

Entwicklung von Carabidengemeinschaften auf unterschiedlich sedimentierten Substrat nach der Flut 2002 am Fluss Mulde (Sachsen)

Development of Carabid Communities on Different Sedimentated Substrate after the Flood in 2002 at the River Mulde (Saxony)

SEBASTIAN MOLL, INGO BRUNK & DAVID J. RUSSELL

Zusammenfassung: Im Jahr 2002 kam es in Sachsen zu einem extremen Hochwasserereignis, das durch Erosion und Sedimentation die Geomorphologie der umliegenden Auen stark umgeformt hat. In verschiedenen Standorten wurden sandige, lehmige sowie kiesige Substrate auf sehr kleinräumlichen Skalen unterschiedlich sedimentiert. Nach dieser Naturkatastrophe wurde die zeitliche Entwicklung der Gemeinschaften epigäischer Arthropoden in Abhängigkeit von dem unterschiedlich sedimentierten Substrat untersucht. Die Entwicklungen der Carabidengemeinschaften wurden in elf Untersuchungsflächen unterschiedlicher Sedimentationsgeschehen in drei verschiedenen Standorten in den Jahren 2002, 2003 und 2004 mit Bodenfallentransekten erfasst. Die räumlich-zeitliche Entwicklung der Gemeinschaften hing stark vom sedimentierten Substrat ab. So stellten hygrophile Arten auf mit Lehm sedimentierten Flächen einen signifikant höheren Anteil an der Gemeinschaft als dies auf Sandflächen der Fall war. Auf Flächen mit größerem Sediment, wie Sand und Kies, wurden hingegen xerophile Arten gefördert. Der Einfluss anderer Habitatparameter spielte jedoch vermutlich auch eine wichtige Rolle bei der Entwicklung der Gemeinschaften, wie zum Beispiel die Vegetation, die durch die Flut zwar vernichtet wurde, sich aber in den Jahren nach der Flut schnell wieder ansiedelte.

Schlüsselwörter: Carabidae, Hochwasser, Sedimente, Gemeinschaftsentwicklung

Summary: In 2002 a major flood occurred in Saxony, due to which large geomorphologic disturbances of the surrounding floodplains resulted through erosion and sedimentation. Within the sites three types of sedimentation (gravel, sand and clay) were distributed at a very small scale. After the flood, the temporal and spatial community development and structure of carabid beetles, with a special emphasis on the impact of the sedimented substrate, was studied in three investigation areas along the river Mulde with altogether eleven sites until 2004. The results indicate a major influence of the flood on the carabid assemblages. The sedimented substrate had a strong effect on the proportions of different ecotypes within the community. Hygrophilous species constituted a significantly higher proportion of the communities on clay sites than on sand sites. On the other hand, xerophilous species were positively influenced by coarse-grained substrate such as sand and gravel. However, other parameters influenced the communities as well, such as the vegetation of the sites, which was completely destroyed by the flood and returned quickly in the years after the flood.

Key words: Carabidae, flood, sediments, community development

1. Einleitung

Im Sommer 2002 kam es in den sächsischen Bergen zu flächendeckenden Dauer-

niederschlägen mit enormen Niederschlagsmengen (RIPP& VAN STIPRIAAN 2003) und daraufhin zu extrem starken und schnellen Überflutungen in den abfließenden

Flusssystemen. Diese „Jahrhundertflut“ hatte starke geomorphologische Veränderungen mit massiven Erosionen und großflächigen Sedimentationen der Auen der betroffenen Flüsse zur Folge. Bei dem Sedimentationsgeschehen wurden innerhalb einzelner Standorte stark kiesige, sandige und lehmige Substrate zum Teil rein, fein sortiert und in unmittelbarer räumlicher Nachbarschaft abgelagert. Dieses Extremereignis führte zu starken Veränderungen der Lebensräume der Biozöosen der Auen. Beispielsweise eliminierten die teilweise wochenlangen Überflutungen und mehrere Dezimeter mächtigen Sedimentablagen vollständig die krautige Vegetationsdecke. Ein ebenfalls starker Einfluss auf die Zoozöosen war zu vermuten. Zahlreiche Untersuchungen haben sich mit den Carabiden großer Fließsysteme und dem Einfluss der Auendynamik auf die Artenzusammensetzung der Laufkäferzöosen insgesamt sowie auf die Abundanzen einzelner Arten beschäftigt (u. a. HUGENSCHÜTT 1997; STEGNER 1998; TERLUTTER 1999). Dabei haben sich Carabidae als

Bioindikatoren der verschiedenen Habitatbedingungen von Uferzonationskomplexen bewährt, wo zum Beispiel hygrobionte Arten bereits im Dezimeterbereich deutlich auf räumliche Unterschiede der Lebensraumparameter reagieren (RÖSER 1988; HUGENSCHÜTT 1997). Deshalb wurden Carabidengemeinschaften gewählt, um den Einfluss dieser Jahrhundertflut und der geomorphologischen Habitatveränderungen auf die bodenzoologischen Lebensgemeinschaften zu untersuchen. Dafür wurden die Laufkäferzöosen verschiedener Standorte direkt nach der Flut und in den darauffolgenden Jahren 2003 und 2004 beprobt, um zu untersuchen, welche Wirkung diese irreguläre Sommerflut auf die Laufkäfergemeinschaften der betroffenen Gebiete hatte und wie diese Gemeinschaften sich nach diesem Naturereignis entwickelten. Weiterhin wurde der Frage nachgegangen, welchen Einfluss die verschiedenen durch die Flut sedimentierten Substrate bei der Wiederbesiedlung der Flächen und Zusammensetzung der Laufkäfergemeinschaften haben.

Tab. 1: Übersicht über sedimentiertes Substrat, Habitattyp, Deckungsgrad und dominante Pflanzen der Untersuchungsflächen in Gruna (Lehm = Ton und Schluff).

Tab. 1: Overview of the deposited substrate, habitat type, degree of coverage and dominant plants at the research site in Gruna.

Kürzel	Gr-OF-K	Gr-OF-S	Gr-GRw-L	Gr-WG-L
Typ	Offenland	Offenland	Grünland (Weide)	WeidenGebüsch
Substrattyp	Kies	Sand	Lehm	Lehm
Korngrößenanteile	Kies: 100 %	Kies: 23,1 % Sand: 72,9 % Lehm: 4 %	Kies: 0,1 % Sand: 48,4 % Lehm: 51,5 %	Kies: 0 % Sand: 24,6 % Lehm: 75,4 %
Feuchtigkeit	wechselfeucht bis wechselltrocken	sehr trocken	feucht bis mäßig trocken	feucht - staunass
Deckungsgrad Krautschicht	maximal 1 %	maximal 7,5 %	2002: 0 % 2004: ca. 100 %	2002: 0 % (nur Gehölzbestand) 2004: ca. 100 %
Ausdehnung der Untersuchungsfläche	200 x 10 m	35 x 15 m	50 x 15 m	60 x 15 m
Artenzusammensetzung der Vegetation	<i>Artemisia vulgaris</i> , <i>Taraxacum officinale</i> , <i>Taraxacum sect.</i> <i>Palustris</i>	<i>Capsella bursa-</i> <i>pastoris</i> , <i>Senecio</i> <i>vernalis</i> , <i>Taraxacum</i> <i>officinale</i>	<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Poa palustris</i> , <i>Capsella bursa-</i> <i>pastoris</i> , <i>Cerastium</i> <i>arvense</i> , <i>Plantago</i> <i>lanceolata</i>	<i>Salix</i> spp., <i>Rubus</i> sp., <i>Urtica dioica</i> <i>Aschillea millefolium</i> , <i>Alliaria petiolata</i> , <i>Artemisia vulgaris</i>

2. Material und Methoden

2.1. Untersuchungsgebiete

Drei verschiedene Standorte mit unterschiedlichen Untersuchungsflächen wurden in Westsachsen betrachtet. Zwei Gebiete lagen an der Vereinigten Mulde bei Gruna (51°31'35,42" N; 12°37'09,31" O) und Niederglaucha (51°33'30,90" N; 12°34'24,67" O). Innerhalb der Standorte wurden Flächen betrachtet, auf denen Ablagerungen verschiedener Sedimenttypen nebeneinander vorlagen. Das dritte Untersuchungsgebiet befand sich an der Zwickauer Mulde in der Nähe von Wolkenburg (50°54'10,31" N; 12°40'27,57" O). Hier waren alle Flächen stark von Lehm überlagert und unterschieden sich in ihrem Habitat- und Nutzungstyp (Acker, Grünland und Wald).

In Gruna wurden drei Untersuchungsflächen beprobt, die ein idealisiertes Transekt von verschiedenen, durch das Hochwasser abgelagerten Substraten Kies, Sand und Lehm darstellen. Eine vierte Fläche (Weidengebüsch) wurde ebenfalls mit Lehm sedimentiert

und wurde als stark feuchte Fläche an einem Altarm der Mulde zum Zwecke des Feuchtigkeitsvergleichs untersucht. Die einzelnen Flächen befanden sich zwischen 20 bis 100 m voneinander entfernt und sind in Tabelle 1 charakterisiert.

In Niederglaucha wurden drei Untersuchungsflächen beprobt, die ebenfalls ein idealisiertes Transekt von verschiedenen Substraten darstellen, die hochwasserbedingt abgelagert wurden. Auch auf diesem Standort wurde eine vierte, stark feuchte Fläche in Flussnähe zum Feuchtigkeitsvergleich untersucht. Der Boden dieser Fläche war durch unterschiedlichen Sedimentationsereignisse abwechselnd mit Lehm und Sand (= gebändert) sedimentiert. Die Abfolge der Substrate war somit Kies, Sand, Sand/Lehm gebändert und Lehm. Die Flächen befanden sich zwischen 100 und 200 m voneinander entfernt und sind in Tabelle 2 charakterisiert.

Bei Wolkenburg wurden drei Flächen beprobt: eine Waldfläche, ein feuchtes Grünland und ein durch einen Deichbruch zerstörtes Grünland. Alle diese Flächen wurden mit Lehm überlagert (Tab. 3).

Tab. 2: Übersicht über sedimentiertes Substrat, Habitattyp, Deckungsgrad und dominante Pflanzen der Untersuchungsflächen in Niederglaucha (Lehm = Ton und Schluff).

Tab. 2: Overview of the deposited substrate, habitattyp, degree of coverage and dominant plants at the research site in Niederglaucha.

Kürzel	Ni-OF-K	Ni-OF-S	Ni-GRf-B	Ni-GRw-L
Typ	Offenfläche	Offenfläche	Grünland (feucht-)	Grünland (Weide)
Substrat	Kies	Sand	Lehm, mit Sandbänderungen	Lehm
Korngrößenanteile	Kies: 100 %	Kies: 15,9 % Sand: 82,3 % Lehm: 1,8 %	Kies: 0 % Sand: 15,5 % Lehm: 83,9 %	Kies: 0 % Sand: 40,4% Lehm: 59,3 %
Feuchtigkeit	wechselfeucht bis wechselfeucht	trocken	feucht - staunass	mäßig trocken
Deckungsgrad Krautschicht	maximal 5 %	maximal 5 %	2002: 0 % 2004: ca. 100 %	2002: 0 % 2004: ca. 100 %
Ausdehnung der Untersuchungsfläche	150 x 10 m	2 - 3 ha	50 x 15 m	60 x 20 m
Artenzusammensetzung der Vegetation	<i>Hypochoeris radicata</i> , <i>Tripleurospermum maritimum</i> , <i>Polygonum hydropiper</i>	<i>Rumex acetosella</i> , <i>Artemisia vulgaris</i> , <i>Viola tricolor</i> , <i>Senecio vernalis</i> , <i>Carex</i> sp.	<i>Tripleurospermum maritimum</i> , <i>Impatiens glandulifera</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Roripa amphibia</i> ,	<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Poa trivialis</i> cf. <i>palustris</i> , <i>Viola tricolor</i> , <i>Tripleurospermum maritimum</i>

Tab. 3: Übersicht über sedimentiertes Substrat, Nutzungstyp, Deckungsgrad und dominante Pflanzen der Untersuchungsflächen in Wolkenburg (Lehm = Ton und Schluff).

Tab. 3: Overview of the deposited substrate, habitatype, degree of coverage and dominant plants at the research site in Wolkenburg.

Kürzel	Wo-GRg-L	Wo-GRf-L	Wo-Wa-L
Typ	Grünland (gestört)	Grünland (feucht)	Wald
Substrat	Lehm	Lehm	Lehm
Korngrößenanteile	Kies: 2,3 % Sand: 28,8 % Lehm: 68,9 %	Kies: 0,9 % Sand: 27,6 % Lehm: 71,5 %	Kies: 1,2 % Sand: 32,3 % Lehm: 66,5 %
Feuchtigkeit	feucht	staunass bis sumpfig	frisch bis feucht
Deckungsgrad Krautschicht	2002: 0 % 2003: 100 %	2002: 0 % 2003: 100 %	2002: 0 % nur Gehölze 2004: maximal 90 %
Ausdehnung der Untersuchungsfläche	50 x 20 m	75 x 15 m	60 x 20 m
Artenzusammensetzung der Vegetation	<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Cardamine amara</i> , <i>Cardaminopsis balleri</i> , <i>Carex brizoides</i>	<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Epilobium parviflorum</i> , <i>Iris pseudacorus</i> , <i>Juncus effusus</i>	<i>Quercus robur</i> , <i>Tilia</i> sp., <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Betula pendula</i> <i>Coryllus avellana</i> , <i>Aegopodium podagraria</i> , <i>Alliaria petiolata</i> , <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Chelidonium majus</i>

2.2. Erfassung der Laufkäfer und Auswertung

Die epigäische Makrofauna wurde mit modifizierten Bodenfallen nach BARBER (1931) erfasst. Als Fangflüssigkeit diente 3%iges Formalin. Pro Untersuchungsfläche wurden 16 m Transekte mit jeweils fünf Bodenfallen eingerichtet. Die Fallen hatten einen Öffnungsdurchmesser von 7 cm und waren 4 m voneinander entfernt. Zum Schutz vor Witterungseinflüssen waren die Fallen mit Plastikdächern versehen. Da aufgrund von Auflagen der Naturschutzbehörde ein Fang über das gesamte Jahr nicht möglich war, wurde im Frühjahr, Sommer und Herbst (2002: nur im Herbst nach der Flut) in folgenden einmonatigen Zeiträumen gefangen; 2002: Oktober – November; 2003 und 2004: Mai – Juni, Juli – August, September – Oktober. Der Wechsel der Fallen erfolgte im 14-tägigen Rhythmus.

Die Nomenklatur der Laufkäfer richtet sich nach SCHEFFLER et al. (1999). Für die Auswertung wurden die Abundanzen in Individuen/Falle/14 d berechnet, um Fallenausfälle zu kompensieren und eine Standardisierung für eine bessere Vergleichbarkeit zwischen Flä-

chen und Jahren zu erreichen. Für die ökologische Betrachtung wurde die Einteilung der ökologischen Typen nach BARNDT et al. (1991) und KOCH (1989) verwendet. Insgesamt wurden 16 verschiedene ökologische Typen erfasst. Für eine bessere Auswertbarkeit wurden diese zu sechs Gruppen, mäßig xerophile [(x)], xerophile [x], mäßig hygrophile [(h)], hygrophile [h], euryöke [eu], und sonstige zusammengefasst.

Für die ökologischen Gruppen ((x), (h), eu, x, h) wurden jeweils die kumulativen Daten aller Arten der Gruppe als „Individuen/Falle“ und „Dominanz/Falle“ einem modifizierten Friedmann-Test für Mehrfachbesetzung (= Fallen) pro Zelle (= Fläche/Termin) (ZAR 1999; SCHÖPS & RUSSELL 2004) unterzogen. Diese Varianzanalyse basiert statt auf den Absolutwerten auf den Rängen der Daten pro Beprobungstermin sowie auf der χ^2 - statt der F-Verteilung und kommt mit unbalancierten „sampling designs“ sehr gut zurecht. Die Hauptfaktoren „Untersuchungsjahr“ und „Sediment“ wurden für die einzelnen Untersuchungsflächen und Standorte ausgewertet, um die statistische Signifikanz eventueller Unterschiede zwischen den einzelnen Jahren und Flächen eines Standortes zu prüfen. Mit

einem dem Tukey-Test ähnlichen post-hoc Mehrfachvergleich für diese nicht-parametrische ANOVA wurden anschließend signifikante Unterschiede zwischen spezifischen Jahren bzw. Flächen überprüft. Der statistische Vergleich berücksichtigt nur die Daten aus den Jahren 2003 und 2004, die sich auf einen vergleichbaren Zeitraum beziehen.

3. Ergebnisse

Im Untersuchungszeitraum wurden auf den Untersuchungsflächen insgesamt 7293 Laufkäfer erfasst, die sich auf 115 Arten verteilten (Tab. 4).

3.1. Gruna

Auf dem Untersuchungsstandort Gruna wurden insgesamt 2119 Individuen gefangen. Auf der Kiesfläche (GR-OF-K) wurden in den Jahren 2003 und 2004 15 Arten mit nur 95 Individuen erfasst. Der Anteil der xerophilen, euryöken und mäßig hygrophilen Arten war im Jahr 2004 signifikant höher als

im Jahr 2003 (x: $Xr^2 = 7,645$, $p = 0,006$; eu: $Xr^2 = 4,675$, $p = 0,031$; (h): $Xr^2 = 4,444$, $p = 0,0350$). Vierzig Arten wurden insgesamt auf der Sandfläche (Gr-OF-S) nachgewiesen. 2002 waren es fünf Arten, 15 im Jahr 2003 und 31 in 2004. In allen Jahren wurde die Gemeinschaft maßgeblich von mäßig xerophilen und mäßig hygrophilen Arten gebildet. Die Arten mit mäßig xerophilen Ansprüchen nahmen über den Untersuchungszeitraum stetig ab, wohingegen die mäßig hygrophilen Arten im Jahr 2004 den höchsten Wert erreichten. Der Anteil der xerophilen Arten war 2004 höchstsignifikant gegenüber 2003 gestiegen ($Xr^2 = 29,046$, $p < 0,0001$) (Abb.1). Die Sandfläche wies einen deutlich höheren Anteil an xerophilen Arten in der Gemeinschaft auf, als die Flächen auf denen Lehm sedimentierte. Der Anteil dieser Arten lag auf den mit Lehm sedimentierten Flächen (Gr-GRw-L, Gr-WG-L) höchstsignifikant niedriger als auf der Sandfläche ($Xr^2 = 43,593$, $p < 0,0001$) (Abb.1). Auf der Fläche Gr-GRw-L wurden insgesamt 39 Arten mit 1092 Individuen erfasst, 20 Arten im Jahr 2002, 14 in

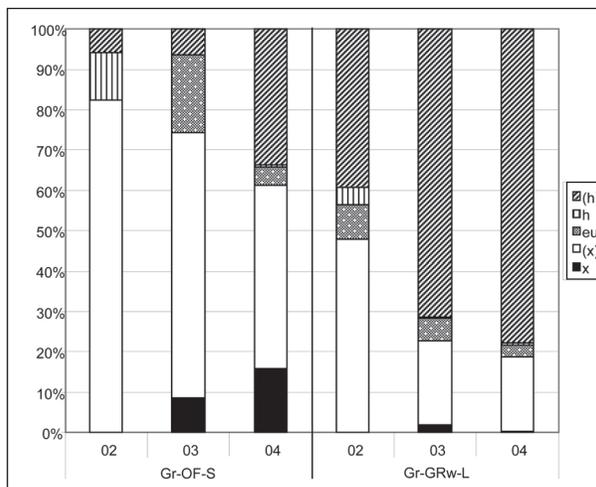


Abb. 1: Verteilung der ökologischen Typen auf der offenen Sandfläche (Gr-OF-S) und der Grünland Fläche (Weide; Gr-GRw-L) des Standortes Gruna (x = xerophil; (x) = mäßig xerophil; eu = euryök; h = hygrophil; (h) = mäßig hygrophil.

Fig. 1: Distribution of the ecotypes on the sandy area(Gr-OF-S) and the area Greenland (pasture; Gr-GRw-L) of the location Gruna (x = xerophilous; (x) = moderate xerophilous; eu = euryoecious; h = hygrophilous; (h) = moderate hygrophilous).

2003 (289 Individuen) und 30 Arten im Jahr 2004 (772 Individuen). Die Gemeinschaft wurde in allen Jahren überwiegend von mäßig hygrophilen und mäßig xerophilen Arten bestimmt (siehe Abb. 1).

Der Anteil der mäßig hygrophilen Arten stieg von 2002 nach 2004 höchst signifikant an ($Xr^2 = 19,833$, $p < 0,0001$). Vierundvierzig Arten (524 Individuen) wurden auf der mit Weidengebüsch bestandenen und mit Lehm überlagerten Fläche Gr-WG-L erfasst. Die Artenzahl sank von 39 Arten in 2003 auf 24 Arten in 2004 (154 Individuen). Verglichen mit allen anderen Flächen am Standort Gruna hatten hygrophile Arten hier den größten Anteil an der Gemeinschaft. Die Anteile der euryöken, mäßig xerophilen und mäßig hygrophilen Arten war 2003 signifikant höher als 2004 (eu: $Xr^2 = 4,609$, $p = 0,032$; (x): $Xr^2 = 14,29$, $p < 0,001$; (h): $Xr^2 = 6,726$, $p = 0,009$).

3.2. Niederglaucha

Am Standort Niederglaucha wurden mit 2764 Individuen die meisten Individuen aller Standorte erfasst. Auf der offenen Kiesfläche (Ni-OF-K) konnten insgesamt 19 Arten mit 93 Individuen nachgewiesen werden. Im Jahr 2003 waren es 16 Arten (82 Individuen), 2004 wurden aufgrund von massiven Fallenausfällen nur vier Arten erfasst (11 Individuen). Signifikante Unterschiede wurden hier nur bei den euryöken Arten festgestellt, deren Anteil an der Gemeinschaft im Jahr 2004 signifikant höher lag als in 2003 ($Xr^2 = 5,513$, $p = 0,019$). Sehr individuenarm zeigte sich auch die offene Sandfläche (Ni-OF-S); hier wurden mit 45 Individuen 16 Arten erfasst. Direkt nach der Flut wurde mit *Trebus quadristriatus* nur eine Art erfasst (6 Individuen). 2003 waren es 12 Arten (26 Individuen) und im Jahr 2004 sieben Arten (13 Individuen). Hier gab es keine signifikanten Unterschiede bei den Anteilen der verschiedenen Ökotypen in den verschiedenen Jahren. Auf der feuchten, ge-

bänderten Grünlandfläche (Ni-GRf-B) wurden im ersten Jahr der Untersuchung nur zwei Arten mit fünf Individuen erfasst. Im Jahr 2003 waren es 36 (530 Individuen) und 40 in 2004 (447 Individuen). Insgesamt konnten 52 Arten mit 982 Individuen erfasst werden. Die Zönose war insgesamt durch mäßig hygrophile Offenlandarten ausgezeichnet. Der Anteil der hygrophilen Arten stieg von 2003 nach 2004 hochsignifikant an ($Xr^2 = 11,152$, $p = 0,004$; Abb. 3). Auf der Fläche Ni-GRw-L konnten im Untersuchungszeitraum 47 Arten mit 1644 Individuen nachgewiesen werden. Diese Fläche war damit die individuenreichste am Standort Niederglaucha. Die Zönose war insgesamt durch mäßig hygrophile Offenlandarten ausgezeichnet; allerdings war der Anteil mäßig xerophiler Arten im Vergleich zu Ni-GRf-B stärker ausgeprägt. Der Anteil der xerophilen Arten lag 2004 signifikant höher als in den Vorjahren ($Xr^2 = 7,330$, $p = 0,027$). Anders bei den euryöken, mäßig xerophilen und mäßig hygrophilen Arten, die im Jahr 2003 signifikant stärker vertreten waren als

in den anderen Jahren. Bei den mäßig xerophilen war der Unterschied hochsignifikant (eu: $Xr^2 = 9,948$, $p = 0,007$; (x): $Xr^2 = 13,86$, $p = 0,001$; (h): $Xr^2 = 8,109$, $p = 0,017$). Der Anteil der mäßig xerophilen und mäßig hygrophilen Arten war auf der Lehmfäche (Ni-GRw-L) höchst signifikant größer als auf den mit Kies und Sand sedimentierten Flächen ((x), $Xr^2 = 59,872$, $p < 0,0001$; (h), $Xr^2 = 82,725$, $p < 0,0001$). Im Vergleich mit Kies und Sand hatten euryöke Arten auf der Lehmfäche einen ebenfalls höchst signifikant größeren Anteil. Auf der Sandfläche war der Anteil signifikant kleiner als auf der Kiesfläche ($Xr^2 = 42,955$, $p < 0,0001$).

3.3. Wolkenburg

Auf dem Untersuchungsstandort in Wolkenburg wurden 2410 Individuen erfasst. Am Standort Wolkenburg wiesen die Gemein-

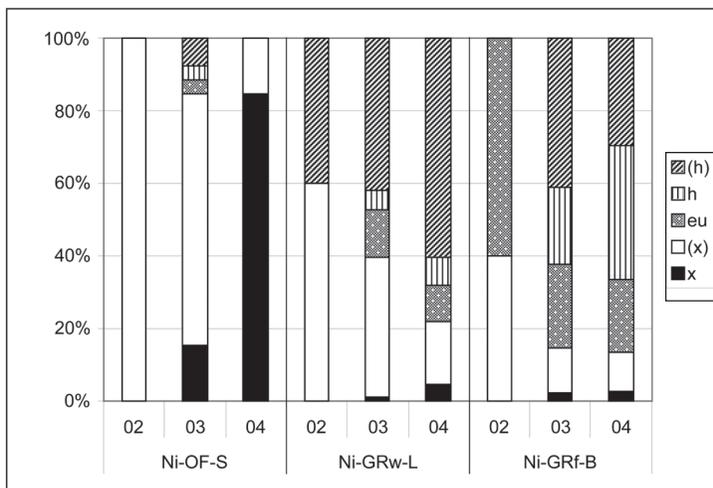


Abb. 2: Verteilung der ökologischen Typen auf der offenen Sandfläche (OF-S), dem Weidegrünland (GRw-L) und dem Feuchtgrünland (GRf-B) des Standortes Niederglaucha (Ni) (x = xerophil; (x) = mäßig xerophil; eu = euryök; h = hygrophil; (h) = mäßig hygrophil).

Fig. 2: Distribution of the ecotypes on the sandy area (OF-S), the pasturegreenland (GRw-L) and the wet greenland (GRf-B) of the location Niederglaucha (Ni) (x = xerophilous; (x) = moderate xerophilous; eu = euryoecious; h = hygrophilous; (h) = moderate hygrophilous).

schaften dieser Flächen insgesamt deutlich weniger xerophile und mäßig xerophile Arten auf als auf den anderen Untersuchungsstandorten. Innerhalb der feuchten Grünlandfläche (Wo-GRf-L) wurden 36 Arten mit 491 Individuen gefunden. Der überwiegende Teil der Gemeinschaft wurde von hygrophile Arten gebildet. Zwischen 2003 und 2004 gab es hier keine signifikanten Unterschiede (Abb. 3). Die nächst größere Gruppe stellten die mäßig hygrophilen Arten. Ihr Anteil war 2003 signifikant höher als 2004 ($Xr^2 = 5,592$; $p = 0,018$). Auch bei den xerophilen, euryöken und mäßig xerophilen Arten lag der Anteil an der Gemeinschaft in 2003 signifikant höher als 2004 (x: $Xr^2 = 5,581$, $p = 0,018$; eu: $Xr^2 = 4,612$, $p = 0,032$; (x): $Xr^2 = 5,864$, $p = 0,015$). Mit 38 Arten wurde die höchste Artenzahl auf der Fläche Wo-GRg-L gefunden (728 Individuen). Dies war die einzige Fläche dieses Standortes, auf der xerophile Arten in zwei Untersuchungsjahren gefunden wurden. Der Anteil der mäßig hygrophilen Arten nahm von 2003 zu 2004 signifikant ab (Xr^2

$= 5,643$; $p = 0,018$) (Abb. 3). Der Anteil der hygrophilen war sogar höchstsignifikant niedriger in 2004 ($Xr^2 = 25,240$; $p < 0,0001$).

Auf der Waldfläche in Wolkenburg (Wo-Wa-L) wurden in den Jahren 2003 und 2004 insgesamt 30 Arten mit 1191 Individuen erfasst. Im Jahr 2002 gab es hier einen Totalausfall; daher fehlt dieses Jahr in Abbildung 3. Im Jahr 2003 wurden 25 Arten nachgewiesen und im Jahr 2004 20. Diese Fläche zeichnete sich durch ein weitgehendes Fehlen von xerophilen und mäßig xerophilen Arten aus. Der Anteil der mäßig hygrophilen Arten war hier höchstsignifikant größer als auf den anderen beiden Untersuchungsflächen dieses Standortes ((h): $Xr^2 = 61,812$, $p = < 0,0001$).

4. Diskussion

Die Dynamik in den Laufkäfergemeinschaften natürlicher Auen ist stark durch regelmäßig auftretende Überflutungen im Winter und Frühjahr gekennzeichnet (ADIS & JUNK 2002). Die

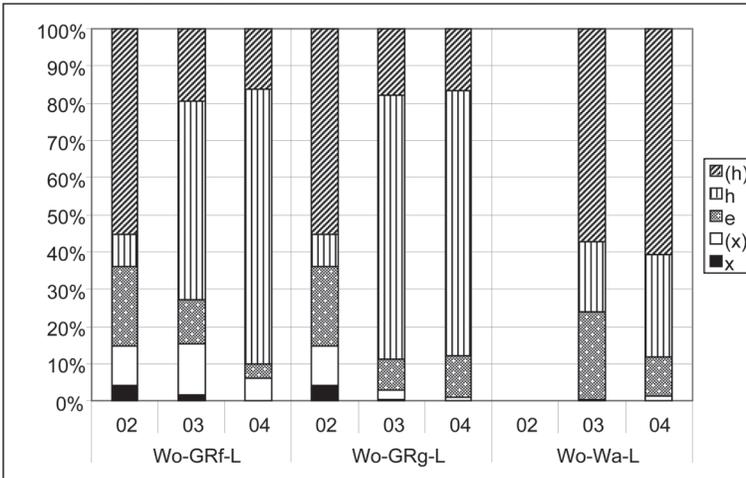


Abb. 3: Verteilung der ökologischen Typen auf dem feuchten Grünland (GRf-L), dem gestörten Grünland (GRg-L) und dem Wald (Wa-L) des Standortes Wolkenburg (Wo) (x = xerophil; (x) = mäßig xerophil; eu = euryök; h = hygrophil; (h) = mäßig hygrophil).

Fig. 3: Distribution of the ecotypes on the wet Greenland (GRf-L), the disturbed greenland (GRg-L) and the wood (WA-L) of the location Wolkenburg (Wo) (x = xerophilous; (x) = moderate xerophilous; eu = euryoecious; h = hygrophilous; (h) = moderate hygrophilous).

entsprechenden Lebensgemeinschaften sind in vielfältiger Weise daran angepasst. So zeichnen sich Arten der überfluteten Auen beispielsweise häufig durch gute Schwimmfähigkeiten aus (SIEPE 1994). Des Weiteren werden diese hinsichtlich ihrer abiotischen Faktoren temporär instabilen Lebensräume von den meisten Arten zu Gunsten höhergelegener, trockenerer Standorte zur Überwinterung verlassen (WEIGMANN & WOHLGEMUTH-VON REICHE 1999). Bei der Jahrhundertflut 2002 handelte es sich jedoch nicht um eine „reguläre“ Flut, auf welche die Gemeinschaft durch die genannten Anpassungen vorbereitet ist. So befanden sich viele Arten, die an Überflutung im Winter oder Frühjahr angepasst sind, in empfindlichen Stadien (Larval- oder Pupalphasen) ihrer Lebenszyklen (vgl. MÜLLER-MOTZFELD 1989). Die durch die Flut im Jahr 2002 bedingten großen Veränderungen der Untersuchungsstandorte in Form von Sedimentation verschiedener Substrattypen und damit einhergehend die weitgehende Eliminierung der Vegetation auf den Flächen hatten einen deutlichen Einfluss auf die Struktur

und Entwicklung der jeweiligen Laufkäferzönosen. Darüber hinaus wurden auch zahlreiche Zönosen von der Flut betroffen, die in vermeintlich stabileren Lebensräumen (Deichhinterland) leben, und die nicht ausreichend an Überflutung (z. B. brachyptere Arten) angepasst sind. Somit hatte die starke Überschwemmung 2002 eine starke Störung dieser Carabidengemeinschaften zur Folge.

ILG et al. (2008) stellten bei langjährigen Untersuchungen der Makroinvertebraten an der Elbe fest, dass es durch die Jahrhundertflut 2002 zu einem starken Rückgang der Laufkäferarten kam. In der vorliegenden Untersuchung deuten die tendenziell steigenden Artenzahlen von 2002 bis 2004 darauf hin, dass es auch hier zu einer Reduzierung der Arten durch die Flut gekommen sein muss. Die stellenweise höheren Artenzahlen im Jahr 2003 lassen sich durch eine hohe Anzahl von sporadischen Arten (Arten mit einer relativen Häufigkeit < 0,32 %) erklären, die nur in diesem Jahr erfasst wurden (z. B. in Gr-WG-L: 19 Arten nur in 2003). ILG et al. (2008) beobach-

teten allerdings eine Wiederannäherung an die Artenzahlen des Ausgangszustandes vor der Flut im Jahr 2004. Auch TUF et al. (2008) stellen nach einer Sommerflut niedrigere Artenzahlen fest, die sich aber in den Folgejahren wieder erhöhten und nach zwei Jahren wieder das Niveau vor der Flut erreicht hatten.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung belegen Regenerationsphänomene der Laufkäferzönosen nach der durch die Flut verursachten Störung sowie einen deutlichen Einfluss des sedimentierten Substrates auf die Zusammensetzung und Entwicklung der Laufkäfergemeinschaften. Auf den mit Kies oder Sand sedimentierten Flächen wurden im Vergleich zu den durch Lehm sedimentierten Flächen deutlich weniger Arten erfasst. Lediglich die offene Sandfläche in Gruna fällt mit hohen Artenzahlen heraus. Allerdings wurden hier mehr als die Hälfte der Arten nur im Jahr 2004 in geringen Individuenzahlen erfasst. Dies sind womöglich Arten, die sich in Ausbreitung befanden und aus benachbarten, in der Sukzession weiter fortgeschrittenen Habitaten, eingewandert sind oder die betreffende Fläche durchwanderten. Die mitunter hochsignifikanten Unterschiede bezüglich des Anteils xerophiler Arten an der Gemeinschaft dieser Flächen zeigen, dass das grobkörnige Substrat Arten mit xerophilen Ansprüchen gefördert hat, zumal der Anteil dieser Arten auf den mit Lehm sedimentierten Flächen deutlich niedriger war. Demgegenüber war der Einfluss der abgelagerten Substrate bei den hygrophilen und mäßig hygrophilen Arten entgegengesetzt. Diese Arten waren auf den mit feinem Lehmsubstrat sedimentierten Flächen, auf denen feuchtere Bedingungen herrschten, deutlich stärker als auf den Sand und Kiesflächen vertreten. Die mit grobkörnigem Substrat sedimentierten Flächen waren, aufgrund der viel größeren Packungsdichten und der größeren Porenräume, bedeutend trockenere Standorte als die mit Lehm sedimentierten. Bereits LAUTERBACH (1964) und SOWIG (1986) zeigten, dass die Feuchte eine wichtigere Größe für die Aktivität von Laufkäfern ist als z. B. die Temperatur. Hinzu kommt, dass sich unmittelbar nach der

Flut durch die sehr mäßig bis nicht vorhandene Vegetation auf diesen Flächen keine mikroklimatischen Änderungen einstellten, die das Vorkommen feuchteliebender Arten hätten begünstigen können. Aber auch die Korngröße des Substrates ist ein limitierender Faktor, besonders für kleinere grabende Arten. Die hohe Bedeutung des ufernahen Substrates, insbesondere für grabende Arten und für Arten die das Hohlräumssystem als Versteck nutzen, wurde im Hinblick auf die Korngrößen durch Experimente für verschiedene *Bembidion*-Arten nachgewiesen (ANDERSEN 1978; MEISSNER 1984). Weitere typische Laufkäferarten der Ufer größerer Ströme sind häufig an bestimmte Korngrößen oder Feuchtebedingungen gebunden, so die *Bembidion*-Arten der Untergattungen *Bracteon* und *Odontium* (BRÄUNICKE & TRAUTNER 1999).

Bereits im Folgejahr 2003 gewannen weitere, vor allem vegetationskundliche und strukturelle Umweltvariablen, zunehmend an Bedeutung. Mit der Zunahme der Vegetationsbedeckung und deren räumlicher Komplexität in den Jahren nach der Flut änderte sich auch die Zusammensetzung der Artengemeinschaften deutlich. Besonders die Anteile feuchteliebender Arten nahmen, bedingt durch die Änderung des Mikroklimas, in den Gemeinschaften zu.

Auch weitere für Sukzessionsvorgänge von Laufkäfergemeinschaften typische Muster konnten bei der vorliegenden Untersuchung festgestellt werden. Im direkten Vergleich der einzelnen Habitats nahmen in Wolkenburg mit zunehmender „Reife der Habitats“ (offene Fläche à Grünland à Weidengehölz à Wald) die Individuenanteile sehr kleinen Arten ab, die der großen bis sehr großen Arten nahmen zu. Dieser allmähliche Übergang, bei dem mit zunehmendem Bestandsalter und Waldcharakter eines Biotops der Anteil körperlich großer, brachypterer Individuen zunimmt, wurde in zahlreichen Untersuchungen belegt (Übersicht in BRUNK 2008). Diese für Wälder typischen Zönosen zeichnen sich darüber hinaus auch meist durch hohe Anteile mäßig hygrophiler bis hygrobionter Ar-

ten. Auch hier wurde die allmähliche Zunahme der entsprechenden Individuenanteile in Wolkenburg mit zunehmender „Reife“ des Lebensraumes deutlich.

Somit spielen bei der Entwicklung von Laufkäfergemeinschaften nach einem stark störenden Naturereignis mehrere Faktoren eine Rolle. In naturnahen Auwäldern kommt der kleinräumigen Heterogenität, vor allem hinsichtlich des Vorhandenseins von kleineren Bereichen mit stehendem Wasser und dem oft sehr heterogenem Relief eine hohe Bedeutung zu. Die wichtigsten Umweltvariablen sind Bodenfeuchte, pH-Wert des Bodens und Lichteinfall (ANTVOGEL & BONN 2001). Das kleinräumliche stark unterschiedliche Sedimentationsgeschehen führte in den hier untersuchten Auen zu einer deutlichen Erhöhung der Habitatheterogenität, mit verschiedenen Boden-, Vegetations- und mikroklimatischen Bedingungen. Die signifikant unterschiedlichen Anteile der verschiedenen Ökotypen an den Gemeinschaften zeigten, dass die absedimentierten Substrate ebenfalls zu einer deutlichen, kleinräumlichen Differenzierung der Zusammensetzung und Struktur der Carabidengemeinschaften führten.

Auch seltene, gefährdete und Rote-Liste-Arten konnten kurzfristig von der Flut profitieren, da durch die Störung sonst eher seltene und spezielle Lebensräume für gefährdete Laufkäferarten (TRAUTNER et al. 1997), wie z. B. sterile Sand- und Kiesflächen entstanden. Der Anteil der Rote-Liste-Arten an der Gemeinschaft war hier auf sterilen Flächen am höchsten. Die Sandflächen hatten rund ein Viertel dieser Arten in ihrer Gemeinschaft. Auf stabileren Standorten, wie im Weidengehölz, konnten kaum gefährdete Arten nachgewiesen werden.

Literatur

ANTVOGEL, H., & BONN, A. (2001): Environmental parameters and microspatial distribution of insects: a case study of carabids in an alluvial forest. *Ecography* 24: 470-482.

- ADIS, J., & JUNK, W.J. (2002): Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. *Freshwater Biology* 47: 711-731.
- ANDERSEN, J. (1978): The influence of the substratum on the habitat selection of *Bembidini* (Col., Carabidae). *Norwegian Journal of Entomology* 25: 119-138.
- BARBER, H. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society* 46: 259-266.
- BARNDT, D., BRASE, S., GLAUCHE, M., GRUTTKE, H., KEGEL, B., PLATEN, R., & WINKELMANN, H. (1991): Die Laufkäferfauna von Berlin (West) mit Kennzeichnung und Auswertung der verschollenen und gefährdeten Arten (Rote Liste, 3. Fassung). Pp. 243-275 in: AUHAGEN, A., PLATEN, R., & SUKOPP, H. (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Sonderheft S 6*; Berlin.
- BRÄUNICKE, M., & J. TRAUTNER (1999): Die Ahlenläufer-Arten der Bembidion-Untergattungen *Bracteon* und *Odontium*. Verbreitung, Bestandssituation, Habitate und Gefährdung charakteristischer Flußauwälder in Deutschland. *Angewandte Carabidologie Supplement* 1: 79-94.
- BRUNK, I. (2008): Diversität und Sukzession von Laufkäferzönosen in gestörten Landschaften Südbrandenburgs. *Dissertationsschrift Brandenburgische Technische Universität Cottbus*. (<http://opus.kobv.de/btu/volltexte/2008/467/>)
- HUGENSCHÜTT, V. (1997): Bioindikationsanalyse von Uferzonationskomplexen der Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften (Arach.: Araneida, Col.: Carabidae) an Fließgewässern im Drachenfelder Ländchen. *Galander; Wiehl*.
- ILG, C., DZIOCK, F., FOCKLER, F., FOLLNER, K., GERISCH, M., GLAESER, J., RINK, A., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M., DEICHNER, O., & HENLE, K. (2008): Long-term reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. *Ecology* 89: 2392-2398.
- KOCH, K. (1989): *Ökologie. Die Käfer Mitteleuropas*, Bd. E1. Goecke & Evers; Krefeld.
- LAUTERBACH, A.W. (1964): Verbreitungs- und aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern. *Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen* 26: 1-100.

- MEISSNER, R.-G. (1984): Zur Biologie und Ökologie der ripicolen Carabiden *Bembidion femoratum* Sturm und *B. punctulatum* Drap. II. Die Substratbindung. Zoologische Jahrbücher Abteilung für Systematik Ökologie und Geographie der Tiere 111: 369-383.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. Pedobiologia 33: 145-153.
- RIPP, W., & VAN STIPRIAAN, U. (2003): Flutkatastrophe August 2002: Elbe, Müglitz, Weißeritz - Dokumentation der Spendenaktion; Bürgerstiftung Dresden (Hrsg.), Dresden.
- RÖSER, B. (1988): Saum- und Kleinbiotope – Ökologische Funktion, wirtschaftliche Bedeutung und Schutzwürdigkeit in Agrarlandschaften. ecomed Verlagsgesellschaft mbH; Landsberg.
- SCHIEFLER, I., KIELHORN, K.-H., WRASE, D.W., KORGE, H., & BRAASCH, D. (1999): Rote Liste und Artenliste der Laufkäfer Brandenburgs (Coleoptera: Carabidae). Beiheft Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 8 (4): 1-27.
- SCHÖPS, F.-R., & RUSSELL, D. J. (2004): Ein modifizierter Friedman-Test (nicht-parametrische ANOVA) für quantitative Auswertungen von Bodenmesofauna-Daten. Mitteilungen der AG Bodenmesofauna 20: 31-35.
- SIEPE A. (1994): Das ‚Flutverhalten‘ von Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae), ein Komplex von öko-ethologischen Anpassungen and das Leben in der periodisch überfluteten Aue. I: Das Schwimmverhalten. Zoologische Jahrbücher Abteilung für Systematik Ökologie und Geographie der Tiere 121: 515-566.
- SOWIG, P. (1986): Experimente zur Substratpräferenz und zur Frage der Konkurrenzverminderung uferbewohnender Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). Zoologische Jahrbücher Abteilung für Systematik Ökologie und Geographie der Tiere 113: 55-77.
- STEGNER, J. (1998): „Stabilität“ und Dynamik in Erlenbruchwäldern – dargestellt am Beispiel der Laufkäfer. Angewandte Carabidologie 1: 23-40.
- TERLUTTER, H. (1999): Die Laufkäfer der unteren Ems zwischen Herbrum und Emden. Angewandte Carabidologie, Supplement 1: 41-54.
- TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G., & BRÄUNIKKE, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). Naturschutz und Landschaftsplanung 29: 261-273.
- TUF, I. H., DEDEK, P., JANDOVÁ, Š., & TVARDÍK, D. (2008): Length of recovery of soil macrofauna communities (Coleoptera: Carabidae, Isopoda: Oniscidea) after an irregular summer flood. Peckiana 5: 65-75.
- WEIGMANN, G., & WOHLGEMUTH-VON REICHE, D. (1999): Vergleichende Betrachtungen zu den Überlebensstrategien von Bodentieren im Überflutungsbereich von Tieflandauen. Limnologie Aktuell 9: 229-240.
- ZAR, J.H. (1999): Biostatistical Analysis. 4th Edn. Prentice Hall; London Sydney Toronto

Dipl. Ing. (FH) Sebastian Moll
Cottbuser Str. 9
02826 Görlitz
Moll.Sebastian@gmx.de

Dr. Ingo Brunk
TU Dresden
Institut für Forstbotanik und Forstzoologie
Pienner Str. 7
Postfach 1117
01735 Tharandt
Ingo.Brunk@forst.tu-dresden.de

Dr. David J. Russell
Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz
Am Museum 1
02826 Görlitz
David.Russell@Senckenberg.de

Tab. 4: Übersicht über die auf den einzelnen Flächen erfassten Arten in Individuen/Falle/14 Tage, Ökotyp (zusammengefasst) und Rote-Liste Status der Arten (Kürzel der Ökotypen siehe „Material und Methoden“ und Abb. 1-3; Rote-Liste Status: 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Art der Vorwarnliste).

Tab. 4: Overview of the captured species with numbers in individuals/trap/14 days, ecotype and red-data status of the species (shortcuts of the ecotypes see “Material and methods” and figures 1-3; red-data shortcuts: 2 = endangered, 3 = vulnerable, V = near threatened).

	Ökotyp	Rote Liste BRD	Gr-GRw-L	Gr-OF-K	Gr-OF-S	Gr-WG-L	Ni-GRf-B	Ni-GRw-L	Ni-OF-K	Ni-OF-S	Wo-GRf-L	Wo-GRg-L	Wo-WA-L
<i>Abax parallelus</i> (Duftschmid, 1812)	h		-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	0,69
<i>Abax parallelipipedatus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	h		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67
<i>Agonum dolens</i> (C. R. Sahlberg, 1827)	x	2	-	-	-	-	-	-	-	-	0,10	-	-
<i>Agonum fuliginosum</i> (Panzer, 1809)	h		-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-	-
<i>Agonum marginatum</i> (Linné, 1758)	h		-	0,04	-	0,02	-	-	0,04	-	-	0,06	-
<i>Agonum micans</i> (Nicolai, 1822)	h		-	-	-	0,38	0,54	-	-	-	0,10	-	-
<i>Agonum muelleri</i> (Herbst, 1784)	(h)		-	-	-	-	0,05	0,05	-	-	-	0,72	-
<i>Agonum scapanctatum</i> (Linné, 1758)	(h)		-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	0,35	-
<i>Agonum thoryi</i> (Dejean, 1828)	h		-	-	-	0,18	-	-	-	-	0,04	-	-
<i>Agonum versatum</i> Sturm, 1824	h	2	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-
<i>Agonum viduum</i> (Panzer, 1797)	h		-	-	-	0,09	-	-	-	-	0,22	0,02	-
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)	(s)		0,83	-	0,63	-	0,02	0,11	-	-	-	-	-
<i>Amara anlica</i> (Panzer, 1797)	(s)		-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amara bifrons</i> (Gyllenhal, 1812)	x		-	-	0,10	-	0,17	0,08	-	-	-	-	-
<i>Amara communis</i> (Panzer, 1797)	(h)		0,05	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	0,01
<i>Amara consularis</i> (Duftschmid, 1812)	(s)		-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-
<i>Amara convector</i> Stephens, 1828	(s)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01
<i>Amara equestris</i> (Duftschmid, 1812)	x		0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amara erynata</i> (Panzer, 1797)	x	V	-	-	0,02	0,02	0,11	0,23	-	-	-	-	-
<i>Amara familiaris</i> (Duftschmid, 1812)	(s)		0,18	-	0,05	0,04	0,05	0,03	-	-	-	-	-
<i>Amara fulva</i> (O. F. Müller, 1776)	(s)		-	-	0,25	-	-	-	0,04	-	-	-	-
<i>Amara lucida</i> (Duftschmid, 1812)	x	V	0,02	-	0,02	-	-	0,03	-	-	-	-	-
<i>Amara lunicollis</i> Schiödte, 1837	(s)		0,72	-	-	-	0,02	0,20	-	-	-	-	-
<i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)	eu		0,08	-	-	0,02	0,80	0,15	0,08	-	0,02	-	-
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)	eu		0,27	0,04	0,32	0,05	1,14	0,58	0,08	-	-	0,03	0,01
<i>Amara strenua</i> Zimmermann, 1832	h	2	-	-	0,02	-	-	0,02	-	-	-	-	-
<i>Amara tibialis</i> (Paykull, 1798)	x	V	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)	(s)		0,02	-	0,02	-	-	0,02	-	-	-	-	-
<i>Anisodactylus bimotatus</i> (Fabricius, 1787)	(h)		0,02	-	0,02	-	0,28	-	0,04	-	0,18	0,12	-
<i>Asaphidion flavipes</i> (Linné, 1761)	eu		-	-	-	0,04	0,02	-	-	-	-	0,03	-
<i>Badister bullatus</i> (Schrank, 1798)	(s)		-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	0,02	-
<i>Badister laerosus</i> Sturm, 1815	(h)		-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	0,05	-
<i>Bembidion dentellum</i> (Thunberg, 1787)	h		-	-	-	0,07	0,05	-	-	-	-	-	-
<i>Bembidion fenestratum</i> Sturm, 1825	eu		0,03	0,04	0,23	0,05	0,02	0,06	1,40	0,02	-	0,63	-
<i>Bembidion gibipes</i> Sturm, 1825	h	V	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-
<i>Bembidion guttula</i> (Fabricius, 1792)	h	V	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bembidion laspros</i> (Herbst, 1784)	(s)		0,02	-	0,10	-	0,55	0,05	0,16	-	0,02	-	-
<i>Bembidion lunatum</i> (Duftschmid, 1812)	x		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03
<i>Bembidion minimum</i> Fabricius, 1792	h		-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bembidion modestum</i> (Fabricius, 1801)	h	2	-	0,04	0,02	-	-	-	0,04	-	-	-	-
<i>Bembidion obtusum</i> Erichson, 1837	(s)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-
<i>Bembidion properans</i> (Stephens, 1828)	(s)		0,08	-	0,13	0,04	0,06	0,12	-	-	-	-	-

Tab. 4: Fortsetzung.
Tab. 4: Continued.

	Charop	Rote Liste BRD	Gr-GRw-L	Gr-OF-K	Gr-OF-S	Gr-WG-L	Ni-GRB	Ni-GRw-L	Ni-OF-K	Ni-OF-S	Wo-GRf-L	Wo-GRg-L	Wo-WA-L
<i>Bombidion punctulatum</i> Drapiez, 1820	h		-	-	-	-	0,02	-	0,60	-	-	-	-
<i>Bombidion quadrimaculatum</i> (Linné, 1761)	(s)		0,47	-	0,98	0,02	0,08	0,85	0,16	-	-	0,17	-
<i>Bombidion tetracolum</i> Say, 1823	eu		-	0,32	0,02	0,09	0,82	0,06	0,28	-	0,02	0,12	-
<i>Bombidion varium</i> (Olivier, 1795)	h		-	-	-	0,16	0,11	0,02	-	-	-	-	-
<i>Blomus discus</i> (Fabricius, 1792)	sonst		-	-	-	-	0,02	-	-	-	0,06	0,03	-
<i>Bradyellus verbasi</i> (Duftschmid, 1812)	x		-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	0,02	-
<i>Calathus ambiguus</i> (Paykull, 1790)	x		0,02	0,76	0,43	-	-	0,02	-	0,02	-	-	-
<i>Calathus cinctus</i> Motschulsky, 1850	x		-	-	0,05	0,02	-	0,15	-	-	-	-	-
<i>Calathus erratus</i> (C.R. Sahlberg, 1827)	x		-	0,04	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	(s)		0,32	2,24	1,22	-	0,06	2,37	0,08	0,11	-	-	-
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linné, 1758)	(s)		0,02	-	-	-	-	0,20	-	-	-	-	-
<i>Carabus auratus</i> Linné, 1761	(s)		-	-	-	-	0,02	0,03	-	-	-	-	0,01
<i>Carabus cancellatus</i> Illiger, 1798	(s)	V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	0,06
<i>Carabus coriaceus</i> Linné, 1758	(h)		0,02	-	-	-	-	-	-	-	0,10	-	0,40
<i>Carabus granulatus</i> Linné, 1759	h		0,07	0,04	-	1,00	2,31	0,98	-	-	2,74	6,08	1,13
<i>Carabus hortensis</i> Linné, 1758	h		-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	0,40
<i>Carabus nemoralis</i> Müller, 1764	(h)		-	-	-	-	-	0,05	-	-	0,24	0,06	1,01
<i>Chlaenius nigricornis</i> (Fabricius, 1787)	h		-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-
<i>Cicindela hybrida</i> Linné, 1758	x		-	-	-	-	-	-	0,11	-	-	-	-
<i>Clinina collaris</i> (Herbst, 1784)	h		-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	0,02	-
<i>Clinina fovea</i> (Linné, 1758)	eu		0,03	-	-	0,04	0,02	-	-	-	0,02	0,08	0,07
<i>Cychnus caraboides</i> (Linné, 1758)	(h)		-	-	-	-	0,03	-	-	-	0,02	-	0,01
<i>Diacronus germanus</i> (Linné, 1758)	eu		-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-
<i>Dyschirius globosus</i> (Herbst, 1784)	h		-	-	-	-	0,05	-	-	-	0,18	0,25	0,04
<i>Elaphropus parvulus</i> (Dejean, 1831)	(s)		-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-
<i>Elaphrus cupreus</i> Duftschmid, 1812	h		-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	-	-
<i>Elaphrus riparius</i> (Linné, 1758)	h		-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	0,31	-
<i>Haplobarpalus fredehii</i> Sturm, 1818	x		-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Harpalus affinis</i> (Schränk, 1781)	(s)		0,27	-	0,80	-	0,12	0,49	0,08	0,07	0,02	-	-
<i>Harpalus ancinus</i> (Duftschmid, 1812)	x		0,02	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-
<i>Harpalus autumnalis</i> (Duftschmid, 1812)	x	3	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-
<i>Harpalus distinguendus</i> (Duftschmid, 1812)	(s)		-	-	0,07	-	-	-	-	0,02	-	-	-
<i>Harpalus flavescens</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	x		-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-
<i>Harpalus latus</i> (Linné, 1758)	(h)		0,07	-	0,02	0,04	-	0,02	-	-	-	-	0,01
<i>Harpalus lateicornis</i> (Duftschmid, 1812)	(s)	V	0,03	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-
<i>Harpalus serripes</i> (Quensel in Schönh., 1806)	x		0,03	-	0,03	-	-	0,08	-	0,04	-	-	-
<i>Harpalus smaragdinus</i> (Duftschmid, 1812)	x		-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Harpalus tardus</i> (Panzer, 1797)	(s)		-	-	0,02	-	-	0,02	-	-	-	-	-
<i>Leizistis ferrugineus</i> (Linné, 1758)	(s)		-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lionychus quadrilla</i> (Duftschmid, 1812)	x	V	-	0,04	0,47	-	-	-	0,28	0,05	-	-	-
<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)	(h)		0,15	-	0,02	0,33	0,31	0,12	0,04	-	0,28	0,15	0,03
<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)	(s)		0,02	-	0,05	-	-	0,52	-	-	-	-	-
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	(h)		0,08	0,08	0,15	0,13	-	4,06	-	0,04	0,38	0,43	6,20
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)	w		-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	0,04
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)	(h)		0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oodes helopoides</i> (Fabricius, 1792)	h		-	-	-	0,04	-	-	-	-	0,06	-	-
<i>Ophonus puncticeps</i> Stephens, 1828	(s)		-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-
<i>Oxytelopus obscurus</i> (Herbst, 1784)	h		-	-	-	0,13	0,02	0,02	-	-	-	-	-
<i>Paranehus albipes</i> (Fabricius, 1796)	h		-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-	-

Tab. 4: Fortsetzung.
Tab. 4: Continued.

	Ökotyp	Rote Liste BRD	Gr-GRw-L	Gr-OF-K	Gr-OF-S	Gr-WG-L	Ni-GRFB	Ni-GRw-L	Ni-OF-K	Ni-OF-S	Wo-GRFL	Wo-GRGe-L	Wo-WAL
<i>Patrobis atrorufus</i> (Stroem, 1768)	h		-	-	-	0,02	0,02	-	-	-	1,02	0,26	0,04
<i>Platynus assimilis</i> (Paykull, 1790)	h		0,02	-	-	0,73	0,63	0,23	-	-	0,48	0,03	0,43
<i>Poecilus cupreus</i> (Linné, 1758)	(h)		0,28	0,36	0,32	0,56	3,11	5,34	0,08	-	-	0,17	0,04
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)	(h)		12,7 8	-	1,88	1,36	1,63	2,82	0,12	-	0,14	0,12	1,30
<i>Pseudophonus calcatus</i> (Duftschmid, 1812)	x	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-
<i>Pseudophonus griseus</i> (Panzer, 1797)	x		-	-	-	-	0,09	0,02	-	-	0,04	-	-
<i>Pseudophonus rufipes</i> (De Geer, 1774)	(s)		0,23	0,04	0,05	1,20	0,62	1,94	0,08	0,02	1,06	-	0,01
<i>Pterostichus anthracinus</i> (Illiger, 1798)	h		-	-	-	-	0,05	0,08	-	-	-	-	-
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	eu		0,42	0,04	0,05	1,22	0,49	2,20	-	-	0,90	0,18	3,53
<i>Pterostichus minor</i> (Gyllenhal, 1927)	h		-	-	-	-	-	-	-	-	0,18	-	0,01
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	(h)		-	-	-	0,24	-	-	-	-	0,48	0,22	0,53
<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790)	h		-	-	-	0,04	0,08	-	-	-	0,10	0,06	0,01
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	(h)		-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	0,23
<i>Pterostichus quadrijoveolatus</i> Letzner, 1852	(s)	V	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-
<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1797)	h		-	-	-	0,47	0,14	0,20	-	0,02	0,20	0,02	0,01
<i>Pterostichus vernalis</i> (Panzer, 1796)	h		0,02	-	0,02	0,07	0,11	0,02	-	-	0,20	0,14	0,03
<i>Stenolophus mixtus</i> (Herbst, 1784)	h		-	-	-	0,16	0,06	0,02	-	-	-	-	-
<i>Stenolophus tentonus</i> (Schrank, 1781)	h		-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	-
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)	(h)		-	-	-	0,02	-	0,03	-	-	-	-	-
<i>Synotus truncatellus</i> (Linné, 1761)	(s)		0,18	-	-	0,05	0,02	0,03	-	-	-	-	-
<i>Synuchus vivalis</i> (Illiger, 1798)	(s)		-	-	-	0,02	0,02	-	-	-	-	-	-
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1791)	(s)		0,28	-	0,22	0,22	0,09	0,55	-	0,24	0,02	0,06	-
<i>Trichocellus placidus</i> (Gyllenhal, 1827)	h		0,02	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-	-
<i>Zabrus tenebrioides</i> (Goeze, 1777)	(s)		-	0,04	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Entomologie heute](#)

Jahr/Year: 2009

Band/Volume: [21](#)

Autor(en)/Author(s): Moll Sebastian, Brunk Ingo, Russell David J.

Artikel/Article: [Entwicklung von Carabidengemeinschaften auf unterschiedlich sedimentierten Substrat nach der Flut 2002 am Fluss Mulde \(Sachsen\).
Development of Carabid Communities on Different Sedimentated Substrate after the Flood in 2002 at the River Mulde \(Saxony\) 87-100](#)