



Masterarbeit

Monitoring der Libellenfauna (Odonata) „Auf dem Mörth“ im FFH-Gebiet Schwalenberger Wald (Kreis Lippe, NRW)

Erstkorrektor: Prof. Dr. Thomas Schmitt (Ruhr-Universität Bochum)
Zweitkorrektor: Dr. Mathias Lohr (Technische Hochschule Ostwestfalen-Lippe)

Name Fabian Gärtner
Email fabian.gaertner@rub.de
Adresse Hasenbrede 12, 32689 Kalletal
Matrikelnr. 108013111561
Studiengang Geografie M.Sc. – Vertiefungsrichtung: Stadt- und Landschaftsökologie
Semester WiSe 22/23
Datum 21.12.2022

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die Arbeit selbständig angefertigt, außer den im Quellen- und Literaturverzeichnis sowie in den Anmerkungen genannten Hilfsmitteln keine weiteren benutzt und alle Stellen der Arbeit, die anderen Werken dem Wortlaut oder dem Sinn nach entnommen sind, unter Angabe der Quellen als Entlehnung kenntlich gemacht habe.

F. Gärtner

Fabian Gärtner, Kalletal, den 21. Dezember 2022

Kurzzusammenfassung

Im Jahr 2022 wurde die Libellenfauna an acht anmoorigen Gewässern auf dem Mörth im FFH-Gebiet Schwalenberger Wald, Kreis Lippe in Nordrhein-Westfalen untersucht und die Ergebnisse wurden mit einer Untersuchung der gleichen Gewässer von Mathias Lohr aus dem Jahr 2014 verglichen.

Es konnten insgesamt 24 Libellenarten erfasst werden, von welchen 18 sicher oder wahrscheinlich bodenständig sind. Die Moorlibellenarten *Coenagrion hastulatum*, *Lestes virens*, *Aeshna juncea*, *Leucorrhinia dubia*, *L. pectoralis* und *Sympetrum danae* konnten, mit Ausnahme von *S. danae*, als sicher oder wahrscheinlich bodenständig erfasst werden. *C. hastulatum* und *L. pectoralis* sind in Nordrhein-Westfalen „vom Aussterben bedroht“.

Im Vergleich zu 2014 konnten fünf Arten nicht mehr nachgewiesen werden. Sieben Arten sind neu hinzugekommen. Trotz dieser Zunahme der Libellenarten insgesamt, konnten die Moorlibellenarten *Aeshna subarctica* und *Leucorrhinia rubicunda* im Jahr 2022 nicht mehr beobachtet werden.

Zwei Gewässer wiesen sowohl 2014 als auch 2022 die höchste Libellendiversität allgemein und auch für Moorlibellenarten. Für diese Gewässer konnte eine Abnahme von jeweils vier bodenständigen Moorlibellenarten festgestellt werden.

Die Bestandsveränderungen können durch die Klimaerwärmung, die dadurch bedingte Vegetationsveränderung, sowie die biotische Homogenisierung begründet werden.

An einem weiteren Gewässer konnten drei Moorlibellenarten nicht mehr als bodenständige Vorkommen nachwiesen werden, wofür die dort eingebrachten Goldfische (*Carassius gibio forma auratus*) verantwortlich sein könnten.

Während *C. hastulatum*, *L. dubia* und *S. danae* bundesweit einen negativen Trend aufweisen, konnten die Arten im Untersuchungsgebiet 2014 wie auch 2022 beobachtet werden. Das Vorkommen von *L. pectoralis* in 2022 ist als sehr positiv zu bewerten, da von der Art 2014 an einem Gewässer eines der größten Vorkommen für Nordrhein-Westfalen festgestellt werden konnte.

Es konnte gezeigt werden, dass trotz einer leichten Verschlechterung der Moorlibellenvorkommen seit 2014 die Gewässer auf dem Mörth für das Weserbergland und Nordrhein-Westfalen ein überregional bedeutendes Habitat für viele der gefährdeten Moorlibellenarten darstellt.

Abstract

Monitoring of the Odonata fauna on the “Mörth” in the Special Area of Conservation (SAC) Schwalenberger Wald (Lippe, North Rhine-Westphalia) – In 2022, the dragonfly fauna was surveyed at eight peatland ponds in the “Mörth”-area in the Special Area of Conservation Schwalenberger Wald, district Lippe, North Rhine-Westphalia. The results were compared with a survey of the same ponds by Mathias Lohr from 2014.

A total of 24 dragonfly species were found, of which 18 are definitely or probably established. Except for *S. danae*, the peatland species *Coenagrion hastulatum*, *Lestes virens*, *Aeshna juncea*, *Leucorrhinia dubia*, *L. pectoralis* and *Sympetrum danae* were found to be definitely or probably established. *C. hastulatum* and *L. pectoralis* are “critically endangered” in North Rhine-Westphalia.

Compared to 2014, five species could no longer be found. Seven species have been added. Despite this increase in dragonfly species overall, the peatland species *Aeshna subarctica* and *Leucorrhinia rubicunda* could no longer be observed in 2022.

In both 2014 and 2022, two ponds had the highest dragonfly diversity in general and also most peatland species. For these ponds, a loss of four established peatland species could be determined.

The changes in occurrences can be explained by global warming, the resulting change in vegetation, and biotic homogenization.

In another pond, three peatland species could no longer be detected as established, for which the introduced Goldfish (*Carassius gibelio* forma *auratus*) could be responsible.

While *C. hastulatum*, *L. dubia* and *S. danae* show a negative trend nationwide, these species could be observed in the study area in 2014 as well as in 2022.

The occurrence of *L. pectoralis* in 2022 is to be rated as very positive, since one of the largest occurrences of the species in North Rhine-Westphalia was found in 2014 at a pond in the study area.

It was shown that, despite a slight deterioration in the occurrence of peatland species since 2014, the ponds in the Mörth-area represent an important habitat for many of the endangered peatland dragonfly species for the Weserbergland and North Rhine-Westphalia.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	1
2 Untersuchungsgebiet.....	4
3 Methodik.....	13
3.1 Erfassungszeitraum.....	13
3.2 Erfassung der Imagines	14
3.3 Exuvien.....	16
3.4 Bodenständigkeit.....	17
3.5 Einordnung als moortypische Art	17
3.6 Geodatenauswertung	18
3.7 Erfassung von Gewässerparametern	20
4 Ergebnisse	22
4.1 Artenspektrum.....	22
4.2 Zeitlicher Vergleich des Artenspektrums (2014 und 2022).....	23
4.3 Moorlibellenarten.....	28
4.4 Gewässerparameter	31
4.5 Artenzusammensetzung nach Gewässer	35
5 Diskussion	38
5.1 Artenspektrum.....	38
5.2 Moorlibellenarten.....	47
5.2.1 Coenagrion hastulatum (Speer-Azurjungfer).....	47
5.2.2 Lestes virens (Kleine Binsenjungfer).....	49
5.2.3 Aeshna juncea (Torf-Mosaikjungfer)	50
5.2.4 Aeshna subarctica (Hochmoor-Mosaikjungfer)	51
5.2.5 Leucorrhinia dubia (Kleine Moosjungfer)	53
5.2.6 Leucorrhinia pectoralis (Große Moosjungfer)	54
5.2.7 Leucorrhinia rubicunda (Nordische Moosjungfer)	58
5.2.8 Sympetrum danae (Schwarze Heidelibelle).....	59
5.2.9 Somatochlora arctica (Arktische Smaragdlibelle).....	60
5.3 Weitere Libellenarten	61
5.3.1 Calopteryx virgo (Blauflügel-Prachtlibelle)	61
5.3.2 Lestes barbarus (Südliche Binsenjungfer).....	61
5.3.3 Lestes dryas (Glänzende Binsenjungfer).....	62
5.3.4 Lestes sponsa (Gemeine Binsenjungfer).....	63
5.3.5 Gomphus pulchellus (Westliche Keiljungfer).....	64
5.3.6 Aeshna affinis (Südliche Mosaikjungfer)	64
5.4 Gewässerunterschiede	66
5.5 Limitationen.....	73
6 Praktische Implikationen	75
7 Fazit.....	77

I. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1 Veränderung der Moorflächen in Nordrhein-Westfalen zwischen 2016 und 2020, verändert nach (LANDES BETRIEB IT.NRW 2022)	1
Abb. 2 Abgrenzung des Untersuchungsgebiets "Das Mörth" mit untersuchten Gewässern und das FFH-Gebiet Schwalenberger Wald (BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE 2022).....	5
Abb. 3 Abgrenzung des Untersuchungsgebiets "Das Mörth" mit untersuchten Gewässern und das FFH-Gebiet Schwalenberger Wald (Satellitenbild) (BEZIRKSREGIERUNG KÖLN 2022)	6
Abb. 4 Übersichtskarte der untersuchten Gewässer auf dem Mörth (BEZIRKSREGIERUNG KÖLN 2022).....	7
Abb. 5 Gewässer 2 (Neuer Löschteich) und Umgebung.....	11
Abb. 6 Kleinstgewässer in Radspuren deuten auf wasserstauende Bodenverhältnisse hin (FÜLLER 2022b) .	11
Abb. 7 Mörth, Blick Richtung Nordwest von Gewässer 4 (Luftbild vom 08.08.2022).	12
Abb. 8 Beispieldarstellung der iObs-Eingabemaske (iOS App) auf dem Smartphone	15
Abb. 9 Beispieldarstellung der Daten in der Benutzeroberfläche von observation.org	15
Abb. 10 Beispieldarstellung einer Beobachtung in der Benutzeroberfläche von observation.org	16
Abb. 11 Einzelne Beobachtungen im räumlichen Kontext zu einem Gewässer	20
Abb. 12 Anzahl der Vorkommen nach Art im Jahr 2014 und 2022 (Imagines und Exuvien).....	27
Abb. 13 Kleine Moosjungfer (<i>Leucorrhinia dubia</i>) (Kopula) am 25.06.2022 an Gewässer 2 (Neuer Löschteich)	30
Abb. 14 Große Moosjungfer (<i>Leuccorhinia pectoralis</i>) am 12.06.2022 an Gewässer 2 (Neuer Löschteich)....	30
Abb. 15 Fressende Speer-Azurjungfer (<i>Coenagrion hastulatum</i>) am 18.05.2022 an Gewässer 4 (Alter Löschteich).....	30
Abb. 16 Schwarze Heidelibelle (<i>Sympetrum danae</i>) am 25.08.2022 an Gewässer 6 (Kammmolchteich)	30
Abb. 17 pH-Werte der Gewässer. Die Fehlerbalken geben die durchschnittliche Abweichung der drei Einzelmessungen vom Mittelwert an.....	32
Abb. 18 Gewässer 1 - Rohbodenmulde.....	32
Abb. 19 Gewässer 7 – (Luftbild vom 08.08.2022)	32
Abb. 20 Gewässer 8 (Luftbild vom 08.08.2022).....	33
Abb. 21 Gewässer 4 (Luftbild vom 08.08.2022).....	34
Abb. 22 Gewässer 4 – Alter Löschteich.....	34
Abb. 23 Vergleich der Gesamtartenzahl und bodenständiger und wahrscheinlich bodenständiger Moorarten nach Gewässer und Jahr (2022 blau; 2014 rot)	36
Abb. 24 Anzahl der Sommer-, Eis- und Frosttage sowie Heiße Tage mit Trendlinien zwischen 2006 und 2022 für die Wetterstation Lügde-Paenbruch (Weserbergland) (WETTERKONTOR GMBH 2022)	40
Abb. 25 Jahreshöchst und -tiefstwerte mit Trendlinien zwischen 2006 und 2022 für die Wetterstation Lügde-Paenbruch (Weserbergland) (WETTERKONTOR GMBH 2022).....	41
Abb. 26 Jahresniederschlag in mm und Sonnenstunden pro Jahr zwischen 2006 und 2022 für die Wetterstation Lügde-Paenbruch (Weserbergland) (Daten für Sonnenstd. 2022 unvollständig) (WETTERKONTOR GMBH 2022)	41
Abb. 27 Summe der beobachteten Imagines im Jahresverlauf 2022	46
Abb. 28 Anzahl der Arten (Imagines) im Jahresverlauf 2022	46
Abb. 29 Jahresmitteltemperatur zwischen 2006 und 2021	57
Abb. 31 <i>Lestes barbarus</i> (Südliche Binsenjungfer) am 19.07.2022 an Gewässer 8	62
Abb. 32 <i>Lestes dryas</i> (Glänzende Binsenjungfer) am 19.07.2022 an Gewässer 8.....	63

Abb. 30 Westliche Keiljungfer (<i>Gomphus pulchellus</i>) am 12.06.2022 an Gewässer 8	64
Abb. 33 Gewässer 2 – Neuer Löschteich (Luftbild vom 08.08.2022).....	67
Abb. 34 Gewässer 5 (Luftbild vom 08.08.2022).....	68
Abb. 35 Stark beschattetes Gewässer 3 am 12.06.2022	69
Abb. 36 Gewässer 6 – Kammmolchteich (Luftbild vom 08.08.2022).....	70
Abb. 37 Gewässer 1 am 08.08.2022.....	71
Abb. 38 Summe der beobachteten Imagines (2022) nach Gewässer.....	72

II. Tabellenverzeichnis

Tab. 1 Anlage der Gewässer.....	10
Tab. 2 Begehungstermine und Wetter	13
Tab. 3 Liste moortypischer Libellenarten mit Status der Roten Liste	18
Tab. 4 Beispieldatensatz für eine Beobachtung (Erfassung via der App iObs, Export via Observation.org, transponiert zur besseren Darstellung)	19
Tab. 5 Säure-Basen-Stufen von Moorstandorten auf Basis von pH-Messungen in KCl an Moorsubstraten verändert nach (SUCCOW & JOOSTEN 2001, S. 75)	21
Tab. 6 Im Jahr 2022 nachgewiesene Libellenarten mit Angabe zur maximalen Anzahl der gleichzeitig beobachteten Imagines pro Gewässer	25
Tab. 7 Im Jahr 2014 nachgewiesene Libellenarten mit Angabe zur maximalen Anzahl der gleichzeitig beobachteten Imagines pro Gewässer, verändert (LOHR 2014)	26
Tab. 8 Parameter der untersuchten Gewässer	31
Tab. 9 Trends der im Untersuchungsgebiet 2014 und 2022 vorkommenden Arten im Vergleich zu den bundesweiten Trends zwischen 1980 und 2016 (BOWLER et al. 2022, S. 34) (Moorarten sind fett dargestellt, ↑ = Zunahme, ↓ = Abnahme, ⇒ = Insignifikanter Trend / gleichbleibend)	44

1 Einleitung

Moore sind bedrohte Lebensräume, die weltweit etwa 2,83 % (4,23 Mio. km²) der Festlandoberfläche der Erde ausmachen. Die meisten Moore befinden sich in Asien (38,4 %) und Nordamerika (31,6 %). Europa kommt mit einem Anteil von 12,5 % an der weltweiten Gesamtmoorfläche dennoch eine wichtige Bedeutung für diesen Lebensraumtyp zu. (XU et al. 2018).

In Deutschland gelten 5,1 % (18.400 km²) der Gesamtfläche (357.588 km²) als Moor oder andere organischer Böden (mind. 30 % organisches Material). Rund 4 % der Moorflächen in Deutschland (50 km²) sind torfbildend (SUCCOW 2022; WILKE 2013).

In Nordrhein-Westfalen hat die Moorfläche im 19. Jahrhundert stark abgenommen. So bestanden zu Beginn des 19. Jahrhunderts allein in Westfalen noch etwa 64,2 km² aller Moore allein aus Hochmooren (BÖHMER 1893). In den vergangenen fünf Jahren ist die Zahl der Feuchtgebiete (Moore und Sümpfe) in Nordrhein-Westfalen um rund 20,6 %, von 32 km² Ende 2016 auf 25,4 km² Ende 2020, zurückgegangen. Insgesamt haben die Moorflächen zwischen 2016 und 2020 um etwa 29 % abgenommen (Abb. 1) (LANDESBETRIEB IT.NRW 2022).

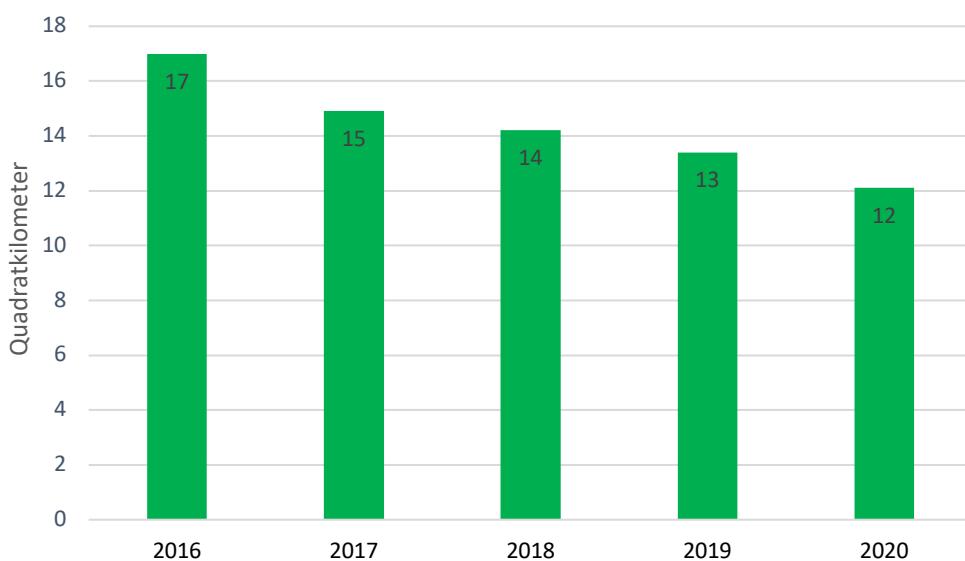


Abb. 1 Veränderung der Moorflächen in Nordrhein-Westfalen zwischen 2016 und 2020, verändert nach (LANDESBETRIEB IT.NRW 2022)

In dem nahe des Untersuchungsgebiets benachbarten Niedersachsen sind noch 8 % der Landesfläche Moore oder organische Böden. Von denen allerdings nur etwa 16 % nicht

land- oder forstwirtschaftlich genutzt werden (LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE 2022).

Moore sind bereits seit der Bronzezeit, möglicherweise sogar schon seit der Jungsteinzeit, durch den Torfabbau zur Gewinnung von Brennmaterial bedroht. Des Weiteren stellt die Entwässerung der Moore zur landwirtschaftlichen Nutzbarmachung der Flächen eine Erhebliche Gefährdung dieser Feuchtgebiete dar. Zudem wird Torf heute häufig in der Humuswirtschaft verwendet, wobei dieser zur Verbesserung von Böden, beispielsweise der Blumenerde, beigemischt wird. Der Abbau von Torf aus diesem Grund wird jedoch aus Natur- und Klimaschutzgründen weniger, stattdessen wird Torf mittlerweile vermehrt aus dem Ausland importiert (SUCCOW & JOOSTEN 2001, S. 402–406).

Für viele speziell angepasste Arten bietet das Moor einen besonderen Lebensraum. Die Zerstörung von Mooren führt zum Verlust des Lebensraums vieler dieser charakteristischen, seltenen und gefährdeten Arten (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2022). Zu diesen, durch den Rückgang der Moore gefährdeten Arten, zählen auch eine Reihe an seltenen Libellenarten.

Weltweit ist rund ein Drittel aller Libellenarten bedroht. Etwa ein Fünftel der in Europa vorkommenden Arten steht auf der Globalen Roten Liste oder in der FFH-Richtlinie der EU. (DIJKSTRA et al. (Hrsg.) 2021). Deutschland beherbergt die meisten Libellenarten in ganz Europa (BROCKHAUS et al. 2015; KALKMAN et al. 2008).

In Nordrhein-Westfalen wurden 73 der ca. 120 Arten in Europa vorkommenden Arten nachgewiesen. Von den 71 bewerteten Arten stehen 32 Arten auf der Roten Liste (RL-Status 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, oder 3 = gefährdet) (CONZE & GRÖNHAGEN 2011).

70 % der in Deutschland vom Aussterben bedrohten und stark gefährdeten Libellenarten, darunter vor allem kälteangepasste nordische und sibirische Arten, sind auf Moorlebensräume, anmoorige Gewässer und Gewässer in Gebirgslagen spezialisiert und angewiesen (OTT et al. 2015, S. 409; SSYMANEK et al. 2015).

Von den neun für diese Arbeit als moortypische Libellenarten Nordrhein-Westfalens betrachtete Arten gelten in Deutschland sechs Arten als gefährdet (*Leucorrhinia pectoralis*, *Leucorrhinia dubia*, *Leucorrhinia rubicunda*), stark gefährdet (*Coenagrion hastulatum*) oder vom Aussterben bedroht (*Aeshna subarctica*, *Somatochlora alpestris*). Eine weitere Art steht auf der Vorwarnliste (*Aeshna juncea*), zwei weitere gelten als ungefährdet (*Lestes virens*, *Sympetrum danae*) (OTT et al. 2015, S. 404–408). Abweichend davon sind *Coenagrion hastulatum* und *L. pectoralis* in Nordrhein-Westfalen sogar vom Aussterben bedroht (RL-Status 1) (CONZE & GRÖNHAGEN 2011).

Daten der Biologischen Station Lippe zeigen, dass *L. rubicunda*, *L. dubia* und *A. juncea* bereits 1996 im Mörh festgestellt wurden (FÜLLER 2010). 2006 konnten zudem *C. hastatum*, *Libellula quadrimaculata*, *S. danae* und *Pyrrhosoma nymphula* beobachtet werden. Des Weiteren konnte im Jahr 2010 *L. virens* an den Gewässern auf dem Mörh nachgewiesen werden (FÜLLER 2010).

Eine weitere Erfassung von 2014 bestätigte diese Ergebnisse. Als neue Arten konnten *A. subarctica* und weitere Arten ergänzt werden (LOHR 2014).

Besonders hervorzuheben ist, dass in dem Untersuchungsgebiet 2014 ein bodenständiges Vorkommen von *L. pectoralis* festgestellt wurde, welches mit mehr 16 Exuvienfunden und geschätzten 30 Imagines zu einem der größten Vorkommen dieser Art in Nordrhein-Westfalen zählt (mdl. Mitteilung Mathias Lohr 2022). *L. pectoralis* ist bundesweit stark gefährdet (OTT et al. 2015), vom Aussterben bedroht und in den Anhängen II und IV der FFH-RL (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) gelistet (EUROPÄISCHEN UNION 1992). Für Nordrhein-Westfalen sind, neben einigen Einzelnachweisen, nur fünf bis acht bodenständige Vorkommen bekannt (MINISTERIUM FÜR UMWELT LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN 2022, S. 245).

Diese Arbeit soll die weitere Entwicklung der Libellenfauna im Mörh bis ins Jahr 2022 aufzeigen und somit die vorangegangene Untersuchung aus 2014 ergänzen.

Mit dieser Arbeit soll dargestellt werden (i) welche Libellenarten an den Gewässern im Untersuchungsgebiet vorkommen und (ii) wie sich das Artenspektrum zwischen 2014 und 2022 verändert hat. Des Weiteren soll beantwortet werden, (iii) inwiefern die Libellenfauna der für Moorlebensräume typischen Arten entspricht und (iv) wie sich die Artenzusammensetzung zwischen den einzelnen Gewässern unterscheidet.

2 Untersuchungsgebiet

Im Rahmen dieser Arbeit wird das Mörh bei zwischen Schieder-Schwalenberg und Lügde im Kreis Lippe (NRW) untersucht. Das Untersuchungsgebiet wurde ausgewählt, da hier in einer Voruntersuchung im Rahmen eines floristischen und faunistischen Gutachtens für ein ehemals geplantes Pumpspeicherkraftwerk im Jahr 2014 ein bedeutendes bodenständiges Vorkommen der für Moore charakteristischen, geschützten und gefährdeten Libellenart Große Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) sowie weitere moortypische Libellenarten festgestellt wurden und durch eine erneute Untersuchung in 2022 eine Veränderung über acht Jahre dargestellt werden kann.

Das Untersuchungsgebiete „Mörh“ liegt im FFH-Gebiet (Flora-Fauna-Habitat-Gebiet) Schwalenberger Wald (DE-4121-302) umfasst insgesamt 2720 ha und liegt im Südosten des Kreises Lippe in Nordrhein-Westfalen zwischen Egge und Weser im 2924 ha großen Naturschutzgebiet (NSG) Schwalenberger Wald, welches sich zwischen Schieder, Schwalenberg, Harzberg, und Rischenau erstreckt (Abb. 2). Das Naturschutzgebiet ist eines der größten Schutzgebiete der Region, welches ausschließlich durch eine Bundesstraße (B 239) zerschnitten wird, aber ansonsten eine zusammenhängende und isoliertes Fläche bildet (Abb. 3).

Als Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie werden für das FFH-Gebiet Schwalenberger Wald *Triturus cristatus* (Kammmolch), *Alytes obstetricans* (Geburtshelferkröte) und *L. pectoralis* (Große Moosjungfer) genannt (EUROPÄISCHE UNION 1992). Das Naturschutzgebiet Schwalenberger Wald ist durch seine Größe, die ausgedehnten Waldmeister- und Hainsimsen-Buchenwälder, seine Quellgebiete und offenen Grünlandbachauen mitten in abgeschiedenen Waldgebieten von internationaler Bedeutung.

Durch seine hohe Strukturvielfalt bietet das NSG verschiedenen geschützten Tier- und Pflanzengemeinschaften, wie z.B. (Mittelspecht) (*Leiopicus medius*), Rotmilan (*Milvus milvus*), Schwarzstorch (*Ciconia nigra*), Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Grauspecht (*Picus canus*), Hirschkäfer (*Lucanus cervus*) oder Groppe (*Cottus gobio*), ausgezeichnete Lebensraumbedingungen und stellt im Lippischen Bergland ein Wald mit besonders gut ausgeprägtem und vollständigem Biotoptopos dar (KREIS LIPPE (Hrsg.) 1988, S. 62).

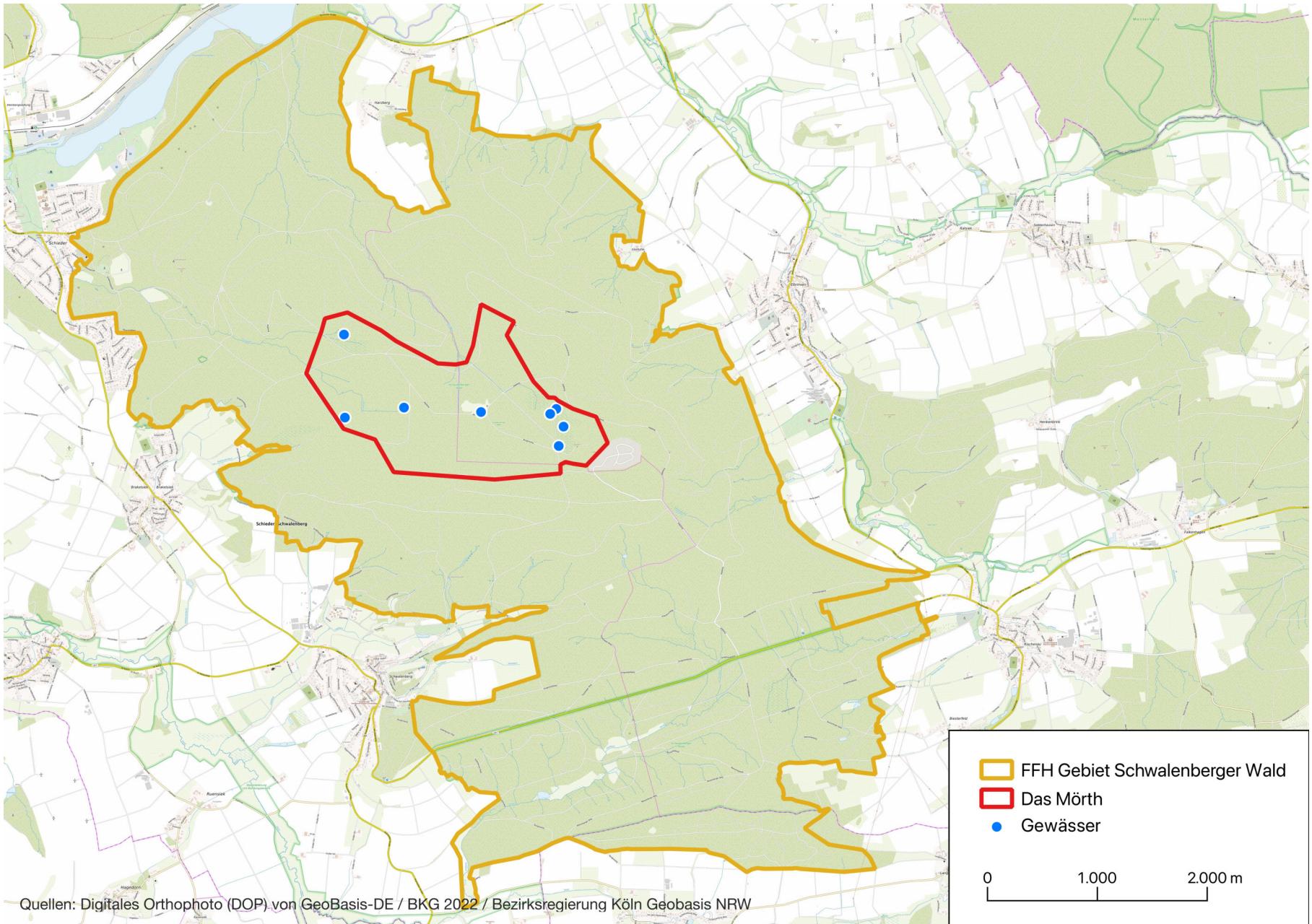


Abb. 2 Abgrenzung des Untersuchungsgebiets "Das Mörth" mit untersuchten Gewässern und das FFH-Gebiet Schwalenberger Wald (BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE 2022)

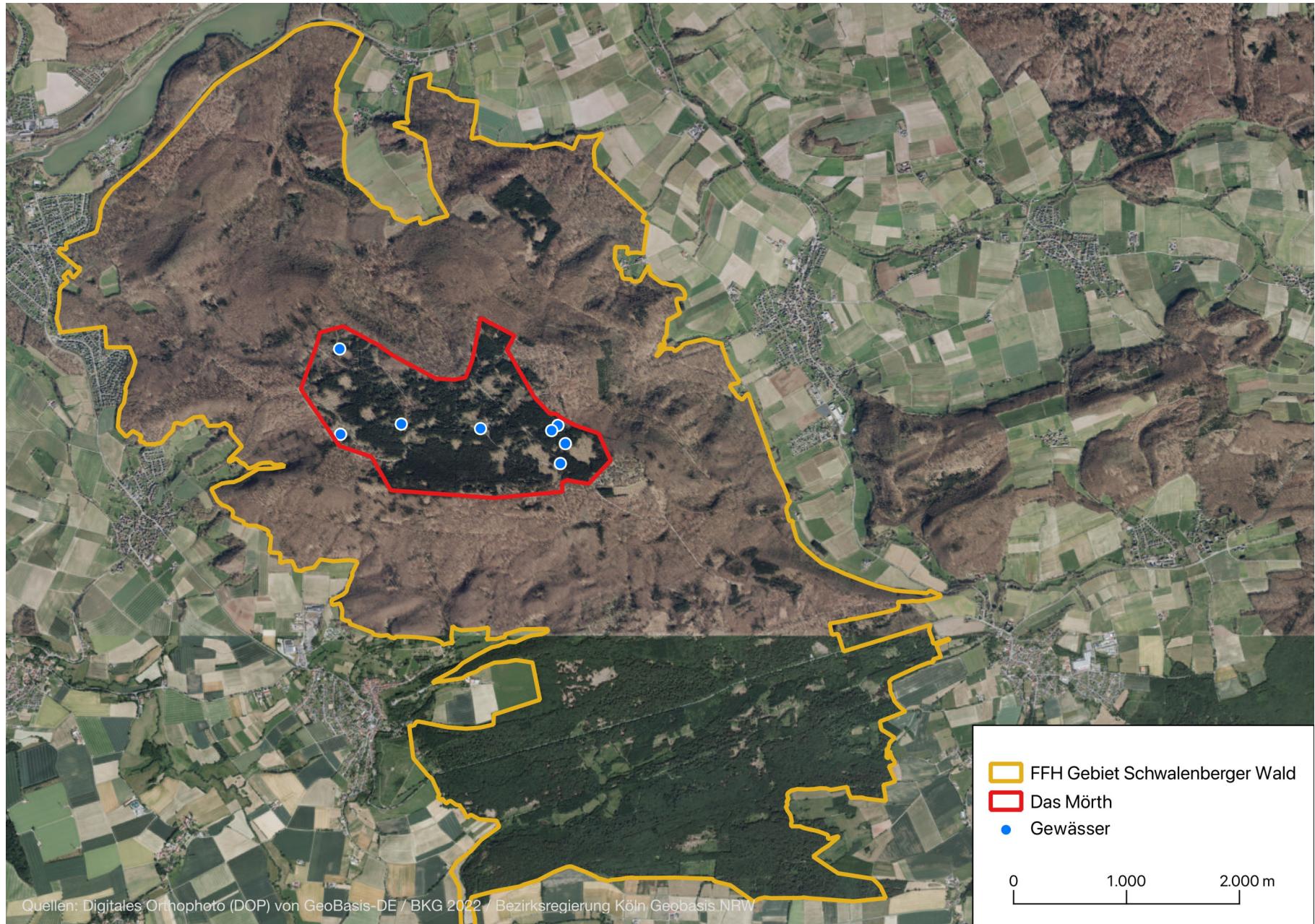


Abb. 3 Abgrenzung des Untersuchungsgebiets "Das Mörth" mit untersuchten Gewässern und das FFH-Gebiet Schwalenberger Wald (Satellitenbild) (BEZIRKSREGIERUNG KÖLN 2022)



Abb. 4 Übersichtskarte der untersuchten Gewässer auf dem Mörth (BEZIRKSREGIERUNG KÖLN 2022)

Dem Namen „Mörth“ nach lässt sich für das Untersuchungsgebiet bereits ein Moorgebiet vermuten (aus dem lippischen Niederdeutschen von „*mor*“ - das Moor (JELLINGHAUS 1923)). Das Mörth liegt auf einem Kuppenplateau („Großer Pulskopf“) auf etwa 440 m Höhe (MINISTERIUM FÜR UMWELT LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN 2022) und befindet sich auf Anmoortagnogleyböden (Stauwasserböden). Auf dem Luftbild (Abb. 3) ist ein deutlicher Unterschied zwischen dem zum größten Teil mit Fichten bestanden Mörth und den umgebenden Buchenwäldern zu erkennen (KREIS LIPPE (Hrsg.) 1988, S. 62).

Die hohen Jahresniederschläge auf den plateauartigen Kuppen des Mörth von ca. 1000 mm/Jahr und das Vorhandensein wasserundurchlässiger Gesteins- und Bodenschichten mit Quellhorizonten oder staunassen Oberböden, tragen dazu bei, optimale Voraussetzungen für die Entwicklung von staunassen Böden zu schaffen. Die wechselnden Schichten des Oberen Keupers und den Tonschichten tendieren ebenfalls naturgemäß zu Staunässe (FÜLLER 2010, S. 260). Dadurch sind auch die Voraussetzungen für die Bildung von Torfmoosen gegeben (SUCCOW & JOOSTEN 2001).

Auch wenn das Untersuchungsgebiet Mörth nicht über Hochmoore (bzw. Regenmoore) oder Niedermoore (grundwassergespeist) verfügt, so gibt es auf dem Mörth dennoch moorige und anmoorige Bedingungen, welche sich nicht ohne anthropogenen Einfluss bilden konnten.

Verschiedene Quellen deuten auf einen zeitlich engen Zusammenhang zwischen der Waldrodung im späten Mittelalter und der Moorbildung hin (FÜLLER 1996).

Schon 1820 wurden über die staunassen Verhältnisse und hochmoorartige Vegetation in dem Bereich berichtet (RIEKEHOFF 1951, S. 526). Durch die sumpfigen Verhältnisse war das Gebiet für die Forstwirtschaft als auch für die gemeine Hudewirtschaft unattraktiv, so dass 1787 die Entwässerung des Mörths zur Verbesserung der Standortbedingungen für forstwirtschaftlich interessante Baumarten und zur Verbesserung der Bedingungen für die Gemeinde Hude beantragt wurde (GERKING 1987).

Im südwestlichen Bereich des Hochplateaus auf dem Mörth haben sich lokal sehr kleinflächig Torfschichten von bis zu 30 cm gebildet (mdl. Mitteilung Mathias Füller), 1828 wurden sie vom Forstkandidaten Steneberg sogar mit bis zu 60 cm Dicke angegeben. Durch diese wasserstauenden Tonschichten im Boden konnten sich durch Staunässe kleinflächig Moorböden (Böden mit Torfen) ausbilden (FÜLLER 2022a; FÜLLER 1996).

In der Nähe des untersuchten Seerosenteichs sind Reste eines alten Torfstiches und von Tonkuhlen zu finden, die von einer vor Ort betriebener Ziegelei zwischen 1790 und 1850 angelegt wurden. Da der auf dem Mörth gestochene Brenntorf aber von schlechter Qualität

war, konnte er nicht als Brennmaterial für die Ziegelei genutzt werden (FÜLLER 1996, S. 344).

Seit etwa 1800 wird auf dem Mörth verstärkt mit Fichte aufgeforstet, da diese Baumart für den Standort vom Forst als am wirtschaftlichsten angesehen wurde (FÜLLER 1996, S. 344–345). Seit etwa 2002 werden die Fichten nur geerntet und nicht aufgeforstet, sondern via Naturverjüngung vermehrt und die Flächen der Sukzession überlassen. Durch die Borkenkäfer-Kalamitäten erfolgen zurzeit Trupp-Bepflanzungen mit Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Küsten- (*Abies grandis*) und Weiß-Tanne (*Abies alba*), Fichte (*Picea abies*), Europäischer Lärche (*Larix decidua*) sowie kleinflächig auch Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und Trauben- und Stieleiche (HOLDACK 2021) & (mdl. Mitteilung Matthias Füller 2022).

In den artenarmen Fichtenwäldern sind kleine Flächen auf Anmoorgleyböden und Moorbödenresten erhalten geblieben, die wertvolle Vegetationselemente der Übergangs- und Niedermoore enthalten (FÜLLER 1996, S. 351). Beispielsweise kommt der zu den Kleinseggenrieden gehörende Braunseggensumpf (*Caricion nigrae*) vor, welcher eine typische Pflanzengemeinschaft oligotropher Moorränder ist, die auf Sekundärstandorten gedeiht (FÜLLER 1996, S. 351; WILMANNS 1978).

Des Weiteren gehören Toofmoose zu den typischen Pflanzengesellschaften im Moor. Torfmoose bevorzugen vor allem feuchte Habitate mit nährstoffarmen und sauren Verhältnissen (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Im Rahmen einer Kartierung im Jahr 2014 konnten in den Fichtenbeständen auf dem Mörth elf Torfmoosarten (*Sphagnum augustfolium*, *S. capillifolium*, *S. compactum*, *S. cuspidatum*, *S. denticulatum* var. *inundatum*, *S. fimbriatum*, *S. fallax*, *S. palustre*, *S. girgensohnii*, *S. russowii*, *S. squarrosum*) festgestellt (mdl. Mitteilung Matthias Füller 2022) werden, welche alle durch das BNatschG „besonders geschützt“ sind und drei als Arten der Roten Liste für Nordrhein-Westfalen geführt werden (SCHMIDT et al. 2011). Auf dem Mörth wurden 2014 die Biotoptypen „Übergangs-, Zwischenmoor, Quellmoor“ und weiter südlich „Hoch- oder Zwischenmoordegenerationsstadien“ bereichsweise festgestellt (mdl. Mitteilung Matthias Füller 2022).

In dem Gebiet „Auf dem Mörth“ wurden zwischen 1954 und 2019 verschiedene Gewässer mit unterschiedlichen Strukturen und Größen angelegt und teilweise saniert (Tab. 1 & Abb. 4).

Die in den siebziger Jahren angelegten Stillgewässer werden als Regenisationszentren moortypischer Lebensgemeinschaften bzw. als Artenschutzteiche beschrieben. An kleineren Gewässern sind ausgedehnte Moospolster entstanden (FÜLLER 1996, S. 352). Durch die unterschiedlichen Größen der Gewässer und Entwicklung der Wasserpflanzengesellschaften ergeben sich vielfältige Lebensräume (vgl. Abb. 5 & Abb. 6). Neben größeren Freiwasserflächen kommen verlandete Gewässerbereiche mit einer ausgeprägten

Krautschicht, sowie Mulden mit schwimmenden Torfmoosdecken vor. Diese Gewässer auf dem Mört sind als Himmelsteiche angelegt, werden also durch Niederschläge gespeist und haben keinen Zufluss durch einen Bach oder anderen Fließgewässern (FÜLLER 2010, S. 265).

Tab. 1 Anlage der Gewässer

Gewässer Nr.	Gewässerbezeichnung	Jahr der Anlage	Sanierung
1	Rohbodenmulde	1998	2019 (teilw.)
2	Neuer (Feuer-)Löschteich	1996	-
3	Neu saniert	1977	2019
4	Alter (Feuer-)Löschteich	1977	-
5	Alte Eiche	2006	-
6	Kammmolchteich	2013	-
7	Seerosenteich	1954	2019
8	Hohnede (auch Honede)	2019	-

Zusammenfassend lässt sich das Mört als ein Hochplateau mit kleinflächigen feuchten und nassen Ammorgleyböden auf wasserstauenden Gesteinsschichten mit teilweiser Moorvegetation beschreiben. Seit etwa 200 Jahren wird das Landschaftsbild das Gebiet von Fichtenmonokulturen und gerade Wirtschaftswegen (Abb. 7) und aktuell hinzukommend von Ruderal- und Kalamitätenflächen geprägt. Dennoch finden sich auf dem Mört vereinzelt hochmoorartige Vegetationsstrukturen. Durch die Anlage von Gewässern, die teilweise huminstoffreiche, ammorige Verhältnisse aufweisen und den der Moorrandbereiche entsprechen, profitieren neben gefährdeten Amphibienarten auch Moorlibellenarten (FÜLLER 1996, S. 341).



Abb. 5 Gewässer 2 (Neuer Löschteich) und Umgebung



Abb. 6 Kleinstgewässer in Radspuren deuten auf wasserstauende Bodenverhältnisse hin (FÜLLER 2022b)



Abb. 7 Mörth, Blick Richtung Nordwest von Gewässer 4 (Luftbild vom 08.08.2022)

3 Methodik

3.1 Erfassungszeitraum

Die Hauptflugzeit der meisten Libellenarten liegt zwischen Mai und Oktober (ARBEITSKREIS ZUM SCHUTZ UND ZUR KARTIERUNG DER LIBELLEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) 1996, S. 6–8). In diesem Zeitraum wurden die Gewässer im Untersuchungsgebiet zwischen dem 05.05.2022 und 25.08.2022 acht Mal (Tab. 2) an sonnigen, windarmen und warmen Tagen ($> 20^{\circ}\text{C}$) zwischen 11 und 17 Uhr erfasst (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 1999, S. 28). Die Reihenfolge, in welcher die Gewässer an einem Tag kartiert werden, wechselte in der Regel bei jedem Durchgang, um Verzerrungen der Daten durch potenzielle tageszeitliche Anpassungen der Arten vorzubeugen.

Im Mittel lagen zwischen den Begehungsterminen 15,7 Tage. Zwischen dem ersten und letzten Termin lagen 112 Tage. Im Mittel schien die Sonne an den Begehungsterminen 12,3 Stunden, der durchschnittliche Temperaturhöchstwert betrug $25,9^{\circ}\text{C}$ und der Temperaturmittelwert lag bei $19,1^{\circ}\text{C}$. Es hat lediglich an zwei der acht Begehungstermine nachts im Durchschnitt 0,7 mm (6 bis 6 UTC) geregnet (11.05.22 und 12.06.22).

Tab. 2 Begehungstermine und Wetter

Begehung	Datum	Uhrzeit	Wetter	Erfassung von	Sonnenschein [Std.]	Höchstwert [$^{\circ}\text{C}$]	Tiefstwert [$^{\circ}\text{C}$]	Mittelwert [$^{\circ}\text{C}$]	Niederschlag (6 bis 6 UTC) [mm]
1	05.05.22	13 - 17	17 C, teilweise bewölkt	Ex Im	8,7	17,1	3,3	10,5	0
2	11.05.22	11 - 15	teilweise bewölkt, etwas windig	Ex Im	10,6	25,5	13,6	19,5	3,4
3	18.05.22	12 - 17	27 C, sonnig	Ex Im	11,5	26,4	12,6	20,4	0
4	12.06.22	13 - 17	sonnig	Ex Im	13,9	22,9	10,8	17,6	2
5	28.06.22	12 - 16	sonnig	Ex Im	14,1	24,1	9,8	17,8	0
6	19.07.22	11 - 15	sonnig, sehr warm	Im	15	36,1	12,7	26,1	0
7	08.08.22	12 - 17	sonnig	Im	n/a	25,2	9,1	18,2	0
8	25.08.22	11 - 16	sonnig	Im	n/a	30	14,2	22,7	0

Die Wetterdaten (Sonnenschein, Stunden, Temperaturen und Niederschlag) beziehen sich auf die nächstgelegene Wetterstation Lügde-Paenbruch (Weserbergland). An dieser Wetterstation lag für das Jahr 2022 der Temperaturhöchstwert bei $36,5^{\circ}\text{C}$ und der Jahresniederschlag liegt bei $534,7 \text{ l/m}^2$ (WETTERKONTOR GMBH 2022).

3.2 Erfassung der Imagines

Die Libellen wurden mithilfe eines Fernglases mit Naheinstellung (ZEISS Terra ED 10x42), Spiegelreflexkamera mit Telezoomobjektiv (Canon 90D mit Canon EF 100-400/4.5-5.6 L IS USM II) erfasst. Ergänzend wurden durch gezielte Kescherfänge (Libellen-/Japannetz in grün mit 63 cm Öffnung) bestimmte Arten (vor allem Kleinlibellenarten) erfasst. Transparente Boxen wurden zum Zwischenhältern der Tiere verwendet. Unter Zuhilfenahme einer 10-fach Lupe und Bestimmungsliteratur, wie dem DJN Bestimmungsschlüssel für Nord- und Mitteleuropa (LEHMANN & NÜSS 2015), Die Libellen Europas (DIJKSTRA et al. (Hrsg.) 2021) und Dragonflies and damselflies of Europe: a scientific approach to the identification of European Odonata without capture (GALLIANI et al. 2017) wurden die Libellen bestimmt.

Die Dateneingabe im Gelände erfolgte digital via Smartphone (iPhone 11) und der App „iObs“ (Erfassungsapp von Observation.org). Neben der automatisch erfassten Uhrzeit und GPS-Position (die Genauigkeit der Verortung via GPS liegt im Mittel bei 20,56 Metern; die größte Ungenauigkeit einer Beobachtung lag bei 91 Metern) wird die Art aus einer Liste ausgewählt, die entsprechende Anzahl der Individuen eingegeben, sowie das Verhalten bzw. die Aktivität (z.B. Schlupf, Jungfernflug, patrouillierend, territorial, Tandem, Kopula, Eiablage, tot) und der Status (Imago, Larve, Exuvie) ausgewählt (Abb. 8). Nach jeder Kartierung wurden die Daten aus der iObs App in die Datenbank des Observation.org-Benutzeraccount hochgeladen (Abb. 9, Abb. 10).

Bei jedem Termin wurden an jedem Gewässer die Imagines etwa 30 Minuten beobachtet. Diese Zeit reichte bei der Größe der Gewässer in der Regel aus, um alle Arten (Imagines) zu erfassen und zu dokumentieren. Die Beobachtungszeit war in Einzelfällen auch länger, wenn mehr Zeit zur genauen Bestimmung mit Literaturabgleich einer Art benötigt wurde.

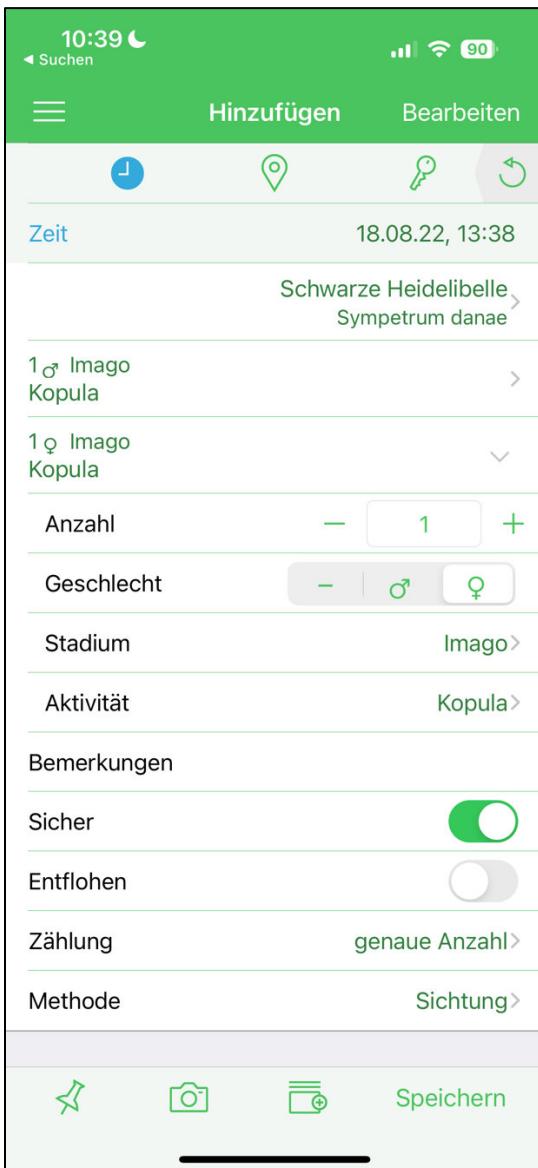


Abb. 8 Beispieldarstellung der iObs-Eingabemaske (iOS App) auf dem Smartphone

Datum ▾	Arten	Anzahl	Standort		
2022-07-19 15:36	■ Hufeisen-Azurjungfer - <i>Coenagrion puella</i>	50 ♂	BRD - NSG Schwalenberger Wald (Deutschland)	✓	⋮
2022-07-19 15:35	■ Torf-Mosaikjungfer - <i>Aeshna juncea</i>	1 ♂	BRD - NSG Schwalenberger Wald (Deutschland)	■	⋮
2022-07-19 15:08	■ Gemeine Weidenjungfer - <i>Chalcolestes viridis</i>	3 ♂ frisch geschlüpfte Imago	BRD - NSG Schwalenberger Wald (Deutschland)	✓	⋮
2022-07-19 15:07	■ Hufeisen-Azurjungfer - <i>Coenagrion puella</i>	20	BRD - NSG Schwalenberger Wald (Deutschland)	✓	⋮
2022-07-19 15:06	▲ Becher-Azurjungfer - <i>Enallagma cyathigerum</i>	20 Eiablage	BRD - NSG Schwalenberger Wald (Deutschland)	■	⋮
2022-07-19 15:05	■ Torf-Mosaikjungfer - <i>Aeshna juncea</i>	2 ♀	BRD - NSG Schwalenberger Wald (Deutschland)	■	⋮
2022-07-19 14:57	■ Kleine Binsenjungfer - <i>Lestes virens</i>	1 ♀	BRD - NSG Schwalenberger Wald (Deutschland)	■	⋮
2022-07-19 14:57	■ Kleine Moosjungfer - <i>Leucorrhinia dubia</i>	9	BRD - NSG Schwalenberger Wald (Deutschland)	■	⋮
2022-07-19 14:50	▲ Große Königslibelle - <i>Anax imperator</i>	1 ♂	BRD - NSG Schwalenberger Wald (Deutschland)	■	⋮
2022-07-19 14:40	▲ Becher-Azurjungfer - <i>Enallagma cyathigerum</i>	25	BRD - NSG Schwalenberger Wald (Deutschland)	■	⋮

Abb. 9 Beispieldarstellung der Daten in der Benutzeroberfläche von observation.org

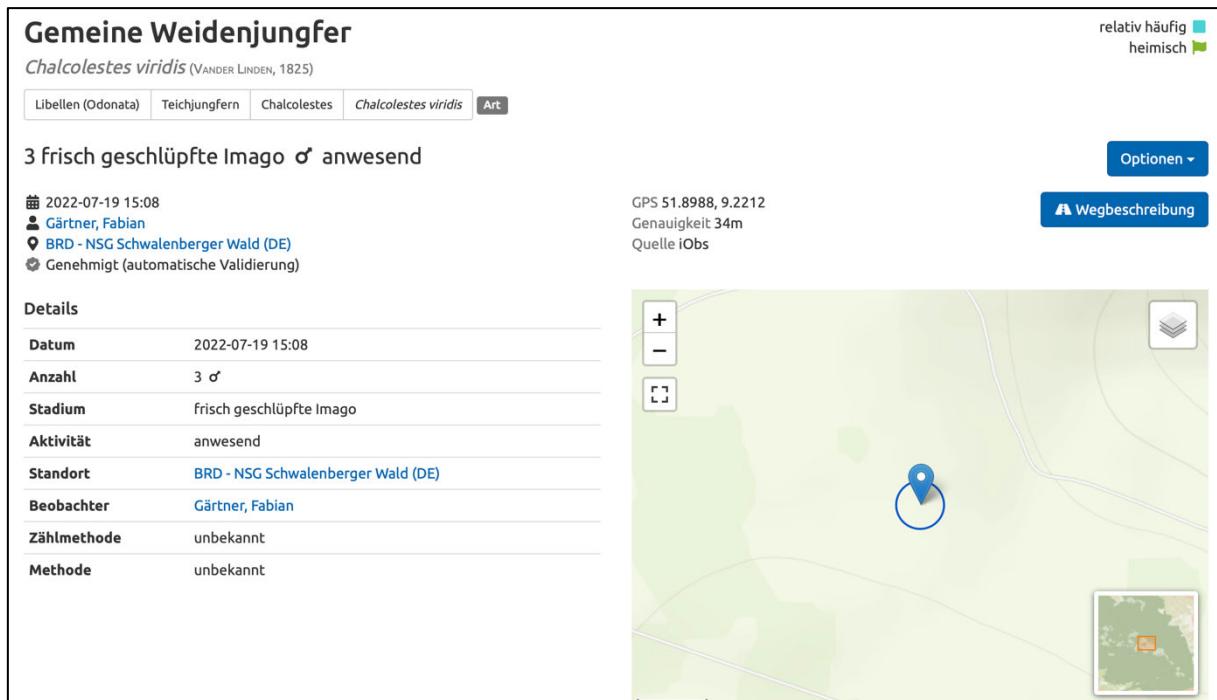


Abb. 10 Beispieldarstellung einer Beobachtung in der Benutzeroberfläche von observation.org

3.3 Exuvien

Es wurde fünfmalig zwischen 05.05.2022 und dem 28.06.2022 die Ufer der Gewässer nach Exuvien gesucht. Bei kleinen Gewässern das gesamte Ufer, bei größeren Gewässern wurde stichprobenartig gesucht, aber mindestens etwa 10 m der Uferlinie abgesucht. Vor allem zur Schlupfzeit von *L. pectoralis* als repräsentative Moorlibellenart zwischen Anfang Mai und Mitte Juni wurden verstärkt dort gesammelt, wo die Exuvien der Art erwartet wurden. Die Exuvien von *L. pectoralis* sind an Seggen-, Binsenhalmen und ähnlichen Strukturen in ca. 2 – 20 cm (max. 50 cm) über der Wasseroberfläche zu finden (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 2000). Nach der Schlupfzeit von *L. pectoralis* wurden die Uferbereiche nicht mehr effektiv nach Exuvien abgesucht, sondern es wurden Zufallsfunde, die meist an exponierten Stellen liegen, gesammelt und bestimmt.

Die Exuvien wurden in, mit Datum und Gewässernummer beschrifteten, Dosen gesammelt. Die Bestimmung der Exuvien erfolgte nach Abschluss aller Begehungen mit dem Binokular und mit Hilfe des „Fotogids Larvenhuidjes van Libellen“ (BROCHARD et al. 2012) und „Die Libellenlarven Deutschlands: Handbuch für Exuviensammler“ (HEIDEMANN & SEIDENBUSCH 2002). Larven wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht, da diese sicher nur mit dem Binokular bestimmt werden können und dafür gefangen und getötet werden müssten.

3.4 Bodenständigkeit

Als Bodenständigkeit im engeren Sinne ist gemeint, dass sich eine Art in einem bestimmten Habitat regelmäßig fortpflanzt (JURZITZA 1988). Die durch diese Untersuchung beschriebe Bodenständigkeit gilt nur für das Jahr 2022. Damit eine Art für ein Gewässer als *sicher bodenständig* (autochthon) eingestuft werden kann, müssen entweder mindestens eine Exuvie der Art an dem Gewässer gefunden worden sein oder es wurde mindestens ein frisch geschlüpftes Imagine beobachtet, welches während oder vor dem Jungfernflug beobachtet wurde. Nach STERNBERG & BUCHWALD ((Hrsg.) 1999, S. 36) werden Vorkommen auch als bodenständig eingestuft, wenn mindestens sechs adulte Imagines auf 100 m Untersuchungsstrecke oder 100 m² Untersuchungsfläche beobachtet wurden. Durch den Fund einer Larve würde eine Art als sicher bodenständig eingestuft werden (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 1999, S. 36), aber Larven wurden in Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht. Als *wahrscheinlich bodenständig* wird eine Art angesehen, die an einem Gewässer Fortpflanzungsverhaltensweisen wie Kopula, Tandem oder Eiablage gezeigt hat, in für die Art entsprechend hoher Abundanz vorkommt oder wenn an unterschiedlichen Terminen Mehrfachsichtungen gemacht werden konnte.

Als Art *ohne Nachweis der Bodenständigkeit*, werden jene eingestuft, bei denen kein Fortpflanzungsverhalten oder frisch geschlüpfte Imagines beobachtet und keine Exuvien gefunden werden konnten.

3.5 Einordnung als moortypische Art

Die neun, für diese Arbeit als **moortypische Libellenarten** betrachteten Arten (Tab. 3) ergeben sich aus einer LiteratURAUSWEITUNG verschiedener Autoren (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2022; DREYER 1988; OTT 2011, S. 21; SCHMIDT 1967, S. 375–378; STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 1999, S. 57; SUCCOW 2022, S. 105). Zusätzlich wird die Liste um *Lestes virens* (Kleine Binsenjungfer) ergänzt (LOHR 2014). Zudem wurde *Aeshna caerulea* (Alpen-Mosaikjungfer) ausgeschlossen, da die Art weder in Nordrhein-Westfalen noch in Niedersachsen bodenständig vorkommt (BAUMANN et al. (Hrsg.) 2021; MENKE et al. 2016). Weiter werden die Moorarten *Leucorrhinia caudalis* (Zierliche Moosjungfer) und *Leucorrhinia albifrons* (Östliche Moosjungfer) ausgeschlossen, da sie aufgrund ihrer extremen Seltenheit in Nordrhein-Westfalen (und Niedersachsen) keine typischen Vertreter von Moorstandorten in Nordrhein-Westfalen sind. Ebenso wird *Somatochlora alpestris* (Alpen-Smaragdlibelle) ausgeschlossen, da die Art in Nordrhein-Westfalen nicht und in Niedersachsen nur im Harz bodenständig ist (BAUMANN et al. (Hrsg.) 2021).

Tab. 3 Liste moortypischer Libellenarten mit Status der Roten Liste

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	RL DE	RL NRW	RL NRW-BL
<i>Lestes virens</i>	Kleine Binsenjungfer	*	VS	V
<i>Coenagrion hastulatum</i>	Speer-Azurjungfer	2	1	1
<i>Aeshna juncea</i>	Torf-Mosaikjungfer	V	3	V
<i>Aeshna subarctica</i>	Hochmoor-Mosaikjungfer	1	1	1
<i>Somatochlora arctica</i>	Arktische Smaragdlibelle	2	1	1
<i>Leucorrhinia dubia</i>	Kleine Moosjungfer	3	2	2
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	Nordische Moosjungfer	3	2	D
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	Große Moosjungfer	3	1	1
<i>Sympetrum danae</i>	Schwarze Heidelibelle	*	V	*

* V = Vorwarnliste; 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; * = ungefährdet; D = Daten unzureichend; S = dank Schutzmaßnahmen Status gleich

RL Deutschland (OTT et al. 2015), RL NRW und NRW-BL (Bergland) (CONZE & GRÖNHAGEN 2011)

3.6 Geodatenauswertung

Die via der mobilen App iObs erfassten Geodaten wurden über die Benutzeroberfläche bei Observation.org als CSV-Datei, gefiltert nach Untersuchungszeitraum, exportiert und anschließend in ein Geographisches Informationssystem (QGIS Long Term Release 3.22.6 Białowieża) importiert. Es wurden 361 Datensätze importiert; ein Beispiel eines Datensatzes ist in

Tab. 4 dargestellt.

Tab. 4 Beispieldatensatz für eine Beobachtung (Erfassung via der App iObs, Export via Observation.org, transponiert zur besseren Darstellung)

Variable	Wert
<i>id</i>	242058735
<i>date</i>	18.05.22
<i>time</i>	15:44:00
<i>created</i>	18.05.22
<i>species name</i>	Falkenlibelle
<i>scientific name</i>	Cordulia aenea
<i>family</i>	Corduliidae (Falkenlibellen)
<i>species type</i>	Art
<i>species group</i>	Libellen (Odonata)
<i>number</i>	2
<i>sex</i>	U
<i>life stage</i>	Imago
<i>activity</i>	territorial
<i>method</i>	Sichtung
<i>counting method</i>	genaue Anzahl
<i>related species</i>	
<i>location</i>	BRD - NSG Schwalenberger Wald
<i>lat</i>	51896199
<i>lng</i>	922172
<i>accuracy</i>	13
<i>notes</i>	
<i>validation status</i>	A
<i>substrate</i>	
<i>is certain</i>	True
<i>is escape</i>	False
<i>obscurity</i>	0
<i>embargo date</i>	
<i>external reference</i>	
<i>has photos</i>	False
<i>has sounds</i>	False
<i>link</i>	https://observation.org/observation/242058735/

In QGIS wurden die Gewässer über die Topographische Karte NRW (WMS TopPlusOpen) (BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE 2022) und dem Digitalen Orthophoto NRW (BEZIRKSREGIERUNG KÖLN 2022) verortet und in einem Punktlayer markiert. Der Attributabelle der 361 Datensätze wurde eine neue Spalte „GewaesserNr“ hinzugefügt. Es wurden alle Beobachtungen im räumlichen Kontext (Abb. 11) jedes Gewässers (i.d.R. max. 30 m vom Gewässerrand entfernt) ausgewählt und die jeweilige Gewässernummer in die Tabelle geschrieben (via „Feldrechner“-Werkzeug). Diese Tabelle wurde als Exceltabelle exportiert, um die Daten weiter mit Excel-Werkzeugen, wie Pivot-Tabellen, auswerten und darstellen zu können. So wurden beispielsweise für jedes Gewässer die

Anzahl der Arten sowie die beobachteten Individuen der Imagines zusammengefasst und dargestellt.

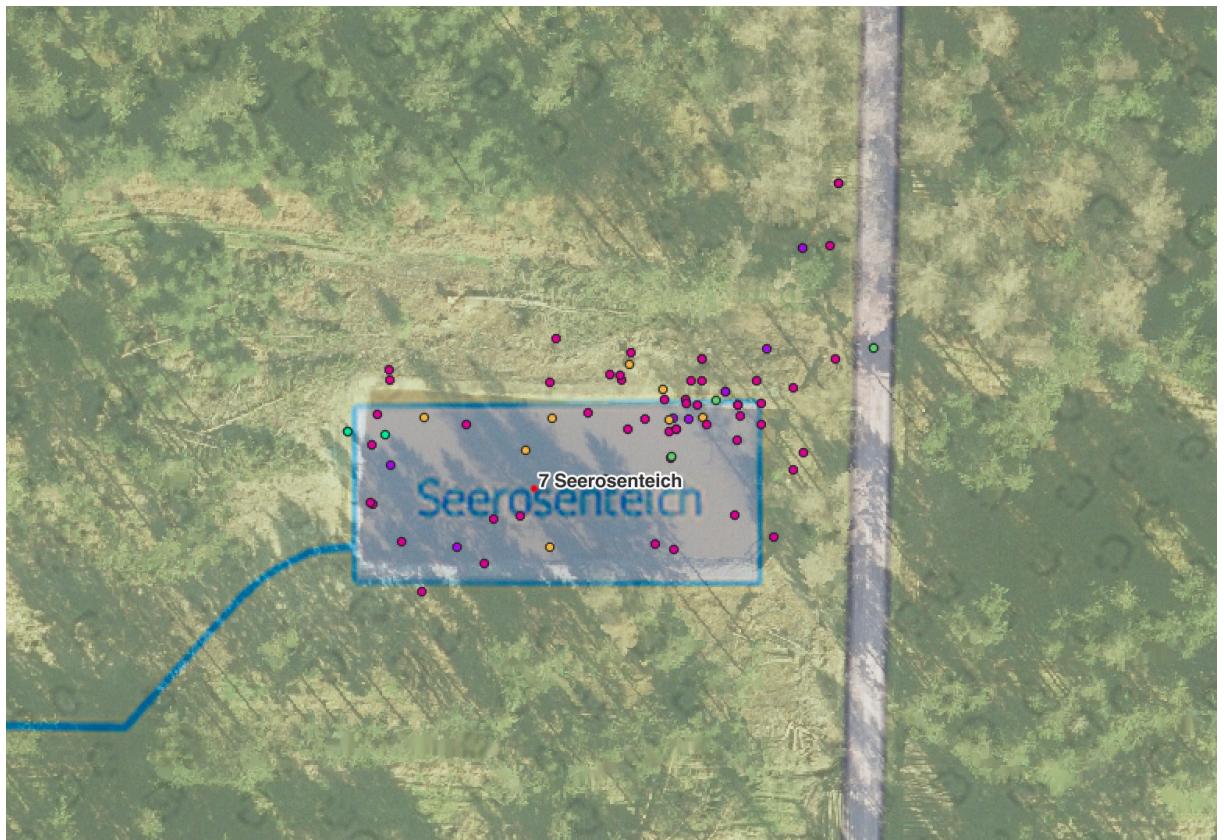


Abb. 11 Einzelne Beobachtungen im räumlichen Kontext zu einem Gewässer

3.7 Erfassung von Gewässerparametern

Um die Gewässer charakterisieren zu können, wurden Gewässertiefe in cm, Gewässergröße in m², Vorhandensein von Prädatoren durch Fischbesatz, potenzielle Beeinträchtigungen und Beschattungsgrad durch Bäume und Sträucher in Prozent am 25.08.2022 einmalig aufgenommen.

Ebenfalls wurden dominierende und auffällige Vegetationsstrukturen, wie submerse Vegetation und Schwimmblattvegetation, sowie bestimmte charakteristische Pflanzenarten wie Torfmoose (*Sphagnum spp.*) und Röhrichte erfasst.

Um die Gewässergröße zu ermitteln, wurden mit einem 50 m Fiberglasrollmaßband Uferlängen am 25.08.2022 gemessen und die Fläche berechnet. Zusätzlich wurden die Gewässer mit QGIS und dem Digitalen Orthophoto NRW (BEZIRKSREGIERUNG KÖLN 2022) vom 22.03.2020 am Computer vermessen. Als Gewässergröße wurde der Mittelwert beider Flächenmaße verwendet und auf Zehner gerundet.

Es wurden pH-Wert-Messungen an den drei letzten Begehungsterminen durchgeführt (19.07.2022, 08.08.2022, 25.08.2022). Der pH-Wert wurde in den oberen 2 cm der

Gewässer im Uferbereich mit dem PH20 pH-Meter Messgerät von Apera Instruments mit einer pH-Genauigkeit von $\pm 0,1$ und einem pH-Messbereich von 0-14 gemessen. An Tagen der Messungen wurde das Gerät durch eine 2-Punkt Kalibrierung mit den Kalibrierungsflüssigkeiten pH 4 und pH 7 kalibriert. Die Gewässertemperatur wurde durch die pH-Wert-Messungen miterfasst. Für die drei Messungen wurde jeweils der Mittelwert berechnet. Die Gewässer werden entsprechend ihrem pH-Wert einer Gruppe zugeordnet (Tab. 5). Standorte mit einem pH von mehr als 6,4 gelten als alkalisch, da hier meist Calciumcarbonat vorhanden ist. Standorte mit einem pH zwischen 4,8 und 6,4 sind als (sehr) schwach sauer einzustufen und bei einem pH < 4,8 als sauer (Tab. 5).

Tab. 5 Säure-Basen-Stufen von Moorstandorten auf Basis von pH-Messungen in KCl an Moorsubstraten verändert nach (SUCCOW & JOOSTEN 2001, S. 75)

Bezeichnung	pH	Gruppierung
extrem sauer	< 2,4	
sehr stark sauer	2,4 – 3,2	
stark sauer	3,2 – 4,0	sauer
mäßig sauer	4,0 – 4,8	
schwach sauer	4,8 – 5,6	
sehr schwach sauer	5,6 – 6,4	subneutral
neutral	6,4 – 7,2	alkalisch
basisch	> 7,2	kalkhaltig

4 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Libellenerfassung werden zusammengefasst in Tab. 7 dargestellt. Zum Vergleich und wegen der besseren Übersichtlichkeit werden ebenfalls die Ergebnisse der Libellenerfassung aus 2014 (LOHR 2014) in Tab. 7 dargestellt. Für die Abschätzung der Populationsgröße wird die maximale Anzahl der gleichzeitig beobachteten Imagines verwendet. Da sich die Summe der Imagines je nach Art stark unterscheiden kann und ein Vergleich dementsprechend komplex ist, wird auf diese im Folgenden nicht weiter eingegangen.

4.1 Artenspektrum

An den untersuchten Gewässern wurden insgesamt 24 Arten als Imagines beobachtet. Von der Hälfte der Arten wurden Exuvien gefunden (Abb. 12) und von weiteren zwei Arten (*A. juncea*, *L. virens*) konnten frisch geschlüpfte Individuen beobachtet werden, sodass 14 Arten als sicher bodenständig und vier weitere Arten als wahrscheinlich bodenständig eingestuft werden konnten. Diese zeigten typische Fortpflanzungsverhaltensweisen wie Tandem, Kopula oder Eiablage (Tab. 6). Von den Arten *A. affinis* und *G. pulchellus* wurde nur jeweils ein Individuum beobachtet.

Es wurden insgesamt 805 verwertbare Exuvien bestimmt. 34 Exuvien konnten nicht auf Artniveau sicher bestimmt werden, da die Exemplare beschädigt waren und die, für die Bestimmung relevanten Merkmale, nicht mehr vorhanden waren. Von *C. puella* (253), *C. aenea* (171), *P. nymphula* (123) und *E. cyathigerum* (119) wurden die meisten Exuvien gefunden. Für zwölf Arten konnten keine Exuvien gefunden werden. Nur vereinzelt wurden Exuvien von *O. cancellatum* (3), *C. hastulatum* (4), *A. imperator* (6) und *L. depressa* (7) gefunden. Bis auf *C. aenea* an Gewässer 4 und *E. cyathigerum* an Gewässer 6 war die Summe der gefundenen Exuvien stets kleiner als die maximale Anzahl der gleichzeitig beobachteten Imagines einer Art (Tab. 6).

Bezüglich der Dominanz, welche den Anteil der beobachteten Individuen einer Art im Verhältnis zur Gesamtanzahl aller 4357 beobachteten Individuen darstellt (Tab. 6), ist auffällig, dass *C. puella* mit 49,1 % (2145 Ind.) etwa die Hälfte aller beobachteten Individuen ausmacht. Gemeinsam mit *P. nymphula* (19,8 %, 862 Ind.) und *E. cyathigerum* (11,7 %, 508 Ind.) machen diese drei Arten zusammen 80,6 % aller beobachteten Individuen aus. 19 der 24 Arten machen jeweils weniger als 2 % der Gesamtindividuenanzahl aus. Zu der Untersuchung aus 2014 liegen keine Daten über die Summen der beobachteten Imagines vor, weshalb diese nicht ausgewertet werden.

4.2 Zeitlicher Vergleich des Artenspektrums (2014 und 2022)

Durch den Vergleich mit der von LOHR 2014 durchgeföhrten Untersuchung (Tab. 7) werden Unterschiede in der Artenzusammensetzung deutlich (Abb. 12). Die Artenanzahl beider Untersuchungen aus 2014 und 2022 zusammen beträgt 29. 17 der 29 Arten (59 %) wurden in beiden Untersuchungen festgestellt. Während im Jahr 2014 noch 22 unterschiedliche Libellenarten festgestellt werden konnten, waren es 2022 mit 24 Arten insgesamt zwei mehr.

Allerdings konnten fünf Arten seit 2014 nicht mehr festgestellt werden: *C. virgo* und *L. sponsa* aber auch Arten, die in Nordrhein-Westfalen mindestens als „gefährdet“ eingestuft werden (CONZE & GRÖNHAGEN 2011) wie *I. pumilio* und die Moorlibellenarten *A. subarctica* und *L. rubicunda*. Neu hinzugekommen sind sieben Libellenarten: *L. barbarus*, *L. dryas*, *A. affinis*, *A. mixta*, *G. pulchellus*, *O. cancellatum* und *S. metallica*.

Von den 2014 insgesamt beobachteten 22 Arten wurden 16 als sicher bodenständig und drei Arten als wahrscheinlich bodenständig eingestuft. Bei der Untersuchung 2022 hingegen wurden von den 24 beobachteten Arten 14 als sicher bodenständig und vier Arten als wahrscheinlich bodenständig eingestuft. Das entspricht für 2022 einer Verringerung des Anteils bodenständiger Arten um 15 %. Bei dieser Untersuchung konnten *L. virens* und *S. danae*, sowie *L. dubia* und *L. pectoralis* nicht mehr als sicher bodenständig nachgewiesen werden, wohingegen alle genannten Arten bis auf *S. danae* als wahrscheinlich bodenständig eingestuft werden konnten (Tab. 6). Als neu hinzugekommene, sicher bodenständige Arten wurden *O. cancellatum*, *C. viridis*, *I. elegans* und *L. depressa* beobachtet.

Besonders viele Exuvienfunde gab es 2014 von den Arten *A. aenea* (562), *P. nymphula* (553) und *L. dubia* (516). 2022 wurden am meisten Exuvien von *C. puella* (253), *C. aenea* (171) und *P. nymphula* (123). *E. cyathigerum* (119) gefunden.

Es wurden 2022 fünf Arten der Rote Liste Nordrhein-Westfalens (CONZE & GRÖNHAGEN 2011) erfasst, von denen *C. hastulatum*, *A. juncea* und *L. dryas* bodenständige Arten und *L. pectoralis* und *L. dubia* wahrscheinlich bodenständige Arten sind. Im Untersuchungsgebiet festgestellte Arten, die in Nordrhein-Westfalen „vom Aussterben bedroht“ sind, sind *C. hastulatum* und *L. pectoralis*. Als „stark gefährdete“ Arten wurde *L. dryas* und *L. dubia* erfasst. *A. juncea* gilt in Nordrhein-Westfalen als „gefährdet“, im Bergland Nordrhein-Westfalens und auf Bundesebene steht sie auf der Vorwarnliste. In der Roten Liste Deutschlands (OTT et al. 2015) werden alle Arten um einen Rote Liste-Status geringer eingeschätzt. Nur *L. pectoralis* wird bundesweit als „gefährdet“ eingestuft.

Im Jahr 2014 kamen mit *I. pumilio*, *A. subarctica* und *L. rubicunda* insgesamt sieben Rote Liste-Arten vor. *A. subarctica* wird auf allen Betrachtungsebenen als „vom Aussterben bedroht“ eingeordnet. Für *L. rubicunda* als „gefährdete“ Art in Deutschland und als „stark

gefährdete“ Art in Nordrhein-Westfalen. Im Nordrhein-Westfälischen Bergland liegen nur unzureichende Daten für eine Gefährdungseinschätzung vor. *I. pumilio* wird in Nordrhein-Westfalen als „gefährdet“ eingestuft, im Bergland Nordrhein-Westfalens als „stark gefährdet“ und bundesweit betrachtet steht sie auf der „Vorwarnliste“ (CONZE & GRÖNHAGEN 2011; OTT et al. 2015). Bis auf *L. dryas*, welche nur 2022, und *I. pumilio*, welche nur 2014 vorkamen sind alle Rote Liste-Arten auch Moorlibellenarten (Tab. 6).

Tab. 6 Im Jahr 2022 nachgewiesene Libellenarten mit Angabe zur maximalen Anzahl der gleichzeitig beobachteten Imagines pro Gewässer

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	1		2		3		4		5		6		7		8		Summe	Stetigkeit Im Ex	Dominanz (Im)	Rote Liste				
		Im	Ex	Im	Ex	Im	Ex	Im	Ex	Im	Ex	Im	Ex	Im	Ex	Im	Ex				DE	NRW	BL		
<i>Coenagrion hastulatum</i>	Speer-Azurjungfer			2				60	4	2		1						76	4	4	1	1.7%	2	1	1
<i>Coenagrion puella</i>	Hufeisen-Azurjungfer	30	23	200	44	100	56	50	6	100	24	50	7	150	62	60	31	2145	253	8	8	49.2%	*	*	*
<i>Enallagma cyathigerum</i>	Becher-Azurjungfer			30		10		50		10		50	103	100	16	20		508	119	7	2	11.7%	*	*	*
<i>Ischnura elegans</i>	Große Pechlibelle			40	12							10	4	30	21	20	5	186	42	4	4	4.3%	*	*	*
<i>Lestes barbarus</i>	Südliche Binsenjungfer															1		1	0	1	0	0.0%	*	*S	V
<i>Lestes dryas</i>	Glänzende Binsenjungfer															3		3	0	1	0	0.1%	3	2S	2
<i>Lestes virens</i>	Kleine Binsenjungfer			4						10							22	0	2	0	0.5%	*	VS	V	
<i>Lestes viridis</i>	Gemeine Weidenjungfer			20	8					10	2						34	10	2	2	0.8%	*	*	*	
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	Frühe Adonistibelle	30	1	50	12	40	4	50	12	50	28	50	35	50	31	8		862	123	8	7	19.8%	*	*	*
<i>Aeshna affinis</i>	Südliche Mosaikjungfer									1							1	0	1	0	0.0%	*	*	R	
<i>Aeshna cyanea</i>	Blaugrüne Mosaikjungfer			3	3	3	4	3	14	1	27	2		4	7	2		64	55	7	5	1.5%	*	*	*
<i>Aeshna juncea</i>	Torf-Mosaikjungfer			6		2				4		2		2		1		46	0	6	0	1.1%	V	3	V
<i>Aeshna mixta</i>	Herbst-Mosaikjungfer			2		1				3						1		11	0	4	0	0.3%	*	*	*
<i>Anax imperator</i>	Große Königstibelle			2	4			2		1		2				2		22	6	4	2	0.5%	*	*	*
<i>Cordulia aenea</i>	Falkenlibelle	8	6	37	2			2	64	50	48	8	13	8	1	6		143	171	7	6	3.3%	*	*	*
<i>Gomphus pulchellus</i>	Westliche Keiljungfer															1		2	0	1	0	0.0%	*	*	*
<i>Leucorrhinia dubia</i>	Kleine Moosjungfer			9						7							34	0	2	0	0.8%	3	2	2	
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	Große Moosjungfer			4													4	0	1	0	0.1%	3	1	1	
<i>Libellula depressa</i>	Plattbauch			1	2	1		1		4		5		5		5		81	7	7	2	1.9%	*	V	V
<i>Libellula quadrimaculata</i>	Vierfleck	1	2	3	8					5		6		2		3		43	12	5	3	1.0%	*	*	*
<i>Orthetrum cancellatum</i>	Großer Blaupfeil	3										2		5		5		28	3	3	1	0.6%	*	*	*
<i>Somatochlora metallica</i>	Glänzende Smaragdlibelle				2					1					1		4	0	3	0	0.1%	*	*	*	
<i>Sympetrum danae</i>	Schwarze Heidelibelle											5					7	0	1	0	0.2%	*	V	*	
<i>Sympetrum sanguineum</i>	Blutrote Heidelibelle				4					10							30	0	2	0	0.7%	*	*	*	
Summe		24		3	5	18	9	8	3	7	6	17	5	13	5	9	7	16	3	4357	805		100.0%		

Im = Imagine; Ex = Exuvie; gelb = wahrscheinlich bodenständig; grün = bodenständig; fett = Moorlibellenart (vgl. 3.5)

Rote Liste-Status DE (OTT et al. 2015) und NRW (CONZE & GRÖNHAGEN 2011): 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; * = ungefährdet; V = Vorwarnliste; S = dank Schutzmaßnahmen gleichbleibender Status; R = durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet; D = Daten unzureichend. Stetigkeit = Anzahl der Gewässer, an denen eine Art festgestellt wurde

Tab. 7 Im Jahr 2014 nachgewiesene Libellenarten mit Angabe zur maximalen Anzahl der gleichzeitig beobachteten Imagines pro Gewässer, verändert (LOHR 2014)

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	1		2		3		4		5		6		7		8		Summe		Stetigkeit	Dominanz (Ex)	Rote Liste		
		Im	Ex	Im	Ex	Im	Ex	Im	Ex	Im	Ex	Im	Ex	Im	Ex	Im	Ex	DE	NRW	BL				
<i>Calopteryx virgo</i>	Blauflügel-Prachtlibelle					1												0	1	0	0.0%	*	V	*
<i>Coenagrion hastulatum</i>	Speer-Azurjungfer			20	5			20	2									7	2	2	0.3%	2	1	1
<i>Coenagrion puella</i>	Hufeisen-Azurjungfer	8		50	112			50	4	70	32	20	25					148	6	3	5.3%	*	*	*
<i>Enallagma cyathigerum</i>	Gemeine Becherjungfer			15	22					30	19	20	20					61	3	3	2.2%	*	*	*
<i>Ischnura elegans</i>	Große Pechlibelle								1		4							0	2	0	0.0%	*	*	*
<i>Ischnura pumilio</i>	Kleine Pechlibelle										7	2						2	1	1	0.1%	V	35	2
<i>Lestes sponsa</i>	Gemeine Binsenjungfer			28	22			75		30	4	35	67					93	4	3	3.4%	*	V	V
<i>Lestes virens</i>	Kleine Binsenjungfer			15	41					15		1						41	3	1	1.5%	*	VS	V
<i>Lestes viridis</i>	Gemeine Weidenjungfer			1														0	1	0	0.0%	*	*	*
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	Frühe Adonislibelle	20	75	50	160	2	1	30	2	100	313	4		12	2			553	7	6	19.9%	*	*	*
<i>Aeshna cyanea</i>	Blaugrüne Mosaikjungfer			5	142	1		10	54	2	16	5	25	2	12			249	6	5	9.0%	*	*	*
<i>Aeshna juncea</i>	Torf-Mosaikjungfer			3	110			12	1	10	153	5						264	4	3	9.5%	V	3	V
<i>Aeshna subarctica</i>	Hochmoor-Mosaikjungfer			1														0	1	0	0.0%	1	1	1
<i>Anax imperator</i>	Große Königslibelle			4	4			1	1	3	52	2	1					57	5	3	2.1%	*	*	*
<i>Cordulia aenea</i>	Falkenlibelle			30	471			10	4	10	87	2	3					562	5	3	20.2%	*	*	*
<i>Leucorrhinia dubia</i>	Kleine Moosjungfer			30	87					30	429							516	2	2	18.6%	3	2	2
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	Große Moosjungfer			1						1	15							16	1	2	0.6%	3	1	1
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	Nordische Moosjungfer			1						2	2							2	2	1	0.1%	3	2	D
<i>Libellula depressa</i>	Plattbauch							1			1							0	2	0	0.0%	*	V	V
<i>Libellula quadrimaculata</i>	Vierfleck			8	26			5		10	66	1	5					92	5	2	3.3%	*	*	*
<i>Sympetrum danae</i>	Schwarze Heidelibelle			1	2					5		30	111					113	3	2	4.1%	*	V	*
<i>Sympetrum sanguineum</i>	Blutrote Heidelibelle							4										0	1	0	0.0%	*	*	*
Summe		22		2	1	16	14	2	1	12	7	15	12	14	5	6	2	0	0		2776		100.0%	

Im = Imagine; Ex = Exuvie; gelb = wahrscheinlich bodenständig; grün = bodenständig; fett = Moorlibellenart (vgl. 3.5)

Rote Liste-Status DE (OTT et al. 2015) und NRW (CONZE & GRÖNHAGEN 2011): 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; * = ungefährdet; V = Vorwarnliste; S = dank Schutzmaßnahmen gleichbleibender Status; R = durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet; D = Daten unzureichend. Stetigkeit = Anzahl der Gewässer, an denen eine Art festgestellt wurde

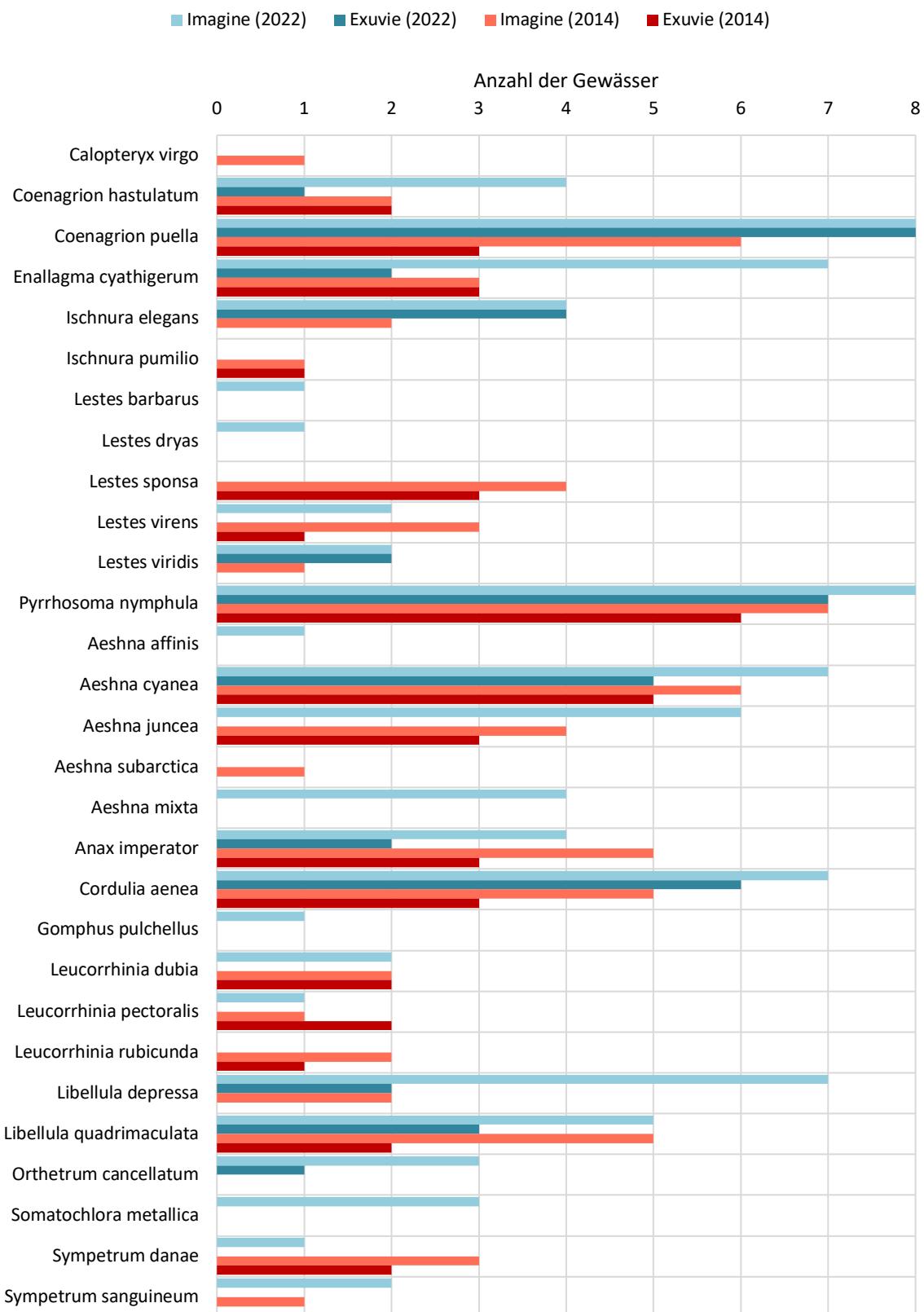


Abb. 12 Anzahl der Vorkommen nach Art im Jahr 2014 und 2022 (Imagines und Exuvien)

4.3 Moorlibellenarten

Im Untersuchungsgebiet kommen sechs der neun potenziellen typischen Moorarten vor (Tab. 6) *L. virens*, *A. juncea*, *L. dubia* (Abb. 13), *S. danae* (Abb. 14), *C. hastulatum* (Abb. 15), *L. pectoralis* (Abb. 16) und machen dabei ein Viertel der insgesamt in dieser Untersuchung beobachteten Arten aus. Die drei Moorlibellenarten, die 2022 im Untersuchungsgebiet nicht festgestellt werden konnten waren *L. rubicunda*, *A. subarctica* und *S. arctica*, wobei *S. arctica* weder 2014 noch 2022 im Untersuchungsgebiet vorkam. Die im Jahr 2014 festgestellten Moorarten entsprechen denen aus 2022, werden aber um *A. subarctica* und *L. rubicunda* ergänzt. Somit wurden 2014 acht der neun potenziell vorkommenden Moorlibellenarten nachgewiesen. Das Verhältnis der Moorarten zur Gesamtanzahl der Libellenarten hat sich zwischen 2014 und 2022 verändert. Während 2014 noch 8 von 22 Arten als Moorlibellen eingestuft wurden, sind es 2022 nur noch 6 von 24 Arten.

Die Ergebnisse bezüglich der Moorlibellenarten werden im Folgenden tiefergehend jeweils für jede Art betrachtet, da in dieser Arbeit ein besonderer Fokus auf die Moorlibellenarten gelegt wird.

Die häufigste Moorlibellenart 2022 war *C. hastulatum*, die mit ca. 60 Imagines und Bodenständigkeitsnachweis (vier Exuvien) an Gewässer 4 und vereinzelten Beobachtungen von Imagines an den Gewässern 2, 5 und 6, vorkam. Bei der Untersuchung 2014 wurde diese Art an Gewässern 2 und 4 jeweils bodenständig und mit jeweils 20 Imagines festgestellt. 2022 wurden Imagines von *L. virens* an Gewässer 2 und mit Fortpflanzungsverhalten an Gewässer 5 beobachtet, was auf eine wahrscheinliche Bodenständigkeit hinweist. Die Anzahl der Vorkommen hat zwischen 2014 und 2022 von drei auf zwei abgenommen. Die in beiden Untersuchungen beobachtete Art wurde 2014 an Gewässer 2 mit Bodenständigkeit und an den Gewässern 5 und 6 mit wahrscheinlicher Bodenständigkeit erfasst.

Eine der häufigeren Arten ist *A. juncea*, die 2022 an sechs von acht und 2014 an vier von sieben Gewässern beobachtet werden konnte. 2022 wurde an Gewässer 2 und 7 eine wahrscheinliche Bodenständigkeit durch Eiablage sowie an Gewässer 5 sichere Bodenständig durch ein frisch geschlüpfte Tier nachgewiesen. An Gewässern 3, 6 und 8 wurde die Art nur als Imagines beobachtet. Für die Art gab es 2014 bodenständige Vorkommen an Gewässern 2, 4 und 5 und ein wahrscheinlich bodenständiges an Gewässer 6.

Während im Jahr 2014 ein einzelnes Imagine von *A. subarctica* an Gewässer 2 beobachtet wurde, konnte die Art 2022 nicht mehr im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden.

Die Abundanz von *L. dubia* war im Jahr 2014 deutlich höher. So wurden an den Gewässern 2 und 5 jeweils 30 Individuen beobachtet und insgesamt 516 Exuvien gesammelt. In 2022 konnten an den gleichen Gewässern nur maximal 9 Individuen gleichzeitig beobachtet werden, zudem wurden keine Exuvien gefunden. Dennoch wurde Fortpflanzungsverhalten

(Abb. 13) der Art an Gewässer 2 beobachtet, was auf eine wahrscheinliche Bodenständigkeit hinweist. *L. dubia* wurde 2014 wie auch 2022 an denselben Gewässern beobachtet. *L. pectoralis* konnte sowohl 2014 als auch 2022 im Untersuchungsgebiet festgestellt werden. 2014 wurden an Gewässer 5 ein Imagine und 15 Exuvien erfasst, sowie eine Exuvie an Gewässer 2, womit die Art an zwei Gewässern im Untersuchungsgebiet sicher bodenständig vorkommt. 2022 wurden vier Imagines von *L. pectoralis* an Gewässer 2 ohne Bodenständigkeitsnachweis oder -hinweis beobachtet.

Bei der Untersuchung 2014 wurde *L. rubicunda* an Gewässer 2 mit einem beobachteten Imagine als wahrscheinlich bodenständig, sowie an Gewässer 5 mit zwei Imagines und zwei Exuvienfunden als sicher bodenständig festgestellt. Durch die aktuelle Untersuchung in 2022 konnte die Art hingegen nicht mehr festgestellt werden.

Von *S. danae* konnten 2022 fünf Imagines ausschließlich an Gewässer 6 beobachtet werden. Während durch diese Untersuchung für die Art keine Bodenständigkeit nachgewiesen werden konnte, wurde 2014 für *S. danae* noch eine sichere Bodenständigkeit an Gewässer 2 und 6 sowie eine wahrscheinliche Bodenständigkeit an Gewässer 5 festgestellt.

Für das Untersuchungsgebiet sind keine Vorkommen von *S. arctica* bekannt. Weder in der Untersuchung von 2014 als auch in der aktuellen Untersuchung wurde diese, für die in Nordrhein-Westfalen mit sechs Vorkommen extrem seltene Art, nachgewiesen (ALETSEE & OLTHOFF 2022).



Abb. 13 Kleine Moosjungfer (*Leucorrhinia dubia*) (Kopula) am 25.06.2022 an Gewässer 2 (Neuer Löschteich)



Abb. 14 Große Moosjungfer (*Leuccorhinia pectoralis*) am 12.06.2022 an Gewässer 2 (Neuer Löschteich)



Abb. 15 Fressende Speer-Azurjungfer (*Coenagrion hastulatum*) am 18.05.2022 an Gewässer 4 (Alter Löschteich)



Abb. 16 Schwarze Heidelibelle (*Sympetrum danae*) am 25.08.2022 an Gewässer 6 (Kamm-molchteich)

4.4 Gewässerparameter

Zusätzlich zu der Libellenerfassung wurden die Gewässer hinsichtlich verschiedener Parameter untersucht (Tab. 8), um potenzielle Unterschiede im Artenspektrum für 2022 zu erklären. Für 2014 liegen keine Daten zu den Gewässerparametern vor.

Tab. 8 Parameter der untersuchten Gewässer

Gewässer Nr.	Bezeichnung	Jahr der Anlage	pH	Temperatur [°C]	Tiefe [cm]	Größe 2022 [m2]	Beschattung [%]	Fischbesatz	Verlandung	Schwimmblattvegetation	submerse Vegetation	<i>Sphagnum spp.</i>
1	Rohbodenmulde	1998	6,7	29,0	0-20	70	20%	-	am 25.08.22 trocken	X	-	X
2	Neuer Löschteich	1996	6,0	29,0	> 100	760	20%	-	kleinteilig	X	X	X
3	Neusaniert	1977	7,3	26,5	> 100	150	50%	-	-	X	X	-
4	Alter Löschteich	1977	6,5	27,0	>50 cm	560	65%	-	2/3 verlandet	X	X	-
5	Alte Eiche	2006	6,6	25,0	50 - 150	140	65%	-	zur Hälfte trockenfallend	X	X	X
6	Kammolchteich	2013	8,7	25,0	80-120	600	15%	X	Flachwasserzonen	X	X	X
7	Seerosenteich	1954	6,3	24,7	> 100	1300	5%	-	-	X	X	-
8	Hohnede	2019	5,6	24,8	> 100	610	30%	-	zur Hälfte trockenfallend	-	-	-

Die gemittelten pH-Werte aller Gewässer bewegen sich zwischen 5,6 und 8,7, wobei der Mittelwert aller Werte bei 6,7 liegt (Abb. 17). Gewässer 8 mit weist mit einem pH von 5,6 den niedrigsten Wert auf und kann als schwach sauer eingestuft werden (Tab. 5). Gewässer 2 und 7 sind sehr schwach sauer. Die Gewässer 1, 4 und 5 sind als neutral und Gewässer 3 und 6 mit vergleichsweise hohen pH-Werten von 7,3 und 8,7 als basisch einzustufen.

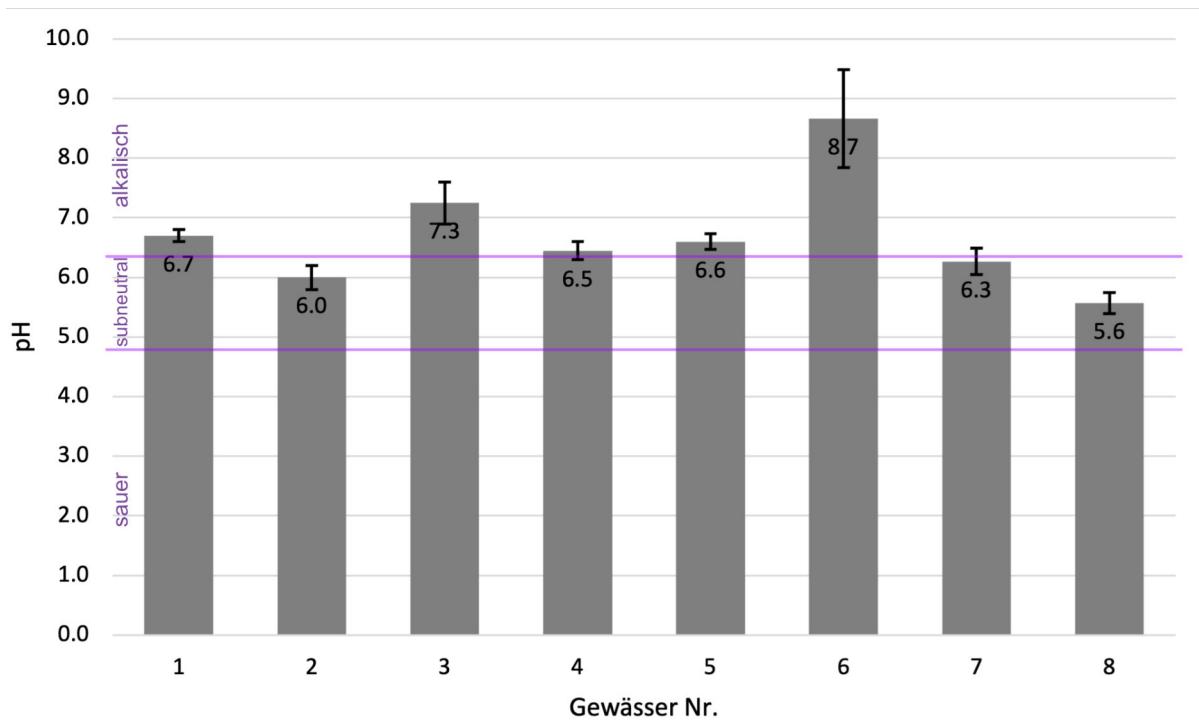


Abb. 17 pH-Werte der Gewässer. Die Fehlerbalken geben die durchschnittliche Abweichung der drei Einzelmessungen vom Mittelwert an.

Die Größen der Gewässeroberflächen unterscheiden sich stark voneinander. Die Werte sind gemittelt und variieren im Jahresverlauf entsprechend der Niederschlagsmengen und der Verdunstung. Die kleinste Gewässeroberfläche misst Gewässer 1 (Abb. 18) mit ca. 70 m². Das Gewässer 7 ist mit ca. 1300 m² das mit Abstand Größte der untersuchten Gewässer (Abb. 19) und ist von einer offenen Wasserfläche ohne Verlandungszonen, sowie den eingebrachten Seerosenarten (*Nymphaea spp.*) geprägt.



Abb. 18 Gewässer 1 - Rohbodenmulde



Abb. 19 Gewässer 7 – (Luftbild vom 08.08.2022)

Die geringste Gewässertiefe wurde bei Gewässer 1 (Abb. 18) gemessen. Hier liegt sie zwischen 0 – 20 cm, da ab dem 25.08.22 keine Wasseroberfläche, sondern lediglich noch

nasses Substrat vorhanden war. An Gewässern 2, 3, 7 und 8 wurden Tiefen von mehr als 100 cm gemessen, Gewässer 4 und 5 haben Tiefen zwischen 50 und 100 cm.

Die an den Gewässeroberflächen und an den Gewässerrändern gemessenen und gemittelten Temperaturen liegen zwischen 24,7 °C und 29 °C. Fischbesatz durch Goldfische (*Carassius gibelio forma auratus*) wurde nur an Gewässer 6 festgestellt.

Die Beschattung der Gewässer variiert stark und reicht von voll besonnten Gewässern mit einer Beschattung von 5 % bis zu solchen, die zu etwa 65 % von nahgelegenen hohen Bäumen beschattet werden (Tab. 8). Am stärksten beschattet sind die Gewässer 3, 4 und 5, stärksten sonnnt Gewässer 1, 2 und 7 (Abb. 18, Abb. 19).

Ein Teil der Gewässer hat Verlandungsbereiche, die zwischenzeitlich zumindest teilweise trockengefallen oder dauerhaft verlandet sind. So ist vor allem Gewässer 4 zu etwa zwei Dritteln verlandet und weist eine stark ausgeprägte Krautschicht auf (Abb. 21, Abb. 22). Gewässer 6 zeichnet sich durch eine strukturreiche Flachwasserzone aus, die etwa ein Drittel der Gewässeroberfläche einnimmt (Abb. 36). Gewässer 8 ist zum Zeitpunkt der Kartierung etwa 3 Jahre alt. Es ist von einem deutlichen Pioniercharakter geprägt und zum 28.08.2022 etwa zur Hälfte trockengefallen (Abb. 20). Auch für Gewässer 5 konnte ein Trockenfallen des Gewässers und eine Verkleinerung der Wasseroberfläche auf etwa die Hälfte festgestellt werden. An Gewässer 2 wurden an einigen Bereiche kleinteilig verlandete Bereiche festgestellt. Gewässer 3 und 7 zeigten keine Verlandung und hatten durch ihre steilen Ufer keine größeren Bereiche, die durch Abnahme des Wasserstandes trockenfielen.



Abb. 20 Gewässer 8 (Luftbild vom 08.08.2022)



Abb. 21 Gewässer 4 (Luftbild vom 08.08.2022)



Abb. 22 Gewässer 4 – Alter Löschteich

Die Vegetation der Gewässer unterscheidet sich insbesondere in der Struktur und durch das Vorkommen bestimmter Arten. An den Gewässern 1, 2, 5 und 6 kommen teilweise ausgeprägte Bestände an Torfmoosen (*Sphagnum spp.*) vor (Tab. 8). In den wechselfeuchten Uferbereichen aller Gewässer, mit Ausnahme von Gewässer 3, kommen dichte Bestände der Flatter-Binse (*Juncus effusus*) vor. Zudem wurden teilweise in den Uferbereichen ebenfalls Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Grau-Segge (*Carex canescens*) und Igel-Segge (*Carex echinata*) festgestellt. Als prägende aquatische Pflanzenarten kommen der Südliche Wasserschlauch (*Potamogeton natans*) an den Gewässern 2, 3, 6 und 7, die Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*) an den Gewässern 1 und 3 und eine Seerosenart (*Nymphaea spp.*) an Gewässer 7 vor.

4.5 Artenzusammensetzung nach Gewässer

Im Folgenden werden die Unterschiede der Artenzusammensetzung zwischen den Gewässern dargestellt. Im Erfassungszeitraum wurden an den acht untersuchten Gewässern insgesamt 4357 Imagines erfasst und bestimmt. Über den gesamten Betrachtungszeitraum wurden an Gewässer 7 mit 1054 Imagines und an Gewässer 2 mit 989 Imagines die meisten Individuen beobachtet. Mit 152 Individuen war die Individuenzahl an Gewässer 1 am geringsten. Im Mittel wurden 545 Imagines pro Gewässer beobachtet (Abb. 38).

Die meisten Exuvien konnten mit 162 Exemplaren an Gewässer 6 gefunden werden. Gewässer 1 und 8 weisen mit je 37 und 41 die geringsten Exuvienabundanzen auf.

13 der 24 Arten kommen als Imagine an mindestens der Hälfte der Gewässer vor (Abb. 12). *C. puella* und *P. nymphula* wurden an allen acht untersuchten Gewässern festgestellt. *L. barbarus*, *L. dryas*, *A. affinis*, *G. pulchellus*, *L. pectoralis*, *S. danae* wurden jeweils nur an einem einzigen Gewässer beobachtet (Abb. 12).

Zwischen 2014 und 2022 ergeben sich sowohl Unterschiede bezüglich der Gesamtartenanzahl pro Gewässer als auch im Anteil der vorkommenden Moorarten (Abb. 23). Die Artenzahlen der untersuchten Gewässer lassen sich in drei Gruppen einteilen: Gewässer mit einer hohen Diversität mit ≥ 15 Arten, Gewässer mit einer mittleren Diversität von 8 bis 14 Arten und Gewässer mit einer geringen Diversität mit ≤ 7 Arten. Zu den Gewässern mit einer hohen Diversität gehören im Jahr 2022 Gewässer 2 mit 18, Gewässer 5 mit 17 und Gewässer 8 mit 16 Arten. Für 2014 sind es ebenfalls Gewässer 2 mit 16 und 5 mit 15 Arten. Gewässer 8 existierte 2014 noch nicht. Zu den Gewässern mit einer mittleren Diversität gehören 2022 Gewässer 3 und 4 mit jeweils acht Arten, sowie Gewässer 6 mit 13 und Gewässer 7 mit jeweils zehn Arten. 2014 wiesen Gewässer 4 mit zwölf Arten und Gewässer 6 mit 14 Arten eine mittlere Diversität auf. Eine geringe Diversität wurde 2022 nur an Gewässer 1 mit fünf Arten festgestellt, während es für 2014 Gewässer 1 und 3 mit jeweils zwei Arten und Gewässer 7 mit sechs Arten waren. Gewässer 8 wurde erst 2019 angelegt, weshalb hier bei der Untersuchung im Jahr 2014 keine Daten zur Libellenfauna erfasst werden konnten.

Somit ergibt sich für Gewässer 1, 2, 3, 5 und 7 eine mittlere Zunahme von 3,4 Arten pro Gewässer, während sich die Artenanzahl zwischen 2014 und 2022 nur an Gewässer 4 und 6 verringert hat. Die größte Zunahme ergibt sich in diesem Zeitraum für Gewässer 3, an welchem 2014 zwei und 2022 acht Arten festgestellt werden konnten.

An den Gewässern 1, 3, 6 und 8 konnten keine (wahrscheinlich) bodenständigen Vorkommen von Moorarten festgestellt werden. Bodenständig oder wahrscheinlich bodenständig sind Moorarten an der Hälfte der Gewässer (2, 4, 5 und 7). Mit fünf Arten kommen die meisten Moorarten an Gewässer 2 vor.

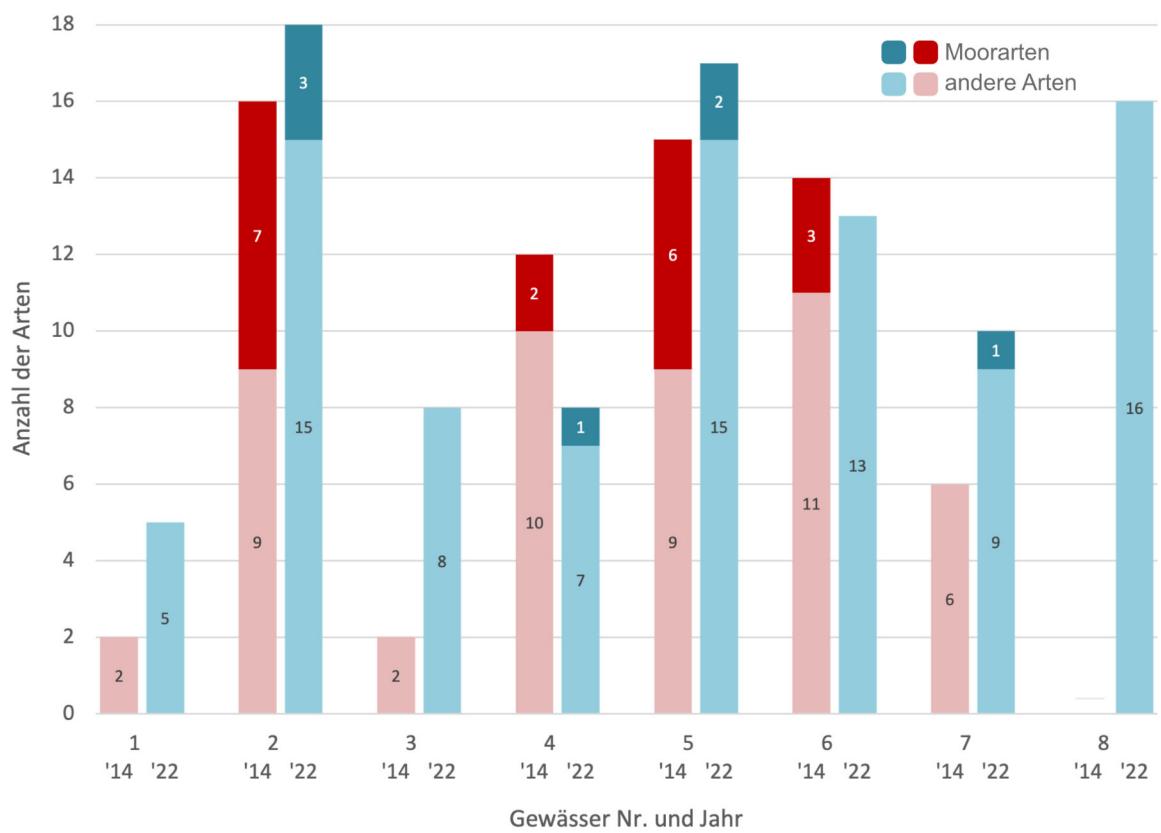


Abb. 23 Vergleich der Gesamtartenanzahl und bodenständiger und wahrscheinlich bodenständiger Moorarten nach Gewässer und Jahr (2022 blau; 2014 rot)

Die Gewässer 2 und 5 weisen im Jahr 2014 wie auch im Jahr 2022 die höchste Diversität auf. Die Gesamtartenanzahl an Gewässer 2 ist von 16 auf 18 gestiegen. Allerdings hat die Anzahl der bodenständigen Moorlibellenarten bei Gewässer 2 von sieben auf drei Arten abgenommen. Hierbei kamen in beiden Jahren *A. juncea*, *L. pectoralis* und *L. dubia* (wahrscheinlich) bodenständig vor. *L. virens* und *C. hastulatum* konnten 2022 an Gewässer 6 nicht mehr bodenständig und *L. rubicunda* und *S. danae* gar nicht mehr nachgewiesen werden. Eine ähnliche Entwicklung wurde für Gewässer 5 beobachtet, wo die Gesamtartenanzahl von 15 auf 17 gestiegen ist. Allerdings hat sich die Anzahl der (wahrscheinlich) bodenständigen Moorlibellenarten von sechs im Jahr 2014 (*L. virens*, *A. juncea*, *L. dubia*, *L. pectoralis*, *L. rubicunda*, *S. danae*) auf zwei Arten im Jahr 2022 (*L. virens* und *A. juncea*) verringert. Als nicht bodenständige Moorlibellenarten konnten 2022 jedoch *C. hastulatum* und *L. dubia* an Gewässer 5 festgestellt werden. An Gewässer 6 wurden im Jahr 2014 mit *L. virens*, *A. juncea*, *S. danae* noch drei bodenständige Moorlibellenarten erfasst, während im Jahr 2022 nur noch vereinzelte Imagines von *A. juncea*, *S. danae* und *C. hastulatum* beobachtet werden konnten. Zudem ist an Gewässer 6 auch insgesamt eine Abnahme von

14 auf 13 Arten festgestellt worden. An Gewässer 4 kamen 2014 noch die zwei Moorlibellenarten *A. juncea* und *C. hastulatum* vor, wobei 2022 nur noch letztere vorkam.

An Gewässer 7 wurde eine Zunahme von insgesamt vier Libellenarten festgestellt. Als Besonderheit fällt hier auch die erstmalige Erfassung von *A. juncea* auf. Gewässer 7 ist damit das einzige der untersuchten Gewässer, an dem die Anzahl der bodenständigen Moorlibellenarten seit 2014 zugenommen hat.

5 Diskussion

Um die Entwicklung der Libellenfauna an den Gewässern im Untersuchungsgebiet Mörh zu untersuchen, wurde durch diese Arbeit 2022 die Libellenfauna erfasst und mit den Ergebnissen von einer Untersuchung aus dem Jahr 2014 (LOHR 2014) verglichen. Die Ergebnisse zeigen, dass, trotz einer Zunahme der insgesamten Artenanzahl zwischen 2014 und 2022, vor allem die Vorkommen der Moorlibellenarten eine negative Entwicklung erfahren haben. Die Artenzusammensetzung hat sich zeitlich, wie auch in der räumlichen Verteilung verändert.

Bei dem Vergleich der Gesamtartenzahl für das Untersuchungsgebiet ist zu beachten, dass 2014 sieben Gewässer untersucht wurden und 2019 ein zusätzliches Gewässer (Gewässer 8) angelegt wurde, welches in dieser Arbeit ergänzend untersucht wurde. Die Libellenfauna dieses, erst drei Jahre alten, Gewässers wurde durch diese Arbeit zum ersten Mal systematisch erfasst. Gerade dadurch, dass das Gewässer neu entstanden ist, ergeben sich viele offene Bodenstellen, die von einigen Arten der *Gomphidae*-Familie sowie Arten der Gattung *Orthetrum* gerne genutzt werden (DIJKSTRA et al. (Hrsg.) 2021). So wurden *L. barbarus*, *L. dryas* und *G. pulchellus* ausschließlich an diesem Gewässer beobachtet.

5.1 Artenspektrum

In Deutschland kommen insgesamt 81 Libellenarten vor (OTT et al. 2015). Zwischen 2014 und 2022 konnten im Untersuchungsgebiet insgesamt 27 verschiedene Arten festgestellt werden. Aktuell kommen mit 24 Arten insgesamt ca. 30 % aller in Deutschland vorkommenden Libellenarten auch im Untersuchungsgebiet vor.

Im Vergleich zu den in Nordrhein-Westfalen vorkommenden 73 Libellenarten, kommen etwa ein Drittel der Arten im Untersuchungsgebiet vor. Dies entspricht auch rund 40 % der im Nordrhein-Westfälischen Bergland vorkommenden Arten (CONZE & GRÖNHAGEN 2011).

Etwa 60 % aller im Gebiet festgestellten Arten wurden in beiden Untersuchungen erfasst, 40 % der Arten dagegen nur in der einen oder der anderen Untersuchung. Dies weist auf eine große Veränderung der Libellenzusammensetzung zwischen beiden Untersuchungen hin.

Von den fünf Arten, die im Jahr 2022 nicht mehr festgestellt werden konnten, kann *C. virgo* als Gast eingestuft werden, da sich die Art an Fließgewässern fortpflanzt. Von den übrigen vier Arten werden *A. subarctica* und *L. rubicunda* als Moorlibellenarten eingestuft. *I. pumilio* und *L. sponsa* wurden ebenfalls nicht mehr festgestellt.

Von den neu hinzugekommen sieben Arten *L. barbarus*, *L. dryas*, *A. affinis*, *A. mixta*, *G. pulchellus*, *O. cancellatum* und *S. metallica* wird keine den Moorlibellen zugeordnet.

Durch den Verlust von *A. subarctica*, *L. rubicunda* und *I. pumilio* sind 2022 drei Rote Liste-Arten (CONZE & GRÖNHAGEN 2011) weggefallen, während von den neu hinzugekommen Arten nur *L. dryas* und *A. affinis* Arten der Rote Liste sind, die aber keine Moorlibellenarten sind, sondern ihre Verbreitungsschwerpunkte in Südeuropa haben und damit eher den thermophilen Arten zugeordnet werden können. Auch *L. barbarus* gilt als thermophile Art und wurde 2022 vermutlich erstmals im Untersuchungsgebiet festgestellt (vgl. Verbreitungskarten des Atlas der Libellen Nordrhein-Westfalens).

Diese Beobachtungen zeigen sehr deutlich, dass für das Untersuchungsgebiet insgesamt ein Verlust von Moorlibellenarten und Rote Liste-Arten verzeichnet werden kann. Hierfür hat jedoch offenbar ein Austausch bzw. eine Ergänzung des Artenspektrums durch größtenteils häufige und ungefährdete Arten, wie *O. cancellatum* oder *A. mixta*, stattgefunden. Unterstrichen wird die Entwicklung ebenfalls dadurch, dass für häufige Arten eine Zunahme der Vorkommen beobachtet werden konnte, da nun *O. cancellatum*, *C. viridis*, *I. elegans* und *L. depressa* als sicher bodenständige Arten erfasst wurden.

Diese Ergebnisse decken sich mit den Daten zur Entwicklung der Libellenfauna in Nordrhein-Westfalen und Deutschland (vgl. Kap. 4.1). Denn hier ist die Anzahl der in Nordrhein-Westfalen bodenständig vorkommenden Libellenarten zwischen 1999 und 2010 von 66 auf 71 Arten angestiegen. Hier sind vor allem thermophile (wärmeliebende) und atlantische Arten mit südlichem Verbreitungsschwerpunkt wie *Crocothemis erythraea* (Feuerlibelle), *Aeshna affinis* (Südliche Mosaikjungfer), *Sympetrum meridionale* (Südliche Heidelibelle) oder *Anax parthenope* (Kleine Königslibelle) neu hinzugekommen. Alle in Nordrhein-Westfalen zwischen 1999 und 2010 neu hinzugekommene bodenständige Arten gehören dieser Gruppe an, sowie auch etwa der Hälfte aller Arten, deren Gefährdungsstatus sich verbessert hat. *O. brunneum*, *S. fonscolombii*, *L. barbarus* gelten beispielsweise seit 2010 erstmals als ungefährdet. Dass die Ausbreitung von thermophilen Arten nach Norden durch wärmere Sommer und milder Winter begünstigt werden kann, zeigen die Daten von CONZE & GRÖNHAGEN 2011.

Die klimatischen Veränderungen in Nordrhein-Westfalen spiegeln genau diese Entwicklungen wider, da sie sich insgesamt durch weniger Frosttage (Tag mit Minimum der Lufttemperatur von < 0 °C) und Eistage (Tag mit maximaler Lufttemperatur von < 0 °C), sowie mehr Sommertage (Tag mit maximaler Lufttemperatur von > 25 °C) auszeichnen. Im Vergleich der Zeiträume 1891-1920 und 1991-2020 ergibt sich eine durchschnittliche Verringerung um fünf Eistage im Jahr. Zwischen den Zeiträumen 1881-1910 und 1991-2020 stieg die mittlere Jahresmitteltemperatur um 1,6 °C und der jährliche Niederschlag um 62 mm auf

durchschnittlich 870 mm. Die Verteilung der Niederschläge hat sich dahingehend verändert, dass es vor allem im Winter mehr Niederschläge gibt als zuvor (MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND VERKEHR DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN 2022).

Für die dem Untersuchungsgebiet nächstgelegene Wetterstation Lügde-Paenbruch (Weserbergland) sind die Entwicklungen ähnlich. Um die klimatischen Veränderungen zwischen den Untersuchungen beurteilen zu können, wurden jeweils die acht Jahre vor dem jeweiligen Untersuchungsjahr einschließlich dem Untersuchungsjahr miteinander verglichen. Die mittlere Anzahl der jährlichen Sommertage für den Zeitraum von 2015 bis einschließlich 2022 liegen mit 32,3 Tagen um 8,8 Tage höher als im Zeitraum 2006 bis einschließlich 2014 mit 23,4 Tage. Im gleichen Zeitraum verringerte sich die Anzahl der Frosttage um 12,2 Tage von 72,8 auf 60,6 Tage. Ähnliche Entwicklungen sind für die Anzahl der heißen Tage (maximale Tageslufttemperatur $\geq 30^{\circ}\text{C}$) festzustellen, welche sich um 3,6 Tage erhöht haben, und Eistage, welche eine Verringerung von -15,5 Tagen erfahren haben, (Abb. 24). Diese Veränderung wird von der leichten Erhöhung der Jahreshöchst- und Jahrestiefstemperatur zwischen 2006 und 2022 (Abb. 25) sowie der generellen Abnahme der jährlichen Niederschlagssumme und die Erhöhung der jährlichen Sonnenscheindauer begleitet (Abb. 26) (WETTERKONTOR GMBH 2022).

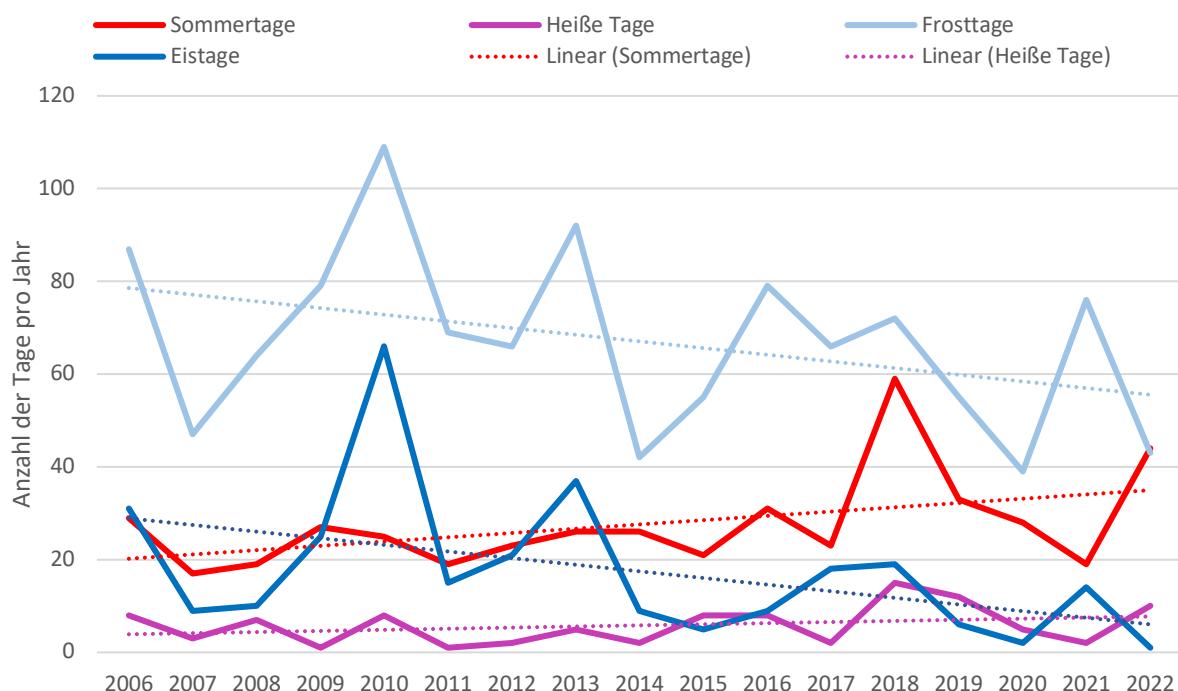


Abb. 24 Anzahl der Sommer-, Eis- und Frosttage sowie Heiße Tage mit Trendlinien zwischen 2006 und 2022 für die Wetterstation Lügde-Paenbruch (Weserbergland) (WETTERKONTOR GMBH 2022)

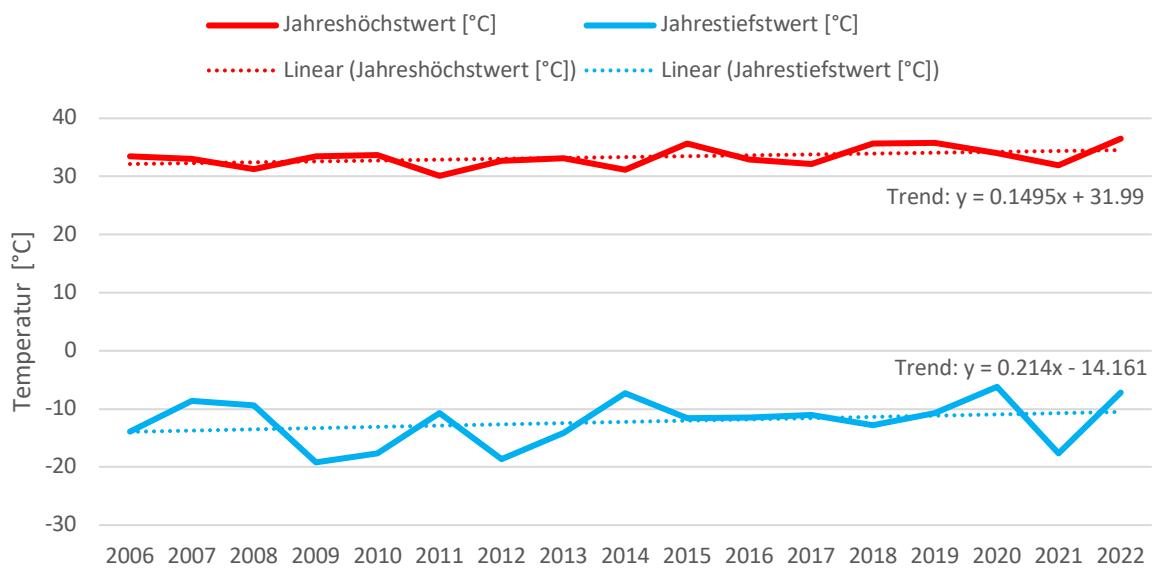


Abb. 25 Jahreshöchst und -tiefstwerte mit Trendlinien zwischen 2006 und 2022 für die Wetterstation Lügde-Paenbruch (Weserbergland) (WETTERKONTOR GMBH 2022)

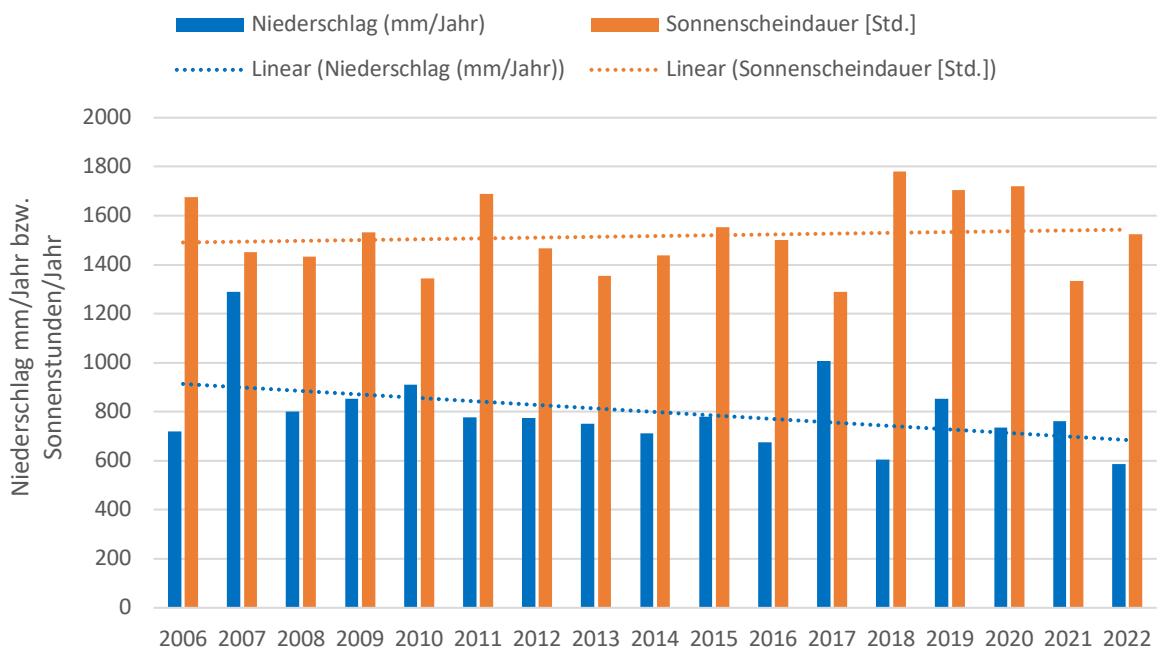


Abb. 26 Jahresniederschlag in mm und Sonnenstunden pro Jahr zwischen 2006 und 2022 für die Wetterstation Lügde-Paenbruch (Weserbergland) (Daten für Sonnenstd. 2022 unvollständig) (WETTERKONTOR GMBH 2022)

Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Verbreitung vieler Libellenarten in Europa dürften erheblich sein. Zahlreiche Libellenarten scheinen sich aufgrund ihrer hohen Mobilität an den Klimawandel anpassen zu können, was durch in anderen Ländern beobachtete Verbreitungsänderungen belegt wird (FLENNER & SAHLÉN 2008; HICKLING et al. 2006). Besonders auffällig sind kälteangepasste Habitatspezialisten, welche größtenteils den

Moorlibellenarten dieser Arbeit entsprechen. Es ist wahrscheinlich, dass der Rückgang kälteangepasster Arten sowohl mit physiologischem Stress durch erhöhte Lufttemperaturen als auch mit dem Verlust von Lebensräumen aufgrund des Klimawandels und einer veränderten Landnutzung verbunden ist. Besonders gefährdet sind Arten wie *S. danae* und *C. hastulatum*, die ihrer Verbreitungsdaten nach kälteangepasst sind und überwiegend in Moorhabitaten vorkommen. Diese Lebensräume gehören zu den am stärksten bedrohten in Europa (BOWLER et al. 2022, S. 38; EUROPÄISCHE UMWELTAGENTUR 2015, S. 58–64).

Durch geringere Niederschlagssummen und eine klimawandelbedingte Temperaturerhöhung der Gewässer kann eine beschleunigte Austrocknung, Sauerstoffzehrung und Primärproduktionsintensivierung ausgelöst werden, wodurch insbesondere die Vegetationsstruktur negativ verändert wird. Somit ist nicht nur die Temperaturerhöhung direkt ein Problem für kälteangepasste Arten, sondern insbesondere auch die dadurch bedingten Lebensräumveränderungen und Veränderung der Vegetation. Da kälteangepasste Arten nur eine geringe Anpassungsfähigkeit an Störereignisse in ihren Habitaten besitzen, können sich Störungen negativ auf diese auswirken (ROSSET & OERTLI 2011).

Die oben erwähnten besonders gefährdeten Arten *S. danae* und *C. hastulatum* kommen beide noch im Untersuchungsgebiet vor, wobei *S. danae* aber nur in geringerer Abundanz anzutreffen ist (vgl. Tab. 6 & Tab. 7). *C. hastulatum* kam 2022 sogar an vier Gewässern und 2014 an zwei Gewässern vor, was im Vergleich mit dem deutschlandweiten Trend positiv zu bewerten ist. Ein Grund könnte darin liegen, dass die Art vor allem Gewässer stark ausgeprägten Verlandungsbereiche bevorzugt (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 1999, S. 239) und diese durch die Gewässersukzession in dem Untersuchungsgebiet seit 2014 zugewonnen haben.

Um die Entwicklung der Libellenarten einordnen und bewerten zu können, wird für jede Art ein Trend genannt. Einer Art, die 2014 nicht beobachtet wurde aber 2022 nachgewiesen werden konnte, wird einem zunehmenden Trend zugeordnet. Eine Art, die in beiden Untersuchungen festgestellt wurde oder fehlte entspricht einem gleichbleibenden Trend und einer Art die zwar 2014 festgestellt werden konnte, aber 2022 fehlte, wurde einem abnehmenden Trend zugeordnet (Tab. 9).

So wurden insgesamt sieben Arten einem zunehmenden, 17 Arten einem gleichbleibenden und fünf Arten einem abnehmenden Trend zugeordnet.

Diese Ergebnisse werden für die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten mit den bundesweiten Trends verglichen, die durch BOWLER et al. (2022) für den Zeitraum zwischen 1980 und 2016 ausgewertet wurden (Tab. 9.). Die Ergebnisse dieser Untersuchung, welche auf etwa 1,2 Millionen Einzelbeobachtungen und die Anzahl besetzter

Messtischblattquadranten basieren, zeigen, dass von 77 untersuchten Arten in Deutschland 35 Arten in ihrer Verbreitung zunehmen, 22 Arten abnehmen und die 20 restlichen Arten keinen deutlichen Trend zeigen.

Bei diesem Vergleich ist zu beachten, dass hierbei unterschiedliche Untersuchungsgebiete (acht Gewässer auf dem Mörh und alle Messtischblattquadranten von Deutschland) sowie andere Zeiträume (2014 und 2022 sowie 1980 bis 2016) verglichen werden.

So ist zu erkennen, dass es eine Übereinstimmung zwischen dem Trend dieser Untersuchung und Bowler et al. 2022 bei elf von 29 Arten gibt. Während 17 der im Untersuchungsgebiet festgestellten Arten einen gleichbleibenden Trend und nur fünf einen abnehmenden Trend verzeichnen, verzeichnen deutschlandweit neun einen gleichbleiben (insignifikanten) Trend und 13 Arten einen abnehmenden Trend (Tab. 9). Die Anzahl der Arten mit einem positiven Trend (Zunahme) sind gleich. Das spricht für eine besondere Bedeutung des Untersuchungsgebiets für Libellen.

Bei drei Arten gab es ein entgegengesetztes Ergebnis. Von diesen drei Arten war *C. virgo* vermutlich, bedingt durch die Habitatbindung an Waldbäche, nur ein Gast. Für *L. dryas* und *S. metallica* wurde trotz abnehmendem Trend in Deutschland über 35 Jahre ein positiver Trend für diese Untersuchung festgestellt.

Auch wenn für keine Moorlibellenart ein positiver Trend, weder bundesweit noch im Untersuchungsgebiet, festgestellt werden konnte, zeigt der Vergleich, dass im Untersuchungsgebiet weniger Moorlibellenarten einen negativen Trend aufweisen. So wurde für das Untersuchungsgebiet zwischen 2014 und 2022 nur für *A. subarctica* und *L. rubicunda* ein negativer Trend festgestellt, während bundesweit zwischen 1980 bis 2016 für vier Arten (*C. hastulatum*, *L. dubia*, *L. rubicunda*, *S. danae*) ein negativer Trend festzustellen war. Die Abnahme von *L. rubicunda* wird also durch diese Untersuchung bestätigt und könnte auch das Fehlen der im Untersuchungsgebiet im Jahr 2022 erklären. Des Weiteren weist die von Bowler et al. (2022) durchgeführte statistische Auswertung des Einflusses der Arteigenschaften auf die Verbreitungstrends auf die Abnahme von in Mooren lebenden Arten und eine Zunahme von wärmeliebenden Arten hin (BOWLER et al. 2022, S. 26–27).

Dass *C. hastulatum*, *L. dubia* und *S. danae* im Untersuchungsgebiet 2014 wie auch 2022 vorkommen, während zwischen 1980 und 2016 für Deutschland insgesamt eine Abnahme dieser Arten festgestellt wurde, zeigt, wie wertvoll das Untersuchungsgebiets für Moorlibellenarten auch aktuell noch ist.

Tab. 9 Trends der im Untersuchungsgebiet 2014 und 2022 vorkommenden Arten im Vergleich zu den bundesweiten Trends zwischen 1980 und 2016 (BOWLER et al. 2022, S. 34) (Moorarten sind **fett** dargestellt, = Zunahme, = Abnahme, = Insignifikanter Trend / gleichbleibend)

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	2014 2022	1980 2016
<i>Calopteryx virgo</i>	Blauflügel-Prachtlibelle		
<i>Lestes viridis</i>	Gemeine Weidenjungfer		
<i>Coenagrion hastulatum</i>	Speer-Azurjungfer		
<i>Coenagrion puella</i>	Hufeisen-Azurjungfer		
<i>Enallagma cyathigerum</i>	Becher-Azurjungfer		
<i>Ischnura elegans</i>	Große Pechlibelle		
<i>Ischnura pumilio</i>	Kleine Pechlibelle		
<i>Lestes sponsa</i>	Gemeine Binsenjungfer		
<i>Lestes barbarus</i>	Südliche Binsenjungfer		
<i>Lestes dryas</i>	Glänzende Binsenjungfer		
<i>Lestes virens</i>	Kleine Binsenjungfer		
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	Frühe Adonislibelle		
<i>Aeshna affinis</i>	Südliche Mosaikjungfer		
<i>Aeshna cyanea</i>	Blaugrüne Mosaikjungfer		
<i>Aeshna juncea</i>	Torf-Mosaikjungfer		
<i>Aeshna mixta</i>	Herbst-Mosaikjungfer		
<i>Aeshna subarctica</i>	Hochmoor-Mosaikjungfer		
<i>Anax imperator</i>	Große Königlibelle		
<i>Cordulia aenea</i>	Falkenlibelle		
<i>Gomphus pulchellus</i>	Westliche Keiljungfer		
<i>Leucorrhinia dubia</i>	Kleine Moosjungfer		
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	Große Moosjungfer		
<i>Libellula depressa</i>	Plattbauch		
<i>Libellula quadrimaculata</i>	Vierfleck		
<i>Orthetrum cancellatum</i>	Großer Blaupfeil		
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	Nordische Moosjungfer		
<i>Somatochlora metallica</i>	Glänzende Smaragdlibelle		
<i>Sympetrum danae</i>	Schwarze Heidelibelle		
<i>Sympetrum sanguineum</i>	Blutrote Heidelibelle		

Grundsätzlich stellt sich die Frage, ob die Ergebnisse der Kartierungen aus 2014 mit den Ergebnissen aus 2022 vergleichbar sind und ob auch tatsächlich alle im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten erfasst werden konnten. Das methodische Vorgehen wurde mit Mathias Lohr, der die Untersuchung 2014 durchgeführt hat, abgestimmt, sodass dieses größtenteils übereinstimmt. Dennoch gibt es einen methodischen Unterschied, welcher dazu beitragen könnte, das Fehlen von Arten in 2022 zu erklären. Für die Untersuchung im Jahr 2014 wurden 14 Begehungen zwischen dem 25.04.2014 und 28.08.2014 durchgeführt. In dieser Untersuchung (2022) wurden nur acht Begehungen zwischen dem 05.05.2022 und dem 25.08.2022 durchgeführt.

Aufgrund des ungünstigen Wetters im September 2022 wurden keine weiteren Erfassungen durchgeführt. Zwischen Juni und August gab es im Mittel 6,7 Regentage pro Monat und die monatlichen Niederschlagssummen lagen zwischen 29 und 45,1 mm, bzw. bei 39 – 52 % vom langjährigen Mittel für die Periode zwischen 1991 – 2020, und können somit als vergleichsweise trocken angesehen werden. Der September war im Vergleich mit einer Niederschlagssumme von 77,7 mm bzw. 114 % vom langjährigen Mittel und 12 Tagen mit Niederschlägen von mehr als 1 mm sehr regenreich und mit einer Mittleren Temperatur von 13,3 °C auch eher kalt (WETTERKONTOR GMBH 2022).

Am 25.08.2022 hat die Summe erfasster Imagines bereits stark abgenommen (Abb. 27). Es wurden lediglich noch 138 Individuen beobachtet. Ebenfalls hat die Anzahl der festgestellten Arten zum selben Zeitpunkt abgenommen (Abb. 28). Es wurden nur noch acht Arten festgestellt. Die Arten, die 2022 fehlen, haben bis auf *A. subarctica* (vgl. 5.2) ihre Hauptflugzeit im Begehungszeitraum, weshalb davon ausgegangen werden kann, dass alle im Gebiet vorkommenden Libellenarten erfasst wurden.

Am ersten Begehungstermin am 05.05.2022 wurde lediglich 16 Imagines von zwei Arten (*C. aenea* und *P. nymphula*) beobachtet. Schon 6 Tage später, am 11.05.2022, wurden bereits 541 Imagines beobachtet. Die wenigen Beobachtungen können mit der Witterung und dem Tageswetter zusammenhängen, denn am 05.05.2022 lag die Höchsttemperatur bei 17,1 °C (Tiefstwert 3,3 °C und Mittelwert 10,5 °C) und es war teilweise bedeckt (8,7 Sonnenstunden). Das Wetter für den ersten Begehungstermin war somit nur bedingt geeignet, um Libellen zu erfassen. Es ist möglich, dass viele der Libellen, die am Folgetermin am 11.05.2022 erfasst werden konnten, bereits am ersten Begehungstermin geschlüpft waren, aber aufgrund der Witterung nicht geflogen sind und somit nicht mit der angewandten Methode erfasst werden konnten.

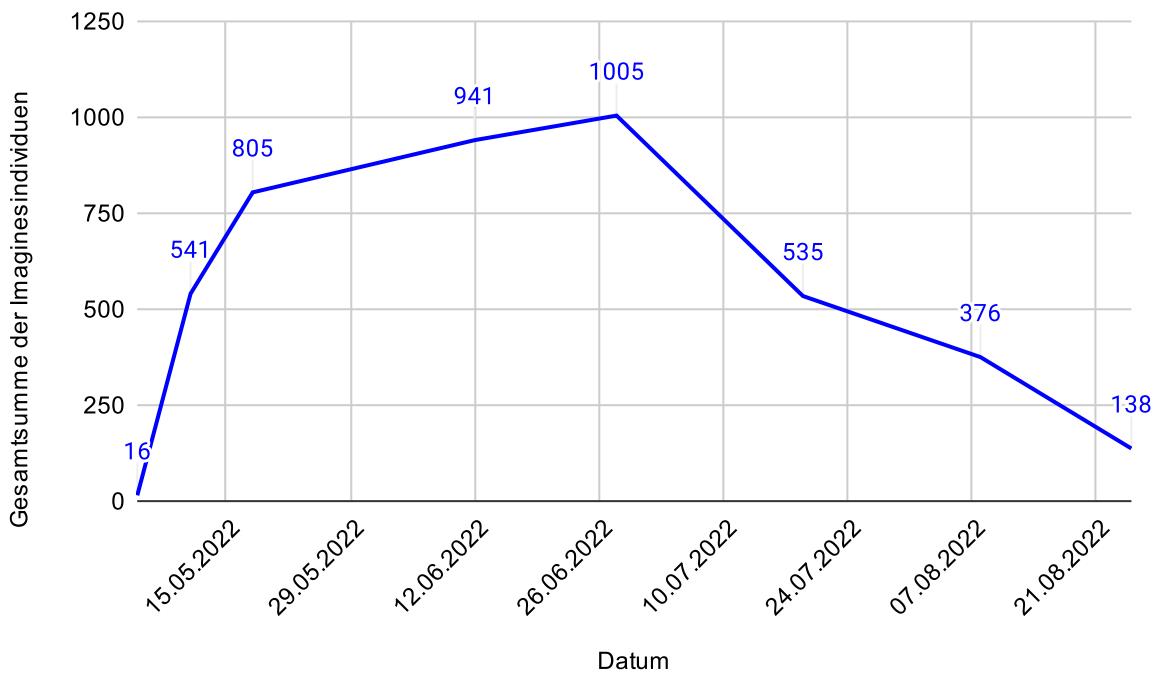


Abb. 27 Summe der beobachteten Imagines im Jahresverlauf 2022

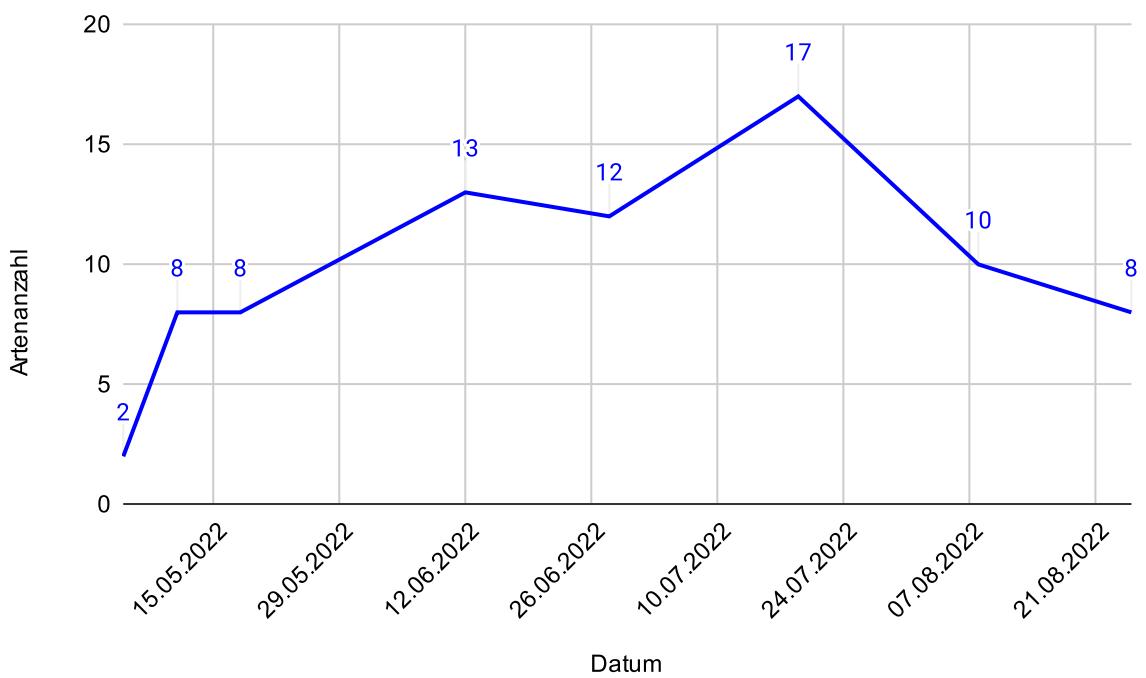


Abb. 28 Anzahl der Arten (Imagines) im Jahresverlauf 2022

5.2 Moorlibellenarten

Die beobachtete Abnahme zwischen 2014 und 2022 von acht auf sechs Moorlibellenarten bei gleichzeitiger Zunahme der Gesamtartenanzahl von 22 auf 24 deutet auf eine Verschlechterung des Moorlebensraumes im Untersuchungsgebiet hin. Dies zeigt auch eine Untersuchung nach der in gestörten Mooren mit Sekundärwässern die Diversität von Libellenarten besonders hoch ist und ein Vorkommen von Ubiquisten auf eine qualitative Verschlechterung des Moorlebensraums hinweist (KUHN & BURBACH 1998).

Eine allgemeine Erklärung für den Rückgang der Moorlibellenarten bei gleichzeitiger Zunahme anderer Libellenarten wird durch die biotische Homogenisierung gegeben, bei der sich die Biodiversität allgemein verringert. Hierbei werden in der Regel spezialisierte und endemische Arten durch bereits weitläufig verbreitete Generalisten ersetzt. Weitere Merkmale, die die Verdrängung einer Art beeinflussen sind große Größe, geringe Fruchtbarkeit, Seltenheit, geringe Ausbreitungsfähigkeit, Spezialisierung (Stenotopie) und eine schlechte Anpassung an menschliche Aktivität (MCKINNEY & LOCKWOOD 1999, S. 450–452). Viele dieser Merkmale treffen auf Moorlibellenarten zu, weshalb das Vorkommen der seltenen und empfindlicheren Moorlibellenarten abnimmt und die Gewässer mit häufiger vorkommenden, weniger anspruchsvollen Arten besiedelt werden.

Eine solche Homogenisierung wurde auch von OTT (2010) an Gewässern im deutschen Teil des Biosphärenreservats „Pfälzerwald - Vosges du Nord“ beobachtet. Hier konnte über einige Jahrzehnte gezeigt werden, wie die Moorarten *C. hastulatum*, *S. arctica* und *A. juncea* durch eher euryöke Arten wie *O. cancellatum*, *L. depressa*, *G. pulchellus*, *L. barbatus*, *I. pumilio* und *L. quadrimaculata* verdrängt wurden (OTT 2010, S. 132).

Da in dieser Arbeit ein besonderer Fokus auf die Moorlibellenarten gelegt wird, werden die neun Moorlibellenarten im Folgenden individuell tiefergehend betrachtet und die Ergebnisse interpretiert und diskutiert.

5.2.1 *Coenagrion hastulatum* (Speer-Azurjungfer)

Durch hohe Abundanzen von *C. hastulatum* an Gewässer 4 hat sich ihr Status zwischen 2014 und 2022 wenig verändert, wenn auch mit den Einschränkungen, dass keine Bodenständigkeit mehr an Gewässer 2 nachgewiesen werden konnte. Dafür konnten vereinzelt Tiere zusätzlich an Gewässer 5 und 6 beobachtet werden.

Die Art kommt mit ca. 60 gleichzeitig beobachteten Individuen in hoher Abundanz an Gewässer 4 vor.

Die Art erfährt in Nordrhein-Westfalen und dem Nordrhein-Westfälischen Bergland, wo sie als „vom Aussterben bedroht“ gilt (CONZE & GRÖNHAGEN 2011), sowie in den angrenzenden Ländern Niedersachsen, Hessen und den Niederlanden einen negativen

Bestandstrend, der vermutlich mit dem Rückgang der Moor- und Heidelebensräumen zusammenhängt. In Nordrhein-Westfalen kommt die Art vereinzelt und vor allem in der Westfälischen Bucht und dem Tiefland vor (ARTMEYER 2022), weshalb das festgestellte Vorkommen im Weserbergland bezüglich der allgemeinen Verbreitung eher untypisch ist. In Deutschland, wo die Art als „stark gefährdet“ gilt (OTT et al. 2015), wurde durch weitere Datenauswertung eine Abnahme der Art zwischen 1980 und 2016 bestätigt (BOWLER et al. 2021). Dass die Art dennoch 2014 wie auch 2022 im Untersuchungsgebiet festgestellt wurde, spricht für den naturschutzfachlichen Wert des Gebiets und seiner Gewässer.

Die Art besiedelt ein Spektrum an Stillgewässern, wobei Gewässer in Mooren oder anmoorige Gewässer im Wald besonders als Fortpflanzungshabitat genutzt werden. Die Primärbiotope werden als „Randgehänge und Laggs von Hochmooren [...]“ (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 179) beschrieben, was in etwa auch auf die Gewässer im Untersuchungsgebiet zutrifft. Die Präferenz der Art für saure Gewässer ergibt sich eher aus den Vegetationsstrukturen die in sauren Moorgewässern auftreten als dass der pH-Wert selbst eine direkte Rolle spielt (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 1999, S. 240). Außerdem bevorzugt die Art 30 – 70 cm hohe Verlandungsvegetation in besonnten Gewässern mit gehölzfreien Ufern (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 179).

Das Gewässer 4, an dem die Art 2022 ihren Verbreitungsschwerpunkt innerhalb des Untersuchungsgebiets hat, verfügt über ebendiese Bedingungen (Abb. 21 & Abb. 22), mit der Einschränkung, dass das Gewässer zum Großteil von Gehölzen umgeben ist. Das Gewässer ist zu etwa zwei Dritteln verlandet. Davon, dass der Verlandungsprozess zwischen 2014 und 2022 vermutlich weiter fortgeschritten ist, profitiert die Art. Hierdurch lässt sich der Anstieg in der Abundanz der Imagines erklären.

Gewässer 2, an dem die Art 2014 bodenständig nachgewiesen wurde und 2022 nur vereinzelte Imagines beobachtet wurden, hat eine größere freie Wasserfläche und ist nur kleinteilig verlandet. Ein Grund warum die Art hier nicht vorkommt kann sein, dass die Art den Flug über offene Wasserflächen meidet (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 183) und die Verlandungsvegetation zwischen 30 und 70 cm fast komplett fehlt. Hier sind die Ufer gehölzfrei und das Gewässer ist stärker besonnt als Gewässer 4, was die Art theoretisch bevorzugt. Da keine Exuvien und kein Fortpflanzungsverhalten der Art an dem Gewässer beobachtet wurde und Gewässer 2 nur etwa 200 m entfernt ist, konnte keine Bodenständigkeit für Gewässer 4 festgestellt werden. Die Art ist eher standorttreu und hält sich an ihrem Schlupfgewässer auf, wobei sie sich aber bei guten Habitatbedingungen auch mal mehrere Hundert Meter vom Gewässer entfernt.

Die Gewässer 1, 5, 6 eignen sich durch Flachwasserbereiche und Verlandungsvegetation ebenfalls für die Art als potenzielles Fortpflanzungsgewässer. Dass Gewässer 1 im

Jahresverlauf 2022 komplett ausgetrocknet ist, sollte das Überleben der Larven, die etwa 360 Tage Entwicklungszeit benötigen (GARDNER 1954), nicht unbedingt beeinflussen, denn die Larven schaffen es Trockenperioden von bis zu 3,5 Monaten zu überleben (VALTONEN 1986). An Gewässern 5 und 6 wurden vereinzelte Imagines beobachtet, was wie bei Gewässer 2 auch ein Hinweis auf eine zukünftige (Wieder-)Besiedelung der Art an diesen Gewässern darstellt.

Die Anzahl der Exuvien war mit sieben im Jahr 2014 und vier in 2022 ähnlich hoch. Bei der Suche der Exuvien von Kleinlibellen besteht die Schwierigkeit, dass es teilweise hunderte Exuvien gibt, von denen aber viele von häufigen Arten, wie *P. nymphula* oder *C. puella*, stammen. Zudem sind die Merkmale der Exuvien teilweise sehr klein und können nur mit einem guten Stereo-Binokular bestimmt werden.

5.2.2 *Lestes virens* (Kleine Binsenjungfer)

In Deutschland gilt *L. virens* als ungefährdet und steht in Nordrhein-Westfalen und dem Nordrhein-Westfälischen Bergland auf der Vorwarnliste (CONZE & GRÖNHAGEN 2011; OTT et al. 2015). Der Veränderung des deutschlandweiten Bestands der Art ist insignifikant bzw. gleichbleibend (BOWLER et al. 2022, S. 34). In Deutschland kommt die Art in kleinen Beständen weit verbreitet und in Nordrhein-Westfalen mäßig häufig vor (BOWLER et al. 2022, S. 34). Im Weserbergland kommt die Art nur in geringen Abundanzen vor (HEITZIG 2022), was durch diese Untersuchung bestätigt werden konnte, da 2022 nur insgesamt 22 Imagines beobachtet und 2014 maximal 15 Imagines gleichzeitig beobachtet und insgesamt 41 Exuvien der Art gefunden wurden. *L.virens* ist thermophil und kommt hauptsächlich unter 200 m üNN vor. Die Gewässer des Untersuchungsgebiets liegen auf etwa 440 m üNN, weshalb das Vorkommen hier überraschend erscheint. Allerdings breitet sich die Art, wie andere wärmeliebende Arten, bedingt durch den Klimawandel, aktuell aus. Ein Grund, warum die Art nicht im Bergland vorkommt, könnte sein, dass die Gewässer hier meist beständig sind, die Art aber von periodisch trockenfallenden Gewässern und schwankenden Wasserständen profitiert (LOHR 2010). Diese Bedingungen sind im Untersuchungsgebiet zumindest an Gewässer 1, 5, 6 und 8 gegeben. Die Art wurde 2022 an Gewässer 2 und 5 und im Jahr 2014 an Gewässer 2, 5 und 6 beobachtet, sodass sich das Vorkommen von *L. virens* im Untersuchungsgebiet insgesamt leicht verschlechtert hat. Somit tragen schwankende Wasserpegel nur bedingt zur Verteilung der Art im Untersuchungsgebiet bei. Eine geringe Gewässertiefe, starke Besonnung, sowie Vegetation mit aufragenden, das Gewässer wenig beschattende Pflanzenteilen, wie es beispielsweise bei Binsen (*Juncus spp.*), Sumpfbinsen (*Eleocharis spp.*), Seggen (*Carex spp.*) oder Schachtelhalmen (*Equisetum spp.*) der Fall ist, werden als Entwicklungsgewässer bevorzugt. Schilf- und

Rohrkolbenbestände hingegen werden gemieden (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 85). Gewässer 2 und 5, an denen die Art 2022 beobachtet wurde, erfüllen diese Bedingungen, wenn auch mit der Ausnahme das an Gewässer 2 in Teilbereichen Rohrkolbenbestände vorkommen und das Gewässer meist mehr als 100 cm tief ist. Dennoch weist Gewässer 2 auch flachere Bereiche auf. Somit ist nicht auszuschließen, dass die Art sich auch an Gewässer 2 fortpflanzt, wenn auch bei dieser Untersuchung dafür keine Hinweise gefunden werden konnten. 2014 wurde die Art zusätzlich an Gewässer 6 mit Imagines beobachtet. Dieses Gewässer ist ebenfalls stark besonnt, teilweise flach und verfügt über entsprechend Vegetationsstrukturen, weshalb sich dieses Gewässer generell auch als Fortpflanzungshabitat eignet. Der Besatz des Gewässers durch Fische ist für die Larvalentwicklung kein Ausschlusskriterium (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 1999, S. 421).

5.2.3 *Aeshna juncea* (Torf-Mosaikjungfer)

A. juncea ist zusammen mit *L. virens* eine der am wenigsten gefährdeten vorkommenden Moorlibellenarten. *A. juncea* wird in Deutschland und dem Bergland in Nordrhein-Westfalen der Vorwarnliste und in Nordrhein-Westfalen als „gefährdet“ eingeordnet (CONZE & GRÖNHAGEN 2011; OTT et al. 2015). Der Bestandstrend für Deutschland zeigt für die Art zwischen 1980 und 2016 weder eine Zu- noch Abnahme (BOWLER et al. 2022, S. 34).

Auch für diese Untersuchung ist keine klare Veränderung des Bestands zu erkennen. *A. juncea* kommt 2022 an sechs Gewässern und an der Hälfte dieser mit Hinweisen oder Nachweisen auf Bodenständigkeit vor, während es 2014 noch vier der sieben Gewässer waren. Allerdings gab es durch insgesamt 264 Exuvienfunde im Jahr 2014 an zwei zusätzlichen Gewässern Bodenständigkeitsnachweise. Mit Vorkommen an sechs Gewässern 2022 und vier im Jahr 2014 ist die Art in beiden Untersuchungen die Moorlibellenart mit den meisten Nachweisen im Untersuchungsgebiet.

Die Art gilt in Nordrhein-Westfalen als mäßig verbreitet. Bei den meisten Beobachtungen werden Einzeltiere oder wenige Individuen, vor allem patrouillierende Männchen, ange troffen (OLTHOFF 2022a). Dies bestätigen die Beobachtungen in 2022, bei denen maximal vier gleichzeitig an einem Gewässer patrouillierende männliche Tiere dokumentiert werden konnten. 2014 wurden an Gewässer 4 zwölf Tiere gleichzeitig beobachtet, was demnach für eine eher größere Population der Art im Untersuchungsgebiet spricht.

A. juncea besiedelt ein breites Spektrum an Moorgewässern unterschiedlicher Strukturen und Größen, ist aber nicht streng an Moore gebunden (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 355–359). Mit zunehmender Höhe besiedelt die Art zudem verschiedene Stillgewässer und verliert in der Bindung zu Moor- und Heidegewässern. In Mittelgebirgen werden auch nährstoffarme Artenschutzgewässer oder Löschteiche akzeptiert. So wurde im Kreis

Siegen-Wittgenstein beispielsweise die Besiedlung von torfmoosfreien Gewässern, neben den sonst bevorzugten moorigen Waldtälern und Hangquellmooren, durch *A.juncea* beobachtet (BELZ & FUHRMANN 2000).

Diese Befunde erklären, warum die Art an sechs von acht Gewässern im Untersuchungsgebiet im Jahr 2022 vorkommt. So kommt an Gewässern 3, 7 und 8 keine Torfmoose (*Sphagnum spp.*) vor, dennoch wurde die Art an diesen Gewässern beobachtet.

Die Art präferiert große und tiefe Gewässer die gut besonnt sind und eine ausgeprägte Verlandungszone haben (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 356–357). Das Vorhandensein vertikaler Vegetationsstrukturen wie Binsen (*Juncus spp.*), Sumpfbinsen (*Eleocharis spp.*), Seggen (*Carex spp.*) oder Wollgras (*Eriophorum spp.*) wird zur Eiablage bevorzugt (PETERS 1987). Dass die Art 2022 nicht an Gewässer 1 festgestellt werden konnte, könnte durch die sehr geringe Tiefe von weniger als 20 cm und der geringen Größe von etwa 70 m² erklärt werden. Ein Grund für das Fehlen von *A. juncea* an Gewässer 4 könnte zudem die eingeschränkte Besonnung von etwa 35 % sein (Tab. 8).

5.2.4 *Aeshna subarctica* (Hochmoor-Mosaikjungfer)

Die Moorlibellenart *A. subarctica* ist in Deutschland und Nordrhein-Westfalen „vom Aussterben bedroht“ (CONZE & GRÖNHAGEN 2011; OTT et al. 2015) und wurde 2014 an Gewässer 2 beobachtet. Es wurde allerdings nur ein einziges Individuum beobachtet, wobei es sich vermutlich um ein zugeflogenes Tier aus der weiteren Umgebung handelt. Ein bodenständiges Vorkommen konnte nicht festgestellt werden. Dazu passt, dass etwa 90 % der Tiere von ihrem Schlupfgewässer abwandern und bis zu 10 km Entfernung fliegen um dort ihre ca. 30 – 45 Tage dauernde Reifungszeit in Waldlichtungen oder an besonnten Orten zu verbringen.

2014 waren die Lebensraumbedingungen für diese Art in einigen Bereichen von Gewässern 2 und 5 gegeben (mdl. Mitteilung Mathias Lohr 2022). Das von der Art typischerweise besiedelte Habitat sind Verlandungszonen von Hoch- und Übergangsmooren, wobei insbesondere Torfmoose (*Sphagnum spp.*) (Schwingrasen) zur Reproduktion genutzt werden (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 2000, S. 97–98). Torfmoose und Verlandungszonen wurden an Gewässern 1, 2, 5 und 6 festgestellt, wobei Gewässer 2 im Jahresverlauf ausgetrocknet und Gewässer 6 mit Goldfischen besetzt ist.

Somit kann zwar nicht ausgeschlossen werden, dass sich die Art mittlerweile im Untersuchungsgebiet fort gepflanzt hat und bodenständig geworden ist, dennoch konnte bei der Untersuchung 2022 kein Vorkommen von *A. subarctica* festgestellt werden.

Verlandungszonen und Torfmoose wurden an den Gewässern 1, 2, 5 und 6 festgestellt, sodass an diesen Gewässern die Habitatbedingungen weiterhin, zumindest teilweise,

erfüllt waren. Andere Quellen zeigen, dass für *A. subarctica* zwar eine enge Bindung an Torfmoose (*Sphagnum spp.*) bzw. Sichelmoose (*Drepanocladus spp.*) als Substrat zur Eiablage festgestellt wurde (SCHMIDT 1964), jedoch legt die Art ebenso auf Algenwatten, Seggenrhizome oder Schaumstoff ihre Eier ab (STERNBERG 1990). Bei der Art ist also keine direkte Bindung an Torfmoose und somit an Moorstandorte gegeben, was bedeutet, dass vermutlich weitere Gewässer auch als potenzielles Habitat für Art in Frage kommen. Die beschränkenden Faktoren sind hier vor allem die Bindung an Hochmoore und der starke Rückgang dieser in ganz Deutschland. Für Deutschland konnte durch eine Datenauswertung zwischen 1980 und 2016 keine signifikante Bestandsveränderung festgestellt werden (BOWLER et al. 2022, S. 34), was potenziell damit zu erklären ist, dass die Art generell schon selten ist und meist nur lokal vorkommt und die Bestandsveränderung auf Basis von Vorkommen auf Ebene der Messtischblattquadranten durchgeführt wurde. In Nordrhein-Westfalen kommt die Art nur sehr lokal an Moorstandorten vor, insbesondere Richtung Norden, und gehört zu den seltensten Arten in Nordrhein-Westfalen (ALETSEE et al. 2016).

Die Bestimmung dieser Art im Feld ohne Fang ist besonders schwierig, da die augenscheinlichen Unterschiede zur *A. juncea*, welche als Doppelgänger gilt, nur unsicher sind und die zuverlässigen Merkmale zur Unterscheidung (Gesichtsnaht von konstanter Dicke bei *A. subarctica* und bei *A. juncea* verengend) nur sicher in der Hand erfolgen können. Hinweise auf *A. subarctica* ergibt beispielsweise die allgemeine Erscheinung (dunkler und einheitlicher gefärbt und Costa eher braun als gelb) (DIJKSTRA et al. (Hrsg.) 2021).

Da die Art bereits 2014 vermutlich nur als Gast im Gebiet erfasst wurde und die Art durch die Untersuchung 2022 nicht festgestellt werden konnte, kann nur bedingt von einer Verschlechterung der Situation für die Art im Untersuchungsgebiet die Rede sein. Auch wenn die Habitatbedingungen zur Fortpflanzung an einigen Stellen weiterhin vorhanden sind, kann die Beobachtung 2014 auch nur ein Hinweis auf ein passendes Reifungshabitat oder ein Vorkommen in weniger als 10 km Entfernung hindeuten.

Eine weitere Erklärung, warum die Art nicht beobachtet werden konnte, könnte sein, dass die Art zwar im Mai bereits schlüpft, aber in der Regel vor Juli selten ist und Ihre Hauptflugzeit im August und September hat (DIJKSTRA et al. (Hrsg.) 2021, S. 164–165). Die letzte Begehung erfolgte aber bereits am 25.08.2022 (vgl. 5.1), also noch vor Ende der eigentlichen Hauptflugzeit. Andererseits konnte *A. subarctica* 2014 auch zwischen Mai und August beobachtet werden. Die Phänologie im Nachbarbundesland Niedersachsen (inkl. Bremen) beschreibt für 2022 einen Erstnachweis am 02.07.2022, die erste Reproduktionsaktivität am 16.08.2022 und einen letzten Fund am 11.09.2022 (AG LIBELLEN IN NIEDERSACHSEN UND BREMEN 2022).

5.2.5 *Leucorrhinia dubia* (Kleine Moosjungfer)

L. dubia ist für Deutschland als „gefährdet“ und für Nordrhein-Westfalen, wie auch für das Nordrhein-Westfälische Bergland, als „stark gefährdet“ eingestuft (CONZE & GRÖNHA-GEN 2011; OTT et al. 2015). Diese Einschätzung wird durch die Datenauswertung von Beobachtungen der Art in Deutschland zwischen 1980 und 2016 bestätigt, da hier eine signifikante Abnahme der Art festgestellt wurde (BOWLER et al. 2022, S. 34). Die Art zählt in Nordrhein-Westfalen zu den seltenen Arten und hat ihre Verbreitungsschwerpunkte dort, wo sich Moor- und Heidegebiete befinden (OLTHOFF & IKEMEYER 2003).

Beobachtungen in Nordrhein-Westfalen beschränken sich meist auf Vorkommen mit wenigen Imagines (BUSSMANN 2000). Vorkommen mit hoher Individuenzahl, von beispielsweise 300 gleichzeitig beobachteten Imagines, sind selten (JÖDICKE et al. 1989; SCHMIDT 1983).

Allgemein positiv zu bewerten ist, dass *L. dubia* 2022 an den gleichen Gewässern wie 2014 vorkommt. Dadurch ergibt sich eine gleichbleibende Stetigkeit der Art im Gebiet, was für die Gewässer auf eine unveränderte Bedeutung der Gewässer 2 und 5 schließen lässt. Allerdings wurde sie 2014 in deutlich höheren Abundanzen von etwa 30 Individuen pro Gewässer und nur vereinzelt, mit maximal neun Individuen, im Jahr 2022 festgestellt. Das deutet auf eine quantitative Verschlechterung des Vorkommens der Art hin, wobei vor allem zu erwähnen ist, dass 2014 in Summe 516 Exuvien und durch diese Untersuchung keine Exuvien gefunden wurden. Dennoch lässt sich *L. dubia* für 2022 als wahrscheinlich bodenständig einordnen, da Fortpflanzungsverhalten der Art zumindest an Gewässer 2 beobachtet wurde.

Die Art bevorzugt vorzugsweise oligotrophe bis mesotrophe Hoch- und Übergangsmoore mit flutenden Moosen, Kolken und Schlenken. Es werden aber auch Sekundärwässer in Steinbrüchen sowie Sand- oder Kiesgruben genutzt (DIJKSTRA et al. (Hrsg.) 2021, S. 276; WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 635).

Durch Experimente konnte für *L. dubia* gezeigt werden, dass die Selektion des Eiablageorts auf einer Kombination von Gewässergröße, Uferbeschaffenheit, Vegetationsstrukturen, Gewässertiefe und Temperatur basiert (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 1999, S. 116). Das wiederum zeigt, dass die Art weniger an den Wasserchemismus gebunden ist als an die Gewässer- und Vegetationsstrukturen, die in Mitteleuropa meist in Mooren vorkommen. Durch eine weitere Untersuchung konnte gezeigt werden, dass sich die Larven von *L. dubia* in Gewässern mit anderem Chemismus, als dem von oligotrophen sauren Gewässern, teilweise sogar besser entwickeln (STERNBERG 1990; STERNBERG 1985). Eine Untersuchung von Sternberg (1990) zeigte in Laborexperimenten, dass sie nicht an pH-Werte

gebunden sind und auch die Larven fünf weiterer Moorarten keine signifikante Präferenz auf einem Gradienten zwischen pH 3 bis 7 zeigten.

Als Eiablatesubstrat und als Kleinlebensraum für Larven präferiert die Art Torfmoose (*Sphagnum spp.*), die an den Gewässern 2 und 5, an welchen die Art beobachtet wurde, und an Gewässer 1 und 6 vorkommen. Durch das Vorkommen von Fischen im Gewässer, verringert sich die Bestandsdichte der Art und die Rücken- und Seitendornen der Larven entwickeln sich kräftiger und sind länger. Das könnte erklären warum die Art an Gewässer 6, welche mit Goldfischen (*Carassius gibelio forma auratus*) besetzt ist nicht vorkommt, obwohl sich das Gewässer sonst, zumindest bedingt, als Reproduktionsgewässer eignet, da hier die für die präferierten Vegetationsstrukturen (Seggen *Carex spp.*, Binsen *Juncus spp.*, Wollgräser *Eriophorum spp.*) sowie flutende Moose und weitere submerse Vegetation und Flachwasserzonen vorhanden sind (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 634–639). Da das Gewässer 1 nur bis zu 20 cm tief ist, im Jahresverlauf größtenteils ausgetrocknet war und die Larven ein Austrocknen oder Durchfrieren während ihrer zweijährigen Entwicklungszeit nicht tolerieren (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 634–639), kommt das Gewässer 1 nicht als geeignetes Entwicklungsgewässer für *L. dubia* in Frage.

Dass *L. dubia* weiterhin wahrscheinlich auch bodenständig im Untersuchungsgebiet vorkommt, zeigt, dass die Gewässer 2 und 5 weiterhin für die Art geeignete wertvolle Entwicklungsgewässer darstellen.

5.2.6 *Leucorrhinia pectoralis* (Große Moosjungfer)

Durch den Fund von 15 Exuvien stellt Gewässer 5 eines der größten bekannten Vorkommen von *L. pectoralis* im Weserbergland und in Nordrhein-Westfalen dar. Somit ist das Vorkommen der Art im Untersuchungsgebiet im Jahr 2014 von überregionaler (mdl. Mitteilung Mathias Lohr 2022) und zeigt die hohe naturschutzfachliche Bedeutung des Untersuchungsgebiets.

Die Art ist in Deutschland „gefährdet“ und zählt in Nordrhein-Westfalen sowie dem Nordrhein-Westfälischen Bergland zu den „vom Aussterben bedrohten“ (CONZE & GRÖNHA GEN 2011) und seltenen Arten (CONZE 2022). Bezuglich der Anzahl der Messtischblattquadranten ist für die Art keine signifikanter Ab- oder Zunahme auf Bundesebene zu erkennen (BOWLER et al. 2022, S. 34).

Dass vier Imagines der Art im Jahr 2022 an Gewässer 2 beobachtet werden konnten, wenn auch ohne Bodenständigkeitsnachweis, deutet darauf hin, dass sich hier, trotz ihrer teils hohen Mobilität, nicht nur ein einzelnes Tier hin verirrt hat, sondern, dass sich die Art an den Gewässern im Mörh fort gepflanzt haben könnte. Demnach scheint es sehr

wahrscheinlich, dass sich zwischen 2014 und 2022 zumindest eine kleine Restpopulation in den Gewässern des Mört h erhalten hat.

Eine Erklärung dafür, dass die Art 2022 an Gewässer 5 nicht mehr festgestellt werden konnte, könnte sein, dass, bedingt durch den fortschreitenden Birkenaufwuchs und die dadurch zunehmende Beschattung, die Habitatpräferenz für Besonnung nicht mehr erfüllt werden konnte (vgl. Abb. 34).

Außerdem könnte dadurch, dass *Leucorrhinia*-Arten sehr empfindlich auf austrocknende oder trockengefallene Sphagnum-Moore reagieren (BUCZYNSKI & STANIEC 1998; GÜNTHER 2012) und, zumindest für 2022, ebendiese Bedingungen an Gewässer 5 beobachtet wurden, das Fehlen der Art erklärt werden. Zusätzlich führt die jahreszeitlich bedingte Austrocknung von Torfmoosen, bedingt durch Mineralisationsprozesse der organischen Substanz und den Eintrag von Nährstoffen, im Laufe der Zeit zu einer dauerhaften Veränderung der Struktur und Zusammensetzung der Vegetation und somit zum Verlust geeigneter Mikrohabitatem, die von Moorarten wie *L. pectoralis* besiedelt werden (BERNARD et al. 2002).

Der Besatz durch Goldfische an Gewässer 6 kann sich neben andre Art auch für *L. pectoralis* negativ auswirken. Eine Untersuchung zeigt beispielsweise, dass *L. pectoralis* nur an fischfreien Torfgewässern schlüpfen konnte und auch die Exviendichte von Anisopteren (Großlibellen) an fischfreien Gewässern signifikant höher war (WILDERMUTH 2011, S. 100–103).

Eine Erklärung für die Größe des Vorkommens 2014 und die Verschlechterung der Stetigkeit der Art im Untersuchungsgebiet könnte der starke Einflug der Art im Jahr 2012 aus dem Osten Deutschlands sein. Der Einflug betraf den Westen Deutschlands, Ostfrankreich, Belgien und reichte bis Südengland (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 647). Die Larvalentwicklungszeit von *L. pectoralis* beträgt zwei Jahre, selten auch drei (WILDERMUTH 1993), und unterstreicht den potenziellen Zusammenhang zu dem Einflug aus 2012 und der erhöhten Schlupfabundanz im Untersuchungsgebiet in 2014.

Der fehlende Nachweis von Exuvien von *L. pectoralis* könnte daran liegen, dass zum falschen Zeitpunkt nach Exuvien gesucht wurde. Sternberg & Buchwald (2000) nennen für die Schlupfperiode Ende April/Anfang Mai bis Mitte Juni und dass sie etwa 27 bis 59 Tage dauern kann (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 2000, S. 419). Andere Autoren nennen nur die erste Maihälfte als Schlupfzeit (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 647). Laut der Erfassungstermine für das bundesweite Monitoring sollen für *L. pectoralis* zwischen Ende April und Mitte Mai fünfmalig Exuvien gesucht werden (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN 2022).

Von den vorgeschlagenen Erfassungstermine für die Exuviensuche wurde aufgrund des kalten und nassen Aprils insofern abgewichen, dass eine Erfassung im April nicht stattfand und der erste Erfassungstermin an dem auch Exuvien gesammelt wurden der 05.05.2022 war.

Die Phänologie im Nachbarbundesland Niedersachsen (inkl. Bremen) gibt als frühste Beobachtung den 15.05.2022 an (AG LIBELLEN IN NIEDERSACHEN UND BREMEN 2022). Dies ist vermutlich auch die frühste Beobachtung der Art bundesweit für 2022. Bundesweit wurden die meisten Beobachtungen im Mai und Juni gemacht, wobei im Juni mit 898 Individuen von verifizierten Beobachtungen mehr als doppelt so viele wie im Mai, wo 375 Individuen beobachtet wurden (OBSERVATION.ORG 2022).

An der nächstgelegenen Wetterstation Lügde-Paenbruch gab es im Februar 2022 mit 89,9 mm 38 % und im April mit 58,9 mm 20 % mehr Niederschlag im Vergleich zum Mittelwert der Jahre 1991 bis 2020. Die mittlere Monatstemperatur für den April 2022 lag mit 7,5 °C um 1,1 °C niedriger als der Mittelwert der Jahre 1991 bis 2020 (WETTERKONTOR GMBH 2022).

In der für das bundesweite Monitoring oben beschrieben Schlupfzeit wurden in dieser Untersuchung nur drei anstelle von fünf Begehungen zwischen dem 05.05.2022 und dem 18.05.2022 durchgeführt. Insgesamt wurden an fünf Terminen bis einschließlich dem 28.06.2022 Exuvien gesammelt. Im Schnitt lagen zwischen diesen Begehungsterminen 13,3 Tage.

Zusätzlich könnte der Niederschlag die Exuvien von der Vegetation heruntergespült haben, denn bei einer Untersuchung wurde gezeigt, dass schon nach sieben Tagen (12 Tage im Mittel) die Hälfte einer Population der Art geschlüpft sein kann (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 2000, S. 419) und somit der richtige Zeitpunkt zum Sammeln entscheidend sein kann.

Hinzukommt kommt, dass Teile der Vegetation der Gewässer unzugänglich waren, da sich entweder die Vegetation zu weit vom Ufer entfernt im Gewässer befand oder die Bodenverhältnisse durch Einsinken und Steckenbleiben ein Sammeln der Exuvien nicht zuließ. Eine weitere Erklärung für das Fehlen von Exuvien von *L. pectoralis* kann dadurch begründet werden, dass ihre Vorkommen oftmals sehr unstetig sind. So unterliegt die Art großen Schwankungen (Masewechsel). In Mooren mit mehreren benachbarten Torfstichen wurde beobachtet, dass sich die Anzahl geschlüpfter Tiere von Jahr zu Jahr um den Faktor Hundert ändern kann. Ebenso kann der Schlupf an einzelnen Gewässern ein bis zwei Jahre komplett ausbleiben (BENKEN 1989, S. 144; WILDERMUTH 1992).

Eine Untersuchung aus der Schweiz zeigt, dass sich *L. pectoralis* dort nur in Gebieten mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8 – 8,5 °C fortpflanzt (WILDERMUTH 1992). Die

Entwicklungszeit der Larven dauert in der Regel zwei Jahre, selten auch drei (WILDERMUTH 1993). Im Jahr 2012, also zwei Jahre bevor der ein Schlupf der Art von Lohr in 2014 festgestellt wurde, lag die Jahresmitteltemperatur bei 8,7 °C, 2013 bei 8,2 °C und 2014 bei 10 °C (Abb. 29) und entspricht damit, zumindest für den größten Zeitraum der Larvenentwicklung, den von Wildermuth (1992) beschreiben Bedingungen zur Fortpflanzung. Zwei Jahre vor der aktuellen Untersuchung, also im Jahr 2020, lag die Jahresmitteltemperatur bei 10,1 °C und 2021 bei 8,9 °C und ist damit höher als die von Wildermuth (1992) beschriebene Temperatur. Das könnte erklären warum bei der Untersuchung 2022 keine Exuvien gefunden wurden. Auch wenn die Untersuchung von Wildermuth (1992) die Temperaturbedingung für die Fortpflanzung von *L. pectoralis* genau zu beschreiben scheint, ist der Jahresmittelwert nur ein statistischer Mittelwert der stark von auch nur kurzzeitigen extremen Witterungsverhältnissen beeinflusst wird. Hier sollten eher lokalen und teilweise mikroklimatischen Temperaturverhältnisse der Larven im Gewässer und der Imagines zur Flugzeit betrachtet werden.

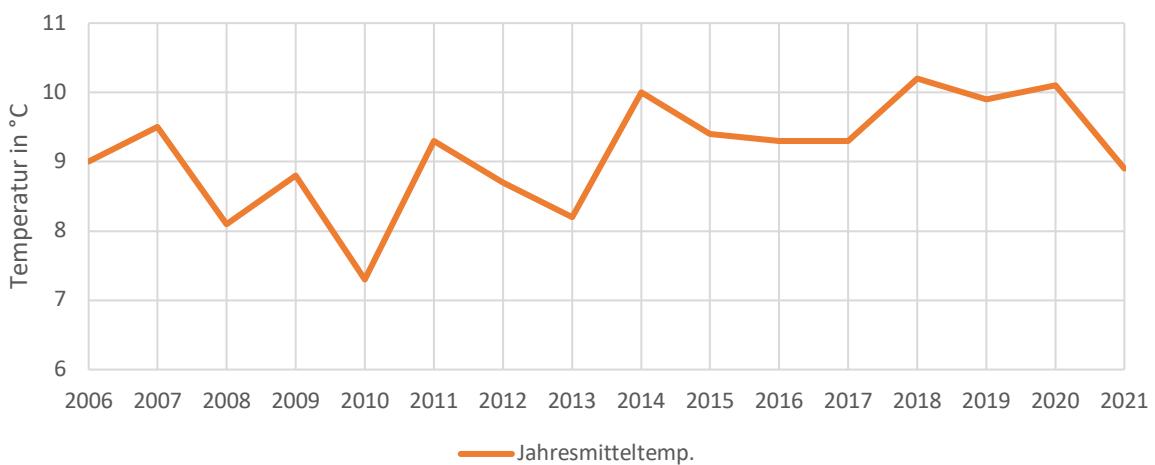


Abb. 29 Jahresmitteltemperatur zwischen 2006 und 2021

Limnochemischen Messungen in Fortpflanzungsbiotopen von *L. pectoralis* scheinen zu zeigen, dass oligo- bis schwach eutrophe, neutrale bis saure Gewässer mit (sehr) niedrigem bis mittlerem Calcium- und Elektrolytgehalt bevorzugt werden und bei hohen Leitfähigkeitswerten immer noch kleine Populationen entstehen können (SCHIEL & BUCHWALD 1998, S. 28–37). Es wurden auch erhöhte Schlupfabundanzen in mesotrophen bis schwach eutrophen Gewässern festgestellt, während sich oligotrophe bis dystrophe oder eutrophe Gewässer als weniger geeignete Reproduktionslebensräume erwiesen haben (WILDERMUTH 1992). Im Vergleich zu *L. dubia* und *L. rubicunda* kommt die Art ebenfalls in mesotrophen Randgewässern, mit weniger sauren und nährstoffärmeren Verhältnissen sowie mittlere Verlandungsstadien, zurecht (DIJKSTRA et al. (Hrsg.) 2021, S. 278).

Dennoch deuten Untersuchungen darauf hin, dass *L. pectoralis* ein breites Spektrum hydrochemischer Bedingungen tolerieren kann (BUCZYŃSKI 2001; RYCHŁA 2015, S. 15). Es wurde auch gezeigt, dass Libellen eutropher Gewässer scheinbar weniger von den hydrochemischen Parametern beeinflusst werden, als von den dadurch bedingten Vegetationsstrukturen (SCHLÜPMANN 1995).

5.2.7 *Leucorrhinia rubicunda* (Nordische Moosjungfer)

L. rubicunda, die in Nordrhein-Westfalen als „stark gefährdet“, für Deutschland als „gefährdet“ (CONZE & GRÖNHAGEN 2011; OTT et al. 2015) eingestufte ist und eine negative Bestandsentwicklung zwischen 1980 und 2016 erfahren hat (BOWLER et al. 2022, S. 34), kam 2014 noch bodenständig im Untersuchungsgebiet an Gewässer 5, sowie wahrscheinlich bodenständig an Gewässer 2, vor. 2022 konnte die Art nicht mehr erfasst werden, was einen Verlust der Art für das Untersuchungsgebiet darstellt. In Nordrhein-Westfalen zählt die Art zu den seltenen Arten, kommt hier aber in zahlreichen Mooren in sehr hohen Dichten vor und ähnelt in ihrer Verbreitung *L. dubia* (OLTHOFF 2022b). Ihre bevorzugten Habitate entsprechen ebenfalls in etwa denjenigen von *L. dubia*, wobei ihr Spektrum an genutzten Habitaten breiter ist. Die Art kommt zusätzlich auch an Wald- und Heideweihern mit moorartigen Bedingungen sowie nährstoffarmen Gewässern auf Sand vor. Die Larven von *L. rubicunda* können zeitweises Austrocknen in submersen und flutenden Torfmoosbeständen auf Schlamm oder Mudde überstehen (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 651–655). Gewässer 1, welches zumindest zeitweise 2022 ausgetrocknet war und, wie auch Gewässer 2, 5 und 6, mit reichlich Verlandungsvegetation und Torfmoosvorkommen (*Sphagnum spp.*) ausgestattet ist, wäre zumindest bedingt für die Art geeignet. Da die Art, wie *L. dubia*, ebenfalls empfindlich auf Fischvorkommen in Gewässern reagiert (CLAUSNITZER 1983, S. 84–86; WOLF 1998, S. 200–201) eignet sich Gewässer 6, in dem viele Goldfische (*Carrassius gibelio* forma *auratus*) vorkommen, nur schlecht als Entwicklungsgewässer.

Warum die Art 2014 zusammen mit *L. dubia* an Gewässern 2 und 5 vorkam und 2022 nicht mehr festgestellt werden konnte, kann damit zusammenhängen, dass 2014 an Gewässer 2 nur ein Imagine, an Gewässer 5 maximal zwei Imagines gleichzeitig beobachtet und zwei Exuvien gefunden werden konnten und damit generell schon eine sehr kleine Population darstellte. Das Fehlen ist überraschend, da *L. dubia* an denselben Gewässern weiterhin vorkommt. Es kann auch an Veränderungen der Vegetationsstrukturen liegen, zu welchen keine Daten von 2014 vorliegen.

Die Art gilt für Mitteleuropa als am frühesten fliegende Moosjungfer, die von Mitte April bis Anfang August mit Höhepunkt zwischen Mitte Mai und Mitte Juni fliegt (DIJKSTRA et al. (Hrsg.) 2021, S. 276–277). Die Phänologie der Art in 2022 in Niedersachsen und Bremen

beschreibt als früheste beobachtete Emergenz den 19.04.2022, als letzte Emergenz den 08.05.2022 und als letzte Beobachtung der Art den 23.06.2022 (AG LIBELLEN IN NIEDERSACHSEN UND BREMEN 2022). Auch wenn sich für viele Arten die Phänologie mit zunehmender Höhe nach hinten verschiebt, könnte dennoch das Fehlen dadurch erklärt werden, dass zum Zeitpunkt der ersten Begehung und Exuviensuche am 05.05.2022 die Tiere bereits zum Großteil geschlüpft waren. Die Gründe für den Verlust der Art sind jedoch wahrscheinlich vielfältiger und können durch diese Untersuchung nicht abschließend geklärt werden.

5.2.8 *Sympetrum danae* (Schwarze Heidelibelle)

S. danae gilt für Deutschland als auch für das Bergland Nordrhein-Westfalens als „ungefährdet“. Für Nordrhein-Westfalen steht die Art auf der Vorwarnliste (CONZE & GRÖNHA-GEN 2011; OTT et al. 2015). Der bundeweite Bestandstrend zwischen 1980 und 2016 zeigt eine negative Entwicklung für die Art (BOWLER et al. 2022, S. 34). In Nordrhein-Westfalen kommt die Art häufig vor und ist in allen Naturräumen vertreten. In der Regel werden in Nordrhein-Westfalen Einzeltiere und kleinere Vorkommen bis 30 Tiere beobachtet, wobei auch Massenvorkommen mit tausenden Tieren möglich sind (JOEST 2022).

Die Ergebnisse deuten für *S. danae* auf eine Verschlechterung des Zustands des Vorkommens im Untersuchungsgebiet hin, da keine Hinweise auf Bodenständigkeit mehr erfasst werden konnten und sich die Anzahl der Gewässer, an der die Art vorkommt, von drei 2014 auf eins in 2022 verringert hat. Das Gewässer 6, an dem die Art 2022 beobachtet wurde, erfüllt die Habitatbedingungen der Art zumindest in der Flachwasserzone, die etwa ein Drittel des Gewässers ausmacht. Hier gibt es die von der Art präferierten flachen und dadurch zumindest teilweise fischfreien (DIJKSTRA et al. (Hrsg.) 2021, S. 284) Bereiche, die besonnt und thermisch begünstigt sind und niedrige Vegetationsstrukturen (BELZ & FUHRMANN 2000; HÜBNER 1988) aufweisen. Eine quantitative Verschlechterung des Vorkommens an Gewässer 6 gab es in dem Maße, dass 2014 noch 30 Individuen gleichzeitig beobachtet werden konnten und 111 Exuvien der Art gefunden wurden (Tab. 7), während 2022 nur noch maximal 5 Individuen gleichzeitig an dem Gewässer beobachtet werden konnten. Das Gewässer 6 wurde erst 2013, also ein Jahr vor der Erfassung im Jahr 2014, angelegt und hatte demnach vermutlich noch Pioniercharakter und keinen Fischbesatz. Eine ähnliche Populationsentwicklung mit besonders hoher Abundanz in der Pionierphase wurde für die Art bereits in einer anderen Untersuchung festgestellt (HÜBNER 1988, S. 139).

2014 kam die Art zusätzlich an Gewässern 2 und 5 vor, wo sie 2022 nicht mehr nachgewiesen werden konnten. An Gewässer 5 hatte die Art bereits 2014 mit fünf beobachteten

Individuen keine so große Population wie im gleichen Jahr an Gewässer 6, welches vermutlich durch den Birkenaufwuchs in den letzten Jahren stärker beschattet wurde. Die gewässernahen Vegetationsstrukturen (Binsen *Juncus spp.*) sind größtenteils sehr dicht, was für die Art suboptimal ist.

Da *S. danae* auch neu angelegte vegetationsarme Gewässer besiedelt, wie es Gewässer 6 2014 noch war (BELZ & FUHRMANN 2000; HÜBNER 1988), wäre ein Vorkommen der Art an dem 2019 angelegten Gewässer 8 ebenfalls möglich. Durch den schwankenden Wasserstand sind hier thermisch begünstigte flache Bereiche aber erst im Laufe des Jahres entstanden, was erklären könnte, warum die Art hier nicht beobachtet wurde. Eine Bindung an Torfmoose oder andere Pflanzenarten wurde für die Art nicht nachgewiesen (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 737).

5.2.9 *Somatochloa arctica* (Arktische Smaragdlibelle)

Die in dieser Untersuchung sowie in 2014 nicht festgestellte *S. arctica* wird der Vollständigkeit halber aufgeführt, um alle potenziell vorkommenden Moorlibellenarten zu behandeln. Für die in Nordrhein-Westfalen extrem seltene Art sind nur sechs Vorkommen bekannt, von welchen das nächstgelegene mit rezenten Nachweisen, das nördlich der Senne liegende Hiddeser Bent ist, wo die Art 2009 noch bodenständig vorkam. Weitere Vorkommen sind für fünf Quellmoore der Senne bekannt (ALETSEE & OLTHOFF 2022). Die Art gilt in Deutschland und Nordrhein-Westfalen als „vom Aussterben bedroht“ (CONZE & GRÖNHAGEN 2011; OTT et al. 2015), zudem wurde keine signifikante bundesweite Bestandsveränderung zwischen 1980 und 2016 festgestellt (BOWLER et al. 2022, S. 34). *S. arctica* kommt in nassen Hoch- und Übergangsmooren sowie nährstoffarmen Niedermooren oder Hangmooren in größtenteils baumlosen Gebieten vor. Die Entwicklungsgewässer der Art sind mit weniger als einem Quadratmeter meist sehr klein mit maximal 20 cm eher flach und in der Regel mit Torfmoosen bewachsen (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 572). Diese Moorschlenkengewässer kommen in dem Untersuchungsgebiet nicht vor, was erklärt, warum die Art im Untersuchungsgebiet kein geeignetes Habitat findet. Das Fehlen von kleinen Moorschlenken konnte auch für 2014 gezeigt werden (BAUMANN 2014; LOHR 2014). Es kommen zwar auch Kleinstgewässer im Gebiet vor, welche aber durch Fahrspuren entstanden sind und nicht den von der Art benötigten Habitatbedingungen entsprechen. Somit ist es keine Überraschung, dass die Art im Untersuchungsgebiet nicht vorkommt und bestätigt die Ergebnisse dieser Untersuchung.

5.3 Weitere Libellenarten

Im Folgenden wird nur auf besondere Beobachtungen oder Auffälligkeiten von Bestandsveränderungen von Arten eingegangen, die nicht zu den Moorlibellenarten gezählt werden. Die allgemein als häufige Arten anerkannten Arten, wie *A. imperator*, *C. puella* oder *P. nymphula*, werden nicht tiefergehend diskutiert.

5.3.1 *Calopteryx virgo* (Blauflügel-Prachtlibelle)

Von *C. virgo* im wurde 2014 nur ein Imagine an einem Gewässer beobachtet. Dabei handelt es sich vermutlich um einen Nahrungsgast oder einem nach einem Partner oder Habitat suchenden Tier und nicht um eine bodenständige Art. *C. virgo* gilt als typische Fließgewässerart, kommt vor allem an Waldbächen vor und pflanzt sich in der Regel nicht an Stillgewässern fort (DIJKSTRA et al. (Hrsg.) 2021, S. 88).

5.3.2 *Lestes barbarus* (Südliche Binsenjungfer)

L. barbarus ist eine weit wandernde Art, die schnell neu entstandene Kleingewässer besiedelt und demnach eine Pionierart ist (LOHMANN 1980). Als Entwicklungsgewässer nutzt die Art gerne Gewässer mit Pioniergevegetation aus wenigen Binsen (*Juncus spp.*) oder Seggen (*Carex spp.*) sowie schwankenden Wasserpegeln, die auch zeitweise austrocknen. Zum Teil werden diese Habitatbedingungen an Gewässer 8 erfüllt, wo ein einzelnes Imagine beobachtet wurde. Nur ist das Gewässer vermutlich zu groß, sodass es nicht austrocknet und konkurrenzstärkere Arten wie *Sympetrum striolatum* oder *A. imperator* die Populationsdichte der Art gering halten (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 61).

L. barbarus wird in Deutschland, wie auch in Nordrhein-Westfalen, als „ungefährdet“ betrachtet, steht aber für das Nordrhein-Westfälische Bergland auf der „Vorwarnliste“ (CONZE & GRÖNHAGEN 2011; OTT et al. 2015).



Abb. 30 *Lestes barbarus* (Südliche Binsenjungfer) am 19.07.2022 an Gewässer 8

5.3.3 *Lestes dryas* (Glänzende Binsenjungfer)

In Nordrhein-Westfalen gilt *L. dryas* die Art als „stark gefährdet“ (CONZE & GRÖNHAGEN 2011), in Deutschland als „gefährdet“ (OTT et al. 2015) und ist damit die einzige Rote Liste-Art die 2022 im Untersuchungsgebiet festgestellt wurde, die keine Moorlibellenart darstellt. Im Flachland Nordrhein-Westfalens ist die Art mäßig häufig und kommt im Bergland nur vereinzelt vor (BELZ & FUHRMANN 2000; SCHLÜPMANN 2000). Die höchsten bodenständigen Vorkommen der Art in Nordrhein-Westfalen wurden auf 400 m ü.NN festgestellt (WILLIGALLA 2022a). Das hier festgestellte Vorkommen liegt auf etwa 385 m ü.NN.

Es konnten drei Imagines an Gewässer 8 beobachtet werden, eines frisch geschlüpft, wodurch eine Bodenständigkeit belegt werden konnte. *L. dryas* nutzt stehende, teilweise austrocknende Gewässer und ein breites Spektrum an Binsen (*Juncus spp.*) und Seggen (*Carex spp.*) (DIJKSTRA et al. (Hrsg.) 2021, S. 71–72). Somit entsprechen die Habitatbedingungen den an Gewässer 8 vorgefundenen (vgl. Tab. 8).



Abb. 31 *Lestes dryas* (Glänzende Binsenjungfer) am 19.07.2022 an Gewässer 8

5.3.4 *Lestes sponsa* (Gemeine Binsenjungfer)

L. sponsa gilt in Deutschland als „ungefährdet“ (OTT et al. 2015), zählt in Nordrhein-Westfalen zu den Arten der „Vorwarnliste“ und kam 2014 an Gewässern 2, 4, 5 und 6 vor und konnte 2022 im Untersuchungsgebiet nicht mehr nachgewiesen werden. Dieses Ergebnis ist insofern überraschend, da die Art in Nordrhein-Westfalen weitverbreitet ist, ein sehr breites Spektrum an Gewässern besiedelt und die Larven mit sommertrockenen Gewässern und Fischbesatz zurechtkommen. Vertikale Vegetationsstrukturen wie Seggen (*Carex spp.*) oder Sumpfbinsen (*Eleocharis spp.*) werden zur Eiablage verwendet. Für die Art wird ein landesweiter Rückgang festgestellt, der durch Konkurrenz zu *L. barbarus* und *L. virens*, welche durch die Klimaerwärmung zunehmen, erklärt werden kann (WILLIGALLA 2022b). Es wurde zwar die 2014 noch nicht vorkommende Art *L. barbarus* durch die Untersuchung 2022 festgestellt, allerdings mit nur einem Individuum an dem 2019 angelegten Gewässer 8. *L. virens* kam sowohl 2022, als auch 2014 an den Gewässern 2 und 5 vor, wobei sie 2014 ebenfalls an Gewässer 6 vorkam. Die Abundanz der Imagines hat zwischen 2014 und 2022 abgenommen. Dadurch kann eine Verdrängung von *L. sponsa* durch *L. virens* oder *L. barbarus* vermutlich ausgeschlossen werden.

5.3.5 *Gomphus pulchellus* (Westliche Keiljungfer)

Überraschend war die Beobachtung von der in Deutschland und Nordrhein-Westfalen als „ungefährdet“ eingestuften (CONZE & GRÖNHAGEN 2011; OTT et al. 2015) *G. pulchellus* (Abb. 32), da diese vor allem an Tieflandflüssen mit geringer Strömung sowie verschiedene stehende Gewässer vorkommt und im Tiefland häufiger und weit verbreitet ist (BAIERL & LOHR 2022). Seit den 1980er Jahren wird eine starke Bestandszunahme im Oberweser- raum beobachtet (LOHR 2010), wo sie vor allem an Abgrabungsgewässern vorkommt. Bis- her waren keine Funde der Art oberhalb von 250 m ü.NN im an die Oberweser angrenzen- den Bergland bekannt. Die Art wurde etwa 385 m ü.NN am 12.06.2022 an Gewässer 8 beobachtet. Das beobachtete Individuum hatte ihrem Habitat entsprechend eine freie of- fene Bodenstelle als genutzt (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 447). Bei der Beobach- tung handelte es sich sehr wahrscheinlich um einen zugeflogenen Gast.



Abb. 32 Westliche Keiljungfer (*Gomphus pulchellus*) am 12.06.2022 an Gewässer 8

5.3.6 *Aeshna affinis* (Südliche Mosaikjungfer)

A. affinis wurde 2014 nicht festgestellt. 2022 wurde nur ein einziges Imagine an Gewässer 5 beobachtet. Die Art ist zwar in Deutschland und Nordrhein-Westfalen ungefährdet, gilt aber im Nordrhein-Westfälischen Bergland als „durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet“ (CONZE & GRÖNHAGEN 2011; OTT et al. 2015). Die vermutlich erstmalige Beobachtung

von *A. affinis* passt in die oben beschriebene klimatische Entwicklung (vgl. Kap. 5.1) da die Art thermophil ist und sich im Zuge des Klimawandels vor allem Richtung Norden ausbreitet (vgl. Verbreitungskarte des Libellenatlas Nordrhein-Westfalens 2016). Dieser Trend wird ebenfalls durch die bundesweite Datenauswertung der Vorkommen zwischen 1980 und 2016, die ebenfalls eine signifikante Zunahme der Art zeigt, bestätigt (BOWLER et al. 2022, S. 34).

5.4 Gewässerunterschiede

Obwohl sich die acht untersuchten Gewässer auf dem Mörth auf einer Fläche von etwa 1,5 km² befinden, unterscheiden sich die erfassten Gewässerparameter sowie die Artenzahl und der Anteil der Moorlibellen teilweise stark (Tab. 8 & Abb. 23).

Gewässer 2 und 5, an welchen 2014 und 2022 die meisten bodenständigen Vorkommen von Moorlibellenarten festgestellt wurden, zeigten auch die höchste Diversität an Libellenarten insgesamt und haben somit eine besondere Bedeutung für Moorlibellenarten im Untersuchungsgebiet.

Dass der pH-Wert keine direkten Auswirkungen auf das Vorkommen von Moorlibellenarten hat (vgl. z.B STERNBERG 1990), konnte dadurch gezeigt werden, dass Gewässer 2 mit einem pH-Wert von 6 „als sehr schwach sauer“ und Gewässer 5 mit einem pH-Wert von 6,6 als „neutral“ und somit beide nah am Mittelwert aller untersuchten Gewässer von 6,7 liegen.

Ebenfalls konnte im Untersuchungsgebiet kein offensichtlicher Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Torfmoosen (*Sphagnum spp.*) an Gewässern 1, 2, 5 und 6 und dem pH-Wert, der an diesen Gewässern zwischen 6,0 und 8,7 liegt, und somit höchstens „sehr schwach sauer“ und breit gestreut ist, gefunden werden.

Gewässer 2 ist etwa zur Hälfte von Fichten umgeben und zu ca. 20 % beschattet. Das Ufer ist nur zu einem Drittel flach und sonst eher steil und weist ausgeprägte, auch emerse Torfmoosbestände (*Sphagnum spp.*) sowie auf etwa einem Fünftel des Ufers eine wenige Meter breite Rohrkolbenzone (Breitblättriger Rohrkolben *Typha latifolia*) auf. Die restliche Ufervegetation ist von Flatter-Binsen-Vorkommen (*Juncus effusus*) dominiert. Insgesamt wurden hier anmoorige Bedingungen durch huminstoffreiches und braungefärbtes Wasser vorgefunden. Nur an diesem Gewässer wurde 2022 *L. pectoralis* festgestellt, weshalb es im Untersuchungsgebiet eine Sonderstellung einnimmt. Wie an Gewässer 5 auch, wurde *L. dubia* hier als wahrscheinlich bodenständige Art beobachtet. Ausschlaggebend für die Habitateignung des Gewässers ist sicherlich die Strukturvielfalt der Ufervegetation, insbesondere das Vorhandensein von emersen, submersen und flutenden Vegetationsbeständen (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 1999, S. 116). Für die Moorarten insbesondere die ausgedehnten Torfmoosbestände. Das Gewässer ist mit 760 m² das zweitgrößte der untersuchten Gewässer, wodurch vielfältige mikroklimatische Bereiche und ein Austrocknen weniger wahrscheinlich ist – beides Faktoren, die von vielen Libellenarten präferiert werden.

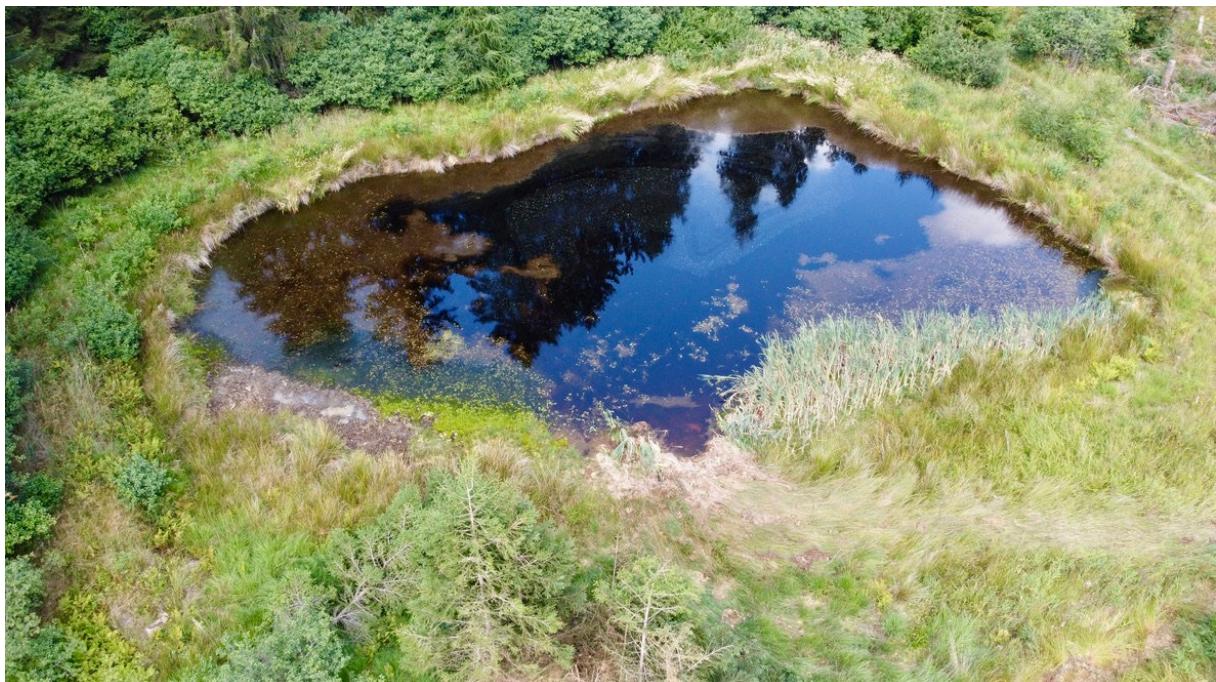


Abb. 33 Gewässer 2 – Neuer Löschteich (Luftbild vom 08.08.2022)

Ebenfalls hervorzuheben ist das etwa 140 m² große Gewässer 5, welches eine hohe Strukturvielfalt der Vegetation aufweist. Es verfügt über große Torfmoosbestände (*Sphagnum spp.*), emerse Vegetation sowie Binsen- (*Juncus spp.*), Seggen- (*Carex spp.*) und Gehölzvegetation. Die im Gewässer befindlichen großen Steine werden gerne als Sitzwarte von beispielsweise *L. dubia* genutzt (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 638–641). Wasserstandsabhängig fallen einige Bereiche des Gewässers im Jahresverlauf trocken. Es zeigt eine besondere Eignung als Habitat für Moorlibellenarten, was durch die Vorkommen von *L. virens*, *A. juncea*, *C. hastulatum* und *L. dubia* bestätigt wird.



Abb. 34 Gewässer 5 (Luftbild vom 08.08.2022)

Gewässer 8 (Abb. 20) weist zwar mit insgesamt 16 Arten eine hohe Artenvielfalt auf, aber es konnte kein bodenständiges Vorkommen einer Moorlibellenarte aufgenommen werden. Das Gewässer zeichnet sich durch offene unbewachsene Bodenstellen und größtenteils vegetationsfreie Ufer aus, an den nur vereinzelte Binsen (*Juncus spp.*) wachsen. An dem Gewässer wurden verstärkt Pionierarten beobachtet. Durch die Anlage in 2019 ist es das jüngste der untersuchten Gewässer, was die hohe Zahl der Pionierarten erklärt. Für Gewässer 8 wurde der im Vergleich geringste pH-Wert von 5,6 gemessen, womit das Gewässer als einziges als schwach sauer eingestuft wird (vgl. Tab. 5). Der niedrige pH-Wert könnte damit zusammenhängen, dass das Gewässer noch relativ neu ist und dass es keine aquatische Vegetation und größere Bestände an Ufervegetation gibt, welche durch abgestorbene Pflanzenteile Nährstoffe in das Wasser abgeben würden.

Durch eine starke Beschattung der Gewässer 3 und 4 von mehr als 50 % (Tab. 8), kann sich nur eine strukturarme Gewässervegetation ausbilden, was erklären könnte warum hier auch nur jeweils acht Libellenarten festgestellt werden (Abb. 23) konnten.

Im Gegensatz dazu zeigen die mit weniger als 20 % stark sonnenbeschienenen Gewässer 2 und 5 auch eine deutlich höhere Artenvielfalt von 18 bzw. 17 Arten.



Abb. 35 Stark beschattetes Gewässer 3 am 12.06.2022

Gewässer 4 zeigt zwar mit acht Arten nur eine mittlere Diversität auf, dennoch wurde hier die in Nordrhein-Westfalen vom „Aussterben bedrohte“ *C. hastulatum* als bodenständige und einzige Moorlibellenart festgestellt. Das Gewässer ist stark beschattet und von Verlandungsvegetation geprägt, welche mindestens die Hälfte der Gewässeroberfläche einnimmt (Abb. 21 & Abb. 22). Ebendiese mittelhohe Verlandungsvegetation wird von *C. hastulatum* gerne genutzt, während offene Wasserflächen gemieden werden (WILDERMUTH & MARTENS 2019, S. 179). Somit stellt dieses Gewässer ein wichtiges Habitat für die Art im speziellen dar und insbesondere durch die fortgeschrittene Verlandung.

Gewässer 6 zeichnet eine artenreiche und strukturreiche Flachwasserzone (Abb. 36) aus, die etwa ein Drittel des Gewässers ausmacht. Das Gewässer zeigt eine mittlere Diversität mit 13 erfassten Arten, von welchen *L. virens*, *A. juncea* und *S. danae* Moorlibellenarten sind. Für keine der Moorlibellenarten wurde jedoch ein Hinweis auf Bodenständigkeit gefunden. Das Gewässer 6 liegt mit einem pH von 8,7 im basischen Bereich (Tab. 5). Eine Erklärung für diese große Abweichung zu allen anderen Gewässern, deren pH-Werte sonst nur bis maximal 7,3 reichen, konnte durch diese Untersuchung nicht gefunden werden. Im Gewässer wurde eine Population von mindestens 50 Goldfischen (*Carassius gibelio* forma *auratus*) beobachtet. Durch Fische wird die Larvenentwicklung insofern beeinflusst, dass weniger Großlibellenlarven schlüpfen als an fischfreien Gewässern und sich *L. pectoralis* beispielsweise nur an fischfreien Gewässern entwickeln kann (WILDERMUTH 2011, S. 100–103). In die Flachwasserzone können Fische, abhängig vom Wasserstand, vermutlich nicht vordringen, wodurch hier zumindest zeitweise ein geschützter Bereich für Libellenlarven

gegeben ist. Da die Fische zur Zeit der Libellenerfassung 2014 noch nicht in Gewässer 6 vorhanden waren, so könnte hier auch der Verlust von mindestens drei wahrscheinlich bodenständigen Vorkommen von Moorlibellenarten (*L. virens*, *A. juncea*, *S. danae*) begründet sein.

Was zudem für einen nassen und sauren Boden im südöstlichen Bereich des Gewässerrandes spricht, ist das Vorkommen von Heidekraut (*Calluna vulgaris*) und das einzige Vorkommen des Scheiden-Wollgrases (*Eriophorum vaginatum*) im Untersuchungsgebiet (ELLENBERG et al. 1992).



Abb. 36 Gewässer 6 – Kammmolchteich (Luftbild vom 08.08.2022)

Gewässer 1 weist mit nur fünf erfassten Arten die geringste Diversität auf, was vermutlich durch eine Kombination von Faktoren zu erklären ist. Das Gewässer ist als Rohbodenmulde angelegt und mit 70 m² das kleinste und ist im Jahresverlauf so verlandet und größtenteils trockengefallen, dass keine Wasseroberfläche mehr zu erkennen war. Außerdem zeigt sich eine sehr geringe Strukturvielfalt der Vegetation, die zum Großteil aus Seggen (*Carex spp.*), sowie der Kleinen Wasserlinse (*Lemna minor*), vereinzelten Flatter-Binsen (*Juncus effusus*), Einfacher Igelkolben (*Sparganium emersum*), Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*) und kleinteilig mit Bereichen von flutenden Torfmoosen (*Sphagnum spp.*)

besteht. Somit ist es nicht überraschend, dass hier größtenteils nur häufige Arten beobachtet wurden.



Abb. 37 Gewässer 1 am 08.08.2022

Durch die genannten klimatischen Veränderungen (WETTERKONTOR GMBH 2022) können vor allem kleinere und flachere Gewässer schneller austrocknen, was zumindest an Bereichen von Gewässern 1, 4, 5, 6 und 8 beobachtet werden konnte. Dadurch zersetzen sich Torfmoose (*Sphagnum spp.*), wodurch Nährstoffe in das Gewässer gelangen und die Vegetationsstrukturen dauerhaft beeinflusst werden können (BERNARD et al. 2002).

Ein Zeiger für mäßig nährstoffreiche Standorte ist das Schwimmende Laichkraut (*Potamogeton natans*) (ELLENBERG et al. 1992), welches an Gewässer 2, 3, 6 und 7 festgestellt werden konnte. Zumindest für Gewässer 2, 3 und 7 stimmt dieser Zeiger mit der Braunfärbung des huminstoffreichen Wassers überein.

An Gewässer 6 ist anstelle von huminstoffreichen dunkelbraunen Wasser ausschließlich hellbraunes Wasser zu sehen, was durch das Wühlen der Fische am Gewässergrund und die dadurch in Suspension gebrachten Partikel und oder durch das geringe Gewässeralter von zehn Jahren zu erklären ist.

Mit 989 Imagines an Gewässer 2 und 1054 an Gewässer 7 (Abb. 19) wurden hier jeweils mehr als eineinhalbmal so Imagines viele wie an den anderen Gewässern erfasst (Abb. 38). An Gewässer 1 (Abb. 37) wurden mit nur 152 am wenigsten Imagines erfasst. Diese ungleiche Verteilung lässt sich mit der Gewässergröße erklären, denn Gewässer 2 und 7 sind mit 760 m^2 bzw. 1300 m^2 die größten Gewässer, während Gewässer 1 mit nur 70 m^2 der

kleinste ist. Auffallend ist, dass an Gewässer 6, nur rund die Hälfte an Imagines im Vergleich zu Gewässer 2 beobachtet wurden, obwohl beide Gewässer eine ähnliche Größe aufweisen. Es lässt sich vermuten, dass es auch hier einen Zusammenhang zu dem Fischbesatz an Gewässer 6 gibt.

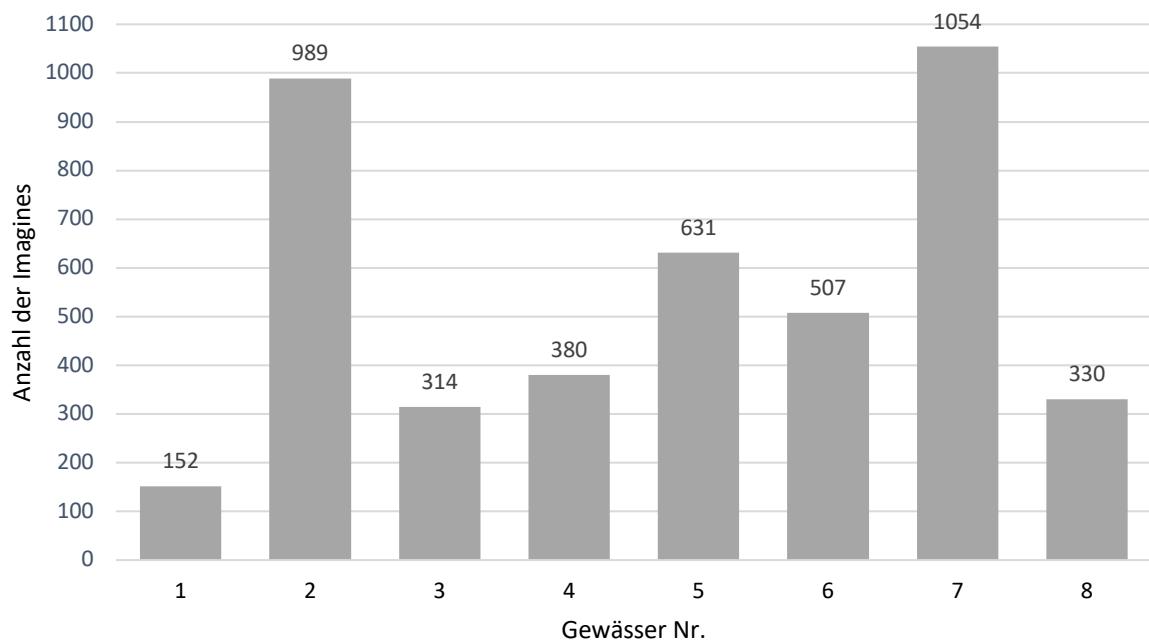


Abb. 38 Summe der beobachteten Imagines (2022) nach Gewässer

5.5 Limitationen

Die für diese Arbeit durchgeführte Erfassung stellt lediglich eine Momentaufnahme dar und somit müssen auch die Ergebnisse immer vor diesem Hintergrund interpretiert werden. Ebenso verhält es sich mit den Vergleichswerten aus 2014. Es lassen sich keine Aussagen darüber treffen, wie sich die Libellenfauna zwischen diesen zwei Erfassungen genau entwickelt hat. Dazu sind systematische jährliche Erfassungen mit immer gleicher Methodik notwendig. Das ist vor allem bei Tierarten wie den Insekten umso wichtiger, da ihre Populationen oftmals erhöhte Fluktuation ausgesetzt sind und so von Jahr zu Jahr auch stark schwanken können (WILBERT 1974).

Bei der Gesamtsumme der als Imagines beobachteten Individuen sind doppelte Zählungen an unterschiedlichen Tagen nicht auszuschließen. Eine genaue Anzahl der Individuen konnte nicht erbracht werden, da dies einer aufwändigeren Fang-Wiederfang-Methode mit Markierung jedes Individuums bedarf.

Bei der Erfassung der Imagines können theoretisch insbesondere individuenschwache und unauffällige Arten, übersehen werden, da nicht jedes Tier gefangen und bestimmt werden kann. Es konnten nur stichprobenartig Libellen, insbesondere Kleinlibellen (*Zygoptera*), mit dem Kescher gefangen und in der Hand bestimmt werden und ergänzend durch Fotos weitere Individuen erfasst und bestimmt werden.

Mit dem Kescher lassen sich Libellen, die am Gewässerrand oder in der Vegetation sitzen meist einfacher fangen als die, die sich selten setzen oder sich hauptsächlich in der Gewässermitte aufhalten. Je nach Art unterscheiden sich diese Verhaltensweisen stark. Somit wird neben anderen artspezifischen Präferenzen, zwischen percher-Typen und flier-Typen unterschieden. Während flier-Typen als Dauerflieger bezeichnet werden, die sich zwischen langen Flügen nur kurz setzen, jagen und beobachten percher-Typen von einem Ansitz aus und fliegen meist nur über kurze Dauer (WILDERMUTH & MARTENS 2019). Dadurch kann eine Verzerrung entstehen, denn die einfacher zu fangenden Libellenarten, wie beispielsweise percher-Kleinlibellen, werden häufiger erkannt und bestimmt als flier-Großlibellen, wie beispielsweise *A. mixta*.

Eine Bodenständigkeit im engeren Sinne bedeutet, dass sich eine Art in einem bestimmten Habitat regelmäßig fortpflanzt (JURZITZA 1988). So kann man bei einer einmaligen Fortpflanzung dieser Definition nach eigentlich noch nicht von einer bodenständigen Art reden, da eine regelmäßige Reproduktion über einen längeren Zeitraum von mindestens mehreren Jahren sichergestellt werden müsste. Allerdings werden, abgesehen von Forschungs- und Monitoringprojekten, die meisten libellenfaunistischen Untersuchungen nicht jährlich wiederholt, sondern häufig nur die Libellenfauna in einem bestimmten Untersuchungsraum für

ein Jahr erfasst. Somit liegen meist keine lückenlosen mehrjährigen Daten vor, welche eine Interpretation der Bodenständigkeit nach dieser Definition zulassen würden.

Für die Bestimmung der Exuvien war kein Messokular (Okular mit einer Strichplatte / Skala) vorhanden, wodurch Verhältnisvergleiche, wie sie vor allem in der Exuvienbestimmungsliteratur von Brochard (2012) verwendet werden, nicht genau gemessen werden konnten. Es wurden verschiedene Objekte, wie Nadeln und Präperierbesteck genutzt, um dennoch Längen vergleichen zu können. Hierbei ist ein genaues Messen allerdings nicht möglich, wodurch die Wahrscheinlichkeit einer Fehlbestimmung erhöht wird.

Bezüglich der Messung der pH-Werte ist anzumerken, dass diese lediglich zur Orientierung genutzt werden können, da die Messungen teilweise auch in Gewässerbereichen gemacht werden mussten, die von Unterwasservegetation stark geprägt waren. Neben der direkten Nähe zur Unterwasservegetation kann auch die Uferneigung und die damit zusammenhängende Wassertiefe in Ufernähe einen großen Einfluss auf den pH-Wert haben. Ebenso können das Substrat, die Tageszeit und Temperatur den pH-Wert beeinflussen. Die Messungen wurden in sehr heterogenen Gewässern durchgeführt, was bedeutet, dass es auch eine Varianz des pH-Wertes innerhalb eines Gewässers gibt, welche abhängig vom Messort ist. Die gleichen Faktoren beeinflussen auch die Wassertemperaturmessungen, welche noch zusätzlich viel stärker von der Witterung und insbesondere den Lufttemperaturen im Tagesgang abhängig sind. So ist vor allem die Messung der Wassertemperatur nur in der obersten Wasserschicht (< 5 cm) durchgeführt worden, welche insbesondere den Temperaturunterschieden unterliegen. Die Wassertemperaturregulierung eines Gewässers ist außerdem abhängig von der Gewässergröße, da ein größerer und tieferer Gewässerkörper länger für die Erwärmung länger benötigt als beispielsweise ein Kleinstgewässer.

6 Praktische Implikationen

Der Erhaltungszustand von Mooren in FFH-Gebieten im kontinentalen Raum Deutschlands weist einen überwiegend „unzureichenden“ Erhaltungszustand auf, im atlantischen Raum sogar ein „schlechten“ Zustand. Zudem ist die Umsetzung der zum Erhalt der Biodiversität und der Ökosystemleistungen notwendigen Revitalisierungsmaßnahmen in Schutzgebieten oft unzureichend (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2022). Für das FFH-Gebiet „Schwalenberger Wald“ ist bezüglich des Untersuchungsgebiets Mörth die „Entwicklung und Wiederherstellung in einen naturnahen, standorttypischen Moorwald[es] als weiterer FFH-relevanter Lebensraumtyp“ als langfristiges Ziel genannt (MINISTERIUM FÜR UMWELT LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN 2022). Deshalb erfordert der Schutz von Moorlibellenarten im Untersuchungsgebiet und anderen Stillgewässerlebensräumen ein konsequentes und systematisches Monitoring für alle Moorlibellenarten und gefährdeten Libellenarten (DOLNÝ et al. 2018; KRIEGER et al. 2019).

Da der Schutz gefährdeter Moorlibellenarten durch die Verbesserung und den Erhalt ihrer Moorlebensräume funktioniert, wird als Mitnahmeeffekt ebenfalls die bedeutende Ökosystemdienstleistung von organischen Böden als Kohlenstoffspeicher verbessert. Moore gelten als Treibhausgas-Senke, welche durch Nutzung und Zerstörung Treibhausgase freisetzen, den Klimawandel weiter beschleunigen (LANDESANSTALT FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG 2022) und somit wiederum die Moorlebensräume und damit die Moorlibellenarten gefährden.

Die Lebensdauer von Stillgewässern ist durch natürliche Sukzession und Verlandung begrenzt. Dieser Prozess wird durch die Auswirkungen des Klimawandels, z.B. höhere Verdunstung und geringere Niederschläge im Sommer, verstärkt. Um diese Lebensräume für Moorlibellen als geeignetes Habitat zu erhalten, sollten weiterhin verlandete Gewässer renaturiert und saniert werden. Zusätzlich sollten zur Sicherung und Verbesserung der Vorkommen gefährdeter Libellenarten weitere Gewässer angelegt werden. Bei Renaturierungsmaßnahmen von Gewässern in Moorlebensräumen ist darauf zu achten, dass die Verlandungszonen teilweise erhalten bleiben, zur Schonung trittempfindlicher Pflanzen auf den Einsatz schwerer Maschinen möglichst verzichtet und zum Abdichten der Gewässer natürliches Material aus der Umgebung verwendet wird (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 1999) S. 57).

Die Gewässer sollten außerdem nicht zu stark beschattet sein, da sich dann keine reiche Gewässervegetationsstruktur ausbilden kann. Eine teilweise Beschattung kann allerdings

eine übermäßige Algenblüte verhindern und bietet unterschiedliche mikroklimatische Habitate (SCHMIDT 1995).

Zum Schutz von *L. viridis* sollte ufernahes Weichholz, wie Weiden (*Salix*), nur Gruppenweise und zwischen April und Juni entfernt werden, da nur zu diesem Zeitpunkt alle Larven von *L. viridis* bereits geschlüpft sind und noch keine neuen Eier im Holz abgelegt wurden (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 1999, S. 63).

Insbesondere die Gesamtheit der teilweise isolierten und flächenmäßig kleinen Lebensräume ist für den Erhalt einer Art wichtig, da sie als Trittsteinbiotope oder Nebenbiotope einen entscheidenden Beitrag zum Biotoptverbund und damit dem Erhalt der Arten leisten (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 1999) S. 57).

Die ammoorigen Gewässer im Mörtel ähneln Moorranggewässern (Lagg) und sind meist durch Entwässerung und Nährstoffeintrag besonders gefährdet. Hinzu kommt, dass die anliegenden Flächen forstwirtschaftlich genutzt werden. Für diese Gewässer sollten, wenn nicht bereits geschehen, Pufferzonen eingerichtet werden, welche höchstens extensive Bewirtschaftung den schädlichen Nährstoffeintrag begrenzen. Bei hohen Windstärken und entsprechender Windrichtung sollte in der Umgebung nicht gedüngt werden, da durch über den Wind Nährstoffe in das Mörtel getragen werden und Gewässer eutrophieren können (STERNBERG & BUCHWALD (Hrsg.) 1999, S. 57). Um verstärkte Trittbela stungen und Eutrophierung durch Reh- und Rotwild vorzubeugen sollte es in den empfindlichen Bereichen keine Salzlecken und Anfütterplätze geben.

7 Fazit

Zusammenfassend konnte bezüglich der (i) im Untersuchungsgebiet vorkommenden Libellenarten für 2022 gezeigt werden, dass mit insgesamt 24 Arten etwa 40 % der im Nordrhein-Westfälischen Bergland vertretenen Arten vorkommen. 14 Arten wurden als sicher bodenständig und vier weitere als wahrscheinlich bodenständig eingestuft. Insgesamt konnten fünf Arten der Rote Liste Nordrhein-Westfalens erfasst werden, von denen *C. hastulatum* und *L. pectoralis* „vom Aussterben bedroht“ und *L. dryas* sowie *L. dubia* „stark gefährdet“ sind.

Die Veränderung des Artenspektrums (ii) zeigt eine Änderung der Gesamtarartenanzahl von 22 im Jahr 2014 auf 24 Arten in 2022. Im Jahr 2014 wurden insgesamt sieben Arten der Roten Liste Nordrhein-Westfalens beobachtet. Zusätzlich zu den in 2022 erfassten Arten wurden *I. pumilio*, *A. subarctica* und *L. rubicunda* beobachtet, während *L. dryas* 2014 fehlte.

Zur Beantwortung der Fragestellung (iii), inwiefern die Libellenfauna auf dem Mörth der für moorlebensraumtypischen Arten entspricht, konnte gezeigt werden, dass durch den Nachweis von sechs von neun potenziell vorkommenden Moorlibellenarten, das Untersuchungsgebiet als sehr wertvoll für Moorlibellenarten zu betrachten ist. Von den Moorlibellenarten *C. hastulatum*, *L. virens*, *A. juncea*, *L. dubia*, *L. pectoralis* und *S. danae* konnten alle mit Ausnahme letzterer als bodenständig oder wahrscheinlich bodenständig nachgewiesen werden. Insgesamt kamen 2022 zwei Moorlibellenarten weniger vor als 2014, wobei 2014 bis auf *S. arctica* alle der neun potenziellen Moorlibellenarten vorkamen. Die Ursachen hierfür können multifaktoriell sein. Eine Erklärung könnte im sich erwärmenden Klima (vgl. 5.1), das neben physiologischen Stress auch zur negativen Veränderung der moorartigen Lebensräume führt, wie beispielsweise den Verlust von Torfmoosen (*Sphagnum spp.*) durch Austrocknung der Gewässer, liegen.

Es konnte gezeigt werden, dass Moorlibellenarten zwar auf landes- und bundesweiter Ebene ebenfalls abnehmen bzw. stärker gefährdet sind als früher, die Arten dennoch im Untersuchungsgebiet nicht so stark Abnehmen, wie es bundesweit der Fall ist, was für die hohe Moorlebensraumqualität des Mörths spricht.

Die Gewässer auf dem Mörth mit ihren teilweise anmoorigen Verhältnissen weisen eine hohe Artenvielfalt und insbesondere ein überregional bedeutendes Habitat für viele der gefährdeten Moorlibellenarten auf. Die besondere Eignung des Untersuchungsgebiets für Moorarten zeigt sich auch dadurch, dass bis auf *L. dryas* und *I. pumilio*, alle erfassten Rote Liste-Arten auch Moorlibellenarten sind (Tab. 6).

Die Artenzusammensetzung der Gewässer unterscheidet (iv) sich teilweise stark. So zeigten Gewässer 2 und 5 im Jahr 2014 wie auch in 2022 die höchste insgesamte Artendiversität und die meisten Vorkommen bodenständiger Moorlibellenarten. Dagegen konnten 2022 an Gewässer 1 nur fünf Arten nachgewiesen werden. An Gewässer 8 wurde 2022 zwar insgesamt eine hohe Diversität festgestellt, jedoch konnten keine Moorlibellenart als bodenständig eingestuft werden. Bodenständige oder wahrscheinlich bodenständige Vorkommen von Moorlibellenarten konnten 2022 an Gewässern 2, 4, 5 und 7 nachgewiesen werden. *L. pectoralis* konnte nur an Gewässer 2 festgestellt werden und *L. dubia* an Gewässer 2 und 5, wovon nur an Gewässer 2 eine Bodenständigkeitshinweis erfolgte.

Die größten Verluste an bodenständigem Vorkommen von Moorlibellenarten wurden an Gewässern 2 und 5 festgestellt. Hier wurde eine Abnahme von jeweils vier Moorlibellenarten dokumentiert.

Die Gewässer 1, 3, 6 und 8 zeigen nur bedingte Eignung als Habitat für Moorlibellenarten, da hier keine bodenständigen Vorkommen festgestellt, sondern ausschließlich vereinzelt adulte Tiere beobachtet werden konnten.

Durch unterschiedlich große Gewässer in verschiedenen Sukzessionsphasen und den damit verbunden Vegetationsstrukturen ergibt sich für das Untersuchungsgebiet ein insgesamt wertvolles Gewässernetzwerk. Allgemein konnte für die Gewässer des Mörth eine hohe naturschutzfachliche und überregionale Bedeutung für Moorlibellenarten dargestellt werden.

Literaturverzeichnis

- AG LIBELLEN IN NIEDERSACHSEN UND BREMEN (2022): Jahresphänologie 2022 - AG Libellen in Niedersachsen und Bremen. <https://www.ag-libellen-nds-hb.de/libellen/jahresphaenologie/jahresphaenologie-2022-aus-datenbank/> (19.12.2022)
- ALETSEE, M., CLAUSEN, W. & OLTHOFF, M. (2016): Hochmoor-Mosaikjungfer (*Aeshna subarctica*). Atlas der Libellen Nordrhein-Westfalens.
- ALETSEE, M. & OLTHOFF, M. (2022): Arktische Smaragdlibelle im Atlas der Libellen Nordrhein-Westfalens. <http://www.libellenatlas-nrw.lwl.org/art/Somatochlora-arctica> (15.12.2022)
- ARBEITSKREIS ZUM SCHUTZ UND ZUR KARTIERUNG DER LIBELLEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) (1996): Erläuterungen zur Erfassung der Libellen (Odonata) in Nordrhein-Westfalen. o. O.
- ARTMEYER, C. (2022): Speer-Azurjungfer im Atlas der Libellen Nordrhein-Westfalens. <http://www.libellenatlas-nrw.lwl.org/art/Coenagrion-hastulatum> (15.12.2022)
- BAIERL, E. & LOHR, M. (2022): Baierl E, Lohr M (2022): Westliche Keiljungfer (*Gomphus pulchellus*). In: AG Libellenkunde NRW — Online-Atlas der Libellen Nordrhein-Westfalens. Heruntergeladen von libellenatlas-nrw.lwl.org am 17.12.2022. <http://www.libellenatlas-nrw.lwl.org/art/Gomphus-pulchellus> (17.12.2022)
- BAUMANN, K., JÖDICKE, R., KASTNER, F., BORKENSTEIN, A., BURKART, W., QUANTE, U. & SPENGLER, T. (Hrsg.) (2021): Atlas der Libellen in Niedersachsen/Bremen. Ruppichteroth. 383 S.
- BAUMANN, K. (2014): Die Libellenarten im Nationalpark Harz. Die Libellen des Nationalparks Harz.—Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz 11. S. 7–137.
- BELZ, A. & FUHRMANN, M. (2000): Libellen - Beiträge zur Tier- und Pflanzenwelt des Kreises Siegen-Wittgenstein. (Heft 6). S. 1–82.
- BENKEN, T. (1989): Der Einfluß der Renaturierungsmaßnahmen auf die Libellen fauna des NSG Rotes Moor. Telma, Beiheft 2. S. 121–147.
- BERNARD, R., BUCZYNSKI, P. & TONCZYK, G. (2002): Present state, threats and conservation of dragonflies [Odonata] in Poland. Nature Conservation 59. S. 53–71.
- BEZIRKSREGIERUNG KÖLN (2022): Digitale Orthophotos.
- BÖHMER, A. (1893): Die Moore Westfalens. o. O.
- BOWLER, D., EICHENBERG, D., CONZE, K.-J., SUHLING, F., BAUMANN, K., BENKEN, T., BÖNSEL, A., BITTNER, T., DREWS, A., GÜNTHER, A., ISAAC, N., PETZOLD, F., SEYRING, M., SPENGLER, T., TROCKUR, B., VEDDER, D., WILLIGALLA, C., BRUELHEIDE, H., JANSEN, F. & BONN, A. (2022): Gewinner und Verlierer in der Libellenfauna: Veränderung der Verbreitung in Deutschland zwischen 1980 und 2016. 41. S. 25–45.
- BOWLER, D. E., EICHENBERG, D., CONZE, K., SUHLING, F., BAUMANN, K., BENKEN, T., BÖNSEL, A., BITTNER, T., DREWS, A., GÜNTHER, A., ISAAC, N. J. B., PETZOLD, F., SEYRING, M., SPENGLER, T., TROCKUR, B., WILLIGALLA, C., BRUELHEIDE, H., JANSEN, F. & BONN, A. (2021): Winners and losers over 35 years of dragonfly and damselfly distributional change in Germany. Diversity and Distributions 27. (Heft 8). S. 1353–1366.
- BROCHARD, C., GROENENDIJK, D., PLOEG, E. & TERMAAT, T. (2012): Fotogids Larvenhuidjes van Libellen. o. O.

- BROCKHAUS, T., ROLAND, H.-J., BENKEN, T., CONZE, K.-J., GÜNTHER, A., LEIPELT, K., LOHR, M., MARTENS, A., MAUERSBERGER, R., OTT, J., SUHLING, F., WEIHRAUCH, F. & WILLIGALLA, C. (2015): Atlas der Libellen Deutschlands (Odonata). Libellula Supplement 14. S. 1–394.
- BUCZYŃSKI, P. (2001): Ważki (Insecta: Odonata) torfowisk wysokich i przejściowych środkowo-wschodniej Polski. Praca doktorska, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, Lublin.
- BUCZYŃSKI, P. & STANIEC, B. (1998): Waloryzacja godnego ochrony torfowiska Krugle Bagno [Pojezierze Leczynsko-Włodawskie] w oparciu o wybrane elementy jego fauny. Rocznik Naukowy Polskiego Towarzystwa Ochrony Przyrody Salamandra 2. S. 95–107.
- BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2022): TopPlusOpen.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2022): Moortypen und gefährdete Arten | BFN. <https://www.bfn.de/moor-typen-und-gefaehrde-arten> (24.11.2022)
- BUSSMANN, M. (2000): Libellenfunde im nordwestlichen Sauerland – eine vorläufige, kommentierte Artenliste. Schlüpmann, Martin u. Gabi Grüne (Red.): Beiträge zur Libellenfauna in Südwestfalen. Der sauerländische Naturbeobachter 27. S. 49–56.
- CLAUSNITZER, H. (1983): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Libellenbestand eines Teiches. Libellula 2. (Heft 1/2). S. 84–86.
- CONZE, K.-J. (2022): Große Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*). In: ARBEITSKREIS LIBELLEN NRW IN ZUSAMMENARBEIT MIT DEM LWL-MUSEUM FÜR NATURKUNDE Hrsg.: Atlas der Libellen Nordrhein-Westfalen.
- CONZE, K.-J. & GRÖNHAGEN, N. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Libellen - Odonata - in Nordrhein-Westfalen. o. O.
- DIJKSTRA, K.-D. B., SCHRÖTER, A. & LEWINGTON, R. (Hrsg.) (2021): Libellen Europas: der Bestimmungsführer. 2., aktualisierte und ergänzte Auflage. Bern. 336 S.
- DOLNÝ, A., ŠIGUTOVÁ, H., OŽANA, S. & CHOLEVA, L. (2018): How difficult is it to reintroduce a dragonfly? Fifteen years monitoring *Leucorrhinia dubia* at the receiving site. Biological Conservation 218. S. 110–117.
- DREYER, W. (1988): Zur Ökologie der Hochmoorlibellen.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. verbesserte und erweiterte Auflage. o. O. 258 S.
- EUROPÄISCHE UMWELTAGENTUR (2015): State of nature in the EU — European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu> (05.12.2022)
- EUROPÄISCHEN UNION (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. 206. Band. o. O.
- FLENNER, I. & SAHLÉN, G. (2008): Dragonfly community re-organisation in boreal forest lakes: rapid species turnover driven by climate change? Insect Conservation and Diversity 1. (Heft 3). S. 169–179.
- FÜLLER, M. (1996): Das Mörh. Geschichte eines lippischen Hangmoores. Lippische Mitteilungen. (Heft 65). S. 341–357.
- FÜLLER, M. (2010): Zur Herpeto- und Libellenfauna des NSG Schwalenberger Wald. (Heft 79). S. 257–297.
- FÜLLER, M. (2022a): Schwalenberger Wald. <https://www.biologischestationlippe.de/naturschutzgebiete/schwalenberger-wald/> (21.08.2022)

- FÜLLER, M. (2022b): Stillgewässer-Management. <https://www.biologischestationlippe.de/naturschutzgebiete/schwalenberger-wald/stillgewaesser-management/> (21.08.2022)
- GALLIANI, C., SCHERINI, R. & PIGLIA, A. (2017): Dragonflies and damselflies of Europe: a scientific approach to the identification of European Odonata without capture. Verona. 349 S.
- GARDNER, A. E. (1954): The life-history of *Coenagrion hastulatum*(Charp.)(Odonata: Coenagrionidae). Entomol. Gaz 5. S. 17–40.
- GERKING, W. (1987): Die „Mörther Ziegelei“ im Schwalenberger Wald. Heimatland Lippe. (Heft 80). S. 379–379.
- GÜNTHER, A. (2012): Wiederfund von *Somatochlora arctica* in Brandenburg (Odonata: Corduliidae). Libellula Supplement 12. S. 143–150.
- HEIDEMANN, H. & SEIDENBUSCH, R. (2002): Die Libellenlarven Deutschlands: Handbuch für Exuviensammler. 2. Aufl. Keltern. 328 S.
- HEITZIG, T. (2022): Kleine Binsenjungfer (*Lestes virens*). In: AG Libellenkunde NRW — Online-Atlas der Libellen Nordrhein-Westfalens. Heruntergeladen von libellenatlas-nrw.lwl.org am 14.12.2022. <http://www.libellenatlas-nrw.lwl.org/art/Lestes-virens> (15.12.2022)
- HICKLING, R., ROY, D. B., HILL, J. K., FOX, R. & THOMAS, C. D. (2006): The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. Global Change Biology 12. (Heft 3). S. 450–455.
- HOLDACK, J. (2021): Zukunft statt Borkenkäfer · Landesverband Lippe. <https://www.landesverband-lippe.de/zukunft-statt-borkenkaefer/> (02.12.2022)
- HÜBNER, T. (1988): Zur Besiedlung neugeschaffener, kleiner Artenschutzwässer durch Libellen. Libellula 7. (Heft 3/4). S. 129–145.
- JELLINGHAUS, H. (1923): Die westfälischen Ortsnamen nach ihren Grundwörtern. o. O.
- JÖDICKE, R., KRÜNER, U., SENNERT, G. & HERMANS, J. T. (1989): Die Libellenfauna im südwestlichen niederrheinischen Tiefland. Libellula 8. (Heft 1/2). S. 1–106.
- JOEST, R. (2022): Schwarze Heidelibelle (*Sympetrum danae*). In: AG Libellenkunde NRW — Online-Atlas der Libellen Nordrhein-Westfalens. Heruntergeladen von libellenatlas-nrw.lwl.org am 16.12.2022. <http://www.libellenatlas-nrw.lwl.org/art/Sympetrum-danae> (16.12.2022)
- JURZITZA, G. (1988): Anmerkungen zu den üblichen Kriterien für eine Bodenständigkeit von Libellen. S. 4.
- KALKMAN, V. J., CLAUSNITZER, V., DIJKSTRA, K.-D. B., ORR, A. G., PAULSON, D. R. & VAN TOL, J. (2008): Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. Hydrobiologia 595. (Heft 1). S. 351–363.
- KREIS LIPPE, U. L. (Hrsg.) (1988): Landschaftsplan Nr. 12 „Schwalenberger Wald“. o. O.
- KRIEGER, A., FARTMANN, T. & PONIATOWSKI, D. (2019): Restoration of raised bogs—Land-use history determines the composition of dragonfly assemblages. Biological Conservation 237. S. 291–298.
- KUHN, K. & BURBACH, K. (1998): Libellen in Bayern. Stuttgart (Hohenheim). 333 S.
- LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (2022): Moore und Moormanagement. https://www.lbeg.niedersachsen.de/boden_grundwasser/moore/moore-und-moormanagement-162108.html (24.11.2022)
- LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2022):

Große Moosjunger (*Leucorrhinia pectoralis*) - Artspezifisch geeignete Kartiermethoden (Methodensteckbriefe).
<https://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/libellen/kartiermethoden/6852> (20.12.2022)

LANDESANSTALT FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (2022): Moorböden. <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de> (20.12.2022)

LANDESBETRIEB IT.NRW (2022): NRW: Flächen für Feuchtgebiete schrumpften in fünf Jahren um mehr als ein Fünftel. <https://www.it.nrw/nrw-flaechen-fuer-feuchtgebiete-schrumpften-fuenf-jahren-um-mehr-als-ein-fuenftel-106220> (24.11.2022)

LEHMANN, A. W. & NÜSS, J. H. (2015): Libellen - Bestimmungsschlüssel für Nord- und Mitteleuropa. Göttingen.

LOHMANN, H. (1980): Faunenliste der Libellen (Odonata) des Bundesrepublik Deutschland und Westberlins. Societas Internationalis Odonatologica rapid communications. (Heft 1). S. 1–34.

LOHR, M. (2010): Libellen zweier europäischer Flusslandschaften: Besiedlungsdynamik und Habitatnutzung von Libellengemeinschaften am Unteren Allier (Frankreich) und an der Oberweser (Deutschland).

LOHR, M. (2014): Im Jahr 2014 an den sieben untersuchten Gewässern im FFH-Gebiet „Schwalenberger Wald“ nachgewiesene Libellenarten. o. O.

MCKINNEY, M. L. & LOCKWOOD, J. L. (1999): Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. Trends in Ecology and Evolution 14. S. 450–453.

MENKE, N., GÖCKING, C., GRÖNHAGEN, N., JOEST, R., LOHR, M., OLTHOFF, M., CONZE, K.-J., ARTMEYER, C., HAESE, U. & HENNIGS, S. (2016): Die Libellen Nordrhein-Westfalens. o. O.

MINISTERIUM FÜR UMWELT LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2022): Natura 2000-Gebiete in Nordrhein-Westfalen - Schwalenberger Wald. <http://natura2000-melddedok.naturschutzinformationen.nrw.de/natura2000-melddedok/de/fachinfo/listen/melddedok/DE-4121-302> (06.12.2022)

MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND VERKEHR DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2022): Umweltministerium NRW: Klimaentwicklung in NRW. <https://www.umwelt.nrw.de/umwelt/klimawandel-und-anpassung/klimaentwicklung-in-nrw> (05.12.2022)

OBSERVATION.ORG (2022): Statistik der Beobachtungen von *Leucorrhinia pectoralis*. <https://observation.org/species/645/> (19.12.2022)

OLTHOFF, M. (2022a): Torf-Mosaikjungfer (*Aeshna juncea*). In: AG Libellenkunde NRW — Online-Atlas der Libellen Nordrhein-Westfalens. Heruntergeladen von libellenatlas-nrw.lwl.org am 14.12.2022. <http://www.libellenatlas-nrw.lwl.org/art/Aeshna-juncea> (16.12.2022)

OLTHOFF, M. (2022b): Nordische Moosjungfer im Atlas der Libellen Nordrhein-Westfalens. <http://www.libellenatlas-nrw.lwl.org/art/Leucorrhinia-rubicunda> (15.12.2022)

OLTHOFF, M. & IKEMEYER, D. (2003): Zur Libellenfauna der Moore und Heiden im Westmünsterland. LÖBF-Mitt 3. (Heft 2003). S. 12–17.

OTT, J. (2010): Zur aktuellen Situation der Moorlibellen im „Pfälzerwald“ – wie lange können sie sich in Zeiten des Klimawandels noch halten. Annales Scientifiques de la Réserve de Biosphère transfrontalière Vosges du Nord-Pfälzerwald 15.

- OTT, J. (2011): Moorlibellen - Verlierer und Gewinner. BUNDmagazin. (Heft 2/2011). S. 21.
- OTT, J., CONZE, K.-J., GÜNTHER, A., LOHR, M., MAUERSBERGER, R., ROLAND, H.-J. & SUHLING, F. (2015): Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen Deutschlands mit Analyse der Verantwortlichkeit, dritte Fassung, Stand Anfang 2012 (Odonata). *Libellula Supplement* 14. S. 395–422.
- PETERS, G. (1987): Die Edellibellen Europas: Aeshnidae. o. O.
- RIEKEHOFF (1951): Niederschrift über die forstlichen Verhältnisse im Forstamt Schieder (Detmold). o. O.
- ROSSET, V. & OERTLI, B. (2011): Freshwater biodiversity under climate warming pressure: Identifying the winners and losers in temperate standing waterbodies. *Biological Conservation* 144. (Heft 9). S. 2311–2319.
- RYCHŁA, A. (2015): Die Niederschlesische Heide (Bory Dolnośląskie): ein Refugium für seltene Moorlibellen im Südwesten Polens? *IDF-Report* 83. S. 1–18.
- SCHIEL, F.-J. & BUCHWALD, R. (1998): Aktuelle Verbreitung, ökologische Ansprüche und Artenschutzprogramm von *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier) (Anisoptera: Libellulidae) im baden-württembergerischen Alpenvorland. *Libellula*. (Heft 17 (1/2)).
- SCHLÜPMANN, M. (1995): Zur Bedeutung hydrochemischer Parameter stehender Kleingewässer des Hagener Raumes für die Libellenfauna. S. 39.
- SCHLÜPMANN, M. (2000): Die Libellen des Südwestfälischen Berglandes. Der Sauerländische Naturbeobachter 27. S. 5–44.
- SCHMIDT, B. (1995): Artenschutzprogramm/Umsetzung: *Cercion lindenii* (Sélys 1840) und *Erythromma viridulum* (Charp. 1840). Verbreitung, Ausbreitung, Biologie und Verhalten. Habitate und Ökologie. Gefährdung, Schutz- und Pflegemaßnahmen. – Gutachten im Auftrag der Schutzgemeinschaft Libellen Baden-Württemberg (SGL), Freiburg, und der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU). o. O.
- SCHMIDT, C., ABTS, U. W., GEYER, H. J. & PREUSSING, M. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Leber- und Hornmoose (Hepatophyta et Anthocerotophyta) in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassung. – In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (Hrsg.): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere, 4. Fassung. – LANUV Fachbericht 36, Band 1: Pflanzen und Pilze. o. O.
- SCHMIDT, E. (1964): Zur Verbreitung von *Aeshna Subarctica* Walker in Schleswig-Holstein (Odonata). Faunistische Mitteilungen Norddeutschland. (Heft 2). S. 197–201.
- SCHMIDT, E. (1967): Zur Odonatenfauna des Hinterzartener Moores und anderer mooriger Gewässer des Südschwarzwaldes. *Deutsche Entomologische Zeitschrift* 14. (Heft 3–4). S. 371–386.
- SCHMIDT, E. (1983): Zur Odonatenfauna des Wollerscheider Venns bei Lammersdorf. *Libellula* 2. (Heft 1/2). S. 49–70.
- SSYMANK, A., ULLRICH, K., VISCHER-LEOPOLD, M., BELTING, S., BERNOTAT, D., BRETSCHNEIDER, A., RÜCKRIEM, C. & SCHIEFELBEIN, U. (2015): Handlungsleitfaden „Moorschutz und Natura 2000“ für die Durchführung von Moorrevitalisierungsprojekten. S. 38.
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (Hrsg.) (1999): Die Libellen Baden-Württembergs. Bd. 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). 1. Band. Stuttgart (Hohenheim). 468 S.
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (Hrsg.) (2000): Die Libellen Baden-Württembergs. Bd. 2: Großlibellen (Anisoptera), Literatur. 2. Band. Stuttgart (Hohenheim). 712 S.
- STERNBERG, K. (1985): Zur Biologie und Ökologie von sechs Hochmoorlibellenarten in Hochmooren des

Südlichen Hochschwarzwaldes. o. O.

STERNBERG, K. (1990): Autökologie von sechs Libellenarten der Moore und Hochmoore des Schwarzwaldes und Ursachen ihrer Moorbindung. o. O. 854 S.

SUCCOW, M. (2022): Deutschlands Moore: ihr Schicksal in unserer Kulturlandschaft. Rangsdorf. 541 S.

SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2., völlig neu bearbeitete Aufl. Stuttgart. 622 S.

VALTONEN, P. (1986): On the odonate fauna of a Finnish forest pond occasionally drying up. Notulae odontologicae 2. (Heft 8). S. 134–135.

WETTERKONTOR GMBH (2022): Monats- und Jahreswerte für Lügde-Paenbruch - Temperatur, Niederschlag und Sonnenschein. <https://www.wetterkontor.de/de/wetter/deutschland/monatswerte-station.asp?id=10433&yr=2022&mo=-1#erlaeuterungen> (22.11.2022)

WILBERT, H. (1974): Die Ursachen von Fluktuation, Regulation und Determination bei Insektenpopulationen1. Zeitschrift für Angewandte Entomologie 77. (Heft 1–4). S. 237–241.

WILDERMUTH, H. (1992): Habitate und Habitatwahl der Grossen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) Charp. 1825 (Odonata, Libellulidae). Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 1. (Heft 1). S. 3–21.

WILDERMUTH, H. (1993): Populationsbiologie von *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier) (Anisoptera: LibeUli-dae). S. 5.

WILDERMUTH, H. (2011): Beeinflussen Elritzen die Libellenfauna kleiner Moorgewässer? (Teleostei: Cyprinidae; Odonata). S. 18.

WILDERMUTH, H. & MARTENS, A. (2019): Die Libellen Europas: alle Arten von den Azoren bis zum Ural im Porträt. Wiebelsheim. 958 S.

WILKE, S. (2013): Struktur der Flächennutzung. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-landoekosysteme/flaeche/struktur-der-flaechennutzung> (24.11.2022)

WILLIGALLA, C. (2022a): Glänzende Binsenjungfer (*Lestes dryas*). In: AG Libellenkunde NRW – Online-Atlas der Libellen Nordrhein-Westfalens. Heruntergeladen von libellenatlas-nrw.lwl.org am 28.06.2022. <https://web.archive.org/web/20220628155723/http://www.libellenatlas-nrw.lwl.org/art/Lestes-dryas> (21.12.2022)

WILLIGALLA, C. (2022b): Gemeine Binsenjungfer (*Lestes sponsa*). In: AG Libellenkunde NRW – Online-Atlas der Libellen Nordrhein-Westfalens. Heruntergeladen von libellenatlas-nrw.lwl.org am 16.12.2022. <http://www.libellenatlas-nrw.lwl.org/art/Lestes-sponsa> (16.12.2022)

WILMANNS, O. (1978): Ökologische Pflanzensoziologie. 2. Aufl. Heidelberg.

WOLF, T. (1998): Nordische Moosjungfer - *Leucorrhinia rubicunda* (linnaeus 1758). S. 200–201.

XU, J., MORRIS, P., LIU, J. & HOLDEN, J. (2018): PEATMAP: Refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis. Catena 160. S. 134–140.