

# Welche Bedeutung haben Habitatgröße und -isolation für das Vorkommen walddtypischer Laufkäfer in Waldrelikten und Kleingehölzen einer Agrarlandschaft?

Horst GRUTTKE

**Abstract:** What are the significance of habitat size and isolation with respect to forest-typical ground beetles in relict woodland and copses within an agricultural landscape? - A landscape section (100 km<sup>2</sup>) of an intensely cultivated countryside in Germany (Zülpicher Börde, Northrhine-Westfalia) was selected to analyse effects of woodland loss, isolation and fragmentation (quantified for the last 150-200 years by GIS) on Carabidae. The carabid fauna was studied between 1990 and 1995 by setting pitfall traps at a total of 39 sites (30 of them wooded). Significant fragmentation effects were registered for species that only occurred in ancient relics of woodland. Total numbers of forest carabid species and activity densities of some single species were reduced in small woodland relics. Stenotopic species of relatively limited dispersal power, such as *Abax parallelus* or *Molops piceus*, but also more eurytopic forest species, such as *Pterostichus madidus* or *Cychnus caraboides*, were most affected by size reduction and isolation of their forest habitats. Moreover, even relatively mobile and widespread forest species, such as *Abax parallelepipedus* and *Carabus problematicus*, were significantly affected. There was no evidence of negative fragmentation effects on some other, mostly eurytopic forest species (e.g. *Carabus nemoralis*, *Calathus rotundicollis*, *Leistus rufomarginatus*, *Nebria brevicollis* or *Notiophilus biguttatus*). *Pterostichus oblongopunctatus* preferred old forests but also accepted relatively small, medium aged woodlots (size > 0,1 ha), broad old hedges or wooded banks as habitat (some even being more than 1 km away from the next forest), as long as the gaps between the small wooded habitats were not too large. Maximum distances between neighbouring occupied non-forest habitats of this species were about 500 m. Population exchange (metapopulation dynamics) seems to play an important role for the persistence of these species outside forests. However, small old woodlots, hedges and wooded banks in the open agricultural landscape, which are not directly connected to old forest relics, cannot serve as adequate stepping stones or corridors for most of the forest carabid species which are affected by fragmentation. Some conclusions for nature conservation are discussed.

## 1 Einleitung

Bördelandschaften, in denen seit Jahrhunderten ackerbauliche Nutzung überwiegt, besitzen in der Regel heute nur noch wenige und kleine Restwaldflächen. Die verbliebenen größeren Restwälder dienten früher oft vorrangig der herrschaftlichen Jagd, kleinere hingegen wurden vor allem zur Deckung des bäuerlichen Brenn- und Bauholzbedarfs oder zur Waldweide genutzt.

Bemerkenswert ist, daß derartige Waldrelikte in manchen Gegenden Deutschlands bis heute noch einen vergleichsweise ursprünglichen Charakter aufweisen und in der Vegetationszusammenset-

zung die "potentiell natürliche Vegetation" oft noch gut erkennen lassen. Selbst Waldfragmente von weniger als 2 ha Größe sind aufgrund ihrer Vegetationsstruktur noch z.B. als Eichen-Hainbuchenwald zu erkennen oder besitzen zumindest einige Indikatorpflanzenarten alter Wälder (z.B. *Anemone nemorsa*, *Stellaria holostea*, *Ranunculus ficaria*; vgl. PETERKEN & GAME 1984; WULF 1995). Dies trifft auch für die Niederrheinische Bucht insgesamt und speziell das engere Untersuchungsgebiet in der Zülpicher Börde zu.

Die letzten größeren alten Waldflächen in der Niederrheinischen Bucht, die sogenannten Bürge-

wälder (MOLL et al. 1976) und der Hambacher Forst (ANT 1975), aber auch die Waldgebiete des angrenzenden Höhenrückens der Ville, sind sehr stark durch den Braunkohletagebau in Mitleidenschaft gezogen worden und in ihrer Ausdehnung stark reduziert. Einige größere alte Waldinseln existieren aber auch heute noch. Der Waldflächenanteil bleibt jedoch in den Bördegebieten fast überall gering (< 10%, in manchen Gemeinden bei 1-2%) und einige dieser Waldreste liegen sehr isoliert (vgl. ERFTKREIS 1994).

Wie verhält es sich aber mit der Carabidenfauna solcher Waldrelikte? Lassen sich in der Faunenzusammensetzung Auswirkungen von langanhaltender Flächenreduktion und -isolation, also Habitatfragmentierung, erkennen? Können auch Kleingehölze der Agrarlandschaft von Waldcarabidenarten genutzt werden, also Habitat-, Trittstein- oder Korridorfunktionen übernehmen?

Folgende spezifische Fragestellungen liegen der Arbeit zugrunde:

1. Gibt es in den Waldrelikten des Untersuchungsgebiets noch eine typische Waldcarabidenfauna?
2. Welchen Einfluß haben Habitatgröße und -isolation auf die Artenzahlen der Waldlaufkäfer?
3. Lassen sich die Einflüsse der Faktoren Habitatgröße und Habitatisolation ausreichend gut trennen?
4. Wie wirkt sich Waldfragmentierung auf einzelne Arten aus?
5. Gibt es bei einzelnen Arten signifikante Abundanzunterschiede zwischen großen und kleinen Gehölzflächen?
6. Existieren verallgemeinerbare Charakteristika von Arten, die besonders stark auf Habitatfragmentierung reagieren?
7. Wie gut sind kleine Gehölze in der Agrarlandschaft als Refugial- bzw. Ausweichhabitate oder Verbindungselemente zwischen Wäldern geeignet?
8. Welche Schlußfolgerungen lassen sich aus den Ergebnissen für den Naturschutz ableiten?

## 2 Das Modellgebiet Zülpicher Börde

Die Zülpicher Börde ist der südlichste Teil der Niederrheinischen Bucht und wird im Westen und Süden eingerahmt von den Höhenzügen der Eifel und des Hohen Fenn. Östlich der Börde liegt der

kleinere Höhenrücken von Ville und Kottenforst. Im Norden geht die Zülpicher in die Jülicher Börde über. Das Gebiet liegt im Regenschatten von Eifel und Ardennen zwischen 80 und 180 m über NN und besitzt ein trockenes, aber noch atlantisch mild gefärbtes Klima (Jahresdurchschnittstemperatur: 9,6°C, mittlere Niederschlagsmenge 550-650 mm).

In einigen Bereichen der Börde erreicht der Anteil intensiv landwirtschaftlich genutzter Fläche 80% und mehr (bis zu 95%, ERFTKREIS 1984), während die Waldfläche heute oft nur noch weniger als 5% Prozent - in einigen Gemeinden um 2% - der Gesamtfläche einnimmt (ERFTKREIS 1984, 1994). Hauptfeldfrüchte sind bördetypisch Zuckerrübe und Weizen.

Außer in den Fluß- und Bachtälern mit hydro-morphen Böden (meist Gleyböden auf Auenlehm) ist das Gebiet von in der Regel 1-2 m mächtigen, stark entkalkten Lössschichten bedeckt, die Hauptterassenschottern des einstigen Rhein-Maas-Schwemmfächers aufliegen (BRUNOTTE et al. 1994).

Parabraunerde mit mittlerer bis guter Basenversorgung, die bei Staunässe in Pseudogley-Parabraunerde übergeht, bildet den dominierenden Bodentyp des Gebietes. Schlecht zu bewirtschaftende Pseudogley und grundwasserbeeinflusste Gleyparabraunerden waren in der Vergangenheit die bevorzugten Standorte für Wald (ERFTKREIS 1994).

Als Einheiten der potentiellen natürlichen Vegetation treten im Gebiet auf: Maiglöckchen-Perlgrasbuchenwald auf kiesigen Böden, Flattergras-Traubeneichen-Buchenwald auf Lehm sowie Maiglöckchen-Stieleichen-Hainbuchenwald mit größeren Anteilen von Winterlinde auf Pseudogley (TRAUTMANN et al. 1973). Die untersuchten Waldrelikte gehören zu letztgenanntem Waldtyp. Hecken und Gebüsche in dieser Gegend sind in der Regel von Schlehen, Weißdorn oder schwarzem Holunder dominiert.

## 3 Material und Methoden

Das Vorkommen von Carabidenarten in Gehölzflächen und einigen anderen Biotopen wurde mit Hilfe von Bodenfallen erfaßt. Von 1990 bis 1992 wurden je Standort 5 mit Äthylenglycol und Detergenz als Konservierungsflüssigkeit bestückte Fallen (Durchmesser: 4,5 cm) eingesetzt bzw. in

die Auswertung einbezogen (teils waren mehr Fallen ausgebracht). In den Jahren 1994 und 1995 standen je 8 Lebendfallen pro Fläche (Durchmesser: 7,5 cm; mit feuchtem zerknülltem Filterpapier als Versteckmöglichkeit). Vor- und Nachteile der häufig eingesetzten Bodenfallenmethode sind in der Literatur ausführlich beschrieben (z.B. BAARS 1979; GRUTTKE 1989; SCHÜRSTEDT & GRUTTKE 2000). Zusätzlich wurden Handaufsammlungen durchgeführt.

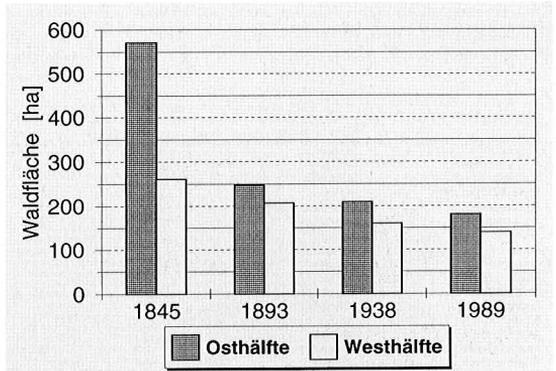
Insgesamt wurden 30 Laubgehölzflächen unterschiedlichen Alters, Größe und Isolationsgrades, darunter auch ein kleines, teils verbuschtes Feuchtgebiet (Wo), sowie zusätzlich 6 Wiesenflächen und 3 Äcker (Weizen und Roggen) untersucht (vgl. auch GRUTTKE 1997a und GRUTTKE et al. 1998). Benennung, Größe und Lage der Gehölzflächen sind den Tabellen 1 und 4 sowie Abbildung 6 zu entnehmen. Die Fallen waren in der Regel während der Vegetationsperiode zwischen Mai und Oktober exponiert (siehe auch SCHÜRSTEDT & GRUTTKE 2000). Zusätzlich wurden Bodenuntersuchungen und Vegetationsaufnahmen in allen Untersuchungsflächen durchgeführt.

Zur Ermittlung der landschaftlichen Veränderungen in einem etwa 100 km<sup>2</sup> großen Ausschnitt der Zülpicher Börde (siehe Abb. 6) während der letzten 150-200 Jahren wurden historisches und aktuelles Kartenmaterial sowie Luftbilder ausgewertet. Die topographischen Karten (1 : 25.000) von 1845, 1893, 1938 und 1989 dienten als Grundlage für die Erfassung und Bilanzierung aller wesentlichen Landschaftsparameter (z.B. Lage, Isolation und Größe von Gehölzflächen) mit Hilfe des Programms Arc-Info. Die statistischen Auswertungen wurden mit den Programmpaketen NCSS 5 (von J. L. Hintze, Kaysville, USA) und CANOCO (von C. J. Ter Braak, Wageningen, Niederlande) durchgeführt.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Waldverlust und -fragmentierung in den letzten 150-200 Jahren

Der Flächenteil des Waldes im Gebiet ist in den letzten 150 Jahren von ca. 12 % 1845 über etwa 5 % 1893 auf 3,8 % 1989 zurückgegangen. Besonders drastisch waren die Waldverluste im östlichen Teil des Untersuchungsgebiets (Abb. 1), wo von einem ehemals großen kompakten Waldareal nur noch kleine zerstreute Restflächen und ein etwas



**Abb. 1:** Waldrückgang im untersuchten 100 km<sup>2</sup> großen Landschaftsausschnitt der Zülpicher Börde (siehe Abb. 6) zwischen 1845 und 1989. Die Einbußen waren in der Osthälfte des Gebietes wesentlich größer als in der Westhälfte.

größeres, aber randlich zerteiltes Waldgebiet übrig geblieben sind (vgl. auch Abb. 6).

In der Westhälfte des Landschaftsausschnitts fand hingegen nur eine Verkleinerung von schon vor 150 Jahren isolierten Waldinseln statt (Abb. 1). Der Isolationsgrad ist dadurch allerdings für die einzelnen Waldfragmente erhöht worden.

Zwischen etwa 1800 und 1845 waren keine gravierenden Waldeinbußen zu verzeichnen. Die Hauptrodungen fanden in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts statt. Kleinflächig traten jedoch auch später Waldverluste ein. Im Gebiet fanden zwei Flurbereinigungen statt, die erste Ende der Zwanziger, die zweite ab Mitte der Siebziger Jahre dieses Jahrhunderts.

Weitere Entwicklungen, die die Tierwelt nachhaltig beeinflussten und teils auch die Isolation der Waldflächen verstärkten, waren die Intensivierung der Landwirtschaft, das weitgehende Trockenfallen der Fluß- und Bachauen, in erster Linie wegen der für den Braunkohletagebau notwendigen Grundwasserabsenkungen, die Verfüllung von Tümpeln, die Ausdehnung der Bebauung auch außerhalb von Ortschaften sowie der Ausbau des Straßen- und Wegenetzes (vgl. GRUTTKE 1997a, b).

### 4.2 Faunenpotential des Gebietes und verbreitungsbestimmende Parameter

Die Ergebnisse der umfangreichen Untersuchungen zwischen 1990 und 1992 vermitteln einen Überblick über die Zusammensetzung der Carabidenfauna des Untersuchungsgebietes. Insgesamt

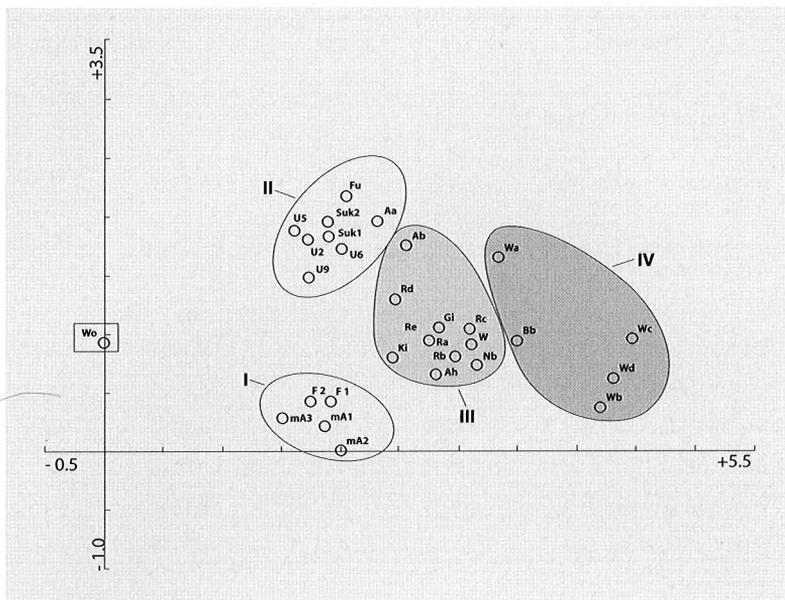
Tab. 1: Fangzahlen der Laufkäfer in Gehölzflächen während der Untersuchungsphase 1990/92 (weitere Erläuterungen im Text). 8-jährige Gehölzinseln (U2,5,6,9), junge Böschungsgebüsche (FU, Aa); alte Schlehen-(Weißdorn) Hecken (Ah, Ra, Rd), Feldholzinseln (Gi, Ki, W) und alte Böschungsgehölze (Rb, Rc, Re, Nb) sowie ein ca. 15-jähriges Autobahnböschungsgehölz (Ab); Rest: 5 alte Waldrelikte.

Carabidae 1990-1992	Arten	Abk	1990							1991											1992					Gesamt Σ
			U9	U6	U5	U2	W	Ah	Wo	Aa	Ab	Fu	Gi	Ki	Rb	Rc	Nb	Ra	Rd	Re	Bb	Wa	Wb	Wd	Wc	
Abax parallelipes	Ab pep																			7	4	1	3	39	54	
Abax parallelus	Ab par																			1		1			2	
Acupalpus dubius	Ac dub																								1	
Agonum fuliginosum	Ag ful																								67	
Agonum atrum	Ag moe				1																				111	
Agonum muelleri	Ag mu																								3	
Agonum thoreyi	Ag pol																								12	
Agonum viduum	Ag vid																								4	
Amara aenea	Am aen												1												1	
Amara aulica	Am aul																								4	
Amara bifrons	Am bif																								1	
Amara communis	Am com																								1	
Amara convexa	Am cov				1	2																			12	
Amara familiaris	Am fam																								10	
Amara lunicollis	Am lun																								6	
Amara ovata	Am ova																								1	
Amara similata	Am sim																								1	
Anchomenus dorsalis	Pt dor	8	10	9	17	6	6																		411	
Arctodactylus binotatus	An bin																								6	
Asaphidion flavipes	As fla																								1	
Badister bulbatus	Be bul				4	6	1	4																	1	
Bembidion assimile	Be ass																								2	
Bembidion biguttatum	Be big																								65	
Bembidion dentellum	Be den																								59	
Bembidion lampros	Be lam																								2	
Bembidion obscurum	Be obs																								1	
Bembidion quadrimaculatum	Be qua																								1	
Bembidion tetracolum	Be tet																								59	
Calathus cinctus	Cal ci																								1	
Calathus fuscipes	Cal fu																								6	
Calathus melanocephalus	Cal me																								10	
Calathus rotundicollis	Cal ro																								57	
Carabus auratus	Ca aur																								50	
Carabus moronit	Ca mon																								6	
Carabus nemoralis	Ca nem																								1	
Carabus problematicus	Ca pro																								1	
Cilivina fossor	Ci fos																								8	
Cychrus caraboides	Cy car																								1	
Dyschirius globosus	Dy glo																								1	
Elaphrus cupreus	El cup																								2	
Harpalus affinis	Ha aff																								8	
Harpalus laevipes	Ha qua																								2	
Harpalus latus	Ha lat																								1	
Harpalus rubripes	Ha rub																								3	
Harpalus tardus	Ha ter																								9	
Laemostenus ferricola	La fer																								17	
Leistus ferrugineus	Le fer																								775	
Leistus rufomarginatus	Le ruf																								1	
Loricera pilicornis	Lo pil																								1	
Nebria brevicollis	Ne bre																								1	
Notophilus biguttatus	No big																								14	
Notophilus gemmifolius	No gem																								1	
Notophilus palustris	No pal																								3	
Notophilus rufipes	No ruf																								3	
Ophonus nitidus	Ha nit																								182	
Oxyselephus obscurus	Pt obs																								1	
Panagaeus bipustulatus	Pa bip																								1	
Paradromius linearis	Dr lin																								1	
Paranichus albipes	Pt alb																								28	
Phloritoxenus melanocephalus	Dr mel																								1	
Platynus assimilis	Pt ass																								1	
Poecilus cupreus	Po cup																								1	
Pseudophonus rufipes	Ha ruf																								1	
Pterostichus madidus	Pt mad																								16	
Pterostichus melanarius	Pt mel																								7	
Pterostichus minor	Pt min																								70	
Pterostichus niger	Pt nig																								15	
Pterostichus nigrita	Pt nigr																								98	
Pterostichus oblongopunctatus	Pt obl																								8	
Pterostichus rhaeticus	Pt rha																								22	
Pterostichus strenuus	Pt str																								12	
Pterostichus vernalis	Pt ver																								8	
Stenophilus mixtus	St mix																								6	
Stomis purpuratus	Sto pu																								1	
Syntomus truncatellus	Sy tru																								1	
Synuchus vivalis	Syn vi																								2	
Trechoblemus micros	Trb mi																								1	
Trechus obscurus	Tr obs																								2	
Trechus quadristriatus	Tr qua																								1	
Summe Individuen	IZ	182	103	57	236	145	891	934	63	27	30	80	89	258	215	49	187	75	39	43	40	15	69	115	3942	
Artenzahl gesamt	AZ	12	14	15	19	15	18	38	6	7	7	9	17	15	15	13	10	9	8	9	11	11	13	16	79	
Waldartenzahl	WAZI	0	0	0	1	4	3	3	0	1	0	0	1	4	4	2	1	1	0	4	4	6	7	11	14	
Waldartenzahl sensu stricto	WAZII	0	0	0	0	3	3	2	0	1	0	0	2	2	2	1	1	0	4	3	5	6	9	12	75	
Gehölzflächenprognose (ha)	FLG	0,04	0,04	0,03	0,04	0,35	0,2	0,05	0,2	2,2	0,1	0,2	0,4	0,4	0,2	0,1	0,3	0,1	0,2	3,3	2,8	2	6,8	156		

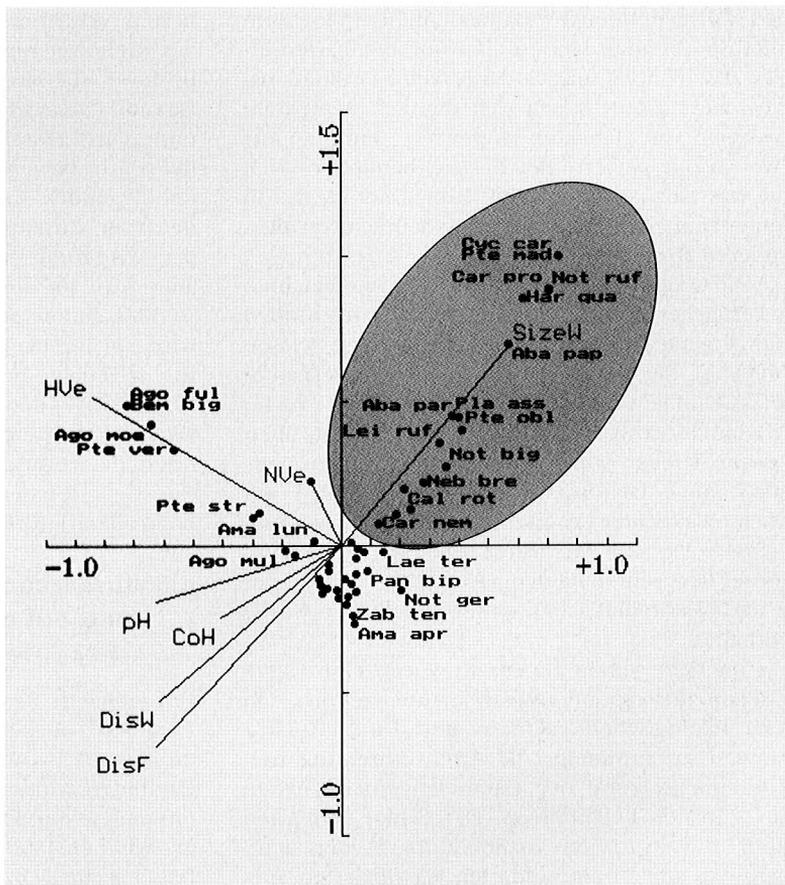
wurden bei diesen Erhebungen auf 32 Untersuchungsflächen 90 Laufkäferarten nachgewiesen (vgl. GRUTKE 1997a), 79 davon in Gehölzflächen (Tab. 1), von denen nach Literaturangaben 14

(BARNDT et al 1991; TURIN et al. 1991) als walddiologische Arten klassifiziert werden können. Diese Arten werden in der Folge nur noch Waldarten genannt.

**Abb. 2:** Ordinationsdiagramm der Untersuchungsstandorte als Ergebnis einer Korrespondenzanalyse (Typ DCA siehe Text) des Laufkäferdatensatzes der Fänge von 1990/92. Umrandete Gruppen: I: Äcker (F1,2); junge Wiesen auf ehemaligen Äckern (mA1-3); II: 8-jährige Gehölzinseln (U2,5,6,9); junge Böschungsgebüsche (Fu, Aa) und der Sukzession überlassene Wiesen (Suk 1,2); III: alte Schleen-(Weißdorn) Hecken (Ah, Ra, Rd), Feldholzinseln (Gi, Ki, W) und alte Böschungsgehölze (Rb, Rc, Re, Nb) sowie ein ca. 15-jähriges Autobahnböschungsgehölz (Ab); IV: 5 alte Waldrelikte.



**Abb. 3:** Ergebnis einer kanonischen Korrespondenzanalyse der Laufkäferfangdaten von 1990/92. Die Anordnung der Arten im Ordinationsdiagramm lässt deren relative Abhängigkeit von den dargestellten Habitat- und Landschaftsparametern erkennen (aus optischen Gründen sind nicht alle in die Auswertung einbezogenen Parameter dargestellt). Die gerasterte Fläche um den Parameter „SizeW“ (Gehölzflächengröße) enthält alle nachgewiesenen Waldcarabidenarten (Artkürzel siehe Tab. 1). Weitere Parameterkürzel: DisW: Distanz zu nächstem Wald > 1 ha; DisF: Distanz zu nächstem Wald > 100 ha; HVe: mittlerer Feuchtezeigerwert der Bodenvegetation; NVe: mittlerer Stickstoffzeigerwert der Bodenvegetation; CoH: mittlerer Deckungsgrad der Krautschicht; pH: Boden pH-Wert.



Parameter	Artenzahl gesamt		Anzahl Waldarten	
	rs	Signifikanz	rs	Signifikanz
Abstand zu nächstem Wald > 1 ha	0,3133	n.s.	- 0,5068	*
Abstand zu nächstem Wald > 100 ha	0,1608	n.s.	- 0,5791	**
Gehölzflächengröße (log <sub>10</sub> -Werte)	- 0,0026	n.s.	0,7225	***
Deckung Gehölzschicht	- 0,2114	n.s.	0,3304	n.s.
Deckung Krautschicht	0,1641	n.s.	- 0,4015	n.s.
Deckung Mooschicht	0,4359	*	0,3210	n.s.
Boden pH	- 0,3975	n.s.	- 0,6981	***
Feuchtezeigerwert H <sup>1</sup>	0,2037	n.s.	- 0,1409	n.s.
Stickstoffzeigerwert N <sup>2</sup>	0,1291	n.s.	0,1459	n.s.

Tab. 2: Spearman Rang-Korrelationen (rs) von sechs Habitat- und drei Landschaftsparametern mit sowohl der Gesamtartenzahl als auch der Anzahl an Waldarten der Carabiden für 21 Gehölzbiotope unterschiedlicher Größe, die 1990/92 untersucht wurden. Signifikanzniveaus: n.s.: nicht signifikant (wenn  $p > 0,05$ ); \*:  $p < 0,05$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*\*\*:  $p < 0,005$ ; H<sup>1</sup>: mittlerer Feuchtezeigerwert der Vegetation; N<sup>2</sup>: mittlerer Stickstoffzeigerwert der Vegetation.

Eine Korrespondenzanalyse (Typ DCA: Detrended Correspondence Analysis) mit den logarithmierten Abundanzwerten aller Carabidenarten ergibt das in Abbildung 2 dargestellte Ordinationsdiagramm. Darin lassen sich deutlich 4 separate Gruppen von Habitaten abgrenzen. Ein Standort (Wo) bleibt isoliert. Bei diesem handelt es sich um das einzige untersuchte Feuchtbiotop, das in seiner Faunenzusammensetzung deutlich von allen anderen abweicht.

Die Gruppe I (Abb. 2) enthält alle untersuchten Ackerflächen (F1-3, aus Darstellbarkeitsgründen nur 2 eingezeichnet) sowie einige junge Wiesen (mA1- 3), die erst zwei Jahre zuvor von Äckern in Wiesen umgewandelt wurden. Der zweite Cluster (II) umfaßt sowohl 2 ältere, der Sukzession überlassene Streifen von Glatthaferwiesen (Suk1-2) als auch junge Gehölzanpflanzungen (8-jährig) mit noch teils dichter Krautschicht. Ältere Hecken und Feldgehölze sind im dritten Cluster (III) vereint. Dieser liegt sehr nahe dem vierten Cluster (IV), der 5 alte Waldrelikflächen unterschiedlicher Größe enthält.

Mit dem selben Datensatz wurde eine Canoniche Korrespondenzanalyse durchgeführt, um jene ökologischen Faktoren und Landschaftsparameter zu ermitteln, die Artenverbreitung und Zusammensetzung der Carabidengemeinschaften am stärksten beeinflussen. Der Biplot von Arten und Umweltvariablen in Abbildung 3 zeigt deutlich, daß alle 14 als Waldarten klassifizierten Spe-

zies in einer Gruppe um die Variable „SizeW“ herum versammelt sind, die die Flächengröße der Gehölze repräsentiert. Hierdurch wird ein positiver statistischer Zusammenhang mit dieser Variablen angezeigt. Die Abstandsvariablen „DisW“ und „DisF“ (Distanzen zum nächstgelegenen Waldrelikt > 1 ha bzw. > 100 ha) befinden sich im gegenüberliegenden Quadranten des Diagramms. Ein negativer Zusammenhang mit dem Vorkommen der Waldarten kann vermutet werden, läßt sich aber nicht aus dem Diagramm entnehmen.

Eine andere gut abgegrenzte Gruppe von Arten wird in ihrem Vorkommen hauptsächlich vom Faktor Feuchte beeinflusst (repräsentiert durch die Variable HVe, den mittleren Feuchtezeigerwert der Vegetation). Hierbei handelt es sich um hygrophile Arten, die hauptsächlich am Standort Wo vorkamen (aus Gründen der graphischen Überlagerung sind nicht alle Arten im Diagramm abgebildet).

### 4.3 Auswirkungen der Waldfragmentierung auf die Artenzahl walddtypischer Arten.

Um mögliche Zusammenhänge zwischen Umweltvariablen - insbesondere der Parameter Flächengröße und Isolation - und den Artenzahlen der Carabiden zu identifizieren, wurde eine Korrelationsanalyse mit dem ersten Datensatz, der die Fänge zwischen 1990 und 1992 umfaßt, durchgeführt. Dabei zeigte sich, daß die Gesamtartenzahl der Ca-

rabiden keine ausgeprägte statistische Beziehung zu irgend einem der berücksichtigten Parameter aufweist (Tab. 2) (Ausnahme: eine leicht signifikante Korrelation mit dem Deckungsgrad der Mooschicht).

Für die Anzahl der Waldarten hingegen läßt sich eine hohe Korrelation mit der Gehölzflächengröße erkennen. Auch für die beiden Isolations- oder Abstandsparameter wurden hohe Korrelationswerte ermittelt (Tab. 2). Alle 3 letztgenannten Landschaftsparameter sind jedoch im statistischen Sinne nicht unabhängig voneinander sondern miteinander korreliert. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die untersuchten Waldreste nicht zufällig im Gebiet verteilt sind, sondern infolge des sukzessiven Fortschreitens der Waldfragmentierung hierarchisch in der Landschaft angeordnet sind, kleine Waldreste also auch in der Regel isolierter liegen als größere.

Der Boden-pH ist der einzige Habitatqualitätsparameter, für den eine hohe Korrelation mit der Waldartenzahl der Carabiden zu finden war. Alle anderen Korrelationen sind nicht signifikant.

Bei den nun folgenden Auswertungen der Jahresfänge von 1994 und 1995 wurden nur noch die Waldarten berücksichtigt, denn Waldfragmentierungseffekte ließen sich nur für diese Gruppe erwarten. Um zur Prüfung der Abhängigkeit der Waldartenzahl von Habitat- und Landschaftsparametern einen möglichst homogenen Datensatz zu erhalten und in den statistischen Analysen den Einfluß von Habitatqualitätsparametern möglichst konstant zu halten, wurden bei den folgenden Auswertungen nur noch Fänge aus den 11 echten Waldrelikten einbezogen, also jenen Flächen, die zu alten, ehemals größeren Waldkomplexen gehö-

**Tab. 3:** Spearman Rang-Korrelationen (rs) zwischen elf Habitat- und Landschaftsparametern sowie zum einen der Anzahl der Waldarten unter den Carabiden insgesamt (WA I) und zum anderen der Anzahl an Waldarten im engeren Sinne (sensu strictu: s.str.) (WA II). Datengrundlage sind nur die Fangzahlen aus den alten Waldrelikten von 1994 (n=9) und 1995 (n=11). Die Datensätze von 1994 und 1995 wurden zu einem neuen, gemeinsamen zusammengefügt (n=20) (für H<sup>1</sup> und N<sup>2</sup> siehe Tab. 2). Signifikanzniveaus: n.s.: nicht signifikant; \*: p < 0,05; \*\*: p < 0,01; \*\*\*: p < 0,005; \*\*\*\*: p < 0,001.

Die Variablen, deren Kombination die höchste Schätzgenauigkeit für den multiplen Regressionskoeffizienten (R<sup>2</sup>) bei robuster iterativer Regression ergibt, sind in der rechten Tabellenhälfte mit R1, R2 und R3 gekennzeichnet. Multiple Regressionen wurden einerseits mit nur den rezenten Werten der Parameter errechnet (A), zum anderen aber auch unter Einbeziehung der Flächengrößen der Wälder 1938 und 1893 (B). Dies führt zu unterschiedlichen Ergebnissen. Signifikanz: (A) WA I: R2 = 0,7317, F-Ratio: 14,54, p < 0,0001; (A) WA II: R2 = 0,8514, F-Ratio: 28,66, p < 0,0001; (B) WA I: R2 = 0,7652, F-Ratio: 17,38, p < 0,0001; (B) WA II: R2 = 0,7802, F-Ratio: 18,93, p < 0,0001.

Parameter	Spearman Korrelationskoeffizient (rs) n=20		Multiple Regression			
	Waldarten	Waldarten s.str.	Variablen (A)		Variablen (B)	
	WA I	WA II	WA I	WA II	WA I	WA II
Abstand zu nächstem Wald > 1 ha	-0,5962 **	-0,6614 ***			R1	R1
Abstand zu nächstem Wald > 100 ha	-0,6303 ***	-0,6945 ****	R1	R2	R2	R2
Waldgröße 1989 (log <sub>10</sub> Fläche)	0,5266 *	0,4907 *				
Waldgröße 1938 (log <sub>10</sub> Fläche)	0,5810 **	0,5981 **				
Waldgröße 1893 (log <sub>10</sub> Fläche)	0,1690 n.s.	0,2166 n.s.			R3	R3
Deckung Baum/Strauchschicht	-0,0775 n.s.	-0,0670 n.s.		R3		
Deckung Krautschicht	0,0015 n.s.	-0,0847 n.s.				
Deckung Mooschicht	-0,1276 n.s.	-0,0853 n.s.	R3			
Boden pH	0,0635 n.s.	0,3282 n.s.	R2			
Feuchtezeigerwert H <sup>1</sup>	-0,0690 n.s.	-0,0190 n.s.				
Stickstoffzeigerwert N <sup>2</sup>	0,0054 n.s.	-0,0031 n.s.				

ren. Die Daten von 1994 und 1995 wurden außerdem zu einem gemeinsamen Datensatz zusammengefügt, um eine bessere statistische Absicherung durch höhere Stichprobenzahl zu erreichen. Die Grundtendenzen der Resultate ändern sich bei separater Betrachtung der Datensätze beider Jahre nicht.

Tabelle 3 zeigt die Ergebnisse der Artenzahl bezogenen multiplen Regressions- und Korrelationsanalyse für den verbundenen Datensatz. Der Abstand zu benachbarten Waldflächen - großen wie kleineren - ist demnach von ausschlaggebender Bedeutung für die Anzahl vorkommender Waldcarabidenarten in einer Fläche. Zu diesem Resultat gelangt man sowohl durch die Berechnung der Korrelationen zwischen Waldartenzahl und verschiedenen Habitat- und Landschaftsparametern,

Tab. 4: Fangzahlen der Laufkäfer in der Untersuchungsphase 1994/95 (weitere Erläuterungen im Text). Alle Flächen mit Ausnahme von Ah, W, Gi, Rb und Hw sind alte Waldrelikte.

Carabidae	1994														1995														Σ
	Ah	W	Gi	Rb	BA	BB	MH	WA	WB	WC	WD	WE	WF	Hw	Gi	BA	BB	BC	MH	WA	WBa	WC I	WCII	WD	WE	WF			
Gesamt 1994 und 1995					18	19	72	17	81	84	78	21	1			5	13	6	40	13	2	22	49	39	11	591			
Abax parallelipodus							7	1	1	22	17							1	10							90			
Abax parallelus			1																			7	1	23		1			
Agonum afrum				1																						1			
Amara apricaria																										1			
Amara consularis							1																			1			
Amara convexior				1	1								1		1									1		8			
Amara lunicollis							14										19	19								52			
Amara plebeja																										4			
Amara similata																										1			
Anchomenus dorsalis	1	1	1	3									4	1	7									3	11	32			
Asaphidion flavipes	1				1																		1			4			
Badister bullatus				2											2								1			9			
Bembidion properans																										1			
Bembidion tetracolum														3	2	1									2	8			
Calathus ambiguus														1												1			
Calathus fuscipes			2																							2			
Calathus melanocephalus			1																							3			
Calathus rotundicollis	1	66		18	1	5		13	1		2	10	13			1	5	15	1	14		1	2	4	11	4	188		
Carabus coriaceus							8													6						14			
Carabus monilis																				1						5			
Carabus nemoralis	1	15		7				8		3	4	3	3			2	8	6	3		3	3	12			81			
Carabus problematicus					26		13	1	3	10	16	4	2			51	6		14	11		6	5	18	1	2	189		
Civina fossor										1																3			
Cychrus caraboides											1				1									1	1	3			
Demetrias atricapillus																										1			
Dromius quadrimaculatus																										1			
Harpalus affinis	2		6	1				1																		9			
Harpalus laevis											1	1											1			4			
Harpalus latus	1						2			1	6	1		1					2			6	1			21			
Harpalus tardus	2	1	3										1		2											9			
Laemostenus terricola	193	168	7	70		7							29						1	1					6	488			
Leistus ferrugineus			7	3						1				2	2	2			2	2					1	19			
Leistus rufomarginatus				3		1					1															10			
Loricera pilicornis	2			1	2			1	1			3		1					1	2		1	1		2	18			
Molops piceus																										1			
Nebria brevicollis		1		16	8							1	1	1	1				2		1		3			34			
Notiophilus biguttatus				3			1	1				1	1	2	1											12			
Notiophilus germinalis																										1			
Notiophilus palustris			1																							1			
Notiophilus rufipes					1		2	2		1	2								1	3					1	13			
Ophonus nitidulus				5									1		1											7			
Panagaeus bipustulatus	1			1									1	1												5			
Platynus assimilis								1	1				6													11			
Poecilus cupreus										1			2							1						5			
Pseudophonus rufipes				3																						5			
Pterost. oblongopunctatus			5		16	17	69			1	4	6	1	5	2		1	1	10	14	7	10				190			
Pterostichus madidus							1					53	53									84	1	23		215			
Pterostichus melanarius	1	1		15	7			2		1		3	2	3					7		1				2	7			
Pterostichus niger																										2			
Pterostichus strenuus	1																		1							5			
Stomis pumicatus		1		1									1											1		5			
Synonymus truncatellus																										1			
Synuchus vivalis		1						1			1	1	5		1											10			
Trochus quadristriatus	20	100	24	136	2	23	6			7	5	1	1	84	93									60	96	817			
Zabrus tenebrioides														1												2	5		
Summe Individuen	227	371	48	294	77	90	183	57	99	189	185	178	146	93	51											3253			
Artenzahl gesamt	13	15	10	19	11	9	12	14	13	14	15	21	20	4	14											65			
Waldartenzahl	2	4	0	6	7	3	10	8	4	10	11	7	7	0	2											16			
Waldartenzahl sensu strictu	1	2	0	3	6	3	10	7	4	9	9	6	6	0	1											14			
Gehölzflächengröße [ha]	0,2	0,4	0,2	0,4	9,6	3,3	113	2,8	2	156	6,8	1	0,4	0,01	0,2	9,6	3,3	2,9	113	2,8	2	156	156	6,8	1	0,4			
Untersuchungsflächen	Ah	W	GI	Rb	BA	BB	Mh	WA	WB	WC	WD	WE	WF	Hw	GI	BA	BB	BC	MH	WA	WB	WC I	WCII	WD	WE	WF	Σ		

als auch durch die multiple Regressionsanalyse, bei der die beiden Abstandsvariablen in Kombination jeweils (mit einer Ausnahme) die besten Schätzwerte für den multiplen Korrelationskoeffizienten ergeben. In besonderem Maße wird dies deutlich, wenn nur die 14 Waldarten im engeren Sinne (sensu strictu, d.h. ohne *Carabus nemoralis* und *Nebria brevicollis*, WA II) in die Analyse einbezogen werden. Von den berücksichtigten Habitatqualitätsparametern weist jedoch keiner eine signifikante Korrelation mit den Waldartenzahlen auf.

Bezieht man außer der aktuellen Flächengröße (1989, Fall (A) der multiplen Regression in Tab. 3) auch die historische Ausdehnung der Waldflächen

1938 und 1893 in die Analyse mit ein (Fall B), so ergibt sich für 1938 ein engerer Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenzahlen als für 1989. Dies deutet auf einen möglichen Effekt der Isolationsdauer der Flächen hin. Allerdings erscheint dieser Unterschied zu schwach, um daraus weitergehende Schlußfolgerungen abzuleiten. Die Flächengrößen von 1893 besitzen hingegen keinen erkennbaren Einfluß auf die heutigen Waldartenzahlen.

Einschränkend bleibt hinzuzufügen, daß auch bei diesem Datensatz die drei Landschaftsparameter nicht statistisch unabhängig voneinander sind. Die Gründe dafür wurden bereits erläutert.

#### 4.4 Einfluß von Habitatqualitäts- und Landschaftsparametern auf Vorkommen und Verbreitung einzelner Arten.

Wenn Habitatfragmentierung zu einer Reduktion der Waldartenzahl führt, so sollten auch bei einzelnen Arten Auswirkungen feststellbar sein. Nach Literaturangaben (z.B. CUTLER 1991; MÜHLENBERG & SLOWIG 1997) müßte sich sogar eine gewisse Gesetzmäßigkeit im Verschwinden der Arten zeigen, d.h. einige Arten müßten regelmäßig früher ausbleiben als andere, wenn eine zunehmende Fragmentierung von Lebensräumen in einem Gebiet eintritt.

Um dies zu prüfen, wurde der vereinigte Datensatz der Untersuchungsjahre 1994 und 1995 genauer analysiert (Fangzahlen aller Arten siehe Tab. 4). Dazu wurden die Untersuchungsflächen in 3 Klassen aufgeteilt (in Abb. 4 und 5 verkürzt Größenklassen genannt) und die Fangzahlen aus großen Waldrelikten (> 6,5 ha) mit denen aus kleinen Reliktflächen (0,4-3,5 ha) sowie jenen aus Kleingehölzen, die nie zu alten Wäldern gehörten ( $\leq 0,4$  ha), statistisch verglichen. Die beiden letzten Klassen unterscheiden sich also außer in der mittleren Habitatgröße auch in ihrer Herkunft und Entwicklung.

Die Ergebnisse zeigen zunächst, daß die drei in der Flächengröße signifikant unterschiedenen Habitatklassen auch signifikant verschiedene Waldartenzahlen besitzen, wobei ein stetiger Anstieg von den kleinen zu den großen Flächen hin zu verzeichnen ist (Abb. 4 und Tab.5). Dies bestätigt die Befunde der vorherigen Auswertungen.

Für die einzelnen Arten ergibt die Analyse sehr unterschiedliche Ergebnisbilder. Insgesamt vier Arten (*Carabus coriaceus*, *Cychrus caraboides*, *Molops piceus* und *Pterostichus madidus*) wurden über alle Untersuchungsjahre hinweg ausschließlich in den beiden großen Waldrelikten WC und MH sowie in der WC direkt benachbarten größeren Waldinsel WD gefangen (siehe Tab.1 und 4), wobei von *M. piceus* insgesamt nur 2 Belege aus WD (1 Exemplar in Bodenfalle 1995, 1 Handfang) vorliegen. Von diesen Arten ist anzunehmen, daß sie von der Habitatfragmentierung im Gebiet besonders stark betroffen sind.

Fünf weitere Arten (*Abax parallelus*, *A. paralelepipedus*, *Carabus problematicus*, *Notiophilus rufipes* und *Harpalus 4-punctata*) wurden zwar

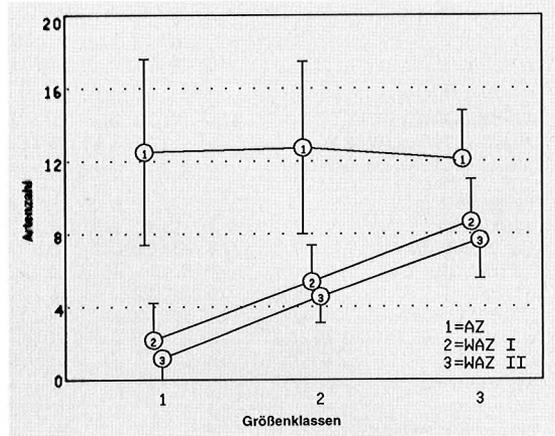


Abb. 4: Mittlere Gesamtartenzahlen (AZ), Waldartenzahlen gesamt (WAZ I) und Waldartenzahlen sensu stricto, d.h. ohne *Carabus nemoralis* und *Nebria brevicollis*, (WAZ II) der Carabidenfänge 1994/95 in Gehölzflächen unterschiedlicher Größe und Genese (siehe Text und Tab. 5). Größenklassen: 1: Waldrelikte > 6,5 ha; 2: Waldrelikte von 0,4- 3,5 ha; 3: Kleingehölze ohne Waldursprung < 0,4 ha.

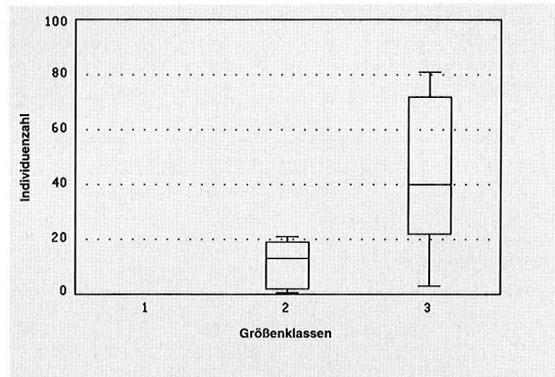


Abb. 5: Boxplot der mittleren Fangzahlen von *Abax paralelepipedus* 1994/95 in Gehölzflächen unterschiedlicher Größe und Genese (siehe Text Abb. 4). Angezeigt werden jeweils der Median, die 25% und 75% Quantile (untere bzw. obere Balkenbegrenzung) sowie die 10% und 90% Quantile (Querstriche an den Endpunkten) der Werteverteilungen.

auch in Flächen kleiner als 3,5 ha angetroffen, jedoch ausschließlich in Waldreliktflächen und nicht in kleineren Gehölzen außerhalb ehemaliger Waldgebiete (Tab. 1 und 4). Bei dreien dieser Arten (alle außer *Notiophilus rufipes*) sind die Fangzahlen in großen Waldresten außerdem signifikant höher als in den kleineren (Tab. 5). Abbildung 5 illustriert dies in einem Box-Plot, der die Verteilung der Fangzahlen von *Abax paralelepipedus* wiedergibt.

	große Waldrelikte (n = 9)	kleine Waldrelikte (n = 11)	Hecken Feldgehölze (n = 6)
Artenzahl gesamt	13,0 ± 1,8 a	12,7 ± 4,7 a	12,5 ± 5,1 a
Anzahl Waldarten (WAZ I)	9,3 ± 2,2 a	5,4 ± 2,0 b	2,2 ± 2,0 c
Anzahl Waldarten s.str. (WAZ II)	8,3 ± 2,2 a	4,5 ± 1,4 b	1,2 ± 1,2 c
<i>Pt. madidus</i> ( $\bar{x} \pm s$ )	23,9 ± 31,8 a	0 b	0 b
<i>Ab. parallelepipedus</i> ( $\bar{x} \pm s$ )	45,0 ± 28,4 a	13,1 ± 11,8 b	0 c
<i>Car. problematicus</i> ( $\bar{x} \pm s$ )	17,7 ± 14,0 a	2,6 ± 3,3 b	0 c
<i>Ab. parallelus</i> ( $\bar{x} \pm s$ )	9,7 ± 9,1 a	0,3 ± 0,5 b	0 b
<i>No. rufipes</i> ( $\bar{x} \pm s$ )	0,9 ± 0,8 a	0,4 ± 1,0 ab	0 b
<i>Pt. oblongopunctatus</i> ( $\bar{x} \pm s$ )	14,1 ± 21,1 a	4,4 ± 6,0 ab	0,8 ± 2,0 b
<i>Cal. rotundicollis</i> ( $\bar{x} \pm s$ )	1,3 ± 1,2 a	8,3 ± 5,4 b	14,2 ± 26,4 ab
<i>Car. nemoralis</i> ( $\bar{x} \pm s$ )	3,4 ± 3,8 a	2,4 ± 3,0 a	3,8 ± 6,1 a
<i>Ne. brevicollis</i> ( $\bar{x} \pm s$ )	1,3 ± 2,7 a	0,4 ± 0,7 a	3,0 ± 6,4 a
<i>No. biguttatus</i> ( $\bar{x} \pm s$ )	0,3 ± 0,5 a	0,4 ± 0,7 a	0,6 ± 1,2 a
<i>Le. rufomarginatus</i> ( $\bar{x} \pm s$ )	0,6 ± 0,7 a	0,2 ± 0,6 a	0,5 ± 1,2 a
Abstand zu Wald > 1 ha (km)	0,23 ± 0,33 a	0,50 ± 0,38 a	1,82 ± 0,43 b
Abstand zu Wald > 100 ha (km)	0,24 ± 0,35 a	1,89 ± 0,30 b	3,85 ± 0,68 c
Gehölzflächengröße (ha)	80,8 ± 70,9 a	2,0 ± 1,1 b	0,2 ± 0,1 c
Deckung Gehölzschicht (%)	91 ± 6 a	91 ± 6 a	81 ± 12 a
Deckung Krautschicht (%)	25 ± 24 a	24 ± 14 a	24 ± 19 a
Deckung Moosschicht (%)	13 ± 16 a	11 ± 11 a	17 ± 8 a
Boden pH	4,1 ± 0,3 a	4,1 ± 0,4 a	5,2 ± 1,0 b
mittlerer Feuchtezeigerwert	5,1 ± 0,1 a	5,1 ± 0,2 a	4,9 ± 0,2 a
mittlerer Stickstoffzeigerwert	6,9 ± 0,5 a	6,5 ± 0,6 a	7,3 ± 1,1 a

**Tab. 5:** Vergleich von großen (> 6,5 ha) und kleinen (0,4 bis < 3,5 ha) Waldrelikten sowie Feldgehölzen (≤ 0,4 ha) der untersuchten Agrarlandschaft bezüglich durchschnittlicher Artenzahlen der Laufkäfer (gesamt, Waldarten und Waldarten sensu strictu), mittlerer Fangzahlen ( $\bar{x} \pm s$ ) aller Carabidenarten, die in mindestens 6 von insgesamt 26 Einzelstichproben (Fang pro Standort und Jahr, 1994 oder 1995) vorhanden waren, sowie der Mittelwerte von 9 Habitat- und Landschaftsparametern ( $\bar{x} \pm s$ ). Signifikante Unterschiede nach U-Test ( $p \leq 0,05$ ) sind durch Buchstaben (a, b, ab) neben den Zahlen gekennzeichnet.

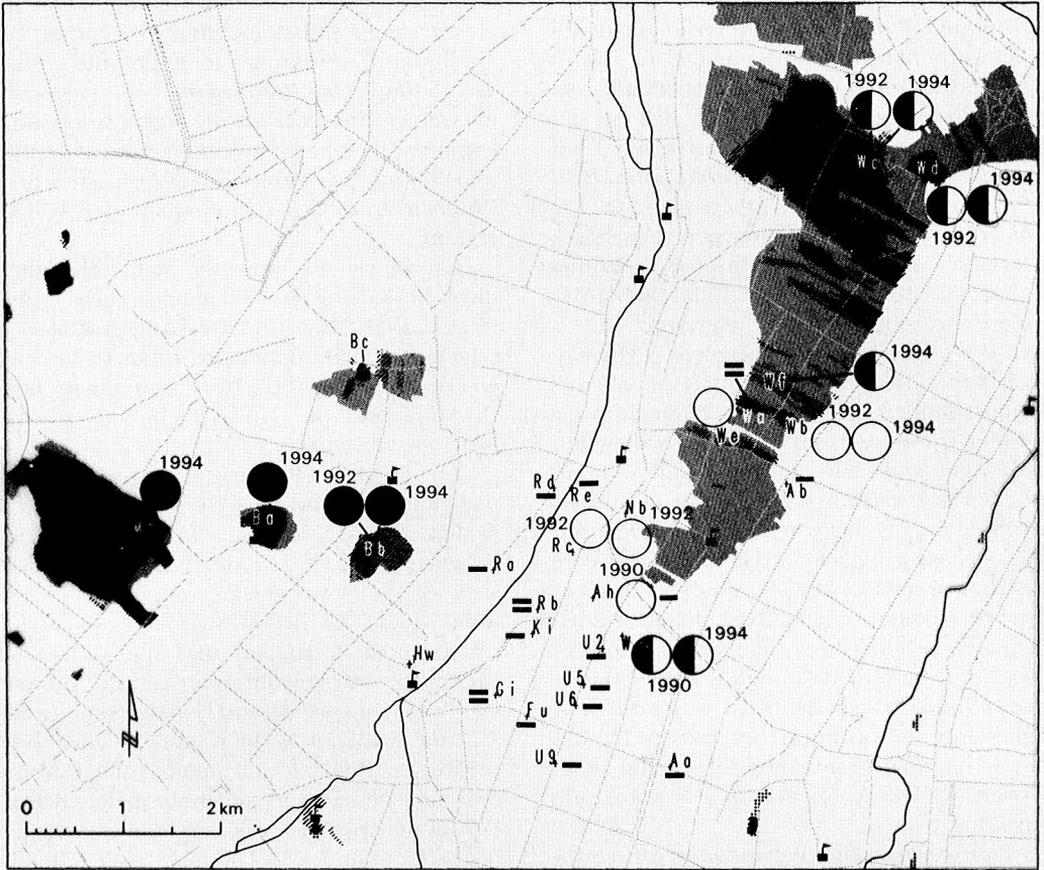
Parameter	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>			<i>Calathus rotundicollis</i>		
	bs.hab.W (n = 4)	bs.hab.H (n = 4)	unbs.hab.H (n = 5)	bs.hab.W (n = 5)	bs.hab.H (n = 9)	unbs.hab.H (n = 3)
Distanz zu nächstem besiedelten Habitat (m)	363 ± 286 <sup>b</sup>	475 ± 29 <sup>b</sup>	812 ± 399 <sup>c</sup>	330 ± 258 <sup>a</sup>	444 ± 217 <sup>a</sup>	483 ± 453 <sup>a</sup>
Dist. zu Wald > 1 ha (km)*	0 <sup>a</sup>	1,9 ± 0,4 <sup>b</sup>	1,7 ± 0,3 <sup>b</sup>	0 <sup>a</sup>	1,7 ± 0,5 <sup>b</sup>	1,7 ± 0,2 <sup>b</sup>
Dist. zu Wald > 100 ha (km)	1,0 ± 1,0 <sup>a</sup>	4,2 ± 0,4 <sup>b</sup>	3,8 ± 0,2 <sup>b</sup>	1,1 ± 0,9 <sup>a</sup>	3,9 ± 0,7 <sup>b</sup>	3,8 ± 0,1 <sup>b</sup>
Habitatgröße (ha)	42,0 ± 76,0 <sup>a</sup>	0,2 ± 0,1 <sup>b</sup>	0,2 ± 0,1 <sup>b</sup>	34,2 ± 68,1 <sup>a</sup>	0,4 ± 0,7 <sup>b</sup>	0,3 ± 0,1 <sup>b</sup>
Deckung Gehölze (%)	88 ± 4 <sup>a</sup>	84 ± 12 <sup>a</sup>	84 ± 12 <sup>a</sup>	85 ± 7 <sup>a</sup>	79 ± 23 <sup>a</sup>	66 ± 25 <sup>a</sup>
Deckung Krautschicht (%)	37 ± 22 <sup>a</sup>	15 ± 10 <sup>a</sup>	31 ± 21 <sup>a</sup>	30 ± 25 <sup>a</sup>	21 ± 23 <sup>a</sup>	54 ± 8 <sup>a</sup>
Deckung Moosschicht (%)	32 ± 26 <sup>a</sup>	18 ± 17 <sup>a</sup>	5 ± 6 <sup>b</sup>	28 ± 25 <sup>a</sup>	12 ± 13 <sup>a</sup>	8 ± 11 <sup>a</sup>
Boden pH	4,0 ± 0,2 <sup>a</sup>	4,7 ± 0,7 <sup>a</sup>	5,8 ± 0,5 <sup>b</sup>	4,0 ± 0,1 <sup>a</sup>	5,5 ± 0,9 <sup>b</sup>	5,4 ± 0,6 <sup>b</sup>
Feuchtezeigerwert H	5,0 ± 0,2 <sup>a</sup>	5,0 ± 0,2 <sup>a</sup>	5,0 ± 0,2 <sup>a</sup>	5,0 ± 0,1 <sup>a</sup>	5,2 ± 0,9 <sup>a</sup>	4,8 ± 0,3 <sup>a</sup>
Stickstoffzeigerwert N	5,8 ± 0,9 <sup>a</sup>	7,9 ± 0,8 <sup>b</sup>	7,1 ± 1,2 <sup>b</sup>	6,1 ± 1,1 <sup>a</sup>	7,4 ± 1,1 <sup>a</sup>	6,0 ± 1,1 <sup>a</sup>
Mittlere Fangzahl ( $\bar{x} \pm s$ )	6,5 ± 5,9 <sup>a</sup>	2,8 ± 3,5 <sup>a</sup>	0 <sup>b</sup>	5,6 ± 7,6 <sup>a</sup>	14,3 ± 22,3 <sup>a</sup>	0 <sup>b</sup>

**Tab. 6:** Vergleich von einerseits besiedelten Waldhabitaten (bs.hab.W) und besiedelten Kleingehölzen (bs.hab.H) und andererseits unbesiedelten Kleingehölz-Habitaten (unbs.hab.H) der Arten *Pterostichus oblongopunctatus* und *Calathus rotundicollis* 1990/92 hinsichtlich verschiedener Habitat- und Landschaftsparameter. Signifikante Unterschiede nach U-Test ( $p \leq 0,05$ ) durch Buchstaben (a, b, ab) hinter den Zahlen für beide Arten getrennt gekennzeichnet (\*: abweichend zur vorherigen Tab. 5 ist dieser Abstand hier für alle Gehölze  $\geq 2$  ha gleich 0 gesetzt).

Häufigkeitsverteilung und raum-zeitliche Dynamik von *Carabus problematicus* im Gebiet, wurden bereits ausführlich an anderer Stelle dargestellt (GRÜTTKE & ENGELS 1998). Es gibt gute Hinweise dafür, daß diese Art sich im Untersu-

chungszeitraum in Ausbreitung befand.

Die verbleibenden 7 Waldcarabidenarten wurden zumindest einmal auch in kleineren Feldgehölzen angetroffen. Innerhalb dieser Artengruppe gibt es jedoch nochmals große Unterschiede. Während



Abundanzklassen:

- |   |   |   |                 |   |   |
|---|---|---|-----------------|---|---|
| - | : 0 in 1990/92<br>(1994 nicht untersucht) | ▨ | Waldfläche 1845 | + | Untersuchungsflächen (z.B. Nb)                              |
| = | : 0 in 1990/92<br>und 1994                | ▧ | Waldfläche 1893 | ▤ | Befestigte Straßen 1989                                     |
| ○ | : 1 - 2                                   | ▩ | Waldfläche 1938 | ▥ | Fluß/Bach   |
| ◐ | : 3 - 10                                  | ▪ | Waldfläche 1989 | + | Markante Gebäude (Burg/altes<br>Gehöft) als Referenzpunkte. |
| ● | : > 10                                    |   |                 |   |   |

Abb. 6: Verbreitung und Häufigkeit der Waldlaufkäferart *Pterostichus oblongopunctatus* im Modellgebiet in der Zülpicher Börde 1990/92 und 1994 in Relation zur historischen (1845, 1893, 1938) und aktuellen (1989) Waldverbreitung. Die dichtest schraffierten Gebiete sind Flächen, auf denen am längsten (seit mindestens 200 Jahren) kontinuierlich Wald stand. Alle mit Kreuz (+) markierten Untersuchungsstandorte waren wenigstens kleinflächig gehölzbestanden (Minimum 300 m<sup>2</sup>).

bei 5 dieser Arten (*Carabus nemoralis*, *Leistus rufomarginatus*, *Nebria brevicollis*, *Notiophilus biguttatus* und *Platynus assimilis*) keine deutlichen Schwerpunkte des Vorkommens in irgendeiner der drei unterschiedenen Habitatklassen ausgemacht werden konnten, ließen sich bei den restlichen zwei Arten Präferenzen feststellen. Überraschenderweise bevorzugte *Calathus rotundicollis* signifikant kleine Gehölzflecken (Tab. 5). *Pterostichus oblongopunctatus* hingegen zeigte signifikant höhere Aktivitätsdichten in großen Waldflächen (Tab. 5). Außerhalb alter Waldreliktflächen kam diese Art ebenfalls vor, allerdings nur in einigen der als potentiell geeignete Habitats eingeschätzten Kleingehölze, nicht aber in allen. Um herauszufinden, von welchen Parametern das Vorkommen dieser Art speziell in den Kleingehölzen der Agrarlandschaft abhängig sein könnte, wurde der Datensatz von 1990/92, der in umfangreicherem Maße als der von 1994/95 Feldgehölze enthält, noch einmal genauer daraufhin analysiert.

Hierzu wurden Stichprobengruppen aus von der Art besiedelten und unbesiedelten Feldgehölzhabitaten gebildet und miteinander bezüglich signifikanter Unterschiede in den gemessenen Habitat- und Landschaftsparametern verglichen. Zusätzlich wurde die Gruppe besetzter Waldrelikthabitats in die Analyse miteinbezogen. Eine analoge Auswertung wurde für *Calathus rotundicollis* durchgeführt.

Bei *Pterostichus oblongopunctatus* gab es wie erwartet wiederum einen großen Unterschied zwischen Wald- und Nicht-Waldlebensräumen (Tab. 6). Innerhalb der Nicht-Waldhabitats - also Hecken, Feldgehölzen und Straßböschunggehölzen - konnten allerdings nur bei 3 Parametern signifikante Unterschiede zwischen besiedelten und unbesiedelten Flächen ausgemacht werden. Beide Habitatgruppen unterschieden sich weder signifikant in der Habitatgröße noch im durchschnittlichen Abstand zu alten Waldrelikten oder in der Mehrzahl der Habitatqualitätsparameter.

Die mittlere Distanz zum nächstgelegenen besiedelten Habitatflecken war jedoch bei besiedelten Habitats signifikant kleiner. Sie lag bei 475 m im Vergleich zu 812 m bei unbesiedelten Habitats. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, daß der Faktor Habitatisolation für diese Art eine wichtige Rolle spielt, und zur Aufrechterhaltung eines Populationsbestands die Austauschmöglichkeit mit Nachbarpopulationen von Bedeutung ist.

Vorkommen außerhalb größerer Wälder scheinen also nur in einem Verbund von Populationen, d.h. einem Metapopulationsgefüge Bestand zu haben. Abbildung 6 vermittelt einen Überblick über die Verbreitung von *Pterostichus oblongopunctatus* im Gebiet. Deutlich ist die Aggregation der Vorkommen im Bereich zwischen den Standorten R und W und das Fehlen in den meisten anderen Untersuchungsflächen außerhalb der Wälder zu erkennen.

Allerdings unterscheiden sich besiedelte und nicht besiedelte Gehölzhabitats auch signifikant in Boden-pH Wert und Deckungsgrad der Moosschicht (Tab. 6). Besiedelte Lebensräume weisen einen niedrigeren pH-Wert und einen höheren Deckungsgrad der Moosschicht auf (sowohl im Wald wie außerhalb).

Um mögliche Einflüsse dieser beiden Habitatparameter mit einem zweiten Datensatz zu überprüfen, wurden analoge Berechnungen für die Fangdaten von 1994/95 durchgeführt. Dabei zeigte sich, daß die Moosbedeckung keine besondere Rolle spielt. Es ließen sich keine signifikanten Unterschiede feststellen und die Varianz dieses Parameters war sowohl innerhalb der besiedelten wie der nicht besiedelten Gehölze sehr groß.

Innerhalb der Wälder bestand auch bei den pH-Werten 1994/95 kein signifikanter Unterschied zwischen besiedelten und unbesiedelten Flächen. Der Boden pH-Wert war im Wald überall niedrig (zwischen 4 und 4,5). Die nicht besiedelten Kleingehölze wiesen jedoch, wie auch im Datensatz von 1990/92, einen signifikant höheren pH auf (im Mittel bei 5,5). Das einzige 1994/95 untersuchte Kleingehölz, das von *Pterostichus oblongopunctatus* besiedelt war, hatte hingegen einen niedrigen Boden pH-Wert von 4,0.

Bei der Art *Calathus rotundicollis* konnten im Datensatz von 1990/92 für keinen der getesteten Parameter signifikante Unterschiede zwischen besiedelten und unbesiedelten Gehölzlebensräumen ausgemacht werden (Tab. 6). Im Gegensatz zu *Pterostichus oblongopunctatus* gibt es bei dieser Art also auch keinen Hinweis darauf, daß Habitatisolation für ihre Verbreitung von ausschlaggebender Bedeutung ist. *Calathus rotundicollis* konnte auch in einem etwa 15-jährigen Autobahnböschunggehölz und in isolierten älteren Hecken angetroffen werden, in denen andere Waldcarabidenarten fehlten. Auch bei den Habitatsqualitätsparametern gab es innerhalb des untersuchten Spektrums keine

signifikanten Unterschiede zwischen besiedelten und unbesiedelten Kleingehölzen.

## 5 Diskussion

### 5.1 Fragmentierungseffekte, Bedeutung von Flächengröße und Isolation

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen zunächst einmal, daß auch in Waldrelikten einer intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft noch typische Waldcarabidengemeinschaften anzutreffen sind. Andererseits jedoch hatten Größenreduktion und zunehmende Isolation dieser Reliktflächen als Folge langanhaltender Fragmentierungsprozesse deutliche und statistisch signifikante Auswirkungen sowohl auf Artenzahl und Zusammensetzung der Waldcarabidenfauna als auch auf Populationen einzelner Arten.

Da das Projektgebiet nur noch eine geringe Waldfläche von etwa 4% Flächenanteil aufweist, bestätigen diese Ergebnisse auch Befunde von ANDRÉN (1994) zu Vögeln und Säugern, nach denen merkliche Fragmentierungseffekte erst unterhalb von 10-30% Resthabitatanteil in einem Gebiet wahrscheinlich werden. Oberhalb dieses Schwellenbereichs treten solche Effekte kaum in Erscheinung, was für Carabiden beispielsweise durch Ergebnisse von NIEMELÄ et al. (1988) unterstützt wird, die bei Untersuchungen in der walddreichen finnischen Taiga keine Anzeichen für Auswirkungen von Habitatfragmentierung finden konnten (vgl. auch AßMANN im Druck).

Die Einflüsse der beiden Parameter Habitatgröße und Isolation ließen sich in vorliegender Untersuchung leider nicht befriedigend trennen, da aufgrund des sukzessiven Fortschreitens der Waldfragmentierung im Gebiet, die kleineren Reliktflächen meist auch die isolierteren waren, die beiden genannten Landschaftsparameter statistisch also korrelierten. Tendenzen sind aber dennoch erkennbar und lassen auch Schlußfolgerungen zu.

Einige Arten wurden in der untersuchten Agrarlandschaft nur in den zwei großen alten Waldrelikten (WC, MH) oder der eng benachbarten Waldinsel WD (nur 250m von WC entfernt) angetroffen (*Cychnus caraboides*, *Pterostichus madidus* oder *Carabus cortaceus* und *Molops piceus*, letztere zwei sogar je nur in einem größeren Waldrelikt). Der Fortbestand dieser Arten im Gebiet ist also offenbar von relativer Großflächigkeit der Waldhabitate abhängig.

Schon eine Reduktion der Flächengröße auf ca. 10 ha weitgehend intakten Restwaldes scheint sich negativ auf die Waldcarabidengemeinschaft auswirken zu können, wenn eine solche Waldinsel seit langem isoliert ist. Dies kann dazu führen, daß einige Arten lokal aussterben. So konnte in dem lange isolierten Laubwaldrelikt BA von immerhin 9,6 ha Größe keine der vier oben genannten Carabidenarten gefunden werden, und auch von *Abax parallelus* konnte dort kein Nachweis erbracht werden. Dieser Befund steht im Gegensatz zu Aussagen von MADER (1981), der für Laufkäfer eine Minimumarealgröße bei Waldrefugien von 2-3 ha für "wahrscheinlich" ausreichend befand.

Die Minimalansprüche an Habitatgröße scheinen aber bei 2-3 ha Restwaldfläche für die stenöke Waldart *Abax parallelus* (vgl. AßMANN 1994) endgültig erreicht zu sein, denn in einzelnen Waldrelikten dieser Größe war diese Art noch anzutreffen, in kleineren jedoch nicht mehr. Wahrscheinlich ist der in der Literatur (MADER 1980; SUAREZ et al. 1998; YAHNER 1988) vielfach beschriebene Einfluß von biotischen wie abiotischen Randeffekten (v.a. erhöhter Räuberdruck, Eindringen von Offenlandarten, verändertes Mikroklima) in solch kleinen Waldrelikten so stark und der Anteil an unbeeinflusster Kernzone so gering (wenn überhaupt noch vorhanden), dass für das dauerhafte Überleben von Populationen stenöker Arten des Waldinnern keine ausreichenden Bedingungen mehr gegeben sind, selbst wenn eine Gesamtflächengröße von z.B. 1 ha für Arten wie *A. parallelus* bei optimaler Habitatausprägung noch ausreichend erscheint, um eine längerfristig überlebensfähige Population von mehr als 500 Individuen zu beherbergen (nach Daten von MÜLLER [1984] lassen sich potentielle Populationsdichten von größer 2 Tiere/m<sup>2</sup> für *A. parallelus* errechnen; zum Thema Minimalflächengröße vgl. auch AßMANN & CASALE [im Druck]).

Unterhalb von etwa 10 ha Restwaldgröße beginnt der Faktor Isolation an Bedeutung für das Vorkommen der Waldarten zu gewinnen. Kleine aber in Nachbarschaft zu anderen Waldrelikten gelegene Flächen (z.B. WA, WD) weisen meist höhere Waldartenzahlen der Carabiden auf als größere aber isolierte Flächen (z.B. BA, BB). Zufälliges Aussterben einzelner kleiner Populationen kann offenbar nur in weniger isolierten Flächen durch Wiederbesiedlung aus benachbarten Flächen in gewissem Umfang ausgeglichen werden (vgl. DEN

BOER 1977). Dies entspräche der stabilisierenden Dynamik in einer Metapopulation wie sie in zahlreichen Arbeiten beschrieben wird (AßMANN & CASALE im Druck, HANSKI 1994; HARRISON 1994; SETTELE 1998; VEITH & KLEIN 1996).

Unterhalb von etwa 1 ha Habitatgröße spielt bei echten Waldrelikten (z.B. WE, WF) der Faktor Isolation - oder positiv gewendet, Anbindung - **die zentrale** Rolle für das Überleben von Waldarten. Dies trifft bei Kleingehölzen der Agrarlandschaft, die weiter als 1 km vom nächsten größeren Wald entfernt sind (vgl. BUREL 1989), immerhin noch für einige Arten zu, wie am Beispiel *Pterostichus oblongopunctatus* gezeigt werden konnte. Für andere Waldarten wie z.B. *Calathus rotundicollis* spielt Isolation hingegen auch bei Kleingehölzen keine besondere Rolle mehr, da sie ausbreitungstark genug sind, um auch größere Distanzen zu überwinden.

In walddernen Kleingehölzen können zudem in der Regel nur noch mehr oder weniger eurytope Waldarten überleben (vgl. auch DÜLGE 1994, GLÜCK & KREISEL 1988). Kleingehölze, die noch sehr jung sind (8-10 jährig), aber auch alte, stark isolierte Gebüsche und Heckensegmente, wurden im Untersuchungsgebiet entweder überhaupt nicht (Beispiele: Junggehölze Aa, U9; ältere Böschunggehölze Re, Hw) oder nur von äußerst euryöken Waldarten wie *Carabus nemoralis* oder *Notiophilus biguttatus* besiedelt (z.B. U2, U6, Gi) (vgl. GRUTTKE 1997a; GRUTTKE et al. 1998).

Die zuletzt getroffenen Aussagen zur Bedeutung von Kleingehölzen für Waldcarabiden gelten allerdings nicht in gleichem Maße für weniger „ausgeräumte“ Agrarlandschaften mit insgesamt höheren Gehölzanteilen (vgl. RECK 1998). Dies zeigen unter anderem Studien aus der Bretagne (BUREL 1989) und dem Münsterland (z.B. FIDORRA & MARQUARDT 1994). Für letztere Region konnte mittels genetischer Untersuchungen auch demonstriert werden, dass Restpopulationen von *Carabus auronitens* in kleinen Refugialgehölzen als Grundstock für eine Wiederbesiedlung großer, im letzten Jahrhundert entwaldeter Gebiete ausreichend sein können (NIEHUES et al. 1996, TERLUTTER 1989).

Am empfindlichsten reagieren ausbreitungsschwache und sehr stenöke Arten (vgl. ASSMANN 1994, 1998) auf Habitatisolation und -fragmentierung. Arten, die beide Charakteristika auf sich vereinen (wie z.B. bei *Abax parallelus* oder *Molops*

*piceus*), sind daher einem besonders hohen Risiko ausgesetzt, von Fragmentierung in starkem Maße betroffen zu werden.

Auch sehr große, weniger stenöke Waldarten wie *Carabus coriaceus* scheinen empfindlich auf Waldfragmentierung in Agrarlandschaften zu reagieren. Diese Art wurde nur noch in einem der zwei untersuchten großen Waldreste (MH) angetroffen (siehe auch SCHÜRSTEDT & GRUTTKE 2000). Der höhere Raumbedarf dieser Art dürfte hier eine Rolle spielen (zum Ausbreitungsverhalten von *Carabus coriaceus* siehe RIECKEN & RATHS 1996).

Unterschiedliche Empfindlichkeiten von Waldarten gegenüber dem Fragmentierungsprozess spiegeln sich auch in einer gewissen Gesetzmäßigkeit im Ausbleiben der Arten mit zunehmender Verkleinerung und Isolation der Lebensräume wider. Die Zusammensetzung der Artengemeinschaften kleiner und isolierter Waldinseln stellt daher keine je zufällige Teilmenge des Gesamtartenpotentials oder der angenommen ursprünglichen Waldcarabidenfauna dar, sondern ist eine je ähnliche Untereinheit derselben. Dies entspricht recht gut Aussagen in der Literatur zur typischen „Verschachteltheit“ (nestedness) der Faunenstruktur in fragmentierten Landschaften (z.B. CUTLER 1991; MÜHLENBERG & SLOWIG 1997).

## 5.2 Bedeutung von Habitatqualitätsunterschieden

Die Untersuchung des Einflusses von Habitatqualitätsparametern (z.B. Boden- oder Vegetationscharakteristika) auf die Carabidenzönosen der Gehölzflächen war kein Hauptanliegen der durchgeführten Studie. Dennoch wurden solche Habitatfaktoren bei den Analysen berücksichtigt. So konnte gezeigt werden, dass sich die Waldcarabidenarten mittels kanonischer Korrespondenzanalyse, unter Einbeziehung der Habitatfaktoren, deutlich von Offenlandarten und hygrophilen Arten abtrennen lassen.

Allerdings gab es bei den Analysen, die auf die Gehölzhabitate beschränkt waren, nur wenige signifikante Beziehungen zwischen den gemessenen Habitatqualitäten und dem Vorkommen der Waldcarabidenarten. Dies gilt insbesondere für die nur auf alte Waldrelikte bezogenen Auswertungen, da diese Flächen hinsichtlich vieler Habitatcharakteristika sehr ähnlich waren. In einigen Analysen

konnten daher die Habitatqualitäten als nahezu konstante Einflußfaktoren, d.h. neutrale Größen behandelt werden.

Innerhalb der vor allem zwischen 1990 und 1992 genauer untersuchten Kleingehölze war die Variabilität der Habitatqualitätsparameter jedoch größer. Auch bei diesen Biotopen spielten allerdings Flächengröße und Isolation eine gewisse Rolle, wie die Resultate zum Vorkommen von *Pterostichus oblongopunctatus* zeigen.

Für *Pt. oblongopunctatus* ergab die Datenanalyse jedoch außerdem eine Bevorzugung niedriger Boden-pH-Werte um 4. Eine solche Präferenz wird durch Laborbefunde von PAJE & MOSSAKOWSKI (1984) unterstützt, obwohl deren Resultate etwas widersprüchlich sind. Danach akzeptiert diese Art sowohl hohe pH-Werte von 7,7 als auch sehr niedrige Werte von 3,3 und 4,4, vermeidet jedoch die mittleren pH-Bereiche von 5,5 und 6,6.

Möglicherweise ist der Parameter Boden-pH auch allein kein limitierender Faktor für diese Art, sondern gewinnt erst dann an Bedeutung, wenn die Lebensbedingungen in einer Fläche suboptimal werden (z.B. zu dichter Boden, Beutemangel, Konkurrenz).

### 5.3 Schlußfolgerungen für den Naturschutz

Aus den vorgestellten Ergebnissen lassen sich eine Reihe an Schlußfolgerungen für den Naturschutz ableiten. Zunächst bleibt festzuhalten, dass alte Waldrelikte auch in einer intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft für den Naturschutz noch eine durchaus hohe Qualität besitzen. Insbesondere ausgedehntere (> 100 ha), aber auch kleinere Waldreste können trotz spürbar negativer Auswirkungen von Habitatfragmentierung noch ein typisches Waldarteninventar aufweisen, das dem größerer Wälder der Umgebung (ANT 1975; KNIE 1975; LIENEMANN 1978) sehr ähnlich ist, bzw. bei kleineren Relikten, einen typischen Ausschnitt dessen darstellt. Diese Waldbiotope bilden daher ein gutes Artenreservoir für die Besiedlung neu angelegter Gehölzflächen.

Sowohl Habitatgröße als auch Isolation beeinflussen das Vorkommen von Waldcarabidenarten. Die Vergrößerung bestehender alter Waldreste (auf mindestens 10-20 ha) sollte in der Agrarlandschaft jedoch Vorrang haben vor der Anlage von Gehölzstreifen als Verbundkorridore, da diese von

anspruchsvollen Waldarten in der Regel nicht oder nicht ausreichend genutzt werden.

Sofern dennoch Korridore angelegt werden sollen, so ist für Waldarten ein möglichst breiter, nicht unterbrochener Gehölzstreifen (z.B. eine Niederwaldhecke, Mindestbreite 6-10 m) mit direkter Anbindung an einen alten Waldrest am besten geeignet (vgl. GLÜCK & KREISEL 1988). Die Wirksamkeit alter linearer Gehölzbiotope als Biotopverbundelement wurde für einige Waldarten bereits in mehreren Studien nachgewiesen (BUREL 1989; CHARRIER et al. 1997; HINGST 1991; PETIT & BUREL 1998; BUTTERWECK 1998).

Isolierte Feldgehölze, aber auch Hecken und Böschungsgehölze ohne direkte Anbindung an alte Wälder sind als Habitate oder auch Trittsteine und Korridore für die überwiegende Zahl der Arten, die von Waldfragmentierung betroffen sind, jedoch wenig bis ungeeignet. Auch isolierte Neuaufforstungen sind in der Agrarlandschaft daher nicht zu empfehlen, denn zu viele Waldarten sind nicht in der Lage, solche Flächen über größere Distanzen hinweg aktiv zu besiedeln.

Für einige meist eurytope Waldcarabidenarten können allerdings auch kleinere alte Feldgehölze (> 0,1 ha) und alte Hecken, Bach- und Straßenböschungsgehölze als Habitate und/oder Verbundelemente von Nutzen sein. Allerdings dürfen die Unterbrechungen zwischen den Gehölzhabitaten nicht zu groß ausfallen. Je nach Art sind sicherlich unterschiedlich große Lücken möglich, aber 400-500m - wie als Maximum für *Pterostichus oblongopunctatus* ermittelt - dürften nur noch von wenigen Waldarten problemlos laufend durch ein ungünstiges Habitat hindurch überbrückt werden können. Für viele Arten können auch schon deutlich geringere Distanzen unüberwindlich sein, insbesondere wenn zusätzlich Barrieren vorhanden sind (vgl. GLÜCK & KREISEL 1988). Diese Aussagen gelten allerdings nicht für ausbreitungsstarke Waldarten (z.B. *Calathus rotundicollis* oder *Notiophila biguttatus*).

Keine Aufforstungen sollten aus Naturschutzsicht in wertvollen Offenlandbiotopen feuchter wie trockener Ausprägung erfolgen, im Modellgebiet z.B. offene, ehemalige Sand- und Kiesgruben, Wiesen und Weiden in Fluß- und Bachauen, Tümpelufer mit Röhricht und Seggenriedern. Auch sollten die Lebensraumsprüche und spezifischen Habitatwahlmuster von Steppenelementen der heimischen Fauna berücksichtigt werden und daher

einige Gebiete in Bördelandschaften von größeren Gehölzpflanzungen und Aufforstungen verschont bleiben (siehe GRÜTTKE 1997b). Dies ist eine Forderung des Naturschutzes zum Erhalt der Gesamtvielfalt und typischen Eigenart der Fauna offener Landschaften in Deutschland, zu denen die Börderegionen zu zählen sind.

## 6 Zusammenfassung

In einem 100 km<sup>2</sup> großen Abschnitt der Zülpicher Börde, einer intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft im südwestlichen Nordrhein-Westfalen, wurden die Auswirkungen von langanhaltender Waldfragmentierung, d.h. Größenreduktion und Isolation der vorhandenen Waldflächen, auf die Carabidenfauna alter Restwaldinseln (mit insgesamt 4 % Flächenanteil) genauer analysiert. Außerdem wurden vergleichende Erhebungen in Kleingehölzen, einigen Feldern und Wiesen sowie einem Feuchtbiotop durchgeführt. Insgesamt wurden zwischen 1990 und 1995 39 verschiedene Flächen (30 davon gehölzbestanden) mit Bodenfallen untersucht und die erhobenen Daten statistisch analysiert.

Signifikante Auswirkungen von Größenreduktion und Isolation der Waldbiotope konnten für Arten, die nur in alten Waldreliktflecken vorkamen, nachgewiesen werden. Die Artenzahlen der Waldcarabiden und die Aktivitätsdichten einzelner Arten waren in kleinen Waldrelikten deutlich reduziert. Besonders betroffen waren sowohl stenotope Arten mit geringer Ausbreitungskraft wie *Abax parallelus* oder *Molops piceus*, als auch einige stärker eurytopen Waldarten wie *Pterostichus madidus* oder *Cybrus caraboides*. Jedoch selbst sehr mobile und relativ weit verbreitete Arten wie *Abax allepipedus* oder *Carabus problematicus* zeigten signifikant geringere Aktivitätsdichten in kleinen Waldrelikten. Bei einigen eurytopen Waldcarabidenarten (z.B. *Carabus nemoralis*, *Calathus rotundicollis*, *Leistus rufmarginatus*, *Nebria brevicollis* oder *Notiophilus biguttatus*) konnten hingegen keine negativen Fragmentierungseffekte festgestellt werden.

*Pterostichus oblongopunctatus* erwies sich als eine Waldart, die zwar größere alte Wälder signifikant bevorzugt, aber auch relativ kleine, vom nächsten Wald weit (über 1 km) entfernte Feldgehölze, ältere Hecken oder Böschungsgehölze besiedelt, solange die Lücken zwischen den besiedelten Kleingehölzen nicht zu groß sind (max. etwa 500

m). Populationsaustausch zwischen Nachbarpopulationen (eine Metapopulationsdynamik) scheint für das Überleben dieser Art in der Agrarlandschaft außerhalb von Wäldern von Bedeutung zu sein. Inwieweit auch ein niedriger Boden-pH Wert der Habitate für das Vorkommen der Art dort eine Rolle spielen kann, wird diskutiert.

Für die meisten Waldlaufkäferarten, die von Habitatfragmentierung betroffen sind, können Kleingehölze, die nicht direkt an alte Wälder anschließen, in einer „ausgeräumten“ Agrarlandschaft keine oder nur ungenügende Trittstein- oder Korridorfunktionen übernehmen. Wenn es darum geht, der Waldcarabidenfauna in Agrarlandschaften bessere Überlebenschancen zu verschaffen, sollte aus Sicht des Naturschutzes der Erhalt und die Erweiterung vorhandener Waldrelikte Vorrang haben vor der Aufforstung isolierter neuer Flächen oder der Anlage von Gehölzstreifen als Verbundelemente. Weitere Naturschutzaspekte werden diskutiert.

## Dank

Für das Zustandekommen der Arbeit war insbesondere die praktische Unterstützung durch meinen Kollegen Paul Kornacker sehr wichtig, dem ich dafür herzlich danke. Frau Edith Schodl und Frau Anne Becker danke ich darüber hinaus für die Hilfe bei der Erstellung von Abbildungen und Tabellen.

## Literatur

- ANDRÉN, H. (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. - OIKOS 71: 355-366.
- ANT, H. (1975): Untersuchungen zur freilebenden Tierwelt im Hambacher Forst. - Ökologisches Gutachten zum geplanten Braunkohlentagebau Hambach. 198 S.; Forschungsstelle für biologisch-ökologische Landesforschung, Münster/Westfalen.
- AßMANN, T. (1994): Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historische alte Wälder der Nordwestdeutschen Tiefebene. - NNA-Berichte 3: 142-143.
- AßMANN, T. (1998): Bedeutung der Kontinuität von Lebensräumen für den Naturschutz - Untersuchungen an waldbewohnenden Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae) mit Beispielen für methodische Ergänzungen zur Langzeitforschung. - In: DRÖSCHMEISTER, R. & GRÜTTKE, H. (Hrsg.): Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für Naturschutz: 191-214, Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 58; Bonn-Bad-Godesberg.
- AßMANN, T. (im Druck): The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in north-west Germany (Coleoptera, Carabidae). - Biodiv. Cons. (accepted).
- AßMANN, T. & CASALE, A. (im Druck): Conservation Biology. - In:

- TURIN, H. & PENEV, L. (eds.): The genus *Carabus* in Europe: a synthesis. - Pensoft Publishers, Sofia, Moscow.
- BAARS, M.A. (1979): Catches in pitfall traps in relation to mean densities of carabid beetles. - *Oecologia* 41: 25-46.
- 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). - In: AUHAGEN, A., PLATEN, R. & SUKOPP, H. (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin: 243-275; Landschaftsentwicklung und Umweltforschung S 6.
- BRUNOTTE, E., IMMENDORF, R. & SCHLIMM, R. (1994): Die Naturlandschaft und ihre Umgestaltung durch den Menschen. - *Kölnler Geographische Arbeiten* 63: 1-124.
- BUREL, F. (1989): Landscape structure effects on carabid beetles spatial patterns in western France. - *Landscape Ecology* 2: 215-226.
- BUTTERWECK, M.D. (1998): Metapopulationsstudien an Waldlaufkäfern (Coleoptera: Carabidae). Einfluss von Korridoren und Trittsteinbiotopen. 137 S.; Wissenschaft und Technik Verlag, Berlin.
- CHARRIER, S., PETIT, S. & BUREL, F. (1997): Movements of *Abax parallelepipedus* (Coleoptera, Carabidae) in woody habitats of a hedgerow network landscape: a radio-tracing study. - *Agriculture, Ecosystems and Environment* 61: 133-144.
- CUTLER, J. (1991): Nested faunas and extinction in fragmented habitats. - *Cons. Biol.*, 5: 496-505.
- DÜLGE, R. (1994): Zum Einfluß von Flächengröße und Isolation auf die Besiedlung nordwestdeutscher Nadelforsten durch Carabiden (Coleoptera: Carabidae). - *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.* 9: 305-312.
- DEN BOER, P. J. (1977): Dispersal power and survival: carabids in cultivated countryside. - *Miscellan. Papers (Landbouwhogeschool Wageningen)* 14: 1-190.
- ERFTKREIS (1984): Landschaftsplan Nr. 4 - Zülpicher Börde, 271 S.
- ERFTKREIS (1994): Daten zur Umwelt. - *Erfktkreisveröffentlichung* 163: 1-26.
- FIDORRA, A. & M. MARQUARDT (1994): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Hecken im Münsterland am Beispiel der Carabidae (Laufkäfer). - *Münstersche Geogr. Arb.* 36: 47-60.
- GLÜCK, E. & KREISEL, A. (1988): Die Hecke als Lebensraum, Refugium und Vernetzungsstruktur und ihre Bedeutung für die Dispersion von Waldcarabiden. - *Laufener Seminarbeiträge* 10/86: 64-83.
- GRUTTKE, H. (1989): Ökologische und ökotoxikologische Untersuchungen an der Carabidenfauna eines Ruderalökosystems. 235 S.; Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 66; Berlin.
- GRUTTKE, H. (1997a): Impact of landscape changes on the ground beetle fauna (Carabidae) of an agricultural countryside. - In: CANTERS, K. (ed.): *Habitat Fragmentation & Infrastructure*. - *Proc. of the Internat. Conf. "Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering"* 1995: 149-159; Maastricht, The Hague, The Netherlands.
- GRUTTKE, H. (1997b): Berücksichtigung tierökologischer Erfordernisse bei der Standortwahl für Aufforstungen in der Agrarlandschaft. - In: KLEIN, M. (Bearb.): *Naturschutz und Erstaufforstung*: 123-138; *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 49; Bonn-Bad-Godesberg.
- GRUTTKE, H. & ENGELS, H. (1998): Metapopulation structure of *Carabus problematicus* in a fragmented landscape, significance of simulation results for nature conservation. - In: BAUMGÄRTNER, J., BRANDMAYR, P. & MANLY B. F. J. (eds.): *Population and Community Ecology for Insect Management and Conservation*: 133-143; A. A. Balkema, Rotterdam.
- GRUTTKE, H., KORNACKER, P.M. & WILLECKE, S. (1998): Effizienz eines neu angelegten Biotopstreifens als Ausbreitungskorridor in der Agrarlandschaft - Ergebnisse einer Langzeitstudie. - In: DRÖSCHMEISTER, R. & GRUTTKE, H. (Hrsg.): *Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für Naturschutz*: 243-290; *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 58; Bonn-Bad-Godesberg.
- HANSKI, I. (1994): A practical model of metapopulation dynamics. - *J. Anim. Ecol.* 63: 151-162.
- HARRISON, S. (1991): Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. - *Biol. J. of the Linnean Society* 42: 73-88.
- HINGST, R. (1991): Die Bedeutung von Wallhecken für die Vernetzung und den Verbund von Ökosystemen. - *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen, Supplement* 10: 11-40.
- KNIE, J. (1975): Vergleichend-ökologische Untersuchungen der Carabidenfauna verschiedener Standorte des Kottenforstes bei Bonn. - *Decheniana (Bonn)* 128: 3-19.
- LIENEMANN, K. (1978): Beitrag zur Carabidenfauna des Kottenforstes. - *Decheniana (Bonn)* 131: 166-171.
- MADER, H.-J. (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. - *Natur und Landschaft* 55 (3): 91-96.
- MADER, H.-J. (1981): Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. - *Natur und Landschaft* 56(7/8): 235-242.
- MOLL, W., ROOSEN, H. & SCHWARTHOFF, H. (1976): Die Bürgewälder bei Jülich. - *Rheinische Landschaften* 8: 1-24.
- MÜHLENBERG, M. & SLOWIJK, J. (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum. 312 S.; Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden.
- MÜLLER, J. K. (1984): Die Bedeutung der Fallenfang-Methode für die Lösung ökologischer Fragestellungen. - *Zool. Jb. Syst.*, 111: 281-305.
- NIEMELÄ, J., HAILA, Y., HALME, E., LATHI, T., PAJUNEN, T. & PUNTTILA, P. (1988): The distribution of carabid beetles in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forest. - *Ann. Zool. Fennici* 25: 107-119.
- NIHUES, F.-J., HOCKMANN, P. & WEBER, F. (1996): Genetics and dynamics of a *Carabus auronitens* metapopulation in the Westphalian Lowlands (Coleoptera, Carabidae). - *Ann. Zool. Fennici* 33: 85-96.
- PAJE, F. & MOSSAKOWSKI, D. (1984): pH-preferences and habitat selection in carabid beetles. - *Oecologia* 64: 41-46.
- PETERKEN, G. F. & GAME, M. (1984): Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of Central Lincolnshire. - *J. Ecol.* 72: 155-182.
- PETIT, S. & BUREL, F. (1998): Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. - *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69: 243-252.
- RECK, H. (1998): Aspekte zu Anforderungen an ökologische Langzeitstudien für den Arten- und Biotopschutz. - *Schr. R. Landschaftspfl. Naturschutz* 58: 79-92.
- RIECKEN, U. & U. RATHS (1996): Use of radio telemetry for studying dispersal and habitat use of *Carabus coriaceus* L. - *Ann. Zool. Fennici* 33: 109-116.
- SCHÜRSTEDT, H. & GRUTTKE, H. (2000): Einfluß unterschiedlicher Ködersubstanzen auf die biotopspezifische Fängigkeit von Bodenfallen für silvicole Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). - *Angewandte Carabidologie*, Bd 2/3: 37-48.
- SETTELE, J. (1998): Metapopulationsanalyse auf Rasterdatenbasis. - 130 S.; B.G. Teubner Verlagsges., Stuttgart, Leipzig.
- SUAREZ, A.V., BOLGER, D. T. & CASE, T. J. (1998): Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal Southern California. - *Ecology* 79 (6): 2041-2056.

TERLUTTER, H. (1989): Entstehung eines Allelgradienten bei *Carabus auronitens* F. (Coleoptera, Carabidae) durch Fragmentierung von Landschaftselementen. -Verh. Ges. Ökologie (Essen 1988) XVIII: 747-753.

TRAUTMANN, W., KRAUSE, A., LOHMEYER, W., MEISEL, K. & WOLF, G. (1973): Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200 000 - Potentielle natürliche Vegetation - Blatt CC 5502 Köln. -Schr.Reihe Vegetationskde. 6: 1-172.

TURIN, H., ALDERS, K., DEN BOER, P.J., VAN ESSEN, S., HEIJERMAN, TH., LAANE, W. & PENTERMAN, E. (1991): Ecological characterization of Carabid species (Coleoptera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of pitfall sampling. -Tijdschrift voor Entomologie 134 (2): 279-304.

VEITH, M. & KLEIN, M. (1996): Zur Anwendung des Metapopulationskonzeptes auf Amphibienpopulationen. -Z. Ökologie u. Naturschutz 5: 217-228.

WULF, M. (1995): Historisch alte Wälder als Orientierungshilfe zur Waldvermehrung. -LÖBF-Mitteilungen 4/95 :62-70.

YAHNER, R.H. (1988): Changes in wildlife communities near edge. -Conservation Biology 2: 333-339.

## **Anschrift des Verfassers**

Dr. Horst GRUTTKÉ  
Bundesamt für Naturschutz  
Konstantinstraße 110  
D-53179 Bonn

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Angewandte Carabidologie](#)

Jahr/Year: 2001

Band/Volume: [Supp\\_2](#)

Autor(en)/Author(s): Gruttke Horst

Artikel/Article: [Welche Bedeutung haben Habitatgröße und -isolation für das Vorkommen walddispersiver Laufkäfer in Waldrelikten und Kleingehölzen einer Agrarlandschaft 81-98](#)