drei Gebieten erhoben, Larven nur an den Fließgewässern im Wienerwald. Zwar zeigte die statistische Auswertung, dass die Anzahl gefundener Exuvien einer Art an allen Gewässertypen signifikant positiv mit deren Detektion via eDNA-Barcoding korrelierte, dennoch war es möglich, auch Arten nachzuweisen, welche in vergleichsweise geringen Abundanzen vorkamen. In diesen Fällen spielen Gewässergröße und das sich darin befindliche Wasservolumen eine wichtige Rolle. Aufgrund wesentlich kleinerer Gewässergröße und geringeren Wasservolumens kann man in Kleinstgewässern wie Suhlen, trotz geringer Larvenmenge von einer wesentlich höheren DNA-Konzentration ausgehen als in großen Stillgewässern. In diesem Fall ist die Gewässergröße bzw. das Wasservolumen sicherlich der ausschlaggebende Faktor für die doppelt so hohe Detektionsrate an den Suhlstandorten.

Die statistischen Auswertungen in Lobau und dem Wienerwald zeigten einen signifikanten Zusammenhang zwischen der gefundenen Exuvienanzahl auf der Detektion der jeweiligen Spezies via eDNA. Im Gegensatz zu den Exuvien, korrelierte die Abundanz der Larven nicht mit den Artnachweisen

mittels eDNA. Es muss dazu jedoch betont werden, dass für die Auswertung ausschließlich Larven der Stadien F0–F3 in die statistischen Auswertungen miteinbezogen wurden. Grund hierfür ist, dass kleinere Larvenstadien morphologisch nicht mehr sicher auf Artniveau bestimmbar sind. SCHMIDT et al. (2021) hat sich diesem Aspekt im Detail für Libellenlarven gewidmet und Larven derselben Spezies (*Somatochlora hineana*), jedoch unterschiedlicher Größe, bzw. unterschiedlichen Stadiums (klein, mittelgroß und groß) gegeneinander getestet. Die Studie zeigte, dass größere Larven nicht generell mehr DNA abgaben, sondern dies von der Wassertemperatur abhängig war. Bei 16 °C und damit hohem Aktivitätsniveau wurde in den Becken der großen Larven eine signifikant höhere DNA-Konzentration gefunden. Bei winterlichen 5 °C gaben die mittelgroßen Larven mehr DNA als große und kleine ab. Das Ergebnis verdeutlicht nochmals das starke Ineinandergreifen unterschiedlichster Faktoren.

Neben der Biomasse beeinflusst demnach das Aktivitätsniveau der Zielorganismen, die Abgabe von eDNA in die Umwelt, welches zumindest im Fall von Libellenlarven zutrifft. Aufgrund der naheliegenden Verknüpfung zwischen zeitlichem bzw. saisonalem Aspekt der Probennahme und der Wassertemperatur werden beide Faktoren nachfolgend zusammen diskutiert und unter folgender Fragstellung zusammengefasst.

8.8.1. Wassertemperatur

Studien belegen, dass Tiere mehr eDNA freisetzen, wenn sie gestresst, aktiv und warm sind (JO et al. 2019; THALINGER et al. 2021). Bei Artengruppen, deren Aktivitätsniveau von der Umgebungstemperatur gesteuert wird, ist davon auszugehen, dass sie bei höherer Wassertemperatur mehr eDNA abgeben, diese jedoch schneller abgebaut wird, gefördert durch zunehmende mikrobielle Aktivität (ZULKEFLI et al. 2019; BRUCE et al. 2021). In kälteren Gewässern wird weniger eDNA abgegeben, was durch den langsameren Abbau von eDNA bei niedrigeren Wassertemperaturen ausgeglichen werden kann.

Unsere Auswertungen zeigten ausschließlich an den Fließgewässern einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Detektion von Libellen via eDNA und der Wassertemperatur. Hier zeigte sich deutlich, dass mit zunehmender Wassertemperatur auch die Nachweisrate steigt. Dabei spielt das Aktivitätsniveau der Larven eine wesentliche Rolle, welches von der Wassertemperatur abhängig ist. Ebenfalls zu berücksichtigen ist die Wasserführung, die im Sommer an den Wienerwaldbächen bereits stark beeinträchtigt sein kann, was eine Wasserprobenahme deutlich erschwert.

Insgesamt bestätigen die Ergebnisse die Annahme, dass die Auswirkungen jahreszeitlicher Veränderungen (z. B. Wassertemperatur) auf das Verhalten des Zielorganismus einen wichtigen Faktor

darstellen, wenn es um die Planung effizienter eDNA-Probenahmezeitpunkte geht. Für Libellen wird daher unabhängig vom Gewässertyp eine Probennahme knapp vor und während der Emergenzperiode empfohlen, wobei die Anzahl der in diesem Zeitraum genommenen Wasserproben abhängig vom Gewässertyp und der Größe des Gewässers ist. Dabei sollte auf klimatischen Bedingungen (z. B. extrem kaltes Frühjahr, Starkregen-, oder Hochwasserereignisse (siehe Abbildung 39)) bei der Probenahme Rücksicht genommen werden. Niedrige Frühjahrstemperaturen können zu einer verspäteten Emergenzperiode führen, Starkregen- oder Hochwasserereignisse zu einer Verdünnung der DNA-Menge im Gewässer.



Abbildung 39: Lobau, Hochwasserereignis Kühwörther Wasser (L25) am 07.08.2022. Links im Bild ist der Schilfgürtel an der ehemaligen Wasseranschlagslinie zu sehen. Die enormen Wassermassen führen zu einer Verdünnung der vorhandenen DNA-Konzentration. Foto: V. Kargl.

8.9. Gibt es einen Zusammenhang zwischen dem Zeitpunkt der Probenahme und der Detektionsrate mittels eDNA, bzw. wann sind optimale Zeiten für die eDNA-Probenahme zum Nachweis der Libellenarten?

Um das komplette Artenspektrum an einem Gewässer mittels traditioneller Methoden nachzuweisen, sind je nach Gewässertyp vier bis sechs Begehungen notwendig. Ziel war herauszufinden, wie oft ein Gewässer im Jahresverlauf mittels Umwelt-DNA-Barcoding untersucht werden muss, um auf dasselbe Artenspektrum zu kommen, bzw. ob es einen optimalen Zeitraum für die Probennahme gibt.

Im Gegensatz zu Fischen oder Amphibien, welche DNA konstant über die Haut abgeben, sind die Hauptquellen für eDNA von lebenden Makroinvertebraten extrazelluläre Häutungsreste und die Produktion von Fäkalien. Dadurch wird wesentlich weniger DNA abgegeben, was eine Detektion schwieriger macht und verstärkt auf Faktoren wie Aktivitätsniveau und maximale Biomasse stärker geachtet werden muss. Grundsätzlich gilt die Annahme, dass mit zunehmender Aktivität und höherer Stoffwechselrate mehr DNA in die Umwelt gelangt. Es ist daher wichtig, den Lebenszyklus des Zielorganismus zu kennen und die Probenahme darauf abzustimmen. Die Hypothese lautete demnach, dass Libellen kurz vor ihrer Emergenzperiode, aufgrund der höheren Larvenaktivität und hohen Biomasse besser nachzuweisen sind als im restlichen Jahr. Im Rahmen der Studie wurden über die gesamte Flugsaison hinweg an allen Standorten eDNA-Proben genommen. In der Lobau konnte der Probenahmezeitraum sogar auf ein ganzes Jahr ausgedehnt werden. Dabei wurden drei Standorte intensiver beprobt (16-mal pro Jahr) und andere weniger häufig (9-mal pro Jahr). Im Lainzer Tiergarten und im Wienerwald startete die Wasserprobenahme vor der Emergenzperiode. Nachfolgend werden die einzelnen Gewässertypen einzeln diskutiert.

8.9.1. Stillgewässer Lobau (große Gewässersysteme > 20 km²)

Im Rahmen der Studie wurden fünf stehende Gewässer untersucht, von denen sechs Standorte 9-mal und drei 14-16-mal im Jahresverlauf beprobt wurden. Die Daten zeigen, dass an den Standorten, welche seltener beprobt wurden, nicht weniger Arten über eDNA nachgewiesen, als an Standorten die 14-16-mal beprobt wurden.

Als Probenahmezeitraum stellten sich die Monate April, Mai und Juni als am geeignetsten heraus. In diesem Zeitraum konnte das gleiche Artenspektrum detektiert werden, welches im gesamten Jahr via eDNA nachgewiesen wurde. Insbesondere wurde dies für Arten mit Schlupfzeitraum im Sommer deutlich. In den Monaten Mai, Juni und zum Teil auch Juli waren deutlich mehr Nachweise möglich als in anderen Monaten. Generell war das Ergebnis klarer als bei den „Frühjahrsarten“, was den unterschiedlichen Schlüpfstrategien geschuldet sein könnte. Im Gegensatz zu den „Frühjahrsarten“, wo der Schlupf sehr synchron innerhalb ein paar Tage erfolgt, zieht sich der Schlupfzeitraum bei „Sommerarten“ oftmals über mehrere Wochen. Dadurch ist der Zeitraum mit hoher Larvenaktivität länger, als bei „Frühjahrsarten“, wodurch sich der klar abgegrenzte Zeitraum mit deutlich mehr Nachweisen erklären lässt. Dennoch empfehlen wir generell eine Probenahme zwischen April und Juni, wobei wir zu einer Mindestanzahl von vier Proben raten: 1-mal Ende April und 1-mal Anfang Mai, noch vor Beginn der Hauptemergenzperiode, 1-mal Anfang Juni und 1-mal Ende Juni im Zeitraum der Eiablage.

8.9.2. Stillgewässer Lainzer Tiergarten (kleine und Kleinstgewässer < 10 m²)

Im Lainzer Tiergarten wurden zum Teil sehr kleine Gewässer beprobt, wodurch von einer wesentlich höheren eDNA-Konzentration auszugehen ist. In den Suhlen konnten die beiden häufigeren Arten zwischen April und September in allen Monaten nachgewiesen werden. Dennoch gab es deutliche Unterschiede bei der Anzahl von Wasserproben mit Artnachweis pro Monat. *Orthetrum brunneum* und *L. depressa* konnten im Mai am häufigsten nachgewiesen werden, im Juni war die Detektionsrate von *L. depressa* ebenfalls hoch. Damit zeigte sich an den Suhlen ein ähnliches Bild wie an den Gewässern in der Lobau. Die Anzahl der eDNA-Probennahmen im Untersuchungszeitraum kann an Gewässern mit dieser Größe auf 3-mal reduziert werden: 1-mal Ende April und 1-mal Mitte Mai, je nach Witterungslage ab Beginn der Emergenzperiode, und 1-mal Mitte Juli, um biovoltage Arten zu erfassen, deren erste Generation sich womöglich an einem anderen Gewässer entwickelt hat und die erst im Zuge des zweiten Generationszyklus an das Gewässer eingewandert sind.

8.9.3. Fließgewässer

An den Fließgewässern beschränkte sich das Screening mittels eDNA zum größten Teil auf zwei Arten der Gattung *Cordulegaster*. Die Probennahmen fanden von April bis September einmal im Monat statt. Mit Ausnahme von April war die Nachweisrate in allen anderen Monaten hoch. Basierend auf den erhobenen Daten empfehlen wir zwei Probennahmen pro Standort (1-mal Mai/Juni und 1-mal Juli) kurz vor und während der Emergenzperiode bzw. Eiablage. Im Rahmen der Studie war es möglich, durch die an diesen beiden Terminen genommenen Wasserproben beide Arten an allen Standorten nachzuweisen.

8.10. Besteht ein Zusammenhang zwischen physikalisch- chemischen und ökologischen Parametern und der Detektion von Libellen mittels eDNA?

8.10.1. pH-Wert & Leitfähigkeit

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte an keinem der untersuchten Gewässertypen ein Zusammenhang zwischen pH-Wert und der Nachweisbarkeit von Libellen-eDNA beobachtet werden. In der Literatur wird beschrieben, dass ein niedriger pH-Wert mit einer schnelleren DNA-Abbaurate korreliert, weswegen Buffer für die DNA-Extraktion alkalisch sind (STRICKLER et al. 2015; SEYMOUR et al. 2018). Alle Standorte wiesen durchgehend einen pH-Wert von > 6 auf und lagen damit im neutralen bis schwach alkalischen Bereich, wodurch das nicht signifikante Ergebnis erklärbar ist. Basierend auf der Tatsache, dass die Leitfähigkeit von der Anzahl gelöster Teilchen abhängig ist und mit ihnen zunimmt, wäre anzunehmen, dass Leitfähigkeit und eDNA-Detektion negativ korreliert sind. Dies wird

beispielsweise von MIZUMOTO et al. (2022) belegt, welcher davon ausging, dass die Leitfähigkeit gelöste Feststoffe einschließlich PCR-Inhibitoren widerspiegelt. Im Rahmen unserer Studie konnte kein solcher Zusammenhang beobachtet werden.

8.10.2. Akkumulation der DNA und Transport im Fließgewässer

Einer der wichtigsten Aspekte bei eDNA-Analysen ist die räumliche Verteilung der DNA im Gewässer und das Wissen darum, wie weit eDNA von ihrem „Freisetzungsort“ transportiert wird, bzw. wie gut sie in der Wassersäule akkumuliert ist (MACHER & LEESE 2018; PONT et al. 2018). Im Rahmen des Projektes wurden diese Aspekte an Fließgewässern analysiert, um herauszufinden, in welchen räumlichen Abständen entlang des Baches Wasserproben genommen werden müssen, um möglichst alle Larvenvorkommen zu erfassen. Ebenso ist es in Zusammenhang mit gewässerökologischen Zustandsbewertungen und insbesondere der Beurteilung des Populationszustandes von FFH-Arten essenziell zu wissen, in wie weit der Gewässerlauf geeignetes Habitat darstellt und welche Abschnitte durch Libellen (FFH-) Arten besiedelt sind, bzw. welche sich nicht eignen.

Wichtig zu erwähnen ist die einzigartige Gewässermorphologie der Wienerwaldbäche. Die Gewässer weisen ein sehr heterogenes Sohlprofil und eine sich stetig ändernde Gewässertiefe und Fließgeschwindigkeit auf. Wienerwaldbäche und insbesondere das Habitat von *Cordulegaster* sind durch seichte, strömungsarme bzw. -freie Bereiche („pools“) charakterisiert, in welchen sich die Larven hauptsächlich aufhalten. Daher ist grundsätzlich davon auszugehen, dass die abgegebene DNA nicht gleichmäßig im Gewässer verteilt ist und sich in stehenden bzw. langsam fließenden Bereichen stärker am Gewässergrund absetzt. Aufgrund der Habitatpräferenzen und der Annahme, dass sich eDNA in Pools sammelt, lautete die Hypothese, dass sich Bachabschnitte mit geringerem Durchfluss als Probenahmestellen besser eignen. Dies konnte durch unsere Analysen bestätigt werden (siehe Kapitel 5.3.6).

Die Verdriftung von eDNA in Fließgewässern wurde in bisherigen Studien unter anderem mit Fischen, Daphnien oder Muscheln als Zieltaxon untersucht (DEINER & ALTERMATT 2014; WILCOX et al. 2015), dabei wurde die freigesetzte eDNA, je nach Gewässer zwischen rund 1 km und 9 km verdriftet. Im Rahmen des Projektes wurden zwei Ansätze getestet. In einem ersten Versuch wurden Larven gebietsfremder Libellenspezies in Teesieben ausgesetzt und nach zwei Tagen in unterschiedlichen Distanzen Wasserproben entnommen und analysiert. Bei diesem Versuch führte vermutlich die zu geringe Aktivität der Larven und damit verbundene Reduktion der Stoffwechselaktivität dazu, dass in keiner einzigen Wasserprobe (auch nicht unmittelbar vor den Tieren entnommen) eDNA nachgewiesen werden konnte. Obwohl die Tiere den Driftversuch alle unbeschadet überstanden, war der

Standortwechsel in ein kaltes Fließgewässer für die Individuen vermutlich eine zu große Umstellung, um in der Zeit genügend DNA für einen Nachweis abzugeben.

Im zweiten Ansatz war es möglich *Cordulegaster*-DNA bis zu 300 m entfernt von geeignetem Larvenhabitat nachzuweisen. Dennoch kann dieses Ergebnis nur bedingt als Leitwert herangezogen werden, da einerseits über die 300 m hinaus nicht getestet wurde. Andererseits konnte das völlige Fehlen von Larven im hartverbauten Abschnitt nicht zu 100 % bestätigt werden. Durch Starkregenereignisse könnten Larven auch in die hartverbauten Bereiche verdriftet worden sein, wo sie einige Zeit überleben, dadurch könnte die maximale Distanz auch geringer ausfallen. Weitere die Distanz beeinflussenden Faktoren stellen das unterschiedliche Sohlprofil, Sedimentationsvorgänge, oder Verwirbelungen im verbauten Abschnitt dar. Die Ergebnisse des Drift-Versuchs an der hartverbauten Gewässerstrecke können daher nur als grober Richtwert genommen werden, und es bedarf weiterer gezielter Experimente und Wiederholungen.

Ausgehend davon, dass der Fokus auf der Gattung *Cordulegaster* liegt, ist für die Bewertung des Populationszustandes eine vollständige Beprobung des Gewässers notwendig, da die Verbreitung der Arten ein wesentlicher Faktor ist. Bei gewässerökologischen Zustandsbewertungen ist die Verbreitung einer Art ebenfalls essenziell. Basierend auf der Projektfragestellung, unseren Ergebnissen und der oben genannten beeinflussenden Faktoren entschieden wir uns für eine Distanz von 200 m zwischen den Probennahmestellen bzw. führten eine Probennahme ca. alle 200 m zwischen Quelle und Mündung durch. Dennoch empfehlen wir eine individuelle, kleinräumige Anpassung der Probenahmestelle auf die Mikrohabitatwahl und Verbreitung beider Spezies, basierend auf Expertenwissen.

8.10.3. Emerse und submerse Vegetation

An Stillgewässern wurde sowohl der Deckungsgrad von emerger, als auch submerger Vegetation in Prozentstufen aufgenommen und deren Korrelation mit der Nachweisbarkeit von Libellen über eDNA analysiert. Grundsätzlich fördert die Ausprägung submerger und emerger Vegetation die Artenvielfalt von Libellen, da viele Spezies auf das Vorhandensein dieser Strukturen als Eiablagesubstrat und Larvenhabitat angewiesen sind. Demzufolge würde man eine positive Korrelation der beiden Parameter mit den eDNA-Ergebnissen vermuten.

Während an den Kleingewässern im Lainzer Tiergarten kein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden konnte, wurde dieser an den drei intensiv untersuchten Lobaugewässern beobachtet. Dabei

ist zu beachten, dass es sich um eine sehr kleine Stichprobe handelt und die Standorte nicht alle dem generellen Trend folgen.

Der Trend über alle Standorte der Lobau zeigte für submerse Vegetation einen negativen und für emerse Vegetation eine positive Korrelation mit der eDNA-Nachweisbarkeit. Betrachtet man den Parameter „emerse Vegetation“ genauer, ist in Abbildung 21 sichtbar, dass an Standort L25 ein negativer Zusammenhang festgestellt wurde und der Standort am Kühwörther Wasser somit vom generellen Trend abweicht. Die Panozzalacke (L16) hingegen, die im Jahr der Probennahme 2020 den flachsten Uferbereich hatte, welchen ein schmaler Streifen emerse Vegetation säumte, zeigte die stärkste Korrelation. Am Kühwörther Wasser, im Bereich der Gänsehaufentraverse (L25), war der Röhrichtstreifen wesentlich dichter ausgeprägt als an anderen Standorten, und das Gewässer war unmittelbar dahinter bereits mindestens einen Meter tief. Außerdem war das Gewässer von starken Wasserstand-Schwankungen beeinflusst und die Wasserfläche bei hohen Wasserständen von abgestorbenem Röhricht bedeckt, was die Probennahme beeinflusste. Anhand der vorliegenden Daten ist es schwierig, generalisierte Aussagen zu treffen, da je nach Gewässer und Standort auch andere Parameter dieses Ergebnis beeinflussen können.

Inkludiert in den Parameter „submerse Vegetation“ waren beispielsweise Algenwatten, welche an Standorte L04 am Großenzersdorfer Arm im Jahresverlauf stark ausgeprägt waren. Diese erschwerten die Wasserprobennahme erheblich und ließen die Filter schnell verstopfen. Ebenso spielt die Entfernung der submersen Vegetation zum Ufer und die Durchmischung des Gewässers eine wesentliche Rolle. Wie im vorherigen Kapitel beschrieben, kann auch die Probennahme weiter entfernt vom Ufer sinnvoll sein, um Arten zu detektieren, deren Larven sich eher in submerser Vegetation der Gewässermitte aufhalten und deren Eiablage sich im Bereich der offenen Wasserfläche abspielt. All diese gewässermorphologischen Parameter haben einen Einfluss auf die Detektion von Arten via eDNA. Für eine optimale Probennahme und Interpretation der Ergebnisse ist Kenntnis über die Ökologie der einzelnen Arten essenziell. Wenn beispielsweise das Untersuchungsdesign nicht auf den Nachweis einer einzelnen Art ausgelegt ist, sondern mittels Metabarcoding ganze Artengruppen detektiert werden sollen, können ökologische Kenntnisse bei der Interpretation helfen und beispielsweise ausbleibende Nachweise einzelner Arten erklären.

8.10.4. Sohlsubstrat

An den Fließgewässern wurde die Zusammensetzung des Sohlsubstrats an jedem Standort aufgenommen. Dabei sollte getestet werden, ob bestimmte Korngrößen Effekte auf eDNA-Barcoding-

Nachweise haben. Zudem spielt das Sohlsubstrat eine wesentliche Rolle für die Larven von *Cordulegaster*.

Von den vier aufgenommenen Korngrößen hatten Feinsediment/Sand und Mesolithal einen signifikanten Effekt auf die Nachweisbarkeit von Arten mittels eDNA. Ebenso gab es einen signifikanten Zusammenhang mit Laubauflagerungen, welche sich im Gewässer befanden sowie dem Durchfluss an den Standorten. Je mehr Laubauflagerungen und Feinsediment/Sand an einem Standort vorhanden waren, desto geringer war die Anzahl an Nachweisen. Da *Cordulegaster* Larven gezielt in Feinsedimentauflagen vorkommen, scheint der negative Zusammenhang des Faktors mit der Nachweisbarkeit auf den ersten Blick widersprüchlich. Dazu ist wichtig zu erwähnen, dass es sich um für Larven grabfähiges Feinsediment handeln muss, da diese meist fast vollständig eingegraben im Sediment leben. Im Rahmen der Untersuchung war dieser Faktor nicht gezielt berücksichtigt worden, sondern auch schwereres, lehmiges Substrat in dieser Kategorie aufgenommen worden, welches für Larven weniger attraktiv ist, als grabfähiges Sediment. Dadurch wäre es möglich, dass der negative Effekt sich zum Teil durch den Anteil an verdichtetem Feinsediment erklären lässt.

Ein weiterer und vermutlich weitaus gewichtiger Grund für diesen negativen Zusammenhang ist, dass höherer Anteile an Feinsediment die Poren des Filters schneller verstopfen und sich dadurch auch mehr potenzielle PCR-Inhibitoren im Filter ansammeln (siehe unten). Letzteres gilt ebenso für Laub, das bei seiner Zersetzung für mehr Schwebstoffe im Gewässer sorgt.

8.11. Gefiltertes Wasservolumen & technische Replikate

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte für die analysierten Standorte in der Lobau und im Lainzer Tiergarten ein positiver Trend zwischen gefiltertem Wasservolumen und Artnachweis via eDNA festgestellt werden, in beiden Fällen wurde das Signifikanzniveau aber nicht erreicht. Für die Lobau ist das nicht signifikante Ergebnis auf die geringe Standortzahl zurückzuführen. Werden alle Standorte und eDNA-Proben in die statistischen Analysen miteinbezogen, zeigt sich ein signifikant positiver Zusammenhang ($\chi^2 = 11,3350$; Df = 1; $p = 0.00076$). Das Filtervolumen lag hier zwischen 180 und 1500 ml. Je mehr Wasser gefiltert wurde, desto häufiger war es möglich, Libellenarten in Wasserproben nachzuweisen.

Eine positive Korrelation zwischen dem gefilterten Wasservolumen und der gemessenen eDNA-Konzentration und eDNA-Erfassungseffizienz wird von zahlreichen eDNA-Studien bestätigt (u.a. PIGGOTT 2016; HINLO et al. 2017; SPENS et al. 2017; LI et al. 2018). BYLEMANS et al. (2018) untersuchten die Auswirkungen von Probenahmeintensität und Replikation auf die Schätzung der Fischbiodiversität

in einem größeren Fließgewässer. Es wurde gezeigt, dass eine größere Anzahl von Replikaten erforderlich ist, um die Biodiversität vollständig zu erfassen. Damit einhergehend empfehlen wir, pro Standort mehrere Wasserproben zu entnehmen.

An den beprobten Suhlstandorten im Lainzer Tiergarten und den Fließgewässern konnte jedoch kein signifikanter Zusammenhang zwischen Wasservolumen und dem Nachweis von Arten via eDNA festgestellt werden, wobei für die untersuchten Fließgewässer ein leicht negativer Trend erkennbar wird.

An Kleinstgewässern (wie z. B. Wildschweinsuhlen) ist aufgrund des geringeren Wasservolumens im Gewässer selbst von einer deutlich höheren eDNA-Konzentration auszugehen als in großen Augewässern. Dadurch steigt die Wahrscheinlichkeit, auch bei geringen Filtermengen eDNA-Moleküle aus dem Gewässer zu filtern. An den Fließgewässern können (abhängig von Jahreszeit und Niederschlag) starke Feinsedimentlast und Schwebstoffe im Wasser als ein potenzieller Grund für den negativen Trend zwischen eDNA-Barcoding und Wasservolumen angeführt werden. Denn darin enthalten sind oftmals sogenannte PCR-Inhibitoren, welche eine Amplifizierung von DNA erschweren oder unmöglich machen: PCR-Inhibitoren entfalten ihre Wirkung im Allgemeinen durch direkte Wechselwirkung mit der DNA oder durch Interferenz mit thermostabilen DNA-Polymerasen. Die direkte Bindung von Wirkstoffen an einzel- oder doppelsträngige DNA kann deren Amplifikation verhindern und die DNA-Aufreinigung erschweren. Inhibitoren können auch direkt mit einer DNA-Polymerase interagieren und die Aktivität des Enzyms blockieren. Insbesondere, wenn es um die Amplifizierung von DNA aus Umweltproben geht, bzw. wenn mit geringen DNA-Konzentrationen gearbeitet wird, spielen Inhibitoren bzw. Strategien für deren Reduktion eine wesentliche Rolle (u.a. HUNTER et al. 2019). Auch wenn die im Rahmen dieser Studie erhobenen Daten kein signifikantes Ergebnis lieferten, empfehlen wir, den Filtriervorgang nicht bis zum völligen Verstopfen der Poren durchzuführen. Ebenso ist es wichtig, die Proben an der Wasseroberfläche zu entnehmen, um bei der Probenahme kein Feinsediment aufzuwirbeln, das den Filter vorzeitig verstopft. Auch soll so vermieden werden, im Sediment befindliche ältere eDNA zu erfassen. An Gewässern mit geringer Tiefe und/oder hohem Feinsediment- oder Schwebstoffanteil wäre gegebenenfalls ein Vorfiltrern des Wassers anzudenken, um grobes Material herauszufiltern, bevor dieses in den Filter gepresst wird.

Neben Replikaten (mehrfache Beprobung) bei der Feldarbeit bzw. der Erhöhung des Filtervolumens wird durch die Ergebnisse der Studie ebenso die Wichtigkeit von technischen PCR-Wiederholungen (auch „PCR-Replikate“ genannt) im Labor unterstrichen. Im Rahmen der Studie wurden pro Probe und

Spezies vier PCR- Wiederholungen durchgeführt, deren Ergebnisse oft stark variierten. Bei insgesamt 87 % der Tests war mindestens die Hälfte der vier PCR-Wiederholungen negativ.

Dieser Umstand unterstreicht die Bedeutung von PCR-Wiederholungen, um die Möglichkeit des Artennachweises zu erhöhen und die Wahrscheinlichkeit falsch negativer Ergebnisse zu verringern. Bei eDNA-Studien, einschließlich Einzelartnachweis und NGS-Metabarcoding, variiert die Anzahl der Replikate pro verwendetem DNA-Extrakt oft stark, abhängig von mehreren Faktoren wie der Nachweiswahrscheinlichkeit der Zielorganismen, den gewählten Primern und dem Ansatz (Einzelartnachweis oder NGS-Metabarcoding), der Sequenziertiefe und dem Studienbudget (FICETOLA et al. 2015; ALBERDI et al. 2017; RUPPERT et al. 2019), dennoch zeigen all diese Studien auf, wie wichtig PCR-Replikate sind.

Im Rahmen dieses Projektes wurde in der Lobau an jedem Standort nur eine Probe genommen, an allen weiteren Untersuchungsstandorten wurden im Freiland zwei Proben pro Standort genommen, welche nach der Extraktion vereinigt wurden.

Insbesondere an größeren Gewässersystemen wie in der Lobau wäre die Erfolgsquote von eDNA-Nachweisen durch mehrfache Beprobung im Freiland zu erhöhen, dies war allerdings durch pandemiebedingte Lieferschwierigkeiten der Filter im Jahr 2020 nicht möglich.

Das Volumen des gefilterten Wassers hängt wiederum stark mit dem verwendeten Filtertyp und der Porengröße zusammen. Im Rahmen eines Vorprojektes (2017-2019: „Die Libellenfauna Wiens“) zeigte sich, dass bei einem Vergleich zwischen zwei unterschiedlichen Porengrößen (0.22 µm und 0.45 µm) die größeren Poren mehr eDNA-Nachweise lieferten, als Filter mit einer Porengröße von 0.22 µm. Das Ergebnis deckte sich mit anderen Studien (z. B. Capo et al. 2019), weshalb in der aktuellen Studie generell Filter mit 0.45 µm Porengröße zum Einsatz kamen.

8.12. eDNA-Sampler vs. Sterivex-Filter

Am Blauen Wasser wurden zwei unterschiedliche eDNA-Filtermethoden angewandt: händisch genommenen Sterivex-Filtereinheiten von Merck (Porengröße 0.45 µm), sowie Filter des eDNA-Samplers von Smith Root, der durch eine Vakuumpumpe betrieben wird (Porengrößen 0.22 µm, 0.45 µm und 5 µm). Vergleicht man den Prozentsatz an Proben mit erfolgreichem eDNA-Nachweis der beiden Methoden, gibt es keinen Unterschied: Die Nachweise der drei Spezies mittels Sterivex-Filtereinheiten stammen aus vier der 12 händisch genommenen Wasserproben was 33 % der Proben entspricht. Die Auswertung der restlichen acht Filter erbrachte keine Nachweise. Im Vergleich dazu

brachten fünf der 15 Filter des eDNA Samplers positive Nachweise, was ebenfalls 33 % der Proben entspricht und somit vergleichbare Ergebnisse erzielte.

Die Filter mit einer Porengröße von 5 µm lieferten die meisten Nachweise, während die Filter mit einer Porengröße von 0.45 µm keinen Nachweis erzielen konnten und die Filter mit einer Porengröße von 0.22 µm einen Nachweis erzielten. Die Filter wurden allerdings in unterschiedlichen Gewässerbereichen genommen, die Nachweisquote kann also auch mit der Standortwahl zusammenhängen und ist nicht zwangsläufig auf die Porengröße der Filter zurückzuführen.

Die Diskrepanz im nachgewiesenen Artenspektrum (siehe Tabelle 25) ergibt sich womöglich aus den unterschiedlichen Filtermethoden: während Sterivex-Filter direkt an der Wasseranschlagslinie am Ufer genommen werden, können mit dem eDNA-Sampler durch einen ausziehbaren Greifarm des Geräts größere Volumina aus weiter vom Ufer entfernten Bereichen genommen werden. Unterschiede in der Lebensweise der Larven, sowie des Schlupfhabitats könnten somit eine Rolle spielen, welche Methodik für einzelne Arten bessere Nachweise erzielt. So konnte *E. viridulum*, eine Art, die auf Schwimmblattvegetation oder Algenwatten schlüpft und deren Larvenentwicklung und Eiablage auch in diesem Bereich stattfindet (WILDERMUTH & MARTENS 2019), in den am Gewässerrand genommenen Sterivex-Filtern nicht nachgewiesen werden, allerdings mittels eDNA-Sampler in Proben, die weiter in der Gewässermitte genommen wurden. Um die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse zu testen, wären jedoch weitere detaillierte Untersuchungen nötig.

8.13. Unterschiede im Erfolg der Nachweisbarkeit verschiedener Arten

Hervorzuheben sind die Erfolge im Nachweis der Fließgewässerarten *C. heros* und *C. bidentata* an den Wienerwaldbächen. Hier fielen im gesamten Jahresverlauf 79 % aller Tests bei *C. bidentata* und 78 % aller Tests bei *C. heros* positiv aus. Betrachtet man für *C. bidentata* nur die Monate Mai/Juni und Juli, lieferten > 90 % der Tests positive Ergebnisse.

In den Stillgewässern der Lobau, Gewässer mit deutlich höheren Gesamtartenzahlen als an Fließgewässern, zeigten sich die größten Unterschiede in der Nachweisbarkeit zwischen den einzelnen Arten. Besonders schlecht fielen die Nachweise der beiden *Leucorrhinia*-Arten in der Lobau aus. Von *L. caudalis* konnte kein Nachweis erzielt werden, obwohl am Gewässer eine Exuvie gefunden wurde und die Art somit als bodenständig einzustufen ist. Vermutlich waren die Larvenzahlen im Gewässer noch nicht groß genug, um die Art über eDNA nachzuweisen, oder die Probenahme am Gewässerrand ist für diese Art nicht optimal und eine Probenahme weiter in der Gewässermitte, z. B. mit dem Greifarm des eDNA-Samplers, während der Fortpflanzungsperiode, würde bessere Ergebnisse

erzielen. Für *L. pectoralis* konnte ein eDNA-Nachweis erzielt werden, jedoch lieferte nur einer von 17 Proben ein positives Ergebnis. Da allerdings an den untersuchten Gewässern im Jahr 2020 keine Imagines von *L. pectoralis* gesichtet wurden, ist davon auszugehen, dass sich die Art in einem Ausbreitungsstadium befindet. Bei Arten, die sich gerade frisch etablieren ist, ein eDNA-Nachweis in größeren Gewässern auf Grund der noch sehr geringen Individuen- bzw. Larvenzahlen generell schwierig. Eine häufigere und der Lebensweise der Arten angepasste Probenahme wäre in solchen Fällen zu empfehlen, um die Wahrscheinlichkeit für einen Nachweis zu erhöhen.

Für den Lainzer Tiergarten ist lediglich die Art *I. pumilio* zu erwähnen. Trotz intensiver Suche konnte keine Imago und keine Exuvie an den Gewässern festgestellt werden. Da die Art generell selten und in geringer Abundanz anzutreffen ist, erschwert sich ein Nachweis, sowohl bei Imagines, als auch bei eDNA-Methoden, und die Rate an positiven Tests ist generell niedriger als bei häufigen Arten.

9. RESÜMEE

Die Ergebnisse der eDNA-Barcoding-Methode und der traditionellen Erhebung deckten sich gut. An Fließgewässern und kleinen Stillgewässern (< 10 m²) stimmten die Ergebnisse fast zu 100 % überein, wobei mittels eDNA an den kleinen Stillgewässern sogar mehr bodenständige Arten nachgewiesen werden konnten als mittels traditioneller Imagineskartierung. Hierbei ist jedoch zu erwähnen, dass sich die Untersuchung der Fließgewässer fast ausschließlich auf die Detektion der beiden *Cordulegaster* Arten (*C. heros* und *C. bidentata*) beschränkte. An größeren Gewässersystemen, wie Augewässern, war die traditionelle Erhebung im Vorteil, dennoch war es auch hier möglich, Arten, die in nur sehr geringen Abundanzen vorkommen, nachzuweisen. Generell spielte an den Fließgewässern und in der Lobau die Häufigkeit einer Art eine signifikante Rolle für deren Nachweisbarkeit mittels eDNA. Mit zunehmender Biomasse einer Spezies war auch deren Detektion wahrscheinlicher. Ist ein Zielorganismus in einem frühen Besiedelungsstadium und somit nur in geringer Abundanz vorhanden, ist besonderes Augenmerk auf technische Replikate zu legen.

Ebenso als wichtiger Parameter zeichnete sich der Probenahmezeitpunkt ab. Dieser sollte in jener Entwicklungsphase liegen, an dem die Larven eine hohe Aktivität und damit hohe Stoffwechselrate zeigen. Für Libellen kann basierend auf den generierten Daten für alle Gewässertypen hinweg eine Probenahme zwischen Ende April und Mitte Juli empfohlen werden. Vor Beginn der Emergenzperiode ist der Aktivitätslevel hoch und die Biomasse am größten.

Die Anzahl der Probenahme-Durchgänge die in diesem Zeitraum durchgeführt werden sollten, hängt von der jeweiligen Fragestellung und dem Gewässertyp ab. Bei stehenden Gewässern spielt die Gewässergröße eine wesentliche Rolle. Bei größeren Stillgewässern ($> 10 \text{ m}^2$) empfehlen wir mindestens vier Probenahmen in dem genannten Zeitraum. An Kleinstgewässern empfehlen wir eine Anzahl von drei Probenahmen, an Fließgewässern zwei Probenahmen kurz vor und während der Emergenzperiode, um alle Zielarten nachweisen zu können.

Neben der Gesamtzahl der Probenahme-Durchgänge ist auch die Anzahl genommener Wasserproben pro Probenahme-Durchgang sowie die Anzahl an PCR-Replikaten im Labor ebenso essenziell. In vielen Fällen beruhten die Nachweise von Libellen-eDNA nur auf einem Bruchteil der genommenen Wasserproben und wenigen PCR-Wiederholungen. Studien belegen, dass eine größere Anzahl an Wasserproben pro Durchgang das gefilterte Wasservolumen erhöht und damit die Detektionswahrscheinlichkeit steigert. Eine signifikant positive Korrelation des Wasservolumens mit den eDNA-Nachweisen konnte bei einer Inkludierung aller Lobaustandorte in die statistischen Analysen festgestellt werden. Bei Gewässern mit viel Schwebstoffen/Feinsediment kann es sinnvoll sein, mehrere Filter pro Probenahme und diese nicht bis zur Verstopfung der Poren zu verwenden. Eine Erhöhung der PCR-Replikate auf mindestens vier verringert die Wahrscheinlichkeit von falsch negativen Ergebnissen zusätzlich.

Von den physikalisch-chemischen Parametern wirkte sich lediglich die Wassertemperatur an den Fließgewässern positiv auf die Detektion aus, was vermutlich mehr in Zusammenhang mit der bereits erwähnten höheren Aktivität der Larven steht. Leitfähigkeit und pH-Wert wiesen an keinem Gewässertyp einen signifikanten Zusammenhang mit der Nachweisbarkeit von Libellen mittels eDNA auf.

Die Auswertung der restlichen Habitatparameter zeigte deutlich die Schwierigkeit, einzelne Parameter voneinander getrennt zu bewerten. Grundsätzlich sind in der Korrelationsmatrix kaum starke Zusammenhänge zwischen den einzelnen Parametern eines Untersuchungsgebietes ersichtlich. Betrachtet man die Standorte einzeln, zeigen sich mitunter, je nach Parameter, unterschiedlich gerichtete Zusammenhänge, was verdeutlicht, dass sich in ökologischen Systemen komplexe Zusammenhänge oft nicht zur Gänze nachvollziehen lassen. An den Lobau-Gewässern gab es beispielsweise an der Panozzalacke einen positiven Zusammenhang zwischen emerser Vegetation und einem positiven eDNA-Nachweis, am Kühwörther Wasser, im Bereich der Gänsehaufentraverse, war dieser leicht negativ.

An den Fließgewässern hatten das Sohlsubstrat (Feinsediment/Sand und Mesolithal), Laubauflagerungen und der gemessene Durchfluss signifikante Auswirkungen auf die eDNA-Ergebnisse. Je mehr Laub und Feinsediment/Sand an einem Standort vorhanden war, desto geringer war die Anzahl an Nachweisen. Ein größerer Anteil an Mesolithal wirkte sich entgegen dazu positiv aus, da sich in diesem Substrat, durch dessen Grabfähigkeit, vermutlich vermehrt *Cordulegaster*-Larven aufhielten. Ebenfalls konnten Quelljungfern an Abschnitten mit weniger Durchfluss häufiger nachgewiesen werden.

Die Studie zeigt, dass generelle Aussagen über Habitatparameter und deren Einfluss auf den eDNA-Nachweis in einem bestimmten Gewässertyp zu treffen schwierig ist, da eine gesonderte Betrachtung durch die starke Wechselwirkung der Parameter oft nicht möglich ist. Dennoch ist es möglich gezielt auf bestimmte Gegebenheiten Rücksicht zu nehmen, um die eDNA-Probenahme für eine höhere Nachweiswahrscheinlichkeit zu optimieren.

Fazit: Die im vorliegenden Projekt gesammelten Erfahrungen mögen unterstützen, Probenahmeverfahren auf die jeweilige Forschungsfrage, den Zielorganismus bzw. die Organismengruppe und den Gewässertyp zuzuschneiden. Fachwissen über den Zielorganismus und seine Ökologie, sowie die Hydrologie, Dynamik und Morphologie des zu untersuchenden Gewässers sind unerlässlich, insbesondere wenn der eDNA-Barcoding-Ansatz im Bereich der Überwachung geschützter Arten oder der Zustandsbewertung von Gewässern eingesetzt werden soll. Ebenso wichtig ist es, die Ergebnisse unter Berücksichtigung aller Aspekte zu interpretieren (und von Fall zu Fall die unterschiedliche Spezifität der Primer zu berücksichtigen).

Den Einsatz von eDNA-Barcoding empfehlen wir als Ergänzung zur traditionellen Kartierung, beispielsweise für ein Vorscreening vor einer traditionellen Erhebung. Insbesondere bei Fließgewässern wäre dies aufgrund der maximalen Übereinstimmung mit der traditionellen Kartierung für eine gezielte Suche von FFH-Arten absolut empfehlenswert. Eine nachfolgende traditionelle Erhebung ist jedoch unersetzlich, da die Abundanz eine wesentliche Rolle spielt, sowohl für die Bewertung der Population als auch des ökologischen Gewässerzustands. Ebenso ist ein zusätzliches Screening mittels eDNA bei seltenen bzw. nicht standorttreuen Arten durchaus sinnvoll, wie das Beispiel von *I. pumilio* aus dem Lainzer Tiergarten zeigt. Auch zur Abklärung einer potenziellen Bodenständigkeit einer Libellenart an einem Gewässer, kann eDNA-Barcoding als hilfreiche Methode eingesetzt werden. Zusammenfassend sehen wir eDNA-Barcoding als wertvolle Ergänzung zur traditionellen Kartierung, jedoch keineswegs als Ersatz für traditionelle Erhebungen.

10. LITERATUR

- ALBERDI A., AIZPURUA O., GILBERT M.T.P., BOHMANN K. (2018) Scrutinizing key steps for reliable metabarcoding of environmental samples. *Methods in Ecology and Evolution* 9(1): 134–147.
- AMOROS C., ROUX A. L., REYGROBELLET J. L., BRAVARD J. P., PAUTOU G. (1987) A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers: Research and Management* 1: 17–36.
- BAART I., HOHENSINNER S., ZSUFFA I., HEIN T. (2012) Supporting analysis of floodplain restoration options by historical analysis. *Environ. Sci. Pol.*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.10.003>
- BATOVSKA J., PIPER A.M., VALENZUELA I., CUNNINGHAM J.P., BLACKET M.J. (2021) Developing a non-destructive metabarcoding protocol for detection of pest insects in bulk trap catches. *Sci Rep* 11: 7946. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-85855-6>
- BOUDOT J.-P. & KALKMAN V.J. (2015) Atlas of the European dragonflies and damselflies. KNNV publishing, The Netherlands.
- BROCHARD C., GROENENDIJK D., VAN DER PLOEG E., TERMAAT T. (2012) fotogids larvenhuidjes van libellen. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- BYLEMANS J., GLEESON D.M., LINTERMANS M., HARDY C.M., BEITZEL M., GILLIGAN D.M., FURLAN E.M. (2018) Monitoring riverine fish communities through eDNA metabarcoding: determining optimal sampling strategies along an altitudinal and biodiversity gradient. *Metabarcoding and Metagenomics* 2: e30457. <https://doi.org/10.3897/mbmg.2.30457>
- CAPO E., SPONG G., KÖNIGSSON H., Byström P. (2019) Effects of filtration methods and water volume on the quantification of brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic char (*Salvelinus alpinus*) eDNA concentrations via droplet digital PCR. *Environmental DNA* 2: 152–160. <https://doi.org/10.1002/edn3.52>
- CHOVANEK A. & WARINGER J. (2001) Ecological integrity of river-floodplain systems assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 493–507.
- CHOVANEK A. (2017) Die Libellenfauna (Insecta: Odonata) der Klosterneuburger Donau-Au (Niederösterreich): Bewertung, Entwicklungstendenzen und Managementempfehlungen. *Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum* 27: 39–68.
- CHOVANEK A. (2018a) Comparing and evaluating the dragonfly fauna (Odonata) of regulated and rehabilitated stretches of the fourth order metarhithron Gurtenbach (Upper Austria). *International Journal of Odonatology* 21(1): 15–32.
- CHOVANEK A. (2018b) Bewertung von Restrukturierungsmaßnahmen an der Ache (Oberösterreich) anhand von Libellen (Odonata) – Anwendung des Konzeptes der biozönotischen Regionen. *Libellula* 37 (3/4): 135–160.
- CHOVANEK 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.
- CHOVANEK A., WARINGER J., RAAB R., LAISTER G. (2004) Lateral connectivity of a fragmented large river system: assessment on a macroscale by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 163–178.
- CHOVANEK A., WARINGER J., WIMMER R., SCHINDLER M. (2014) Dragonfly Association Index: Bewertung der Morphologie von Fließgewässern der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer durch

- libellenkundliche Untersuchungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- COISSAC E., RIAZ T., PUILLANDRE N. (2012) Bioinformatic challenges for DNA metabarcoding of plants and animals. *Mol. Ecol.* 21: 1834e1847. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2012.05550.x>
- DEINER K., BIK H. M., MÄCHLER E., SEYMOR M., LACOURSIERE-ROUSSE L. A., ALTERMATT F., CREER S., BISTA I., LODGE D. M., DE VERE N., PFRENDER M. E., BERNATCHEZ L. (2017) Environmental DNA metabarcoding: Transforming how we survey animal and plant communities. *Molecular Ecology* 26: 5872–5895.
- DEINER K. & ALTERMATT F. (2014) Transport Distance of Invertebrate Environmental DNA in a Natural River. *PLoS ONE* 9(2): e88786. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088786>
- ELBRECHT V. & LEESE F. (2015) Can DNA-based ecosystem assessments quantify species abundance? Testing primer bias and biomass—sequence relationships with an innovative metabarcoding protocol. *PLoS ONE* 10: e0130324. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0130324>
- FEKETE J., BUCHNER D., LEESE F., VARBIRO G. (2019) Detection of *Cordulegaster* (Insecta: Odonata) species via eDNA. Conference: Symposium for European Freshwater Sciences 2019, Zagreb, Croatia
- FICETOLA G.F., PANSU J., BONIN A., COISSAC E., GIGUET-COVEX C., BARBA M.D., GIELLY L., LOPES C.M., BOYER F., POMPANON F., RAYÉ G., TABERLET P. (2015) Replication levels, false presences and the estimation of the presence/absence from eDNA metabarcoding data. *Molecular Ecology Resources* 15: 543–556.
- FISCHER I. (2016) Neuer Nachweis der Zierlichen Moosjungfer, *Leucorrhinia caudalis* (Charpentier, 1840) (Odonata: Libellulidae), in Wien. *Beiträge zur Entomofaunistik* 17: 127–167.
- FISCHER I., SITTENTHALER M., CHOVANEC A., SZUCSICH N., SATTMANN H., WOLF P., HARING E. (2020) Die Libellenfauna Wiens: Erhebungen und Erfassung mittels DNA–Barcoding unter besonderer Berücksichtigung der FFH–Arten *Cordulegaster heros* und *Leucorrhinia pectoralis*. Endbericht im Auftrag der Magistratsabteilung 22 – Umweltschutz
- FISCHER I., SITTENTHALER M., CHOVANEC A. (2018) Zum Vorkommen von drei Arten der Gattung *Leucorrhinia* in Wien (Österreich) mit dem Erstnachweis von *L. albifrons* (Odonata: Libellulidae). *Libellula* 37 (1/2): 79–90.
- FISCHER I., CHOVANEC A., KOCH L., PAIL V., HARING E. (2021) Die Libellenfauna des „Blauen Wassers“ – Bericht. Im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, Magistratsabteilung 45 – Wiener Gewässer
- GRAF W. & CHOVANEC A. (2016) Entwicklung eines WRRL-konformen Bewertungssystems für Auen großer Flüsse auf Basis des Makrozoobenthos unter besonderer Berücksichtigung der Donau. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
- HAJIBABAEI M., PORTER T. M., ROBINSON C. V., BAIRD D. J., SHOKRALLA S. & M. T. G. WRIGHT (2019) Watered-down biodiversity? A comparison of metabarcoding results from DNA extracted from matched water and bulk tissue biomonitoring samples. *PLoS ONE* 14(12): e0225409. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225409>
- HALL T.A. (1999) BioEdit: A User-Friendly Biological Sequence Alignment Editor and Analysis Program for Windows 95/98/NT. *Nucleic Acids Symposium Series* 41: 95–98.
- HEIDEMANN H. & SEIDENBUSCH R. (1993) Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs: Handbuch für Exuviansammler. Bauer, Keltern-Weiler
- HINLO R., GLEESON D., LINTERMANS M., FURLAN E. (2017) Methods to maximise recovery of environmental DNA from water samples. *PLoS ONE* 12(6): e0179251. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179251>
- HOHENSINER S., JUNGWIRTH M., MUHAR S., SCHMUTZ S. (2011) Spatio-temporal habitat dynamics in a changing Danube River landscape 1812—2006. *River Research and Applications* 27(8): 939–955.

- HOHENSINNER S., HERRNEGGER M., BLASCHKE A. P., HABEREDER C., HAIDVOGL G., HEIN T., JUNGWIRTH M., WEIß M. (2008a) Type-specific reference conditions of fluvial landscapes: a search in the past by 3D-reconstruction. *Catena* 75:200-215. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.06.004>
- HOHENSINNER S., EBERSTALLER-FLEISCHANDERL D., HAIDVOGL G., HERRNEGGER M., WEIß M. (2008b) Die Stadt und der Strom – Historische Veränderungen der Wiener Donau-Auen seit dem 18. Jahrhundert. *Abh. Geol. B.-A.* 62: 87–93.
- HUNTER M.E., FERRANTE J.A., MEIGS-FRIEND G., Ulmer A. (2019) Improving eDNA yield and inhibitor reduction through increased water volumes and multi-filter isolation techniques. *Sci Rep* 9: 5259. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40977-w>
- JULLIEN N. (2004) AmplifX 2 [2.0.7] - Aix-Marseille Univ, CNRS, INP, Inst Neurophysiopathol, Marseille, France. <https://inp.univ-amu.fr/en/amplifx-manage-test-and-design-your-primers-for-pcr>
- JO T., MURAKAMI H., YAMAMOTO S., MASUDA R., MINAMOTO T. (2019) Effect of water temperature and fish biomass on environmental DNA shedding, degradation, and size distribution. *Ecology and Evolution* 9: 1135–1146. <https://doi.org/10.1002/ece3.4802>
- KOHL S. (1998) Odonata: Anisoptera-Exuvien (Grosslibellen-Larvenhäute) Europas: Bestimmungsschlüssel. Eigenverlag
- KÖBL J. (2017) Homogenisierung von Wiesen des Lainzer Tiergartens durch naturschutzfachlich begründete Bewirtschaftungsvorschriften. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur Wien
- LANG C., LANG H., WARINGER J. (2007): Die Libellengesellschaften der Wienerwaldbäche. In: RAAB R., CHOVANEC A., PENNERSDORFER J. (eds), *Libellen Österreichs*. Springer Verlag, Wien, New York: 1-345.
- LANG C., MÜLLER H., WARINGER J.A. (2001) Larval habitats and longitudinal distribution patterns of *Cordulegaster heros* Theischinger and *C. bidentata* Selys in an Austrian forest stream (Anisoptera: Cordulegastridae). *Odonatologica* 30(4): 395–409.
- LAZOWSKI W., SCHWARZ U., ESSL F., GÖTZL M., PETERSEIL J., EGGER G. (2011) Aueninventar Österreich, Bericht zur bundesweiten Übersicht der Auenobjekte. 52 pp., Lebensministerium, Wien
- LEESE F., SANDER M., BUCHNER D., ELBRECHT V., HAASE P., ZIZKA V. M. A. (2020) Improved freshwater macroinvertebrate detection from environmental DNA through minimized nontarget amplification. *Environmental DNA*. 3: 261–276. <https://doi.org/10.1002/edn3.177>
- LAISTER G. (2012) Ortstreue und Gewässerwechsel von *Cordulegaster boltonii* (Odonata: Cordulegastridae). *Libellula* 31 (3/4) 2012: 113–130.
- LI J., HANDLEY L. J. L., READ D. S., HÄNFLING B. (2018) The effect of filtration method on the efficiency of environmental DNA capture and quantification via metabarcoding. *Molecular Ecology Resources* 18(5): 1102–1114. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12899>
- MACHER J-N. & LEESE F. (2018) eDNA metabarcoding of rivers: Is all eDNA everywhere, all the time? *Proceedings of the 5th European Congress of Conservation Biology*. <https://doi.org/10.17011/conference/eccb2018/107411>
- MARTENS A. (2016) Der Kalikokrebs - eine wachsende Bedrohung für Amphibien und Libellen am Oberrhein. 16: 24–26.
- MIZUMOTO H., KISHIDA O., TAKAI K., MATSUURA N., HITOSHI A. (2022) Utilizing environmental DNA for wide-range distributions of reproductive area of an invasive terrestrial toad in Ishikari river basin in Japan. *Biol Invasions* 24, 1199–1211 <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02709-y>
- MÜLLER H. (1999) Phänologie und Ökologie der Imagines von *Cordulegaster heros* Theischinger, 1979 und *Cordulegaster bidentata* Selys, 1843 (Insecta: Odonata) am Weidlingbach (Niederösterreich). Unveröff. Diplomarbeit, Universität Wien

- OEKOTEAM (2016a) Bestandssituation der Großen Quelljungfer *Cordulegaster heros* Theischinger, 1979 in der Steiermark und Vorschläge zur Ausweisung von Schutzgebieten. https://www.verwaltung.steiermark.at/cms/dokumente/12104065_110669261/5be48010/03_Cordulegaster.pdf
- OEKOTEAM (2016b) Erfassung und Bewertung der Vorkommen der Großen Quelljungfer (*Cordulegaster heros*) im Murtal nördlich von Graz. https://www.verwaltung.steiermark.at/cms/dokumente/12104065_110669261/5be48010/03_Cordulegaster.pdf
- OERTLI B. (2008) The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. In: Córdoba-Aguilar A. (ed.), Dragonflies and Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research. Oxford University Press, New York, 79–95. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199230693.003.0007>
- OTT J. (2013) Erstnachweis der Östlichen Moosjungfer – *Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839) – in Rheinland-Pfalz (Insecta: Odonata). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 12(3): 1075–1086.
- OTT J. (2014) Der Kalikokrebs (*Orconectes immunis*) (Hagen, 1870) – ein noch wenig beachtetes Neozoon (AIS) mit erheblichem Gefährdungspotenzial für die aquatischen Lebensgemeinschaften der Rheinaue (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 12(4): 1403–1416.
- OTT J. (2018) Invasive Krebse und ihre Wirkungen auf Libellen. Wie gewonnen, so zerronnen – erfolgreiche Ansiedlungen geschützter und gefährdeter Arten im Südwesten Deutschlands bedroht. Naturschutz und Landschaftsplanung 50(02): 37–43.
- PEIXOTO S., CHAVES C., VELO-ANTÓN G., BEJA P., EGETER B. (2020) Species detection from aquatic eDNA: Assessing the importance of capture methods. Environmental DNA 3: 435–448.
- PIGGOTT M. P. (2016) Evaluating the effects of laboratory protocols on eDNA detection probability for an endangered freshwater fish. Ecology and Evolution Volume 6(9): 2739–2750. <https://doi.org/10.1002/ece3.2083>
- PONT D., ROCLE M., VALENTINI A., CIVADE R., JEAN P., MAIRE A., ROSET N., SCHABUSS M., ZORNIG H., DEJEAN T. (2018) Environmental DNA reveals quantitative patterns of fish biodiversity in large rivers despite its downstream transportation. Scientific Reports 8: 10361. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28424-8>
- PORT D. A., O’ DONNELL J. L., ROMERO-MARACCINI O. C., EARY P. R., LITVIN S. Y., NICKOLS K. J., YAMAHARA K. M., KELLY R. P. (2016) Assessing vertebrate biodiversity in a kelp forest ecosystem using environmental DNA. Molecular Biology 25: 527–541. doi: 10.1111/mec.13481
- R CORE Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- RAAB R. (2000) Die Libellenfauna in den Maßnahmenbereichen Untere Lobau und Orth – Nationalpark Donauauen - diverse wissenschaftliche Arbeiten – 03: 1–74.
- RAAB R. (2006) Rote Liste der Libellen Österreichs. In: RAAB R., A. CHOVANEC & J. PENNERSTORFER: Libellen Österreichs: 325–334. Springer, Wien, New York
- RECKENDORFER W., BÖTTIGER M., FUNK A., HEIN T. (2013a) Die Entwicklung der Donau-Auen bei Wien – Ursachen, Auswirkungen und naturschutzfachliche Folgen. Geographica Augustana 13: 45–53.
- RECKENDORFER W., BÖTTIGER M., FUNK A., HEIN T. (2013b): The development of abandoned side-channels: ecological implications and future perspectives. 5th Symposium for Research in Protected Areas – Conference Volume, 639–642.
- RUPPERT K.M., KLINE R.J., RAHMAN M.S: (2019) Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: A systematic review in methods, monitoring, and applications of

- global eDNA, *Global Ecology and Conservation* 17: e00547. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00547>.
- SCHMIDT K.J., SOLUK D.A., MAESTAS S.E.M., BRITTEN H. B. (2021) Persistence and accumulation of environmental DNA from an endangered dragonfly. *Sci Rep* 11: 18987. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-98099-1>
- SCHULTZ H. (2008) Erhebung der Libellenfauna der Unteren Lobau: 7–41. In: SCHULTZ H., SCHULZE C.H., WARINGER-LÖSCHENKOHL A. & H. ZORNIG: Faunistische Beweissicherung Dotation Untere Lobau 2007. Erhebung der Libellen, Amphibien und Brutvögel mit Gewässerbindung. Projektbericht im Auftrag der Magistratsabteilung 45 – Wiener Gewässer
- SCHULZE C.H. & SCHNEEWEIHS S. (2013) Auenhabitatindex: Die Libellen (Odonata) der Unteren Lobau – Ergebnisse der Erhebungen aus dem Jahr 2012. Projektbericht im Auftrag der Magistratsabteilung 45 – Wiener Gewässer.
- SCHWEIGHOFER W. (2008) Syntopes Vorkommen von *Cordulegaster boltonii* und *Cordulegaster heros* an einem Bach im westlichen Niederösterreich (Odonata: Cordulegastridae). *Libellula* 27: 1–32.
- SEYMOUR M., DURANCE I., COSBY B. J., RANSOM-JONES E., DEINER K., ORMEROD S. J., COLBOURNE J. K., WILGAR G., CARVALHO G. R., DE BRUYN M., EDWARDS F., EMMETT B. A., BIK H. M., CREER S. (2018) Acidity promotes degradation of multi-species environmental DNA in lotic mesocosms. *Communications Biology* 1: 4. <https://doi.org/10.1038/s42003-017-0005-3>
- SIESA M.E., PADOA-SCHIOPPA E., OTT J., DE BERNARDI F., FICETOLA G.F. (2014) Assessing the consequences of biological invasions on species with complex life cycles: impact of the alien crayfish *Procambarus clarkii* on Odonata. *Ecological Indicators* 46: 70–77.
- SITTENTHALER M., FISCHER I., CHOVANEC A., KOBLMÜLLER S., MACEK O., SATTMANN H., SZUCSICH N., ZANGL L., HARING E. (2023) DNA barcoding of exuviae for species identification of Central European damselflies and dragonflies (Insecta: Odonata). *Journal of Insect Conservation* 27: 435–450.
- SPENS J. EVANS A.R., HALFMAERTEN D., KNUDSEN S.W., SENGUPTA M.E., MAK S.S.T., SIGSGAARD E.E., HELLSTRÖM M (2017) Comparison of capture and storage methods for aqueous microbial eDNA using an optimized extraction protocol: Advantage of enclosed filter. *Methods Ecol. Evol.* 8: 635–645.
- STAUFER M. & PÖCHHACKER–FLORIAN H. (2018) Erste aktuelle Reproduktionsnachweise der Östlichen Moosjungfer (*Leucorrhinia albifrons*) und der Zierlichen Moosjungfer (*Leucorrhinia caudalis*) aus Wien mit Beiträgen zur Phänologie in Ostösterreich (Odonata: Libellulidae). *Beiträge zur Entomofaunistik* 19: 95–110.
- STERNBERG K. & BUCHWALD R. (Hrsg.) (2000) Die Libellen Baden-Württembergs – Band 2, Großlibellen (Anisoptera). Ulmer-Verlag (Stuttgart)
- STRICKLER K. M., FREMIER A. K., GOLDBERG C. S. (2015) Quantifying effects of UV-B, temperature, and pH on eDNA degradation in aquatic microcosms. *Biological Conservation* 183: 85–92. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.038>
- SLADECEK V. (1964): Zur Ermittlung des Indikations-Gewichtes in der biologischen Gewässeruntersuchung. *Archiv für Hydrobiologie* 60: 241-243.
- TABERLET P., BONIN A., ZINGER L., COISSAC E. (2018) Environmental DNA for biodiversity research and monitoring. Oxford University Press, Oxford
- THALINGER B., RIEDER A., TEUFFENBACH A., PÜTZ Y., SCHWERTE T., WANZENBÖCK J., TRAUOGOTT M. (2021) The effect of activity, energy use, and species identity on environmental DNA shedding of freshwater fish. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 623718. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.623718>

- THOMSEN P., KIELGAST J., IVERSEN L. L., WIUF C., RASMUSSEN M., GILBERT M. T., ORLANDO L., WILLERSLEV E. (2012) Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Molecular Ecology* 21: 2565–2573.
- VALENTINI A., TABERLET P., MIAUD C., CIVADE R., HERDER J., THOMSEN P. F., BELLEMAIN E., BESNARD A., COISSAC E., BOYER F., GABORIAUD C., JEAN P., POULET N., ROSET N., COPP G. H., GENIEZ P., PONT D., ARGILLIER C., BAUDOIN J.-M., PEROUX T., CRIVELLI A. J., OLIVIER A., ACQUEBERGE M., LE BRUN M., MOLLER P. R., WILLERSLEV E., DEJEAN T. (2016) Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Molecular Ecology* 25: 929–942.
- WARINGER J. & WARINGER A. (2014) Ökologie der Wienerwaldbäche. *Denisia* 33: 175-216.
- WARINGER J. (1989) Gewässertypisierung anhand der Libellenfauna am Beispiel der Altenwörther Donauau (Niederösterreich). *Natur und Landschaft* 64: 389–392.
- WARINGER J., CHOVANEC A., STRAIF M., GRAF W., RECKENDORFER W., WARINGER-LÖSCHENKOHL A., WAIDBACHER H., H. SCHULTZ (2005) The Floodplain Index - habitat values and indication weights for molluscs, dragonflies, caddisflies, amphibians and fish from Austrian Danube floodplain waterbodies. *Lauterbornia*. 54: 177-186.
- WEIGELHOFER G., HEIN T., KUCERA-HIRZINGER V., ZORNIG H., SCHIEMER F. (2011) Hydrological improvement of a former floodplain in an urban area: Potential and limits. *Ecol. Eng.* 37: 1507–1514.
- WILCOX T.M., MCKELVEY K.S., YOUNG M.K., SEPULVEDA A.J., SHEPARD B.B., JANE S.F., WHITELEY A.R., LOWE W.H., SCHWARTZ M.K. (2015) Understanding environmental DNA detection probabilities: A case study using a stream-dwelling char *Salvelinus fontinalis*. *Biological Conservation* 194: 209-216. DOI://DOI.ORG/10.1016/J.BIOCON.2015.12.023.
- WILDERMUTH H. & MARTENS A. (2019) Taschenlexikon der Libellen Europas. Alle Arten von den Azoren bis zum Ural im Portrait. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim
- WIMMER R., WINTERSBERGER H., PARTHL G. (2007) Fließgewässertypisierung in Österreich – Hydromorphologische Leitbilder. DVD, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
- ZULKEFLI N.S., KIM K-H. HWANG S-J. (2019) Effects of Microbial Activity and Environmental Parameters on the Degradation of Extracellular Environmental DNA from a Eutrophic Lake. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16: 3339. <https://doi.org/10.3390/ijerph16183339>

11. ANHANG

Appendix 1: Koordinaten und Gewässerzugehörigkeit der begangenen Standorte.

Gewässer	Standort	Untersuchungsgebiet	Beitengrad	Längengrad
Aumüllerwiese	LTG01	Lainzer Tiergarten	48,166924	16,206962
Aumüllerwiese	LTG02	Lainzer Tiergarten	48,166740	16,206148
Hochwiese	LTG03	Lainzer Tiergarten	48.178959	16.216148
Blaues Wasser	BW1	Blaues Wasser	48.162746	16.493939
Blaues Wasser	BW2	Blaues Wasser	48.163318	16.494486
Blaues Wasser	BW3	Blaues Wasser	48.164147	16.490951
Blaues Wasser	BW4	Blaues Wasser	48.161947	16.495079
Blaues Wasser	BW5	Blaues Wasser	48.162135	16.496519
Großenzersdorfer Arm	L03	Lobau	48.189247	16.539836
Großenzersdorfer Arm	L04	Lobau	48.195241	16.539480
Großenzersdorfer Arm	L06	Lobau	48.200540	16.527696
Oberleitner Wasser	L07	Lobau	48.200948	16.519074
Mühlwasser	L11	Lobau	48.194340	16.481513
Panozzalacke	L16	Lobau	48.181263	16.487695
Kühwörther Wasser	L25	Lobau	48.144562	16.576352
Kühwörther Wasser	L26	Lobau	48.149674	16.572393
Kühwörther Wasser	L27	Lobau	48.157694	16.571556
Reisenbergbach	R1	Wienerwald	48.257827	16.331892
Reisenbergbach	R2	Wienerwald	48.258408	16.329462
Reisenbergbach	R3	Wienerwald	48.259625	16.327137
Reisenbergbach	R4	Wienerwald	48.260451	16.325252
Reisenbergbach	R5	Wienerwald	48.260961	16.322620
Reisenbergbach	R6	Wienerwald	48.261450	16.320348
Reisenbergbach	R7	Wienerwald	48.261902	16.317462
Alsbach	A1	Wienerwald	48.238838	16.261972
Alsbach	A2	Wienerwald	48.239458	16.259549
Alsbach	A3	Wienerwald	48.239691	16.256868
Alsbach	A4	Wienerwald	48.239843	16.255697
Wurzbach	W1	Wienerwald	48.213730	16.198818
Wurzbach	W2	Wienerwald	48.215180	16.197363
Wurzbach	W3	Wienerwald	48.216767	16.196258
Wurzbach	W4	Wienerwald	48.218477	16.195866
Wurzbach	W5	Wienerwald	48.220005	16.194393

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Appendix 2: Begehungstermine zur eDNA-Probennahme (inkl. Imagineserhebung) an den jeweiligen Gewässern; an den Standorten L06 und L27 nur Imagineskartierung, da keine eDNA-Probennahme.

Standort	Begehungen															
LTG01	21.04.20	07.05.20	14.05.20	22.05.20	04.06.20	16.06.20	25.06.20	08.07.20	22.07.20	05.08.20	21.08.20	03.09.20				
LTG02	21.04.20	07.05.20	14.05.20	22.05.20	04.06.20	16.06.20	25.06.20	08.07.20	22.07.20	05.08.20	21.08.20	03.09.20				
LTG03	28.03.22	19.05.22	21.06.22	19.07.22	17.08.22											
BW1	09.03.21	29.04.21	08.06.21	01.07.21	26.07.21	31.08.21										
BW2	09.03.21	29.04.21	08.06.21	01.07.21	26.07.21	31.08.21										
BW3	29.04.21	08.06.21	01.07.21	26.07.21	31.08.21											
BW4	29.04.21	08.06.21	01.07.21	26.07.21	31.08.21											
BW5	29.04.21	08.06.21	01.07.21	26.07.21	31.08.21											
L03	27.04.20	18.05.20	15.06.20	06.07.20	06.08.20	02.09.20	24.11.20	25.01.21	18.03.21							
L04	30.04.20	07.05.20	13.05.20	22.05.20	03.06.20	15.06.20	23.06.20	01.07.20	14.07.20	27.07.20	06.08.20	20.08.20	02.09.20	24.11.20	25.01.21	18.03.21
L06	18.05.20	12.06.20	06.07.20	07.08.20	08.09.20											
L07	30.04.20	18.05.20	15.06.20													
L11	30.04.20	18.05.20	15.06.20	06.07.20	06.08.20	02.09.20	24.11.20	25.01.21	29.03.21							
L25	27.04.20	07.05.20	13.05.20	22.05.20	03.06.20	15.06.20	23.06.20	01.07.20	14.07.20	27.07.20	06.08.20	20.08.20	02.09.20	24.11.20	25.01.21	18.03.21
L26	27.04.20	13.05.20	15.06.20	06.07.20	06.08.20	02.09.20	24.11.20	25.01.21	18.03.21							
L27	20.05.20	23.06.20	14.07.20	07.08.20	02.09.20											
L16	30.04.20	07.05.20	13.05.20	22.05.20	03.06.20	15.06.20	23.06.20	01.07.20	14.07.20	27.07.20	06.08.20	20.08.20	02.09.20	24.11.20	25.01.21	29.03.21
R1	24.04.21	28.05.21	05.07.21	03.08.21	07.09.21											
R2	24.04.21	28.05.21	05.07.21	03.08.21	07.09.21											
R3	25.04.21	29.05.21	05.07.21	03.08.21	07.09.21											
R4	25.04.21	29.05.21	05.07.21	03.08.21	07.09.21											
R5	26.04.21	30.05.21	05.07.21	03.08.21	07.09.21											
R6	26.04.21	30.05.21	05.07.21	03.08.21	07.09.21											
R7	26.04.21	01.06.21	05.07.21	03.08.21	07.09.21											
A1	26.04.21	18.05.21	08.07.21	29.07.21	02.09.21											
A2	27.04.21	18.05.21	08.07.21	29.07.21	02.09.21											
A3	27.04.21	18.05.21	08.07.21	29.07.21	02.09.21											
A4	27.04.21	18.05.21	21.05.21	08.07.21	29.07.21	02.09.21										
W1	21.04.22	30.05.22	04.07.22	27.07.22												
W2	21.04.22	30.05.22	04.07.22	27.07.22												
W3	21.04.22	30.05.22	04.07.22	27.07.22												
W4	21.04.22	31.05.22	04.07.22	27.07.22												
W5	21.04.22	31.05.22	04.07.22	27.07.22												

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Appendix 3: Zuteilung der Libellenarten in die unterschiedlichen Habitattypen (H1-H5) und der daraus resultierende Habitatwert (HW) sowie das Indikationsgewicht (IG).

Art	H1	H2	H3	H4	H5	HW	IG
<i>Calopteryx splendens</i>	9	1				1.1	5
<i>Calopteryx virgo</i>	10					1.0	5
<i>Lestes virens</i>				4	6	4.6	3
<i>Lestes dryas</i>				2	8	4.8	4
<i>Lestes sponsa</i>	1	1		4	4	3.9	1
<i>Lestes barbarus</i>				2	8	4.8	4
<i>Chalcolestes viridis</i>	1	2		3	4	3.7	1
<i>Sympecma fusca</i>	1	1	2	5	1	3.4	1
<i>Ischnura elegans</i>	1	3	2	3	1	3.0	1
<i>Ischnura pumilio</i>		1		2	7	4.5	3
<i>Enallagma cyathigerum</i>	2	1	5	2		2.7	1
<i>Coenagrion puella</i>	1	2	2	4	1	3.2	1
<i>Coenagrion pulchellum</i>	1		2	7		3.5	3
<i>Coenagrion scitulum</i>			6	4		3.4	3
<i>Coenagrion hastulatum</i>			2	6	2	4.0	3
<i>Erythromma najas</i>	1		8	1		2.9	4
<i>Erythromma viridulum</i>	1		8	1		2.9	4
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	2		2	6		3.2	3
<i>Platycnemis pennipes</i>	4	3	2	1		2.0	1
<i>Brachytron pratense</i>	1		1	8		3.6	4
<i>Aeshna affinis</i>				9	1	4.1	5
<i>Aeshna cyanea</i>	1	2	3	4		3.0	1
<i>Aeshna grandis</i>		1	6	3		3.2	3
<i>Aeshna isoceles</i>		3	7			3.7	4
<i>Aeshna mixta</i>		1	3	6		3.5	3
<i>Aeshna viridis</i>			6	4		3.4	3
<i>Anax imperator</i>	1	1	5	3		3.0	1
<i>Anax parthenope</i>			5	5		3.5	3
<i>Gomphus flavipes</i>	10					1.0	5
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	7	3				1.3	4
<i>Ophiogomphus cecilia</i>	10					1.0	5
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	9	1				1.1	5
<i>Cordulia aenea</i>		5	2	3		2.8	2
<i>Somatochlora metallica</i>		5	2	3		2.8	2
<i>Somatochlora meridionalis</i>	9	1				1.1	5
<i>Somatochlora flavomaculata</i>		1	2	7		3.6	3
<i>Epitheca bimaculata</i>		2	6	2		3.0	3
<i>Libellula quadrimaculata</i>		1	2	7		3.6	3
<i>Libellula depressa</i>		4	2	1	3	3.3	1

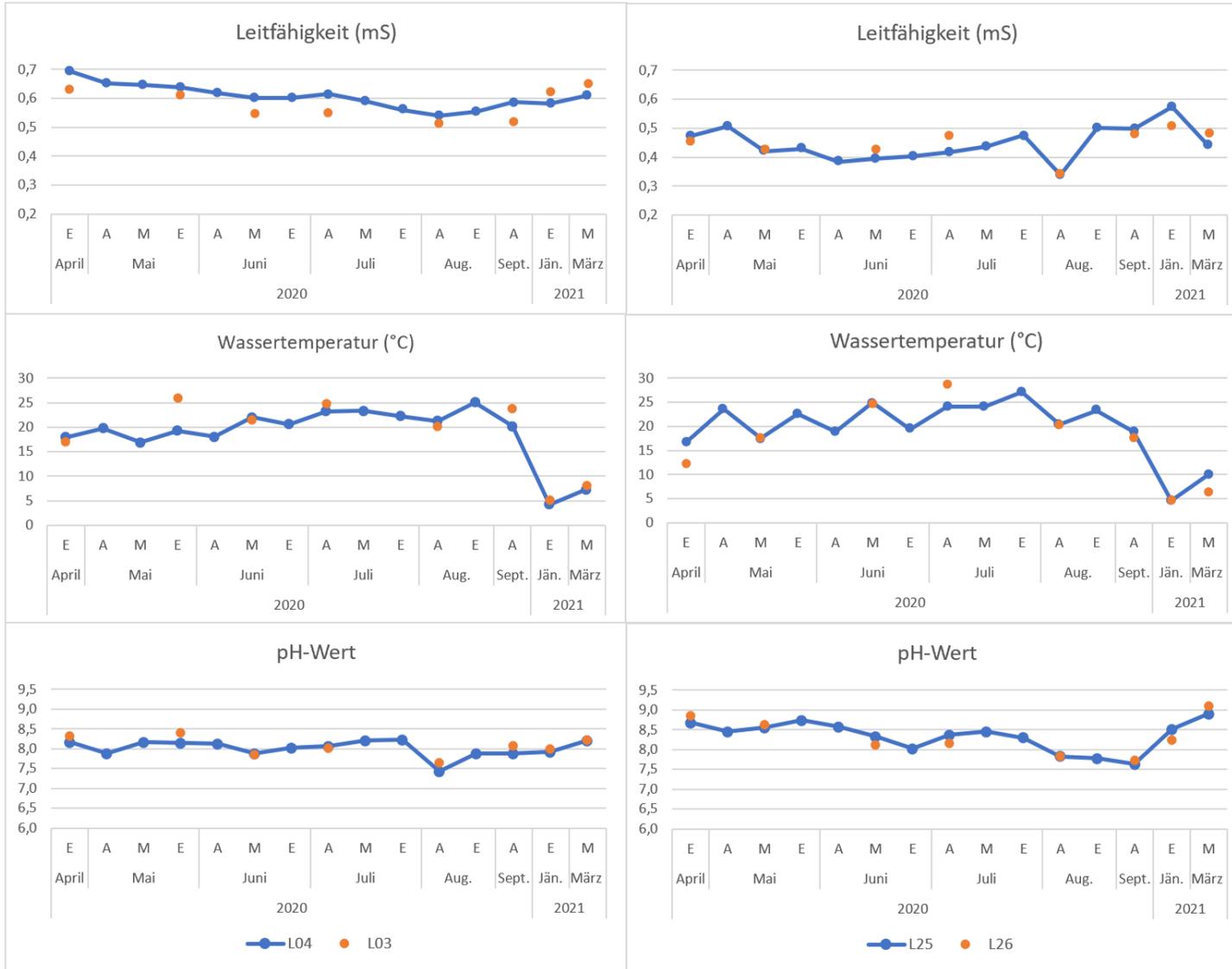
Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Fortsetzung Appendix 3: Zuteilung der Libellenarten in die unterschiedlichen Habitattypen (H1-H5) und der daraus resultierende Habitatwert (HW) sowie das Indikationsgewicht (IG).

Art	H1	H2	H3	H4	H5	HW	IG
<i>Libellula fulva</i>	6	2		2		1.8	3
<i>Orthetrum albistylum</i>	1	7	1	1		2.2	2
<i>Orthetrum cancellatum</i>	1	7	1	1		2.2	2
<i>Orthetrum brunneum</i>	7	3				1.3	4
<i>Orthetrum coerulescens</i>	6		1	2	1	2.2	2
<i>Crocothemis erythraea</i>		5	3	2		2.7	2
<i>Sympetrum pedemontanum</i>	1	2		6	1	3.4	2
<i>Sympetrum depressiusculum</i>				7	3	4.3	4
<i>Sympetrum fonscolombii</i>		6		2	2	3.0	3
<i>Sympetrum sanguineum</i>	2			5	3	3.9	2
<i>Sympetrum striolatum</i>	4		1	3	2	3.3	1
<i>Sympetrum vulgatum</i>	2		1	5	1	3.7	1
<i>Sympetrum danae</i>				4	6	4.6	3
<i>Sympetrum flaveolum</i>				3	7	4.7	4
<i>Sympetrum meridionale</i>				5	5	4.5	3
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>				8	2	4.2	4
<i>Leucorrhinia caudalis</i>			6	4		3.4	3
<i>Leucorrhinia albifrons</i>			5	5		3.5	3

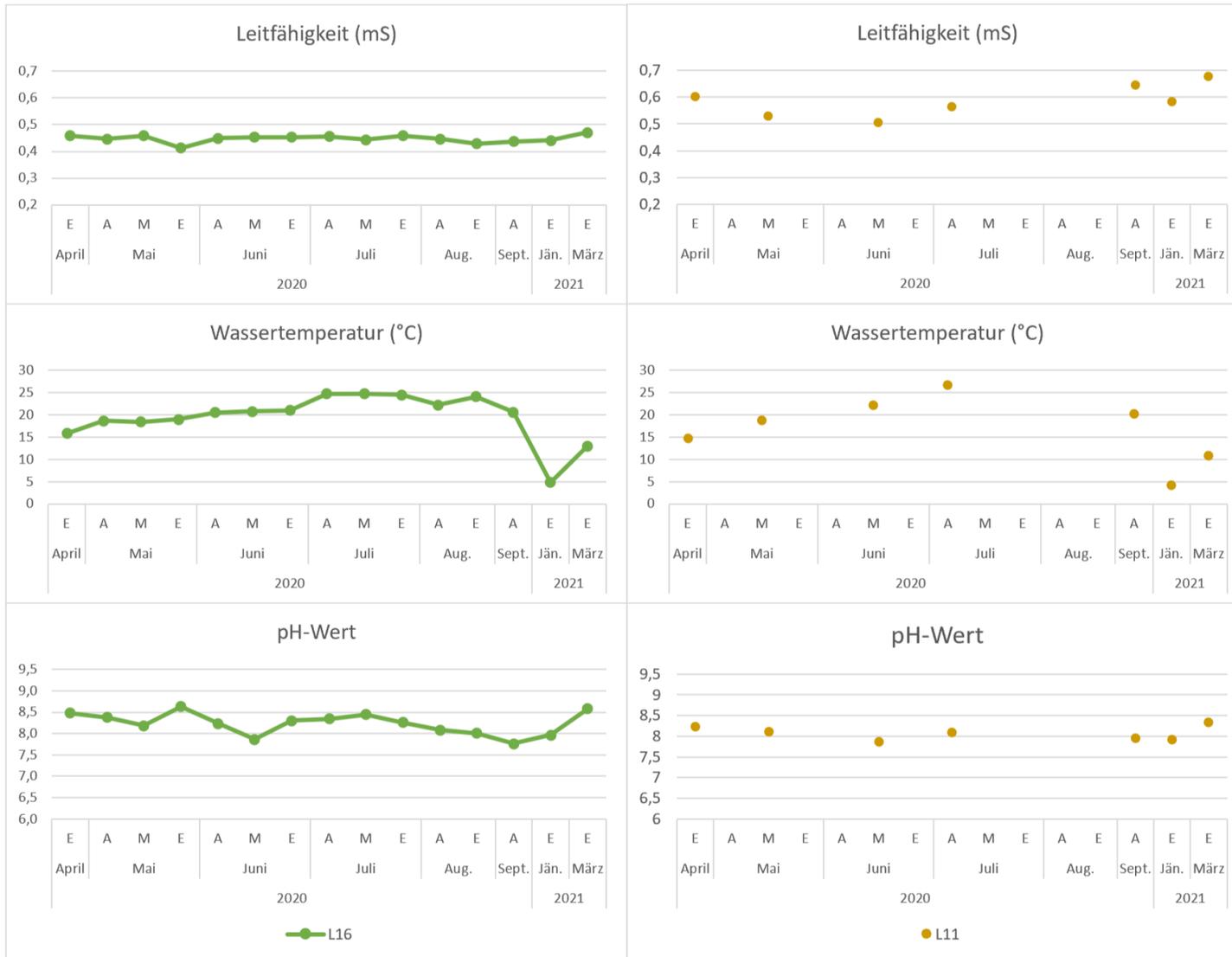
Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Appendix 4: Übersicht über Messwerte (Wassertemperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert) an den Standorten am Großenzersdorfer Arm (L03 & L04) und am Kühwörther Wasser (L25 & L26) – Lobau.



Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Appendix 5: Übersicht über Messwerte (Wassertemperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert) an den Standorten an der Panozzalacke (L16, grün) und am Mühlwasser (L11, braun) – Lobau.



Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Appendix 6: Überblick über die in der Lobau (L03 und L04 – Großenzersdorfer Arm, L11 – Mühlwasser) aufgenommenen Standortparameter (minimale und maximale Gewässertiefe = min. GT und max. GT) in Prozent der Standorte.

Standort	Monat / Jahr	Tag	min. GT (cm)	max. GT (cm)	Submerse	Emerse
					Vegetation	Vegetation
					(Deckung in %)	(Deckung in %)
L03	April 2020	27.	15.00	50.00	50.00	85.00
	Mai 2020	18.	10.00	50.00	50.00	80.00
	Juni 2020	15.	5.00	50.00	80.00	80.00
	Juli 2020	06.	5.00	30.00	80.00	90.00
	August 2020	06.	2.00	35.00	90.00	80.00
	Sept. 2020	02.	2.00	40.00	70.00	83.00
	Nov. 2020	24.	2.00	60.00	70.00	83.00
	Jänner 2021	25.	7.00	50.00	50.00	85.00
	März 2021	18.	5.00	300.00	2.00	50.00
L04	April 2020	30.	5.00	300.00	2.00	50.00
	Mai 2020	07.	5.00	300.00	2.00	50.00
	Mai 2020	13.	5.00	300.00	5.00	40.00
	Mai 2020	22.	5.00	300.00	2.00	20.00
	Juni 2020	03.	5.00	300.00	5.00	5.00
	Juni 2020	15.	5.00	300.00	2.00	40.00
	Juni 2020	23.	5.00	300.00	5.00	40.00
	Juli 2020	01.	5.00	300.00	5.00	40.00
	Juli 2020	14.	5.00	300.00	30.00	40.00
	Juli 2020	27.	5.00	300.00	20.00	30.00
	August 2020	06.	5.00	300.00	30.00	10.00
	August 2020	20.	5.00	300.00	20.00	30.00
	Sept. 2020	02.	5.00	300.00	11.00	40.00
	Nov. 2020	24.	5.00	300.00	11.00	40.00
	Jänner 2021	25.	13.00	300.00	2.00	50.00
	März 2021	18.	15.00	100.00	30.00	90.00
	L11	April 2020	30.	15.00	100.00	30.00
Mai 2020		18.	15.00	100.00	40.00	100.00
Juni 2020		15.	15.00	100.00	45.00	98.00
Juli 2020		06.	15.00	100.00	50.00	95.00
August 2020		06.	15.00	100.00	50.00	95.00
Sept. 2020		02.	15.00	100.00	50.00	95.00
Nov. 2020		24.	15.00	100.00	50.00	95.00
Jänner 2021		25.	15.00	100.00	50.00	95.00
März 2021		29.	15.00	50.00	50.00	85.00

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Fortsetzung Appendix 6 - Überblick über die in der Lobau (L16 – Panozzalacke, L25 – Kühwörther Wasser) aufgenommenen Standortparameter (minimale und maximale Gewässertiefe = min. GT und max. GT) in Prozent der Standorte.

Standort	Monat / Jahr	Tag	min. GT (cm)	max. GT (cm)	Submerse	Emerse
					Vegetation	Vegetation
					(Deckung in %)	(Deckung in %)
L16	April 2020	30.	10.00	45.00	0.00	90.00
	Mai 2020	07.	10.00	45.00	0.00	90.00
	Mai 2020	13.	10.00	45.00	0.00	90.00
	Mai 2020	22.	10.00	45.00	5.00	85.00
	Juni 2020	03.	10.00	45.00	10.00	100.00
	Juni 2020	15.	10.00	50.00	15.00	95.00
	Juni 2020	23.	10.00	55.00	20.00	90.00
	Juli 2020	01.	10.00	65.00	20.00	95.00
	Juli 2020	14.	10.00	65.00	20.00	95.00
	Juli 2020	27.	10.00	65.00	20.00	95.00
	August 2020	06.	10.00	65.00	20.00	95.00
	August 2020	20.	5.00	45.00	10.00	95.00
	Sept. 2020	02.	5.00	45.00	10.00	95.00
	Nov. 2020	24.	4.00	47.50	5.00	93.00
	Jänner 2021	25.	3.00	50.00	5.00	93.00
	März 2021	29.	10.00	45.00	0.00	90.00
L25	April 2020	27.	30.00	50.00	25.00	100.00
	Mai 2020	07.	30.00	50.00	30.00	100.00
	Mai 2020	13.	30.00	50.00	35.00	100.00
	Mai 2020	22.	30.00	50.00	60.00	100.00
	Juni 2020	03.	30.00	65.00	60.00	100.00
	Juni 2020	15.	30.00	75.00	45.00	100.00
	Juni 2020	23.	5.00	120.00	45.00	100.00
	Juli 2020	01.	5.00	130.00	45.00	100.00
	Juli 2020	14.	5.00	130.00	45.00	95.00
	Juli 2020	27.	5.00	110.00	60.00	95.00
	August 2020	06.	205.00	300.00	80.00	80.00
	August 2020	20.	10.00	45.00	80.00	95.00
	Sept. 2020	02.	10.00	60.00	30.00	95.00
	Nov. 2020	24.	1.00	10.00	30.00	95.00
	Jänner 2021	25.	1.00	10.00	30.00	95.00
	März 2021	18.	3.00	15.00	30.00	95.00

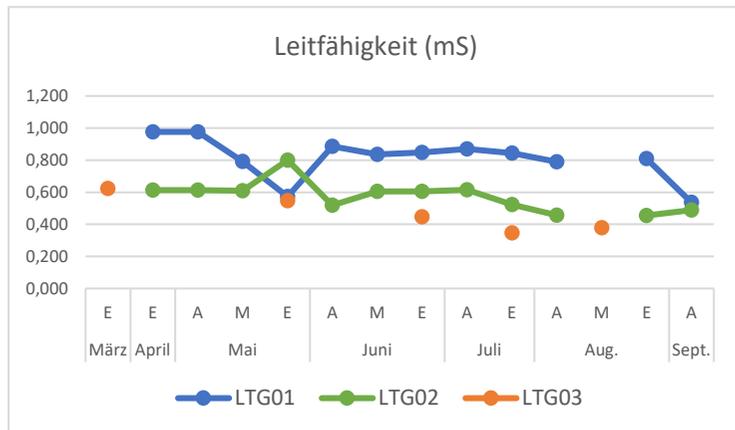
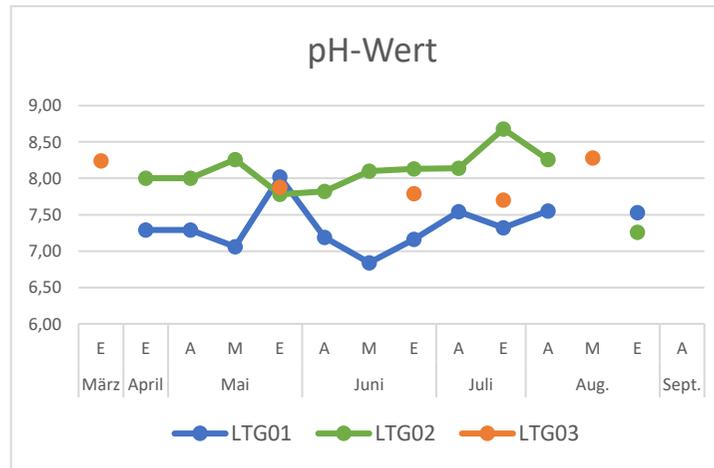
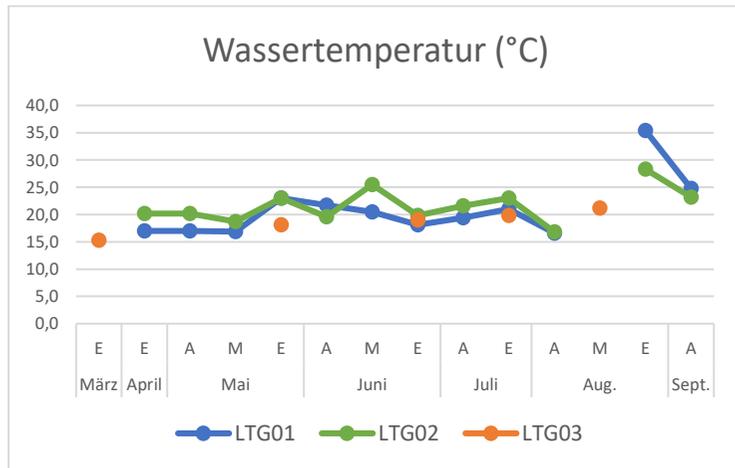
Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Fortsetzung Appendix 6 - Überblick über die in der Lobau (L26 - Kühwörther Wasser) aufgenommenen Standortparameter (minimale und maximale Gewässertiefe = min. GT und max. GT) in Prozent der Standorte.

Standort	Monat / Jahr	Tag	min. GT (cm)	max. GT (cm)	Submerse	Emerse
					Vegetation	Vegetation
					(Deckung in %)	(Deckung in %)
L26	April 2020	27.	10.00	30.00	35.00	70.00
	Mai 2020	13.	15.00	50.00	40.00	80.00
	Juni 2020	15.	10.00	70.00	60.00	95.00
	Juli 2020	06.	10.00	150.00	40.00	80.00
	August 2020	06.	160.00	300.00	35.00	90.00
	Sept. 2020	02.	10.00	60.00	30.00	85.00
	Nov. 2020	24.	5.00	10.00	30.00	85.00
	Jänner 2021	25.	5.00	10.00	30.00	85.00
	März 2021	18.	3.00	20.00	30.00	85.00

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Appendix 7: Übersicht über Messwerte (Wassertemperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert) an den Standorten LTG01, LTG02 (Suhlen) und LTG03 (Weiher) im Lainzer Tiergarten.



Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Appendix 8: Überblick über die im Lainzer Tiergarten (LTG01-03) aufgenommenen Standortparameter (minimale und maximale Gewässertiefe = min. GT und max. GT).

Standort	Monat / Jahr	Tag	min. GT (cm)	max. GT (cm)	submerse Vegetation (Deckung in %)	emerse Vegetation (Deckung in %)
LTG01	April 2020	21.	6.20	0.05	5.00	20.00
	Mai 2020	07.	10.00	0.10	10.00	40.00
		14.	10.00	0.10	10.00	60.00
		22.	10.00	0.10	10.00	60.00
	Juni 2020	04.	10.00	0.40	40.00	60.00
		16.	11.00	0.45	45.00	60.00
		25.	10.00	0.50	50.00	80.00
	Juli 2020	08.	10.00	0.70	70.00	60.00
		22.	10.00	0.85	85.00	60.00
	August 2020	05.	8.00	0.80	80.00	60.00
		21.	8.00	0.60	60.00	70.00
	September 2020	03.	8.00	0.50	50.00	40.00
LTG02	April 2020	21.	9.70	0.00	0.00	20.00
	Mai 2020	07.	9.00	0.00	0.00	20.00
		14.	10.00	0.00	0.00	20.00
		22.	11.00	0.00	0.00	20.00
	Juni 2020	04.	11.00	0.40	40.00	60.00
		16.	9.00	0.40	40.00	60.00
		25.	7.00	0.90	90.00	50.00
	Juli 2020	08.	12.00	0.50	50.00	50.00
		22.	13.00	0.70	70.00	50.00
	August 2020	05.	11.00	0.60	60.00	70.00
		21.	11.00	0.80	80.00	50.00
	September 2020	03.	10.00	0.80	80.00	60.00
LTG03	März 2022	28.	80.00	0.10	10.00	95.00
	Mai 2022	19.	80.00	0.45	45.00	95.00
	Juni 2022	21.	80.00	0.70	70.00	40.00
	Juli 2022	19.	50.00	0.80	80.00	40.00
	August 2022	17.	40.00	0.90	90.00	0.00

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Appendix 9: Übersicht über Messwerte (Wassertemperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert) an den Standorten der Fließgewässer im Wienerwald.



Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Appendix 10: Überblick über die aufgenommenen Standortparameter (durchschnittliche Fließgeschwindigkeit = durchschn. FG; minimale und maximale Gewässertiefe = min. GT und max. GT; FS = FFeinsediment/Sand) an den Fließgewässern im Wienerwald (Reisenbergbach, Alsbach und Wurzbach). Sohsubstrat, Laub und Totholz in % angegeben, was der Deckung des jeweiligen Parameters an dem 10-m-Abschnitt entspricht.

	Monat	Standort	durchschnittl.	min. GT	max. GT	durchschnittl.	FS	Kies	Mikrolithal	Mesolithal	Makrolithal	Laub	Totholz
			FG	(cm)	(cm)	Breite		< 20 mm	20–63 mm	63–200 mm	200–400 mm		
			(m/s)	(cm)	(cm)	(cm)	%	%	%	%	%	%	%
Reisenbergbach	April	R1	0.15	0.50	7.00	60.00	80.00	10.00	5.00	5.00	0.00	1.00	20.00
	Mai/Juni	R1	0.24	2.00	6.00	47.40	80.00	10.00	5.00	5.00	0.00	0.50	20.00
	Juli	R1	0.14	1.00	3.00	40.67	88.00	5.00	5.00	2.00	0.00	2.00	10.00
	August	R1	0.10	1.50	11.00	61.00	2.00	40.00	48.00	8.00	2.00	0.50	0.50
	September	R1	0.10	1.00	7.00	55.00	10.00	40.00	30.00	10.00	10.00	0.50	0.50
	April	R2	0.12	1.00	7.00	63.80	42.00	53.00	3.00	1.00	1.00	0.00	15.00
	Mai/Juni	R2	0.11	0.50	5.00	66.83	42.00	53.00	3.00	1.00	1.00	0.00	15.00
	Juli	R2	0.14	0.50	3.50	57.00	50.00	40.00	9.00	0.50	0.50	0.00	5.00
	August	R2	0.10	1.00	12.00	74.00	5.00	44.00	30.00	20.00	1.00	0.50	3.00
	September	R2	0.04	0.20	14.00	83.60	10.00	55.00	20.00	10.00	5.00	2.00	0.50
	April	R3	0.34	1.50	7.00	52.57	10.00	25.00	39.00	2.00	0.50	0.00	5.00
	Mai/Juni	R3	0.23	1.00	5.50	53.00	19.50	39.00	39.00	2.00	0.50	0.00	5.00
	Juli	R3	0.20	1.00	4.00	47.00	15.00	40.00	40.00	4.50	0.50	0.00	2.00
	August	R3	0.19	1.00	9.00	81.00	3.00	45.00	40.00	10.00	2.00	1.00	5.00
	September	R3	0.09	1.00	12.00	63.60	15.00	33.00	40.00	10.00	2.00	5.00	10.00
	April	R4	0.12	1.00	10.00	95.67	70.00	10.00	5.00	5.00	10.00	5.00	5.00
	Mai/Juni	R4	0.17	1.00	8.00	80.83	75.00	5.00	5.00	10.00	5.00	5.00	5.00
	Juli	R4	0.13	0.50	6.00	47.40	81.00	2.00	2.00	5.00	10.00	1.00	20.00
	August	R4	0.11	2.00	11.00	52.00	0.00	10.00	40.00	30.00	20.00	0.50	0.50
	September	R4	0.12	1.00	9.00	49.20	10.00	10.00	20.00	40.00	20.00	1.00	10.00

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Fortsetzung Appendix 10: Überblick über die aufgenommenen Standortparameter (durchschnittliche Fließgeschwindigkeit = durchschn. FG; minimale und maximale Gewässertiefe = min. GT und max. GT; FS =Feineinsediment/Sand) an den Fließgewässern im Wienerwald (Reisenbergbach, Alsbach und Wurzbach). Sohlsubstrat, Laub und Totholz in % angegeben, was der Deckung des jeweiligen Parameters an dem 10-m-Abschnitt entspricht.

	Monat	Standort	durchschnittl. FG	min. GT	max. GT	durchschnittl. Breite	FS	Kies < 20 mm	Mikrolithal 20–63 mm	Mesolithal 63–200 mm	Makrolithal 200–400 mm	Laub	Totholz
			(m/s)	(cm)	(cm)	(cm)	%	%	%	%	%	%	
Reisenbergbach	April	R5	0.27	1.00	6.50	78.57	40.00	10.00	10.00	10.00	30.00	70.00	80.00
	Mai/Juni	R5	0.11	0.50	5.00	69.50	60.00	5.00	5.00	29.00	1.00	10.00	60.00
	Juli	R5	0.19	0.50	3.00	43.80	45.00	5.00	10.00	20.00	20.00	0.50	85.00
	August	R5	0.03	0.50	7.00	111.00	25.00	20.00	20.00	20.00	15.00	0.50	0.50
	September	R5	0.04	0.20	11.00	92.80	45.00	15.00	15.00	20.00	5.00	0.50	0.50
	April	R6	0.17	0.60	6.00	114.00	43.00	38.00	8.00	8.00	3.00	70.00	50.00
	Mai/Juni	R6	0.18	0.50	6.00	88.00	70.00	10.00	10.00	9.00	1.00	15.00	20.00
	Juli	R6	0.11	0.50	3.00	47.67	42.50	15.00	10.00	12.00	20.50	7.75	10.25
	August	R6	0.03	1.00	19.00	41.00	15.00	20.00	10.00	15.00	40.00	0.50	0.50
	September	R6	0.03	1.50	13.00	54.00	50.00	10.00	5.00	10.00	25.00	1.00	0.50
	April	R7	0.23	2.00	8.00	68.00	51.00	40.00	2.00	5.00	2.00	0.50	40.00
	Mai/Juni	R7	0.10	1.00	9.00	67.14	65.00	15.00	5.00	10.00	5.00	0.50	13.00
	Juli	R7	0.14	0.50	2.00	49.00	74.00	10.00	1.00	10.00	5.00	1.00	40.00
	August	R7	0.12	1.00	19.00	71.00	40.00	30.00	15.00	10.00	5.00	0.50	10.00
	September	R7	0.11	0.20	10.00	58.33	60.00	20.00	5.00	10.00	5.00	10.00	0.50

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Fortsetzung Appendix 10: Überblick über die aufgenommenen Standortparameter (durchschnittliche Fließgeschwindigkeit = durchschn. FG; minimale und maximale Gewässertiefe = min. GT und max. GT; FS = Feinsediment/Sand) an den Fließgewässern im Wienerwald (Reisenbergbach, Alsbach und Wurzbach). Sohlsubstrat, Laub und Totholz in % angegeben, was der Deckung des jeweiligen Parameters an dem 10-m-Abschnitt entspricht.

	Monat	Standort	durchschnittl. FG	min. GT	max. GT	durchschnittl. Breite	FS	Steine < 20 mm	Mikrolithal 20–63 mm	Mesolithal 63–200 mm	Makrolithal 200–400 mm	Laub	Totholz
			(m/s)	(cm)	(cm)	(cm)	%	%	%	%	%	%	%
Wurzbach	April	W1	0.07	1.00	7.00	100.00	60.00	20.00	10.00	7.00	3.00	60.00	10.00
	Mai	W1	0.22	0.50	5.50	86.00	30.00	34.00	30.00	5.00	1.00	50.00	10.00
	Juli Anfang	W1	0.17	1.00	6.00	74.00	28.00	38.00	25.00	7.00	2.00	5.00	0.50
	Juli Ende	W1	0.10	1.00	6.00	63.67	25.00	45.00	15.00	10.00	5.00	5.00	0.50
	April	W2	0.14	1.00	5.00	57.50	7.00	72.00	11.00	5.00	5.00	100.00	2.00
	Mai	W2	0.12	3.00	17.00	80.00	7.00	72.00	11.00	5.00	5.00	95.00	5.00
	Juli Anfang	W2	0.08	2.00	9.00	49.17	69.00	15.00	5.00	10.00	1.00	30.00	2.00
	Juli Ende	W2	0.10	2.00	7.00	59.60	93.00	5.00	0.00	0.50	1.50	40.00	10.00
	April	W3	0 (trocken)	1.00	7.00	75.00	95.00	5.00	0.00	0.00	0.00	100.00	10.00
	Mai	W3	0.08	2.00	13.00	106.00	95.00	5.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00
	Juli Anfang	W3	0.20	1.00	10.00	125.00	99.50	0.00	0.00	0.00	0.50	80.00	35.00
	Juli Ende	W3	0.15	1.00	9.00	112.00	98.00	0.00	0.00	0.00	2.00	50.00	30.00
	April	W4	0 (trocken)	1.00	5.00	68.75	49.00	49.00	0.50	1.00	0.50	100.00	30.00
	Mai	W4	0.15	2.00	9.50	85.00	49.00	49.00	0.50	1.00	0.50	90.00	0.50
	Juli Anfang	W4	0.08	0.50	5.00	97.50	48.80	48.80	0.50	0.90	1.00	30.00	40.00
	Juli Ende	W4	0.14	1.50	5.00	92.00	39.00	59.00	0.50	1.00	0.50	20.00	50.00
	April	W5	0.12	1.00	5.00	67.50	30.00	69.50	0.00	0.00	0.50	70.00	10.00
	Mai	W5	0.13	0.50	6.00	57.50	10.00	89.50	0.00	0.00	0.50	1.00	0.50
Juli Anfang	W5	0.15	0.50	3.50	49.00	59.80	39.80	0.00	0.00	0.40	1.00	30.00	
Juli Ende	W5	0.15	0.50	3.00	34.00	40.00	59.50	0.50	0.00	0.00	0.00	20.00	

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Appendix 11: Übersicht über die Öffentlichkeitsarbeit im Rahmen des Projekts.

Name	Datum	Typ	Titel	Autor*innen/Teilnehmer*innen	Anmerkung
4th Annual Meeting in Conservation Genetics 2020	26.-28.02.2020	Poster	DNA barcoding methods for the detection of dragonfly species	Fischer, Iris; Sittenthaler, Marcia; Chovanec, Andreas; Kargl, Victoria; Haring, Elisabeth	
39. Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen (GdO) e.V.	13.-15.03.2020	Präsentation	DNA-Barcoding-Methoden zum Nachweis von Libellen	Fischer, Iris; Sittenthaler, Marcia; Chovanec, Andreas; Pail, Victoria; Haring, Elisabeth	Corona-bedingte Absage
39. Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen (GdO) e.V.	13.-15.03.2020	Präsentation	Was ist Somatochlora metallica? Erste Ergebnisse zur Klärung einer systematischen Verwirrnis	Brockhaus, Thomas; Fischer, Iris; Sittenthaler, Marcia	Corona-bedingte Absage
7. ABOL-Tagung	05.12.2020	Teilnahme	-	Iris Fischer, Victoria Kargl	
Homepage „Krebse Libellen Wiens“	ab 2021	Erstellung	www.kreliwi.at	Anne Hartmann, Iris Fischer, Victoria Kargl	
40. Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen (GdO) e.V.	24.04.2021	Teilnahme	-	Iris Fischer, Victoria Kargl	
8. ABOL-Tagung	30.11.2021	Teilnahme	-	Iris Fischer, Victoria Kargl	
41. Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen (GdO) e.V.	19.03.2022	Vortrag	Libellen in Wien: klassisches Monitoring oder molekulargenetische Methoden zur Erfassung von Libellen – ein kritischer Vergleich	Iris Fischer, Victoria Kargl	
Lobau-Symposium	27.04.2022	Vortrag	Die seltenen Jungfern des Nationalparks Lobau – Erhebung der Libellenfauna mit Fokus auf drei FFH-Arten	Iris Fischer	
Lobau-Symposium	28.04.2022	Teilnahme	-	Victoria Kargl	

Endbericht „Libellen und Krebse Wiens“: Projektteil A - Libellen

Fortsetzung Appendix 11: Übersicht über die Öffentlichkeitsarbeit im Rahmen des Projekts.

Name	Datum	Typ	Titel	Autor*innen/Teilnehmer*innen	Anmerkung
Projektvorstellung im Rahmen der AÖE (Arbeitsgemeinschaft österreichischer Entomologen)-Exkursion „Libellen am Kaiserwasser“	21.05.2022	Führung	Exkursion Libellen Kaiserwasser	Iris Fischer, Victoria Kargl	
Projektvorstellung Kurs Luise Kruckenhauser Uni Wien	01.06.2022	Vortrag	Molekulare Biodiversitätsforschung: Umwelt DNA-Barcoding zum Nachweis von Libellen	Iris Fischer	
Projektvorstellung im Rahmen der AÖE-Exkursion „Libellen am Wienfluss“	17.07.2022	Führung	Exkursion „Libellen am Wienfluss“	Iris Fischer, Victoria Kargl	
Libellenbestimmungskurs Deck 50 NHM Wien	10.06.2022	Kurs für Museumsbesucher	Vielfalt Kennenlernen – Libellen	Iris Fischer, Andreas Chovanec, Victoria Kargl	
Ausstellung Projekt Libellen +Krebse Inselinfo	03.09.2022	Poster	Posterausstellung Libellen & Krebse Wiens	Iris Fischer, Victoria Kargl, Anne Hartmann	
DICCA Tag der Artenvielfalt	03.09.2022	Führungen	stündliche Führungen Libellen am Tritonwasser	Iris Fischer, Victoria Kargl	
Thementag Wasserinsekten im Haus des Meeres	20.10.2022	Vortrag	Kescher trifft Pipette: Auf den Spuren von Libellen in Wien	Iris Fischer	
9. ABOL-Tagung	18.11.2022	Vortrag	Invertebrates in Viennese waters – monitoring dragonflies and crayfish with environmental DNA barcoding	Iris Fischer	
9. ABOL-Tagung	18.11.2022	Flashtalk	Detection of the invasive marbled crayfish (<i>Procambarus virginalis</i>) via environmental DNA barcoding	Victoria Kargl	
Waldbiodiversitäts-Symposium BFW	24.11.2022	Teilnahme	-	Iris Fischer, Victoria Kargl	