

Invasion des Neophyten *Spiraea* sp. und Sukzession artenreicher Graslandflächen: Auswirkungen auf die Artengemeinschaften von Spinnen (Araneae), Laufkäfern (Carabidae) sowie Doppel- und Hundertfüßern (Diplopoda, Chilopoda)¹

Von HENNING HAASE, INGO BRUNK,
KARIN VOIGTLÄNDER und BIRGIT BALKENHOL

Zusammenfassung

Artenreiche Grasländer gelten in ganz Mitteleuropa als gefährdet. Eine Ursache dafür ist Nutzungsaufgabe, in deren Folge insbesondere konkurrenzschwache und spezialisierte Arten kurz- bis mittelfristig verschwinden können. Eine besondere Gefahr droht bei rascher Verbuschung durch ausläuferbildende Arten, darunter Vertreter der invasiven Neophyten der Gattung *Spiraea*, die seit einigen Jahrzehnten in der Oberlausitz beiderseits der deutsch-polnischen Grenze Massenbestände u. a. auf Feuchtwiesen und deren Brachen bilden. Die vorliegende Studie untersucht den Einfluss der Nutzungsaufgabe auf Wiesen der nördlichen Oberlausitz unter dem Einfluss dieser Neophyten. Dazu wurden in drei Untersuchungsgebieten je eine Wiese, eine Brache und ein *Spiraea*-Dominanzbestand (*S. douglasii* beziehungsweise *S. tomentosa*) mittels Bodenfallen untersucht und die darin gefangenen Spinnen, Laufkäfer, Doppel- und Hundertfüßer auf Artniveau erfasst. Insgesamt wurden 12.045 Spinnen aus 173 Arten, 2.356 Laufkäfer aus 69 Arten, 241 Doppelfüßer aus 9 Arten und 145 Hundertfüßer aus 7 Arten nachgewiesen. Die Gemeinschaften der Habitattypen unterschieden sich deutlich voneinander, wobei der Unterschied zwischen den Zönosen der Brachen und der Wiesen geringer war als zwischen den Gebüschstadien und den offenen Bereichen. Die *Spiraea*-Bestände wiesen weniger Arten und Individuen an Spinnen und Laufkäfern auf als die anderen beiden Habitattypen. Außerdem führten die extrem veränderten Bedingungen in den *Spiraea*-Dominanzbeständen zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung in Richtung Waldgemeinschaften, wobei Arten offener Standorte hier seltener vorkamen und Spezialisten verschwanden. Dennoch wurden auch unter den Spierstrauch-Vorkommen gefährdete bzw. seltene Arten aller Tiergruppen gefunden.

Streszczenie

Inwazja neofitów z rodzaju *Spiraea* i sukcesja wielogatunkowych terenach trawiastych - oddziaływanie na zbiorowiska gatunków pająków (Araneae), biegaczowatych (Carabidae) oraz dwuparców i pareczników (Diplopoda, Chilopoda)

Wielogatunkowe tereny trawiaste uchodzą w Europie Środkowej za zagrożone. Jedną z przyczyn takiego stanu rzeczy jest zaprzestanie użytkowania, w wyniku czego w krótkim i średnim okresie mogą zniknąć przede wszystkim gatunki wyspecjalizowane i mało konkurencyjne. Szczególne niebezpieczeństwo związane jest z szybkim zakrzewieniem przez gatunki wytwarzające rozłogi, jak przedstawiciele inwazyjnych neofitów z rodzaju *Spiraea*, które od kilkudziesięciu

¹ Vortrag zur 28. Jahrestagung 2018 „Naturforschung in der polnischen Oberlausitz“

lat tworzą na Górnych Łużycach po obu stronach granicy polsko-niemieckiej masowe populacje m.in. na łąkach wilgotnych i pozostawionych odłogiem. W niniejszym studium zbadano wpływ zaprzestania użytkowania łąk pod wpływem tych neofitów w północnej części Górnych Łużyc. W tym celu na trzech obszarach badawczych przy pomocy pułapek i odłowionych w nich pająków, biegaczowatych, dwuparców i pareczników oznaczonych na poziomie gatunku zbadano po jednej łące, odłogu i terenie zdominowanym przez *Spiraea* (*S. douglasii* i *S. tomentosa*). W sumie stwierdzono 12.045 pająków ze 173 gatunków, 2.356 biegaczowatych z 69 gatunków, 241 dwuparców z 9 gatunków i 145 pareczników z 7 gatunków. Zbiorowiska typów siedlisk różniły się znacznie między sobą, przy czym różnica między cenozami ugorów i łąk była mniejsza niż między terenami zakrzewionymi a terenami otwartymi. Zarośla *Spiraea* wykazują mniej gatunków i osobników pająków i biegaczowatych od pozostałych dwóch typów siedlisk. Prócz tego skrajnie zmienne warunki na terenach zdominowanych przez zarośla *Spiraea* doprowadziły do przesunięcia w kierunku społeczności leśnych, przy czym gatunki stanowisk otwartych występowały tu rzadziej a wyspecjalizowane zanikły. Niemniej jednak zagrożone lub rzadkie gatunki wszystkich wymienionych grup zwierząt zostały znalezione również na stanowiskach tawuły.

Abstract

Invasion of the neophyte *Spiraea* sp. and succession of species-rich grasslands: impacts on the communities of spiders (Araneae), ground beetles (Carabidae), millipedes (Diplopoda) and centipedes (Chilopoda)

Species-rich grasslands are endangered throughout Central Europe, one cause being the abandonment of these habitats. As a result, especially competition-poor and specialized species can disappear in the short to medium term. A particular danger is rapid shrub encroachment by species possessing runners, such as invasive neophytes of the genus *Spiraea*, which have developed dominant stands in Upper Lusatia on both sides of the German-Polish border for several decades, e.g. in wet meadows and their fallows. The present study investigates the impact of meadow abandonment in northern Upper Lusatia under the influence of these neophytes. For this purpose, a meadow, a fallow and a dominant *Spiraea* population (*S. douglasii* and *S. tomentosa* respectively) were examined in each of three study areas by means of pitfall traps, whereby spiders, ground beetles, millipedes and centipedes were recorded at the species level. A total of 12,045 spiders from 173 species, 2,356 ground beetles from 69 species, 241 millipedes from 9 species and 145 centipedes from 7 species were detected. The communities of the various habitat types differed clearly from each other. The difference between the assemblages of the fallows and the meadows were less than between shrubs and open areas. *Spiraea* sites harbored fewer species and individuals of spiders and ground beetles than the other two habitat types. In addition, the extreme change in conditions in the *Spiraea* sites led to a shift in species composition towards forest communities, where species of open sites were less common and xerophilous specialists disappeared. Nevertheless, endangered or rare species of all investigated animal groups were also found among the *Spiraea* sites.

Keywords: Wiesenbewirtschaftung, Verbrachung, multi-Taxon, Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft, Bory Dolnośląskie.

1 Einleitung

Verschiedene Grasland-Gesellschaften gelten als artenreichste Ökosysteme in Mitteleuropa (HOBÖHM & BRUCHMANN 2009, WALLIS DE VRIES &

VAN SWAAY 2009, WILSON et al. 2012, DENGLER et al. 2014). Natürliches Grasland gibt es in Europa seit mindestens 1,8 Millionen Jahren, wobei insbesondere der Wechsel zwischen Kalt- und Warmzeiten eine erhebliche zeitliche Varia-

bilität der Ausprägung und Verbreitung dieser Lebensräume und seiner Arten verursachte (PÄRTEL et al. 2005). Als Kulturformationen entstanden Grasländer hauptsächlich infolge der jahrhundertelangen Tätigkeit des Menschen als Sekundärlebensräume nach Abholzung der natürlich vorkommenden Wälder (HEJCMAN et al. 2013, POSCHLOD 2015). Diese halb-natürlichen Habitate können als Ersatz für die wahrscheinlich durch Großherbivoren offengehaltenen, grasdominierten natürlichen Offenländer gelten. Extensiv bewirtschaftete Wiesen und Weiden haben demzufolge eine extrem hohe Bedeutung für alle auf Grasländer spezialisierte Arten, da ihre primären Lebensräume schon verschwunden sind (PÄRTEL et al. 2005). Aufgrund dessen stehen Grasländer unter europäischem (FFH-Richtlinie, Anhang 1) und nationalem (BNatSchG § 21) Schutz. Trotz dieses Schutzes sind Grasländer stark gefährdet. Fast 80% der verschiedenen Grasland-Lebensräume werden nach der bundesdeutschen Roten Liste der Biotoptypen einer Gefährdungskategorie zugeordnet (FINCK et al. 2017). In Sachsen gelten 73% der Offenlandtypen mindestens als gefährdet (BÖHNERT et al. 2001). Gemäß des sächsischen FFH-Monitorings von 2007–2012 verschlechtert sich der Zustand eines Großteiles der Offenland-Lebensraumtypen (LRT) oder geht gar verlustig, auch der diesbezügliche Trend wird bei den meisten dieser LRT ungünstig bewertet (HETTWER et al. 2015). Zahlreiche internationale Studien unterstreichen diese negative Entwicklung (z. B. BUTCHART et al. 2010, GOSSNER et al. 2016). Ursachen dafür waren und sind v. a. Entwässerung, übermäßiger Nährstoffeintrag, intensive Beweidung, hohe Schnittfrequenz, Grünlandumbruch, Aufforstung und insbesondere die Nutzungsaufgabe von (häufig noch relativ artenreichen) Grenzertragsstandorten.

Der Verzicht auf Nutzung der Grasflächen führt unweigerlich zu deren Verbrachung, verbunden mit einer Umstrukturierung der Vegetation. Darunter leiden vor allem konkurrenzschwache, lichtbedürftige Pflanzenarten, die in der Regel durch hochwüchsige, sich stark vegetativ vermehrende Arten verdrängt werden (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Zusätzlich verringern brachetypische Erscheinungen wie Vergrasung oder Verkrautung, Herden-, Muster- und Dominanzbildung die Strukturdiversität und

-heterogenität und wirken damit negativ auf strukturgebundene Organismengruppen wie Spinnen (vgl. ENTLING et al. 2007). Diese floristische Verarmung führt unmittelbar zu einer Reduktion phytophager Insekten (ACHTZIGER et al. 1999). Effekte der Nutzungsaufgabe bzw. unterschiedlicher Bewirtschaftungsvarianten von Grasland auf Wirbellose wurden bisher vor allem für phytophage Insekten untersucht (u. a. Zikaden: MORRIS 1981, WICHE et al. 2015; Heuschrecken: BIEDERMANN et al. 2005; Wanzen: ACHTZIGER et al. 1999, Tagfalter: VALTONEN et al. 2006). Studien an Spinnen und Laufkäfern wurden u. a. von RUSHTON et al. (1989), DECLEER (1990), BLAKE et al. (1994), CATTIN et al. (2003) und GRANDCHAMP et al. (2005) durchgeführt, wobei der Schwerpunkt dieser Arbeiten oft auf den direkten Folgen der Mahd lag.

Besonders drastisch können Ökosysteme durch das Eindringen von invasiven Neophyten bis hin zur Bildung von Monodominanzbeständen verändert werden. In der Regel vor allem in gestörte Habitate eindringend (RICHARDSON & REJMÁNEK 2011), gibt es darunter auch einige Arten, die Graslandbestände besiedeln, wie z. B. *Lupinus polyphyllus*, deren dominierendes Auftreten in Bergwiesen der Rhön (VOLZ 2003) oder des Erzgebirges (HACHMÖLLER et al. 2010) große Probleme verursacht. Auch Arten der Gattung *Spiraea* sind als invasiv bekannt, z. B. in Belgien, Teilen Polens sowie in Deutschland vor allem in der nördlichen Oberlausitz beidseits der deutsch-polnischen Grenze (DAJOK et al. 2011). Die in der Oberlausitz invasiven Spiersträucher *Spiraea tomentosa* und *S. douglasii* stammen aus Nordamerika und wurden im 18. Jahrhundert als Zierpflanzen in europäischen Gärten und Parks, im 19. Jahrhundert dann auch als Bienenweide in der freien Landschaft kultiviert (ADOLPHI 1995, BUSINSKÝ & BUSINSKA 2002). Nicht selten bilden Spiersträucher hier artenarme Massenbestände entlang von Wegen und Bächen, in lichten Wäldern, in Mooren sowie Feuchtwiesen und deren Brachen (KOTT 2009; PODLASKA 2014a, b). Die Auswirkungen von *Spiraea tomentosa* auf die Vegetation in der Oberlausitz untersuchte HEINRICH (2015). In Feuchtwiesen kam es dabei zu einer Verringerung der Pflanzenartenzahl um 30–100% (außer *Spiraea spec.*). Untersuchungen zu Auswirkungen monodominanter *Spiraea*-Bestände auf die Wirbellosen-Fauna

wurden bisher nur durch BALKENHOL et al. (2018) am Beispiel der Spinnen publiziert.

Veröffentlichungen zu den Auswirkungen von Neophyten auf Wirbellose sind selten. GERBER et al. (2008) verglichen beispielsweise Biomasse, Artenzahl und Individuendichte verschiedener Organismengruppen (u. a. Spinnen) zwischen von *Fallopia* sp. besiedelten und nicht besiedelten Standorten in Auen. SCHMIDT & REIKE (2012) untersuchten die Laufkäfer-Gemeinschaften von *Fallopia*-Beständen in der Sächsischen Schweiz. Untersuchungen über epigäische Wirbellose in Neophytenbeständen im Grasland sind uns nicht bekannt.

Ziel der vorliegenden Studie ist es, die Auswirkungen der Nutzungsaufgabe im Grasland auf die Gemeinschaften der Spinnen (Araneae), Laufkäfer (Carabidae) und der Doppel- und Hundertfüßer (Diplopoda, Chilopoda) zu analysieren und naturschutzfachlich zu beur-

teilen. Der Fokus der Studie liegt außerdem in der Berücksichtigung der neophytischen *Spiraea*-Massenbestände als Folge des Nutzungsverzichts. Nicht zuletzt soll der Bericht einen Beitrag zum Kenntniserwerb der Fauna der Oberlausitz leisten.

2 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen fanden in drei verschiedenen Gebieten der deutschen (D = Dauban) und polnischen Oberlausitz (P = Parowa; R = Ruszów) statt (Abb. 1). Sie zeichnen sich durch Vorkommen von regelmäßig einschürig gemähten Wiesen (Wie, Abb. 2), Grasland-Brachen (Bra, Abb. 3) sowie Massenbeständen von *Spiraea* sp. (Spi, Abb. 4) aus. Kennzeichnend für alle Flächen sind sandige, saure, nährstoffarme Böden (PAWLAK 1997, LFULG 2012).

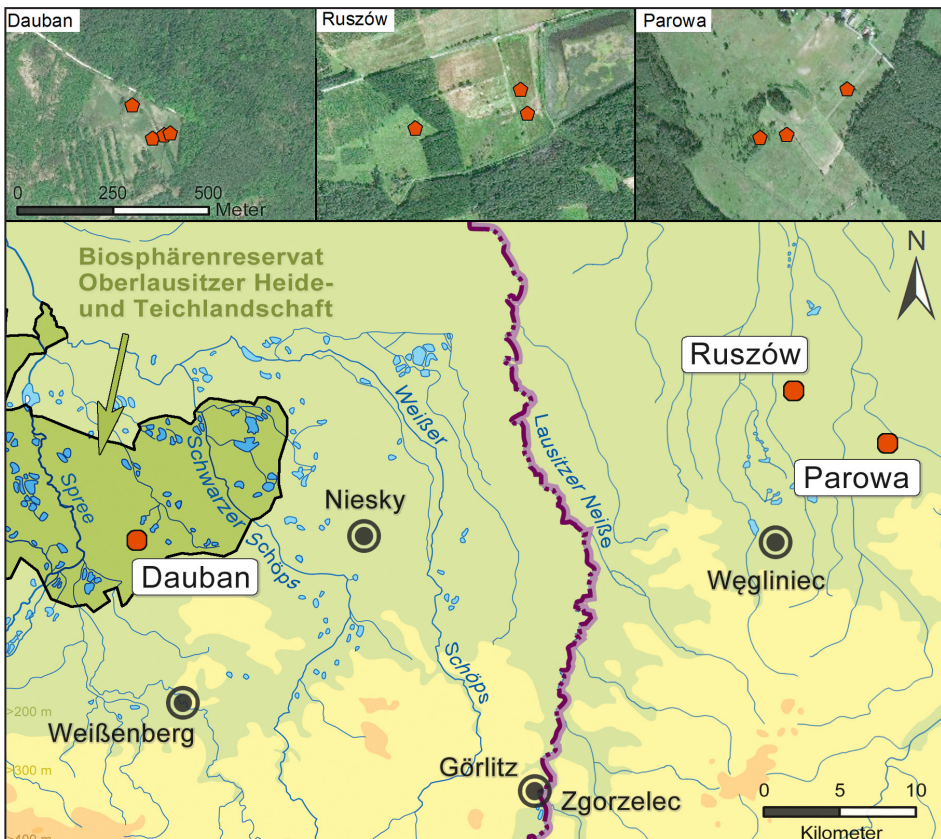


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete sowie der einzelnen Standorte innerhalb der Untersuchungsgebiete. Quelle Grundkarten: Esri 2019

Dauban (Deutschland; 51.290379°N, 14.613568°E)

Das Untersuchungsgebiet Dauban liegt im Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft, etwa 1 km nordwestlich der Ortschaft Dauban im Landkreis Görlitz. Es befindet sich im FFH-Gebiet „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“. Untersucht wurde hier die von Kiefernforst eingeschlossene Gladiolenwiese, die 2017 mit der Auszeichnung zum „Naturwunder Deutschlands“ auch überregionale Bekanntheit erlangte. Neben dem namensgebenden Bestand von *Gladiolus imbricatus* war die jährlich einmal spät geschnittene Wiese (**D-Wie**) durch das Auftreten von *Dactylorhiza majalis* und *D. fuchsii* gekennzeichnet. Weitere relativ häufige Arten waren *Betonica officinalis*, *Centaurea jacea*, *Succisa pratensis*, *Carex pilulifera*, *C. pallescens*, *Holcus lanatus* und *Briza media*. Die unmittelbar nördlich angrenzende Wiesen-Brache (**D-Bra**) war deutlich hochwüchsiger und wurde durch die Gräser *Holcus mollis* und *Festuca rubra* dominiert, wobei hier auch *Ranunculus repens*, *Alopecurus pratensis* und *Arrhenatherum elatius* im Gegensatz zu D-Wie höchstens vorkamen. Unter dem sehr dichten Bestand von *Spiraea douglasii* (**D-Spi**), wenige Meter von den beiden genannten Standorten entfernt, konnte keine einzige weitere Gefäßpflanze kartiert werden. Zusätzlich wurde im Gebiet Dauban ein 2014 gemähter *Spiraea*-Bestand (**D-Spi-gem**) untersucht. Diese im Frühjahr 2015 noch kahle Fläche wurde im Laufe des Jahres wieder vollständig von *Spiraea douglasii* eingenommen, wobei hier im Gegensatz zu D-Spi wenige weitere Arten bspw. *Calamagrostis epigejos* und *Carex hirta* mit geringen Artmächtigkeiten vertreten waren.

Parowa (Polen, 51.34825°N, 15.31857°E)

Das Gebiet Parowa befindet sich im Vogelschutzgebiet „Bory Dolnośląskie“, etwa 3,5 km südöstlich der Ortschaft Parowa in der Woiwodschaft Niederschlesien. Die im Untersuchungsjahr 2015 sehr kurzwüchsige Wiese (**P-Wie**) grenzt an einen Entwässerungsgraben und wurde von *Holcus mollis* dominiert. Daneben kennzeichneten *Agrostis capillaris*, *Ranunculus repens*, *Deschampsia cespitosa* und *Achillea millefolium* den Standort. Die etwas frischere Brache (**P-Bra**), ca. 200 m nordöst-

lich von P-Wie, besaß eine ähnliche floristische Ausstattung, wobei *H. mollis* zu Gunsten von *Carex leporina* und *Leontodon autumnalis* zurücktrat. Den *Spiraea*-Bestand (**P-Spi**) bildete *Spiraea tomentosa*. Hier mischten sich vor allem einzelne Pflanzen von *Juncus effusus* dazwischen, außerdem kam lückig auch *Selinum carviflorum* vor.

Ruszków (Polen, 51.37891°N, 15.23386°E)

Die untersuchten Flächen befinden sich etwa 7 km vom Untersuchungsgebiet Parowa ent-



Abb. 2: Gladiolenwiese bei Dauban. Foto: B. Balkenhol



Abb. 3: Brache bei Ruszków. Foto: B. Balkenhol



Abb. 4: Dominanzbestand von *Spiraea tomentosa* bei Ruszków. Foto: H. Haase

fernt im Vogelschutzgebiet „Bory Dolnośląskie“ auf einer etwa 600 ha großen Waldwiese, ca. 4,5 km südöstlich der Ortschaft Ruszów in der Woiwodschaft Niederschlesien. Der beprobte Wiesenstandort (**R-Wie**) war geprägt durch *Holcus lanatus*, *Festuca rubra*, *Juncus effusus*, *J. acutiflorus* sowie *Lotus pedunculatus*. Ebenfalls relativ häufig konnten *Galium uliginosum*, *Stellaria palustris* und *Hydrocotyle vulgaris* beobachtet werden. Die sich direkt anschließende Brache (**R-Bra**) wies generell eine ähnliche Artenzusammensetzung auf, wurde aber deutlich von *Carex nigra* dominiert und war im Gegensatz zu R-Wie durch truppartigen Auftreten von *Mentha aquatica* und *Carex leporina* charakterisiert. Ähnlich wie bei P-Spi war auch der Spierstrauch-Massenbestand in Ruszów (**R-Spi**) durch *Spiraea tomentosa* bestimmt, wobei unter dem dichten Gebüsch auch wenige Einzelpflanzen von *Juncus effusus* und *J. acutiflorus* gefunden wurden.

3 Material und Methoden

3.1 Erfassung und Determination

An den insgesamt zehn untersuchten Standorten wurden je fünf Bodenfallen (Glasgefäße mit einem Öffnungsdurchmesser 5,5 cm und einer Tiefe von 14,5 cm, Dach-Abdeckung, Renner-Lösung (40% Ethanol, 30% Wasser, 20% Glycerin, 10% Essigsäure; RENNER 1980) mit Detergenz) in 10 m Abstand voneinander installiert. Die Methode gilt als Standard für die Erfassung epigäisch aktiver Makroarthropoden (DUNGER & FIEDLER 1999). Die Leerung der Fallen fand vom 13.05.2015 bis zum 31.08.2015 in zweiwöchigem Abstand statt.

Die Determination der Arten erfolgte für die Araneae mittels ROBERTS (1985, 1987), HEIMER & NENTWIG (1991) und www.araneae.nmbe.ch (NENTWIG et al. 2015), für die Carabidae mittels MÜLLER-MOTZFELD (2004), für die Diplopoda mittels HAUSER & VOIGTLÄNDER (2019) und für die Chilopoda mittels KOREN (1986, 1992). Juvenile Individuen wurden nicht determiniert und gingen nicht mit in die Auswertung ein. Die Nomenklatur richtet sich nach dem World Spider Catalog (2018), MÜLLER-MOTZFELD (2004), REIP et al.

(2016) und DECKER et al. (2016). Die ökologische Einordnung wurde anhand der Arbeiten von MARTIN (1991), HÄNGGI et al. (1995), TOLKE & HIEBSCH (1995) und PLATEN & VON BROEN (2005) für die Spinnen, BARNDT et al. (1991) für die Laufkäfer, HAUSER & VOIGTLÄNDER (2019) und VOIGTLÄNDER (2011) für die Doppelfüßer und VOIGTLÄNDER (2005) für die Hundertfüßer sowie anhand eigener Erfahrungen vorgenommen. Der angegebene Gefährdungsstatus der einzelnen Arten entspricht den aktuellen Roten Listen für Deutschland (RLD – BLICK et al. 2016, DECKER et al. 2016, REIP et al. 2016, SCHMIDT et al. 2016), für Sachsen (RLSN – HIEBSCH & TOLKE 1996, GEBERT 2009) und für Polen (RLPL – STARĘGA et al. 2002).

3.2 Aufnahme der Umweltvariablen

Um die generellen und spezifischen Charakteristika der Standorte sichtbar zu machen, wurden verschiedene Umweltvariablen erhoben. So wurden am 04. Juni (Dauban) und 26. Juni 2015 (Parowa & Ruszów) für jeden Standort je eine Vegetationsaufnahme (50 × 2 m²) durchgeführt. Die Artmächtigkeiten der einzelnen Pflanzenarten wurden mit der nach DIERSCHKE (1994) erweiterten Braun-Blanquet-Skala abgeschätzt. Daneben erfolgten Schätzungen zur mittleren Höhe der Strauch- und Krautschicht und zur Gesamtbedeckung der Strauch-, Kraut-, Mooschicht in Relation zur Gesamtfläche in 1% Schritten. Die Streubedeckung und -dicke wurde in einem 1 m² großen Quadrat um die Bodenfalle gemessen oder abgeschätzt.

Zur Bestimmung des Wassergehaltes wurden am 11. Mai und 22. Juni 2015 mit Hilfe eines Bodenstechers an jedem Standort je drei Bodensäulen von 5 cm Tiefe in Nähe der Bodenfallen entnommen. Anschließend wurde der Bodenwassergehalt durch Einwiegen der frisch entnommenen Proben und Gegenwiegen nach 24-stündiger Trocknung bei 110 °C berechnet.

Zur Messung der auf den Boden auftretenden Strahlung wurde ein LXOIOBS Lux Meter genutzt. Die Messungen fanden an wolkenfreien Tagen im August 2015 statt. Die Lichtintensität (Strahlung) wurde als relati-

ver Anteil der am Boden detektierten Strahlung im Verhältnis zur Strahlungsintensität außerhalb des jeweiligen Pflanzenbestandes berechnet.

3.3 Statistische Auswertung

Alle statistischen Auswertungen wurden mit der Software R.3.3.3 (R Core Team 2018) durchgeführt. Aufgrund der sehr geringen Fangzahlen der Diplopoda und Chilopoda in den Gebieten Dauban und Ruszów entfallen die statistischen Auswertungen für diese beiden Artengruppen.

Für den statistischen Vergleich der aufgenommenen Umweltparameter zwischen den Habitattypen wurde ein Kruskal-Wallis-Test sowie ein Bonferroni-korrigierter post-hoc Test nach DUNN ausgeführt (*dunn.test*-package, DINNO 2017). Als Grundlage dafür dienten die arithmetischen Mittelwerte der Umweltparameter pro Standort, wobei der Habitattyp D-Spi-gem mangels Wiederholungen in den anderen Gebieten bei diesen Tests nicht einbezogen wurde.

Zum Vergleich der Tier-Gemeinschaften der Standorte wurde eine Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) mit dem package *vegan* (OKSANEN et al. 2018) durchgeführt. Im Gegensatz zu anderen Ordinationsverfahren ist die NMDS keine Eigenvektoranalyse, sondern ein iteratives, rangbasiertes Analyseverfahren, welches die Objekte (= Gemeinschaften der Standorte) in einem wenig-dimensionalen Raum darstellt. Ziel der NMDS ist es, die Objekte räumlich so anzuordnen, dass die erhobenen Ähnlichkeiten zwischen den Objekten möglichst unverzerrt wiedergegeben werden. Je weiter die Objekte voneinander entfernt sind, desto unähnlicher sind sie und je näher sie beieinander stehen, desto größer ist die Ähnlichkeit der Zönosen. Die Güte der NMDS kann anhand der Stress-Werte eingeschätzt werden (LEYER & WESCHE 2007). Die NMDS basiert im vorliegenden Fall auf dem Bray-Curtis-Unähnlichkeitsmaß. Um das statistische Rauschen zu minimieren, wurden nur Arten mit mindestens drei Nachweisen an mindestens einem der Standorte in die Analyse mit einbezogen, die summierten Aktivitätsdichten wurden außerdem quadrat-

wurzeltransformiert. Für eine möglichst stabile Ordination wurde die Analyse mit 100 zufällig gewählten Startkonfigurationen für ein 3-dimensionales Modell durchgeführt. Danach wurden durch post-hoc-Korrelationen mit den Achsen die aufgenommenen Umweltparameter in das Ordinationsdiagramm eingepasst (Mittelwerte der Umweltparameter pro Standort). Die Signifikanz dieser Korrelationen wurde mit einem permutationsbasierten Monte-Carlo-Test (9999 Permutationen) evaluiert. Dargestellt werden die Umweltparameter mit einem Signifikanzniveau von $p < 0.05$.

Der Einfluss des Habitattypen auf die jeweiligen Artenzahlen und Aktivitätsdichten wurde mit Hilfe einer mixed model ANOVA (Varianzanalyse) überprüft (*lme4*-package, BATES et al. 2015). Der in den Untersuchungsgebieten genestete Standort diente als zufälliger Faktor und der Habitattyp (Wiese, Brache, *Spiraea*) als fixierter Faktor. Paarweise Vergleiche wurden mit einem Bonferroni-korrigierten Tukey-post-hoc-Test durchgeführt (*multcomp*-package, HOTHORN et al. 2008). Jede einzelne Falle fungierte bei diesen Tests als Stichprobe mit über die gesamte Fangperiode aufsummierten Artenzahlen und Aktivitätsdichten. Um Fallenausfälle ausgleichen zu können, wurden die Aktivitätsdichten standardisiert, indem sie durch die effektiven Fallentage geteilt wurden. Neben den Gesamtartenzahlen und -aktivitätsdichten wurden diese Maße auch für bestimmte ökologische Gruppen, die sich aus den Schwerpunkt-vorkommen ableiten, separat analysiert. Dies sind: a) Arten offener frischer bis feuchter Standorte, b) Arten offener trockener Standorte und c) Waldarten.

Zur Herausstellung charakteristischer Arten für die einzelnen Habitattypen (=Indikatorarten) wurde eine Indikatorartenanalyse mit dem *indicspecies*-package (DE CACERES & LEGENDRE 2009) angewandt. Die Indikatorartenanalyse (ISA) nach DUFRÈNE & LEGENDRE (1997) berechnet für jede Art in einem ökologischen Datensatz einen kombinierten Kennwert – den Indikatorwert – aus der relativen Aktivitätsdichte und der relativen Frequenz für jede Standortgruppe, die durch a priori festgelegte Klassen zusammengeführt werden. Je höher der Indikatorwert, desto charakteristischer ist die jeweilige Art für eine der Gruppen (LEYER & WESCHE 2007). Die stati-

stische Signifikanz wurde dabei durch einen permutationsbasierten Monte-Carlo-Test (999 Permutationen) berechnet. Das Signifikanzniveau liegt bei $p < 0.05$. Einbezogen wurden nur Arten mit mindestens drei Nachweisen an einem der Standorte.

4 Ergebnisse

4.1 Umweltvariablen

Wie in Tabelle 1 ersichtlich, gibt es sowohl generelle, durch den Habitattyp hervorgerufene, Unterschiede der Umweltparameter als auch gebietsbezogene. Im Gegensatz zu den gras- und krautdominierten Wiesen erzeugen die *Spiraea*-Bestände signifikant strahlungsärmere Bedingungen am Boden ($p = 0.038$). Aufgrund der recht großen Differenzen hinsichtlich der Strahlungsverhältnisse in den Brachen gibt es keine diesbezüglichen generellen Unterschiede zwischen den *Spiraea*-Beständen und den Brachen ($p = 0.111$). Charakteristisch für die durch *Spiraea* dominierten Standorte waren außerdem Streuauflagen, die im Vergleich zu den Wiesen signifikant stärker ausgeprägt waren ($p = 0.017$). Sowohl zwischen den Wiesen und Brachen als auch zwischen den Brachen und den *Spiraea*-Beständen waren die Unterschiede nicht signifikant, wobei die Wiesen eine tendenziell dünnere Streuauflage aufwiesen als die Brachen ($p = 0.076$). Offensichtlich war der qualitative Unterschied der Streu: Sie bestand im Falle der *Spiraea*-Bestände aus dichtliegenden abgestorbenen Blättern der Sträucher und im Falle der Wiesen und Brachen aus der abgestorbenen Vorjahresvegetation. Augenscheinlich waren auch erhebliche Unterschiede der Artenzahl der Pflanzen der Standorte. Die *Spiraea*-Flächen wiesen signifikant weniger Arten auf als die Brachen ($p = 0.017$) und tendenziell weniger als die Wiesen ($p = 0.108$). Der insgesamt artenreichste Standort war die Gladiolenwiese (D-Wie) mit 35 Pflanzenarten. Generelle Unterschiede zwischen den Wiesen und den Wiesenbrachen konnten (abgesehen von der dickeren Streuschicht) nicht festgestellt werden. Auffällig waren die großen Unterschiede zwischen Wiese und Brache in Dauban und Parowa, wäh-

rend die Wiese und die Brache in Ruszów recht ähnlich waren. Hervorzuheben ist die gebietsbezogene Heterogenität der Bodenfeuchte. So waren die Standorte in Polen mit Ausnahme von P-Wie deutlich feuchter als die in Dauban.

4.2 Ergebnisse der untersuchten Artengruppen

Insgesamt wurden in der vorliegenden Studie 12.045 adulte **Araneae** aus 173 Arten erfasst (Tab. 2). Dies entspricht 17,4% der in Deutschland etablierten Arten (BLICK et al. 2016). Das Spektrum je Standort reicht von 60 Arten in R-Bra bis zu 87 Arten in P-Bra. Der individuenreichste Standort war D-Bra mit 1.868 Spinnen, der individuenärmste D-Spi mit 568 hier gefundenen Individuen. Auf der Gladiolenwiese in Dauban (D-Wie) konnten 1.670 Individuen in 76 Arten nachgewiesen werden. Zwölf Arten wurden an allen Standorten gefunden (Anhang 1), darunter die am häufigsten gefangenen Wolfsspinnen *Pardosa pullata* und *Piratula latitans*, die 20,6% bzw. 16,8% der Individuen ausmachten. Von 45 Spinnenspezies wurden insgesamt weniger als drei Individuen erfasst. Laut STAREGA et al. (2002) gelten 16 der 173 Arten in Polen als gefährdet oder stark gefährdet, in der Roten Liste von Deutschland werden 14 der Arten geführt (BLICK et al. 2016, zusätzlich 8 Arten auf der Vorwarnliste). Insgesamt machen die gefährdeten Arten lediglich einen Anteil von 1,6% (197 Individuen, RL Deutschland) bzw. 1,9% (226 Individuen, RL Polen) vom Gesamtfang aus. Auf eine zusätzliche Darstellung der nach der Roten Liste von Sachsen (HIEBSCH & TOLKE 1996) gefährdeten Arten (vgl. Anhang 1) wurde aufgrund der fehlenden Überarbeitung seit ihrem Erscheinen verzichtet. Die stark gefährdeten Arten laut der polnischen oder deutschen Roten Liste sind: *Aphileta misera* (RLD), *Centromerus semiater* (RLD), *Erigonella ignobilis* (RLD), *Haplodrassus moderatus* (RLPL & RLD), *Pardosa sphagnicola* (RLD) und *Trichopternoides thorelli* (RLPL & RLD). Bemerkenswerterweise wurden diese Arten ausschließlich an den polnischen Standorten gefunden.

Während der Untersuchung wurden 2.356 **Carabidae** erfasst, die sich auf 69 Arten verteilen (Tab. 2, Anhang 2). Dies sind

Tab. 1: Umweltparameter der Standorte 2015, D: Dauban, P: Parowa, R: Ruzsów; Bodenfeuchte [%], Deckung Streu [%], Streudicke [cm]; Vegetationshöhe [cm], Deckung Krautschicht [%], Deckung Strauchschicht [%], Artenzahl Pflanzen [absolut nach Vegetationsaufnahmen 2015]; Strahlung: am Boden auftreffende Strahlung [%], (arithmetische Mittel \pm 1 Standardabweichung).

Standort	Bodenfeuchte	Deckung Streu	Streudicke	Vegetationshöhe	Deckung Krautschicht	Deckung Strauchschicht	Artenzahl Pflanzen	Strahlung
D-Wiese	25.5 \pm 9.4	25 \pm 12.6	0.6 \pm 0.2	30 \pm 2.0	92 \pm 4.0	0	35	12.4 \pm 5.5
P-Wiese	51.6 \pm 9.5	84 \pm 9.7	1.5 \pm 0.4	60 \pm 1.7	77 \pm 6.2	0	23	22.2 \pm 9.0
R-Wiese	46.1 \pm 6.0	75 \pm 8.9	1.3 \pm 0.2	60 \pm 2.9	79 \pm 7.3	0	27	28.7 \pm 8.4
D-Brache	29.6 \pm 5.8	77 \pm 5.1	3 \pm 0.7	60 \pm 2.9	94 \pm 4.8	0	28	17.3 \pm 12.8
P-Brache	25.7 \pm 1.8	95 \pm 2.6	3.1 \pm 0.5	80 \pm 2.1	91 \pm 6.0	0	29	24.8 \pm 6.5
R-Brache	50.5 \pm 6.0	92 \pm 4.0	4.0 \pm 0.6	50 \pm 1.7	83 \pm 5.5	0	25	7.8 \pm 14.7
D-Spiraea	25.5 \pm 9.4	100 \pm 0.0	3.0 \pm 0.0	180 \pm 0.0	0	100 \pm 0.0	1	2.7 \pm 2.0
P-Spiraea	71.4 \pm 5.7	95 \pm 3.3	4.0 \pm 1.3	140 \pm 0.0	5 \pm 3.4	90 \pm 6.9	10	3.3 \pm 2.3
R-Spiraea	61.1 \pm 8.4	95 \pm 7.7	3.6 \pm 0.5	130 \pm 0.7	5 \pm 4.1	90 \pm 7.5	6	1.0 \pm 0.8
D-Spiraea-gemäht	35.0 \pm 5.8	100 \pm 0.0	3.0 \pm 0.0	110 \pm 0.4	1 \pm 1.2	100 \pm 0.0	7	0.7 \pm 0.5

Tab. 2: Aktivitätsdichten, Artenzahlen sowie Anzahl der gefährdeten Arten der Araneae, Carabidae, Diplopoda und Chilopoda; Rote Liste Status nach STAREGA (2002), GEBERT (2009), BLICK et al. (2016), REIP et al. (2016), DECKER et al. (2016). RLD = Rote Liste Deutschland, RLPL = Rote Liste Polen, RLSN = Rote Liste Sachsen.

	Summe	Dauban				Parowa			Ruzsow		
		D- Wie	D- Bra	D- Spi	D-Spi- gem	P- Wie	P- Bra	P- Spi	R- Wie	R- Bra	R- Spi
WEBSPINNEN											
Individuenzahl	12045	1670	1868	568	622	1320	1104	1072	1410	1526	885
Artenzahl	173	76	74	62	83	87	85	69	63	60	76
RLD Individuen	226	4	7	2	7	8	9	60	9	40	80
RLD Artenzahl	14	3	2	1	4	5	4	6	3	7	7
RLPL Individuen	197	0	4	2	4	8	22	62	3	13	79
RLPL Artenzahl	16	0	3	1	3	5	5	5	3	5	6
LAUFKÄFER											
Individuenzahl	2356	274	173	45	107	320	635	187	167	282	166
Artenzahl	69	22	30	16	27	24	37	27	26	32	25
RLSN Individuen	15	0	0	0	0	3	3	2	0	3	4
RLSN Artenzahl	8	0	0	0	0	2	2	2	0	3	2
RLPL Individuen	22	1	3	0	0	1	2	2	2	7	4
RLPL Artenzahl	2	1	1	0	0	1	1	2	1	1	2
DOPPELFÜSSER											
Individuenzahl	241	32	29	34	33	3	96	7	3	0	4
Artenzahl	9	5	8	6	8	2	3	1	2	0	1
HUNDERTFÜSSER											
Individuenzahl	145	5	4	2	14	11	92	7	1	0	9
Artenzahl	7	2	1	2	2	3	4	4	1	0	1

11,8% der in Deutschland nach SCHMIDT et al. (2016) etablierten Laufkäferarten. Individuen- und artenreichster Standort war P-Bra mit 635 gefangenen Tieren und 37 Arten. Die wenigsten Individuen (45) und Arten (16) wurden am Standort D-Spi gefunden. Auf der floristisch bemerkenswerten Gladiolenwiese (D-Wie) wurden 274 Individuen aus 22 Arten erfasst. Die insgesamt häufigste Art war *Poecilus versicolor*, welche 35% der Laufkäfer repräsentiert. Lediglich die mit 11,8% des Gesamtfanges zweithäufigste Art *Pterostichus niger* wurde an allen Standorten nachgewiesen. Etwa ein Drittel der Arten (25 von 69) kam mit weniger als drei Individuen vor. Nur zwei Arten werden nach der Roten Liste Polens (STAREGA et al. 2002) einer Gefährdungskategorie zugeordnet, *Epaphius rivularis* (RLPL 1) und *Oodes helopioides* (RLPL 3). GEBERT (2009) führt acht der nachgewiesenen Arten auf der Roten Liste von Sachsen. *Acupalpus brunnipes*, *Agonum versutum* und *Carabus arvensis* gelten demnach als stark gefährdet, die an den beiden polnischen *Spiraea*-Standorten gefundene *Epaphius rivularis* analog zur Roten Liste von Polen als vom Aussterben bedroht. Aufgrund der starken Ähnlichkeit zwischen der Roten Liste Sachsens (GEBERT 2009) und Deutschlands (SCHMIDT et al. 2016) hinsichtlich der gefährdeten Arten wird an dieser Stelle auf eine Erwähnung der nach RLD gefährdeten Arten verzichtet. Diese können dem Anhang 2 entnommen werden.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden 9 **Diplopoda-** und 7 **Chilopoda-Arten** mit 241 bzw. 145 Individuen nachgewiesen (Tab. 2, Anhang 3). Die insgesamt mit Abstand häufigsten Arten waren der Diplopede *Polydesmus complanatus* (133 Individuen = 55% des Gesamtfanges) und der Chilopode *Lithobius mutabilis* (127 Individuen = 88%). Die vier Untersuchungsflächen in Dauban waren mit 5 (D-Wie) bis 9 Arten (D-Spi-gem) und einer zwischen den Flächen relativ gleichmäßigen Anzahl an Individuen von 29 (D-Bra) bis 34 (D-Spi) gut besiedelt. Die zwei häufigsten Arten waren *P. complanatus* mit 38 und *Ommatoiulus sabulosus* mit 31 Individuen.

Auffallend ist die geringe Besiedlung der polnischen Untersuchungsgebiete, besonders des Standortes Ruszów (Tab. 2), mit nur maximal 3 Diplopeden- und 4 Chilopodenar-

ten. Auf der Brachfläche R-Bra wurde sogar kein einziger Myriapode nachgewiesen. In nennenswerten Individuenzahlen kamen nur *P. complanatus* und *L. mutabilis* vor. Keine der Arten gilt in Deutschland als gefährdet (REIP et al. 2016, DECKER et al. 2016), lediglich bei *Rossius vilnensis* wird von einer Gefährdung unbekanntem Ausmaßes aufgrund seiner extremen Seltenheit ausgegangen.

4.3 Vergleich der Artengemeinschaften

Die **Araneae**-Gemeinschaften (Abb. 5, oben) der Wiesen der drei Untersuchungsgebiete sind einander sehr ähnlich. Sie verteilen sich vor allem entlang der zweiten Achse, die am stärksten mit der Höhe der Krautschicht korreliert ($p < 0.001$). Auch die Zönosen der entsprechenden Brachen (D-Bra, P-Bra) besitzen eine relativ große Ähnlichkeit. Eine Ausnahme bildet die Brache in Ruszów (R-Bra), die sich vor allem entlang der ersten Achse von den fünf weiteren Offenland-Gemeinschaften absetzt. Die zweite Achse der Ordination wird hierbei durch nahezu alle aufgenommenen und offensichtlich stark miteinander zusammenhängenden Umweltparameter erklärt. In etwa spiegelt sie den Gradienten der Habitattypen von gepflegt zu ungepflegt wider (Wiese > Brache > *Spiraea*). Eine gut definierte Gruppe formt sich aus den beiden polnischen *Spiraea*-Massenbeständen (P-Spi, R-Spi). Die entsprechende Fläche in Dauban (D-Spi) besitzt demgegenüber eine sehr spezifische Artengemeinschaft. Interessant ist die Einnischung der Gemeinschaft des gemähten *Spiraea*-Bestandes (D-Spi-gem) zwischen den Wiesen bzw. Brachen und den polnischen Neophyten-Dominanzen.

Das oben beschriebene Muster ist prinzipiell auch bei den **Carabidae** zu erkennen (Abb. 5 unten). Die Gemeinschaften der beiden polnischen *Spiraea*-Standorte R-Spi und P-Spi bilden eine Gruppe, der Spierstrauch-Massenbestand in Dauban D-Spi besitzt demgegenüber eine deutlich andere Artenzusammensetzung. Der gemähte *Spiraea*-Bestand D-Spi-gem befindet sich entlang der zweiten Achse zwischen den Brachen und Wiesen auf der einen und den polnischen Massenbeständen (P-Spi, R-Spi) auf der anderen Seite, hat jedoch eine größere

Unähnlichkeit den Wiesen gegenüber. Generell ist die Ähnlichkeit der Gemeinschaften von Brache und Wiese eines Untersuchungsgebietes etwas höher als zwischen denselben Habitattypen der verschiedenen Standorte. Die beiden polnischen Wiesenbestände wie auch die Brache in Parowa besitzen sehr ähnliche Gemeinschaften, die sich entlang der ersten Achse aufteilen. Wie schon für die Araneae festgestellt, ist auch die Carabiden-Zönose der Brache in Ruszów deutlich von den Gemeinschaften der anderen Standorte unterschieden, wohingegen die der Wiese und der Brache in Dauban, im Gegensatz zu denen der Spinnen, eine Gruppe bilden und sich mehr oder weniger deutlich von allen anderen Standorten abgrenzen.

Die Unterschiede in der Besiedlung der einzelnen Habitattypen sind bei den **Diplopoden** und **Chilopoden** nur andeutungsweise gegeben (Anhang 3). Die Wiesen scheinen gegenüber den Brachen und *Spiraea*-Beständen weniger Arten und Individuen aufzuweisen, was tendenziell vor allem für die deutschen Flächen zutrifft.

4.4 Ökologische Unterschiede zwischen den Artengemeinschaften der Habitattypen

Die in der NMDS Ordination (Abb. 5) visualisierten Unterschiede zwischen den **Spinnen**-Gemeinschaften der Habitattypen werden einerseits durch generelle Unterschiede der Arten- und Individuenzahlen als auch durch eine Verschiebung der ökologischen Gruppen (Turnover) begründet (Abb. 6). So wurden in den *Spiraea*-Beständen verglichen mit den Wiesen und Wiesenbrachen insgesamt sowohl weniger Spinnenarten (jeweils $p < 0.001$) als auch Individuen (jeweils $p < 0.001$) gefunden. Dies wird hervorgerufen durch einen signifikanten Verlust von Arten, die offene frische bis feuchte Habitate (jeweils $p < 0.001$) oder offene trockene Habitate (jeweils $p < 0.001$) bevorzugen. Gleiches gilt für die Aktivitätsdichten dieser ökologischen Gruppen (jeweils $p < 0.001$). Dementgegen konnten in den Spierstrauchbeständen verglichen mit den Wiesen und Brachen sowohl mehr typische Waldarten (Wie-Spi: $p < 0.001$; Bra-Spi: $p = 0.005$) als auch mehr Individuen dieser Arten erfasst wer-

den (jeweils $p < 0.001$). Außerdem erreichten xerophile Offenlandarten in den Wiesen gegenüber den Brachen signifikant höhere Aktivitätsdichten ($p < 0.001$), so wie sie auch zu höheren Artenzahlen tendierten ($p = 0.082$).

Auch die **Laufkäfer** reagieren deutlich auf die Veränderung der Habitattypen, vor allem hinsichtlich der Artenzahlen (Abb. 7). In den Brachen konnten mehr Laufkäferarten als in den *Spiraea*-Beständen nachgewiesen werden ($p < 0.001$); auch die Wiesen waren tendenziell artenreicher als die Spierstrauch-Standorte ($p = 0.072$). Im Gegensatz zu den Spinnen wurden in den Brachen höchst signifikant mehr Laufkäferarten nachgewiesen als in

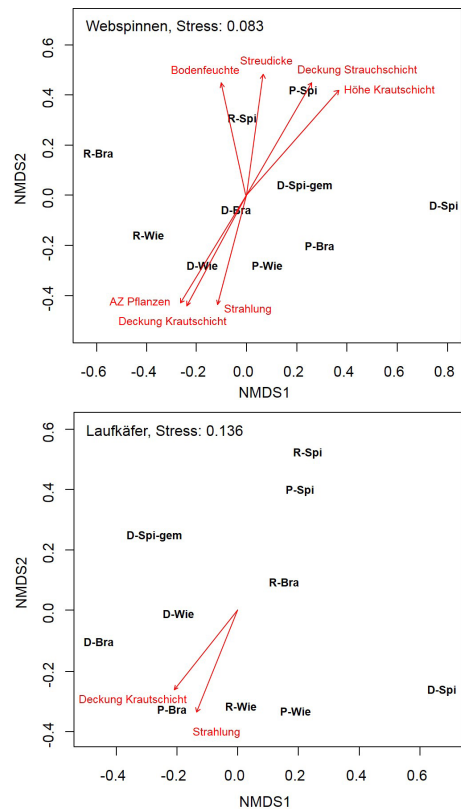


Abb. 5: NMDS Ordinationen (2-dimensionale Startkonfiguration aus 100 Läufen, Bray-Curtis-Unähnlichkeitsmaß) basierend auf den Daten der Spinnen (oben, Stress = 0.083) der Laufkäfer (unten, Stress = 0.136) sowie der aufgenommenen Umweltparameter; D = Dauban, P = Parowa, R = Ruszów, Wie = Wiese (einschürig gemäht), Bra = Wiesenbrache (ungenutzt), Spi = *Spiraea*-Massenbestand, Spi-gem = im Vorjahr gemähter *Spiraea*-Massenbestand, AZ Pflanzen = Artenzahl Pflanzen je Standort.

Aktivitätsdichten (mean \pm 1 SD)

Artenzahlen (mean \pm 1 SD)

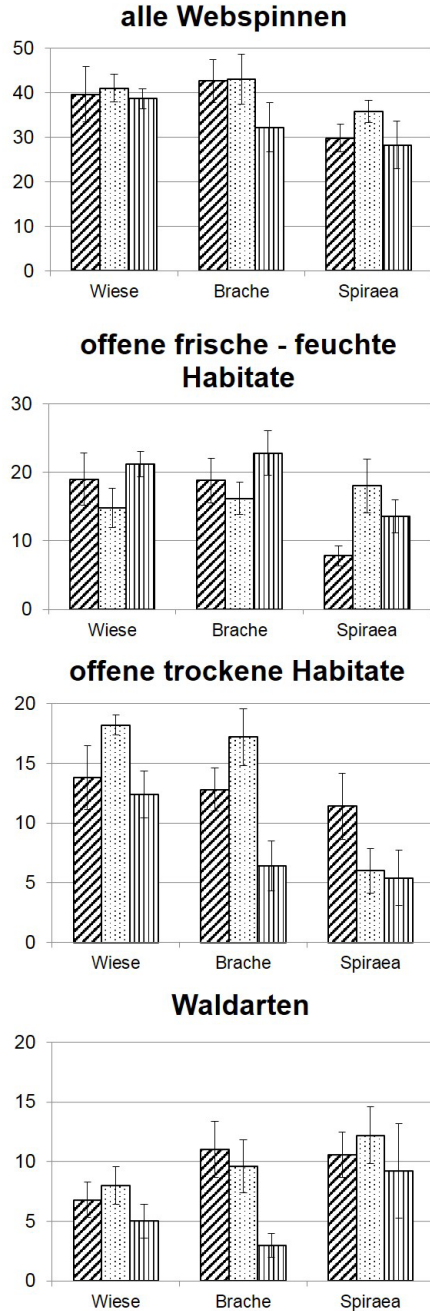
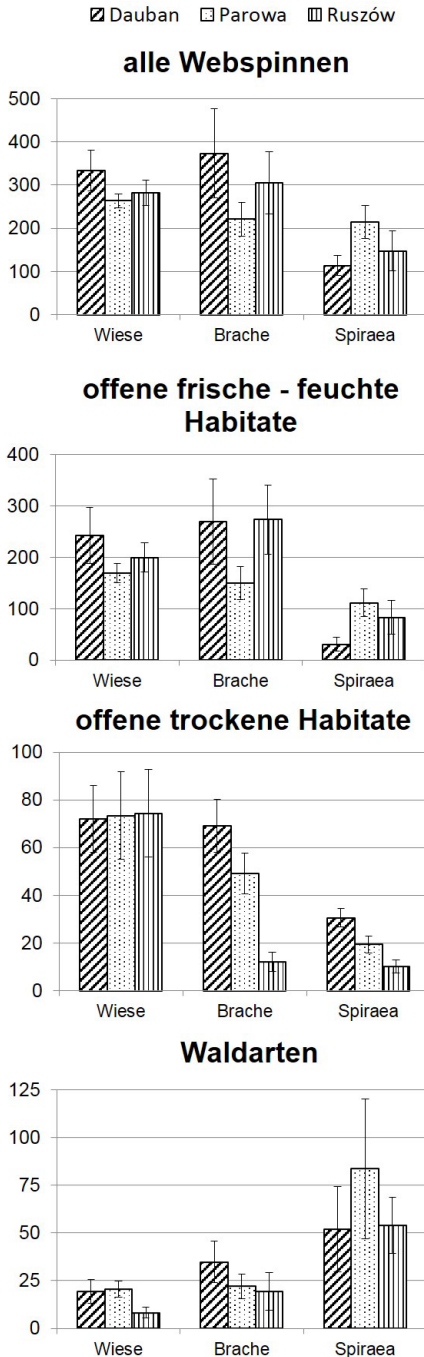
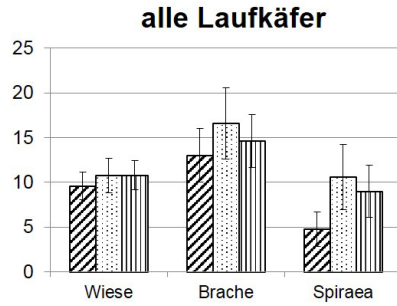
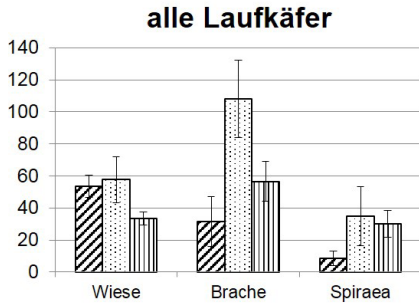


Abb. 6: Aktivitätsdichten (Mittelwert (mean) der Fallen-Summen innerhalb des Fangzeitraumes \pm Standardabweichung (1 SD) und Artenzahlen (Mittelwert (mean) der Fallen-Summen innerhalb des Fangzeitraumes \pm Standardabweichung (1 SD) der Spinnen je Standort, gesamt und getrennt nach ökologischen Gruppen.

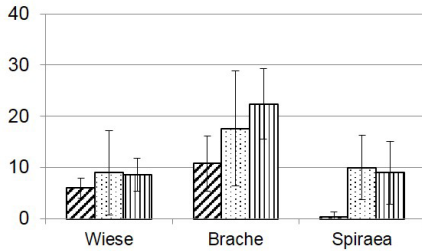
Aktivitätsdichten (mean \pm 1 SD)

Artenzahlen (mean \pm 1 SD)

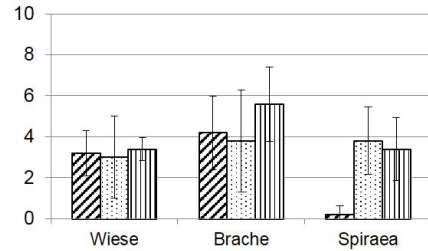
▨ Dauban ▩ Parowa ▪ Ruzsów



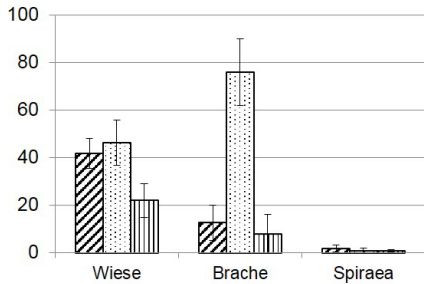
offene frische - feuchte Habitats



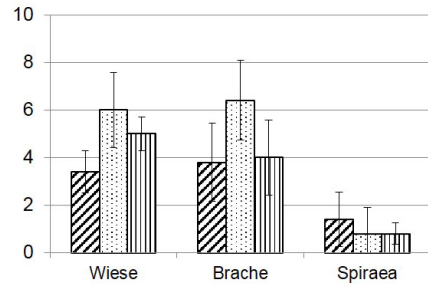
offene frische - feuchte Habitats



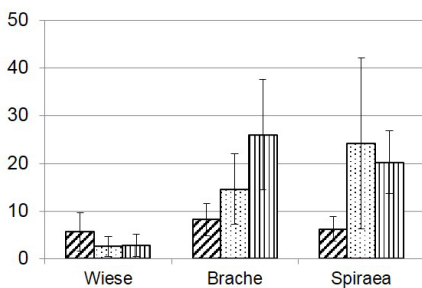
offene trockene Habitats



offene trockene Habitats



Waldarten



Waldarten

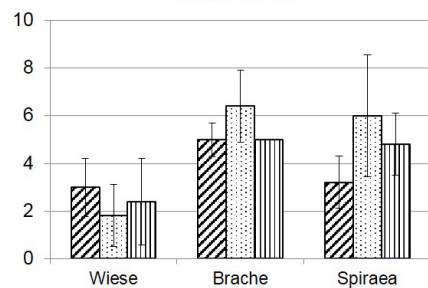


Abb. 7: Aktivitätsdichten (Mittelwert (mean) der Fallen-Summen innerhalb des Fangzeitraumes \pm Standardabweichung (1 SD) und Artenzahlen (Mittelwert (mean) der Fallen-Summen innerhalb des Fangzeitraumes \pm Standardabweichung (1 SD) der Laufkäfer je Standort, gesamt und getrennt nach ökologischen Gruppen.

den Wiesen ($p < 0.001$). Signifikante Unterschiede der Aktivitätsdichten konnten nur zwischen den Brachen und *Spiraea*-Beständen ermittelt werden ($p = 0.045$). Sowohl in den Brachen ($p < 0.001$) als auch in den *Spiraea*-Beständen ($p = 0.016$) wurden mehr Waldarten gefunden als in den Wiesen, wobei Brachen und *Spiraea*-Bestände sich hier nicht unterschieden. Auch in Hinblick auf die Aktivitätsdichten dieser ökologischen Gruppe gibt es deutliche dementsprechende Tendenzen (Wie-Bra: $p = 0.081$, Wie-Spi: $p = 0.063$). Beide offenen Habitattypen beherbergten gegenüber den Spierstrauch-Beständen mehr Arten, die offene trockene Habitate präferieren (jeweils $p < 0.001$). Auch die Aktivitätsdichten waren in den Wiesen höher als in den *Spiraea*-Beständen ($p < 0.001$). Prinzipiell kann man aus Abb. 7 ebenfalls eine höhere Aktivitätsdichte der xerophilen Offenlandarten in den Wiesen gegenüber den Brachen ableiten, jedoch waren diese in P-Bra ungewöhnlich hoch, weswegen hier kein statistisch signifikanter Effekt ermittelt werden konnte. Bemerkenswerterweise waren hygro- und mesophile Offenlandbewohner in den Wiesen weder arten- noch individuenreicher vertre-

ten als in den *Spiraea*-Beständen, wobei diese ökologische Gruppe in D-Spi so gut wie gar nicht auftrat. Allerdings war diese ökologische Gruppe in den Brachen aktiver als in den Wiesen und den *Spiraea*-Beständen.

Als ökologische (Grob-)Typen wurden im Falle der **Diplopoden** und **Chilopoden** vor allem Wald- und Offenlandarten unterschieden (Anhang 3). Die *Spiraea*-Flächen, vor allem *Spiraea*-gemäht in Dauban, differieren nur unwesentlich von den Brachen. Beide Habitattypen zeichnen sich gegenüber den Wiesenflächen durch eine Zunahme der Waldarten aus, wobei die deutlich stärkere Beschattung der *Spiraea*-Flächen hier im Gegensatz zu Spinnen und Laufkäfern keinen Einfluss auf eine weitere Zunahme der Waldarten hatte. Einzig *C. rawlinsii*, im Allgemeinen feuchtere Verhältnisse anzeigend, kam vorwiegend auf den Brache- und *Spiraea*-Flächen in Dauban vor. Auf den mit Ausnahme von P-Bra feuchteren polnischen Flächen war sie neben *P. complanatus* fast die einzige Diplopoden-Art. Offenlandarten kamen unter den Diplopoden nur auf den Flächen in Dauban vor, wohingegen die polnischen nur von Offenland-Chilopoden besiedelt waren.

Tab. 3: Indikatorartenanalyse der Spinnen und Laufkäfer mit den Habitattypen Wiese, Brache, Spiraea-Massenbestand sowie Offenland (Wiese + Brache) als Gruppe; IV = Indikatorwert, p = stat. Signifikanz.

	Wiese		Brache		Spiraea		Wiese + Brache	
	IV	p	IV	p	IV	p	IV	p
WEBSPINNEN								
<i>Cnephalocotes obscurus</i>	90,3	0.03						
<i>Pardosa palustris</i>							100	0.02
<i>Styloctetor compar</i>	80	0.03						
<i>Xysticus kochi</i>	76,9	0.03						
<i>Xysticus cristatus</i>	69,8	0.05						
<i>Micaria pulicaria</i>	69,3	0.04						
<i>Pachygnatha degeeri</i>	68,6	0.03					99,3	0.02
<i>Pardosa lugubris</i>					87,1	0.03		
<i>Saaristoa abnormis</i>					86,6	0.05		
<i>Zelotes subterraneus</i>					86,6	0.05		
<i>Euryopsis flavomaculata</i>					68,2	0.03		
<i>Agyneta ramosa</i>					64,3	0.04		
LAUFKÄFER								
<i>Poecilus versicolor</i>							99,9	0.04
<i>Amara lunicollis</i>							99,2	0.04

4.5 Charakteristische Arten der Habitattypen

Die Indikatorartenanalyse zeigt diejenigen Arten, die gebietsunabhängig einen bestimmten Habitattyp bevorzugten (Tab. 3). Für die **Spinnen** wurden sieben Arten schwerpunktmäßig in den Wiesen und fünf Arten vorrangig in den *Spiraea*-Beständen erfasst. Die Kennarten der *Spiraea*-Bestände sind allesamt Waldarten, die unterschiedlich feuchte Standorte bevorzugen. Demgegenüber präferieren die charakteristischen Arten der Wiesen generell offene Habitate. Darunter sind vier Arten, die in ihren Feuchtigkeitsansprüchen als eurytop gelten, zwei als eher hygrophil (*Styloctetor compar* und *Cnephalocotes obscurus*) und eine Art (*Xysticus kochi*) als xerophil. Bemerkenswerterweise konnten für die Brachen keine Kennarten ermittelt werden. Zwei der schon für die Wiesen als Indikatorarten klassifizierten Spinnenarten, *Pardosa palustris* und *Pachygnatha degeeri*, wurden auch als Indikatorarten für Offenland insgesamt (Wiese + Brache) eingestuft.

Für die **Carabiden** konnten keine für einzelne Habitattypen charakteristischen Arten ermittelt werden, lediglich *Poecilus versicolor* und *Amara lunicollis* sind typisch für die offenen Standorte (Wiese + Brache). In Hinblick auf die oben erörterten generellen Unterschiede zwischen den Habitattypen weist das auf gebietspezifische Zönosen hin, wie schon in der NMDS (Abb. 5) deutlich gemacht wurde.

5 Diskussion

5.1 Bemerkenswerte Arten

Die Plattbauchspinne (Gnaphosidae) *Haplodrassus moderatus* (Kulczyński, 1897) gilt nach den Roten Listen Deutschlands (BLICK et al. 2016) und Polens (STARĘGA et al. 2002) als stark gefährdet und wird in Deutschland allgemein sehr selten gefunden (BLICK et al. 2016). In Sachsen wurde die Art bisher auf Feucht- und Pfeifengraswiesen in der Königsbrücker Heide nachgewiesen (LfULG 2019). Nach PLATEN & VON BROEN (2005) handelt es sich um eine hygrophile Offenlandart mit Verbreitungsschwerpunkt in oligotrophen

Mooren. Diese Einschätzung wird unterstützt durch Funde in Hoch- und Zwischenmooren in Brandenburg (PLATEN & VON BROEN 2005, BARNDT et al. 2012) und Berlin (WUNDERLICH 1975). Auch in Polen konnte die Art in Hochmooren nachgewiesen werden (KUPRYJANOWICZ et al. 1998). Weitere Nachweise liefern u. a. GAJDOS & TOFT (2000) aus *Sphagnum*-Küstenmooren in Dänemark und RELYS & DAPKUS (2002) aus einem Kiefernmoorwald sowie einem Seggenried in Litauen. Nach GRIMM (1985) kann *Haplodrassus moderatus* daneben auch in Feuchtwiesen und Bruchwäldern gefunden werden.

Die mittel- bis nordeuropäisch verbreitete (World Spider Catalog 2018), zur Familie der Wolfsspinnen (Lycosidae) gehörende, Art *Pardosa sphagnicola* (Dahl, 1908) gilt als typhobiont (u. a. KUPRYJANOWICZ et al. 1998, KOMPOSCH 2000, KOPONEN 2004) und wurde deswegen auch als Flaggsschiffart für intakte Hochmoore vorgeschlagen (BUCHHOLZ 2016). Aktuelle Nachweise in Sachsen liegen aus dem Dubringer Moor (HAASE & BALKENHOL 2015) und dem Georgenfelder Hochmoor, dem Kleinen Kranichsee sowie dem Großen Kranichsee (NIEKE 2017) vor. Die Art ist nach den Roten Listen Deutschlands (BLICK et al. 2016) und Sachsens (HIEBSCH & TOLKE 1996) stark gefährdet und laut polnischer Roter Liste (STARĘGA et al. 2002) gefährdet.

Von der Laufkäfer-Art *Acupalpus brun-nipes* (Sturm, 1825) liegen einige Funde aus Sachsen vor. In der Roten Liste Sachsens wird die Art in der Kategorie stark gefährdet und als sehr selten (GEBERT 2009) geführt. Nachweise gelangen fast ausschließlich in Einzel-exemplaren. BERCIO (1979) gibt für Nord-Polen mehrere einzeln genannte Fundorte an. HORION (1941) verzeichnet die Art als „im allg. n.[icht] s.[elten], stellenweise häufig“.

Epaphius rivularis (Gyllenhal, 1810) gilt in Sachsen als sehr selten (GEBERT 2009). BERCIO (1979) gibt für Nord-Polen nur 6 Fundorte an, an denen in der Regel nur einzelne Tiere gefangen wurden. Weitere Fundorte für N-Polen sowie ein Fundort in Schlesien werden von HORION (1941) genannt.

Agonum versutum (Sturm, 1824) gilt in Sachsen als sehr selten (GEBERT 2009). BERCIO (1979) verzeichnet für Nord-Polen ebenfalls nur Einzeltiere, HORION (1941) schreibt: „Im

allg. n.[icht] h.[äufig], nur lokal, z. B. im unteren Elbegebiet, h.[äufiger]“.

Der Doppelfüßer *Rossiulus vilnensis* (Jawłowski, 1925) wurde 1925 aus der Umgebung von Wilna (Polen) beschrieben (JAWŁOWSKI 1925) und hat seinen Verbreitungsschwerpunkt im polnischen Tiefland, von wo die Art nach Deutschland eindringt und bei Wusterwitz ihre westliche Verbreitungsgrenze erreicht (Edaphobase 2018). Nachweise in Deutschland wurden daneben bisher im Spreewald (SCHUBART 1933, 1957), im Dubringer Moor (VOIGTLÄNDER 1988) und im Naturpark Dahme-Heideseen (BARNDT et al. 2010) erbracht. Alle genannten Funde verweisen auf eine deutliche Hygrophilie und eine Präferenz für Moore und Erlen-Bruchwälder. Die Funde in Dauban sind die bisher südlichsten Meldungen der Art in Deutschland und die ersten, die in Feuchtwiesen erbracht werden konnten.

5.2 Charakter der gefundenen Tiergemeinschaften der Wiesen

Generell spiegelt die vorliegende Untersuchung methodenbedingt nur den epigäisch aktiven Teil der Spinnenfauna der untersuchten Standorte wider. Viele in der Krautschicht lebende Arten können mit Bodenfallen nur teilweise erfasst werden. Auch beim Vergleich mit Bodenfallen-Untersuchungen ergeben sich Unterschiede insbesondere aufgrund unterschiedlicher Fangflüssigkeiten (SCHMIDT et al. 2006), Fallenzahl (UETZ & UNZICKER 1976), Fallengröße (WORK et al. 2002) und unterschiedlichen Fangzeiträumen (ADIS 1979). Nichtsdestotrotz kann für die meisten der hier untersuchten Standorte zweifellos eine ausgesprochen hohe Alpha-Diversität konstatiert werden. SCHWAB et al. (2002) fanden auf verschieden intensiv genutzten Heuwiesen der nordöstlichen Schweiz zwischen 25 und 45 Spinnenarten, wobei auf den nicht gedüngten, nur ein- bis zweimal im Jahr geschnittenen Standorten im Durchschnitt 40,5 Arten erfasst wurden. In xerophilen Grasländern in Südtirol wies NOFLATSCHER (1988) 44–63 Arten nach, die sich auf 305 bis 522 Individuen verteilen (Fangzeitraum >365 Tage, Anzahl Bodenfallen: 5). Im Durchschnitt 45 Arten und gut 950 Individuen wurden pro Standort durch HAASE

et al. (unveröff. Daten) auf frischen bis feuchten Bergwiesen, Borstgrasrasen und Kalkmagerasen im Südharz erfasst, wobei hier doppelt so viele, allerdings etwas kleinere Fallen über einen ähnlichen Zeitraum eingesetzt waren. Vom Versuchsdesign sehr ähnlich und damit gut vergleichbar ist die Erfassung von HAASE & BALKENHOL (2015), die in einem wiesenähnlichen, degenerierten Hochmoorstandort 764 Tiere aus 56 Arten fingen. Der in dieser Untersuchung mit 68 Arten artenreichste Standort ist artenärmer als die Wiesen und Brachen in Dauban und Parowa.

Die Artenzusammensetzung der Laufkäfer ist auf allen Untersuchungsflächen durch die Häufigkeit entsprechender Arten gekennzeichnet, so bspw. auf den Wiesen durch die Dominanz von *Poecilus versicolor*, einer Art mit mäßig hygrophilen Standortansprüchen, die aber auch auf den Brachen immer noch in höheren Aktivitätsdichten vorkam. Die Schwesterart *Poecilus cupreus*, die deutlich hygrophiler ist, wurde nur mit Einzelindividuen nachgewiesen. Von anderen typischen Wiesenarten wie *Pterostichus melanarius* wurden auch nur Einzelindividuen gefangen. Die anderen begleitenden Laufkäferarten sind deutlich weniger in den Lebensgemeinschaften vertreten und bspw. wie *Pterotichus niger* Zeiger für eine zunehmende Verbuschung in den *Spiraea*-Flächen.

Wiesen- und Rasenflächen weisen im Allgemeinen nur wenige Diplopodenarten auf, von 2 über meist 3–4, in manchen Fällen auch bis zu 6 Arten (RABELER 1952, DUNGER & STEINMETZGER 1981, SCHULTE et al. 1989, VOIGTLÄNDER 2008a). Die Wiesenflächen aus der vorliegenden Untersuchung liegen demnach mit 2 Arten in Parowa und Ruszów und 5 Arten im üblichen Bereich. Zum „Grundbestand“ für Wiesenflächen können in der Regel besonders *Cylindroiulus caeruleocinctus*, *Unciger foetidus*, *Julus scandinavicus*, *Ommatoiulus sabulosus*, *Polydesmus denticulatus*, *Polydesmus inconstans* (LINDNER 2019a, DUNGER & STEINMETZGER 1981) gehören. Warum gerade die Offenlandart *Cylindroiulus caeruleocinctus* in der vorliegenden Untersuchung gänzlich fehlt, bleibt ungeklärt. Die Art bevorzugt zwar bindigere Böden, kommt aber auch auf Sandtrockenrasen oder anderen Sandflächen vor (VOIGTLÄNDER 2003a, 2010; LINDNER 2019b).

Bei Chilopoden reichen auf Wiesenflächen die nachgewiesenen Artenzahlen von 0 bis maximal 8 (FRENZEL 1936, RABELER 1952, BONESS 1953, ALBERT 1982, HANDKE & HANDKE 1989, VOIGTLÄNDER 2008b, LINDNER 2019a). Auf Brachen, die durch ihren krautigen Bewuchs und den Verzicht auf Bearbeitung weitaus günstigere klimatische Bedingungen aufweisen, können bis zu 7 Arten gefunden werden (STRÜVE-KUSENBERG 1981, HANDKE & SCHREIBER 1985, HANDKE 1988). Die untersuchten Wiesenflächen sind mit 1 bis 3 Arten sehr gering besiedelt. Das gilt auch für die Brachen, die 0, 2 und 4 Arten aufwiesen. Sowohl das Arteninventar der Chilopoden als auch deren Besiedlungsdichte lassen sich weder über die Kenntnis der Standortparameter noch über die Kenntnis der Habitatsprüche der Arten erklären. Es fehlt z. B. eine ganze Reihe von wiesentypischen Offenland- bzw. eurytope Arten oder diese sind nur mit wenigen Individuen vertreten (*Lithobius calcaratus*, *L. crassipes*, *L. forficartus*, *L. microps*, *Schendyla nemorensis*, *Geophilus flavus*). *Lamyctes emarginatus*, eine Offenlandart, die zum typischen Inventar von Wiesen zu rechnen ist, fehlt unerklärlicherweise in allen in Deutschland liegenden Wiesenflächen. Sie ist einjährig und kann nach Störungsereignissen (z. B. Überflutung) schnell wieder neue Populationen aufbauen. Auch die überdurchschnittlich hohe Dominanz von *L. mutabilis*, einer eurytopen Waldart, auf der Brache in Parowa ist bemerkenswert. Möglicherweise kommt ihr hier der hohe Deckungsgrad der Streu- und Krautschicht zugute.

5.3 Auswirkungen der Nutzungsaufgabe des Graslandes

Für einen Großteil der Fauna stellt die Mahd eine starke Störung dar, die verminderte Bestandsdichten und Artenzahlen zur Folge hat. Sie nimmt mit steigender Bewirtschaftungsintensität (Frequenz, Schnitthöhe, Schnitttechnik, Maschinengröße usw.) dramatisch zu (HUMBERT 2010). Analog gilt dies für intensive Beweidung in Koppeln mit hohen Viehdichten (KRUESS & TSCHARNTKE 2002, HORVÁTH et al. 2009). Dagegen sind in aus der Nutzung genommenen Flächen die Artenzahlen und

Abundanzen von Wirbellosen oft höher als in bewirtschafteten Flächen. ACHTZIGER et al. (1999) fanden in Brachen mehr Zikaden- und Wanzenarten als in einschürigen, gedüngten Wiesen. Die Artenzahlen der Wanzen in den Brachen überstiegen sogar die in einschürigen, aber nicht gedüngten Wiesen. Bei Tagfaltern und Heuschrecken war in den Brachen ein erhöhter Anteil stenotoper Arten zu verzeichnen, die teilweise auch in den sehr spät gemähten, artenreichen Streuwiesen seltener oder nicht vorkamen. Phytophage Arten profitieren aber nur kurzfristig von Brachebedingungen, da eine Nichtbewirtschaftung in der Regel eine allmähliche Degradation der Flora nach sich zieht (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002), die in direkter Folge auch die daran gebundenen Wirbellosen negativ beeinflusst.

Auch Spinnen und Laufkäfer reagieren auf unterschiedliche Nutzung des Graslands. Prinzipiell lässt sich auch bei diesen Artengruppen deutlich ein negativer Zusammenhang zwischen Diversität und Nutzungsintensität beobachten (BELL et al. 2001, RAINIO & NIEMELÄ 2003, HUMBERT 2010). Vor allem für in der Krautschicht lebende Araneidae, aber auch für andere höhere Straten bewohnende Arten, sind langjährige Brachen absolute „Spinnenparadiese“ (NYFFELER & BENZ 1981). Nach GERSTMEIER & LANG (1996) beherbergen dreischnittige Wiesen im Vergleich zu einschneidigen nur noch ein Zehntel der Spinnenindividuen. Um sowohl floristische wie auch faunistische Biodiversität zu erhalten und zu fördern, wird aus diesem Grund eine extensive Bewirtschaftung von Grasländern gefordert (SCHWAB et al. 2002, HUMBERT et al. 2010), wie sie auch in den untersuchten Gebieten dieser Studie vorlag. Im Untersuchungsgebiet der vorliegenden Studie hat der Nutzungsverzicht vor allem auf die Laufkäfer große Auswirkungen, deren Artenzahlen stiegen durch das vermehrte Auftreten von typischen Waldarten deutlich. Als ursächlich wird dafür eine Veränderung des Mikroklimas, hervorgerufen durch die in den Brachen dichtere Vegetation und stärkere Streuauflage, angesehen (BRAUCKMANN et al. 1997). Der großflächige Verlust stark besonnener offener Bereiche führt letztendlich zu einem partiellen Verlust von typischen Offenlandarten bei Einsetzen der Sukzession nach der Nutzungsaufgabe, was

sich in den niedrigeren Artenzahlen xero- bzw. thermophiler Spinnen in den Brachen im Vergleich mit denen der Wiese widerspiegelt. Ähnliche Beobachtungen berichten CATTIN et al. (2003), die Spinnen-Gemeinschaften extensiv gemähter Wiesen und nicht gemähter Kontrollflächen untersuchten und dabei zwar keine generellen Unterschiede hinsichtlich Arten- und Individuenzahlen fanden, aber einen klaren *turnover* auf Familienniveau. So wurden in den gemähten Wiesen mehr photoxerophile Linyphiidae nachgewiesen, aber deutlich weniger eher schattenliebende Hahniiiden und Clubioniden. Zu erwarten gewesen wäre außerdem ein verstärktes Auftreten der streuzersetzenden Diplopoden in den Brachen, zumal die abgestorbenen Blätter höherer Pflanzen eine besser abbaubare und gegenüber Gräsern bevorzugte Nahrung darstellen (SCHMIDT 1952, DUNGER 1962, VOIGTLÄNDER 1987). Eine Zunahme der Artenzahlen der Diplopoden gegenüber der Wiesenfläche kann in der vorliegenden Untersuchung allerdings nur für die Brache in Dauban konstatiert werden. Bezüglich der Anzahl und der Aktivität gefährdeter Arten wurden zwischen den Wiesen und den Wiesenbrachen keine generellen Unterschiede festgestellt. Lediglich in Ruszów wurden auf der Brache sowohl mehr gefährdete Spinnen als auch Laufkäfer erfasst.

Zweifellos hängt die Artenausstattung in Wiesenbrachen vom Alter der Brache ab. Sowohl die Geschwindigkeit der Sukzession als auch deren Verlauf ist standortspezifisch und kann nur schwer vorausgesagt werden (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). So kann auf manchen Standorten das floristische Arteninventar kurzfristig qualitativ wie quantitativ erhalten bleiben, während sich andere Standorte rasch durch Wiederbewaldung oder Dominanzbildungen einzelner Arten erheblich verändern (SCHREIBER 1997). Eine besondere Gefahr ist hierbei die Verbuschung durch ausläuferbildende Arten wie Schlehe, Brombeerarten, Roter Hartriegel oder im Falle der Untersuchungsgebiete Spierstraucharten. Diese Gebüsch-Stadien sind in vielen Fällen floristisch artenarm und nur sehr schwer wieder in artenreiches Grasland zu überführen (SCHREIBER 1997).

5.4 Auswirkungen der *Spiraea*-Invasion

Am deutlichsten zeigen sich Veränderungen, die nach Invasion durch verschiedene Spierstraucharten und deren Entwicklung zu Massenbeständen auftreten, in der Abnahme bzw. im Verlust von Gefäßpflanzenarten sowie in einer klaren Verminderung ihrer Abundanz (PODLASKA 2014b, HEINRICH 2015). Damit zusammenhängend wirken sich die dichten Gebüschformationen auch negativ auf xero- und thermophile Artengruppen sowie auf bestimmte Pflanzen spezialisierte phytophage Organismen aus.

Wie die vorliegende Untersuchung zeigt, zieht die drastische Veränderung des Ökosystems auch starke Veränderungen der epigäisch aktiven Spinnen- und Laufkäferzönosen nach sich. Die Verbuschung führt zu einem deutlichen Rückgang der Aktivitätsdichten und Artenzahlen. Hervorzuheben ist ein deutlicher Arten-*turnover* hin zu waldähnlichen Zönosen der Spinnen und Laufkäfer in den Spierstrauchflächen. Bemerkenswerterweise bieten die *Spiraea*-Bestände vor allem Arten einen Lebensraum, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Bruchwäldern oder ähnlichen Habitaten haben. Beispiele dafür sind die in Sachsen seltene *Agyreta ramosa* oder die gefährdete *Hygrolycosa rubrofasciata*. Bezüglich des Anteils an in den Roten Listen aufgeführten gefährdeten Arten ist sowohl bei den Spinnen als auch bei den Laufkäfern kein Unterschied zu den Wiesen und Brachen festzustellen.

Die teilweise recht deutlichen Unterschiede zwischen den Gemeinschaften der Gebiete insbesondere im Falle der Laufkäfer werden durch eine Vielzahl von Umweltfaktoren bedingt. Ein offensichtlicher Faktor ist dabei die Bodenfeuchte, die neben der Strahlung den größten Einfluss auf die untersuchten Tiergruppen ausübt (BARNDT et al. 1991, ENTLING et al. 2007, HAUSER & VOIGTLÄNDER 2019) und die zwischen den Standorten recht deutlich variierte. Aber auch Flächengröße, Kontaktbiotope, Nutzungsgeschichte und generell Habitatheterogenität können ausschlaggebend sein, sind aber teilweise schwer quantifizierbar oder überhaupt zu erfassen. Das exklusive Auftreten einiger gefährdeter und stark gefährdeter Spinnen- und Laufkäferarten an den polnischen Standorten hängt wahrscheinlich mit der Flächengröße und

dem vorhandenen Artenpotential der Umgebung zusammen. Prinzipiell sind die Wiesen in den polnischen Untersuchungsgebieten deutlich großflächiger als in Dauban, wo im Umfeld zwar extensive Heiden und artenreiche Niedermoore, aber bezüglich der Grasländer vor allem artenarme Intensivwiesen gefunden werden können, die zum regionalen Schwund sensibler Arten beigetragen haben könnten.

5.5 Empfehlungen für die Praxis

Umso wichtiger erscheint vor diesem Hintergrund der Erhalt der extensiv genutzten Wiesen insbesondere in Polen. Ähnlich wie in Sachsen (HETTWER et al. 2015) ist auch deren landesweiter Erhaltungszustand größtenteils nur mangelhaft bis schlecht, wobei die möglichen Zukunftsaussichten hier als gut eingeschätzt werden (KAZUŃ et al. 2016). SCHMIDT et al. (2006) fanden größere Unterschiede zwischen den Spinnen-Gemeinschaften auf Standorts- bzw. Landschaftsebene als zwischen verschiedenen Nutzungsformen extensiv gepflegter Wiesen. Diese lokale Variabilität ist auch in der vorliegenden Untersuchung sichtbar (Abb. 5). So ist also schon aus diesem Grund jede Fläche erhaltenswert. Nach HORVÁTH et al. (2009) betrifft dies auch kleine und isolierte Flächen, die bezogen auf Spinnen hohen Artenreichtum erlangen können. Die derzeitige Form der Bewirtschaftung mit zeitlich flexibler, einschüriger Mahd sowie (teils temporärer) Nutzungsauslassung erscheint geeignet, die jetzigen artenreichen Ökosysteme mit ihren Arten und die vorhandene Strukturheterogenität zu bewahren (BIRKHOFER et al. 2015). Entscheidend ist hierbei, dass in Bereichen, in denen *Spiraea* schon dominant vertreten ist, eine regelmäßige (extensive) Mahd stattfindet, um das weitere Vordringen der Art zu verhindern. Denkbar wären für großflächige Standorte aber auch Beweidungssysteme mit Extensiv-Rassen (Schottisches Hochlandrind, Wasserbüffel, Koniks usw.) in niedriger (aber variabler) Besatzdichte. Solche Großweiden sind geprägt durch kleinräumige Mosaik, welche auf unterschiedlich intensiven Verbiss, Vertritt und insbesondere auf die Ausscheidungen der Tiere zurückzuführen sind und die meisten Pflanz- und insbesondere Vogel-, Amphi-

bien und Wirbellosenarten positiv beeinflussen können (BUNZEL-DRÜKE et al. 2008). Allerdings liegen noch keinerlei Untersuchungen darüber vor, ob die Beweidung die Ausbreitung der Spiersträucher hemmen oder diese eventuell sogar fördern könnte. Die unterschiedlichsten, teils mit erheblichem Aufwand durchgeführten Maßnahmen zur Verdrängung der Spierstrauch-Massenbestände (Ausreißen, Verschnitt, Überstauen mit Wasser, Beweidung durch Ziegen, Schafe, Elche) im Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft verliefen bislang größtenteils erfolglos (BURKART 2003). Für inselartige, kleinflächige, gut erreichbare Standorte wie bspw. Dauban, bei denen das Schutzziel botanisch ausgerichtet ist, ist ein- bis zweimaliges Mähen der Beweidung in den meisten Fällen vorzuziehen. Aufgrund der Vielzahl der im Grasland vorkommenden Tierarten mit ihren unterschiedlichen Lebenszyklen ist es für den Erhalt möglichst vieler Arten von hoher Bedeutung, die jährlichen Mahd-Termine variabel zu gestalten und auch ungemähte Refugien auf 10–20% der Fläche zu belassen (u. a. HUMBERT et al. 2010).

Danksagung

Großer Dank geht an die Verwaltung des Biosphärenreservates „Oberlausitzer Heide und Teichlandschaft“, den Staatsbetrieb Sachsenforst sowie Herrn Marczycki für die Untersuchungsgenehmigungen. Herrn Waldemar Bena (Zgorzelec) danken wir für die Hilfe bei der Standortauswahl in Polen. Für die wertvolle Unterstützung bei den Vegetationsaufnahmen gilt unser besonderer Dank Frau Petra Gebauer (Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz, SMNG). Die polnische Übersetzung übernahm dankenswerterweise Herr Andrzej Paczos (SMNG). Herrn Dr. David Russell (SMNG) danken wir für die Überprüfung der englischsprachigen Zusammenfassung, Herrn Dr. Olaf Tietz (SMNG) für die kostbare Mitwirkung bei der kartographischen Darstellung der Untersuchungsgebiete. Für ihre konstruktiven Gutachten danken wir Dr. Hubert Höfer (Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe) und Dr. Sascha Buchholz (Technische Universität Berlin).

6 Literatur

- ACHTZIGER, R., H. NICKEL & R. SCHREIBER (1999): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf Zikaden, Wanzen, Heuschrecken und Tagfalter im Feuchtgrünland. – Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz **150**: 109–131
- ADIS, J. (1979): Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. – *Zoologischer Anzeiger* **202**: 177–184
- ADOLPHI, K. (1995): Neophytische Kultur- und Anbau-Pflanzen als Kulturflüchtlinge des Rheinlandes. – *Naturwissenschaftliche Arbeiten, Regionale Darstellungen und Schriften* **2**: 172–178
- ALBERT, A.M. (1982): Species spectrum and dispersion patterns of chilopods in three Solling habitats. – *Pedobiologia* **23**: 335–345
- BALKENHOL, B., H. HAASE, P. GEBAUER & R. LEHMITZ (2018): Steeplebushes conquer the countryside: influence of invasive plant species on spider communities (Araneae) in former wet meadows. – *Biodiversity and Conservation* **27**, 9: 2257–2274. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1536-8>
- BARNDT, D. (unter Mitarb. von H. KORGE, R. SCHULTZ, T. WIESNER, R. HEISS, R. BISCHOF, T. BLICK, C. MUSTER & K. VOIGTLÄNDER) (2010): Beitrag zur Arthropodenfauna des Naturparks Dahme-Heideseen (Land Brandenburg) – Faunenanalyse und Bewertung (Coleoptera, Auchenorrhyncha, Heteroptera, Hymenoptera part., Saltatoria, Diptera part., Araneae, Opiliones, Chilopoda, Diplopoda u. a.). – 10. Ergebnisbericht der Untersuchungen in Brandenburg ab 1995. – *Märkische Entomologische Nachrichten* **12**, 2: 195–298
- BARNDT, D. (unter Mitarb. von H. KORGE, R. SCHULTZ, T. WIESNER, R. HEISS, T. BLICK, C. MUSTER & K. VOIGTLÄNDER) (2012): Beitrag zur Kenntnis der Arthropodenfauna der Zwischenmoore Butzener Bagen, Trockenes Kuch und Möllnsee bei Lieberose (Land Brandenburg). – *Märkische Entomologische Nachrichten* **14**, 1: 147–200
- BARNDT, D., S. BRASE, M. GLAUCHE, H. GRUTTKE, B. KEGEL, R. PLATEN & H. WINKELMANN (1991): Die Laufkäferfauna von Berlin (West) – mit Kennzeichnung und Auswertung der verschollenen und gefährdeten Arten (Rote Liste, 3. Fassung). – In: AUHAGEN, A., R. PLATEN & H. SUKOPP (Hrsg.): *Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin*. – *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Sonderheft* **6**: 243–275
- BATES, D., M. MAECHLER, B. BOLKER & S. WALKER (2015): Fitting linear mixed-effects models using lme4. – *Journal of Statistical Software* **67**, 1: 1–48. DOI: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- BELL J. R., P. C. WEATER & R. W. CULLEN (2001): The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. – *Journal of Zoology* **255**: 377–387
- BERCIO, H. (1979): *Verzeichnis der Käfer Preußens*. – Parzeller & Co.; Fulda: 370 S.
- BIEDERMANN, R., R. ACHTZIGER, H. NICKEL & A. J. A. STEWART (2005): Conservation of grassland leafhoppers (Hemiptera: Auchenorrhyncha): a brief review. – *Journal of Insect Conservation* **9**, 4: 229–243
- BIRKHOFFER, K., T. DIEKÖTTER, C. MEUB, K. STÖTZEL, & V. WOLTERS (2015): Optimizing arthropod predator conservation in permanent grasslands by considering diversity components beyond species richness. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **211**: 65–72
- BLAKE, S., G. N. FOSTER, M. D. EYRE & M. L. LUFF (1994): Effects of habitat type and grassland management practices on the body size and distribution of carabid beetles. – *Pedobiologia* **38**: 502–512
- BLICK, T., O.-D. FINCH, K. H. HARMS, J. KIECHLE, K.-H. KIELHORN, M. KREUELS, A. MALTEN, D. MARTIN, C. MUSTER, D. NÄHRIG, R. PLATEN, I. RÖDEL, M. SCHEIDLER, A. STAUDT, H. STUMPF & D. TOLKE (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Spinnen (Arachnida: Araneae) Deutschlands. – In: BfN (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands*. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **70**, 4: 383–510
- BÖHNERT, W., P. GUTTE & P.-A. SCHMIDT (2001): *Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens*. – *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 2001*, Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.); Dresden: 304 S.
- BONESS, M. (1953): Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. (Ein Beitrag zur Agrarökologie). – *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere* **42**: 225–277
- BRAUCKMANN, H.-J., M. HEMKER, M. KAISER, O. SCHÖNING, G. BROLL & K.-F. SCHREIBER (1997): *Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg*. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg; Karlsruhe: 158 S.
- BUCHHOLZ, S. (2016): Natural peat bogs remnants promote distinct spider assemblages and habitat

- specific traits. – *Ecological Indicators* **60**: 774–780
DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.08.025
- BUNZEL-DRÜKE, M., C. BÖHM, P. FINCK, G. KÄMMER, R. LUICK, E. REISINGER, U. RIECKEN, J. RIEDL, M. SCHARF & O. ZIMBALL (2008): “Wilde Weiden”, Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung. – Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU); Bad Sassendorf-Lohne: 215 S.
- BURKART, B. (2003): Der Einfluss von Schafen, Ziegen und Elchen auf die Vegetation des ehemaligen Panzerschießplatzes Dauban. – In: KONOLD, W. & B. BURKART (Hrsg.): *Offenland & Naturschutz*. – Culterra, Schriftenreihe des Institutes für Landespflanze **31**: 217–234.
- BUSINSKÝ, R. & L. BUSINSKA (2002): The genus *Spiraea* in cultivation in Bohemia, Moravia and Slovakia. – *Acta Pruhoniciania* **72**: 160 S.
- BUTCHART, S. H. M., M. WALPOLE, B. COLLEN, A. VAN STRIEN, J. P. W. SCHARLEMANN, R. E. A. ALMOND, J. E. M. BAILLIE, B. BOMHARD, C. BROWN, J. BRUNO, K. E. CARPENTER, G. M. CARR, J. CHANSON, A. M. CHENERY, J. CSIRKE, N. C. DAVIDSON, F. DENTENER, M. FOSTER, A. GALLI, J. N. GALLOWAY, P. GENOVESI, R. D. GREGORY, M. HOCKINGS, V. KAPOŠ, J.-F. LAMARQUE, F. LEVERINGTON, J. LOH, M. A. MCGEOCH, A. MINASYAN, M. H. MORCILLO, T. E. E. OLDFIELD, D. PAULY, S. QUADER, C. REVENGA, J. SAUER, B. SKOLNIK, D. SPEAR, D. STANWELL-SMITH, S. N. STUART, A. SYMES, M. TIERNEY, T. D. TYRRELL, J.-C. VIÉ & R. WATSON (2010): Global biodiversity: Indicators of recent declines. – *Science* **328**, 5982. DOI: 10.1126/science.1187512
- CATTIN, M.-F., G. BLANDENIER, C. BANAŠEK-RICHTER & L.-F. BERSIER (2003): The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. – *Biological Conservation* **113**: 179–188
- DAJDOK, Z., A. NOWAK, W. DANIELEWICZ, J. KUJAWA-PAWLACZYK & W. BENA (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Spiraea tomentosa*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. Online: www.nobanis.org
- DE CÁCERES, M. & P. LEGENDRE (2009): Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. – *Ecology* **90**: 3566–3574
- DECKER, P., K. VOIGTLÄNDER, J. SPELDA, H. S. REIP & E. N. LINDNER (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Hundertfüßer (Myriapoda: Chilopoda) Deutschlands. – In: BfN (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands*. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). – Naturschutz und Biologische Vielfalt **70**, 4: 327–346
- DECLÉER, K. (1990): Experimental cutting of reed-marsh vegetation and its influence on the spider (Araneae) fauna in the Blankaart Nature Reserve (Belgium). – *Biological Conservation* **52**: 161–185
- DENGLER, J., M. JANIŠOVÁ, P. TOROK & C. WELLSTEIN (2014): Biodiversity of Palaeartic grasslands: A synthesis. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **182**: 1–14
- DIERSCHKE, H. & G. BRIEMLE (2002): *Kulturgrasland Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren*. – Ulmer; Stuttgart: 240 S.
- DIERSCHKE, H. (1994): *Pflanzensoziologie*. – Ulmer; Stuttgart: 683 S.
- DINNO, A. (2017): Dunn’s test of multiple comparisons using rank sums. R package version 1.3.5. Online: <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>
- DUFRENE, M. & P. LEGENDRE (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecological Monographs* **67**: 345–366. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:saaij\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:saaij]2.0.co;2)
- DUNGER, W. & H. J. FIEDLER (1999): *Methoden der Bodenbiologie*. – Gustav Fischer; Stuttgart: 539 S.
- DUNGER, W. & K. STEINMETZGER (1981): *Ökologische Untersuchungen an Diplopoden einer Rasenwald-Katena im Thüringer Kalkgebiet*. – *Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere* **108**: 519–553
- DUNGER, W. (1962): *Methoden der vergleichenden Auswertung von Fütterungsversuchen in der Bodenbiologie*. – *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* **37**, 2: 143–162
- Edaphobase (2018): Edaphobase GBIF data warehouse on soil organisms. Online: <https://portal.edaphobase.org/>
- ENTLING, W., M. H. SCHMIDT, S. BACHER, R. BRANDL & W. NENTWIG (2007): Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. – *Global Ecology and Biogeography* **16**, 4: 440–448
- FINCK, P., S. HEINZE, U. RATHS, U. RIECKEN & A. SSYMANK (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands, dritte fortgeschriebene Fassung. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **156**: 637 S.
- FRENZEL, G. (1936): *Untersuchungen über die Tierwelt des Wiesenbodens*. – Gustav Fischer Verlag, Jena: 121 S.

- GAJDOS, P. & S. TOFT (2002): Distinctiveness of the epigeic spider communities from dune habitats on the Danish North Sea coast. – In: TOFT, S. & N. SCHARFF (Hrsg.): *European Arachnology 2000*. Aarhus University Press; Aarhus, Denmark: 223–228
- GEBERT, J. (2009): Rote Liste Laufkäfer Sachsens. – Naturschutz und Landschaftspflege. Eigenverlag Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie; Dresden, 2. überarbeitete Auflage: 47 S.
- GERBER, E., C. KREBS, C. MURRELL, M. MORETTI, R. ROCKLIN & U. SCHAFFNER (2008): Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. – *Biological Conservation* **141**: 646–654. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bioco.2007.12.009>
- GERSTMEIER, R., C. LANG (1996): Beitrag zur Auswirkungen der Mahd auf Arthropoden. – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* **5**: 1–14
- GOSSNER, M. M., T. M. LEWINSOHN, T. KAHL, F. GRASSEIN, S. BOCH, D. PRATI, K. BIRKHOFER, S. C. RENNER, J. SIKORSKI, T. WUBET, H. ARNDT, V. BAUMGARTNER, S. BLASER, N. BLÜTHGEN, C. BÖRSCHIG, F. BUSCOT, T. DIEKÖTTER, L. JORGE, K. JUNG, A. C. KEYEL, A.-M. KLEIN, S. KLEMMER, J. KRAUSS, M. LANGE, J. MÜLLER, J. OVERMANN, E. PAŠALIĆ, C. PENONE, D. J. PEROVIĆ, O. PURSCHKE, P. SCHALL, S. A. SOCHER, I. SONNEMANN, M. TSCHAPKA, T. TSCHARNTKE, M. TÜRKE, P. VENTER, C. N. WEINER, M. WERNER, V. WOLTERS, S. WURST, C. WESTPHAL, M. FISCHER, W. W. WEISSER & E. ALLAN (2016): Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. – *Nature* **540**: 266–269
- GRANDCHAMP A.-C., A. BERGAMINI, S. STOFER, J. NIEMELÄ, P. DUELLI & C. SCHEIDEGGER (2005): The influence of grassland management on ground beetles (Carabidae, Coleoptera) in Swiss montane meadows. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **110**: 307–317 DOI: 10.1016/j.agee.2005.04.018
- GRIMM, U. (1985): Die Gnaphosidae Mitteleuropas (Arachnida, Araneae). – *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereines in Hamburg* **26**: 318 S.
- HAASE, H. & B. BALKENHOL (2015): Die Auswirkung der Habitatheterogenität des Dubringer Moores auf die Spinnenfauna (Araneae). – *Arachnologische Mitteilungen* **50**: 91–106
- HAASE, H. (2015): Bodenökologische Untersuchung verschiedener extensiver FFH-Grünlandtypen (Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen, Bärwurz-wiesen, basenreiche Halbtrockenrasen) in Sachsen-Anhalt 2015 – Unveröffentlichte Daten der Spinnenfunde.
- HACHMÖLLER, B., M. HÖLZEL, P. A. SCHMIDT, C. WALCZAK, M. ZIEVERINK & B. ZÖPHEL (2010): Regeneration und Verbund (sub-)montaner Grünlandbiotope im Osterzgebirge. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **99**: 244 S.
- HANDKE, K. & K.-F. SCHREIBER (1985): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Taubergebiet. – In: SCHREIBER, F. (Hrsg.): *Sukzession auf Grünlandbrachen*. – *Münstersche Geographische Arbeiten* **20**: 155–186
- HANDKE, K. (1988): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. – *Arbeitsberichte Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster* **8**: 1–169
- HANDKE, K. & U. HANDKE, (1989): Zur Assel- und Tausendfüßer-Fauna eines Flußmarschen-Gebietes bei Bremen (Isopoda, Myriopoda). – *Drosera* '89 **1/2**: 23–30
- HÄNGGLI, A., E. STÖCKLI & W. NENTWIG (1995): Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen. Charakterisierung der Lebensräume der häufigsten Spinnenarten Mitteleuropas und der mit diesen vergesellschafteten Arten. – *Miscellanea Faunistica Helvetica* **4**: 1–459
- HAUSER, H. & K. VOIGTLÄNDER (2019): Doppelfüßer (Diplopoda) Deutschlands. – DJN, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (Hrsg.): (im Druck)
- HEIMER, S. & NENTWIG, W. (1991): *Spinnen Mitteleuropas*. – Paul Parey, Berlin und Hamburg: 543 S.
- HEINRICH, R. (2015): Ermittlung der ökologischen Ansprüche für den Filzigen Spierstrauch – *Spiraea tomentosa* L. innerhalb des Verbreitungsgebietes Ostsachsen-Niederschlesien. Bachelorarbeit, HS Görlitz/Zittau: 88 S.
- HEJCMAN, M., P. HEJCMANOVÁ, V. PAVLÚ & J. BENES (2013): Origin and history of grasslands in Central Europe – a review. – *Grass Forage Science Volume* **68**, 3: 345–363
- HETTWER, C., U. ZÖPHEL & R. WARNKE-GRÜTTNER (2015): Zustand der Arten und Lebensraumtypen zur FFH-Richtlinie in Sachsen 2007-2012. – *Naturschutzarbeit in Sachsen* **57**: 4–23
- HIEBSCH, H. & D. TOLKE (1996): Rote Liste Weberknechte und Webspinnen. – *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Landesamt für Umwelt und Geologie Freistaat Sachsen; Radebeul*: 12 S.

- HOBBOHM, C. & I. BRUCHMANN (2009): Endemische Gefäßpflanzen und ihre Habitate in Europa – Pladoyer für den Schutz der Grasland-Ökosysteme. – *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* **21**: 142–161
- HORION, A. (1941): Faunistik der deutschen Käfer. Band 1: Adephaga – Carabidea. – Kommissions-Verlag; Krefeld: 464 S.
- HORVÁTH, R., T. MAGURA, C. SZINETAR & B. TOTHMERESZ (2009): Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands: a field study (East Hungary, Nyírseg). – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **130**: 16–22
- HOTHORN, T., F. BRETZ & P. WESTFALL (2008): Simultaneous inference in general parametric models. – *Biometrical Journal* Volume **50**, 3: 346–363 DOI: <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
- HUMBERT, J.-Y. (2010): Low input meadow harvesting process and its impact on field invertebrates. – Dissertation, Universität Lausanne, Schweiz: 88 S.
- HUMBERT, J.-Y., N. RICHNER, J. SAUTER, T. WALTER & G. JABOURY (2010): Wiesen-Ernteprozesse und ihre Wirkung auf die Fauna. – ART-Bericht **724**: Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon; Tänikon: 6–12
- JAWŁOWSKI, H. (1925): Dwie nowe formy krocionogów z okolic Wilna. Zwei neue Diplopoden aus der Umgebung von Wilno. – *Prac Zoologicznych Polskiego Pantwowego Muzeum Przyrodniczego* **4**, 4: 309–313
- KAZUN, A., F. JARZOMBKOWSKI, E. GUTOWSKA, D. KOTOWSKA, K. KOTOWSKA, M. KOWALSKA, Ł. KRAJEWSKI, A. SZCZEPANIUK, K. TOPOLSKA & H. PIÓRKOWSKI (2016). Differentiation and conservation status of wet meadows of the *Calthion palustris* alliance in areas covered by the agri-environmental scheme. – *Ecological Questions* **23**: 29–41
- KOMPOSCH, C. (2000): Harvestmen and spiders in the Austrian wetland “Hörfeld-Moor” (Arachnida: Opiliones, Araneae). – *Ekológia* **19**: 65–77
- KOPONEN, S. (2004): Microhabitats of ground-living spiders in a peat bog. – In: SAMU, F. & C. SZINETAR (Hrsg.): *European Arachnology 2002*. Plant Protection Institute & Berzsenyi College; Budapest: 157–161
- KOREN, A. (1986): Die Chilopoden-Fauna von Kärnten und Osttirol. Teil 1. Geophilomorpha, Scolopendromorpha. – *Carinthia II, Sonderheft* **43**: 1–85
- KOREN, A. (1992): Die Chilopoden-Fauna von Kärnten und Osttirol. Teil 2. Lithobiomorpha. *Carinthia II, Sonderheft* **51**: 1–138
- KOTT, S. (2009): Neophytische *Spiraea*-Arten in der Kernzone „Daubaner Wald“ des Biosphärenreservates „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“. – *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* **17**: 21–36
- KRUESS, A. & T. TSCHARNTKE (2002): Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. – *Biological Conservation* **106**: 293–302
- KUPRYJANOWICZ, J., I. HAJDAMOWICZ, A. STANKIEWICZ & W. STARĘGA (1998): Spiders of some raised peat bogs in Poland. – In: SELDEN, P. A. (Hrsg.): *European Arachnology 1997*, Edinburgh. – British Arachnological Society. Burnham Beeches; Bucks: 267–272
- LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LfULG) (2012): digBK50 - Digitale Bodenkarte 1:50.000. Online: https://geoportal.sachsen.de/cps/metadaten_portal.html?id=c254067a-3cdc-4ab2-bc84-98b79d786dad
- LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LfULG) (2019): Abfrage der Zentralen Artdatenbank Sachsen. 3.1.2019
- LEYER, I. & K. WESCHE (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie*. – Springer; Berlin, Heidelberg: 232 S.
- LINDNER (2019a): Die Hunderfüßer und Doppelfüßer (Chilopoda & Diplopoda) von Streuobstwiesen in Sachsen-Anhalt. – *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* (im Druck)
- LINDNER, E. N. (2019b). Die Hundertfüßer und Doppelfüßer (Chilopoda & Diplopoda) von Binnendünen in Sachsen-Anhalt. – *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* (im Druck)
- MARTIN, D. (1991): Zur Autökologie der Spinnen (Arachnida: Araneae) I. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnen. – *Arachnologische Mitteilungen* **1**: 5–26 DOI: 10.5431/aramit0102
- MORRIS, M.G. (1981): Responses of grassland invertebrates to management by cutting. III. Adverse effects on Auchenorrhyncha. – *Journal of Applied Ecology* **18**: 107–123
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2004): Adephaga 1: Carabidae. In: FREUDE, H., K. W. HARDE, G. A. LOHSE, & B. KLAUSNITZER (Hrsg.): *Die Käfer Mitteleuropas*. Bd. 2, 2. erweiterte Aufl., Springer: 521 S.

- NENTWIG, W., T. BLICK, D. GLOOR, A. HÄNGGI & C. KROPF (2015): Spinnen Europas. Online: <https://www.araneae.nmbe.ch>
- NIEKE, C. (2017): Naturschutzfachliche Bewertung ausgewählter Regenmoore des Erzgebirges anhand der epigäischen Spinnenfauna. – Bachelorarbeit, HS Görlitz/Zittau: 85 S.
- NOFLATSCHER M. T. (1988): Ein Beitrag zur Spinnenfauna Südtirols: Epigäische Spinnen an Xerotherm- und Kulturstandorten bei Albeins (Arachnida: Aranei). – Berichte des naturwissenschaftlichen-medizinischen Vereins in Innsbruck **75**: 147–170
- NYFFELER, M. & G. BENZ (1981): Ökologische Bedeutung der Spinnen als Insektenprädatoren in Wiesen und Getreidefeldern. – Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie **3**: 33–35
- OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, M. FRIENDLY, R. KINDT, P. LEGENDRE, D. MCGLINN, P. R. MINCHIN, R. B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYDOS, M. H. H. STEVENS, E. SZOECZ & H. WAGNER (2018): vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-6. Online: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- PÄRTEL, M., H. H. BRUUN & M. SAMMUL (2005): Biodiversity in temperate European grasslands: Origin and conservation. – Grassland Science in Europe **10**: 1–14
- PAWLAK, W. (1997): Atlas Śląska Dolnego i Opolskiego. – Wrocławski, Pracownia Atlasu Dolnego Śląska: Wrocław, Poland, 125 S.
- PLATEN, R. & B. VON BROEN (2005): Gesamtartenliste und Rote Liste der Webspinnen und Weberknechte (Arachnida: Araneae, Opiliones) des Landes Berlin. – In: Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege/Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin: 79 S.
- PODLASKA, M. (2014a): Natural valorization of degraded swamp-originating meadows of Lower Silesia (extension of the Owit method). – Steciana **18**: 141–158 DOI: <https://doi.org/10.12657/steciana.018.015>
- PODLASKA, M. (2014b): Probleme mit dem Filzigen Spierstrauch *Spiraea tomentosa* L. auf den Moorwiesen in der Nähe von Parowa. – Peckiana **9**: 93–104
- POSCHLOD, P. (2015): Geschichte der Kulturlandschaft: Entstehungsursachen und Steuerungsfaktoren der Entwicklung der Kulturlandschaft, Lebensraum- und Artenvielfalt in Mitteleuropa. – Ulmer; Stuttgart: 320 S.
- R CORE TEAM (2018): R: a language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing; Vienna. Online: <http://www.R-project.org/>
- RABELER, W. (1952): Die Tiergesellschaften hannoverscher Talfettwiesen (*Arrhenatheretum elatioris*). – Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, N.F. **3**: 130–140
- RAINIO, J. & J. NIEMELÄ (2003): Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. – Biodiversity and Conservation **12**: 487–506
- REIP, H. S., J. SPELDA, K. VOIGTLÄNDER, P. DECKER & E. N. LINDNER (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Doppelfüßer (Myriapoda: Diplopoda) Deutschlands. – In: BfN (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). – Naturschutz und Biologische Vielfalt **70**, 4: 301–324
- RELYS, V & D. DAPKUS (2002): Comments to the checklist of Gnaphosidae and Liocranidae (Arachnida, Araneae) in the Baltic States, with remarks on species new to Lithuania. – In: TOFT, S. & N. SCHARFF (Hrsg.): European Arachnology 2000. Aarhus University Press; Aarhus, Denmark: 273–278
- RENNER, K. (1980): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Käferfauna pflanzensoziologisch unterschiedlicher Biotope im Evessell-Bruch bei Bielefeld Sennestadt. – Bericht des Naturwissenschaftlichen Vereins Bielefeld, Sonderheft **2**: 145–176
- RICHARDSON, D. M. & M. REJMÁNEK (2011): Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. – Diversity and Distributions **17**, 5: 788–809 DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x>
- ROBERTS, J. M. (1985): The spiders of Great Britain and Ireland – Volume 1 – Atypidae to Theridiosomatidae. – E. J. Brill; Leiden: 229 S.
- ROBERTS, J. M. (1987): The spiders of Great Britain and Ireland – Volume 2 – Linyphiidae and Check List. Harley Books; Colchester, Essex: 204 S.
- RUSHTON, S. P., L. M. LUFF & M. D. EYRE (1989): Effect of pasture improvement and management on the ground beetle and spider communities of upland grasslands. – Journal of Applied Ecology **26**: 489–503
- SCHMIDT, C. & H. P. REIKE (2012): The impact of *Fallopia japonica* on the dispersal of ground beetles (Coleoptera; Carabidae) in the Saxon Switzerland National Park Region. – Mitteilungen

- der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie **18**: 163–166
- SCHMIDT, H. (1952): Nahrungszahl und Nahrungsverarbeitung bei Diplopoden (Tausendfüßlern). – Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark **81/82**: 42–66
- SCHMIDT, J., J. TRAUTNER, G. MÜLLER-MOTZFELD, E. ARNDT, T. ASSMANN, M. BRÄUNICKE, M.-A. FRITZE, J. GEBERT, H. GRUTTKE, S. GÜRLICH, K. HANNIG, M. HARTMANN, F. HIEKE, C. HUBER, M. KAISER, J. KIECHLE, K.-H. KIELHORN, W. LORENZ, A. MALTEN, S. MÜLLER-KROEHLING, M. PERSOHN, J. RIETZE, J. SCHMIDL, P. SCHNITZNER, P. SPRICK, A. SZALLIES, M. TROST, K. WOLF-SCHWENNINGER & D. W. WRASE (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) Deutschlands. In: BfN (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). – Naturschutz und Biologische Vielfalt **70**, 4: 139–204
- SCHMIDT, M. H., Y. CLOUGH, W. SCHULZ, A. WESTPHALEN & T. TSCHARNTKE (2006): Capture efficiency and preservation attributes of different fluids in pitfall traps. – Journal of Arachnology **34**: 159–162
- SCHREIBER, K.-F. (1997): Grundzüge der Sukzession in 20-jährigen Grünland-Bracheversuchen in Baden-Württemberg. – Forstwissenschaftliches Centralblatt **116**: 243–258
- SCHUBART, O. (1933): Zur Oekologie der uferbewohnenden Diplopoden unserer norddeutschen Seen. – Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforschender Freunde zu Berlin: 92–101
- SCHUBART, O. (1957): Die Diplopoden der Mark Brandenburg. – Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin **33**, 1: 1–94
- SCHULTE, W., H.-C. FRÜND, M. SÖNTGEN, U. GRAEFE, B. RUSZKOWSKI, V. VOGGENREITER & N. WERITZ (1989): Zur Biologie städtischer Böden. Beispielraum Bonn-Bad Godesberg. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Kilda-Verlag; Greven: 184 S.
- SCHWAB, A., D. DUBOIS, P. M. FRIED & P. J. EDWARDS (2002): Estimating the biodiversity of hay meadows in north-eastern Switzerland on the basis of vegetation structure. – Agriculture, Ecosystems & Environment **93**: 197–209
- STARĘGA, W., C. BŁASZAK & J. RAFALSKI (2002): Araneae spiders. – In: GŁOWACINSKI, Z. (Hrsg.): Red List of threatened animals in Poland. – Polish Academy of Sciences, Institute of Nature Conservation, Oficyna Wydawnicza Text; Kraków: 134–138
- STRÜVE-KUSENBERG, R. (1981): Sukzession und trophische Struktur der Bodenfauna von Brachlandflächen. – Pedobiologia **21**: 126–137
- TOLKE, D. & H. HIEBSCH (1995): Kommentiertes Artenverzeichnis der Webspinnen und Weberknechte des Freistaates Sachsen. – Mitteilungen Sächsischer Entomologen **32**: 3–33
- UETZ G. W. & J. D. UNZICKER (1976): Pitfall trapping in ecological studies of wandering spiders. – Journal of Arachnology **3**: 101–111
- VALTONEN, A., K. SAARINEN & J. JANTUNEN (2006): Effect of different mowing regimes on butterflies and diurnal moths on road verges. – Animal Biodiversity and Conservation **29**: 133–148
- VOIGTLÄNDER, K. (1987): Untersuchungen zur Bionomie von *Enantiulus nanus* (Latzel, 1884) und *Allajulus occultus* C. L. Koch, 1847 (Diplopoda, Julidae). – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz **60**, 10: 1–116
- VOIGTLÄNDER, K. (2003a): Doppelfüßer (Diplopoda). – In: SCHNITZER, P., M. TROST & M. WALLASCHKE (Hrsg.): Tierökologische Untersuchungen in gefährdeten Biotoptypen des Landes Sachsen-Anhalt. I. Zwergstrauchheiden, Trocken- und Halbtrockenrasen. – Entomologische Mitteilungen Sachsen-Anhalt, Sonderheft **2003**: 25–26, 54, 70–71, 87–88, 107, 122–123, 195
- VOIGTLÄNDER, K. (2003b): Hundertfüßer (Chilopoda). – In: SCHNITZER, P., M. TROST & M. WALLASCHKE (Hrsg.): Tierökologische Untersuchungen in gefährdeten Biotoptypen des Landes Sachsen-Anhalt. I. Zwergstrauchheiden, Trocken- und Halbtrockenrasen. – Entomologische Mitteilungen Sachsen-Anhalt, Sonderheft **2003**: 26–29, 54–55, 71, 88–89, 107–108, 123–124, 194–195
- VOIGTLÄNDER, K. (2005): Habitat preferences of selected Central European Centipedes. – In: VOIGTLÄNDER, K. (Hrsg.): Myriapoda in Europe. Habitats and Biodiversity. Contributions to the Colloquium of European Myriapodologists. – Peckiana **4**: 163–179
- VOIGTLÄNDER, K. (2008a): Tausendfüßer, Doppelfüßer (Diplopoda). – In: Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Biologische Vielfalt und FFH-Management im Landschaftsraum Saale-Unstrut-Triasland. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft **1**: 217–220
- VOIGTLÄNDER, K. (2008b): Hundertfüßer (Chilopoda). – In: Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Biologische Vielfalt und FFH-Management im Landschaftsraum Saale-

- Unstrut-Triasland. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 1: 220–223
- VOIGTLÄNDER, K. (2010): Myriapoda (Diplopoda, Chilopoda) aus der Umgebung von Lebus bei Frankfurt/Oder. – *Schubartiana* 4: 9–16
- VOIGTLÄNDER, K. (2011): Preferences of common Central European millipedes for different biotope types (Myriapoda, Diplopoda) in Saxony-Anhalt (Germany) – In: MESIBOV, R. & M. SHORT (Hrsg.): Proceedings of the 15th International Congress of Myriapodology, 18–22 July 2011, Brisbane, Australia. *International Journal of Myriapodology* 6: 61–83
- VOLZ, H. (2003): Ursachen und Auswirkungen der Ausbreitung von *Lupinus polyphyllus* Lindl. in Bergwiesenökosystemen der Rhön und Maßnahmen zu seiner Regulierung. – Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen: 164 S.
- WALLISDEVRIES, M. W. F. & C. A. M. VAN SWAAY (2009): Grasslands as habitats for butterflies in Europe. – In: VEEN, P., R. JEFFERSON, J. de SMIDT & J. VAN DER STRAATEN (Hrsg.): Grasslands in Europe of High Nature Value. – KNNV Publishing; Zeist: 27–34
- WICHE, O., U. NIGMANN & R. ACHTZIGER (2015): Beziehungen zwischen Zikadengemeinschaften und dem Mahdregime sowie der Vegetation in Streuobstwiesen (Hemiptera, Auchenorrhyncha). – *Cicadina* 15: 1–20
- WILSON, J. B., R. K. PEET, J. DENGLER & M. PARTEL (2012): Plant species richness: the world records. – *Journal of vegetation science* 23, 4: 796–802
- WORK, T. T., C. M. BUDDLE, L. M. KORINUS, & J. R. SPENCE (2002): Pitfall trap size and capture of three taxa of litterdwelling arthropods: implications for biodiversity studies. – *Environmental Entomology* 31: 438–448
- WORLD SPIDER CATALOG (2018): World spider catalog. – Natural History Museum Bern. Online: www.wsc.nmbe.ch
- WUNDERLICH, J. (1975): Dritter Beitrag zur Spinnenfauna Berlins (Arachnida: Araneae). – Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforschender Freunde zu Berlin 15: 39–57

Anschriften der Verfasser

Henning Haase
Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz
Am Museum 1
02826 Görlitz
E-Mail: henning.haase@senckenberg.de

Dr. Ingo Brunk
Cossebauder Str. 3
01157 Dresden

Dr. Karin Voigtländer
Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz
Am Museum 1
02826 Görlitz
E-Mail: karin.voigtlaender@senckenberg.de

Dr. Birgit Balkenhol
Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz
Am Museum 1
02826 Görlitz
E-Mail: birgit.balkenhol@senckenberg.de

Manuskripteingang	20.3.2019
Manuskriptannahme	19.6.2019
Erschienen	24.10.2019

Anhang 1: Kommentierte Artenliste der Spinnen; RL = Rote Liste nach HIEBSCH & TOLKE (1996, SN = Sachsen), BUICK et al. (2016, D = Deutschland) sowie STAREGA et al. (2002, PL = Polen) SP = Schwerpunktorkommen nach PLATEN & von BROEN (2005), OT = Ökologischer Typ nach MARTIN (1991), HÁNGGI et al. (1995), TOLKE & HIEBSCH (1995) und PLATEN & von BROEN (2005)

	SP	ÖT	RL SN	RL D	RL PL	Summe			Dauban			Parowa			Ruszów		
						Wiese	Brache	Spraeta	Wiese	Brache	Spraeta	Wiese	Brache	Spraeta	Wiese	Brache	Spraeta
AGELENIDAE																	
<i>Agelena labyrinthica</i> (Clerck, 1757)	14	th				1				1							
<i>Coelotes terrestris</i> (Wider, 1834)	7	(h)w				3	1	1	1								
<i>Histopona torpida</i> (C. L. Koch, 1837)	7	w				10	2	3	2	2	1						
<i>Inermocoelotes inermis</i> (L. Koch, 1855)	7	(h)w				2					2						
ARANEIDAE																	
<i>Argiope bruennichi</i> (Scopoli, 1772)	14	eu, th				1					1						
<i>Cercidia prominens</i> (Westring, 1851)	10	(h)				4				1	1	1	1				1
CLUBIONIDAE																	
<i>Clubiona lutescens</i> Westring, 1851	6	h w				2					1						1
<i>Clubiona reclusa</i> O. P.-Cambridge, 1863	14	(h)				8	2			3	1	1	1				1
<i>Clubiona stagnatilis</i> Kulczyński, 1897	3	h	3			2					1						1
<i>Clubiona subtilis</i> L. Koch, 1867	2	h	3			2											2
<i>Clubiona terrestris</i> Westring, 1851	8	(x)(w)				1											1
DICTYNIIDAE																	
<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambridge, 1861)	12	x	4			1						1					
GNAPHOSIIDAE																	
<i>Drassodes cupreus</i> (Blackwall, 1834)	12	x				1							1				
<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)	12	x				1				1							
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	14	x				6				1			5				
<i>Drassyllus luteitanus</i> (L. Koch, 1866)	2	h				60	1	1	1	1	3	1	25	7	20	1	1
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	12	x	3		3	11			1				10				
<i>Drassyllus pumilus</i> (C. L. Koch, 1839)	12	x	3		3	1											1

	SP	ÖT	RLSN	RLD	RLPL	Summe			Dauban			Parowa			Ruszów		
						Wiese	Brache	Spiraera	Spiraera	Gemäht	Wiese	Brache	Spiraera	Wiese	Brache	Spiraera	
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	14	(x)				18	1	2	2	2	3	8				2	
<i>Gnaphosa bicolor</i> (Hahn, 1833)	8	(x)(w)	3	V		1				1							
<i>Haplodrossus moderatus</i> (Kulczyński, 1897)	2	h		2	2	5						2				3	
<i>Haplodrossus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	14	x				6	1	1	1	1	1	1					
<i>Haplodrossus siwestris</i> (Blackwall, 1833)	8	(x)w				7		2	2	2	2	1				2	
<i>Haplodrossus umbratilis</i> (L. Koch, 1866)	8	(x)(w)				6		1	1	3	2						
<i>Micaria fulgens</i> (Walckenaer, 1802)	12	x				3		3									
<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1831)	2	eu				23	9	3	3	1	2	1	5	2			
<i>Zelotes erebeus</i> (Thorell, 1871)	12	x, th	3	V		3		1		2							
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	10	(x)				13	1		1	1	1	8	2				
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	12	x	3			4		3	3	1							
<i>Zelotes subterraneus</i> (C. L. Koch, 1833)	8	(x)(w)				8		4				2				2	
HAHNIIDAE																	
<i>Antistea elegans</i> (Blackwall, 1841)	2	h				31	26	4					1				
<i>Hahnina nava</i> (Blackwall, 1841)	12	x	4			19	2			5	12						
<i>Hahnina ononidium</i> Simon, 1875	7	(h)w				3			3								
<i>Hahnina pusilla</i> C. L. Koch, 1841	7	(h)w				56	23	21	11			1					
LINYPHIIDAE																	
<i>Abacoproeces saltuum</i> (L. Koch, 1872)	8	(x)w				85			84	1							
<i>Agyneta affinis</i> (Kulczyński, 1898)	4	(h)	3			142	12	13	1	1	76	30	1	8			
<i>Agyneta ramosa</i> Jackson, 1912	7	(h)w	4			163	2		9	22	11	6	94			19	
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	15	(x)				1										1	
<i>Agyneta saxatilis</i> (Blackwall, 1844)	8	(x)w				6		4	1	1							
<i>Agyneta subtilis</i> (O. P.- Cambridge, 1863)	2	h(w)	3	V		1										1	
<i>Aphileta misera</i> (O. P.-Cambridge, 1882)	2	h	3	2	3	2					1					1	

	SP	ÖT	RLSN	RLD	RL PL	Summe	Wiese	Brache	Spiraea Gemäht	Wiese	Brache	Spiraea	Wiese	Brache	Spiraea	Ruszów
<i>Arceoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	5	(h)				7	1			2			2			2
<i>Asthenargus paganus</i> (Simon, 1884)	7	(h)w				1										1
<i>Bathyphantes approximatus</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	6	h (w)				1						1				
<i>Bathyphantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	15	(h)				44	5	13	1	5			9	10		1
<i>Bathyphantes parvulus</i> (Westring, 1851)	14	(h)				68	1	3	2	4	31	15	6	3		3
<i>Centromerita bicolor</i> (Blackwall, 1833)	7	(x)w				1				1						
<i>Centromerus arcanus</i> (O. P.-Cambridge, 1873)	2	h				3						1				2
<i>Centromerus semiater</i> (L. Koch, 1879)	2	h	3	2	3	2						2				
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	7	(h)w				17		6	1	2	6		1			1
<i>Ceratinella brevipes</i> (Westring, 1851)	4	h				23	11	9		1	2					
<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834)	7	(h)w				50	1	6	7	4	5	18				9
<i>Gnephalocotes obscurus</i> (Blackwall, 1834)	14	(h)				8	5		1	1						1
<i>Dicymbium nigrum</i> <i>brevisetosum</i> Locket, 1962	14	eu				234	13	78	4	11	28	37	4	53	1	5
<i>Dicymbium tibiale</i> (Blackwall, 1836)	7	(h)w				14	1	1		4	1		5			2
<i>Diplocephalus cristatus</i> (Blackwall, 1833)	14	(h)				2	1				1					
<i>Diplocephalus picinus</i> (Blackwall, 1841)	8	(x)w				1						1				
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	6	(h)w				28		1	2	5	18					2
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	15	eu				113	1	8	1	20			75	4		4
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	15	eu				11	1	1	1	2			5			1
<i>Erigonella hiemalis</i> (Blackwall, 1841)	4	(h)w				52	3	8	4	1	14	16	1	4		1
<i>Erigonella ignobilis</i> (O. P.- Cambridge, 1871)	2	h	3	2		8							5	2		1
<i>Gnathonarium dentatum</i> (Wider, 1834)	1	h				1										1
<i>Gonotium paradoxum</i> (L. Koch, 1869)	10	x	3			24		1	19	3						1
<i>Gonotium rubens</i> (Blackwall, 1833)	8	(x)w				2				1						1

SP	ÖT	RLSN	RLD	RL PL	Summe	Wiese	Brache	Spiraera	Spiraera Gemäht	Wiese	Brache	Spiraera	Wiese	Brache	Ruszów
<i>Gongyliidium latebricola</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	7	(h)(w)			59	5	6	5	2	8	5	15	8	1	4
<i>Gongyliidium vivum</i> (O. P.-Cambridge, 1875)	2	h			29	2	2		4	5			9	6	1
<i>Lophomma punctatum</i> (Blackwall, 1841)	2	h			8							2			1
<i>Maso sundevalli</i> (Westring, 1851)	8	(h)w			1										1
<i>Mermessus trilobatus</i> (Emerton, 1882)	14	th			28	4	5	1	1	7	3		4	1	2
<i>Metopobactrus prominulus</i> (O. P.-Cambridge, 1872)	2	eu			8	2		1	5						
<i>Micrargus herbigradus</i> (Blackwall, 1854)	8	(x)w			77	1	6	4	18	12	17	7	6	5	1
<i>Micrargus subaequalis</i> (Westring, 1851)	12	(x)			11				1	10					
<i>Microlinyphia pusilla</i> (Sundevall, 1830)	4	(h)			4								4		
<i>Microneta variata</i> (Blackwall, 1841)	7	(h)w			7						7				
<i>Neriene clathrata</i> (Sundevall, 1830)	7	(h)w			7			1	1	1	1			4	
<i>Neriene montana</i> (Clerck, 1757)	7	(h)w			1									1	
<i>Oedothorax agrestis</i> (Blackwall, 1853)	4	h			5		1								4
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	15	(h)			3		2						1		
<i>Oedothorax fuscus</i> (Blackwall, 1834)	2	h			2								1	1	
<i>Oedothorax gibbosus tuberosus</i> (Blackwall, 1841)	2	h			104		12					2	13	64	13
<i>Oedothorax retusus</i> (Westring, 1851)	4	h			489	2	34		5	1	2	2	188	255	2
<i>Pallidaphantes pallidus</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	7	(h)(w)			10	1	2		2			3			2
<i>Panamomops mengei</i> Simon, 1926	8	(x)w			3				2	1					
<i>Pelecopis parallela</i> (Wider, 1834)	12	x			41	2	20		1	1	1				16
<i>Pelecopis radialis</i> (L. Koch, 1872)	12	eu			16	5		8	2						
<i>Pocadicnemis juncea</i> Locket & Millidge, 1953	2	(h)			160	34	12	5	6	3	2	2	31	62	5

	SP	ÖT	RLSN	RLD	RL PL	Summe			Dauban			Parowa			Ruszów		
						Wiese	Brache	Spiraea	Spiraea	Brache	Wiese	Spiraea	Brache	Wiese	Spiraea	Brache	Wiese
<i>Pocadicnemis pumila</i> (Blackwall, 1841)	14	(x)				30		20	1	3		6					
<i>Porrihomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	15	(x)		3		2			1			1					
<i>Porrihomma oblitum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	3	h				2		1									1
<i>Porrihomma pallidum</i> Jackson, 1913	8	(x)w				1			1								
<i>Saaristoa abnormis</i> (Blackwall, 1841)	7	(h)w				5		1									3
<i>Sintula corniger</i> (Blackwall, 1856)	4	h	3	V	3	11				2	4	5					
<i>Styloctetor compar</i> (Westring, 1861)	4	h				30	17	2	1	3	3	4					
<i>Tallusia experta</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	2	(h)				25	2	4		1	1	6	5	6			
<i>Tapinocyba insecta</i> (L. Koch, 1869)	8	(x)w				12		1	1	4	1	3	1				
<i>Tapinocyba praecox</i> (O. P.-Cambridge, 1873)	12	x				3	1			1							
<i>Taranucnus setosus</i> (O. P.-Cambridge, 1863)	2	h	2	3	3	9					1	2	5	1			
<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	7	(h)w				8	1	4		1	2						
<i>Tenuiphantes mengei</i> (Kulczyński, 1887)	2	h (w)				148	2	47	12	23	1	25	6	4	5		
<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)	15	(x)				42	11	17	2	7	1	3					
<i>Tenuiphantes zimmermanni</i> (Bertkau, 1890)	7	(h)w				7		7									
<i>Tiso vagans</i> (Blackwall, 1834)	4	(h)				1						1					
<i>Trichopternoides thorelli</i> (Westring, 1861)	4	h	3	2	2	4				1		2	1				
<i>Walckenaeria acuminata</i> Blackwall, 1833	8	(x)w				1		1									
<i>Walckenaeria alticeps</i> (Denis, 1952)	2	h (w)				29	2	5	3	2	5	9	1	2			
<i>Walckenaeria antica</i> (Wider, 1834)	14	(x)				29		8	4	6	6	3					
<i>Walckenaeria atroalbialis</i> (O. P.-Cambridge, 1878)	6	(w)				115	5	13	6	5	4	7	19	8	4	44	
<i>Walckenaeria cucullata</i> (C. L. Koch, 1836)	8	(x)w				7		5	2								

	SP	ÖT	RLSN	RLD	RL PL	Summe	Wiese	Brache	Spiraera	Spiraera Gemäht	Wiese	Brache	Spiraera	Wiese	Brache	Ruszów
<i>Walckenaeria dysderoides</i> (Wider, 1834)	8	(x)w				36	3	2	5	5	3	8	7	4	1	3
<i>Walckenaeria obtusa</i> Blackwall, 1836	8	(x)w				4			2					1		1
<i>Walckenaeria vigilax</i> (Blackwall, 1853)	2	h				42	14			1		1		17	8	1
LIOCRANIDAE																
<i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833)	8	(w)				12		3	1	4		1	2			1
<i>Agroeca proxima</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	10	(x)				5						1	1			3
LYCOSIDAE																
<i>Alopecosa cuneata</i> (Clerck, 1757)	12	x				34	11	2	2	18					1	
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	12	eu				139	53	20	24	21	9	2	2	5	1	2
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	2	h				37	27	2	3	1		1	3			
<i>Hygrolycosa rubrofasciata</i> (Ohlert, 1865)	2	h	3	3	3	143		2	2	2	3	5	52		5	72
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	15	x				1								1		
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	7	(h)w				180	3	3	110	43		1	18			2
<i>Pardosa nigriceps</i> (Thorell, 1856)	12	x				4				2		1				1
<i>Pardosa paludicola</i> (Clerck, 1757)	3	(h)(w)		3		3	2					1				
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	4	eu				68	8	2		39		2		16	1	
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	4	eu				536	57	101	1	19	25	18	7	58	187	63
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1757)	2	h, th				2485	239	270	15	32	588	516	17	441	286	81
<i>Pardosa sphagnicola</i> (Dahl, 1908)	2	h	2	2	3	1									1	
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	2	h				3									1	2
<i>Pirata piscatorius</i> (Clerck, 1757)	2	h	3	3		16	1		2	2		2	2	8	1	
<i>Pirata tenuitarsis</i> Simon, 1876	2	h		3		30	1	5	2	2		1	1	2	18	1
<i>Piratula hygrophila</i> (Thorell, 1872)	6	h (w)				678	46	79	2	39	4	11	210	4	84	199
<i>Piratula laticans</i> (Blackwall, 1841)	2	h				2024	584	672	3	85	10	38	177	62	317	76
<i>Piratula uliginosa</i> (Thorell, 1856)	2	h	3			300	74	63	94	57	1	4	7			
<i>Trachosa ruficola</i> (De Geer, 1778)	14	eu				27	3		2	3		1	1	11	7	

	SP	ÖT	RLSN	RLD	RL PL	Summe			Dauban			Parowa			Ruszów		
						Wiese	Brache	Spiraea	Spiraea	Gemäht	Wiese	Brache	Spiraea	Wiese	Brache	Spiraea	
<i>Trachosa spinipalpis</i> (F. O. P.-Cambridge, 1895)	2	h		3	3	539	54	36	24	43	19	163	41	54	105		
<i>Trachosa terricola</i> Thorell, 1856	8	(x)(w)				151	3	12	15	37	34	12	8	1	8		
MIMETIDAE																	
<i>Ero cambridgei</i> Kulczyński, 1911	2	h		3	3	1									1		
<i>Ero furcata</i> (Villers, 1789)	8	(x)(w)				1					1						
MITURGIDAE																	
<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861)	8	(x)(w)				3						3					
<i>Zora silvestris</i> Kulczyński, 1897	10	(x)(w)	3			1			1								
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	14	eu				190	8	11	33	7	3	22	56	1	19	30	
PHILODROMIDAE																	
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	12	x	3	3	3	1				1							
<i>Thanatus sabulosus</i> (Menge, 1875)	12	x	3	V	3	1		1									
<i>Thanatus striatus</i> C. L. Koch, 1845	2	(h)	4	V	3	2								1	1		
<i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802)	12	x				2				2							
PHRUROLITHIDAE																	
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	14	eu, th				9				1	6				2		
PISAURIDAE																	
<i>Dolomedes fimbriatus</i> (Clerck, 1757)	2	h	3	V		13	8	1	1	2	1		1				
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	14	eu				6			2	1	1	1		1			
SALTICIDAE																	
<i>Calositticus floralica</i> (C. L. Koch, 1837)	2	h				2	1								1		
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	12	(x)(w)				26	1	1	14	4	1	2	1	2	2		
<i>Evarcha arcuata</i> (Clerck, 1757)	2	(h)				7				1	1	1	4		1		
<i>Evarcha falcata</i> (Clerck, 1757)	12	x				3			3								
<i>Neon reticulatus</i> (Blackwall, 1853)	7	(h)w				1									1		
<i>Talavera aequipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	12	x				3	3										

	SP	ÖT	RLSN	RLD	RL PL	Summe	Wiese	Brache	Spiraea	Spiraea Gemäht	Wiese	Brache	Spiraea	Wiese	Brache	Ruszów	
TETRAGNATHIDAE																	
<i>Pachynatha clercki</i> Sundevall, 1823	2	h				79	3	17	1	1	4	1	1	32	15	5	
<i>Pachynatha degeeri</i> Sundevall, 1830	15	eu				638	166	126	2	7	171	16	2	140	8		
<i>Pachynatha listeri</i> Sundevall, 1830	6	h w				41	5	3	16	1	1	1	2	6	3	4	
THERIDIIDAE																	
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	12	x				7		1	1	3	2						
<i>Enoplognatha thoracica</i> (Hahn, 1833)	12	(x)(w)				14	1	2	2	8	1						
<i>Epispinus angulatus</i> (Blackwall, 1836)	14	(x)				3		1								2	
<i>Euryopsis flavomaculata</i> (Walckenaer, 1802)	8	(x)(w)				29	1	1	2	4	2	2	11	1		5	
<i>Neottiura bimaculata</i> (Linnaeus, 1767)	8	(x)(w)				3						1		2			
<i>Robertus arundineti</i> (O. P. Cambridge, 1871)	2	h (w)				6						2	2	1	1		
<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	8	(x) w				27	2	5	2	9	2	4	2			1	
<i>Robertus neglectus</i> (O. P. Cambridge, 1871)	7	(h) w				1				1							
THOMISIDAE																	
<i>Ebrechtella tricuspidata</i> (Fabricius, 1775)	9	(x)				1	1										
<i>Ozyptila trux</i> (Blackwall, 1846)	4	h				91	9	4	6	5	15	15	15	10	5	22	
<i>Xysticus bifasciatus</i> C. L. Koch, 1837	10	x, th				125	35	18	8	26	27	1	10				
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757)	14	eu				71	11	4	2	20	11			20	1	2	
<i>Xysticus erraticus</i> (Blackwall, 1834)	10	x				14		1	1	8	1	9		2	1		
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	12	x				31	11	2			8	1		6		3	
<i>Xysticus luctuosus</i> (Blackwall, 1836)	8	(x) w	3	V		3			2	1							
<i>Xysticus ulmi</i> (Hahn, 1831)	2	h				58		4	12	4	3	7	12	16			
ZODARIIDAE																	
<i>Zodariion germanicum</i> (C. L. Koch, 1837)	12	x	3	3	3	1				1							
Individuenzahl gesamt						12045	1670	1868	568	622	1320	1104	1072	1410	1526	885	
Artenzahl gesamt						173	76	74	62	83	87	85	69	63	60	76	

Anhang 2: Kommentierte Artenliste der Laufkäfer; RL = Rote Liste nach GEBERT (2009, SN = Sachsen), SCHMIDT al. (2016, D = Deutschland) sowie STAREGA et al. (2002, PL = Polen)
 SP = Schwerpunktorkommen nach BARNDT et al. (1991), OT = Ökologischer Typ nach BARNDT et al. (1991)

	SP	ÖT	RL SN	RL D	RL PL	Summe			Dauban			Parowa			Ruszów		
						Wiese	Brache	Spiraea	Wiese	Brache	Spiraea	Wiese	Brache	Spiraea	Wiese	Brache	Spiraea
<i>Abax parallelepedus</i> (Pill.Mitt., 1783)	7	(h) w				10						1	2	4	1	2	
<i>Acupalpus brunripes</i> (Sturm, 1825)	5	h	2	2		1								1			1
<i>Acupalpus flavicollis</i> (Sturm, 1825)	5	h				2								1	1		
<i>Acupalpus parvulus</i> (Sturm, 1825)	5	h				3								1	2		
<i>Agonum fuliginosum</i> (Panz., 1809)	6	h(w)				29						2	1	6	11	9	
<i>Agonum sexpunctatum</i> (L., 1758)	5	(h) w				3			1	2							
<i>Agonum versutum</i> (Sturm, 1824)	5	h	2	3		1								1			
<i>Agonum viduum</i> (Panz., 1797)	5	h				1											1
<i>Amara communis</i> (Panz., 1797)	5	(h) w				4							3				1
<i>Amara convexior</i> Steph., 1828	12	(x)				13		1	1	7	2	1		1			1
<i>Amara equestris</i> (Duft., 1812)	12	x				3					3						
<i>Amara familiaris</i> (Duft., 1812)	14	(x)(w)				2					1						1
<i>Amara lunicollis</i> Schdte., 1837	12	(x)(w)				202	11	3	2	2	60	96	1	24	3		
<i>Amara nitida</i> Sturm, 1825	12	x	G	V		1											1
<i>Amara ovata</i> (F., 1792)	7	(h)(w)				2			1	1							
<i>Amara plebeja</i> (Gyll., 1810)	14	eu				18	1	1	1	1	6			8	1		
<i>Anisodactylus binotatus</i> (F., 1787)	13	(h)(w)				4			1			3					
<i>Asaphidion flavipes</i> (L., 1761)	13	eu				1						1					
<i>Bembidion assimile</i> Gyll., 1810	2	h	G			1											1
<i>Bembidion bruxellense</i> Wesm., 1835	5	h				1											1
<i>Bembidion doris</i> (Panz., 1797)	2	h				1											1
<i>Bembidion guttula</i> (F., 1792)	2	h				81	1	17	3	3	22	2	19	13	1		
<i>Bembidion lampros</i> (Hbst., 1784)	13	(x)(w)				5				3							2

	SP	ÖT	RLSN	RLD	RLPL	Summe	Dauban		Parowa			Ruszów					
							Wiese	Brache	Spiraea	Gemäht	Wiese	Brache	Spiraea	Wiese	Brache	Spiraea	
<i>Bembidion lunulatum</i> (Fourcr., 1785)	5	(h)				1		1									
<i>Bembidion properans</i> (Steph., 1828)	13	(x)				2								1		1	
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (L., 1761)	13	(x)				1		1									
<i>Bradyceillus harpalinus</i> (Serv., 1821)	5	eu				1				1							
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	14	(x)				1								1			
<i>Calathus melanocephalus</i> (L., 1758)	14	(x)				11				2	5			1		3	
<i>Calosoma auropunctatum</i> Herbst, 1784	14	(x)	3	V		1				1							
<i>Carabus arvensis</i> Hbst., 1784	8	(x)	2	V		2					1						1
<i>Carabus cancellatus</i> Ill., 1798	13	(x)	3	V		4				2	2						
<i>Carabus granulatus</i> L., 1758	6	h				49		2	1	1	2	2			18	25	
<i>Carabus hortensis</i> L., 1758	7	(h)w				10	1			3		1					
<i>Carabus nemoralis</i> Müll., 1764	7	(h)(w)				3						1	1	1		1	
<i>Carabus violaceus</i> L., 1758	8	(x)w				27		1	1	1	6	13	5				
<i>Clivina fossor</i> (L., 1758)	13	eu				14		5		1		6					1
<i>Cychnus caraboides</i> (L., 1758)	7	(h)w				7	1	1		1	1	1	1	1	2		
<i>Dyschirius globosus</i> (Hbst., 1784)	6	h(w)				25	8	6	3	1			3	2	1	1	
<i>Epaphius rivularis</i> (Gyll., 1810)	2	h	1	3	1	4											3
<i>Epaphius secalis</i> (Payk., 1790)	6	h w				25	4	6		10		3					2
<i>Harpalus latus</i> (L., 1758)	5	(h)(w)				100	7				32	55	1	2	3		
<i>Leistus ferrugineus</i> (L., 1758)	8	(x)(w)				1							1				
<i>Leistus terminatus</i> (Hellw., 1793)	2	h(w)				1											
<i>Loricera pilicornis</i> (F., 1775)	13	(h)(w)				7		1							2	2	
<i>Nebria brevicollis</i> (F., 1792)	7	(h)(w)				18	3	1	5	1	2		4				2
<i>Notiophilus palustris</i> (Duft., 1812)	6	(h)(w)				30	1	11	2	1	11	1	1	2	1		1

	SP	ÖT	RLSN	RLD	RLPL	Dauban			Parowa			Ruszów				
						Summe	Wiese	Brache	Spiraera	Gemäht	Wiese	Brache	Spiraera	Wiese	Brache	Spiraera
<i>Oodes helopioides</i> (F., 1792)	2	h			3	18	1	3	1	2	1	2	1	2	7	1
<i>Oxyelaphus obscurus</i> (Hbst., 1784)	6	h (w)				23		5	15		2					1
<i>Philorhizus sigma</i> (Rossi, 1790)	6	(h)(w)				1			1							
<i>Poecilus cupreus</i> (L., 1758)	14	(h)				7	3		1	1					2	
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)	14	(x)				825	195	52	1	9	164	315	1	66	22	
<i>Pseudoophonus griseus</i> (Panz., 1797)	12	x				1				1						
<i>Pseudoophonus rufipes</i> (DeGeer, 1774)	14	(x)				24	2	1	2	1	6	7	1	2	2	
<i>Pterostichus diligens</i> (Sturm, 1824)	2	h				89	2	5	2	2	1	2	26	4	33	14
<i>Pterostichus melanarius</i> (Ill., 1798)	5	eu				34	12	15	2	2		1			4	
<i>Pterostichus minor</i> (Gyll., 1827)	2	h (w)				7							2		4	1
<i>Pterostichus niger</i> (Schall., 1783)	7	(h)(w)				278	7	9	3	17	5	47	97	3	66	24
<i>Pterostichus nigrita</i> (Payk., 1790)	6	h (w)				65	2			2			2	1	14	44
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (F., 1787)	7	(h) w				32			15	11		3	3	1		2
<i>Pterostichus rhaeticus</i> Heer, 1837	2	h (w)				50	1	1		2	2	2	14		7	21
<i>Pterostichus strenuus</i> (Panz., 1797)	7	(h) w				33			2	2		4	6	2	17	2
<i>Pterostichus vernalis</i> (Panz., 1796)	5	h				82	7	12	2	5	5	2		13	37	4
<i>Stomis pumicatus</i> (Panz., 1796)	7	(h) w				1	1									
<i>Syntormus truncatellus</i> (L., 1761)	14	(x)				11			2	7	7	1			1	
<i>Synuchus vivalis</i> (Ill., 1798)	14	(x)(w)				10	3	2		1		3			1	
<i>Trechus obtusus</i> Er., 1837	14	(h)(w)				28		6		2	9	9			2	
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrk., 1781)	13	(x)				1			1							
<i>Trichocellus placidus</i> (Gyll., 1827)	6	h				2							1		1	
Individuenzahl gesamt						2356	274	173	45	107	320	635	187	167	282	166
Artenzahl gesamt						69	22	30	16	27	24	37	27	26	32	25

Anhang 3: Kommentierte Artenliste der Doppelfüßer und der Hundertfüßer; RL = Rote Liste nach REIP et al. (2016, D = Deutschland, Diplopoda) sowie DECKER et al. (2016, D = Deutschland, Diplopoda), ÖT = Ökologischer Typ nach VOIGTLÄNDER (2005, 2011) sowie HAUSER & VOIGTLÄNDER (2019). eu = eurytop, st = stenotop, W = Waldart, O = Offenlandart, h = hygrophil, M = mesophil, X = xerophil.

	ÖT	RLD	Summe	Dauban			Parowa			Ruszów		
				Wiese	Brache	Spiraee	Spiraee gemäht	Wiese	Brache	Spiraee	Wiese	Spiraee
DIPLOPODA												
<i>Craspedosoma rawlinsi</i> Leach, 1816	h w	*	22	6	1	1	1	1	12			1
<i>Julus scandinavicus</i> Latzel, 1884	euW	*	15	3	7	3						2
<i>Leptoilius proximus</i> (Nemec, 1896)	mW	*	8	1	5	2						
<i>Megaphyllum projectum</i> subsp. kochi (Verhoeff, 1907)	mW	*	5	1		4						
<i>Ommatoiulus sabulosus</i> (Linnaeus, 1758)	xO	*	31	7	5	12						
<i>Rossiulus vilnensis</i> (Jawlowski, 1925)	h w	R	14	5	6	1	2					
<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)	stW	*	133	14	3	15	7	2	81	7		4
<i>Polydesmus inconstans</i> Latzel, 1884	eu	*	8	5					3			
<i>Polyzonium germanicum</i> Brandt, 1837	hW	*	5	1	2		2					
Individuenzahl			241	32	29	34	33	3	96	7	3	4
Artenzahl			9	5	8	6	8	2	3	1	2	1
CHILOPODA												
<i>Lamyctes emarginatus</i> (Newport, 1844)	O	nb	5					3	1			1
<i>Lithobius agilis</i> C. L. Koch, 1847	euW	*	4						3			1
<i>Lithobius calcaratus</i> C. L. Koch, 1844	O	*	1									1
<i>Lithobius dentatus</i> C. L. Koch, 1844	stW	*	2				2					
<i>Lithobius microps</i> Meinert, 1868	eu	*	2	1		1						
<i>Lithobius mutabilis</i> L. Koch, 1862	euW	*	127	4	4	1	12	6	87	4		9
<i>Strigamia acuminata</i> (Leach, 1815)	euW	*	4					2	1			1
Individuenzahl			145	5	4	2	14	11	92	7	1	9
Artenzahl			7	2	1	2	2	3	4	4	1	1