

Libellengemeinschaften im Naturpark Soonwald-Nahe, Rheinland-Pfalz (Insecta: Odonata)

von Philipp SCHIEFENHÖVEL und Mark-Oliver RÖDEL

Inhaltsübersicht

Kurzfassung

Abstract

1. Einleitung
2. Das Untersuchungsgebiet
3. Material und Methoden
4. Ergebnisse
5. Diskussion
6. Dank
7. Literatur

Kurzfassung

Die zahlreichen künstlich angelegten Klein- und Kleinstgewässer des Soonwaldes stellen wichtige Sekundärbiotope für Tier- und Pflanzenarten dar. In der vorliegenden Arbeit haben die Autoren an 22 dieser Kleingewässer verschiedene Tümpel-eigenschaften (z. B. Volumen, Wassertemperatur, Zugänglichkeit, Vegetation, Uferbewuchs, Gewässerboden, Moorcharakteristik) erfasst und deren Einfluss auf die Diversität und die Artenzusammensetzung der Libellengemeinschaft untersucht. Neben dem Vorkommen der adulten Libellen haben die Autoren den Reproduktionserfolg der Arten durch Exuvien-suche erfasst. Besondere Beachtung kam der Habitatwahl von fünf Libellenarten (Kleine Moosjungfer, Torfmosaikjungfer, Schwarze Heidelibelle, Glänzende Binsen-jungfer und Kleine Binsenjungfer) zu, die bis auf die Kleine Binsenjungfer ursprüng-lich in moorigen Gewässern vorkommen und im Soonwald nun die anmoorigen Ge-wässer der künstlichen Biotope besiedeln sollten. Es ließ sich zeigen, dass die Diver-sität und die Artenzusammensetzung der Libellengemeinschaften deutlich durch die Habitateigenschaften bestimmt wurden. Dem Besonnungsgrad kommt neben sechs an-deren Habitatparametern (Höhe, emerse und submerse Vegetation, Röhrichtanteil, Torfmoos-schwingrasen und Volumen) die größte Bedeutung zu.

Abschließend werden Empfehlungen für Pflegemaßnahmen und Vorschläge für Neu-anlagen von Gewässern im Soonwald vorgestellt und diskutiert.

Abstract

Dragonfly communities in the “Naturpark Soonwald-Nahe”, Rhineland-Palatinate

Numerous secondary artificial biotopes can be found in the Soonwald which can be characterized by boggish environment. In this study the diversity and composition of dragonfly (Odonata) communities in 22 of these small waterbodies were investigated. The impact of several environmental factors (pond volume, water temperature, isolation, vegetation of the waterbodies and the shorelines, bottom of the waterbodies) on the dragonflies was examined. Habitat selection of five endangered dragonfly species (*Leucorrhinia dubia*, *Aeshna juncea*, *Sympetrum danae*, *Lestes dryas* and *Lestes virens vestalis*) was investigated. The diversity and composition of species were strongly influenced by the environmental factors and shade together with six other factors (altitude, vegetation cover by emersed or submersed plants or reeds, abundance of peat-bogs and pond volume) were the most important factors. Finally recommendations for habitat conservation and establishment of boggish ponds are given.

1. Einleitung

Deutschland ist eines der am dichtest besiedelten Länder Europas. In vielen Gebieten besteht kein Platz mehr für die Natur und ihre über viele Jahre gewachsenen ursprünglichen Biotope und Landschaften. Besonders die Klein- und Kleinstgewässer unserer Heimat sind vielerorts entwässert, verschüttet oder durch den Eintrag von Bioziden bzw. Nährstoffen zerstört (SCHMIDT 1980, BROGGI & SCHLEGEL 1989, GöTTLICH 1990). Viele der stehenden Gewässer waren oder sind auf Grund ihrer geringen Größe zusätzlich durch die natürliche Sukzession gefährdet, sie wuchsen zu und verlandeten (WILDERMUTH 2005). So gingen im 20. Jahrhundert in den meisten nordwest-europäischen Ländern 40-90 % aller Kleingewässer verloren (HULL 1997). Der damit verbundene Artenverlust der Tier- und Pflanzenwelt ist beträchtlich und wird von RICCIARDI & RASMUSSEN (1999) für die nordamerikanische Süßwasserfauna ähnlich hoch eingeschätzt wie der Artenschwund in den tropischen Regenwäldern. Durch ihre geringe Flächenausdehnung und Unauffälligkeit wird die Wichtigkeit der Kleingewässer für die Tier- und Pflanzenwelt oft unterschätzt, zumal ihre Unterschutzstellung auf Grund der geringen Größe meist schwierig ist und in der Vergangenheit oft nur als Nebenpro-

dukt durch die Ausweisung von Großschutzgebieten zu erreichen war (BIGGS et al. 2005). Die Tier- und Pflanzenarten vieler Ursprungshabitate sind oft verschwunden oder überlebten in künstlich angelegten Sekundärbiotopen. Beispiele für solche Biotope sind die zahlreichen Klein- und Kleinstgewässer des Soonwaldes. Durch ihren teils anmoorigen Charakter werden sie von seltenen Libellenarten besiedelt. In der vorliegenden Arbeit haben die Bearbeiter an 22 Kleingewässern verschiedene Tümpelgemeinschaften erfasst (z. B. Volumen, Wassertemperatur, Zugänglichkeit, Vegetation, Uferbewuchs, Gewässerboden, Moorcharakteristik) und deren Einfluss auf die Libellengemeinschaften untersucht.

Hierzu haben sie das Vorkommen der adulten Libellen sowie deren Reproduktionserfolg innerhalb der Untersuchungsgewässer erfasst. Besondere Beachtung kam der Habitatwahl von fünf Libellenarten (*Leucorrhinia dubia*, *Aeshna juncea*, *Sympetrum danae*, *Lestes dryas* und *Lestes virens vestalis*) zu, von denen vier ursprünglich in moorigen Gewässern vorkommen und im Soonwald jetzt die anmoorigen Gewässer der künstlichen Biotope besiedeln. Abschließend geben die Verfasser an Hand der Ergebnisse und in Anlehnung an die Literatur Empfehlungen für Pflegemaßnahmen und machen Vorschläge für die Durchführungen von Gewässerneuanlagen im Soonwald.

2. Das Untersuchungsgebiet

Der Soonwald und seine Vorstufen (Lützelsoon und Gauchsberg) stellen den südöstlichen Ausläufer des Hunsrück dar und umfassen eine Gesamtfläche von fast 30.000 ha (SCHWICKERATH 1975). Dieser Mittelgebirgszug ist damit eines der größten zusammenhängenden Waldgebiete Deutschlands. Die Ost-Westausdehnung des Kernsoonwaldes beträgt 40 km, die Nord-Südausdehnung ca. 12 km. Er erhebt sich von durchschnittlich 350 m ü. NN bis auf eine Höhe von 657 m ü. NN (Ellerspring) (SCHWICKERATH 1975). Die Ausrichtung der Bergkämme und der Einfluss des Westwindklimas sorgen besonders in den Höhenlagen für jährliche Niederschlagsmengen von bis zu 1.100 mm. Die durchschnittlichen Jahreswerte für die Region betragen 613 mm Niederschlag und 8,6° C (DWD-Station 25 Sargenroth Simmern-Wahlbach: 50°00' N, 07°36' E; 440 m ü. NN; 1994-2005). Die hohen Niederschlagswerte sorgten im Zusammenhang mit den wasserstauenden Tonschiefern dafür, dass sich neben Rotbuchen-, Eichenmisch- und Fichtenwäldern (*Fagus sylvatica*, *Quercus robur*, *Picea abies*) auf den Höhen auch sumpfige und anmoorige Pflanzengesellschaften in den Hang- und Tallagen ausprägen konnten. Insgesamt befinden sich innerhalb des Soonwaldes ca. 250-300 Waldtümpel (KLOSEN 2006, pers. Mitt.). Der überwiegende Teil davon sind Kleinst- und Kleingewässer, die fast alle in der Zeit von 1991 bis 1993 von den zuständigen Forstämtern angelegt worden sind. Neben der Funktion der Regenrückhaltung sollten die Gewässerneuanlagen der heimischen Flora und Fauna als neue Habitate dienen.

3. Material und Methoden

Die Untersuchungsgewässer

Bei der Auswahl der 22 Untersuchungsgewässer haben die Bearbeiter darauf geachtet, dass sich die Tümpel über den gesamten Soonwälder Höhenrücken verteilt (Abb. 1) und ein möglichst breites Spektrum an Habitatparametern aufwiesen. Insgesamt haben sie 19 verschiedene Habitatparameter aufgenommen, um die unterschiedlichen Erscheinungsformen der Gewässer zu erfassen (Tab. 1). Zwei Drittel dieser Habitatmerkmale (Volumen, Wassertemperatur, Besonnungsgrad, Höhe ü. NN, Vegetationseigenschaften, Moorcharakteristik etc.) beschreiben die Tümpel direkt, während der Rest der Habitatparameter die Ufervegetation und die Umgebung der Tümpel charakterisiert. Die Moorcharakteristik, der Gewässerboden und der umgebende Waldtyp der Gewässer wurden nominal erfasst. Das Spektrum der erfassten Gewässer reicht von großen, sehr offenen Tümpeln mit hohem Ufergräseranteil über mesotrophe Gewässer im Nadelwald mit Versumpfungscharakter bis hin zu sehr offenen, eutrophen Verlandungstümpel oder kleinen, eutrophen Waldtümpel mit geringem Besonnungsgrad (Abb. 2).

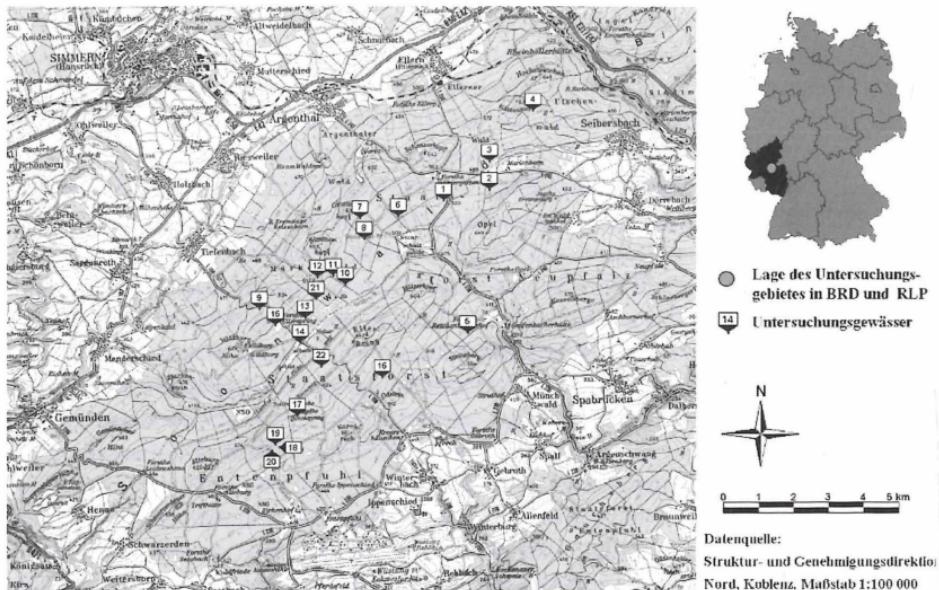


Abb. 1: Geographische Lage der Untersuchungsgewässer innerhalb des Soonwaldes.

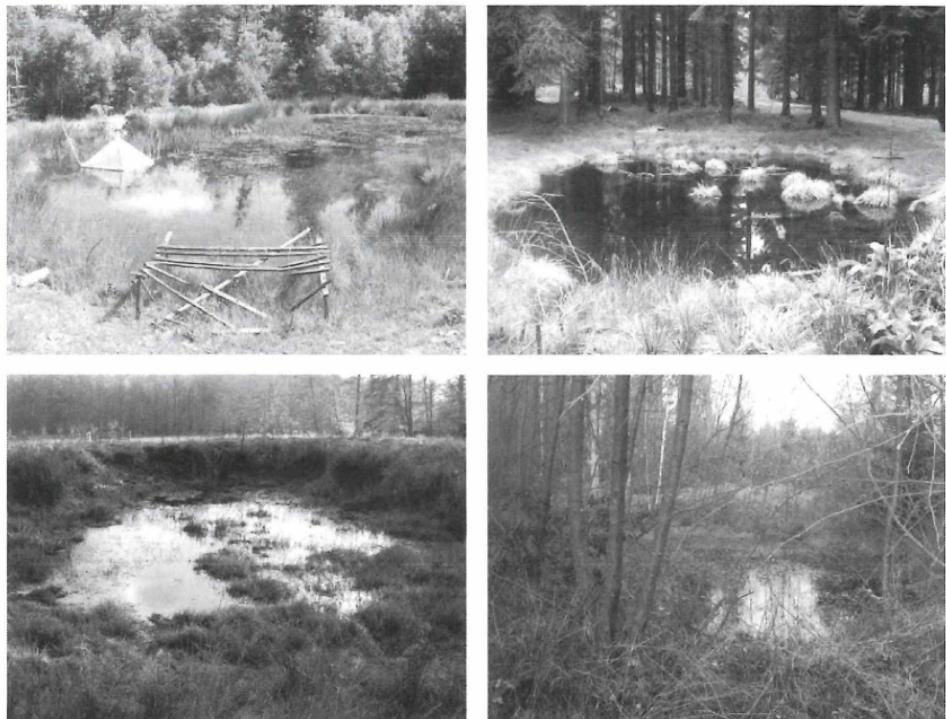


Abb. 2: Beispiele von Untersuchungsgewässern innerhalb des Soonwalds: Links oben: Tümpel Nr. 3, großer, sehr offener Waldtümpel mit hohem Ufergräseranteil. Rechts oben: Tümpel Nr. 4, mesotrophes Gewässer im Nadelwald mit Versumpfungscharakter. Links unten: Tümpel Nr. 15, sehr offener, eutropher Verlandungstümpel. Rechts unten: Tümpel Nr. 6, kleiner, eutropher Waldtümpel mit geringem Besonnungsgrad. Aufnahmen: November 2005 und links oben Mai 2006.

Tab. 1: Übersicht über die Habitatparameter der Untersuchungsgewässer. Angegeben sind die Einheiten bzw. Kategorien der Parameter und die Berechnung der Minimal-, Mittel- und Maximalwerte sowie die Standardabweichung. N = 22

Parameter	Einheit	Minimum	Mittel ± SA	Maximum
intervallskaliert				
Volumen	[m ³]	2309,58	19943,95 ± 17709,49	61787
mittlere Sedimenttiefe	[m]	0	0,09 ± 0,12	0,83
Höhe	[m ü. N.N.]	482,5	554,18 ± 42,42	635,1
Besonnungsgrad	[%]	25,2	75,62 ± 23,76	100
mittlere Wassertemperatur	[°C]	12,92	16,07 ± 1,97	19,35
pH-Wert		4,65	5,66 ± 0,45	6,16
Leitfähigkeit	[µS]	70,67	145,78 ± 79,22	435,6
Vegetationsstrukturindex als Zugänglichkeitsmaß	[28-140]	36	94,36 ± 25,65	140

Parameter	Einheit	Minimum	Mittel ± SA	Maximum
ordinalskaliert				
emerse Vegetation	[1-6]		%-Angaben in Bedeckungsgrad der Oberfläche	
Röhricht	[1-6]		oder eines 2 m breiten Uferrandstreifen bzw.	
tote Vegetation	[1-6]	1 =	Volumenanteil des Wasserkörpers	0 %
submerse Vegetation	[1-6]	2 =	1 - 20 %	
Schwingrasen	[1-6]	3 =	21 - 40 %	
Ufergräser	[1-6]	4 =	41 - 60 %	
Ufergehölze	[1-6]	5 =	61 - 80 %	
Erlenanteil (<i>Alnus</i>) am Ufer	[1-6]	6 =	81 - 100 %	
nominalskaliert				
Gewässerboden	[1-5]	1 =	Gestein, 2 = Schlamm, 3 = Blätter	
		4 =	Nadeln, 5 = Torfmoosmudde (<i>Sphagnum</i>)	
Waldtyp	[1-4]	1 =	Laubwald (max. 10 % Nadelbäume)	
		2 =	Nadelwald (max. 10 % Laubbäume)	
		3 =	Mischwald, 4 = kein Wald	
Moorcharakteristik nach	[1-3]	1 =	nicht anmooriges Gewässer	
SUCCOW & JOSTEN (2001)		2 =	eutrophes Reichmoor (Niedermoor)	
		3 =	mesotrophes Sauer-Zwischenmoor	

Die Libellengemeinschaften

Um die Artengemeinschaften der Libellen in den ausgewählten Tümpeln zu erfassen, haben die Autoren zwei Methoden verwendet: Zum einen haben sie die fliegenden Libellen durch regelmäßige Sichtbeobachtungen (von Mitte Mai bis Mitte September 2006 insgesamt sechs Mal pro Tümpel, jeweils 20 Min.) erfasst. Zum anderen haben sie durch die Suche von Exuvien (äquivalent zu Sichtbeobachtungen, jeweils 60 Min. pro Tümpel) festgestellt, welche und wie viele Großlibellen aus den Gewässern schlüpften. Hierbei haben sie darauf geachtet, die trittempfindlichen Torfmoose so wenig wie möglich zu beschädigen. Durch den überwiegenden mineralischen Untergrund der Gewässer ließ sich der überwiegende Anteil der Ufervegetation vom Wasser absuchen, ohne die ufernahen Torfmoose zu beschädigen. Die Flugaktivität von Insekten ist eng an die jeweiligen Wetterbedingungen gekoppelt. Minimale Veränderungen, z. B. des Bewölkungsgrads, können die Aktivität der Kleinlibellen (Zyoptera) innerhalb von Minuten verändern. Deshalb haben die Autoren die Datenaufnahme der Libellengemeinschaften nur bei Schönwetterbedingungen durchgeführt (sonnig, Bewölkungsgrad < 3/8, Lufttemperatur > 17°C, Windgeschwindigkeit < 4 m/s: Voraussetzungen nach MÜHLENBERG 1989). Die Bedingungen nach WILDERMUTH (1991) für eine erfolgreiche Exuviensuche (geringe Gewässergrößen, relativ scharfe Uferlinien, Erreichbarkeit aller potentiellen Schlüpforte) waren innerhalb des Untersuchungsgebietes optimal, so dass bis auf wenige Ausnahmen die Uferlinien der Gewässer vollständig abgesammelt werden konnten.

Statistik

Um zu prüfen, ob die Untersuchungsgewässer voneinander unabhängige Stichproben bzw. benachbarte Gewässer in ihren Habitateigenschaften generell ähnlich waren, haben die Bearbeiter zunächst eine Clusteranalyse und einen Manteltest durchgeführt (McCUNE & GRACE 2002). Sie haben benachbarte Tümpel der Reihe nach nummeriert, so dass nah beieinander liegende Gewässer aufeinander folgende Zahlen besaßen. Das Ergebnis der Clusteranalyse auf der Datengrundlage einer Habitatdistanzmatrix H^2 , welche die Distanzwerte (relatives euklidisches Distanzmaß) zwischen den jeweiligen Variablenwerten beinhaltet, zeigte, dass sich die Untersuchungsgewässer nicht auf Grund ihrer räumlichen Nähe (aufeinander folgende Nummerierung), sondern nach ihren Habitatparametern gruppierten (Abb. 3).

Da es keine Korrelation zwischen der Distanzmatrix G^2 (echtes euklidisches Distanzmaß), welche die geographischen Entfernung zwischen den einzelnen Untersuchungsgewässern beinhaltete, und der Distanzmatrix H^2 der Habitatparameter gab, waren die Untersuchungsgewässer in Bezug auf die Habitatparameter nicht geographisch autokorriert (Manteltest zwischen G^2 und H^2 : $r = -0,015$; $p = 0,86$; $N = 22$), und die Tümpel konnten so als unabhängige Einheiten in der weiteren Auswertung Verwendung finden.

Zur Überprüfung, welche Habitatparameter die Libellendiversität der Untersuchungsgewässer bestimmten, haben die Autoren eine schrittweise vorwärts gerichtete Regressionsanalyse durchgeführt. In die Analyse gingen 14 der intervall- bzw. ordi-

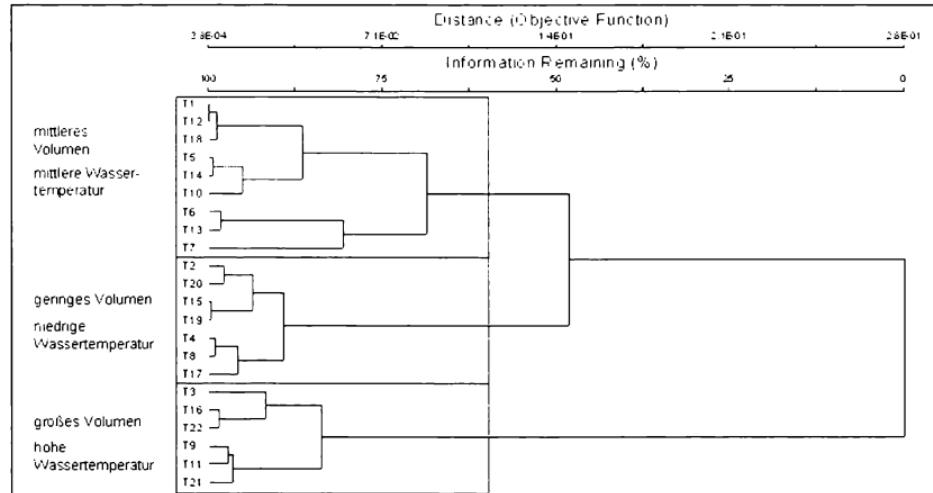


Abb. 3: Dendrogramm der 22 Untersuchungsgewässer, die an Hand der 19 aufgenommenen Habitatparameter (Tab.1) geclustert wurden. Die Gewässer gruppierten sich in drei großen Gruppen, die durch die eingezeichneten Kästen und durch die links stehenden Habitatfaktoren gekennzeichnet sind. Distanzmaß: euklidische Distanz; Verknüpfungsmethode nach WARD (McCUNE & GRACE 2002).

nalskalierten Parameter als unabhängige Variablen ein (Tab. 1). Die Einflüsse des pH-Wertes und der Leitfähigkeit gingen über den Parameter der Moorcharakteristik in die Analyse ein und wurden separat untersucht. Die Voraussetzungen für die Durchführung der multiplen linearen Regression waren erfüllt, da alle eingehenden Variablen mindestens ordinal skaliert waren und der Faktor der Libellendiversität nicht signifikant von der Normalverteilung abwich (Kolmogorov-Smirnov-Test: $D = 0,144$; $p = 0,751$)

Durch eine „nicht metrische multidimensionale Skalierung“ (= NMDS), die McCUNE & GRACE (2002) für gemeinschaftsökologische Daten vorschlagen, haben die Autoren die stärksten Zusammenhänge und Muster der Artenzusammensetzungen innerhalb der Untersuchungsgewässer zusammengefasst und in einer zweidimensionalen Darstellung (Biplot) zueinander angeordnet. Die Ordinierungsachsen spiegeln somit die Artenzusammensetzung in den jeweiligen Untersuchungsgewässern wider. Die Ordination wurde mit dem Sørensen-Distanzmaß nach BRAY-CURTIS durchgeführt und mit Hilfe der Monte-Carlo-Prozedur evaluiert ($p = 0,034$; Monte-Carlo-Test nach McCUNE & GRACE 2002). Der Stresswert der Ordination war minimal größer als zehn ($s = 10,037$), so dass das Ergebnis als „gut“ anzusehen ist (McCUNE & GRACE 2002). Die sinnvolle Anzahl der Achsen bestimmten die Verfasser mit Hilfe eines Screeplots nach BACKHAUS (2000). Im Anschluss haben sie die beiden Achsen des Ordinierungsverfahrens jeweils als abhängige Variablen und die verschiedenen metrisch- und ordinalskalierten Habitatparameter als unabhängige Variablen in eine schrittweise vorwärts gerichtete Regressionsanalyse aufgenommen.

Für die drei Großlibellenarten, Torfmosaikjungfer, Schwarze Heidelibelle und Kleine Moosjungfer haben sie mit Hilfe von schrittweise vorwärts gerichteten Regressionsanalysen zwischen den Abundanzwerten, d. h. den Exuviedaten und den ordinal- und metrischskalierten Habitatparametern, Habitatmodelle errechnet.

4. Ergebnisse

Während des Untersuchungszeitraumes haben die Bearbeiter über 8.000 Libellenindividuen beobachtet und 4.204 Exuvien gesammelt und bestimmt. Insgesamt haben sie 25 verschiedene Libellenarten nachgewiesen, wovon zehn Arten zur Unterordnung der Kleinlibellen (Zygoptera) und 15 Arten zur Unterordnung der Großlibellen (Anisoptera) gehörten. Die Große Pechlibelle (*Ischnura elegans*) war im Untersuchungsgebiet relativ selten nachzuweisen. Ebenso waren die beiden Heidelibellenarten (*Sympetrum striolatum* und *Sympetrum vulgatum*) und der Große Blaupfeil (*Orthetrum cancellatum*) selten. Von den Fließgewässerarten kamen die beiden Prachtlibellen (*Calopteryx splendens* und *C. virgo*) sowie die Zweigestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster boltonii*) als Nahrungsgäste vor. Auffällig war die Dominanz der Blaugrünen Mosaikjungfer (*Aeshna cyanea*) und der Frühen Adonislibelle (*Pyrrhosoma nymphula*), die an allen Gewässern auftraten (Tab. 2).

Tab. 2: Übersicht der Artengemeinschaften der Libellen an den 22 Untersuchungsgewässern. Markierte Kästchen symbolisieren das Vorkommen der Arten an den jeweiligen Gewässern (Presence-absence-Daten). Schwarz markierte Gewässer zeigen Beobachtungsnachweise von Imagines an. Hellgrau markierte Gewässer kennzeichnen Reproduktionsnachweise, d. h. Exuvienfunde. Gewässer, in denen Imagines und Exuvien einer Art vorkamen, sind dunkelgrau markiert. Die vier Moorlibellenarten des Untersuchungsgebietes sind durch eine Umrandung gekennzeichnet. Von jedem Tümpel ist die erfasste Artenanzahl und von jeder Libellenart die Anzahl der Gewässer, in denen Libellen nachgewiesen wurden, angegeben.

Arten	Tümpel																						Tümpelanzahl	Anteil an allen Tümpeln [%]
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22		
<i>Calopteryx splendens</i>																							4	18,18
<i>Calopteryx virgo</i>																							7	31,82
<i>Lestes dryas</i>																							8	36,36
<i>Lestes sponsa</i>																							17	77,27
<i>Lestes virens vestalis</i>																							7	31,82
<i>Lestes viridis</i>																							5	22,73
<i>Coenagrion puella</i>																							21	95,45
<i>Enallagma cyathigerum</i>																							13	59,09
<i>Ischnura elegans</i>																							5	22,73
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>																							22	100,00
<i>Aeshna cyanea</i>																							22	100,00
<i>Aeshna juncea</i>																							19	86,36
<i>Anax imperator</i>																							11	50,00
<i>Cordulegaster boltonii</i>																							3	13,64
<i>Cordulia aenea</i>																							16	72,73
<i>Somatochlora metallica</i>																							6	27,27
<i>Leucorrhinia dubia</i>																							16	72,73
<i>Libellula depressa</i>																							14	63,64
<i>Libellula quadrimaculata</i>																							18	81,82
<i>Orthetrum cancellatum</i>																							2	9,09
<i>Sympetrum danae</i>																							5	22,73
<i>Sympetrum sanguineum</i>																							14	63,64
<i>Sympetrum striolatum</i>																							3	13,64
<i>Sympetrum vulgatum</i>																							3	13,64
Artenanzahl pro Tümpel	14	14	19	10	14	3	5	5	15	9	14	11	3	15	12	19	6	17	12	12	13	17		

Vier der 25 Arten sind Arten, die an moorige Gewässer angepasst sind. Hierzu gehören die Torfmosaikjungfer (*Aeshna juncea*), die Kleine Moosjungfer (*Leucorrhinia dubia*), die Schwarze Heidelibelle (*Sympetrum danae*) und die Glänzende Binsenjungfer (*Lestes dryas*). Durch ihre Habitspezialisierung sind diese Arten in vielen Regionen Deutschlands selten geworden und in der Roten Liste als potentiell gefährdet, stark gefährdet oder sogar vom Aussterben bedroht eingestuft (EISLÖFFEL, NIEHUIS & WEITZEL 1992; Abb. 4). Außerdem gelang der Nachweis der stark gefährdeten Kleinen Binsenjungfer (*Lestes virens vestalis*). Bemerkenswert hierbei waren die hohen Abundanzzahlen und Reproduktionserfolge der Torfmosaikjungfer und der Kleinen Moosjungfer. Die Torfmosaikjungfer konnte sich in 17 der 22 Untersuchungsgewässer (77 %) reproduzieren. Der Kleinen Moosjungfer ließen sich sieben Gewässer (31 %) als Reproduktionsstätten zuordnen. Das Habitatmodell der vom Aussterben bedrohten Kleinen Moosjungfer zeigte, dass sich die Larven dieser Libellenart verstärkt in großen Gewässern mit hohem Schwingrasenanteil bzw. großer Sedimenttiefe und geringem Röhrichtanteil entwickelten (schrittweise vorwärts gerichtetes Regressionsmodell zwischen den Abundanzwerten, d. h. den Exuviedaten und den Habitatparametern. $R = 0,885$; korrig. $R^2 = 0,676$; ANOVA: $F = 7,282$; $p < 0,001$; SF der Schätzung: 28,202). Die Schwarze Heidelibelle flog an fünf Untersuchungsgewässern und konnte an zwei Gewässern erfolgreich reproduzieren. Von der in Rheinland-Pfalz vom Aussterben bedrohten Nordischen Moosjungfer (*Leucorrhinia rubicunda*), deren letzter Reproduktionsnachweis für Rheinland-Pfalz 1984 aus dem Untersuchungsgebiet stammt (EISLÖFFEL, NIEHUIS & WEITZEL 1992), gelang kein Wiederfund.

Neben den zahlreichen Reproduktionsnachweisen der Kleinen Moosjungfer und der Torfmosaikjungfer sind die verhältnismäßig zahlreichen Imaginalnachweise der Binsenjungfernarten *Lestes dryas* und *Lestes virens vestalis* als bemerkenswerte Funde anzusehen. Insgesamt wiesen die Verfasser 29 fliegende Imagines der Glänzenden Binsenjungfer (*Lestes dryas*) an acht Gewässern (36 %) nach. Von der Kleinen Binsenjungfer (*Lestes virens vestalis*) gelangen Beobachtungen von 17 Imagines an sieben verschiedenen Gewässern (32 %). Reproduktionsnachweise dieser beiden Arten liegen nicht vor. Da die Suche nach Exuvien beider Binsenjungfernarten erst startete, nachdem Sichtbeobachtungen gereifter Imagines vorlagen, ist es sehr wahrscheinlich, dass die Exuvien zum Zeitpunkt der Suche durch Wind und Regen bereits von der Vegetation heruntergefallen waren. Die Flugperiode der Kleinen Binsenjungfer beginnt, ähnlich wie die der Großen Binsenjungfer (*Lestes viridis*), sehr spät im Jahr (Mitte August) und überlappt sich nur in den seltensten Fällen mit der Schlüpfperiode (BELLMANN 1987, JÖDICKE 1989). Damit könnte zwischen dem Schlupf und dem Beginn der Exuviensuche eine zu große Zeitspanne gelegen haben, was ein Auffinden der Exuvien unmöglich machte.

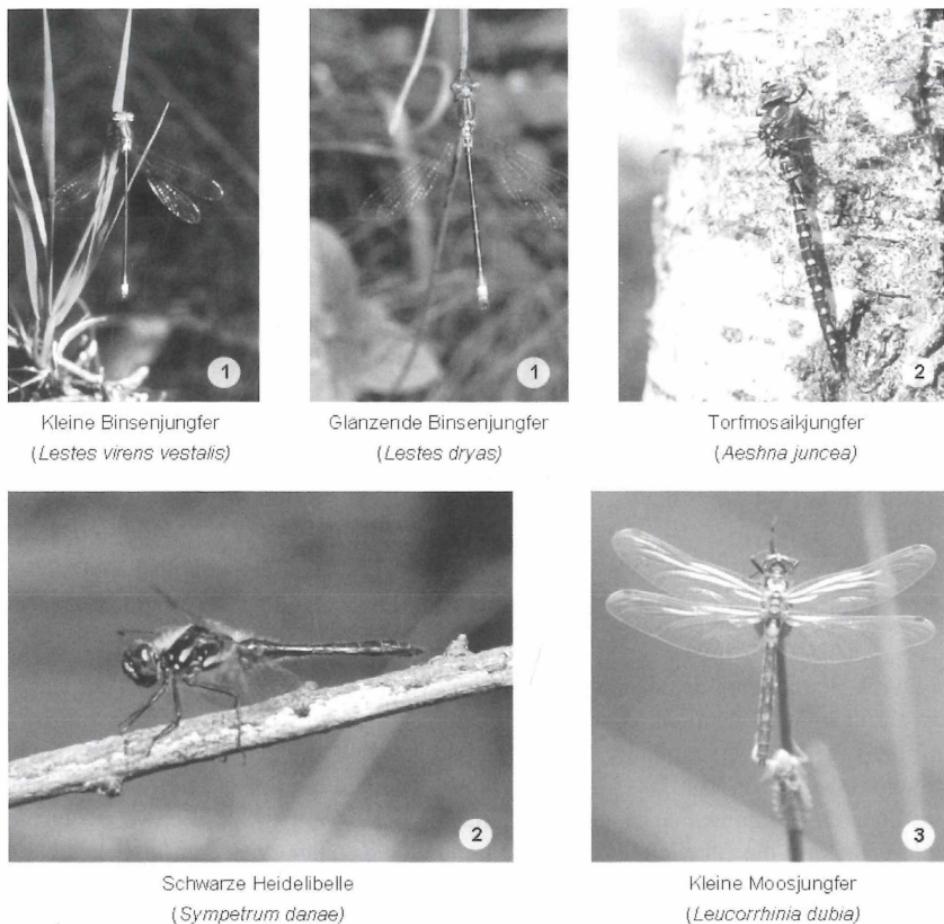


Abb. 4: Übersicht der vier an moorige Gewässer angepassten Libellenarten und die Kleine Binsenjungfer (*Lestes virens vestalis*).
Foto 1: J. RODENKIRCHEN; Foto 2: G. FAHL, Foto 3: P. SCHIEFENHÖVEL.

Libellendiversität

An Hand einer schrittweise vorwärts gerichteten Regressionsanalyse ließ sich zeigen, welche der aufgenommenen Habitatparameter die Libellendiversität am stärksten beeinflussten. Das Regressionsmodell war hoch signifikant ($R = 0,967$; Korr. $R^2 = 0,886$; ANOVA: $F = 19,236$; $p < 0,001$), was zunächst bedeutet, dass es einen generellen Zusammenhang zwischen der Habitatparameter-Zusammensetzung und der Libellendiversität gab (Korrelationsstärke $R = 0,967$). Das lineare Bestimmtheitsmaß (korrigiert R^2) war ebenfalls sehr hoch, so dass 88,6 % der Varianz durch die Regressionsglei-

chung erklärt wurden. Der Besonnungsgrad, die Höhe, die mittlere Sedimenttiefe, der Bedeckungsgrad mit emerser Vegetation und der Volumenanteil durch Schwingrasen waren die ausschlaggebenden Habitatparameter, die auf die Libellendiversität wirkten (Tab. 3).

Tab. 3: Ergebnisse der schrittweise vorwärts gerichteten Regressionsanalyse für die Bestimmung der Zusammenhänge zwischen 14 metrisch- und ordinalskalierten Habitatparametern mit der Libellendiversität (Artenanzahl) in den 22 Untersuchungsgewässern. Angeben sind die Habitatparameter, die als signifikante Faktoren ins Gesamtmodell aufgenommen wurden.

	standardisierte Koeffizienten		nicht standardisierte Koeffizienten				p-Wert
	BETA	SF von BETA	B	SF von B	T		
Konstante			9,953	8,256	1,206	0,521	
mittl Sediment [cm]	0,22	0,087	0,121	0,046	2,62	0,027	
Besonnung [%]	0,566	0,091	0,147	0,022	6,588	>0,001	
Höhe [m ü. N.N]	-0,219	0,088	-0,019	0,013	-1,406	0,028	
emerse Veg. [1-6]	0,239	0,087	0,711	0,555	1,281	0,017	
Schwingrasen [1-6]	-0,256	0,097	-0,724	0,437	-1,655	0,021	

Durch Betrachtung der standardisierten Regressionskoeffizienten (BETA) der Habitatparameter wird deutlich, dass der Besonnungsgrad den weitaus stärksten Einfluss auf die Libellendiversität hatte, wohingegen die Gewichtung der restlichen Habitatparameter etwa gleich war. Das Vorzeichen des jeweiligen Betawerts zeigt die Richtung des linearen Zusammenhangs an. Eine Zunahme der Höhe bzw. des Schwingrasenanteil verringerte die Libellendiversität, während eine Zunahme der drei restlichen Faktoren die Libellendiversität erhöhte.

Artenzusammensetzung

Abb. 5 zeigt den Biplot eines Ordinierungsverfahrens NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling), in dem die Untersuchungsgewässer im Artenraum (Exuviedaten) angeordnet sind. Untersuchungsgewässer, die eine ähnliche Artenzusammensetzung auf Grund ähnlicher Reproduktionsnachweise aufwiesen, ordnen sich im Biplot näher zueinander an als Untersuchungsgewässer, die unterschiedliche Reproduktionserfolge der Arten aufweisen. Die beiden fiktiven Achsen der Ordination geben somit das Muster der Artenzusammensetzungen bzw. das der unterschiedlichen Reproduktionserfolge wieder. Mit Hilfe einer multiplen linearen Regression (schrittweise vorwärts) lassen sich lineare Zusammenhänge zwischen den Achsen der Ordination und den intervall- bzw. ordinalskalierten Habitatparametern aufdecken. Das bedeutet, dass man an Hand dieser linearen Zusammenhänge erkennen kann, durch welche Parameter die un-

terschiedlichen Reproduktionserfolge der Libellenarten maßgeblich bestimmt wurden. Die Voraussetzungen für die Durchführung der multiplen linearen Regression waren auf Grund der Normalverteilung der Ordinationsachsen des Biplots gegeben (Kolmogorov-Smirnov-Test für Achse 1: $D = 0,117$; $p = 0,923$ und für Achse 2: $D = 0,157$; $p = 0,646$).

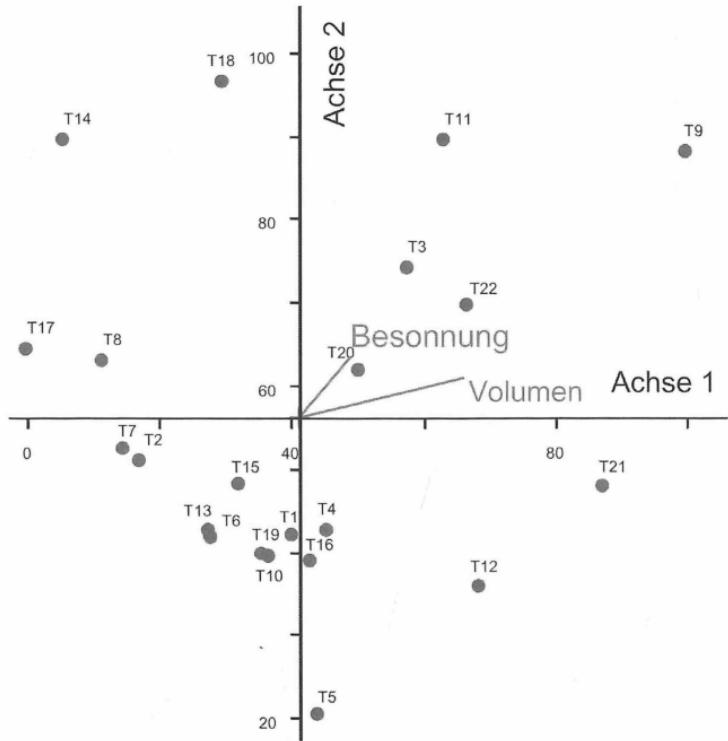


Abb. 5: Ordinationschaubild, das die Artenzusammensetzungen der Libellen (Exuviedaten) innerhalb der Untersuchungsgewässer (T1 bis T22) wiedergibt. In das Schema sind die Habitatvektoren eingezzeichnet, die für die Ausprägung der Artzusammensetzung bzw. die unterschiedlichen Reproduktionserfolge der Arten am wichtigsten waren.

Die Ergebnisse der Regressionsanalyse zeigten, dass die erste Achse am stärksten durch die Faktoren Volumen, Besonnungsgrad und den Anteil submerser Vegetation bestimmt wurde ($R = 0,896$; korrig. $R^2 = 0,656$; ANOVA: $F = 5,454$; $p = 0,004$; Tab. 4). Die zweite Achse war positiv mit dem Faktor Besonnungsgrad und negativ mit dem Faktor Zugänglichkeit korreliert ($R = 0,688$; korrig. $R^2 = 0,474$; ANOVA: $F = 2,258$; $p = 0,094$; Tab. 4). Reproduktionsnachweise der Libellenarten für die Untersuchungsgewässer Nr. 3, Nr. 9, Nr. 11, Nr. 20 und Nr. 22 waren somit durch ein großes Volumen, hohe Besonnungsgrade und einen geringen submersen Vegetationsanteil bestimmt.

Tab. 4: Ergebnisse der schrittweise vorwärts gerichteten Regressionsanalysen für die Bestimmung der Zusammenhänge zwischen den 14 intervall- bzw. ordinalskalierten Habitatparametern und der Artenzusammensetzung der geschlüpften Libellen (Exuvienten) in den 22 Untersuchungsgewässern. Das Modell gibt den Einfluss der Habitatparameter auf die beiden Achsen der Ordination der Artenzusammensetzung wieder.

	standardisierte Koeffizienten		nicht standardisierte Koeffizienten		
	BETA	SF von BETA	B	SF von B	t(14)
					p-Wert
Achse 1: R = 0,896; korr. R ² = 0,656; ANOVA: F = 5,454; p = 0,004; SF der Schätzung: 0,419					
Konstante			-1,959	1,636	-1,197 0,254
Volumen [m³]	0,910	0,182	0,011	0,002	5,006 >0,001
Besonnung [%]	0,486	0,185	0,015	0,006	2,633 0,022
submers Veg. [1-6]	-0,455	0,163	-0,261	0,093	-2,794 0,016
Achse 2: R = 0,688; korr. R ² = 0,474; ANOVA: F = 2,258; p = 0,094; SF der Schätzung: 0,627					
Konstante			-2,454	1,604	-1,529 0,147
Besonnung [%]	0,595	0,247	0,018	0,008	2,405 0,029
Zugänglichkeit					
[28-140]	-0,53	0,244	-0,015	0,007	-2,172 0,046

5. Diskussion

Der Soonwald ist mit einer Fläche von fast 30.000 ha eines der größten zusammenhängenden Waldgebiete Deutschlands (SCHWICKERATH 1975). Das vielfältige Mosaik aus offenen Waldwiesen und großen Waldflächen mit felsigen Kuppen sowie die hohe Dichte von Klein- und Kleinstgewässern verleihen dem Soonwald ein besonderes Gepräge. Die Verbreitung von stark bedrohten Moorlibellenarten an und innerhalb dieser Waldtümpel zeigte, dass der Soonwald auf Bundes- und Bundeslandebene neben wenigen anderen Waldgebieten in Rheinland-Pfalz eine besondere Schutzwürdigkeit verdient. In der vorliegenden Arbeit ließ sich nachweisen, dass die Libellengemeinschaften des Soonwaldes deutlich von den Habitattypen der Untersuchungsgewässer bestimmt wurden, was bereits für zahlreiche andere Libellen- und Invertebratengemeinschaften belegt ist (GERTH & HERLIHY 2006). Direkte Einflüsse einzelner Habitatfaktoren und deren Stärke lassen sich aufgrund der Interaktion der Faktoren im Allgemeinen schwieriger belegen und können Artefakte sein. Deshalb wurden in dieser Arbeit verstärkt multivariate Analyseverfahren verwendet (Multiple Regressionsanalyse, NMDS, Clusteranalyse, Manteltest), um das Zusammenspiel verschiedener Habitatparameter auf die Libellengemeinschaft aufzudecken.

Sowohl in den Analysen zur Libellendiversität als auch in denen zur Artenzusammensetzung zeigte sich, dass der Besonnungsgrad der prägendste Habitatfaktor war. Libel-

len sind, wie alle Insekten, wechselwarme Tiere, deren Stoffwechsel- und Lebensprozesse von den wärmenden Sonnenstrahlen abhängig sind. So ist es nicht verwunderlich, dass eine höhere Libellenvielfalt an sonnigen, offenen Gewässern im Vergleich zu schattigen, kühlen Waldtümpeln nachzuweisen war. Dieses Phänomen ist in der Literatur durch zahlreiche Untersuchungen an Makroinvertebraten und Makrophyten belegt (PORTER 1988, BIGGS et al. 1994, SUTHERLAND & HILL 1995, OERTLI et al. 2002) und wird von GEE et al. (1997) als „generell gültig angenommen“. Der Einfluss der Höhenlage auf die Libellendiversität lässt sich ebenfalls durch den Einfluss der Außentemperatur erklären. So haben die Verfasser eine geringere Vielfalt der Libellen mit steigender Höhe festgestellt (Tab. 3). Besonders einige Kleinlibellen sind mit zunehmender Höhe und damit verbundener Temperaturabnahme nicht mehr in der Lage, sich fortzupflanzen. Für die kalt angepassten Arten, wie die Hochmoor-Mosaikjungfer (*Aeshna subarctica*) oder die Alpen-Smaragdlibelle (*Somatochlora alpestris*), hingegen liegt der Soonwald mit einer maximalen Höhe von 657 m ü. NN (Ellerspring) unter dessen Verbreitungsgrenze.

Darüber hinaus wurde die Artenanzahl entscheidend von dem Anteil an Emersvegetation bestimmt, die von den Libellen auf verschiedenste Weise genutzt wird. Die meisten Arten besuchen emerse Vegetationsstrukturen als Umwandlungsorte, bevor sie ihren Reifeflug in die Umgebung des Gewässers starten (WILDERMUTH 1986). Später gebrauchen viele Imagines die gewässernahe Emersvegetation als Jagd- und Ruhehabitat. Für Libellenarten, die als „Sitzwartenhocker“ (percher) bezeichnet werden, sind die Strukturen der Emersvegetation wichtige Balz- und Paarungsplätze, da deren Paarung nicht wie bei den aktiven Fliegern (flyer) in der Luft im Paarungsrud, sondern an und auf den Sitzwarten stattfindet. Je weniger solcher Emersstrukturen an den Gewässern vorhanden sind, desto weniger Arten besiedeln demnach diese Gewässer (CORBET 2004).

In der vorliegenden Arbeit ließ sich kein Einfluss des Gewässervolumens auf die Libellendiversität feststellen. Allerdings zeigte sich, dass die Artenzusammensetzung der Libellen deutlich vom Volumen des jeweiligen Gewässers abhing. Dies mag zunächst widersprüchlich erscheinen, spiegelt aber die Komplexibilität des Einflusses durch das Volumen auf Artengemeinschaften wider. Der Habitatparameter Volumen bzw. die Größe der Wasseroberfläche ist einer der am häufigsten untersuchten Parameter in gemeinschaftsökologischen Studien an Gewässern. Während der positive Einfluss des Wasservolumens auf die Artengemeinschaften von aquatischen Pflanzen in der Literatur als generell gültig angesehen wird (GEE et al. 1997, JEFFRIES 1998, LINTON & GOUDER 2000), sind die Ergebnisse zoologischer Untersuchungen für die verschiedenen Tiergruppen sehr unterschiedlich und z. T. kontrovers (FRYER 1985, FRIDAY 1987, GEE et al. 1997). So fanden SCHLUMPRECHT & STUBERT (1989) keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Artenanzahl der Libellen und der Oberflächengröße der Gewässer, während OERTLI et al. (2002) einen solchen Zusammenhang für die Libellendiversität belegen. Die meisten der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Libellenarten vollziehen eine zwei- bis dreijährige Larvalentwicklung und verbringen den

Winter im Sediment der Gewässer (STERNBERG & BUCHWALD 1999). Kleingewässer mit geringer Wassertiefe bzw. geringem Volumen frieren im Winter schneller ein als große Gewässer. Das bedeutet, dass sich unterschiedliche Durchfrostungerscheinungen in Abhängigkeit vom Volumen mit großer Wahrscheinlichkeit auf den Schlupferfolg der Libellenarten ausgewirkt haben, von denen einige ein vollständiges Einfrieren nicht überleben (z. B. Kleine Moosjungfer; STERNBERG 1990). Dieses Phänomen spiegelte sich in dem Einfluss der mittleren Sedimenttiefe wider, so dass Gewässer mit dicker Sedimentschicht mehr Libellenarten beherbergten als Gewässer mit geringer Sedimenttiefe. Hinzu kommt, dass die großen Untersuchungsgewässer im Durchschnitt größere Besonnungsgrade aufwiesen, die den Reproduktionserfolg der Arten entscheidend beeinflusst haben. Kleine Gewässer weisen oft andere Räuberzusammensetzungen als große auf, welche wiederum häufig mit Fischen besetzt sind. Kleine Gewässer sind außerdem einer größeren Austrocknungswahrscheinlichkeit ausgesetzt. All diese Kofaktoren hängen mit dem Einfluss des Volumens zusammen und haben mit großer Wahrscheinlichkeit eine unterschiedliche Wirkung auf die Artenzusammensetzung. Überdies nahm der Anteil submerser Vegetation entscheidend Einfluss auf die Artenzusammensetzung in den Gewässern, was bereits durch Ergebnisse von BUCHWALD (1985), STERNBERG & BUCHWALD (1999) und WILDERMUTH (1986) belegt ist. So stellt BUCHWALD (1985) eine bestimmte Verteilung von Libellenarten je nach Bedeckungsgrad der submersen Vegetation fest. WILDERMUTH (1986, 2001) weist daraufhin, dass die Wurzelgeflechte von Seggen (*Carex* spp.) und die submerse Vegetation vielen Libellenlarven als Unterschlupfmöglichkeiten dienen und so die Überlebenschancen der Larven erhöhen (STERNBERG 1999). Außerdem sind die tierischen Einzeller und Bakterien, welche die Submersvegetation besiedeln, eine wichtige Nahrungsgrundlage für viele Libellenlarven und somit ein prägender Faktor für die Artenzusammensetzung der Libellenfauna (STERNBERG & BUCHWALD 1999).

Aus den Ergebnissen dieser Arbeit lassen sich Empfehlungen für Pflegemaßnahmen und Neuanlage von Gewässern ableiten. Neben den Ergebnissen zur Libellendiffusivität und Artenzusammensetzung werden hierbei verstärkt die Habitatpräferenzen der vier „Moorlibellenarten“ und der Kleinen Binsenjungfer (*Lestes virens vestalis*) berücksichtigt. Es ist zu beachten, dass „jedes Gewässer ein Individuum“ ist und die Pflegemaßnahmen dem konkreten Fall bzw. den Ansprüchen der schützenswerten Arten anzupassen sind (WILDERMUTH 1991). Dennoch wird im nächsten Abschnitt versucht, generelle Vorschläge für die Pflege und Neuanlage der Soonwälder Waldtümpel zu machen. Auf Grund des förderlichen Einflusses hoher Besonnungsgrade auf die Libellengemeinschaften wird die Freistellung stark beschatteter Waldtümpel des Soonwaldes vorgeschlagen. Hierbei empfiehlt es sich, junge Weiden punktuell stehen zu lassen, da diese neben dem Erhalt des Mikroklimas wichtige Eiablageplätze der Gemeinen Weidenjungfer (*Lestes viridis*) sind, ohne die diese Art an den meisten Gewässern nicht vorkommt (JÖDICKE 1997, STERNBERG & BUCHWALD 1999). Außerdem führen auf den

Stock gesetzte Weiden (*Salix* spp.) ein sehr rasches Kompensationswachstum durch, so dass sie nach einem Schnitt innerhalb kürzester Zeit nachwachsen (STRASBURGER et al. 2002) und der gewünschte Freistellungseffekt schnell wieder erloschen wäre.

Stärker noch als die Freistellung bestehender Gewässer empfiehlt sich die Anlage neuer Gewässer im Soonwald. Hierbei sind zwei verschiedene Anlagetypen zu unterscheiden: zum einen der Gewässertyp, der vor allem der Kleinen Moosjungfer als Leitart förderlich sein soll. Diese Gewässer sollten eine ausreichende Gewässertiefe (mindestens 2 m) aufweisen. Da die Larven der Kleinen Moosjungfer wenig frostresistent sind, präferiert diese Libellenart große und vor allem tiefe Gewässer, in denen die Larven beim Einfrieren des Gewässers in tiefere Wasserschichten ausweichen können (STERNBERG 1990). Außerdem haben die Larven im Sommer geringe Überlebenschancen, wenn die Gewässer austrocknen oder auf Grund geringer Tiefe sehr hohe Wassertemperaturen annehmen und die Larven nicht in kühtere Schichten ausweichen können. Die hohen Ansprüche der Larven an die Temperaturprofile der Entwicklungsgewässer ließen sich bestätigen, da sich alle vermeintlichen Stammpopulationen der Kleinen Moosjungfer in sehr großen Untersuchungsgewässern mit hoher Wassertiefe befanden. Zudem sollten die Tümpel zur Förderung der Leitart Kleine Moosjungfer innerhalb bestehender Fichtenschonungen angelegt werden. Dadurch würden keine floristisch relevanten Flächen verloren gehen. Ein pH-Wert im leicht sauren Bereich würde außerdem dafür sorgen, dass die Gewässer fischfrei bleiben, was besonders für die Moosjungfernlarven entscheidend ist, da diese in fischbesetzten Gewässer kaum Überlebenschancen haben (HENRIKSON 1988). Sowohl die Kleine Moosjungfer als auch die verbleibenden Moorlibellenarten des Soonwaldes (Torfmosaikjungfer, Schwarze Heidelielle, Glänzende Binsenjungfer) würden von Tümpelneuanlagen dieser Form sicherlich profitieren, und ihr Fortbestand im Soonwald würde so unterstützt werden.

Zum anderen empfiehlt sich für den Soonwald die Neuanlage eines Gewässertyps, der einerseits die Kleine Binsenjungfer und andererseits die Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) als Leitarten fördern soll. Die Gelbbauchunke, die in Deutschland stark gefährdet ist (BINOT et al. 1998) und im Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (FFH-Richtlinie vom 21. Mai 1992, 92/43/EWG) aufgeführt ist, hat man in der Vergangenheit an mindestens fünf verschiedenen Fundorten des Soonwaldes nachgewiesen (KNOBLAUCH 2001). Die neu angelegten Gewässer sollten vor allem ausreichend große Flachwasserzonen besitzen, auf die sowohl die Kleine Binsenjungfer als auch die Gelbbauchunke angewiesen ist. Während die Binsenjungfer im Idealfall permanente Flachwasserbereiche benötigt, hat die Gelbbauchunke ihr Reproduktionsoptimum in Gewässern mit temporären Überschwemmungsflächen. Es wäre zu erwarten, dass zunächst die Gelbbauchunke die Neuanlagen nutzten würde, da sie vor allem vegetationsfreie, flache, meist temporäre Tümpel mit hohen Wassertemperaturen besiedelt (BARANDUN & REYER 1997). Mit einsetzender Sukzession im Flachwasserbereich würden sich die Lebensbedingungen für die Gelbbauchunke dann verschlechtern und

für die Kleine Binsenjungfer als Habitat nutzbar werden (STERNBERG 1990). Um ein vollständiges Austrocknen im Sommer durch die zu erwartenden Wasserstandsschwankungen zu vermeiden, sollten die Gewässer neben dem abwechslungsreichen Bodenrelief zur Gewinnung von Flachwasserzonen einen Bereich größerer Wassertiefe besitzen, in den sich die Libellenlarven zur Not zurückziehen können (WILDERMUTH 1991, STERNBERG & BUCHWALD 1999). Im Gegensatz zum ersten Anlagetyp müssten die Gewässer zur Förderung der Kleinen Binsenjungfer und der Gelbbauhunke eher einen neutralen pH-Wert erlangen. Eine Zerstörung botanisch relevanter Flächen ist durch vorherige Prüfung dringlichst zu vermeiden (WILDERMUTH 1986).

Generell ist darauf zu achten, die Gewässer in wasserstauenden Bodenschichten des Soonwaldes (Pseudogleye oder Braunerden mit hohem Tonanteil) oder in der Nähe bereits bestehender Feuchtstellen anzulegen, die eine dauerhafte Wasserführung der Gewässer sicherstellen. Außerdem ist wichtig, dass Neuanlage von zusätzlichen kleineren Gewässern neben einem zentralen Großgewässer ein sehr erfolgreiches Konzept ist, um den ökologischen Wert der Gewässerneuanlage erheblich zu steigern. Mehrere kleine Gewässer bringen nach GEE et al. (1997) und OERTLI et al. (2002) eine höhere Artenvielfalt hervor als ein einzelnes großes Gewässer.

Die Waldtümpel des Soonwaldes sind mit ihren anmoorigen Strukturen wichtige Sekundärbiotope für seltene Libellenarten geworden. Sie sind Kleinode in der abwechslungsreichen Mittelgebirgslandschaft des Hunsrück. Freistellungsmaßnahmen und Tümpelneuanlagen könnten dazu beitragen, die Waldtümpel des Soonwaldes für die seltenen „fliegenden Edelsteine“ als Reproduktionsstätten zu erhalten und die Arten zu schützen.

6. Dank

Ein besonderer Dank gilt Manfred BRAUN, Matthias WEITZEL und Peter NEU für die fachliche Unterstützung und Bereitstellung zahlreicher Literatur, Dr. Jürgen OTT für die hilfreichen Anmerkungen zum Manuskript sowie der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord in Koblenz für die Erstellung der Artenschutzgenehmigung und für das notwendige Kartenmaterial. Für eine traumhafte Unterkunft und die Fahrerlaubnis im Untersuchungsgebiet danken die Verfasser den Forstämtern Soonwald und Simmern und für die finanzielle Unterstützung in Form des Stipendiums „Arten- und Biotopschutz RLP“ dem Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz.

7. Literatur

- BACKHAUS, K. (2000): Multivariate Analysemethoden – eine anwendungsorientierte Einführung. – 848 S., Berlin.

- BARANDUN, J. & H.-U. REYER (1997): Reproductive ecology of *Bombina variegata*: characterisation of spawning ponds. – *Amphibia-Reptilia* **18**: 143-154. Zürich.
- BELLMANN, H. (1987): Libellen: Beobachten – Bestimmen. – 268 S., Melsungen.
- BIGGS, J., CORFIELD, A., WALKER, D., WHITFIELD, M. & P. WILLIAMS (1994): New approaches to the management of ponds. – *British Wildlife* **5**: 273-287. Gillingham.
- BIGGS, J., WILLIAMS, P., WHITFIELD, M., NICOLET, P. & A. WEATHERBY (2005): 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation. – *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **15**: 693-714. Edinburgh, UK.
- BINOT, M., BOYE, P., GRUTTKE, H. & P. PRETSCHER (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Hrsg. Bundesamt für Naturschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **55**: 1-434. Bonn.
- BROGGI, M. & H. SCHLEGEL (1989): Mindestbedarf an naturnahen Flächen in der Kulturlandschaft. – Bericht **31** des Nationalen Forschungsprogrammes: Nutzung des Bodens in der Schweiz. 180 S., Bern.
- BUCHWALD, R. (1985): Die Libellenfauna einer schützenswerten Kiesgrube am Hochrhein. – *Libellula* **4** (3/4): 181-194. Mönchengladbach.
- CORBET, P. S. (2004): Dragonflies: Behaviour and ecology of odonata. – 830 S., Colchester.
- EISLÖFFEL, F., NIEHUIS, M. & M. WEITZEL (1992): Rote Liste der bestandsgefährdeten Libellen (Odonata) in Rheinland-Pfalz. – 3. Auflage (Nachdruck der zweiten, neu bearbeiteten Fassung, Stand: Juli 1992). Ministerium für Umwelt (Hrsg.). 28 S., Mainz.
- FRIDAY, L. E. (1987): The diversity of macroinvertebrate and macrophyte communities in ponds. – *Freshwater Biology* **18**: 87-104. Oxford, UK.
- FRYER, G. (1985): Crustacean diversity in relation to the size of water bodies: some facts and problems. – *Freshwater Biology* **15**: 347-361. Oxford, UK.
- GEE, J. H. R., SMITH, B. D., LEE, K. M. & S. W. GRIFFITHS (1997): The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. – *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **7**: 91-104. Edinburgh, UK.
- GERTH, W. J. & A. T. HERLIHY (2006): Effect of sampling different habitat types in regional macroinvertebrate bioassessment surveys. – *Journal of North American Benthological Society* **25** (2): 501-512. Lawrence, USA.
- GÖTTLICH, K. H. (1990): Moor- und Torfkunde. – 530 S., Stuttgart.
- HENRIKSON, B.-I. (1988): The absence of antipredator behaviour in the larvae of *Leucorrhinia dubia* (Odonata) and the consequences of their distribution. – *Oikos* **51**: 179-183. Copenhagen, DK.
- HULL, A. (1997): The pond life project: a model for conservation and sustainability. – In: BOOTHBY, J. (Ed.): *British Pond Landscape. Proceedings from the UK conference of the Pond Life Project*, Liverpool: 101-109. Liverpool, UK.

- JEFFRIES, M. J. (1998): Pond macrophyte assemblages, biodisparity and spatial distribution of ponds in the Northumberland coastal plain, UK. – *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **8**: 657-667. Edinburgh, UK.
- JÖDICKE, R. (1989): Die Libellenfauna im südwestlichen niederrheinischen Tiefland. – *Libellula* **8**: 1-106. Mönchengladbach.
- (1997): Die Binsenjungfern und Winterlibellen Europas: Lestidae. – Die Neue Brehm-Bücherei, Bd. **631**. 200 S., Magdeburg.
- KNOBLAUCH, J. (2001): Biotopkartierung Rheinland-Pfalz. – Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht (Hrsg.). Oppenheim.
- LINTON, S. & R. GOULDER (2000): Botanical conservation value related to origin and management of ponds. – *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **10**: 77-91. Edinburgh, UK.
- MCCUNE, B. & J. B. GRACE (2002): Analysis of Ecological Communities. – MjM Software Design. 300 S., Oregon.
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. – 512 S., Heidelberg – Wiesbaden.
- OERTLI, B., JOYE, D. A., CASTELLA, E., JUGE, R., CAMBIN, D. & J.-B. LACHAVANNE (2002): Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. – *Biological Conservation* **104**: 59-70. Barking, Essex, UK.
- PORTER, V. (1988): The Pond Book. – 208 S., Bromley.
- RICCIARDI, A. & J. B. RASMUSSEN (1999): Extinction rates of North American freshwater fauna. – *Conservation Biology* **13**: 1220-1222. Boston, USA.
- SCHLUMPRECHT, H. & I. STUBERT (1989): Nutzung lokaler Vorbilder bei Artenhilfsmaßnahmen – am Beispiel der Neuschaffung von Libellengewässern. – *Natur und Landschaft* **64** (9): 393-397. Bonn.
- SCHMIDT, E. (1980): Zur Gefährdung von Moorlibellen in der Bundesrepublik Deutschland. – Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.). *Natur und Landschaft* **55** (1): 16-18. Bonn.
- SCHWICKERATH, M. (1975): Hohes Venn, Zitterwald, Schneefel und Hunsrück – ein florengeographischer, vegetationskundlicher und kartographischer Vergleich. – Beiträge zur Landespflege in Rheinland-Pfalz **3**: 9-99. Oppenheim.
- STERNBERG, K. (1990): Autökologie von sechs Libellenarten der Moore und Hochmoore des Schwarzwaldes und Ursachen ihrer Moorbindung. – Diss. Fak. Biol. Univ. Freiburg. 431 S., Freiburg i. Br.
- STERNBERG, K. & R. BUCHWALD (1999): Die Libellen Baden-Württembergs. – Bd. **1**, 468 S., Bd. **2**, 712 S., Stuttgart.
- STRASBURGER, E., NOLL, F., SCHENK, H. & A. F. W. SCHIMPER (2002): Strasburger – Lehrbuch der Botanik. – 1123 S., Berlin – Heidelberg.
- SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. – 622 S., Stuttgart.

- SUTHERLAND, W. J. & D. A. HILL (1995): Managing Habitats for Conservation. – 424 S., Cambridge, UK.
- WILDERMUTH, H. (1986): Die Auswirkungen naturschutzorientierter Pflegemaßnahmen auf die gefährdeten Libellen eines anthropogenen Moorkomplexes. – Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.). Natur und Landschaft **61** (2): 51-55. Bonn.
- (1991): Libellen und Naturschutz: Standortanalyse und programmatische Gedanken zu Theorie und Praxis im Libellenschutz. – Libellula **10** (1/2): 1-35. Mönchengladbach.
- (2001): Das Wurzelgeflecht schwimmender Seggenstöcke als Mikrohabitat von Libellenlarven (Odonata). – Libellula **20** (1/2): 33-45. Mönchengladbach.
- (2005): Kleingewässer-Management zur Förderung der aquatischen Biodiversität in Naturschutzgebieten der Agrar- und Urbanlandschaft. – Naturschutz und Landschaftsplanung **37** (7): 193-201. Stuttgart.

Anschriften der Verfasser:

Philipp SCHIEFENHÖVEL, Am Hartenberg 1, D-56414 Molsberg

e-mail: ph.schief@gmx.de

Mark-Oliver RÖDEL, Invalidenstraße 43, D-10115 Berlin

e-mail: mo.roedel@museum.hu-berlin.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz](#)

Jahr/Year: 2007-2009

Band/Volume: [11](#)

Autor(en)/Author(s): Schiefenhövel Philipp, Rödel Mark-Oliver

Artikel/Article: [Libellengemeinschaften im Naturpark Soonwald-Nahe,
Rheinland-Pfalz \(Insecta: Odonata\) 593-613](#)